

**CENTRO DE ESTUDOS GERAIS  
INSTITUTO DE QUÍMICA  
DOUTORADO EM GEOQUÍMICA**

**DORIEDSON FERREIRA GOMES**

**ELABORAÇÃO DE FUNÇÕES DE TRANSFERÊNCIA PARA A RECONSTITUIÇÃO DE  
PALEOPROFUNDIDADE NA LAGOA DO BOQUEIRÃO – RN - COM BASE EM  
DIATOMÁCEAS**

**NITERÓI  
2007**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

DORIEDSON FERREIRA GOMES

ELABORAÇÃO DE FUNÇÕES DE TRANSFERÊNCIA PARA A RECONSTITUIÇÃO DE  
PALEOPROFUNDIDADE NA LAGOA DO BOQUEIRÃO – RN - COM BASE EM  
DIATOMÁCEAS

Tese de Doutorado apresentada ao programa de Geoquímica Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Geociências. Área de Concentração: Geoquímica. Linha de pesquisa: Paleoambiente, Paleoclima e Mudanças Globais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Luiza Spadano Albuquerque

Niterói  
2007

**DORIEDSON FERREIRA GOMES**

**ELABORAÇÃO DE FUNÇÕES DE TRANSFERÊNCIA PARA A RECONSTITUIÇÃO DE  
PALEOPROFUNDIDADE NA LAGOA DO BOQUEIRÃO – RN - COM BASE EM  
DIATOMÁCEAS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para a obtenção do **Grau de Doutor**. Área de Concentração Geoquímica Ambiental.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana Luiza Spadano Albuquerque  
UFF/RJ

---

Prof. Dr. Bruno Turcq  
IRD-França/UFF

---

Prof. Dr. Alfredo Victor Bellido Bernedo  
UFF

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Denise Bicudo  
IB/SP

---

Prof. Dr. Eduardo Mendes da Silva  
UFBA/BA

**Dedico aos meus pais, Elizabete F.  
S. Gomes e Salustiano F. Gomes,  
pelo esforço que empenharam na  
minha educação.**

## AGRADECIMENTOS

Embora uma tese seja um documento de autoria singular, ela guarda em seu bojo o trabalho de muitos para que se chegue ao produto final. Por isso, eu gostaria de expressar a minha gratidão por todas aquelas pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para que esta tese chegasse a bom termo. Assim, eu agradeço:

A Universidade Federal Fluminense, na pessoa do seu corpo docente e funcionários administrativos, por ter permitido que eu desenvolvesse a tese nas suas dependências.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa – CNPq - por ter concedido bolsa de doutoramento durante um ano e por financiar parte dos custos da coleta de amostras.

Ao Instituto de Pesquisa para o Desenvolvimento – IRD França - por financiar parte dos custos de coleta das amostras e as datações do testemunho.

Ao convênio Brasil-França, na figura do Projeto PALEOTROPICA – Paleovariabilidade Climática Tropical, resultante do convênio entre o CNPq e o IRD, pelo financiamento da missão de 2003, bem como as datações dos testemunhos.

A Universidade Federal da Bahia, nas pessoas da sua Diretoria e do corpo docente do departamento de Botânica por ter permitido que eu me afastasse quando foi necessário.

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana Luiza Spadano Albuquerque, orientadora e amiga, pelas orientações no desenvolvimento da tese e pelas conversas profissionais e filosóficas que mantivemos durante este tempo.

Ao Prof. Dr. Bruno Turcq pelas discussões sobre alguns aspectos da tese, bom como por ter aceito participar da pré-banca e da banca de avaliação da tese.

Ao Prof. Dr. Abdelfettah Sifeddine pela ajuda durante estes quatro anos de tese, especificamente a coleta dos testemunhos e custeio de parte do curso sobre taxonomia e ecologia de diatomáceas.

Aos professores Eduardo Mendes da Silva e Oberdan Caldas por terem assumido as aulas de umas das disciplinas que eu ministrei no IB-UFBA.

Aos profs. Drs. Renato Cordeiro e Marcelo Bernardes e à colega Renata Zocatelli pela ajuda na campanha de 2003.

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Lezilda Carvalho Torgan pelas discussões sobre as identificações das espécies de diatomáceas, bem como o uso do laboratório da Fundação Zoobotânica de Porto Alegre.

Ao Prof. Alfredo Victor Bellido Bernedo por ter aceito participar da pré-banca e da banca de avaliação da tese.

Aos profs. Drs. Stephen Juggins e Julien Racca por terem esclarecido as minhas dúvidas com relação ao funcionamento do C<sup>2</sup> e PaleoNet, respectivamente. Espero que eu não tenha “queimado o filme dos brasileiros”.

Ao amigo Craig McVeigh por ter esclarecido dúvidas sobre a realização de funções de transferência.

Aos Profs. Drs. John Smol, Erik Jeppesen, Reinhard Pienitz, Stephen Brooks, Dominic Hodgson, Richard Brugam e Richard Telford por terem enviado, gentilmente, os seus respectivos artigos quando eu solicitei.

Ao Profs. Drs. Mauro Toledo, Miguel Accioly e Francisco Barros pelas discussões acerca de tratamento de dados biológicos.

A Maurício Leal pelas análises de granulometria.

Aos estudantes de iniciação científica Leonardo Fernandez-UFF e Wladimir Airam-UFBA pela confecção de lâminas permanentes das amostras do grupo de treinamento e dos testemunhos, respectivamente.

A Nivaldo Camacho por sempre acertar a vida dos estudantes.

À Angelica Yohana Cardozo Vargas – Angy - por ter aparecido em minha vida e reavivado sonhos adormecidos.

À amiga Cláudia Cruz e ao Prof. Dr. Guilherme Lessa pela ajuda na confecção dos mapas.

À secretária Doriangela F. Gomes (Tuca), minha irmã, e ao sub-secretário, Érick Carmo, meu primo, por ajudar-me a organizar a minha vida em Salvador, quando eu estive distante.

À Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marlene Peso de Aguiar por liberar o uso do micoroscópio do LAMEB para as microfotografias.

À Jorgelina Loiola Costa pelas análises de nutrientes.

Aos colegas Eduardo Negri e Rodrigo Portilho por terem me acolhido no Ingá.

À Guillaume Gianni pela tradução do resumo.

Ao senhor Tota e esposa por ter-nos fornecido guarida na Lagoa do Boqueirão.

Aos estudantes franceses Geneviève (*in memorian*) e Remi pela coleta das amostras de sedimentos superficiais.

Às bibliotecárias do serviço de comutação bibliotecária – COMUT – pela presteza em enviar os artigos solicitados.

“Os jovens do século XX sonharam em mudar o mundo, e conseguiram. Estamos, hoje, sob as conseqüências das mudanças climáticas globais! O desafio que se interpõe aos jovens do século XXI é reverter este processo e conseguir, finalmente, construir uma civilização sustentável!”

Inspiração no WWF



## RESUMO

Os estudos de reconstituições paleoambientais estão deixando de ser qualitativos para serem quantitativos. Há na literatura paleoecológica vários métodos desenvolvidos para o estudo da relação entre os organismos vivos e suas relações com as variáveis ambientais e a aplicação da modelagem desta relação nas assembléias fósseis. Assim, o objetivo do estudo ora apresentado é elaborar uma função de transferência que descreva as variações temporais da profundidade da Lagoa do Boqueirão, no Rio Grande do Norte. Para a consecução do objetivo foram analisadas 72 amostras de assembléias de diatomáceas coletadas na camada nefelóide da Lagoa do Boqueirão, RN. Várias matrizes foram construídas com o intuito de testar diferentes métodos de eliminação de espécies e amostras. Assim, o trabalho foi baseado em matrizes com 60, 34, 24, 15 e 14 espécies x 72 amostras e matrizes com 25, 22 e cinco espécies x 10 amostras. Também foram testadas as transformações pela extração da raiz quadrada e pela logaritmização dos dados de espécies e seus efeitos nos resultados dos modelos. A relação entre as diatomáceas e as variáveis ambientais foi modelada por meio de seis métodos de função de transferência, entre eles métodos unimodais (MP, MP-QMP e VMP), linear (QMP) e aqueles que não assumem *a priori* um tipo específico de resposta das espécies (AM e RN). Considerando-se o erro<sub>jack</sub>, os métodos classificaram-se do melhor para o pior da seguinte forma: o erro<sub>jack</sub> foi menor na RN < MP < MP-QMP < QMP < TAM < VMP. O modelo que apresentou o melhor desempenho foi gerado por meio do método de Rede Neural, com um erro<sub>jack</sub> de 1,20 metro e erro<sub>aparente</sub> de 0,83 metro,  $R^2_{jack}$  de 0,62 e  $R^2_{aparente}$  de 0,75. Este foi seguido pelo método de Média Ponderada, com um erro<sub>jack</sub> de 1,94 metro e erro<sub>aparente</sub> de 1,81 metro,  $R^2_{jack}$  de 0,39 e  $R^2_{aparente}$  de 0,47. Seguiu-se o método da MP-QMP com um erro<sub>jack</sub> de 1,99 metros e um  $r^2_{jack}$  de 0,38; já o erro<sub>aparente</sub> foi de 1,85 metros e o  $r^2$  de 0,47. Seguiram-se, então, os métodos de QMP e WTAM com um erro<sub>jack</sub> muito semelhante, 2,11m e 2,12m, respectivamente. O  $r^2_{jack}$  foi de 0,28 para o QMP e 0,34 para o WTAM. Já em relação ao erro<sub>aparente</sub>, o método de QMP apresentou um resultado um pouco melhor (2,03m) em relação ao método de WTAM (2,12m). Por fim, O método de VMP<sub>est</sub> produziu o pior resultado dos métodos avaliados, com um erro<sub>jack</sub> de 2,66 metros e um  $r^2_{jack}$  de 0,25, enquanto o erro<sub>aparente</sub> foi de 2,45 metros e o  $r^2$  de 0,32. As funções de transferência estabelecidas pelos métodos de Redes Neurais e Média Ponderada foram aplicadas no testemunho LB-02-03. As duas curvas, que foram geradas a partir de matrizes diferentes, apresentam regiões concordantes e discordantes. A partir deste estudo foi possível concluir que é possível estabelecer uma função de transferência para profundidade com base em diatomáceas em sistemas lacustres rasos.

## RESUMÉ

Les études de reconstitution paleoambientales sont entrain cesse d'être qualitatives pour être quantitatives. Il y a dans la littérature paleoécologique plusieurs méthodes développées pour l'étude de la relation entre les organismes vivants et leurs relations avec les différents milieux et l'application de model de cette relation dans la réunion des fossiles. Ainsi l'objectif de cette études est d'évaluer les principales méthodes utilisés par les chercheurs, actuellement. Pour atteindre cet objectif 72 échantillons ont été analysés d'une assemblée de diatomées prélevées dans la couche néfeloïde du lac du Boqueirao, RN; La relation entre les diatomées et les différents milieux a été modélisé grâce à 6 méthodes de fonction de transfert, entre autre les méthodes unimodales (MP, MP-QMP et VMP), linéaire (QMP) et celles qui n'assume pas à priori un type spécifique de réponse des espèces (AM et RN). L'efficacité des méthodes ont été testée a partir des changements structurales soit des matrices des espèces, soit avec des matrices avec 60, 34, 24, 15 et 14 espèces x 72 échantillons et matrices avec 25, 22 et cinq espèces x 10 échantillons. Aussi ont été testés les transformations des données des espèces. Le model qui donna le meilleur résultat d'exécution a été la méthode de Rede Neural, avec une erreur jack de 1,20 mètre et une erreur apparente de 0,83 mètre,  $R^2_{jack}$  de 0,62 et  $R^2_{apparente}$  de 0,75. En même temps, le model qui donna les résultats les plus fiable pour la reconstitution des paleo profondeurs du lac du Boqueirao fut le model généré par la méthode des moyennes pondérées, avec une erreur jack de 1,94 mètre et une erreur apparente de 1,81 mètre,  $R^2_{jack}$  de 0,39 et  $R^2_{apparent}$  de 0,47. La courbe de variation du niveau de l'eau du lac du Boqueirao dans les derniers 7000 ans cal. A. P. fut divisée en 8 phases. La première phase correspond à une période dans laquelle le niveau de l'eau du système oscillé au tour des 4,5m, enregistré dans les profondeurs de 150 à 125 cm de la carotte LB.02.03. Dans une phase suivante, le niveau de l'eau subi une période de régression, passant sous la barre des 4 mètres, Autour des 97 cm, il y a une chute du niveau de l'eau, qui passe sous la barre des 4 mètres. Entre 75 et 62 cm il y a une oscillation du niveau du système autour des 4,5mètres (phase 5), avec une brusque chute, passant sous la barre des 4 mètre, dans la phase 6. Dans la septième phase, le système revient à une oscillation au tour des 4,5 mètres. A la fin de cette phase, le système retourne à un niveau d'eau sous la barre des 4 mètres. Dans la phase 8, le système ne ce trouve plus dans une phase de niveau d'eau sous la barre des 4 mètres et montre une tendance à une augmentation progressive de la profondeur de la colonne d'eau du lac du Boqueirao, terminant cette phase avec un niveau d'eau au dessus des 5,5 mètres ; cette élévation est enregistrée pour la première fois dans la carotte LB-02-03. On remarque que dans cette phase il y a une oscillation du niveau de l'eau, qui reste sous la barre des 5 mètres, autour des 30 cm de profondeur de la carotte.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.01	Modelo conceitual ilustrando os efeitos diretos e indiretos das ações humanas sobre os sistemas ecológicos da Terra.	18
Figura 1.02	Desenho esquemático exemplificando as principais respostas físicas, químicas e biológicas de um sistema lacustre a mudanças nas forçantes climáticas.	20
Figura 2.01	Princípios básicos da elaboração de reconstituições paleoambientais quantitativas.	27
Figura 2.02	Diagrama esquemático representando o funcionamento dos métodos de validação cruzada.	30
Figura 3.01	Mapa de localização da Lagoa do Boqueirão.	42
Figura 3.02	Mapa batimétrico da Lagoa do Boqueirão.	44
Figura 3.03	Médias mensais de precipitação (1936 a 1995) para a bacia do Rio Boqueirão.	45
Figura 3.04	Normais de umidade relativa do ar para a bacia do Rio Boqueirão.	46
Figura 3.05	Normais de insolação para a bacia do Rio Boqueirão.	47
Figura 3.06	Normais de evaporação média para a bacia do Rio Boqueirão.	48
Figura 3.07	Evapotranspiração potencial para a bacia do Rio Boqueirão.	49
Figura 3.08	Balanço hídrico para a bacia do Rio Boqueirão.	50
Figura 3.09	Dados de pluviometria e evolução do nível de água da Lagoa do Boqueirão.	51
Figura 3.10	Mapa de localização detalhando a bacia de captação da Lagoa do Boqueirão.	52
Figura 3.11	Mapa Geológico da bacia de captação da Lagoa do Boqueirão.	56
Figura 4.01	Fluxograma com etapas do trabalho de campo na Lagoa do Boqueirão.	58
Figura 4.02	Distribuição da malha amostral na Lagoa do Boqueirão. As coordenadas indicadas estão expressas em UTM.	58
Figura 4.03	Esquema representando as etapas metodológicas relacionadas a oxidação dos sedimentos, confecção das lâminas e contagem das valvas para a execução deste estudo.	60
Figura 4.04	Esquema representando as etapas metodológicas de tratamento de dados.	61
Figura 4.05	Formato das matrizes construídas, sendo os valores das espécies expressos em frequências relativas.	63
Figura 4.06	Modelo conceitual sobre o qual se baseia o método da Média Ponderada.	71
Figura 4.07	Modelo Conceitual ilustrando as etapas do método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial.	72
Figura 4.08	Modelo Conceitual ilustrando as etapas do método do Vizinho Mais Próximo.	72
Figura 4.09	Modelo Conceitual ilustrando as etapas do método do Quadrado Mínimo Parcial.	73
Figura 4.10	Modelo conceitual da Técnica do Análogo Moderno.	74
Figura 4.11	Modelo conceitual do método da Rede Neural (RN).	75
Figura 5.01	Análise de Componentes Principais representando a ordenação das amostras dos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão num espaço bidimensional, sem as variáveis categóricas.	78
Figura 5.02	Representação percentual da fragmentação das valvas das três principais espécies da comunidade de diatomáceas num transecto perpendicular ao maior eixo da Lagoa do Boqueirão.	83
Figura 5.03	Ordenação nMDS com dados padronizados e transformados por: a) Raiz quadrada, b) Raiz quarta, c) Logaritimizadas e d) Presença/ausência.	85
Figura 5.04	Ordenação nMDS com dados não transformados e padronizados (a) e representação da presença das principais espécies responsáveis pela diferenciação das amostras.	87

Figura 5.05	Ordenação nMDS com a junção das amostras de mesma profundidade. Stress de 0,03.	87
Figura 5.06	Posicionamento das espécies em relação à profundidade da Lagoa do Boqueirão, considerando o maior valor percentual apresentado por cada espécie.	93
Figura 5.07	Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método da Média Ponderada na Lagoa do Boqueirão.	102
Figura 5.08	Comparação entre os coeficientes de determinação, $R^2_{\text{aparente}}$ (●) e o $R^2_{\text{jack}}$ (□) (A), e entre os $\text{Erro}_{\text{aparente}}$ (●) e o $\text{Erro}_{\text{jack}}$ (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método da Média Ponderada para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.	103
Figura 5.09	Representação gráfica do desempenho do modelo 15 (n=72), produzido pela técnica da Média Ponderada (MP) para a Lagoa do Boqueirão. A e B – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; C e D – Apresentam respectivamente o ajuste <i>jack</i> (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.	106
Figura 5.10	Análise de correspondência Canônica com as amostras atuais (a) e fósseis (b).	107
Figura 5.11	Curvas de quatro espécies de diatomáceas.	111
Figura 5.12	Histograma com a distribuição do número de amostras por intervalo de profundidade da Lagoa do Boqueirão.	112
Figura 5.13	Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método da Média Ponderada-Quadrado Mínimo Parcial na Lagoa do Boqueirão.	116
Figura 5.14	Comparação entre os coeficientes de determinação $R^2_{\text{aparente}}$ (●) e o $R^2_{\text{jack}}$ (□) (A), e entre os $\text{Erro}_{\text{aparente}}$ (●) e o $\text{Erro}_{\text{jack}}$ (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.	118
Figura 5.15	Representação gráfica do desempenho do modelo 15 (n=72), produzido pela técnica da Média Ponderada-Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) para a Lagoa do Boqueirão. A e B – Apresentam, respectivamente, o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; C e D – Apresentam respectivamente o ajuste <i>jack</i> (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.	121
Figura 5.16	Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método do Vizinho Mais Próximo (VMP) na Lagoa do Boqueirão.	123
Figura 5.17	Comparação entre os coeficientes de determinação, $R^2_{\text{aparente}}$ (●) e o $R^2_{\text{jack}}$ (□) (A), e entre os $\text{Erro}_{\text{aparente}}$ (●) e o $\text{Erro}_{\text{jack}}$ (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método do Vizinho Mais Próximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.	124
Figura 5.18	Representação gráfica do desempenho do modelo 06 (n=72), produzido pela técnica do Vizinho mais Proximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão. A e B – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; C e D – Apresentam respectivamente o ajuste <i>jack</i> (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.	126
Figura 5.19	Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) na Lagoa do Boqueirão.	129
Figura 5.20	Comparação entre os coeficientes de determinação, $R^2_{\text{aparente}}$ (●) e o $R^2_{\text{jack}}$ (□) (A), e entre os $\text{Erro}_{\text{aparente}}$ (●) e o $\text{Erro}_{\text{jack}}$ (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) para a Lagoa do	131

	Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.	
Figura 5.21	Representação gráfica do desempenho do modelo 01 (n=72), produzido pela técnica do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) para a Lagoa do Boqueirão. <b>A e B</b> – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; <b>C e D</b> – Apresentam respectivamente o ajuste <i>jack</i> (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.	132
Figura 5.22	Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pela Técnica do Análogo Moderno (TAM) na Lagoa do Boqueirão.	138
Figura 5.23	Comparação entre os coeficientes de determinação, $R^2_{\text{aparente}}$ (●) e o $R^2_{\text{jack}}$ (□) ( <b>A</b> ), e entre os $\text{Erro}_{\text{aparente}}$ (●) e o $\text{Erro}_{\text{jack}}$ (□) ( <b>B</b> ) obtidos nos modelos gerados pela Técnica do Análogo Moderno (TAM) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.	139
Figura 5.24	Representação gráfica do desempenho do modelo 42 (n=72), produzido pela Técnica do Análogo Moderno (TAM) para a Lagoa do Boqueirão. <b>A e B</b> – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; <b>C e D</b> – Apresentam respectivamente o ajuste <i>jack</i> (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.	140
Figura 5.25	Representação gráfica do desempenho do modelo 11 (n = 72), produzido pela técnica da Rede Neural (RN) para a Lagoa do Boqueirão. <b>A</b> – apresentam, respectivamente, o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros; <b>B</b> – apresentam, respectivamente, o ajuste <i>jack</i> (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de $r^2$ e do erro expresso em metros.	145
Figura 5.26	Curva de variação do nível da Lagoa do Boqueirão reconstituída a partir da aplicação do modelo de função de transferência com diatomáceas pelo método de RN.	153
Figura 5.27	Curva de variação do nível da Lagoa do Boqueirão reconstituída a partir da aplicação do modelo de função de transferência com diatomáceas pelo método de MP inversa.	154

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.01	Critérios de exclusão de espécies e características das matrizes construídas com as espécies de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão.	65
Tabela 4.02	Classificação quali-quantitativa dos valores dos coeficientes de determinação, simples e da validação cruzada.	75
Tabela 4.03	Matriz com as 34 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 4.04	Matriz com as 24 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 4.05	Matriz com as 15 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 4.06	Matriz com as 14 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 4.07	Matriz com as 5 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 4.08	Matriz com as 22 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 4.09	Matriz com as 25 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 4.10	Variáveis ambientais utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.	Anexo
Tabela 5.01	Autovalores das ACPs com as variáveis categóricas e sem as mesmas.	76
Tabela 5.02	Correlações entre as variáveis ambientais da Lagoa do Boqueirão.	80
Tabela 5.03	Correlação entre os eixos e as variáveis ambientais.	80
Tabela 5.04	ANOSIM entre as amostras de profundidades diferentes da Lagoa do Boqueirão. <i>r</i> = valor estatístico; * = significativamente diferente; os demais não foram significativamente diferentes.	87
Tabela 5.05	Resultados das análises do SIMPER. Similaridade em percentual entre as amostras e a contribuição de cada espécie para a similaridade média das amostras. Foi estabelecido um corte de 90%.	88
Tabela 5.06	Autovalores e dados de variância das espécies obtidos pela Análise de Componentes Principais.	95
Tabela 5.07	Tamanho do gradiente das matrizes com os dados de espécies de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão.	96
Tabela 5.08	Modelos gerados através do método da Média Ponderada (MP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.	Anexo
Tabela 5.09	Síntese dos modelos gerados por meio do método de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e <i>jack</i> e pelos erros aparente e <i>jack</i> , expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.	99
Tabela 5.10.	Comparação dos resultados de Média Ponderada da literatura com este estudo.	113
Tabela 5.11	Síntese dos modelos gerados por meio do método de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e <i>jack</i> e pelos erros aparente e <i>jack</i> , expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.	114
Tabela 5.12	Modelos gerados através do método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa	Anexo

	do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.	
Tabela 5.13	Síntese dos modelos gerados por meio do método do Vizinho Mais Próximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e <i>jack</i> e pelos erros aparente e <i>jack</i> , expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.	121
Tabela 5.14	Modelos gerados através do método do Vizinho Mais Próximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.	Anexo
Tabela 5.15	Síntese dos modelos gerados por meio do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e <i>jack</i> e pelos erros aparente e <i>jack</i> , expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.	126
Tabela 5.16	Modelos gerados através do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.	Anexo
Tabela 5.17	Síntese dos modelos gerados por meio do método da Técnica do Análogo Moderno (TAM) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e <i>jack</i> e pelos erros aparente e <i>jack</i> , expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.	133
Tabela 5.18	Modelos gerados através da Técnica dos Análogos Modernos (TAM) e da Técnica dos Análogos Modernos com dados em média ponderada (TAM-MP) para a Lagoa do Boqueirão. Foi apresentado apenas o melhor resultado obtido entre os dois métodos. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.	Anexo
Tabela 5.19	Resultados das avaliações dos modelos de Redes Neurais Artificiais com alteração no número de elementos na camada "escondida".	142
Tabela 5.20	Resultados dos modelos gerados pela Rede Neural Artificial para a Lagoa do Boqueirão.	142
Tabela 5.21	Sumário com as funções de transferência elaboradas para profundidade.	143

## LISTA DE SIGLAS

<b>Sigla</b>	<b>Por extenso</b>
MP.....	Média Ponderada
MP <sub>inv</sub> .....	Média Ponderada com regressão inversa
MP-QMP.....	Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial
VMP.....	Vizinho Mais Próximo
TAM.....	Técnica do Análogo Moderno
QMP.....	Quadrado Mínimo Parcial
RN.....	Rede Neural
EQMR.....	Erro Quadrado Médio da Raiz
RMSE.....	Root Mean Squared Error
EQMRP.....	Erro Quadrado Médio da Raiz da Previsão
EQMRP <sub>jack</sub> .....	Erro Quadrado Médio da Raiz da Previsão <i>jackknife</i>
Erro <sub>jack</sub> .....	Erro Quadrado Médio da Raiz da Previsão <i>jackknife</i>
EQMRP <sub>boot</sub> .....	Erro Quadrado Médio da Raiz da Previsão <i>bootstrap</i>
AC.....	Análise de Correspondência
ACC.....	Análise de Correspondência Canônica
ACR.....	Análise de Correspondência Restrita
ACCR.....	Análise de Correspondência Canônica Restrita
ACP.....	Análise de Componentes Principais
LB.....	Lagoa do Boqueirão
r <sup>2</sup> .....	Coefficiente de determinação
r <sup>2</sup> <sub>jack</sub> .....	Coefficiente de determinação da validação cruzada <i>jackknife</i>
r <sup>2</sup> <sub>boot</sub> .....	Coefficiente de determinação da validação cruzada <i>bootstrap</i>
ANOSIM.....	Análise de Similaridade
SIMPER.....	Similaridade percentual



SUMÁRIO<sup>1</sup>

1. INTRODUÇÃO.....	18
1.1 Objetivo geral.....	21
1.2 Objetivos específicos.....	21
1.3 Contextualização da hipótese.....	22
1.3.1 Hipótese.....	22
2. BASE TEÓRICA.....	23
2.1 Revisão dos métodos utilizados em reconstituições paleoambientais.....	23
2.2 Construção de uma função de transferência.....	27
2.2.1 Premissas para a elaboração de uma função de transferência.....	28
2.2.2 Índices de avaliação da eficiência dos modelos.....	28
2.2.3 Críticas aos métodos.....	30
2.3 Revisão sobre casos de estudo com funções de transferência para profundidade.....	32
2.3.1 Lagos.....	32
2.3.2 Áreas úmidas.....	36
2.3.3 Ambientes marinhos costeiros.....	38
2.4 Funções de transferência no Brasil.....	40
3. ÁREA DE ESTUDOS.....	41
3.1 Localização.....	41
3.2 Caracterização climática da bacia do Rio Boqueirão.....	41
3.2.1 Temperatura.....	42
3.2.2 Precipitação.....	45
3.2.3 Umidade relativa do ar.....	46
3.2.4 Insolação média.....	46
3.2.5 Ventos.....	47
3.2.6 Evaporação média.....	47
3.2.7 Evapotranspiração.....	48
3.2.8 Balanço hídrico.....	49
3.2.9 Classificação do Clima.....	51
3.3 Nível de água da Lagoa do Boqueirão.....	51
3.4 Caracterização geológica da bacia do Rio Boqueirão.....	52
3.4.1 Hidrografia e relevo.....	52
3.4.2 Geologia.....	52
3.4.3 Solos.....	53
3.5 Irrigação.....	55
3.5.1 Margem direita.....	55
3.5.2 Margem esquerda.....	55
4. METODOLOGIA.....	57
4.1 Trabalhos de campo.....	57
4.2 Trabalhos de laboratório.....	59
4.2.1 Oxidação dos sedimentos e preparação de lâminas permanentes.....	59
4.2.2 Métodos de contagem.....	59
4.2.3 Análise física dos sedimentos.....	61
4.3 Tratamento estatístico de dados.....	61
4.3.1 Transformação dos dados.....	61
4.3.2 Matrizes de dados.....	63
4.3.3 Os métodos aplicados.....	66
4.3.3.1 Média Ponderada (MP).....	66
4.3.3.2 Média Ponderada – Quadro Mínimo Parcial (MP-QMP).....	67

<sup>1</sup> Esta tese foi formatada de acordo com as normas do Programa de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense.

4.3.3.3 Vizinho Mais Próximo (VMP) .....	67
4.3.3.4 Quadrado Mínimo Parcial (QMP) .....	68
4.3.3.5 Técnica do Análogo Moderno.....	69
4.3.3.6 Rede Neural.....	70
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
5.1 Análise de gradiente.....	71
5.1.1 Variáveis ambientais.....	71
5.1.2 Análise indireta de gradiente.....	76
5.1.2.1 Comunidade de diatomáceas.....	76
5.1.3 Análise direta de gradiente.....	90
5.1.4 Tamanho das matrizes.....	91
5.2 Geração de modelos.....	92
5.2.1 Métodos unimodais.....	93
5.2.1.1 Média Ponderada (MP).....	93
5.2.1.2 Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial (MP_QMP).....	109
5.2.1.3 Vizinho Mais Próximo (VMP).....	116
5.2.2 Método linear.....	121
5.2.2.1 Quadrado Mínimo Parcial (QMP).....	121
5.2.3 Métodos que não dependem de um tipo de resposta das espécies.....	128
5.2.3.1 Técnica do Análogo Moderno (TAM).....	128
5.2.3.2 Redes Neurais (RN).....	135
5.3 Comparação dos modelos.....	140
5.4 Transformação dos dados.....	143
5.5 Aplicação da função de transferência selecionada.....	146
6. CONCLUSÕES.....	153
7. PERSPECTIVAS.....	155
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	157
9. ANEXOS.....	173

## 1. INTRODUÇÃO

A influência das atividades humanas sobre o planeta é notória, sobretudo nas últimas três décadas. Vivemos hoje em uma sociedade onde a grande maioria da população é capaz de perceber e apontar alterações nos ecossistemas, tanto em escala local quanto regional. Vitousek *et al.* (1997), em artigo a respeito da dominação humana sobre os ecossistemas, apresentaram um esquema da força direcionadora das sociedades humanas, a qual, segundo estes autores, se deve ao aumento populacional e sua pressão no consumo dos recursos naturais do planeta. Estas mudanças ambientais são perpetradas pelas atividades humanas como a agricultura, a industrialização, a recreação e o comércio internacional. Estas atividades já induziram transformações na paisagem da ordem de 39 a 50% do seu estado original, com conseqüências na alteração do funcionamento dos ecossistemas, tais como: alterações nos ciclos biogeoquímicos de substâncias como o carbono, o nitrogênio e a água; produção de substâncias químicas sintéticas e outros elementos; adições ou perdas biológicas; além e, principalmente, das mudanças climáticas (Figura 1.1).

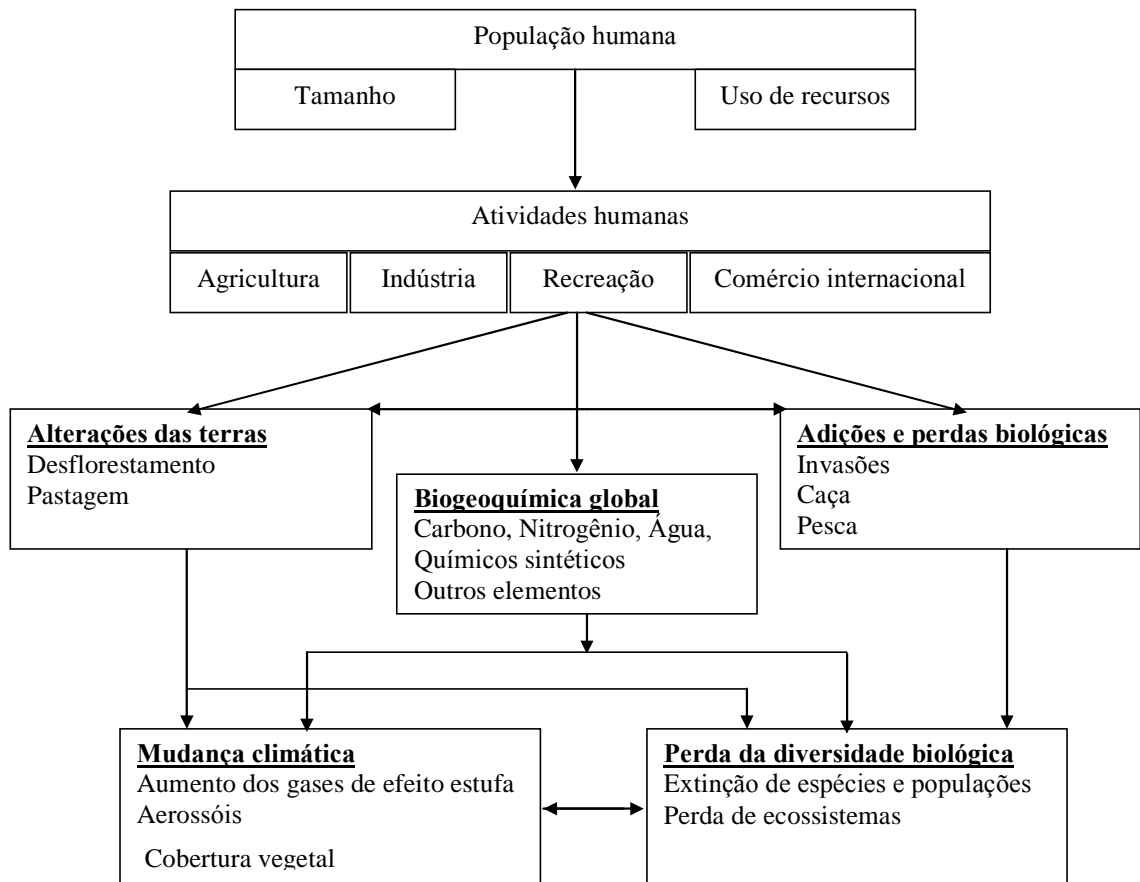


Figura 1.1. Modelo conceitual ilustrando os efeitos diretos e indiretos das ações humanas sobre os sistemas ecológicos da Terra (Modificado de Vitousek *et al.*, 1997).

A força das mudanças antrópicas sobre a “fisionomia” da Terra é tão marcante que Crutzen e Stoermer (2000) crêem ser suficiente para designar este “Período” como o Antropoceno, e sugerem a metade final do século XVIII como o início do mesmo. A separação deste novo Período na escala geológica está fundamentada nos dados obtidos a partir de testemunhos de gelo, os quais registram, nesta fase, o início do aumento das concentrações de gases de “efeito estufa” - em particular o gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e o metano (CH<sub>4</sub>). Além disto, registros em testemunhos lacustres de grandes mudanças no biota dos lagos corroboram as observações obtidas através dos testemunhos de gelo. Este período também coincide com a invenção da máquina a vapor, conseqüentemente, com o início da industrialização.

A conscientização da sociedade civil, especialmente devido ao espaço ocupado na mídia, permitiu o surgimento do clamor para se conhecer, e quiçá alterar o destino das mudanças ambientais do planeta Terra. Um dos meios de investigar os modos e taxas de mudanças dos ecossistemas é a partir de dados científicos colhidos em testemunhos terrestres, marinhos e de gelo; além de anéis de crescimento de árvores e espeleotemas<sup>2</sup>. Os sistemas lênticos (lagos, lagoas, reservatórios) são ótimos sensores e registradores ambientais, já que atuam como uma bacia de captação, bastando-se entender o que está “escrito nas páginas” dos sedimentos lacustres para se entender as alterações na bacia de captação dos mesmos, inclusive as mudanças climáticas.

O clima influencia os lagos de muitas maneiras e os elos entre o clima e a coluna d’água precisam ser compreendidos para que se possa utilizar os elementos que compõem os sedimentos lacustres como o registro do que ocorre interna e externamente aos mesmos (Figura 1.2). Os processos-chave são aqueles que afetam o balanço da radiação e aqueles que influenciam o balanço precipitação/evaporação (P/E). A radiação determina o regime de distribuição e sazonalidade da luz, necessária para fotossíntese, bem como o perfil de temperatura da coluna d’água, o qual é modulado pelos ventos. Assim, mudanças seculares na incidência de radiação solar sobre a superfície dos lagos influenciam a duração e intensidade da estratificação da coluna d’água, a qual, por sua vez, controla muitos processos químicos e biológicos, tais como a disponibilidade de nutrientes na zona eufótica, a produção primária, a ciclagem de nutrientes, o consumo de oxigênio hipolimnético, a geração de alcalinidade e o pH do lago (Battarbee, 2000). De forma semelhante, alterações no balanço P/E produzem significativas mudanças no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, em especial através da diluição e/ou concentração de nutrientes, aumento ou

---

<sup>2</sup> (Do [grego](#), “depósito de caverna”) ou **concreção** é o nome genérico de todas as formações [rochosas](#) que ocorrem no interior de [cavernas](#) e surgem como resultado da [sedimentação](#) e [cristalização](#) de [minerais](#) dissolvidos na água (Wikipedia, 2007).

diminuição no aporte de nutrientes, bem como de material particulado, os quais, em última análise, também influenciam de forma marcante a produção primária.

Portanto, uma das maneiras de se investigar se houve mudanças nas forçantes climáticas na região Nordeste do Brasil, em especial sobre a Lagoa do Boqueirão<sup>3</sup>, objeto deste estudo, é por meio do uso da comunidade de diatomáceas como biomarcadores.

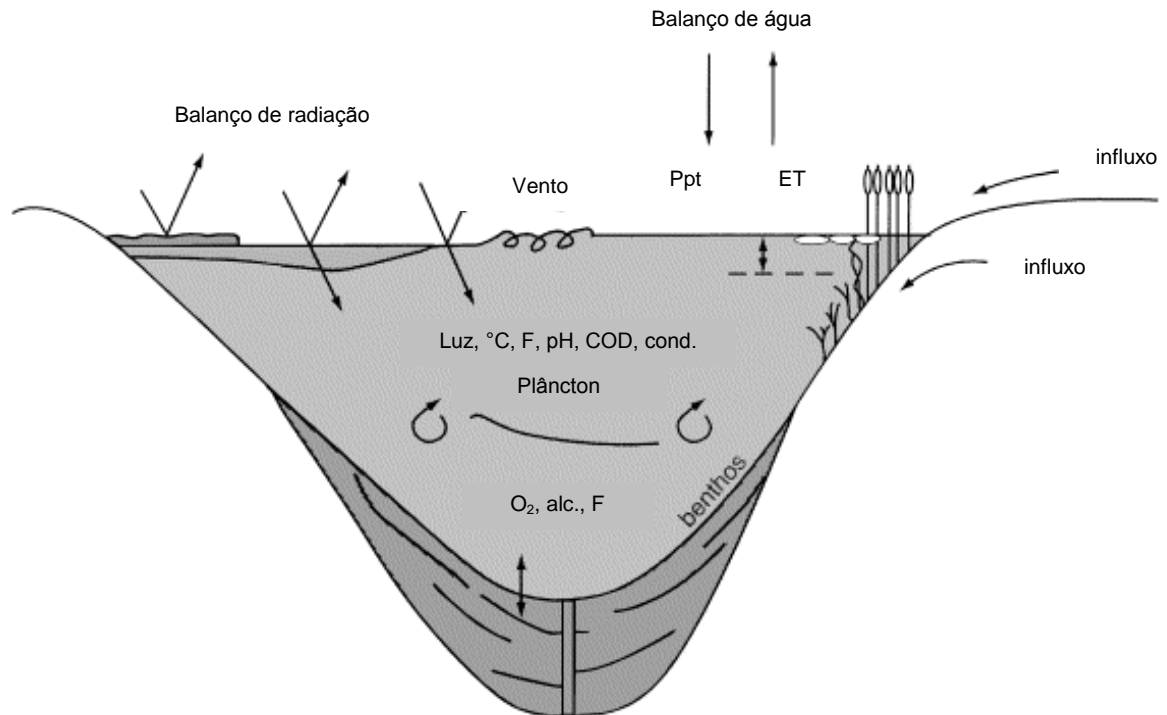


Figura 1.2. Desenho esquemático exemplificando as principais respostas físicas, químicas e biológicas de um sistema lacustre a mudanças nas forçantes climáticas (Modificado de Battarbee, 2000).

O uso de bioindicadores, em especial diatomáceas, preservados nos sedimentos de ecossistemas aquáticos tem sido aplicado para compreender as alterações pretéritas há algumas décadas (Bradbury e Winter, 1976; Kingston et al., 1983; Brugam, 1993). As primeiras reconstituições paleoambientais foram qualitativas e muitas delas ainda hoje têm este caráter e, por isso, são capazes apenas de inferir se um determinado ambiente foi mais úmido ou mais seco, mais fundo ou mais raso, comparando-se sempre uma fase com a outra de forma relativa. A partir da década de 70, no entanto, com o trabalho pioneiro de Imbrie e Kipp (1971), os quais propuseram o desenvolvimento das funções de transferência, ou seja, formulações matemáticas capazes de estimar para ambientes

<sup>3</sup> Neste texto, o sistema aquático do Boqueirão será referido como lagoa por questões meramente de tradição.

passados valores absolutos de suas mudanças, tendo como base as relações entre o organismo em estudo e o ambiente atual. Os trabalhos recentes têm o potencial de estabelecer não apenas de forma relativa o grau de mudança dos ecossistemas, mas interpretar as variações de forma quantitativa. Assim, tendo como exemplo um estudo de variação de temperatura, a aplicação de funções de transferência permite estabelecer não apenas se um ambiente foi mais frio ou mais quente do que outro num dado momento ou fase, mas quantos graus mais frio ou mais quente este ambiente esteve em relação ao atual. De forma semelhante, as funções de transferência podem ser aplicadas para reconstituir quantitativamente a variação temporal de qualquer parâmetro ambiental, desde que haja uma relação causa-efeito entre a variação do parâmetro ambiental e a distribuição das populações dos organismos em estudo. No caso deste estudo, aplicar-se-á os modelos de função de transferência para entender as possíveis variações no nível de água da Lagoa do Boqueirão, permitindo interpretar a variação absoluta (em metros) da profundidade a que o ambiente esteve sujeito ao longo de parte do Holoceno.

Assim, a aplicação de funções de transferência na reconstrução das taxas e modos de alterações dos ecossistemas tem permitido a elaboração de cenários ambientais futuros e as suas conseqüências no gerenciamento das águas e nas políticas ambientais em geral, tanto em escalas locais e regionais, quanto globais.

### **1.1 Objetivo geral**

Elaboração de uma função de transferência que descreva as variações temporais da profundidade da Lagoa do Boqueirão, Rio Grande do Norte, Brasil.

### **1.2 Objetivos específicos**

- 1) Descrever a estrutura das assembléias recentes e fósseis de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão;
- 2) Identificar qual(is) variável(is) ambiental(is) é(são) determinante(s) para a estrutura das assembléias de diatomáceas do recente;
- 3) Avaliar os métodos disponíveis para a elaboração de funções de transferência;
- 4) Discutir a elaboração de funções de transferência a partir de um único ecossistema com a abordagem multibacias;
- 5) Aplicar a(s) função(ões) de transferência elaborada(s) a partir das amostras de sedimentos superficiais, no testemunho LB-02-03 da Lagoa do Boqueirão, reconstruindo as variações do nível de água da Lagoa do Boqueirão ao longo do Holoceno.

### 1.3 Contextualização da hipótese

Dentre os vários indicadores biológicos passíveis de serem utilizados nos estudos paleoambientais lacustres, as diatomáceas se mostram como a ferramenta mais usada e a de mais amplo espectro de aplicações e de ambientes. As diatomáceas são protistas unicelulares ou coloniais, eucarióticos, pigmentados e fotossintetizantes, onde as únicas células flageladas são os gametas masculinos, os cloroplastos são marron-dourados, os elementos silicosos são produzidos no interior de uma vesícula própria; a mitose é aberta e as espécies podem reproduzir-se assexuadamente e sexuadamente (Hoek *et al*, 1995). A apomorfia do grupo é a impregnação da parede celular com sílica (Reviere, 2006), o que confere um alto grau de preservação nos sedimentos.

As diatomáceas apresentam algumas características biológicas que as tornam bons organismos indicadores para o estudo do recente e do passado. Estas algas possuem: (1) um ciclo de vida curto (horas a dias), (2) respondem a várias características dos ambientes tais como pH (Birks, 1990), salinidade (Fritz, 1991), nutrientes – macro e micro (Martin, 1998; Hall e Smol, 1999), condutividade (Reed, 1998), temperatura (Roseacute *et al*, 2000), saprobidade (Pantle e Buck, 1955), variações no nível de água de lagos (Brugham, 1998), etc; (3) especificidade de nichos; (4) possuem tamanho microscópico, por isso, com quantidades reduzidíssimas de amostra (um grama ou menos) tem-se números extraordinários, contam-se valvas na casa das centenas de milhares por grama; (5) ampla literatura taxonômica<sup>4</sup>, o que permite uma identificação fácil, com o auxílio de um microscópio; (6) diversidade ampla de espécies; (7) a maioria das espécies é cosmopolita; (8) presença em qualquer ambiente onde a água forme um filme; (9) preservação das valvas num tempo geológico amplo, devido a impregnação de sílica da valva, o que permite a utilização destes organismos em estudos do passado até o recente, verificando-se, assim, as respostas dos ecossistemas às forçantes naturais e/ou antropogênicas. Assim:

#### 1.3.1 Hipótese formulada:

Há diferença na distribuição das espécies de diatomáceas em função da profundidade da Lagoa do Boqueirão e, portanto, é possível elaborar uma função de transferência que possa descrever as flutuações da profundidade da Lagoa do Boqueirão no passado.

---

<sup>4</sup> Embora Smol (1992) afirme que há uma ampla literatura taxonômica sobre as diatomáceas, este fato é verdade para as regiões temperadas. Nas regiões tropicais, os estudos mais recentes identificam sempre uma boa percentagem dos taxa inventariados como novo para a Ciência; Metzeltin e Lange-Bertalot (1998) relatam 332 espécies e morfo-tipos novos para a Ciência de um total de 700 espécies/morfo-tipos identificados em algumas amostras de regiões tropicais da América do Sul. Além disso, a ecologia das espécies de regiões tropicais é pouco conhecida em virtude, basicamente, do fato relatado acima.

## 2. BASE TEÓRICA

### 2.1. Revisão dos métodos utilizados em reconstituições paleoambientais

O uso de espécies indicadoras foi uma das primeiras tentativas de entendimento das alterações ambientais a partir dos organismos preservados nos sedimentos. Nygaard (1949) propôs a razão entre as espécies de diatomáceas cêntricas e as diatomáceas penadas como um índice para a produtividade dos lagos. O autor considerava as cêntricas como indicadoras de eutrofia, enquanto as penadas seriam mais euritópicas<sup>5</sup>. Mais tarde, Stockner e Benson (1967) observaram a diminuição da abundância relativa de algumas cêntricas e o aumento em espécies do grupo das arafides, que acompanhou o aumento da descarga de efluentes domésticos no lago Washington e tomou esta relação cêntricas/arafides (C/A) como um indicativo do aumento da produtividade do lago. Estes métodos não tiveram uma vida muito longa, pois estudos posteriores mostraram que estas relações não eram universais e, na realidade, vários estudos contradisseram estes métodos. A principal fraqueza da aplicação dos métodos baseados em razões entre as formas das valvas das diatomáceas está no fato de que as necessidades ecológicas das diatomáceas não são determinadas pela forma da valva ou frústula (Hall e Smol, 1999). Apesar das limitações desta abordagem, ela continua sendo utilizada nos trabalhos que possuem um viés mais estratigráfico.

As reconstruções paleoambientais tiveram um grande desenvolvimento no sentido de obter inferências quantitativas dos ambientes do passado, a partir do trabalho pioneiro de Imbrie e Kipp (1971), no qual os autores associaram a fauna de foraminíferos a valores de temperatura e salinidade de massas de águas oceânicas superficiais por meio de uma regressão múltipla. Este trabalho é considerado um marco que separa os métodos qualitativos dos métodos quantitativos. As reconstituições dos paleoambientes passaram a contar com a possibilidade de deixarem de ser meramente qualitativas ou relativas, e passaram a ser quantitativas. Desde então, esta abordagem baseada na aplicação de funções de transferência tem se tornado uma metodologia cada vez mais adotada em trabalhos de reconstituição paleoambiental, tanto em ambientes marinhos, quanto dulciaquícolas. Desta forma, a variabilidade temporal de diversas variáveis ambientais, em especial: pH, nutrientes, salinidade e temperatura têm sido modeladas a partir do entendimento das respostas atuais dos indicadores biológicos utilizados, tais como diatomáceas (Abrantes *et al*, 2007), crisófitas (Facher e Schmidt, 1996), radiolários (Morley, 1979), quironomídeos (Little e Smol, 2001), foraminíferos (Hutson, 1978), pólenes (Bryson e Kutzbach, 1974), ostrácodas (Mourguiart e Carbonel, 1994), dentre outros. Destes

---

<sup>5</sup> São as espécies com ampla distribuição nos ecossistemas.



chamados *proxies* ou bioindicadores, as diatomáceas estão entre as mais estudadas, mesmo quando se considera a aplicação de funções de transferência em ambientes lacustres.

Num trabalho subsequente ao original de 1971, Imbrie *et al.* (1973) propuseram uma melhoria no método matemático apresentado anteriormente e as funções desenvolvidas foram, então, pela primeira vez, chamadas de “funções de transferência”. Estas primeiras funções propostas assumiam respostas lineares entre as espécies e as variáveis ambientais.

Os métodos lineares foram considerados inadequados para modelar estas relações, pois as abundâncias das espécies apresentavam multicolinearidade<sup>6</sup>, ou seja, diferentes espécies podem apresentar respostas semelhantes frente a uma determinada variável ambiental. Este problema foi contornado reduzindo-se as abundâncias dos *taxa* a poucos eixos por uma Análise de Componentes Principais (que assume uma resposta linear entre as espécies e a variável ambiental) e as temperaturas foram regredidas nestes eixos (ter Braak e van Dam, 1989).

Roux (1979) produziu estimativas das temperaturas mais acuradas substituindo a Análise de Componentes Principais pela Análise de Correspondência, a qual resulta em calibrações confiáveis, mesmo quando as relações entre as espécies e as variáveis ambientais são unimodais (ter Braak e van Dam, 1989).

Segundo ter Braak e van Dam (*op. cit.*), insatisfeitos com o fato de que apenas uma parte da informação sobre a relação das espécies com a variável ambiental “x” ficar retida nos primeiros eixos da Análise de Correspondência, Gasse e Tekaia (1983) desenvolveram um método de análise de gradiente direto. Neste método, cujo estudo tratava da reconstituição de valores de pH, o gradiente desta variável foi inicialmente dividido em classes, e então uma análise de correspondência foi aplicada numa tabela de *taxon/classe*. Assim, a função de calibração final foi obtida pela regressão múltipla dos valores de pH no eixo da Análise de Correspondência (Gasse e Tekaia, 1983; ter Braak e van Dam, 1989).

Este processo de evolução metodológica culminou com o desenvolvimento do método da Média Ponderada (MP), por ter Braak e van Dam (1989). A principal diferença entre este método e o desenvolvido por Gasse e Tekaia (1983) foi que neste, a variável ambiental, no caso o pH, foi subdividido em classes, enquanto que naquele, a variável é considerada em seus valores absolutos.

Embora o método da MP seja menos vulnerável ao curso da dimensionalidade (numerosas espécies), não assuma linearidade nas respostas das espécies, não seja atrapalhado pela multicolinearidade e seja menos sensível a valores discrepantes (*outliers*),

---

<sup>6</sup> Descreve a situação na qual as variáveis (talvez todas elas) são altamente correlacionadas. Considera-se este fenômeno um problema, dificultando a estatística inferencial (Palmer, 2007).

o método possui as suas fraquezas, tais como: é sensível à distribuição da variável ambiental no grupo de treinamento; considera cada variável ambiental separadamente; negligencia as correlações residuais entre as espécies .

Para enfrentar estas características negativas do método da MP, ter Braak e Juggins (1993) desenvolveram o método da Média Ponderada-Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP), a qual é a junção de duas técnicas anteriores: o método da Média Ponderada e o método do Quadrado Mínimo Parcial. O MP-QMP consiste no uso de mais componentes ou eixos, tantos quantos forem úteis em termos da melhoria da força de previsão do modelo. Os componentes ou eixos adicionais utilizam a estrutura residual dos dados das espécies para melhorar os parâmetros das espécies (o ótimo) na previsão final da média ponderada (ter Braak e Juggins, 1993).

No método do Vizinheiro Mais Próximo (VMP), a idéia básica é de que a relação entre a abundância da espécie ( $y$ ) e uma variável ambiental ( $x$ ) possa ser modelada por uma curva resposta ecológica, a qual consiste de componentes sistemáticos e randômicos (erro). Esta curva é ajustada às amostras de treinamento por uma regressão não linear. As curvas respostas e a estrutura de erro formam um modelo estatístico de regressão clássica da composição biológica em relação à variável ambiental de interesse. As curvas de todas as espécies determinam conjuntamente qual composição biológica e abundância são esperadas num determinado valor da variável  $x$ . Este modelo de resposta e a sua estrutura de erro podem ser usados para calcular a probabilidade de que um valor particular da variável  $x$  ocorreria com uma determinada comunidade/asmbléia biológica na faixa de possíveis valores de  $x$ . O valor de  $x$  que fornecer a maior probabilidade é o Vizinheiro Máximo (VM) estimado. A regressão e calibração do VM é a abordagem estatística mais rigorosa para os problemas de reconstituição paleoambiental, teoricamente (ter Braak e van Dam, 1989; Birks, 1995).

A idéia por trás da Técnica do Análogo Moderno (TAM) é comparar as assembléias biológicas fósseis com todas as comunidades/assembléias biológicas atuais que possuam dados ambientais associados, por meio de índices de similaridade ou dissimilaridade. Encontradas as amostras atuais que são mais semelhantes às amostras fósseis, considera-se que a(s) variável(is) ambiental(is) sob a qual a amostra fóssil se desenvolveu será semelhante à(s) variável(is) ambiental que corresponde ao análogo atual. O procedimento é repetido várias vezes para todas as amostras e uma reconstrução simultânea para todas as variáveis ambientais é realizada por toda a seqüência estratigráfica, com base nos análogos modernos (Birks, 1995). Este método não assume nenhum tipo de resposta das espécies.

O método das Redes Neurais (RN) com “propagação retrógrada” (*backpropagation*, em inglês) foi introduzido no campo dos estudos paleoambientais por Malmgren e Nordlund (1997). Assim como o desenvolvimento das funções de transferência, as Redes Neurais

foram apresentadas à comunidade de paleoecólogos com o objetivo de resolver o problema de estimar as temperaturas das águas superficiais marinhas a partir da comunidade de foraminíferos planctônicos do Oceano Índico e a reconstrução de paleoambientes do Quaternário.

Mais recentemente, funções de transferências fundamentadas em estatística bayesiana<sup>7</sup> foram apresentadas à comunidade de paleoecólogos por Vasko *et al.* (2000). Neste trabalho, o método bayesiano foi aplicado no intuito de modelar as comunidades de quironomídeos em função da temperatura e os resultados foram comparados com os resultados dos métodos tradicionais de elaboração de funções de transferência.

As funções de transferência têm sido mais freqüentemente desenvolvidas para a reconstituição de temperatura (Vyverman, 1995; Roseacute *et al.*, 2000; Bloom *et al.*, 2003), produtividade (Bennion, 2001; Tibby, 2004; Reid, 2005), condutividade/salinidade (Reed, 1998; Roberts e McMinn, 1998; Henrichs, 2001), pH (Facher e Schmidt, 1996; Enache e Prairie, 2002; Denys, 2006), e com menos freqüência para a profundidade dos ecossistemas lacustres, embora tenha havido um aumento dos trabalhos a respeito deste assunto (Brugam *et al.*, 1998; Yang *et al.*, 2003; Racca *et al.*, 2004; Barley *et al.*, 2006). Muito provavelmente, os poucos estudos disponíveis deva-se ao fato de que a variável profundidade é muito complexa, pois sofre a influência de outros parâmetros ambientais, tais como: presença ou não de macrófitas aquáticas; configuração morfométrica do sistema e de sua bacia; da presença ou não de fluxos de entrada e saída de água e intensidade destes fluxos; sombreamento ou não do espelho de água; direção e intensidade dos ventos, dentre outros fatores. Apesar deste conjunto complexo de fatores que atuam direta ou indiretamente na estrutura e distribuição da comunidade/asmbléia de organismos presentes nos sedimentos dos ecossistemas lacustres, a profundidade dos mesmos tem sido satisfatoriamente modelada, com altos valores dos parâmetros de validação, comparáveis aos valores obtidos para outras variáveis ambientais, como o pH, por exemplo.

---

<sup>7</sup> A **inferência bayesiana** é um tipo de [inferência](#) estatística na qual todas as formas de incertezas são expressas em termos de densidade, ou seja, um modelo de probabilidade para os dados observados e não observados (Vasko *et al.*, 2000).

## 2.2. Construção de uma função de transferência

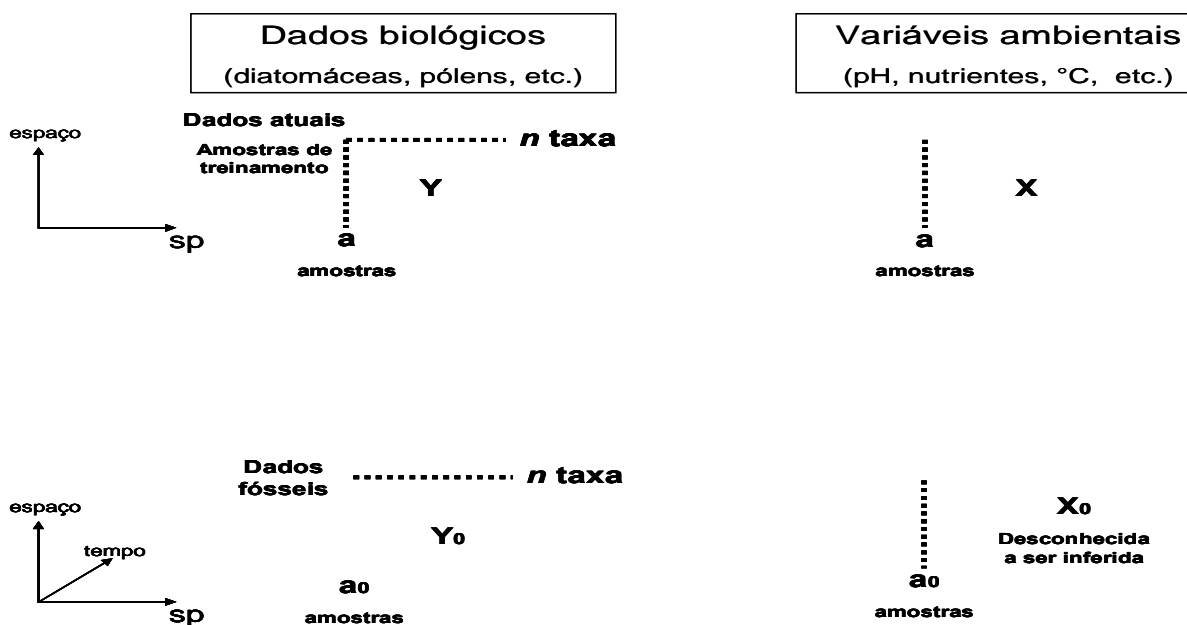
A possibilidade de reconstrução quantitativa de variáveis ambientais do passado ( $X_p$ ) está baseada na premissa do conhecimento das respostas das  $n$  espécies ( $Y_a$ ) à(s) variável(is) ambiental(is) no presente ( $X_a$ ), de forma que:

$$X_p \text{ f } (X_a \leftrightarrow Y_a)$$

Esta relação necessita obrigatoriamente que a distribuição da comunidade atual ( $Y_a$ ) responda às mudanças da variável ambiental de interesse ( $X_a$ ). Para tal, realiza-se um teste de significância ( $p < 0,05$ ) entre  $Y_a$  e as diversas variáveis consideradas ecologicamente importantes no ambiente ( $n X_a$ ). Confirmando a significância das respostas de  $Y_a$  frente a variável de interesse  $X_a$ , a função resultante poderá ser aplicada para reconstituir as mudanças passadas da variável de interesse ( $X_p$ ) (Figura 2.1).

A primeira etapa do processo de estabelecimento numérico da relação entre a comunidade atual ( $Y_a$ ) e a variável ( $X_a$ ) de interesse ( $Y_a \leftrightarrow X_a$ ), chamada pelos estatísticos de *regressão*, consiste em regredir as espécies contra o gradiente da variável de interesse. A partir daí, a segunda etapa, chamada de *calibração*<sup>8</sup>, consiste em aplicar as respostas modeladas para inferir as flutuações da variável ambiental de interesse no passado, a partir da assembléia fóssil identificada em testemunhos sedimentares (ter Braak e Prentice, 1988; Birks, 1995).

Figura 2.1. Princípios básicos da elaboração de reconstituições paleoambientais quantitativas (modificado de Birks, 1995).



<sup>8</sup> *Calibração* tem o sentido de ser a estimativa e o ajuste dos parâmetros e constantes de um modelo com o intuito de melhorar a concordância entre o resultado do modelo e um grupo de dados (Jr., 1996).

### 2.2.1. Premissas para elaboração de uma função de transferência

Segundo Birks *et al.* (1995), as seguintes premissas estão implícitas para a elaboração de reconstruções paleoecológicas quantitativas:

- 1) As espécies nas amostras são sistematicamente relacionadas ao ambiente físico nos quais elas vivem ( $X_a \leftrightarrow Y_a$ );
- 2) A comunidade atual é (ou está) relacionada de forma linear ou unimodal com a variável ambiental de interesse;
- 3) As espécies da comunidade atual são as mesmas encontradas na assembléia fóssil, e suas respostas ecológicas não mudaram no tempo ( $X_a \leftrightarrow Y_a$ ) = ( $X_p \leftrightarrow Y_p$ );
- 4) Os métodos matemáticos usados na regressão e calibração modelam adequadamente as respostas biológicas das espécies à variável ambiental de interesse;
- 5) As demais variáveis ambientais ( $n X_a$ ) têm pouca ou nenhuma influência na comunidade atual;
- 6) As possíveis influências das demais variáveis ( $n X_a$ ) sobre a comunidade atual é a mesma destas sobre a assembléia fóssil ( $n X_a \leftrightarrow Y_a$ ) = ( $n X_p \leftrightarrow Y_p$ ).

### 2.2.2. Índices de avaliação da eficiência dos modelos

As funções de transferência são realizadas com o objetivo de modelar diversos parâmetros ambientais, tais como pH, temperatura, salinidade, profundidade do sistema, concentração de nutrientes, entre outras variáveis ambientais. Portanto, se fazem necessários métodos que permitam avaliar o desempenho dos modelos construídos. Para tal, utilizam-se os valores de coeficiente de correlação ( $r$ ), coeficiente de determinação ( $r^2$ ) entre os valores observados ( $x_i$ ) e inferidos pelo modelo ( $\hat{x}_i$ ), bem como se calcula o erro padrão ou erro quadrado médio da raiz (EQMR) ou (*RMSE*, em inglês); estes parâmetros são medidas da capacidade de inferência do modelo. No caso de comparação entre modelos com variáveis de interesse distintas e, portanto, com unidades diferentes entre si, a única forma possível de comparar a eficiência entre estes modelos é a utilização dos coeficientes de correlação ( $r$ ) e de determinação ( $r^2$ ). Esta avaliação é importante porque independe da unidade da variável ambiental de interesse no estudo.

Segundo Gasse e Tekaiia (1983), invariavelmente, a utilização do coeficiente de correlação ( $r$ ) superestima o desempenho do modelo. Já ter Braak e Juggins (1993) vão além em suas conclusões, e afirmam que a utilização dos coeficientes de correlação e determinação superestimam o desempenho dos modelos, provocando ainda uma subestimação do erro associado (EQMR). O coeficiente de determinação tenderá a ser alto

nos casos em que as variáveis dependentes (espécies) forem numerosas, mesmo que algumas sejam independentes da variável a ser explicada. Além disso, o ajuste da reta pode ser perfeito ( $r^2 = 1$  e EQMR = 0) mesmo que não haja nenhuma relação entre a variável ambiental e as espécies.

Conferido o desempenho do modelo, a próxima etapa é a de validação<sup>9</sup>. Dentre as alternativas de validação, as que produzem os resultados mais confiáveis são aquelas que resultam da comparação com dados históricos (Lotter, 1998). Na falta destes dados, uma abordagem frutífera é a comparação com outros indicadores ambientais, sejam eles biológicos ou não (Birks, 2003). Na impossibilidade de implantar estas abordagens, os pesquisadores se valem de métodos estatísticos indiretos de separação de amostras (*split-sampling*, em inglês) ou validação cruzada (*cross-validation*, em inglês) para proceder as validações, tais como: (1) deixa-um-fora (*jackknife* ou *leave-one-out*); (2) *Bootstrapping*; e (3) *k-fold* (Birks, 1998).

Assim, métodos de separação de amostras ou validação cruzada se fazem necessários para obter uma estimativa do erro de previsão mais realista e confiável e, por conseguinte, avaliar a capacidade preditiva do modelo com mais confiança do que é dado pelo EQRM,  $r$ , ou  $r^2$ . O método de *split-sampling* envolve a retirada aleatória de dados da comunidade atual do grupo de treinamento, formando um “grupo teste”. O modelo gerado com o grupo de treinamento será aplicado para prever a variável  $X_i$  no “grupo teste”. A comparação dos valores de  $x_i$  observado e de  $x_i$  previsto para as amostras no “grupo teste” fornece uma avaliação realista do Erro Quadrado Médio da Raiz da Previsão (EQMRP),  $r$  e  $r^2$  (Birks *et al.*, 1990). ter Braak e van Dam (1989) atestam que o erro da previsão (EQMRP) inclui todos os componentes do erro (*lack-of-fit*, *sampling variation*, etc) e é, por isso, um marcador apropriado para comparar desempenho ou eficácia dos modelos (Figura 2.2).

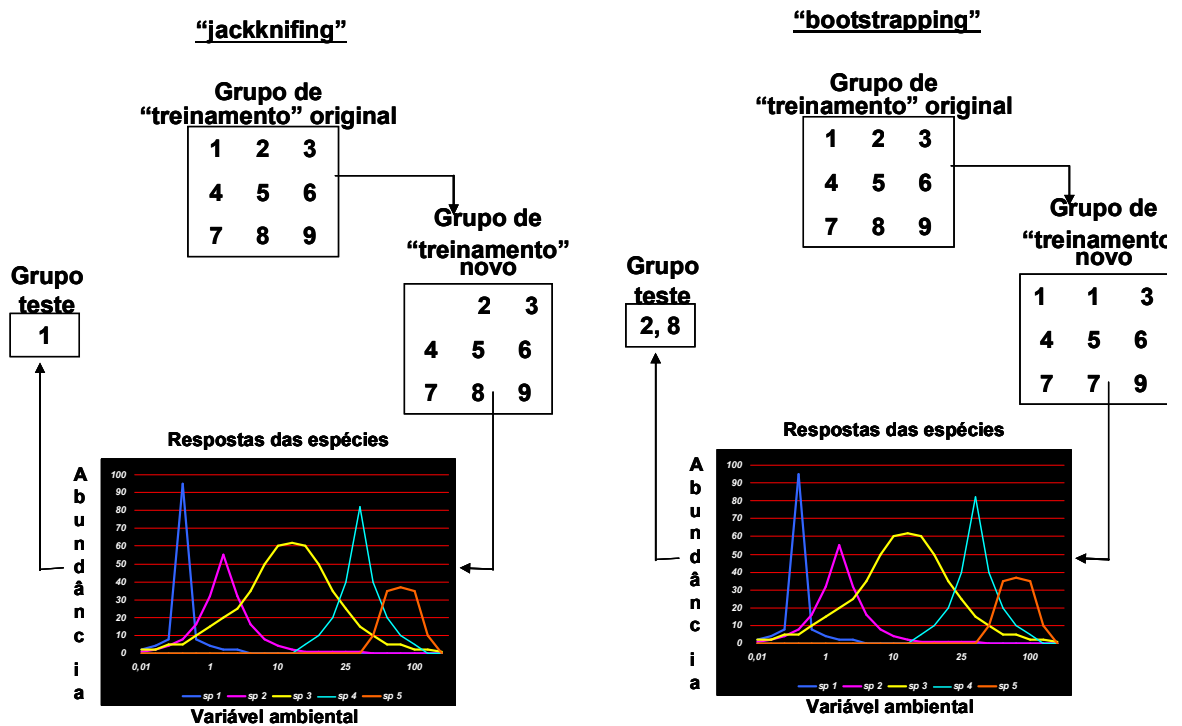
Os métodos de validação cruzada, quais sejam: 1) *jack-knifing* ou “deixe-um-fora”; 2) *boot-strapping* e; 3) *k-fold* são técnicas que foram difundidas com o advento da melhoria da capacidade de computação e são muito importantes para os ecólogos, pois libertam os dados de duas suposições restritivas da estatística paramétrica: 1) que os dados se ajustem a uma distribuição normal; e 2) que os limites de confiança possam ser derivados matematicamente (Krebs, 1989). Destes métodos de validação cruzada, o mais simples é o *jack-knifing* (ter Braak e Juggins, 1993), que consiste numa recombinação dos dados originais com a exclusão de uma amostra nas amostras de treinamento ( $n - 1$ ). Assim, em cada uma das  $n$  previsões, uma amostra é deixada de fora e a função de calibração é baseada em numa matriz de grupo de treinamento com  $n - 1$  amostras (ou sítios) e é aplicado numa amostra de teste e omitida das amostras de treinamento, dando para esta

<sup>9</sup> *Validação*, segundo Jr. (1996), é uma demonstração de que um modelo, dentro do seu domínio de aplicabilidade, possui uma faixa satisfatória de acurácia, consistente com a aplicação tencionada para o mesmo.

amostra um valor inferido ( $\hat{x}_i$ ) e pela subtração deste valor do valor observado ( $x_i$ ) tem-se um erro de previsão para cada amostra.

Na validação cruzada *bootstrap*, as amostras retiradas do grupo de treinamento são repostas por outras amostras, ou seja, com repetição de alguma(s) amostra(s). Esta é a diferença básica entre as duas técnicas e não há um consenso sobre quando as estimativas de *jackknifing* são melhores e quando as estimativas de *bootstrap* conduzem a resultados mais seguros (Krebs, 1989).

Figura 2.2. Diagrama esquemático representando o funcionamento dos métodos de validação cruzada.



### 2.2.3. Críticas aos métodos

Segundo Telford e Birks (2005) em seu estudo com funções de transferência para o Oceano Atlântico, observou que devido à excessiva proximidade espacial entre amostras da comunidade atual (grupo de treinamento) conferiu um efeito de autocorrelação, ou seja, a ilusão de altas correlações entre os valores observados e previstos que ocorreu, simplesmente, devido à falta de independência das amostras. Ainda segundo estes autores, os métodos de Redes Neurais (RN) e a Técnica do Análogo Moderno (TAM) são mais susceptíveis a este tipo de problema do que os métodos de Média Ponderada (MP) e Média Pondera-Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP).

### **2.3. Revisão sobre casos de estudo com funções de transferência para profundidade**

O desenvolvimento de funções de transferência visando a reconstituição de paleoprofundidades de sistemas aquáticos tem sido realizado em diversos tipos de sistemas, como áreas úmidas de águas doces, lagos, áreas úmidas de águas salgadas e em águas costeiras. Nestes trabalhos, os indicadores utilizados são os ostrácodos, foraminíferos, diatomáceas e tecamebas, com destaque para os dois últimos grupos de organismos como os mais utilizados no desenvolvimento destas funções de transferência.

#### **2.3.1. Lagos**

De uma forma geral, nas funções de transferência elaboradas para os lagos se destacam as diatomáceas como o grupo mais freqüentemente utilizado nestes trabalhos. O primeiro trabalho visando a construção de uma função de transferência para paleoprofundidades de lagos foi realizado por Mourguiart e Carbonel (1994). Neste trabalho, os autores utilizaram ostrácodos, que são microcrustáceos aquáticos, para a construção de uma função de transferência a partir de 41 amostras de sedimentos superficiais de quatro sistemas lacustres (Lagos Titicaca, Poopó, Salares Coipasa e Uyuni e South Lipez), no Altiplano Boliviano. A Regressão Linear Múltipla (RLM) foi utilizada como método de associação das assembléias de 28 espécies de ostrácodos registradas contra a profundidade de coleta das 41 amostras. O modelo gerado produziu um coeficiente de correlação ( $r = 0,98$ ) e o erro padrão foi de 0,82m (5,86%), num conjunto de amostras na qual a profundidade variou de 0 a 14m. Mais tarde, esta função de transferência foi utilizada por Mourguiart *et al.* (1998) para reconstituir a variação na altura da coluna d'água do lago Titicaca, Bolívia.

Conforme já enfatizado anteriormente e confirmado por Wolin e Duthie (1999) e Birks (2003), o conhecimento da distribuição das diatomáceas em função da profundidade dos sistemas lacustres tem recebido menos atenção do que outros aspectos da ecologia das mesmas e por conta disto, as funções de transferência para a profundidade de coluna d'água de lagos têm sido pouco estudadas. Apesar desta constatação, Yang e Duthie (1995) propuseram que a profundidade dos ambientes aquáticos seja uma variável que mostra uma forte relação com a distribuição das comunidades de diatomáceas dos sedimentos mais superficiais. Sendo assim, Wolin e Duthie (1999) indicam que é preciso mais trabalhos que investiguem a relação entre a distribuição das espécies de diatomáceas e a profundidade nos ambientes aquáticos e, por conseguinte, seja possível o estabelecimento de outras funções de transferência para profundidade de ecossistemas aquáticos com base em diatomáceas.



Considerando os ganhos e perdas de água dos lagos, podemos classificá-los em lagos de bacia fechada e aberta. Nos lagos de bacia fechada, o sistema recebe água unicamente via precipitação e as perdas são devidas à evapotranspiração. Nestes ambientes, que são tidos como ideais para os estudos que pretendam avaliar as flutuações do nível de água dos lagos no passado, as funções de transferência têm sido realizadas para se avaliar as alterações na concentração de sais da água e, indiretamente, relacioná-las à variação no volume de água do sistema em estudo. No entanto, em sua grande maioria, os lagos naturais possuem bacias abertas e recebem águas de diversas fontes, tais como: do lençol freático, do escoamento superficial e da chuva e, por isso, não apresentam alterações significantes na concentração de sais do sistema. Neste caso, a avaliação das flutuações na profundidade é, muitas vezes, realizada com base nas alterações da comunidade biológica (Wolin e Duthie, 1999).

Baker *et al* (1994) utilizaram uma abordagem de classificação de grupos de hábito para desenvolver uma função de transferência visando reconstituir as paleopropriedades para o lago Ali Sidi (Marrocos). Este lago possui duas bacias, uma com 65 metros de profundidade e a outra com 15 metros. O lago responde hidrológicamente às mudanças ambientais, no entanto, por trocar água com o lençol freático, o sistema não acumula sais. A partir da coleta de seis amostras de sedimentos superficiais ao longo do embaiamento com profundidade máxima de 15 metros. As diatomáceas foram agrupadas em categorias ecológicas (grupos de hábito): planctônicas, ticoplanctônicas, litorais (epilíticas, epipélicas, epífitas) e formas bênticas de águas rasas. Com base nesta classificação de hábito gerou-se a razão Planctônica/Litoral (P/L) para cada amostra estudada. A partir daí, os autores utilizaram equações das regressões que descreviam a distribuição logaritmizada das razões P/L contra a profundidade da coluna d'água gerando quatro diferentes modelos, os quais descreviam a variação da profundidade do lago. A diferença entre os modelos gerados consistia de diferenças ou incertezas na classificação ou agrupamento das espécies. Dentre os modelos obtidos, os autores selecionaram o modelo que apresentou um coeficiente de determinação de  $r^2 = 0,88$ , com 90% de confiança, visto que os demais modelos foram descartados ou por fornecerem reconstituições de profundidades negativas ou por apresentarem valores de níveis de água muito mais altos do que o previsto por outras evidências. É importante frisar que um dos modelos apresentou um  $r^2$  de 0,95, apesar de descartado. Com estes resultados, os autores concluem que o sucesso da calibração da profundidade do sistema com base na razão P/L é específica para cada sítio estudado, pois os processos de mistura responsáveis pela distribuição das assembléias nos sedimentos são típicos de cada ambiente. Assim, com estes resultados, Baker *et al* (1994) concluem que as amostras de sedimentos superficiais mais apropriadas para a elaboração de uma função de transferência são aquelas do próprio sistema, se contrapondo à abordagem

adotada por Fritz *et al* (1991), que se valeram de um conjunto de amostras coletadas em diversos lagos.

Yang e Duthie (1995) utilizaram abordagens semelhantes às utilizadas por Backer *et al* (op. cit.) para descrever a relação entre as diatomáceas e a profundidade de dois sistemas aquáticos. Os autores trabalharam com dois bancos de dados, um do *East Lake* (0,3 a 8,0m de profundidade) e outro do lago Ontário (3,0 a 240m). Numa abordagem, as diatomáceas foram agrupadas em categorias ecológicas (euplanctônicas, ticoplanctônicas, epífitas e bênticas); numa outra abordagem, as diatomáceas foram agrupadas em apenas duas categorias: planctônicas e perifíticas (epífitas e bênticas), e os percentuais destas categorias foram logaritimizadas e regredidas contra as profundidades de cada amostra, usando o método da média ponderada. Desta forma, os autores conseguiram valores de  $r^2$  de 0,73 e desvio padrão de 1,5m para o agrupamento em quatro categorias ecológicas e um  $r^2$  de 0,76 e um desvio padrão de 1,74m para o agrupamento em duas categorias ecológicas, no *East lake*. No lago Ontário, os autores conseguiram um  $r^2$  de 0,905 e um desvio padrão de 20,3 metros para o agrupamento em quatro categorias, e um  $r^2$  de 0,915 e um desvio padrão de 11,8 metros para o agrupamento em duas categorias ecológicas.

Duthie *et al* (1996) utilizaram 85 amostras de diatomáceas coletadas no ancoradouro de Hamilton, região oeste do lago Ontário (EUA/Canadá). Os autores também separaram as espécies em categorias ecológicas: euplanctônicas, ticoplanctônicas, epífitas e bentônicas, sendo que as mudanças no nível de água do sistema foram inferidas com o uso do método da média ponderada, cujos valores do ajuste e a faixa de erro do modelo não foram informados neste estudo.

Brugam *et al* (1998) construíram uma função de transferência a partir de 53 amostras coletadas em dois lagos, sendo que um deles, lago Crooked é um sistema multibacias. As amostras foram coletadas a partir de transectos, nos quais foram analisados a composição específica das diatomáceas. A função de transferência gerada a partir do método da média ponderada (MP) apresentou um  $r^2$  de 0,83 e um erro médio da raiz quadrada da previsão, obtido pela técnica do *bootstrapping* ( $EQMRMP_{boot}$ ) de 2,03m. Esta mesma função foi utilizada mais tarde por Brugam *et al* (2004) como uma evidência independente para testar a hipótese de que a chegada do gênero de conífera *Tsuga* na bacia de drenagem durante o Holoceno Médio (ca. 6.000 anos antes do presente (A. P.)) na porção mais oriental da Upper Península esteve associada ao aumento na disponibilidade de umidade na região.

Moser *et al* (2000) utilizaram-se das diatomáceas para discutir a paleohidrologia de sítios em altas latitudes do Hemisfério Norte, mais precisamente no Canadá e Finlândia. A partir de dois bancos de dados foram elaboradas duas funções de transferência para a profundidade dos lagos. Os valores de  $r^2$  e EQMR para as duas funções foram: 0,7 e 2,6m

para as amostras do Canadá e 0,88 e 1,8m para as amostras da Finlândia. No entanto, quando estes bancos de dados foram avaliados pela validação cruzada (*jackknifing*), os valores de  $r^2_{jack}$  e EQMRP foram substancialmente reduzidos: 0,21 e 4,6m para o Canadá e 0,47 e 3,9 para a Finlândia, indicando maior severidade na avaliação dos ajustes e erros dos modelos pelos métodos de validação cruzada.

O uso da fauna dos lagos para o desenvolvimento de funções de transferência capazes de inferir a paleoprofundidade da coluna de água teve início com Korhola *et al.* (2000). Os autores trabalharam com cladóceros e quironomídeos coletados em amostras de sedimentos superficiais em 53 lagos da região da Fennoscandia, com uma faixa de profundidade que foi de 0,85 a 27 metros de profundidade. Apesar dos resultados indicarem uma relação linear entre a distribuição dos organismos e a profundidade, os autores optaram por utilizar dois métodos que assumem uma relação unimodal entre as espécies, nomeadamente MP e MP-QMP, e um método linear, QMP. Os melhores modelos gerados para ambos os grupos foram os que utilizaram o método linear, QMP. O modelo gerado para os cladóceros revelaram um  $r^2$  de 0,70, com erro médio da raiz quadrada (EQMR de 0,31m e um erro médio da raiz quadrada da previsão (EQMRP) de 0,48m, com tendência dos valores extremos serem sub- e superestimados. Para os quironomídeos, o modelo gerado apresentou um  $r^2$  de 0,70, EQMR de 0,34m e um EQMRP de 0,49m, com tendência mais acentuada de sub- e superestimar os valores extremos da relação profundidade observada contra a profundidade estimada. Este trabalho apresentou os menores erros entre os valores observados e os valores previstos.

Verleyen *et al.* (2003) estudou lagos na Antártica com o objetivo de estabelecer a variação hidrológica na região. Os autores utilizaram as diatomáceas bentônicas como organismo indicador da variabilidade ambiental e verificaram que nos sistemas em estudo, duas variáveis ambientais eram responsáveis pela variabilidade na comunidade, nomeadamente, salinidade e o tamanho da coluna d'água; esta última variável se caracterizou como a principal influencia sobre a variabilidade da comunidade em ecossistemas oligosalinos. O modelo gerado para profundidade apresentou um  $r^2$  de 0,76 e EQMRP de 1,66m, com base num método de MP-QMP.

Na Ásia, Yang *et al.* (2003) desenvolveram uma função de transferência para profundidade nos lagos do platô Tibetano. A partir da análise de assembléias de diatomáceas de 40 lagos, a função apresentou um  $r^2_{jack}$  de 0,89 e um EQMRP de 1,82m.

Racca *et al.* (2004) introduziram o método das Redes Neurais (RN), derivado da inteligência artificial, nos estudos de paleolimnologia com o objetivo da construção de funções de transferência para profundidade. Com amostras coletadas em 109 lagos do Alasca e do Canadá, com profundidades variando entre 0,8 a 54 metros, os autores conseguiram uma função de transferência com um  $r^2$  inicial de 0,60 e um EQMRP de cerca

de 1,80m. Posteriormente, as espécies que contribuíam menos para o modelo gerado foram retiradas da análise, o que permitiu melhorar o modelo, passando a ter um  $r^2$  de 0,77 e um EQMRP de 1,57m.

Amsinkck *et al.* (2006), por meio de uma análise de correspondência canônica (ACC), evidenciaram que a profundidade dos lagos estudados era fator controlador da distribuição dos remanescentes do zooplâncton. A partir desta evidência, os autores desenvolveram uma função de transferência com um  $r^2$  de 0,91, um EQMR de 1,65m,  $r^2_{boot}$  de 0,88 e EMRQP de 1,82m.

Barley *et al.* (2006) desenvolveram uma função de transferência para profundidade a partir de 136 lagos situados no Canadá; as amostras utilizadas no estudo foram coletadas em profundidades variando de 0,3 a 49 m. Os insetos das ordens Chironomidae, Chaoboridae e Ceratopogonidae foram utilizados como bioindicadores. Os métodos da MP e MP-QMP foram utilizados na modelagem, sendo que a MP-QMP com dois componentes produziu resultados melhores ( $r^2_{boot} = 0,38$ ; EQMRP = 0,58 = 3,80m (7,75%).

Mais recentemente, Rioual *et al.* (no prelo) utilizaram um banco de dados europeu de diatomáceas para fazer um amplo estudo sobre as alterações na dinâmica lacustre, na França. O banco de dados foi incrementado com amostras coletadas na região do estudo. O melhor modelo para a profundidade máxima do sistema obteve um  $r^2_{boot}$  de 0,66; um  $r^2$  de 0,84 e erro<sub>jack</sub> de 0,30.

### 2.3.2. Áreas úmidas<sup>10</sup>

O regime hidrológico das áreas úmidas tem sido modelado por meio do desenvolvimento de funções de transferência para a variação do nível de água do lençol freático principalmente com o uso de tecamebas (protozoários), como bioindicadores. Além da variável acima citada, estes estudos estão sempre associados ao desenvolvimento de funções de transferência para os teores de umidade dos ambientes de coleta das amostras; ambos relacionados com variações na paleohidrologia dos ambientes.

O estudo de Woodland *et al.* (1998) foi desenvolvido a partir de 163 amostras coletadas em nove áreas úmidas, na região da Cúmbria, utilizando as tecamebas como bioindicador do nível do lençol freático. Dentre os quatro métodos testados para a geração de modelos (MP, MP-QMP e QMP), os métodos de MP e MP-QMP apresentaram resultados iguais (EQMRP de 3,93; 19,65%), num banco de amostras onde a profundidade do sistema variou de ca. 0 a -20cm<sup>11</sup>. A função de transferência desenvolvida foi aplicada a testemunhos coletados na mesma região.

<sup>10</sup> *Wetlands*, em inglês.

<sup>11</sup> Nos estudos de variação do nível de água do lençol freático costuma-se indicar a presença d'água acima dos sedimentos com valores negativos.

Booth (2001) desenvolveu uma função de transferência com um  $r^2$  de 0,61 e um  $\text{EQMRP}_{jack}$  de 7,48cm, com as tecamebas como indicador. O estudo foi desenvolvido com base em 69 amostras coletadas em duas áreas úmidas adjacentes ao Lago Superior, Canadá/EUA. Mais tarde, Booth (2002) coletou 139 amostras em 11 áreas úmidas e investigou a influência das variáveis ambientais sobre a comunidade de tecamebas. A profundidade do lençol freático foi a variável que demonstrou a relação mais forte com a comunidade de tecamebas. A partir desta observação, foi desenvolvida uma função de transferência para a profundidade do lençol freático, sendo que a coleta das amostras variou num gradiente de profundidade entre 50 e -27cm; o valor negativo significa que havia uma lâmina d'água no local da coleta. Quatro métodos foram utilizados no desenvolvimento da função de transferência (MP, MPtol, MP-QMP e QMP), sendo que o modelo desenvolvido pelo método da MP-QMP foi o escolhido em virtude de apresentar o menor  $\text{EQMRP}$  (7,5cm; 9,74%).

Booth e Jackson (2003) modificaram a função de transferência elaborada por Booth (2002) com o intuito de aplicá-la a um testemunho coletado no brejo de Minden, EUA. Nas novas amostras de treinamento, as espécies de tecamebas silicosas foram excluídas, bem como todas as amostras com menos de 150 indivíduos contados. Desta forma, o novo grupo de treinamento passou a contar com 130 assembléias atuais de tecamedas. O melhor modelo desenvolvido a partir destas amostras apresentou um coeficiente de determinação de 0,69 e um  $\text{EQMRP}_{jack}$  de 8,03cm(13,16%), num conjunto de amostras no qual a profundidade variou de ca. 50 a -11cm.

Wilmshurst *et al.* (2003) desenvolveram a primeira reconstrução quantitativa da umidade superficial durante o Holoceno em um brejo no Hemisfério Sul. Uma função de transferência baseada na modelagem por QMP com 62 amostras de sedimentos superficiais coletados em 19 brejos da Nova Zelândia. Após a varredura<sup>12</sup> dos dados, o modelo final desenvolvido por meio do método da QMP com dois componentes, baseado em 50 amostras, obteve um  $r^2$  de 0,88 e EQMR de 2,71(7,13%);  $r^2_{jack}$  de 0,58 e  $\text{EQMRP}_{jack}$  de 5,01(13,18%), em amostras de profundidade que variaram entre ca. 2,5 a 38cm. A aplicação desta função ao testemunho coletado no brejo Eweburn produziu reconstruções irreais. Por isso, uma nova função foi desenvolvida (MP com  $r^2_{jack}$  de 0,50 e  $\text{EQMRP}_{jack}$  de 8,54(22,47%) e aplicada ao testemunho, com resultados mais confiáveis.

Payne *et al.* (2006) também fizeram uso das tecamebas para construir uma função de transferência para a profundidade do lençol freático das áreas úmidas do Alasca, EUA. Após um primeiro resultado com modelos pouco satisfatórios, algumas amostras foram removidas do grupo de treinamento produzindo um refinamento dos modelos gerados. O melhor modelo construído pelo método da MP-QMP apresentou um  $\text{EQMRP}_{jack}$  de 9,7cm

---

<sup>12</sup> *Screening*, em inglês.

(11,02%) e  $EQMRP_{boot}$  de 10,2cm, sendo que a profundidade do lençol freático variou de 93 a 5cm.

Uma função de transferência para profundidade de áreas úmidas da Hungria e da Romênia foi desenvolvida por Schnitchen *et al.* (2006). A função que mostrou o melhor desempenho foi baseada no método de MP, com  $r^2$  de 0,44 e EQMRP de 10,23cm (13,82%), num conjunto de 90 amostras em 13 áreas úmidas e em profundidades que variaram de ca. 68 a -6cm. Este modelo foi aplicado em testemunhos coletados na mesma região.

### 2.3.3. Ambientes marinhos costeiros

Campeau *et al.* (1999) estabeleceram uma função de transferência visando reconstituir a variação do nível médio relativo do mar para a costa do Mar de Beaufort (Canadá), a qual permite que o nível médio relativo do mar seja previsto, a partir das assembléias de diatomáceas, com um  $r^2$  de 0,87 e um  $EQMRP_{boot}$  de 1,43m.

Os foraminíferos (protozoários) também têm sido utilizados como bioindicadores na elaboração de funções de transferência para reconstituição de paleoníveis de marés em pântanos salgados (*salt-marsh*). Horton *et al.* (1999) desenvolveram funções de transferência a partir de assembléias de foraminíferos presentes em 165 amostras de sedimentos superficiais de dez zonas costeiras das regiões Leste, Sul e Oeste do Reino Unido e associou estes dados aos dados de variação do nível de maré. A função desenvolvida para o índice padronizado do nível de água apresentou para um modelo de Média Ponderada inversa um  $r^2_{jack}$  de 0,74 e para Média Ponderada clássica um  $r^2_{jack}$  de 0,75.

Zong e Horton (1999) analisaram as diatomáceas de 88 amostras de sedimentos superficiais coletadas em seis sistemas costeiros do Reino Unido. A função desenvolvida para o índice padronizado do nível de água<sup>13</sup> dos sistemas em estudo foi muito semelhante quando usado o método de MPtol inverso ( $r^2_{jack}$  de 0,72) e para o método clássico ( $r^2_{jack}$  de 0,71).

Edwards e Horton (2000) trabalharam apenas com os foraminíferos aglutinantes no desenvolvimento de uma função de transferência com o intuito de contornar o problema de preservação dos foraminíferos nos ambientes de baixios dos pântanos, nos quais as espécies calcáreas sofriam com o problema de dissolução das carapaças. A nova função de transferência estabelecida reduziu o número de amostras sem análogos modernos, mas ao custo da diminuição da sensibilidade nos ambientes de baixios dos pântanos. A função

<sup>13</sup> Este índice foi desenvolvido para lidar com a diferença do nível de maré nas dez áreas estudadas  $X_{ab} = [((A_{ab} - NMM_b) / (NMAMS_b - MTL_b) \times 100) + 100]$ , onde:  $A_{ab}$  = medida de altitude da estação / nível de maré  $a$  no sítio  $b$ ;  $NMM_b$  = nível médio de maré no sítio  $b$ ;  $NMAMS_b$  = nível de maré alta na maré de sizígia no sítio  $b$ ;  $X_{ab}$  = é o índice de nível de água padronizado (INAP) da estação / nível de água  $a$  no sítio  $b$ . A constante 100 assegura que os valores serão positivos.

obtida apresentou para o método de MPtol inverso um  $r^2$  de 0,62, um  $r^2_{jack}$  de 0,58 e um EQMRP de 16,88 e MPtol clássico de  $r^2$  de 0,62, um  $r^2_{jack}$  de 0,57 e um EQMRP de 13,46.

Gehrels (2000) utilizou uma abordagem nova para os estudos de funções de transferência ao separar as amostras de treinamento em três grupos: organismos vivos (51 amostras), mortos (68 amostras) e vivos e mortos (68 amostras). O modelo desenvolvido com a composição dos organismos (vivos e mortos) superou ( $r^2 = 0,84$ ; EQMR = 0,06;  $r^2_{jack} = 0,80$ ; EQMRP<sub>jack</sub> = 0,07; método QMP) os modelos desenvolvidos com os organismos mortos ( $r^2 = 0,83$ ; EQMR = 0,07;  $r^2_{jack} = 0,76$ ; EQMRP<sub>jack</sub> = 0,08; métodos QMP e MP-QMP) e vivos ( $r^2 = 0,70$ ; EQMR = 0,08;  $r^2_{jack} = 0,63$ ; EQMRP<sub>jack</sub> = 0,09; método MP).

Sawai *et al* (2004) desenvolveram uma função de transferência baseada em diatomáceas para o nível de maré na costa nordeste do Japão. A função estabelecida a partir de um modelo de MP-QMP com três componentes apresentou um  $r^2$  de 0,94, um  $r^2_{jack}$  de 0,83, um EMRQ de 0,17 e um EQMRP de 0,30.

Hamilton e Shannon (2005) analisaram as diatomáceas de ambientes estuarinos (das planícies de maré, passando pelos pântanos salgados até brejos ácidos) com o intuito de estabelecer uma função de transferência para o nível de maré na região do Alasca. Dentre os modelos desenvolvidos, o melhor deles apresentou um  $r^2$  de 0,93 e um EQMRP de 2,90m para o método de MP-QMP com três componentes.

Horton e Edwards (2005) desenvolveram funções de transferência local e regional baseadas em foraminíferos e com o intuito de avaliar a variação do nível médio relativo do mar a partir de amostras coletadas em pântanos salgados. A função de transferência local contou com uma base de dados de dois pântanos; para a abordagem regional, a estas amostras foram acrescentadas as amostras de mais onze pântanos, com altura da maré de primavera entre 1,2 a 12,2m. A função de transferência local foi mais robusta ( $r^2 = 0,93$  e EQMR = 3,27;  $r^2_{jack} = 3,90$  e EQMRP = 0,89) do que a regional ( $r^2 = 0,83$  e EQMR = 4,63;  $r^2_{jack} = 5,26$  e EQMRP = 0,79).

#### **2.4. Funções de transferência no Brasil**

Os estudos no Brasil sobre a elaboração de funções de transferência estão em fase inicial, embora o primeiro trabalho tenha sido realizado no ano de 1998. Numa década, apenas três trabalhos foram concretizados. As funções estabelecidas por Gianini (1998 e 2003) foram desenvolvidas com o objetivo de reconstituir as variações dos valores de pH em lagos da Amazônia Central. A partir de dez lagos, com pH médio variando entre 4,61 e 6,36, as assembléias de diatomáceas foram agrupadas em categorias ecológicas (indiferentes,

acidofílicas, alcalifílicas e acidobiontes<sup>14</sup>) e regredidas linearmente contra os valores de pH. A eficiência do modelo foi avaliada pelo coeficiente de determinação ( $r^2$ ), o qual foi de 0,90 (Gianini, 1998). Posteriormente, Gianini (2003) ampliou o número de lagos estudados, acrescentando mais 5 lagos (total de 15 lagos). A metodologia utilizada para a elaboração do modelo foi a mesma. Esta nova regressão linear também produziu um  $r^2$  de 0,90, no entanto, nenhum erro foi determinado para nenhum dos trabalhos. Esta função foi aplicada a um testemunho curto (28cm), do qual foram obtidas 13 amostras. O pH estimado pela aplicação da função aponta para uma tendência de acidificação do lago Caruru (AM), e este processo foi creditado pelo autor à ação antrópica, pelos processos de crescimento urbano e industrial ao longo do desenvolvimento regional (Gianini, 2003).

Laslandes *et al.* (em preparação) examinaram a relação entre as diatomáceas e as condições ambientais a partir de 48 amostras em sete lagoas costeiras no Estado do Rio de Janeiro. As funções de transferência geradas para salinidade e composição iônica obtiveram um  $r^2$  de 0,92 e 0,78, respectivamente. No entanto, os autores não apresentam o coeficiente de determinação e o erro da validação cruzada.

Silva-Oliveira, em seu doutoramento com foraminíferos planctônicos, está aplicando uma função de transferência por meio da Técnica do Análogo Moderno, a partir de um banco de dados com 372 amostras de sedimentos superficiais do Atlântico, visando reconstituir as variações da temperatura da superfície do mar, nos últimos 4300 anos cal AP, em um testemunho da plataforma continental fluminense (Silva-Oliveira *et al.*, 2007).

McVeigh *et al.* (2001a; 2001b; 2003a; 2003b; 2005a; 2005b) e colaboradores, numa série de artigos apresentados em congressos, apresentam funções de transferência estabelecidas para pH e fósforo total em sistemas urbanos de Salvador e áreas úmidas da região norte da Região Metropolitana de Salvador.

---

<sup>14</sup> *Indiferentes*: indiferentes ao pH; *acidofílicas*: ocorre em pH ao redor de 7, com desenvolvimento ótimo abaixo deste valor; *acidobiontes*: ocorre em pH abaixo de 7, com desenvolvimento ótimo abaixo de 5,5; *alcalifílicas*: ocorre em pH em torno de 7, com desenvolvimento ótimo acima deste valor (Moro e Fürstenberger, 1997).



### **3. ÁREA DE ESTUDOS**

#### **3.1 Localização**

A Lagoa do Boqueirão está localizada no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil, no curso médio do Rio Boqueirão, nas coordenadas 35°30' – 35°40' W e 5°10' – 5°20' S. A bacia do Rio Boqueirão ocupa uma superfície de 250,5 Km<sup>2</sup>, o que corresponde a cerca de 0,5% do território do Estado do Rio Grande do Norte. Esta bacia, uma das menores do Estado, tem a sua porção de extremo jusante situada sobre um relevo de dunas, pertencente à unidade geomorfológica da Faixa Litorânea, e o restante pertencente aos Tabuleiros Costeiros, Figura 3.9 (SERHID, 1998).

A Lagoa do Boqueirão apresenta uma orientação NE-SW, sendo um sistema comprido e estreito, com extensão de 9,7 Km e largura máxima de 0,6 Km. A lagoa torna-se, gradualmente, mais funda à medida que se aproxima do mar, tendo a sua profundidade máxima registrada de 10,0 metros (Figura 3.1). O extremo de jusante, mais próximo do mar, dista 10,6 Km da linha de costa. A borda oeste da lagoa é, atualmente, ocupada com agricultura intensiva de grama e frutas, existindo tomadas de água no perímetro da lagoa para a irrigação das plantações.

A Lagoa do Boqueirão é um sistema dulciaquícola, com águas levemente ácidas a levemente alcalinas, valores extremos de pH entre 4,95 e 7,93. A concentração de oxigênio dissolvido variou de um mínimo de 4,32 a um valor máximo de 7,69, os valores mais baixos foram registrados próximo aos sedimentos, enquanto os valores mais elevados foram medidos próximo à superfície. Os valores de condutividade foram mais constantes, sendo o mínimo de 0,378 e o máximo de 0,474. Já a temperatura da água variou de 27,4 °C, próximo ao fundo do lago, a um valor máximo de 29,9 °C, próximo à superfície. Os valores de nutrientes para a coluna d'água são de 0,67 a 1,56 µmol de P/L, 17,3 a 30,0 µmol de N/L e 254 a 532 µmol de Si-SiO<sub>2</sub>/L. O sistema apresentou-se estratificado, com a termoclina situando-se entre 4,0 e 5,0 metros de profundidade. Estes dados referem-se à campanha de maio do ano de 2003 e foram coletados durante cinco dias de amostragem da coluna d'água da Lagoa do Boqueirão (Gomes, em preparação).

#### **3.2 Caracterização Climática da Bacia do Rio Boqueirão:**

Os dados obtidos para a caracterização climática da bacia do Boqueirão são originados a partir da estação meteorológica de Ceará-Mirim (Código INMET 536009), além dos postos de Cana Brava, Touros, Marau e Natal. Estas estações são as mais próximas do local de estudos, devido à falta ou indisponibilidade de dados meteorológicos na própria bacia da Lagoa do Boqueirão. As séries de dados climáticos referem-se aos anos de 1936 a 1995.

### 3.2.1 Temperatura

A temperatura média anual é de  $25,5 \pm 3,1^{\circ}\text{C}$ . As médias máximas e mínimas extremas ocorrem nos meses de janeiro ( $31,4^{\circ}\text{C}$ ) e agosto ( $21,1^{\circ}\text{C}$ ), respectivamente, conforme o Quadro 3.1.

**Quadro 3.1. Temperaturas máximas, mínimas e média ( $^{\circ}\text{C}$ ) nas estações (SERHID, 2001).**

Temperatura	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Máxima	31,4	31,3	31,0	30,6	29,7	28,8	28,3	29,1	29,5	30,4	31,0	31,3
Mínima	22,1	24,4	22,6	22,6	22,0	21,4	20,7	20,5	20,6	21,1	21,5	22,0
Média	26,4	26,5	26,3	26,1	25,4	25,2	24,0	24,2	23,4	24,7	25,9	26,3
Máx. Abs.	33,6	33,7	34,1	33,6	32,2	31,8	31,4	31,0	32,4	32,7	32,8	33,2
Mín. Abs.	18,5	18,5	19,0	20,0	19,2	18,8	16,3	17,6	17,0	17,7	18,6	19,3

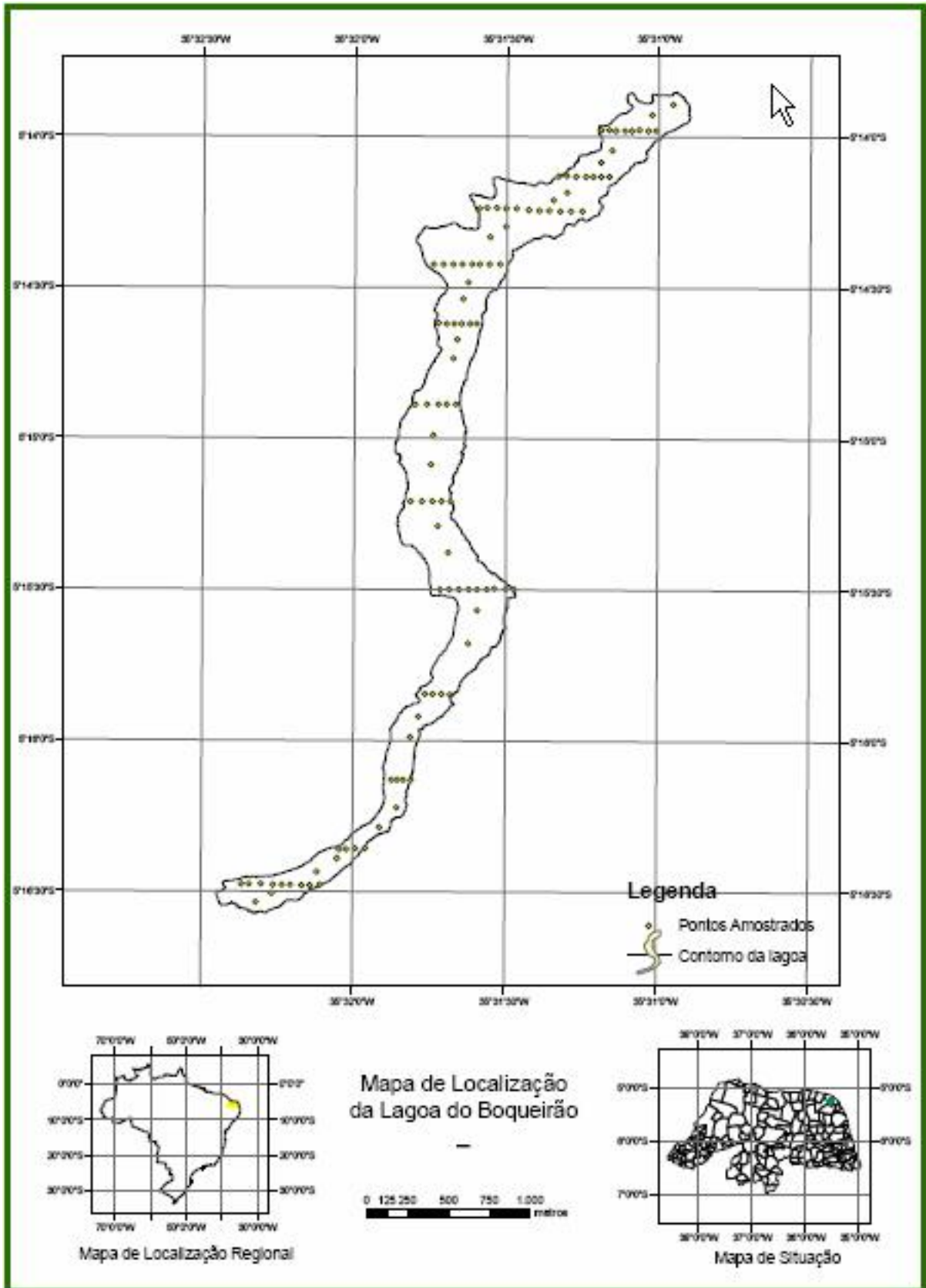


Figura 3.1. Mapa de localização da Lagoa do Boqueirão.

## Batimetria

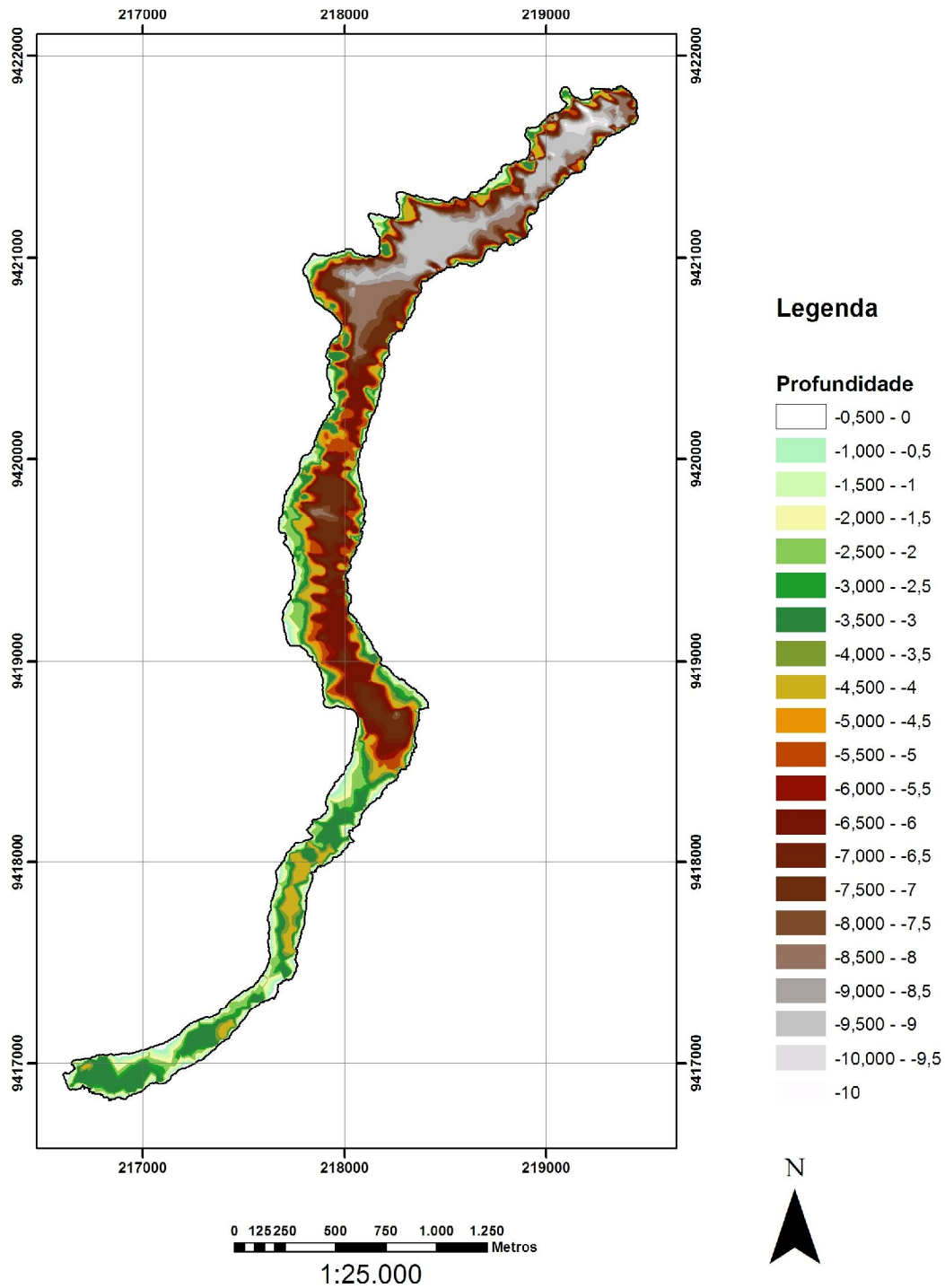


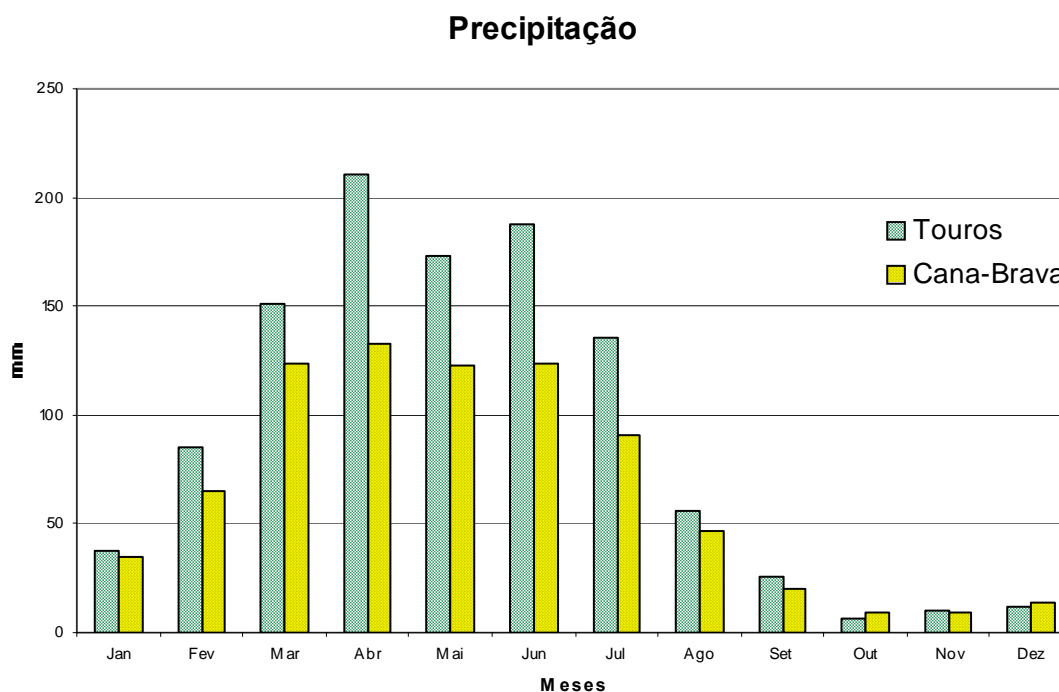
Figura 3.2. Mapa batimétrico da Lagoa do Boqueirão (modificado de SERHID, 2001).

### 3.2.2 Precipitação

A bacia do Boqueirão é caracterizada por índices pluviométricos que variam de 6 mm a 210 mm mensais, obtidos por meio de dois postos pluviométricos. O posto de Cana Brava com 792 mm e o posto de Touros com pluviometria anual em torno de 1.090 mm (SERHID, 2001); sendo este mais característico das condições climáticas da parte inferior da bacia e, portanto, da região da Lagoa do Boqueirão.

O quadrimestre mais chuvoso se estende de março a junho, sendo responsável por 66,2% do total das chuvas anuais. O quadrimestre mais seco se estende de setembro a dezembro, sendo responsável por apenas 5,0% da pluviometria anual. O mês de chuvas mais intensas é de abril, sendo este mês responsável por 19% das chuvas; o mês mais seco é outubro, com 06% do total anual de pluviometria (Figura 3.3).

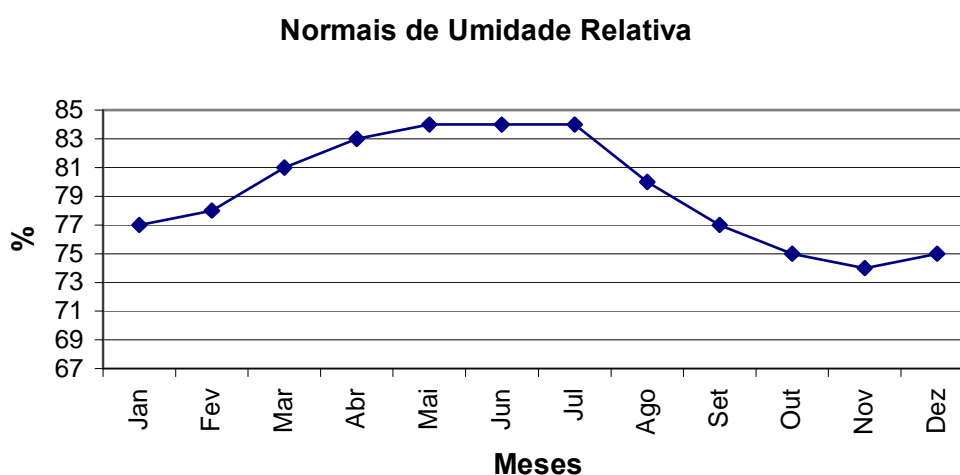
Figura 3.3. Médias mensais de precipitação para a bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).



### 3.2.3 Umidade relativa

A estação de Ceará-Mirim registra uma variabilidade máxima de 10% para os valores de umidade relativa média, como pode ser verificado na Figura 3.4. Obviamente, este parâmetro é fortemente influenciado pela proximidade das águas marinhas, o que se traduz em valores de umidade relativa média de 20 a 30% maiores do que aqueles registrados no interior do Estado (SERHID, 1998).

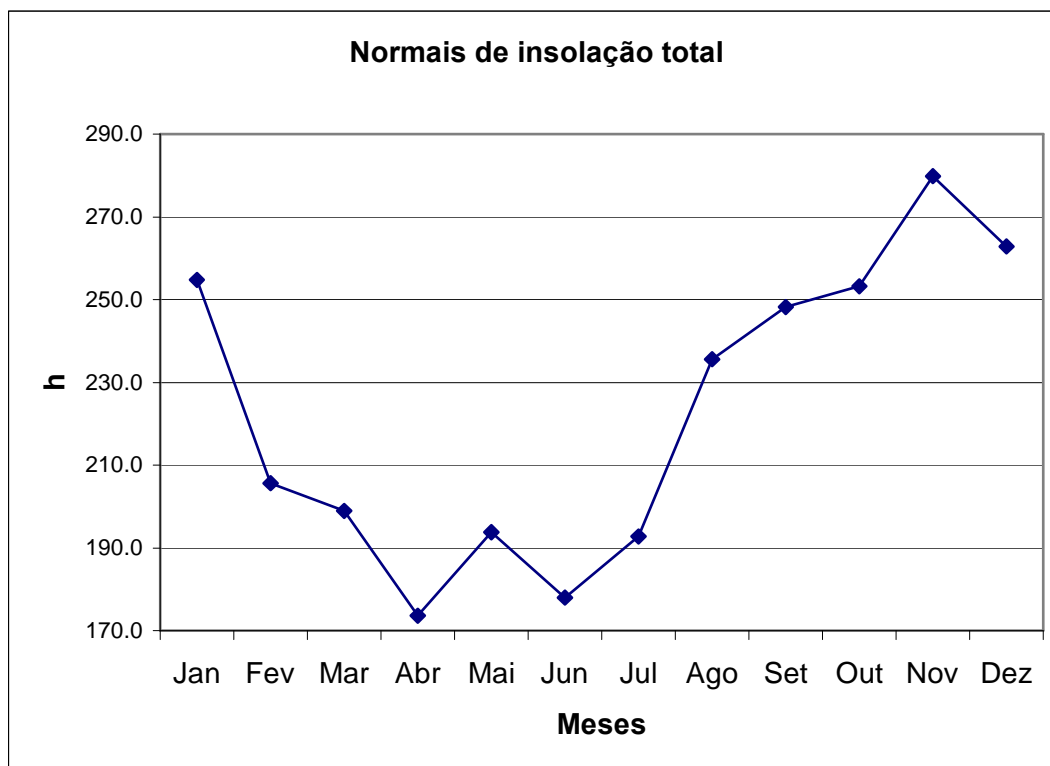
Figura 3.4 Normais de umidade relativa do ar para a bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).



### 3.2.4 Insolação média

De acordo com a estação Cera-Mirim, a disponibilidade de insolação anual é da ordem de 2.677,2 horas, daí conclui-se que 61% dos dias do ano possuem incidência solar direta. A maior incidência solar ocorre no período compreendido entre os meses de agosto a janeiro, com destaque para o quadrimestre outubro, novembro, dezembro e janeiro, com um total de 1050,7 horas. O trimestre de menor incidência de radiação solar são os meses de abril, maio e junho, correspondendo ao período chuvoso, totalizando 545,4 horas de radiação solar. A intensa radiação solar é responsável pelas altas taxas de evapotranspiração da região. Vide Figura 3.5.

Figura 3.5. Normais de insolação para a bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).



### 3.2.5 Ventos

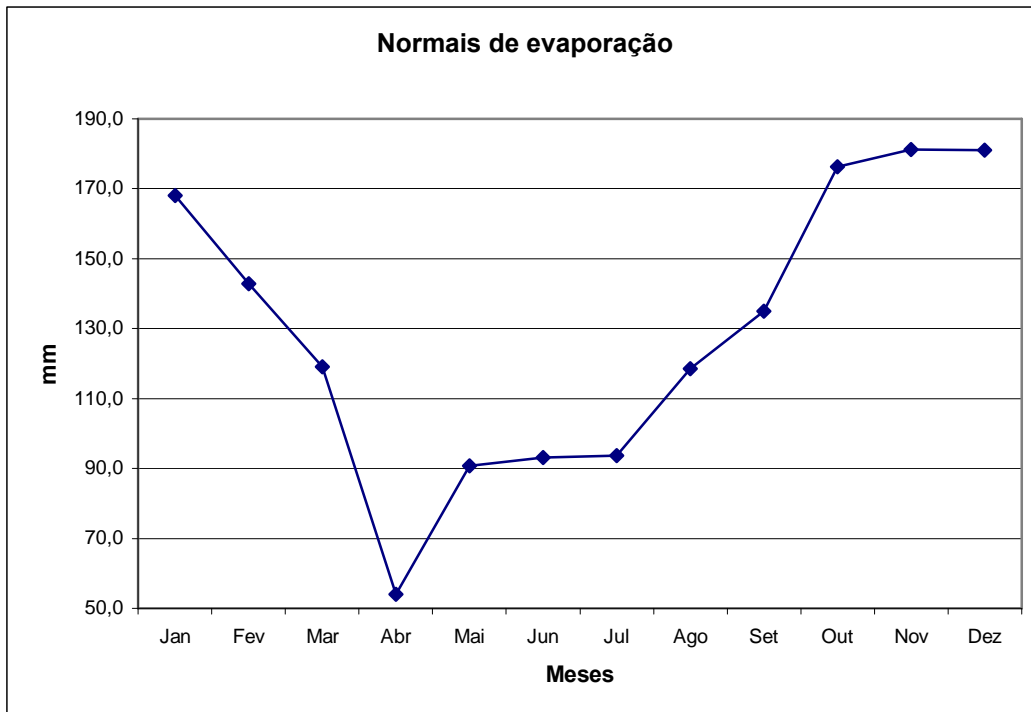
Os dados de velocidade dos ventos foram obtidos a partir das estações de Macau e Natal, pois a estação de Ceará-Mirim não possui equipamentos para a medição deste parâmetro. Assim, são registrados valores de velocidade do vento da ordem de  $3,7 \text{ Km h}^{-1}$  (Macau) e de  $4,6 \text{ Km h}^{-1}$  (Natal).

### 3.2.6 Evaporação média

Os dados de evaporação média para a bacia do Boqueirão são obtidos por meio de dois métodos, os Tanques de Evaporação e os Tubos Piché, este último utilizado na estação de Ceará-Mirim. Os totais anuais médios evaporados entre as estações conduzem a uma relação "Tanque Classe A/Piché" da ordem de 1,2 a 1,3, significando que os valores de classe A são, em geral, de 20 a 30% superiores aos valores encontrados nos tubos Piché (SERHID, 1998).

Os valores de evaporação observados em Tubo Piché para Ceará\_Mirim é da ordem de 1.553,5 mm anuais, distribuída ao longo dos meses, vide Figura 3.6. O trimestre que apresenta os maiores valores de evaporação corresponde aos meses de outubro, novembro e dezembro, com o máximo ocorrendo no mês de novembro (181,3 mm) (SERHID, 1998).

Figura 3.6. Normais de evaporação média para a bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).

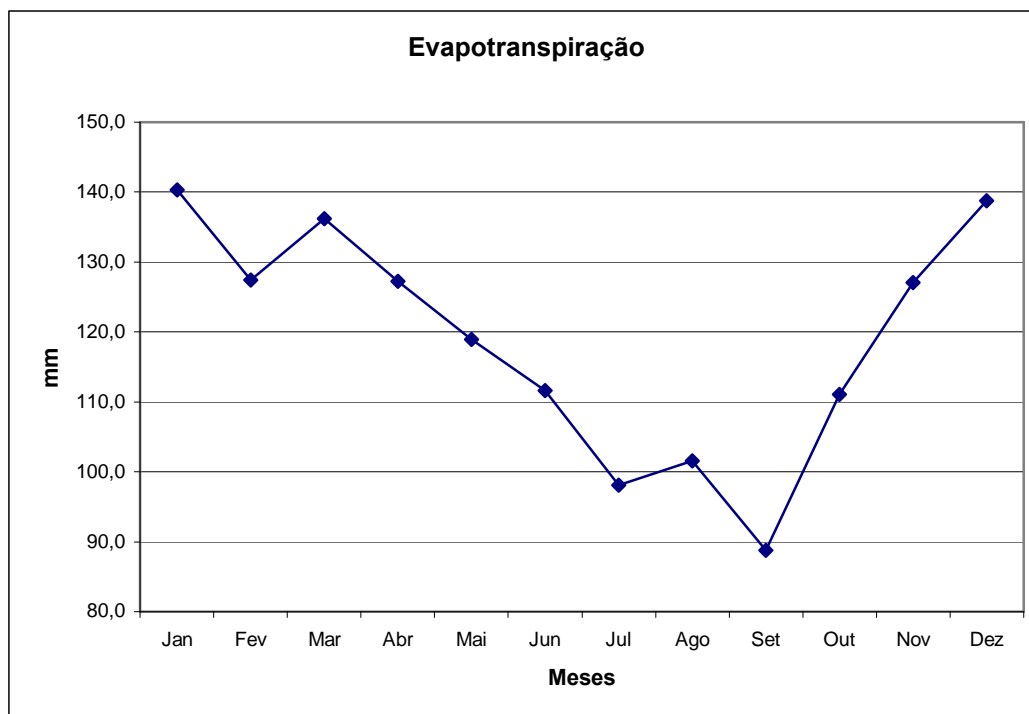


### 3.2.7 Evapotranspiração

A metodologia de Thornthwaite e Mather é a mais recomendada para medir as taxas evapotranspiração mensais. Esta se vale a relação entre os registros de temperaturas mensais e os fatores climáticos. A Figura 3.7 apresenta a evapotranspiração potencial mensal para a área. O total anual é da ordem de 1.427 mm.



Figura 3.7. Evapotranspiração potencial para a bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).



### 3.2.8 Balanço hídrico

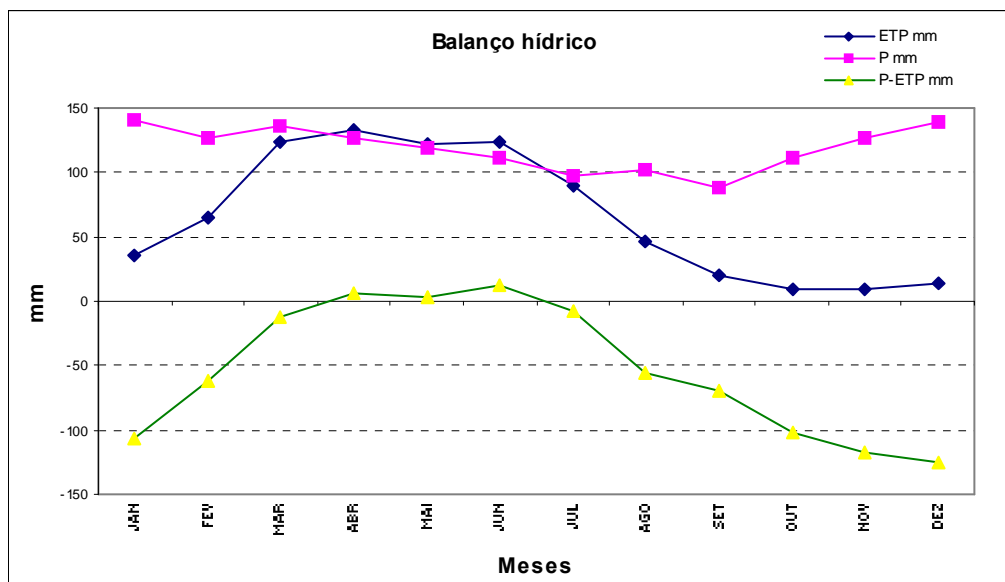
O balanço hídrico é a medida entre o ganho (precipitação) e as perdas (escoamento superficial e profundo e evapotranspiração) do sistema. Aplicando-se a metodologia do balanço hídrico para a bacia em questão, supondo-se uma capacidade de armazenamento de 100 mm, obtém-se os dados do Quadro 3.6. Para o balanço hídrico utilizou-se os dados de temperatura do posto de Ceará-Mirim e os dados de precipitação do posto de Cana-Brava (SERHID, 1998).

O gráfico representado na Figura 3.8 confronta os valores de evapotranspiração de Ceará-Mirim com os valores de precipitação média do posto de Cana-Brava. A região é caracterizada pelo déficit-hídrico em praticamente todo o ano, com exceção dos meses de abril a junho.

**Quadro 3.2. Balanço hídrico para a bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).**

Estação	T °C	P mm	ETP mm	P-ETP mm	ARM mm	ALT Mm	ETR mm	EXC mm	DEF mm
JAN	26,4	34,8	140,3	-106,0	0,0	0,0	35,0	0,0	106,0
FEV	26,5	65,3	127,4	-62	0	0	65	0	62
MAR	26,3	123,7	136,2	-12	16	16	108	0	28
ABR	26,1	133,2	127,2	6	22	6	127	0	0
MAI	25,4	122,4	118,9	3	25	3	119	0	0
JUN	25,2	123,9	111,6	12	38	12	112	0	0
JUL	24	90,3	98,1	-8	34	-4	94	0	4
AGO	24,2	46,6	101,6	-55	20	-14	61	0	41
SET	23,4	19,9	88,8	-69	10	-10	30	0	59
OUT	24,7	9,5	111,1	-102	3	-7	17	0	95
NOV	25,9	9	127,1	-118	0	-3	12	0	115
DEZ	26,3	13,5	138,8	-125	0	0	13	0	125
<b>ANO</b>	<b>25,4</b>	<b>792,1</b>	<b>1427,1</b>	<b>-636,0</b>	<b>168,0</b>	<b>-1,0</b>	<b>793,0</b>	<b>0,0</b>	<b>635,0</b>

Figura 3.8. Balanço hídrico para a bacia do Rio Boqueirão. Pmm = precipitação em mm, medidos no posto Cana Brava; ETPmm = evapotranspiração em mm, medidos na estação Ceará-Mirim; P-ETP = balanço hídrico regional (SERHID, 2001).



### 3.2.9 Classificação do clima

A Bacia do Boqueirão está inserida em dois tipos de clima, que subdivide a bacia em duas áreas climáticas, estando o divisor climático localizado à montante da Lagoa do Boqueirão (SERHID, 1998).

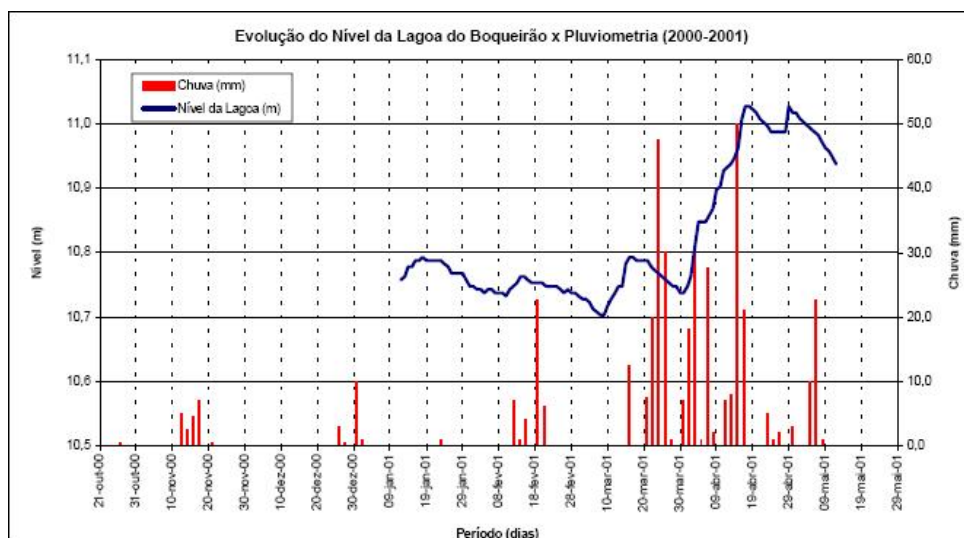
De acordo com a classificação, o clima dominante na bacia é do tipo **As'**, segundo a classificação de Köppen, ou seja, um clima tropical chuvoso, com verão seco e estação chuvosa se atrasando para o outono (SERHID, 1998).

A classificação de Thornthwaite caracteriza o clima do curso médio como do tipo sub-úmido, enquanto no alto curso predomina o tipo úmido-seco. As precipitações médias anuais variam de 1.100 mm, na faixa litorânea, a 600 mm nas nascentes do rio, com as isoietas decrescendo paralelamente à costa (SERHID, 2001).

### 3.3 Nível de água da Lagoa do Boqueirão

A Figura 3.9 apresenta o monitoramento da pluviometria e as variações no nível máximo de água da Lagoa do Boqueirão para o período compreendido entre outubro de 2000 e maio de 2001. As estações de monitoramento foram colocadas na entrada da lagoa (Rio Boqueirão) e na saída do sistema (SERHID, 2001). A amplitude de variação do nível de água da lagoa para o período mostrado apresentou uma amplitude de aproximadamente 30 cm, passando de um mínimo de 10,7 m para 11,0 m de profundidade. Note-se que apesar do atraso, existe uma correspondência entre a chuva local e o nível da lagoa.

Figura 3.9. Dados de pluviometria e evolução do nível de água da Lagoa do Boqueirão (SERHID, 2001).



### **3.4 Caracterização Geológica da Bacia do Rio Boqueirão:**

#### **3.4.1 Hidrografia e Relevô**

A Lagoa do Boqueirão está inserida na bacia de captação do Rio Boqueirão e é dividida pelo mesmo no sentido sudoeste-nordeste, cujas águas são parcialmente drenadas em superfície pelo curso do rio, à jusante da lagoa e em seguida drena diretamente no Oceano Atlântico. A rede de drenagem é muito pouco densa, com formação de tabuleiros, sugerindo escoamentos reduzidos e altas taxas de infiltração, Figura 3.1 (SERHID, 1998).

A maior parte da bacia faz parte da unidade geomorfológica dos Tabuleiros Costeiros, que são pouco dissecados, não formando planícies aluviais expressivas e apresentando superfícies extensas com relevos planos a suavemente ondulados. As cotas topográficas variam de pouco mais de 133 m no alto curso da bacia até pouco mais de 12 m, à margem da Lagoa do Boqueirão (SERHID, 1998).

#### **3.4.2 Geologia**

A Lagoa do Boqueirão está assentada sobre Sedimentos do Quaternário – Paleocascalheiras, os quais são o resultado do barramento do Rio Boqueirão por paleodunas deste período. As paleocascalheiras são paraconglomerados com seixos de quartzo, sílex e fragmentos líticos, e matriz areno-argilosa avermelhada (Figura 3.10) (SERHID, 1998).

O Grupo Barreiras – Terciário – é formado de arenitos heterôneos e argilas variegadas intercaladas. Os sedimentos são mais argilosos nas camadas mais superiores e nas camadas mais inferiores são, em geral, mais arenosos, com granulometria de média a grossa. A espessura do Grupo Barreiras varia de 37 a 84m. O Grupo Barreiras sobrepõe-se a rochas carbonáticas de idade cretácica, que são os calcários bioclásticos, calcarenitos, calcários dolomíticos, juntamente com clastos como acessórios da Formação Jandaíra, que afloram no setor noroeste, entre 5 e 7 Km da Lagoa do Boqueirão (SERHID, 1998).

As formações geológicas que compõem a bacia são, do interior para o litoral: **Formação Jandaíra**, constituída por calcários bioclásticos, calcarenitos, calcários dolomíticos, com clásticos como acessórios; **Coberturas indiferenciadas**, recobrimento da unidade anterior por coberturas arenosas, coluviais e aluviais indiferenciadas; **Grupo Barreiras**, rochas areno-argilosas com cores variadas; **Aluviões**, sedimentos quaternários, constituídos por areias finas e grossas, incluindo cascalhos com tamanho até matacão e argilas com matéria orgânica em decomposição; **Paleodunas**; sedimentos quaternários arenosos, fixados pela vegetação; **Dunas móveis**, grãos de quartzo, arredondados e bem selecionados, inconsolidados e de colorações claras (SERHID, 1998).

As águas da Lagoa do Boqueirão repousam diretamente sobre uma camada de arenito argiloso e argila arenosa (Figura 3.10 do SERHID, 2001).

### 3.4.3 Solos

Os solos apresentam a dominância das classes relacionadas no Quadro 3.2. Não há açudes de maior importância na bacia (SERHID, 1998), portanto a maior parte da área de espelho de água é devida à Lagoa do Boqueirão. Vide Quadros 3.2 e 3.3.

Quadro 3.2. Classificação dos solos presentes na bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).

Classes de solos	Área	
	Km <sup>2</sup>	%
<b><i>Areias quartzosas distróficas</i></b>	199,7	79,7
Latossolo amarelo distrófico	29,6	11,8
Areias quartzosas marinhas distróficas	18,4	7,4
Lagoas e açudes	2,8	1,1
Total	250,5	100,0

Extraído do Relatório HE 1358 R03 0397, ano 1998.

Em termos de cobertura dos solos, a maior parte da bacia, ca. 39% estão ocupados pela agricultura intensiva, em especial o cultivo de grama e frutas, que substituiu a vegetação original, formada por campo cerrado com elementos de caatinga aberta (Quadro 3.3).

Quadro 3.3. Distribuição das classes de uso dos solos na bacia do Rio Boqueirão (SERHID, 2001).

Classes de usos do solo	Área	
	Km <sup>2</sup>	%
<b><i>Caatinga arbórea</i></b>	32,0	12,7
Restinga arbórea	13,9	5,5
Mata antropizada	18,7	7,5
Campo cerrado	82,3	32,9
Dunas/Areias	1,7	0,7
Agricultura	99,1	39,6
Lagoas e açudes	2,8	1,1
Total	250,5	100,0

Extraído do Relatório HE 1358 R03 0397, ano 1998.

### **3.5 Irrigação**

#### **3.5.1 Margem direita**

A margem direita da Lagoa do Boqueirão possui 05 irrigantes e as propriedades variam em área de 40 a 400 ha (Figura 4.2). A área total irrigada à margem direita é da ordem de 563 ha. As principais culturas irrigadas são: a fruticultura de coco, melancia, abacaxi e banana, seguida do cultivo de grama, algodão e culturas de subsistência (feijão, abóbora, batata, etc). Os métodos de irrigação são o de pivô central, aspersão e gotejamento. O volume anual explotado pelos irrigantes varia de 30.240 a 1.290.000 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>. O volume de água bombeado da Lagoa do Boqueirão pela sua margem direita é de 1.974.240 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup> (SERHID, 2001).

#### **3.5.2 Margem esquerda**

A margem esquerda da Lagoa do Boqueirão possui 42 irrigantes e as propriedades variam em área de 0,5 a 15 ha (Figura 4.2). A área total irrigada à margem esquerda é da ordem de 110,8 ha. As principais culturas irrigadas são a Fruticultura de mamão, melancia, abacaxi, banana e melão, seguida do cultivo de culturas de subsistência (feijão, abóbora, batata, mandioca e milho); e em menor escala, olericulturas de verduras, pimentão e tomate. O método de irrigação mais utilizado é o de aspersão, com alguns casos de irrigação por gotejamento e microaspersão. O volume anual explotado pelos irrigantes varia de 3.456 a 302.400 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>. O volume de água bombeado da Lagoa do Boqueirão pela sua margem esquerda é de 1.272.144 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup> (SERHID, 2001).

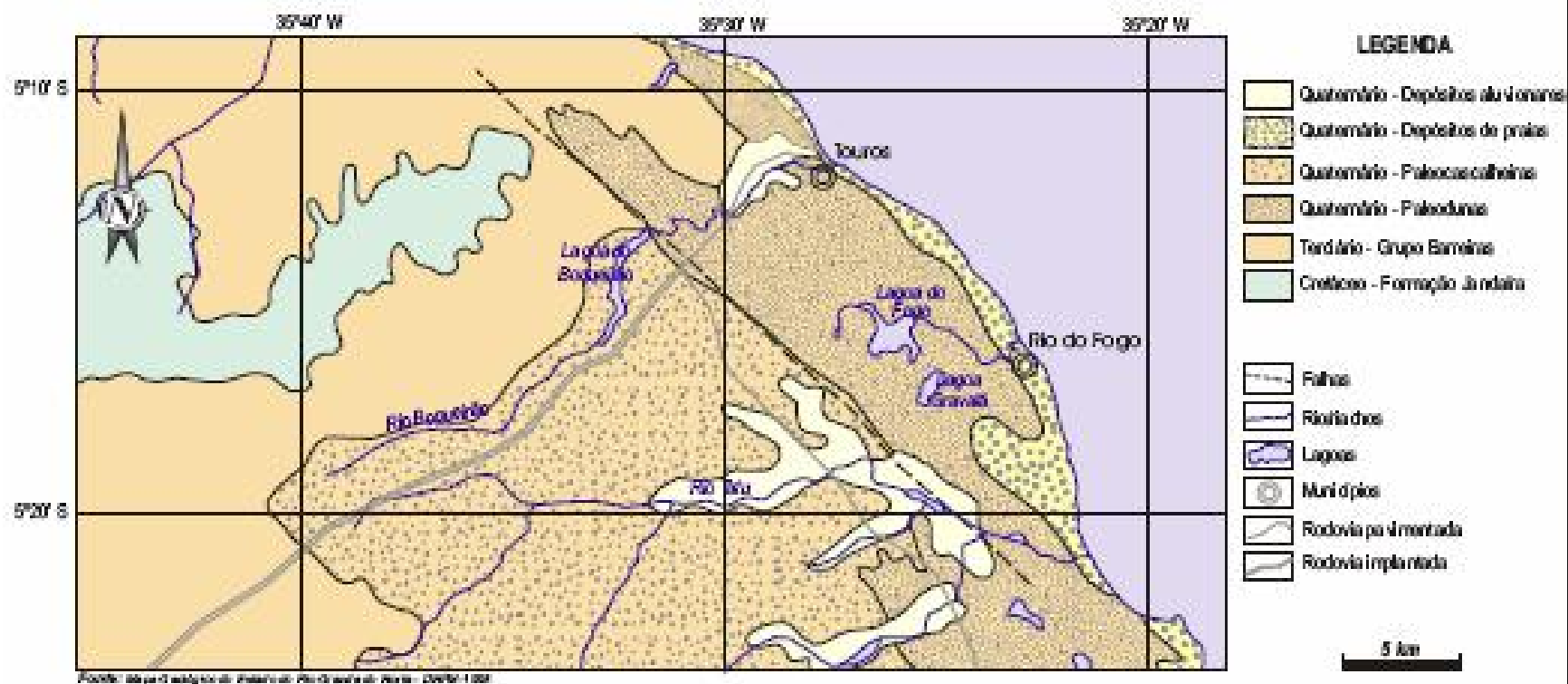


Figura 3.10. Mapa Geológico da bacia de captação da Lagoa do Boqueirão (Engesoft, 2001).



## 4. METODOLOGIA

### 4.1 Trabalhos de campo

Em setembro de 2002, durante missão de reconhecimento e prospecção de novos ambientes a serem estudados na região Nordeste, pelo grupo de Estudos Paleoambientais do Programa de Geoquímica, foram retirados dois testemunhos da região litorânea da Lagoa do Boqueirão, a qual foi considerada com condições satisfatórias para realização de estudos paleoambientais. Estes testemunhos, que tiveram 1,66 e 1 metro de comprimento, foram coletados manualmente em tubos de alumínio. No laboratório, os testemunhos foram abertos, por seção transversal, descritos quanto suas características de cor e textura, e selecionadas amostras para datação radiocarbônica. Tendo apresentado resultados de geocronologia adequados, o grupo de pesquisa decidiu pela investigação paleoambiental deste sistema, tendo assim iniciado o planejamento amostral que visou, inicialmente, o estudo do ambiente atual, etapa chamada de calibração atual, para posterior investigação paleoambiental.

Com base no exposto anteriormente, a metodologia adotada neste estudo teve a finalidade de obter um padrão atual que representasse as respostas ambientais da comunidade de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão frente a diversas forçantes ou variáveis ambientais, conforme esquematizado na Figura 4.1. Neste sentido, esta equipe de estudo realizou, em maio de 2003, uma campanha, na qual foram realizadas medidas *in situ* e coleta de amostras em 103 pontos da Lagoa do Boqueirão, escolhidos ao longo de 11 transectos transversais ao eixo principal da lagoa, e 1 transecto longitudinal (Figura 4.2). Em cada ponto foram medidas, com o uso de uma sonda multi-paramétrica HORIBA U-26, as variáveis físico-químicas (pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura) em perfis verticais na coluna d'água, a cada 50 cm. Imediatamente após as medidas físico-químicas foram realizadas as coletas de amostras de sedimentos superficiais, as quais foram obtidas com auxílio de uma draga de Eckman ou testemunhador de gravidade, em profundidades superiores a 3 metros, e por mergulho em apnéia, em profundidades inferiores a 3 metros. Em ambos os casos, buscou-se amostrar os sedimentos em deposição ou recentemente depositados, chamados de camada nefelóide. As amostras de sedimentos foram coletadas em réplicas, sendo que as amostras destinadas ao estudo das diatomáceas foram preservadas com formol a 4%. Todos os pontos de coleta foram georeferenciados com GPS e sua profundidade máxima medida com uma corda graduada.

Figura 4.1 – Fluxograma com etapas do trabalho de campo na Lagoa do Boqueirão.

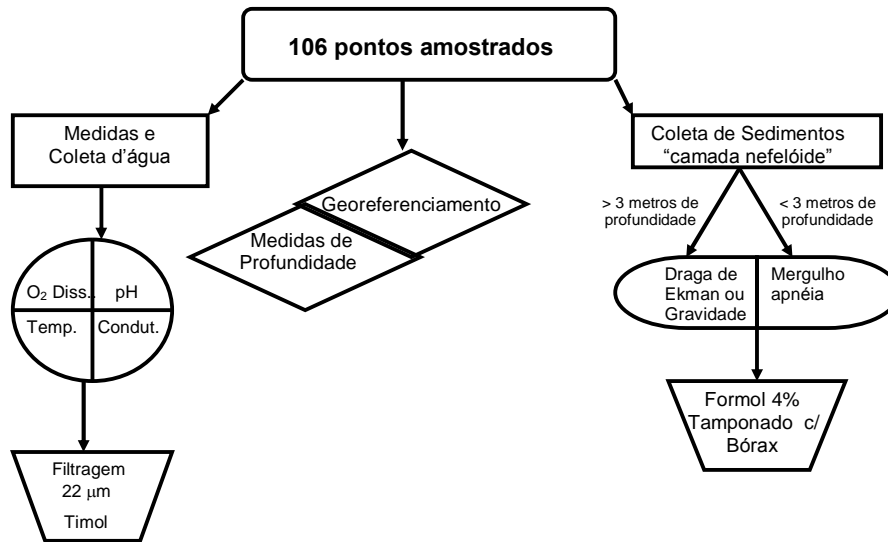
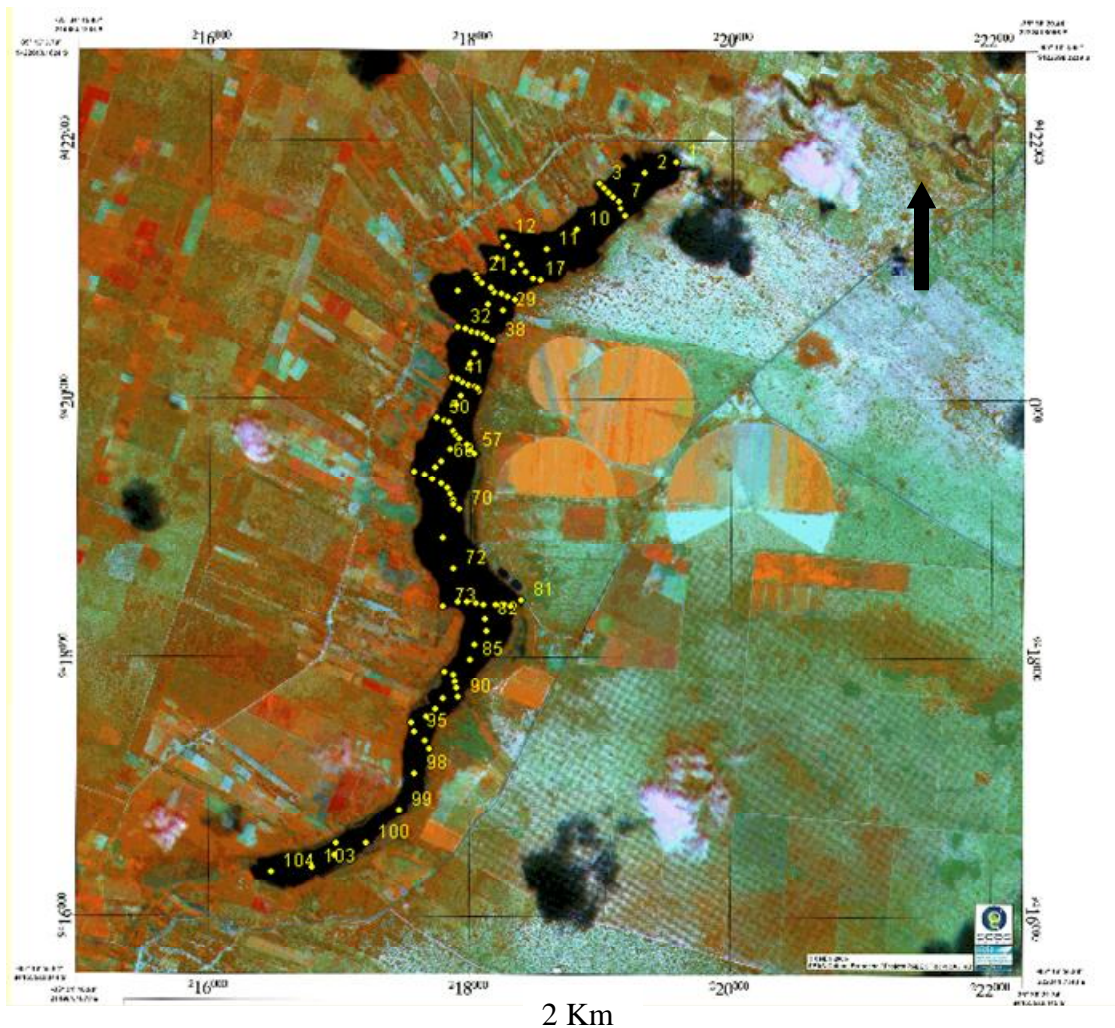


Figura 4.2. Distribuição da malha amostral na Lagoa do Boqueirão. As coordenadas indicadas estão expressas em UTM.



## 4.2 Trabalhos de laboratório

### 4.2.1 Oxidação dos sedimentos e Preparação de lâminas permanentes

Um grama de sedimento úmido foi colocado em béqueres de 100 mL, a estes foram adicionados 20 mL de peróxido de hidrogênio, 30 volumes, e deixados numa placa aquecedora a uma temperatura de 50 °C, durante 24h. Após a oxidação, as amostras foram lavadas com água destilada e separadas pelo processo de centrifugação, utilizando-se 1500 rpm durante 4 minutos. Estas lavagens foram repetidas até o pH estabilizar-se por volta de 7. Ao final do processo, o material sedimentado foi avolumado para 10mL com água destilada (Battarbee, 1986; Battarbee *et al.*, 2001).

A confecção das lâminas permanentes foi realizada tomando-se 1 mL da solução anterior e depositando-se este volume sobre uma lamínula. Esta foi colocada sobre uma placa aquecedora com a temperatura de 40 °C. Após a água ter-se evaporado completamente, a lamínula foi sobreposta a uma lâmina, com duas gotas da resina Naphrax (índice de refração de 1,74). O conjunto foi levado à placa aquecedora com temperatura de 110 °C até a resina ferver, com o intuito de eliminar as bolhas da mesma.

A identificação das espécies foi realizada com o uso das seguintes referências: Round, F. E. *et al*, (1990); Ross, R. *et al*, (1979); Patrick, R. e Reimer, C. W., (1966); Hustedt, F., (1927-1966); Anonymous, (1975); Meltzeltin *et al*, (2005); Metzeltin e Lange-Bertalot, (1998). As espécies que apresentaram problemas de identificação foram conferidas com apoio da co-orientadora Dra. Lezilda Torgan (FZB-RS), especialista em taxonomia de diatomáceas, na Fundação Zoobotânica de Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

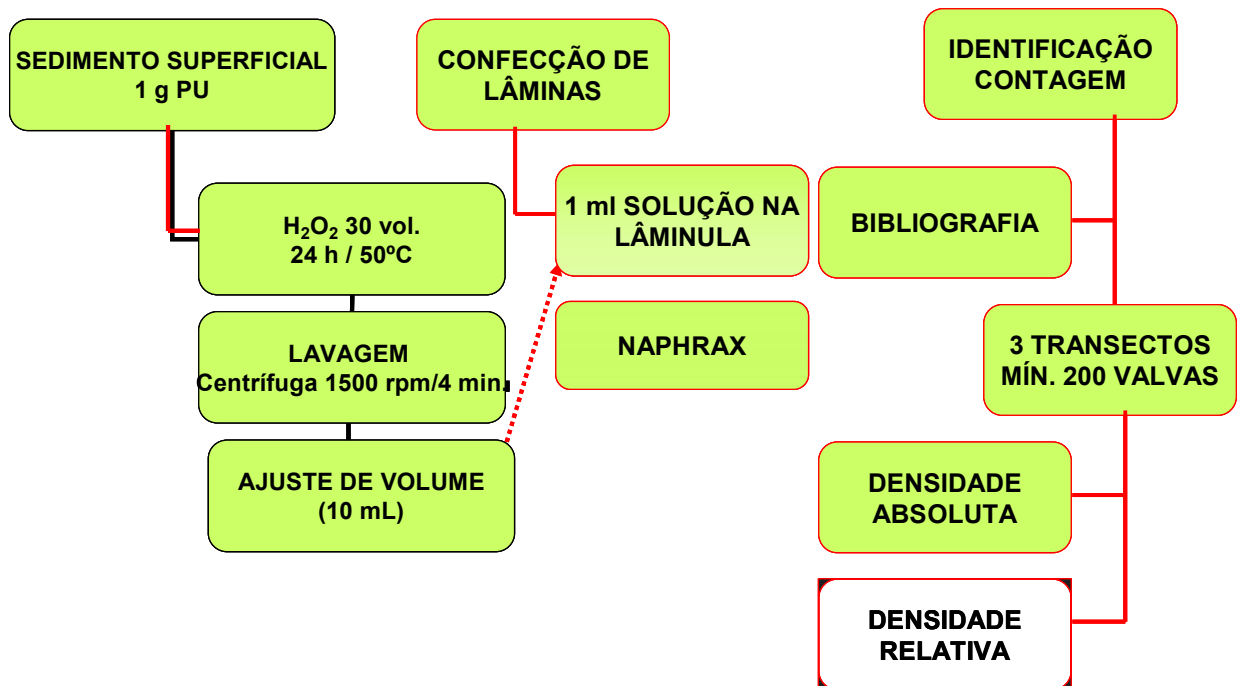
### 4.2.2 Métodos de contagem

As valvas e seus fragmentos foram contados ao longo de transectos perpendiculares ao eixo maior da lâmina, contando-se um mínimo de duzentas valvas. As valvas presentes nos sedimentos, via de regra, apresentam-se fragmentadas, por isso, é um procedimento comum em estudos paleoambientais considerar os fragmentos identificáveis nos procedimentos de contagem das valvas. Existem algumas maneiras de se fazer este registro de fragmentos, neste estudo, convencionou-se classificar as valvas em inteiras e os fragmentos em  $\frac{3}{4}$  de valva,  $\frac{1}{2}$ ,  $\frac{1}{3}$ ,  $\frac{1}{4}$ ,  $\frac{1}{5}$ ,  $\frac{1}{10}$  e  $\frac{1}{20}$  avos. Seguem abaixo as especificações da contagem para cada espécie encontrada nas amostras da Lagoa do Boqueirão:

- (1) Espécies com área central: foram registrados apenas os fragmentos que possuíam a área central;
- (2) Espécies sem área central: foram considerados os fragmentos identificáveis que apresentavam pelo menos uma das extremidades da valva.

Embora tenham sido coletadas 104 amostras dos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão, na construção da função de transferência foram utilizadas 72 destas amostras. As demais trinta e duas amostras foram excluídas em função de apresentarem uma densidade muito baixa de diatomáceas. Desta forma não era justificável o tempo demandado para a contagem mínima destas amostras.

Figura 4.3. Esquema representando as etapas metodológicas relacionadas à oxidação dos sedimentos, confecção das lâminas e contagem das valvas para a execução deste estudo.



### 4.2.3 Análise física dos sedimentos

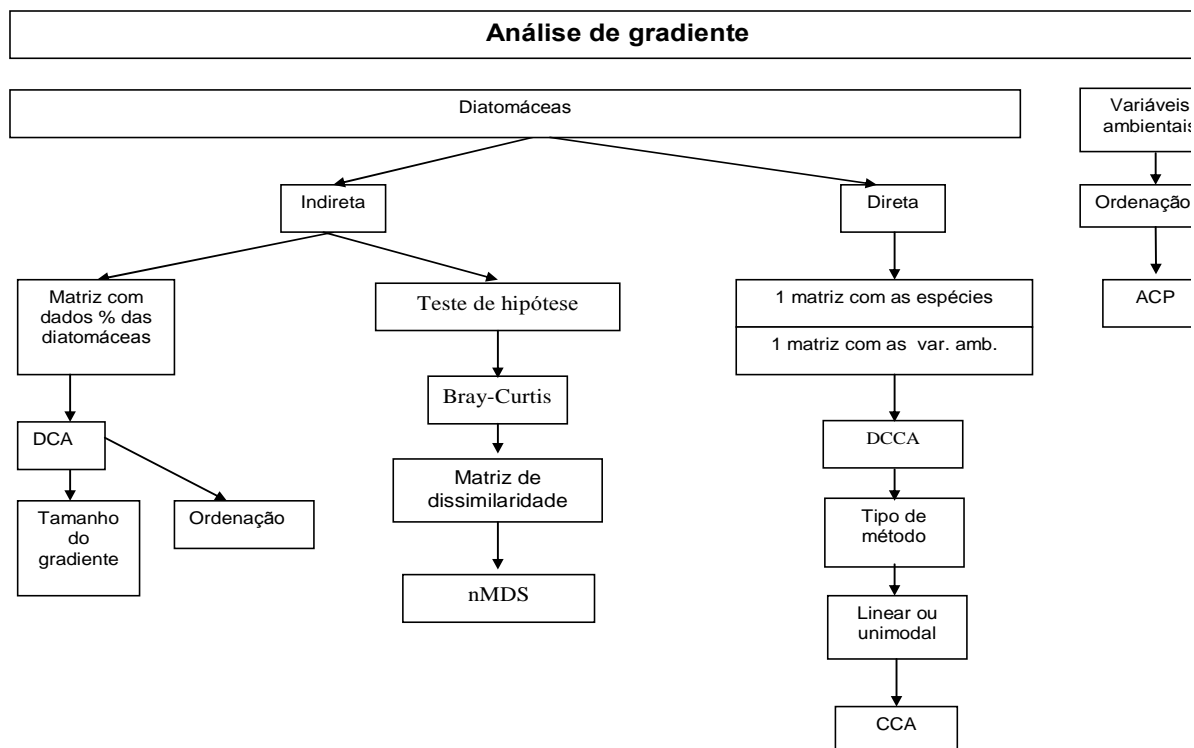
Para cada amostra de sedimento amostrado foi realizada análise granulométrica através do equipamento CILAS – modelo 1064. Para tal, foram usados 1-2 gramas de sedimento úmido, os quais foram dispersados através da agitação com hexametáfosfato de sódio (40g/L) por 24 horas. Após este procedimento, o sedimento foi peneirado em malha de 500 micras de abertura e o material remanescente levado ao aparelho para análise granulométrica automática. No equipamento utilizou-se uma pré-agitação com ultra-som durante 15 minutos. Os resultados obtidos pelo equipamento foram tratados estatisticamente com o programa GRAD-STAT para obtenção dos percentuais relativos de cada fração granulométrica, a saber: argilas; silte e areias fina e grossa.

## 4.3 Tratamento estatístico de dados

### 4.3.1 Transformação dos dados

Após a identificação das espécies e contagem das valvas e seus fragmentos, os dados composicionais foram tabulados. Foram construídas matrizes com as densidades relativas das espécies de diatomáceas.

Figura 4.4 Esquema representando as etapas metodológicas de tratamento de dados.



A variabilidade dos dados das matrizes de espécies e variáveis ambientais foram analisadas pelos métodos de análise indireta e direta de gradiente. Inicialmente, o tamanho do gradiente das matrizes foi avaliado para decidir-se sobre o uso de métodos unimodais ou lineares por meio de uma Análise de Correspondência Restrita (ACR<sup>15</sup>), para a análise indireta, e uma Análise de Correspondência Canônica Restrita (ACCR<sup>16</sup>), para a análise direta. De posse destes resultados, foram realizadas as análises de gradiente. Uma análise indireta de gradiente das variáveis ambientais foi conduzida por meio de uma Análise de Componentes Principais (ACP<sup>17</sup>), enquanto a análise indireta de gradiente das espécies foi realizada por meio de uma Análise de Correspondência (AC<sup>18</sup>). Por fim, a matriz com os dados das espécies foi restrita à profundidade da Lagoa do Boqueirão por meio de uma Análise de Correspondência Canônica (ACC<sup>19</sup>). Estas análises foram realizadas com o uso do programa CANOCO *for windows*, versão 4.5 (ter Braak e Smilauer, 2002).

As funções de transferência para a inferência das paleopropriedades da Lagoa do Boqueirão foram geradas a partir de matrizes de dados de densidade relativa transformados e não-transformados, com o uso de várias técnicas numéricas, incluindo as técnicas unimodais (Média Ponderada (MP), Média Ponderada-Quadrado Parcial Mínimo (MP-QMP) e Vizinho Mais Próximo (VMP)), lineares (Quadrado Mínimo Parcial (QMP) e aquelas que não assumem nenhum padrão subjacente de respostas das espécies (Técnica do Análogo Moderno (TAM) e Redes Neurais (RN)); todas as técnicas foram geradas a partir do programa C<sup>2</sup> (Juggins, 2003), com exceção das Redes Neurais, as quais foram geradas a partir do programa PaleoNet (Racca e Racca, 2005).

As comparações entre os modelos gerados foram primeiramente realizadas pela avaliação dos valores dos erros quadrados médios das raízes da previsão (EQMRP), sendo selecionados como melhores os modelos que apresentaram os menores erros. No caso de dois modelos apresentarem resultados iguais, era avaliado o  $r^2_{jack}$ . Se ainda assim os modelos apresentassem erros iguais, os valores dos EQMR e  $r^2$  serviriam como avaliador do desempenho. Além disso, foram avaliados também os desvios médio e máximo da validação cruzada para se averiguar se os modelos apresentavam tendências nas suas inferências (Birks, 1995).

Neste trabalho, a validação cruzada por *jackknifing* foi preferencialmente utilizada para comparar os modelos gerados, uma vez que esta medida de validação encontra-se disponível em ambos os pacotes de função de transferência utilizados no trabalho, mais precisamente o C<sup>2</sup> e o PaleoNet.

---

<sup>15</sup> DCA, em inglês.

<sup>16</sup> DCCA, em inglês.

<sup>17</sup> PCA, em inglês.

<sup>18</sup> CA, em inglês.

<sup>19</sup> CCA, em inglês.

#### 4.3.2 Matrizes de dados

Uma vez obtidos os dados de abundância relativa das espécies identificadas, foram construídas matrizes de dados com a seguinte configuração:

Uma das características das matrizes construídas com os dados de abundância relativa das espécies é a presença de muitos zeros e o elevado número de espécies. Estas características provocam um grande “ruído<sup>20</sup>” nas análises. Desta forma, os pesquisadores têm se valido de alguns métodos para a eliminação de espécies que provocam “ruído” nas matrizes. Dentre estes métodos estão: 1) a eliminação das espécies considerando um percentual de presença mínima nas amostras; 2) a eliminação de espécies em função da ocorrência destas num número mínimo de amostras e, mais recentemente, 3) a eliminação de espécies em função de sua contribuição para a eficiência do modelo em construção.

Assim, a partir de uma matriz base, chamada de LB 00, a qual era composta pelos dados de abundância relativa de todas as 60 espécies de diatomáceas identificadas nas 72 amostras, foram construídas várias outras matrizes, aplicando nestas diferentes critérios de seleção das espécies que integrariam as mesmas.

Seguem abaixo o nome das diversas matrizes trabalhadas com os critérios de eliminação das espécies (Tabela 4.1).

---

<sup>20</sup> O termo deve ser entendido como a presença qualitativa e quantitativa de espécies que dificultam a exposição de um padrão subjacente, como o “chiado” de fundo numa transmissão de rádio.

**LB00** – esta é a matriz base, na qual constam as densidades relativas das 60 espécies e as 72 amostras;

**LB01** – nesta matriz, as espécies com abundância inferior a 1% foram excluídas;

**LB02** – nesta matriz, as espécies com abundância inferior a 2% foram excluídas;

**LB03** – nesta matriz, as espécies com abundância inferior a 5% foram excluídas;

**LB04** – nesta matriz, as espécies com abundância inferior a 10% foram excluídas;

**LB05** – nesta matriz, foram consideradas as espécies que somadas atingiam um limite mínimo de 80% da comunidade;

**LB06** – nesta matriz, inicialmente foi excluída a espécie *Mastogloia smithii* var. *lacustris* e foram, então, consideradas as demais espécies que somadas atingiram um limite mínimo de 80% da comunidade;

**LB07** – nesta matriz, inicialmente foram excluídas as espécies *Mastogloia smithii* var. *lacustris* e *Staurosirella pinnata* e ,então, foram consideradas as espécies que somadas atingiram um limite mínimo de 80% da comunidade;

Depois da construção das diferentes matrizes, aos valores em percentuais das espécies e aos valores absolutos mensurados das variáveis ambientais foram aplicados os métodos de função de transferência nas matrizes transformadas e não transformadas. As tabelas com os dados das matrizes LB00, LB01, LB02, LB03, LB04, LB05, LB06, LB07 e LB08 estão no anexo 9.2, Tabelas 4.3 a 4.10.



Tabela 4.1. Critérios de exclusão de espécies e características das matrizes construídas com as espécies de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão.

<i>Matriz</i>	<i>Critério de exclusão de espécies</i>	<i>Formato da matriz (espécie x amostra)</i>	<i>% zeros</i>	<b>Tipo de dado utilizado para a construção da matriz</b>
LB 00	Sem exclusão	60 72	84,0	Abundância relativa das espécies
LB 01	Abundância < 1%	34 72	73,5	Abundância relativa das espécies
LB 02	Abundância < 2%	24 72	68,7	Abundância relativa das espécies
LB 03	Abundância < 5%	15 72	66,0	Abundância relativa das espécies
LB 04	Abundância < 10%	14 72	66,0	Abundância relativa das espécies
LB 05	80% da comunidade	5 10	06,0	Somatório das abundâncias relativas
LB 06	80% da comunidade	22 10	32,3	Somatório das abundâncias relativas, excluindo <i>Mastogloia smithii</i> var. <i>lacustris</i>
LB 07	80% da comunidade	25 10	40,4	Abundância relativa das espécies

### 4.3.2 Os métodos aplicados

#### 4.3.3.1 Média Ponderada (MP)

O método da Média Ponderada está fundamentado na observação das respostas das espécies de diatomáceas frente a um gradiente ambiental, apresentando, assim, uma distribuição unimodal, a qual representa a faixa de tolerância e o ótimo da espécie para determinada condição física ou química. Portanto, o método constrói o ótimo e as tolerâncias das espécies em função da variável ambiental que está sendo modelada (ter Braak e van Dam, 1989) (Figura 4.5). O método consiste de três partes, uma regressão com média ponderada; uma calibração e uma regressão de desencilhamento.

Parte 1 (regressão MP): estime o ótimo das espécies ( $u_k^*$ ) pela média ponderada dos valores de  $x$  dos sítios, *i.e.*  $u_k^* = \sum_i y_{ik} x_i / y_{+k}$ ;

Parte 2 (calibração MP): estime os valores de  $x$  dos sítios pela média ponderada dos ótimos das espécies, *i.e.*  $x_i^* = \sum_k y_{ik} u_k^* / y_{+k}$ ;

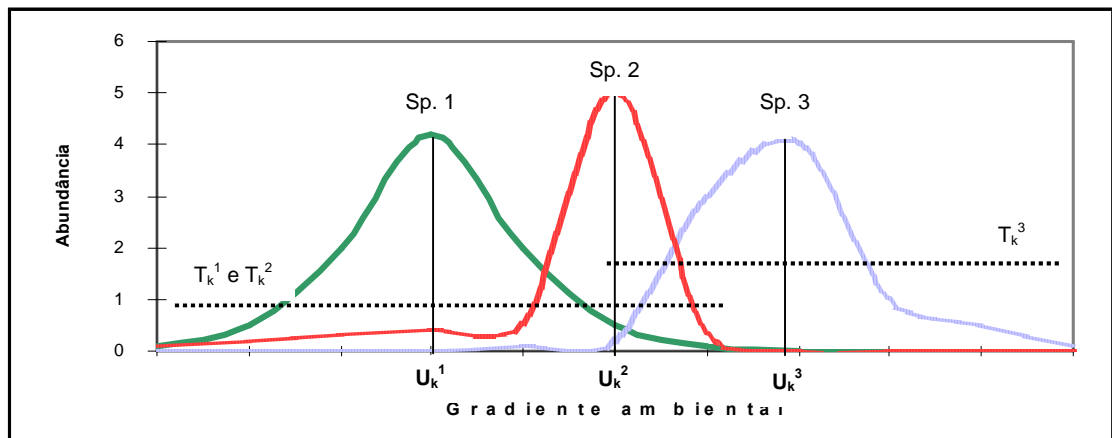
Parte 3 (regressão de desencilhamento): regrida as variáveis ambientais ( $x_i$ ) sobre as estimativas preliminares ( $x_i^*$ ) e tome os valores ajustados como as estimativas de ( $x_i$ ).

A fórmula final de previsão para inferir os valores da variável ambiental a partir de uma assembléia fóssil é:

$$\hat{x}_0 = a_0 + a_1 x_0^* = a_0 + a_1 \sum_k y_{0k} u_k^* / y_{0+} = \sum_k y_{0k} \hat{u}_k / y_{0+} \quad (\text{ter Braak e Juggins, 1993})$$

Onde:  $x_i$  = valor da variável ambiental no sítio  $i$ ;  $y_{ik}$  = abundância da espécie  $k$  no sítio  $i$ ;  $\hat{x}_i$  = valor estimado de  $x$  no sítio  $i$ ;  $x_0$  = assembléia na qual a variável ambiental será estimada.

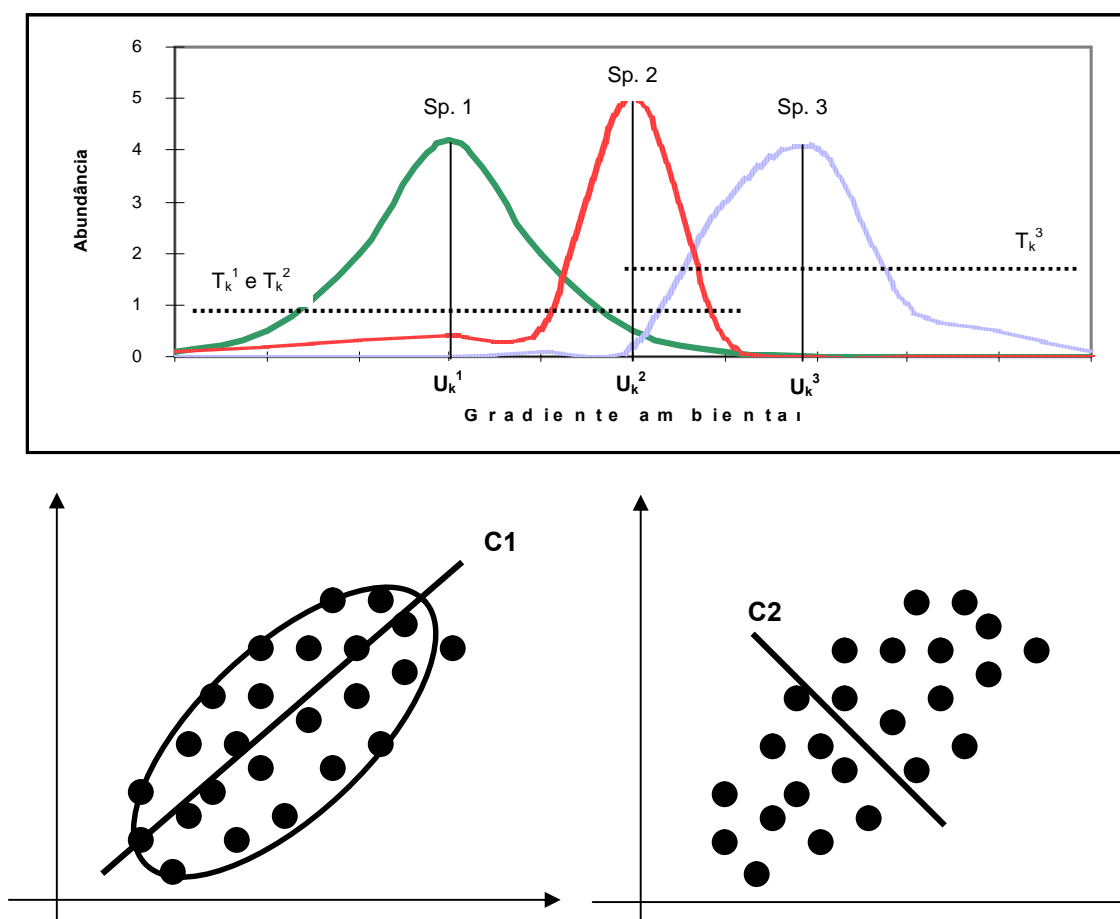
Figura 4.5 – Modelo conceitual sobre o qual se baseia o método da Média Ponderada. Onde: esp. 1, 2 e 3 = três espécies teóricas;  $U_k$  = valor do ótimo ambiental para a espécie; e  $T_k$  = limites de tolerância de cada espécie frente ao gradiente da variável ambiental.



#### 4.3.3.2 Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial

O método da Média Ponderada - Quadrado Médio Parcial é a junção de duas técnicas anteriores, o método da Média Ponderada e o Quadrado Médio Parcial. O MP-QMP consiste no uso de mais componentes, tantos quantos forem úteis em termos da melhoria da força de previsão do modelo. Os componentes adicionais utilizam a estrutura residual dos dados das espécies para melhorar os parâmetros das espécies (o ótimo) na previsão final da média ponderada (ter Braak e Juggins, 1993) (Figura 4.6).

Figura 4.6 – Modelo conceitual ilustrando as etapas do método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP).



#### 4.3.3.3 Vizinho Mais Próximo (VMP)

Este método foi desenvolvido por ter Braak e van Dam (1989) e a idéia em que se baseia o método do Vizinho Mais Próximo é que a relação entre a abundância de uma espécie ( $y$ ) e uma variável ambiental ( $x$ ) pode ser modelada por uma curva de resposta ecológica, a qual consiste de componentes sistemáticos e randômicos (erros). Esta curva é ajustada ao grupo de amostras modernas por meio de uma regressão não linear. As curvas de todas as espécies determinam quais as composições biológicas e abundâncias são esperadas num dado

valor da variável ambiental  $x$ . Este modelo de respostas e a sua estrutura de erros são usadas para calcular a probabilidade na qual um valor específico de  $x$  ocorreria numa dada assembléia de organismos numa faixa de possíveis valores para  $x$ . O valor de  $x$  que obtiver a probabilidade mais elevada é o Vizinho Mais Próximo estimado (ter Braak e Prentice, 1988; ter Braak e van Dam, 1989; Birks, 1995).

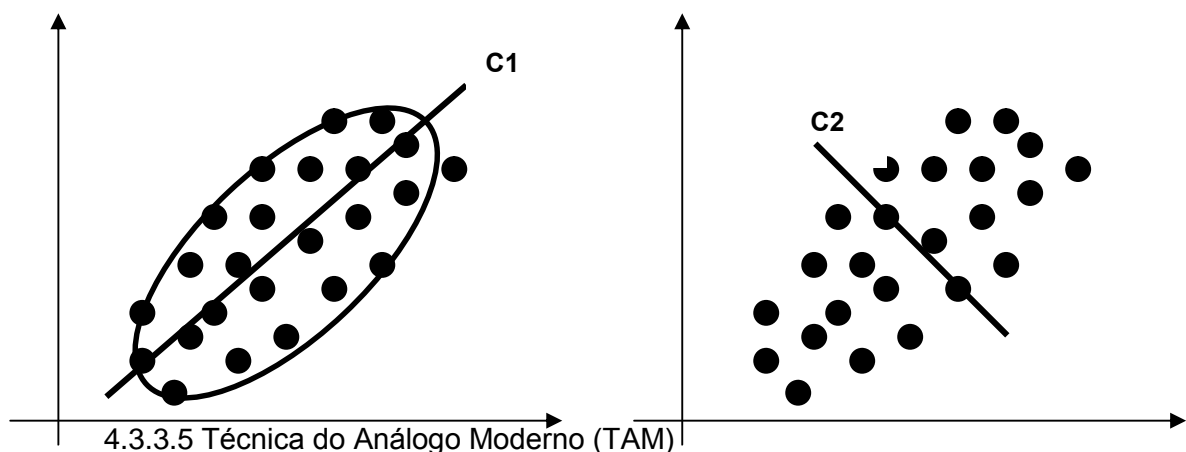
$$\text{Log } y = b_0 + b_1x + b_2x^2 = a - \frac{1}{2} (x - u)^2 / t^2 \quad (\text{ter Braak e Prentice, 1988})$$

Onde  $u$  = ótimo das espécies;  $t$  = tolerância das espécies em relação à variável ambiental;  $a$  = um coeficiente relacionado à altura do pico da curva ajustada (ter Braak e Looman, 1986).

#### 4.3.3.4 Quadrado Mínimo Parcial (QMP)

O método de QMP segue uma linhagem de métodos lineares desenvolvidos com o intuito de extrair informação a partir de dados biológicos ou químicos. Os componentes da regressão QMP são escolhidos para maximizar a covariância com as variáveis resposta<sup>21</sup>. Isto proporciona que o QMP usualmente requiera poucos componentes e apresente um EQMRP pequeno (Birks, 1995). A QMP foi desenvolvida para extrair o máximo de componentes possível. Assim, um QMP com muitos componentes se ajusta perfeitamente à variabilidade dos dados, porém tem pouca capacidade preditiva. A escolha do melhor número de componentes se dá pelo EQRMP. ter Braak e Juggins (1993) sugerem escolher o número de componentes de acordo com o menor EQRMP, se este erro for pelo menos 5% menor do que o erro apresentado pelo componente anterior (Vide o algoritmo utilizado no anexo 8.4.1) (Figura 4.7).

Figura 4.7. Modelo conceitual ilustrando as etapas do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP).



A idéia da Técnica do Análogo Moderno é comparar, numericamente, as assembléias do bioindicador, numa amostra fóssil, com as assembléias do mesmo bioindicador em todas as amostras atuais disponíveis e que tenham as variáveis ambientais

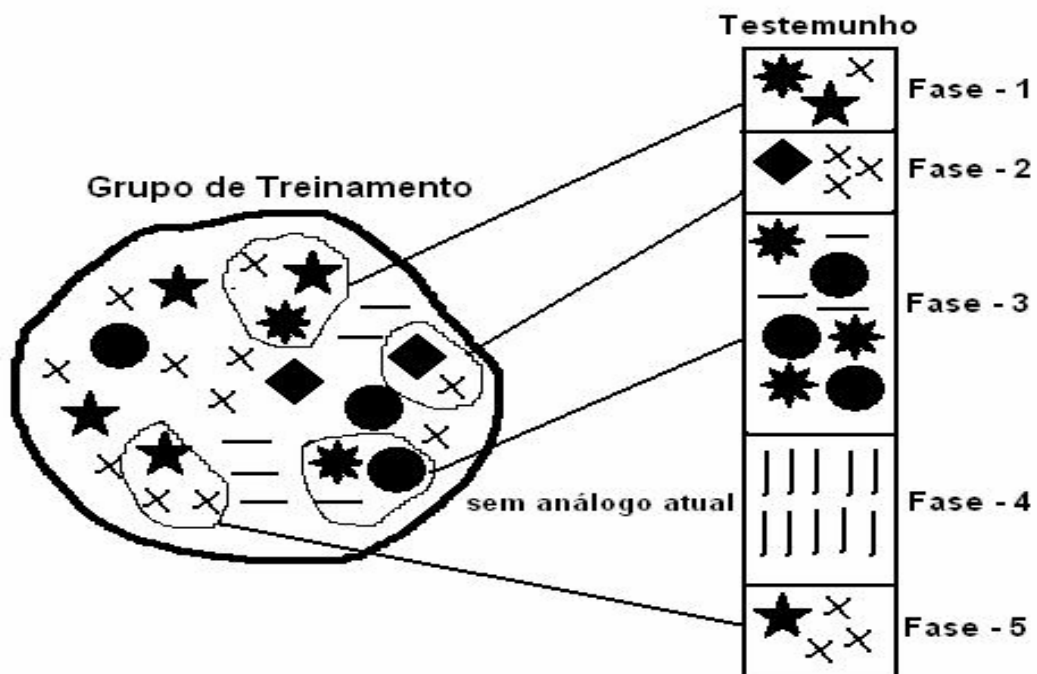
<sup>21</sup> Também chamada de *variável dependente*, a qual é função da *variável explicativa*.

associadas. Para isto são usadas medidas de similaridade ou dissimilaridade. Tendo encontrado a(s) amostra(s) atual(is) que é(são) mais semelhantes àquela(s) das amostras fósseis, as condições ambientais em que as assembléias fósseis foram depositadas serão, portanto, semelhantes às amostras análogas atuais. O procedimento é repetido várias vezes para todas as amostras e uma reconstrução simultânea para todas as variáveis ambientais é realizada para toda a seqüência estratigráfica com base nos análogos modernos (Birks, 1995) (Figura 4.8).

$$\hat{x}_0 = \frac{\sum_i x_i / \delta_{0i}}{\sum_i 1 / \delta_{0i}} \quad (\text{ter Braak, 1995})$$

Onde  $\hat{x}_0$  = variável desconhecida;

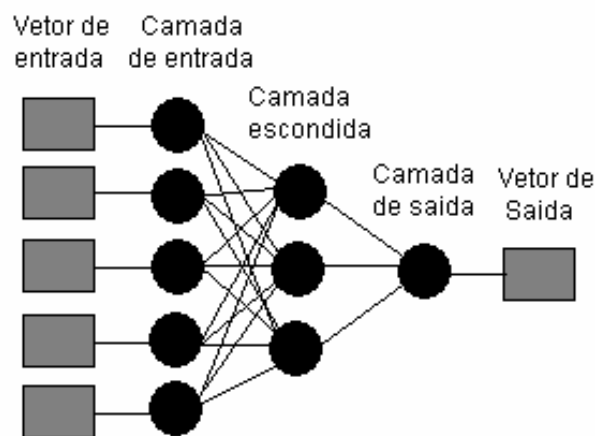
Figura 4.8. Modelo conceitual da Técnica do Análogo Moderno. As figuras geométricas representam as diferentes espécies presentes tanto no grupo de treinamento (amostras atuais), quando nos testemunhos (amostras fósseis). Os subconjuntos no grupo de treinamento representam associações de espécies que possibilitam a reconstituição do pale



#### 4.3.3.6 Rede Neural (RN)

A idéia do método da rede neural baseia-se nas características da unidade básica do sistema nervoso, ou seja, os neurônios. Assim, o sistema está dividido em duas etapas, que se seguem: 1) o sistema recebe informação a partir dos dados originais ou a saída de um outro “neurônio” na rede. 2) o sinal de ativação é passado por meio de uma função de ativação (sigmóide, tan sigmóide, linear ou *step function*), produzindo a saída do “neurônio” (Racca *et al.*, 2004) (Figura 4.9).

Figura 4.9 – Modelo conceitual do método da Rede Neural (RN).



A relação entre o observado e o esperado foi categorizado quali-quantitativamente de acordo com as classes sugeridas por Callegari-Jacques (2004), porém com algumas alterações nos valores das mesmas (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Classificação quali-quantitativa dos valores dos coeficientes de determinação, simples e da validação cruzada. Modificado a partir de Callegari-Jacques, 2004).

$R^2$	Faixa
0	Nula
0,01 – 0,3	Fraca
0,3 – 0,6	Regular
0,6 – 0,8	Forte
0,8 – 0,99	Muito forte
1	Plena

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Análise de gradiente

A análise de gradiente, como o nome expressa, é uma análise que avalia a faixa de variação de uma ou mais variáveis ambientais. Esta análise se divide em duas abordagens. A análise direta de gradiente permite o estudo de parte da variação na composição da comunidade, que pode ser explicada por um conjunto particular de variáveis ambientais. Já a análise indireta de gradiente permite a observação dos principais padrões de variação na composição da comunidade, sendo o fundamento ambiental deste(s) padrão(ões) estabelecido(s) posteriormente (ter Braak e Prentice, 1988).

As duas abordagens de avaliação de gradientes apresentam aspectos favoráveis e desfavoráveis. Se há dados de variáveis ecologicamente importantes, ou seja, uma variável que sabidamente tem influência sobre a ecologia da espécie ou do grupo, a abordagem direta será, provavelmente, mais produtiva do que a tradicional abordagem indireta. No entanto, a abordagem indireta tem a vantagem de que não requerer hipóteses *a priori* sobre quais variáveis ambientais são relevantes (ter Braak e Prentice, 1988).

#### 5.1.1 Variáveis ambientais

A análise do gradiente das variáveis ambientais foi realizada por meio da aplicação de uma Análise de Componentes Principais (ACP) com os dados das variáveis extraídos as raízes quadradas.

Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) realizada detêm uma boa explicabilidade dos dados. A explicabilidade dos dois primeiros eixos foi de 61%, sendo 44% no primeiro e 17% no segundo. Os resultados foram os mesmos para os dados logaritimizadas e os dados com a extração da raiz quadrada. (Tabela 5.1).

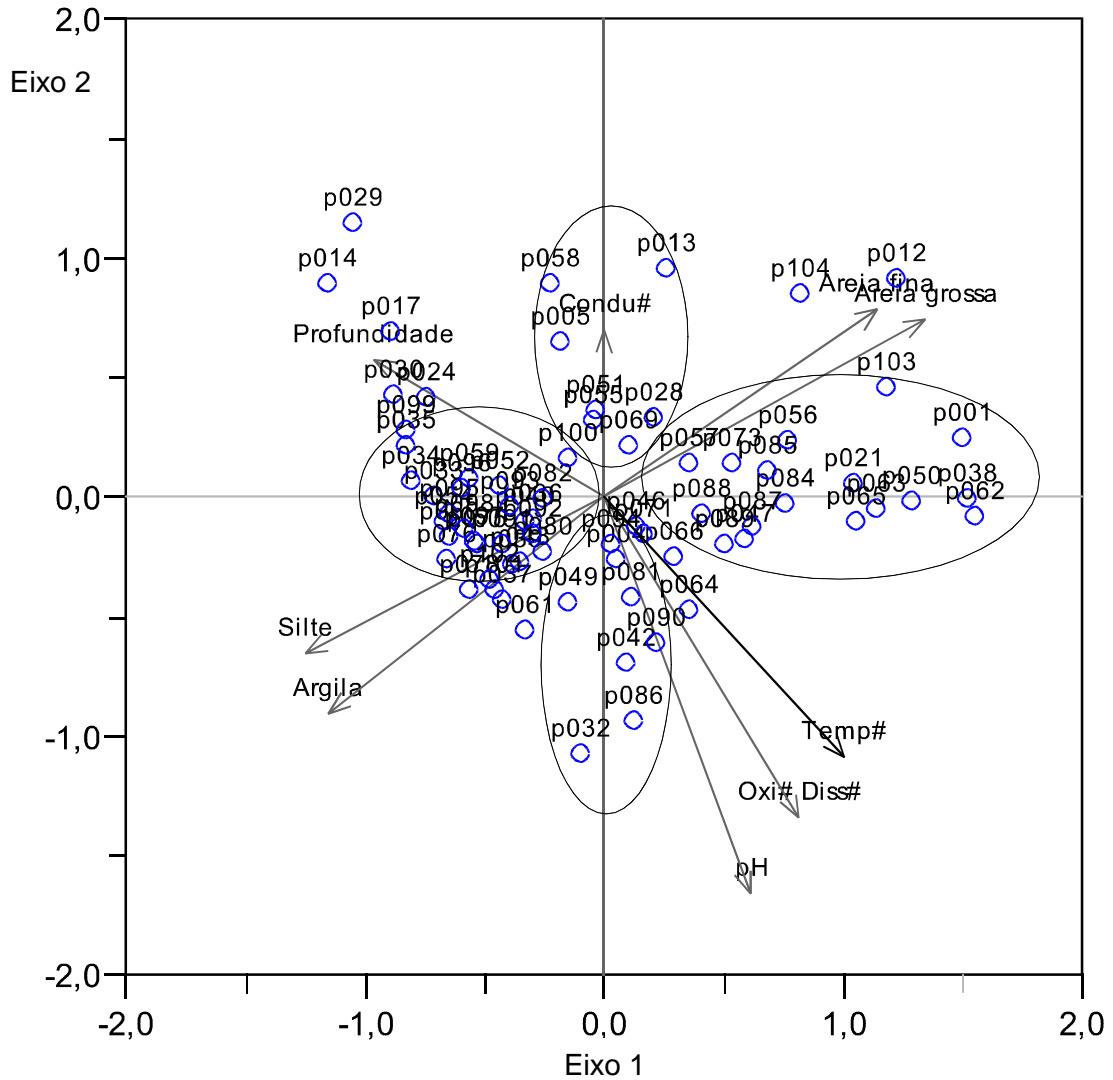
Tabela 5.1. Autovalores da Análise de Componentes Principais.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 3</i>	<i>Eixo 4</i>	<b>Eixo 5</b>
ACP sem categóricas	0,44	0,17	0,14	0,10	0,05

Nos resultados obtidos pela análise da ordenação sem a presença das variáveis categóricas verifica-se que não há uma separação nítida nas amostras de sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão (Figura 5.1). Estes resultados diferem das ordenações obtidas no trabalho de Racca *et al.* (2004) e Denys (2007), nas quais há uma separação nítida entre as amostras. Isto se deve certamente às diferentes abordagens; nos trabalhos acima citados, as amostras foram coletadas em lagoas diferentes e, muitas vezes, com características de bacias hidrográficas bastante diferentes; por outro lado, neste trabalho, as amostras foram coletadas nos sedimentos superficiais de um mesmo sistema aquático,

porém com uma malha amostral bem detalhada, com espaço ortogonal entre as amostras de cerca de 50 metros.

Figura 5.1. Análise de Componentes Principais representando a ordenação das amostras dos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão num espaço bidimensional, sem as variáveis categóricas.





Além disso, a Lagoa do Boqueirão é uma lagoa rasa (dez metros de profundidade máxima) e que dista apenas 15 km da costa, local sob forte influência dos ventos alísio de Nordeste. Estes ventos varrem a costa do Estado do Rio Grande do Norte com velocidades entre 6 e 10 m/s (Innocentini e Arantes, 2006). Este padrão de ventos confere à lagoa uma condição turbulenta, a qual resulta numa diferenciação espacial nos sistemas aquáticos, tanto uma distribuição diferencial na vertical, quanto na horizontal. O efeito do cisalhamento dos ventos tende a empilhar as massas de água no sentido de atuação dos mesmos, o que promove a aglomeração dos grupos planctônicos flutuantes nesta direção. Por outro lado, os grupos fitoplanctônicos que são mais densos que a água tenderão a se acumular na região do sistema aquático onde a atuação dos ventos retira a massa d'água (Reynolds, 1984 e 2006). Quanto à distribuição vertical, o cisalhamento dos ventos provoca a formação das células de Langmuir (Farmer *et al.*, 1998), que são massas d'água que se deslocam em espiral, em subsuperfície. Assim, os grupos do fitoplâncton que flutuam tenderão a se acumular na confluência de duas espirais descendentes destas células, enquanto as espécies mais densas do que a água tenderão a se acumular na confluência de duas espirais ascendentes e, por fim, os organismos fitoplanctônicos isopícnicos, ou seja, que têm a mesma densidade da água, ficarão distribuídos uniformemente na massa d'água (Palmer, 1981; Reynolds, 1984 e 2006). Em estudo sobre a estrutura da comunidade de diatomáceas na coluna d'água realizado pelo autor, esta condição pôde ser percebida no plâncton da Lagoa do Boqueirão. A presença de espécies típicas do perifíton na coluna d'água indica que estas espécies foram deslocadas da associação com as macrófitas e lançadas na coluna d'água do sistema (Gomes, dados em preparação e não publicados).

A correlação entre as variáveis ambientais mensuradas na Lagoa do Boqueirão apresentou uma correlação positiva entre a profundidade e os sedimentos finos, argila e silte; e uma correlação negativa entre as areias (fina e grossa) e o pH, temperatura e oxigênio dissolvido. O pH compõe o segundo eixo e a condutividade não apresenta relação com nenhuma das outras variáveis.

A distribuição espacial de uma parte das amostras foi definida por aquelas amostras posicionadas em profundidades maiores da Lagoa do Boqueirão e que possuía valores mais elevados de material argiloso e siltoso. Este padrão é, certamente, definido pela condição de turbulência do sistema, que provoca o transporte do material mais fino das bordas da lagoa e o deposita em locais mais profundos do ambiente. Isto também se verifica no espaço da ordenação pela separação das amostras com percentual mais elevado de areia grossa e fina nas regiões mais rasas da lagoa.

A ação dos ventos sobre o espelho d'água dos lagos, lagoas, reservatórios, rios, mares provoca algumas alterações físicas que têm conseqüências sobre os padrões de distribuição das células fitoplanctônicas. Esta ação se reflete, basicamente, em dois

fenômenos: (1) a ação do vento provoca o empilhamento da massa d'água no sentido em que o há o cisalhamento do mesmo. Esta água empilhada ganha energia cinética e tende a retornar num fluxo de subsuperfície (Esteves, 1988). Este fluxo seria capaz, então, de redistribuir o material sedimentado; (2) a atuação do vento sobre a superfície do lago provoca a formação de pequenas ondulações que se quebram na borda dos sistemas aquáticos e seriam responsáveis, também, pela redistribuição de material sedimentado do fundo do sistema.

Estes processos, então, seriam responsáveis pelo transporte de material particulado fino (argila e silte) das regiões mais rasas para as regiões mais profundas da Lagoa do Boqueirão. As valvas de diatomáceas e seus fragmentos, que possuem um tamanho entre silte e argila, também seriam submetidas ao mesmo processo de transporte.

No espaço da ordenação, a profundidade apresentou a maior correlação positiva com o silte (0,5032). Estranhamente, no entanto, a correlação entre a profundidade e a argila foi baixa (0,0410), inferior inclusive à correlação entre profundidade e condutividade (0,2851). Isto não era esperado, já que o silte deveria ter uma distribuição mais próxima à da argila. A ACP realizada apenas com as variáveis ambientais que apresentaram significância com o teste de permutação de Monte Carlo apresentou a maior correlação entre o silte e argila (0,6496), seguidos pela correlação entre profundidade e silte (0,5032) (Tabela 5.2).

Há também uma contraposição entre a profundidade do sistema e as variáveis ambientais, tais como pH, temperatura e oxigênio dissolvido, produzindo uma correlação negativa. A maior correlação negativa foi com a temperatura (-0,5817), seguida pela areia grossa (-0,4814), areia fina (-0,3046), oxigênio dissolvido (-0,2364) e, por último, com o pH (-0,1542). Este padrão era esperado, uma vez que nas regiões mais profundas dos sistemas aquáticos a radiação incidente é dispersada numa coluna d'água mais profunda, proporcionando uma menor quantidade de radiação solar, já que há uma absorção seletiva (quali-quantitativa) à medida que a radiação atravessa a coluna d'água. Portanto, como resultado as regiões mais profundas serão mais frias. A areia grossa necessita de mais energia para ser transportada e, no caso da Lagoa do Boqueirão, não haveria energia suficiente para o transporte deste material para os pontos mais profundos do sistema.

Na ACP realizada apenas com as variáveis que apresentaram significância, o silte apresentou a maior correlação negativa com o primeiro eixo das variáveis ambientais (-0,7878), seguido da profundidade, -0.5612 (Tabela 5.3).

Tabela 5.2. Correlações entre as variáveis ambientais da Lagoa do Boqueirão.

<i>Profundidade</i>	1				
Silte	0.5032	1			
Argila	0.2851	0.6496	1		
pH	-0.0065	0.0512	0.0001	1	
Oxi. Dis	-0.215	-0.2672	-0.2905	0.2295	1
	Profundidade	Silte	Argila	pH	Oxigênio dissolvido

Tabela 5.3. Correlação entre os eixos e as variáveis ambientais.

Profundidade	-0.5612	-0.1604	0.2474	0.2968
Silte	-0.7878	0.1022	0.1275	-0.0993
Argila	-0.3842	0.4057	0.441	-0.1564
pH	-0.1905	0.3452	-0.4668	0.0134
Oxigênio dissolvido	0.123	-0.3509	-0.2016	-0.3148
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4

As amostras não se apresentaram separadas em grupos nítidos. As amostras (29, 14, 17, 24, 30, 99, 35, 34, 59, 52, 96, 33, 82, 93, 95, 40, 98, 60, 76, 97, 91, 92, 80, 48, 102, 78, 37, 49, 61) são aquelas que foram amostradas em regiões mais fundas e com mais quantidades de argila e silte, enquanto as amostras 102, 104, 103, 001, 56, 85, 73, 57, 88, 84, 21, 38, 62, 50, 63, 65, 87, 47, 89, 66, 71, 46, 94, 04, 81, 90, 42, são aquelas posicionadas em regiões de profundidade intermediária a rasas com o predomínio de areia grossa e fina.

### 5.1.2 Análise indireta de gradiente

#### 5.1.2.1 Comunidade de diatomáceas

##### *Distribuição das espécies ao longo do gradiente de profundidade*

A análise de 30444 valvas e fragmentos de valvas permitiu a identificação de 60 espécies de diatomáceas nos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão, pertencentes a 30 gêneros.

As espécies mais abundantes foram *Mastogloia smithii* Thwaites ex W. Smith var. *lacustris* representando 42,3 % da comunidade, *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) Williams & Round com 39,8 % e, por fim, *Nitzschia amphibia* Grunow representando 8,3 % da comunidade. As demais espécies representaram entre 1,0% a um mínimo de 0,003% da comunidade.

A Figura 5.2 apresenta as amostras de sedimentos superficiais coletadas ao longo do transecto 5, com a representação do estado de fragmentação das valvas das espécies dominantes. Entre as três espécies mais abundantes na Lagoa do Boqueirão, *Mastogloia smithii lacustris* foi a que se apresentou mais fragmentada, em comparação com as outras espécies, *Nitzschia amphibia* e *Staurosirella pinnata*. *Mastogloia smithii lacustris* esteve predominantemente representada pela presença de fragmentos de 1/20 avos da valva, que variaram entre 67% a 93% dos fragmentos encontrados, e este fragmento tem em média de 2 µm. Os fragmentos de *Nitzschia amphibia* variaram entre 1/3 até a presença da valva inteira, com predominância das valvas inteiras. *Staurosirella pinnata* foi encontrada sempre em frústulas.

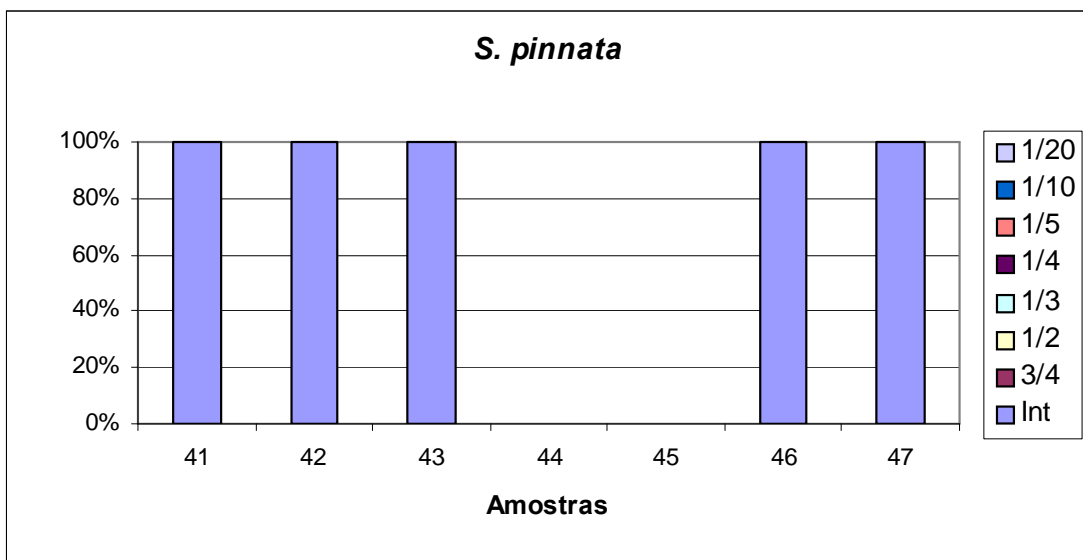
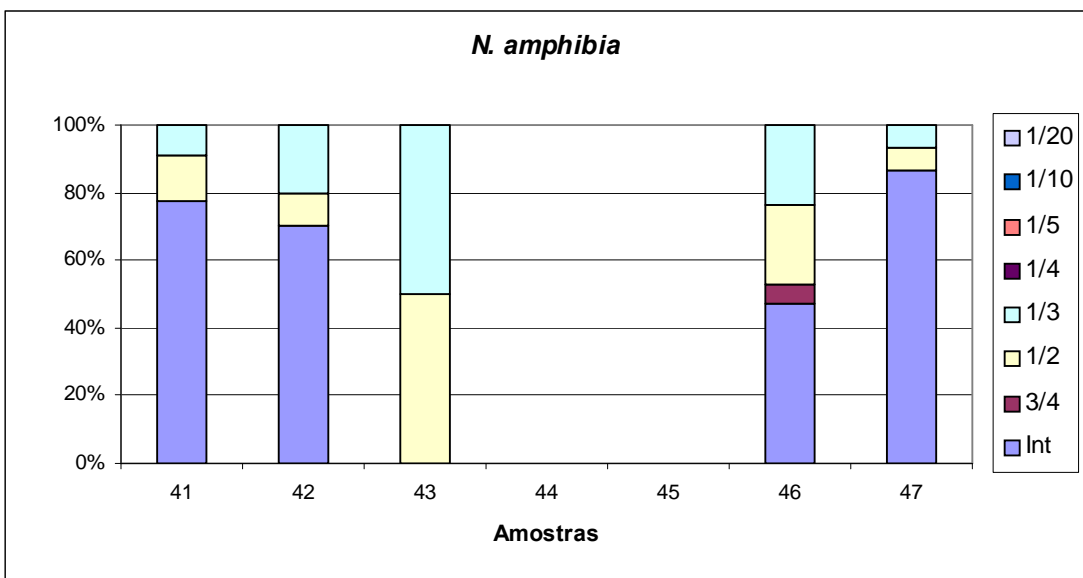
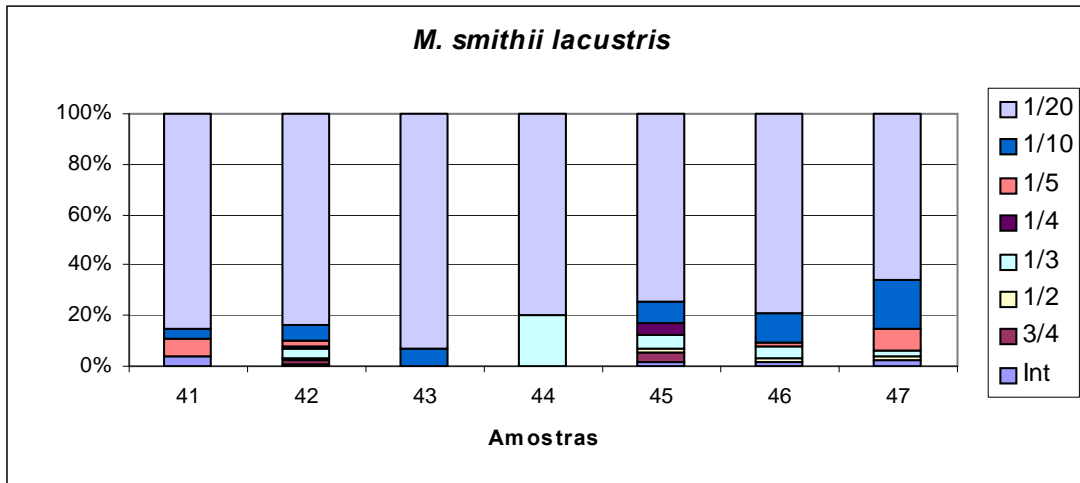


Figura 5.2. Representação percentual da fragmentação das valvas das três principais espécies da comunidade de diatomáceas num transecto perpendicular ao maior eixo da Lagoa do Boqueirão.

A partir dos dados de densidade absoluta foram geradas várias ordenações nMDS com dados padronizados e não transformados (Figura 5.3a); dados padronizados e transformados pela raiz quadrada (Figura 5.3b); dados padronizados e transformados pela raiz quarta (Figura 5.3c); dados padronizados e transformados pela logaritmização (Figura 5.3d) e dados padronizados e transformados pela presença/ausência das espécies (Figura 5.4a); Percebe-se que o melhor resultado de agrupamento se deu com os dados padronizados e não transformados (Figura 5.4), com um “stress” de 0,08. Em seguida, as melhores ordenações foram agrupadas em ordem crescente de “stress” foram dados padronizados e transformados pela raiz quadrada (Figura 5.3a); dados padronizados e transformados pela logaritmização (Figura 5.3c); dados padronizados e transformados pela raiz quarta (Figura 5.3b) e, por último, dados padronizados e transformados pela presença/ausência das espécies (Figura 5.3d). As transformações reduzem, progressivamente, o efeito das espécies mais comuns numa determinada comunidade. Segundo Clarke e Warwick (2001), a seqüência em “força” da transformação é a seguinte: dados não transformados, raiz quadrada, raiz quarta e logaritimar, que se equivalem, e, por fim, a transformação em dados de presença/ausência.

A progressiva redução de importância das espécies principais por meio das transformações realizadas faz com que as amostras fiquem dispersas no espaço bidimensional, sem a possibilidade de se extrair um padrão entre a composição das espécies e a profundidade do lago (Figura 5.3).



Contudo, a ordenação realizada com os dados padronizados e não transformados exibe um padrão relativamente claro (Figura 5.4). As amostras dos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão apresentaram-se dissimilares em função da estrutura da comunidade das diatomáceas num gradiente de profundidade entre 0,5 e 10 m. Assim, de um modo geral, as amostras de 0,5 a 1,5 metro de profundidade formaram um grupo; um outro grupo foi formado com as amostras entre as profundidades de 1,5 a 4m, e um terceiro grupo com as amostras de profundidade entre 4,5 a 10m. Note que as únicas amostras que destoam deste padrão foram as amostras de 1,0 e de 9,0 m, as quais formaram grupos à parte (Figura 5.4, ordenação nMDS). O primeiro grupo, com as amostras entre 0,5 e 2m de profundidade foi definido pela presença de *N. amphibia* (Figura 5.4b). Há uma distorção neste grupo, com a presença de uma amostra de 9 metros de profundidade. Já o segundo grupo foi definido pela presença de *S. pinnata* (Figura 5.4c). Por último, o grupo definido pela presença de *M. smithii* var. *lacustris*, onde predominaram as amostras de profundidades acima de 4 metros; embora neste grupo apareçam amostras com profundidades menores do que 4 metros, predominam as amostras de profundidades maiores do que 4 metros (Figura 5.4d).

O padrão da distribuição da comunidade de diatomáceas torna-se mais evidente a partir da junção das amostras de mesma profundidade e a formação da ordenação nMDS (Figura 5.5). Este procedimento se justifica na medida em que o lago é extenso e, portanto, apresenta ambientes com características bio-físico-químicas diferentes, embora a profundidade seja a mesma; por exemplo, bancos de macrófitas de espécies diferentes, incidência desigual de ventos, etc. Assim há a distinção nítida em três grupos. Apenas uma amostra da profundidade de 9 metros apresenta-se deslocada, e permaneceu próxima às amostras de 0,5 metro.



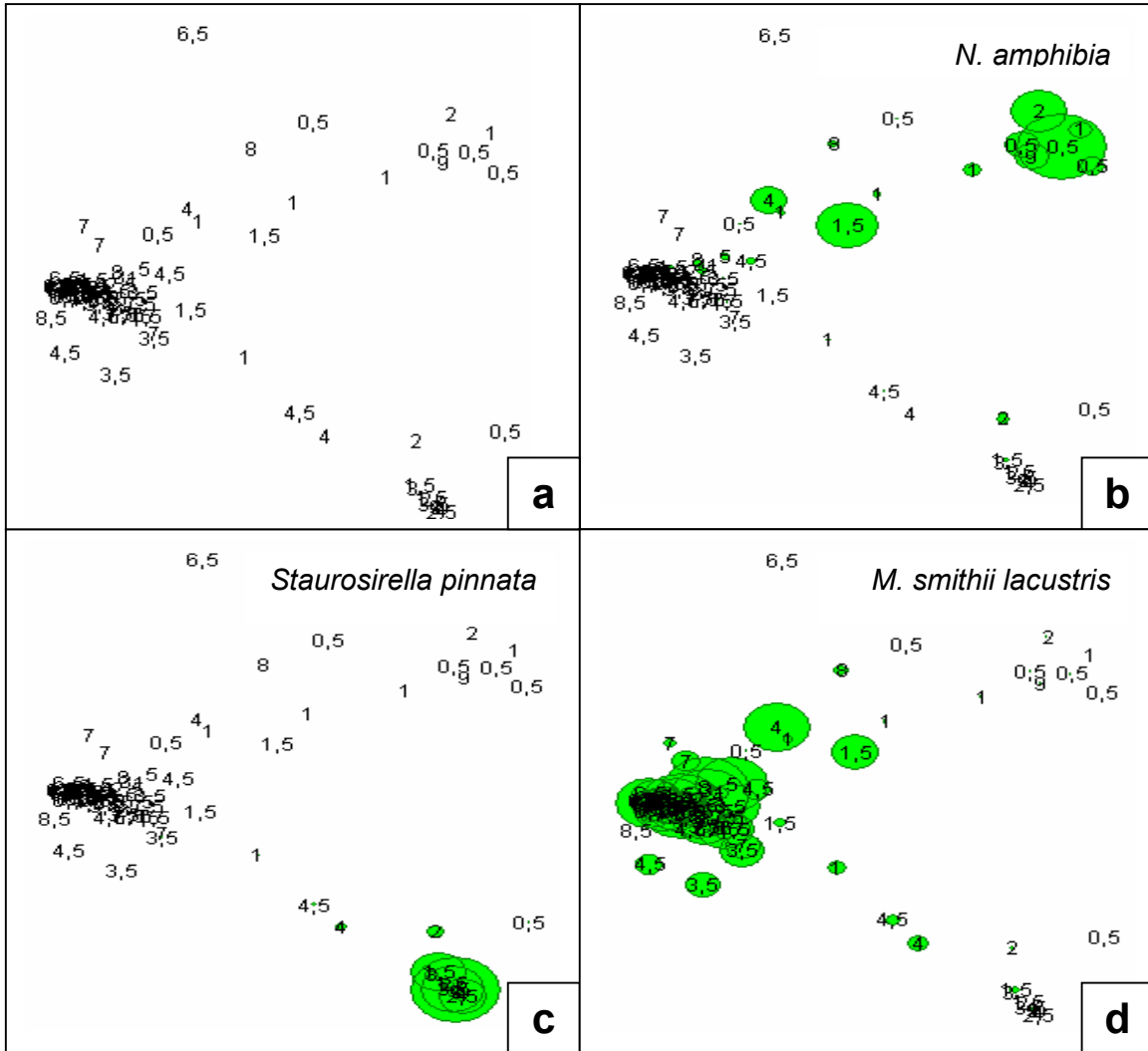


Figura 5.4. Ordenação nMDS com dados não transformados e padronizados (a) e representação da presença das principais espécies responsáveis pela diferenciação das amostras.

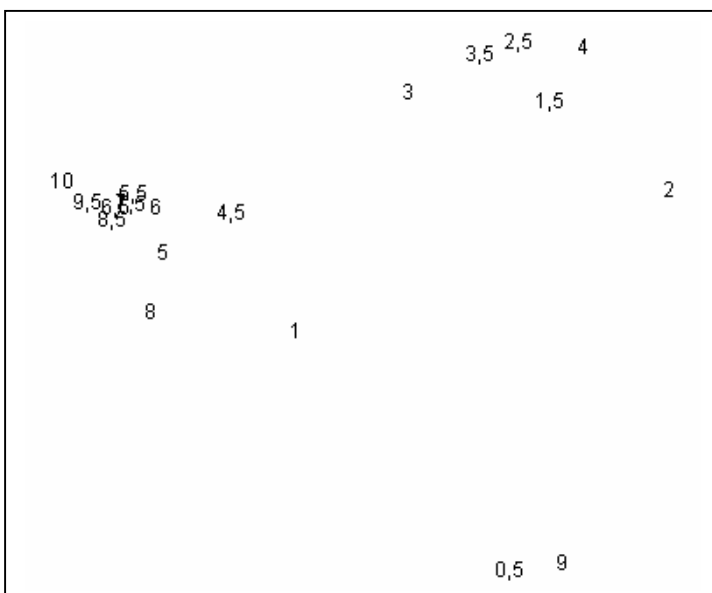


Figura 5.5. Ordenação nMDS com a junção das amostras de mesma profundidade. Stress de 0,03.

O teste da Análise de Similaridade (ANOSIM) nas amostras de sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão mostrou que as diferenças entre as comunidades de diatomáceas foram significativas em 40 amostras (Tabela 5.4).

O SIMPER revelou diferenças nas similaridades entre as amostras numa faixa que variou de um mínimo de 4,66 até um máximo de 99,30. Os resultados da análise de SIMPER para cada local são apresentados no Tabela 5.5.

Tabela 5.4. ANOSIM entre as amostras de profundidades diferentes da Lagoa do Boqueirão.

$r$  = valor estatístico; \* = significativamente diferente; os demais não foram significativamente diferentes.

Grupo (m)	r	Grupo (m)	r	Grupo (m)	r	Grupo (m)	r	Grupo (m)	r	Grupo (m)	r	Grupo (m)	r
0,5;1	<b>11,6</b>	1;6,5	<b>0,7*</b>	2;4,5	<b>1,2*</b>	3;4,5	<b>15,7</b>	4;6,5	<b>0,5*</b>	5;5;6	<b>100,0</b>	7;5;8	<b>9,8</b>
0,5;1,5	<b>12,1</b>	1;7	<b>0,9*</b>	2;5	<b>20,0</b>	3;5	<b>33,3</b>	4;7	<b>0,2*</b>	5;5;6,5	<b>45,5</b>	7;5;8,5	<b>14,4</b>
0,5;2	<b>35,7</b>	1;7,5	<b>0,2*</b>	2;5,5	<b>75,0</b>	3;5,5	<b>80,0</b>	4;7,5	<b>0,2*</b>	5;5;7	<b>77,8</b>	7;5;9	<b>7,7</b>
0,5;2,5	<b>7,1</b>	1;8	<b>26,1</b>	2;6	<b>2,9*</b>	3;6	<b>40,0</b>	4;8	<b>1,6*</b>	5;5;7,5	<b>46,2</b>	7;5;9,5	<b>56,0</b>
0,5;3	<b>5,7*</b>	1;8,5	<b>21,8</b>	2;6,5	<b>0,3*</b>	3;6,5	<b>1,4*</b>	4;8,5	<b>2,9*</b>	5;5;8	<b>83,3</b>	7;5;10	<b>46,2</b>
0,5;3,5	<b>1,7*</b>	1;9	<b>33,3</b>	2;7	<b>0,6*</b>	3;7	<b>5,5*</b>	4;9	<b>26,7</b>	5;5;8,5	<b>100,0</b>	8;8,5	<b>71,4</b>
0,5;4	<b>8,6</b>	1;9,5	<b>37,8</b>	2;7,5	<b>0,2*</b>	3;7,5	<b>1,3*</b>	4;9,5	<b>13,3</b>	5;5;9	<b>100,0</b>	8;9	<b>14,3</b>
0,5;4,5	<b>0,4*</b>	1;10	<b>44,4</b>	2;8	<b>1,8*</b>	3;8	<b>4,8*</b>	4;10	<b>20,0</b>	5;5;9,5	<b>33,3</b>	8;9,5	<b>85,7</b>
0,5;5	<b>32,1</b>	1,5;2	<b>32,1</b>	2;8,5	<b>2,9*</b>	3;8,5	<b>11,4</b>	4,5;5	<b>85,7</b>	6;6,5	<b>14,4</b>	8;10	<b>50,0</b>
0,5;5,5	<b>28,6</b>	1,5;2,5	<b>47,6</b>	2;9	<b>50,0</b>	3;9	<b>13,3</b>	4,5;5,5	<b>100,</b>	6;7	<b>65,3</b>	8,5;9	<b>33,3</b>
0,5;6	<b>2,9*</b>	1,5;3	<b>62,7</b>	2;9,5	<b>10,0</b>	3;9,5	<b>13,3</b>	4,5;6	<b>97,1</b>	6;7,5	<b>9,6</b>	8,5;9,5	<b>100,</b>
0,5;6,5	<b>0,1*</b>	1,5;3,5	<b>93,3</b>	2;10	<b>25,0</b>	3;10	<b>40,0</b>	4,5;6,5	<b>3,7*</b>	6;8	<b>18,3</b>	8,5;10	<b>100,</b>
0,5;7	<b>0,2*</b>	1,5;4	<b>38,9</b>	2,5;3	<b>73,3</b>	3,5;4	<b>30,0</b>	4,5;7	<b>16,7</b>	6;8,5	<b>8,6</b>	9;9,5	<b>100,</b>
0,5;7,5	<b>0,1*</b>	1,5;4,5	<b>9,7</b>	2,5;3,5	<b>42,9</b>	3,5;4,5	<b>26,0</b>	4,5;7,5	<b>1,1*</b>	6;9	<b>6,7</b>	9;10	<b>100,</b>
0,5;8	<b>1,1*</b>	1,5;5,0	<b>19,0</b>	2,5;4	<b>66,7</b>	3,5;5	<b>42,9</b>	4,5;8	<b>39,6</b>	6;9,5	<b>13,3</b>	9,5;10	<b>100,</b>
0,5;8,5	<b>1,4*</b>	1,5;5,5	<b>66,7</b>	2,5;4,5	<b>25,0</b>	3,5;5,5	<b>85,7</b>	4,5;8,5	<b>35,2</b>	6;10	<b>20,0</b>		
0,5;9	<b>53,6</b>	1,5;6,0	<b>7,9</b>	2,5;5	<b>100,</b>	3,5;6	<b>26,2</b>	4,5;9	<b>14,3</b>	6,5;7	<b>26,6</b>		
0,5;9,5	<b>17,9</b>	1,5;6,5	<b>0,6*</b>	2,5;5,5	<b>100,</b>	3,5;6,5	<b>0,2*</b>	4,5;9,5	<b>46,4</b>	6,5;7,5	<b>48,2</b>		
0,5;10	<b>28,6</b>	1,5;7	<b>0,8*</b>	2,5;6	<b>20,0</b>	3,5;7	<b>0,9*</b>	4,5;10	<b>57,1</b>	6,5;8	<b>23,1</b>		
1;1,5	<b>11,9</b>	1,5;7,5	<b>0,1*</b>	2,5;6,5	<b>4,5*</b>	3,5;7,5	<b>0,1*</b>	5,5;5	<b>66,7</b>	6,5;8,5	<b>33,5</b>		
1;2	<b>1,2*</b>	1,5;8	<b>2,4*</b>	2,5;7	<b>11,1</b>	3,5;8	<b>5,2*</b>	5;6	<b>46,7</b>	6,5;9	<b>12,1</b>		
1;2,5	<b>17,8</b>	1,5;8,5	<b>3,2*</b>	2,5;7,5	<b>4,4*</b>	3,5;8,5	<b>8,1</b>	5;6,5	<b>33,3</b>	6,5;9,5	<b>75,8</b>		
1;3	<b>8,9</b>	1,5;9	<b>19,0</b>	2,5;8	<b>9,5</b>	3,5;9	<b>17,9</b>	5;7	<b>51,1</b>	6,5;10	<b>63,6</b>		
1;3,5	<b>4*</b>	1,5;9,5	<b>14,3</b>	2,5;8,5	<b>13,3</b>	3,5;9,5	<b>14,3</b>	5;7,5	<b>14,3</b>	7;7,5	<b>9,7</b>		
1;4	<b>1,8*</b>	1,5;10	<b>50,0</b>	2,5;9	<b>66,7</b>	3,5;10	<b>57,1</b>	5;8	<b>61,9</b>	7;8	<b>49,2</b>		
1;4,5	<b>30,7</b>	2;2,5	<b>70,0</b>	2,5;9,5	<b>33,3</b>	4;4,5	<b>1,0*</b>	5;8,5	<b>26,7</b>	7;8,5	<b>69,9</b>		
1;5	<b>77,8</b>	2;3	<b>65,7</b>	2,5;10	<b>66,7</b>	4;5	<b>26,7</b>	5;9	<b>100,</b>	7;9	<b>15,6</b>		
1;5,5	<b>55,6</b>	2;3,5	<b>23,8</b>	3;3,5	<b>80,0</b>	4;5,5	<b>40,0</b>	5;9,5	<b>33,3</b>	7;9,5	<b>82,2</b>		
1;6	<b>48,9</b>	2;4	<b>60,0</b>	3;4	<b>77,1</b>	4;6	<b>5,7*</b>	5;10	<b>66,7</b>	7;10	<b>55,6</b>		

Tabela 5.5. Resultados das análises do SIMPER. Similaridade em percentual entre as amostras e a contribuição de cada espécie para a similaridade média das amostras. Foi estabelecido um corte de 90%.

% = contribuição percentual para a dissimilaridade.

<b>Espécies</b>	<b>%</b>
<b>Group 0,5 similaridade média: 29,34</b>	
Nitzschia amphibia	79,60
Mastogloia smithii var. lacustris	11,48
<b>Group 1 similaridade média: 48,17</b>	
Mastogloia smithii var. lacustris	62,27
Nitzschia amphibia	27,20
Staurosirella pinnata	3,18
<b>Group 1,5 similaridade média: 40,59</b>	
Staurosirella pinnata	49,87
Mastogloia smithii var. lacustris	37,34
Nitzschia amphibia	7,62
<b>Group 2 similaridade média: 32,95</b>	
Staurosirella pinnata	78,49
Nitzschia amphibia	10,74
Mastogloia smithii var. lacustris	8,35
<b>Group 2,5 similaridade média: 4,58</b>	
Staurosirella pinnata	92,25
<b>Group 3 similaridade média: 36,40</b>	
Staurosirella pinnata	54,17
Mastogloia smithii var. lacustris	42,30
<b>Group 3,5 similaridade média: 42,88</b>	
Mastogloia smithii var. lacustris	59,76
Staurosirella pinnata	35,66
<b>Group 4 similaridade média: 45,54</b>	
Staurosirella pinnata	88,32
Mastogloia smithii var. lacustris	10,69
<b>Group 4,5 similaridade média: 63,72</b>	
Mastogloia smithii var. lacustris	87,59
Staurosirella pinnata	4,66
<b>Group 5 similaridade média: 78,42</b>	
Mastogloia smithii var. lacustris	88,56
Nitzschia amphibia	5,58
<b>Group 5,5 similaridade média: &lt; 2 amostras</b>	
<b>Group 6 similaridade média: 86,28</b>	
Mastogloia smithii var. lacustris	89,51
Staurosirella pinnata	5,13
<b>Group 6,5 similaridade média: 73,80</b>	
Mastogloia smithii var. lacustris	97,07
<b>Group 6,5 similaridade média: 73,80</b>	
Mastogloia smithii var. lacustris	97,07

**Group 7 similaridade média: 77,13**

Mastogloia smithii var. lacustris 96,16

**Group 7,5 similaridade média: 87,21**

Mastogloia smithii var. lacustris 94,84

**Group 8 similaridade média: 65,25**

Mastogloia smithii var. lacustris 95,12

**Group 8,5 similaridade média: 82,67**

Mastogloia smithii var. lacustris 99,30

**Group 9 similaridade média: 7,85**

Mastogloia smithii var. lacustris 100,00

**Group 9,5 similaridade média: 90,98**

Mastogloia smithii var. lacustris 100,00

**Group 10 similaridade média: < 2 amostras**

A similaridade média entre as amostras de uma determinada profundidade variou de um mínimo de 4,58 (profundidade de 2,5 m) até um máximo de 87,21 (profundidade de 7,5 m). Em duas profundidades (5,5 m e 10m) não foi possível estabelecer as similaridades médias devido à presença de apenas uma amostra em cada profundidade. Entre 0,5 m e 4 m, as similaridades variaram entre um mínimo de 29,43 e 48,17, excluindo a amostra de 2,5m. Entre 4,5m e 10m, a similaridade variou de 63,72 e 90,98, excluindo a amostra de 9m. A contribuição de cada espécie para a similaridade com um corte em 90% ficou restrita a três espécies, quais sejam: *Mastogloia smithii* var. *lacustris*, *Nitzschia amphibia* e *Staurosirella pinnata*. Nas amostras de menor profundidade houve uma alternância entre as três espécies como dominantes. Assim, nas profundidades de 1,5; 2; 2,5; 3 e 4m, *Staurosirella pinnata* foi a espécie dominante; nas amostras de 1 e 3,5m, *Mastogloia smithii* var. *lacustris* foi a espécie que dominou; na amostra de 0,5 foi *Nitzschia amphibia*. Nas amostras do segundo grupo (4,5m até 10m), *Mastogloia smithii* var. *lacustris* dominou todas as amostras a partir da profundidade de 4,5m até 10m, sendo que as primeiras amostras, entre 4,5 e 6m, foram co-dominadas por *Nitzschia amphibia* e *Staurosirella pinnata*, alternadamente, e a partir desta profundidade *Mastogloia smithii* var. *lacustris* dominou todas as amostras.

As espécies identificadas nos sedimentos superficiais da lagoa do Boqueirão são predominantemente bentônicas; fazem parte do perifíton, predominantemente, ou integram o epipélton, epilíton ou epipsamo. Apenas as espécies, *Aulacoseira granulata* e *Cyclotella meneghiniana*, são consideradas por alguns autores como planctônicas, embora outros considerem *Cyclotella meneghiniana* como ticoplanctônica. Contudo, as valvas de *Cyclotella meneghiniana* foram encontradas em baixas concentrações ao longo do gradiente de profundidade, não sendo, portanto, uma espécie chave na diferenciação da estrutura da

comunidade entre os três grupos de profundidade estabelecidos a partir da estrutura da comunidade das diatomáceas.

Entretanto, analisando-se as Figuras 5.4 e 5.5 fica evidente a separação entre as amostras de profundidades mais rasas daquelas de profundidades maiores, e entre as amostras das profundidades menores, há uma diferença entre as amostras de 0,5m das amostras de 1,0 a 2,0m. *Nitzschia amphibia* foi a espécie dominante nas amostras entre 0,5 e 1,0m, *Staurosirella pinnata* dominou as amostras entre as profundidades de 1,5 a 3,5m e *Mastogloia smithii* var. *lacustris* dominou as amostras a partir de 4,0m de profundidade do lago. Estas espécies pertencem ao bentos, embora *Nitzschia amphibia* e *Staurosirella pinnata* tenham sido encontradas nas amostras do plâncton e ainda com os plastos (Gomes, dados não apresentados), e é de se esperar a presença delas nas regiões mais rasas do lago. Contudo, a separação entre as amostras das regiões mais rasas do lago e as amostras de profundidades maiores se deu pela presença basicamente de *Mastogloia smithii* var. *lacustris*, representando em torno de 90% das amostras de profundidades acima de 4,5m. Duas hipóteses podem ser concebidas para este fato. Primeiro, a distribuição de *Mastogloia smithii* var. *lacustris* é bastante ampla e a espécie está presente desde a borda do lago até 10 metros de profundidade e, como as demais espécies têm uma distribuição limitada à borda do lago (até ~ 4,0m), abaixo deste limite *Mastogloia smithii* var. *lacustris* passaria a dominar pela ausência das demais espécies. Contudo, observando-se os dados oriundos da contagem das espécies nas lâminas permanentes, observa-se que o registro da presença de *Mastogloia smithii* var. *lacustris* nas profundidades acima de 4,0m se deu através da contagem de vários fragmentos identificáveis da valva, nas proporções de 100%, 75%, 50%, 33%, 25%, 20%, 10% da valva inteira (Figura 5.2). Portanto, os fragmentos identificados nas amostras de maiores profundidades seriam alóctones às amostras colhidas nestas profundidades e devem ter sido trazidas de ambientes mais rasos pela turbulência provocada pelo cisalhamento do vento na superfície do lago.

A resuspensão deve-se, principalmente, à ação de ondas, mas também pode ocorrer devido à atividade de fuçar em busca de alimentos que os peixes realizam nos sedimentos lacustres (Scheffer, 1998). Assim, é presumível que em lagos rasos e que haja ventos suficientemente fortes para provocar a formação de ondas capazes de revolver os sedimentos da borda dos lagos, este material será redepositado em outras regiões do próprio lago e, de acordo com Scheffer (1998), não é necessário que os ventos sejam intensos durante todo o ano. Uma tempestade é suficiente por redistribuir os sedimentos depositados durante todo um ano.

A Figura 5.6 apresenta a distribuição das espécies de diatomáceas em relação à profundidade da coluna d'água da Lagoa do Boqueirão. Na figura estão representadas as

sessenta espécies identificadas e utilizadas na geração das funções de transferência. Assim, as espécies ficaram distribuídas em faixas de profundidade, da seguinte forma:

0 a 2m – *Achnantidium lanceolatum*, *Eunotia longicolis*, *Gomphonema parvulum*, *Eunotia odebrechtiana*, *Achnantidium exiguum*, *Eunotia coccinea*, *Rhopalodia musculus*, *Anomoeoneis sphaerophora*, *Eunotia monodon*, *Gomphonema gracile*, *Pinnularia mesolepta*, *Gomphonema brasiliense*, Indet 1, *Eunotia* sp2, *Cocconeis placentula*, *Hantzschia* sp, *Aulacoseira granulata*, *Nitzschia tribionella*, *Eunotia rabenhorsthiana*, *Eunotia maior*, *Fragilaria leptostauron*, *Nitzschia amphibia*, *Fragilaria construens*, *Cyclotella meneghiniana*, *Eunotia camelus*, *Frustulia* sp, *Mastogloia smithii* var. *smithii*, *Nupela* sp.

2 a 4m - *Capartograma crucicola*, *Encyonopsis* sp., *Sellaphora pupula*, *Anomoeoneis serians*, *Staurosirella pinnata*, *Navicula cryptotenella*.

4 a 6m – *Surirella* sp., *Navicula podzorskii*, *Neidium* sp., *Synedra ulna*, *Encyonema mesianum*, *Synedra delicatissima*, *Craticula pampena*.

6 a 8m – *Craticula submolesta*, *Eunotia luna*, *Nitzschia deformis*, *Navicula subillissima*, *Amphora copulata*, *Cymbella minuta* var. *pseudogracilis*, *Eunotia yanomami*, Indet 2, *Stauroneis phoenicenteron*, *Pinnularia latevittata*, *Nitzschia scalaris*, *Craticula ambigua*, *Pinnularia maior*, *Placoneis gastrum*, *Mastogloia smithii* var. *lacustris*, *Frustulia* sp, *Mastogloia smithii* var. *smithii*, *Nupela* sp., *Nitzschia paleaceae*, *Pinnularia viridis* var. *minor*.

8 a 10m – *Pinnularia borealis*.

Figura 5.6. Posicionamento das espécies em relação à profundidade da Lagoa do Boqueirão, considerando o maior valor percentual apresentado por cada espécie.

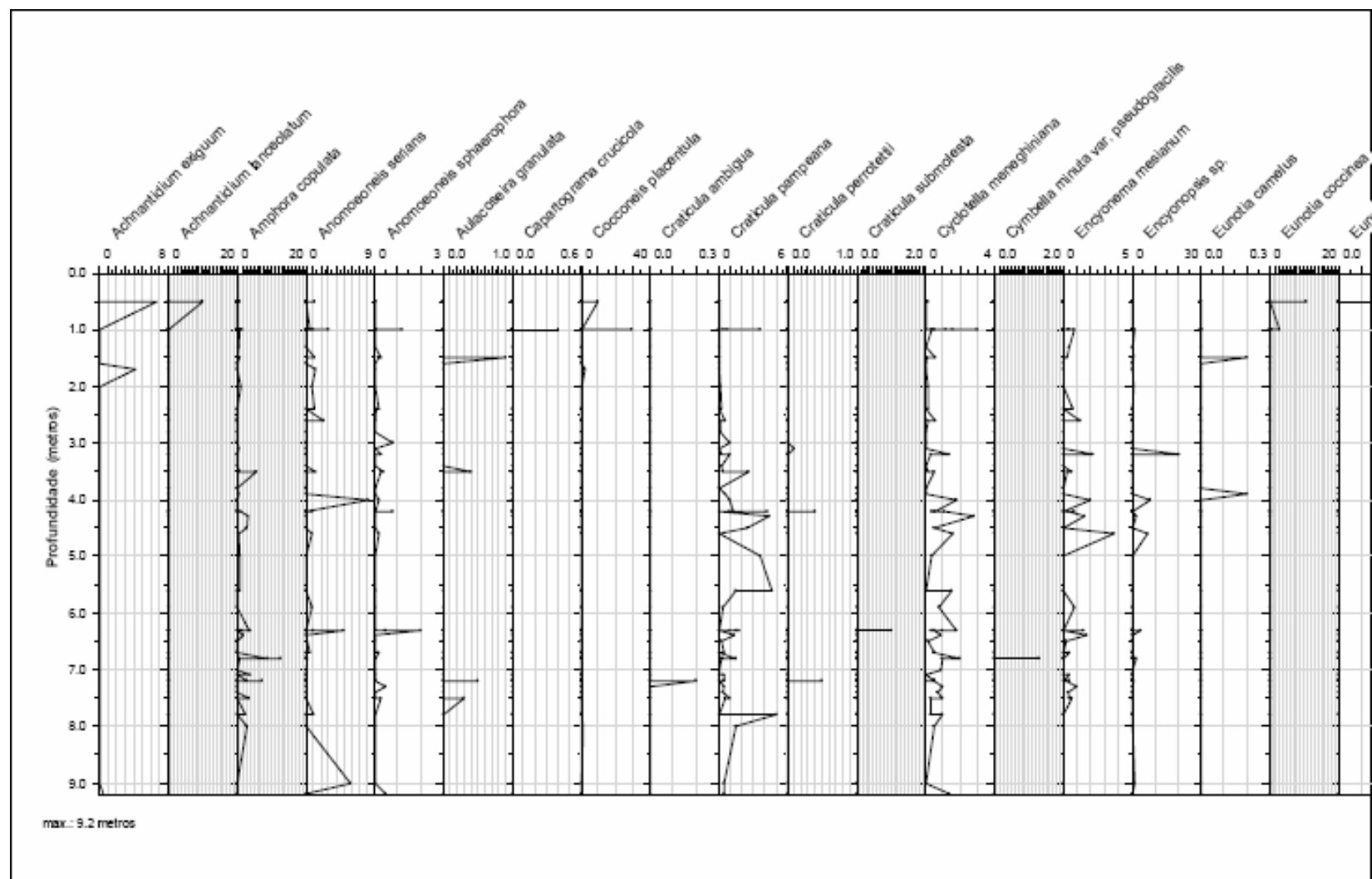


Figura 5.6. Posicionamento das espécies em relação à profundidade da Lagoa do Boqueirão, considerando o maior valor percentual apresentado por cada espécie (*Continuação*).

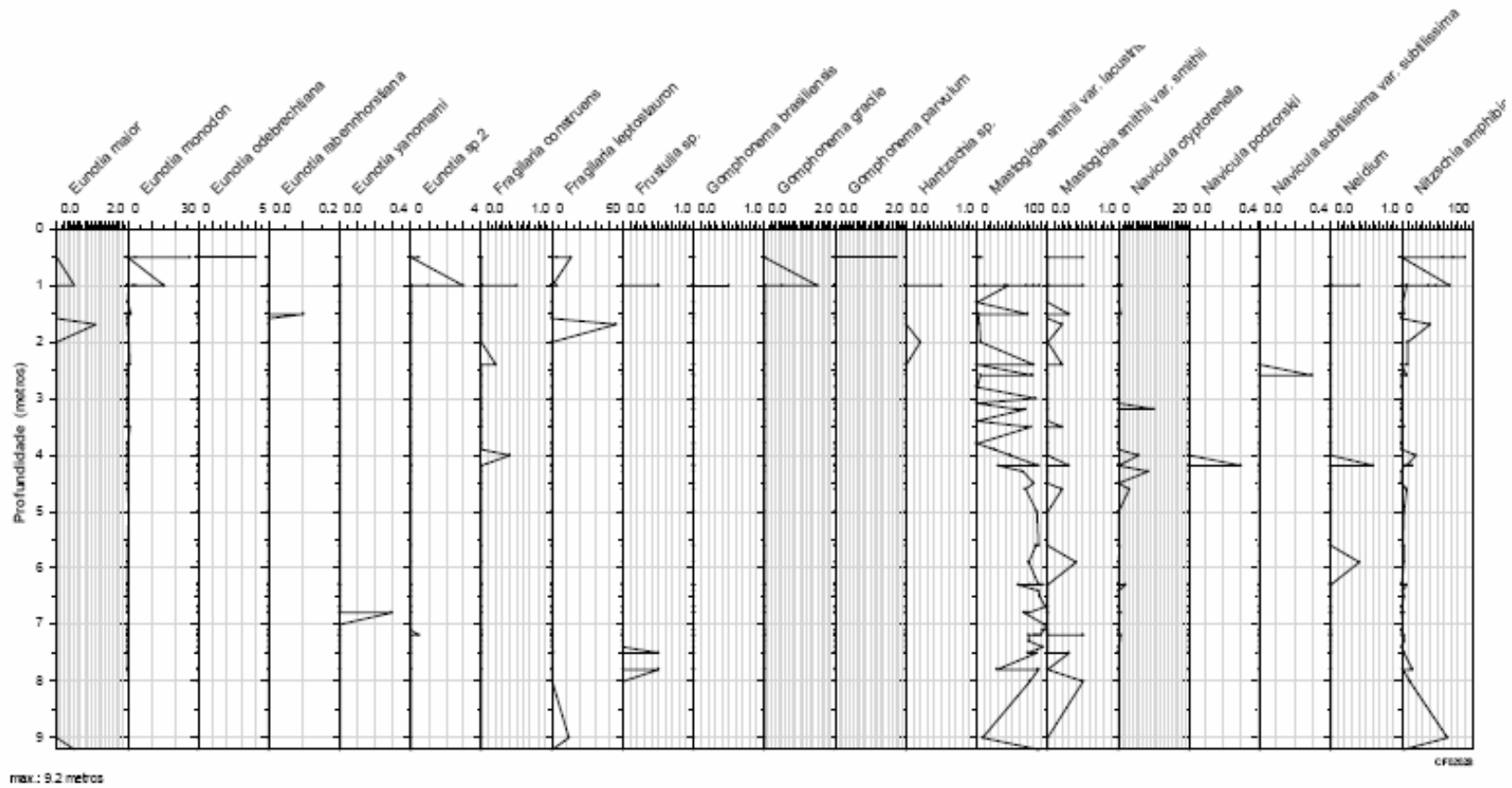
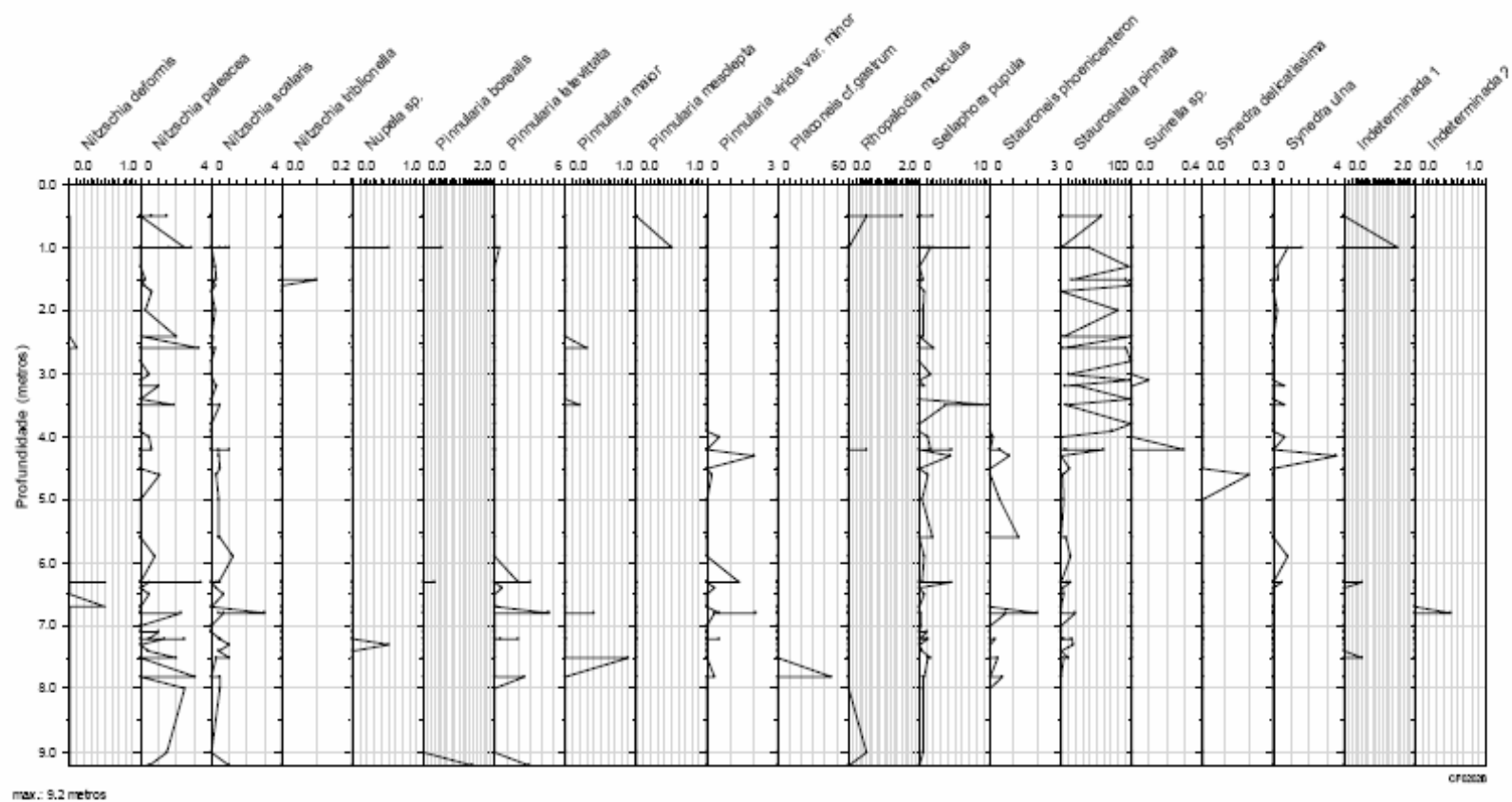




Figura 5.6. Posicionamento das espécies em relação à profundidade da Lagoa do Boqueirão, considerando o maior valor percentual apresentado por cada espécie (*Continuação*).



### 5.1.3 Análise direta de gradiente

A matriz com os dados logaritmizados das 60 espécies de diatomáceas foi restringida à matriz de dados com a extração das raízes quadradas das variáveis ambientais (argila, pH, oxigênio dissolvido, profundidade, areia grossa, areia fina, temperatura e condutividade) em 72 amostras de sedimentos superficiais, por meio de uma Análise de Correspondência Canônica (ACC).

Tabela 5.6. Autovalores e dados de variância das espécies obtidos pela Análise de Componentes Principais.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
Eigenvalue	0,322	0,170	0,098	0,068
Variância nos dados das espécies				
% da variância explicada	9,1	13,9	16,7	18,6
% Cumulativo explicado	45,4	69,3	83,1	92,7

A ACC foi aplicada com o interesse de verificar se alguma porção da estrutura da assembléia de diatomáceas está mais relacionada com as variáveis ambientais analisadas do que simplesmente por mero acaso.

Inicialmente, as variáveis temperatura e condutividade foram omitidas da análise de significância das variáveis porque tinham uma variância muito pequena. Após o teste de permutação de Monte Carlo com 499 permutações na matriz das espécies logaritmizadas e os dados das variáveis ambientais extraídos a raiz quadrada, com otimização das espécies e “plotagem dupla<sup>22</sup>”, o silte, a argila, o pH, o oxigênio dissolvido e a profundidade foram significantes para a explicação da variância nos dados das espécies, com um  $p < 0,05$ . Areia grossa e areia fina foram excluídas da ACC final por não serem significantes:  $p > 0,05$ .

A matriz de correlação entre as variáveis ambientais (Tabela 5.3) mostra que cada variável é independente da outra, embora a correlação entre silte e profundidade e silte e argila sejam relativamente altas. Isto representaria que há uma relação entre argila e silte, e que o silte está relacionado com a profundidade. Observando-se a correlação entre as variáveis ambientais e o primeiro eixo da ACC, o silte é a variável que apresenta uma correlação mais forte, seguida pela profundidade. Como o silte está relacionado com a profundidade, já que a distribuição destas partículas guarda relação com a profundidade do sistema em estudo, as funções de transferência foram desenvolvidas para a variável profundidade da Lagoa do Boqueirão.

Os dois primeiros eixos da ACC explicam 49 % da variância, sendo que 32,2% no primeiro eixo e 17% no segundo (Tabela 5.6). O percentual da variância explicada no

<sup>22</sup> *Biplot*, em inglês.

primeiro eixo é baixo (9,1%), típico de matrizes com dados composicionais, os quais têm muitas espécies e muitos valores de zero (Korsman e Birks, 1996).

#### 5.1.4 Tamanho das matrizes

Na Tabela 5.7 pode-se verificar os gradientes das matrizes avaliados de forma indireta (ACR) e de forma direta (ACCR), constringendo a matriz das espécies contra os dados de profundidade da Lagoa do Boqueirão. As matrizes com 72 amostras apresentaram gradientes mais elevados do que as matrizes com apenas 10 amostras, com exceção da matriz base. Esta apresentou um gradiente inferior a 2, limite que aponta para uma relação unimodal entre as espécies e a profundidade, quando superior a 2, e uma relação linear, quando os valores são inferiores a 2.

O tamanho do gradiente informa sobre a substituição das espécies ao longo do mesmo. Gradientes maiores do que 4,0 indicam uma substituição completa das espécies e gradientes de 1,0 indicam uma substituição de 50% nas espécies. Gradientes menores do que 2,0 indicam que as espécies apresentam uma relação monotônica ao longo do gradiente. Gradientes maiores do que 2,0 indicam que as espécies possuem o seu ótimo na faixa do gradiente estudado. Métodos unimodais utilizados em matrizes com um gradiente menor do que 2,0 tendem a apresentar o efeito de borda, com resultados insatisfatórios (Birks, 1995 e 1998).

Tabela 5.7 – Tamanho do gradiente das matrizes com os dados de espécies de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão.

Matriz	Formato (espécie x amostra)	Gradiente	
		ACR	ACCR
LB00	60x72	3,02	1,24
LB01	34x72	7,57	2,44
LB02	24x72	6,54	2,62
LB03	15x72	5,44	2,11
LB04	14x72	5,45	2,07
LB05	5x10	1,52	1,01
LB06	22x10	2,00	1,16
<i>LB07</i>	25x10	3,00	1,70

## 5.2 Geração de modelos

Os modelos de função de transferência gerados neste estudo utilizaram manipulações estruturais nas matrizes, como também transformações dos valores das frequências das espécies e dos valores de profundidade da Lagoa do Boqueirão. Em função destas manipulações foram geradas um total de 554 modelos.

A comparação entre os desempenhos dos modelos gerados foi feita seguindo um critério de indicadores, os quais seguiram uma ordenação no tocante a sua importância relativa ou robustez dos modelos obtidos, a saber: (1) Erro Quadrado Médio da Raiz da Previsão (EQMRP), aqui chamado de  $\text{Erro}_{jack}$ ; (2) Erro Quadrado Médio da Raiz (EQMR), chamado de  $\text{Erro}_{aparente}$ ; seguidos pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ), ou seja, (3)  $r^2$  da validação cruzada, chamado  $r^2_{jack}$ ; e por fim (4)  $r^2$  aparente. A seleção de modelos a partir do critério (2) ocorreu apenas no caso da existência de erros  $_{jack}$  iguais entre dois ou mais modelos, e assim por diante para os demais critérios. As medidas dos erros foram apresentadas na mesma unidade que a variável ambiental de interesse, no caso deste estudo em metros, permitindo uma direta comparação entre os modelos gerados neste estudo. No entanto, houve também a necessidade da transformação dos valores dos erros em percentuais, relativo a profundidade máxima do gradiente do sistema em estudo, permitindo, assim, uma comparação entre os dados obtidos entre os diversos modelos gerados neste estudo, com os dados gerados em outros trabalhos da literatura. No caso dos coeficientes de determinação, por serem adimensionais, permitem a comparação direta, inclusive de funções de transferência realizadas para a modelagem de variáveis ambientais diferentes, por exemplo: a comparação do desempenho de modelos de função de transferência realizados para reconstrução de profundidade com outra realizada visando a reconstituição de pH. A seguir serão discutidos os modelos gerados por cada um dos métodos empregados neste estudo para cada matriz com as espécies de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão a partir dos seus erros e coeficientes de determinação.

Ao final da análise crítica do desempenho de todos os modelos gerados pelos diferentes métodos empregados, foram selecionados os dois melhores modelos de função de transferência para reconstituição de profundidade, os quais foram aplicados em um testemunho de 1,50m de comprimento retirado da Lagoa do Boqueirão (LB-02-03). Os resultados da aplicação destas duas funções de transferência também foram comparados entre si, e analisados de forma crítica em termos da realidade de campo.

### 5.2.1 Métodos unimodais

Na literatura paleoecológica de sistema aquáticos epicontinentais, os métodos unimodais tem sido os mais utilizados, em função da diversidade beta apresentada por estes ecossistemas. O método de média ponderada tem como premissa que as espécies possuem uma distribuição unimodal em relação à variável que está sendo modelada, criando, assim, um ótimo e uma faixa de tolerância para a variável ambiental na qual a matriz de espécies foi constrangida. Posteriormente, o método de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial foi desenvolvido com o objetivo de extrair padrões subjacentes ao restante da variabilidade nos dados das espécies que não é explicado pelo primeiro eixo. Já o método de VMP considera que a relação entre a abundância de um organismo e uma variável ambiental que seja importante na estruturação da comunidade do organismo em questão pode ser modelada por uma curva de resposta ecológica, juntamente com os componentes sistemáticos e randômicos. Assim, a curva e os erros associados formam um modelo estatístico em relação à variável ambiental e este modelo pode ser utilizado para calcular a probabilidade de que um determinado valor da variável ambiental ocorra com uma determinada assembléia.

#### 5.2.1.1 Média Ponderada (MP)

Iniciando pelo método da Média Ponderada (MP), esta se divide em quatro técnicas ou modalidades, são elas: a MP com regressão inversa (MPinv); a MP com regressão clássica (MPclass); a MP com “tolerance downweighting<sup>23</sup>” e regressão inversa (MPTOLinv); e MP com “tolerance downweighting” e regressão clássica (MPTOLclas). Essencialmente, estas diferentes modalidades diferem na forma da regressão. Enquanto na regressão clássica as espécies são regredidas contra a variável ambiental, na regressão inversa a variável ambiental é regredida contra as espécies. Desta forma, foram gerados 196 modelos de Média Ponderada, cujas amplitudes dos indicadores de desempenho estão sintetizadas na Tabela 5.8, Anexo 9.2.1).

---

<sup>23</sup> Significa com o abaixamento do peso da tolerância, ou seja, redução do peso das espécies raras.

Tabela 5.9 – Síntese dos modelos gerados por meio do método de Média Ponderada (MP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e *jack* e pelos erros aparente e *jack*, expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.

Matriz	Formato (espécie x amostra)	Nº total modelos	$R^2_{\text{aparente}}$	$R^2_{\text{Jack}}$	Erro <sub>aparente</sub>	Erro <sub>jack</sub>
LB00	60x72	28	0,43 - 0,55	0,26 - 0,44	1,81 - 3,41	2,02 - 3,41
LB01	34x72	28	0,40 - 0,60	0,15 - 0,33	1,93 - 3,59	2,26 - 3,97
LB02	24x72	28	0,47 - 0,59	0,29 - 0,44	1,81 - 3,24	1,94 - 3,41
LB03	15x72	28	0,39 - 0,55	0,27 - 0,38	1,91 - 4,17	2,03 - 3,97
LB04	14x72	28	0,39 - 0,55	0,27 - 0,38	1,92 - 4,17	2,04 - 3,97
LB05	5x10	28	0,42 - 0,75	0,00 - 0,19	1,40 - 4,51	3,32 - 9,65
LB06	22x10	28	0,53 - 0,69	0,00 - 0,05	1,53 - 3,42	3,06 - 4,74
LB07	25x10	28	0,70 - 0,77	0,00 - 0,17	1,40 - 2,09	3,06 - 5,73

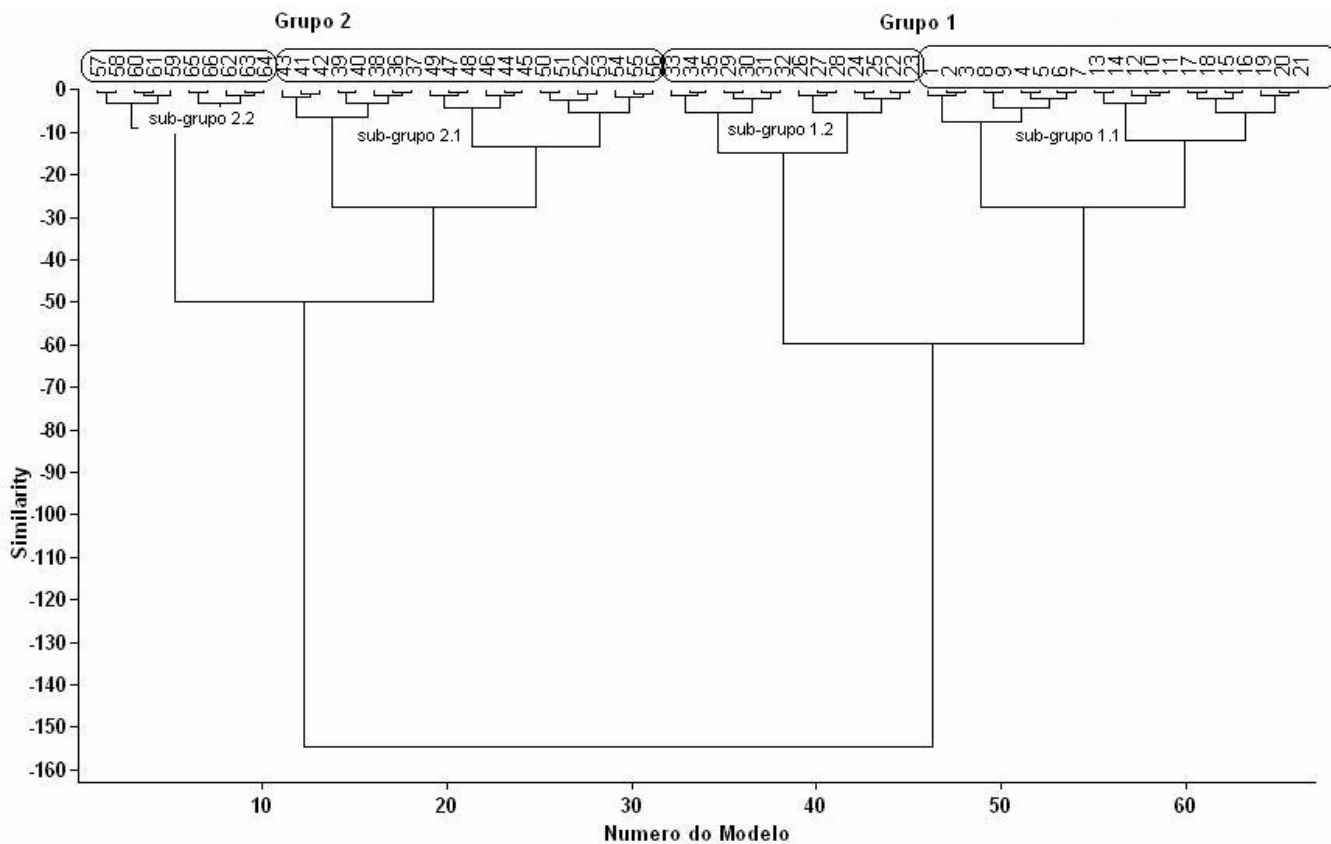
A seleção dos melhores modelos gerados a partir do método da Média Ponderada está apresentada na Tabela 5.8, anexo. Baseado no critério do menor erro<sub>jack</sub>, o melhor desempenho da matriz 24x72 (Tabela 5.7) está relacionado ao tamanho do gradiente da mesma, conforme pode ser observado na Tabela 5.7 do tópico 5.1, Análise de Gradiente. Esta matriz, a qual foi construída com todas as espécies que atingiram abundância relativa superior a 2% nas 72 amostras, foi a que apresentou o maior gradiente quando constrangida aos dados de profundidade da Lagoa do Boqueirão – ver Análise DCCA (Tabela 5.7). Sendo a matriz de maior gradiente, isto implica que foi a matriz que mais satisfaz a premissa básica do método de Média Ponderada dentre todas as matrizes testadas, qual seja, que as espécies apresentem uma curva de resposta unimodal em relação à profundidade. De forma geral, as matrizes que consideraram as 72 amostras apresentaram maiores gradientes, quando comparadas com as matrizes que tiverem as amostras agrupadas por faixa ou classe de profundidade, ou seja, as matrizes (espécies x 10). Uma exceção para este padrão foi apresentada pela matriz base, LB00 – 60x72, que apresentou valores de gradiente menores até mesmo do que algumas matrizes agrupadas, como a LB07 (25x10). É possível que este baixo valor de gradiente seja devido ao grande número de espécies, ou seja, a ausência de aplicação de critérios de seleção ou exclusão de espécies. Este fato reforça a importância da aplicação de critérios de seleção/exclusão de espécies nas matrizes de dados para o sucesso do desempenho das funções de transferência.

Desta forma, uma análise crítica das características estruturais das matrizes trabalhadas, ou seja, o número de espécies *versus* o número de amostras demonstrou que a redução no número de amostras nas matrizes promoveu uma forte alteração nos

desempenhos obtidos. Uma análise de agrupamento (“cluster”) construído com os resultados de  $r^2$  (aparente e *jack*) e os erros (aparente e *jack*) separou dois grupos principais, os quais estão essencialmente condicionados a estrutura das matrizes (Figura 5.7). Assim, o Grupo 1 foi composto essencialmente por matrizes de 72 amostras. Este grupo foi subdividido em 2 subgrupos (1.1 e 1.2), sendo o primeiro composto pelas matrizes de estrutura 60, 34 e 24 espécies por 72 amostras, enquanto que o segundo foi formado pelas matrizes 14 e 15 espécies por 72 amostras. No outro extremo, o Grupo 2 foi composto por matrizes cujas profundidades foram agrupadas em faixas ou classes de 1 metro, formando estrutura espécies x 10 amostras. Este grupo também se subdividiu em dois subgrupos (2.1 e 2.2). O subgrupo 2.1 foi composto pelas matrizes de 5 e 22 espécies por 10 amostras e o subgrupo 2.2 que comporta apenas a matriz de 25 por 10 amostras (Figura 5.7).

O método de Média Ponderada apresentou a tendência de melhoria dos coeficientes de determinação ( $R^2$  aparente e *jack*) a partir da redução das amostras presentes na matriz, sendo o  $R^2$  aparente sempre superior ao  $R^2$ *jack*. No entanto, estes mesmos modelos também apresentaram a tendência ao aumento dos erros tanto aparente, quanto *jack* com a redução do número de amostras nas matrizes (Figura 5.8).

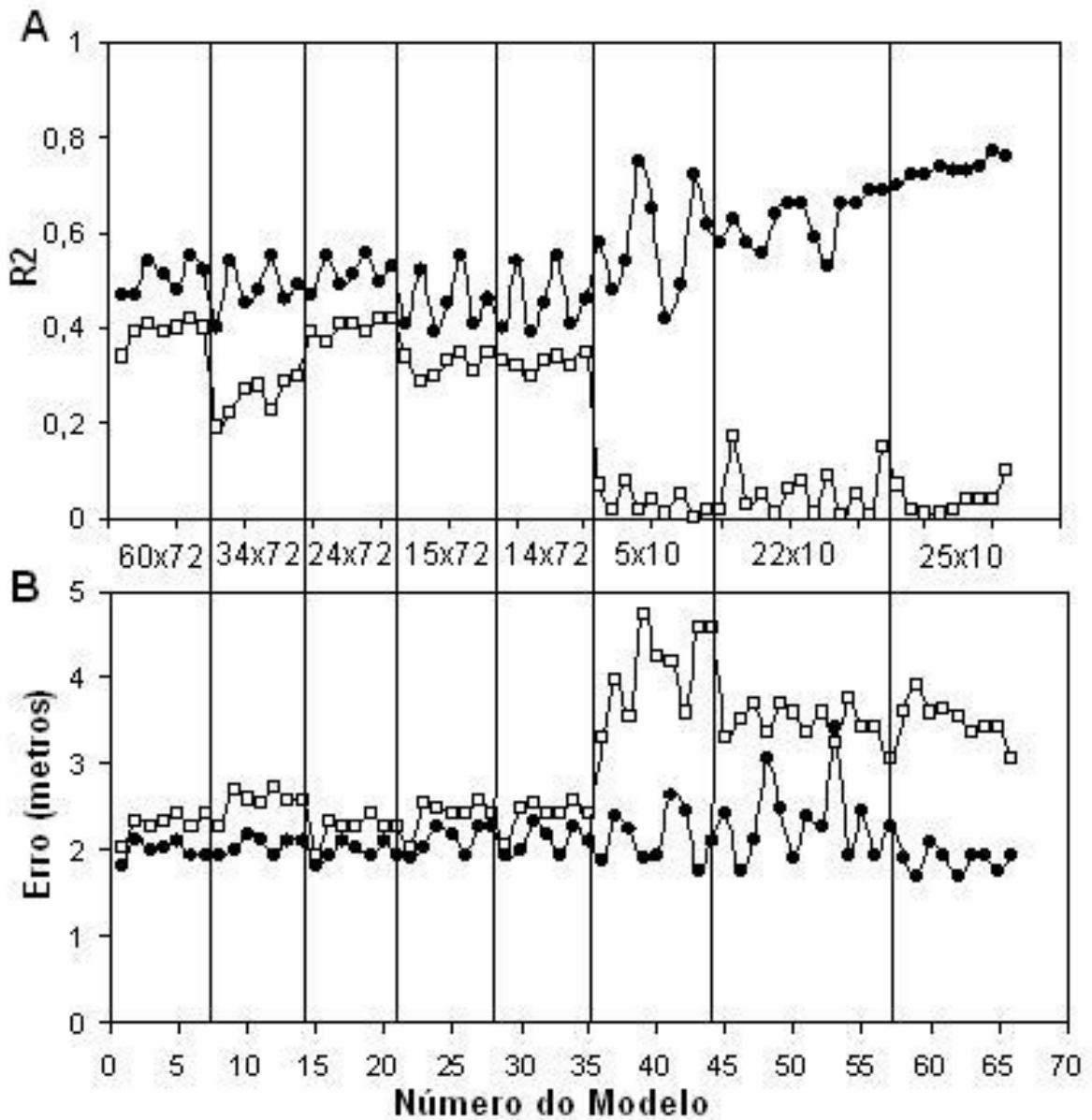
Figura 5.7 – Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método da Média Ponderada na Lagoa do Boqueirão.



Considerando apenas os coeficientes de determinação (Figura 5.8 A), embora a redução no número de amostras das matrizes tenha provocado um aumento no  $r^2_{\text{aparente}}$ , há uma queda brusca no  $r^2_{\text{jack}}$  com a redução do número de amostras. Por outro lado, as matrizes com 72 amostras apresentam resultados mais estáveis. O  $R^2_{\text{aparente}}$  flutua em torno de um valor de 0,50, enquanto que o  $r^2_{\text{jack}}$  é um pouco mais instável e apresenta valores mais flutuantes, especialmente na matriz 34x72. Esta redução de eficiência nas matrizes com profundidades agrupadas, ou seja, espécie x 10, quando se considera tanto o erro<sub>jack</sub>, quanto o  $r^2_{\text{jack}}$  está relacionada, certamente, ao baixo número de amostras para a realização da validação cruzada. Em um universo de dez amostras, que representam dez valores de profundidade agrupados, a



Figura 5.8 – Comparação entre os coeficientes de determinação,  $R^2_{\text{aparente}}$  (●) e o  $R^2_{\text{jack}}$  (□) (A), e entre os  $\text{Erro}_{\text{aparente}}$  (●) e o  $\text{Erro}_{\text{jack}}$  (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método da Média Ponderada para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.



retirada de uma delas para servir de grupo teste, na validação cruzada, significa que uma das profundidades ficará sem um valor correspondente na validação.

Considerando agora, os erros *jack* e aparente, vê-se que quanto maior o número de espécies na matriz mais estável é o modelo. Nas matrizes com 72 amostras, a matriz com 60 espécies apresentou uma oscilação menor dos erros do que a matriz com 34 espécies e assim sucessivamente. Este mesmo padrão foi também observado nas matrizes com dez amostras (Figura 5.8 B). Como a matriz de 72 amostras possui um número maior de amostras, a retirada de uma delas não causa tanta interferência na avaliação das profundidades.

É comum na literatura sobre a elaboração de funções de transferência a exclusão de espécies em função da presença das mesmas em determinado número de amostras e numa determinada frequência mínima. Porém, não há nenhuma regra pré-estabelecida para os critérios de seleção/exclusão de espécies, ficando a critério do pesquisador qual será o nível ou o tipo de corte. Ainda neste sentido, também não há nenhum estudo na literatura de paleoecologia sobre a influência da redução de amostras nos resultados de eficiência dos modelos de função de transferência. Neste estudo, fica claro que há um sensível declínio no desempenho do modelo, especialmente em relação aos erros, quando é promovida a redução das amostras, como foi feito pelo agrupamento de faixas ou classes de profundidade. Por outro lado, a redução das amostras (por agrupamento de profundidades) produziu uma melhora nos coeficientes de determinação. Sendo assim, a redução de amostras, seja por um número amostral baixo ou por agrupamento de amostras (como foi o caso deste estudo) não é recomendável. No entanto, uma questão interessante que permanece é: qual o possível efeito do agrupamento das profundidades sem redução no número de amostras sobre a qualidade dos modelos gerados? Teoricamente, este procedimento permitiria guardar nas amostras de treinamento toda a variabilidade da comunidade de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão nas várias profundidades sem apresentar os problemas na redução do número de amostras.

Os resultados apresentados na Figuras 5.8 exemplificam porque se deve priorizar os resultados da validação cruzada (*jack*) como o melhor índice de eficiência ou desempenho dos modelos, muito embora os resultados dos indicadores aparentes sejam mais altos. Assim, mesmo que alguns trabalhos da literatura se baseiem em modelos amparados por indicadores aparentes, como por exemplo, Yang e Duthie (1995), os quais estudaram a relação entre as diatomáceas e a batimetria de duas bacias de um mesmo sistema aquático, dentre outros, percebe-se nitidamente a tendência de superestimação dos valores de  $r^2_{\text{aparente}}$  e subestimação do erro<sub>aparente</sub>.

Aplicando, agora, os critérios ou indicadores de desempenho dos modelos anteriormente citados em ordem de importância, ou seja, a escolha do melhor modelo com base no menor erro<sub>jack</sub>, o melhor desempenho dentre os modelos gerados pelo método MP foi do modelo número 15 (Tabela 5.8, Anexo 9.2.1). Este modelo foi gerado através da modalidade inversa

(MPinv), ou seja realizado a partir de uma regressão profundidade x espécie<sup>24</sup> com a matriz LB02 (24 espécies x 72 amostras), sem nenhuma transformação dos dados. Este modelo apresentou um erro<sub>jack</sub> de 1,94 metro, erro aparente de 1,81 metro,  $r^2_{jack}$  de 0,39 e  $r^2_{aparente}$  de 0,47.

Apesar de seu bom desempenho, é importante ressaltar que o modelo 15 apresenta um desvio sistemático, assim como todos os demais modelos gerados pelo método MP, com tendência de superestimar os valores mais baixos de profundidade e subestimar os valores mais altos, como pode ser observado na Figura 5.9 B e D. Além disto, a regressão entre os valores de profundidades observadas contra os valores de profundidades estimadas pelo modelo confirmam os desvios ressaltados anteriormente, uma vez que os pontos mais extremos, tanto inferiores, quanto superiores são aqueles que mais se desviam de um melhor ajuste, corroborando a tendência de subestimar e superestimar os valores de profundidade mais altos e mais baixos, respectivamente (Figura 5.9 A e C). Ainda em relação à distribuição dos resíduos, o ideal teórico de um modelo seria aquele em que todos os pontos se ponham sobre a reta de resíduo zero. Como isto dificilmente acontecerá com dados colhidos na natureza, espera-se, como um modelo próximo a este ideal teórico, que os valores dos resíduos se distribuam de forma retangular, em relação à reta do resíduo zero. Isto indicaria que o modelo em questão não apresentaria tendência nos seus valores.

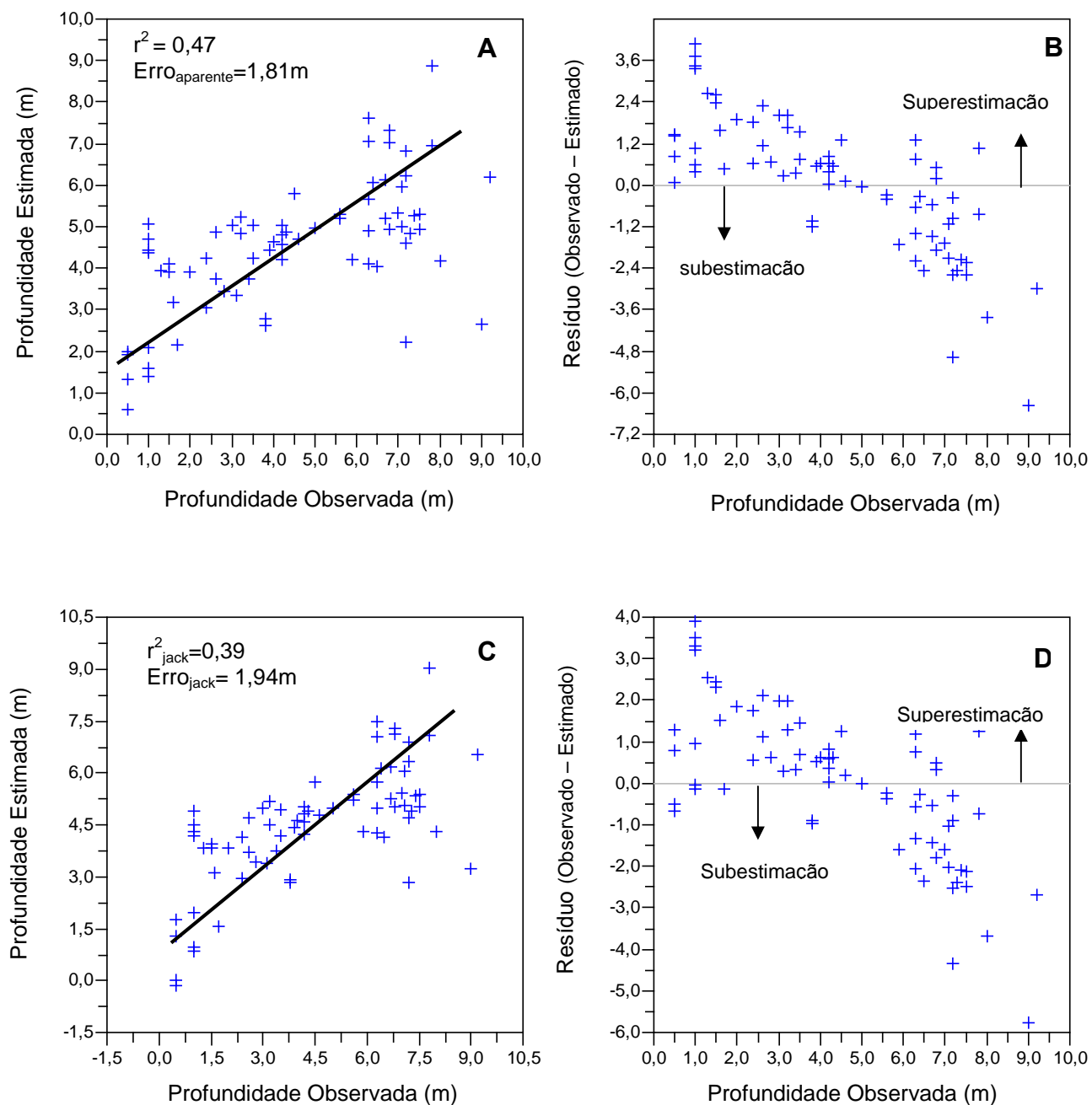
Este tipo de observação, ou seja, de modelos tendenciosos na superestimação e subestimação dos valores, tem sido comum nos resultados dos modelos gerados através dos métodos unimodais, como é o caso do MP e MP-QMP, conforme foi amplamente discutido por ter Braak e Juggins (1993), com dados simulados e reais. Na MP com “desencolhimento” inverso, os resíduos são ortogonais aos valores originais estimado, não aos observados, e os “plots” do observado contra o estimado final revelam estes desvios. O “desencolhimento” inverso tende a conduzir os valores previstos em direção à média do grupo de treinamento e isto conduz à superestimação dos valores mais baixos e subestimação dos valores mais elevados (ter Braak e Juggins, 1993).

Uma tendência também observada nos resultados da Lagoa do Boqueirão foi o domínio quase absoluto da modalidade da regressão inversa sobre a regressão clássica (Tabela 5.8, Anexo 9.2.1). Segundo ter Braak (1995), a modalidade da regressão inversa se comporta melhor se as amostras fósseis se colocam na parte central da distribuição do grupo de treinamento, ou seja, amostras do atual, em relação ao gradiente em estudo.

---

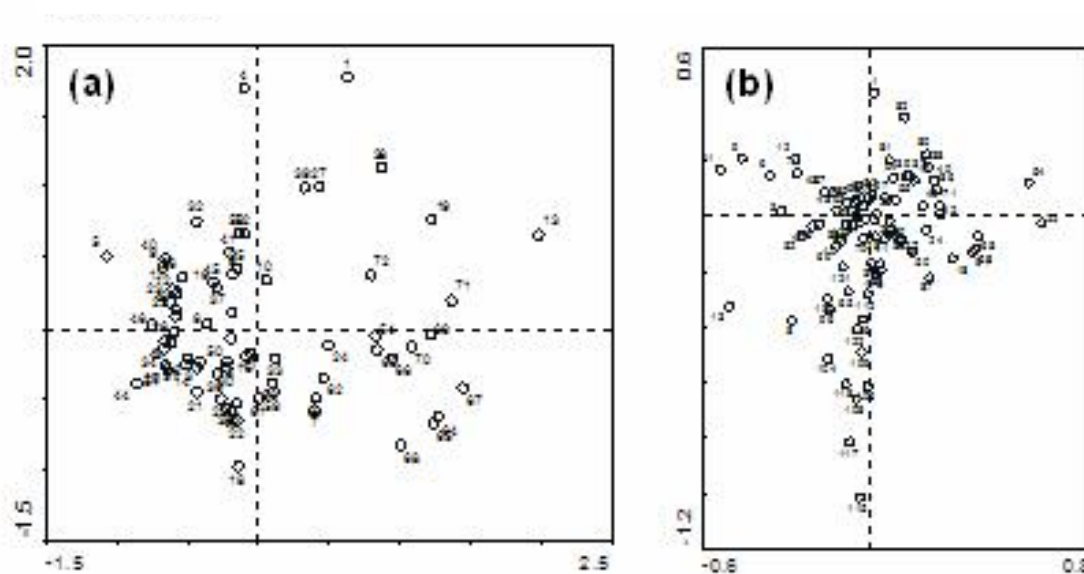
<sup>24</sup> No método clássico a regressão é feita entre as espécies contra a variável ambiental.

Figura 5.9. Representação gráfica do desempenho do modelo 15 (n=72), produzido pela técnica da Média Ponderada (MP) para a Lagoa do Boqueirão. **A e B** – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; **C e D** – Apresentam respectivamente o ajuste *jack* (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.



Esta característica de distribuição das amostras fósseis centralizadas, tendo em torno as amostras do grupo de treinamento no gradiente estudado foi realmente comprovada para a Lagoa do Boqueirão através da Análise de Correspondência Canônica (Figura 5.10), comprovando o favorecimento da modalidade da regressão inversa.

Figura 5.10. Análise de Correspondência Canônica com as amostras atuais (a) e fósseis (b).



Além das mudanças estruturais utilizados na construção das diversas matrizes, as quais, conforme descrito anteriormente, foram baseados em diferentes critérios de seleção/exclusão de espécies, este trabalho também testou diferentes transformações dos dados. Desta forma, tanto os valores das freqüências relativas das espécies, quanto das profundidades foram logaritmizados e extraídos suas raízes quadradas.

O método da Média Ponderada é um dos métodos mais utilizados nas reconstituições quantitativas paleoambientais, juntamente com o método da Média Ponderada-Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP). Analisando os trabalhos publicados sobre a elaboração de funções de transferência para profundidade, o método de MP está presente em todos, com exceção do trabalho de Racca *et al* (2004). Racca *et al* (2003) coligiram alguns exemplos de trabalhos sobre modelos de inferência para pH, temperatura, alcalinidade, condutividade/salinidade, cor da água, profundidade, carbono orgânico dissolvido, salinidade e fósforo fundamentados em diatomáceas. Destes exemplos, 63% foram gerados a partir do método de MP. De acordo com ter Braak e Juggins (1993) e Birks *et al* (1990), o método de MP obteve popularidade nas reconstruções quantitativas porque alia plausibilidade

ecológica (partição espacial de nicho) com simplicidade conceitual e força de inferência empírica. O método da MP, quando comparado a outros métodos desenvolveu os melhores resultados quando os dados composicionais apresentavam uma grande riqueza em espécies e com uma acentuada substituição de espécies ao longo do gradiente estudado (ter Braak e Juggins, 1993); isto significa que as matrizes construídas com estas características de dados costumam apresentar muitos zeros, geralmente mais de 50% da matriz é composta desta forma.

Os modelos gerados com o uso do método de MP visando a reconstrução de profundidade de sistemas aquáticos lacustres presentes na literatura têm apresentado coeficientes de determinação aparente considerados altos ou muito altos, ou seja, coeficientes acima de 0,70 (Yang e Duthie, 1995; Moser *et al.*, 2000; Korhola *et al.*, 2000; Verleyen, 2003; Amsinck *et al.*, 2006). Apresentando, agora, os erros aparentes na forma de percentual em relação a profundidade máxima do gradiente dos sistemas aquáticos estudados verifica-se que o menor erro foi de 5 % e o maior é de 21,4% (Amsinck *et al.*, 2006 e Moser *et al.*, 2000, respectivamente).

Embora Moser *et al.* (2000) tenham conseguido um alto  $r^2_{\text{aparente}}$  (0,70 para um banco de dados do Canadá e 0,88 para o banco de dados situado no Alasca, em regiões próximas), quando estes dados foram avaliados pela validação cruzada, houve uma sensível redução passando para o  $r^2_{\text{jack}}$  (0,21 e 0,47, respectivamente). Estes autores creditam os baixos valores obtidos na validação cruzada ao fato de que os bancos de dados dos dois ambientes (Canadá e Alasca) foram coletados com o objetivo de construir funções de transferência para parâmetros diferentes, ou seja, para temperatura e para reconstituição da vegetação que circundava o sistema aquático, respectivamente. Como a capacidade de inferência dos modelos depende muito do gradiente da variável ambiental de interesse para elaboração da função de transferência, a estratégia adotada no estudo de Moser e colaboradores (2000) produziu bancos de dados onde predominavam lagos com profundidades inferiores a dez metros, muito embora o limite superior do gradiente de profundidades dos sistemas aquáticos estudados por ele estivesse entre 25 e 28 metros de profundidade, aproximadamente. Além disso, um outro importante ponto ressaltado pelo autor é o reduzido tamanho amostral do grupo de treinamento, que no caso de Moser teve um  $n$  de 35 e 53 lagos, para o Canadá e Alasca, respectivamente. O exemplo do estudo de Moser ilustra com propriedade a interferência do desenho e representatividade amostral para o sucesso dos modelos de função de transferência.

Relembrando que o melhor modelo gerado com o método da MP obtido para Lagoa do Boqueirão apresentou um  $r^2_{\text{aparente}}$  de 0,47 e  $r^2_{\text{jack}}$  de 0,39, o que pode ser considerado baixo, quando comparado aos resultados observados na literatura. Contudo, os valores relativamente baixos dos coeficientes de determinação devem ser creditados,

provavelmente, à não adequação das curvas de distribuição da frequência das espécies à premissa do método de MP. Como enfatizado anteriormente, o método da MP está fundamentado na premissa de que as espécies têm nichos diferentes no ambiente e que estes nichos podem ser caracterizados pelo seu ótimo ( $u_k$ ) e pela sua tolerância ( $t_k$ ) formando uma curva unimodal gaussiana (ter Braak e Juggins, 1993). As curvas de espécies unimodais e simétricas (gaussiana) são tidas no imaginário dos pesquisadores como uma resposta universal das espécies aos gradientes ambientais. A literatura clássica de ecologia, tais como Odum (1971) e Begon (2006), apresentam estes tipos de respostas das espécies frente a um gradiente ambiental como o padrão. Muito embora Oksanen e Minchin (2002) tenham notado que a maior parte das respostas das espécies realmente se conforma ao modelo unimodal e simétrico, 21% das respostas foram consideradas assimétricas por estes mesmos autores. Minchin (1989) estudando a distribuição da vegetação de montanha ao longo de um gradiente de altitude encontrou que 33% das respostas das espécies estudadas eram diferentes do modelo unimodal-simétrico. As curvas das espécies que não se ajustam ao modelo unimodal-simétrico têm sido percebidas em muitos estudos com diatomáceas (Oksanen *et al.*, 1988; Verleyen *et al.*, 2003), macrófitas (Heegaard *et al.*, 2001) e plantas vasculares terrestres (Oksanen e Minchin, 2002; Coudun e Gégout, 2006).

Num estudo sobre comparação entre modelos gerados pelos métodos de MP, MP-QMP e Rede Neural (RN), Racca *et al.* (2001) observaram que a exclusão das espécies de ampla tolerância melhorou consideravelmente a eficiência do modelo desenvolvido com MP-QMP. Isto indica, então, que o método de MP-QMP e, por conseguinte, o seu predecessor, o método de MP, perde eficiência se as respostas das espécies se afastam de um modelo de curva unimodal, ou seja, em forma de sino. Ainda neste estudo, os autores verificaram que as espécies com tolerância elevada foram essencialmente as espécies com uma curva de resposta sigmoideal, diferente da resposta unimodal que o método assume como premissa básica para as espécies.

Observando-se a forma das respostas das espécies com relação ao gradiente da profundidade da Lagoa do Boqueirão, percebe-se que algumas não se conformam ao modelo unimodal-simétrico admitido pelo método para as espécies. Na figura 5.11 tem-se a distribuição de quatro espécies de diatomáceas em relação à profundidade da Lagoa do Boqueirão. Na Figura 5.11 vê-se o ajuste da curva da espécie *Staurosirella pinnata* que mais se conforma à premissa do método, ou seja, uma curva unimodal simétrica. Nesta mesma figura vê-se que as demais curvas de distribuição das espécies se afastam das premissas do método, umas mais que as outras. Por exemplo, a distribuição da espécie *Nitzschia scalaris* (Figura 5.11b) indica para o modelo que a espécie foi coletada apenas numa faixa do gradiente da mesma. Assim, a não adequação da distribuição de algumas espécies

encontradas na Lagoa do Boqueirão às premissas do método pode ter afetado a eficiência do mesmo.

Um dos problemas da abordagem de coleta das amostras a apenas um lago de pouca profundidade é que as espécies necessariamente deverão estar confinadas às profundidades do lago em estudo. A distribuição das diatomáceas em relação à profundidade de um sistema aquático é uma variável complexa, pois sofre a influência de outras variáveis do ambiente. Assim, por exemplo, uma espécie de diatomácea que tenha o seu ótimo estimado numa determinada profundidade a partir de um conjunto de amostras de um único lago, pode apresentar um ótimo diferente num outro lago.

Assim fatores que poderiam afetar o desempenho dos modelos gerados pela técnica de MP, e que já foram mencionados, tais como um pequeno número de amostras e a distribuição das amostras ao longo do gradiente, provavelmente, não têm ou, se têm algum, teriam uma pequena importância para os valores relativamente baixos dos coeficientes de determinação obtidos para a Lagoa Boqueirão. Porém, observando-se a distribuição das amostras ao longo do gradiente de profundidade da Lagoa do Boqueirão verifica-se que há uma maior representação dos intervalos de profundidades de 0-1, 6-7 e 7-8m, com mais de 11 amostras por intervalo, enquanto as faixas de profundidade de 8-9 e 9-10 têm apenas uma amostra por intervalo (Figura 5.12). É possível, então, que esta distribuição tenha influenciado no rendimento dos modelos gerados. Novamente, é interessante investigar se a distribuição desigual das amostras em relação ao gradiente tem alguma influência sobre os resultados dos modelos e se é possível qualificar e/ou quantificar esta influência.

A Tabela 5.10 demonstra duas abordagens com relação à coleta das amostras que compõem o grupo de treinamento. Uma das abordagens se baseia no uso de apenas um sistema aquático para coleta, enquanto na outra, a qual é mais comum na literatura concernente a funções de transferência, as amostras são coletadas em vários lagos. Com relação a eficiência destas abordagens, verifica-se que há uma tendência da obtenção dos maiores erros quando apenas um lago é amostrado. Ressalte-se que os resultados do trabalho de Yang e Duthie (1995) foram apresentados apenas os erros aparentes. Desta forma, poder-se-ia prever que estes erros seriam bem maiores, caso houvesse sido usados os métodos de



Figura 5.11. Curvas de quatro espécies de diatomáceas para ilustrar os diversos tipos presentes nas matrizes das espécies. Niscalá = *Nitzschia scalaris*; Sspinnat = *Staurosirella pinnata*; Masmilac = *Mastogloia smithii* var. *Lacustris*; Acexigum = *Achnanthisdium exiguum*.

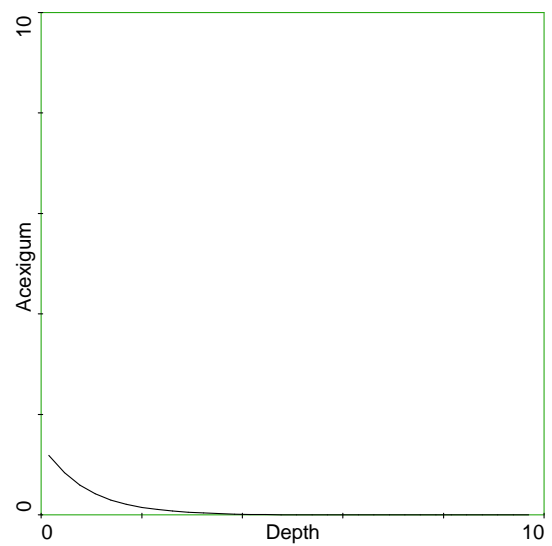
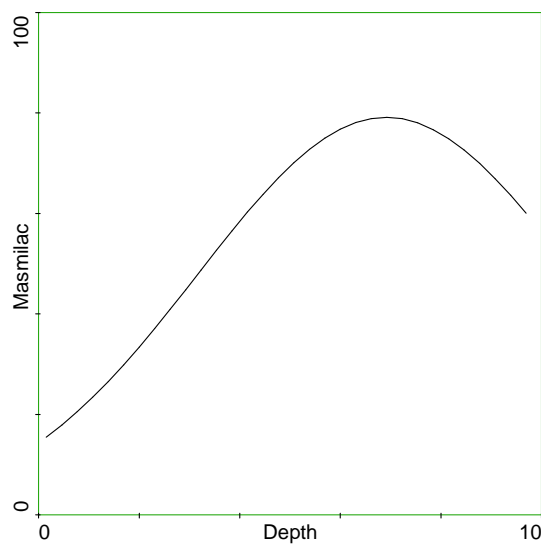
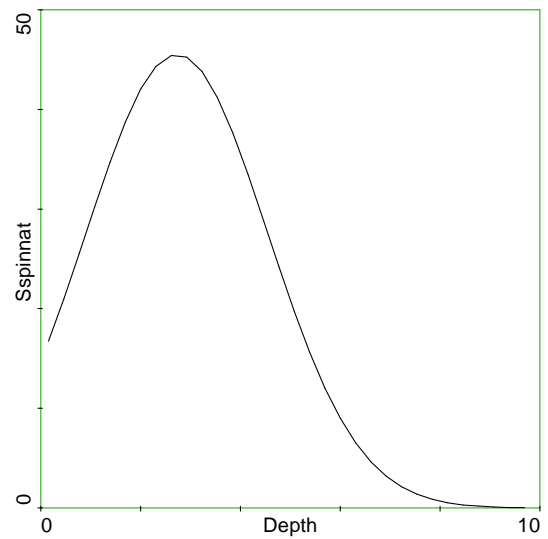
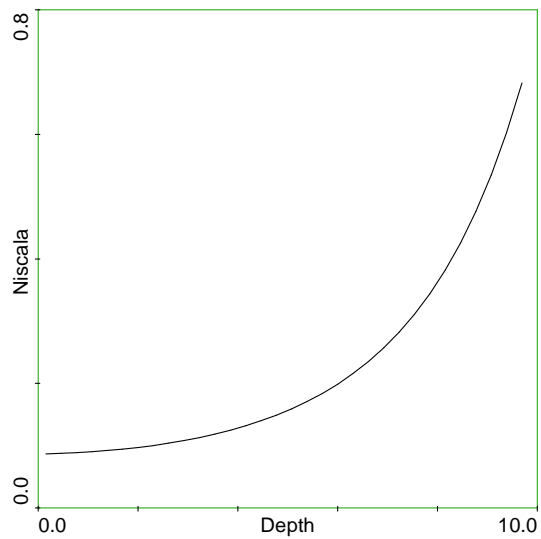
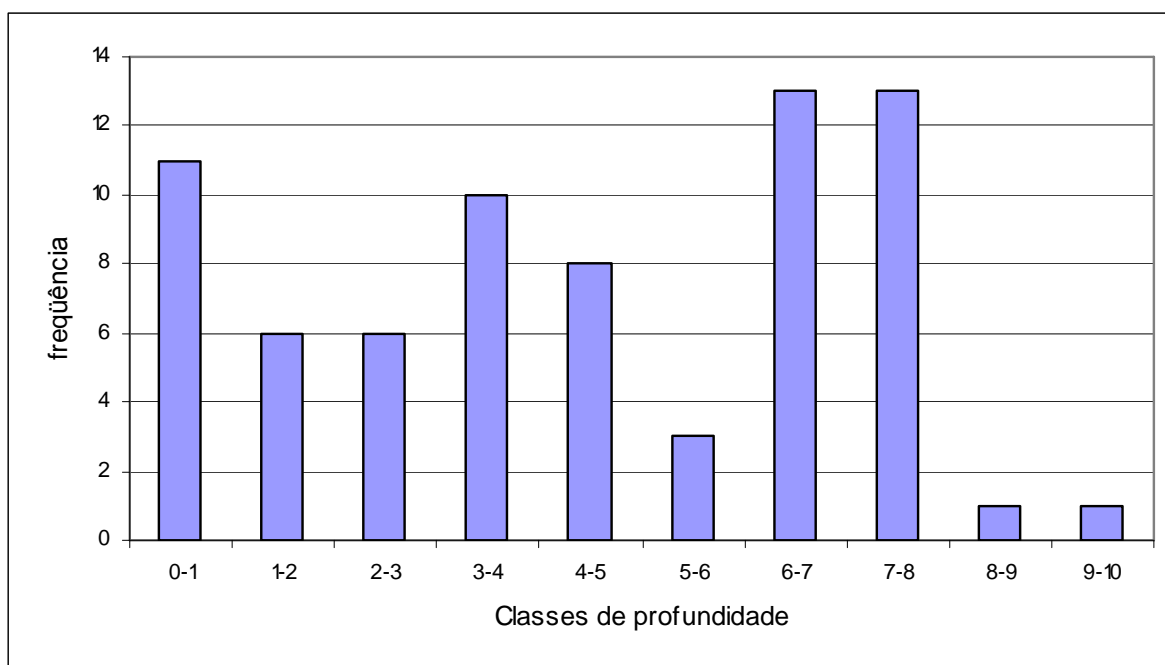


Figura 5.12. Histograma com a distribuição do número de amostras por intervalo de profundidade da Lagoa do Boqueirão.



validação cruzada. Porém, o pior erro dentre os modelos apresentados foi gerado a partir de uma abordagem multi-lagos, a qual apresentou um erro<sub>jack</sub> de 21,4%. No entanto, conforme já discutido anteriormente, o autor credita estes altos valores de erros<sub>jack</sub> a abordagem de coleta aplicada neste estudo (Moser *et al.*, 2000).

Desconsiderando o trabalho de Moser *et al.* (2000) por conta das peculiaridades na formação de seu grupo de treinamento, de uma forma geral, a abordagem multi-lagos apresenta melhores resultados do que a abordagem com apenas um lago, mesmo que o  $n$ -amostral seja maior em apenas um lago. Os erros apresentados na abordagem de lagos múltiplos estiveram sempre abaixo de 10%. Por outro lado, os resultados com amostras de apenas um lago apresentaram erros sistematicamente superiores a 20%, fato este observado também neste estudo na Lagoa do Boqueirão. Uma exceção para este fato foi o resultado obtido por Yang e Duthie (1995), que estudaram um gradiente de profundidade de 0 a 150 metros, utilizando a técnica de agrupamento das espécies com base em categorias ecológicas (habitats). No entanto, é importante lembrar que estes autores não utilizaram nenhum método de validação cruzada para verificar a correspondência dos seus dados conferindo a robustez de seu modelo.

Sendo assim, a abordagem multi-lagos parece apresentar resultados mais confiáveis. Uma possível explicação para o baixo desempenho da abordagem da coleta unicamente na Lagoa do Boqueirão seria uma pequena diferença entre a menor profundidade amostrada e a maior, ou seja, um pequeno gradiente. Assim, se a Lagoa do Boqueirão apresentasse um gradiente de profundidade maior, hipoteticamente poderíamos obter modelos com melhor desempenho. Não obstante a esta hipótese, os resultados das análises de correspondência canônica constrangida a profundidade na Lagoa do Boqueirão, isto é, a avaliação da diversidade beta (2,62) que mede o grau de mudanças das comunidades ao longo de um gradiente, demonstrou valores até maiores aos obtidos por outros estudos da literatura (Tabela 5.10). Para responder à questão: qual é a melhor abordagem de coleta, uni ou multi-lagos? Talvez seja necessário ter-se a curva de resposta de todas as espécies frente ao gradiente ambiental e usá-la como critério de corte ou seleção de espécies para formação da matriz do grupo de treinamento. Por outro lado, se uma determinada espécie de grande abundância atual e fóssil não apresentar um padrão de distribuição unimodal-simétrico a sua exclusão seria, certamente, prejudicial para a aplicação do modelo, promovendo reconstituições irreais.

Tabela 5.10. Comparação dos resultados de Média Ponderada da literatura com este estudo.

N°	método	Tamanho do gradiente	R2	RMSE		R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	RMSEP		R <sup>2</sup> <sub>boot</sub>	RMSEP		Profundidade (metros)	Localidade	Referência	n	
				m	%		m	%		m	%				A	L
1	MP	N.U.	0,73	1,50	18,7							8	East Lake, Canadá/EUA	Yang e Duthie, 1995.	28	1
	MP	N.U.	0,76	1,74	21,7							8	East Lake, Canadá/EUA.	Yang e Duthie, 1995.	28	1
	MP	N.U.	0,90	20,3	13,5							150	Lago Ontário, Canadá/EUA.	Yang e Duthie, 1995.	41	1
	MP	N.U.	0,91	11,8	7,87							150	Lago Ontário, Canadá/EUA.	Yang e Duthie, 1995.	41	1
2	MP		0,83						2,03	14		Ca. 14,5	Sylvania Wildlerness Area, EUA.	Brugam <i>et al.</i> , 1998.	53	1
3	MP	2,5	0,70	2,6	12,1	0,21	4,6	21,4				0,5 a 21,5	Canadá	Moser <i>et al.</i> , 2000.		35
4	MP	2,4				0,89	2,6	8,96				0,2 a 29	Platô Tibetano	Yang <i>et al.</i> , 2003.		40
5	MP	2,11	0,90	2,07	3,09				0,877	2,60	5,0	0,3 a 52	Noruega	Amsinck <i>et al.</i> , 2006.		29
6	MP	1,01 a 2,62	0,47	1,81	20,01	0,39	1,94	21,08				0,5 – 9,2	Rio Grande do Norte, Brasil.	Este estudo.	72	1

1) N.U. = não utilizado;

2) nos dados do modelo 2, o autor se refere na escrita ao erro<sub>aparente</sub>, embora represente-os como o erro<sub>jack</sub>. Assim, não foi possível ter certeza sobre qual erro o autor realmente se refere;

3) O sistema do estudo de número três é um lago multibacias.

### 5.2.1.2 Média Ponderada - Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP)

Para a técnica de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial foram gerados 49 modelos, cujos indicadores de desempenho dos mesmos estão sumarizados na Tabela 5.11.

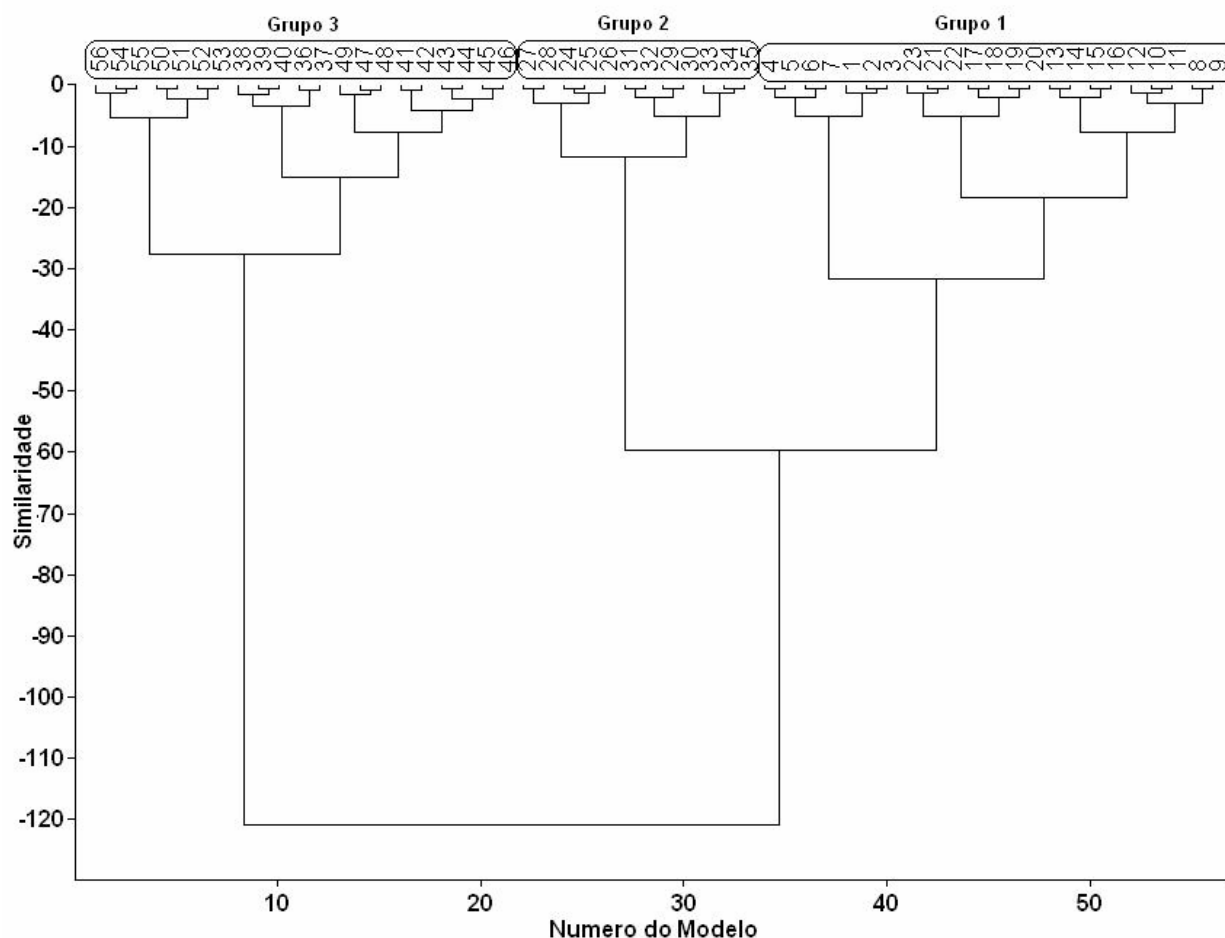
Tabela 5.11 – Síntese dos modelos gerados por meio do método de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e *jack* e pelos erros aparente e *jack*, expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.

<b>Matriz</b>	<b>Formato (espécie x amostra)</b>	<b>Nº total modelos</b>	<b><math>R^2_{\text{aparente}}</math></b>	<b><math>R^2_{\text{Jack}}</math></b>	<b>Erro<sub>aparente</sub></b>	<b>Erro<sub>jack</sub></b>
LB00	60x72	7	0,43 – 0,55	0,35 – 0,41	1,87 – 2,13	2,00 – 2,41
LB01	34x72	7	0,40 – 0,55	0,17 – 0,28	1,93 – 2,18	2,28 – 2,89
LB02	24x72	7	0,47 – 0,56	0,35 – 0,40	1,85 – 2,13	1,99 – 2,57
LB03	15x72	7	0,39 – 0,53	0,29 – 0,35	2,00 – 2,41	2,10 – 2,57
LB04	14x72	7	0,40 – 0,53	0,28 – 0,34	2,02 – 2,33	2,11 – 2,58
LB05	5x10	7	0,43 – 0,91	0,002 – 0,23	2,07 -	3,63 – 5,99
LB06	22x10	7	0,58 – 1,00	0,002 – 0,06	1,85 – 2,27	3,41 – 4,51
<i>LB07</i>	25x10	7	0,70 – 0,76	0,01 – 0,08	1,58 – 1,69	3,72 – 4,74

Avaliando o desempenho dos modelos gerados pelo método de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial e comparando-os com os métodos de Média Ponderada percebe-se que os resultados são muito semelhantes. Os índices dos melhores modelos selecionados a partir do método de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial estão apresentados na Tabela 5.12 (Anexo 9.2.2). O modelo que apresentou o melhor desempenho com relação ao erro<sub>jack</sub> foi o de número 15, com um erro de 1,99 metros com dados não transformados e numa matriz 24x72. O melhor desempenho desta matriz está associado ao maior gradiente da mesma quando constrangida à profundidade da Lagoa do Boqueirão (Tabela 5.7), como ocorreu com o método de Média Ponderada.

A análise dos parâmetros dos coeficientes de determinação e os erros como critérios de agrupamento das matrizes também promoveu uma separação nítida das mesmas em três grupos. O grupo 1 foi formado pela matrizes de formato 60 e 34x72; o grupo 2 foi formado pelas matrizes 14 e 15x72 e, por fim, o grupo três foi formado pelas 5, 22 e 25x72 amostras (Figura 5.13).

Figura 5.13 – Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método da Média Ponderada-Quadrado Mínimo Parcial na Lagoa do Boqueirão.



O método de Média Ponderada – Quadrado Mínimo Parcial apresentou os melhores coeficientes de determinação ( $R^2$  aparente e  $jack$ ) com as matrizes com o menor número de amostras, sendo que os valores do  $R^2_{aparente}$  foram sempre superiores aos valores aos valores do  $R^2_{jack}$ . Por outro lado, estes mesmos modelos apresentaram a tendência de aumento dos erros tanto aparente, quanto  $jack$ , com a redução do número de amostras nas matrizes (Figura 5.14).

Embora a redução no número de amostras das matrizes tenha provocado um aumento no  $R^2_{aparente}$ , há uma redução marcante no  $R^2_{jack}$  com a redução do número de amostras. Já os resultados das matrizes com 72 amostras são mais estáveis.

O  $R^2_{aparente}$  oscila em torno de 0,50, enquanto o  $R^2_{jack}$  é um pouco mais instável e apresenta valores mais flutuantes, especialmente na matriz 34x72. Assim como no

método de MP, a redução de eficiência das matrizes com apenas dez amostras está relacionada ao baixo número de amostras para a realização da validação cruzada.

Os resultados dos erros aparente e *jack* também apresentam o padrão de maior estabilidade nos parâmetros de avaliação quanto maior for o número de amostras nos modelos. Nas matrizes com 72 e 10 amostras quanto maior o número de espécies mais estável são os resultados. Nas matrizes com dez amostras, a matriz com 25 espécies apresentou resultados menos oscilantes do que a matriz com apenas cinco espécies. Da mesma forma, a matriz com sessenta espécies também apresenta mais estabilidade nos resultados do que a matriz com 14 espécies. Como as matrizes possuem com 72 amostras possuem mais amostras do que as matrizes com dez, a retirada de uma daquelas amostras não causa tanta interferência nos resultados.

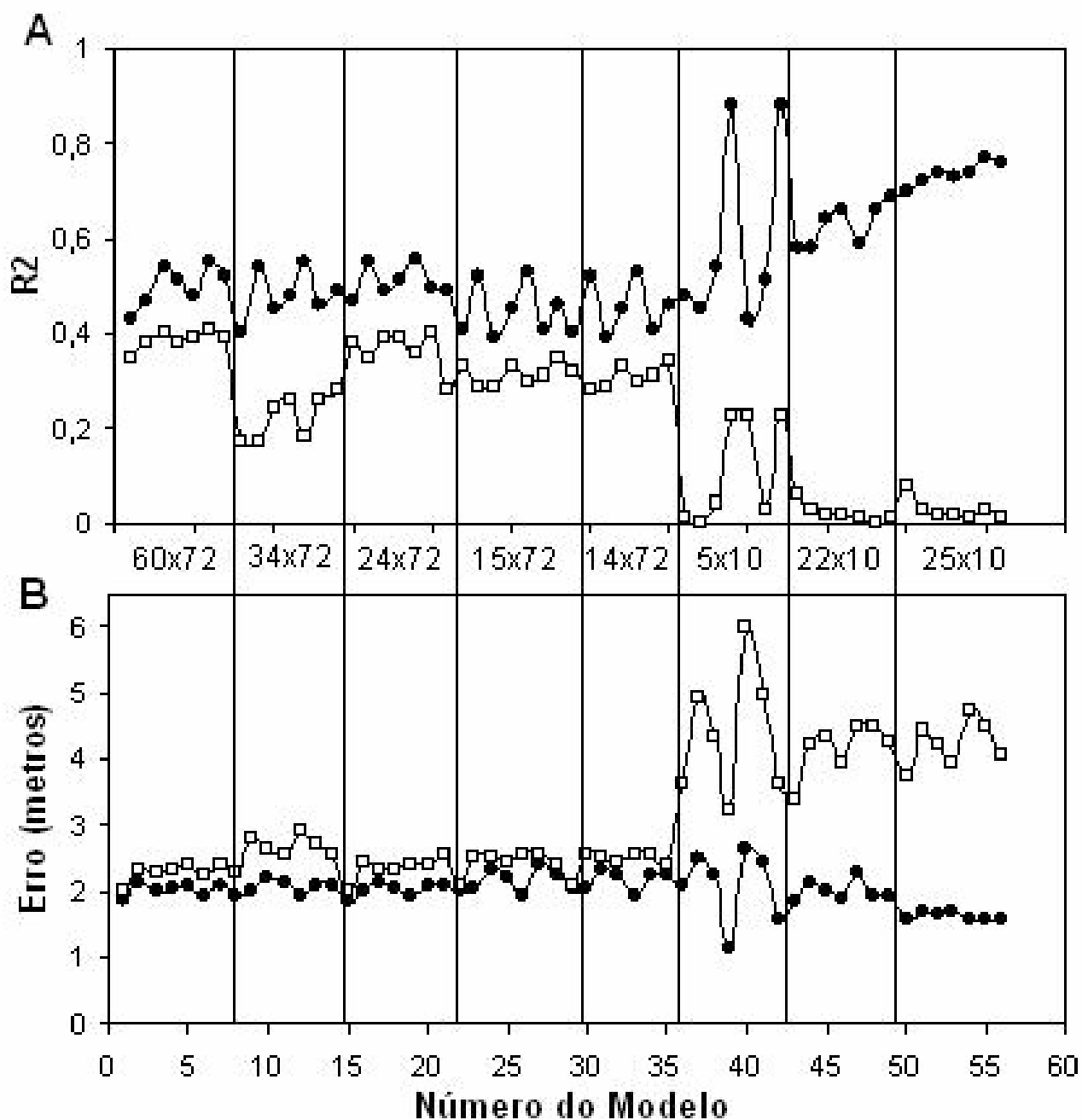
Os resultados obtidos com os modelos por meio do método de MP-QMP também exemplificam porque é mais confiável utilizar os índices dos métodos de validação cruzada como avaliadores do desempenho e confiabilidade dos resultados dos modelos e de suas aplicações (Figura 5.14).

O melhor modelo gerado pelo método de MP-QMP foi o de número 15. Este modelo tem apenas um componente numa matriz de 24x72, sem transformação dos dados. Este modelo apresentou um  $R^2_{jack}$  de 1,99 metro, erro<sub>aparente</sub> de 1,85 metro,  $R^2_{jack}$  de 0,38 e  $R^2_{aparente}$  de 0,47.

Embora seja o melhor modelo gerado pelo método de MP-QMP, o modelo citado acima apresenta um desvio sistemático, assim como todos os demais modelos gerados por este método. Os valores mais baixos estão superestimados e os valores mais altos estão subestimados (Figura 5.15 B e D). Este padrão pode ser verificado, também, quanto os valores observados são “plotados” contra o estimado, confirmando os desvios relatados anteriormente (Figura 5.15 A e C). Embora o método de MP-QMP tenha sido desenvolvido para explorar os padrões dos erros no intuito de melhorar as previsões dos modelos por meio da adição de componentes, é implícito ao método o desencolhimento inverso. Por isso, os desvios não são completamente removidos (ter Braak e Juggins, 1993).

O método de MP-QMP, juntamente com o método de MP, são os métodos mais usados no estabelecimento de função de transferência em ambientes lacustres. O método de MP-QMP representa 12% dos trabalhos publicados na literatura concernente à elaboração de funções de transferência para diversas variáveis ambientais (Racca *et al.*, 2003). No caso

Figura 5.14. Comparação entre os coeficientes de determinação  $R^2_{\text{aparente}}$  (●) e o  $R^2_{\text{jack}}$  (□) (A), e entre os  $\text{Erro}_{\text{aparente}}$  (●) e o  $\text{Erro}_{\text{jack}}$  (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.





das funções de transferência elaboradas para profundidade dos sistemas aquáticos, o método de MP-QMP foi usado em 54% dos estudos.

Como o método de MP-QMP também é um método unimodal e, por isso, tem as mesmas premissas do método de MP, os fatores que afetaram o desenvolvimento também foram responsáveis pelo rendimento relativamente pior do modelo gerado com os dados da Lagoa do Boqueirão quando estes são comparados com os dados da literatura. Assim, os resultados relativamente baixos de  $R^2$  (Figura 5.14) estariam relacionados à grande variabilidade dos padrões das curvas de distribuição das espécies nos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão (Figura 5.11).

Avaliando o desempenho dos modelos gerados pelo método da Média Ponderada-Quadrado Mínimo Parcial e comparando-os com os métodos de Média Ponderada percebe-se que os resultados são muito semelhantes. O melhor dos modelos gerados foi a partir da matriz base, obteve um erro<sub>jack</sub> de 1,99 metros e  $r^2_{jack}$  de 0,38, com 1 componente. Assim, não houve melhoria nas inferências a partir do uso do método de MP-QMP em relação ao método de MP.

O método de MP-QMP é um dos mais utilizados nas reconstruções quantitativas, juntamente com o método de MP. O método de MP-QMP foi utilizado em 37% dos trabalhos sobre função de transferência para profundidade de lagos, num universo de 11 trabalhos.

O método de MP-QMP foi desenvolvido por ter Braak e Juggins (1993) para se valer do uso da estrutura residual dos dados composicionais das espécies com o intuito de melhorar os parâmetros das espécies (ótimo) na inferência final da média ponderada. Em dados simulados, os estudos realizados por ter Braak e Juggins (1993) apresentaram uma redução de até 70% no erro<sub>jack</sub>. Nos estudos realizados em dados reais, de três bancos de dados, esta redução no erro<sub>jack</sub> foi nula, 19% e 32%. Assim, o método de MP-QMP apresenta resultados melhores em relação ao método de MP, em especial quando os dados são influenciados por uma outra variável que não a de interesse (ter Braak e Juggins, 1993) e quando não há o problema da falta de análogos (ter Braak *et al*, 1993). Korsman e Birks (1996) observaram que o método de MP-QMP apresenta uma melhoria dos resultados mais acentuada nos lagos onde as amostras foram mais homogêneas.

Os resultados obtidos com os dados da Lagoa do Boqueirão indicam que não há informação suficiente no restante da estrutura residual dos dados composicionais que pudessem ser utilizados para melhorar as inferências do modelo.

A literatura tem apresentado trabalhos onde os resultados do método de MP-QMP têm sido semelhantes aos resultados de MP, trabalhos onde o método de MP-QMP suplanta o método de MP e vice-versa. No entanto, pelos resultados publicados, a melhoria de um dos métodos em relação ao outro é sempre muito pequena.

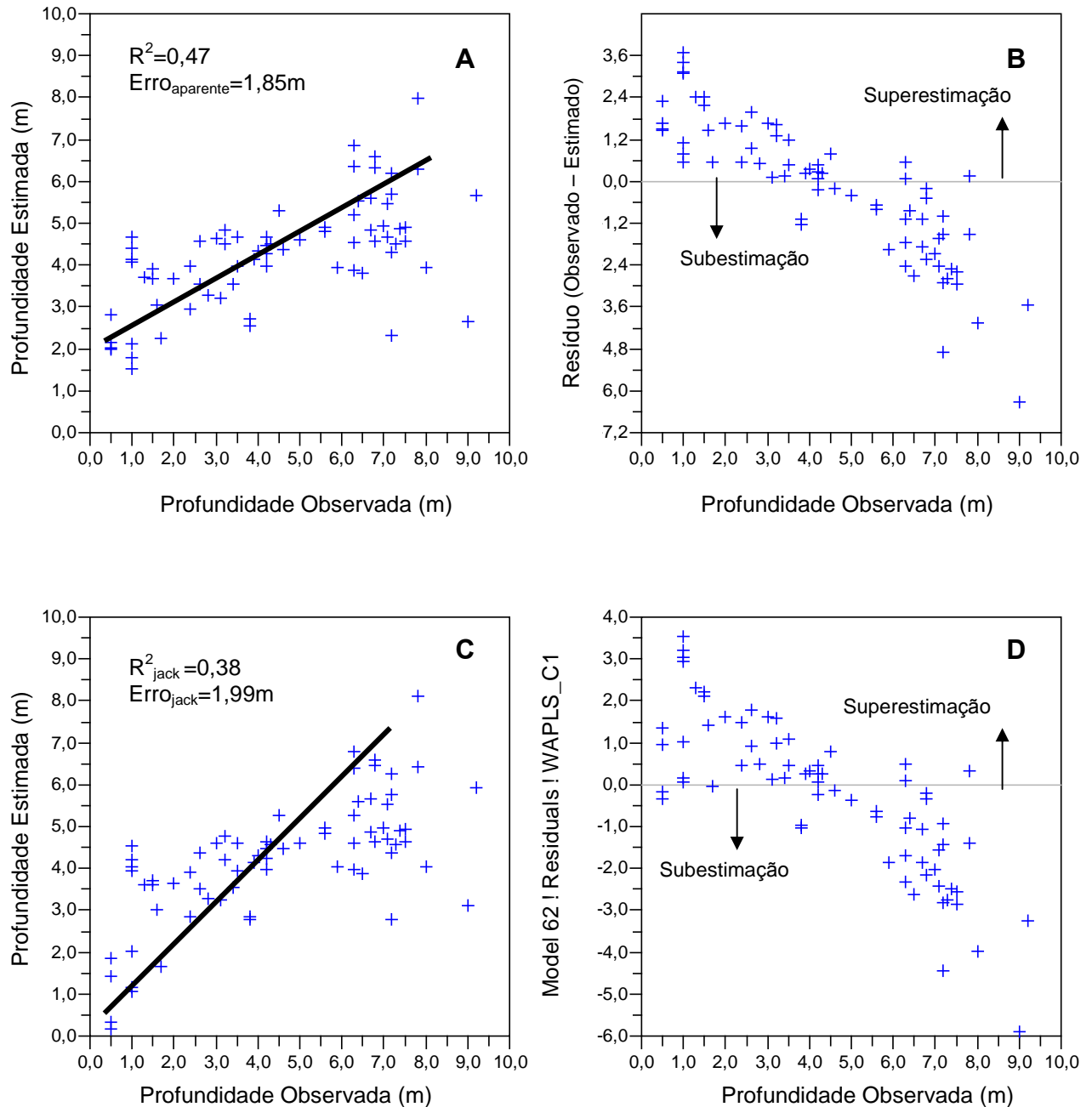
Em Racca *et al* (2001), o método de MP-QMP suplantou a MP em apenas 2%, já em Yang *et al* (2003), o método de MP apresentou um rendimento 5% melhor do que o MP-QMP na função de transferência elaborada para profundidade do sistema em estudo. No entanto, neste mesmo estudo, o método de MP-QMP apresentou um rendimento 2% melhor em comparação ao método de MP na função gerada para condutividade. É importante notar que neste estudo, os métodos se valeram do mesmo banco de dados para gerar as funções de transferência, tanto para profundidade quanto para condutividade.

Em Verleyen *et al* (2003), o método de MP suplantou o de MP-QMP na geração de função de transferência para salinidade e o inverso se deu na geração da função de transferência para a profundidade do sistema.

Resultados semelhantes são verificados em Moser *et al* (2000). Os autores trabalharam com dois bancos de dados, localizados no Canadá e Finlândia, para o estabelecimento de funções de transferência para a profundidade dos sistemas. Os resultados obtidos para o primeiro banco de dados mostram que o método de MP apresentou resultados melhores. No segundo banco de dados, os melhores resultados foram obtidos pelo método de MP-QMP.

Portanto, embora ter Braak e Juggins (1993) ressaltem e estabeleçam, em testes com dados simulados e reais, que o método de MP-QMP apresente melhoria substancial nos resultados dos modelos gerados, nas funções geradas e apresentadas na literatura, estes resultados são favoráveis a um determinado método ou outro, mesmo que o banco de dados seja o mesmo com variação apenas na variável modelada.

Figura 5.15. Representação gráfica do desempenho do modelo 15 ( $n=72$ ), produzido pela técnica da Média Ponderada-Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) para a Lagoa do Boqueirão. **A e B** – Apresentam, respectivamente, o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; **C e D** – Apresentam respectivamente o ajuste *jack* (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.



### 5.2.1.3 Vizinho Mais Próximo (VMP)

Foram gerados 21 modelos com a técnica do Vizinho Mais Próximo, sendo que os parâmetros de avaliação dos mesmos estão apresentados na Tabela 5.13.

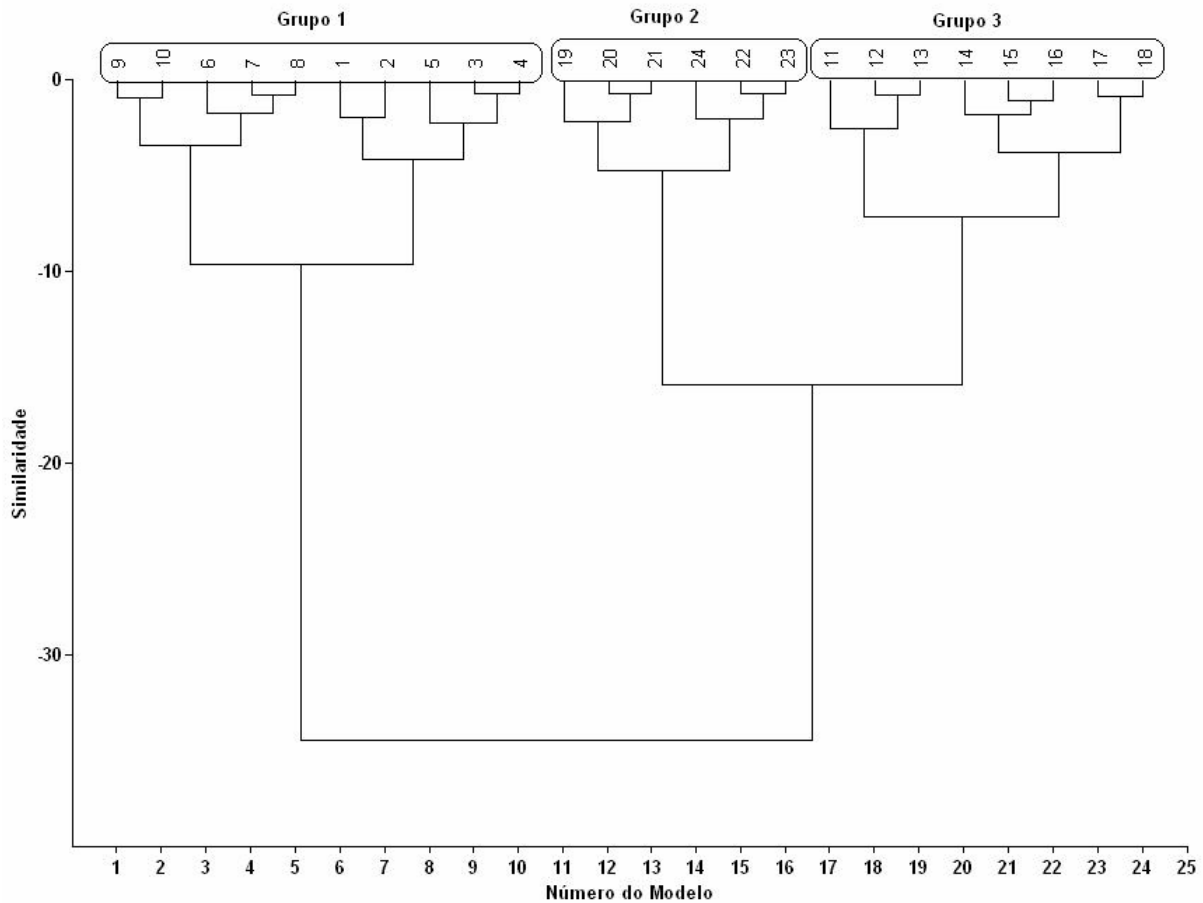
Tabela 5.13 – Síntese dos modelos gerados por meio do método do Vizinho Mais Próximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e *jack* e pelos erros aparente e *jack*, expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.

<b>Matriz</b>	<b>Formato</b> ( <i>espécie x amostra</i> )	<b>Nº total</b> <b>modelos</b>	$R^2_{\text{aparente}}$	$R^2_{\text{Jack}}$	$\text{Erro}_{\text{aparente}}$	$\text{Erro}_{\text{jack}}$
LB00	60x72	3	0,05 – 0,36	0,01 – 0,34	2,45 – 4,21	2,66 – 4,73
LB01	34x72	3	0,01 – 0,56	0,01 – 0,42	2,67 – 4,85	2,89 – 4,55
LB02	24x72	3	0,11 – 0,54	0,03 – 0,42	2,83 – 3,26	3,44 – 4,04
LB03	15x72	3	0,02 – 0,42	0,01 – 0,16	2,92 – 4,67	3,45 – 4,79
LB04	14x72	3	0,07 – 0,22	0,01 – 0,16	2,93 – 4,15	2,45 – 4,44
LB05	5x10	3	0,23 – 0,88	0,001 – 0,01	2,07 – 3,46	4,25 – 6,53
LB06	22x10	3	0,002 – 0,32	0,28 – 0,53	4,18 – 4,05	4,83 – 7,04
<i>LB07</i>	25x10	3	0,006 – 0,42	0,25 – 0,50	4,08 – 5,10	4,69 – 6,76

Os resultados dos melhores modelos gerados por meio do método de Vizinho Mais Próximo estão sintetizados na Tabela 5.14 (Anexo 9.2.3). Os dois melhores resultados do VMP estão baseados em matrizes com os maiores tamanhos de gradientes, 2,44 e 2,62 (Tabela 5.7). Estes resultados estão relacionados, certamente, porque estas matrizes satisfazem de maneira mais adequada a premissa do método, qual seja uma resposta o mais próxima possível da unimodalidade.

A análise de agrupamento, tendo como base os parâmetros dos erros e coeficientes de determinação, separou os modelos em três grupos; no entanto, a separação de grupos homogêneos com relação ao tamanho das matrizes não ocorreu, como tinha acontecido com os dois métodos anteriores (Figura 5.16). Assim, no grupo 1 ficaram predominantemente as matrizes com 60, 34 e 24 espécies por 72 amostras, embora neste grupo também possam ser encontrados modelos gerados a partir da matriz com 15 espécies e 72 amostras. No segundo grupo ficaram as matrizes 22 e 25 espécies por dez amostras. O grupo três apresentou uma mescla entre os modelos gerados a partir das matrizes com 14 e 15 espécies por 72 amostras, juntamente com a matriz com cinco espécies e dez amostras.

Figura 5.16. Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método do Vizinho Mais Próximo (VMP) na Lagoa do Boqueirão.

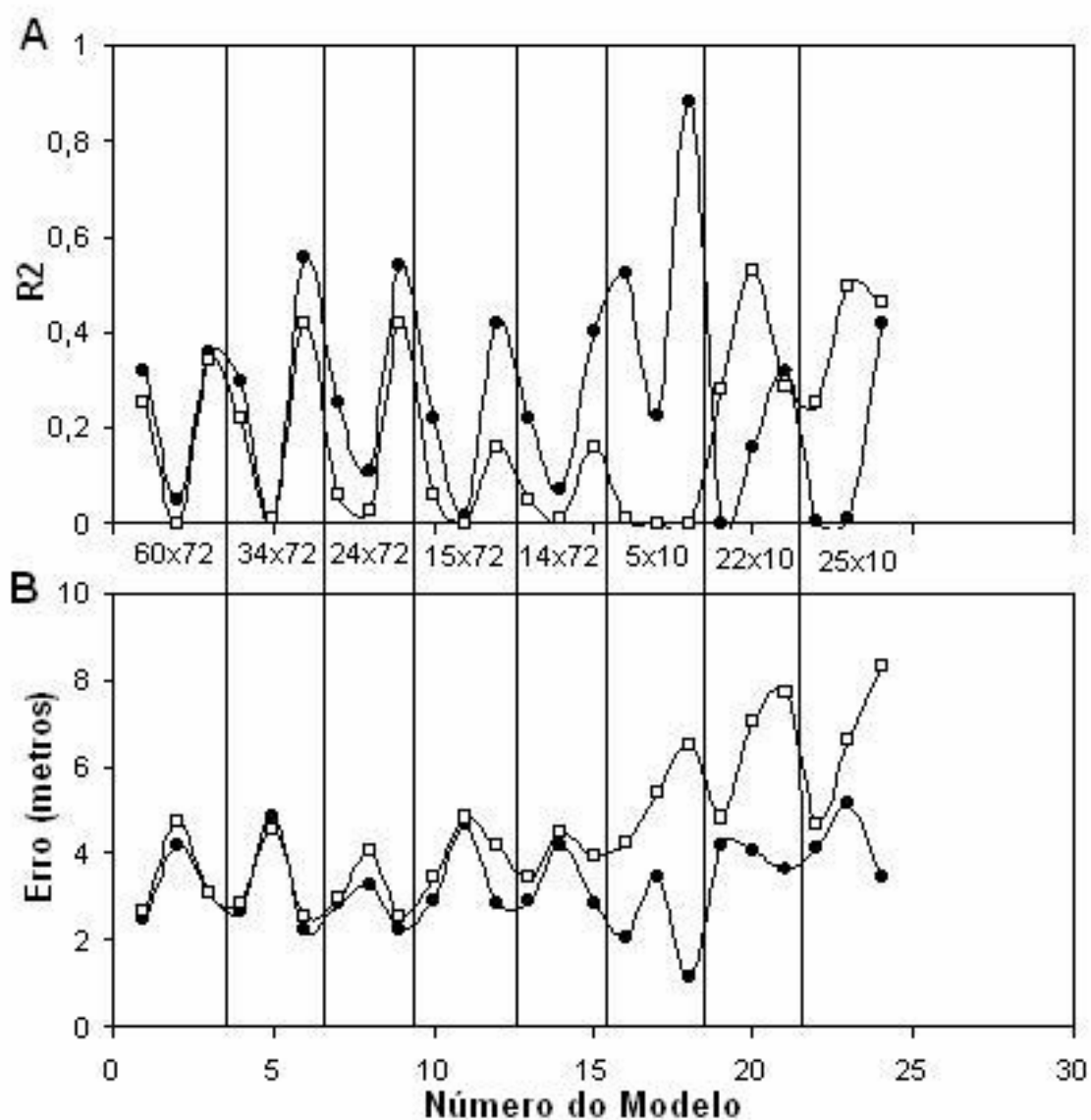


Os resultados apresentados pelo método de VMP com relação aos valores de erro aparente e *jack*, bem como os coeficientes de determinação aparente e *jack* oscilam bastante e não há uma ruptura tão marcante na transição entre as matrizes com 72 amostras para as matrizes com dez amostras (Figura 5.17).

Os coeficientes de determinação oscilam tanto nas matrizes com 72 amostras quanto nas matrizes com dez e o  $R^2_{\text{aparente}}$  é maior em todas as matrizes, exceção feitas as matrizes com 22 e 25 espécies por dez amostras. Nestas matrizes, o  $R^2_{\text{jack}}$  é maior (Figura 5.17 A).

Os erros apresentam valores muito próximos nas matrizes com 72 amostras. No entanto, nas matrizes com dez amostras os valores do erro<sub>jack</sub> tendem a ser maiores do que os valores do erro<sub>aparente</sub> (Figura 5.17 B). Aqui, também, os altos valores do erro<sub>jack</sub> estão relacionados ao número reduzido de amostras, o qual conduz o processo de validação cruzada à falta de correspondência.

Figura 5.17 – Comparação entre os coeficientes de determinação,  $R^2_{\text{aparente}}$  (●) e o  $R^2_{\text{jack}}$  (□) (A), e entre os  $\text{Erro}_{\text{aparente}}$  (●) e o  $\text{Erro}_{\text{jack}}$  (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método do Vizinho Mais Próximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.



O modelo que apresentou resultados mais eficientes dentre os gerados pelo método de VMP foi o modelo 6. Neste modelo com 34 espécies e 72 amostras em dados não transformados, o erro<sub>jack</sub> foi de 2,57 metros e o erro<sub>aparente</sub> de 2,25 metros, enquanto o  $R^2_{jack}$  foi de 0,42 e o  $R^2_{aparente}$  foi de 0,56 (Tabela 5.14, Anexo 9.2.3).

Este modelo também apresenta a tendência de superestimar e subestimar os valores, como pode ser verificado na Figura 5.18. Na Figura 5.18 A e B verifica-se que o gráfico dos valores observados contra os valores estimados pelo modelo apresenta a tendência dos valores mais altos serem subestimados, enquanto os valores mais baixos são superestimados. Esta característica pode ser observada na figura onde os resíduos do modelo são apresentados. Estes mesmos padrões são observados na Figura 5.18 C e D.

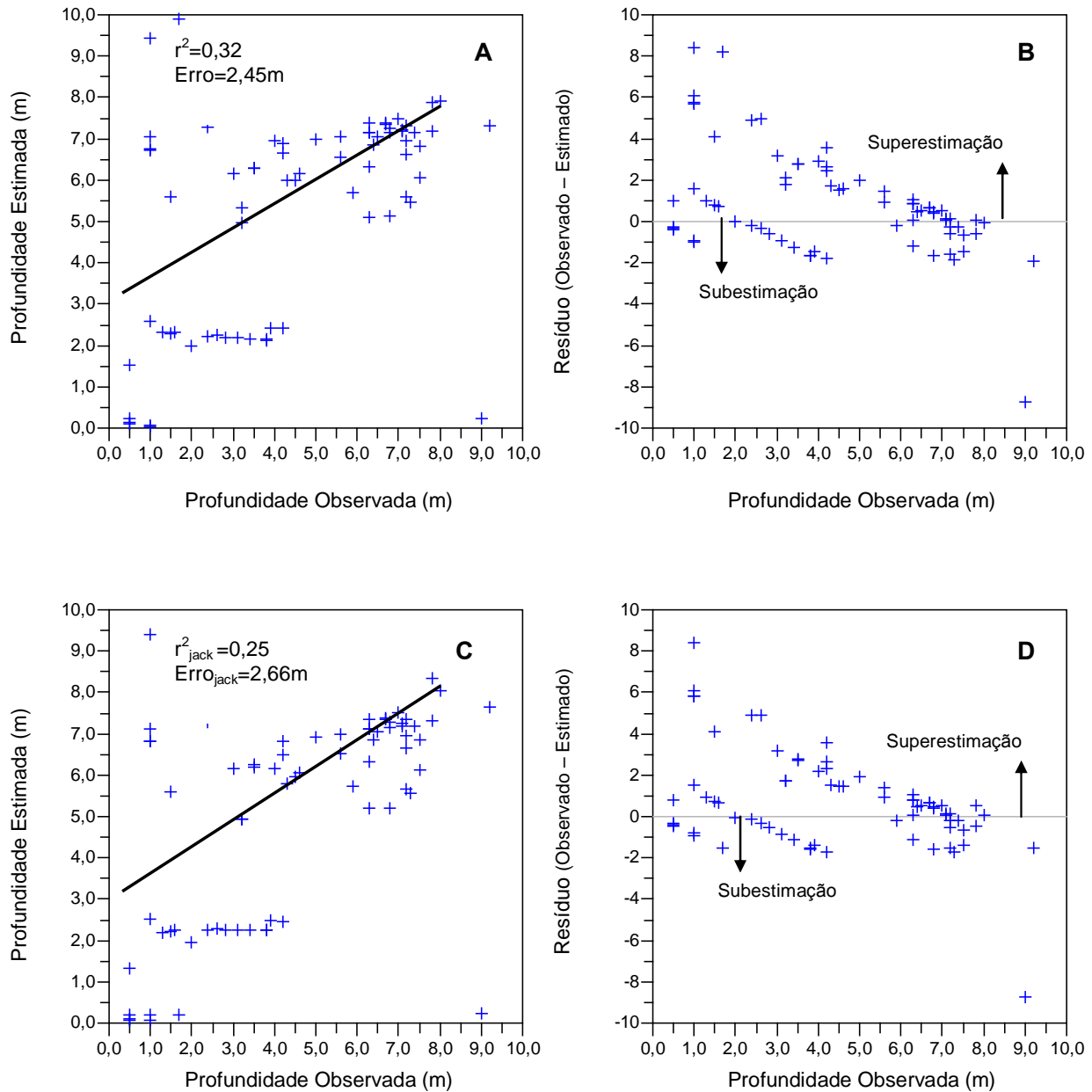
Dentre os métodos analisados neste trabalho, o método de VMP foi o que apresentou os piores resultados com relação ao erro<sub>aparente</sub>. Estes resultados estão, provavelmente, ligados à forma que os dados foram apresentados nas matrizes de espécies. O método de VMP não se adequa bem a dados percentuais, pois os modelos de respostas das espécies subjacentes ao método foram desenhados para lidar com dados expressos como proporção ou como presença/ausência. Como neste trabalho os dados foram expressos como percentuais, o VMP apresentou os piores resultados dos métodos testados.

Ao contrário do que foi observado com os métodos discutidos anteriormente, o método do VMP nunca foi utilizado para elaborar funções de transferência para profundidade, bem como nunca foi aplicado em nenhuma reconstituição de paleoprofundidade.

Este método foi apresentado à comunidade de paleoecólogos por ter Braak e van Dam (1989) num estudo sobre inferência de pH de ambientes aquáticos. O método foi comparado ao método de Média Ponderada, apresentado à comunidade científica de paleoecólogos por ter Braak e van Dam (1989), e aos métodos até então utilizados para a reconstituição paleoambiental, nomeadamente, regressão múltipla por grupos ecológicos, o método de Gasse e Tekaiia, o índice B de Renberg e Hellberg e, por fim, a regressão múltipla por espécies. A avaliação pelo erro padrão mostrou que o método de VMP apresentou o melhor resultado dentre os métodos testados. Acima é apresentada a seqüência do método que apresentou o menor erro para o método que apresentou o erro maior.

Birks *et al.* (1990) num estudo sobre reconstituição dos valores de pH e comparando as reconstituições geradas a partir do método de Média Ponderada, concluiu que o método de VMP apresentou os piores resultados quando comparado aos métodos de MP.

Figura 5.18. Representação gráfica do desempenho do modelo 06 ( $n=72$ ), produzido pela técnica do Vizinheiro mais Proximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão. **A e B** – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; **C e D** – Apresentam respectivamente o ajuste *jack* (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.





### 5.2.2 Método linear

Os métodos lineares têm sido pouco utilizados na literatura paleoecológica, pelo menos, com os pesquisadores que estão preocupados em inferência paleoecológicas de sistemas aquáticos epicontinentais. Nos trabalhos sobre a reconstituição de paleoprofundidades, apenas Yabg e Duthie (1995) testaram o método de regressão linear múltipla com as diatomáceas do lago Ontário. Mais recentemente, Korhola *et al.* (2000) se valeram do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) para relacionar a comunidade de quironomídeos e cladóceros a variáveis ambientais e gerou funções de transferência para a profundidade de sistemas aquáticos da Finlândia. O método de QMP segue uma linhagem de métodos lineares desenvolvidos com o intuito de extrair informação a partir de dados biológicos ou químicos. Os componentes da regressão QMP são escolhidos para maximizar a covariância com as variáveis resposta.

#### 5.2.2.1 Quadrado Mínimo Parcial (QMP)

Os indicadores de desempenho dos 49 modelos gerados pelo método de QMP estão sintetizados na Tabela 5.15.

Tabela 5.15 – Síntese dos modelos gerados por meio do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e *jack* e pelos erros aparente e *jack*, expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.

<b>Matriz</b>	<b>Formato (espécie x amostra)</b>	<b>Nº total modelos</b>	<b><math>R^2_{\text{aparente}}</math></b>	<b><math>R^2_{\text{Jack}}</math></b>	<b>Erro<sub>aparente</sub></b>	<b>Erro<sub>jack</sub></b>
LB00	60x72	7	0,33 – 0,43	0,28 – 0,35	2,03 – 2,43	2,11 – 2,57
LB01	34x72	7	0,23 – 0,46	0,11 – 0,29	2,19 – 2,41	2,41 – 3,06
LB02	24x72	7	0,22 – 0,55	0,21 – 0,37	1,95 – 2,41	2,14 – 2,74
LB03	15x72	7	0,19 – 0,45	0,15 – 0,35	2,03 – 2,33	2,19 – 2,57
LB04	14x72	7	0,19 – 0,46	0,15 – 0,37	2,02 – 2,33	2,17 – 2,57
LB05	5x10	7	0,39 – 0,65	0,06 – 0,23	2,16 – 2,82	2,87 – 4,06
LB06	22x10	7	0,28 – 0,57	0,01 – 0,21	2,41 – 3,02	4,44 – 6,26
<b>LB07</b>	25x10	7	0,54 – 0,89	0,01 – 0,31	0,95 – 2,27	4,07 – 6,53

Os melhores resultados dos modelos gerado pelo método de QMP foram coligidos na Tabela 5.16, Anexo 9.2.4. Considerando o erro<sub>jack</sub> como o principal parâmetro de avaliação dos modelos gerados, o melhor destes modelos foi o de número 1, o qual foi baseado numa matriz com 60 espécies e 72 amostras, com dados não transformados. A melhor eficiência desta matriz está relacionada ao tamanho do gradiente e ao número de amostras na mesma. Esta matriz foi a que apresentou o menor gradiente entre as matrizes com 72

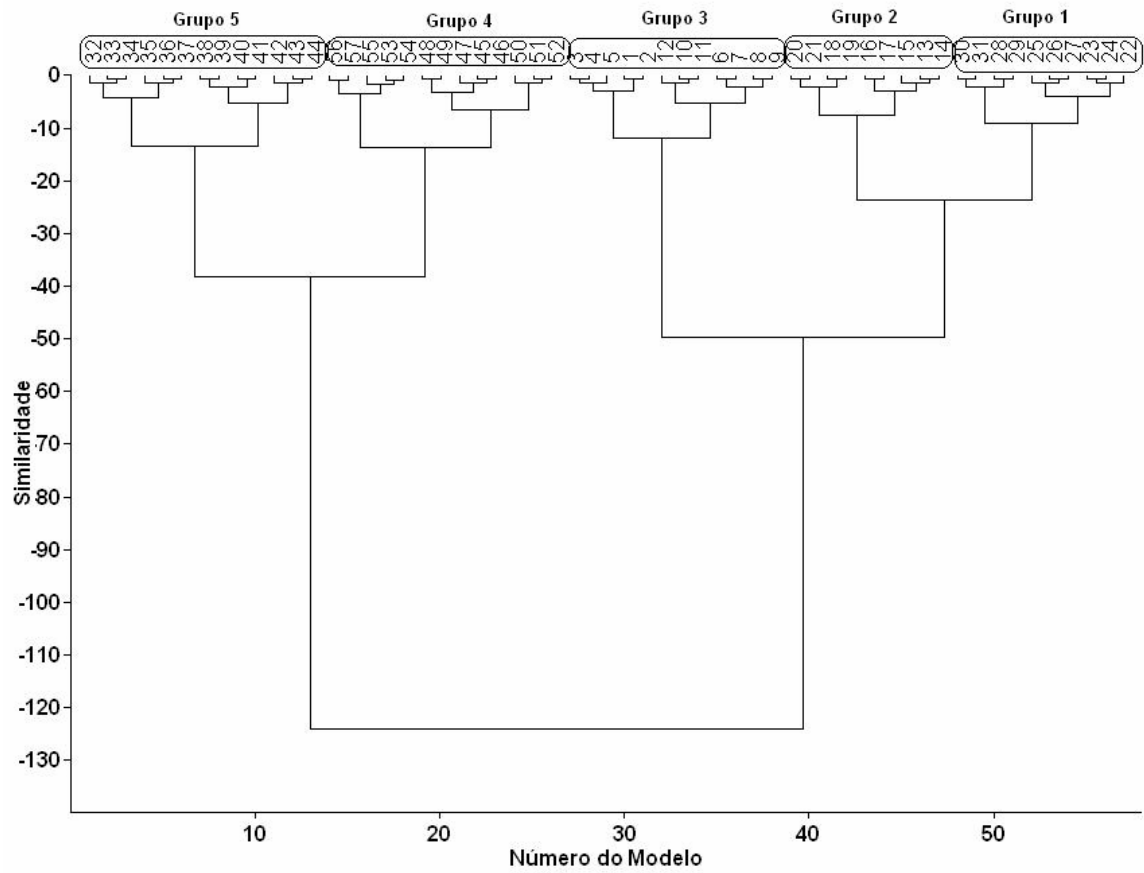
amostras quando constrangida ao gradiente de profundidade da Lagoa do Boqueirão – ver a ACCR, Tabela 5.7. As matrizes com tamanhos de gradientes inferiores menores do que 2 indicam que nestas matrizes os métodos lineares são mais adequados em função das espécies apresentarem uma resposta linear em relação á variável ambiental. Portanto, isto explica o melhor desempenho desta matriz com o método de QMP.

Embora as matrizes com dez amostras tenham um gradiente ainda menor do que a matriz com LB 00, o baixo número de amostras tem uma grande influencia no principal parâmetro utilizado para avaliar os modelos gerados, qual seja, o erro<sub>jack</sub>. Como já foi discutido anteriormente, o baixo número de amostras implica que nos procedimentos de validação cruzada a retirada de uma delas implica na falta de um dos valores de profundidade no momento de comparação entre os valores observados e os valores de profundidade estimados pelo modelo.

A redução no número de amostras nas matrizes provocou uma alteração notável nos resultados dos parâmetros de desempenho dos modelos, assim como aconteceu com os métodos unimodais, embora não tão marcante como nestes últimos.

A análise de agrupamento dos resultados do  $R^2$  aparente e *jack* e erro aparente e *jack* como parâmetros separou os modelos em cinco grupos (Figura 5.19). O grupo 1 abarca os modelos gerados com as matrizes de 14 e 15 *versus* 72 amostras; o segundo grupo é composto pelos modelos gerados com a matriz 24x72, com alguns modelos gerados pela matriz 34x72; o grupo três engloba os modelos gerados pelas matrizes 60 e 34x72; o quarto grupo é composto pelos modelos oriundos das matrizes 22 e 25x72; por fim, no quinto grupo estão os modelos gerados pela matriz 5x10, com alguns modelos gerados pelas matrizes 14x72 e 25x10 (Figura 5.19).

Figura 5.19 – Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pelo método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) na Lagoa do Boqueirão.



Os coeficientes de determinação foram maiores nas matrizes com menos amostras, sendo o  $R^2$  sempre mais elevado do que os valores de  $R^2_{jack}$ . No entanto, os valores dos erros<sub>jack</sub> também foram sempre maiores nas matrizes com menos amostras (Figura 5.20).

Observado apenas o comportamento dos  $R^2$  (Figura 5.20 A), o  $R^2_{aparente}$  sempre foi mais alto do que o  $R^2_{jack}$ , especialmente quando há redução no número de amostras. Nas matrizes com apenas dez amostras, os valores de  $R^2$  oscilam mais do que nas matrizes com 72 amostras. Dentre as matrizes com 72 amostras, as matrizes com os maiores gradientes apresentam valores mais oscilantes e, surpreendentemente, mais altos do que as demais matrizes com 72 amostras. Os valores de  $R^2_{jack}$  acompanham os valores dos valores de  $R^2$ , sendo que com valores mais baixos.

Os valores de erros<sub>jack</sub> são sensivelmente maiores nas matrizes com dez amostras, sendo que os erros da validação cruzada foram sempre maiores do que os erros aparentes. Como dito anteriormente este padrão está relacionado aos mecanismos da validação.

A escolha do melhor modelo gerado pelo método de QMP destaca o modelo de número 1 (Tabela 5.16, Anexo 9.2.4). Este modelo apresentou o melhor resultado com apenas um componente, numa matriz com sessenta espécies e 72 amostras, com dados não transformados. O coeficiente de determinação *jack* foi de 0,28, com um erro<sub>jack</sub> de 2,11 metros.

As amostras ficaram separadas em dois grupos, sendo que este modelo também apresentou a tendência de superestimar os valores mais baixos e de subestimar os valores mais altos, tanto nos parâmetros de validação cruzada quanto nos aparente (Figura 5.21).

Os métodos lineares têm sido pouco usados nas funções de transferência realizadas com os dados de sistemas lacustres, uma vez que é comum se verificar a presença de longos gradientes das espécies quando constrangidas à variável de interesse, geralmente acima de 2 (Birks, 1998), sendo este o limite mínimo que separa os métodos lineares dos métodos unimodais. Leps e Smilauer (1999) têm uma abordagem diferente. Segundo estes autores, os métodos lineares devem ser utilizados quando o tamanho do gradiente for menor do que 3. Os métodos unimodais seriam utilizados nos gradientes acima de 4. Os conjuntos de dados que possuem um tamanho de gradiente que se situe no intervalo entre 3 e 4, chamado de “nebuloso” pelos autores, poderiam ser investigados por ambos os métodos. ter Braak e Prentice (1998) chamam a atenção que em gradientes curtos deve-se usar os métodos lineares, pois os métodos unimodais falham e os efeitos de borda se tornam sérios. Birks (1998) se

Figura 5.20 – Comparação entre os coeficientes de determinação,  $R^2_{\text{aparente}}$  (●) e o  $R^2_{\text{jack}}$  (□) (A), e entre os  $\text{Erro}_{\text{aparente}}$  (●) e o  $\text{Erro}_{\text{jack}}$  (□) (B) obtidos nos modelos gerados pelo método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.

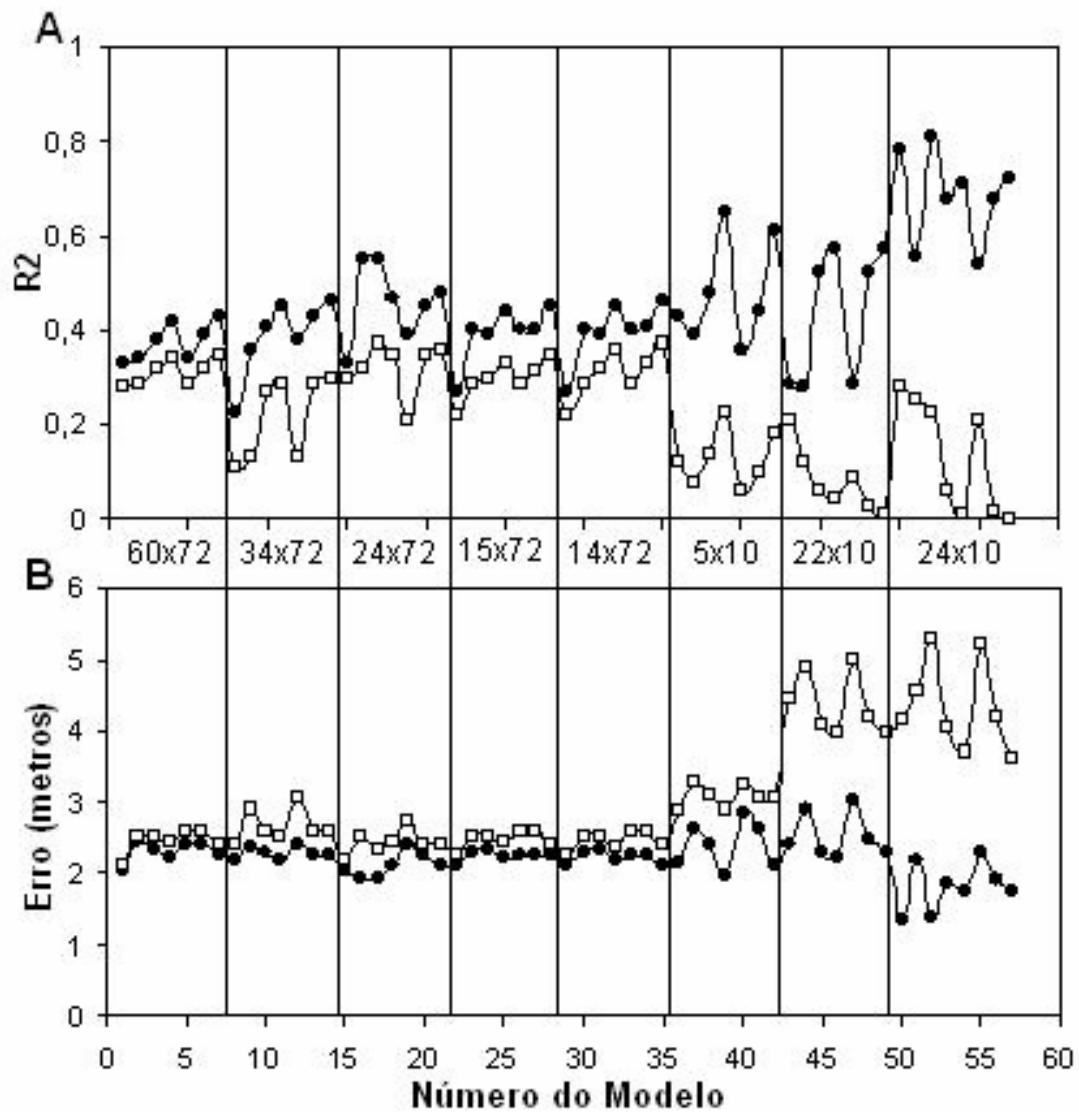
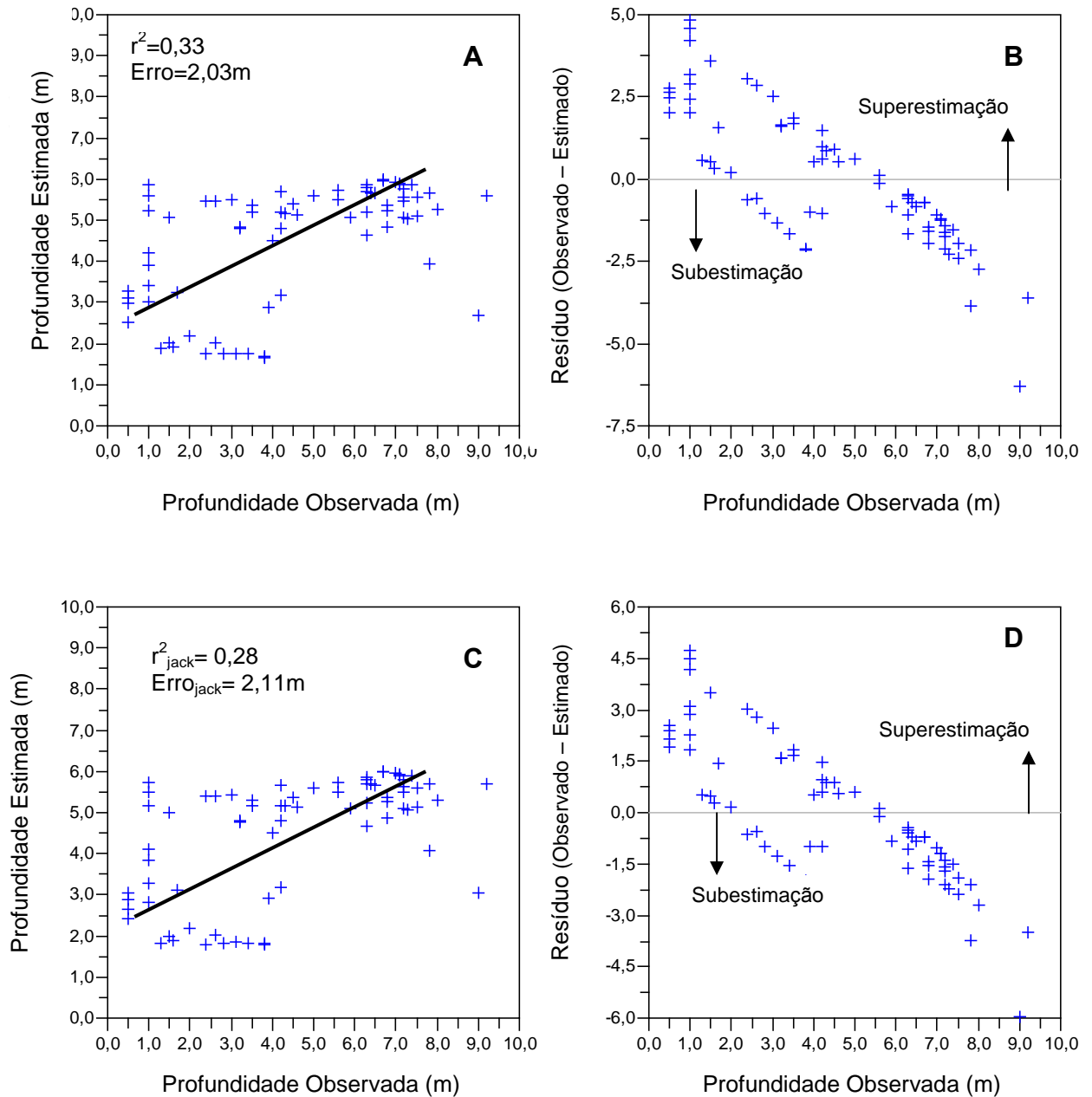


Figura 5.21. Representação gráfica do desempenho do modelo 01 ( $n=72$ ), produzido pela técnica do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) para a Lagoa do Boqueirão. **A e B** – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; **C e D** – Apresentam respectivamente o ajuste *jack* (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.



surpreende com o uso inadequado dos métodos e tece uma crítica severa aos estudos que se utilizam de técnicas unimodais em dados com baixa diversidade beta<sup>25</sup>.

A técnica do Quadrado Mínimo Parcial foi utilizada na geração dos modelos de função de transferência para a Lagoa do Boqueirão porque o gradiente dos dados das espécies restringido à profundidade, no caso a profundidade da coluna d'água da Lagoa do Boqueirão, foi em torno de 2, ou seja, próximo ao limite entre os métodos lineares e unimodais.

De acordo com Braak (1986), o método de MP em dados transformados se assemelha ao PLS.

Com o intuito de gerar uma função de transferência para a profundidade de sistemas aquáticos, apenas Korhola *et al* (2000) compararam o método de QMP com os métodos de MP e MP-QMP. Neste trabalho, os autores registraram que o melhor modelo para relacionar a comunidade de cladóceros e quironomídeos foi o método de QMP. Este resultado não é completamente estranho, pois o gradiente obtido era menor do que 2. Lotter *et al* (1999) utilizou o método de QMP (linear) em dados composicionais que apresentaram um gradiente maior do que 2. Da mesma forma, como era de se esperar, o método de QMP foi suplantado pelo método de MP-QMP, embora tenha sido mais eficiente do que o método de MP na geração de modelos para temperatura.

Birks (1998) critica o uso inadequado de métodos fundamentados numa curva de resposta unimodal em dados composicionais, com diversidade-beta baixa, ou seja, com um gradiente curto, abaixo de 2, geralmente. No entanto, Leps e Smilauer (1999) explicam que não necessariamente os métodos lineares se comportarão melhor do que os métodos unimodais com dados composicionais com um gradiente menor do que 3, ou seja, um gradiente curto. Os exemplos citados acima reforçam a necessidade do entendimento das premissas e funcionamento dos métodos para o sucesso da função de transferência obtida.

---

<sup>25</sup> É uma medida de biodiversidade que compara a diversidade das espécies entre ecossistemas ou ao longo de um gradiente ambiental. É um índice da taxa de mudanças na composição das espécies nos habitats ou entre as comunidades (Wikipedia, 2007).

### 5.2.3 Métodos que não dependem de um tipo de resposta das espécies

A Técnica do Análogo Moderno (TAM) e as Redes Neurais (RN) são métodos que independem do tipo de resposta das espécies utilizadas na geração das funções de transferência. A TAM tem sido amplamente utilizada nos trabalhos de ambientes marinhos, especialmente para modelar as respostas de foraminíferos a variáveis ambientais como temperatura das águas oceânicas e salinidade. As Redes Neurais foram trazidas para os estudos de Paleoecologia de ambientes marinhos por Malmgren e Nordlund (1997) e para os estudos de ambientes dulciaquícolas por Racca *et al.* (2004).

A TAM busca associar as assembléias de algum organismo com as comunidades atuais. Sabendo-se sob quais variáveis ambientais as comunidades atuais se desenvolveram, considera-se, também, que a assembléia fóssil tenha se desenvolvido sob condições semelhantes. Já as Redes Neurais procuram reproduzir o funcionamento dos neurônios humanos. Há uma entrada, que é dada pelos dados das espécies e uma saída, com a geração do modelo.

#### 5.2.3.1 Técnica do Análogo Moderno

Neste método foram gerados 98 modelos por meio do TAM, os quais estão sintetizados na Tabela 5.17, Anexo 9.2.5.

Tabela 5.17 – Síntese dos modelos gerados por meio do método da Técnica do Análogo Moderno (TAM) para a Lagoa do Boqueirão, indicando as amplitudes de valores de seus ajustes avaliados pelos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) aparente e *jack* e pelos erros aparente e *jack*, expressos em metros, para cada tipo de matriz trabalhada.

<b>Matriz</b>	<b>Formato (espécie x amostra)</b>	<b>Nº total modelos</b>	<b><math>R^2</math><sub>aparente</sub></b>	<b><math>R^2</math><sub>Jack</sub></b>	<b>Erro<sub>aparente</sub></b>	<b>Erro<sub>jack</sub></b>
LB00	60x72	14	0,27 – 0,38	0,27 – 0,38	2,15 – 2,73	2,15 – 2,73
LB01	34x72	14	0,18 – 0,36	0,18 – 0,36	2,27 - 2,89	2,27 – 2,89
LB02	24x72	14	0,30 – 0,37	0,30 – 0,37	2,12 – 2,73	2,12 – 2,73
LB03	15x72	14	0,29 – 0,36	0,29 – 0,36	2,16 – 2,73	2,16 – 2,73
LB04	14x72	14	0,29 – 0,34	0,29 – 0,34	2,13 – 2,73	2,13 – 2,73
LB05	5x10	14	0,02 – 0,86	0,02 – 0,86	2,83 – 4,51	2,83 – 4,51
LB06	22x10	14	0,17 – 1,00	0,17 – 1,00	3,21 – 4,51	3,21 – 4,51
<b>LB07</b>	25x10	14	0,40 – 0,89	0,40 – 0,89	3,14 – 4,51	3,14 – 4,51



Os melhores resultados dos modelos gerado pelo método da TAM foram coligidos na Tabela 5.18, Anexo 9.2.5. Os resultados dos  $R^2$  e dos erros foram todos iguais, por isso, na Figura 5.22 aparecem apenas os resultados dos erros<sub>jack</sub> e  $R^2_{jack}$ . A análise de agrupamento construída com os valores dos coeficientes de determinação e dos erros separou os modelos em dois grandes grupos. O grupo um é composto pelos modelos gerados pelas matrizes com 60, 34 e parte dos modelos gerados com 24 espécies *versus* 72 amostras. O segundo grupo é heterogêneo e abarcou modelos gerados com matrizes com 72 e dez amostras e se subdividiu em cinco subgrupos. O subgrupo 2.1 possui os modelos das matrizes de 15x72; o subgrupo 2.2 agrupou o restante dos modelos gerados com a matriz 24x72; o terceiro subgrupo agrupa os modelos da matriz 5x10; o quarto subgrupo engloba os modelos gerados a partir da matriz 22x10; por fim, o subgrupo 2.5 é composto pelos modelos da matriz 25x10.

As matrizes com 72 amostras apresentaram os erro e  $R^2$  aparente num valor médio em torno de 0,3. Quando as matrizes com dez são amostras são avaliadas, a matriz com cinco espécies apresenta valores de  $R^2$  aparente e *jack* próximos a zero, enquanto a matriz com 22 espécies apresenta valores de um, ou seja, implicaria numa correlação perfeita. Porém, a análise dos erros demonstra que justamente as matrizes que apresentam as maiores correlações são também a que apresentam os maiores erros, nomeadamente, as matrizes com dez amostras. Já as matrizes com 72 amostras apresentam os valores dos erros mais estáveis.

Assim como nos demais métodos discutidos, os altos valores de  $R^2$  da validação cruzada estão relacionados ao número reduzido de amostras nas matrizes com dez amostras.

No caso da TAM, a escolha do melhor modelo poderia dar-se por qualquer dos indicadores já que o erro<sub>jack</sub> e  $R^2$  foram sempre iguais ao erro<sub>aparente</sub> e  $R^2_{aparente}$ . Sendo assim, o melhor modelo foi o de número 42, com o método de TAM, numa matriz de 14x72, com dados não transformados, onde os valores dos erros foram de 2,13 metros e os coeficientes de determinação foram de 0,34.

A Técnica do Análogo Moderno também apresenta nos seus resíduos e, como nos demais métodos, a tendência de subestimar os valores mais elevados e de superestimar os valores menores (Figura 5.24). Houve tendência nos desvios da TAM, como nos modelos anteriores, com os valores mais baixos sendo superestimados e os valores mais altos sendo subestimados.

A Técnica do Análogo Moderno está praticamente restrita aos estudos com pólen (Overpeck *et al.*, 1985) e às funções de transferência estabelecidas em ambientes oceânicos, especialmente com foraminíferos (Kucera *et al.*, 2005; Hayes *et al.*, 2005).

Esta técnica é pouco aplicada na elaboração de funções de transferência em sistemas lacustres. O levantamento bibliográfico realizado demonstrou que nenhuma das funções de transferência estabelecidas para as profundidades de sistemas lacustres foi realizada por meio da TAM. Isto se deve, provavelmente, à vulnerabilidade da TAM à dimensionalidade da matriz em estudo (ter Braak e Juggins, 1993) ou, simplesmente, pela perpetuação de um comportamento, ou seja, a falta de uso desta técnica simplesmente porque nenhum estudo foi feito com a mesma em ambientes lacustres. Este tipo de perpetuação no meio científico é discutido brilhantemente na prosa de Gould, 1992.

A despeito da TAM não ter sido ainda utilizada na geração de funções de transferência para profundidade em sistemas lacustres, Horton e Edwards (2005) geraram uma função para a variação do nível médio do mar nas costas do Reino Unido a partir da TAM. Os resultados obtidos pelos autores para os dois bancos de dados estudados (local,  $r_{jack}^2$  de 0,89 e regional,  $r_{jack}^2$  de 0,79) são comparáveis aos obtidos pelas técnicas mais comumente difundidas nos trabalhos de função de transferência para profundidade em sistemas lacustres. Edwards e Horton (2000) utilizaram a TAM para demonstrar, na curva de variação do nível do mar construída, quais as regiões da mesma que não possuíam análogos modernos. Embora a curva estabelecida por Horton e Edwards (2005), a partir de um banco de dados local, apresente regiões sem análogos modernos, o padrão apresentado segue o padrão geral da curva estabelecida a partir de um banco de dados regional, no qual não ocorreu o problema da falta de análogos modernos.

Apesar do sucesso obtido por esta técnica nas funções estabelecidas em ambientes marinhos, neste trabalho, o modelo obtido com a TAM foi o segundo pior em desempenho, ficando à frente apenas do método do VMP, considerando-se o erro $_{jack}$  como indicador de desempenho. No entanto, ao verificar-se o  $r_{jack}^2$ , observa-se que o mesmo é regular, com um valor de 0,34; estes mesmos resultados se repetem para o  $r^2$  simples e erro $_{jack}$ . Estes valores baixos podem estar relacionados à falta de análogos na geração das funções.

A Técnica do Análogo Moderno tem sido usada, predominantemente, em estudos de funções de transferência estabelecidas em ambientes marinhos, principalmente com os foraminíferos. No caso da Lagoa do Boqueirão, as amostras foram coletadas num mesmo sistema aquático, assim, era de se esperar que o método de TAM apresentasse um dos melhores desempenhos. No entanto, a TAM não está entre os melhores métodos e isto pode estar relacionado ao fato de que a técnica dependa do tamanho e cobertura do grupo de treinamento. No grupo de treinamento do Boqueirão, algumas profundidades ficaram com poucas amostras como, por exemplo, as profundidades de 5-6 e 9-10 metros. Embora seja um mesmo sistema aquático, há diferenças na vegetação que circunda o sistema, bem como diferenças internas, tais como tipo de substrato, tipo de vegetação subaquática, entre

outros fatores. Estas características, portanto, podem ter trazido alterações na comunidade de diatomáceas, embora sejam de um mesmo sistema, numa mesma profundidade.

Figura 5.22 – Análise de agrupamento (Ward's) das matrizes trabalhadas pela Técnica do Análogo Moderno (TAM) na Lagoa do Boqueirão.

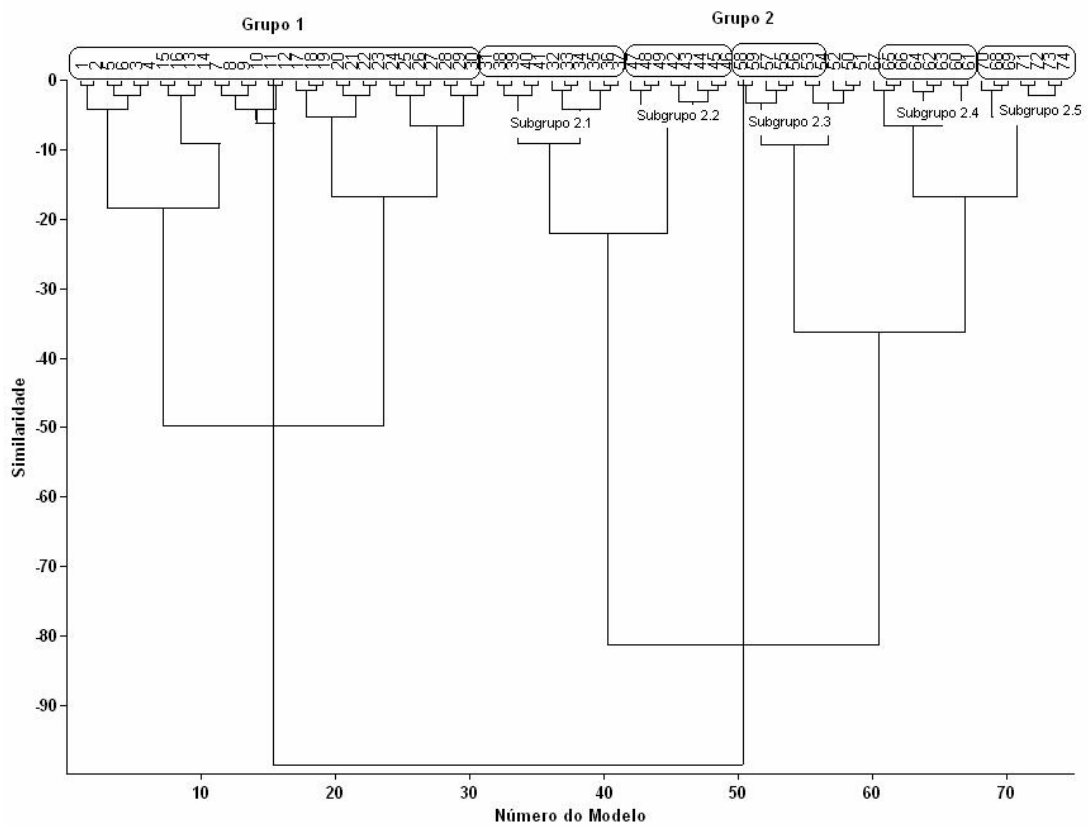


Figura 5.23 – Comparação entre os coeficientes de determinação,  $R^2_{\text{aparente}}$  (●) e o  $R^2_{\text{jack}}$  (□) (A), e entre os  $\text{Erro}_{\text{aparente}}$  (●) e o  $\text{Erro}_{\text{jack}}$  (□) (B) obtidos nos modelos gerados pela Técnica do Análogo Moderno (TAM) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas verticais indicam as diferentes matrizes trabalhadas, cujos formatos constam em cada coluna.

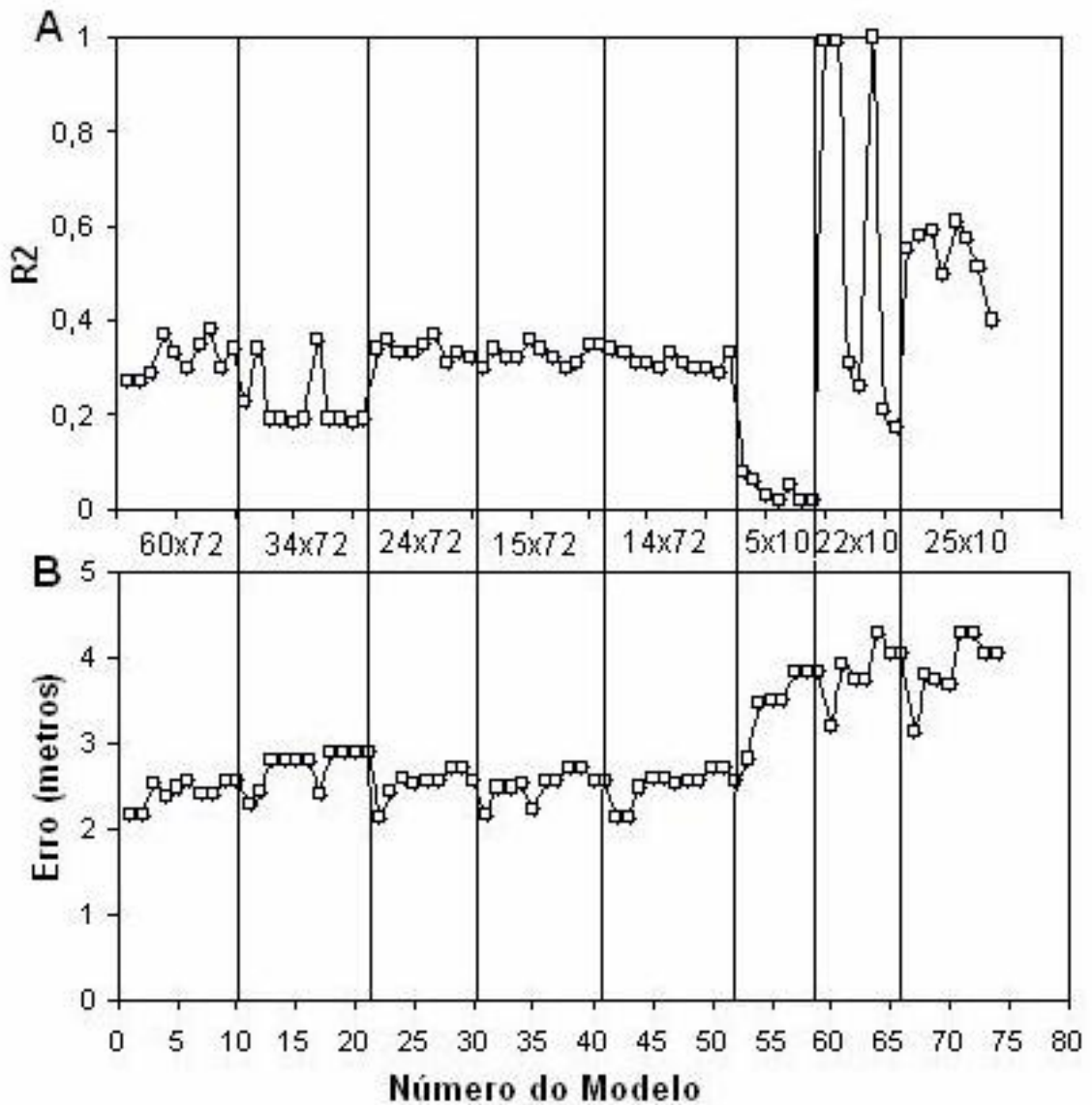
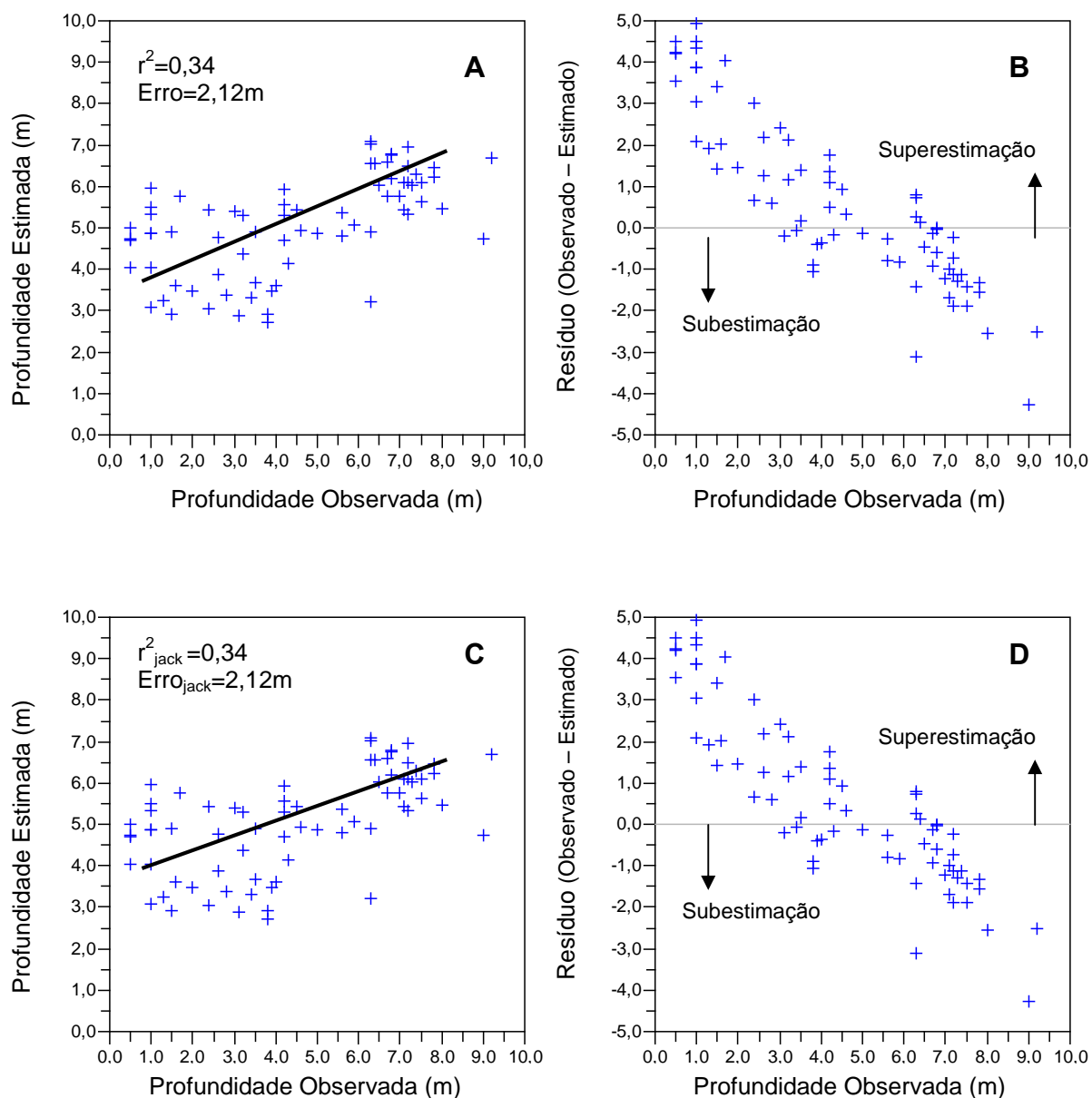


Figura 5.24. Representação gráfica do desempenho do modelo 42 ( $n=72$ ) produzido pela Técnica do Análogo Moderno (TAM) para a Lagoa do Boqueirão. **A e B** – Apresentam respectivamente o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos; **C e D** – Apresentam respectivamente o ajuste *jack* (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros e a distribuição de seus resíduos.



### 5.2.3.2 Redes Neurais

Os modelos das Redes Neurais foram gerados com as matrizes LB00, LB01, LB11, LB12 e LB13, com os dados de percentual das espécies e de valores de profundidade em metros transformados e não transformados.

Vários modelos foram gerados com alteração no número de camadas *escondidas* (de 1 a 11, 20 e 100), no intuito de encontrar o modelo de Rede Neural Artificial que melhor modele a relação entre as diatomáceas e a profundidade do sistema. As camadas dos melhores modelos foram 3, 5, 9 e 10 (Tabela 5.19).

Considerando-se agora os resultados de erro<sub>aparente</sub> e erro<sub>jack</sub>, os melhores resultados foram obtidos, novamente, por meio da transformação de ambos os dados, espécies e a variável ambiental (profundidade). Os resultados dos valores logaritmizados e extraídos a raiz quadrada foram transformados em metros por motivo de facilitar a compreensão dos mesmos em relação ao ambiente e para que os mesmos fossem comparáveis entre si e com outros trabalhos da literatura. Assim, mais uma vez, os melhores modelos foram gerados quando os dados foram transformados pela extração da raiz quadrada, ficando o EQMR aparente em 0,83m e o erro<sub>jack</sub> em 1,20m.

Com relação aos coeficientes de determinação das regressões ( $r^2$ ), os melhores modelos das redes neurais se deram com a matriz completa ( $r^2 = 0,794$ ); houve uma pequena melhora quando as espécies com ocorrência em apenas uma amostra foram retiradas ( $r^2 = 0,797$ ) e o melhor dos modelos foi gerado quando as espécies com tolerância acima de 3 metros foram excluídas da matriz ( $r^2 = 0,8$ ) (Tabela 5.20).

Os melhores modelos observando-se os valores de  $r^2$  da validação cruzada foram obtidos nos modelos onde os dados foram transformados; dentre as transformações, a extração das raízes quadradas produziram os melhores (Tabela 5.20).

Quando transformados pela raiz quadrada, a melhoria dos resultados do erro<sub>jack</sub> dos modelos foi numa faixa de (72 a 75%) quando comparados aos modelos gerados sem a transformação dos dados e de (21%) quando comparados aos modelos gerados pelos dados logaritmizados.

A melhoria dos valores de EQMR e erro<sub>jack</sub> se deu quando os dados foram transformados, pois as transformações tornam a distribuição das profundidades menos assimétricas (Krebs, 1989; Legendre e Legendre, 1998). As transformações dos dados podem ser escolhidas pelos pesquisadores por dois motivos: estatísticos e ecológicos McCune e Grace (2002). No caso das transformações realizadas nos dados de profundidade da Lagoa do Boqueirão, os motivos das transformações estão relacionados à melhoria da suposição de linearidade, normalidade e homogeneidade da variância das respostas das espécies (McCune e Grace, 2002).

A construção de uma função de transferência é uma atividade na qual o pesquisador se depara com a necessidade de realizar algumas escolhas subjetivas. Um exemplo disto é a escolha do critério para os limites de aceitabilidade ou de desempenho dos modelos. Na tentativa de tornar estas escolhas de limites da eficiência destes modelos mais objetivas e mantendo a atenção voltada para a qualidade da reconstituição a ser obtida, neste trabalho, foi fundamentado no critério do menor erro obtido e comparado com os valores apresentados na literatura. A partir de resultados coligidos na literatura, as faixas de erros obtidas nas reconstituições ambientais variam de 1,78 a 21,4% do valor máximo de profundidade das amostras de treinamento.

Os resultados obtidos por meio da matriz completa e quando as espécies que apareceram em apenas uma amostra foram excluídas da matriz (EQMR = 0,87m e  $\text{erro}_{\text{jack}} = 1.25$ ) mostra a robustez dos resultados obtidos por meio das redes neurais artificiais, pois mesmo com a exclusão de espécies raras não houve alterações importantes nos resultados. Isto é uma característica importante, pois a não exclusão de espécies permite que a maximização das informações ecológicas das espécies raras sejam mantidas no modelo. Isto permite que as espécies raras sejam avaliadas e em situações de reconstituição ambiental, a expressão destas espécies poderá ser importante no momento da reconstituição do passado.

O melhor  $\text{erro}_{\text{jack}}$  (1,20m) obtido neste trabalho com o uso da RN foi de 13% da profundidade da Lagoa do Boqueirão (Figura 5.25), que tem profundidade máxima de 10 metros e no qual foram consideradas as espécies individualmente. Comparando estes resultados com os estudos feitos sobre funções de transferência para a relação entre profundidade e bioindicadores, principalmente diatomáceas, vemos que os resultados deste estudo são comparáveis aos disponíveis na literatura.

Racca *et al* (2004) utilizaram as Redes Neurais para modelar a relação entre as diatomáceas e a profundidade obtendo um  $\text{erro}_{\text{jack}}$  de (1,80m) e  $r^2_{\text{jack}}$  de 0,60, tendo sido melhorado com a remoção das espécies mais tolerantes, passando para um  $\text{erro}_{\text{jack}}$  de (1,57m) e  $r^2_{\text{jack}}$  de 0,77. Isto representa um percentual de 3,3% da relação entre o  $\text{erro}_{\text{jack}}$  e o valor máximo de profundidade nos sistemas amostrados, que foi ainda melhorado para 2,91%, quando as espécies mais tolerantes foram removidas da construção do modelo.

O melhor modelo gerado para as amostras da Lagoa do Boqueirão situa-se numa faixa intermediária de eficiência da função de transferência estabelecida, quando comparada com a literatura. O melhor dos modelos produziu um  $\text{erro}_{\text{jack}}$  de 1,20m (Figura 5.25), o que equivale a um erro de 13% em relação ao máximo de profundidade das amostras coletadas nos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão. Na literatura sobre o estabelecimento de funções para profundidade dos sistemas aquáticos e limitando-se aos trabalhos realizados com diatomáceas, os trabalhos de Racca *et al* (2004), Yang *et al* (2003) e



Verleyen (2003) apresentam valores percentuais menores do que o estabelecido para a Lagoa do Boqueirão. Uma das abordagens adotada por Yang e Duthie (1995) apresenta um resultado percentual melhor (7,87%) do que o estabelecido neste estudo. Os demais resultados percentuais das funções de transferência estabelecidas são sempre superiores aos resultados obtidos com as amostras da Lagoa do Boqueirão (Tabela 5.17).

Tabela 5.19: Resultados das avaliações dos modelos de Redes Neurais Artificiais com alteração no número de elementos na camada "escondida".

Camadas	MSE	MSEP	Ciclos	$r^2$	$r^2_{jack}$
60/01/01	4.2318	5.5025	296	0.578	0.475
60/02/01	3.3721	5.204	339	0.689	0.32
60/03/01	2.8942	4.8635	225	0.743	0.403
60/04/01	3.0754	4.9361	181	0.724	0.471
60/05/01	3.7528	4.9546	72	0.653	0.473
60/06/01	2.9533	4.808	373	0.734	0.397
60/07/01	3.6272	5.1125	62	0.659	0.444
60/08/01	3.6769	4.9735	58	0.658	0.477
60/09/01	2.61	4.8237	190	0.769	0.434
60/10/01	2.495	4.7168	263	0.794	0.407

Tabela 5.20. Resultados dos modelos gerados pela Rede Neural Artificial para a Lagoa do Boqueirão.

Matrizes	Camadas	MSE		MSEP			Ciclos	$r^2$	$r^2_{jack}$
		Log10	Raiz2	metros	Log10	Raiz2			
LB 200%prof	60/10/01			2.50		4.72	263	0.794	0.407
LB 200%LOG	60/03/01	0.12937		1.52	0.13302	1.57	192	0.39	-1
LB200% RAIZ	60/03/01		0.20861	0.87		0.29412	1.25	0.726	0.597
SpLOG profnão	60/05/01			3.16		4.45	411	0.715	0.56
SpRAIZ profnão	60/05/01			2.62		4.34	193	0.77	0.56
LB ocorrência	42/09/01			2.22		4.80	354	0.797	0.387
LB ocorrência LOG	42/03/01	0.12937		1.52	0.13302	1.57	192	0.53	-1
LB ocorrência RAIZ	42/03/01		0.20776	0.87		0.29343	1.25	0.74	0.6
TOL>4	39/09/01			2.60		4.87	203	0.77	
TOL>3	33/09/01			2.36		4.50	317	0.8	0.49
TOL>3 Raiz	33/10/1		0,20	0,83		0,28	1,20	0,75	0,62

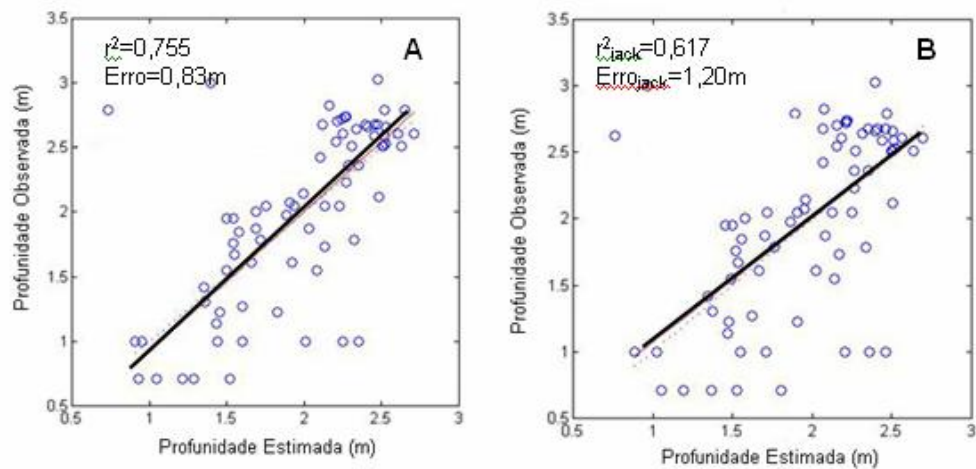
Tabela 5.21. Sumário com as funções de transferência elaboradas para profundidade.

N°	método	organismo	R <sup>2</sup>	RMSE		R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	RMSEP		R <sup>2</sup> <sub>boot</sub>	RMSEP		Profundidade (metros)	Localidade	Referência	n		espécies
				m	%		m	%		m	%				A	L	
1	Linear	Diatomáceas	0,91									15	Lago Sidi Ali, Marrocos.	Barker <i>et al.</i> , 1994.			
2	MP	diatomáceas	0,73	1,50	18,7							8	East Lake, Canadá/EUA	Yang e Duthie, 1995.	28		159/4
	MP	diatomáceas	0,76	1,74	21,7							8	East Lake, Canadá/EUA.	Yang e Duthie, 1995.	28		159/4
	MP	diatomáceas	0,90	20,3	13,5							150	Lago Ontário, Canadá/EUA.	Yang e Duthie, 1995.	41		159/2
	MP	diatomáceas	0,91	11,8	7,87							150	Lago Ontário, Canadá/EUA.	Yang e Duthie, 1995.	41		159/2
3	MP	diatomáceas	0,83						2,03	14		Ca. 14,5	Sylvania Wilddderness Area, EUA.	Brugam <i>et al.</i> , 1998.	53		
4	RLM	Ostrácodas	0,98	0,82	5,86							14	Lago Titicca, Bolívia.	Mourguiard e Carbonel, 1994.		1	
5	MP	diatomáceas							0,87	1,43	10,21	14	Mar de Beauford, Canadá.	Campeau <i>et al.</i> , 1999.	74		
6	MP	Diatomáceas	0,70	2,6	12,1	0,21	4,6	21,4				0,5 a 21,5	Canadá	Moser <i>et al.</i> , 2000.		35	
	MP-QMP		0,88	1,8	6,67	0,47	3,9	14,4				0,9 a 27	Finlândia			53	
	QMP	Cladóceros	0,70	0,31	1,15		0,48	1,78				0,85 a 27	Lagos da Fennoscandian, Finlândia.	Korhola <i>et al.</i> , 2000.		36	22
	MP-QMP																
	MP	quironomídeos	0,70	0,34	1,26		0,49	1,81				0,85 a 27	Lagos da Fennoscandian, Finlândia.	Korhola <i>et al.</i> , 2000.		53	38
8	MP-QMP	diatomáceas	0,86	1,47*	8,2		1,66*	9,22				0,3 a ca.18	Antártica	Verleyen, 2003	55		
9	MP	Diatomáceas				0,89	1,82	6,27				0,2 a 29	Platô Tibetano	Yang <i>et al.</i> , 2003.		40	120
	MP-QMP																
10	RN	Diatomáceas				0,77	1,57	2,91				0,8 a 54	Alasca e Yukon, Canadá/E.U.A.	Racca <i>et al.</i> , 2004.			
11	MP	Cladóceros	0,90	1,61	3,1				0,876	1,83	3,52	0,3 a 52	Noruega	Amsinck <i>et al.</i> , 2006.	29		
	MP-QMP																
	QMP																
12	MP	Diatomáceas	0,75	0,83	9,02	0,62	1,20	13,0				0,5 – 9,2	Rio Grande do Norte, Brasil.	Este trabalho	72	1	
	MP-QMP																
	QMP																
	TAM																
	VMP																
	RN																

A = amostras; L = lagos.

Nos dados do modelo 4, o autor se refere na escrita ao erro<sub>aparente</sub>, embora represente-os como o erro<sub>jack</sub>. Assim, não foi possível ter certeza sobre qual erro o autor realmente se refere.

Figura 5.25. Representação gráfica do desempenho do modelo 11 ( $n = 72$ ), produzido pela técnica da Rede Neural (RN) para a Lagoa do Boqueirão. **A** – apresentam, respectivamente, o ajuste aparente do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros; **B** – apresentam, respectivamente, o ajuste *jack* (validação cruzada) do modelo, indicando seus valores de  $r^2$  e do erro expresso em metros.



### 5.3 Comparação dos modelos

A melhor função de transferência visando a reconstrução de paleoprofundidade com as amostras de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão foi obtido por meio da técnica de Redes Neurais, entre todos os modelos gerados a partir das transformações estruturais e de valores das matrizes com os seis métodos testados. A melhor de função de transferência com modelo da Rede Neural teve como base uma matriz com os dados extraídos as raízes, 72 amostras e 33 espécies, numa rede com 10 camadas, produziu um erro<sub>jack</sub> de 1,20 metros,  $r^2_{jack}$  de 0,62 e um  $r^2$  de 0,75 e EQMR de 0,83 metros (Figura 5.25) Diferente de outros estudos de comparação entre métodos (Racca *et al*, 2001), houve uma sensível diferença entre os resultados produzidos pelo método das Redes Neurais e os demais métodos. O método da RN apresentou um erro<sub>jack</sub> 39% menor e um  $r^2_{jack}$  158% maior do que os resultados do MP, método que apresentou os melhores resultados após o método das Redes Neurais.

O melhor desempenho apresentado pelo método das Redes Neurais pode estar relacionado ao fato de que este método não assume nenhum tipo de resposta das espécies em relação ao gradiente em estudo, diferente dos demais métodos que assumem respostas lineares ou unimodais das espécies em relação ao gradiente. Uma exceção é a TAM, que também não assume nenhum tipo de resposta das espécies. Sendo assim, o método das Redes Neurais poderia lidar melhor com as diferentes curvas apresentadas pelas espécies.

Entre os demais métodos, a diferença entre o segundo melhor método (MP) e o que produziu o pior dos erros da previsão (VMPest) foi de 28%. O método da MP apresentou um EQMRP de 1,94 metros e um  $r^2_{jack}$  de 0,39; os resultados para o coeficiente de determinação simples e EQMR foram de 0,47 e 1,81 metros, respectivamente. Seguiu-se o método da MP-QMP com um EQMRP de 1,99 metros e um  $r^2_{jack}$  de 0,38; já o EQMR foi de 1,85 metros e o  $r^2$  de 0,47. Seguiram-se, então, os métodos de QMP e WTAM com um EQMRP muito semelhante, 2,11m e 2,12m, respectivamente. O  $r^2_{jack}$  foram de 0,28 para o QMP e 0,34 para o WTAM. Já em relação ao EQMR, o método de QMP apresentou um resultado um pouco melhor (2,03m) em relação ao método de WTAM (2,12m). Por fim, O método de VMPest produziu o pior dos resultados dos métodos avaliados, com um erro<sub>jack</sub> de 2,66 metros e um  $r^2_{jack}$  de 0,25, enquanto o EQMR foi de 2,45 metros e o  $r^2$  de 0,32 (Tabela 5.18).

Num estudo comparativo entre os métodos de RN, MP, MP-QMP e GLR – *Gaussian Logit Regression*, Racca *et al* (2001) e Köster *et al* (2004) também obtiveram melhor desempenho na modelagem dos valores de pH e alcalinidade a partir das Redes Neurais. Os resultados dos modelos testados foram muito próximos entre si, diferente dos resultados obtidos para estudo da Lagoa do Boqueirão. O mais baixo erro<sub>jack</sub>, no trabalho supracitado, para as Redes Neurais foi de 0,23-0,25, seguidos pelo MP-QMP e MPtol com erro<sub>jack</sub> de 0,26-0,28 e, por último, a técnica de MP (erro<sub>jack</sub> de 0,27-0,30). Por outro lado, a modelagem

dos valores de fósforo total foi melhor com a técnica de MP-QMP (0,23) do que as técnicas de MPclass, MPinv e RN, as quais apresentaram resultados semelhantes, entre 0,25 e 0,26.

Neste mesmo estudo, Racca *et al* (2001) discutem a influência dos tipos de respostas das espécies com relação ao gradiente ambiental, ou seja, a importância das espécies com alta tolerância e espécies com baixa tolerância nos resultados dos modelos gerados. Os autores verificaram que a exclusão das espécies com alta tolerância provocou uma pequena redução na eficiência da Rede Neural; no caso da MP-QMP, houve uma melhora crescente na eficiência dos modelos à medida que as espécies com alta tolerância foram removidas da matriz. Os autores notaram que as espécies com alta tolerância são as espécies que apresentam curvas sigmóides, diferente das curvas unimodais que o método assume para as espécies. A retirada das espécies com baixa tolerância provocou uma redução mais acentuada na RN do que a retirada das espécies com alta tolerância, porém nada comparado à redução na eficiência do método de MP-QMP, o qual se mostrou bem mais sensível à retirada das espécies com este tipo de resposta. Assim, o método da Rede Neural produziu bons resultados tanto com espécies com alta tolerância quanto espécies com baixa tolerância. Por outro lado, o método de MP-QMP foi nitidamente sensível ao tipo de resposta das espécies que compunham a matriz de estudo. Os autores, por fim, concluem que os métodos obtêm as informações a partir das espécies de maneira matematicamente e conceitualmente diferentes. Desta forma, estes métodos devem ser utilizados conjuntamente, pois a média das inferências dos dois métodos foi mais satisfatória do que as inferências dos métodos de uma forma independente.

Nos resultados obtidos para a Lagoa do Boqueirão não se observou o mesmo padrão de resultados como descrito por Racca *et al*. (2001). Assim, os resultados obtidos para a Lagoa do Boqueirão estão mais próximos daqueles obtidos por Malmgren e Nordlund (1997), que encontraram resultados muito mais efetivos pelas Redes Neurais quando comparados com os métodos de regressão de Imbrie-Kipp, com a Técnica do Análogo Moderno e com o *Soft Independent Modelling of Class Analogy* (SIMCA); neste método, que consiste de 4 etapas, os passos 3 e 4 foram construídos para a inferência quantitativa de uma ou muitas variáveis a partir de um *set-up* multivariado por meio de modelos de QMP (Wold 1982 *apud* Malmgren e Nordlund, 1997). O menor erro obtido foi por meio da utilização das Redes Neurais (erro<sub>jack</sub> de 0,71 °C para as temperaturas de verão da coluna d'água e 0,76 °C para as temperaturas de inverno). A diferença dos ERQMP para os demais modelos foi de 41,8% para o método de Imbrie-Kipp; 43,7% para a TAM e de 29% para o SIMCA.

Embora o modelo gerado com o auxílio da Rede Neural tenha apresentado uma forte correlação entre os valores observados no estudo de campo e os valores inferidos a partir do modelo, e que os erros são comparáveis aos estudos apresentados na literatura,

alterações metodológicas e no tratamento dos dados podem vir a incrementar os resultados do mesmo. Por exemplo, a geração dos modelos a partir da distinção entre os organismos vivos e mortos pode vir a melhorar os resultados dos modelos.

Na Tabela 5.22 (Anexo 9.2.6) é apresentando um excerto com os melhores resultados de cada método avaliado.

### 5.3 Transformação dos dados

O estudo sobre o poder ou não das transformações dos dados percentuais das espécies e dos valores medidos em campo para as variáveis ambientais foi conduzido considerando apenas a matriz com as 72 amostras e as 60 espécies. Considerando apenas o coeficiente de determinação ( $r^2$ ), os métodos de **MP** com “tolerance downweighting”, com abordagem inversa e clássica, suplantaram os métodos de MP sem “tolerance downweighting” com abordagem inversa e clássica, quando os dados de profundidade não transformados e os dados de espécies sem transformação e em proporção foram utilizados para gerar as funções de transferência. Os métodos de MP sem “tolerance downweighting” com abordagem inversa e clássica suplantaram os métodos de MP com “tolerance downweighting” com abordagem inversa e clássica quando os dados de profundidade não transformados e os dados de espécies logaritmizados e extraídos a raiz quadrada foram utilizados para gerar as funções de transferência. Quando a eficiência do modelo se dá pela análise dos erros (aparente e *jack*), o método da MP com abordagem inversa foi sempre melhor do que os métodos de MP com abordagem clássica. Este mesmo padrão se repete para os demais grupos de transformações dos dados (Tabela 5.23, Anexo).

Ainda considerando apenas o ( $r^2$ ), a transformação dos dados provocou uma pequena melhora nos coeficientes de determinação ( $r^2$ ) nos modelos gerados com os dados transformados, tanto pela logaritmização quanto pela extração da raiz quadrada, quando estes foram comparados aos modelos gerados sem a transformação dos valores de profundidade. No entanto, considerando apenas os erros (aparente e *jack*), os melhores resultados são aqueles nos quais as medidas de profundidade da Lagoa do Boqueirão não foram transformados e os dados percentuais da contagem das espécies foram representados pelo logaritmo, em proporção ou extraídos a raiz quadrada dos dados percentuais. Observando-se apenas o  $r^2$  dos modelos gerados com os dados de profundidade não transformados, a extração da raiz quadrada provocou o menor erro, embora a diferença para os demais modelos seja bastante pequena (Tabela 5.23, Anexo).

Observando-se apenas os modelos gerados pelo método de **MP-QMP** com os dados das profundidades medidas (não-transformadas) e considerando apenas o coeficiente de determinação, os melhores resultados foram obtidos com a logaritmização ou extração da raiz quadrada dos dados percentuais das espécies. Este padrão também se observa quando os dados de profundidade foram logaritmizados ou extraídos a raiz quadrada (Tabela 5.24, Anexo).

Considerando, agora, as transformações dos dados percentuais das espécies, a extração da raiz quadrada produziu sempre resultados melhores, quaisquer que sejam as transformações realizadas nos dados das profundidades medidas (tabela 5.4).

Os resultados gerais de melhoria de eficiência do método MP-QMP também foram semelhantes aos resultados da MP. A transformação das medidas de profundidade e do percentual das espécies provocou uma melhora no coeficiente de determinação destes modelos, quando comparados aos modelos gerados sem a transformação das medidas de profundidade (Tabela 5.24, Anexo).

As transformações (logaritimização e extração da raiz quadrada) dos dados percentuais das espécies e das medidas de profundidade da Lagoa do Boqueirão provocaram uma mudança sensível na eficiência dos modelos gerados com o uso das **Redes Neurais**. Os erros (aparente e *jack*) ficaram em 2,5 e 4,72m, respectivamente, para os modelos gerados sem a transformação dos dados. A logaritimização dos dados provocou uma redução nos erros para 1,52 e 1,57m, respectivamente. Os melhores resultados dos dados transformados foram os gerados com a extração da raiz quadrada, chegando a erros de 0,87 e 1,25m (Tabela 5.25, Anexo).

O uso de dados não transformados, logaritimizados e extraídos a raiz quadrada é comum na literatura de estudos paleoambientais, tanto para as espécies quanto para as variáveis ambientais. Este estudo demonstra que a transformação dos dados provocou uma melhora nos resultados dos modelos gerados pelos métodos de MP, MP-QMP e RN, sendo que o método mais beneficiado pelas transformações foi o de RN. No entanto, comparando os resultados deste estudo e de outros publicados na literatura não há consenso sobre se é melhor o uso de dados transformados ou não.

Os modelos gerados por Bennion *et al.* (2001) com os dados percentuais das espécies a partir de 152 lagos rasos da Inglaterra não refletiram adequadamente as mudanças ocorridas nas concentrações de fósforo devido à dominância de espécie(s) dos gêneros *Staurosira*, *Pseudostaurosira* e *Staurosirella* (diatomáceas). No entanto, os dados de outras espécies de diatomáceas indicaram tais mudanças, bem como dados secundários reportados na literatura. Assim, os autores extraíram a raiz quadrada dos dados das assembleias atuais e fósseis, reduzindo a importância das espécies dominantes. Desta forma, os autores conseguiram a melhoria da função em apenas um lago, nos quatro outros não houve melhoria nas reconstruções.

Köster *et al.* (2004) avaliaram os efeitos das transformações dos dados de espécies e variáveis ambientais nos resultados dos modelos gerados pelos métodos de MP, MP-QMP e RN. A logaritimização dos dados assimétricos das variáveis ambientais melhorou muito a eficiência dos modelos gerados para alcalinidade, mas houve pouca melhora para os modelos gerados para fósforo. A extração da raiz quadrada da contagem das espécies não melhorou a eficiência nem as inferências paleoecológicas dos modelos unimodais (MP e MP-QMP), mas foi vantajoso para os modelos gerados por RN. Os autores terminam concluindo que, em algumas situações, a informação ecológica subjacente aos dados das



assembléias de diatomáceas, do recente e fósseis, pode ser perdida pela extração da raiz quadrada.

Adler e Hübener (2006) notaram que a extração da raiz quadrada dos dados de espécies não apresentou um efeito significativo sobre os resultados dos modelos baseados nas assembléias de diatomáceas e gerados para a construção de funções de transferência para fósforo, em três lagos situados na Alemanha.

Assim, conclui-se que não há uma norma para a utilização dos dados de espécies e variáveis ambientais na geração de funções de transferência. Portanto, deve-se gerar os modelos com os dados transformados e não transformados (percentuais, para as espécies) e todas as combinações possíveis dos mesmos para se verificar, no final, qual dos modelos gerados é o mais eficiente na previsão e nas inferências paleoecológicas e em que aspectos dos métodos de avaliação.

### 5.5 Aplicação da função de transferência selecionada

Conforme mencionado anteriormente, os dois melhores modelos gerados a partir das amostras de sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão (grupo de treinamento) foram aplicados ao testemunho LB-02-03, com o fito de verificar as variações na profundidade do sistema, atestando, assim, a qualidade das reconstituições produzidas e, por fim comparando os resultados produzidos pelos dois modelos selecionados com a realidade de campo. Este testemunho foi coletado através de mergulho em apnéia na região marginal da Lagoa do Boqueirão, sob uma coluna de água de 3,5 metros.

Tendo a composição das espécies dos sedimentos superficiais (grupo de treinamento) e da assembléia fóssil (testemunho), o primeiro passo necessário para verificar a viabilidade da aplicação de uma função de transferência visando reconstituir as paleopropriedades na Lagoa do Boqueirão foi a verificação de correspondência entre estas duas estruturas composicionais. Esta verificação foi realizada através da Análise de Correspondência Canônica (ACC), e uma vez que os resultados foram considerados positivos prosseguiu-se o processo. Na figura 5.11 (página 102), a qual foi utilizada na discussão dos modelos gerados pelo método MP, estão dispostos os dados das amostras atuais (grupo de treinamento - A) e das amostras do testemunho LB-02-03 (B). Assim, segundo o diagrama da ordenação ACC vê-se que há correspondência entre as amostras atuais com as amostras do testemunho, o que autoriza a aplicação dos modelos gerados a partir das amostras atuais nas assembléias preservadas no testemunho LB-02-03.

O registro da variação da profundidade da Lagoa do Boqueirão a partir da aplicação do modelo gerado pelo método da Rede Neural apresentou uma flutuação intensa em torno dos 2,0 metros, ao longo dos 150 cm analisados no testemunho, tendo sido o registro sedimentar dividido em 7 fases (Figura 5.26).

Na primeira fase, o nível de água da Lagoa do Boqueirão cai de uma profundidade de 1,25 m para em torno de 1,80m (150cm a 115cm). Na fase 2, o nível de água sobe para o seu máximo nesta curva, com valor de 3,75metros (115cm a 97cm). Na fase 3, o nível de água da lagoa apresenta uma tendência de redução da profundidade do sistema, caindo de 3metros de profundidade para algo em torno de 80cm de coluna d'água (110cm a 28cm), com aumentos abruptos nas profundidades de 90cm, 75cm e 60 cm. Na quarta fase, o sistema apresenta uma tendência de recuperação da profundidade da coluna d'água (45cm a 30cm). Por fim, há uma tendência de redução da coluna d'água (30cm a 20cm).

Já o registro da variação da profundidade da Lagoa do Boqueirão a partir da aplicação do modelo gerado pelo método de MP modalidade inversa apresentou, também, uma flutuação intensa ao longo dos 150 cm analisados do testemunho (Figura 5.27).

Figura 5.26. Curva de variação do nível da Lagoa do Boqueirão reconstituída a partir da aplicação do modelo de função de transferência com diatomáceas pelo método de RN.

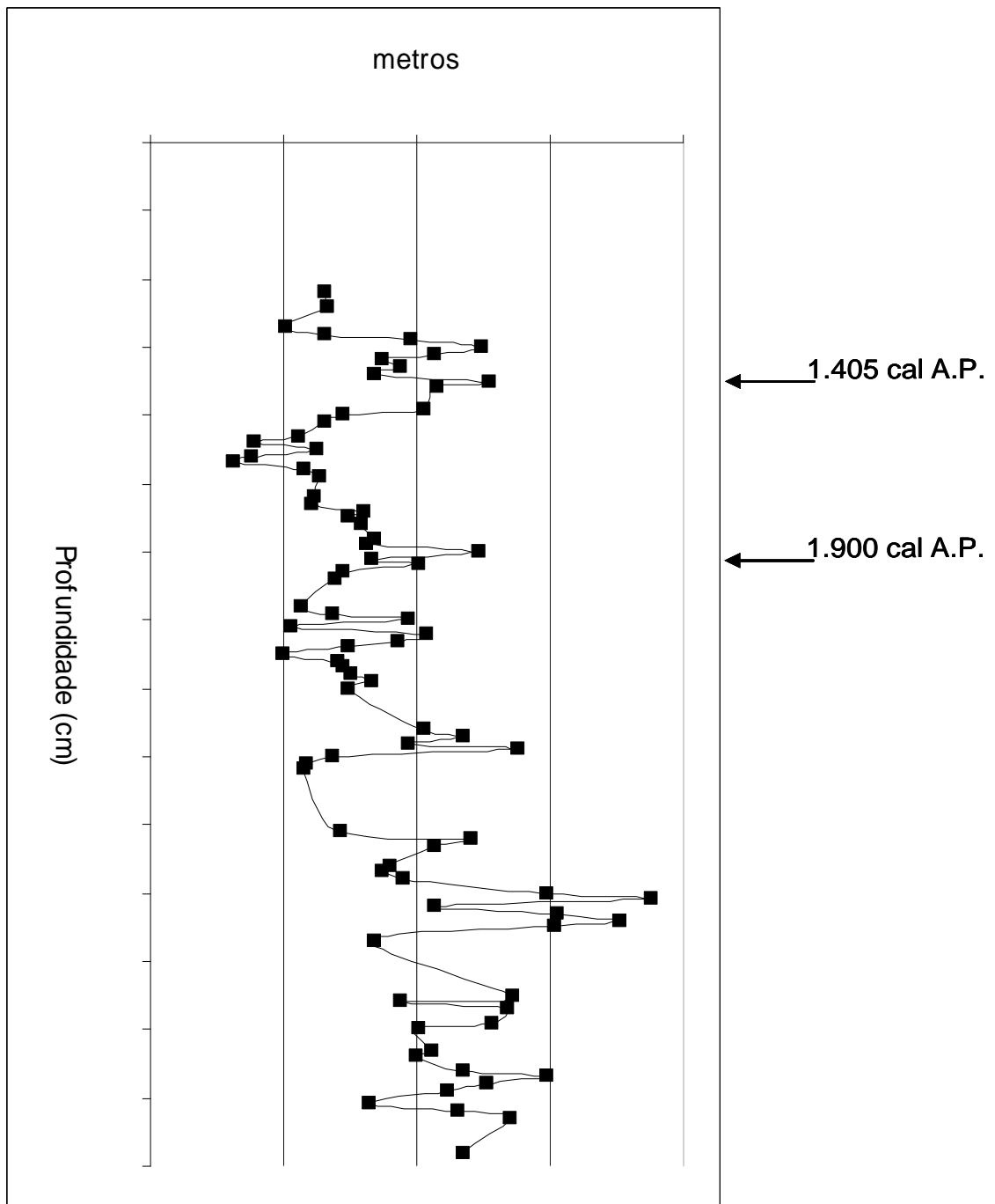
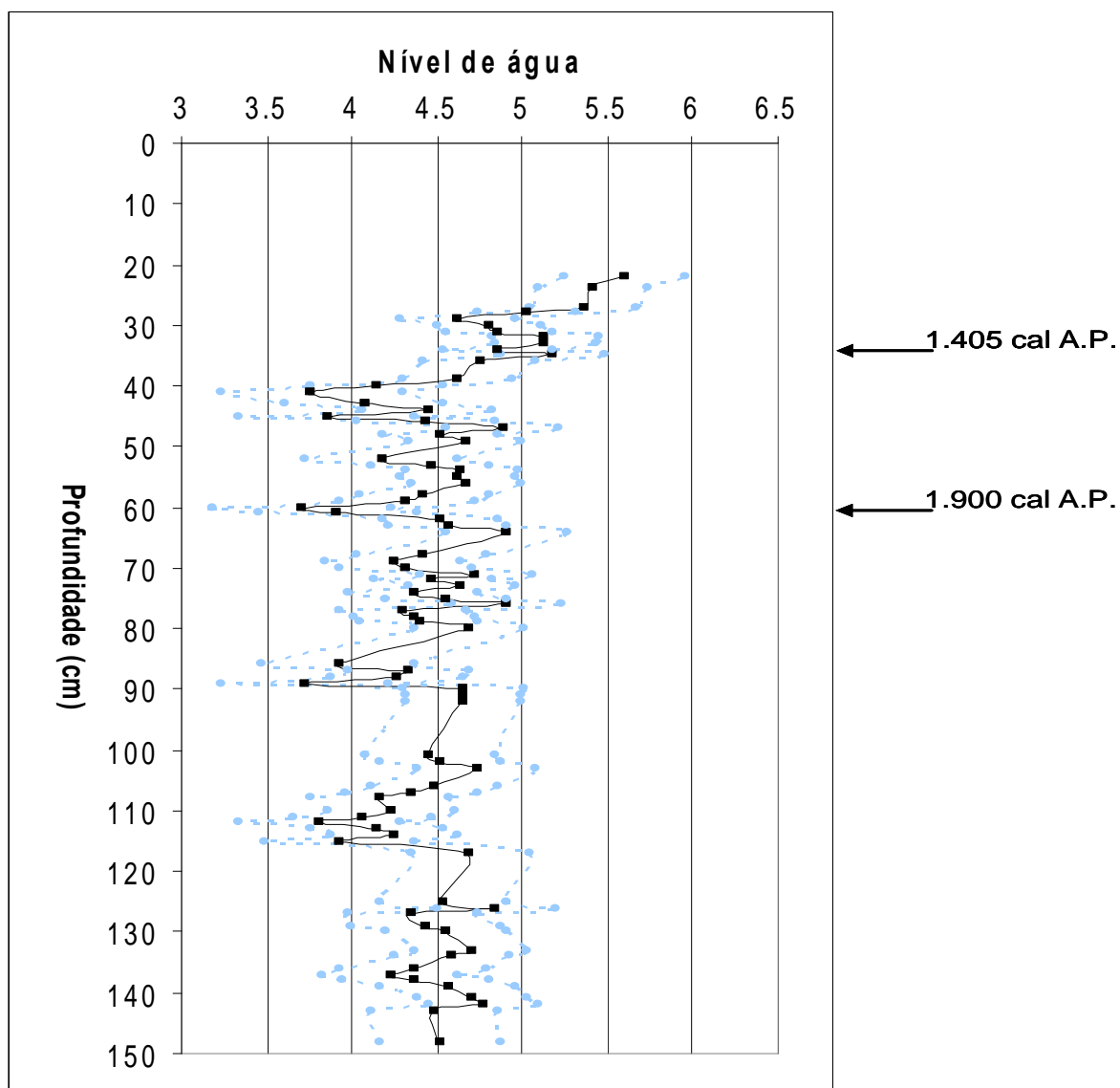


Figura 5.27. Curva de variação do nível da Lagoa do Boqueirão reconstituída a partir da aplicação do modelo de função de transferência com diatomáceas pelo método de MP inversa



O padrão de intensa flutuação dos valores pode estar ligado à baixa taxa de sedimentação do sistema, o que implica na integração de muitos anos/décadas concentrados num único centímetro cúbico. Uma amostragem mais refinada produziria, provavelmente, um registro mais suave destas variações.

A curva de variação da profundidade da Lagoa do Boqueirão obtida pelo método da MP inversa foi dividida em 8 fases. Desta forma, a primeira fase corresponde a um período no qual o nível de água do sistema oscilou em torno dos 4,5m, registrado nas profundidades de 150 a 125 cm do testemunho LB.02.03. Numa fase subsequente, o nível de água experimentou um período de regressão, ficando abaixo dos 4 metros, entre 125 e 112cm.

Logo após, na terceira fase, o nível de água retornou aos 4,5 metros. Em torno dos 97cm, há uma queda do nível de água, ficando o mesmo abaixo dos 4 metros. Entre 75 e 62cm há uma oscilação do nível do sistema em torno dos 4,5 metros (fase 5), com uma repentina queda, ficando abaixo dos 4 metros, na fase 6. Na sétima fase, o sistema volta a oscilar em torno dos 4,5 metros. No final desta fase, o sistema volta a ficar com o nível de água abaixo dos 4 metros. Na fase 8, o sistema se recupera de uma fase de nível de água abaixo dos 4 metros e apresenta uma tendência de aumento progressivo da profundidade da coluna d'água da Lagoa do Boqueirão, terminando esta fase com o nível de água acima de 5,5 metros; esta elevação é registrada pela primeira vez no testemunho LB-02-03. Ressalte-se que nesta fase há uma oscilação no nível de água, ficando o mesmo abaixo dos 5 metros, em torno dos trinta centímetros de profundidade do testemunho (Figura 5.27).

As duas curvas estabelecidas pelos métodos de Média Ponderada e Rede Neural apresentaram fases semelhantes, embora as mesmas tenham sido estabelecidas a partir de matrizes diferentes. A curva de variação do nível de água do Boqueirão foi estabelecida a partir de uma matriz 24 x 72, enquanto a curva de RN foi estabelecida a partir de uma matriz 33 x 72.

Há uma diferença marcante nas profundidades reconstituídas a partir dos dois modelos. Enquanto o modelo da Rede Neural apresenta uma variação da profundidade em torno de 2,0m, o modelo gerado a partir do método de Média Ponderada apresenta uma profundidade reconstituída que gira em torno de 4,2m. Embora haja uma região de superposição, considerando-se os desvios dos dois métodos. Estas diferenças devem estar associadas ao uso de matrizes diferentes, embora as tendências se mantenham semelhantes. As diferenças em reconstituições com métodos diferentes têm sido observadas mesmo nos trabalhos que utilizaram apenas uma matriz, por exemplo, Köster *et al* (2004).

Como o testemunho foi coletado sob uma coluna d'água de 3,5 metros e a curva estabelecida pelo método de MP apresentou semelhanças mais acentuadas com a curva estabelecida por meio de análises mineralógicas considera-se, então, que a curva gerada pelo método de MP seja mais plausível do que a curva estabelecida pelo método de RN. Na matriz das assembléias que "alimentou" a Rede Neural, a falta de amostras do testemunho foi representada com a presença de zeros. Aparentemente, o método de RN tomou estes zeros e atribuiu valores de paleoprofundidades aos mesmos.

Teoricamente, os desvios dos modelos poderão ser diminuídos se amostras com valores discrepantes forem retiradas do grupo de treinamento.

A aplicação dos modelos gerados por função de transferência a testemunhos visando a reconstituição de paleoprofundidades tem sido uma prática mais comum nos trabalhos que tratam de variação do nível do mar e de reconstituição da variação do nível de

água de lençóis freáticos, conforme já enfatizado anteriormente. Birks (1993; 2003) chama a atenção para o fato de que os pesquisadores em ambientes lacustres têm se preocupado pouco na discussão crítica das reconstituições obtidas através dos modelos de funções de transferência, visando verificar a qualidade e a realidade das reconstituições obtidas.

A aplicação nos testemunhos das funções de transferência desenvolvidas por meio de métodos estatísticos diferentes tem apresentado resultados ora concordantes ora discrepantes. Wilmshurst *et al* (2003) desenvolveram funções de transferência com vários métodos com o intuito de modelar a relação entre as tencamebas e o nível de água de áreas úmidas. O melhor modelo gerado foi um método de QMP com Erro aparente de 4,89 cm e  $R^2$  de 0,82, Erro jack de 7,53cm e  $R^2$  jack de 0,57. O método linear foi utilizado em função do gradiente curto, menor do que dois desvios-padrão. No entanto, a aplicação deste modelo aos dados fósseis de um testemunho produziu resultados discrepantes para as reconstituições de nível de água e umidade, com valores inferidos fora da faixa de valores registrados para as amostras de treinamento. Os valores inferidos para o nível de água foram de -199,29 a 11,85 cm, enquanto os valores medidos variaram de 2 a 38 cm. Em face disto, os autores aplicaram um modelo de MP, o qual obteve um rendimento não tão satisfatório como o modelo de QMP, com um erro jack de 8,21 e  $R^2$  de 0,50, porém com uma reconstituição mais confiável, frente a realidade de campo. Assim, os valores da curva reconstituída para o ambiente estiveram dentro da faixa dos valores amostrados .

Köster *et al* (2004) compararam os resultados de funções de transferência estabelecida para um sistema lacustre inglês com base em quatro métodos: MP, QMP, RN e Regressão Logit Gaussiana (RLG)<sup>26</sup>. Segundo os autores, os resultados dos métodos apresentaram uma boa concordância nas reconstituições de pH e alcalinidade, razoável para fósforo total, embora haja diferenças entre os métodos nas inferências baseadas nos dados composicionais das diatomáceas. As curvas estabelecidas para pH e alcalinidade concordaram nas tendências estabelecidas, porém com diferenças nos valores inferidos. A curva estabelecida para o fósforo total apresenta concordância até uma determinada profundidade; enquanto os valores de fósforo total inferidos pelos modelos de RN e RLG apresentaram tendência de aumentos dos valores, os métodos de MPinv e MPTOLinv apresentavam tendência de redução dos valores de fósforo total. Os valores inferidos diferem entre os métodos.

Nas reconstituições de alcalinidade e fósforo houve a concordância entre as curvas construídas pelos métodos de RN/GLR e MPinv/MPTOLinv. Na curva de pH, houve concordância entre os métodos de GLR/MPTOLinv e MP/RN.

A tendência de aumento do nível de água da Lagoa do Boqueirão a partir de 1.405 anos cal. A.P. como foi verificado pela variação nas assembléias de diatomáceas no

---

<sup>26</sup> *Gaussian logit regression.*

testemunho LB-02-03 também foi percebida por Sifeddine *et al.* (2005). Neste trabalho, os autores se basearam em marcadores geoquímicos, como as concentrações de carbono orgânico total, razão C/N e composições isotópicas de carbono orgânico e nitrogênio, para fazer inferências relativas das flutuações de profundidade na Lagoa do Boqueirão. As mudanças nas proporções de liberação de matéria orgânica originárias das macrófitas e do fitoplâncton foram interpretadas à luz das mudanças paleohidrológicas. Na última fase descrita pelos autores (1.200 anos cal. A.P. até o presente), a lagoa apresentou uma tendência de aumento do nível de água.

A primeira curva de variação relativa do nível de água de um sistema aquático nordestino com base em diatomáceas foi realizada para o Lago do Caço - Maranhão, (Nascimento, 2003). Neste trabalho, o qual não se baseou na elaboração de uma função de transferência, as amostras de sedimentos superficiais foram coletadas ao longo de um transecto e as espécies de diatomáceas foram agrupadas por categorias ecológicas, quais sejam: bentônicas, epífitas e planctônicas. As amostras foram coletadas em função da zonação biológica das macrófitas. A partir da profundidade de 1 metro, foram coletadas amostras a cada metro, totalizando 9 amostras eqüidistantes. A Lagoa do Caço foi dividido em 4 zonas de profundidade: zona 1: 0 a 3,20 metros; zona 2: 3,20 a 4; zona 3: 4 a 6,30; zona 4: de 6,3 a 9 metros. Nas amostras dos sedimentos superficiais, 17 espécies com abundância superior a 10% foram utilizadas para fazer a zonação destes sedimentos. As zonas de profundidade estabelecidas nos sedimentos superficiais foram aplicadas aos dois testemunhos colhidos no Lago do Caço. A curva de variação da profundidade da Lagoa do Caço foi estabelecida pela espécie que predominou nas amostras (Nascimento, 2003; pg. 110-111).

O registro paleolimnológico do Lago do Caço é mais extenso do que o registro do Boqueirão, até o momento. Por isso, apenas as fases que encontram correspondência em termos de idade calendário foram utilizadas na comparação dos dois registros. Estas fases são o final da fase 6 e as fases 7 e 8.

A curva aqui apresentada para o Caço está fundamentada no testemunho MA98-4, pois na curva apresentada para a lagoa e que se supõe incorpore os resultados dos três testemunhos, não há referência à profundidade do sistema.

As descrições a seguir são os resultados das interpretações de Nascimento (2003) e foram baseadas nas assembléias de diatomáceas, bem como em dados de mineralogia (Sifeddine *et al.*, 2003). Na fase 6 do Caço (11.500 a 6.990 anos cal. A.P.), a lagoa apresenta uma recuperação do nível de água, porém com oscilação do nível de água entre oito e seis metros de profundidade, como indicado pelas diatomáceas. Nesta fase, a média de profundidade foi de 5,5 metros. Na sétima fase (6.990 a 5.050 anos cal. A.P.) ocorreu um aumento no nível de água da lagoa, como atestam os registro fósseis das diatomáceas. A

profundidade da lagoa oscilou entre sete e oito metros. A fase de número oito (5.050 a 3.990 anos cal A.P.), a profundidade chegou a seis metros. Na última fase (5.050 até hoje), a lagoa apresenta a bacia sudeste com uma profundidade média de nove metros.

Alguns problemas podem ser apontados com o uso desta abordagem: 1) se o transecto fosse feito em outra região da lagoa, provavelmente, os resultados seriam diferentes; 2) como o estabelecimento das profundidades foi realizada em função da espécie que predominou, esta abordagem não é sensível o suficiente para detectar as alterações na abundâncias das demais espécies. Assim, *Fragilariforma floridana* sendo 99% ou 51% da comunidade seria/foi interpretada como indício de um mesmo valor de profundidade; 3) a definição dos habitats a partir de dados secundários é problemática, pois há conflitos de informação neste tipo de informação, a qual se deve, provavelmente, à metodologia adotada pelo pesquisador no momento de coleta de amostras. Além disso, estes dados são estabelecidos a partir da compilação de dados de outros autores e a metodologia adotada por cada autor não é citada nos documentos que apresentam as compilações; por exemplo, uma determinada informação sobre o habitat de uma espécie esta baseada na coleta de uma única amostra ou no acompanhamento sistemático desta espécie no ambiente?

Portanto, os dois sistemas apresentam fases de aumento do nível de água na fase mais recente, que corresponde ao topo dos testemunhos.



## 6. CONCLUSÕES

O estudo da flora diatomológica presente nas 104 amostras de sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão permitiu a identificação de 60 espécies de diatomáceas, alocadas em trinta gêneros. As espécies *Mastogloia smithii* Thwaites ex W. Smith var. *lacustris* Grunow, *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) e *Nitzschia amphibia* Grunow dominaram a comunidade de diatomáceas da Lagoa do Boqueirão, representando 90,4% da comunidade nas amostras analisadas neste estudo.

As assembléias de diatomáceas dos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão foram diferentes. Há uma diferença entre os ambientes rasos, 0,5 a 3,5 m de profundidade, e as assembléias das regiões mais profundas do sistema, entre 4 e 10 m de profundidade, a qual está provavelmente condicionada pela distribuição atual dos bancos de macrófitas e pela ação dos ventos sobre a região litoral da Lagoa do Boqueirão. Esta evidencia se deu a partir das análises direta e indireta de gradiente.

As diatomáceas na Lagoa do Boqueirão estão distribuídas em função da profundidade do sistema em estudo e, embora as assembléias sejam dominadas por espécies do bentos, foi possível, assim mesmo, utilizar as mudanças na estrutura da comunidade de diatomáceas da lagoa para discernir as variações na profundidade do sistema. Esta diferenciação, possivelmente, se verifica em outros sistemas. Como a distribuição das diatomáceas nos sedimentos superficiais da Lagoa do Boqueirão deu-se em função da profundidade conclui-se que é possível estabelecer uma função de transferência em lagos rasos.

Foram testados vários métodos de exclusão de espécies, inclusive com uma nova abordagem, na qual espécies e amostras eram eliminadas. A partir dos resultados destes testes foi possível verificar que embora não haja motivos ecológicos para excluir-se as espécies raras na geração dos modelos de função de transferência, é possível concluir-se que há motivos matemáticos para a exclusão destas espécies das matrizes, pois todos os métodos diminuem o desempenho com a presença destas espécies raras. Para os métodos unimodais, a seleção das espécies que devem compor a matriz para a geração das funções pode basear-se, primeiramente, na descrição das curvas de respostas ecológicas das espécies à variável de interesse.

A redução do número de amostras por meio de agrupamento de profundidades ou por meio da coleta de um número pequeno de amostras não é uma metodologia adequada, visto que este procedimento provoca um aumento considerável nos erros da validação cruzada, o principal critério que deve ser utilizado na avaliação do desempenho dos modelos de função de transferência.

A constituição das amostras do grupo de treinamento deve visar sempre a coleta de amostras em ambientes que apresentem o maior gradiente possível da variável ambiental para a qual deseja-se gerar a função de transferência. Os parâmetros de avaliação dos modelos gerados deve se fundamentar nos erros<sub>jack</sub> e  $R^2_{jack}$ , já que o  $R^2_{aparente}$  é sempre superestimado e o erro<sub>aparente</sub> é sempre subestimado.

As diversas formas das respostas das espécies em relação ao gradiente de profundidade da Lagoa do Boqueirão afetou o desempenho dos modelos gerados pelos métodos unimodais (MP e MP-QMP), os quais têm como premissa respostas unimodais das espécies;

Ficou evidenciado que a transformação dos dados das espécies altera o desempenho dos métodos utilizados na elaboração das funções de transferência, no entanto, não há uma transformação que possa ser utilizada como padrão para a transformação dos dados de espécies e variáveis ambientais nos estudos de reconstruções quantitativas paleoambientais, já que houve variações .

No caso da Lagoa do Boqueirão, o método que apresentou melhor desempenho na modelagem da relação diatomáceas *versus* profundidade dentre os métodos avaliados foi o método da Rede Neural. Como o método da Rede Neural sofre com o problema da autocorrelação espacial e como as amostras para a realização das funções de transferência para a Lagoa do Boqueirão foram coletadas num único lago, os dois melhores métodos foram aplicados no testemunho LB – 02 – 03. A reconstituição mais plausível dentre os dois modelos testados foi a curva de variação de profundidade da Lagoa do Boqueirão construída por meio do método de Média Ponderada.

## 7. PERSPECTIVAS

As funções de transferência podem se configurar numa valiosa ferramenta nas questões de gerenciamento ambiental em ambientes tropicais, já que permitem a reconstituição quantitativa da variável ambiental de interesse. Teoricamente, os estudos de reconstituição quantitativa podem indicar a situação pretérita do ecossistema em estudo, as tendências de mudanças em função das alterações ambientais naturais e as resultantes da influência antrópica, e as tendências de recuperação ou não do ambiente, em decorrência de medidas de recuperação ambiental aplicadas. No entanto, no Brasil, os estudos são escassos, resumindo-se àqueles citados na Base Teórica desta tese. Desta forma, ainda há um longo caminho a ser percorrido para se compreender as potencialidades e as fraquezas desta ferramenta em estudos de regiões tropicais.

A partir deste estudo algumas perguntas foram respondidas e muitas outras surgiram no decorrer do trabalho, por isso, abaixo, são apresentadas as pretensões futuras do grupo de pesquisa em Paleoambientes:

- 1) Em fevereiro do ano de 2006, o grupo de pesquisa em paleoambientes fez uma campanha percorrendo todos os Estados do Nordeste do Brasil com o intuito de aumentar a base de lagos amostrados na região. Desta expedição foram coletados sedimentos superficiais e parâmetros ambientais de 26 sistemas aquáticos nordestinos, em lagos, reservatórios e açudes. As lâminas fixas para diatomáceas estão sendo preparadas e serão, brevemente, analisadas;
- 2) Além dos sistemas acima citados, existem amostras de vários outros sistemas aquáticos da Região Metropolitana de Salvador e reservatórios em cidades interioranas do Estado da Bahia;
- 3) Dando continuidade ao aumento da base de sistemas aquáticos nordestinos, o projeto de recém-doutor do autor também pretende aumentar a malha amostral.

### Questões remanescentes:

1. Qual o efeito do agrupamento das profundidades, sem redução no número de amostras, sobre a qualidade dos modelos gerados?;
2. Que tipo de função de transferência produz um erro<sub>jack</sub> menor, regional ou local?;
3. Que tipo de função de transferência produz reconstituições mais confiáveis, funções regionais ou locais;
4. A seleção das espécies por meio das respostas das espécies acarretará, realmente, em funções de transferência com mais confiabilidade?

O autor espera que esta tese se constitua num dos primeiros passos para o desenvolvimento das funções de transferência no Brasil e, juntamente com o prosseguimento dos estudos sobre as funções de transferência, permita o gerenciamento mais efetivo das questões ambientais. Quiçá, futuramente, esta ferramenta integre os protocolos de avaliação ambiental.

## 7. Referências bibliográficas

ABRANTES, F.; LOPES, C.; MIX, A.; PISIAS, N. Diatoms in Southeast Pacific surface sediments reflect environmental properties. **Quaternary Science Reviews**, v. 26, n. 1-2, p. 155-169, 2007.

ADLER, S; HÜBENER, T. Spatial variability of diatom assemblages in surface lake sediments and its implications for transfer functions. **Journal of Paleolimnology**. doi: 10.1007/s.10933-006-9054-1.

AMSINCK, S. L.; STRZELCZAK, A.; BJERRING, R.; LANDKILDEHUS, F.; LAURIDSEN, T. L.; CHRISTOFFERSEN, K.; JEPPESEN, E. Lake depth rather than fish planktivory determines cladoceran community structure in Faroese lakes – evidence from contemporary data and sediments. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 2124-2142, 2006.

ANONYMOUS. Proposals for standartization of diatom terminology and diagnosis. **Nova Hedwigia**, v. 53, p. 323-354, 1975.

BARKER, P. A.; ROBERTS, N.; LAMB, H. F.; van der KAARS, S.; BENKADDOUR, A. Interpretation of Holocene lake-level change from diatom assemblages in Lake Sidi Ali, Middle Atlas, Morocco. **Journal of Paleolimnology**, v. 12, p. 223-234, 1994.

BARLEY, E. M.; WALKER, I. R.; KUREK, J.; CWYNAR, L. C.; MATHEWES, R. W.; GAJEWSKI, K.; FINNEY, B. P. A northwest North American training set: distribution of freshwater midges in relation to air temperature and lake depth. **Journal of Paleolimnology**, v. 36, n. 3, p. 295-314, 2006.

BATTARBEE, R. W. Diatom analysis. *In*: B. E. Berglund. **Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology**. Chichester: John Wiley & Sons, p. 527-570, 1986.

BATTARBEE, R. W. Palaeolimnological approaches to climate change, with special regard to the biological record. **Quaternary Science Reviews**, v. 19, p. 107-124, 2000.

BATTARBEE, R. W.; JONES, V. J.; FLOWER, R. J.; CAMERON, N. G.; BENNION, H.; CARVALHO, L.; JUGGINS, S. Diatoms. *In*: Smol, J. P.; Birks, H. J. e Last, W. M. **Tracking environmental change using lake sediments, v. 3: terrestrial, algal and siliceous indicators**, p. 155-202, 2001.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R.; HARPER, J. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4a. ed., Blackwell Science, 2005.

BENNION, H.; APPLEBY, P. G.; PHILLIPS, G. L. Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lake management. **Journal of Paleolimnology**, v. 26, n. 2, p. 181-204, 2001.

BIRKS, H. J. B. Numerical tools in palaeolimnology – progress, potentialities, and problems. **Journal of Paleolimnology**, v. 20, p. 307-332, 1998.

BIRKS, H. J. B. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions from Holocene biological data. In: Mackay, A., Battarbee, R., Birks, H. e Oldfield, F. (Ed.). **Global change in the Holocene**. p. 107-123. 2003.

BIRKS, H. J. B. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions. In : Maddy, D. e Brew, J. S. **Statistical Modelling of Quaternary Science Data**. Technical Guide 5, Quaternary Research Association, Cambridge. 271 pp. 1995.

BIRKS, H. J. B.; LINE, J. M.; JUGGINS, S.; STEVENSON, A. C.; ter BRAAK, C. J. F. Diatoms and pH reconstruction. **Phil. Trans. R. Soc. Lond. B**, v. 327, p. 263-278, 1990.

BLOOM, A. M.; MOSER, KATRINA A.; PORINCHU, D. F.; MACDONALD, G. M. Diatom-inference models for surface-water temperature and salinity developed from a 57-lake calibration set from the Sierra Nevada, California, USA. **Journal of Paleolimnology**, v. 29, n. 2, p. 235-255, 2003.

BOOTH, R. K. e JACKSON, S. T. A high-resolution record of late-Holocene moisture variability from a Michigan raised bog, USA. **The Holocene**, v. 13, n. 6, p. 863-876, 2003.

BOOTH, R. K. Ecology of testate amoebae (Protozoa) in two lake superior coastal wetlands: implications for paleoecology and environmental monitoring. **Wetlands**, v. 21, n. 4, p. 564-576, 2001.

BOOTH, R. K. Testate amoebae as paleoindicators of surface-moisture changes on Michigan peatlands: modern ecology and hydrological calibrations. **Journal of Paleolimnology**, v. 28, p. 329-348, 2002.

BRADBURY, J. P.; WINTER, T. C. Areal distribution and stratigraphy of diatoms in the sediments of Lake Sallie, Minnesota. **Ecology**, v. 57, p. 1005-1014, 1976.

BRUGAM, R. B. Surface sample analogues of Elk Lake fossil diatom assemblages. In: Bradbury, J. P. e Dean, W. E. (eds), Elk Lake, Minnesota: Evidence for Rapid Climate change in the North-Central United States, Boulder Colorado, Geological Special Paper v. 276, p. 189-214, 1993.

BRUGAM, R. B.; McKEEVER, K.; KOLESA, L. A diatom-inferred water depth reconstruction for an Upper Peninsula, Michigan, lake. **Journal of Paleolimnology**, v. 20, p. 267-276, 1998.

BRUGAM, R. B.; OWEN, B.; KOLESA, L. Continental-scale climate forcing factors and environmental change at Glimmerglass lake in the Upper Peninsula of Michigan. **The Holocene**, v. 14, n. 6, p. 807-817, 2004.

BRYSON, R. A. e KUTZBACH, J. E. On the analysis of pollen-climate canonical transfer functions. **Quaternary Research**, v. 4, n. 2, p. 162-174, 1974.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Artmed editora, 2004.

CAMPEAU, S.; PIENITZ, R.; HÉQUETTE, A. Diatoms as quantitative paleodepth indicators in coastal areas of the southeastern Beaufort Sea, Arctic Ocean. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 146, p. 67-97, 1999.

CLARKE, K. R. e WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth, Primer-E Ltd., 2001.

COUDUN, C. e GÉGOUT, J.-C. The derivation of species response curves with Gaussian logistic regression is sensitive to sampling intensity and curve characteristics. **Ecological Modelling**, v. 199, p. 164-175, 2006.

CRUTZEN, P. J.; E. F. STOERMER. The "Anthropocene". *Global Change Newsletter*, v. 41, p. 12-13, 2000.

DENYS, L. Calibration of littoral diatoms to water chemistry in standing waters (Flanders, Lower Belgium): inference models for historical sediment assemblages. **Journal of Paleolimnology**, v. 35, p. 763-787, 2006.

DENYS, L. Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages. **Journal of Paleolimnology**, v. 38, p. 97-116, 2007.

DUTHIE, H. C.; YANG, J-R; EDWARDS, T. W. D.; WOLFE, B.B.; WARNER, B. G. Hamilton Harbour, Ontario: 8300 years of limnological and environmental change inferred from microfossil and isotopic analyses. **Journal of Paleolimnology**, v. 15, p. 79-97, 1996.

EDWARDS, R. J.; HORTON, B. P. Reconstructing relative sea-level change using UK salt-marsh foraminifera. **Marine Geology**, v. 169, p. 41-56, 2000.

ENACHE, M. e PRAIRIE, Y. T. WA-PLS diatom-based pH, TP and DOC inference models from 42 lakes in the Abitibi clay belt area (Québec, Canada). **Journal of Paleolimnology**, v. 27, n. 2, p. 151-171, 2002.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575 p.

FACHER, E. e SCHMIDT, R. A siliceous chrysophycean cyst-based pH transfer function for Central European lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 16, n. 3, p. 275-321, 1996.

FARMER, D.; GEMMICH, J.; POLONICHKO, V. Velocity, temperature and spatial structure of Langmuir circulation. In: Imberger, J. (Ed.). **Physical processes in lakes and oceans**. Série: Coastal and estuarine studies. p. 87-100, 1998.

FRITZ, S.C., S. JUGGINS, R.W. BATTARBEE, & D.R. ENGSTROM. A diatom-based transfer function for salinity, water-level, and climate reconstruction. **Nature**, v. 352, p. 706-708, 1991.

GASSE, F.; TEKAIA, F. Transfer functions for estimating paleoecological conditions (pH) from East African diatoms. **Hydrobiologia**, v. 103, p. 85-90, 1993.



GEHRELS, W. R. Using foraminiferal transfer functions to produce high-resolution sea-level records from salt-marsh deposits, Maine, USA. **The Holocene**, v. 10, n. 3, p. 367-376, 2000.

GIANINI, C. E. de C. **Diatomáceas como indicadores de acidificação em lagos da Amazônia Central**. Manaus, 1998. 63 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Amazonas - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA.

GIANINI, C. E. de C. Estudo paleolimnológico de acidificação antrópica em dois lagos amazônicos utilizando assembléias de diatomáceas como bioindicadores. Manaus, 2003. 126 f. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Amazonas - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA.

GOULD, S. J. Viva o brontossauro: reflexões sobre história natural. Rio de Janeiro: Companhia das Letras, 1992, 528 p.

HALL, R. I.; SMOL, J. P. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Stoermer, E. F. e Smol, J. P. *The diatoms: applications for the environmental and Earth Sciences*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 128-168, 1999.

HAMILTON, S.; SHENNAN, I. Late Holocene relative sea-level changes and the earthquake deformation cycle around upper Cook Inlet, Alaska. **Quaternary Science Reviews**, v. 24, p. 1479-1498, 2005.

HAYES, A., KUCERA, M., KALLEL, N., SBAFFI, L., ROHLING, E.J. Glacial Mediterranean sea surface temperatures based on planktonic foraminiferal assemblages. **Quaternary Science Reviews**, v. 24, n. 7-9, p. 999-1016, 2005.

HEEGAARD, E.; BIRKS, H. H.; GIBSON, C. E.; SMITH, S. J.; WOLFE-MURPHY, S. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. **Aquatic Botany**, v. 70, p. 175-223, 2001.

HENRICHS, M. L.; WALKER, I. R.; MATHEWES, R. W. Chironomid-based paleosalinity records in southern British Columbia, Canada: a comparison of transfer functions. **Journal of Paleolimnology**, v. 26, n. 2, p. 147-159, 2001.

HORTON, B. P. e EDWARDS, R. J. The application of local and regional transfer functions to the reconstruction of Holocene sea levels, north Norfolk, England. **The Holocene**, v. 15, n. 2, p. 216-228, 2005.

HORTON, B. P.; EDWARDS, R. J.; LLOYD, M. A foraminiferal-based transfer function: implications for sea-level studies. **Journal of Foraminiferal Research**, v. 29, n. 2, p. 117-129, 1999.

HUSTED, F. Die Kieselalgen. In: Rabenhorst, L. **Kryptogamen flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz**. Londres: Johnson Reprint Corp. 3 vol. 1927-1966.

HUTSON, W. H. Application of transfer functions to Indian Ocean planktonic Foraminifera. **Quaternary Research**, v. 9, n. 1, p. 87-112, 1978.

IMBRIE, J.; KIPP, N. G. A new micropaleontological method for quantitative paleoclimatology: application to a late Pleistocene Caribbean core. In: K. K. Turekian. **The late Cenozoic glacial ages**. New Haven: Yale University Press, 1971, p. 71-181.

IMBRIE, J.; van DONK, J.; KIPP, N. G. Paleoclimatic investigation of a Late Pleistocene Caribbean deep-sea core: comparison of isotopic and faunal methods. **Quaternary Research**, v. 3, p. 10-38, 1973.

INNOCENTINI, V. e ARANTES, F. O. Ondas do mar: conhecer para explorar. **Ciência Hoje**, v. 39, n. 231, p. 40-46, 2006.

Jr., E. J. R. Testing ecological models: the meaning of validation. **Ecological Modelling**, v. 90, p. 229-244, 1996.

JUGGINS, S. C<sup>2</sup> user guide, version 1.4.3. **Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualization**. University of Newcastle. Newcastle upon Tyne, Inglaterra, 69p, 2003.

KINGSTON, J. C.; LOWE, R. E.; STOERMER, E. F.; LADEWSKI, T. B. Spatial and temporal distribution of benthic diatoms in northern Lake Michigan, *Ecology*, p. 1566-1580, 1983.

KORHOLA, A.; OLANDER, H.; BLOM, T. Cladoceran and chironomid assemblages as quantitative indicators of water depth in subarctic Fennoscandian lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 24, p. 43-54, 2000.

KORSMAN, T.; BIRKS, H. J. B. Diatom-based water chemistry reconstructions from northern Sweden: a comparison of reconstruction techniques. **Journal of Paleolimnology**, v. 15, p. 65-77, 1996.

KOSTER, D.; RACCA, J. M. J.; PIENITZ, R. Diatom-based inference models and reconstructions revisited: methods and transformations. **Journal of Paleolimnology**, v. 32, p. 233-246, 2004.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. Harper e Row publishers. Nova Iorque. 1989.

KUCERA, M. , WEINELT, MARA, KIEFER, T., PFLAUMANN, U., HAYES, A., WEINELT, MARTIN, CHEN , M.-T., MIX, A.C., BARROWS, T.T., CORTIJO, E., DUPRAT, J., JUGGINS, S., WAELBROECK, C.,. Reconstruction of sea-surface temperatures from assemblages of planktonic foraminifera: Multi-technique approach based on geographically constrained calibration datasets and its application to glacial Atlantic and Pacific Oceans. **Quaternary Science Reviews**, v. 24, n. 7-9, p. 951-998, 2005.

LASLANDES, B.; SYLVESTRE, F.; ALBUQUERQUE, A. L. S. A diatom-inferred salinity for the Fluminense lagoonal system (Rio de Janeiro, Brazil) : a reconstruction of salinity fluctuations during the Holocene. (em preparação).

LEGENDRE, P. e LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2 edição. Série *Developments in Environmental Modelling*, 20. Amsterdam, Elsevier. 1998.

LEPS, J. e SMILAUER, P. **Multivariate analysis of ecological data using CANOCO**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002, 269 p.

LEPS, J. e SMILAUER, P. **Multivariate analysis of ecological data**. University of South Bohemia, 110p, 1999.

LITTLE, J. L. e SMOL, J. P. A chironomid-based model for inferring late-summer hypolimnetic oxygen in southeastern Ontario lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 26, n. 3, p. 259-270, 2001.

LOTTER, A. F.; BIRKS, H. J. B.; HOFMANN, W.; MARCHETTO, A. Modern diatom, cladocera, chironomid and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. **Journal of Paleolimnology**, v. 19, n. 1, p. 443-463, 1998.

MALMGREN, B. A.; NORDLUND, U. Application of artificial neural networks to paleoceanographic data. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 136, p. 359-373, 1997.

McCUNE, B. E GRACE, J. B. **Analysis of ecological communities**. Oregon, USA. 2002, 300p.

MCVEIGH, C., GELL, P.; MENDES DA SILVA, E. A diatom based calibration dataset for monitoring the water quality of acid oligo-dystrophic coastal wetlands of the Atlantic Rainforest in northeastern Brazil. 42<sup>nd</sup> Congress of the Joint Australian Society of Limnology and New Zealand Society of Limnology, Warrnambool, Australia. 2003.

MCVEIGH, C., GELL, P.; MENDES DA SILVA, E. Developing an understanding of long term change through palaeolimnology: diatom-based pH reconstructions over the last 2000 years in acid oligo-dystrophic coastal lakes. 42<sup>nd</sup> Congress of the Joint Australian Society of Limnology and New Zealand Society of Limnology, Warrnambool, Australia. 2003.

MCVEIGH, C., GELL, P.; MENDES DA SILVA, E. From oligotrophic to eutrophic: detecting the limnological impacts of 500 years of Portuguese settlement in the catchment of Dique do Tororó, Salvador, Bahia, northeastern Brazil. 40<sup>th</sup> Congress of the Australian Society of Limnology, Moama, Australia. 2001.

MCVEIGH, C., GELL, P., TIBBY, J. & MENDES DA SILVA, E. A diatom-based calibration dataset for total phosphorus and pH for coastal wetlands of northeastern Brazil. 10<sup>th</sup> Congresso Brasileiro de Limnologia, Ilheus, Bahia, Brazil. 2005.

MCVEIGH, C., GELL, P. & MENDES DA SILVA, E. Late-Holocene Lake Eutrophication of Dique do Tororo, Salvador, Bahia, Northeastern Brazil. Australasian Quaternary Association Conference, Pt. Fairy, Australia. 2001.

MCVEIGH, C., TIBBY, J., GELL, P. & MENDES DA SILVA, E. Application of diatom-based total phosphorus and pH transfer functions to the palaeolimnology of two eutrophied urban lakes, Salvador, Bahia, Brazil. 10<sup>th</sup> Congresso Brasileiro de Limnologia, Ilheus, Bahia, Brazil. 2005

METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H. Tropical Diatoms of South America. **Iconographia Diatomologica**, v. 5, p. 1-695, 1998.

METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H.; GARCIA-RODRIGUEZ, FELIPE. Diatoms of Uruguay, **Iconographia Diatomologica**, v. 15, p. 1-737, 2005.

MICHIN, P. R. Montane vegetation of the Mt. Field massif, Tasmania: a test of some hypotheses about properties of community patterns. **Vegetatio**, v. 83, p. 97-110, 1989.

MORLEY, J. J. A transfer function for estimating paleoceanographic conditions based on deep-sea surface sediment distribution of radiolarian assemblages in the South Atlantic. **Quaternary Research**, v. 12, n. 3, p. 381-395, 1979.

MORO, R. S.; FÜRSTENBERGER, C. B. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas**. Ponta Grossa: Editora da Universidade Estadual de Ponta Grossa. 1997. 282p.

MOSER, K. A.; KORHOLA, A.; WECKSTRÖM, T. B.; PIENITZ, R.; SMOL, J. P.; DOUGLAS, M. S. V.; HAY, M. B. Paleohydrology inferred from diatoms in northern latitude regions. **Journal of Paleolimnology**, v. 24, p. 93-107, 2000.

MOURGUIART, Ph e CARBONEL, P. A quantitative method of palaeolake-level reconstruction using ostracod assemblages: an example from the Bolivian Altiplano. **Hydrobiologia**, v. 288, p. 183-193, 1994.

MOURGUIART, Ph; CORRÈGE, T.; WIRRMANN, D.; ARGOLLO, J.; MONTENEGRO, M. E.; POURCHET, M.; CARBONEL, P. Holocene palaeohydrology of lake Titicaca estimated from an ostracod-based transfer function. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 143, p. 51-72, 1998.

NASCIMENTO, L. R. do. **21.000 anos de registros das mudanças paleoambientais na região da Lagoa do Caçó (Maranhão-Brasil) inferidas através das diatomáceas**. Niterói,

2003. Tese (Doutorado em Geociências – Geoquímica) Universidade Federal Fluminense, 2003.

ODUM, E. P. **Fundamentals of ecology**. Filadélfia: Saunders, 1971, 574 p.

OKSANEN, J. e MINCHIN, P. R. Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? **Ecological Modelling**, v. 157, p. 119-129, 2002.

OKSANEN, J.; LÄÄRÄ, E.; HUTTUNEN, P.; MERILÄINEN, J. Estimation of pH optima and tolerances of diatoms in lake sediments by the methods of weighted averaging, least squares and maximum likelihood, and their use for the prediction of lake acidity. **Journal of Paleolimnology**, v. 1, p. 39-49, 1998.

OVERPECK, J. T.; WEBB III, T.; PRENTICE, I. C. Quantitative interpretation of fossil pollen spectra: dissimilarity coefficients and the method of modern analogs. **Quaternary Research**, v. 23, p. 87-108, 1985.

PALMER, M. D. Some measurements of near surface turbulence in the depth direction and some phytoplankton distribution implications. **Journal of Great Lakes Research**, v. 7, n. 2, p. 171-181, 1981.

PALMER, M. **Ordination methods for ecologists**. disponível em: <http://ordination.okstate.edu/> acesso em: 03/2007.

PANTLE, R., BUCK, H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse, **Gas und Wasserfach**, v. 96, p. 604-607, 1955.

PATRICK, R.; REIMER, C. W. The diatoms of the United States – exclusive of Alaska and Hawaii, Philadelphia, Livingstone. I. (Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 13) 1966, 688p.

PAYNE, R. J.; KISHABA, K.; BLACKFORD, J. J.; MITCHELL, E. A. D. Ecology of testate amoebae (Protista) in south-central Alaska peatlands: building transfer-function models for palaeoenvironmental studies. **The Holocene**, v. 16, n. 3, p. 403-414, 2006.

RACCA, J. M. J. e RACCA, R. **PaleoNet user guide. Software for building Neural Network-based paleoecological transfer function.** Université Laval. Québec, Canada, 22pp, 2005.

RACCA, J. M. J.; GREGORY-EAVES, I.; PIENITZ, R.; PRAIRIE, Y. T. Tailoring palaeolimnological diatom-based transfer functions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 61, p. 2440-2454, 2004.

RACCA, J. M. J.; PHILIBERT, A.; RACCA, R.; PRAIRIE, Y. T. A comparasion between diatom-based pH inference models using Artificial Neural Networks (ANN), Weighted Averaging (WA) and Weighted Averaging Partial Least Squares (WA-QMP) regressions. **Journal of Paleolimnology**, v. 26, p. 411-422, 2001.

REED, J. M. A diatom-conductivity transfer function for Spanish salt lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 19, n. 4, p. 399-416, 1998.

REID, M. Diatom-based models for reconstructing past water quality and productivity in New Zealand lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 33, n 1, p. 13-38, 2005.

REVIERS, B. de. **Biologia e filogenia das algas.** Rio Grande do Sul: Artmed, 2006, 280p.

REYNOLDS, C. **Ecology of phytoplankton.** Cambridge : Cambridge University Press, 535p. 2006.

REYNOLDS, C. **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge: Cambridge University Press, 535p. 1984.

RIOUAL, P.; ANDRIEU-PONEL, V.; de BEAULIEU, JACQUES-LOUIS; REILLE, M.; SVOBODOVA, H. ; BATTARBEE, R. W. Diatom responses to limnological and climatic changes at Ribains Maar (French Massif Central) during the Eemian and Early Würm. **Quaternary Science Reviews**, 2007. doi: 10.1016/j.quascirev.2007.03.009.

ROBERTS, D. e MCMINN, A. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring lakewater salinity from fossil diatom assemblages in saline lakes of the Vestfold Hills: a new tool for interpreting Holocene lake histories in Antarctica. **Journal of Paleolimnology**, v. 19, n. 2, p. 99-113, 1998.

ROSEACUTE, P.; HALL, R.; KORSMAN, T.; RENBERG, I. Diatom transfer-functions for quantifying past air temperature, pH and total organic carbon concentration from lakes in northern Sweden. **Journal of Paleolimnology**, v. 24, n. 2, p. 109-123, 2000.

ROSS, R.; COX, E. J.; KARAYEVA, N. I.; MANN, D. G.; PADDOCK, T. B. B.; SIMONSEN, R.; SIMS, P. A. An emended terminology for the silicious components of the diatom cell. **Nova Hedwigia**, v. 64, p. 513-533, 1979.

ROUND, F. E.; CROWFORD, R. M.; MANN, D. G. **The diatoms: biology and morphology of the genera**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990, 747 p.

ROUX, M. Estimation des paléoclimats d'après l'écologie des foraminifères. Cahiers de l'Analyse des Données, IV, 61-79.

SAWAI, Y.; HORTON, B. P.; NAGUMO, T. The development of a diatom-based transfer function along the Pacific coast of eastern Hokkaido, northern Japan – an aid in paleoseismic studies of the Kuril subduction zone. **Quaternary Science Reviews**, v. 23, p. 2467-2483, 2004.

SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. London: Chapman and Hall, 1998.

SCHNITCHEN, C.; CHARMAN, D. J.; MAGYARI, E.; BRAUN, M.; GRIGORSZKY, I.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; MOLNÁR, M.; SZÁNTÓ, Zs. REcosntructing hydrological variability from testate amoebae analysis in Carpathian peatlands. **Journal of Paleolimnology**, v. 36, p. 1-17, 2006.

SERHID - SECRETARIA DE ESTADO DOS RECURSOS HÍDRICOS. **Estudo de quantificação da oferta hídrica da lagoa de boqueirão**. Relatório Final. 275 p., 2001.

SERHID - SECRETARIA DE ESTADO DOS RECURSOS HÍDRICOS. Plano estadual de recursos hídricos. Relatório Síntese – HE-1358-R30-1198. 14 p., 1998.

SIFEDDINE, A.; MEYERS, P.; CORDEIRO, R. C.; ALBUQUERQUE, A. L. Middle and late Holocene climate changes in northeastern Brazil inferred from sedimentary organic matter indicators of water level variations in Lagoa do Boqueirão, Rio Grande do Norte state. Geological Society of America Abstracts with Programs, v. 37, n. 7, p. 468, 2005.



SIFEDDINE, A.; ALBUQUERQUE, A. L. S.; LEDRU, M. P.; TURCQ, B.; KNOPPERS, B.; MARTIN, L.; MELLO, W. Z. de; PASSENAU, H. ; DOMINGUEZ, J. M. L. ; CORDEIRO, R. C. A 21,000 cal years paleoclimate records in Caçó Lake, northern Brazil: evidence from sedimentary and pollen analyses. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 2952, p. 1-10, 2003.

SILVA-OLIVEIRA, A. C. C; ALBUQUERQUE, A. L. S. TURCQ, B.; SIFEDDINE, A.; CORREA, E. C. C; SOUTO, D. D.; LEAL, M. D.; ANDRADE, M. M. Reconstrução de paleotemperaturas para a região de Cabo Frio durante os 4.300 cal. A. P. através da técnica do Análogo Moderno com foraminíferos planctônicos. Submetido ao IX Congresso Brasileiro de Geoquímica.

SILVA-OLIVEIRA, A. C.; ALBUQUERQUE, A. L. S.; TURCQ, B.; SIFEDDINE, A.; CORREIA, E. C. C.; SOUTO, D. D.; LEAL, M. D.; ANDRADE, M. M. Reconstrução de paleotemperaturas para a região de Cabo Frio durante os últimos 4.300 anos cal. A. P. através da técnica do Análogo Moderno em foraminíferos planctônicos. XI Congresso Brasileiro de Geoquímica

SMOL, J. P. Paleolimnology: an important tool for effective ecosystem management. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**. v. 1, p. 49-58, 1999.

TELFORD, R. J.; BIRKS, H. J. B. The secret assumption of transfer functions: problems with spatial autocorrelation in evaluating model performance. **Quaternary Science Reviews**, v. 24, p. 2173-2179, 2005.

TER BRAAK, C. J. F. Non-linear methods for multivariate statistical calibration and their use in paleocology – a comparison of inverse ( $k$ -nearest neighbours, partial least squares and weighted averaging partial least squares) and classical approaches. **Chem. Intell. Lab. Syst.**, v. 28, p. 165-180, 1995.

TER BRAAK, C. J. F.; JUGGINS, S. Weighted averaging partial least squares regression (WA-QMP): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. **Hydrobiologia**, v. 269/270, p. 485-502, 1993.

TER BRAAK, C. J. F.; LOOMAN, C. W. N. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. **Vegetatio**, v. 65, p. 3-11, 1986.

TER BRAAK, C. J. F.; PRENTICE, I. C. A theory of gradient analysis. **Advances in Ecological Research**, v. 18, p. 271-317, 1988.

TER BRAAK, C. J. F.; VAN DAM, H. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. **Hydrobiologia**, v. 178, p. 209-223, 1989.

TER BRAAK, C. J.; SMILAUER, P. **CANOCO: reference manual and Canodraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)**. Ithaca, Nova Iorque: Microcomputer Power, 2002, 500p.

TIBBY, J. Development of a diatom-based model for inferring total phosphorus in southeastern Australian water storages. **Journal of Paleolimnology**, v. 31, n. 1, p. 23-36, 2004.

HOEK, C. V. den; MANN, D.; JAHNS, H. M. **Algae: An Introduction to Phycology**: Cambridge: Cambridge University Press, 1995, 637p.

VASKO, K.; TOIVONEN, H. T. T.; KORHOLA, A. Bayesian multinomial Gaussian response model for organism-based environmental reconstruction. **Journal of Paleolimnology**, v. 24, N. 3, p. 243-250, 2000.

VERLEYEN, E.; HODGSON, D. A.; VYVERMAN, W.; ROBERTS, D.; McMINN, A.; VANHOUTTE, K.; SABBE, K. Modelling diatom responses to climate induced fluctuations in the moisture balance in continental Antarctic lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 30, p. 195-215, 2003.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277p. 494-499, 1997.

VYVERMAN, W. e SABBE, K. Diatom-temperature transfer functions based on the altitudinal zonation of diatom assemblages in Papua New Guinea: a possible tool in the reconstruction of regional palaeoclimatic changes. **Journal of Paleolimnology**, v. 13, n. 1, p. 65-77, 1995.

WIKIPEDIA. Disponível em: <http://www.wikipedia.org/> acesso em: 03/2007.

WILMSHURST, J. M.; WISER, S. K.; CHARMAN, D. J. Reconstructing Holocene water tables in New Zealand using testate amoebae: differential preservation of tests and implications for the use of transfer functions. **The Holocene**, v. 13, n. 1, p. 61-72, 2003.

WILSON, S. E.; CUMMING, B. F.; SMOL, P. Assessing the reliability of salinity inference models from diatom assemblages: an examination of a 219-lake data set from western North America. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, p. 1580-1594, 1996.

WOLIN, J. A.; DUTHIE, H. C. Diatoms as indicators of water level change in freshwater lakes. In: Stoermer, E. F.; Smol, J. P. **The diatoms: applications for the environmental and Earth sciences**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 183-202.

WOODLAND, W. A.; CHARMAN, D. J.; SIMS, P. C. Quantitative estimates of water tables and soil moisture in Holocene peatlands from testate amoebae. **The Holocene**, v. 8, n. 3, p. 261-273, 1998.

YANG, J-R.; DUTHIE, H. C. Regression and weighted averaging models relating surficial sedimentary diatom assemblages to water depth in Lake Ontario. **Journal of Great Lakes Research**, v. 21, n. 1, p. 84-94, 1995.

YANG, X.; KAMENIK, C.; SCHMIDT, R.; WANG, S. Diatom-based conductivity and water-level inference models from eastern Tibetan (Qinghai-Xizang) plateau lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 30, p. 01-19, 2003.

ZONG, Y.; HORTON, B. P. Diatom-based tidal-level transfer function as an aid in reconstructing Quaternary history of sea-level movements in the UK. **Journal of Quaternary Science**, v. 14, n. 2, p. 153-167, 1999.

## 9. Anexos

9.1 Dicas para a construção de uma função de transferência.....	173
9.2 Matrizes utilizadas no trabalho.....	174
9.3 Tabelas com os resultados dos modelos gerados.....	187
9.4 Algoritmos dos métodos.....	204
9.5 Lista de espécies.....	206

**Dicas para a construção de uma função de transferência.**

1. Conheça a ecologia do organismo em estudo, pois de nada adianta pretender modelar uma variável ambiental para a qual o organismo em estudo não responde;
2. Construa o seu banco de amostras ao longo do maior gradiente possível da variável ambiental que se pretende modelar. Quanto mais semelhantes forem os ecossistemas melhor;
3. Meça as demais variáveis ambientais que podem influenciar o organismo em estudo;
4. Colete mais de uma amostra por sistema aquático, para não correr o risco de coletar uma amostra onde a assembléia do organismo em estudo não se preservou;
5. Considere como o principal parâmetro de avaliação da eficiência do seu modelo o erro da validação cruzada;
6. Exclua as espécies raras;
7. Avalie se a transformação dos dados das espécies e das variáveis ambientais melhoram a eficiência do seu modelo;
8. Utilize os métodos disponíveis, de acordo com o tipo de resposta das suas espécies.

Tabela 4.3. Matriz com as 34 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.

	Acexigum	Alanceo	Amcopula	Anserian	Ansphe	Coplac	Cripampe	Cymeneg	Cyminpse	Emnesia	Ecy	Euococ	Eumaior	Eumonod	Euodebr	Eusp2	Friepto	Gogracil	Goparvu	Masmilac	Nacrypt	Niamphi	Nipalea	Niscala	Piborea	Platev	Pivimin	Pigastru	Rhinuscu	Sepupula	Siphoen	Sspimat	Syulina	Indet 1	
p001	60.5	0.0	0.0	4.1	0.0	12.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	75.0	0.0	0.0	0.0	70.9	0.0	0.0	0.2	0.0	9.2	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	
p004	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	2.5	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	1.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0		
p005	0.0	0.0	2.9	1.8	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	2.0	6.0	0.0	0.0	0.0	4.2	99.2	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	
p012	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.2	12.5	18.3	0.0	60.0	0.3	75.0	0.0	0.0	0.0	6.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	60.0	
p013	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	2.0	1.9	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	1.0	3.4	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0		
p014	2.6	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.6	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	12.5	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.3	0.7	3.1	60.0	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
p017	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.7	0.2	0.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
p021	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.0	0.6	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.2	0.0	1.6	20.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0		
p024	0.0	0.0	0.0	7.1	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0	0.2	0.0	5.8	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0		
p028	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	4.7	0.0	20.0	2.4	25.0	0.0	0.7	0.0	3.5	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0		
p029	0.0	0.0	7.6	0.0	0.0	0.0	1.9	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.7	0.2	0.0	9.4	0.0	17.3	4.2	0.0	0.0	0.0	22.2	0.0	0.0	0.0	
p030	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	1.6	0.0	9.6	0.0	0.0	0.4	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	
p032	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p033	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	1.2	1.5	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	1.2	0.0	0.4	2.7	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.2	0.0	20.0	0.0	
p034	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	3.4	1.6	0.0	7.7	0.0	0.0	0.4	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	
p035	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	1.6	0.0	1.9	4.2	0.0	0.0	0.9	0.0	0.1	0.0	0.0	
p036	0.0	0.0	12.6	0.0	0.0	0.0	0.6	3.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.4	0.5	0.0	1.6	0.0	21.2	20.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p037	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.2	0.0	1.6	0.0	11.5	16.7	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	
p038	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	87.7	0.0	11.2	100.0	0.0	0.6	0.0	100.0	0.2	0.0	17.2	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p039	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p040	0.0	0.0	3.4	0.0	3.0	0.0	1.9	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p042	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.8	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.3	0.0	1.2	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	
p046	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	6.2	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.5	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	5.6	0.1	0.0	0.0	0.0	
p047	0.0	0.0	1.3	1.2	0.0	0.0	4.3	2.3	0.0	1.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	1.4	0.7	2.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	
p048	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	4.3	0.8	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.1	0.0	1.6	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p049	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	7.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.2	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	16.7	0.0	0.0	0.0	0.0	
p050	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	60.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.2	0.7	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p051	0.0	0.0	0.4	1.2	6.1	0.0	6.8	0.8	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	1.3	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	5.6	0.2	0.0	0.0	0.0	
p052	0.0	0.0	0.8	1.2	3.0	0.0	1.2	0.8	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.4	4.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	
p054	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	1.5	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.1	0.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p055	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	3.0	1.2	0.8	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	1.1	2.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	
p056	0.0	0.0	0.4	9.5	0.0	0.0	2.5	3.1	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	4.2	0.0	2.3	14.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	
p057	0.0	0.0	0.4	1.2	9.1	0.0	1.2	2.3	0.0	1.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.3	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p058	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.1	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p059	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	1.2	0.8	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.6	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	1.7	5.6	0.1	0.0	0.0	0.0
p060	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p061	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	2.3	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.7	0.4	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabela 4.3. Matriz com as 34 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos (continuação).

	Acexigum	Aclanceo	Ancopula	Anserian	Ansphae	Coplace	Cirpampe	Cymeneg	Cymynpse	Emnesia	Ecy	Eucocci	Eumaior	Eumonod	Euodebr	Eusp2	Filepto	Gogracl	Goparvu	Masmilac	Nacrypt	Niamphi	Nipalea	Niscalta	Piborea	Pilatev	Pvirmin	Pigastru	Rimuscu	Sepupula	Siphoen	Sspinat	Syulna
p063	0.0	0.0	0.4	4.1	3.0	0.0	1.2	0.8	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	3.8	0.0	2.2	8.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.2	0.0	
p064	0.0	0.0	1.7	3.6	6.1	1.0	1.2	0.8	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.9	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.5	0.0	0.3	10.0	
p065	0.0	0.0	0.4	39.1	6.1	0.0	5.0	11.5	0.0	15.7	28.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	3.1	32.7	7.4	2.7	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	4.3	5.6	0.0	16.7	
p066	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.6	1.5	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.4	0.0	0.4	1.3	4.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.3	6.7	
p069	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p071	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	3.1	2.3	0.0	5.9	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.3	0.0	1.6	0.0	3.8	4.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	
p073	0.0	0.0	0.0	5.9	12.1	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	2.7	0.7	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.2	3.3	
p075	0.0	0.0	1.3	0.6	0.0	0.0	0.6	2.3	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	1.7	0.0	0.1	4.7	3.1	0.0	0.0	4.2	0.0	0.4	11.1	0.5	0.0	
p076	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	1.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	2.5	2.0	0.7	4.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	5.6	0.5	0.0	
p078	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.6	1.5	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.2	0.7	0.3	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	
p080	0.0	0.0	1.3	3.0	3.0	0.0	0.0	7.7	0.0	22.5	18.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	3.5	13.6	2.0	4.7	3.1	0.0	0.0	4.2	0.0	3.5	0.0	0.2	0.0	
081	0.0	0.0	0.4	2.4	3.0	0.0	0.0	1.5	0.0	1.0	0.9	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.9	2.0	0.7	0.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.4	3.3		
p082	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	1.5	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
p084	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.6	3.8	0.0	7.8	32.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	25.2	0.2	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.2	6.7	
p085	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	2.5	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.2	2.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	
p086	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	2.0	1.4	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.9	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	1.7	0.0	0.9	6.7	
p087	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.4	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.3	0.0	0.0	
p088	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	6.8	5.4	0.0	3.9	1.8	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	14.3	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	20.8	0.0	4.8	11.1	0.0	30.0	
p089	0.0	0.0	8.8	0.0	3.0	0.0	6.2	1.5	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.3	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	6.1	0.0	0.2	0.0	0.0	
p090	0.0	0.0	2.9	3.0	0.0	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	2.6	1.3	1.6	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	4.3	3.3		
p091	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	3.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	
p092	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	
p093	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.6	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	5.6	1.4	0.0	0.0	
p094	0.0	0.0	6.7	1.8	12.1	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.7	1.0	0.7	3.1	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	12.9	0.0	0.0	
p095	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	15.3	0.0	0.0	
p096	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	
p097	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	
p098	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	
p099	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	
p100	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	3.3	0.0	
p101	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	
p102	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	
p103	36.8	100.0	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	
p104	0.0	0.0	0.4	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	21.3	0.0	0.0	0.0	

Tabela 4.4. Matriz com as 24 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.

	Acexigum	Aclanceo	Amcopula	Anserian	Coplace	Crpampe	Cymeneg	Enmesia	Ecy	Eucocci	Eumonod	Euodebr	Eusp2	Frlepto	Masmilac	Nacrypt	Niamphi	Nipalea	Platev	Pivirmin	Plgastru	Sepupula	Sspinnat	Syulna
p001	60.5	0.0	0.0	4.1	12.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	70.9	0.2	0.0	9.2	2.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0
p004	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	2.5	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	1.0	1.3	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0
p005	0.0	0.0	2.9	1.8	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	2.0	6.0	0.0	4.2	99.2	0.9	0.0	0.0
p012	0.0	0.0	0.0	0.6	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.2	18.3	0.0	60.0	0.3	0.0	0.0	6.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p013	0.0	0.0	2.5	0.0	2.0	1.9	0.8	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	1.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
p014	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	2.3	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.3	0.7	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p017	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	1.5	0.7	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p021	0.0	0.0	0.8	0.0	1.0	0.6	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0
p024	0.0	0.0	0.0	7.1	0.0	0.6	0.0	0.0	1.4	0.0	0.6	0.0	0.0	7.4	0.2	0.0	5.8	2.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
p028	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.5	4.7	0.0	20.0	2.4	0.7	0.0	3.5	4.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0
p029	0.0	0.0	7.6	0.0	0.0	1.9	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.7	0.2	0.0	17.3	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0
p030	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	9.6	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
p032	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	2.1	0.0	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p033	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	1.2	1.5	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	1.2	0.0	0.4	2.7	0.0	0.0	0.0	1.3	0.2	0.0
p034	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	3.4	7.7	0.0	0.0	0.4	0.1	0.0
p035	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.6	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	1.9	4.2	0.0	0.9	0.1	0.0
p036	0.0	0.0	12.6	0.0	0.0	0.6	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.4	0.5	0.0	21.2	20.8	0.0	0.0	0.0	0.0
p037	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.2	0.0	11.5	16.7	0.0	0.4	0.0	0.0
p038	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	87.7	11.2	100.0	0.0	0.6	0.2	0.0	17.2	2.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
p039	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p040	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	1.9	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p042	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.8	0.0	0.5	0.0	0.6	0.0	0.0	0.3	1.3	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
p046	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	6.2	0.8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.1	0.0
p047	0.0	0.0	1.3	1.2	0.0	4.3	2.3	1.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	1.4	0.7	2.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	10.0
p048	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	4.3	0.8	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p049	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	7.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0
p050	0.0	0.0	0.0	0.6	60.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.9	0.2	0.7	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
p051	0.0	0.0	0.4	1.2	0.0	6.8	0.8	2.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.6	1.3	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	0.2	0.0
p052	0.0	0.0	0.8	1.2	0.0	1.2	0.8	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.4	4.7	0.0	0.0	0.0	0.4	0.1	0.0
p054	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	1.5	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.1	0.7	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
p055	0.0	0.0	0.0	1.2	3.0	1.2	0.8	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	1.1	2.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.2	0.0
p056	0.0	0.0	0.4	9.5	0.0	2.5	3.1	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	4.2	0.0	2.3	14.8	0.0	0.0	0.0	6.1	0.1	0.0
p057	0.0	0.0	0.4	1.2	0.0	1.2	2.3	1.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0
p058	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.1	1.3	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0
p059	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.8	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.8	1.7	0.1	0.0
p060	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
p061	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	2.3	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.7	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0



Tabela 4.4. Matriz com as 24 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos (continuação).

	Acexigum	Aclanceo	Amcopula	Ansertian	Coplace	Crpampe	Cymeneg	Enmesia	Ecy	Eucocci	Eumonod	Euodebr	Eusp2	Friepto	Masmilac	Nacrypt	Niamphi	Nipalea	Platev	Pivirmin	Pigastru	Sepupula	Sspimmat	Syulna
p062	0.0	0.0	0.8	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	6.7	2.7	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0
p063	0.0	0.0	0.4	4.1	0.0	1.2	0.8	3.9	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	0.3	3.8	0.0	2.2	8.1	0.0	0.0	0.0	1.3	0.2	0.0
p064	0.0	0.0	1.7	3.6	1.0	1.2	0.8	2.9	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.9	6.0	0.0	0.0	0.0	19.5	0.3	10.0
p065	0.0	0.0	0.4	39.1	0.0	5.0	11.5	15.7	28.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	3.1	32.7	7.4	2.7	0.0	16.7	0.0	4.3	0.0	16.7
p066	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.6	1.5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.4	0.0	0.4	1.3	0.0	0.0	0.0	0.9	0.3	6.7
p069	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p071	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	3.1	2.3	5.9	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.3	0.0	3.8	4.2	0.0	0.0	0.1	0.0
p073	0.0	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	0.8	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	2.7	0.7	0.7	0.0	0.0	0.0	3.9	0.2	3.3
p075	0.0	0.0	1.3	0.6	0.0	0.6	2.3	0.0	2.7	0.0	1.2	0.0	0.0	0.6	1.7	0.0	0.1	4.7	0.0	4.2	0.0	0.4	0.5	0.0
p076	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	1.5	1.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	2.5	2.0	0.7	4.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.5	0.0
p078	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	1.5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.2	0.7	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0
p080	0.0	0.0	1.3	3.0	0.0	0.0	7.7	22.5	18.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	3.5	13.6	2.0	4.7	0.0	4.2	0.0	3.5	0.2	0.0
p081	0.0	0.0	0.4	2.4	0.0	0.0	1.5	1.0	0.9	0.0	3.0	0.0	0.0	0.3	1.9	2.0	0.7	0.7	0.0	0.0	0.0	0.9	0.4	3.3
p082	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.1	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p084	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	3.8	7.8	32.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	25.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.2	6.7
p085	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	2.5	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.2	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0
p086	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.8	2.0	1.4	0.0	1.2	0.0	0.0	0.6	0.9	0.0	0.8	0.0	1.9	0.0	0.0	1.7	0.9	6.7
p087	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.4	1.3	0.0	0.0	0.0	2.6	0.3	0.0
p088	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	6.8	5.4	3.9	1.8	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.3	14.3	0.0	0.0	0.0	20.8	0.0	4.8	0.0	30.0
p089	0.0	0.0	8.8	0.0	0.0	6.2	1.5	1.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	0.2	0.0
p090	0.0	0.0	2.9	3.0	0.0	0.6	0.8	0.0	2.7	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	2.6	1.3	0.0	0.0	0.0	1.3	4.3	3.3
p091	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	3.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
p092	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0
p093	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	2.3	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0
p094	0.0	0.0	6.7	1.8	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.5	0.7	1.0	0.7	0.0	0.0	0.0	2.2	12.9	0.0
p095	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	15.3	0.0
p096	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0
p097	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	0.0
p098	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0
p099	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0
p100	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	3.3	
p101	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.4	0.0
p102	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0
p103	36.8	100.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0
p104	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.3	0.0

Tabela 4.5. Matriz com as 15 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.

	Acexigum	Aclanceo	Amcópula	Anserian	Coplacé	Ecy	Eucocci	Eumonod	Frlepto	Masmilac	Nacrypt	Niamphi	Plgastru	Sepupula	Sspinnat
p001	60.5	0.0	0.0	4.1	12.0	0.0	0.0	0.0	70.9	0.2	0.0	9.2	0.0	1.7	0.0
p004	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	1.0	0.0	2.2	0.0
p005	0.0	0.0	2.9	1.8	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.7	0.0	2.0	99.2	0.9	0.0
p012	0.0	0.0	0.0	0.6	1.0	0.0	9.2	18.3	0.3	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0
p013	0.0	0.0	2.5	0.0	2.0	0.0	0.0	0.6	0.0	1.2	0.0	1.0	0.0	0.4	0.0
p014	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	1.4	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0
p017	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.7	0.2	0.0	0.0	0.0
p021	0.0	0.0	0.8	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.2	0.0	0.9	0.0
p024	0.0	0.0	0.0	7.1	0.0	1.4	0.0	0.6	7.4	0.2	0.0	5.8	0.0	0.4	0.0
p028	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	1.5	4.7	2.4	0.7	0.0	3.5	0.0	1.7	0.0
p029	0.0	0.0	7.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.7	0.2	0.0	0.0	0.0
p030	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0
p032	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0
p033	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	1.2	0.0	0.4	0.0	1.3	0.2
p034	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	0.4	0.1
p035	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	0.9	0.1
p036	0.0	0.0	12.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.4	0.5	0.0	0.0	0.0
p037	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0
p038	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	87.7	11.2	0.6	0.2	0.0	17.2	0.0	0.4	0.0
p039	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p040	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p042	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.6	0.3	1.3	0.0	1.2	0.0	0.0	0.1
p046	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	1.9	0.0	0.5	0.0	0.4	0.1
p047	0.0	0.0	1.3	1.2	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	1.1	1.4	0.7	0.0	1.3	0.0
p048	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
p049	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.2	0.0	2.2	0.0
p050	0.0	0.0	0.0	0.6	60.0	0.0	0.0	3.0	0.9	0.2	0.7	4.3	0.0	0.4	0.0
p051	0.0	0.0	0.4	1.2	0.0	0.0	0.0	0.6	0.6	1.3	0.0	1.8	0.0	5.2	0.2
p052	0.0	0.0	0.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.4	0.0	0.4	0.1
p054	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.1	0.0	0.4	0.0
p055	0.0	0.0	0.0	1.2	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	1.1	0.0	1.7	0.2
p056	0.0	0.0	0.4	9.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	4.2	0.0	2.3	0.0	6.1	0.1
p057	0.0	0.0	0.4	1.2	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	1.6	0.0	0.3	0.0	7.4	0.0
p058	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.1	0.0	0.9	0.0
p059	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.6	0.8	1.7	0.1
p060	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.3	0.0	0.4	0.0
p061	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	1.4	0.7	0.4	0.0	0.0	0.1
p062	0.0	0.0	0.8	1.8	0.0	0.0	0.0	42.0	0.0	0.2	0.0	6.7	0.0	2.2	0.0

Tabela 4.5. Matriz com as 15 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos (continuação).

	Acexigu m	Aclance o	Amcopia ula	Anseria n	Coplac e	Ecy	Eucocci	Eumon od	Frlepto	Masmil ac	Nacrypt	Niamph i	Plgastr u	Sepupu la	Sspinn at
p063	0.0	0.0	0.4	4.1	0.0	0.0	0.0	4.1	0.3	3.8	0.0	2.2	0.0	1.3	0.2
p064	0.0	0.0	1.7	3.6	1.0	0.0	0.0	0.6	0.0	2.7	0.0	0.9	0.0	19.5	0.3
p065	0.0	0.0	0.4	39.1	0.0	28.8	0.0	0.0	0.6	3.1	32.7	7.4	0.0	4.3	0.0
p066	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.4	0.0	0.4	0.0	0.9	0.3
p069	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p071	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1
p073	0.0	0.0	0.0	5.9	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.9	2.7	0.7	0.0	3.9	0.2
p075	0.0	0.0	1.3	0.6	0.0	2.7	0.0	1.2	0.6	1.7	0.0	0.1	0.0	0.4	0.5
p076	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.3	2.5	2.0	0.7	0.0	2.2	0.5
p078	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.2	0.7	0.3	0.0	0.0	0.3
p080	0.0	0.0	1.3	3.0	0.0	18.9	0.0	0.0	0.3	3.5	13.6	2.0	0.0	3.5	0.2
p081	0.0	0.0	0.4	2.4	0.0	0.9	0.0	3.0	0.3	1.9	2.0	0.7	0.0	0.9	0.4
p082	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
p084	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	32.9	0.0	0.0	0.0	1.6	25.2	0.2	0.0	1.3	0.2
p085	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.8
p086	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.4	0.0	1.2	0.6	0.9	0.0	0.8	0.0	1.7	0.9
p087	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.4	0.0	2.6	0.3
p088	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	1.8	0.0	0.6	0.0	1.3	14.3	0.0	0.0	4.8	0.0
p089	0.0	0.0	8.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	2.4	0.0	0.3	0.0	6.1	0.2
p090	0.0	0.0	2.9	3.0	0.0	2.7	0.0	1.8	0.0	0.3	0.0	2.6	0.0	1.3	4.3
p091	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
p092	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.3	0.0	0.0	2.9
p093	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.6	0.0	0.0	1.4
p094	0.0	0.0	6.7	1.8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.5	0.7	1.0	0.0	2.2	12.9
p095	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.4	15.3
p096	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5
p097	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5
p098	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5
p099	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9
p100	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	4.3
p101	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	3.4
p102	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2
p103	36.8	100.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	1.0
p104	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	21.3

Tabela 4.6. Matriz com as 14 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.

	Acexigum	Aclanceo	Amcópula	Coplacé	Ecy	Eucocci	Eumonod	Friépto	Masmilac	Nacrypt	Niamphi	Plgastru	Sepupula	Sspinnat
p001	60.5	0.0	0.0	12.0	0.0	0.0	0.0	70.9	0.2	0.0	9.2	0.0	1.7	0.0
p004	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	1.0	0.0	2.2	0.0
p005	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.7	0.0	2.0	99.2	0.9	0.0
p012	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	9.2	18.3	0.3	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0
p013	0.0	0.0	2.5	2.0	0.0	0.0	0.6	0.0	1.2	0.0	1.0	0.0	0.4	0.0
p014	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	1.4	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0
p017	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.7	0.2	0.0	0.0	0.0
p021	0.0	0.0	0.8	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.2	0.0	0.9	0.0
p024	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.6	7.4	0.2	0.0	5.8	0.0	0.4	0.0
p028	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	4.7	2.4	0.7	0.0	3.5	0.0	1.7	0.0
p029	0.0	0.0	7.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.7	0.2	0.0	0.0	0.0
p030	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0
p032	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0
p033	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	1.2	0.0	0.4	0.0	1.3	0.2
p034	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	0.4	0.1
p035	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.2	0.0	0.9	0.1
p036	0.0	0.0	12.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.4	0.5	0.0	0.0	0.0
p037	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0
p038	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	87.7	11.2	0.6	0.2	0.0	17.2	0.0	0.4	0.0
p039	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p040	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p042	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.6	0.3	1.3	0.0	1.2	0.0	0.0	0.1
p046	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	1.9	0.0	0.5	0.0	0.4	0.1
p047	0.0	0.0	1.3	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	1.1	1.4	0.7	0.0	1.3	0.0
p048	0.0	0.0	2.5	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
p049	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.2	0.0	2.2	0.0
p050	0.0	0.0	0.0	60.0	0.0	0.0	3.0	0.9	0.2	0.7	4.3	0.0	0.4	0.0
p051	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.6	0.6	1.3	0.0	1.8	0.0	5.2	0.2
p052	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.4	0.0	0.4	0.1
p054	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.1	0.0	0.4	0.0
p055	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	1.1	0.0	1.7	0.2
p056	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	4.2	0.0	2.3	0.0	6.1	0.1
p057	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	1.6	0.0	0.3	0.0	7.4	0.0
p058	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.1	0.0	0.9	0.0
p059	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.6	0.8	1.7	0.1
p060	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.3	0.0	0.4	0.0
p061	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	1.4	0.7	0.4	0.0	0.0	0.1

Tabela 4.6. Matriz com as 14 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos (continuação).

	Acexigum	Aclanceo	Amcopula	Coplance	Ecy	Eucocci	Eumonod	Frilepto	Masmilac	Nacrypt	Niamphi	Pligastru	Sepupula	Sspinnat
p062	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	42.0	0.0	0.2	0.0	6.7	0.0	2.2	0.0
p063	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	4.1	0.3	3.8	0.0	2.2	0.0	1.3	0.2
p064	0.0	0.0	1.7	1.0	0.0	0.0	0.6	0.0	2.7	0.0	0.9	0.0	19.5	0.3
p065	0.0	0.0	0.4	0.0	28.8	0.0	0.0	0.6	3.1	32.7	7.4	0.0	4.3	0.0
p066	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.4	0.0	0.4	0.0	0.9	0.3
p069	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
p071	0.0	0.0	2.9	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1
p073	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.9	2.7	0.7	0.0	3.9	0.2
p075	0.0	0.0	1.3	0.0	2.7	0.0	1.2	0.6	1.7	0.0	0.1	0.0	0.4	0.5
p076	0.0	0.0	0.4	0.0	1.8	0.0	0.0	0.3	2.5	2.0	0.7	0.0	2.2	0.5
p078	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.2	0.7	0.3	0.0	0.0	0.3
p080	0.0	0.0	1.3	0.0	18.9	0.0	0.0	0.3	3.5	13.6	2.0	0.0	3.5	0.2
p081	0.0	0.0	0.4	0.0	0.9	0.0	3.0	0.3	1.9	2.0	0.7	0.0	0.9	0.4
p082	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
p084	0.0	0.0	0.0	0.0	32.9	0.0	0.0	0.0	1.6	25.2	0.2	0.0	1.3	0.2
p085	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.8
p086	0.0	0.0	0.8	0.0	1.4	0.0	1.2	0.6	0.9	0.0	0.8	0.0	1.7	0.9
p087	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.4	0.0	2.6	0.3
p088	0.0	0.0	3.4	0.0	1.8	0.0	0.6	0.0	1.3	14.3	0.0	0.0	4.8	0.0
p089	0.0	0.0	8.8	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	2.4	0.0	0.3	0.0	6.1	0.2
p090	0.0	0.0	2.9	0.0	2.7	0.0	1.8	0.0	0.3	0.0	2.6	0.0	1.3	4.3
p091	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
p092	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.3	0.0	0.0	2.9
p093	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.6	0.0	0.0	1.4
p094	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.5	0.7	1.0	0.0	2.2	12.9
p095	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.4	15.3
p096	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5
p097	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5
p098	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5
p099	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9
p100	0.0	0.0	0.8	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	4.3
p101	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	3.4
p102	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2
p103	36.8	####	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	1.0
p104	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	21.3

*Tabela 4.7. Matriz com as 5 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.*

	Eumonod	Frlepto	Masmilac	Niamphi	Sspinnat
1	4.7	1.8	31.3	38.6	10.0
2	0.2	5.7	8.9	7.7	73.5
3	0.2	0.1	28.7	1.8	66.7
4	0.1	0.0	20.5	2.6	70.2
5	0.2	0.2	69.6	6.7	10.7
6	0.0	0.1	81.9	3.5	7.5
7	0.1	0.1	85.1	2.8	3.0
8	0.1	0.1	79.7	4.6	5.3
9	0.5	12.3	9.3	66.2	1.5
10	0.5	0.0	87.0	3.4	0.0

Tabela 4.8. Matriz com as 22 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.

	Acexigum	Ancopula	Anserian	Anspae	Coplac	Cpampe	Cymeneg	Enmesia	Ecy	Eucocci	Eumaior	Eumonod	Frlepto	Nacrypt	Niamphi	Nipalea	Niscal	Piborea	Pilatev	Pigastru	Sepupula	Stphoen
1	0.8	0.6	1.4	0.2	4.8	0.5	0.8	0.2	0.7	3.8	0.1	8.0	3.0	0.4	65.7	1.4	0.2	0.1	0.1	0.0	1.8	0.0
2	3.1	3.5	2.6	0.7	1.6	0.3	0.5	0.5	1.3	0.0	0.8	1.3	32.4	0.5	43.4	1.1	0.8	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0
3	0.0	1.8	5.4	4.8	0.0	6.0	3.0	3.0	0.0	0.6	0.0	4.2	1.2	0.6	39.8	9.0	2.4	0.0	0.0	0.0	15.7	0.0
4	0.0	5.0	9.4	0.9	0.1	3.8	3.1	3.7	17.9	0.0	0.0	0.7	0.5	11.1	27.8	2.2	0.8	0.0	0.0	0.0	9.5	0.1
5	0.0	5.1	1.5	0.6	0.0	9.1	5.5	6.3	9.9	0.0	0.0	1.1	0.8	8.6	34.1	1.9	1.7	0.0	0.0	0.0	7.8	1.1
6	0.0	2.6	2.6	0.0	0.0	21.1	6.6	2.6	1.3	0.0	0.0	0.0	1.3	1.3	32.9	2.6	6.6	0.0	0.0	0.0	9.2	3.9
7	0.0	19.1	4.5	0.7	0.0	6.1	7.4	4.3	1.8	0.0	0.0	0.4	0.9	0.7	23.5	8.1	2.9	0.2	7.8	0.0	4.0	1.3
8	0.0	9.5	0.9	0.4	0.9	4.4	3.0	1.9	0.8	0.0	0.0	0.4	0.9	0.9	30.9	6.4	3.2	0.0	1.9	25.2	4.5	0.6
9	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.5	13.7	0.0	74.2	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0
10	3.7	0.0	0.0	3.7	0.0	3.7	11.1	0.0	0.0	0.0	3.7	3.7	0.0	0.0	25.9	3.7	7.4	11.1	22.2	0.0	0.0	0.0

Tabela 4.9. Matriz com as 25 espécies de diatomáceas utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.

	Acexigum	Aclanceo	Arcopula	Anserian	Ansphae	Augranu	Coplace	Crpampe	Cymeneg	Enmesia	Ecy	Eucocci	Eumaior	Eumonod	Euodebr	Frlepto	Nacrypt	Nipalea	Niscala	Piborea	Pilatev	Pigastru	Sepupula	Sphoen	Syulina
1	2.4	3.6	1.7	4.0	0.7	0.0	14.1	1.6	2.4	0.7	2.1	11.0	0.2	23.4	3.8	8.8	1.2	4.1	0.5	0.2	0.2	0.0	5.3	0.0	1.0
2	5.5	0.0	6.2	4.5	1.2	3.6	2.9	0.5	1.0	1.0	2.4	0.0	1.4	2.4	0.0	57.2	1.0	1.9	1.4	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.7
3	0.0	0.0	3.0	9.0	8.0	0.0	0.0	10.0	5.0	5.0	0.0	1.0	0.0	7.0	0.0	2.0	1.0	15.0	4.0	0.0	0.0	0.0	26.0	0.0	0.0
4	0.0	0.0	6.9	13.0	1.3	0.4	0.2	5.3	4.3	5.1	24.8	0.0	0.0	0.9	0.0	0.7	15.4	3.1	1.1	0.0	0.0	0.0	13.2	0.2	1.8
5	0.0	0.0	7.7	2.2	1.0	0.0	0.0	13.7	8.3	9.6	15.0	0.0	0.0	1.6	0.0	1.3	13.1	2.9	2.6	0.0	0.0	0.0	11.8	1.6	2.9
6	0.0	0.0	3.9	3.9	0.0	0.0	0.0	31.4	9.8	3.9	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	2.0	3.9	9.8	0.0	0.0	0.0	13.7	5.9	3.9
7	0.0	0.0	24.9	5.9	0.9	0.0	0.0	7.9	9.7	5.6	2.3	0.0	0.0	0.6	0.0	1.2	0.9	10.6	3.8	0.3	10.3	0.0	5.3	1.8	0.0
8	0.0	0.0	13.7	1.4	0.5	0.5	1.4	6.3	4.4	2.7	1.1	0.0	0.0	0.5	0.0	1.4	1.4	9.3	4.7	0.0	2.7	36.4	6.6	0.8	0.0
9	0.0	0.0	0.0	25.5	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	6.4	0.0	0.0	2.1	0.0	53.2	0.0	6.4	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0
10	5.0	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	5.0	15.0	0.0	0.0	0.0	5.0	5.0	0.0	0.0	0.0	5.0	10.0	15.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0



Tabela 4.10. Variáveis ambientais utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos.

	Profundidade (m)	Macrófitas	Sedimento	Rocha	Areia grossa (%)	Areia fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	pH	Condutividade (ms/cm)	Oxi. Dissolvido (mg/L)	Temperatura (°C)
p001	1.7	0.0	1.0	0.0	86.8	12.5	0.1	0.6	6.4	0.4	6.9	29.9
p004	4.2	0.0	1.0	0.0	0.0	9.8	87.2	3.0	7.2	0.4	7.2	28.4
p005	7.8	0.0	1.0	0.0	12.1	23.1	59.3	5.5	7.0	0.4	5.1	27.8
p012	1.0	0.0	0.0	1.0	66.1	32.8	1.1	0.0	5.9	0.4	7.0	28.4
p013	8.0	0.0	1.0	0.0	12.0	46.3	41.7	0.0	6.5	0.4	5.9	27.8
p014	9.2	0.0	1.0	0.0	0.0	0.7	83.7	15.6	5.7	0.4	4.8	27.6
p017	7.2	0.0	1.0	0.0	0.0	4.5	81.4	14.1	6.3	0.4	4.5	27.8
p021	1.0	0.0	1.0	0.0	27.6	49.1	21.4	1.9	7.7	0.4	6.7	28.4
p024	9.0	0.0	1.0	0.0	0.0	5.2	80.2	14.6	6.4	0.4	5.6	27.9
p028	1.0	0.0	0.0	1.0	8.6	17.7	69.0	4.7	6.2	0.4	6.1	28.5
p029	6.8	0.0	1.0	0.0	0.0	3.2	87.6	9.2	5.4	0.4	4.7	27.4
p030	7.8	0.0	1.0	0.0	0.0	0.1	87.0	13.0	6.1	0.4	5.6	27.9
p032	0.5	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	46.6	53.4	7.4	0.4	7.2	29.0
p033	7.5	0.0	1.0	0.0	0.0	0.1	84.7	15.2	6.9	0.4	5.9	28.0
p034	7.2	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	79.1	20.9	6.5	0.4	6.0	28.0
p035	7.2	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	83.5	16.5	6.2	0.4	6.0	28.0
p036	6.8	0.0	1.0	0.0	0.0	6.8	85.6	7.7	7.2	0.4	6.5	28.2
p037	6.3	0.0	1.0	0.0	0.0	0.1	86.7	13.2	7.5	0.4	6.4	28.4
p038	0.5	0.0	1.0	0.0	69.5	26.4	2.3	1.8	7.4	0.4	6.4	29.6
p039	7.1	0.0	1.0	0.0	0.0	6.9	85.6	7.5	6.9	0.3	6.3	28.1
p040	6.3	0.0	1.0	0.0	0.0	3.9	89.5	6.6	7.2	0.4	6.3	28.2
p042	4.2	0.0	1.0	0.0	0.0	3.6	90.0	6.4	7.7	0.4	7.1	29.0
p046	5.0	0.0	1.0	0.0	12.7	9.4	72.4	5.5	7.4	0.4	6.7	28.3
p047	1.0	0.0	1.0	0.0	10.9	23.2	62.0	3.9	7.4	0.4	6.2	28.9
p048	6.3	0.0	1.0	0.0	0.0	3.9	83.2	13.0	7.4	0.4	6.6	28.2
p049	5.6	0.0	1.0	0.0	0.0	5.1	84.5	10.4	7.3	0.4	7.3	28.4
p050	1.0	0.0	0.0	1.0	69.3	19.3	9.8	1.6	7.4	0.4	6.7	29.2
p051	4.2	0.0	1.0	0.0	6.7	16.0	72.2	5.1	6.7	0.4	5.7	28.3
p052	6.3	0.0	1.0	0.0	0.0	3.4	87.4	9.2	6.7	0.4	6.2	28.3
p054	7.4	0.0	1.0	0.0	0.0	0.1	82.5	17.4	7.0	0.4	5.9	28.2
p055	6.5	0.0	1.0	0.0	11.7	15.2	68.6	4.5	7.3	0.4	5.3	28.2
p056	2.6	0.0	1.0	0.0	37.6	28.9	32.1	1.4	7.2	0.4	6.8	28.3
p057	1.0	1.0	0.0	0.0	7.9	25.3	64.1	2.7	7.3	0.4	5.7	28.2
p058	7.1	0.0	1.0	0.0	1.2	15.2	79.0	4.7	6.7	0.5	5.7	28.3
p059	7.5	0.0	1.0	0.0	0.0	3.8	82.6	13.6	7.1	0.4	5.3	28.3
p060	7.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	84.6	15.4	7.3	0.4	5.5	28.3
/cmp061	5.6	0.0	1.0	0.0	0.0	0.1	84.9	15.0	7.5	0.4	6.7	28.6

Tabela 4.10. Variáveis ambientais utilizadas nas análises de ordenação e na geração dos modelos (continuação).

	Profundidade (m)	Macrófitas	Sedimento	Rocha	Areia grossa (%)	Areia fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	pH	Condutividade (ms/cm)	Oxi. Dissolvido (mg/L)	Temperatura (°C)
p062	0.5	0.0	1.0	0.0	73.6	22.0	3.3	1.1	7.4	0.4	6.8	29.5
p063	2.4	0.0	1.0	0.0	76.6	11.7	10.2	1.4	7.5	0.4	7.3	28.8
p064	3.5	0.0	1.0	0.0	3.4	11.8	80.9	3.9	7.5	0.4	7.5	28.8
p065	4.0	0.0	1.0	0.0	47.7	28.9	21.9	1.6	7.7	0.4	7.2	28.9
p066	5.9	0.0	1.0	0.0	6.4	17.6	71.4	4.6	7.6	0.4	6.7	28.8
p069	6.7	0.0	1.0	0.0	11.0	19.2	66.4	3.5	7.2	0.4	6.0	28.3
p071	6.4	0.0	1.0	0.0	6.8	14.3	75.7	3.3	7.7	0.4	6.6	28.4
p073	6.3	1.0	0.0	0.0	16.0	32.7	49.4	1.9	7.1	0.4	6.4	28.9
p075	6.8	0.0	1.0	0.0	0.0	0.1	87.8	12.1	6.8	0.4	6.8	28.2
p076	7.2	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	78.2	21.8	7.0	0.4	6.5	28.1
p078	7.3	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	82.9	17.1	7.3	0.4	6.8	28.1
p080	4.6	0.0	1.0	0.0	0.0	3.4	89.3	7.3	7.3	0.4	6.4	28.2
p081	1.5	1.0	0.0	0.0	0.0	9.8	82.4	7.8	7.4	0.4	6.8	28.5
p082	6.7	0.0	1.0	0.0	0.0	10.8	83.0	6.3	7.3	0.4	6.0	28.2
p084	3.2	0.0	1.0	0.0	33.3	23.6	41.1	2.0	7.3	0.4	7.2	28.6
p085	3.2	0.0	1.0	0.0	28.5	27.4	41.9	2.2	7.1	0.4	6.7	28.7
p086	1.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	85.9	14.1	7.3	0.4	6.8	29.7
p087	3.0	0.0	1.0	0.0	17.4	21.6	57.8	3.2	7.1	0.4	6.7	29.2
p088	4.3	0.0	1.0	0.0	20.0	17.1	59.2	3.8	7.4	0.4	6.8	28.4
p089	3.5	0.0	1.0	0.0	9.2	27.4	60.0	3.5	7.6	0.4	7.2	28.4
p090	2.0	1.0	0.0	0.0	0.0	13.1	74.5	12.4	7.5	0.4	6.8	29.0
p091	4.5	0.0	1.0	0.0	0.0	0.8	84.8	14.3	7.0	0.4	6.0	28.5
p092	3.9	0.0	1.0	0.0	0.0	4.5	81.9	13.6	7.0	0.4	6.0	28.5
p093	4.2	0.0	1.0	0.0	0.0	2.4	87.0	10.6	6.9	0.4	5.8	28.4
p094	1.5	0.0	1.0	0.0	0.0	13.1	78.7	8.2	7.3	0.4	5.6	28.7
p095	3.1	0.0	1.0	0.0	0.0	0.2	69.0	30.8	6.6	0.4	5.6	28.3
p096	2.4	0.0	1.0	0.0	0.0	1.1	70.2	28.8	6.6	0.4	5.2	28.4
p097	1.6	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	72.0	28.0	6.9	0.4	5.3	28.5
p098	3.4	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	74.7	25.3	6.6	0.4	5.6	28.6
p099	3.8	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	74.9	25.1	6.2	0.4	4.4	28.6
p100	1.3	0.0	1.0	0.0	0.0	11.4	79.9	8.7	6.8	0.4	4.8	28.7
p101	2.6	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	67.3	32.7	6.9	0.4	5.7	28.9
p102	2.8	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	70.8	29.2	6.9	0.4	5.7	28.8
p103	0.5	1.0	0.0	0.0	82.7	13.2	3.0	1.1	7.0	0.4	5.5	29.0
p104	3.8	1.0	0.0	0.0	84.8	11.6	2.5	1.1	6.6	0.4	5.5	28.6

Tabela 5.8 - Modelos gerados através do método da Média Ponderada (MP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.

Nº Modelo	Método	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		$R^2_{\text{aparente}}$	$R^2_{\text{jack}}$	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
1	MPTOLinv	60x72	Sem	Sem	0,47	0,34			<b>1,81</b>			<b>2,02</b>
2	MPinv	60x72	Raiz quadrada	Sem	0,47	0,39		0,48	2,13		0,52	2,33
3	MPinv	60x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,54	0,41		0,45	1,99		0,51	2,28
4	MPinv	60x72	Raiz quadrada	Log10	0,51	0,39		0,46	2,03		0,52	2,33
5	MPinv	60x72	Log10	Sem	0,48	0,4	0,17		2,10	0,19		2,41
6	MPinv	60x72	Log10	Raiz quadrada	0,55	0,42	0,16		1,95	0,18		2,25
7	MPinv	60x72	Log10	Log10	0,52	0,4	0,16		1,95	0,19		2,41
8	MPinv	34x72	Sem	Sem	0,4	0,19			<b>1,93</b>			<b>2,26</b>
9	MPinv	34x72	Raiz quadrada	Sem	0,54	0,22		0,45	1,99		0,59	2,69
10	MPinv	34x72	Raiz quadrada	Log10	0,45	0,27		0,49	2,19		0,57	2,58
11	MPinv	34x72	Raiz quadrada	Log10	0,48	0,28		0,48	2,13		0,56	2,53
12	MPinv	34x72	Log10	Sem	0,55	0,23	0,16		1,95	0,21		2,73
13	MPinv	34x72	Log10	Raiz quadrada	0,46	0,29	0,17		2,10	0,20		2,57
14	MPinv	34x72	Log10	Log10	0,49	0,30	0,17		2,10	0,20		2,57
15	MPinv	24x72	Sem	Sem	0,47	0,39			<b>1,81</b>			<b>1,94</b>
16	MPinv	24x72	Raiz quadrada	Sem	0,55	0,37		0,44	1,94		0,52	2,33
17	MPinv	24x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,49	0,41		0,47	2,09		0,51	2,28
18	MPinv	24x72	Raiz quadrada	Log10	0,51	0,41		0,46	2,03		0,51	2,28
19	MPinv	24x72	Log10	Sem	0,56	0,39	0,16		1,95	0,19		2,41
20	MPinv	24x72	Log10	Raiz quadrada	0,50	0,42	0,17		2,10	0,18		2,25
21	MPinv	24x72	Log10	Log10	0,53	0,42	0,16		1,95	0,18		2,25
22	MPinv	15x72	Sem	Sem	0,41	0,34			<b>1,91</b>			<b>2,03</b>
23	MPinv	15x72	Raiz quadrada	Sem	0,52	0,29		0,46	2,03		0,56	2,53

Tabela 5.8 - Modelos gerados através do método da Media Ponderada (MP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

№ Modelo	Método	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		R <sup>2</sup> <sub>aparente</sub>	R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
24	MPinv	15x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,39	0,30		0,51	2,28		0,55	2,48
25	MPinv	15x72	Raiz quadrada	Log10	0,45	0,33		0,49	2,19		0,54	2,43
26	MPTOLinv	15x72	Log10	Sem	0,55	0,35	0,16		1,95	0,19		2,41
27	MPinv	15x72	Log10	Raiz quadrada	0,41	0,31	0,18		2,25	0,20		2,57
28	MPinv	15x72	Log10	Log10	0,46	0,35	0,18		2,25	0,19		2,41
29	MPinv	14x72	Sem	Sem	0,4	0,33			<b>1,92</b>			<b>2,04</b>
30	MPTOLinv	14x72	Raiz quadrada	Sem	0,54	0,32		0,45	1,99		0,55	2,48
31	MPinv	14x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,39	0,3		0,52	2,33		0,56	2,53
32	MPinv	14x72	Raiz quadrada	Log10	0,45	0,33		0,49	2,19		0,54	2,43
33	MPTOLinv	14x72	Log10	Sem	0,55	0,34	0,16		1,95	0,19		2,41
34	MPinv	14x72	Log10	Raiz quadrada	0,41	0,32	0,18		2,25	0,20		2,57
35	MPinv	14x72	Log10	Log10	0,46	0,35	0,17		2,10	0,19		2,41
36	MPTOLinv	5x10	Sem	Sem	0,58	0,07			1,86			<b>3,32</b>
37	MPTOLinv	5x10	Raiz quadrada	Sem	0,48	0,02		0,48	2,39		0,83	3,98
38	MPTOLinv	5x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,54	0,08		0,45	2,22		0,75	3,54
39	MPclass	5x10	Raiz quadrada	Log10	0,75	0,02		0,39	1,90		0,96	4,73
40	MPTOLinv	5x10	Raiz quadrada	Log10	0,65	0,04		0,40	1,96		0,88	4,26
41	MPTOLinv	5x10	Log10	Sem	0,42	0,007	0,17		2,63	0,29		4,17
42	MPTOLinv	5x10	Log10	Raiz quadrada	0,49	0,05	0,16		2,45	0,26		3,59
43	MPinv	5x10	Log10	Log10	0,72	0,002	0,12		<b>1,75</b>	0,31		4,57
44	MPTOLinv	5x10	Log10	Log10	0,62	0,02	0,14		2,09	0,31		4,57
45	MPclass	22x10	Sem	Sem	0,58	0,02			2,42			3,31
46	MPTOLinv	22x10	Sem	Sem	0,63	0,17			<b>1,75</b>			3,52
47	MPinv	22x10	Raiz quadrada	Sem	0,58	0,03		0,43	2,12		0,78	3,70

Tabela 5.8 - Modelos gerados através do método da Media Ponderada (MP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

№ Modelo	Método	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		R <sup>2</sup> <sub>aparente</sub>	R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
50	MPinv	22x10	Raiz quadrada	Log10	0,66	0,06		0,39	1,90		0,76	3,59
51	MPclass	22x10	Raiz quadrada	Log10	0,66	0,08		0,48	2,39		0,72	3,37
52	MPinv	22x10	Log10	Sem	0,59	0,01	0,15		2,27	0,26		3,59
53	MPTOLclass	22x10	Log10	Sem	0,53	0,09	0,21		3,42	0,24		3,24
54	MPinv	22x10	Log10	Sem	0,66	0,004	0,13		1,92	0,27		3,78
55	MPclass	22x10	Log10	Sem	0,66	0,05	0,16		2,45	0,25		3,41
56	MPinv	22x10	Log10	Log10	0,69	0,006	0,13		1,92	0,25		3,41
57	MPclass	22x10	Log10	Log10	0,69	0,15	0,15		2,27	0,23		<b>3,06</b>
58	MPclass	25x10	Sem	Sem	0,70	0,07			1,90			3,62
59	MPinv	25x10	Raiz quadrada	Sem	0,72	0,02		0,35	1,69		0,82	3,92
60	MPTOLclass	25x10	Raiz quadrada	Sem	0,72	0,01		0,42	2,08		0,76	3,59
61	MPclass	25x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,74	0,01		0,40	1,96		0,77	3,65
62	MPinv	25x10	Raiz quadrada	Log10	0,73	0,02		0,35	1,69		0,75	3,54
63	MPclass	25x10	Raiz quadrada	Log10	0,73	0,04		0,40	1,96		0,72	3,37
64	MPclass	25x10	Log10	Sem	0,74	0,04	0,13		1,92	0,25		3,41
65	MPclass	25x10	Log10	Raiz quadrada	0,77	0,04	0,12		<b>1,75</b>	0,25		3,41
66	MPclass	25x10	Log10	Log10	0,76	0,1	0,13		1,92	0,23		<b>3,06</b>

Tabela 5.12 - Modelos gerados através do método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.

Nº Modelo	Componente	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		$r^2_{\text{aparente}}$	$r^2_{\text{jack}}$	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
1	1	60x72	Sem	Sem	0,43	0,35			<b>1,87</b>			<b>2,00</b>
2	1	60x72	Raiz quadrada	Sem	0,47	0,38		0,48	2,13		0,52	2,33
3	1	60x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,54	0,40		0,45	1,99		0,51	2,28
4	1	60x72	Raiz quadrada	Log10	0,51	0,38		0,46	2,03		0,52	2,33
5	1	60x72	Log10	Sem	0,48	0,39	0,17		2,10	0,19		2,41
6	1	60x72	Log10	Raiz quadrada	0,55	0,41	0,16		1,95	0,18		2,25
7	1	60x72	Log10	Log10	0,52	0,39	0,17		2,10	0,19		2,41
8	1	34x72	Sem	Sem	0,4	0,17			<b>1,93</b>			<b>2,28</b>
9	1	34x72	Raiz quadrada	Sem	0,54	0,17		0,45	1,99		0,61	2,79
10	1	34x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,45	0,24		0,49	2,19		0,58	2,63
11	1	34x72	Raiz quadrada	Log10	0,48	0,26		0,48	2,13		0,57	2,58
12	1	34x72	Log10	Sem	0,55	0,18	0,16		1,95	0,22		2,89
13	1	34x72	Log10	Raiz quadrada	0,46	0,26	0,17		2,10	0,21		2,73
14	1	34x72	Log10	Log10	0,49	0,28	0,17		2,10	0,20		2,57
15	1	24x72	Sem	Sem	0,47	0,38			<b>1,85</b>			<b>1,99</b>
16	1	24x72	Raiz quadrada	Sem	0,55	0,35		0,45	1,99		0,54	2,43
17	1	24x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,49	0,39		0,48	2,13		0,52	2,33
18	1	24x72	Raiz quadrada	Log10	0,51	0,39		0,46	2,03		0,52	2,33
19	1	24x72	Log10	Sem	0,56	0,36	0,16		1,95	0,19		2,41
20	1	24x72	Log10	Raiz quadrada	0,50	0,40	0,17		2,10	0,19		2,41
21	1	24x72	Log10	Log10	0,49	0,28	0,17		2,10	0,20		2,57

Tabela 5.12 - Modelos gerados através do método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

№ Modelo	Componente	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		$r^2_{\text{aparente}}$	$r^2_{\text{jack}}$	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
22	1	15x72	Sem	Sem	0,41	0,33			2,00			<b>2,10</b>
23	1	15x72	Raiz quadrada	Sem	0,52	0,29		0,46	2,03		0,56	2,53
24	1	15x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,39	0,29		0,52	2,33		0,56	2,53
25	1	15x72	Raiz quadrada	Log10	0,45	0,33		0,49	2,19		0,54	2,43
26	1	15x72	Log10	Sem	0,53	0,30	0,16		<b>1,95</b>	0,20		2,57
27	1	15x72	Log10	Raiz quadrada	0,41	0,31	0,19		2,41	0,20		2,57
28	1	15x72	Log10	Log10	0,46	0,35	0,18		2,25	0,19		2,41
29	1	14x72	Sem	Sem	0,4	0,32			2,02			<b>2,11</b>
30	1	14x72	Raiz quadrada	Sem	0,52	0,28		0,46	2,03		0,57	2,58
31	1	14x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,39	0,29		0,52	2,33		0,56	2,53
32	1	14x72	Raiz quadrada	Log10	0,45	0,33		0,50	2,23		0,54	2,43
33	1	14x72	Log10	Sem	0,53	0,3	0,16		<b>1,95</b>	0,2		2,57
34	1	14x72	Log10	Raiz quadrada	0,41	0,31	0,18		2,25	0,2		2,57
35	1	14x72	Log10	Log10	0,46	0,34	0,18		2,25	0,19		2,41
36	1	5x10	Sem	Sem	0,48	0,01			2,07			3,63
37	1	5x10	Raiz quadrada	Sem	0,45	0,002		0,50	2,50		0,91	4,92
38	1	5x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,54	0,04		0,45	2,22		0,81	4,32
39	3	5x10	Raiz quadrada	Log10	0,88	0,23		0,24	<b>1,13</b>		0,63	<b>3,23</b>
40	1	5x10	Log10	Sem	0,43	0,23	0,17		2,63	0,32		5,99
41	1	5x10	Log10	Raiz quadrada	0,51	0,03	0,16		2,45	0,28		4,98
42	3	5x10	Log10	Log10	0,88	0,23	0,11		1,58	0,22		3,63
43	1	22x10	Sem	Sem	0,58	0,06			<b>1,85</b>			<b>3,41</b>
44	1	22x10	Raiz quadrada	Sem	0,58	0,03		0,43	2,12		0,79	4,21
45	1	22x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,64	0,02		0,41	2,01		0,80	4,32
46	1	22x10	Raiz quadrada	Log10	0,66	0,02		0,39	1,90		0,75	3,93
47	1	22x10	Log10	Sem	0,59	0,01	0,15		2,27	0,26		4,51
48	1	22x10	Log10	Raiz quadrada	0,66	0,002	0,13		1,92	0,26		4,51
49	1	22x10	Log10	Log10	0,69	0,014	0,13		1,92	0,25		4,28

Tabela 5.12 - Modelos gerados através do método da Média Ponderada Quadrado Mínimo Parcial (MP-QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

Nº Modelo	Componente	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		$r^2_{\text{aparente}}$	$r^2_{\text{jack}}$	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	Metros	log10	Raiz quadrada	Metros
50	1	25x10	Sem	Sem	0,70	0,08			<b>1,58</b>			<b>3,72</b>
51	1	25x10	Raiz quadrada	Sem	0,72	0,03		0,35	1,69		0,83	4,42
52	1	25x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,74	0,02		0,34	1,64		0,79	4,21
53	1	25x10	Raiz quadrada	Log10	0,73	0,02		0,35	1,69		0,75	3,93
54	1	25x10	Log10	Sem	0,74	0,01	0,11		<b>1,58</b>	0,27		4,74
55	1	25x10	Log10	Raiz quadrada	0,77	0,03	0,11		<b>1,58</b>	0,26		4,51
56	1	25x10	Log10	Log10	0,76	0,01	0,11		<b>1,58</b>	0,24		4,06



Tabela 5.14 - Modelos gerados através do método do Vizinho Mais Próximo (VMP) para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.

Nº Modelo	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		$R^2_{\text{aparente}}$	$R^2_{\text{jack}}$	$\text{Erro}_{\text{aparente}}$			$\text{Erro}_{\text{jack}}$		
		Profundidade	Espécie			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
1	60x72	Sem	Sem	0,32	0,25			<b>2,45</b>			<b>2,66</b>
2	60x72	Raiz quadrada	Sem	0,05	0,0008		0,87	4,21		0,96	4,73
3	60x72	Log10	Sem	0,36	0,34	0,23		3,06	0,23		3,06
4	34x72	Sem	Sem	0,3	0,22			2,67			2,89
5	34x72	Raiz quadrada	Sem	0,01	0,01		0,98	4,85		0,93	4,55
6	34x72	Log10	Sem	0,56	0,42	0,18		<b>2,25</b>	0,2		<b>2,57</b>
7	24x72	Sem	Sem	0,25	0,06			2,83			3,00
8	24x72	Raiz quadrada	Sem	0,11	0,03		0,70	3,26		0,84	4,03
9	24x72	Log10	Sem	0,54	0,42	0,18		<b>2,25</b>	0,2		<b>2,57</b>
10	15x72	Sem	Sem	0,22	0,06			2,92			<b>3,45</b>
11	15x72	Raiz quadrada	Sem	0,02	0,0005		0,95	4,67		0,97	4,83
12	15x72	Log10	Sem	0,42	0,16	0,22		<b>2,89</b>	0,29		4,17
13	14x72	Sem	Sem	0,22	0,05			2,93			<b>3,45</b>
14	14x72	Raiz quadrada	Sem	0,07	0,01		0,86	4,15		0,91	4,44
15	14x72	Log10	Sem	0,4	0,16	0,22		<b>2,89</b>	0,28		3,97
16	5x10	Sem	Sem	0,52	0,01			2,07			<b>4,25</b>
17	5x10	Raiz quadrada	Sem	0,23	0,001		0,67	3,46		0,98	5,40
18	5x10	Log10	Sem	0,88	0,00008	0,08		<b>1,11</b>	0,34		6,53
19	22x10	Sem	Sem	0,002	0,28			4,18			<b>4,83</b>
20	22x10	Raiz quadrada	Sem	0,16	0,53		0,77	4,05		1,23	7,04
21	22x10	Log10	Sem	0,32	0,29	0,22		<b>3,63</b>	0,38		7,69
22	25x10	Sem	Sem	0,006	0,25			<b>4,08</b>			<b>4,69</b>
23	25x10	Raiz quadrada	Sem	0,01	0,5		0,94	5,11		1,19	6,63
24	25x10	Log10	Sem	0,42	0,46	0,21		<b>3,42</b>	0,40		8,31

Tabela 5.16 - Modelos gerados através do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.

№ Modelo	componente	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		R <sup>2</sup> <sub>aparente</sub>	R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	espécie			log10	Raiz quadrado	metros	log10	Raiz quadrado	metros
1	1	60x72	Sem	Sem	0,33	0,28			<b>2,03</b>			<b>2,11</b>
2	1	60x72	Raiz quadrada	Sem	0,34	0,29		0,54	2,43		0,56	2,53
3	1	60x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,38	0,32		0,52	2,33		0,55	2,48
4	1	60x72	Raiz quadrada	Log10	0,42	0,34		0,50	2,23		0,54	2,43
5	1	60x72	Log10	Sem	0,34	0,29	0,19		2,41	0,20		2,57
6	1	60x72	Log10	Raiz quadrada	0,39	0,32	0,19		2,41	0,20		2,57
7	1	60x72	Log10	Log10	0,43	0,35	0,18		2,25	0,19		2,41
8	1	34x72	Sem	Sem	0,23	0,11			<b>2,19</b>			<b>2,41</b>
9	1	34x72	Raiz quadrada	Sem	0,36	0,13		0,53	2,38		0,63	2,89
10	1	34x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,41	0,27		0,51	2,28		0,57	2,58
11	1	34x72	Raiz quadrada	Log10	0,45	0,29		0,49	2,19		0,56	2,53
12	1	34x72	Log10	Sem	0,38	0,13	0,19		2,41	0,23		3,06
13	1	34x72	Log10	Raiz quadrada	0,43	0,29	0,18		2,25	0,20		2,57
14	1	34x72	Log10	Log10	0,46	0,30	0,18		2,25	0,20		2,57
15	2	24x72	Sem	Sem	0,33	0,30			<b>2,03</b>			<b>2,17</b>
16	2	24x72	Raiz quadrada	Sem	0,55	0,32		0,44	1,94		0,55	2,48
17	2	24x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,55	0,37		0,44	1,94		0,52	2,33
18	1	24x72	Raiz quadrada	Log10	0,47	0,35		0,48	2,13		0,54	2,43
19	1	24x72	Log10	Sem	0,39	0,21	0,19		2,41	0,21		2,73
20	1	24x72	Log10	Raiz quadrada	0,45	0,35	0,18		2,25	0,19		2,41
21	1	24x72	Log10	Log10	0,48	0,36	0,17		2,10	0,19		2,41
22	2	15x72	Sem	Sem	0,27	0,22			<b>2,12</b>			<b>2,26</b>
23	1	15x72	Raiz quadrada	Sem	0,40	0,29		0,51	2,28		0,56	2,53
24	1	15x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,39	0,30		0,52	2,33		0,56	2,53
25	1	15x72	Raiz quadrada	Log10	0,44	0,33		0,50	2,23		0,54	2,43
26	1	15x72	Log10	Sem	0,40	0,29	0,18		2,25	0,20		2,57
27	1	15x72	Log10	Raiz quadrada	0,40	0,31	0,18		2,25	0,20		2,57

Tabela 5.16 - Modelos gerados através do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

№ Modelo	componente	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		R <sup>2</sup> <sub>aparente</sub>	R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	espécie			log10	Raiz quadrado	metros	log10	Raiz quadrado	metros
28	1	15x72	Log10	Log10	0,45	0,35	0,18		2,25	0,19		2,41
29	2	14x72	Sem	Sem	0,27	0,22			2,12			<b>2,26</b>
30	1	14x72	Raiz quadrada	Sem	0,40	0,29		0,51	2,28		0,56	2,53
31	1	14x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,39	0,32		0,52	2,33		0,55	2,48
32	1	14x72	Raiz quadrada	Log10	0,45	0,36		0,49	2,19		0,53	2,38
33	1	14x72	Log10	Sem	0,40	0,29	0,18		2,25	0,20		2,57
34	1	14x72	Log10	Raiz quadrada	0,41	0,33	0,18		2,25	0,20		2,57
35	1	14x72	Log10	Log10	0,46	0,37	0,17		<b>2,10</b>	0,19		2,41
36	1	5x10	Sem	Sem	0,43	0,12			2,16			<b>2,87</b>
37	1	5x10	Raiz quadrada	Sem	0,39	0,08		0,52	2,61		0,70	3,26
38	1	5x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,48	0,14		0,48	2,39		0,67	3,12
39	1	5x10	Raiz quadrada	Log10	0,65	0,23		0,40	<b>1,96</b>		0,63	2,89
40	1	5x10	Log10	Sem	0,36	0,06	0,18		2,82	0,24		3,24
41	1	5x10	Log10	Raiz quadrada	0,44	0,10	0,17		2,63	0,23		3,06
42	1	5x10	Log10	Log10	0,61	0,18	0,14		2,09	0,23		3,06
43	1	22x10	Sem	Sem	0,29	0,21			2,41			4,44
44	1	22x10	Raiz quadrada	Sem	0,28	0,12		0,57	2,89		0,99	4,89
45	1	22x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,52	0,06		0,46	2,28		0,85	4,09
46	1	22x10	Raiz quadrada	Log10	0,57	0,04		0,44	<b>2,22</b>		0,83	3,98
47	1	22x10	Log10	Sem	0,29	0,09	0,19		3,02	0,33		4,99
48	1	22x10	Log10	Raiz quadrada	0,52	0,03	0,16		2,45	0,29		4,17
49	1	22x10	Log10	Log10	0,57	0,01	0,15		2,27	0,28		<b>3,97</b>
50	2	25x10	Sem	Sem	0,78	0,28			<b>1,34</b>			4,14

Tabela 5.16 - Modelos gerados através do método do Quadrado Mínimo Parcial (QMP) em suas diversas modalidades para a Lagoa do Boqueirão. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

№ Modelo	componente	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		$R^2_{\text{aparente}}$	$R^2_{\text{jack}}$	$\text{Erro}_{\text{aparente}}$			$\text{Erro}_{\text{jack}}$		
			Profundidade	espécie			log10	Raiz quadrado	metros	log10	Raiz quadrado	metros
51	1	25x10	Raiz quadrada	Sem	0,56	0,25		0,44	2,17		0,93	4,55
52	1	25x10	Raiz quadrada	Sem	0,81	0,23		0,29	1,39		1,05	5,26
53	1	25x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,68	0,06		0,38	1,85		0,84	4,03
54	1	25x10	Raiz quadrada	Log10	0,71	0,01		0,36	1,75		0,78	3,70
55	1	25x10	Log10	Sem	0,54	0,21	0,15		2,27	0,34		5,21
56	1	25x10	Log10	Raiz quadrada	0,68	0,02	0,13		1,92	0,28		4,17
57	1	25x10	Log10	Log10	0,72	0,002	0,12		1,75	0,26		<b>3,59</b>

Tabela 5.18 - Modelos gerados através da Técnica dos Análogos Modernos (TAM) e da Técnica dos Análogos Modernos com dados em média ponderada (TAM-MP) para a Lagoa do Boqueirão. Foi apresentado apenas o melhor resultado obtido entre os dois métodos. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz.

Nº Modelo	Método	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		$R^2_{\text{aparente}}$	$R^2_{\text{jack}}$	$\text{Erro}_{\text{aparente}}$			$\text{Erro}_{\text{jack}}$		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
1	TAM	60x72	Sem	Sem	0,27	0,27			<b>2,15</b>			<b>2,15</b>
2	TAM-MP	60x72	Sem	Sem	0,27	0,27			<b>2,15</b>			<b>2,15</b>
3	TAM-MP	60x72	Raiz quadrada	Sem	0,29	0,29		0,56	2,53		0,56	2,53
4	TAM-MP	60x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,37	0,37		0,53	2,38		0,53	2,38
5	TAM-MP	60x72	Raiz quadrada	Log10	0,33	0,33		0,55	2,48		0,55	2,48
6	TAM-MP	60x72	Log10	Proporção	0,30	0,30	0,20		2,57	0,20		2,57
7	TAM	60x72	Log10	Raiz quadrada	0,35	0,35	0,19		2,41	0,19		2,41
8	TAM-MP	60x72	Log10	Raiz quadrada	0,38	0,38	0,19		2,41	0,19		2,41
9	TAM	60x72	Log10	Log10	0,30	0,30	0,20		2,57	0,20		2,57
10	TAM-MP	60x72	Log10	Log10	0,34	0,34	0,20		2,57	0,20		2,57
11	TAM-MP	34x72	Sem	Sem	0,23	0,23			<b>2,27</b>			<b>2,27</b>
12	TAM	34x72	Raiz quadrada	Sem	0,34	0,34		0,54	2,43		0,54	2,43
13	TAM	34x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,19	0,19		0,61	2,79		0,61	2,79
14	TAM-MP	34x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,19	0,19		0,61	2,79		0,61	2,79
15	TAM	34x72	Raiz quadrada	Log10	0,18	0,18		0,61	2,79		0,61	2,79
16	TAM-MP	34x72	Raiz quadrada	Log10	0,19	0,19		0,61	2,79		0,61	2,79
17	TAM	34x72	Log10	Sem	0,36	0,36	0,19		2,41	0,19		2,41
18	TAM	34x72	Log10	Raiz quadrada	0,19	0,19	0,22		2,89	0,22		2,89
19	TAM-MP	34x72	Log10	Raiz quadrada	0,19	0,19	0,22		2,89	0,22		2,89
20	TAM	34x72	Log10	Log10	0,18	0,18	0,22		2,89	0,22		2,89
21	TAM-MP	34x72	Log10	Log10	0,19	0,19	0,22		2,89	0,22		2,89

Tabela 5.18 - Modelos gerados através da Técnica dos Análogos Modernos (TAM) e da Técnica dos Análogos Modernos com dados em média ponderada (TAM-MP) para a Lagoa do Boqueirão. Foi apresentado apenas o melhor resultado obtido entre os dois métodos. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

Nº Modelo	Método	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		R <sup>2</sup> <sub>aparente</sub>	R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
22	TAM-MP	24x72	Sem	Sem	0,34	0,34			<b>2,12</b>			<b>2,12</b>
23	TAM-MP	24x72	Raiz quadrada	Sem	0,36	0,36		0,54	2,43		0,54	2,43
24	TAM-MP	24x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,33	0,33		0,57	2,58		0,57	2,58
25	TAM-MP	24x72	Raiz quadrada	Log10	0,33	0,33		0,56	2,53		0,56	2,53
26	TAM	24x72	Log10	Sem	0,35	0,35	0,20		2,57	0,20		2,57
27	TAM-MP	24x72	Log10	Sem	0,37	0,37	0,20		2,57	0,19		2,57
28	TAM	24x72	Log10	Raiz quadrada	0,31	0,31	0,21		2,73	0,21		2,73
29	TAM-MP	24x72	Log10	Raiz quadrada	0,33	0,33	0,21		2,73	0,21		2,73
30	TAM-MP	24x72	Log10	Log10	0,32	0,32	0,20		2,57	0,20		2,57
31	TAM-MP	15x72	Sem	Sem	0,30	0,30			<b>2,16</b>			<b>2,16</b>
32	TAM	15x72	Raiz quadrada	Sem	0,34	0,34		0,55	2,48		0,55	2,48
33	TAM-MP	15x72	Raiz quadrada	Sem	0,32	0,32		0,55	2,48		0,55	2,48
34	TAM-MP	15x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,32	0,32		0,56	2,53		0,56	2,53
35	TAM-MP	15x72	Raiz quadrada	Log10	0,36	0,36		0,50	2,23		0,55	2,23
36	TAM	15x72	Log10	Sem	0,34	0,34	0,20		2,57	0,20		2,57
37	TAM-MP	15x72	Log10	Sem	0,32	0,32	0,20		2,57	0,20		2,57
38	TAM	15x72	Log10	Raiz quadrada	0,30	0,30	0,21		2,73	0,21		2,73
39	TAM-MP	15x72	Log10	Raiz quadrada	0,31	0,31	0,21		2,73	0,21		2,73
40	TAM	15x72	Log10	Log10	0,35	0,35	0,20		2,57	0,20		2,57
41	TAM-MP	15x72	Log10	Log10	0,35	0,35	0,20		2,57	0,20		2,57
42	TAM	14x72	Sem	Sem	0,34	0,34			<b>2,13</b>		0,34	<b>2,13</b>
43	TAM-MP	14x72	Sem	Sem	0,33	0,33			<b>2,13</b>		0,33	<b>2,13</b>
44	TAM	14x72	Raiz quadrada	Sem	0,31	0,31		0,55	2,48		0,55	2,48
45	TAM	14x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,31	0,31		0,57	2,58		0,57	2,58
46	TAM-MP	14x72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,30	0,30		0,57	2,58		0,57	2,58

Tabela 5.18 - Modelos gerados através da Técnica dos Análogos Modernos (TAM) e da Técnica dos Análogos Modernos com dados em média ponderada (TAM-MP) para a Lagoa do Boqueirão. Foi apresentado apenas o melhor resultado obtido entre os dois métodos. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

Nº Modelo	Método	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		R <sup>2</sup> <sub>aparente</sub>	R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
47	TAM-MP	14x72	Raiz quadrada	Log10	0,33	0,33		0,56	2,53		0,56	2,53
48	TAM	14x72	Log10	Sem	0,31	0,31	0,20		2,57	0,2		2,57
49	TAM-MP	14x72	Log10	Sem	0,30	0,30	0,20		2,57	0,2		2,57
50	TAM	14x72	Log10	Raiz quadrada	0,30	0,30	0,21		2,73	0,21		2,73
51	TAM-MP	14x72	Log10	Raiz quadrada	0,29	0,29	0,21		2,73	0,21		2,73
52	TAM-MP	14x72	Log10	Log10	0,33	0,33	0,20		2,57	0,20		2,57
53	TAM-MP	5x10	Sem	Sem	0,08	0,08			<b>2,83</b>		0,08	<b>2,83</b>
54	TAM-MP	5x10	Raiz quadrada	Sem	0,06	0,06		0,67	3,46		0,67	3,46
55	TAM-MP	5x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,03	0,03		0,68	3,52		0,68	3,52
56	TAM-MP	5x10	Raiz quadrada	Log10	0,02	0,02		0,68	3,52		0,68	3,52
57	TAM-MP	5x10	Log10	Sem	0,05	0,05	0,23		3,84	0,23		3,84
58	TAM-MP	5x10	Log10	Raiz quadrada	0,02	0,02	0,23		3,84	0,23		3,84
59	TAM-MP	5x10	Log10	Log10	0,02	0,02	0,23		3,84	0,23		3,84
60	TAM	22x10	Sem	Sem	0,99	0,99			<b>3,21</b>			<b>3,21</b>
61	TAM	22x10	Raiz quadrada	Sem	0,99	0,99		0,75	3,93		0,75	3,93
62	TAM-MP	22x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,31	0,31		0,72	3,75		0,72	3,75
63	TAM-MP	22x10	Raiz quadrada	Log10	0,26	0,26		0,72	3,75		0,72	3,75
64	TAM	22x10	Log10	Sem	1,00	1,00	0,25		4,28	0,25		4,28
65	TAM-MP	22x10	Log10	Raiz quadrada	0,21	0,21	0,24		4,06	0,24		4,06
66	TAM-MP	22x10	Log10	Log10	0,17	0,17	0,24		4,06	0,24		4,06

Tabela 5.18 - Modelos gerados através da Técnica dos Análogos Modernos (TAM) e da Técnica dos Análogos Modernos com dados em média ponderada (TAM-MP) para a Lagoa do Boqueirão. Foi apresentado apenas o melhor resultado obtido entre os dois métodos. As linhas sombreadas indicam os modelos de melhor desempenho para cada matriz trabalhada, bem como as células em negrito indicam os menores erros para cada formato de matriz (*continuação*).

Nº Modelo	Método	Formato Matriz (espécie x amostra)	Transformação		R <sup>2</sup> <sub>aparente</sub>	R <sup>2</sup> <sub>jack</sub>	Erro <sub>aparente</sub>			Erro <sub>jack</sub>		
			Profundidade	Espécies			log10	Raiz quadrada	metros	log10	Raiz quadrada	metros
67	TAM	25x10	Sem	Sem	0,55	0,55			<b>3,14</b>			<b>3,14</b>
68	TAM	25x10	Raiz quadrada	Sem	0,58	0,58		0,73	3,81		0,73	3,81
69	TAM-MP	25x10	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0,59	0,59		0,72	3,75		0,72	3,75
70	TAM-MP	25x10	Raiz quadrada	Log10	0,50	0,50		0,71	3,70		0,71	3,70
71	TAM	25x10	Log10	Sem	0,61	0,61	0,25		4,28	0,25		4,28
72	TAM-MP	25x10	Log10	Sem	0,57	0,57	0,25		4,28	0,25		4,28
73	TAM-MP	25x10	Log10	Raiz quadrada	0,51	0,51	0,24		4,06	0,24		4,06
74	TAM-MP	25x10	Log10	Log10	0,40	0,40	0,24		4,06	0,24		4,06



Tabela 5.22. Excerto com os melhores resultados gerados com os dados da Lagoa do Boqueirão por cada um dos métodos avaliados.

Modelo	Método	Amostras/ espécies	Transformação		$r^2$	EQR metros	$r^2_{\text{jack}}$	EQRMP <sub>jack</sub> metros	Desvio médio jack	Desvio máximo jack	
			Variáveis ambientais	Espécies							
55	Wainv	72/24	Sem	Sem	0,47	1,81	0,39	1,94(21,1%)	-0,04	4,68	
62	MP-QMP Comp 1	72/24	Sem	Sem	0,47	1,85	0,38	1,99(21,6%)	0,22	4,94	
151	QMP Comp. 1	72/60	Sem	Sem	0,33	2,03	0,28	2,11(22,9%)	-0,008	0,30	
221	WTAM	72/24	Sem	Sem	0,34	2,12	0,34	2,12(23%)	-0,63	3,81	
186	Est.VMP	72/60	Sem	Sem	0,32	2,45	0,25	2,66(28,9%)	-0,83	5,32	
151	RN	72/33/10/01	TOL 3 raiz quadrada		0,75	0,20	0,83	0,28	1,20(13,0%)		

Tabela 5.23. Comparação do efeito da transformação das variáveis ambientais e espécies no método de MP (matriz LB00).

Modelo	Método	Amostras	Transformação		$r^2$	RMSE		$r^2_{jack}$	RMSEP <sub>jack</sub>		$r^2_{boot}$	RMSEP <sub>boot</sub>	Desvio médio jack	Desvio máximo jack	
			Variáveis ambientais	Espécies		metros			metros						
23	WA	WAinv	72	Sem	Sem	0.43	1.88	0.35		2			-0.03	5.53	
		WAclass	72	Sem	Sem	0.43	2.85	0.39		2.87			-0.06	6.05	
		WATOLinv	72	Sem	Sem	0.47	1.81	0.34		2.02				5.5	
		WATOLclass	72	Sem	Sem	0.47	2.62	0.37		2.55			0.01	6.02	
4	Wajack	WAinv	72	Sem	Proporção	0.43	1.87	0.35		2					
		WAclass	72	Sem	Proporção	0.43	2.85	0.39		2.87					
		WATOLinv	72	Sem	Proporção	0.47	1.8	0.34		2.02					
		WATOLclass	72	Sem	Proporção	0.47	2.62	0.37		2.55					
5	Wajack	WAinv	72	Sem	Raiz quadrada	0.5	1.75	0.37		1.97					
		WAclass	72	Sem	Raiz quadrada	0.5	2.47	0.4		2.43					
		WATOLinv	72	Sem	Raiz quadrada	0.48	1.79	0.19		2.26					
		WATOLclass	72	Sem	Raiz quadrada	0.48	2.59	0.21		2.83					
6	Wajack	WAinv	72	Sem	Log10	0.49	1.78	0.36		2					
		WAclass	72	Sem	Log10	0.49	2.56	0.38		2.45					
		WATOLinv	72	Sem	Log10	0.46	1.83	0.17		2.28					
		WATOLclass	72	Sem	Log10	0.46	2.67	0.19		2.9					
Média									2.38						
24	WA	WAinv	72	Raiz quadrada	Proporção	0.47	0.48	2.13	0.39	0.52	2.33			-0.01	1.08
		WAclass	72	Raiz quadrada	Proporção	0.47	0.7	3.26	0.43	0.71	3.32			-0.02	1.12
		WATOLinv	72	Raiz quadrada	Proporção	0.48	0.48	2.13	0.37	0.53	2.38			-0.01	1.03
		WATOLclass	72	Raiz quadrada	Proporção	0.48	0.68	3.16	0.41	0.63	2.89			-0.02	1.04
25	WA	WAinv	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0.54	0.45	1.99	0.41	0.51	2.28			-0.02	1.13
		WAclass	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0.54	0.62	2.84	0.43	0.6	2.74			-0.03	1.24
		WATOLinv	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0.5	0.46	2.03	0.28	0.56	2.53			-0.01	1.13
		WATOLclass	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0.5	0.65	3.00	0.31	0.6	2.74			-0.02	1.28
26	WA	WAinv	72	Raiz quadrada	Log10	0.51	0.46	2.03	0.39	0.52	2.33			-0.02	1.13
		WAclass	72	Raiz quadrada	Log10	0.51	0.65	3.00	0.41	0.61	2.79			-0.03	1.25
		WATOLinv	72	Raiz quadrada	Log10	0.48	0.48	2.13	0.26	0.57	2.58			-0.007	1.1
		WATOLclass	72	Raiz quadrada	Log10	0.48	0.68	3.16	0.29	0.61	2.79			-0.01	1.24
Média									2.64						
27	WA	WAinv	72	Log10	Proporção	0.48	0.17	2.1	0.4	0.19	2.41			-0.004	0.3
		WAclass	72	Log10	Proporção	0.48	0.25	3.41	0.44	0.25	3.41			-0.006	0.27
		WATOLinv	72	Log10	Proporção	0.49	0.17	2.1	0.38	0.19	2.41			-0.006	0.35
		WATOLclass	72	Log10	Proporção	0.49	0.24	3.24	0.41	0.22	2.89			-0.01	0.3
28	WA	WAinv	72	Log10	Raiz quadrada	0.55	0.16	1.95	0.42	0.18	2.25			-0.007	0.29
		WAclass	72	Log10	Raiz quadrada	0.55	0.22	2.89	0.44	0.21	2.73			-0.01	0.2
		WATOLinv	72	Log10	Raiz quadrada	0.51	0.17	2.1	0.28	0.2	2.58			-0.009	0.34
		WATOLclass	72	Log10	Raiz quadrada	0.51	0.23	3.06	0.31	0.22	2.89			-0.02	0.3
29	WA	WAinv	72	Log10	Log10	0.52	0.16	2.1	0.4	0.19	2.41			-0.007	0.28
		WAclass	72	Log10	Log10	0.52	0.23	3.06	0.42	0.22	2.89			-0.01	0.22
		WATOLinv	72	Log10	Log10	0.49	0.17	2.1	0.26	0.21	2.73			-0.008	0.34
		WATOLclass	72	Log10	Log10	0.49	0.24	3.24	0.29	0.22	2.89			-0.01	0.29
Média									2.71						

Tabela 5.24. Comparação do efeito da transformação das variáveis ambientais e espécies no método de MP-QMP (matriz LB00).

Modelo	Método	Amostras	Transformação		$r^2$	RMSE metros	$r^2_{jack}$	RMSEP <sub>jack</sub> metros	$r^2_{boot}$	RMSEP <sub>boot</sub>	Desvio médio jack	Desvio máximo jack	
			Variáveis ambientais	Espécies									
30	WAQMPjack	Componente 1	72	Sem	Sem	0.43	1.87	0.35	2		-0.04	5.53	
		Componente 2	72	Sem	Sem								
		Componente 3	72	Sem	Sem								
		Componente 4	72	Sem	Sem								
		Componente 5	72	Sem	Sem								
8	WAQMPjack	Componente 1	72	Sem	Proporção	0.43	1.87	0.35	2.01				
		Componente 2	72	Sem	Proporção								
		Componente 3	72	Sem	Proporção								
		Componente 4	72	Sem	Proporção								
		Componente 5	72	Sem	Sem								
9	WAQMPjack	Componente 1	72	Sem	Raiz quadrada	0.5	2.23	0.37	1.98		-0.2	5.56	
		Componente 2	72	Sem	Raiz quadrada								
		Componente 3	72	Sem	Raiz quadrada								
		Componente 4	72	Sem	Raiz quadrada								
		Componente 5	72	Sem	Sem								
10	WAQMPjack	Componente 1	72	Sem	Log10	0.49	1.78	0.35	2.01		-0.05	5.45	
		Componente 2	72	Sem	Log10								
		Componente 3	72	Sem	Log10								
		Componente 4	72	Sem	Log10								
		Componente 5	72	Sem	Sem								
31	WAQMPjack	Componente 1	72	Raiz quadrada	Proporção	0.47	0.48	2.13	0.38	0.52	2.33	-0.01	1.08
		Componente 2	72	Raiz quadrada	Proporção								
		Componente 3	72	Raiz quadrada	Proporção								
		Componente 4	72	Raiz quadrada	Proporção								
		Componente 5	72	Raiz quadrada	Proporção								
32	WAQMPjack	Componente 1	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada	0.54	0.45	1.99	0.4	0.51	2.28	-0.01	1.14
		Componente 2	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada								
		Componente 3	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada								
		Componente 4	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada								
		Componente 5	72	Raiz quadrada	Raiz quadrada								
33	WAQMPjack	Componente 1	72	Raiz quadrada	Log10	0.51	0.46	2.03	0.38	0.52	2.33	-0.02	1.12
		Componente 2	72	Raiz quadrada	Log10								
		Componente 3	72	Raiz quadrada	Log10								
		Componente 4	72	Raiz quadrada	Log10								
		Componente 5	72	Raiz quadrada	Log10								
34	WAQMPjack	Componente 1	72	Log10	Proporção	0.48	0.17	2.1	0.39	0.19	2.41	-0.004	0.3
		Componente 2	72	Log10	Proporção								
		Componente 3	72	Log10	Proporção								
		Componente 4	72	Log10	Proporção								
		Componente 5	72	Log10	Proporção								
35	WAQMPjack	Componente 1	72	Log10	Raiz quadrada	0.55	0.16	1.95	0.41	0.18	2.25	-0.005	0.29
		Componente 2	72	Log10	Raiz quadrada								
		Componente 3	72	Log10	Raiz quadrada								
		Componente 4	72	Log10	Raiz quadrada								
		Componente 5	72	Log10	Raiz quadrada								
36	WAQMPjack	Componente 1	72	Log10	Log10	0.52	0.17	2.1	0.39	0.19	2.41	-0.007	0.28
		Componente 2	72	Log10	Log10								
		Componente 3	72	Log10	Log10								
		Componente 4	72	Log10	Log10								
		Componente 5	72	Log10	Log10								

## 8.4.1 MP-QMP

Etapa	Procedimento
00	Centre as variáveis ambientais pela subtração da média ponderada, ou seja: $x_i = x_i - \sum_i y_i + x_i / y_{++}$ .
01	Tome as variáveis ambientais centradas ( $x_i$ ) como o “escore” inicial ( $r_i$ ).
02	Calcule os novos “escores” das espécies ( $u^*_k$ ) pela média ponderada dos “escores” dos sítios: $u^*_k = \sum_i y_{ik} r_i + x_i / y_{+k}$ .
03	Calcule os novos escores dos sítios ( $r_i$ ) pela média ponderada dos escores das espécies: $r_i = \sum_k y_{ik} u^*_k / y_{i+}$ .
04	Para o primeiro eixo vá para a etapa 5. Para o segundo e demais componentes, faça os novos escores dos sítios não relacionados com os componentes anteriores por meio de uma ortogonalização.
05	Padronize os novos escores dos sítios ( $r_i$ ).
06	Tome os escores padronizados como os novos componentes.
07	Regrida as variáveis ambientais ( $x_i$ ) nos componentes obtidos, utilizando os pesos ( $y_{i+} / y_{++}$ ) na regressão e tome os valores ajustados como as estimativas correntes ( $\hat{x}_i$ ). Passe para a etapa 2 com os resíduos da regressão como os novos escores dos sítios ( $r_i$ ).

## 8.4.2 QMP

Etapa	Procedimento
00	Pré-processamento, opcional, dos dados das espécies e das variáveis ambientais (p.ex. subtrair médias);
01	Tome a variável ambiental ( $\sim x_i$ ) como o “escore” inicial do sítio ( $r_i$ );
02 ao 07	Para cada componente extraído;
02	Calcule os novos escores das espécies ( $b_k$ ) pela soma ponderada dos escores dos sítios: $b_k = \sum_i \sim y_{ik} r_i$ ;
03	Calcule os novos escores dos sítios ( $r_i$ ) pela soma ponderada dos escores das espécies: $r_i = \sum_k \sim y_{ik} b_k$ ;
04	Para o componente 1 vá para o passo 5. Para o segundo e os componentes maiores, faça os novos escores dos sítios $r_i$ não correlacionados com os componentes anteriores pela ortogonalização;
05	Padronize os novos escores dos sítios ( $r_i$ );
06	Tome os escores padronizados como os novos componentes;
07	Regrida a variável ambiental ( $\sim x_i$ ) sobre os componentes obtidos e tome os valores ajustados como as estimativas correntes de ( $\sim x_i$ ). Vá para o passo 2 com os resíduos da regressão como os novos escores dos sítios.

## 8.4.3 RN

<i>Etapa</i>	<b>Procedimento</b>
01	Inicie o número dos nós escondidos;
02	Inicie o número máximo de iterações e a taxa de aprendizagem ( $\eta$ ). ;
03	Para cada vetor de treinamento (entrada $X_p = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ , saída $Y$ ) repita os passos 4-7;
04	Apresente o vetor de entrada para os nós de entrada e os de saída para os nós de saída;
05	<p>Calcule as entradas para os nós escondidos (h):</p> $A_j^h = \sum_{i=1}^n W_{ij}^h * x_i$ <p><math>a_j</math> = ativação do neurônio <math>j</math>th; <math>x_i</math> = valor na saída do neurônio <math>j</math>th na primeira camada (abundância relativa da espécie <math>i</math>); <math>W_{ij}</math> = peso da conexão entre o neurônio <math>i</math>th da primeira camada e o neurônio <math>j</math>th da camada escondida.</p> <p>Calcule a saída dos nós escondidos:</p> $X_j^h = f(a_j^h) = \frac{\exp(a_j^h) - 1}{\exp(a_j^h) + 1}$ <p>Calcule a entrada do nó de saída (<math>k</math>):</p> $a_k = \sum_{j=1}^L W_{jk} * x_j^h \text{ (com L: número de nós escondidos).}$ <p>e a saída correspondente:  <math>\hat{Y}_k = f(a_k) = a_k</math> (note que em neste caso <math>k = 1</math> e <math>\hat{Y}_k = \hat{Y}</math>)</p>
06	<p>Calcule o erro da saída do nó:</p> $\delta_k = (Y - \hat{Y})$ <p>e para os nós escondidos:</p> $\delta_j^h = f'(a_j^h) \sum_k \delta_k W_{jk}$
07	<p>Atualize os pesos da camada de saída:</p> $W_{jk}(t + 1) = W_{jk}(t) + \eta \delta_j^h x_i$

**Lista de espécies**

Nomes	Códigos
<i>Achnantidium exiguum</i>	Acexigum
<i>Achnantidium lanceolatum</i>	Aclanceo
<i>Amphora copulata</i>	Amcopula
<i>Anomoeoneis serians</i>	Anserian
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	Ansphae
<i>Aulacoseira granulata</i>	Augranu
<i>Capartograma crucicola</i>	Cacruci
<i>Cocconeis placentula</i>	Coplace
<i>Craticula ambigua</i>	Crambig
<i>Craticula pampeana</i>	Crpampe
<i>Craticula perrotettii</i>	Crperro
<i>Craticula submolesta</i>	Crsubmo
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Cymeneg
<i>Cymbella minuta</i> var. <i>pseudogracilis</i>	Cyminpse
<i>Encyonema mesianum</i>	Enmesia
<i>Encyonopsis</i> sp.	Ecy
<i>Eunotia camelus</i>	Eucamel
<i>Eunotia coccinea</i>	Eucocci
<i>Eunotia longicollis</i>	Eulongi
<i>Eunotia luna</i>	Euluna
<i>Eunotia maior</i>	Eumaior
<i>Eunotia monodon</i>	Eumonod
<i>Eunotia odebrectiana</i>	Euodebr
<i>Eunotia rabenhorstiana</i>	Euraben
<i>Eunotia yanomami</i>	Euyanom
<i>Eunotia</i> sp.2 (livro)	Eusp2
<i>Fragilaria construens</i>	Frconst
<i>Fragilaria leptostauron</i>	Frlepto
<i>Frustulia</i> sp.	Fru
<i>Gomphonema brasiliense</i>	Gobrasil
<i>Gomphonema gracile</i>	Gogracil
<i>Gomphonema parvulum</i>	Goparvu
<i>Hantzschia</i> sp.	Han
<i>Mastogloia smithii</i> var. <i>lacustris</i>	Masmilac
<i>Mastogloia smithii</i> var. <i>smithii</i>	Masmismi
<i>Navicula cryptotenella</i>	Nacrypt
<i>Navicula podzorskii</i>	Napodzo
<i>Navicula subtilissima</i> var. <i>subtilissima</i> f. <i>subtilissima</i>	Nasubsub
<i>Neidium</i>	Nei
<i>Nitzschia amphibia</i>	Niamphi
<i>Nitzschia deformis</i>	Nidefom
<i>Nitzschia paleacea</i>	Nipalea
<i>Nitzschia scalaris</i>	Niscala
<i>Nitzschia triblionella</i> ou <i>debilis</i>	Nitrideb
<i>Nupela</i> sp.	Nup
<i>Pinnularia borealis</i>	Piborea
<i>Pinnularia latevittata</i>	Pilatev
<i>Pinnularia maior</i>	Pimaior
<i>Pinnularia mesolepta</i>	Pimesol

**Lista de espécies**

## Nomes

*Pinnularia viridis* var. *minor**Placoneis* cf. *gastrum**Rhopalodia musculus**Sellaphora pupula**Stauroneis phoenicenteron**Staurosirella pinnata**Surirella**Synedra delicatissima**Synedra ulna*

Indeterminada 1

Indeterminada 2

## Códigos

Pivirmin

PIgastru

Rhmuscu

Sepupula

Stphoen

Sspinnat

Sur

Sydelica

Syulna

Indet 1

Indet 2

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)



[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)