



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – RIO
CLARO



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA VEGETAL)**

**RECONSTRUÇÃO PALEOLIMNOLÓGICA DA EUTROFIZAÇÃO NA
REPRESA GUARAPIRANGA COM BASE EM MULTITRAÇADORES
BIOGEOQUÍMICOS**

LUCIANE FONTANA DA SILVA

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do *Campus* de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de concentração: Biologia Vegetal).

**Rio Claro-SP
2013**

**RECONSTRUÇÃO PALEOLIMNOLÓGICA DA EUTROFIZAÇÃO NA
REPRESA GUARAPIRANGA COM BASE EM MULTITRACADORES
BIOGEOQUÍMICOS**

LUCIANE FONTANA DA SILVA

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do *Campus* de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de concentração: Biologia Vegetal).

**Rio Claro-SP
2013**

**RECONSTRUÇÃO PALEOLIMNOLÓGICA DA EUTROFIZAÇÃO NA
REPRESA GUARAPIRANGA COM BASE EM MULTITRAÇADORES
BIOGEOQUÍMICOS**

LUCIANE FONTANA DA SILVA

ORIENTADORA: Prof^a Dr^a Denise de Campos Bicudo

COORIENTADORA: Prof^a Dr^a Ana Luiza S. Albuquerque

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do *Campus* de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (área de concentração: Biologia Vegetal).

**Rio Claro-SP
2013**

574.5263 Silva, Luciane Fontana da
S586r Reconstrução paleolimnológica da eutrofização com base em
multitrazadores biogeoquímicos / Luciane Fontana da Silva. - Rio Claro,
2013
225 f. : il., figs., gráfs., tabs., quadros, fots., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de
Biociências de Rio Claro
Orientador: Denise de Campos Bicudo
Coorientador: Ana Luiza Spadano Albuquerque

1. Ecologia aquática. 2. Paleolimnologia. 3. Biodiversidade. 4.
Diatomáceas. 5. Isótopos estáveis. 6. Matéria orgânica. 7. Represa de
abastecimento. I. Título.

Aos meus pais, exemplos reais de sabedoria, bondade e honestidade.

Dedico.

“Tenho a impressão de ter sido uma criança brincando à beira-mar, divertindo-me em descobrir uma pedrinha mais lisa ou uma concha mais bonita que as outras, enquanto o imenso oceano da verdade continua misterioso diante dos meus olhos”.

- Isaac Newton

“Encourage substantive debate on the evidence by knowledgeable proponents of all points of view. Arguments from authority carry little weight (in science there are no “authorities”)”.

- Carl Sagan

AGRADECIMENTOS

A natureza multidisciplinar deste projeto envolveu a colaboração de inúmeras pessoas, desde pesquisadores de diferentes instituições, pós-graduandos (mestrado e doutorado), estagiários (iniciação científica) e técnicos. Ofereço minha gratidão a cada um, pois todos foram essenciais para a concretização deste trabalho.

Gostaria de agradecer profundamente à minha orientadora Dr^a Denise de Campos Bicudo, pela oportunidade de ser envolvida por sua inteligência e profundo entusiasmo com a pesquisa que me contagiou durante sete anos (desde o mestrado). Agradeço pelas inúmeras discussões, pela sua presença em “todas” as etapas deste projeto, oferecendo grandes oportunidades de aprendizado e compartilhando suas visões comigo. Gostaria de agradecer, também, pela sua imersão nesta pesquisa junto a mim e por me ensinar tanto. Finalmente, agradeço pelo carinho que sempre teve comigo e pelas constantes preocupações com meu bem estar. Obrigada!

Agradeço à minha coorientadora Dr^a Ana Luiza Spadano Albuquerque, pelas valiosas instruções que ofereceu tão atenciosamente para esta iniciante no mundo “paleo”, pelo suporte oferecido para a realização da sísmica e amostragem dos testemunhos, pelas inúmeras discussões acerca dos resultados e por compartilhar de sua experiência comigo, seja a partir de reuniões em São Paulo que exigiu seu deslocamento do Rio de Janeiro ou via *on line*. Agradeço pela atenção e carinho que sempre teve comigo e com este projeto. Finalmente, agradeço pela sua alegria contagiante, que tornou leve até os momentos mais difíceis. Obrigada!

Agradeço ao Dr. Carlos de Mattos Bicudo, por toda atenção que ofereceu às minhas dúvidas, por me receber “sempre” com um semblante sorridente em sua sala, por compartilhar de sua imensa biblioteca de forma irrestrita, por sempre me atender prontamente e me oferecer oportunidade de ouvir sábias histórias, oriundas de sua imensa bagagem cultural e científica. Não poderia deixar de agradecer, também, por despertar em seus alunos ou nos “enteados como eu”, a oportunidade de sorrir pelo menos uma vez ao dia.

Agradeço ao Dr. Mark Brenner por me oferecer a oportunidade de estágio na Universidade da Florida, durante três valiosos meses, pela disponibilidade em ajudar durante nossas inúmeras discussões acerca deste trabalho, por me oferecer a oportunidade de cursar duas de suas disciplinas e me engajar em tantas outras atividades e reuniões em seu laboratório e demais centros de pesquisa da universidade. Agradeço pela parceria em nosso artigo científico e pela inspiração que me ofereceu diante de sua

sabedoria, humildade, humanidade para com todos e, acima de tudo, senso ético profissional, um exemplo para todos nós. Considero esta oportunidade que me ofereceu um grande passo para meu crescimento profissional e pessoal. Obrigada!

Agradeço à Dr^a Marycel Cotrim e Dr^a Maria Aparecida Pires, do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, pelas análises dos perfis de cobre e fósforo total, bem como pela colaboração em nosso artigo científico.

Agradeço ao Dr. Daniel Bonotto e à Dr^a Tatiani Sabaris, respectivamente da Universidade Estadual Paulista / Rio Claro e Universidade Santa Cecília, pela análise cuidadosa da cronologia sedimentar, pelas discussões acerca dos resultados, disponibilidade em esclarecer dúvidas e pela parceria em nosso artigo científico. Obrigada!

Agradeço ao Dr. Jason Curtis pela forma tão atenciosa e detalhada como me ensinou sobre os processos da análise de isótopos estáveis, por compartilhar suas experiências em paleolimnologia, por me receber em seu laboratório na Universidade da Flórida e tirar todas as minhas dúvidas, que não foram poucas. Obrigada!

Agradeço à Dr^a Sandra Costa Bøddeker (Sandra Vieira Costa) e Dr^a Tatiana de Araujo Jesus, que me ensinaram muito. Ambas forneceram valiosos subsídios para este trabalho, pelas suas pesquisas sobre reconstrução da eutrofização, inovadoras no país. Sand e Tati, vocês galgaram o “caminho das pedras” e certamente deixaram o caminho desta iniciante em “paleo” mais retilíneo. Obrigada pela amizade cultivada durante todos esses anos, por compartilhar comigo a experiência que tiveram e por me incluir carinhosamente na “turma do sedi ou do fundão”. Obrigada!

Agradeço à Dr^a Carla Ferragut, por compartilhar tão atenciosamente suas experiências, opiniões, visões científicas, por me ajudar prontamente em todas as minhas dúvidas, muitas vezes disponibilizando horas do seu dia. Acima de tudo, agradeço pela franqueza, amizade, honestidade e atenção que tem com todos, sejam seus alunos ou não, características dignas de um verdadeiro mestre. Obrigada!

O sucesso da amostragem dos perfis sedimentares em 2010 foi resultado da colaboração de inúmeras pessoas em uma grande equipe multidisciplinar. Desta forma, gostaria de agradecer à Sabesp (Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo, Divisão de Recursos Hídricos Metropolitanos Sudoeste), por oferecer todo o suporte para a realização da perfilagem sísmica e amostragem dos perfis sedimentares, disponibilizando barcos, técnicos capacitados e espaço físico para o seccionamento dos perfis sedimentares. Além desses aspectos, por nos oferecer dados históricos sobre a represa e,

finalmente, por manter nosso contato constante, este último certamente fará com que esta pesquisa alcance seu objetivo mais amplo: aliar o conhecimento científico ao gerenciamento da represa Guarapiranga. Obrigada!

Agradeço à equipe de campo do Instituto de Botânica (Denise de C. Bicudo, Carlos de M. Bicudo, Sandra Costa Bøddeker, Tatiane Araujo Jesus, Samantha Faustino, Jürgen Bøddeker e Ricardo Bulgarelli); da Universidade Federal Fluminense (Dr^a Ana Luiza S. Albuquerque, Pedro Caldeira, Ricardo e Alexandre “Magaiver”); da Universidade Federal de São Paulo (Dr. Décio Semensatto). Agradeço, também, aos mergulhadores da Escola de Mergulho Hidrofobia[®], responsáveis pela coleta dos perfis sedimentares. Obrigada!

A etapa posterior à amostragem também envolveu a colaboração de muitas pessoas, para que os processos analíticos iniciais ocorressem da melhor forma possível. Assim, gostaria de agradecer à equipe “eficientíssima” do Laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica: Dr^a Carla Ferragut, às queridas técnicas de laboratório Maria Auxiliadora Pinto, Amariles de Souza, Valdenice Amorin, Marli Battaglia, e aos amigos e estudantes de pós-graduação Jennifer Pereira, Angélica Righetti, Majoi Nascimento, Simone Wengrat, Samantha Faustino, Gisele Marquadt, Priscilla Denise, Thiago dos Santos, Bárbara Pellegrini, Murilo Borduqui. Obrigada!

Agradeço aos queridos amigos do Departamento de Ecologia do Instituto de Botânica, que compartilharam muitas alegrias, experiências, discussões durante os “cafés filosóficos ou científicos” ou mesmo durante nossos encontros festivos (Danielle Escudeiro, Ilka Vercellino, Murilo Borduqui, Majoi Nascimento, Jeniffer Pereira, Samantha Faustino, Angélica Righetti, Fernanda Ferrari, Tatiane Araujo Jesus, Sandra Costa Bøddeker, Luciana Godinho, Luciana Gomes, Bárbara Pellegrini, Simone Wengrat, Thiago Santos, Débora Goes, Mayara Casartelli, Gisele Marquardt, Carlos Wetzel, Sidney Fernandes, Mariane Lima, Karine Rivellino, Daiane Teixeira, Lucineide Santana, Stéfano Zorzal, Gabrielle Araujo, Paula Guimarães, Lívia Franco, Ana Margarita, Yukio Hayashi, Stefania Biolo, Priscilla Denise, Marcelle Dafré, Ricardo Nakazato, Pati Paoli). Obrigada!

Agradeço às técnicas de laboratório, Maria Auxiliadora Pinto, Larissa Stevanato e Karine Rivelino, por me auxiliarem em muitas atividades laboratoriais e de ordem organizacional. A ajuda de vocês foi essencial. Obrigada!

Agradeço à Msc. Majoi Nascimento pelas valiosas discussões que tivemos sobre este trabalho inúmeras vezes, e sobre tantas outras questões paleolimnológicas que discutimos com “imensa paixão”, juntas. Obrigada!

Agradeço aos amigos que fiz na Universidade da Florida, que tornaram minha estadia nos Estados Unidos muito prazerosa e, também, pela amizade que construímos e que continua até o presente (Qianying Lin, Christian Stanciu, Dutka-Gianelli, Cong Zhang, Jennifer Gifford, Rachel Walters, Megan Torpey, Lisa Duffy, Thomas Elliot, Marie Kurz). Gostaria de agradecer, em especial, aos amigos “brasileirinhos infiltrados nos Isteites” (Majoi Nascimento, Marco Felipe Raczka e Débora Clivati) que me ajudaram muito antes e durante a minha viagem, compartilhando comigo esta maravilhosa experiência que tive nesse país”. Obrigada!

Agradeço aos funcionários do Departamento de Ecologia do Instituto de Botânica, todos sem exceção fazem parte da minha história e me ensinaram muito. Obrigada!

Agradeço à Coordenação e às secretárias do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Área de Biologia Vegetal, da Universidade Estadual Paulista (UNESP/Rio Claro) pelo inestimável apoio recebido ao longo desses anos. Obrigada!

Agradeço à minha família que me ofereceu apoio constante e que me ensinou o valor do esforço individual, da liberdade para o crescimento e da bondade para viver bem de forma coletiva.

Agradeço ao meu noivo Willian Oliver Topal pela parceria, pelo amor e paciência nos dias difíceis e nas ausências constantes enquanto eu estava imersa nos sedimentos mais profundos. Obrigada!

Agradeço pelo apoio e crescimento propiciados pelo Projeto Temático (Acquased) no qual esta tese está inserida, projeto que me ofereceu a oportunidade de trabalhar em prol de um objetivo mais amplo: o de contribuir para a construção de um modelo (diatomáceas-fósforo), inédito na região tropical e que, sem dúvida alguma, fornecerá subsídios importantes para o monitoramento e gerenciamento das represas na região tropical como um todo. Sinto orgulho por participar de tão nobre projeto. Obrigada!

Agradeço ao apoio da FAPESP (Fundação de amparo à Pesquisa Científica do Estado de São Paulo), pela concessão de bolsa de doutorado, que tornou possível esta pesquisa e meu estágio na Universidade de Flórida. Obrigada!

“Assim como a orquestra não é feita por apenas um instrumento, a paleolimnologia não pode ser feita por apenas uma pessoa.”

MUITO OBRIGADA!

A represa Guarapiranga é o segundo reservatório de abastecimento público mais importante para a Região Metropolitana de São Paulo e um dos mais ameaçados pelos impactos antropogênicos. Nós inferimos o histórico da eutrofização nesta represa para o período ~1919-2010, em duas regiões (montante e barragem), usando multitraçadores [(marcadores da geoquímica *bulk*: COT, NT, PT, isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e diatomáceas]. Foram amostrados dois perfis sedimentares (75 e 21 cm, respectivamente) nas regiões de barragem (mais impactada) e na região de montante (menos impactada), os quais foram seccionados a cada 1 cm. As subamostras foram submetidas às análises físicas, químicas (litologia, cronologia pelo ^{210}Pb , densidade, teor de umidade, granulometria, cobre, fósforo total, nitrogênio total, isótopos estáveis [$\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$]) e biológicas (análises qualitativa e quantitativa das diatomáceas). De acordo com a cronologia, o perfil 1 (região da barragem) abrangeu o período de ~1919-2010 e o perfil 2 (região de montante), de ~1982-2010. Os dados foram avaliados mediante análises exploratórias multivariadas, de agrupamento e índices de diversidade. Foram inventariados 77 táxons infragenéricos, distribuídos em 29 gêneros. A alteração na composição florística foi caracterizada pelo acentuado declínio no número de espécies e pela redução de elementos bentônicos. A similaridade entre a comunidade pretérita e recente foi baixa e de apenas 12,5%. Marcadas alterações na comunidade de diatomáceas e na geoquímica orgânica ocorreram relativamente simultâneas no tempo, e caracterizaram três fases e quatro subfases paleoambientais no perfil 1. Nas condições iniciais da represa [~1919-1932, subfase 1a] foi detectada vegetação inundada (plantas C3) durante sua fase de construção. Espécies bentônicas, acidófilas e oligotróficas (eg. espécies de *Eunotia*) foram predominantes, além de elevadas riqueza e diversidade. Após ca. 1932 [subfase 1b] houve dominância de uma espécie planctônica (*Eunotia tukanorum*) durante o período de distúrbio físico (aumento de vazão) causado pelo início do uso da represa para abastecimento público. Os baixos valores de PT e $\delta^{15}\text{N}$, em conjunto com as diatomáceas, sugeriram condições oligotróficas de ~1919 até 1947[subfases 1a, 1b]. O início da eutrofização foi detectado a partir de ~1974 [início da subfase 3a], e caracterizado pelo abrupto aumento de espécies eutróficas, alcalinófilas e planctônicas (eg. *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis*, *Nitzschia* sp. nov.), redução da riqueza e diversidade, bem como aumento de PT e $\delta^{15}\text{N}$. A fase de maior eutrofização teve início em ~1988, e severa eutrofização cultural vem persistindo desde ~1990 [subfase 3b]. Neste período, houve decréscimo de C/N (7), aumento de PT e os sinais de $\delta^{15}\text{N}$ tornaram-se pesados (14‰), indicativos de aumento da eutrofização e da

contribuição de esgoto. Após ~1991, houve aumento das concentrações de cobre, relacionado ao uso de sulfato de cobre como algicida para conter as frequentes florações de cianobactérias após 1990. A comparação entre as duas regiões (montante e barragem) da represa revelou que os principais fatores controladores das alterações foram a eutrofização e as condições locais de cada região (urbanização, presença de macrófitas aquáticas). A região de barragem apresentou sinais de eutrofização mais acentuada e anterior no tempo (principalmente após 1990) em relação à de montante (principalmente após 2008), com defasagem de *ca.* 17 anos. Além disso, a região de montante mostrou estrutura de diatomáceas heterogênea (espécies planctônicas, bentônicas, oligotróficas, eutróficas) com elevada diversidade, favorecidas pela disponibilidade de habitats (macrófitas flutuantes) e pelas condições ambientais de menor impacto antrópico (águas mesotróficas, maior área florestada da bacia e menor urbanização). As alterações do estado trófico na represa Guarapiranga foram grandemente atribuídas ao aumento desordenado da urbanização em sua bacia de drenagem e ao lançamento de esgoto, que já comprometem a represa como um todo. Esforços para recuperação deste manancial devem ser dirigidos para a mitigação das entradas de nutrientes. Destaca-se a importância do arquivo sedimentar como memória das alterações da biodiversidade e do processo da eutrofização em represas, propiciando rica informação em longa série temporal. Apesar da complexidade na dinâmica de represas, o estudo demonstrou o sucesso da abordagem paleolimnológica, com base nas diatomáceas em associação à geoquímica orgânica *bulk*, para reconstruir a eutrofização em represa de abastecimento público. Tal abordagem constitui-se em importante ferramenta para auxiliar o gerenciamento desse ecossistema e demais represas, uma vez que providencia estimativas das condições ambientais anterior ao distúrbio (condições basais) e permite o conhecimento de quando a eutrofização teve início, identificando a causa do problema, que são essenciais para estabelecer metas de recuperação.

Palavras-chave: biodiversidade, diatomáceas, isótopos estáveis, matéria orgânica, represa de abastecimento

GENERAL SUMMARY

Gurapiranga Reservoir is the second most important public water supply in São Paulo Metropolitan Region, and also is one of the most threatened by human impacts. We inferred the trophic state history of this large reservoir for the period 1919-2010, in two regions (upstream and dam), using a multiproxy approach [(geochemistry (TOC, TN, TP, C/N, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) and diatom assemblages)]. Two sediment cores (75 and 21 cm) were sampled, respectively near the dam (the most impacted region) and in the upstream zone (the least impacted region), which were sectioned every 1 cm. Sub-samples were subjected to physical, chemical (lithology, chronology by ^{210}Pb , density, water content, granulometry, copper, total phosphorus, total nitrogen and stable isotope [$\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$]) and biological analyses (diatom assemblages). According to geochronology, profile 1 (dam region) covered the period 1919-2010 and profile 2 (upstream region) the period 1982-2010. Data were analyzed by multivariate exploratory analyzes, clustering and diversity indexes. We recorded 77 taxa, distributed in 29 genera. The change in the floristic composition was characterized by a sharp decline in the number of species and the reduction of benthic elements. Similarity between the early and modern assemblages was very low (12.5%). Marked shifts in geochemistry and diatom assemblages enabled identification of three paleolimnological phases and four subphases in sediment profile 1 (dam region). The initial condition was characterized by flooded vegetation (C3 plants) for the construction of the dam [~1919-1932, subphase 1a]. Early diatom assemblage was dominated by benthic, acidophilus and oligotrophic taxa (e.g. *Eunotia* species), and by high richness and diversity. After ca. 1932 [subphase 1b] there was a shift to dominance by a planktonic species (*Eunotia tukanorum*) during the period of physical disturbance and early use of the water body as a public water supply. The low TP values and $\delta^{15}\text{N}$ signals, associated with the diatom assemblages showed that the reservoir was oligotrophic from ~1919 to 1947 [subphases 1a, 1b]. The onset of eutrophication was in ~1974 [beginning of subphase 3a], and was characterized by the sharp increase in eutrophic, planktonic and alcalinophilous species (e.g. *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis*, *Nitzschia* sp. nov.), by the decline in richness and diversity, and by the increase in TP and $\delta^{15}\text{N}$ values. The phase of greater eutrophication began in ~1988 [subphase 3b] and severe eutrophication has persisted since ~1990. In this period C/N decreased (7), TP increased and $\delta^{15}\text{N}$ signals became heavier (14‰), indicating the increasing eutrophication and sewage inputs. Higher concentrations of copper in the sediments, beginning in 1991, reflect the increased use of copper sulfate to control cyanobacteria blooms. Comparison between both profiles showed that the main controlling

factors of changes were cultural eutrophication and the local conditions of each region (urbanization, presence of macrophytes). The dam region showed earlier signs of more severe eutrophication (since 1990), while upstream zone became eutrophic mainly after 2008, with a ~17 year-gap. Moreover, the upstream region showed heterogeneous diatom assemblages (planktonic, benthic, oligotrophic and eutrophic species) and high diversity, probably provided by the habitat availability (free-floating macrophytes) and environmental conditions of low human impact (mesotrophic water, the largest forested area and lower urbanization in the watershed. Changes in the trophic state history of Guarapiranga Reservoir are largely attributable to increased urbanization of the drainage basin and inputs of sewage, and have already impacted the reservoir as a whole. Restoration efforts must focus on mitigating this nutrient source. The study highlights the importance of the aquatic sediments as a “memory” of biodiversity changes and the cultural eutrophication in reservoirs, providing rich information in long temporal series. Despite the complexity in the dynamics of reservoirs, this study demonstrated the success of paleolimnological approach, based on diatoms and geochemistry, to infer the eutrophication in a water supply reservoir. Such approach can provide an important tool to managers of this and other reservoirs, since it provides estimates of environmental conditions prior to disturbance (baseline conditions) and allows the understanding of when and how the eutrophication began, which are essential to establish recovery goals.

Keywords: biodiversity, diatoms, stable isotopes, organic matter, water supply reservoir.

Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. ÁREA DE ESTUDO	5
3. MATERIAL E MÉTODOS	26
CAPÍTULO 1: The eutrophication history of Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil	38
Abstract	38
Introduction	39
Material and Methods	40
Results	42
Discussion	45
References	50
Appendix	55
CAPÍTULO 2: Geoquímica orgânica <i>bulk</i> (COT, NT, PT, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$) e o histórico da eutrofização em duas regiões da Represa Guarapiranga	65
Resumo	65
Abstract	66
Introdução	67
Área de Estudo	69
Material e métodos	71
Resultados	74
Discussão	88
Consideração final	92
Referências citadas	93
Anexo 1	98
Anexo 2	98
CAPÍTULO 3: Alteração da estrutura e declínio da diversidade de diatomáceas em registro sedimentar (91 anos) de duas regiões da Represa Guarapiranga com diferentes impactos da eutrofização	99
Resumo	99
Abstract	100
Introdução	101

Área de Estudo	103
Material e métodos	103
Resultados	106
Discussão	116
Consideração final	121
Referências citadas	122
Anexo 1	126
Anexo 2	128
Anexo 3	129
CAPÍTULO 4: Flora e distribuição das diatomáceas em perfis sedimentares da represa Guarapiranga: 91 anos de informação	131
Resumo	131
Abstract	132
Introdução	134
Área de Estudo	134
Material e métodos	134
Resultados e Discussão	135
Pranchas	172
Consideração final	195
Referências citadas	195
CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÃO FINAL	201
REFERÊNCIAS CITADAS	203

1.1. Fundamentação teórica

A eutrofização é um dos problemas ambientais mais bem documentado em âmbito mundial (Sayer & Roberts 2001; Battarbee *et al.* 2005; Bennion & Simpson 2011), cuja solução ainda está longe de ser atingida (Carpenter 2005). Particularmente em represas urbanas, as principais alterações advindas da eutrofização são oriundas dos usos múltiplos (Räsänen *et al.* 1986). Tais ecossistemas, funcionam como verdadeiros “acumuladores de informações”, já que constituem pontos de convergência das diferentes atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica, inclusive de seus usos, aspectos sócio-ambientais e econômicos, de forma que a qualidade da água reflete as múltiplas atividades humanas e os impactos decorrentes dessas atividades (Rebouças 1999).

A compreensão da trajetória passada e da variabilidade do ecossistema aquático é fundamental para gerar linhas de base e implantar estratégias de recuperação e gerenciamento ambiental, especialmente, em ecossistemas que possuem alto valor ecológico e importância econômica (Vilaclara *et al.* 1997; Baker *et al.* 2005), como é o caso das represas destinadas ao abastecimento público. Neste sentido, estudos que abrangem séries temporais longas são essenciais, uma vez que evitam a visão reducionista da natureza, incapaz de perceber a complexidade dos problemas ambientais no espaço e no tempo (Battarbee *et al.* 2005).

Estudos de longa duração são capazes de fornecer informações sobre mudanças temporais nos ecossistemas. Tais estudos são considerados escassos, desta forma a análise dos registros sedimentares de ecossistemas aquáticos vem preencher esta lacuna, pois é capaz fornecer ampla gama de informações sobre as mudanças que ocorreram no ecossistema ao longo do tempo, possibilitando inferir sobre seu histórico ambiental (Yu *et al.* 2007). Além disso, permite estabelecer perspectivas de longo prazo mediante comparação entre as condições ambientais atuais e as de referência (Brenner *et al.* 2001). Neste sentido, os sedimentos aquáticos representam uma valiosa ferramenta de natureza biogeoquímica, visto que as camadas estão sequencialmente acumuladas no espaço e no tempo, podendo ser considerados como a “memória da bacia de drenagem” na qual estão inseridos (Mozeto 2004).

1.2. Multitraçadores biogeoquímicos nos sedimentos

Um perfil sedimentar apresenta resquícios biogênicos (espécies) que se depositaram no sedimento ao longo do tempo, bem como os táxons (*e.g.* frústulas) provenientes de diversos habitats do ecossistema aquático (*e.g.* plâncton, perífiton, bentos, macrófitas) e terrestre (plantas vasculares),

isto é, de toda a bacia de drenagem, propiciando uma análise temporal e espacialmente integrada da biodiversidade (Davidson *et al.* 2013). Tais informações históricas podem ser utilizadas para a reconstrução de mudanças tanto de ambientes aquáticos como terrestres adjacentes (Lotter & Birks 2003; Birks & Birks 2006).

As interpretações bioestratigráficas fornecem dados paleoambientais eficazes, uma vez que as mudanças nas comunidades refletem a resposta da biota à variabilidade ambiental do ecossistema e aos impactos antropogênicos em escala de tempo conhecida (Alefs & Müller 1999) a partir de técnicas cronológicas (*e.g.* ^{210}Pb).

Dentre os microorganismos indicadores, as diatomáceas têm sido apontadas como um dos mais adequados em estudos paleolimnológicos, pois apresentam certas vantagens em relação aos demais grupos. Dentre essas, possuem paredes celulares silicificadas, que confere boa preservação nos sedimentos; as amplitudes ecológicas são relativamente bem conhecidas em nível específico; apresentam curto tempo de geração, respondendo rapidamente às alterações ambientais (Dennys 1991).

As diatomáceas propiciam informações sobre uma extensa gama de interpretações ambientais, dentre as quais, alterações relacionadas ao clima, temperatura, pH, salinidade, profundidade, estado trófico (Smol 2008) e diversidade (Sayer *et al.* 1999; Velghe *et al.* 2012; Davidson *et al.* 2013). Em particular, destaca-se o amplo uso das diatomáceas em estudos sobre eutrofização (*e.g.* Hall & Smol 1992; Pan & Brugam 1997; Hammer & Stoermer 1997; García-Rodríguez *et al.* 2002; Dong *et al.* 2007; Yu *et al.* 2007; García-Rodríguez *et al.* 2011; Bennion & Simpson 2011; Costa-Böddeker *et al.* 2012; Liu *et al.* 2013). Em função disto e aliada à escassez de dados de longa duração que abranjam condições pré-impacto, as informações paleolimnológicas com base neste grupo de algas vêm sendo incorporadas em programas de gerenciamento de ambientes aquáticos continentais, a exemplo da Europa (European Council Water Framework Directive, WFD - European Union 2000), cuja diretiva estabeleceu que todos os corpos d'água devem retornar a um "bom" estado ecológico até 2015-2027 (Bennion & Smith 2004; Smol 2008).

Além das diatomáceas, a geoquímica orgânica tem inúmeras aplicações em reconstruções paleoambientais, uma vez que após a sedimentação, o material depositado representa um valioso arquivo das condições ambientais passadas (Smeltzer & Swain 1985) tanto do ecossistema aquático, quanto de sua bacia de drenagem. Esses marcadores são utilizados para inúmeras inferências, tais como a origem da matéria orgânica (se oriunda de plantas terrestres, macrófitas ou algas) (Martinelli *et al.* 1991; Meyers 2004); sobre mudanças na produtividade (Hodell & Schelske 1998; Abreu *et al.* 2006; Torres *et al.* 2012), sobre o processo da eutrofização (Brenner *et al.* 1999; Zimmerman *et al.* 2002; Engstron *et al.* 2006), bem como identificar impactos antropogênicos, tais como contribuição de

efluentes urbanos e industriais (Rolston *et al.* 1996; Savage *et al.* 2004; Costanzo *et al.* 2005; Vaalgamaa *et al.* 2013). Desta forma, quando contemplados conjuntamente, os marcadores geoquímicos e biológicos (diatomáceas), definida como abordagem *multiproxy* (através de multitraçadores), pode ser providenciado registros holísticos das alterações nos ecossistemas aquáticos, bem como da bacia de drenagem (Lotter 2001).

1.3. Contextualização histórica

Até o presente, a maior parte do conhecimento paleolimnológico está centrada em lagos de regiões temperadas, a exemplo de estudos que avaliaram a evolução do estado trófico a partir das diatomáceas (*e.g.* Bennion 1995; Naya *et al.* 2007; Yu *et al.* 2007; Velghe *et al.* 2012) ou acessaram as condições de referência ou iniciais (*e.g.* Räsänen *et al.* 2006; Bennion & Simpson 2011). Outros exemplos incluem o uso das diatomáceas para inferir o clima pretérito e uso do solo (*eg.* Kuwae *et al.* 2004; Barker *et al.* 2005), além da abordagem *multiproxy* adotada a partir do uso de diatomáceas e outros marcadores conjuntamente (*e.g.* Lotter 2001; Dalton *et al.* 2005; Köster *et al.* 2005; Briner *et al.* 2006; Moreno *et al.* 2011).

Em regiões tropicais e subtropicais, os estudos paleolimnológicos são ainda, em sua quase totalidade, desenvolvidos em sistemas lacustres, podendo-se citar os realizados na África Central, no Lago Malawi (Owen & Crossley 1992), na África do Sul, em lago urbano (García-Rodríguez *et al.* 2007), em Marrocos, no Lago Tigalmamine (Lamb *et al.* 1995), em lagos no Quênia (Barker *et al.* 2001), no Lago Okeechobee, na Flórida (Stoermer *et al.* 1992), no Chile (Urrutia *et al.* 2000), no Lago Blanca, no Uruguai (García-Rodríguez *et al.* 2002), no Rio de la Plata, no Uruguai (García-Rodríguez *et al.* 2011) e na Laguna Azul, Argentina (Mayr *et al.* 2005) em lagos vulcânicos no México (Vázquez & Caballero 2013).

Os trabalhos paleolimnológicos realizados em represas são escassos em âmbito mundial, e destacam-se os que utilizaram diatomáceas em reconstruções desses ecossistemas artificiais (Donar *et al.* 1996; Hall *et al.* 1999; Liu *et al.* 2012; Tibby *et al.* 2010). Apesar do sensível aumento das pesquisas paleolimnológicas nas últimas décadas, Smol (2008) destaca a necessidade de estudos em regiões de clima tropical.

Particularmente no Brasil, trabalhos que incluem a avaliação da resposta das diatomáceas sedimentares às variações ambientais são extremamente raros. As poucas contribuições existentes foram realizadas fora do Estado de São Paulo (Callegaro 1988; Dumont & Tundisi 1997; Fürstenberger 2001; Gomes 2007; Souza *et al.* 2007; Castro *et al.* 2013) e visaram, principalmente, à reconstrução do clima pretérito, exceto às três últimas que avaliaram a mudança do pH, indicações de paleoambientes e alterações do nível da água. Apenas mais recentemente, uma única contribuição

visou à reconstrução do estado trófico de represa urbana hipereutrófica, localizada na Região Metropolitana de São Paulo (Costa-Böddeker *et al.* 2012).

Com base na revisão bibliográfica, torna-se clara a grande escassez de informações paleolimnológicas que visam reconstruir a evolução trófica de ecossistemas de regiões tropicais de modo geral e, particularmente, no Brasil, inexistente qualquer contribuição paleolimnológica em represas de abastecimento público.

1.4. Justificativa do presente estudo

A represa Guarapiranga, atualmente considerada o segundo maior produtor de água para RMSP (Região Metropolitana de São Paulo), responsável pelo abastecimento de 20% de sua população (*ca.* de 4 milhões), figura entre os mananciais mais ameaçados (Whately & Cunha 2006).

Poucos estudos foram realizados neste ecossistema e todos estão relacionados ao período pós-impacto antrópico (pós-eutrofização). Dentre os mais relevantes estão os trabalhos sobre estimativas do fluxo bentônico de nutrientes através da interface sedimento-água (Mozeto *et al.* 2001); ocorrência de cianobactérias e microcistinas dissolvidas nas águas superficiais da represa (Carvalho *et al.* 2007); avaliação dos distúrbios periódicos, gradientes tróficos e suas relações com o crescimento do fitoplâncton (Beyruth 2000); caracterização da composição química das águas na represa (Cobrape 1994; Richter *et al.* 2007); além de outras contribuições ainda não publicadas, restritas em dissertações de mestrado e teses de doutorado (*e.g.* Carvalho 2003, Mateus 2006, Matsuzaki 2007). Finalmente, há informações relevantes sobre a sub-bacia hidrográfica da Guarapiranga, organizadas e sintetizadas desde 1996 pelo Programa “*Mananciais do Instituto Socioambiental*” e disponibilizadas em documentos sínteses e mapas temáticos (Whately & Cunha 2006), bem como sobre a qualidade da água e de sedimentos superficiais como parte da rede de monitoramento das águas interiores do Estado de São Paulo (*e.g.* Cetesb 2007). Entretanto, inexistem informações de longo prazo que abranjam escala temporal (pré e pós-impacto antrópico) na represa Guarapiranga, sendo as condições iniciais deste ecossistema ainda desconhecidas.

Assim, a presente proposta pretende inferir sobre o processo histórico de eutrofização da represa Guarapiranga, incluindo série temporal de *ca.* 91 anos (pré e pós-impacto), e avaliar duas regiões na represa (montante e barragem), a partir da abordagem *multiproxy* (diatomáceas e geoquímica orgânica *bulk*). Trata-se da segunda contribuição no país sobre reconstrução da eutrofização e a primeira a ser realizada em represa de abastecimento público. Insere-se em projeto mais amplo (*Diagnóstico basal e reconstrução de impactos antrópicos na represa Guarapiranga com vistas à sustentabilidade do abastecimento da RMSP e ao gerenciamento da qualidade da água de represas*), que visa elaborar um modelo de função de transferência diatomáceas-fósforo a partir de

uma malha de calibração espacial, inédito nas regiões tropicais, o qual será aplicado na represa Guarapiranga com base, principalmente, nos resultados deste estudo.

Portanto a realização do presente estudo justifica-se não apenas pelo caráter inédito do estudo paleolimnológico em represa de abastecimento público, mas também pela necessidade de conhecer o estado basal (condições iniciais), acessar a variabilidade ambiental e as alterações ao longo do tempo como reflexo da eutrofização cultural, visando auxiliar em sua gestão e recuperação.

A tese está organizada em quatro capítulos, que pretendem abordar sequencialmente os seguintes objetivos, partindo da escala mais ampla para a mais específica, como segue:

Capítulo 1: Inferir sobre o histórico da eutrofização cultural na represa Guarapiranga durante o último século (*ca.* 1919-2010) usando multitraçadores [(marcadores da geoquímica orgânica: COT, NT, PT, isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e diatomáceas], bem como caracterizar as condições iniciais deste ecossistema.

Capítulo 2: Conhecer as mudanças nas fontes de matéria orgânica na represa em série temporal (*ca.* 1919-2010) e relacionar duas regiões distintas na represa (montante e barragem) ao histórico de intenso processo de urbanização durante as três últimas décadas (~1980-2010).

Capítulo 3: Avaliar como a estrutura da comunidade (tipo de hábitat, preferências ecológicas, abundância de espécies) e a diversidade de diatomáceas se alteram em escalas temporal (*ca.* 91 anos) e espacial (montante e barragem), considerando duas regiões submetidas a diferentes impactos da eutrofização.

Capítulo 4: Apresentar a flora de diatomáceas, avaliar sua alteração ao longo de *ca.* 91 anos (1919-2010) na represa e avaliar se as alterações refletem o processo da eutrofização nesse ecossistema.

2. ÁREA DE ESTUDO

2.1. Represa Guarapiranga

Localização - A Bacia Hidrográfica do Guarapiranga localiza-se na porção sudoeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), tem parte de seu território inserido na Área de Proteção Ambiental Municipal do Capivari Monos (8%) e a totalidade na área de abrangência da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo (Whately & Cunha 2006) (Fig. 1).

A represa Guarapiranga situa-se na bacia do Alto Rio Tietê e sub-bacia Guarapiranga, na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos UGRHI6 (Fig. 2). Compreende parte dos municípios de São Paulo (211 km²) e Embu (41 km²), a quase totalidade territorial de Itapeverica da Serra (183

km²) e Embu-Guaçu (162 km²), além de porções pouco extensas dos municípios de Juquitiba, São Lourenço da Serra e Cotia (Fig. 3). Ao total, quatro bacias influenciam diretamente a represa (Embu Mirim, Santa Rita, Embu Guaçu e Caulim), além de diversos córregos e pequenos cursos d'água (França 2000; Whately & Cunha 2006). Isto significa que hidrológica e hidro-sedimentologicamente são estas as bacias que governam a represa Guarapiranga (Projeto Acquased, 2012) (Fig. 3).

A abrangência territorial dos municípios pertencentes à Bacia do Guarapiranga encontra-se na tabela 1.

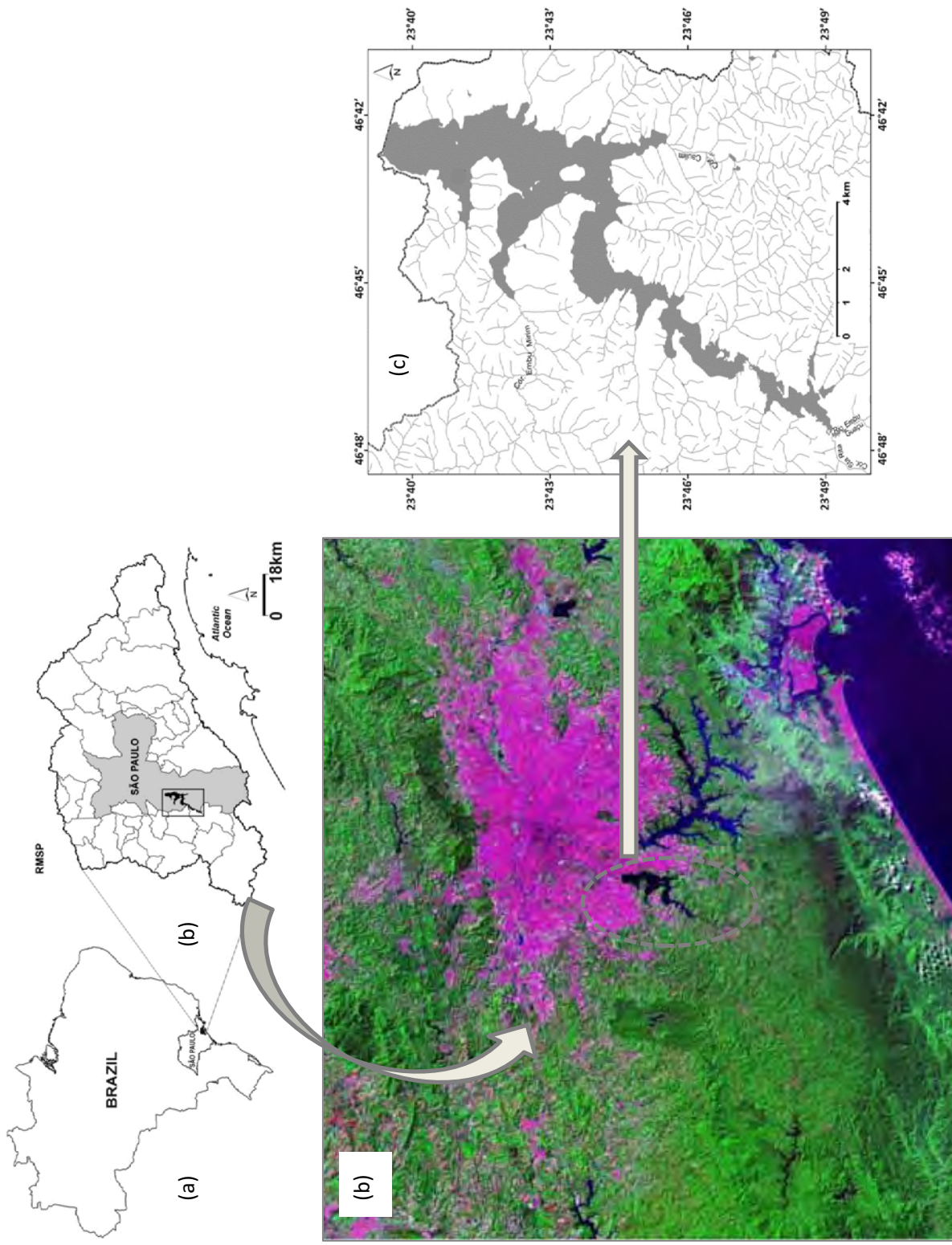


Figura 1. (a) Localização do Estado de São Paulo no Brasil, (b) localização da represa Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e (c) represa Guarapiranga.

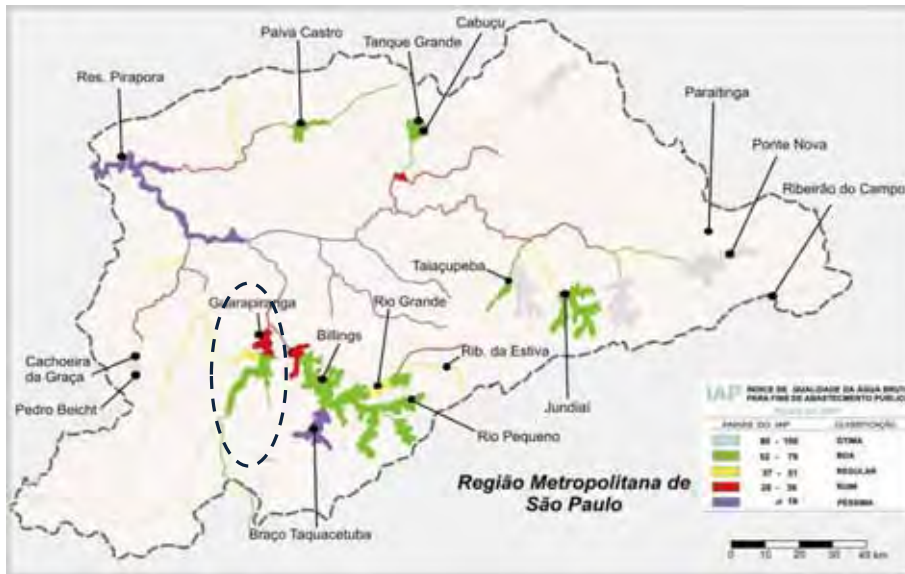


Figura 2. Localização das represas incluídas na UGRHI6. Modificado da Cetesb (2007). Destaque para a represa Guarapiranga. Índice da qualidade da água (IAP) pela Cetesb (2007).



Figura 3. Municípios que compõem a Bacia da Guarapiranga. Fonte: Acquased, 2012.

Tabela 1. Abrangência territorial dos municípios pertencentes à Bacia do Guarapiranga (Fonte: Whately & Cunha 2006).

Municípios	% do município inserido na bacia	% do município fora da bacia
São Paulo	85%	15,6%
Embu-Guaçu	100%	0%
Itapecerica da Serra	100%	0%
Embu	42%	57,9%
São Lourenço da Serra	82%	17,7%
Cotia	93%	6,9%
Juquitiba	99%	1,5%

Morfometria e informações operacionais - A represa Guarapiranga apresenta área de 36,18 km², tempo de retenção da água de 185 dias, profundidades média e máxima de 7 m e 13 m, respectivamente (Beyruth 2000; Carvalho 2003) e volume total de 253 x 10⁶ m³ (Mozeto *et al.* 2001).

Atualmente, a represa é considerada o segundo maior produtor da RMSP, atendendo cerca de quatro milhões de habitantes, dos quais 95% da população reside no Município de São Paulo (principalmente nas zonas Sul e Sudoeste) e 5% em Taboão da Serra (Mateus 2006, Cetesb 2007).

O sistema produtor Guarapiranga inclui a represa e duas transposições de água de outras bacias hidrográficas. A primeira e mais antiga é a reversão do Rio Capivari para o Rio Embu-Guaçu. A segunda, em funcionamento desde 2000, porém de forma não contínua, consiste na reversão das águas do braço Taquacetuba da represa Billings, para o Rio Parelheiros (Whately & Cunha 2006). Os principais tributários que deságuam na represa são: Rios Bonito, das Pedras, Parelheiros, Córregos Tanquinho e São José na margem direita. Na margem esquerda: Rios Embu-mirim, Embu-Guaçu e Córregos Guaravirutuba, Itupú e Mombaça (Fig. 4).

Uso e cobertura da terra - Em 1986 havia predomínio de cobertura florestal, a qual correspondia a mais de 50% da área da bacia. Em seguida, destacavam-se as coberturas do tipo campo e agricultura, representando quase 40% da área total. A área construída (edificada) representava 5,5% da bacia (Fig. 5). É possível perceber que a represa em 1986 se encontrava razoavelmente comprometida devido à ocupação antropogênica próxima às suas margens. Esta ocupação mais acentuada ocorreu, principalmente, no Município de São Paulo. Os núcleos urbanos mais distantes na região de montante como os de Embu, Embu Guaçu e Itapecerica da Serra, eram ainda pouco impactantes (Projeto Acquased, 2012).

A análise da figura 5 revela algumas tendências, onde se destacam: as áreas construídas e urbanizadas encontram-se concentradas na porção nordeste do Município de São Paulo, sendo notável a urbanização que se estabelece próxima às margens da represa, especialmente na margem direita (bairro de Santo Amaro), próximo à barragem (**domínio 1**). Também se destaca a formação de um eixo de áreas construídas (urbanização) ao longo da rodovia Regis Bittencourt (**domínio 2**), envolvendo os centros dos municípios de Embu e Itapecerica da Serra. Algumas áreas construídas se estabelecem no ponto mais à montante, na margem da represa, no seu extremo sul (**domínio 3**). As áreas de mata (vegetação florestal) concentram-se na região sul, dissolvendo em maciços gradualmente menores no sentido de montante da represa e dos fundos de vale (**domínios 3 e 4**) (Projeto Acquased, 2012).



Figura 5. Mapa de uso e cobertura da terra da Bacia do Guarapiranga no ano de 1986. Os domínios (números) assinalam áreas de maior concentração urbana na bacia, com observações no texto. Fonte: Projeto Acquased (2012).

Em 2000, a população residente na área da bacia era de aproximadamente 766.810 mil pessoas e apenas 54% dos domicílios existentes contavam com coleta de esgotos (Whately & Cunha 2006). Nesse período houve tendência de aumento da área construída na bacia, sendo a ocupação caracterizada como de alta densidade, avançando manchas mais próximas às margens da represa, principalmente na porção norte (Fig. 6). A distribuição de loteamentos irregulares na bacia nesse mesmo ano já era expressiva (França 2000) (Fig. 7).

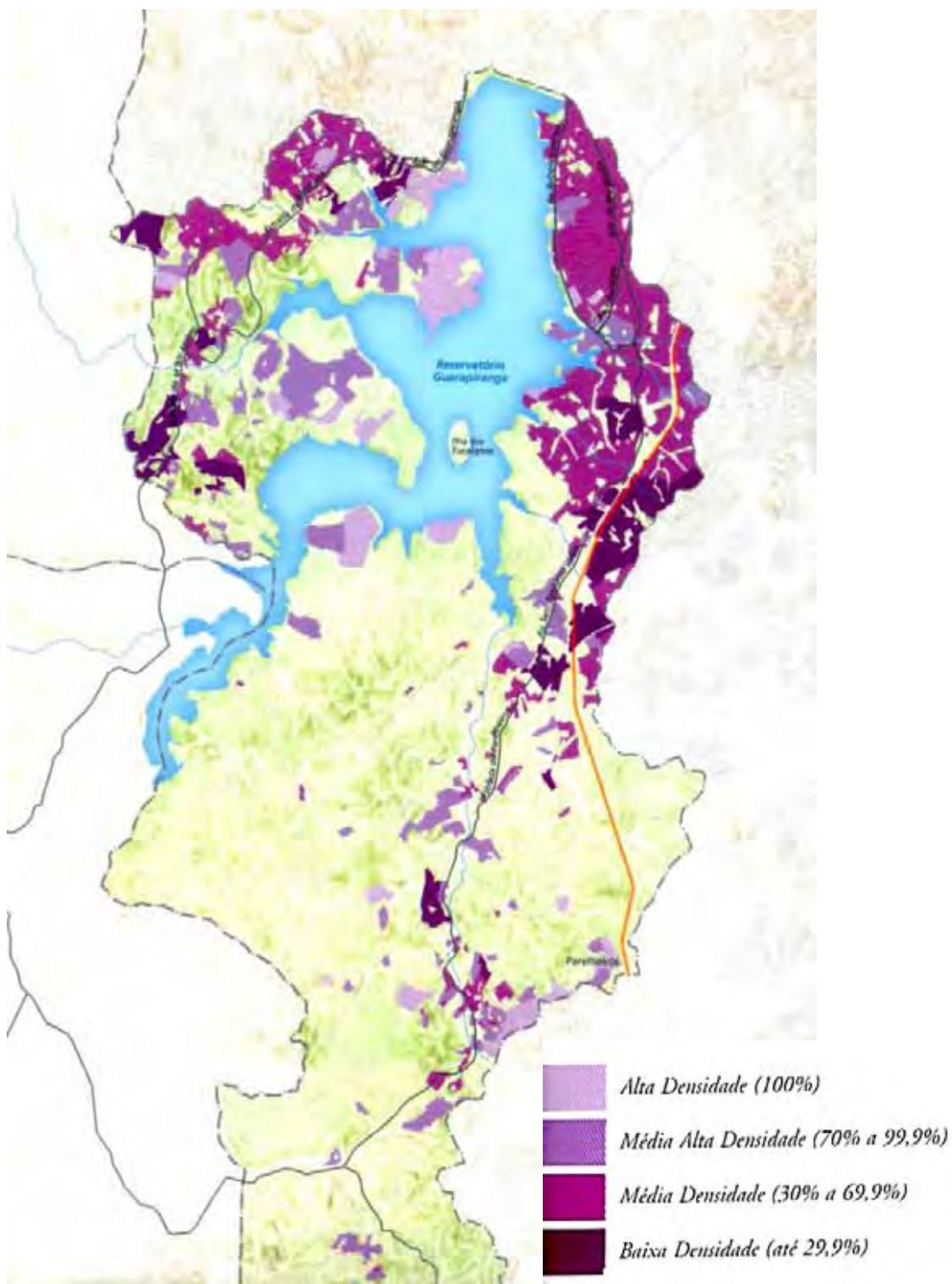


Figura 6. Densidade de área construída na Bacia do Guarapiranga até o ano de 2000 (Fonte: França 2000).

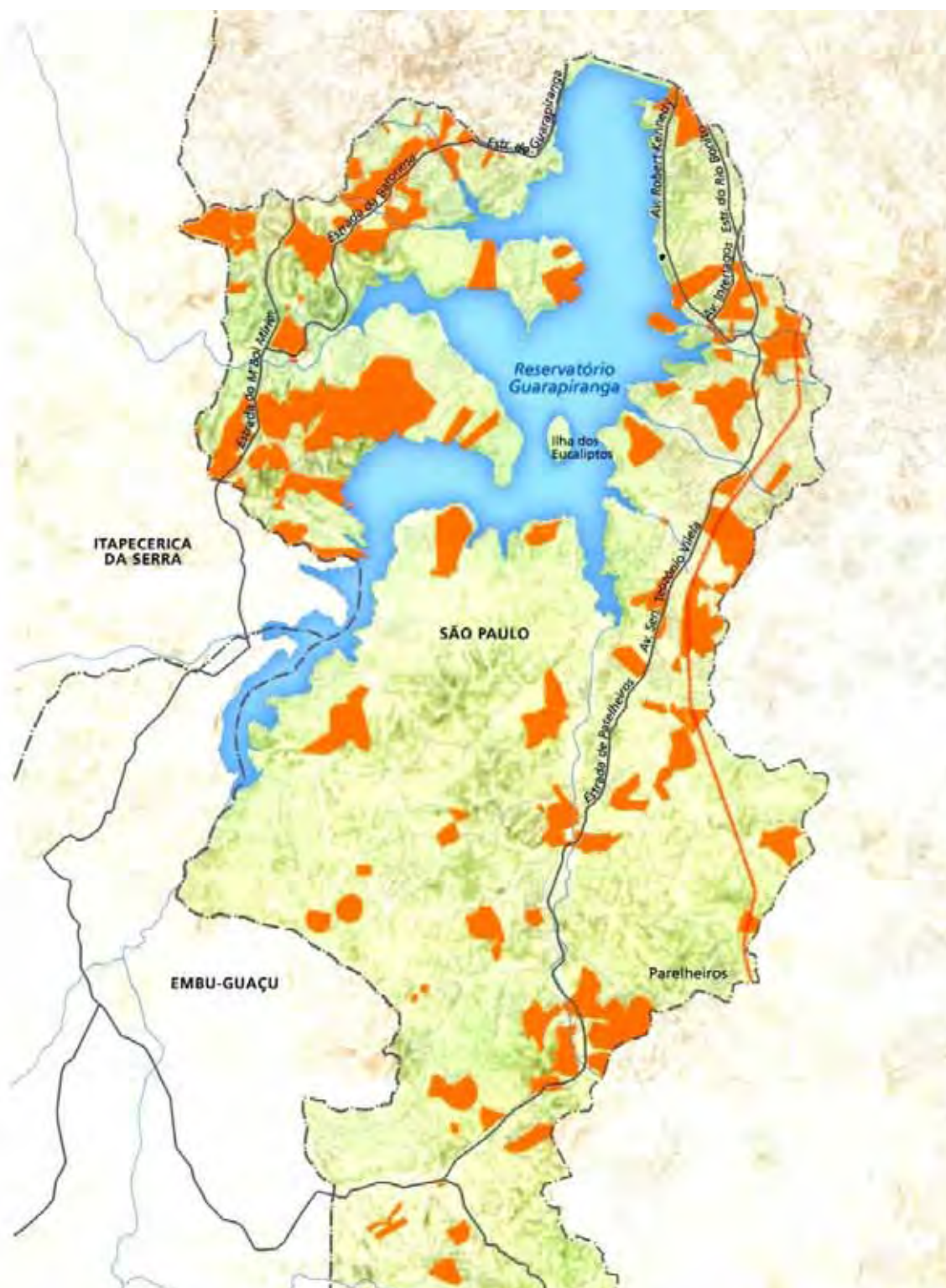


Figura 7. Distribuição dos loteamentos irregulares na Bacia do Guarapiranga até o ano de 2000 (Fonte: França 2000). Manchas de cor laranja representam ocupações irregulares na Bacia do Guarapiranga.

Em 2002, observou-se redução da cobertura do tipo mata, que passou a representar 38% do total da área da bacia, enquanto a área urbanizada teve um aumento relativo, passando a ocupar quase

10% do total das áreas da Bacia do Guarapiranga (Fig. 8). Essas áreas são apontadas e numeradas na figura 8, e descritas na forma de domínios (Projeto Acquased, 2012), a seguir:

No domínio 1 há predominância de áreas urbanizadas situadas na margem direita da represa envolvendo parte dos bairros Santo Amaro (Capela do Socorro, Cidade Dutra e Rio Bonito) e Parelheiros (Nova Parelheiros). A região da Capela do Socorro localizada no extremo nordeste da região apresenta uma urbanização historicamente consolidada que foi se desenvolvendo na direção sul ao longo da Av. Sen. Teotônio Vilela e Av. Sadamu Inoue, até a região de Parelheiros. Nesta região, detectou-se um crescimento urbano considerável com relação ao observado em 1986. Trata-se da região mais urbanizada da bacia.

O domínio 2 mostra predominância de áreas urbanizadas situadas na margem esquerda da represa envolvendo parte do bairro do Capão Redondo e o Jardim Ângela. A urbanização desenvolveu-se na direção sul ao longo da estrada do M'Boi Mirim. Nesta região, observa-se um salto de crescimento urbano com relação ao observado em 1986. Trata-se da segunda região mais urbanizada da bacia.

O domínio 3 mostra a predominância de áreas urbanizadas situadas a noroeste da bacia envolvendo as áreas centrais dos municípios de Embu (Estância Turística) e Itapecerica da Serra. Os núcleos urbanos historicamente consolidados estão em franco processo de conturbação, que vem ocorrendo ao longo da rodovia Régis Bittencourt (BR-116) e estrada de Itapecerica. Nesta região, observa-se um salto de crescimento urbano em relação ao observado em 1986. Trata-se da terceira região mais urbanizada da bacia.

No domínio 4 há predominância das áreas urbanizadas situadas no centro-sul da bacia envolvendo a área central do Município de Embu-Guaçu e o bairro do Cipó-Guaçu. Percebe-se a tendência de crescimento urbano ao longo da estrada Inozume Kagohara e da estrada do Embu-Guaçu. Nesta região, observa-se um salto de crescimento urbano significativo com relação ao observado em 1986. Trata-se da quarta região mais urbanizada da bacia.

Destaca-se a predominância de áreas florestadas situadas no extremo sul, sudoeste e oeste da bacia envolvendo parte dos municípios de São Paulo, Embu-Guaçu, São Lourenço da Serra e Itapecerica de Serra. Trata-se da região mais preservada com florestas da bacia (principalmente as regiões à montante). Finalmente, com relação a 1986, as áreas urbanizadas aumentaram duas vezes e as áreas relacionadas a campo e agricultura sofreram redução de um terço. No caso das áreas florestadas, a cobertura pouco mudou, podendo ser considerada estável.



Figura 8. Mapa de uso e cobertura da terra da bacia do Guarapiranga no ano de 2002. Os Domínios 1, 2, 3 e 4 destacam a presença de áreas urbanizadas (com base em EMPLASA 2005). Fonte: Projeto Acquased (2012).

Em 2003, a Bacia Hidrográfica da Guarapiranga apresentava 59% de seu território alterado por atividades humanas. Atividades agrícolas, campo antrópico, mineração, reflorestamento, solo exposto, indústrias e áreas de lazer ocupavam 42% da área total da bacia e os usos urbanos 17% (Whately & Cunha 2006). Em 2010, a tendência observada em 2003 persistiu, com pronunciada tendência de crescimento populacional na bacia (Projeto Acquased, 2012).

Segundo dados de monitoramento da Cetesb (2007), a situação de aumento da ocupação urbana se agrava ainda mais na região próxima à captação de água (barragem).

Apesar de sua importância para o abastecimento público, parte substancial dos esgotos gerados pelos mais de 200 mil domicílios existentes na bacia tem como destinação final os rios, córregos e demais afluentes da represa (Whately & Cunha 2006) (Fig. 9).



Figura 9. Imagens do entorno da represa Guarapiranga (região próxima à barragem/ captação). Área de uso urbano de baixo padrão e despejo de esgoto na represa. Fontes: www.riosdobrasil.com.br (consulta: jan/2009).

Informações geológicas, geomorfológicas e pedológicas – A Bacia Hidrográfica do Guarapiranga apresenta rochas pré-cambrianas, cristalinas, que representam cerca de 90% das rochas aflorantes e está inserida no contexto da Faixa Ribeira, Domínio Embu. Esse domínio corresponde a um conjunto de rochas metamórficas e granitos nelas intrusivos, cujas idades são, respectivamente, mesoproterozóicas e neoproterozóicas (CPRM 1999, 2006).

As principais unidades geomorfológicas da Bacia do Guarapiranga encontram-se, segundo a divisão geomorfológica do Estado de São Paulo, no Planalto Atlântico e participa, em sua maior parte, do Planalto Paulistano e do Planalto de Ibiúna na porção correspondente à Bacia do rio Embu Mirim, na vertente esquerda da bacia (Ponçano *et al.* 1981). Na zona do Planalto Paulistano, há duas subzonas na Bacia, a da Morraria do Embu que ocupa sua maior parte e a das Colinas de São Paulo, restrita às proximidades da barragem.

Os sistemas de relevo que predominam na Bacia do Guarapiranga são os Morrotes Alongados Paralelos, isto é, elevações com amplitudes locais inferiores a 100 m, com topos arredondados e vertentes com perfis retilíneos a convexos, drenagem de alta densidade, padrão paralelo à treliça e vales fechados (Projeto Acquased, 2012).

Em direção a Serra do Mar (cabeceiras), o relevo suaviza passando para o Sistema de Morrotes Baixos que apresentam relevo ondulado onde predominam amplitudes locais menores do que 50 m. Destaca-se que também podem ocorrer colinas nas cabeceiras, com declividades inferiores a 15%, e que o relevo se intensifica para jusante, afastando-se da Serra do Mar, especialmente na vertente esquerda, na sub-bacia do Embu Mirim (Projeto Acquased, 2012).

2.2. Informações históricas das principais alterações na bacia hidrográfica na Bacia do Guarapiranga

As informações históricas levantadas foram essenciais para as interpretações paleolimnológicas realizadas no presente estudo e como auxílio importante para a validação da cronologia pelo ^{210}Pb . O histórico foi levantado a partir de documentos históricos, livros e relatórios ambientais e são apresentados em itens na sequência temporal em que ocorreram.

Em 1906, a Companhia de Energia Elétrica Light & Power iniciou as obras de represamento do Rio Guarapiranga, com o propósito de geração de energia elétrica e regularização da vazão do Rio Tietê (Fig. 10).

Abaixo, seguem as principais informações destacadas do documento histórico referente à construção da barragem na represa:

“O vale onde está implantada a barragem é assimétrico. Na margem esquerda a encosta constituída de alteração de gnaisse, o perfil da rocha é suave e recoberto por sedimentos aluvionares recentes do quaternário, na forma de argilas, siltes orgânicos e areias” (...) *“A área a ser inundada possui cerca de 1.400 alqueires, dos quais temos que adquirir 7.078 acres, se não houver nenhuma alteração, o reservatório poderá estar pronto para o armazenamento d’água na próxima estação de chuvas, e irá ampliar consideravelmente nossa capacidade de energia, garantindo a continuidade na estação de seca” (...)* *A represa Guarapiranga acumulou cerca de 200 milhões de metros cúbicos de água, ocupando uma grande área de vegetação e extensão de terras, antes cultivadas por pequenos sítiantes e chacareiros* (The São Paulo Tramway, Light & Power Co. Annual Report 1906, p. 37 *apud* França 2000).

Atualmente, esta represa é o segundo maior produtor de água da RMSP, responsável pelo abastecimento de quatro milhões de pessoas residentes na zona sudoeste da capital paulista, incluindo as regiões de Santo Amaro, Morumbi, Pinheiros e Butantã. É também o mais ameaçado entre todos que abastecem a RMSP, pois enfrenta sérios problemas na qualidade de suas águas (Whately & Cunha 2006).

Histórico detalhado

✓ **1906-1909** - anos de início e finalização da construção da represa Guarapiranga pela Companhia Light & Power Serviços da Eletricidade S/A, com finalidade de produzir energia elétrica e regularizar a vazão do Rio Tietê (Whately & Cunha 2006).

✓ **1920** – houve tendência de aumento da ocupação urbana no entorno da represa, sendo marcada por edificações residenciais e clubes, atraídos por ofertas de lazer e pela qualidade da paisagem (Whately & Cunha 2006) (Fig. 11).

✓ **1928** – a represa começa a ser utilizado como principal fonte de água para abastecimento público do Município de São Paulo com fornecimento de 86,4 milhões de litros de água por dia (vazão média de 1 m³/s) para a estação de tratamento de água Teodoro Ramos (Whately & Cunha 2006).

“A idéia de utilizar as águas da represa foi apresentada pela primeira vez em 1925, pelo senador Carlos Botelho. A bacia se apresentava como completamente preservada e, entre as alternativas existentes, era a mais próxima da capital”. Naquela época o consumo de energia elétrica havia aumentado significativamente, a Light enfrentava crise para o fornecimento de energia desde 1924, quando aconteceu uma das piores estiagens em São Paulo e o Rio Tietê perdeu 30% de seu volume de água, obrigando a cidade ao racionamento (...) para aumentar seu potencial gerador, a Light colocaria em prática um plano grandioso, que implicava na retificação e reversão do Rio Pinheiros, represamento do rio Jurubatuba (ou rio Grande) e construção de uma nova represa, que alimentaria do alto da serra do mar as turbinas de uma usina de Cubatão. É a partir desse momento que a represa Guarapiranga passa a integrar o “Projeto da Serra” e deixa de ser um reservatório regulador de vazão do Rio Tietê para ser usado no abastecimento público (Prefeitura do Município de Santo Amaro, Ato n. 7 de 10/08/1932 apud França 2000).

✓ **1930 até 1940** – houve a continuidade na construção de loteamentos e aumento na oferta de lotes nas margens da represa (Fig. 12) (Whately & Cunha 2006).

“Algumas tentativas de preservação do manancial do Guarapiranga foram feitas pelo poder municipal de Santo Amaro. Em 1932, a prefeitura criou legislação proibindo a criação industrial de gado suíno em um perímetro de três quilômetros a partir das margens da represa, bem como a instalação de indústrias. A justificativa para tal preocupação era a existência de considerável número de habitações modernas, e, portanto, era mister proteger o estado sanitário desse aprazível bairro, afim de que se incremente o seu progresso com que muito lucrará a coletividade” (Bueno 2000 apud França 2000).

✓ **1940 até 1950** - com a canalização e a reversão do Rio Pinheiros, propiciou-se a expansão da malha viária com a implantação da Marginal Pinheiros, a industrialização e, conseqüentemente, o adensamento populacional (França 2000).

✓ **1950 até 1960** - aumentaram as ofertas de loteamentos residenciais. Também eram comuns na região as chácaras, marinas e instalações religiosas. Especialmente na década de 60, o elevado crescimento populacional de baixa infraestrutura excedeu a provisão de saneamento básico adequado (Beyruth 2000; França 2000).



Figura 10. Fotografia da construção da barragem da represa Guarapiranga. Fonte: (www.revistaturismo.com.br).



Figura 11. Imagem da represa na década de 20, demonstrando a tendência de ocupação urbana em suas margens e a prática de esportes náuticos. Fonte: arquivo pessoal de Isabel Vasconcellos (www.isabelvasconcellos.com.br/memória.htm).

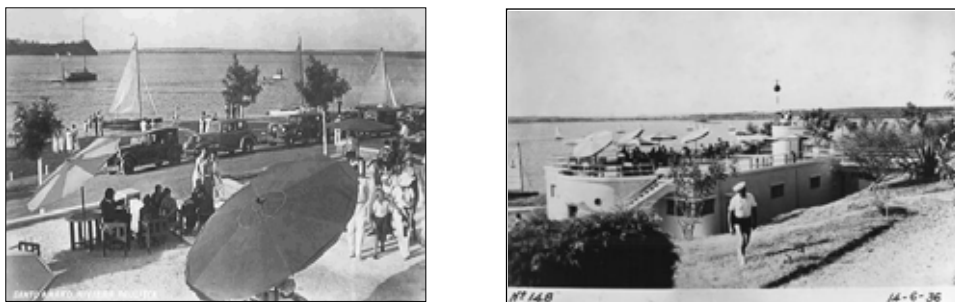


Figura 12. Margens da represa Guarapiranga no ano de 1936. Fonte: (www.azougue.com/conteudo/antigamente_saopaulo.htm).

- ✓ **1958** - construção da estação de tratamento do Alto da Boa Vista. A represa passou a fornecer 9,5 m³/s, tornando obrigatória a elevação do nível da lâmina d'água (França 2000; Whately & Cunha 2006).
- ✓ **1960** - a represa quase secou (França 2000; site: www.isabelvasconcellos.com.br) (Fig. 13).



Figura 13. Fotografia da represa após episódio de estiagem em 1960 Fonte: França 2000; site: (www.isabelvasconcellos.com.br).

✓ **década de 70** - adensamento populacional explosivo e início do monitoramento regular da represa pela Cetesb (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo), com amostragem em uma estação (água superficial) e em dois de seus tributários.

- Sinais de evidência da deterioração da qualidade da água na represa e crescente processo de eutrofização (Beyruth 2000).

✓ **a partir da década de 70** - núcleos urbanos precários começam a se instalar no território, caracterizados por lotes menores, inexistência de infraestrutura (Fig. 14). O enriquecimento das águas da represa por nutrientes favoreceu o crescimento fitoplanctônico e *blooms* de cianobactérias potencialmente tóxicas (Beyruth 2000).



Figura 14. Ocupação próxima à barragem da represa Guarapiranga. Fonte: (www.favelization.com/2009/04/dos-anos-70).

✓ **1972 -1991**- são frequentes *blooms* de cianobactérias na represa, sendo que em 1991 muitos casos de desordem gastrointestinal ocorreram na população, associado com o *bloom* de *Anabaena solitaria*, uma cianobactéria potencialmente tóxica (Beyruth 2000).

✓ **1976** – registro de cheia excepcional. O nível da represa subiu tanto que foi preciso reforçar a barragem com sacos de areia, bem como reformular o sistema de extravasamento de água para que não houvesse transbordamento e inundação da região de Socorro, ou, pior ainda, ruísse a barragem. Caso isso acontecesse, a área alagada se estenderia até a região da Avenida Brasil (Whately & Cunha 2006).

✓ **1977** - de acordo com o Decreto nº10755 de 22 de novembro de 1977, as águas da represa Guarapiranga foram enquadradas na classe 1 (CONAMA 1982), ou seja, águas destinadas, dentre outros usos preponderantes, à preservação das comunidades aquáticas.

✓ **1979** - em novembro foi publicada no Jornal “Folha de São Paulo” reportagem sobre o uso de sulfato de cobre na represa pela Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), para conter a reprodução da alga *Anabaena solitaria*, que produz forte cheiro e gosto forte na água para consumo (autor não mencionado: “Sabesp usa sulfato de cobre para eliminar algas” Folha de São Paulo, 13 de novembro de 1979. Local/Saúde, p. 15).

✓ **1980** - no início desta década, a represa passou a apresentar sintomas de eutrofização acelerada, dos quais o mais conspícuo foi a ocorrência de florações de algas, influenciando o processo de tratamento de água destinada ao abastecimento, com entupimento dos filtros das estações de tratamento e conferindo gosto e odor à água (Whately & Cunha 2006).

✓ **1987** - a Sabesp inicia um monitoramento regular da represa com amostragens de água em diversas estações de amostragem e em seus principais tributários.

✓ **1989-2003** - as áreas urbanas aumentaram em 19%, e mais da metade deste crescimento se deu sobre áreas com severas restrições à ocupação (Whately & Cunha 2006) (Fig. 15).



Figura 15. Ocupação irregular verificada no ano de 2003 nas margens da represa Guarapiranga, Zona Sul de São Paulo. Fonte: Márcio Fernandes (2003) e www.iea.usp.br/iea/negowat.html.

✓ **final da década de 80** - a ocupação do entorno causa impactos na represa. As florações de algas resultantes da grande quantidade de matéria orgânica provenientes do despejo de esgotos na represa causam entupimentos dos filtros de captação de água e ameaçam o abastecimento de água de 3 milhões de pessoas. Uma grande mortandade de peixes, noticiada em todos os veículos de comunicação, deu o alerta sobre a saúde da represa (Whately & Cunha 2006);

✓ **década de 90** - investimentos em recuperação ambiental e saneamento (Programa de Saneamento Ambiental da Guarapiranga), com um gasto de 300 milhões financiados pelo BIRD (Banco Interamericano de Recuperação e Desenvolvimento), Sabesp, Prefeitura de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, aplicados principalmente em redes de esgoto e reurbanização de favelas (Whately & Cunha 2006).

✓ **1990** - surto de gastroenterite foi associado à presença de *Anabaena solitaria*. Todavia, os constantes transtornos ao tratamento das águas da represa ocasionados pela presença das algas já vinham ocorrendo desde o final da década de 70, tornando-se recorrentes a partir de 1992.

✓ **1991-2000** - a população que vive ao redor da represa aumentou em quase 40%, sendo estimada em 800 mil pessoas (Whately & Cunha 2006).

✓ **1992** - houve crescente aplicação de sulfato de cobre para controle algal (Caleffi 1994; Beyruth 2000; Richter *et al.* 2007; Wellbaum *et al.* 2007).

✓ **1994** - Caleffi *et al.* (1994) consideraram a represa como eutrófica em alguns braços, como o do Itupu e Guaravirutuba, tendendo à hipereutrofia com base no cálculo do IET de Carlson para fósforo e disco de Secchi.

✓ **2000** - a população residente na Bacia do Guarapiranga era de aproximadamente 766.810 pessoas. Ocorreu nessa época a reversão das águas do Braço Taquacetuba, da represa Billings para o Rio Parelheiros (Whately & Cunha 2006).

✓ **2000-2004** - a quantidade de água da represa manteve-se em níveis próximos à metade de sua capacidade de armazenamento (Whately & Cunha 2006).

✓ **2003** - mais da metade da área total da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga encontrava-se alterada por atividades humanas (França 2000; Whately & Cunha 2006). As áreas com vegetação remanescente da Mata Atlântica ocupavam apenas 37% da área da bacia.

- Projeto de lei que define a Área de Proteção e Recuperação dos mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga (Lei Específica da Guarapiranga) é encaminhada à Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo.

✓ **2006** - ano centenário da Guarapiranga em que foi aprovada uma nova lei com o objetivo de proteger e recuperar a região (Lei Específica da Bacia da Guarapiranga nº 12.233/2006). A lei

estabeleceu um zoneamento com restrições de ocupação e foi regulamentada pelo decreto estadual nº 51.686 de 22 de março de 2007 (Whately & Cunha 2006).

✓ **2008** - início da execução do Programa Manancial que, com recursos do Banco Mundial, irá realizar ações de recuperação em áreas de mananciais da RMSP, contando com a participação do Governo do Estado (Secretarias de Saneamento e Recursos Hídricos, do Meio Ambiente, Sabesp e CDHU) e as Prefeituras de São Paulo, de São Bernardo do Campo e de Guarulhos:

http://www.saneamento.sp.gov.br/cariboost_files/programamananciaisntese240311.pdf.

(Acesso: 14/08/2012).

✓ **2009** – presentemente a represa é considerada o segundo maior produtor de água da RMSP, respondendo por cerca de 20% de água para consumo da população, cujo volume armazenado é de 94,4%.

- o IF (Instituto Florestal - SMA) conclui o mapeamento da cobertura vegetal nativa da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga, revelando que em termos de Áreas de Proteção Permanente (APPs), a preservação na bacia chega a quase 60%.

- o trecho sul do rodoanel Mário Covas, impactou 12% da área da bacia hidrográfica (área de influência direta) – faixa de 500 m ao longo de todo o traçado, aumentando o potencial de indução à ocupação na região, pois criou novas rotas de acesso e circulação na RMSP (Fig. 16).



Figura 16. Imagem do Rodoanel sobre a represa Guarapiranga. Fonte: (www.riachogrande.net.html).

No esquema a seguir encontra-se a síntese dos principais eventos históricos relacionados à represa Guarapiranga (Fig. 17).

DIAGRAMA SÍNTESE DOS PRINCIPAIS EVENTOS HISTÓRICOS RELACIONADOS À REPRESA GUARAPIRANGA



Figura 17. Diagrama síntese dos principais eventos históricos ocorridos entre 1906 a 2010 na Bacia do Guarapiranga.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Este item pretende mostrar o detalhamento dos métodos utilizados no presente estudo e que foram apresentados de forma sucinta em cada capítulo. Como se trata da segunda abordagem paleolimnológica em represas e a primeira em represa de abastecimento no país, este item pretende auxiliar futuros trabalhos que contemplem esta abordagem.

3.1. Sísmica

Devido à complexidade morfológica da represa Guarapiranga, foi feita uma perfilagem sísmica visando selecionar as regiões mais adequadas para amostragem dos perfis sedimentares, ou seja, com pacotes sedimentares de maior espessura e com camadas preservadas. A perfilagem foi realizada no dia 23 de fevereiro de 2010, com o uso do equipamento Stratabox™ 3510 (Ocean Data Equipment Corporation, Providence, Rhode Island) (10 KHz), em embarcação de madeira e deslocamento de 5 km/h, percorrendo *ca.* de 17 km (no eixo longitudinal da represa). A trajetória de perfilagem (Fig. 18) foi definida com base na delimitação das áreas de maior interesse para o projeto, tendo sido selecionadas as regiões: (A) próxima à barragem; de maior ocupação urbana e (B) próxima à montante; de menor ocupação urbana e de maior área florestada.

De forma geral, a represa apresentou uma sedimentação uniforme, com presença de antigos canais de drenagem, parcialmente preenchidos por sedimentos em alguns pontos, apresentando cerca de 1,0 a 2,0 metros de espessura na região A e cerca de 0,2 a 0,5 metro, na região B (Fig. 19).

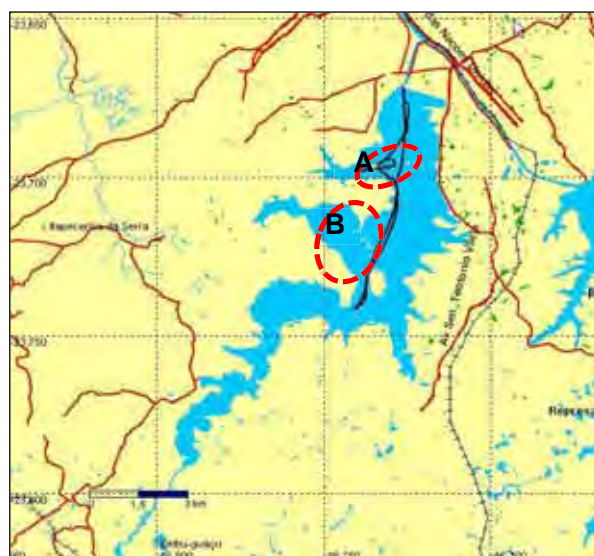


Figura 18. Trajetória da perfilagem sísmica na represa Guarapiranga. Os círculos vermelhos indicam as regiões selecionadas: A = região próxima à barragem; B = região próxima à montante. Linha sólida preta indica o trajeto realizado.

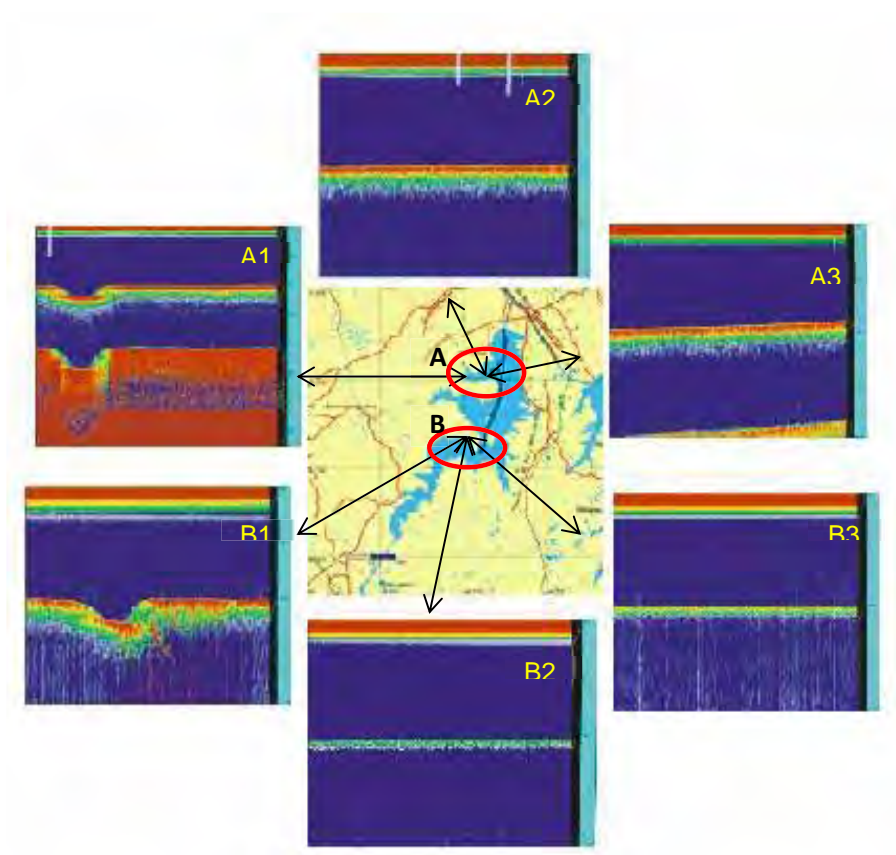


Figura 19. Visão geral da distribuição das feições sedimentares nas estações selecionadas na represa Guarapiranga. A1; A2; A3= região próxima à barragem; B1; B2; B3= região à montante.

De forma mais detalhada, a região A apresentou pacotes sedimentares mais espessos, como demonstrado nos perfis sedimentares A2 e A3, atingindo de 1,0 a 2,0 metros de espessura, respectivamente (Fig. 20). A análise dos perfis B2 e B3 apresentou pacotes sedimentares de 0,2 a 0,5 metro de espessura, provavelmente em decorrência da menor influência humana na região (Fig. 21). O exame detalhado das feições sísmicas demonstrou duas imagens representativas de afogamento de antigos canais de drenagem nos perfis A1 e B1 (Fig. 22).

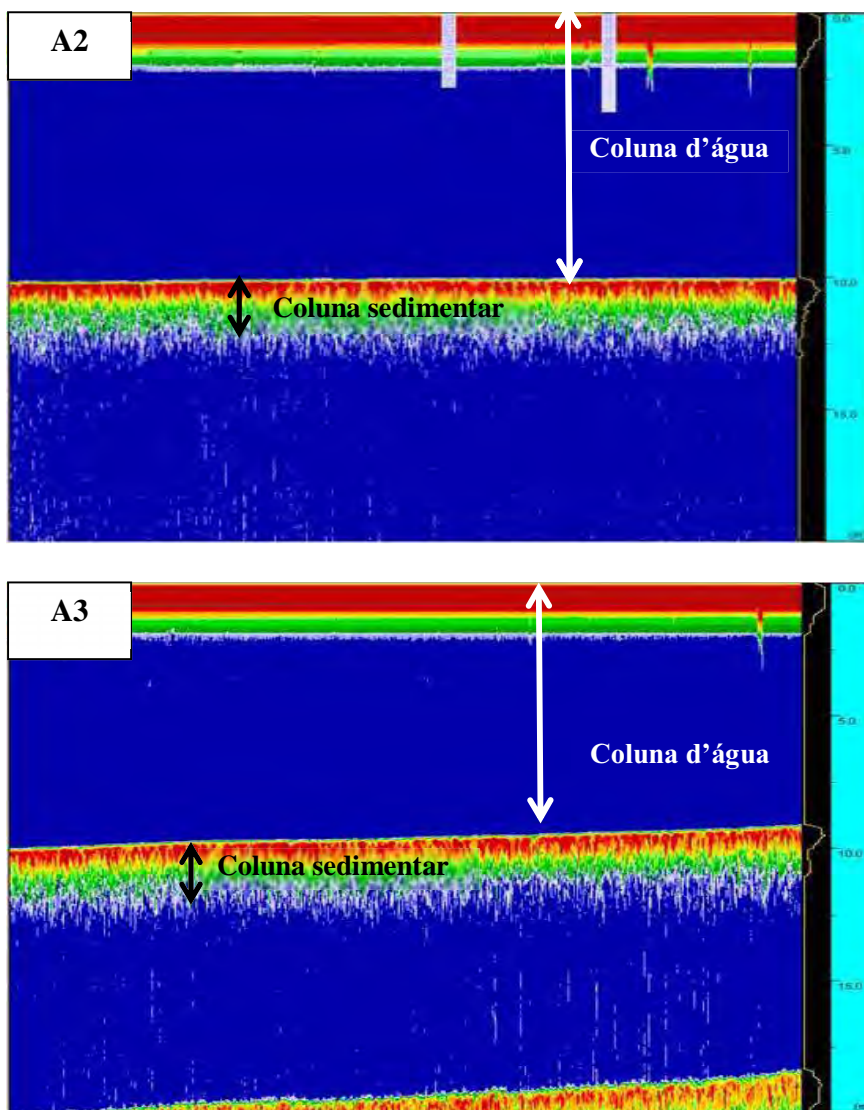


Figura 20. Detalhe dos perfis sísmicos A2 e A3 (região próxima à barragem) demonstrando a existência de coluna sedimentar com espessuras de 1,0 até 2,0 metros, respectivamente.

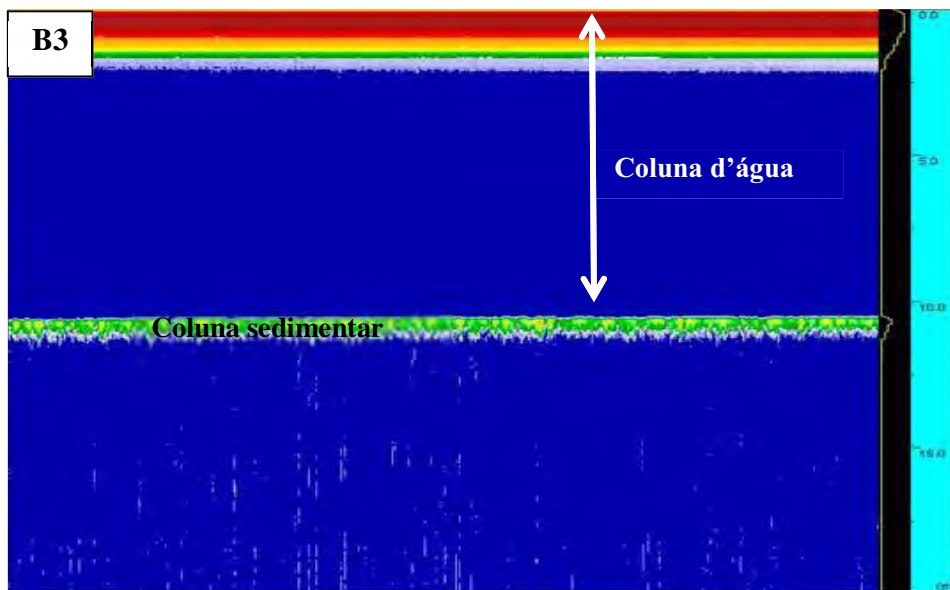
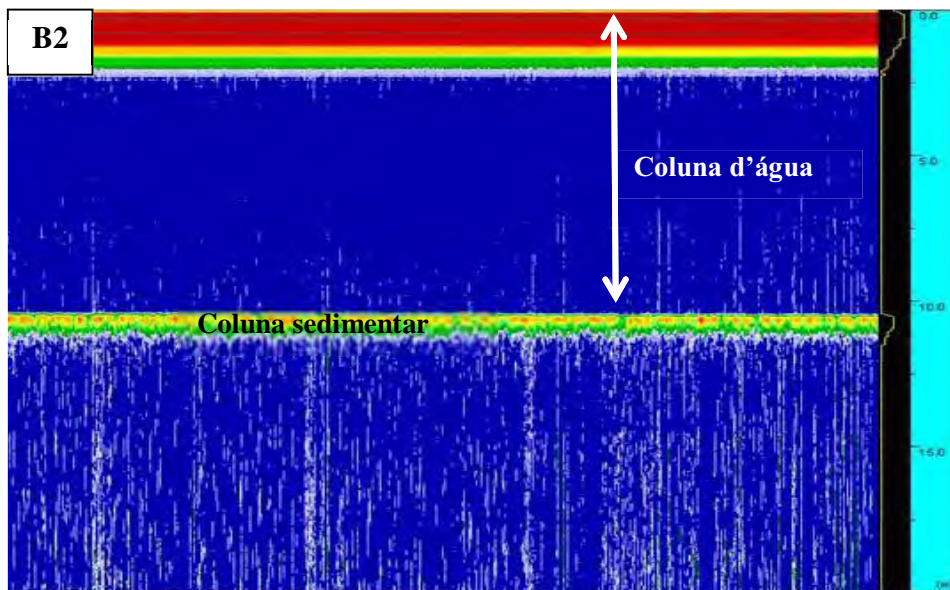


Figura 21. Detalhe dos perfis sísmicos B2 e B3 (região próxima à montante) demonstrando a existência de coluna sedimentar com espessuras de 0,5 até 0,2 metro.

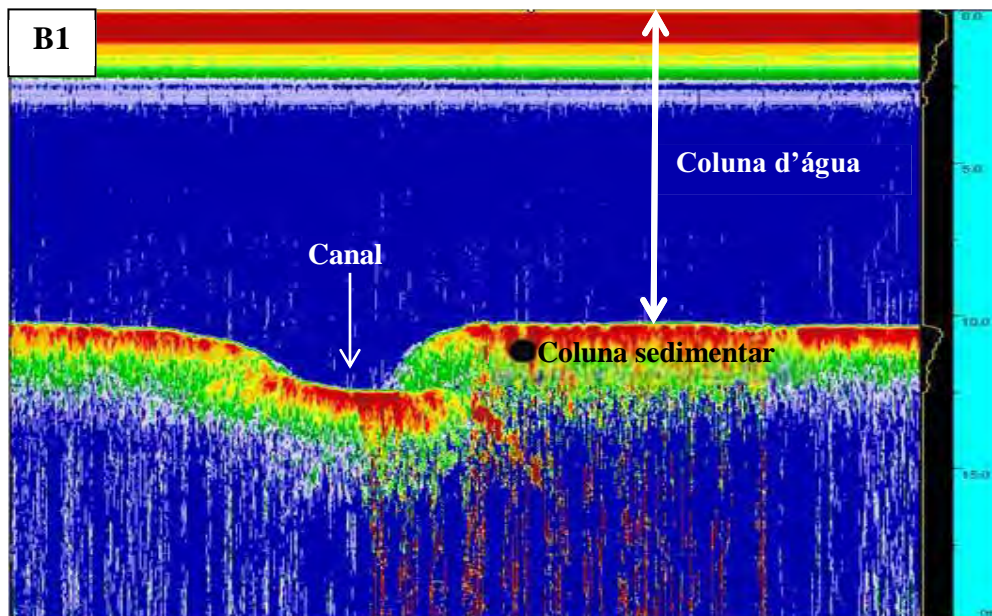
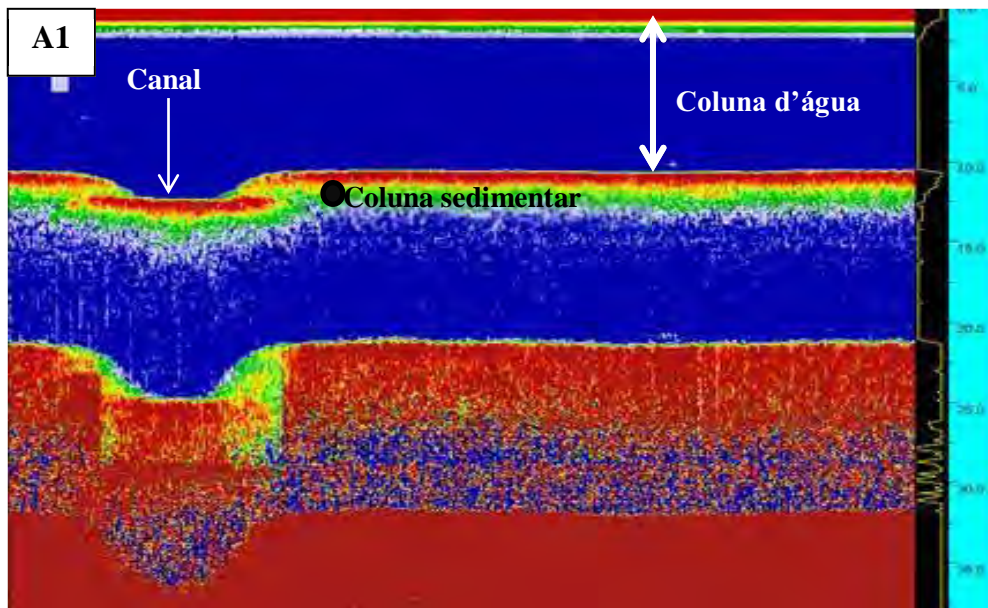


Figura 22. Detalhe dos perfis sísmicos A1 (região próxima à barragem) e B1 (região próxima à montante) demonstrando a existência de antigos canais de drenagem, atualmente submersos na represa Guarapiranga. As figuras A1 e B1 apresentam diferentes escalas. Círculo preto indica o local onde o perfil sedimentar foi amostrado.

3.2. Amostragem, processamento inicial e cronologia dos perfis sedimentares

A amostragem dos perfis sedimentares foi realizada no dia 24 de fevereiro de 2010, um dia após a análise sismológica. Esta campanha de campo contou com infraestrutura e logística de campo da Sabesp e foi realizada por equipe multidisciplinar e multi-institucional. A amostragem dos perfis foi feita por mergulhadores profissionais da Escola de Mergulho Hidrofobia.

Foram coletados três perfis sedimentares, nomeados de GUA10-01 (perfil 1), GUA10-02 (perfil 2) e GUA10-01a (perfil 1a), este último foi amostrado no mesmo local do perfil 1 e foi destinado apenas às análises de contaminantes referentes ao projeto mais amplo no qual se insere esta tese. Os perfis 1 e 1a foram retirados de região considerada de maior ocupação urbana nas margens e próxima à região de captação de água para abastecimento público (barragem). O perfil 2 foi obtido na região considerada de menor ocupação urbana e maior área florestada na bacia, próxima à montante. As características das estações de amostragem constam na Tabela 2. A localização espacial dessas estações pode ser vista na figura 23.

Tabela 2. Localização geográfica e demais informações das estações de amostragem dos perfis sedimentares na represa Guarapiranga. Abreviação: **GUA** = Guarapiranga; (perfil 1: GUA10-01 e perfil 2: GUA10-02).

Estação de amostragem	Descrição da estação de amostragem	Coordenadas Geográficas (segunda linha em UTM) Datum: WGS84		Perfil sedimentar
GUA10-01	Entre os pontos 101 e 102 de monitoramento da Sabesp, próximo à barragem e Ilha da Formiga.	23°41'45.1''S 7378370,79 S	46°43'59.6" W 323281,91 W	1*, 1-a
GUA10-02	Meio do braço do Rio Embu-Guaçu, próximo à montante; e ao Clube dos Voluntários.	23°44'26.8''S 7373378,65 S	46°44'51.2" W 321881,23 W	2*

Os perfis sedimentares com a marcação (*) foram avaliados no presente estudo.

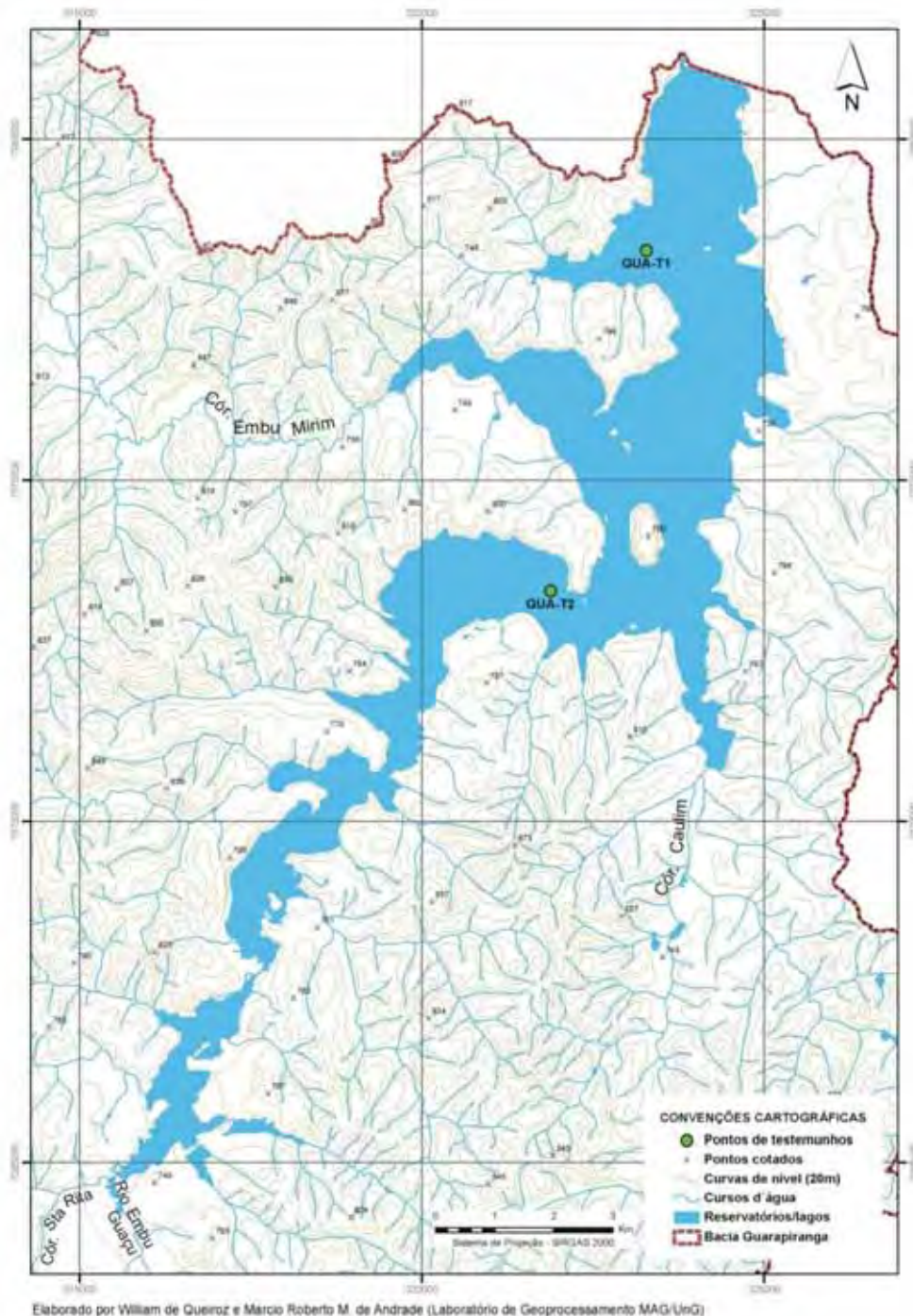


Figura 23. Mapa da represa Guarapiranga e localização das estações de amostragem dos perfis sedimentares (GUA-T1 e GUA-T2, em verde). Fonte: Laboratório de Geoprocessamento MAG/UnG, Projeto ACQUASED, 2012. **GUA-T1** (perfil 1, GUA10-01) e **GUA-T2** (perfil 2, GUA10-02).

Para a realização da coleta foram utilizados três tubos cilíndricos de acrílico transparente (15 cm de diâmetro X 100 cm de comprimento para os perfis 1 e 1-a; 12 cm de diâmetro X 120 cm de comprimento para o perfil 2).

Os mergulhadores enterraram, perpendicularmente, o tubo de acrílico no sedimento, utilizando uma ferramenta por eles construída, constituída de uma base quadrangular de madeira chanfrada (com fissuras transversais), presa a um vergalhão de aço, por onde desliza uma lata de chumbo com peso de 5 kg (Fig. 24). Esta ferramenta, análoga à função de um martelo, porém com adaptações em sua conformação espacial, facilitou a inserção do tubo de acrílico no sedimento e as fissuras na madeira permitiram a saída de água do topo do testemunho, o que evitou a ação de contra força física que pudesse alterar a estratificação da coluna sedimentar no interior do tubo.

Antes da retirada do perfil sedimentar da água, as partes inferior e superior do tubo foram vedadas com tampa de silicone e após a transferência do perfil sedimentar para a embarcação, a vedação das extremidades foi reforçada com fita adesiva (Fig. 25).



Figura 24. Desenho esquemático e fotografia da ferramenta utilizada para introduzir o tubo de acrílico na coluna sedimentar.

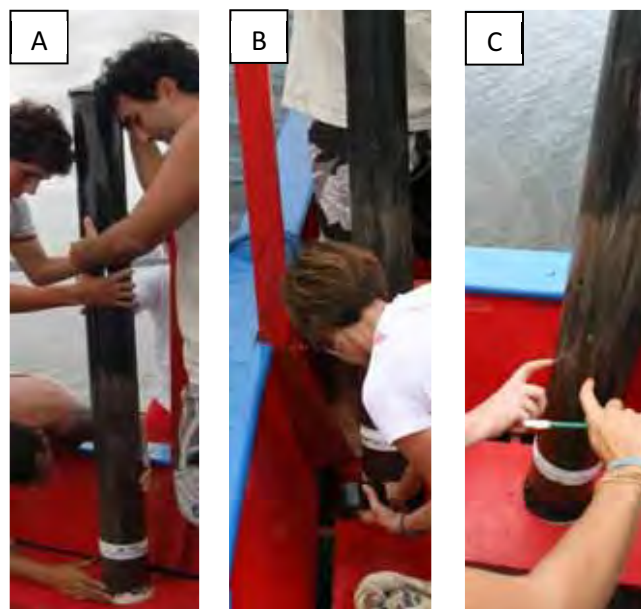


Figura 25. Detalhamento da retirada do perfil sedimentar com as tampas de silicone. **A.** perfil sedimentar após a coleta; **B.** detalhe da vedação sendo reforçada com fita adesiva *Silver tape*; **C.** descrição litológica prévia antes do fatiamento.

Os perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01 e GUA10-02) amostrados foram levados intactos (vedados) até a margem da represa e seccionados do topo para base a cada 1 cm. As subamostras foram acondicionadas em sacos plásticos previamente etiquetados conforme a profundidade que representam. Imediatamente foi feita a descrição litológica macroscópica com auxílio da Carta de Munsell (textura, cor, presença de material vascular como raízes, pedaços de troncos e folhas), sendo em seguida acondicionadas em caixas térmicas contendo gelo para transporte até o Laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica (Fig. 26).



Figura 26. A: Fatiamento do perfil sedimentar; B: descrição litológica (Carta de Munsell).

Densidade aparente e teor de umidade - A determinação da densidade aparente (g cm^3) e dos teores de umidade (%) foi realizada imediatamente após a coleta, conforme Cazotti (2003). Alíquotas de cada subamostra foram preenchidas em cilindros de volume conhecido e pré-pesados (8 ml), em seguida, procedeu-se a pesagem dos cilindros preenchidos (Fig. 27). Após pesagem, os mesmos foram levados à estufa entre 45-50 °C para secagem durante 7 dias até atingir peso constante (pesagem diária) e posterior determinação da densidade e teor de umidade. A determinação da densidade é fundamental para o cálculo da taxa de sedimentação. Após tal procedimento, as subamostras foram mantidas em refrigeração (4 °C) até início do processo analítico.



Figura 27. Detalhe das subamostras inseridas em cilindros para a obtenção da densidade aparente e teor de umidade.

Fracionamento e acondicionamento das subamostras - O restante das subamostras foi mantido sob refrigeração até o início de seu processamento. As mesmas foram fracionadas (massa úmida) e acondicionadas para os diferentes marcadores físicos, geoquímicos e biológicos (Tab. 3). No processo de fracionamento foram descartados materiais orgânicos e inorgânicos grosseiros presentes no sedimento, como troncos, raízes de plantas e partes de folhas. As subamostras foram inicialmente homogeneizadas e pesadas em frascos inertes previamente etiquetados conforme sua profundidade (cm) no testemunho, análise e local de amostragem do testemunho (Fig. 28).

A massa fracionada para as análises de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$), fósforo total (PT) e metais (Cu) foi inicialmente integrada para o processo de liofilização, sendo acondicionada em frascos tipo Falcon e mantida congelada. Para os demais marcadores, as massas foram fracionadas separadamente e transferidas para potes plásticos previamente etiquetados conforme o marcador. Após fracionamento, as subamostras foram acondicionadas em potes com tampa e armazenadas sob refrigeração ou congeladas de acordo com a necessidade de cada marcador (Fig. 29; Tab. 3).

Tabela 3. Análises biogeoquímicas para os perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01; GUA10-02), demanda de massa úmida e forma de armazenamento.

Marcador/ Informação	Granulometria	Cronologia ^{210}Pb	Diatomáceas	COT, NT, isótopos ($\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$), PT e Cu
Massa úmida	± 20 g	± 20 g	± 8 g	± 80 g
Tipo de frasco	Plástico (30 ml)	Plástico (30 ml)	Plástico (15 ml)	Frascos Falcon (45 ml)
Armazenamento	geladeira	geladeira	geladeira	Freezer



Figura 28. Detalhamento do processo de fracionamento para os diferentes marcadores paleolimnológicos. Seta indica etiqueta padronizada para cada marcador.



Figura 29. Acondicionamento das subamostras para os diferentes marcadores (físicos, geoquímicos e biológicos).

Liofilização - O lote de amostras integradas (± 80 g) e destinadas às análises de COT, NT, isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$), PT e Cu foi seco mediante processo de liofilização a baixa temperatura (-52 °C), utilizando Liofilizador Modulyo D Freeze Dryer da Thermo®. Este procedimento foi realizado no Núcleo de Pesquisa em Fisiologia e Bioquímica do Instituto de Botânica de São Paulo, sob supervisão do Dr. Edson Paulo Chu.

Após liofilização, as amostras foram maceradas em almofariz de ágata, conforme recomendado por Mozeto (2004), visando a homogeneizá-las. Resíduos vegetais visíveis foram removidos com pinça antes da liofilização.

Cronologia pelo ^{210}Pb - A cronologia pelo ^{210}Pb foi realizada no Departamento de Petrologia e Metalogenia do Instituto de Geociências da UNESP/Rio Claro, sob a responsabilidade do Dr. Daniel Bonotto. O método baseia-se na espectrofotometria alfa e foi escolhido por possibilitar a datação de sedimentos recentes (inferior a 150 anos) e por necessitar de menor massa do que o método gama (não destrutivo).

A cronologia dos perfis sedimentares foi determinada pela quantificação da atividade do ^{210}Po (polônio) por espectrofotometria alfa, assumindo o equilíbrio secular com o ^{210}Pb , de acordo com Flynn (1968) e a calibração segundo Bonotto (1986). A técnica é indireta e se baseia na contagem alfa de seu “neto”, o ^{210}Po (Polônio-210).

A determinação do ^{210}Po por espectrometria alfa apresenta uma série de vantagens, dentre as quais: (i) a contagem alfa é inerentemente mais sensível do que a contagem beta; (ii) o ^{209}Po pode ser utilizado para controlar o rendimento durante a separação química; (iii) o ^{210}Po pode ser identificado sem erros, por espectrometria alfa, que é uma técnica muito sensível; (iv) a extração do polônio dos sedimentos é relativamente simples; (v) quando o equilíbrio radioativo é estabelecido, torna-se fácil a determinação do ^{210}Pb por meio do ^{210}Po .

A seguir estão descritas detalhadamente as etapas empregadas para a quantificação das subamostras dos perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01 e GUA10-02):

- ✓ Alíquotas de 10 subamostras do perfil 1 (5, 10, 20, 26, 34, 40, 48, 52, 64 e 72 cm) e 13 do perfil 2 (3, 4, 5, 6, 8, 10, 12, 13, 14, 15, 17, 18 e 20 cm) foram submetidas à análise radiométrica. Uma quantidade de 1 g de cada alíquota foi seca e submetida ao procedimento radioquímico de extração de ^{210}Po .
- ✓ A espectrometria alfa dos discos preparados foi efetuada empregando-se detector semicondutor constituído por um cristal de silício do tipo N, o qual cria nas vizinhanças da superfície do cristal uma junção abrupta, a barreira de superfície. Para isto, utilizaram-se detectores de (Si) Au de fabricação ORTEC, Modelo BA-025-200-100 (apresentam 200 mm² de área ativa, 100 µm de profundidade de depleção, 25 keV de resolução no pico de 5,48 MeV do ^{241}Am). Os pulsos provenientes do pré-amplificador, já no formato apropriado, foram conduzidos até o amplificador e amplificados até um nível requerido pelo próximo estágio, no caso uma interface (um cartão ACE 2k da EG&G Ortec) necessária ao acoplamento com um microcomputador DX-486, o qual emprega um software simulador de analisador multicanal (1024 canais) responsável pela aquisição dos dados.
- ✓ A calibração do sistema espectrométrico em energia foi efetuada por meio de um padrão contendo os isótopos naturais de urânio (^{238}U e ^{234}U) e traçador artificial ($^{232}\text{U}+^{228}\text{Th}$) depositados em disco de aço inoxidável, onde a atividade para o ^{238}U correspondeu a 54,6 dpm e para $^{232}\text{U}+^{228}\text{Th}$ a 10 dpm.
- ✓ Para calcular a atividade do ^{210}Po , não foi necessário efetuar correção de tempo desde quando ocorreu a deposição de polônio até o final de realização da espectrometria alfa, em virtude do pequeno intervalo envolvido. Um conjunto de equações baseado no princípio de diluição isotópica permitiu determinar a atividade do ^{210}Po em cada alíquota e, conseqüentemente, do ^{210}Pb , isto sem empregar a premissa de equilíbrio radioativo secular entre esses radionuclídeos.

Finalmente, a análise dos demais marcadores biogeoquímicos (granulometria, geoquímica orgânica e diatomáceas) e o tratamento numérico foram detalhados de acordo com sua utilização em cada capítulo.

CAPÍTULO 1

História da eutrofização da Represa de Guarapiranga, São Paulo, Brasil

(Artigo submetido para a revista Journal of Paleolimnology em 04-01-2013)

The eutrophication history of Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil

Abstract

Guarapiranga Reservoir is the second most important public water supply in São Paulo, Brazil and has been eutrophic for several decades. We inferred the trophic state history of this large reservoir for the period 1919-2010, using geochemistry (TOC, TN, TP, C/N, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) and diatom assemblages in a short (75-cm) sediment core. Thirty-two diatom species were abundant in the core and stratigraphically constrained incremental sum of squares (CONISS) analysis enabled identification of three diatom zones and four subzones, i.e. depths at which marked changes in species composition occurred. Early diatom assemblages were dominated by benthic, oligotrophic taxa, mainly *Eunotia*, but there was a shift to dominance by a planktonic species (*Eunotia tukanorum*) ca. 1932, during the period of initial physical disturbance and early use of the water body as a public water supply. Diatoms and geochemical variables show that the reservoir was oligotrophic from ~1919 to 1947. Eutrophication began ~1975 and by the early 1980s the reservoir had become eutrophic, in response to an explosive increase in human population in the watershed. Severe cultural eutrophication has persisted since ~1990. Higher concentrations of copper in the sediments, beginning in 1991, reflect the increased use of copper sulfate to control cyanobacteria blooms and provided a chronological marker. Higher $\delta^{15}\text{N}$ and PT values in recent sediments indicate greater sewage inputs and low C/N values reflect the predominant contribution of algae to sediment organic matter. Eutrophic taxa *Cyclotella meneghiniana* and *Nitzschia* sp. Nov. dominate recent diatom assemblages, along with *Aulacoseira granulata*, a species that is tolerant of copper sulfate. Paleolimnologically documented trophic state changes in this important drinking water supply are largely attributable to increased urbanization of the drainage basin and inputs of sewage. Restoration efforts must focus on mitigating this nutrient source.

Keywords · Eutrophication · Land-use change · Multiple stressors · Tropical reservoir · Stable isotopes · organic matter

Introduction

Reservoirs in densely populated, industrialized regions receive discharges of nutrients, organic compounds and heavy metals that impair water quality and threaten aquatic biota (Filstrup et al. 2010) and human health (Codd 2000; Berg et al. 2001; Ishii and Sadowsky 2008). Guarapiranga Reservoir, in São Paulo, Brazil, was constructed in 1909 and is the second most important public water supply reservoir in the city, supplying four million people in one of the world's largest urban areas. This reservoir has experienced a pronounced decline in water quality from excessive nutrient inputs, delivered in untreated sewage effluent (Whately and Cunha 2006), pollution by metals (Moura and Sigolo 2002), unplanned land development (Valletta 2006), physical disturbances and other human impacts (Whately and Cunha 2006).

The agency in charge of the public water supply in São Paulo State began regular monitoring of the reservoir in 1970, long after intensification of anthropogenic impacts in the drainage basin. Pre-disturbance water quality conditions were therefore unknown. To set realistic restoration goals, it is important to identify the causes, timing and extent of water quality deterioration (Smol and Cumming 1998). For this purpose, long-term monitoring data are essential, though rarely available (Battarbee et al. 2005). Paleolimnological approaches have been used successfully to infer pre-impact limnological conditions as well as post-disturbance trajectories of environmental change (Battarbee and Bennion 2011; Liu et al. 2012).

Diatoms are one of the most widely used biological indicator groups in paleolimnological studies, particularly for investigation of past trophic state (Brenner et al. 1996; Whitmore et al. 1996; Bennion et al. 2004; Costa-Böddeker et al. 2012). The diatom record is a useful tool for assessing water quality and defining pre-disturbance chemical and ecological conditions in water bodies (Räsänen et al. 2002). There have been, however, few paleolimnological studies in reservoirs used to supply drinking water (Shotbolt et al. 2001; Liu et al. 2012). In Brazil there is only one paleolimnological study in a shallow tropical urban reservoir (Costa-Böddeker et al. 2012). The study reported here is the first contribution on a large public water supply reservoir in South America.

We documented the eutrophication history of the second most important public water supply reservoir in São Paulo, southeast Brazil. We used the bulk organic geochemistry, stable isotopes and diatom assemblages in a 75-cm sediment core to infer when the main shifts in trophic state occurred over a period of ~91 years (1919-2010) and to define initial conditions in this system. This study also contributes to the understanding of how multiple stressors (hydrologic changes, eutrophication, and

heavy metal contamination) influence diatom communities. The Guarapiranga study is the first to investigate: 1) initial water quality conditions following reservoir construction and flooding of a large area of Atlantic forest, 2) the ontogeny of a reservoir under changing hydrological/physical conditions and 3) the impacts on the system of copper sulfate applications for control of cyanobacterial blooms. The paleolimnological data and interpretation in this work will be useful to managers who must formulate plans to restore this system.

Study site

Guarapiranga Reservoir is located in the metropolitan area of the city of São Paulo, in São Paulo State, Brazil (23° 41'S, 46° 43W) at an altitude of 737 m asl (Fig. 1). The reservoir has an area of 36.18 km², a mean depth of 7 m and a water volume of 253 ×10⁶ m³ (Mozeto et al. 2001). It was built in 1909, i.e. ~100 years ago, for energy production, and construction flooded a large portion of Atlantic forest (Whately and Cunha 2006). In 1927 the city of São Paulo began to use the reservoir as a public water supply (Whately and Cunha 2006), and today it is considered the second major water source for the city, supplying about two million people, i.e. 25% of the population. About 1970, the population in the drainage basin increased rapidly. Much of the new housing was sub-standard and untreated sewage from these developments was discharged to the reservoir (Whately and Cunha 2006). Monitoring of the reservoir was initiated at that time. By 1980, cyanobacterial blooms were very common (Sant'Anna et al. 2007) and studies in the 1990s concluded the reservoir was eutrophic to hyper-eutrophic (Beyruth 2000; Sendacz et al. 2006). Since 1991, the agency in charge of the public water supply has intensified the use of copper sulfate to control increasing cyanobacterial blooms (Beyruth 2000). Nevertheless, the reservoir continues to receive untreated sewage from the drainage basin.

Materials and methods

Core collection and sampling

Refraction seismology, using a Stratabox™ 3510 (Ocean Data Equipment Corporation, Providence, Rhode Island), was used to identify the best core sampling location in the reservoir. The northern area of the basin, close to the dam, is the deepest point in the reservoir and has been affected by human activities. It was therefore selected for sampling (Fig. 1). Divers collected a 75-cm core (GUA10-01) in February 2010, using an acrylic tube that was 15 cm in diameter and 100 cm long. The lithology was described using the Munsell scheme (color and texture). The core was sectioned in the field at 1-cm intervals for physical (grain size, dry mass, water content), chemical (C, N, P and stable

isotopes of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) and diatom analyses. Percent dry mass and water content were determined immediately after sampling the core by weighing sub-samples, drying them at 45-50 °C, and re-weighing.

Core chronology

The core chronology was determined by ^{210}Pb dating. The ^{210}Po activity ($\alpha = 5.31 \text{ MeV}$, $t_{1/2} = 138 \text{ d}$) in samples was measured by alpha spectrometry, according to Flynn (1968), and calibration followed Bonotto (1986). The ^{210}Po activity was assumed to be in secular equilibrium with ^{210}Pb activity. We measured homogenized portions of 1-g dry samples, taken at selected depths (5, 10, 20, 26, 34, 40, 48, 52, 64 and 72 cm) in core GUA10-01. The CIC (Constant Initial Concentration) model was used to calculate sedimentation rates by linear regression between excess $\ln^{210}\text{Pb}$ activity and core depth (Robbins 1978; Appleby and Oldfield 1978), with an estimated error of 5%. Documentary information in the form of maps and library archives on activities in the basin was collected to supplement the radioisotope-based chronology.

Sediment chemistry

Total phosphorus (TP) and copper (Cu) was analyzed by multi-element ICP-OES (inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy). Total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and their stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) were analyzed using an ANCA-GSL elemental analyzer interfaced to a PDZ Europa 20-20 isotope ratio mass spectrometer (Sercon Ltd., Cheshire, UK) at the University of California, Davis, Stable Isotope Facility. N_2 and CO_2 were separated using a molecular sieve adsorption trap before entering the IRMS. Values for stable isotope data are expressed relative to international standards V-PDB (Vienna PeeDee Belemnite) and air, for carbon and nitrogen, respectively.

Diatoms

Diatom samples were prepared using a modification of the method described by Battarbee (1986). Weighed aliquots of dry sediment were heated to boiling ($\sim 100 \text{ }^\circ\text{C}$) in 30% H_2O_2 for 30 minutes. Concentrated HNO_3 was then added to remove organic material, resulting in a rapid reaction. After the oxidation reaction was complete, the material was washed several times with distilled water, by settling and decantation to remove acid and oxidation by-products. Permanent slides were prepared

using Naphrax (refractive index 1.73). Counts were made at 1,000x magnification, using a Zeiss® Microscope (Axioskop 2 *plus* Type) with an oil-immersion objective. At least 500 valves were counted per slide (sub-sample) according to Battarbee et al. (2001a) and Pappas and Stoermer (1996). Species abundances were calculated as percentages of the total counts. Taxonomy and nomenclature followed classic works and new publications (e.g. Round et al. 1990; Metzeltin and Lange-Bertalot 1998; Rumrich 2000), and the on-line catalogue of valid diatom names (California Academy of Sciences 2012). Diatom names in the non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis were coded according to the OMNIDIA® software.

Data analysis

Major stratigraphic changes in sediment chemistry were identified using the C2 program, version 1.3 (Juggins 2003). The carbon/nitrogen ratio (C/N) and stable isotope composition ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) were used to characterize the main changes in organic matter (OM), and serve as evidence for when eutrophication began in the reservoir, especially with respect to the onset of major sewage inputs.

The diatom relative abundance diagram was produced using TILIAGRAPH 2.1, and the main phases in the diatom assemblages were identified by stratigraphically constrained incremental sum of squares (CONISS) (Grimm 1987). Thirty-two species with relative abundances $\geq 5\%$ were used. Rare species ($< 5\%$) were removed prior to analysis, as they were considered not to be representative of ecological shifts in the reservoir. Major shifts in the diatom assemblages were also analyzed using non-metric multidimensional scaling (NMDS) with Bray-Curtis distance for abundant species ($\geq 5\%$). NMDS analysis is based on ranked distances between points and is of theoretical interest in ecology because it involves simple mapping of resemblance structure into a space of specified dimensionality (Kenkel and Orloci 1986).

Results

Core chronology

The ^{210}Pb results indicate that the 75-cm core represents sediment deposited over the last ~91 years, i.e. since about 10 years after the construction of the Guarapiranga Reservoir. Application of the CIC model was considered appropriate, given the linear relation and strong correlation ($r = 0.98$; $r = 0.93$) between the natural log of $^{210}\text{Pb}_{\text{excess}}$ activity and cumulative mass in two core sections (Fig. 2). The total ^{210}Pb activity profile showed a fairly consistent decrease with sediment depth, from ~8 dpm g^{-1} at the top of the core to 2 dpm g^{-1} near the bottom (Fig. 3). ^{226}Ra activity was relatively low throughout the sediment profile (0.05-0.67 dpm g^{-1}), reaching its maximum activity at 20 cm (Fig. 3).

A historically documented event in the basin also served as a good chronological marker (Table 1). Copper sulfate began to be used to control cyanobacterial blooms in 1991 and is first detected at 24 cm (~1991) depth in the sediment profile. It displays concentrations as high as 900-6.000 mg kg⁻¹ above that depth (Fig. 4).

Sediment physical and chemical characteristics

The core was divided into three major zones using sediment lithology. Basal sediments (75-51 cm) are brown (2.5Y 4/4), with fragments of leaves, roots and bark, have high water content (88%), and the highest organic matter concentration (80%) in the core. Overlying sediments (51-26 cm) are olive gray (5Y 4/2) and clayey. Above that (26-0 cm), sediments are black (5Y 3/1) and characterized by homogenous silty gyttja. Silt-size grains prevailed throughout most of the record (mean 56.2%), compared to mean percentages of clay (21.3%) and sand (10.0%), except in samples from 30 and 28 cm, which contained 100% very course sand.

The sediment chemistry (Fig. 5) revealed three major core zones, closely related to the lithology: zone 1 (75-50 cm, *ca.* 1919 to 1934), zone 2 (50-25 cm, *ca.* 1934 to 1991) and zone 3 (25-1 cm, *ca.* 1991 to 2010). TOC and TN profiles display similarly fluctuating concentration profiles over the length of the core and have their highest values, 3.0 and 0.20 mg g⁻¹, respectively, in zone 1. Concentrations of both decreased dramatically in zone 2, to values of about 0.5 and 0.05 mg g⁻¹, respectively, but rise again slightly in zone 3. The C/N ratio shows a fairly consistent decrease above the top of zone 1 to the middle of zone 3, dropping from >17 to <8. TP values are lower and rather consistent in zone 1 (~1.0 mg g⁻¹), but rise dramatically through zone 3, beginning about 1992, and show the highest values (~ 4.5 mg g⁻¹) in the topmost deposits (Fig. 5).

Stable isotopes

In the early deposits of the core (zone 1), $\delta^{13}\text{C}$ values range from -29 to -28‰ and C/N values are relatively high (17-20). The $\delta^{13}\text{C}$ values increase in zone 2, ranging from -28 to -21‰ (Fig. 6), associated with a decrease in the C/N ratio (16-10), but decline again in zone 3 (-25 to -27‰), following an abrupt, further decline in C/N ratio (7) (Fig. 6). The $\delta^{15}\text{N}$ values are positive and display an increasing trend upcore (Fig. 7), ranging from 2‰ in zone 1, associated with high values of C/N ratio (17-20), to as much as 10‰ in zone 3, associated with low values of C/N ratio (7), increasing after ~1991 (Fig. 7).

Diatoms

A total of 77 diatom species were identified in the core, but only 32 species had $\geq 5\%$ representation in at least one sample and they are plotted in the TILIAGRAPH diagram and were used for calculations in the CONISS program (Fig. 8). Diatoms were well preserved throughout the core and fell into three major assemblages (zones 1, 2 and 3) that are related to zones defined by lithological and chemical changes. In addition, four diatom subzones (1a, 1b, 3a, 3b) were identified using constrained cluster analysis.

Subzone 1a (ca. 1919-1932) is dominated (~45%) by 10 *Eunotia* species that display high abundance at some time in the subzone (>5-40%): *Eunotia* sp. 1 (EUSP1), *Eunotia* sp. 2 (EUSP2), *E. maior* (EUMA), *E. praerupta* var. *bidens* (EUPRB), *E. indica* (EUIN), *E. monodon*, *E. rabenhorstii* (EURB), *E. tukanorum* (EUTK), *E. camelus* (EUCA) and *E. botuliformis* (EBTU). Other species of this genus (e.g. *Eunotia valida*) (EUVA) were present during this period in smaller percentages (5%). *Luticola muticoides* (LTMU) and *Fragilaria javanica* (FJAV) also occurred almost throughout this entire subzone, with low to moderate abundances (15-20%). Three other species were present in relatively low abundances: *Frustulia crassinervia* (FRUC) (5-15%), *Fragilaria vaucheriae* (FVAUC) (10%) and *Kobayasiella micropunctata* (5%) (KOBAY). The benthic/plankton (B/P) ratio was about 8 in this subzone.

The second distinct assemblage corresponds to subzone 1b (ca. 1932-1947) and is characterized by the dominance ($\geq 80\%$) of *Eunotia tukanorum* (EUTK). Other species occur in low abundances (<5%) in almost the entire subzone: *Eunotia praerupta* var. *bidens* (EUPRB), *Brachysira microcephala* (BRC1), *Frustulia saxonica* (FRUSX) and *Aulacoseira ambigua* (AAMB). The B/P ratio decreased substantially (0-1), remaining low after this zone.

The third distinct assemblage, in zone 2 (ca. 1947-1974), is characterized by moderate to high abundances ($\leq 40\%$) of two species, *Aulacoseira pusilla* (APSL) and *Aulacoseira tenella* (AUTE).

Zone 3 was subdivided into subzones 3a and 3b. Subzone 3a (ca. 1974-1988) possesses three common species (30-60%): *Aulacoseira ambigua* (AAMB), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) and *Aulacoseira granulata* (AUGR). After ~1989, in subzone 3b, there is a marked expansion of *A. ambigua* (AAMB), *C. meneghiniana* (CMEN) and *A. granulata*, which reach highest abundances (40-60%). Deformed *Fragilaria crotonensis* (FCROD) valves were observed only in this subzone, in four subsamples that constituted up to 5% of the total diatom count. A species of *Nitzschia* (NTSP) that is probably new, appeared in all zones of the Guarapiranga core, but was abundant only in the topmost subzone (3b), from 25 to 0 cm (ca. 1988-2010), particularly above 10 cm (~2005), where this species often represented 20-40% of the total diatom count.

There is good agreement between the core divisions produced by CONISS (Fig. 8) and NMDS analysis (Fig. 9). In the latter, stress values converged after 117 iterations, at a value of 0.476, and a two-dimensional solution was recommended. Samples were clearly grouped over time, from subzone 1a (*ca.* 1919-1932) to subzone 3b (*ca.* 1989-2010). The NMDS analysis also showed substantial changes in diatom assemblages over time ($p = 0.0196$), with the greatest difference between zones 1 and 3 (Fig. 9).

Discussion

The 75-cm sediment core (GUA10-01) from Guarapiranga Reservoir shows rapid, marked changes in lithology, geochemistry and diatoms over the last ~91 years. The main changes in the lithologic, geochemical and diatom data occur more or less synchronously and at times consistent with key events in the local land-use history (Table 1). The diatom assemblages, however, enabled finer-resolution division of the core into subzones, which appear to be related to specific historical events (e.g. use of the reservoir for public water supply after ~1928 [subzone 1b], onset of eutrophication from sewage discharge in ~1974 [subzone 3a] and use of copper sulfate to control cyanobacteria blooms after ~1991 [subzone 3b]).

Subzone 1a (*ca.* 1919-1932, 75-55 cm) – Initial phase/minor cultural eutrophication

The Guarapiranga Reservoir was constructed in 1909 for energy production, about 10 years before the period represented by subzone 1a. Subsequently, a large area of Atlantic forest was flooded (Whately and Cunha 2006). High C/N ratios (mean 20) and low $\delta^{13}\text{C}$ signatures (-29 to -28‰) indicate the predominant source of organic matter in this zone was C3 terrestrial plants (Balesdent 1987; Meyers 2003). Much of the organic matter in the basal zone of the core probably came from vegetation that was flooded by the dam construction. C/N ratios have often been used to distinguish between algal and land-plant origins of sediment organic matter (Meyers 1994) and carbon isotopic ratios can distinguish between organic matter from C3 and C4 land plants (Meyers 1994; Weiguo et al. 2005).

The relatively low total phosphorus concentrations and low $\delta^{15}\text{N}$ values (mean 2‰), compared with the overlying zones, suggest this was a period of minor anthropogenic eutrophication, without substantial sewage input to the water. Stable nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) have been used to distinguish among different nitrogen sources in aquatic food webs, and identify sewage, which usually has high values (France 1995; Wayland and Hobson 2001).

The first diatom assemblage in subzone 1a was dominated by benthic, oligotrophic and slightly acidic taxa, with ten relatively abundant species of *Eunotia*. Species of this genus usually live attached to a substrate by mucilage, form colonies (Furey 2010) and are commonly reported in acid waters (Krammer and Lange-Bertalot 1991), in local floras (Caballero 1996; Sala et al. 2002), and in new species descriptions (Carter and Flower 1978; Wetzel et al. 2010). In ecological guides for diatoms, the genus is predominantly recognized as having a preference for acid waters (Lowe 1974; Van Dam et al. 1994). In paleo-reconstructions, *Eunotia* has been associated with acidic conditions and substrate availability (Battarbee et al. 1984, 2011; Dixit et al. 1988; Satake et al. 1995; Rhodes and Davis 1995; Korhola et al. 1996). DeNicola (2000) published a review of the diatoms found in highly acidic environments and reported 124 taxa, among them 23 *Eunotia* species, including *E. monodon* and *E. maior*, both abundant species in this subzone. *Kobayasiella micropunctata*, *Frustulia saxonica* and *Brachysira microcephala* were also abundant in a few samples of subzone 1a. These taxa are commonly reported in low-pH (DeNicola 2000; Burliga et al. 2010; Bahls 2012), oligotrophic waters (Cantonati et al. 2011). Another species that occurred with moderate abundance in this subzone was *Luticola muticoides*, which is often found symbiotically with lichens in terrestrial habitats (Lakatos et al. 2004). It is probably a good indicator of substrate availability in this subzone, along with the typical benthic species of *Eunotia*. The abundant species in subzone 1a suggest a well-illuminated water column, with light either penetrating to the bottom or reaching available surfaces, thereby favoring benthic/periphytic species, under acidic, oligotrophic conditions.

Subzone 1b (ca. 1932-1947, 55-42 cm) – Large physical impact, minor eutrophication

In 1928, the city of São Paulo began to use Guarapiranga Reservoir as a public water supply (Whately and Cunha 2006). From 1940 to 1950, the Pinheiros River was channelized and partly diverted to the reservoir to cope with a water shortage in the metropolitan region of São Paulo (Beyruth 2000). Subzone 1b is characterized by the impacts of these major hydrological changes, under conditions of low urbanization. Marked changes in the diatom assemblage occurred in subzone 1b, mainly the abrupt disappearance of benthic taxa and replacement by one dominant planktonic species, *Eunotia tukanorum*. This species was recently found in the plankton of a large river in the Amazon Basin (Wetzel et al. 2010), which displays large water level fluctuations (~15 m) between the dry and wet seasons (Sioli 1984). Despite the fact that the vast majority of *Eunotia* species are attached forms (Siver et al. 2006), there are a few exceptions, e.g. *E. asterionelloides* and *E. zasuminensis*, and probably *E. tukanorum*, that are common in phytoplankton assemblages, and their colonies can be found as dominant components of lakes and rivers (Nicholls and Carney 1979;

Eloranta 1986). High densities of *E. tukanorum*, identified as *E. asterionelloides*, were also encountered in the Amazon River during the period of rising water in the annual cycle, and in the floodplain lakes during the low-water period, when water transparency was also low (Raupp et al. 2009). This corroborated the fact that this species prefers environments with low transparency (Moro and Fürstenberg 1997). In Guarapiranga Reservoir, dominance of *E. tukanorum* and disappearance of benthic taxa, accounting for the marked decrease in B/P ratio (Fig. 9), probably reflect an increase in water discharge, from 1.3 to 9.5 m³/s, associated with the use of the reservoir as a public water supply (Governo do Estado de São Paulo 2008). Considering that *E. tukanorum* has been reported in slightly acidic, oligotrophic rivers (Laux and Torgan 2011), and that TOC, TN and TP concentrations show little change in this subzone, we suspect that there were physical and hydrologic impacts, but still find no evidence of cultural eutrophication.

Zone 2 (ca. 1947-1974, 42-29 cm) – Transitional phase with moderate cultural eutrophication

Channelization of the Pinheiros River was completed in ~1950 and this impacted the Guarapiranga Basin, causing the disappearance of wetlands. Population density near the reservoir increased, but remained low relative to the time represented by subzones 3a and 3b (Valleta 2003). Zone 2 represents the transitional phase in the reservoir, associated with a decrease in the C/N ratio (15-11) and an increase in the $\delta^{13}\text{C}$ signature (-28 to -22‰), indicating a mix of two organic matter sources, i.e. algae and terrestrial C3 plants (Meyers 1994).

A sharp shift in the diatom assemblage occurred, with dominance of *Aulacoseira tenella* and *Aulacoseira pusilla*, both oligo-mesotrophic, planktonic species (Gibson et al. 2003; Lepskaya et al. 2010). *Aulacoseira pusilla* has been reported in many articles as *Aulacoseira subborealis*, and ecological information on the taxon comes from publications using this synonym (Denys et al. 2003; Fluin et al. 2010). The ecology of *A. subborealis* is complicated, but it has been associated with high conductivity (optimum = 432 $\mu\text{S cm}^{-1}$), and is a major component of the plankton assemblage (Tibby and Reid 2004). Furthermore, it has a wide tolerance with respect to several environmental variables, including TP (Tibby et al. 2007). In 1958 the “Alto da Boa Vista” Water Treatment Station for the public water supply was completed, and the water level of Guarapiranga Reservoir increased (Whately and Cunha 2005). As a consequence, the two *Aulacoseira* species in this zone were probably favored because they require turbulence to maintain their heavily silicified cells in the water column (Bradbury 1976). By the end of zone 2, TP and $\delta^{15}\text{N}$ values were becoming progressively higher, and this trend continued into zone 3, with a marked shift in the diatom community, indicating the onset of cultural eutrophication.

Subzone 3a (ca. 1974-1988, 29-25 cm) – Onset of marked cultural eutrophication

The onset of cultural eutrophication is related with the abrupt increase in urbanization of the drainage in the mid-1970s, which had profound impacts on the sediment lithology, geochemistry and diatom assemblages. The lithology is characterized by homogenous, black gyttja and silty sediments, indicating higher organic carbon content. An abrupt increase in TP and a marked decrease in the C/N ratio, suggest a rapid increase in trophic state conditions. These shifts were associated with higher $\delta^{15}\text{N}$ values (mean 10‰), indicating the onset of untreated sewage discharge to the reservoir. Typically, bacteria discriminate against ^{15}N in favor of ^{14}N because the lighter isotope is easier to metabolize (Heaton 1986). Hence, the remaining nitrogen from the sewage effluent is enriched in ^{15}N (Costanzo et al. 2005). Nitrogen isotopes are therefore useful for tracking sewage inputs (Tucker et al. 1999; Costanzo et al. 2005).

Following the onset and expansion of unplanned settlements in the 1970s, oligotrophic and mesotrophic diatoms were rapidly replaced by eutrophic taxa such as *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana* and *Aulacoseira ambigua*. These taxa are all associated with higher nutrient concentrations in lakes (Dong et al. 2006) and are typically reported in eutrophic waters (Zalat 2000). For instance, *C. meneghiniana* was associated with a marked shift to hypereutrophic conditions and *A. granulata* with high hydrological/physical changes in a tropical reservoir (Costa-Böddeker et al. 2012).

Subzone 3b (ca. 1988-2010, 25-0 cm) – Major cultural eutrophication phase

Subzone 3b represents the major eutrophication period in the reservoir, with higher $\delta^{15}\text{N}$ values (14‰) and TP concentrations relative to previous zones. After ~1980, the population in the drainage basin increased rapidly, with rapid expansion of slum dwellings that lacked adequate sewage treatment (Whately and Cunha 2006). This led to common cyanobacterial blooms (Sant'Anna et al. 2007). Many cyanobacteria taxa are known to produce toxic compounds (Falconer 1999) as well as substances that impart a foul taste and odor to drinking water (Falconer 1999). Because of frequent gastroenteritis infections in the local population, the agency in charge of the public water supply began to use copper sulfate to control cyanobacterial blooms in ~1991 (Beyruth 2000). Copper concentration rises abruptly at about 24 cm in the sediment, marking the first widespread use of this algicide. Concentrations rise sharply and are very high, typically 2.000-5.000 mg kg⁻¹ in the upper 20 cm of the profile. Copper is very persistent in aquatic ecosystems (Gunn et al. 1989) and like some other trace elements, is

required in small quantities by plants and animals. At concentrations higher than those required for growth, however, it becomes toxic (Fargasová et al. 2001).

Many species of diatoms are sensitive to metals, sometimes even in small quantities, and frustule deformities can be caused by metal contamination (Dickman 1998; Cattaneo et al. 2004; Duong et al. 2010). In general, the effects of heavy metals on diatom assemblages are observed in the disappearance of the most sensitive taxa and an increase in relative abundance of the most tolerant ones (i.e. a shift in community composition), and appearance of teratological forms or deformed individuals (Falasco et al. 2009). Valve deformities in *Fragilaria crotonensis* were observed only in this subzone and in low percentages ($\leq 5\%$), but were probably caused by high copper concentrations in the water. In general, the diatom assemblage showed an increase in species associated with eutrophic conditions (*A. ambigua*, *C. meneghiniana* and *A. granulata*), and they reached highest abundances in this subzone. In particular, *A. granulata* has low sensitivity to copper (Vianna and Rocha 2005) and has typically been reported in eutrophic waters (Stoof-Leichsenring et al. 2011). This species has also been associated with physical alterations (depth variation, turbulence, deforestation, and hydrological changes) regardless of trophic state (Dong et al. 2008; Costa-Böddeker et al. 2012). Thus, the increase in *A. granulata* in this subzone is very probably a response to multiple stressors.

Cyclotella meneghiniana is commonly associated with high TP concentrations (Yang et al. 2008; Costa-Böddeker et al. 2012) and is also tolerant of wastewater and industrial pollution (Sabater and Sabater 1998). One species of *Nitzschia*, which is probably new, appeared in all sediment zones of the Guarapiranga core, but was most abundant in the topmost subzone (3b), particularly after ~2005. This species also was abundant in another eutrophic reservoir in the same drainage basin (Wengrat 2011).

There is good agreement in how the core was zoned using CONISS analysis (Fig. 8) and NMDS (Fig. 9). The analysis showed that the diatom assemblages underwent significant changes over time ($p = 0.0196$), with the largest contrast between zones 1 (a/b) and 3 (a/b).

Historic trophic state inferences using sedimented diatoms and geochemical data indicate the onset of eutrophication ~1974, caused by the abrupt increase in urbanization of the drainage basin. Guarapiranga Reservoir was oligotrophic from ~1919 to 1947 and underwent an initial physical disturbance period in the early ~1930s, caused by the first use of the reservoir as a public water supply. In the 1980s, there was an explosive expansion of unplanned urbanization in the drainage basin, and the reservoir became eutrophic. Since ~1990, the reservoir attained its major cultural eutrophication, becoming highly eutrophic to hyper-eutrophic.

This work illustrates the application of sedimented diatoms for extracting information about past ecological shifts in tropical reservoirs. Diatom data, together with lithologic and geochemical

information provided a comprehensive approach to tracking reservoir response to multiple stressors, including hydrological change, metal contamination and eutrophication. Paleolimnological methods have great potential in the management of eutrophic reservoirs, especially reservoirs used as public water supplies. The paleolimnological approach can provide an estimate of pre-disturbance water-quality conditions, determine if a pollution or eutrophication problem exists, help identify the cause of the problem and set realistic target conditions for restoration.

Acknowledgements

This work was supported by funds from the FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, AcquaSed Project, nº 2009/53898-9), and was undertaken as part of LF's PhD thesis (FAPESP doctoral fellowship 08/57139-2 to LF) at UNESP (Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Brazil). Funds were also provided by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, grant 305072/2009-9 to DCB). We deeply appreciate the valuable assistance of personnel from the agency in charge of the public water supply in São Paulo - SABESP/RHMS (Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo, Divisão de Recursos Hídricos Metropolitanos Sudoeste), who helped with core sampling. We are also grateful to Prof. William de Queiróz and Márcio R. M. de Andrade (Universidade de Guarulhos, Laboratório de Geoprocessamento) for providing the illustration of the study area. We thank all the students and technicians involved in the field and laboratory work.

References

- Battarbee RW, Simpson GL, Bennion H, Curtis C (2011) A reference typology of low alkalinity lakes in the UK based on pre-acidification diatom assemblages from lake sediment cores. *J Paleolimnol* 45: 489-505
- Beyruth Z (2000) Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia* 424: 51-65
- Bennion H, Fluin J, Simpson GL (2004) Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *J Appl Ecol* 41: 124-138
- Berg M, Tran HC, Nguyen TC, Pham HV, Schertenleib R, Giger W (2001) Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat. *Environ Sci Technol* 35: 2621-2626
- Bonotto DM (1986) Aplicações hidrogeoquímicas dos isótopos naturais das séries do U ($4n+2$) e Th ($4n$) no Morro do Ferro, Poços de Caldas, MG. Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo
- Bradbury J, Winter T (1976) Areal distribution and stratigraphy of diatoms in the sediments of Lake Sallie, Minnesota. *Ecology*: 1005-1014.
- Brenner M, Whitmore TJ, Schelske CL (1996) Paleolimnological evaluation of historical trophic state conditions in hypereutrophic Lake Thonotosassa, Florida, USA. *Hydrobiologia* 331: 143-152

- Burliga AL, Kociolek JP (2010) Kobayasiella species from Carajás National Forest, Amazonia, Brazil. *Diatom Res* 25: 235-250
- Caballero-Miranda M (1996) The diatom flora of two acid lakes in central Mexico. *Diatom Res* 11: 227-240
- California Academy of Sciences. Diatom Collection.
<http://research.calacademy.org/izg/research/diatom> [Accessed 10 November 2012]
- Cantonati M, Lange-Bertalot H, Decet F, Gabrieli J (2011) Diatoms in very-shallow pools of the site of community importance Danta di Cadore Mires (south-eastern Alps), and the potential contribution of these habitats to diatom biodiversity conservation. *Nova Hedwigia* 93: 3-4
- Carter J, Flower R (1988) A new species of *Eunotia*, *E. pirla* sp. nov., from Woolmer pond, an acid pool in the southeast of England. *Diatom Res* 3: 1-8
- Cattaneo A, Couillard Y, Wunsam S, Courcelles M (2004) Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *J Paleolimnol* 32: 163-175
- Codd GA (2000) Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol Eng* 16:51-60
- Costa-Böddecker S, Bennion H, Jesus TA, Albuquerque ALS, Figueira RCL, Bicudo DC (2012) Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. *J Paleolimnol* 48: 751-776
- Costanzo SD, Udy J, Longstaff B, Jones A (2005) Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Mar Pollut Bull* 51: 212-217
- DeNicola DM (2000) A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia* 433: 111-122
- Denys L, Muylaert K, Krammer K, Joosten T, Reid M, Rioual P (2003) *Aulacoseira subborealis* stat. nov. (Bacillariophyceae): a common but neglected plankton diatom. *Nova Hedwigia* 77: 3-4
- Dickman MD (1998) Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. *Environ Int* 24: 749-759
- Dixit SS., Dixit AS, Evans RD (1988) Sedimentary diatom assemblages and their utility in computing diatom-inferred pH in Sudbury Ontario lakes. *Hydrobiologia* 169: 135-148
- Duong TT, Morin S, Coste M, Herlory O, Feurtet-Mazel A, Boudou A (2010) Experimental toxicity and bioaccumulation of cadmium in freshwater periphytic diatoms in relation with biofilm maturity. *Sci Total Environ* 408: 552-562
- Dong X, Bennion H, Battarbee R, Yang X, Yang H, Liu E (2008) Tracking eutrophication in Taihu Lake using the diatom record: potential and problems. *J Paleolimnol* 40: 413-429
- Eloranta P (1986) Phytoplankton structure in different lake types in central Finland. *Ecography* 9: 214-224
- Falasco E, Bona F, Badino G, Hoffmann L, Ector L (2009) Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia* 623: 1-35
- Falconer IR (1999) An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environ Toxicol* 14: 5-12
- Fargašová A (2001) Phytotoxic effects of Cd, Zn, Pb, Cu and Fe on *Sinapis alba* L. seedlings and their accumulation in roots and shoots. *Biol Plantarum* 44: 471-473
- Filstrup CT, Thad Scott J, White JD, Lind OT (2010) Use of sediment elemental and isotopic compositions to record the eutrophication of a polymictic reservoir in central Texas, USA. *Lakes Reserv Res Manage* 15:25-39
- Flynn W (1968) The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials. *Anal Chim Acta* 43: 221-227
- Fluin J, Tibby J, Gell P (2010) The palaeolimnological record from lake Cullulleraine, lower Murray River (south-east Australia): implications for understanding riverine histories. *J Paleolimnol* 43: 309-322

- Furey P (2010) *Eunotia*. In: Diatoms of the United States. <http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/genus/eunotia> [Accessed 12 December 2012]
- France R, Chandler M, Peters R (1998) Mapping trophic continua of benthic food webs: body size $\delta^{15}\text{N}$ relationships. *Mar Ecol-Prog Ser* 174: 301-306
- Gibson CE, Anderson NJ, Haworth EY (2003) *Aulacoseira subarctica*: taxonomy, physiology, ecology and palaeoecology. *Eur J Phycol* 38: 83-101
- Grimm EC (1987) CONISS: a program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incremental sum of squares. *Comput Geosci* 13: 13-35
- Gunn AM, Hunt DTE, Winnard DA (1989) The effect of heavy metal speciation in sediment on bioavailability to tubificid worms. *Hydrobiologia* 188: 487-496
- Heaton T (1986) Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem Geol* 59: 87-102
- Ishii S, Sadowsky MJ (2008) *Escherichia coli* in the environment: implications for water quality and human health. *Microbes Environment* 23:101-108
- Juggins S (2003) C2 user guide. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne 69 p
- Kenkel N, Orloci L (1986) Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology*: 919-928
- Korhola A, Virkanen J, Tikkanen M, Blom T (1996) Fire-induced pH rise in a naturally acid hill-top lake, southern Finland: a palaeoecological survey. *J Ecol*: 257-265
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1991) Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/3. Gustav Fischer, Stuttgart: 576
- Lakatos M, Lange-Bertalot H, Büdel B (2004) Diatoms living inside the thallus of the green algal lichen coenogonium *linkii* in neotropical lowland rain forest. *J Phycol* 40: 70-73
- Laux M, Torgan LC (2011) Diatomáceas com plástídeos no plâncton da foz dos rios do Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional 1. *IHERINGIA, Sér. Bot* 66: 109-132.
- Ledger M, Hildrew A (2005) The ecology of acidification and recovery: changes in herbivore-algal food web linkages across a stream pH gradient. *Environ Pollut* 137: 103-118
- Lepskaya EV, Jewson DH, Usoltseva MV (2010) *Aulacoseira subarctica* in Kurilskoye Lake, Kamchatka: a deep, oligotrophic lake and important Pacific salmon nursery. *Diatom Res* 25: 323-335
- Liu J, Lin Z, Zhang H, Han BP (2012) Hydrodynamic change recorded by diatoms in sediments of Liuxihe Reservoir, Southern China. *J Paleolimnol* 47:17-27
- Lowe RL (1974) Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. EPA-67014-74-005, US EPA
- Meyers PA (1994) Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem Geol* 114: 289-302
- Meyers PA (2003) Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Org Geochem* 34: 261-289
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H (1998) Tropische Diatomeen in Südamerika I. *Iconographia Diatomologica* Köeltz Scientific Books
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H (2007) Tropical Diatoms of South America II. *Icon Diatomol* 18:1-877
- Moro RS, Fürstenberg CB (1997) Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas. Ponta Grossa: Ed. UEPG 282 p
- Moura CL, Sígolo JB (2002) Heavy metals concentration (Cr, Cu, Ni And Zn) in bottom sediments of the Embu-Mirim River-SP. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 74: 545-546
- Mozeto AA, Silvério PF, Soares A (2001) Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment-water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). *Sci Total Environ* 266: 135-142

- Nicholls KH, Carney EC (1979) The rare planktonic diatom *Eunotia zasuminensis* in Canada. *Can J Bot* 57: 1150-1154
- Pappas JL, Stoermer EF (1996) Quantitative method for determining a representative algal sample count. *J Phycol* 32: 693-696
- Räsänen J, Kauppila T, Salonen VP (2006) Sediment-based investigation of naturally or historically eutrophic lakes—implications for lake management. *J Environ Manage* 79: 253-265
- Raupp S, Torgan L, Melo S (2009) Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiuauá Lake are driven by the flood pulse. *Acta Limnol Brasil* 21: 227-234
- Round FE, Crawford RM, Mann DG (1990) *The Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press, 747 p
- Rhodes TE, Davis RB (1995) Effects of late Holocene forest disturbance and vegetation change on acidic Mud Pond, Maine, USA. *Ecology*: 734-746
- Robbins JA, Edgington DN, Kemp ALW (1978) Comparative ^{210}Pb , ^{137}Cs , and pollen geochronologies of sediments from Lakes Ontario and Erie. *Quaternary Res* 10: 256-278
- Rumrich U, Lange-Bertalot H, Rumrich M (2000) *Diatomeen der Anden Von Venezuela bis Patagonien/Feurland*. Iconographia Diatomologica. Verlag ARG Gantner Verlag
- Sabater S, Sabater F (1988) Diatom assemblages in the River Ter. *Arch Hydrobiol* 111: 397-408
- Sala SE, Duque SR, Núñez-Avellaneda M, Lamaro AA (2002) Diatoms from the Colombian Amazon: some species of the genus *Eunotia* (Bacillariophyceae). *Acta Amazonica* 32: 589-603
- Sant'Anna CL, Melcher SS, Carvalho MC, Gelmeço MP, Azevedo MTP (2007) Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasil Bot* 30: 1-17
- Satake K, Oyagi A, Iwao Y (1995) Natural acidification of lakes and rivers in Japan: The ecosystem of Lake Usuriko (pH 3.4–3.8). *Water Air Soil Poll* 85: 511-516
- Sendacz S, Caleffi S, Santos-Soares J (2006) Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazil J Biol* 66: 337-350
- Sioli H (1984) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. W. Junk, Dordrecht, The Netherlands 763 p
- Siver PA, Hamilton PB, Morales EA (2006) Two new planktic species of *Eunotia* (Bacillariophyceae) from freshwater waterbodies in North Carolina, USA. *Algal Stud* 119: 1-16
- Shotbolt L, Hutchinson SM, Thomas AD (2001) Establishing the sediment stratigraphy of reservoirs in the southern Pennines, UK. *Hydrological Sciences (J Sci Hydrologiques)* 46: 701-713
- Smol JP, Cumming BF (2008) Tracking long-term changes in climate using algal indicators in lake sediments. *J Phycol* 36: 986-1011
- Smol JP (2010) The power of the past: using sediments to track the effects of multiple stressors on lake ecosystems. *Freshwater Biol* 55: 43-59
- Stoof-Leichsenring KR, Junginger A, Olaka LA, Tiedemann R, Trauth MH (2011) Environmental variability in Lake Naivasha, Kenya, over the last two centuries. *J Paleolimnol* 45:353–367
- Tibby J, Reid MA (2004) A model for inferring past conductivity in low salinity waters derived from Murray River (Australia) diatom plankton. *Mar Freshwater Res* 55: 597-607
- Tibby J, Gell PA, Fluin J, Sluiter IRK (2007) Diatom–salinity relationships in wetlands: assessing the influence of salinity variability on the development of inference models. *Hydrobiologia* 591: 207-218
- Tucker J, Sheats N, Giblin A, Hopkinson C, Montoya J (1999) Using stable isotopes to trace sewage-derived material through Boston Harbor and Massachusetts Bay. *Mar Environ Res* 48: 353-375
- Valletta RM (2003) Estudos de reordenamento físico de assentamentos urbanos construídos espontaneamente: o Programa Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo. *Ambiente Construído* 3: 61-78
- Valletta RM (2006) Spontaneously-built urban settlements and the environmental issue: the plan for physical rearrangement of the Guarapiranga basin, Programa Guarapiranga, São Paulo. Pós. Rev Programa Pós-Grad Arquit Urban. FAUUSP: 74-91

- van Dam H, Mertens A, Sinkeldam J (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Aquat Ecol* 28: 117-133
- Viana S, Rocha O (2005) The toxicity of copper sulphate and atrazine to the diatom *Aulacoseira Granulata* (Ehrenberg) Simmons. *Acta Limnol Brasil* 17: 291-300
- Weiguo L, Xiahong F, Youfeng N, Qingle Z, Yunning C, Zhisheng A (2005) $\delta^{13}\text{C}$ variation of C3 and C4 plants across an Asian monsoon rainfall gradient in arid northwestern China. *Glob Change Biol* 11: 1094-1100
- Wayland M, Hobson KA (2001) Stable carbon, nitrogen, and sulfur isotope ratios in riparian food webs on rivers receiving sewage and pulp-mill effluents. *Can J Zool* 79: 5-15
- Whately M, Cunha P (2006) Proposition priority actions to ensure good quality water from public supply. Institute Socioenvironmental. Prefeitura da Cidade de São Paulo. 117p
- Wengrat S (2011) Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no complexo Billings, São Paulo: influência da compartimentalização espacial e do estado trófico. Master dissertation. Instituto de Botânica, São Paulo 114 p
- Wetzel CE, Ector L, Hoffmann L, Bicudo DC (2010) Colonial planktonic Eunotia (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: Taxonomy and biogeographical considerations on the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia* 91: 1-2
- Whately M, Cunha P (2006) Proposition priority actions to ensure good quality water from public supply. Institute Socioenvironmental. Prefeitura da Cidade de São Paulo. 171 p
- Whitmore TJ, Brenner M, Curtis JH, Dahlin BH, Leyden BW (1996) Holocene climatic and human influences on lakes of the Yucatan Peninsula, Mexico: an interdisciplinary, palaeolimnological approach. *Holocene* 6:273-287
- Zalat AA (2000) Distribution and paleoecological significance of fossil diatom assemblages from the Holocene sediments of Lake Manzala. *Egypt Diatom Res* 15:167-190

Table 1 ^{210}Pb dates for Guarapiranga Reservoir core GU10-01 and some key historical events recorded by monitoring data and land use records

Depth (cm)	Chronology			Sedimentation rate (g cm ⁻² a ⁻¹)	Key historical events
	Cumulative mass (g cm ⁻²)	Date AD	Age (years)		
5	0.58	2008	2	0.27	
10	1.43	2005	5	0.27	
20	4.02	1995	15	0.27	Initial copper application (~1991); copper-tolerant diatom species and taxa associated with eutrophic environments
26	6.05	1988	22	0.27	Marked increase in the population in the drainage basin after ~1980; 45% increase in sewage input; replacement of oligo-mesotrophic species by taxa indicative of eutrophy
34	9.57	1964	46	0.21	
40	12.18	1951	59	0.21	
48	15.24	1936	74	0.21	
52	15.82	1933	77	0.21	
64	17.03	1927	83	0.21	Initial public water supply use
72	17.89	1923	87	0.21	

Legends

Fig. 1 (a) Map showing the location of the state of São Paulo in Brazil, (b) map of the city of São Paulo metropolitan urban region (RMSP) and municipality, showing the location of Guarapiranga Reservoir, and (c) enlarged map of the Guarapiranga Reservoir showing the site where core GUA10-01 was collected

Fig. 2 $\ln^{210}\text{Pb}$ (excess) activity (dpm g^{-1}) versus cumulative mass (g cm^{-2}) in the GUA10-01 core

Fig. 3 ^{210}Pb and ^{226}Ra activity (dpm g^{-1}) versus depth in the GUA10-01 core

Fig. 4 Copper concentration versus (mg kg^{-1}) versus depth in the GUA10-01 core

Fig. 5 Total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) concentrations (mg g^{-1}) and C/N ratios versus depth in the GUA10-01 core. Three zones were delimited using changes in the sediment chemistry

Fig. 6 C/N ratio versus $\delta^{13}\text{C}$ of organic matter in the GUA10-01 core, showing values for the three zones in the core delimited using changes in the sediment chemistry

Fig. 7 C/N ratio versus $\delta^{15}\text{N}$ of organic matter in the GUA10-01 core, showing values for the three zones in the core delimited using changes in the sediment chemistry

Fig. 8 CONISS diagram of the diatom assemblages from Guarapiranga Reservoir core GUA10-01. Only species with abundances in a sample of $\geq 5\%$ were included. Horizontal lines define diatom zones 1, 2, 3 and subzones 1a, 1b, 3a, 3b

Fig. 9 Two-dimensional, non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination of diatom communities from Guarapiranga Reservoir core GUA10-01. NMDS also identified assemblage zones 1, 2, 3 and subzones 1a, 1b, 3a, 3b

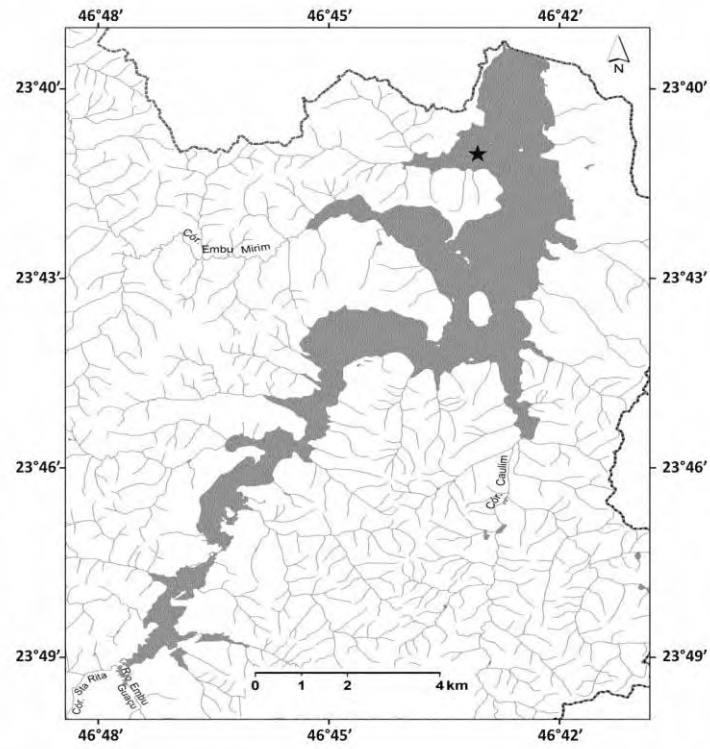
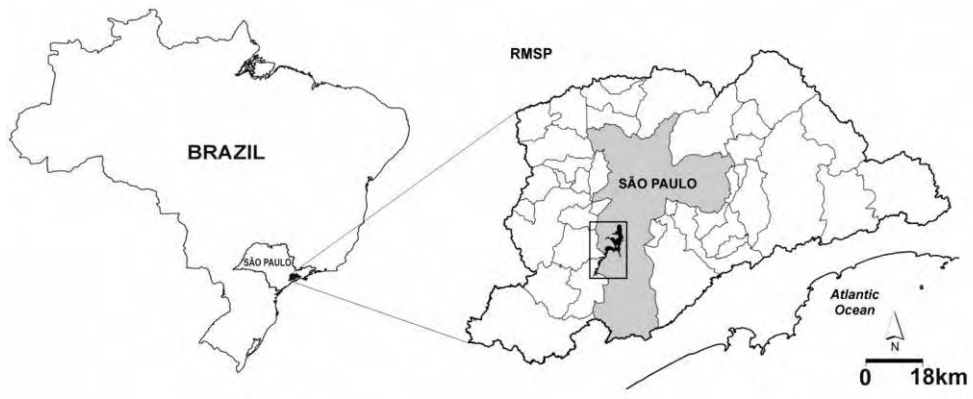


Figure 1

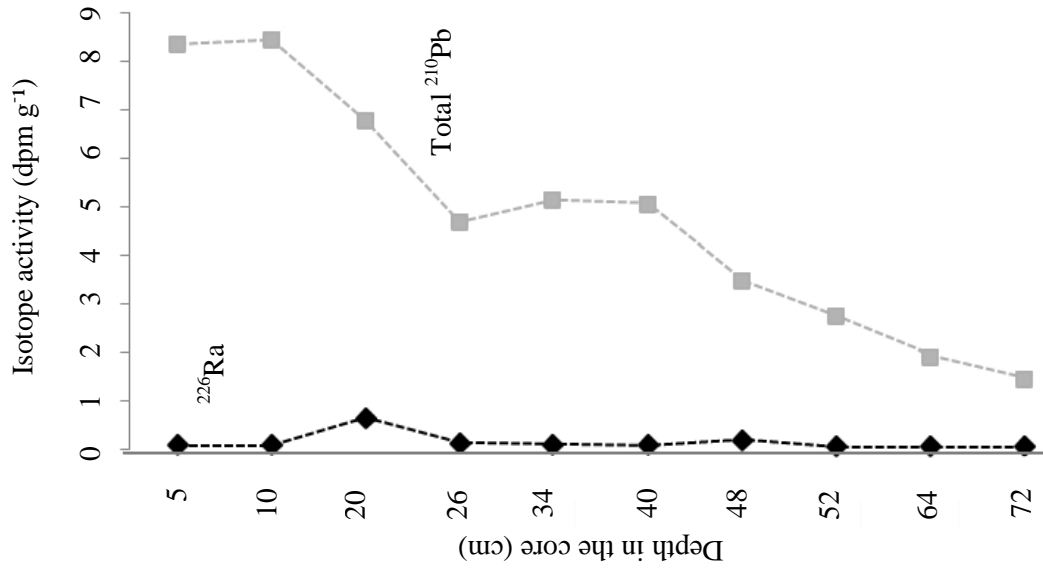


Figure 3

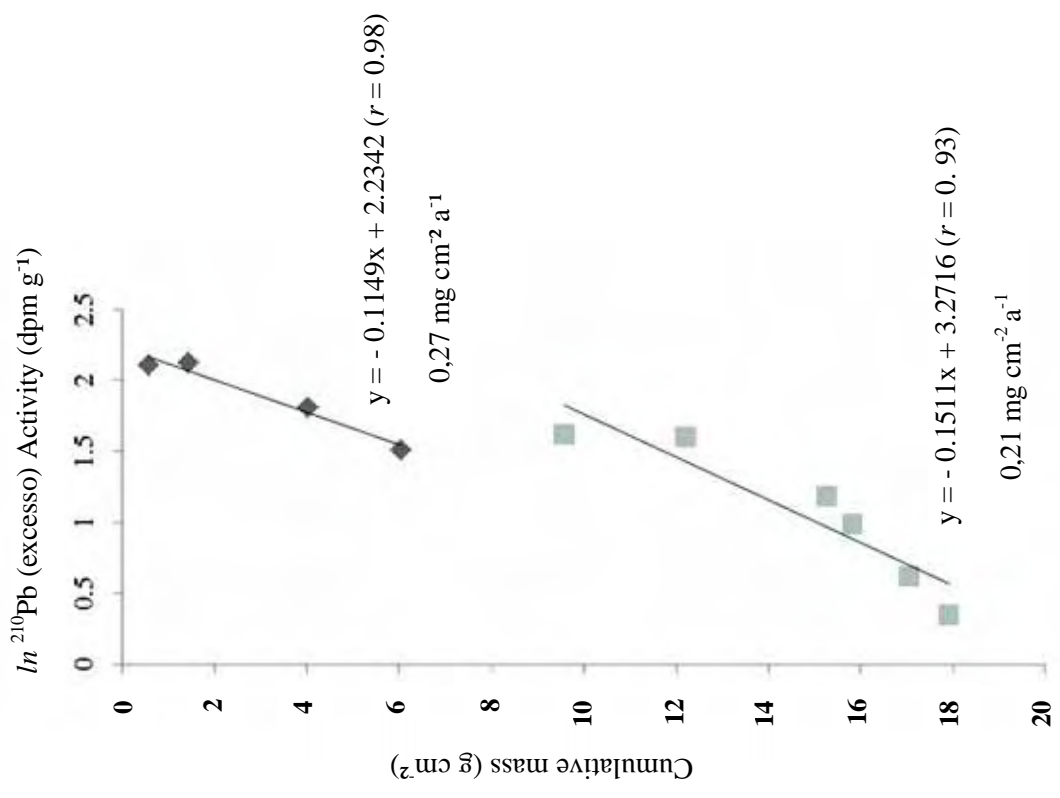


Figure 2

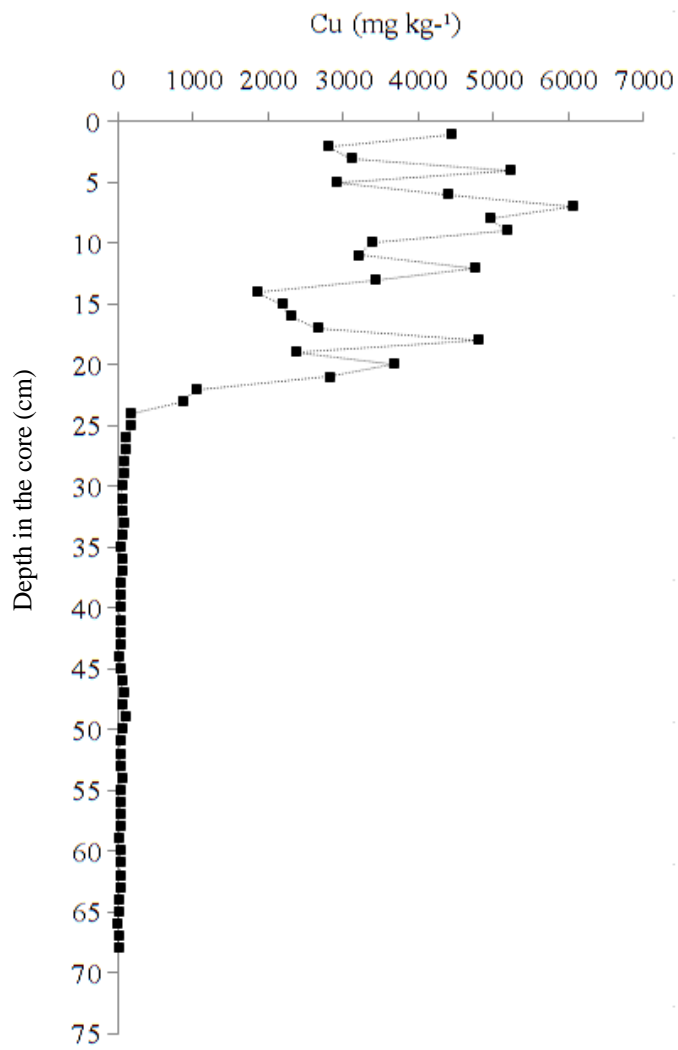
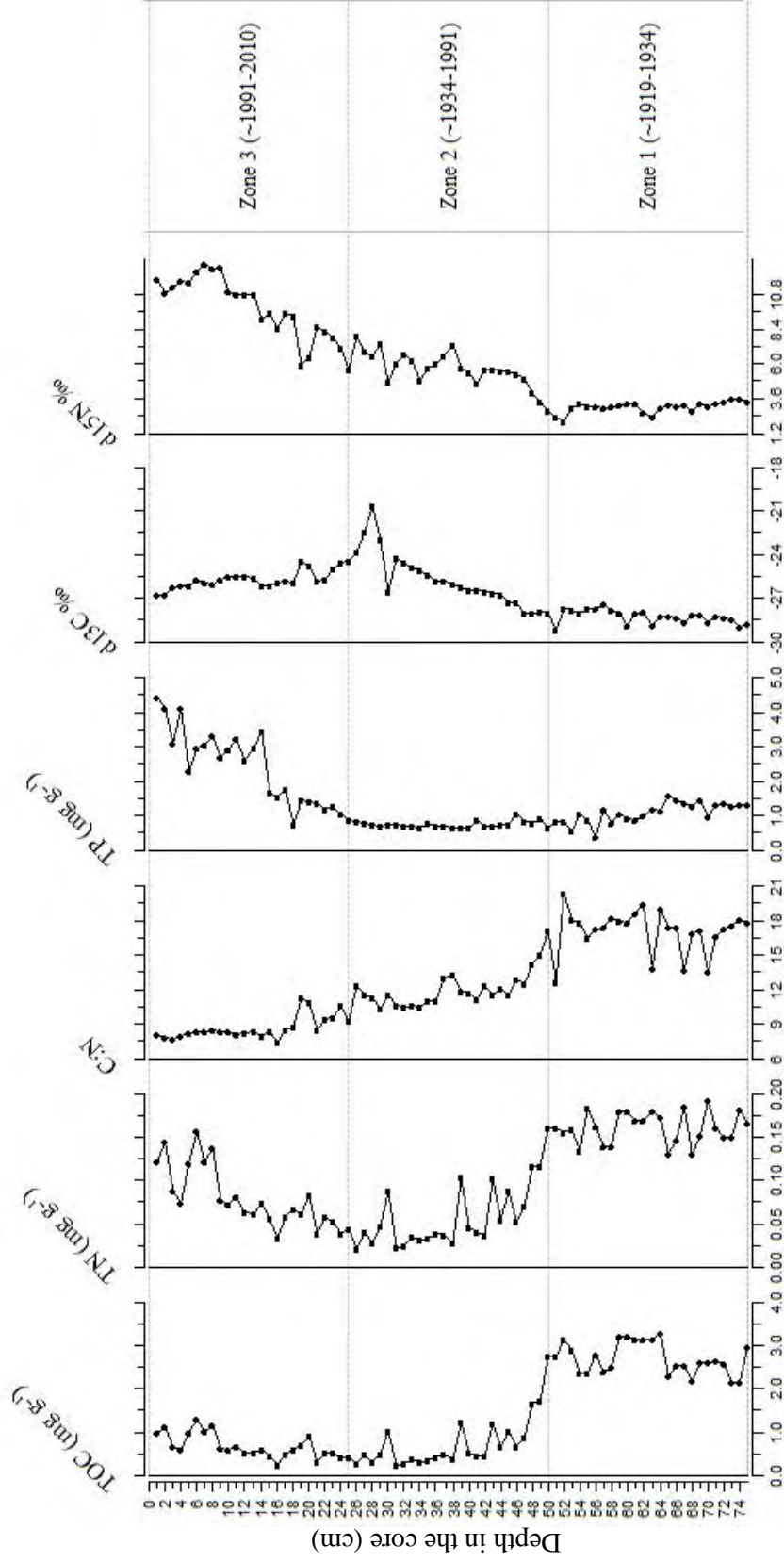


Figure 4



Figure

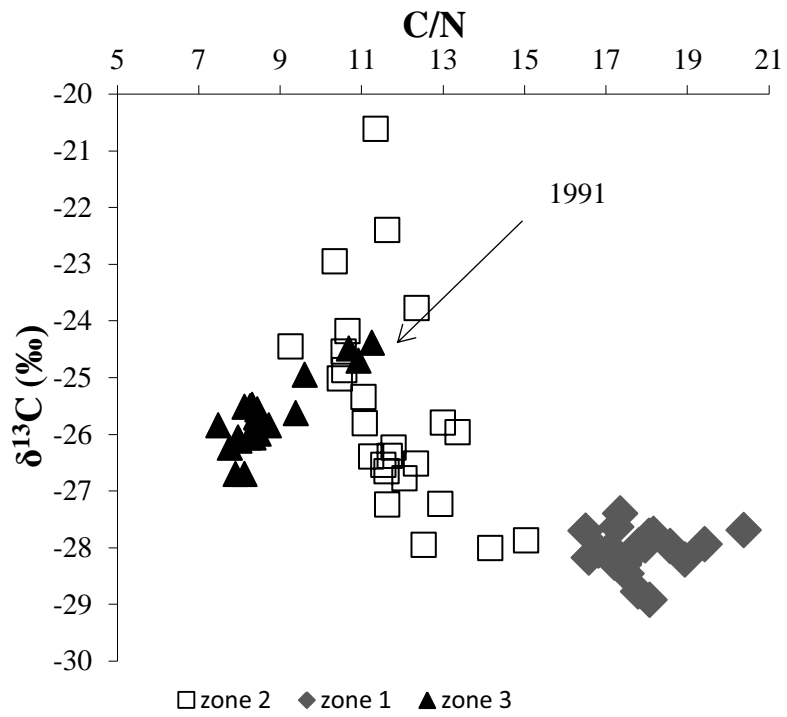


Figure 6

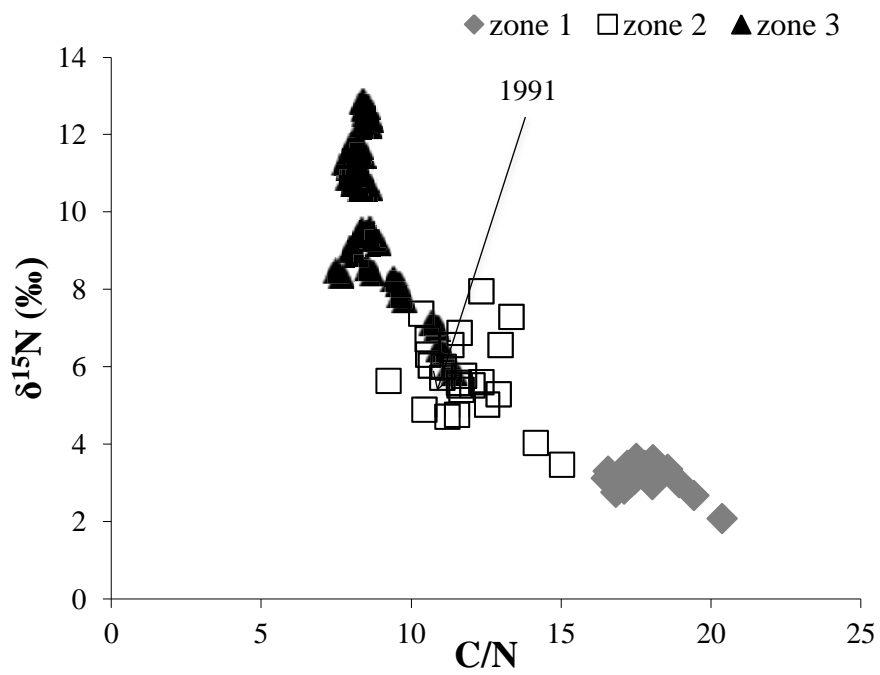


Figure 7

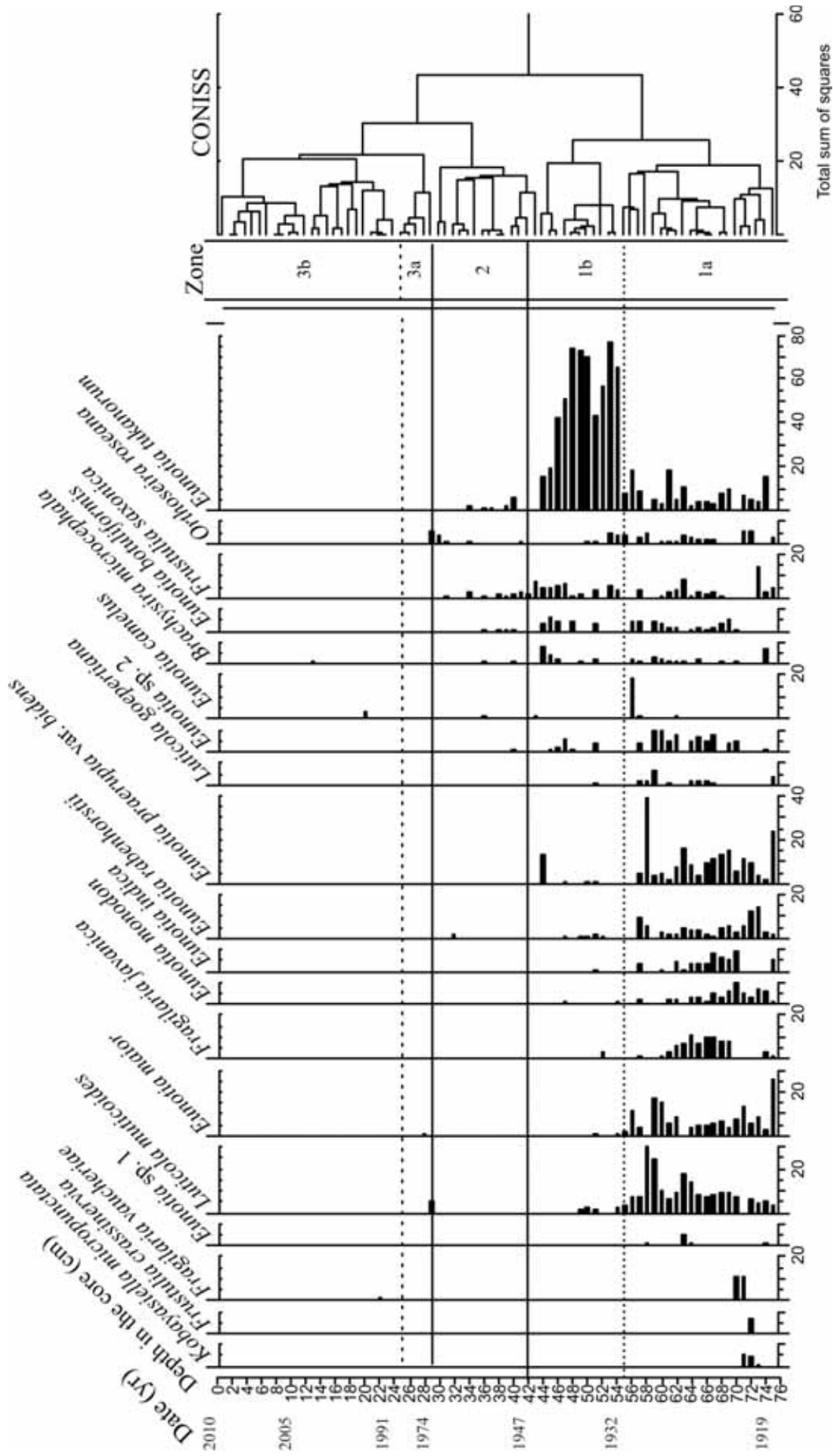


Figure 8

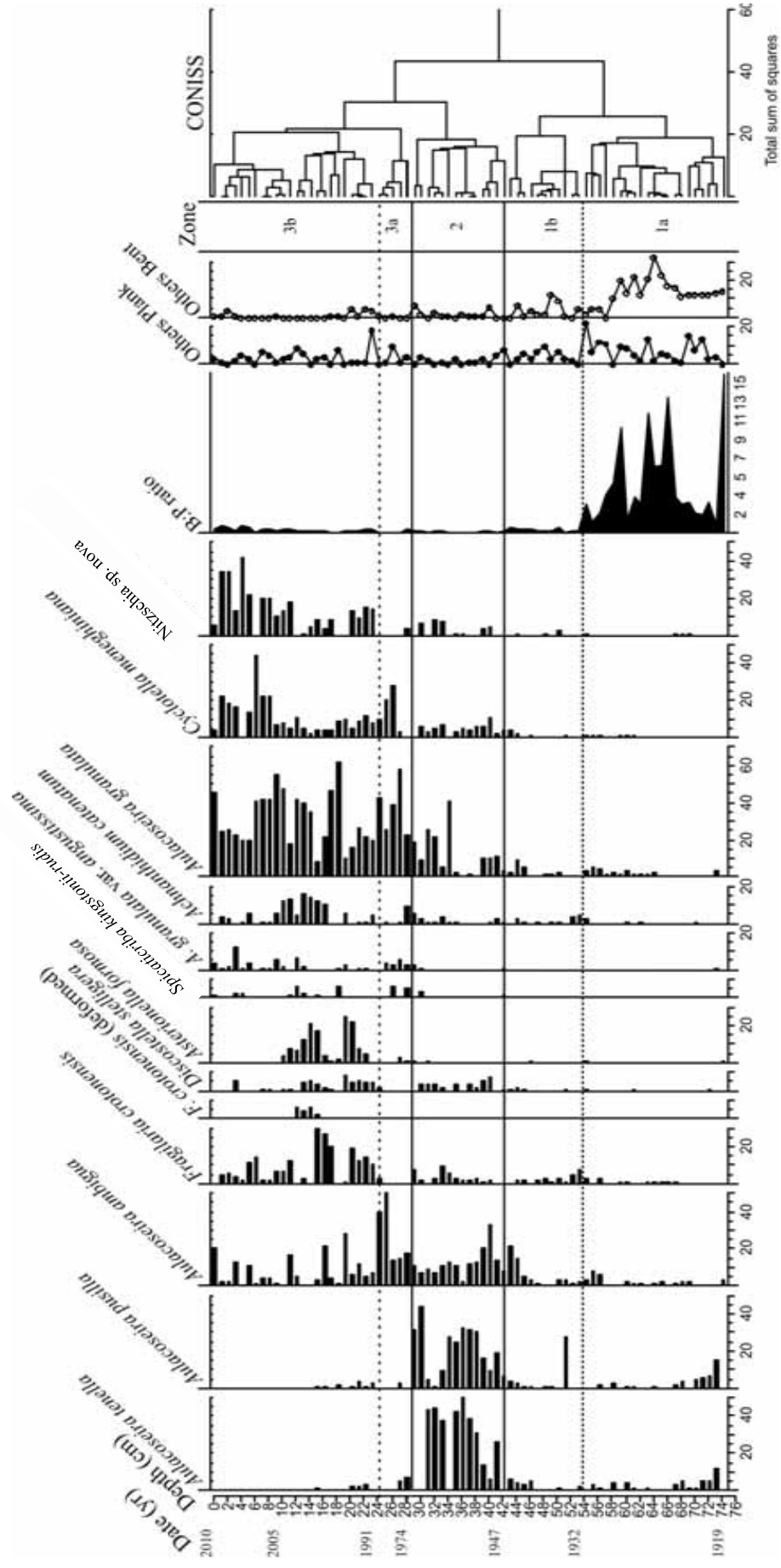


Figure 8 cont.

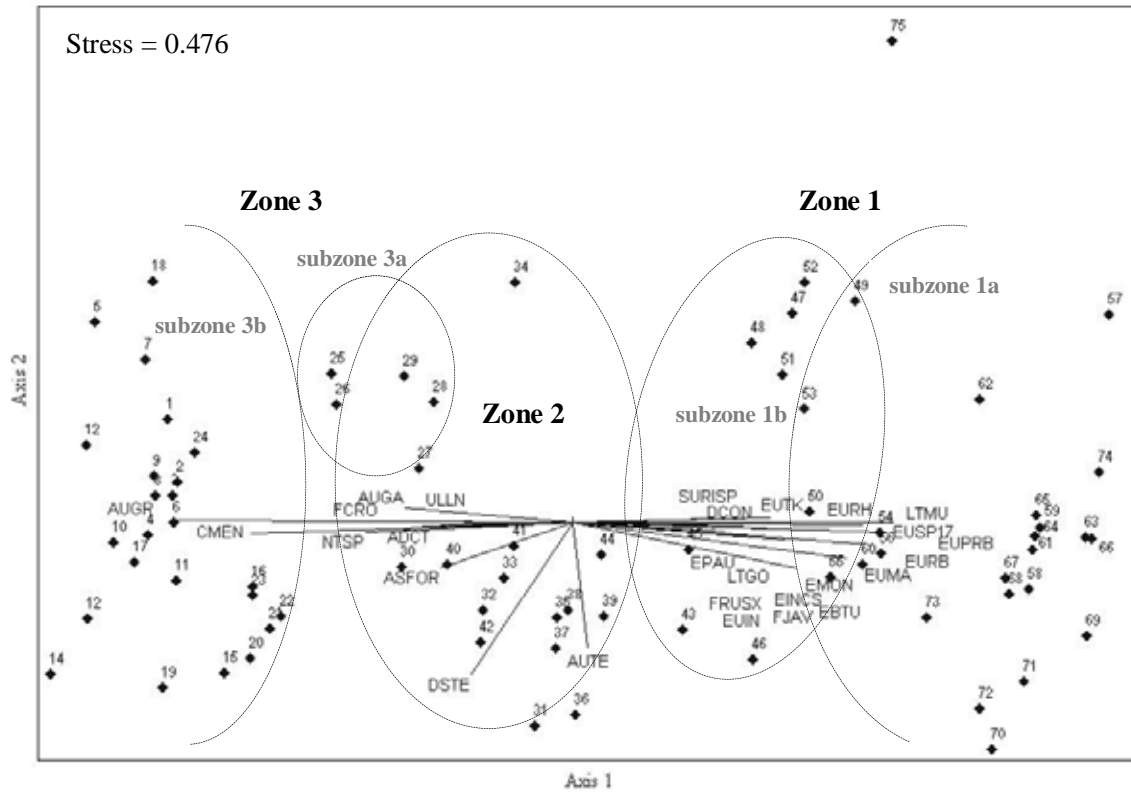


Figure 9

CAPÍTULO 2

Geoquímica orgânica *bulk* (COT, NT, PT, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) e o histórico da urbanização em duas regiões da Represa Guarapiranga

Resumo

Foi utilizada a geoquímica orgânica *bulk* nos sedimentos da represa Guarapiranga como indicador de alteração das fontes de matéria orgânica, influência de esgoto, bem como marcador do processo de eutrofização em duas regiões (montante e barragem) da represa. Os principais objetivos foram (a) conhecer as mudanças nas fontes de matéria orgânica em escala temporal (*ca.* 1919-2010), (b) inferir sobre os processos e condições que determinam essa variabilidade de fontes e (c) associar os registros de variabilidade de fontes de matéria orgânica ao histórico de urbanização da região. Foram analisados perfis litológicos, densidade aparente, teor de umidade, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) em dois perfis sedimentares datados pelo ^{210}Pb . Os perfis sedimentares 1 (região de maior urbanização, próxima à barragem) e 2 (região de menor urbanização e maior área florestada, montante) detectaram claras mudanças nas fontes de matéria orgânica ao longo do tempo e, conjuntamente, sinalizaram 3 fases paleoambientais. A primeira fase (1919-1934) caracterizou-se pela inundação da vegetação (plantas tipo C3) para a construção da represa, refletida pela razão C/N (18) e pelo $\delta^{13}\text{C}$ (-28 a -27‰). A segunda fase foi de transição e a terceira foi marcada pelo aumento da produtividade após 1991 na região de barragem (perfil 1), relacionada ao decréscimo de C/N (7), aumento de PT, e pela contribuição de efluentes sinalizada pelos valores mais pesados de $\delta^{15}\text{N}$ (10‰). Na região de montante (perfil 2), a terceira fase mostrou mistura de fontes de matéria orgânica (algas e macrófitas), refletida pela razão C/N (11-14) e pelo $\delta^{13}\text{C}$ (-28 a -27‰) e apenas a partir de 2008 indicou aumento da produtividade (predominância de material algal), associada ao decréscimo de C/N (9), aumento de PT e enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ (de 6 para 9‰). A comparação entre os dois perfis no período de maior impacto antrópico na represa (1980-2010) mostrou tendências de eutrofização mais acentuadas e aceleradas na região próxima à barragem (1991 em diante) e mais recentes (2008 em diante) na região à montante, isto é com defasagem de ~17 anos em relação à barragem. Os sinais de contribuição de esgoto coincidiram com a intensificação da eutrofização em ambas as regiões. A

despeito da complexidade na dinâmica de represas, os marcadores geoquímicos (*bulk*) permitiram sinalizar as tendências da eutrofização ao longo do tempo e em escala espacial, constituindo-se em uma ferramenta em potencial para o gerenciamento desse ecossistema e demais represas, ainda pouco estudadas no âmbito da paleolimnologia.

Palavras-chave: abastecimento público, carbono, isótopos estáveis, nitrogênio, represa tropical

Abstract

We used geochemical organic matter as indicator of sedimentary changes of organic matter sources, sewage inputs, as well as marker of eutrophication process in two regions (upstream and dam) of Guarapiranga Reservoir. The main objectives were to (a) access the changes in the sources of organic matter over long time (*ca.* 1919-2010), (b) infer about the process and conditions that determine the variability of sources, and (c) associate the variability of organic matter sources to the urbanization history of the region. We analyzed lithological profiles, density, water content, total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and stable isotopes of carbon and nitrogen ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) in two sedimentary profiles dated by ^{210}Pb . The sediment profiles 1 (region of higher urbanization, near the dam) and 2 (region of lesser urbanization and larger forested area, upstream zone) detected clear changes over time in the source of organic matter. The first phase was characterized by flooded vegetation (C3 plants) for the construction of the dam (1919-1934), and reflected by the C/N ratio (18) and the $\delta^{13}\text{C}$ (-28 to -27‰). The second phase was the transitional period, and the third was characterized by the increasing productivity after 1991, related to the decrease of C/N (7), increase of TP and the sewage inputs in the reservoir, signaled by heavier $\delta^{15}\text{N}$ values (10‰). The third phase in profile 2 showed mixed organic matter sources (algae and macrophytes) from 1982 to 2008, reflected by C/N ratio (11-14) and $\delta^{13}\text{C}$ (-28 to -27‰). Only after 2008, this profile indicated increasing productivity (algae predominance), C/N decrease (9), TP increase and $\delta^{15}\text{N}$ enrichment (from 6 to 9‰). Comparison between both profiles during the period of the highest anthropogenic impact (1980-2010) showed trends of accelerated and more pronounced eutrophication after 1991 in the most urbanized region (near the dam), and more recent eutrophication (after 2008) in the upstream zone, with a ~17 year-gap. Signs of sewage inputs coincided with the increase of eutrophication in both regions. Despite the complexity in the dynamics of reservoirs, geochemical markers of sedimentary organic matter (*bulk*) allowed signaling the eutrophication trends

over time and space. This approach can provide a potential tool for ecological studies and management of reservoirs, still scarcely known in paleolimnology.

Keywords: carbon, nitrogen, public water supply, stable isotopes, tropical reservoir.

Introdução

O desenvolvimento urbano no Brasil tem sido concentrado em regiões metropolitanas e, sobretudo, ocupando áreas de mananciais. Os efeitos desse processo geram inúmeros impactos, dentre eles, deterioração da qualidade da água por contaminação com resíduos urbanos, aumento do aporte de nutrientes e da produção de sedimentos devido aos processos erosivos na bacia, que acarretam na entrada de matéria orgânica no ecossistema aquático (Tucci 2002).

A geoquímica orgânica *bulk* (definida no presente estudo como: os teores de COT, NT, PT e as razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) tem inúmeras aplicações em reconstruções paleolimnológicas das alterações biogeoquímicas de ordem natural ou induzidas pelos impactos antrópicos, isso porque após a sedimentação, a matéria orgânica representa um valioso arquivo das condições ambientais passadas (Smeltzer & Swain 1985).

O estudo da matéria orgânica sedimentar providencia pistas para inúmeras reconstruções, tais como mudanças na produtividade (Gu *et al.* 1996; Hodell & Schelske 1998; Abreu *et al.* 2006), eutrofização (Brenner *et al.* 1999; Gu *et al.* 2006; Torres *et al.* 2012), compreensão de ciclos biogeoquímicos (Terranes & Bernasconi 2000), das interações nas cadeias tróficas (Cabana & Rasmussen 1994; Post 2002) e alterações climáticas (Marra *et al.* 1998), nos mais diversos ecossistemas, sejam eles, marinhos (Savage *et al.* 2004), lacustres (Hodell & Schelske 1998; Gu *et al.* 2006), lóticos (McCallister *et al.* 2004) ou estuarinos (McClelland *et al.* 1997).

A matéria orgânica preservada nos sedimentos de ambientes lacustres pode ser oriunda do ecossistema terrestre adjacente (origem alóctone) ou da própria produção interna do ecossistema aquático (origem autóctone) (Meyers 1994). Inclui grande variedade de elementos, seus isótopos estáveis, indicadores moleculares e se origina de uma mistura complexa de lipídios, carboidratos, proteínas e outros componentes biogeoquímicos produzidos por diversos organismos (Meyers 2003). Assim, diferenças fundamentais na razão entre carbono e nitrogênio (C/N) podem inferir sobre sua origem, sobre as mudanças nas fontes para o ecossistema aquático, bem como sobre os processos associados. A razão C/N quando interpretada em conjunto com o sinal isotópico do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) pode refinar a interpretação

sobre a origem da matéria orgânica (se plantas C₃, C₄), bem como sinalizar processos, tais como alterações na produtividade (Hodell & Schelske 1998; Brenner *et al.* 1999; Meyers 2003; Torres *et al.* 2012; Puerto *et al.* 2013).

A variação isotópica natural em plantas terrestres ocorre de acordo com seu padrão fotossintético: C₃ (ciclo de Calvin), C₄ (Hatch-Slack), promovida pelos diferentes tipos de fracionamento nessas plantas (Wilson *et al.* 2005; Lamb *et al.* 2006). Assim, é possível identificar diferentes tipos de vegetação pelas suas assinaturas isotópicas (Teeri & Stowe 1976; Sage & Monson 1999). Especificamente em plantas com via fotossintética C₃ (representadas pelas vegetações arbóreas e arbustivas), a fotossíntese inicia-se pela difusão do CO₂ atmosférico via estômatos e a enzima ribulose 1,5-bifosfato (RuBP) discrimina o ¹³C, representado pelos valores entre -27‰ a -29‰ (Meyers 1997). Nas plantas C₄ (representadas pelas gramíneas), a catalização ocorre por uma enzima diferente (fosfoenolpiruvato carboxilase, PEP), que não discrimina tanto o ¹³C, desta forma, tais plantas apresentam valores da razão isotópica entre -15 e -11‰, diferindo essencialmente das plantas C₃ (Marshall *et al.* 2007).

Em relação ao fitoplâncton, a fixação do carbono ocorre no meio aquático e geralmente, o sinal de $\delta^{13}\text{C}$ é fortemente influenciado pelas condições ambientais, tais como temperatura, concentração e origem da forma inorgânica de carbono fixado, bem como composição isotópica do CO₂ assimilado e a espécie em estudo (Gu *et al.* 1996; Lopes & Benedito-Cecilio 2002), resultado em valores entre -20 e -24‰ pelas algas de água doce.

Os isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) podem ser utilizados para elucidar inúmeras questões, dentre elas sobre as fontes de nitrogênio para o ecossistema aquático, sua limitação ou utilização pelo fitoplâncton (Terranes & Bernasconi 2000), sobre a compreensão do ciclo do nitrogênio (Victoria *et al.* 1992; Ehleringer *et al.* 2002), bem como identificar contribuição de efluentes urbanos e industriais, usualmente enriquecidos no $\delta^{15}\text{N}$ (Savage 2005; Costanzo *et al.* 2001, 2003).

Estudos paleolimnológicos em represas são raros, e as poucas contribuições existentes não utilizaram informações sobre a geoquímica orgânica *bulk* (Donar *et al.* 1996; Hall *et al.* 1999; Tibby *et al.* 2010; Costa-Böddecker *et al.* 2012; Liu *et al.* 2012).

Neste estudo foram determinados os valores de COT, NT, PT e as assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no período de *ca.* de 91 anos, com resolução a cada 1 cm e em dois perfis sedimentares amostrados em duas regiões ambientalmente distintas na represa Guarapiranga. Esta represa foi construída a partir do alagamento de área de Mata Atlântica e registra o processo de urbanização na megalópole mais populosa da América do Sul (São Paulo, ~20 milhões hab.). Nossos principais objetivos são: a) conhecer as

mudanças nas fontes de matéria orgânica na represa Guarapiranga em longa escala temporal (*ca.* 1919-2010) em duas regiões (montante e barragem); b) inferir sobre os processos e condições que determinam essa variabilidade de fontes; c) associar os registros de variabilidade de fontes de matéria orgânica ao histórico de urbanização da região e, finalmente, d) avaliar se as mudanças estratigráficas da geoquímica orgânica *bulk* representam marcadores em potencial para a compreensão do processo de eutrofização em represa de abastecimento em região tropical.

Área de Estudo

A represa Guarapiranga localiza-se na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), São Paulo, SP, Brasil (23°41'S, 46°43'W) a 737 m de altitude (Fig. 1). Apresenta área de drenagem de 36,18 km², profundidade média de 7 m, volume de 253 x 10⁶ m³ (Mozeto *et al.* 2001), tempo de residência médio de 143 dias e teve sua construção finalizada em 1909 para a produção de energia elétrica, inundando grande porção da floresta de Mata Atlântica (Whately & Cunha 2006). Em 1927, passou a ser utilizada para abastecimento da população na cidade de São Paulo, atualmente *ca.* de 4 milhões de pessoas são beneficiadas.

A partir de 1970, a população na bacia de drenagem aumentou drástica e rapidamente e, principalmente, a partir de 1980 as margens foram dominadas por construções irregulares sem saneamento básico, coleta e tratamento de esgotos adequados (Whately & Cunha 2006). O monitoramento da represa teve início na década de 1970 e após 1980, florações frequentes de cianobactérias tornaram-se comuns (Beyruth 2000; Sant'Anna *et al.* 2007).

A partir de 1990, a represa já era considerada eutrófica-hipereutrófica pelo índice de estado trófico de Carlson modificado por Lamparelli (Beyruth 2000; Sendacz *et al.* 2006) e, após 1991, a Agência responsável pelo tratamento de água para abastecimento público intensificou o uso de sulfato de cobre para controlar as florações de cianobactérias (Beyruth 2000). Até o presente, a represa continua recebendo parte do esgoto sem tratamento prévio oriundo da bacia de drenagem.

No total, sete municípios compõem a Bacia do Guarapiranga: São Paulo, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra, Embu, São Lourenço da Serra, Cotia e Juquitiba. As margens da represa estão localizadas predominantemente no território do Município de São Paulo e apenas os municípios de Embu-Guaçu e Itapeverica da Serra partilham as margens da represa em trechos mais curtos, que juntamente com os municípios restantes, situam-se mais à montante da represa (Whately & Cunha 2006).

As regiões próximas à barragem apresentam maior influência dos tributários eutrofizados, tais como os córregos Guaravirutuba, Itúpu e Tanquinho (Silva 2006) e, de acordo com o levantamento da Emplasa (2005), há grande desenvolvimento urbano relativamente próximo às margens da represa. Informações relativas ao uso e ocupação da bacia apontam, principalmente, ocupação urbana formada por construções irregulares, equipamento urbano e favelas, configurando a segunda região mais urbanizada da bacia (Andrade 2005).

As regiões localizadas à montante da represa destacam-se pela predominância de áreas florestadas, situadas no extremo sul e sudoeste da bacia abrangendo parte dos municípios de São Paulo, Embu Guaçu, São Lourenço e Itapeçerica da Serra. Predomina a ocupação por chácaras e hortifrutigranjeiros, configurando-se como a região mais preservada da bacia, com florestas e de menor ocupação urbana em relação às regiões próximas à barragem (Emplasa 2005; Whately & Cunha 2006). Grande expansão de bancos de macrófitas aquáticas, principalmente, de *Pistia stratiotes*, *Salvinia* sp., *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* são comuns na região (Pômpeo 2009; Hirata 2011).

Maior detalhamento sobre as características espaciais do uso e ocupação do solo, aspectos geológicos e limnológicos da Bacia do Guarapiranga, constam no início da tese, no item Área de Estudo.

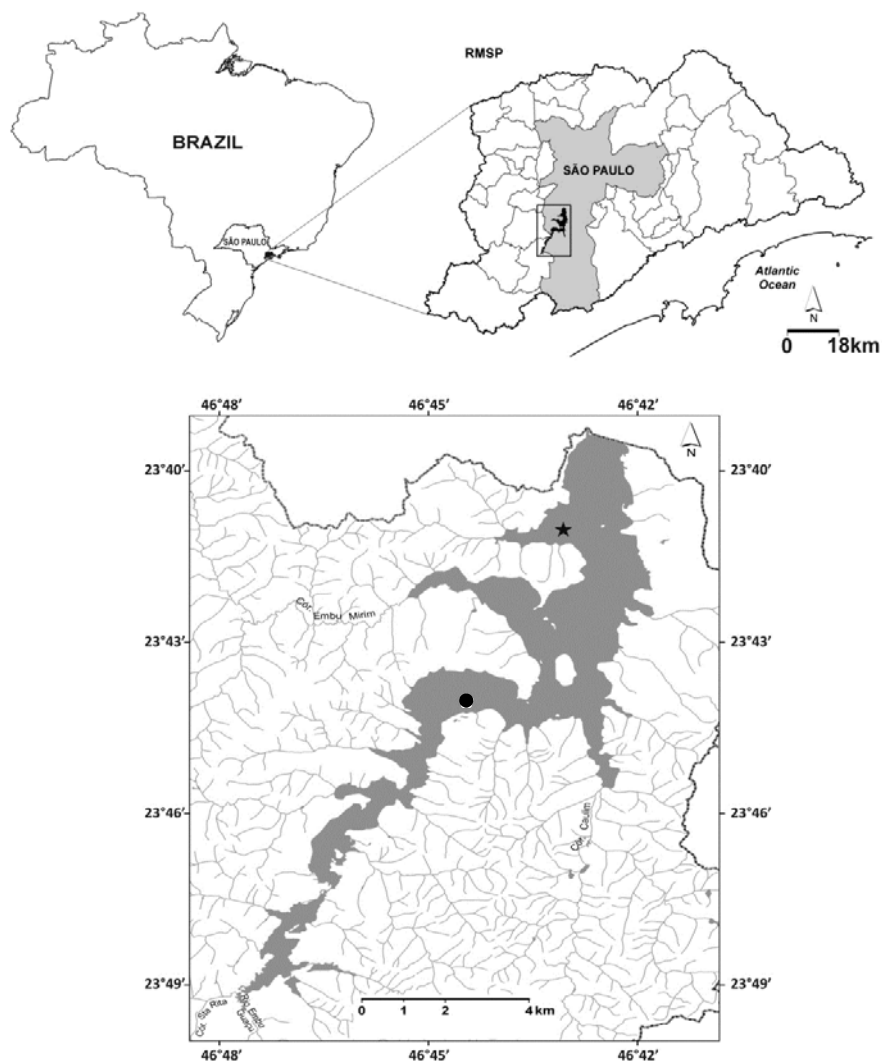


Figura 1. (a) Localização do Estado de São Paulo no Brasil, (b) localização da cidade de São Paulo na Região Metropolitana (RMSP) e localização da represa Guarapiranga e (c) localização das estações de amostragem dos perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02), indicada pelas estrelas preta e círculo preto, respectivamente.

Material e métodos

Sísmica da represa e coleta dos perfis sedimentares

Perfilagem sísmica foi realizada em fevereiro de 2010, usando Stratabox™ 3510 (Ocean Data Equipment Corporation, Providence, Rhode Island) para a seleção das estações de amostragem na represa Guarapiranga.

Com base na estrutura dos depósitos sedimentares observados a partir dos perfis sísmicos, duas regiões de maior interesse foram selecionadas: a) localizada ao norte da Bacia da Guarapiranga, próxima à barragem, caracterizada por ocupação urbana de alta densidade nas margens e influência de tributários

eutróficos, e b) localizada a sudoeste da bacia, na porção média do braço Rio Embu-Guaçu, caracterizada por menor influência de ocupação urbana (de baixa a média) e maior área florestada nas margens (Fig. 1). Características gerais das regiões de amostragem encontram-se na Tabela 1.

Dois perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02) foram amostrados (75 cm e 21 cm de comprimento, respectivamente) por mergulhadores em fevereiro de 2010, usando tubos de acrílico transparente (15 cm de diâmetro x 100 cm de altura; 12 cm de diâmetro x 120 cm de altura, respectivamente). Os perfis sedimentares foram seccionados em intervalos de 1 cm e submetidos imediatamente à descrição litológica (Carta de Munsell). Detalhamento consta no início da tese, no item Material e Métodos.

Tabela 1. Características gerais das regiões de amostragem dos perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01; GUA10-02) na represa Guarapiranga.

Identificação	Perfil 1 (GUA10-01)	Perfil 2 (GUA10-02)
Latitude	23°4'45,1''S	23°44'26,8''S
Longitude	46°43'59,6''W	46°44'51,2''W
Localização de referência	Próximo à barragem e Ilha da Formiga	Próximo à montante, na porção média do braço Rio Embu Guaçu e Ilha dos Eucaliptos
Uso e ocupação do solo	Área urbanizada de alta densidade, favelas [‡] *	Área urbanizada de baixa a média densidade, chácaras, hortifrutigranjeiros, capoeira, vegetação secundária, vegetação de várzea [‡] *
Profundidade máxima (coluna d' água)	10 m	7 m
Estado Trófico (Lamparelli 2004)	Eutrófico-hipereutrófico*	Mesotrófico*

Fonte: Whately & Cunha 2006 [‡]; Projeto Acquased (2012)*.

Método cronológico do ²¹⁰Pb

A cronologia dos perfis sedimentares 1 e 2 foi determinada pela quantificação da atividade do ²¹⁰Po ($\alpha = 5.31$ MeV, $t_{1/2} = 138$ d) por espectrofotometria alfa, assumindo o equilíbrio secular com o ²¹⁰Pb, de acordo com Flynn (1968) e a calibração segundo Bonotto (1986). Porções homogêneas (1 g) foram utilizadas para análise, sendo 10 subamostras do perfil sedimentar 1 (5, 10, 20, 26, 34, 40, 48, 52, 64 e 72 cm) e 13 subamostras do perfil sedimentar 2 (3, 4, 5, 6, 8, 10, 12, 13, 14, 15, 17, 18 e 20 cm). Para o

cálculo da velocidade de sedimentação foi aplicado o modelo CIC (Constant Initial Concentration of unsupported ^{210}Pb) a partir da regressão linear entre o ^{210}Pb em excesso (atmosférico ou não-suportado) e a massa acumulada do perfil sedimentar (Appleby & Oldfield 1978; Robbins *et al.* 1978).

Informações documentais sobre os principais eventos registrados na bacia foram utilizadas (mapas, arquivos históricos, livros) para promover a validação da cronologia. Especificamente para o perfil sedimentar 1 (GUA10-01), o perfil de cobre (Cu) foi usado como marcador cronológico (detalhes no Capítulo 1) e para o perfil sedimentar 2 (GUA10-02), a validação foi possível através de sua correlação com as datas *versus* profundidade (cm) do perfil 1. Detalhamento sobre o método encontra-se no início da tese, no item Material e Métodos.

Propriedades físicas e geoquímicas dos perfis sedimentares

Densidade aparente e teor de umidade dos perfis sedimentares 1 e 2 foram determinados mediante pesagem das subamostras em cilindros de volume conhecido (8 ml) pré-pesados, preenchidos com sedimento e posteriormente levados à estufa (45-50 °C) para posterior pesagem até atingir peso constante (Cazotti 2003). Análise granulométrica foi realizada por espalhamento de feixe a laser em Analisador automático CILAS[®] 1064L a partir de amostras previamente oxidadas com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) 30% e os resultados calculados pelo programa GRADSTAT[®] (Blott & Pye 2001). Fósforo total (PT) e cobre (Cu) foram determinados em Analisador Automático de Plasma Óptico (ICP-OES), utilizando equipamento Espectroflame M120E[®]. Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e seus isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$) foram determinados em Analisador Elementar PDZ Europa ANCA_GSL acoplado ao espectrômetro de massa PDZ Europa 20-20 a partir de cápsulas de estanho contendo sedimento seco liofilizado (~0,01 g). A abundância do isótopo dos elementos carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) foram expressos em partes por mil (‰) e definida pela equação:

$$\delta R = \frac{\text{Ramostra} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \times 1000$$

Onde: R representa a razão isotópica ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)

Sendo o padrão isotópico do $\delta^{13}\text{C}$: PDB (*Belemnitella americana* - fóssil da formação Peedee, USA) e do $\delta^{15}\text{N}$: nitrogênio atmosférico.

Tratamento dos dados

Diagramas estratigráficos foram realizados a partir do programa C2 Data Analysis versão 1.5 (Juggins 2007) para caracterizar e avaliar conjuntamente as tendências temporais entre os marcadores físicos e geoquímicos para os dois perfis sedimentares. Análise de componentes principais (ACP) foi aplicada para avaliar de forma conjunta as principais tendências de variação dos dados considerando os dois perfis sedimentares. Para tanto, foi utilizado o programa PC-ORD, versão 6.0 (McCune & Mefford 2011) com matriz de correlação.

Resultados

Cronologia

A análise cronológica do ^{210}Pb para o perfil sedimentar 1 (GUA10-01) indicou que 75 cm de sedimentos depositados representam aproximadamente 91 anos (~1919-2010), sendo a data inicial calculada aproximadamente 10 anos após a construção da represa. A aplicação do modelo CIC foi considerada apropriada pela regressão linear que apresentou fortes correlações ($r = 0,98$; $r = 0,93$) entre atividade do ^{210}Pb em excesso ($\ln ^{210}\text{Pb}_{\text{excesso}}$) e a massa acumulada (g cm^{-2}) (Fig. 2). A presença de duas retas indicou duas condições deposicionais distintas ao longo do tempo. A atividade total do ^{210}Pb apresentou decréscimo consistente com a profundidade no perfil sedimentar, de 8 dpm g^{-1} no topo, para 2 dpm g^{-1} próximo à base do perfil sedimentar (Fig. 3).

A análise cronológica do ^{210}Pb do perfil sedimentar 2 (GUA10-02) indicou que 21 cm representam aproximadamente 28 anos (~1982-2010). A aplicação do modelo CIC para esse perfil também apresentou forte correlação ($r = 0,90$) obtida pela regressão linear entre atividade do ^{210}Pb em excesso ($\ln ^{210}\text{Pb}_{\text{excesso}}$) e massa acumulada (g cm^{-2}) (Fig. 4). A atividade total do ^{210}Pb mostrou leve decréscimo conforme a profundidade do perfil sedimentar com pico em 4 cm (~2008) (Fig. 5).

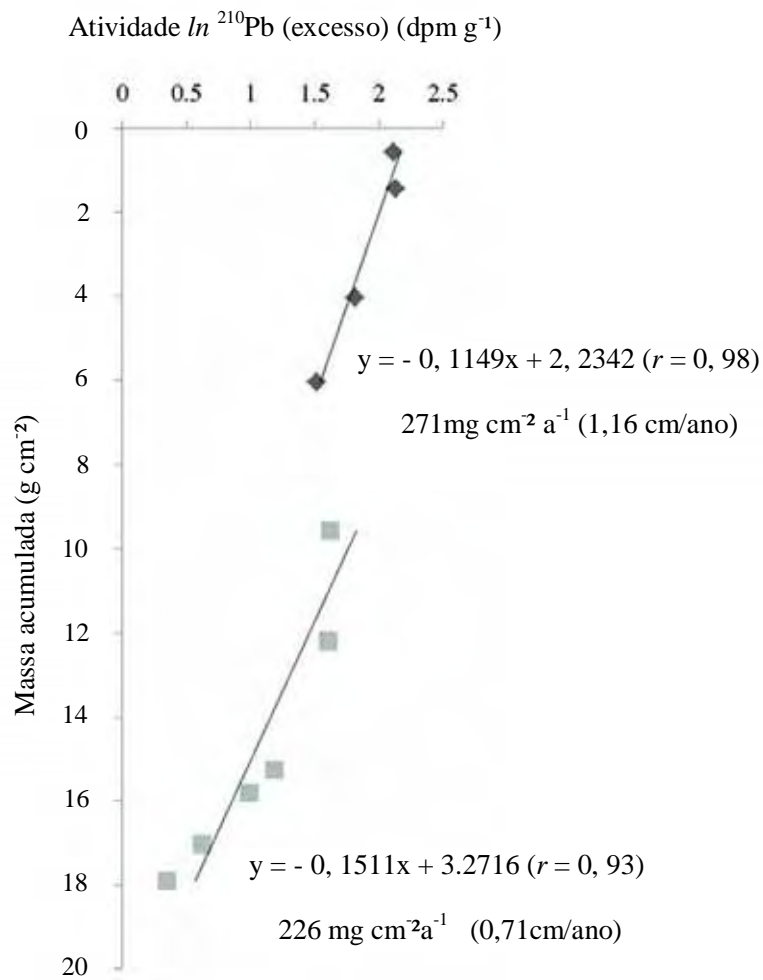


Figura 2. Atividade $ln^{210}Pb_{excesso}$ ($dpm\ g^{-1}$) versus massa acumulada ($g\ cm^{-2}$) no perfil sedimentar 1 (GUA10-01). Detalhes capítulo 1.

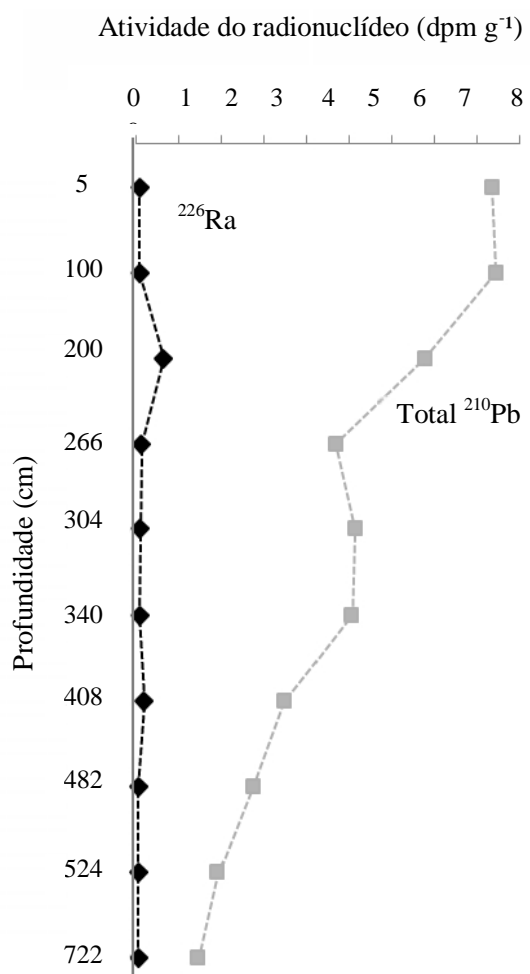


Figura 3. Atividade do ^{210}Pb e ^{226}Ra (dpm g $^{-1}$) *versus* profundidade (cm) no perfil sedimentar 1 (GUA10-01). Detalhes capítulo 1.

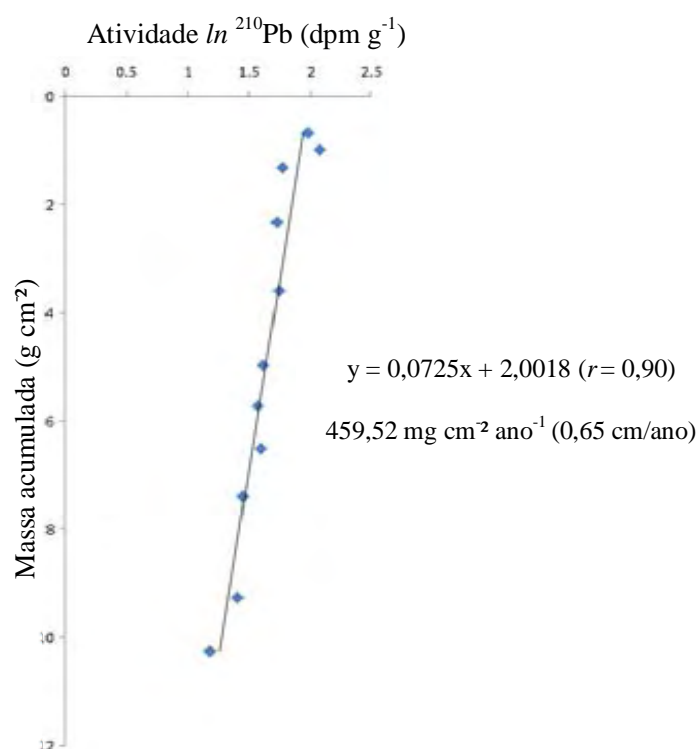


Figura 4. Atividade $ln^{210}Pb_{excesso}$ ($dpm\ g^{-1}$) versus massa acumulada ($g\ cm^2$) no perfil sedimentar 2 (GUA10-02).

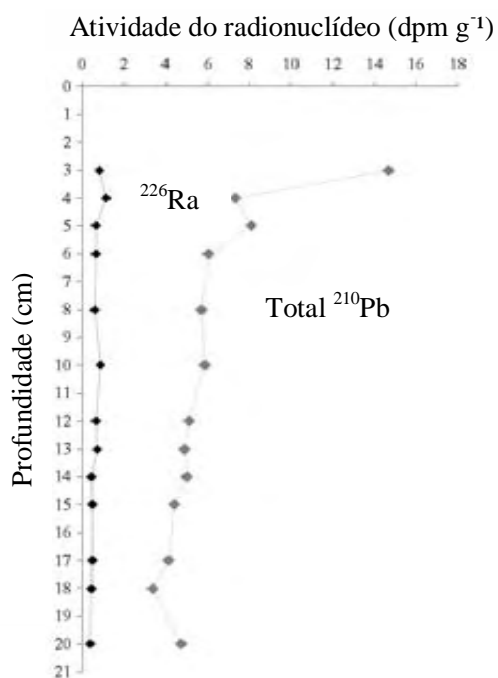


Figura 5. Atividade do ^{210}Pb e ^{226}Ra ($dpm\ g^{-1}$) versus profundidade no perfil sedimentar 2 (cm) (GUA10-02).

Documentação histórica dos eventos que ocorreram na Bacia do Guarapiranga foi usada para a validação da cronologia do perfil sedimentar 1, bem como o perfil do cobre (Cu), o qual foi detectado em

altas concentrações (900-6.000 mg kg⁻¹) a partir de 24 cm (~1991), data que coincide com o ano de início da aplicação de algicida (sulfato de cobre) na represa para controle das frequentes florações de cianobactérias (Beyruth 2000; Sant'Anna *et al.* 2007).

A cronologia do perfil sedimentar 2 teve sua validação realizada pelo perfil sedimentar 1, a partir da associação realizada entre as profundidades (cm) *versus* as datas geradas para ambos. Assim, o intervalo de 21-1 cm de comprimento do perfil sedimentar 2 chegou à data aproximada de 1982-2010 e, de forma similar, o intervalo de 26-1 cm do perfil sedimentar 1 chegou até a data aproximada de 1988-2010. Descrição dos dados usados na validação da cronologia encontra-se no Capítulo 1: Tabela. 1 e perfil de cobre (Cu).

Litologia e propriedades físicas e geoquímicas dos perfis sedimentares

O perfil sedimentar 1 apresentou três mudanças litológicas (Fig. 6). Sedimentos basais (75-51 cm; 1919-1935) apresentaram coloração marrom (2,5Y 4/4), presença de fragmentos de plantas vasculares (folhas, raízes e troncos), elevada porcentagem de umidade (> 80%), bem como baixa densidade (média de 1,1 g cm⁻³). A partir de 51 até 26 cm (*ca.* 1935-1988), houve mudança de coloração para cinza (5Y 4/2) e aumento da densidade (média de 1,3 g cm⁻³). Finalmente, a partir de 26 cm em direção ao topo (*ca.* 1988-2010), a coloração mudou para preta (5Y 3/1) e houve decréscimo da densidade (média de 1,1 g cm⁻³). Silte foi predominante em todo o perfil sedimentar (média 56,2%) (Anexo 1).

O perfil sedimentar 2 (Fig. 7) apresentou sedimentos basais de coloração cinza (5Y 4/2) da base até 4 cm (1982-2008) e, a partir dessa profundidade em direção ao topo (2008-2010), apresentou coloração preta (5Y 3/1). De forma geral, esse perfil sedimentar mostrou diminuição de densidade (de 1,6 para 0,0 g cm⁻³) e aumento da porcentagem de umidade (de 30 para 90%) contínuos da base para o topo (Fig. 7). Silte foi predominante em todo o perfil (média 80%) (Anexo 2).

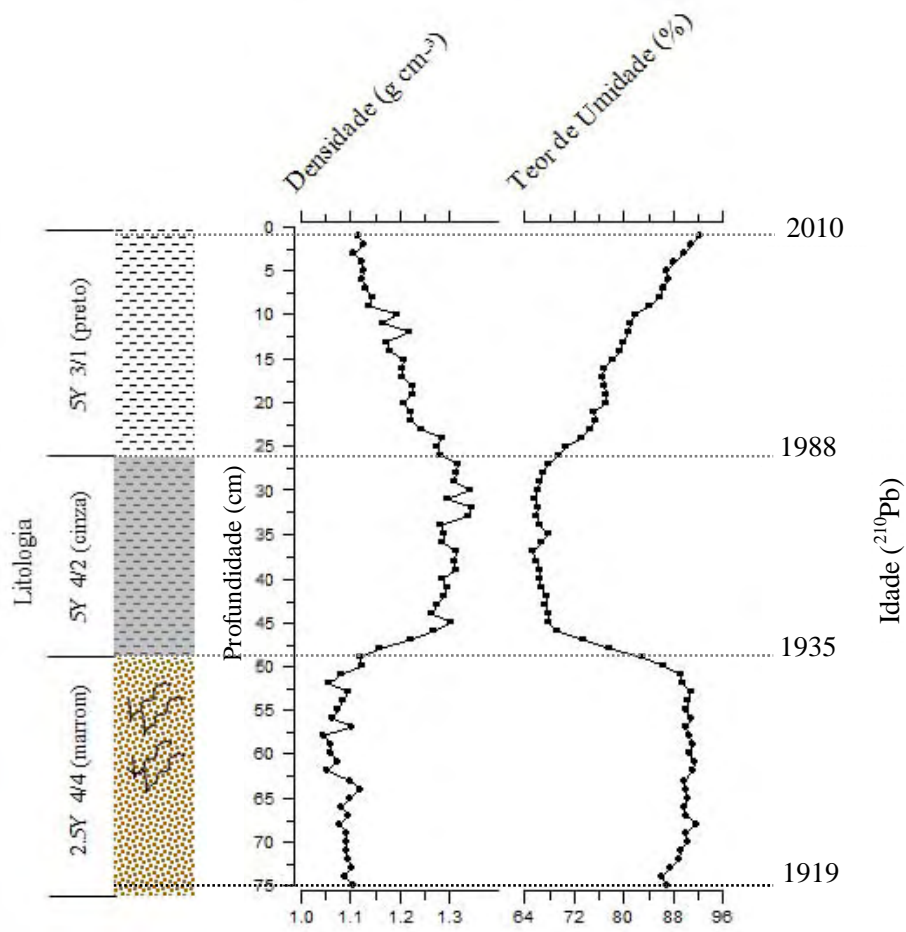


Figura 6. Perfil litológico (código Munsell), densidade aparente (g cm^{-3}) e teor de umidade (%) do perfil sedimentar 1 (GUA10-01) da represa Guarapiranga. Idades calculadas (^{210}Pb) foram inseridas nas principais tendências litológicas observadas.

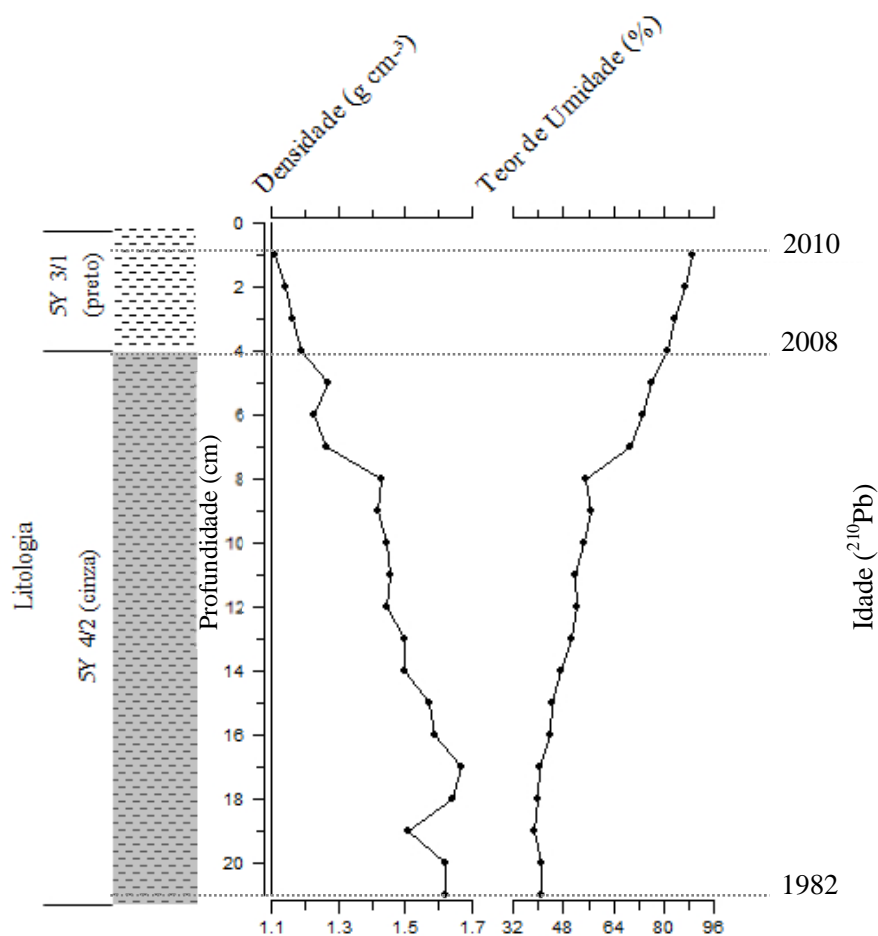


Figura 7. Perfil litológico (código Munsell), densidade aparente (g cm^{-3}) e teor de umidade (%) do perfil sedimentar 2 (GUA10-02) da represa Guarapiranga. Idades calculadas (^{210}Pb) foram inseridas nas principais tendências litológicas observadas.

Três zonas geoquímicas, próximas às mudanças litológicas foram identificadas de acordo com a geoquímica orgânica *bulk* no perfil sedimentar 1 (Fig. 8): zona 1 (75-50 cm, *ca.* 1919-1934), zona 2 (50-25 cm, *ca.* 1934-1991) e zona 3 (25-0 cm; *ca.* 1991-2010). Carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) apresentaram perfis paralelos ao longo do perfil com elevados valores observados na zona 1 (3,0 e 0,20 mg g^{-1} , respectivamente), seguido de abrupta diminuição na zona 2 (0,5 e 0,05 mg g^{-1} , respectivamente), e novamente, aumento na zona 3 (1,0 e 0,15 mg g^{-1} , respectivamente). O sinal isotópico do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) apresentou variação em torno de -29 até -28‰ e razão C/N foi elevada (17-20) na zona 1. Na zona 2 o sinal de $\delta^{13}\text{C}$ tornou-se mais pesado (-28 até -21‰), com pico em 26 cm (-21‰), acompanhado pelo decréscimo da razão C/N (16-10). Na zona 3 houve decréscimo de C/N (7), e o sinal de $\delta^{13}\text{C}$ variou de -25 até -27‰, sendo o primeiro com os menores valores registrados nesta zona. O sinal

isotópico do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) mostrou tendência de aumento da zona 1 (3,6‰) em direção à zona 3 (10,8‰). O fósforo total (PT) apresentou baixos valores na zona 1 (1,0 mg g⁻¹) e os maiores valores na zona 3 (4,5 mg g⁻¹) (Fig. 8).

Em relação ao perfil sedimentar 2, foi possível delimitar, duas zonas geoquímicas principais: zona 1 (21-4 cm; *ca.* 1982-2008) e zona 2 (4-0 cm; *ca.* 2008-2010) (Fig. 9). Os valores de COT e NT apresentaram tendências similares e paralelas ao longo de todo o perfil, com picos nas mesmas profundidades (16 e 3 cm, respectivamente). A razão C/N variou de 9 a 14, com os menores valores observados no topo do perfil (4-1 cm; 2008-2010). O sinal isotópico do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) variou de -26 a -27‰ ao longo do perfil e o sinal isotópico do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), de 5 a 9‰, este último com valores mais pesados verificados nas profundidades referentes ao topo do perfil sedimentar (4-0 cm; 2008-2010). Em relação ao PT, houve tendência de aumento da base para o topo com variação de 2,3-6,8 mg g⁻¹ (Fig. 9).

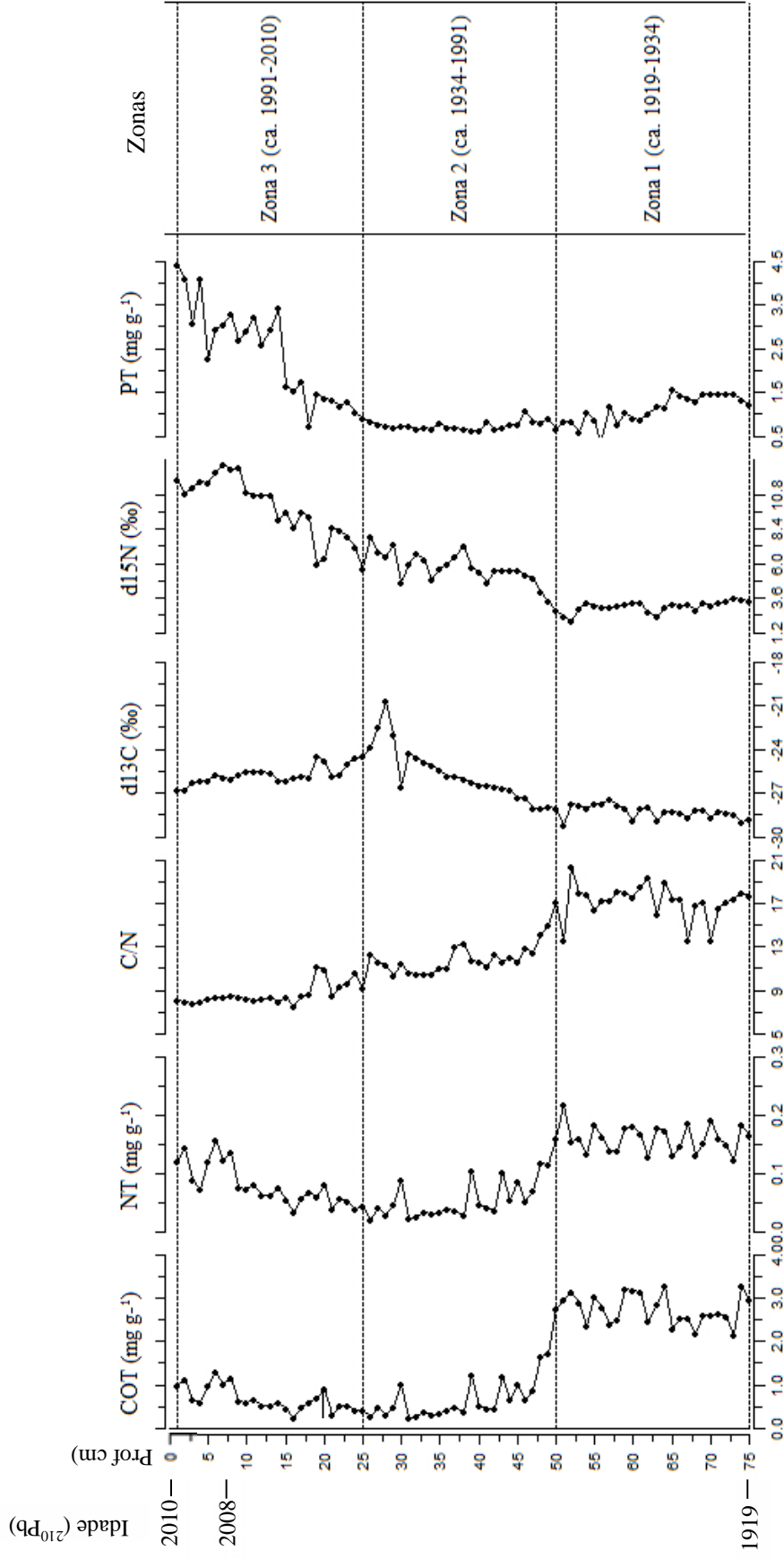


Figura 8. Perfis dos marcadores geoquímicos nas zonas geoquímicas identificadas no perfil sedimentar 1 (GUA10-01) da represa Guarapiranga: carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), razão C/N (carbono/nitrogênio), isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C} = \delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N} = \delta^{15}\text{N}$) e fósforo total (PT).

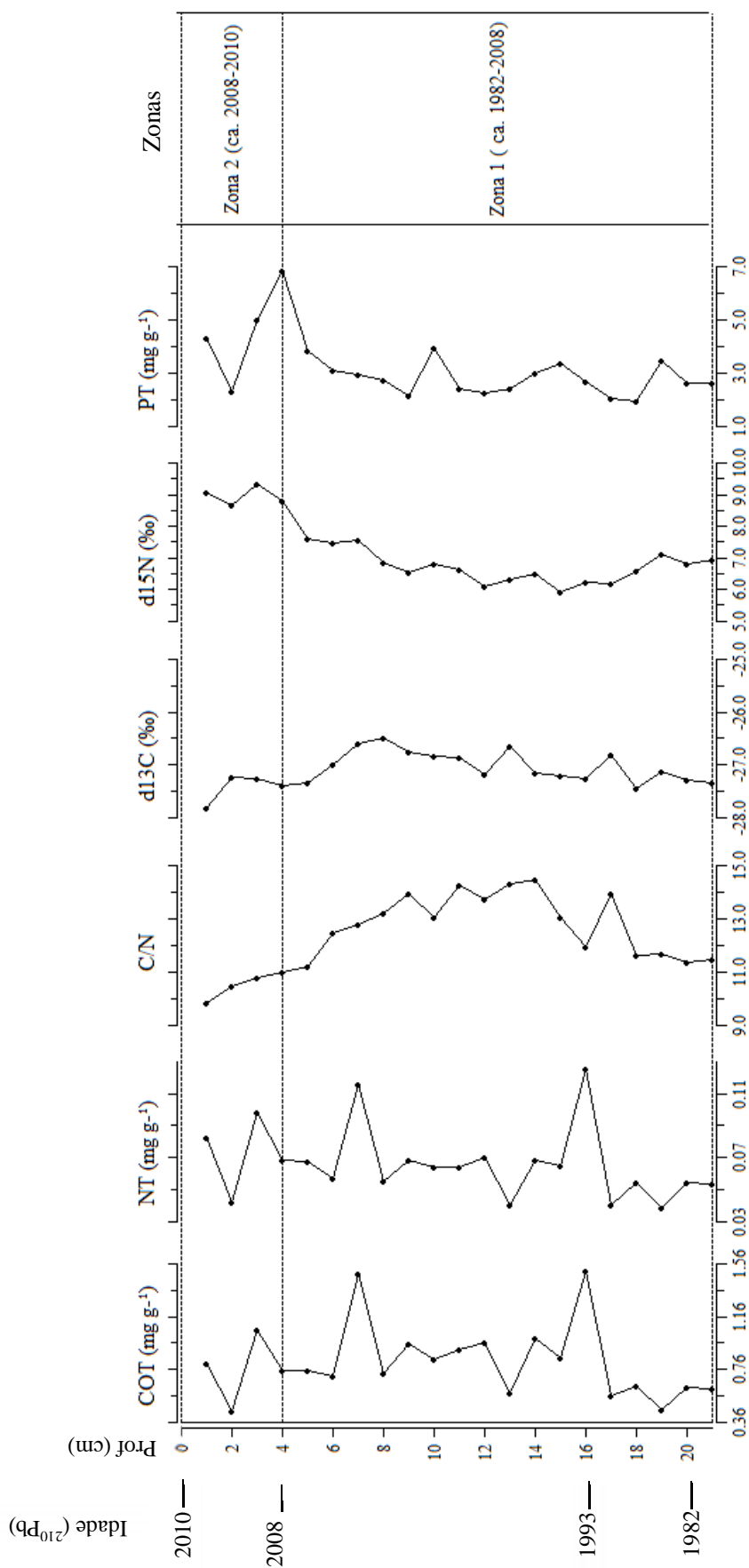


Figura 9. Perfis dos marcadores geoquímicos nas zonas geoquímicas identificadas no perfil sedimentar 2 (GUA10-02) da represa Guarapiranga: carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), razão C/N (carbono/nitrogênio), fósforo total (PT) e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$ = $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$ = $\delta^{15}\text{N}$).

Associação entre os marcadores geoquímicos (bulk)

No perfil sedimentar 1, a razão C/N apresentou elevados valores (17-20) e sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ em torno de -28 até -29 ‰ na zona 1 (ca. 1919-1934). Na zona 2 (ca. 1934-1991), houve decréscimo da razão C/N (15-11) e o sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ chegou até -21‰. Na zona 3 (ca. 1991-2010), a razão C/N apresentou decréscimo até 7 e o sinal de $\delta^{13}\text{C}$ variou entre -27 a -24‰. Por sua vez, o perfil sedimentar 2 apresentou razão C/N de 11 até 15 e sinal de $\delta^{13}\text{C}$ entre -28 a -27‰, ou seja, com tendência similar à zona 2 do perfil 1 (Fig. 10).

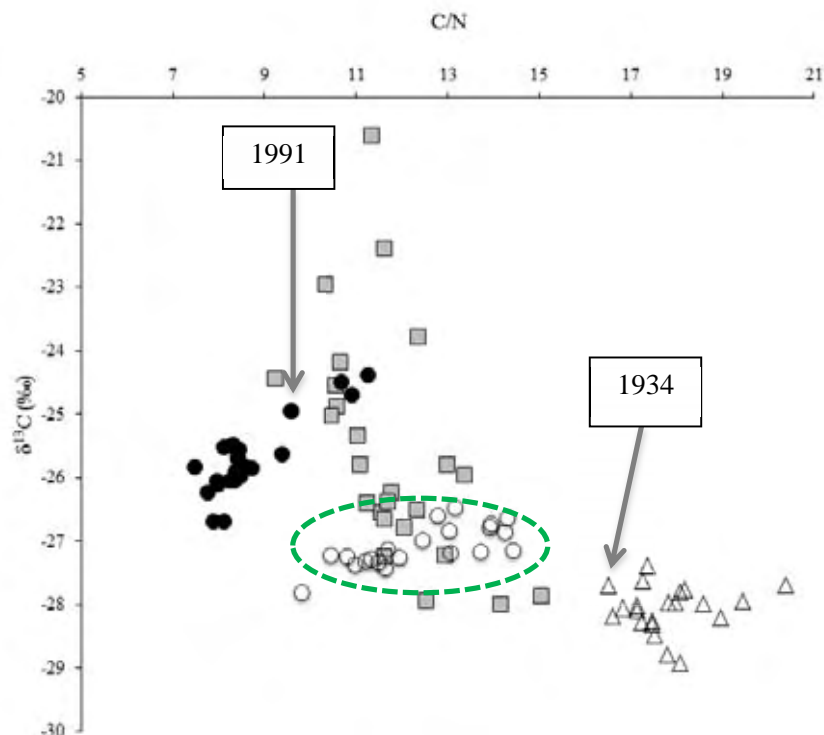


Figura 10. Razão C/N (carbono/nitrogênio) versus $\delta^{13}\text{C}$ (‰) nos perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02) da represa Guarapiranga. **Perfil 1:** zona 1 (triângulo); zona 2 (quadrado cinza) e zona 3 (círculo preenchido); 1934 marca o final da zona 1; 1991 marca o início da zona 3. **Perfil 2:** (círculo vazio) destacado por círculo verde.

Houve enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ e decréscimo da razão C/N da zona 1 (ca. 1919-1934) em direção à zona 3 (ca. 1991-2010) no perfil sedimentar 1 (Fig. 11). A comparação entre os perfis sedimentares 1 e 2 quanto à razão C/N versus $\delta^{15}\text{N}$ mostrou que o perfil 2 apresentou tendência similar à zona 2 (ca. 1934-1991) e ao início da zona 3 (ca. 1974-1988) do perfil 1, com valores de $\delta^{15}\text{N}$ variando entre 6-10‰, associados aos valores de C/N em torno de 10-14 (Fig. 11). Mesma tendência também foi observada para

o PT, ou seja, valores mais elevados a partir da zona 3, associados aos baixos valores da razão C/N (≤ 10) e o perfil 2 com tendência similar à zona 2 (ca. 1947-1974) do perfil 1 (Fig. 12).

Quando considerados apenas os valores de $\delta^{15}\text{N}$ para o mesmo intervalo de tempo (ca. 1990 até 2010), ambos os perfis sedimentares apresentaram tendência de sinais mais pesados de $\delta^{15}\text{N}$ em direção ao topo, contudo, com valores ainda mais pesados no perfil sedimentar 1 (Fig. 13).

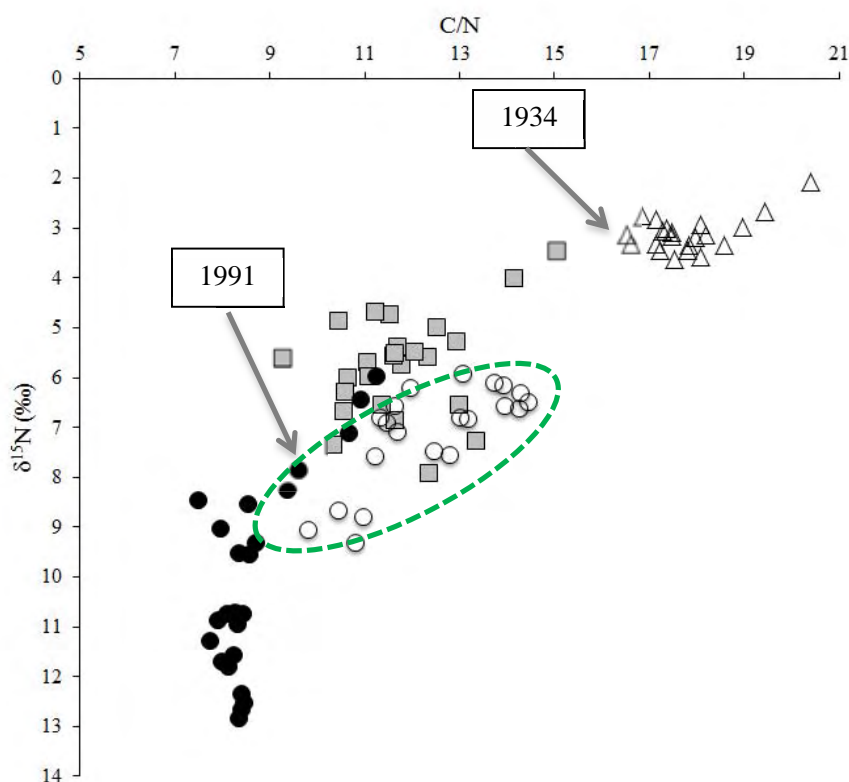


Figura 11. Razão C/N (carbono/nitrogênio) versus $\delta^{15}\text{N}$ (‰) nos perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02) da represa Guarapiranga. **Perfil 1:** zona 1 (triângulo), zona 2 (quadrado cinza) e zona 3 (círculo preenchido); 1934 marca o final da zona 1; 1991 marca o início da zona 3. **Perfil 2:** (círculo vazio) destacado por círculo verde.

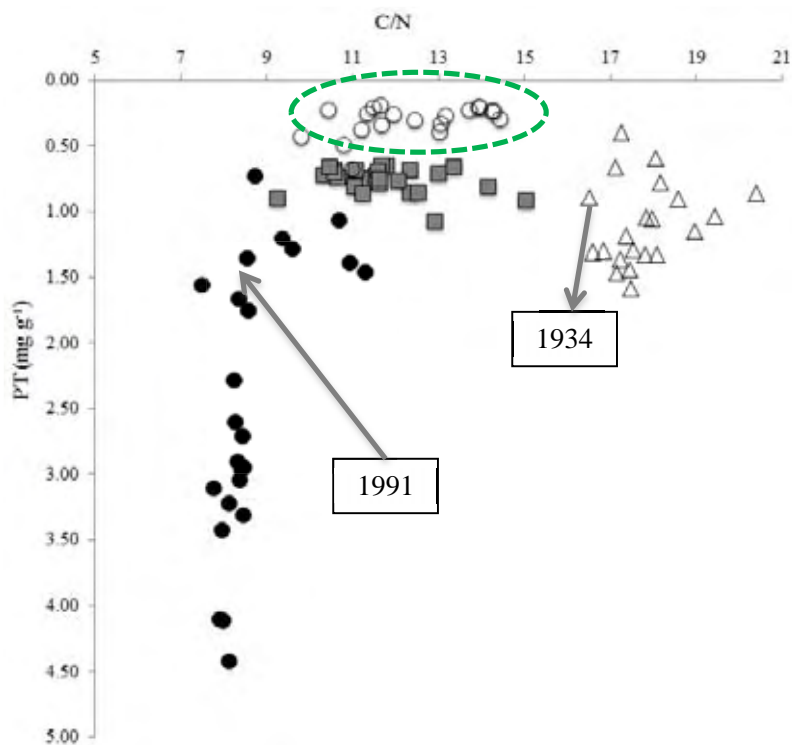


Figura 12. Razão C/N (carbono/nitrogênio) *versus* fósforo total (PT) mg g⁻¹ nos perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02) da represa Guarapiranga. **Perfil 1:** zona 1 (triângulo), zona 2 (quadrado cinza) e zona 3 (círculo preenchido); 1934 marca o final da zona 1; 1991 marca o início da zona 3. **Perfil 2:** (círculo vazio) destacado por círculo verde.

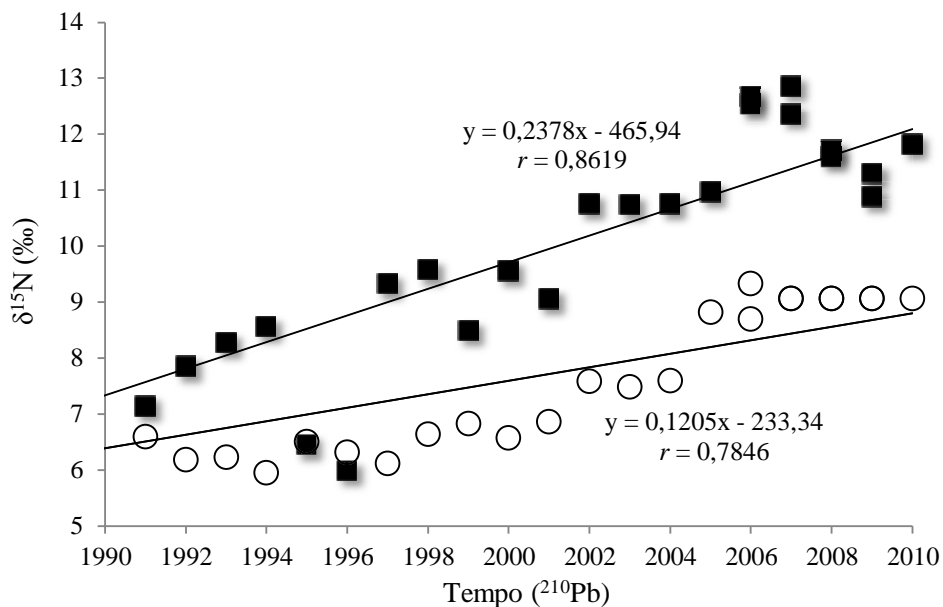


Figura 13. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) verificados para os perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02) da represa Guarapiranga para o período de 1990 até 2010. **Símbolos:** quadrado preenchido perfil 1; círculo vazio perfil 2.

A análise de componentes principais dos dois perfis sedimentares com base em seis variáveis (PT, NT, COT, C/N, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) mostrou tendência de separação através do tempo. Os dois eixos conjuntamente explicaram 86,4% da variabilidade conjunta dos dados (Fig. 14). O perfil 1 (GUA10-01) foi ordenado no eixo 1 ($p = 0,001$), com tendência de separação entre a zona 1 e as demais zonas. A zona 1 (ca. 1919-1934) foi associada aos elevados valores de COT ($r = 0,94$), C/N ($r = 0,91$) e NT ($r = 0,82$) e aos valores mais leves de $\delta^{15}\text{N}$. De forma inversa, a maior parte da zona 3 (ca. 1991-2010) do perfil 1 esteve associada ao sinal mais pesado de $\delta^{15}\text{N}$ ($r = -0,70$) e menores valores das variáveis mencionadas anteriormente. No eixo 2 ($p = 0,006$), houve tendência de separação entre as zonas 2 (ca. 1934-1991) e 3 (ca. 1991-2010) do perfil 1, bem como entre as zonas 1 (ca. 1982-2008) e 2 (ca. 2008-2010) do perfil 2 (GUA10-02). Parte da zona 3 do perfil 1 e a zona 2 do perfil 2 associaram-se aos elevados valores de PT ($r = -0,74$). A análise demonstrou clara separação entre as zonas do perfil 1 (separação ao longo do tempo) e indicou a posição intermediária do perfil 2 em relação ao perfil 1.

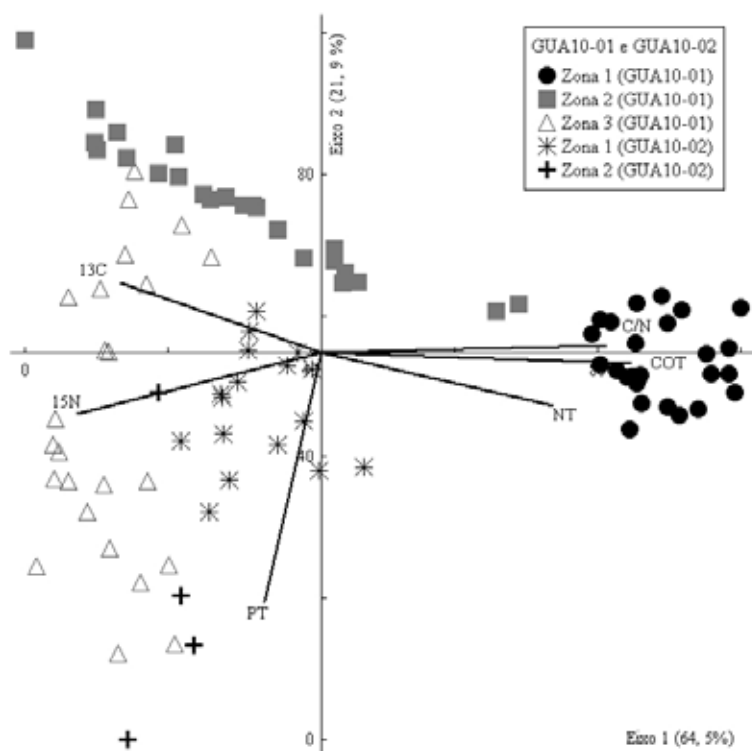


Figura 14. Análise de Componentes Principais dos perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02) da represa Guarapiranga. **Perfil 1 (GUA10-01):** zona 1 (75-50 cm; 1919-2010), zona 2 (50-25 cm; 1934-1991) e zona 3 (25-1 cm; 1991-2010). **Perfil 2 (GUA10-02):** zona 1 (21-4 cm; 1982-2008), zona 2 (4-1 cm; 2008-2010). **Abreviações:** COT = carbono orgânico total, C/N = razão atômica carbono/nitrogênio; PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; ^{13}C = $\delta^{13}\text{C}$; ^{15}N = $\delta^{15}\text{N}$.

Discussão

O perfil sedimentar 1, amostrado na região próxima à barragem, apresentou maior comprimento (75 cm; 1919-2010) em relação ao perfil sedimentar 2, amostrado na região de montante (21 cm; 1982-2010). Tibby *et al.* (2010) ressaltaram que, em represas, os processos deposicionais podem variar no espaço em função da hidrodinâmica peculiar desses ecossistemas. Tais autores realizaram comparação entre dois perfis sedimentares (abordagem multiproxy) em represa complexa na Austrália e verificaram diferentes histórias deposicionais com cronologias iniciais diferentes (defasagem de mais de 20 anos) devido às influências na bacia, à qualidade dos sedimentos e sua mobilidade regida pela densidade das correntes. No caso da represa Guarapiranga, a sísmica, a cronologia, a geoquímica orgânica *bulk* e demais marcadores utilizados (Capítulos 1 e 3) demonstraram, conjuntamente, que a região da barragem (mais profunda) é considerada como a região de maior acumulação da informação na represa.

A análise dos dois perfis sedimentares permitiu apontar mudanças marcadas na litologia ao longo do tempo e espaço (Fig. 15). O perfil sedimentar 1 (barragem) apresentou 3 zonas litológicas em 75 cm de comprimento e o perfil 2 (montante), com 21 cm de comprimento, apresentou apenas 2 zonas litológicas. As alterações na litologia de ambos os perfis coincidiram com as alterações da geoquímica orgânica *bulk*, que em conjunto permitiram a interpretação de 3 fases paleoambientais ao longo da história da represa.

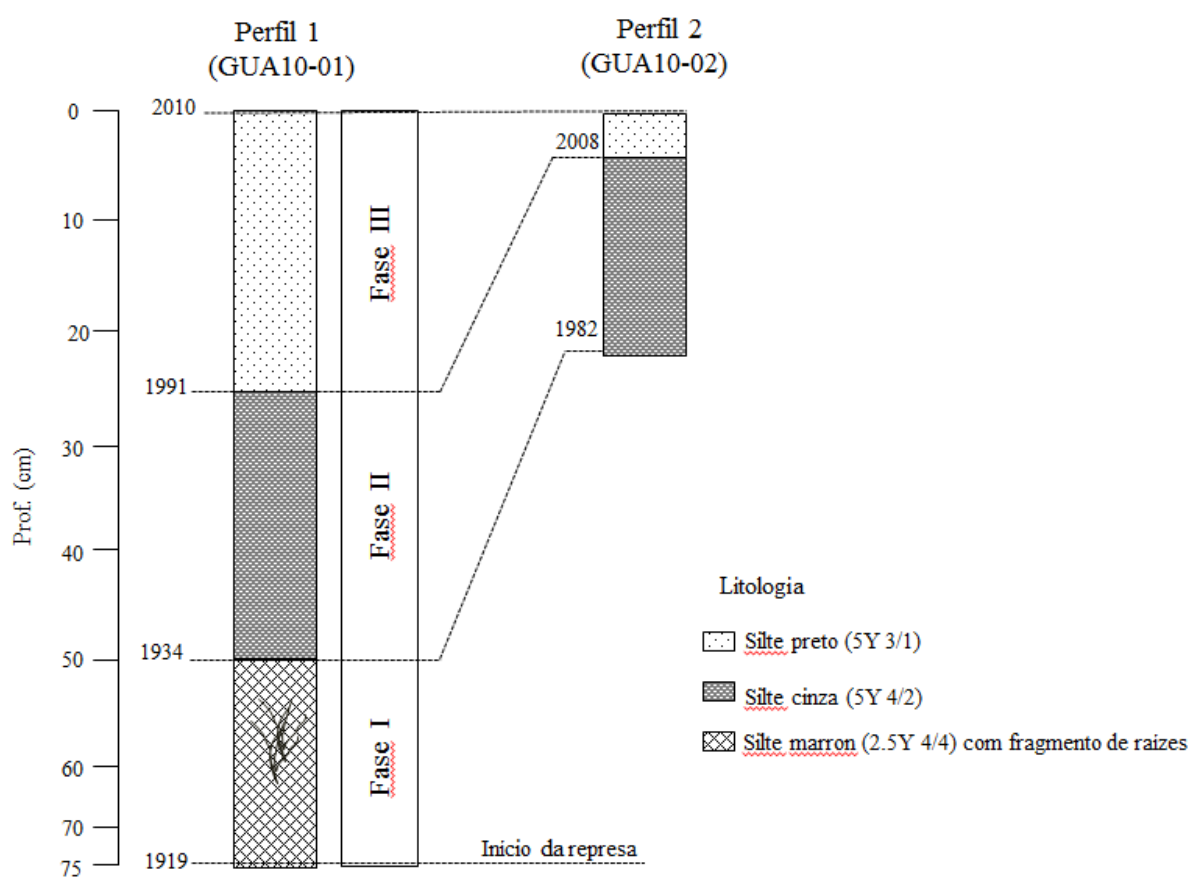


Figura 15. Associação entre os perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01 e GUA10-02) em relação à litologia e com base nas fases paleoambientais identificadas a partir da associação entre a geoquímica orgânica *bulk* e as alterações litológicas.

Fase 1 (1919-1934: 75-50 cm, perfil 1) – esta fase paleoambiental marcou o período inicial da história da represa detectada apenas no perfil 1. Foi caracterizada pela predominância de matéria orgânica sedimentar oriunda da vegetação inundada (plantas C3) na fase de construção da represa, conforme indicada pela litologia (folhas, raízes e troncos) (Fig. 15), razão C/N (17-20) e pelo sinal $\delta^{13}\text{C}$ (-27 a -29‰) (Fig. 10). Plantas vasculares, ricas em celulose e pobres em proteínas, possuem razões C/N mais elevadas (20) (Meyers 1994). Ainda, o sinal isotópico do $\delta^{13}\text{C}$ para plantas C3 geralmente varia em torno de -27‰ a -29‰ (Meyers 1994), similar ao sinal de $\delta^{13}\text{C}$ encontrado nesta fase.

Fase 2 (1934-1991: 50-25 cm, perfil 1; 1982-2008: 21-4 cm, perfil 2) – esta fase representa o período de transição em direção no processo de eutrofização. Caracteriza-se pelo decréscimo da razão C/N (15-11) e pela grande variação de $\delta^{13}\text{C}$ (-28 a -21‰), indicativos de mistura de fontes de matéria orgânica. Marca o início da contribuição de matéria orgânica lábil de origem autóctone (algal) na região próxima à barragem (perfil 1) (Fig. 10). Na região próxima à montante (perfil 2), a razão C/N (13-11) e o sinal de $\delta^{13}\text{C}$ (-27‰) também indicam mistura de material orgânico, provavelmente oriundo tanto da

contribuição algal quanto de macrófitas. Nesta região, há ocorrência de extensos bancos de macrófitas (principalmente *Egeria densa* e *Salvinia* sp.) (Pompêo 2009), que possivelmente contribuem com o sinal isotópico e os valores de C/N observados. Estudo sobre a variação isotópica de plantas aquáticas demonstrou que a maior parte das macrófitas (incluindo as flutuantes, emergentes e enraizadas) apresenta variação no sinal de $\delta^{13}\text{C}$ de -25‰ até -30‰ (Bonn & Bunn 1994). A grande variação isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ em plantas aquáticas (algas e macrófitas), resultado de inúmeros fatores (origem de carbono fixado, metabolismo fotossintético, resistência de difusão através da superfície da planta, entre outros), torna a interpretação do sinal isotópico de macrófitas nos sedimentos bastante complexa (Keeley & Sandquist 1992).

Fase 3 (1991-2010: 25-0 cm, perfil 1; 2008-2010: 4-0 cm, perfil 2) – esta fase paleoambiental representa o período de maior eutrofização na represa. Está, muito provavelmente associada ao período de remoção abrupta de grande parte da vegetação na bacia, em consequência da expansão urbana acelerada (após 1980) (Whately & Cunha 2006), que ocorreu de forma mais intensificada na região norte (próxima à barragem, perfil 1). A região do perfil 2 (montante) passou a ter ocupação mais intensa apenas a partir de 2000 (França 2000), razão pela qual esta fase paleoambiental somente foi detectada após 2008 no perfil 2, com defasagem de aproximadamente 17 anos em relação ao perfil 1.

Desde o início da fase 3 (1991), o perfil 1 (próximo à barragem) detectou predominância de material orgânico de origem autóctone (principalmente algal), conforme decréscimo acentuado da razão C/N (até 7) e sinal de $\delta^{13}\text{C}$ retornando a valores similares à fase 1 (em torno de -28‰). Tais tendências indicaram aumento da produtividade e da decomposição da matéria orgânica alóctone (vegetação C3), oriunda dos processos erosivos na bacia. Já o perfil 2 (montante) detectou predominância de material orgânico de origem autóctone (algal) apenas após 2008, com decréscimo da razão C/N (até 9) e sinal isotópico de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) em torno de -28‰. Vale destacar que a origem do CO_2 assimilado pode alterar o sinal de $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica, susceptível às variações na origem do carbono no meio aquático (Araujo-Lima *et al.* 1986). Fatores como detritos da vegetação terrestre e fracionamentos entre a fonte de carbono pelo fitoplâncton já foram relacionados a valores enriquecidos de $\delta^{13}\text{C}$ (Araujo-Lima *et al.* 1986; Hamilton & Lewis Jr 1992). Na fase 3, provavelmente o carbono assimilado tenha sido em grande parte oriundo de múltiplas fontes, dentre elas da decomposição da matéria orgânica oriunda dos processos erosivos na bacia e do aumento da produtividade.

Em relação às tendências de PT e $\delta^{15}\text{N}$, ambos os perfis sedimentares apresentaram aumento da base em direção ao topo, com elevados valores alcançados na fase 3 e sempre maiores no perfil 1

(barragem), sugerindo, que o processo da eutrofização mais acentuado na região de barragem, deve-se à proximidade com as fontes de esgoto. Esta região apresenta intensa urbanização às margens da represa, desprovidas em grande parte de estações de tratamento de esgoto adequado e configurando-se como uma região que recebe impactos diretos na represa (Whately & Cunha 2006). Tendências de valores mais pesados de $\delta^{15}\text{N}$ foram também relacionadas com a proximidade da fonte de esgoto a partir da análise de amostras de sedimento, macroalgas e mexilhões (Tucker *et al.* 1999) na Baía de Massachusetts. Ainda, a atividade microbiana durante a degradação do esgoto ocasiona fracionamento ao utilizar o $\delta^{14}\text{N}$ (isótopo mais leve), produzindo o enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ no meio (Gu *et al.* 1996; Savage 2005).

Em relação ao PT, sua tendência de aumento da base para o topo foi evidente e coerente com as tendências do $\delta^{15}\text{N}$. Apesar dos problemas associados à interpretação do fósforo total devido a sua mobilidade nos sedimentos em função de diversos fatores pós-depositivos tais como, potencial redox, condições anaeróbicas, ciclos de Fe e Mn (Carignan & Flett 1981), tendência de aumento de PT também foi relacionada à eutrofização em represa no Brasil a partir de trabalho paleolimnológico (Costa-Böddeker *et al.* 2012).

O sinal isotópico do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e os níveis de PT alcançaram seus maiores valores após 1991 no perfil 1 (barragem) e apenas após 2008 no perfil 2 (montante), indicando, conjuntamente, o processo de eutrofização e contribuição de esgoto distintos no tempo para essas duas regiões. Os valores mais pesados de $\delta^{15}\text{N}$ registrados para as duas regiões da represa (montante e barragem) podem ser considerados elevados quando comparados ao sinal encontrado em trabalhos que relacionam enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ à contribuição de esgotos (>5‰) (Spies *et al.* 1989; Costanzo *et al.* 2001; Costanzo *et al.* 2003; Gaston *et al.* 2004; Savage 2005; Engstron *et al.* 2006) (Tab. 2).

Tabela 2. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ comparativos entre os resultados obtidos nesse trabalho (perfis sedimentares 1 e 2*) e os disponíveis em literatura para outros ecossistemas aquáticos e efluentes urbanos.

Sistema/ fonte	Local	Estado Trófico	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Referência
Guarapiranga, barragem*	Brasil	Eutrófico	10,4	Presente estudo
Guarapiranga, montante*	Brasil	Mesotrófico	9,5	Presente estudo
Lake Okeechobee	Florida, USA	Eutrófico	1,0	Engstron <i>et al.</i> (2006)
Lake Okeechobee	Florida, USA	Eutrófico	2,5-4,0	Torres <i>et al.</i> (2012)
Lake Apopka	Florida, USA	Eutrófico	3,5-5,0	Torres <i>et al.</i> (2012)
Efluente (esgoto) NH_4^+	Dee Island, MA	----	7,2	Jordan <i>et al.</i> (1997)
Efluente (esgoto)	Falmouth, MA	----	8-30	Jordan <i>et al.</i> (1997)
Efluente (matéria orgânica)	Whites Pt., CA	----	1,8	Spies <i>et al.</i> (1989)
Efluente (sedimento)	Plum Island Sd., MA	----	8,9	Deegan & Garritt (1997)
Efluente (sedimento)	Santa Barbara Basin, CA	----	7,5	Sweeney & Kaplan (1980)

Consideração final

A análise comparativa das fases paleoambientais identificadas, considerando os dois perfis sedimentares, demonstrou que todo o perfil 2 (região de montante) apresentou tendência similar ao final da fase 2 (1970-1991) e parte inicial da fase 3 (1974-1988) do perfil 1 (região de barragem), caracterizadas, respectivamente, como fase de transição (fase 2) e de início da eutrofização na represa (fase 3). A região de montante (perfil 2) apresentou início da ocupação urbana em sua sub-bacia de drenagem apenas após 2000 (França 2000; Projeto Acquased, 2012), ou seja, 20 anos após a intensa urbanização da sub-bacia de drenagem da região de barragem (~1980, perfil 1). Atualmente, a região de montante (perfil 2) é considerada como de baixa a média densidade urbana, apresentando a maior parcela de área florestada e águas mesotróficas, razão pela qual a tendência de aumento da eutrofização (aumento da produtividade) só foi detectada após 2008, ou seja, com uma defasagem de cerca de 17 anos em relação à região de barragem (Fig. 15).

Finalmente, os resultados demonstraram a importância da geoquímica orgânica *bulk* como valioso marcador ambiental para acessar as influências antrópicas tanto ao longo do tempo (1919-2010) quanto na escala espacial (montante e barragem) da represa. Tais marcadores podem constituir-se, no futuro, em uma abordagem essencial para estudos ecológicos e auxiliar medidas de gerenciamento da represa Guarapiranga e demais sistemas de represas, cujo conhecimento nessa área permanece pouco estudado.

Além disso, este trabalho fornece subsídios para que futuros estudos paleolimnológicos em represas de grande porte como a Guarapiranga contemplem a amostragem de perfis sedimentares considerando a escala espacial (gradiente longitudinal), para evitar interpretações errôneas acerca da história do ecossistema aquático como um todo. Todavia, o maior registro histórico das alterações ambientais da represa foi acessado em sua região mais profunda.

Referências citadas

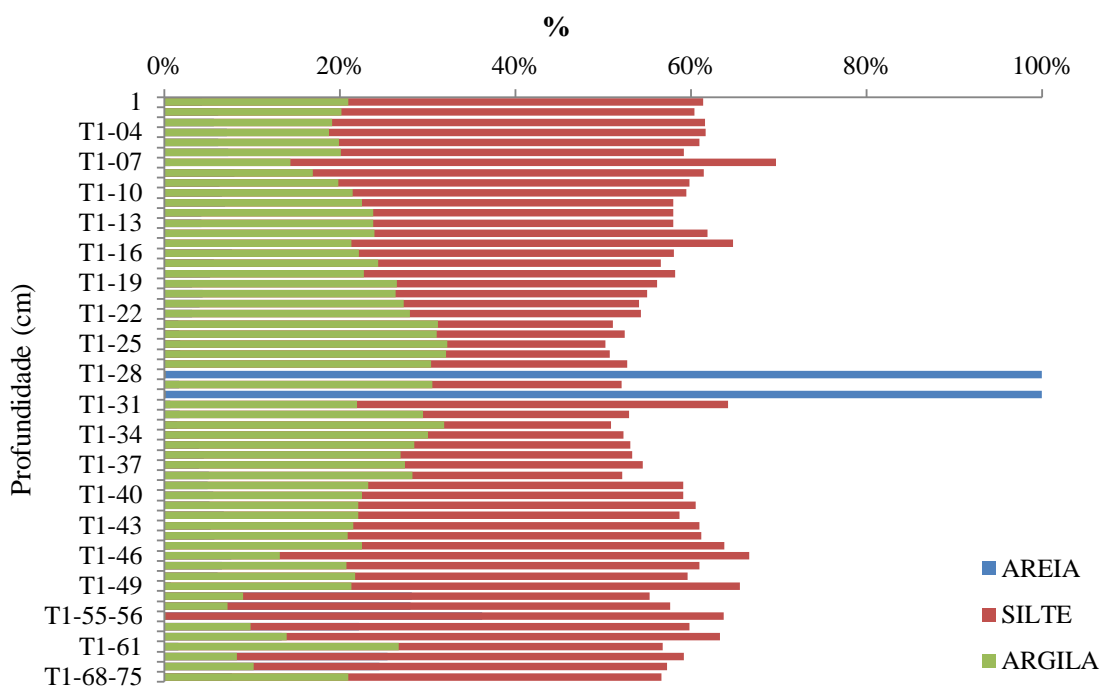
- Acquased. 2012. 2º Relatório Temático da Fapesp, Instituto de Botânica, São Paulo, 262p.
- Andrade, AAS. 2005. Análise da eficiência da Várzea do Ribeirão Parelheiros na melhoria da qualidade das águas que afluem à Represa do Guarapiranga, São Paulo. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, São Carlos. 105p.
- Araujo-Lima C, Forsberg BR, Victoria R & Martinelli L. 1986. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science (Washington)* 234: 1256-1257.
- Appleby P., Oldfield F. 1978. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena* 5: 1-8.
- Abreu PC, Costa CSB, Bemvenuti C, Odebrecht C, Graneli W., Anesio AM. 2006. Eutrophication processes and trophic interactions in a shallow estuary: preliminary results based on stable isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Estuaries and Coasts* 29: 277-285.
- Beyruth Z. 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia* 424: 51-65.
- Blott SJ & Pye K. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms* 26: 1237-1248.
- Bonotto DM. 1986. Aplicações hidrogeoquímicas dos isótopos naturais das séries do U ($4n+2$) e Th ($4n$) no Morro do Ferro, Poços de Caldas, MG. Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo, São Paulo, Tese de Doutorado 377p.
- Boon PI, Bunn SE. 1994. Variations in the stable isotope composition of aquatic plants and their implications for food web analysis. *Aquatic Botany* 48: 99-108.
- Brenner M, Whitmore TJ, Curtis JH, Hodell DA., Schelske CL. 1999. Stable isotope (d^{13}C and d^{15}N) signatures of sedimented organic matter as indicators of historic lake trophic state. *J Paleolimnol* 22: 205-221.
- Cabana G & Rasmussen JB. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255-257.
- Carignan R., Flett R. (1981). Postdepositional mobility of phosphorus in lake sediments. *Limnol Oceanogr*: 361-366.
- Cazotti RI. 2003. Geocronologia de sedimentos recentes com ^{210}Pb : metodologia e critérios para a sua aplicação em lagos e represas. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil 131p.

- Costa-Böddeker S, Bennion H, Jesus TA, Albuquerque ALS, Figueira RCL., Bicudo DC. 2012. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751-766.
- Costanzo S, O'donohue M, Dennison W, Loneragan N., Thomas M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin* 42: 149-156.
- Costanzo SD, O'Donohue MJ., Dennison WC. 2003. Assessing the seasonal influence of sewage and agricultural nutrient inputs in a subtropical river estuary. *Estuaries and Coasts* 26: 857-865.
- Costanzo SD, Udy J, Longstaff B., Jones A. 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 51: 212-217.
- Donar CM, Neely RK., Stoermer EF. 1996. Diatom succession in an urban reservoir system. *Journal of Paleolimnology* 15: 237-243.
- Deegan LA., Garritt RH. 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine ecology progress series. Oldendorf* 147: 31-47.
- Ehleringer JR, Buchmann N., Flanagan LB. 2002. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. *Ecological Applications* 10: 412-422.
- Emplasa 2005. Agenda Metropolitana: agenda para o desenvolvimento da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo, SP.
- Engstrom DR, Schottler SP, Leavitt PR., Havens KE. 2006. A reevaluation of the cultural eutrophication of Lake Okeechobee using multiproxy sediment records. *Ecol Appl* 16: 1194-1206.
- Flynn W. 1968. The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials. *Analytica Chimica Acta* 43: 221-227.
- França E. 2000. Guarapiranga: recuperação urbana e ambiental do Município de São Paulo. M. Carrilho Arquitetos, 256p.
- Gaston TF, Kostoglidis A., Suthers IM. 2004. The ^{13}C , ^{15}N and ^{34}S signatures of a rocky reef planktivorous fish indicate different coastal discharges of sewage. *Mar Freshwater Res* 55: 689-699.
- Gu B, Schelske CL., Brenner M. 1996. Relationship between sediment and plankton isotope ratios (^{13}C & ^{15}N) and primary productivity in Florida lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 53: 875-883.
- Gu B, Chapman AD., Schelske CL. 2006. Factors controlling seasonal variations in stable isotope composition of particulate matter in a soft water eutrophic lake. *Limnol Oceanogr* 51: 2837-2848.
- Hall RI, Leavitt PR, Dixit AS, Quinlan R., Smol JP. 1999. Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation. *Can J Fish Aquat Sci* 56: 1109-1121.
- Hamilton SK., Lewis Jr W. 1992. Stable carbon and nitrogen isotopes in algae and detritus from the Orinoco river floodplain, Venezuela. *Geochim Cosmochim Acta*, London, v. 56, p. 4237-4246.
- Hirata RT. 2011. Relação da distribuição espacial de *Egeria densa* com as variáveis do ambiente na represa Guarapiranga-SP. Tese de doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Hodell DA., Schelske CL. 1998. Production, sedimentation, and isotopic composition of organic matter in Lake Ontario. *Limnol Oceanogr* 46: 200-214.
- Jordan MJ, Nadelhoffer KJ., Fry B. 1997. Nitrogen cycling in forest and grass ecosystems irrigated with ^{15}N -enriched wastewater. *Ecological Applications* 7: 864-881.
- Juggins S. 2007. Program C2 Data Analysis, Version 1.6. 8. University of Newcastle, UK.

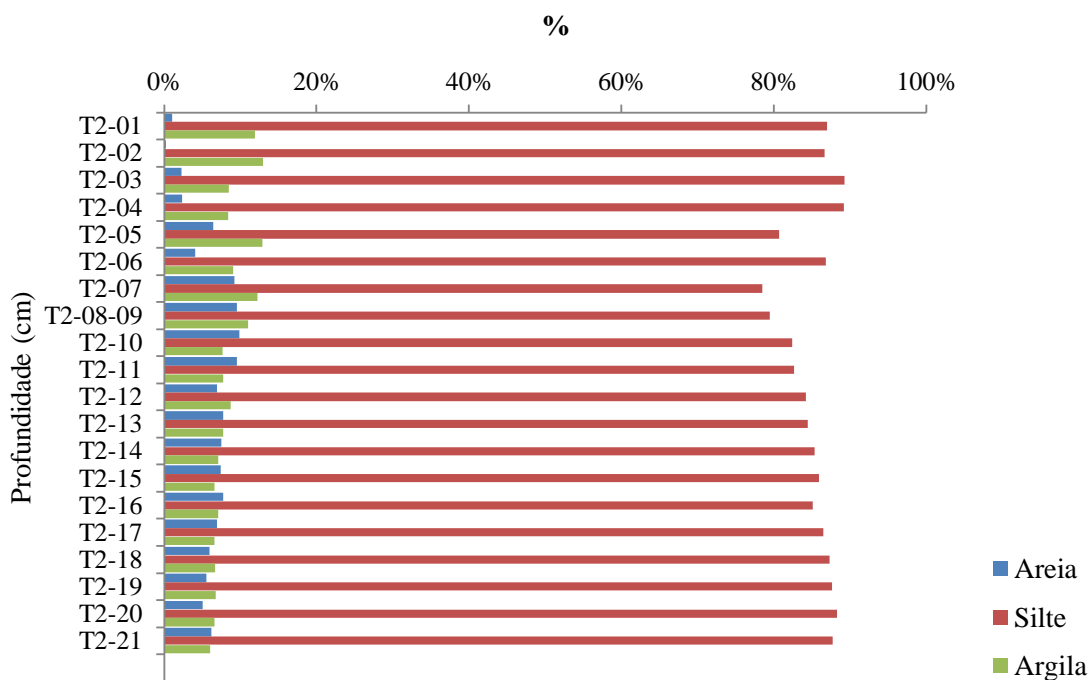
- Keeley JE, Sandquist DR. 1992. Carbon: freshwater plants. *Plant Cell Environ* 15: 1021-1035.
- Lamb AL, Wilson GP, Leng MJ. 2006. Review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. *Earth-Science Reviews* 75: 29-57.
- Liu J, Lin Z, Zhang H., Han BP. 2012. Hydrodynamic change recorded by diatoms in sediments of Liuxihe Reservoir, Southern China. *J Paleolimnol* 47: 17-27.
- Lopes CA., Benedito-Cecilio E. 2002. Variabilidade isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) em produtores primários de ambientes terrestres e de água doce. *Acta Scientiarum, Maringá* vol. 4, 2: 303-312.
- Marra PP, Hobson KA., Holmes RT. 1998. Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science* 282: 1884-1886.
- Marshall JD, Brooks JR., Lajtha K. 2007. Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. *In: Michener R, Lajtha K. 2007. Stable isotopes in ecology and environmental sciences. 2nd Ed. Blackwell Publishing 566p.*
- Mccallister SL, Bauer E, Cherrier JE., Ducklow HW. 2004. Assessing sources and ages of organic matter supporting river and estuarine bacterial production: a multiple-isotope (D^{14}C , d^{13}C and d^{15}N) approach. *Limnol Oceanogr* 49: 1687-1702.
- McClelland JW, Valiela I., Michener RH. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnol Oceanogr*: 930-937.
- McCune B., Mefford MJ. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Meyers PA. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology* 114: 289-302.
- Meyers PA. 1997. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic geochemistry* 27: 213-250.
- Meyers PA. 2003. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Organic geochemistry* 34: 261-289.
- Mozeto AA, Silvério PF., Soares A. 2001. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment–water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). *Science of the Total Environment* 266: 135-142.
- Pompêo M. 2009. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Australis* 12: 406-424.
- Post DM. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83: 703-718.
- Puerto del L, Bracco R, Inda H, Gutiérrez O, Panario D, García-Rodríguez F. 2013. Assessing links between late holocene climate change and paleolimnological development of Peña Lagoon using opal phytoliths, physical, and geochemical proxies. *Quaternary International* 287: 89-100.
- Robbins JA, Edgington DN., Kemp ALW. 1978. Comparative ^{210}Pb , ^{137}Cs , and pollen geochronologies of sediments from Lakes Ontario and Erie. *Quaternary Research* 10: 256-278.
- Sage RF, Monson RK. 1999. The taxonomic distribution of C4 photosynthesis. *In: C4 Plant Biology*, pp. 551-581. Academic Press, San Diego.
- Sant'Anna CL, Melcher SS, Carvalho MC, Gelmeço MP., Azevedo MTP. 2007. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 1-17.

- Savage C. 2005. Tracing the influence of sewage nitrogen in a coastal ecosystem using stable nitrogen isotopes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34: 145-150.
- Savage C, Leavitt PR., Elmgren R. 2004. Distribution and retention of effluent nitrogen in surface sediments of a coastal bay. *Limnol Oceanogr* 49: 1503-1511.
- Sendacz S, Caleffi S., Santos-Soares J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 337-350.
- Smeltzer E., Swain EB. 1985. Answering lake management questions with paleolimnology. In: Lake and reservoir management-practical applications. Proceedings of the 4th annual conference and international symposium. North America Lake Management Society pp. 268-274.
- Spies R, Kruger H, Ireland R., Rice Jr D. 1989. Stable isotope ratios and contaminant concentrations in a sewage-distorted food web. *Marine Ecology Progress Series*. Oldendorf 54: 157-170.
- Sweeney RE., Kaplan I. 1980. Natural abundances of ^{15}N as a source indicator for near-shore marine sedimentary and dissolved nitrogen. *Marine Chemistry* 9: 81-94.
- Terranes JL., Bernasconi SM. 2000. The record of nitrate utilization and productivity limitation provided by $\delta^{15}\text{N}$ values in lake organic matter—a study of sediment trap and core sediments from Baldeggersee, Switzerland. *Limnol Oceanogr* 45: 801-813.
- Teeri JA, Stowe LG. 1976. Climatic patterns and the distribution of C4 grasses in North America. *Oecologia* 23:1-12.
- Tibby J, Gell P, Hancock G., Clarck M. 2010. Complex reservoir sedimentation revealed by unusual combination of sediment records, Kangaroo Creek Reservoir, South Australia. *Journal of Paleolimnol* 43: 535-549.
- Torres IC, Inglett PW, Brenner M, Kenney WF., Reddy KR. 2012. Stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) values of sediment organic matter in subtropical lakes of different trophic status. *J Paleolimnol* 47: 693-706.
- Tucci CEM. 2002. Água no meio urbano. In: Reboças A da C, Braga B & Tundisi JG. (ed.) Águas doces no Brasil, capital ecológico, uso e conservação. 2nd Ed. Escrituras, São Paulo, Brasil.
- Tucker J, Sheats N, Giblin AE, Hopkinson CS, Motoya JP. 1999. Using stable isotopes to trace sewage-derived material through Boston Harbor and Massachusetts Bay. *Marine Environmental Research* 48: 353-375.
- Victoria RL, Martinelli LA, Trivelin PC, Matsui E, Forsberg BR, Richey JE., Devol AH. 1992. The use of stable isotopes in studies of nutrient cycling: carbon isotope composition of Amazon varzea sediments. *Biotropica*: 240-249.
- Wilson, GP, Lamb AL, Leng MJ, Gonzalez S, Huddart D. 2005. $\delta^{13}\text{C}$ C and C/N as potential coastal paeoenvironmental indicators in the Mersey Estuary, UK. *Quaternary Science Reviews* 24: 2015-2029.
- Whately M., Cunha P. 2006. Proposition priority actions to ensure good quality water form public supply. Instituto Socioambiental. Prefeitura da Cidade de São Paulo. 171p.

ANEXO



Anexo 1. Análise granulométrica do perfil sedimentar 1 (GUA10-01) da Represa Guarapiranga. Símbolo: T1= testemunho 1.



Anexo 2. Análise granulométrica do perfil sedimentar 2 (GUA10-02) da Represa Guarapiranga. Símbolo: T2= testemunho 2.

CAPÍTULO 3

Estrutura e diversidade de diatomáceas em registro sedimentar (91 anos) de duas regiões da Represa Guarapiranga com diferentes impactos da eutrofização

Resumo

Foram utilizados dados autoecológicos de diatomáceas (hábitat, pH e estado trófico) e índices de diversidade (Riqueza, Diversidade, Equitatividade e Dominância) em comunidades de perfis sedimentares amostrados em duas regiões (barragem e montante) da represa Guarapiranga. O objetivo foi avaliar como a estrutura e a diversidade de diatomáceas se alteram em escalas temporal (*ca.* 91 anos) e espacial (montante e barragem), considerando duas regiões submetidas a diferentes impactos da eutrofização. Foram amostrados dois perfis sedimentares (perfil 1- região de barragem, *ca.* 1919-2010; perfil 2 - região de montante, *ca.* 1982-2010), que foram datados pelo ^{210}Pb . Os resultados mostraram que as alterações na estrutura da comunidade de diatomáceas responderam de forma sensível ao processo de eutrofização e em períodos distintos nas duas regiões estudadas. Responderam, também, ao aumento da vazão com o início do abastecimento público. A fase inicial detectou elevados valores de riqueza, diversidade e de espécies bentônicas, acidófilas e oligotróficas, associados ao período de inundação da vegetação na fase de construção da represa e sugerindo condições oligotróficas de 1919-1932. De 1932 até 1947 houve dominância de uma espécie planctônica associada à alteração da vazão da represa. De 1947 até 1974 houve maior contribuição de espécies mesotróficas, indicando um período de transição no processo de eutrofização. Em 1974, a região de barragem detectou redução da riqueza e diversidade, bem como aumento de espécies planctônicas, alcalinófilas e eutróficas, marcando o início da eutrofização. Na região de montante, as alterações foram mais brandas e lentas, com os primeiros sinais de eutrofização desde 1998 e, principalmente, após 2008, com a expansão de espécies eutróficas. Nesta região, a estrutura da comunidade e a diversidade refletiram a disponibilidade de hábitat (macrófitas), bem como as condições locais de menor impacto antropogênico (águas mesotróficas, menor ocupação urbana e maior área florestada). Alterações mais pronunciadas ocorreram apenas na região de barragem em 1988-2010, época de maior impacto ambiental na sub-bacia. Neste período houve nítido declínio de riqueza (43%) e diversidade (7,7%) em relação à base do perfil sedimentar, acompanhado de dominância de espécies

planctônicas, eutróficas, alcalinófilas. O presente estudo demonstra o potencial da abordagem paleolimnológica em explorar a alteração da diversidade de espécies em represas. Demonstra, ainda, o potencial do uso das alterações de grupos ecológicos das diatomáceas (tipo de habitats e preferências ecológicas) em associação aos índices de diversidade (riqueza e diversidade) para acessar os impactos decorrentes do processo da eutrofização. Finalmente, salienta a marcada alteração e perda da diversidade de diatomáceas na represa Guarapiranga e recomenda maior atenção para mitigação dos impactos na região de montante, que já apresenta sinais de início da eutrofização em seus registros sedimentares.

Palavras-chave: biodiversidade, diatomáceas, represa de abastecimento, riqueza de espécies.

Abstract

We used diatom ecological data (habitat, pH and trophic status) and diversity indexes (richness, diversity, equitability and dominance) in diatom assemblages from sediment profiles sampled in two regions (upstream and dam) of Guarapiranga Reservoir. The objective was to evaluate the change in diatom structure over time (*ca.* 91 years) and space, considering two regions under different impacts of eutrophication. We sampled two cores, which were dated by ^{210}Pb (Profile 1 - dam region, *ca.* 1919-2010; profile 2 - upstream region, *ca.* 1982-2010). Results showed that main shifts in diatom assemblages responded to the eutrophication process, and at different periods in the regions studied. Diatom structure also changed in response to the increase of the outflow due to the beginning of the public water supply. The initial phase (1919-1932) detected high richness and diversity of benthic, oligotrophic and acidophilous species, associated with the inundation of vegetation during the reservoir construction. From 1932 until 1947 one planktonic species dominated, associated to the outflow change in the reservoir. From 1947 until 1974 there was a higher contribution of mesotrophic species, suggesting a transition period towards eutrophication. In 1974, the region near the dam detected a decline in richness and diversity, as well as an increase of planktonic, alcalinophilous and eutrophic species, signaling the onset of eutrophication. In the upstream region, the changes were milder and slower with the first signs of eutrophication in 1998, and mainly after 2008, with the expansion of eutrophic species. The diversity of diatom assemblages was also affected by the presence of floating macrophytes as well as the lower anthropogenic impact in the upper region of reservoir. The most pronounced changes only occurred in the dam region (1988-2010). In this period, there was a clear decline in richness (43%) and diversity (7.7%) comparing to the base of the sedimentary profile, along with the dominance of planktonic, eutrophic and alcalinophilous species. This study demonstrates the potential of the paleolimnological approach in

exploring the change of species diversity in reservoirs. It also demonstrates the potential use of the shifts in diatom ecological groups (type of habitats and ecological preferences) in association with diversity indexes (richness and diversity) to assess the impacts of the eutrophication. Finally, it highlights the marked alteration and loss of diatom diversity in the Guarapiranga Reservoir, and emphasizes the need to mitigate the impacts in the upstream region already presenting eutrophication signs in their sedimentary records.

Keywords: biodiversity, diatoms, species richness, water supply reservoir

Introdução

As ameaças à biodiversidade nos ecossistemas aquáticos estão principalmente agrupadas em cinco categorias que interagem entre si, tais como exploração acima da capacidade de suporte, modificação do fluxo de água, invasão de espécies exóticas, degradação ou destruição de habitats e poluição das águas (Dudgeon *et al.* 2006). Todavia, antes do desenvolvimento de estratégias de recuperação e conservação dos ecossistemas, é necessário acessar o nível em que os mesmos têm sido modificados em relação ao seu estado original, bem como conhecer sua variabilidade natural, que, por sua vez, antecede o estado de distúrbio e são denominadas condições basais ou de referência (Sayer *et al.* 1999; Räsänen *et al.* 2006; Bennion & Simpson 2011; Bennion *et al.* 2011a).

O acesso à biodiversidade de ecossistemas aquáticos considerando baixa resolução temporal (dias, meses) pode, em muitos casos, identificar apenas uma condição instantânea em curto intervalo de tempo. Neste sentido, as técnicas paleolimnológicas permitem identificar períodos históricos das alterações na biodiversidade (Sayer *et al.* 1999), além da vantagem de explorar a diversidade de diversos habitats do ecossistema aquático (plâncton, perifíton, bentos), possível pela análise dos sedimentos acumulados.

A biodiversidade pode ser mapeada nos registros sedimentares em longa escala temporal a partir das técnicas cronológicas (ex. ^{210}Pb) e comparada com a biodiversidade contemporânea do ambiente aquático (Sayer *et al.* 1999). Para tanto, muitos organismos cuja estrutura permite certo grau de preservação nos sedimentos têm sido utilizados (ex. cladóceras, quironomídeos, moluscos, diatomáceas) (Sayer *et al.* 1999; Davidson *et al.* 2013) e, dentre eles, as diatomáceas despontam como um dos grupos mais adequados, principalmente, por apresentarem parede celular silicificada; autoecologia bem conhecida em nível específico (hábito de vida, tolerâncias ambientais); ciclo de vida curto e respostas rápidas em relação às mudanças ambientais (Lotter 1998; Bennion *et al.* 2011a). Além destes aspectos,

usualmente é encontrada elevada riqueza absoluta em apenas uma amostra (>500 valvas) quando comparada a outros marcadores biológicos, a exemplo dos quironomídeos que apresentam em torno de 200-400 peças por amostra (Sayer *et al.* 1999).

Alterações bioestratigráficas de diatomáceas podem, assim, providenciar informações sobre alterações temporais de hábitat (Martin 2007; Liu *et al.* 2012; Velghe *et al.* 2012); alterações na profundidade da coluna d'água (Wolin & Duthie 1999); no estado trófico (Bennion & Simpson 2011; Costa-Bödecker *et al.* 2012), além de valiosas informações sobre biodiversidade (Sayer *et al.* 1999; Nevalainen 2010; Davidson *et al.* 2013) e da riqueza (Velghe *et al.* 2012).

Ainda são raros os estudos paleoambientais que têm explorado índices de diversidade em conjunto com a autoecologia de diatomáceas em reconstruções paleoambientais. Espinosa (2008) ressalta a importância dessa abordagem para avaliar a evolução de qualquer ecossistema aquático em termos de biodiversidade, e encoraja que novos estudos contemplem alta-resolução temporal da biodiversidade, sendo a categorização ecológica das espécies (*ex. hábitat*) considerada essencial nesses estudos (Davidson *et al.* 2013).

Dentre os estudos paleolimnológicos que abordaram a questão sobre alteração da biodiversidade, destacam-se as contribuições sobre a bioestratigrafia de diatomáceas, quironomídeos e macrófitas visando interpretar as mudanças na diversidade desde a metade do século 19, em lago raso, como causa da eutrofização cultural (Sayer *et al.* 1999); relação da diversidade de diatomáceas e de outros organismos com o aumento da produtividade e mudanças no nível do mar em registro que remonta o período fanerozóico (Martin 2007); associação de diversas comunidades para explorar as mudanças na biodiversidade em lago raso (Davidson *et al.* 2013). Finalmente, há duas contribuições que relacionaram o declínio na equitatividade e diversidade da comunidade de cladóceras às atividades vulcânicas (mudanças físicas) no lago Nojiri, no Japão (Tsukada 1967, 1972) e uma que registrou declínio da riqueza de diatomáceas e cladóceras com o aumento de fósforo total em escalas espacial e temporal (Velghe *et al.* 2012). Todos esses trabalhos foram realizados em ambientes lacustres.

Trabalhos paleolimnológicos que utilizam diatomáceas em perfis sedimentares têm sido raramente realizados em represas (Liu *et al.* 2012). Assim, inexitem estudos sobre a alteração temporal da biodiversidade nesses ecossistemas artificiais. Em represas, os gradientes longitudinais (montante-barragem) apresentam hidrodinâmica própria e promovem distintos compartimentos limnológicos que podem ser refletidos na comunidade de diatomáceas (Shotbolt *et al.* 2005). Em estudo paleolimnológico sobre a hidrodinâmica de represa urbana na China, Liu *et al.* (2012) constataram diferenças substanciais

na comunidade de diatomáceas em quatro perfis sedimentares amostrados no gradiente longitudinal (rio, zona de transição e barragem). Os autores observaram clara mudança de gêneros bentônicos para planctônicos (da montante para a barragem) em relação à hidrodinâmica distinta desses compartimentos, bem como distintas taxas de acumulação de valvas de diatomáceas, contudo, não avaliaram as alterações na biodiversidade.

De acordo com Gregory-Eaves & Beisner (2011), a paleolimnologia como ferramenta para acessar a biodiversidade representa um campo recente, porém emergente, além de oportunidade de criar sinergia entre ecólogos contemporâneos e paleolimnólogos e fornecer subsídios para o gerenciamento de ecossistemas aquáticos. Neste sentido, o objetivo deste capítulo foi avaliar como a estrutura da comunidade (tipo de hábitat, preferências ecológicas, abundância de espécies) se altera em escalas temporal (*ca.* 91 anos) e espacial, considerando duas regiões (montante e barragem) submetidas a diferentes impactos da eutrofização.

Área de Estudo

A área de estudo é a mesma descrita no Capítulo 2.

Material e Métodos

Sísmica e amostragem dos perfis sedimentares - Constam no início da tese no item Material e Métodos.

Método cronológico do ^{210}Pb - Consta no início da tese e no Capítulo 2.

Análise da comunidade de diatomáceas

As subamostras de sedimentos dos perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01 e GUA10-02) foram oxidadas com 30 mL de H_2O_2 (30%) e 1 mL de HNO_3 concentrado, de acordo com o método modificado de Battarbee (1986). Naphrax[®] ($IR = 1,73$) foi utilizado como meio de inclusão para a montagem das lâminas permanentes.

O exame taxonômico foi realizado em microscópio óptico binocular Zeiss, Axioskop 2 *plus*, equipado com contraste-de-fase, câmara-clara e sistema de captura de imagem. A análise taxonômica foi baseada em nível populacional, registrando a variabilidade morfológica dos táxons, bem como a presença de eventuais deformações da valva. A identificação dos táxons baseou-se em obras taxonômicas clássicas

e publicações recentes (*e.g.* Patrick & Reimer 1966; Metzeltin & Lange-Bertalot 1998; Rumrich *et al.* 2000; Metzeltin *et al.* 2005; Canani *et al.* 2011), bem como no catálogo que apresenta listagem para nomes válidos (California Academy of Sciences 2012). Códigos para nomes de diatomáceas, usados nas análises numéricas, foram extraídos do software OMNIDIA[®] versão 7.5.

A contagem das valvas foi realizada em aumento de 1000X, sendo a valva a unidade básica de contagem. Os fragmentos foram incluídos na contagem desde que possível identificar a espécie por meio da área central ou das extremidades (no caso de algumas espécies arrafídeas) e que se visualizasse, pelo menos, 50% da valva (Battarbee *et al.* 2001).

O cálculo da abundância relativa foi realizado pela contagem de valvas em transecções longitudinais nas lâminas permanentes, sendo adotados, em cada amostra, três critérios para o estabelecimento do limite de quantificação: curva de rarefação de espécies (Bicudo 1990), mínimo de 400 valvas no total (Battarbee *et al.* 2001) e eficiência de contagem mínima de 90%, conforme a fórmula a seguir (Pappas & Stoermer 1996):

$$\textit{Eficiência da contagem} = 1 - \frac{\text{número de espécies}}{\text{número de valvas}}$$

A porcentagem de contribuição (abundância relativa/unidade amostral) de cada táxon foi calculada, como segue:

$$A = (ni/N) \times 100$$

Onde:

A = abundância relativa

ni = número de indivíduos (valvas) da subamostra

N = número total de indivíduos (valvas) da subamostra

As espécies de diatomáceas foram categorizadas com base nas suas informações ecológicas extraídas de literatura especializada para interpretação das alterações na estrutura da comunidade em relação ao habitat (planctônica ou bentônica, sendo as espécies perifíticas incluídas nesta última categoria) de acordo com Moro & Fürstenberger (1997); pH (acidófila ou alcalinófila) conforme van Dam *et al.* (1994); e estado trófico (oligotrófica, mesotrófica ou eutrófica) de acordo com o *software* OMNIDIA versão 7.5 (Lecoint *et al.* 1993), van Dam *et al.* (1994) e Moro & Fürstenberger (1997). Táxons que não

apresentaram informação ecológica disponível, bem como sobreposição de informação para uma dada categoria (ex. oligotrófico a mesotrófico) foram excluídos da análise.

Análise numérica dos dados

Foram consideradas apenas as espécies que apresentaram contribuição $\geq 2\%$ em pelo menos duas subamostras em dois perfis sedimentares (GUA10-01; GUA10-02). Para explorar as tendências nas alterações das espécies em relação às suas preferências ecológicas (hábitat, pH e estado trófico) e dos índices de diversidade (Riqueza, Diversidade, Dominância e Equitatividade) ao longo do tempo, foi realizada Análise de Ordenação de Correspondência Destendenciada (DCA) (Hill & Gauch 1980) pelo Programa PC-ORD, versão 6.0 para Windows (McCune & Mefford 2011), considerando as zonas paleoambientais identificadas pelo CONISS (Grim 1987) (Anexo 1 e 2; Tab. 1). Numericamente, o método de Parcionamento Estratigráfico (*constrained method*, CONISS) agrupa as amostras similares formando grupos ou zonas de diatomáceas (Birks *et al.* 2012).

Tabela 1. Zonas paleoambientais usadas nas análises numéricas (zonas identificadas pelas diatomáceas a partir do CONISS) nos perfis sedimentares 1(GUA10-01) e 2 (GUA10-02).

	Prof. (cm)	Período	Zona
Perfil 1	75-55	1919-1932	1a
	55-42	1932-1947	1b
	42-29	1947-1974	2
	29-25	1974-1988	3a
	25-0	1988-2010	3b
Perfil 2	21-13	1982-1998	1
	13-6	1998-2008	2
	6-0	2008-2010	3

A alteração da biodiversidade de diatomáceas ao longo do tempo (*ca.* 1919-2010) foi avaliada a partir da aplicação de índices de riqueza (número total de espécies por unidade amostral), diversidade (Shannon & Weaver 1963) usando log na base 10, dominância (Simpson 1949) e equitatividade (Pielou 1975). Todos os índices foram representados graficamente pelos valores médios observados em cada ano.

Resultados

Cronologia

Resultados para os dois perfis sedimentares encontram-se descritos no item Resultados do Capítulo 2.

Estrutura da comunidade de diatomáceas

O perfil sedimentar 1 (GUA10-01) apresentou como tendência geral redução de espécies bentônicas e aumento de planctônicas da base em direção ao topo do perfil (Fig. 1). No período de 1919 até 1932, houve maior contribuição de espécies bentônicas (média de 50%) e a partir de 1932 até 2010, as espécies planctônicas foram predominantes (média de 85%). A razão B/P (bentônica/planctônica) apresentou tendência clara de maiores valores de 1919 até 1932 (média de 6), seguido por redução abrupta (chegando a 0) após 1932 até 2010 (Fig. 1).

O perfil sedimentar 2 (GUA10-02) também apresentou tendência de redução de espécies bentônicas e aumento de planctônicas da base em direção ao topo do perfil. O aumento das espécies planctônicas (de 40 até 80%) e a diminuição das espécies bentônicas (de 20 até 4%) ocorreram principalmente após 1996. A razão B/P (bentônica/planctônica), de maneira geral, apresentou valores ≥ 1 em todo o perfil sedimentar (Fig. 1).

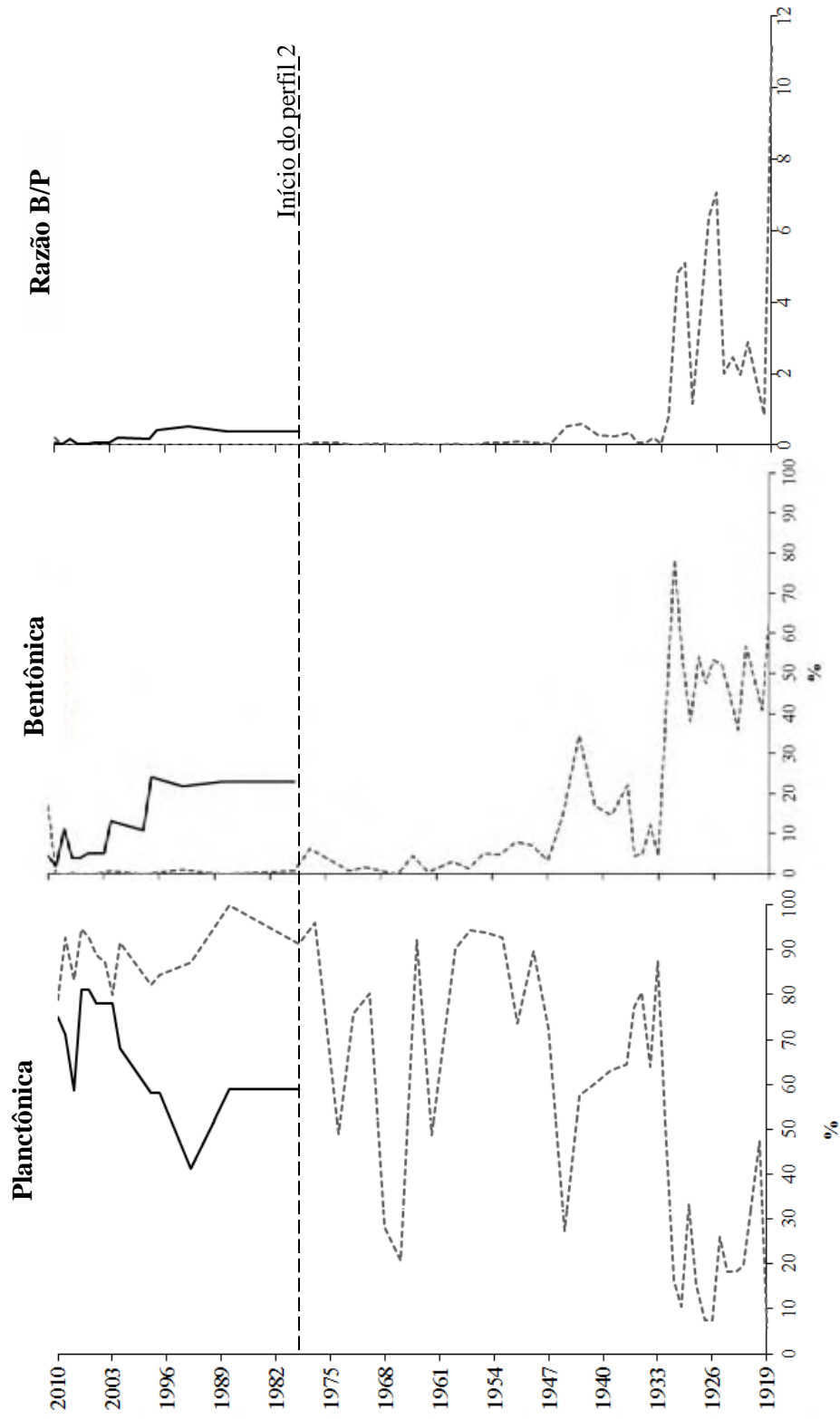


Figura 1. Contribuição (%) das espécies planctônicas, bentônicas e razão B/P (bentônica/plancônica) ao longo dos perfis sedimentares 1 (cinza tracejado) e 2 (preto sólido) da represa Guarapiranga, representando o período de 1919-2 010 (GUA10-01) e de 1982-2010 (GUA10-02). Linha tracejada horizontal representa o início do perfil 2 (GUA10-02). Datação pelo ^{210}Pb .

Considerando a preferência das espécies em relação ao pH (ácido ou alcalino), o perfil sedimentar 1 apresentou tendência de decréscimo de espécies acidófilas e aumento de alcalinófilas, da base em direção ao topo do perfil 1 (Fig. 2). Assim, de 1919 até 1947, houve maior contribuição de espécies acidófilas (média de 60%) e a partir de 1947 até 2010, predominância de espécies alcalinófilas (média de 80%).

O perfil sedimentar 2 apresentou tendência inversa, com leve aumento na contribuição de espécies acidófilas e decréscimo de espécies alcalinófilas da base em direção ao topo do perfil. Espécies alcalinófilas apresentaram predominância de 1989 até 1996 (média de 80%) e espécies acidófilas foram mais representativas (10% a 30%) após 1996 (Fig. 2).

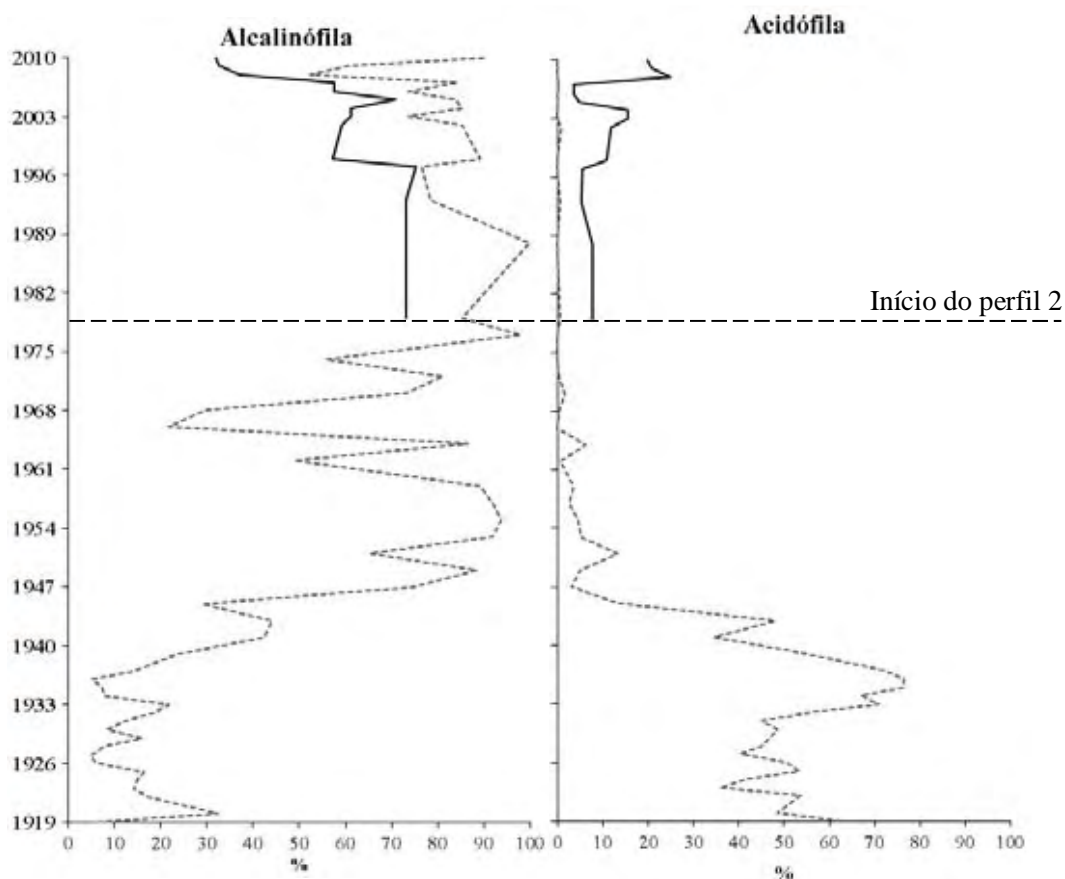


Figura 2. Contribuição (%) das espécies acidófilas e alcalinófilas ao longo dos perfis sedimentares 1 (cinza tracejado) e 2 (preta sólido) da represa Guarapiranga, representando o período de 1919-2010 (GUA10-01) e de 1982-2010 (GUA10-02). Linha tracejada horizontal representa o início do perfil 2 (GUA10-02). Datação pelo ^{210}Pb .

Em relação ao estado trófico, o perfil sedimentar 1 apresentou maior contribuição de espécies oligotróficas na base, mesotróficas na porção intermediária e eutróficas no topo do perfil. Desta forma, de

1919 até 1947 houve predominância de espécies oligotróficas (média de 60%), seguido por espécies mesotróficas (média de 70%) de 1947 até 1975 e, finalmente, por espécies eutróficas, as quais foram predominantes (média de 90%) de 1975 até 2010 (Fig. 3).

O perfil sedimentar 2 não apresentou tendências claras como ocorreu no perfil 1. De forma geral, mostrou média de 30% de contribuição de espécies oligotróficas em todo o perfil, sendo estas mais representativas de 1989 até 1996 (média de 21%) e de 2008 até 2010 (média de 20%). As espécies mesotróficas predominaram de 1989 até 1996 (média de 37%) e as eutróficas, de 1996 até 2010 (média de 60%) (Fig. 3).

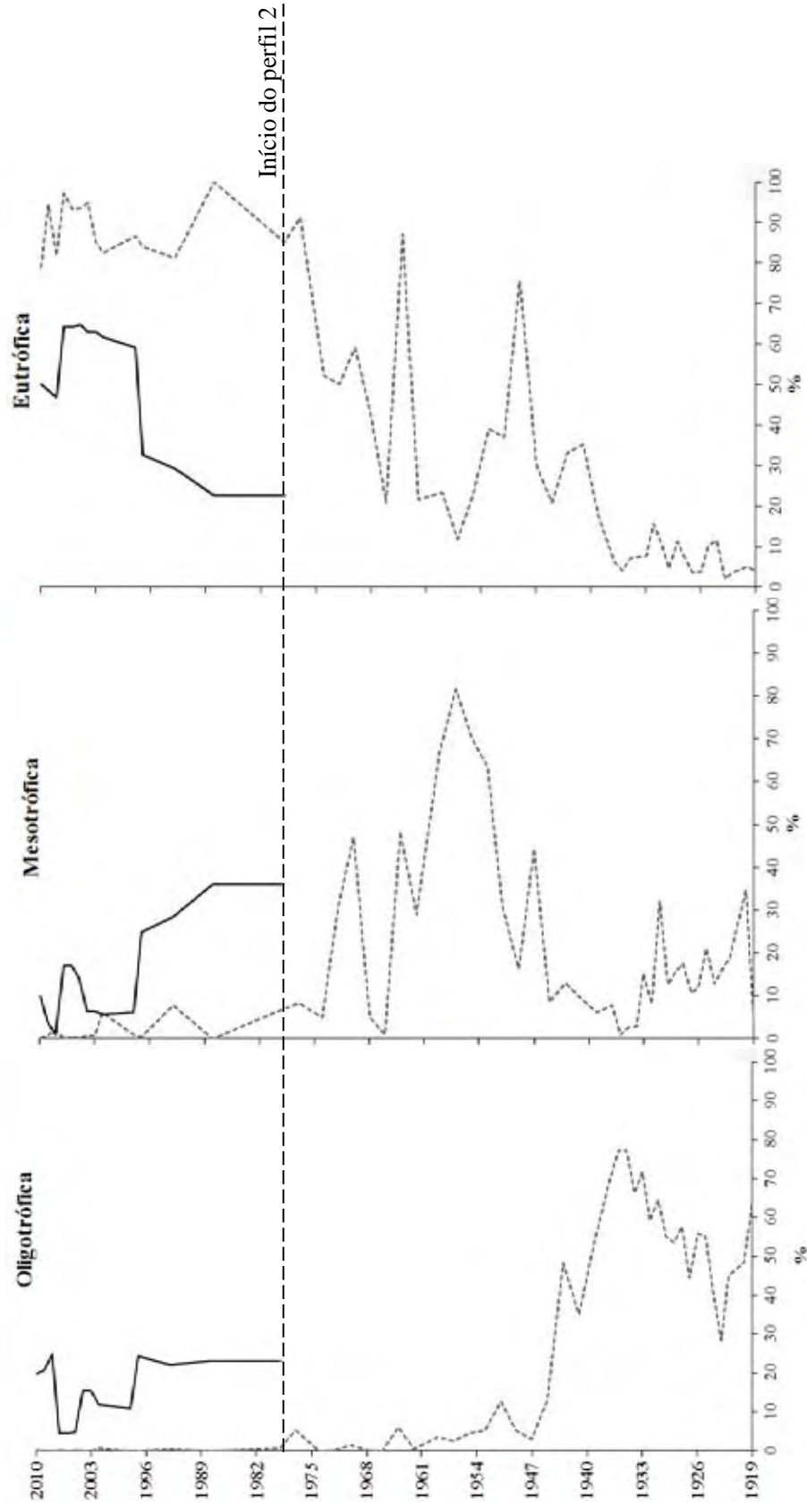


Figura 3. Contribuição (%) das espécies oligotróficas, mesotróficas e eutrólicas ao longo dos perfis sedimentares 1 (tracejado cinza) e 2 (preto sólido) da represa Guarapiranga, representando o período de 1919-2010 (GUA10-01) e de 1982-2010 (GUA10-02). Linha tracejada horizontal representa o início do perfil 2 (GUA10-02). Datação pelo ^{210}Pb .

Considerando os índices ecológicos, o perfil sedimentar 1, da base (1919) em direção ao topo (2010), mostrou tendência de redução da riqueza e diversidade. A maior riqueza (de 27 a 40 espécies) e diversidade (média de 2,5 bits ind⁻¹) foram verificadas de 1919 até 1947 (Subzonas 1a e 1b). A partir de 1947, tanto a riqueza quanto a diversidade apresentaram redução, alcançando os valores mínimos no período de 1982 até 1989 (10 espécies e 1,2 bits ind⁻¹, respectivamente), anos correspondentes ao final da zona 3a e início da zona 3b (Fig. 4). A dominância não apresentou tendência clara, sendo elevada (0,5) em períodos específicos (1926 a 1940), referente ao final da subzona 1a e toda a subzona 1b. Finalmente, a equitatividade apresentou-se, em parte, como espelho da dominância, sobretudo de 1989 até 2010 (subfase 3b) (Fig. 4).

No perfil sedimentar 2, a riqueza apresentou leve decréscimo e as tendências na diversidade e dominância se mantiveram praticamente estáveis da base (1982) até o topo (2010). De 1982 até 1998 (zona 1), a riqueza média foi de 40 espécies e após 1996 (zonas 2 e 3), a média de espécies foi reduzida para 30. De forma geral, a diversidade para este perfil foi elevada (2,5 bits ind⁻¹) e a dominância apresentou baixos valores (0,1) em todo o perfil. A equitatividade média foi de 0,7 e não apresentou tendência clara de alteração ao longo do tempo (Fig. 4).

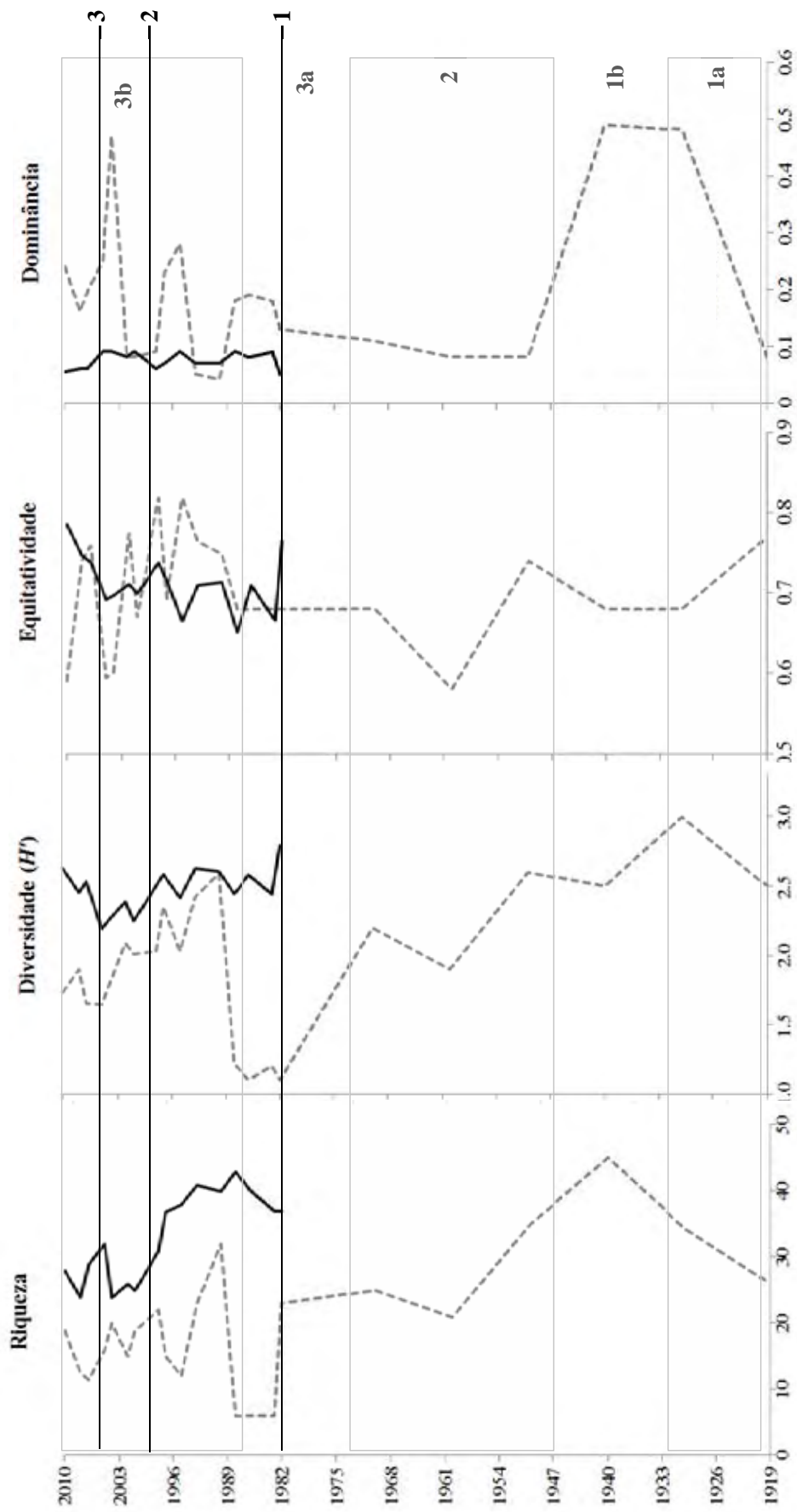


Figura 4. Variação da Riqueza (número de espécies/ano), Diversidade de Shannon (bits ind⁻¹), Equitatividade e Dominância ao longo dos perfis sedimentares 1 (cinza tracejado) e 2 (preto sólido) no período de 1919 até 2010 (GUA10-01) e de 1982-2010 (GUA10-02). Linhas horizontais referem-se às zonas paleoambientais definidas pelo CONISS (caixa cinza= zonas perfil 1; linha preta = zonas perfil 2).

Análise Conjunta dos Dados

A Análise de Correspondência Destendenciada DCA (considerando as categorias ecológicas e as zonas paleoambientais) mostrou clara alteração temporal em relação ao hábitat, pH e estado trófico preferencial das espécies, bem como diversidade e riqueza, principalmente no perfil 1 (entre as subzonas 1a e 3b). O perfil 2 ordenou-se entre a subzona 1a e zona 2 do perfil 1, e a principal alteração ocorreu em relação ao processo de eutrofização na represa (Fig. 5). Os autovalores dos eixos 1 e 2 foram 0,482 e 0,05 e o comprimento dos gradientes 2,09 e 1,47, respectivamente. Apenas o eixo 1 foi considerado significativo ($p = 0,001$).

No eixo 1, as subzonas da base do perfil 1 (1a e 1b; 1919-1947) e parte da zona 1 do perfil 2 foram associadas às espécies bentônicas, oligotróficas e acidófilas, bem como aos maiores valores de riqueza e diversidade. Inversamente, as subzonas do topo do perfil 1 (3a, 3b; 1974-2010), a zona 2 do mesmo perfil (1947-1974) e o topo do perfil 2 (zonas 2, 3; 1998-2010) foram mais associadas às espécies eutróficas, alcalinófilas e planctônicas e aos menores valores de riqueza e diversidade (Fig. 5).

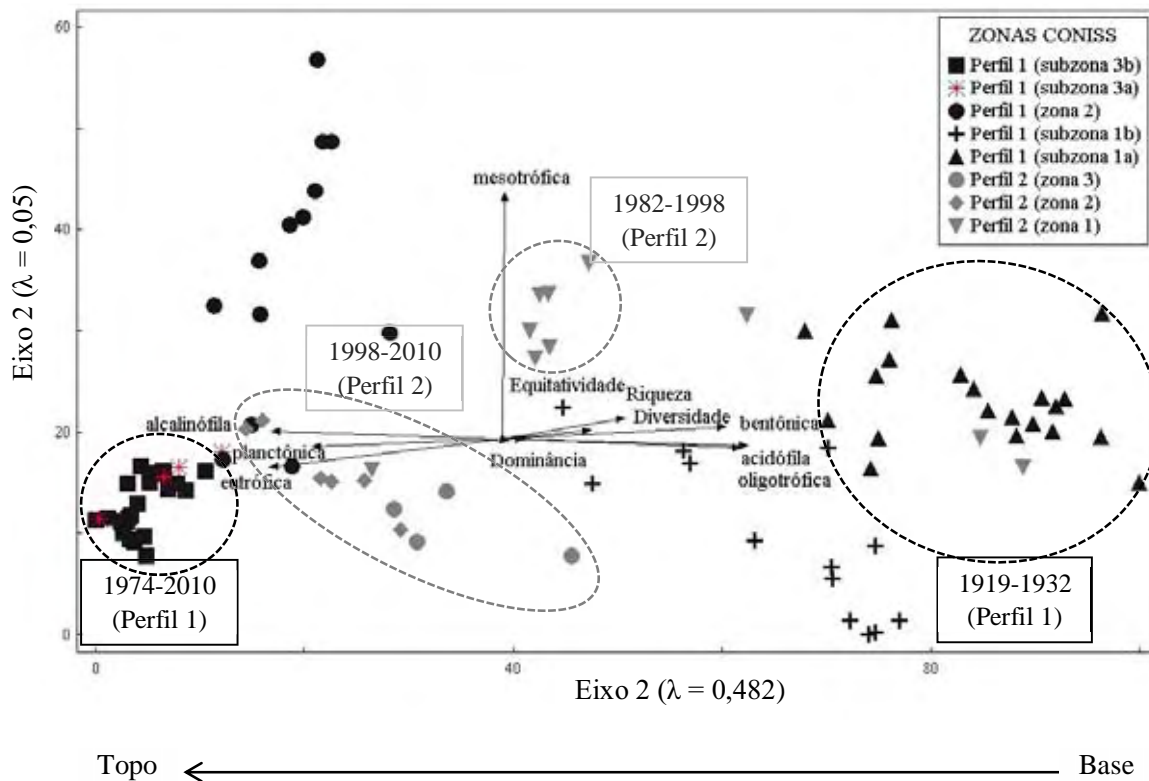


Figura 5. Análise de ordenação pela DCA (Análise de Correspondência Destendenciada) com matriz das abundâncias dos táxons de diatomáceas ($\geq 2\%$) agrupados de acordo em suas categorias ecológicas e considerando as zonas paleoambientais identificadas pelo CONISS (período de 1919 até 2010 para o perfil 1 e de 1982 até 2010 para o perfil 2).

A DCA realizada com as abundâncias das espécies mostrou nítida separação temporal no perfil 1 (entre a subzona 1a e toda a zona 3) (Fig. 6). O perfil 2, de forma geral, ordenou-se desde a zona 1a e 1b até a subzona 3a do perfil 1 (Fig. 6). Os autovalores dos eixos 1 e 2 foram 0,694 e 0,293 e o comprimento dos gradientes, 4,24 e 3,10, respectivamente. Os dois eixos foram estatisticamente significativos ($p = 0,001$).

No eixo 1, as subzonas identificadas na base do perfil 1 (1a: 1919-1932) e base do perfil 2 (zona 1: 1982-1998) associaram-se às espécies *Eunotia praerupta* var. *bidens* (EUPRB), *E. maior* (EUMA), *E. monodon* (EUMO), *E. rabenhorstii* (EURH), *E. indica* (EUI), *E. botuliformis* (EUBO), *E. romboidea* (EUROM), *Luticola goeppertiana* (LTGO), *Luticola muticoides* (LTMU), *Orthoseira roseana* (ORTH) e *Fragilaria javanica* (FJAV), *Frustulia saxonica* (FRUSX), *Kobayasiella micropunctata* (KOBAY) (Fig. 6). Já, as subzonas referentes ao topo do perfil 1 (3a, 3b; 1974-2010) associaram-se mais às espécies *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (AUGAN), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN), *Nitzschia* sp. nov. (NTZSP), *Achnantheidium catenatum* (ADCT) e *Fragilaria crotonensis* (FCRO) (Fig. 6).

No eixo 2, a zona 2 (1947-1974) do perfil 1 e a zona 1 (1982-1998) do perfil 2 associaram-se, principalmente, à *Aulacoseira tenella* (AUTE), *F. saxonica* (FRUSX), *K. micropunctata* (KOBAY) e *E. monodon* (EUMO). Já as zonas 1 e 2 (1998-2010) do perfil 2, à *A. granulata* var. *angustissima* (AUGAN), *Achnantheidium catenatum* (ADCT) e *Fragilaria crotonensis* (FCRO) (Fig. 6).

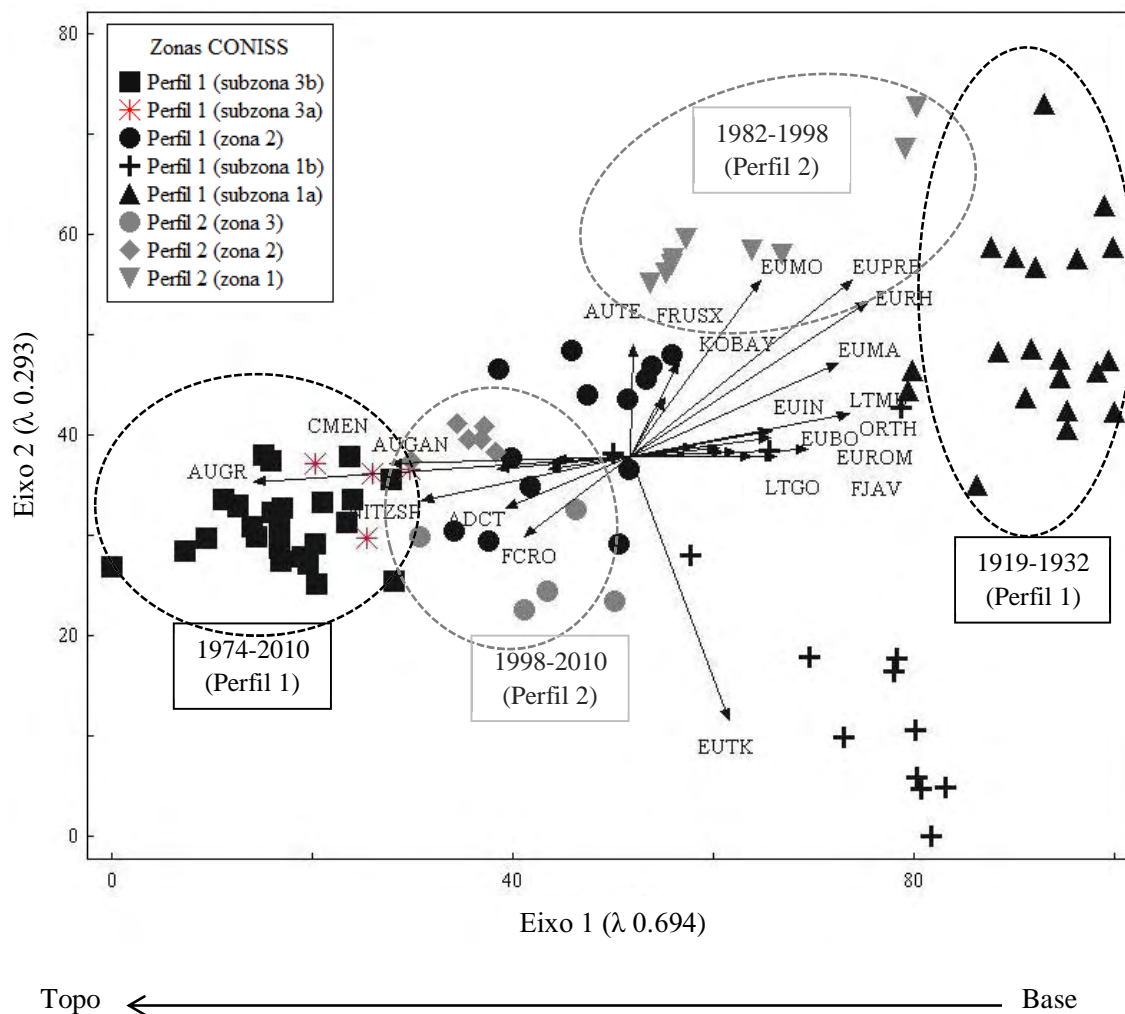


Figura 6. Análise de ordenação pela DCA (Análise de Correspondência Destendenciada) com matriz das abundâncias das espécies de diatomáceas com contribuição $\geq 2\%$ nos perfis sedimentares 1 (GUA10-01) e 2 (GUA10-02) de acordo com as zonas paleoambientais identificadas pelo CONISS (período de 1919 até 2010 no perfil 1 e de 1982 até 2010 no perfil 2).

A Tabela 2 apresenta a interpretação das fases paleoambientais geradas a partir da avaliação das zonas de diatomáceas definidas pelo CONISS (Tab. 1; Anexos 1, 2, 3) e com auxílio da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (Fig. 5, 6) para os dois perfis sedimentares. Vale ressaltar que as zonas 2 e 3 do CONISS para o perfil 2 caracterizaram apenas uma única fase paleoambiental, uma vez que as diatomáceas representativas dessas zonas se ordenaram conjuntamente pela DCA.

Tabela 2. Valores médios de Riqueza (S) e Diversidade (H' , bits ind⁻¹), entre parênteses amplitude de variação dos dados a partir da abundância relativa das diatomáceas em dois perfis sedimentares (GUA10-01 e GUA10-02). A interpretação das fases paleoambientais baseou-se nas zonas definidas pelo CONISS e na DCA.

Fases/Período/Prof.(cm)	Interpretação Paleoambiental	Média	
		S	H'
Perfil 1 (GUA10-01)			
1a (1919-1932; 75-55)	Fase inicial; baixa eutrofização cultural	30 (26-34)	2,8 (2,5-3,0)
1b (1932-1947; 55-42)	Fase de grande impacto físico; baixa eutrofização cultural	39,7 (34-26)	2,8 (2,5-3,0)
2 (1947-1974; 42-29)	Fase de transição; moderada eutrofização cultural	31,5 (21-45)	2,3 (1,9-2,6)
3a (1974-1988; 29-25)	Fase de início marcado da eutrofização cultural	13,2 (6-23)	1,4 (1,1-2,2)
3b (1988-2010; 25-0)	Fase de maior eutrofização cultural	17,1 (6-32)	2,0 (1,2-2,6)
Perfil 2 (GUA10-02)			
1 (1982-1998; 21-13)	Fase de baixa eutrofização cultural	38,2 (31-43)	2,6 (2,4-2,8)
2 (1998-2010; 13-0)	Fase de transição, com início da eutrofização cultural, principalmente após 2008	27,3 (32-29)	2,4 (2,2-2,6)

Discussão

Os resultados obtidos mostraram nítidas alterações na estrutura da comunidade de diatomáceas nos dois registros sedimentares da represa Guarapiranga (perfil 1: 1919-2010; perfil 2: 1982-2010). De forma mais abrangente, as alterações refletiram preponderantemente ao processo de eutrofização na represa que se processou em tempos distintos na região de barragem (perfil 1) e de montante (perfil 2).

Especificamente o perfil sedimentar da região de barragem (perfil 1) registrou 91 anos da história da represa, isto é, aproximadamente 10 anos após sua construção. As condições iniciais da represa (1919-1932, subfase 1a) com remanescentes da vegetação inundada, muito provavelmente, favoreceram as espécies epifíticas (incluídas na categoria bentônica) pela disponibilidade de substratos. Houve grande contribuição de espécies acidófilas e oligotróficas (Fig. 5), sugerindo uma fase oligotrófica com águas levemente ácidas, a última favorecida pela decomposição da matéria orgânica oriunda da vegetação inundada. Espécies de *Eunotia* foram relativamente comuns neste período (Fig. 6). Nas águas ácidas, oligotróficas e com grande concentração de compostos húmicos do Rio Negro, *Eunotia* é considerado o gênero mais rico em espécies, bem como abundante (Wetzel *et al.* 2010). Além disso, o gênero *Eunotia*

apresenta espécies reconhecidamente acidófilas, oligotróficas (Round *et al.* 1990; van Dam *et al.* 1994; Moro & Fürstenberger 1997) e pouco tolerantes à eutrofização cultural (Hamilton 2010).

Tanto a riqueza quanto a diversidade apresentaram os maiores valores no período inicial da represa (subfase 1a, 1919-1932) e, provavelmente, foram influenciadas pelas condições oligotróficas e disponibilidade de habitats promovidos em grande parte pela vegetação inundada. Padrão similar em relação à biodiversidade foi verificado em trabalhos paleolimnológicos de lagos rasos, que verificaram aumento da diversidade de diatomáceas associado ao aumento da disponibilidade de habitat (macrófitas) (Sayer *et al.* 1999; Davidson *et al.* 2013). Contudo, os trabalhos supracitados verificaram este padrão relacionado ao aumento da eutrofização, diferentemente do observado no presente estudo.

Em 1928, a represa Guarapiranga apresentou alteração da vazão (de 4,0 m³/s para 11,9 m³/s) e do nível da represa, ocasionada pelo início do abastecimento público (França 2000), razão pela qual a subfase 1b (1932-1947) do perfil 1 detectou padrões claros na alteração de espécies bentônicas para planctônicas (Fig. 5). A exclusão de espécies bentônicas está relacionada às suas características sésseis que não permitem migração em condições desfavoráveis ao seu desenvolvimento, estando sujeitas a controles mais complexos do que a comunidade planctônica (Peterson 1996). O aumento da vazão provavelmente interferiu no regime de luz (diminuindo sua disponibilidade e influenciando negativamente o desenvolvimento das espécies bentônicas) devido à ressuspensão de sedimentos e aumento da turbidez. Redução de espécies bentônicas e aumento de espécies planctônicas também foram relacionados à diminuição da transparência na água (Holland 1993). Espécies planctônicas são bem adaptadas aos ambientes com baixa disponibilidade de luz, diferentemente das espécies bentônicas (Round *et al.* 1990). A dominância neste período foi a mais elevada devido ao favorecimento da espécie planctônica *Eunotia tukanorum* pelo distúrbio físico causado pelo início do abastecimento público (Figs. 5-6). Tal espécie tem sido comum em rios de águas com baixa transparência, oligotróficas, ácidas e que apresentam grandes flutuações do nível da água (10-15 metros), como exemplos das planícies de inundação do Rio Amazonas e o Rio Negro (Raupp *et al.* 2009; Wetzel *et al.* 2010).

De 1947 até 1974 (fase 2, perfil 1), houve predominância de espécies mesotróficas e planctônicas no perfil 1 (região próxima à barragem) (Fig. 5), sugerindo uma fase de transição no processo da eutrofização. A partir de 1974 até 1988 (subfase 3a, perfil 1), a região próxima à barragem apresentou predominância de espécies planctônicas, alcalinófilas e indicativas de ambientes eutrofizados (*ex. Aulacoseira granulata, Fragilaria crotonensis e Nitzschia sp. nov.*), bem como tendência de redução da riqueza e diversidade (Fig. 6). Estes índices alcançaram os menores valores a partir de 1982, coincidindo

com o período de maior impacto antrópico na Bacia do Guarapiranga (década de 1980), em consequência da ocupação irregular, especialmente na região norte da bacia (próxima à barragem) (Whately & Cunha 2006). Padrão de redução da riqueza relacionado ao aumento da eutrofização também foi verificado em estudo sobre paleoprodutividade usando diatomáceas e cladóceras em ambientes lacustres do Canadá e Estados Unidos (Velghe *et al.* 2012).

A região de montante (perfil 2) detectou grande mudança na estrutura da comunidade e na diversidade de diatomáceas apenas após 1998 e, principalmente, após 2008, quando houve expansão de duas espécies indicativas do início da eutrofização (*Fragilaria crotonensis* e *Nitzschia* sp. nov.), porém que co-ocorreram com espécies oligotróficas e acidófilas (Fig. 4; Anexo 2). Esta região, que abrangeu o período de 1982-2010, apresentou maiores riqueza e diversidade quando comparada no mesmo período de tempo à região de barragem (perfil 1). As elevadas riqueza e diversidade observadas na montante foram, muito provavelmente, influenciadas pela maior disponibilidade de hábitat para o desenvolvimento da comunidade epifítica, uma vez que nesta região há extensos bancos de macrófitas aquáticas flutuantes (*e.g.* *Pistia stratiotes*, *Salvinia* sp., *Eichhornia crassipes*) (Pômpeo 2009). Além disso, até o presente, essa região é considerada como de águas mesotróficas, de menor ocupação urbana na sub-bacia de drenagem e de maior área florestada da bacia, fatores que minimizam os efeitos da eutrofização. Estudos paleolimnológicos já reportaram enriquecimento de espécies de diatomáceas perifíticas pela presença de macrófitas flutuantes em represa urbana situada na Região Metropolitana de São Paulo (Costa-Böddeker *et al.* 2012), e aumento da diversidade de diatomáceas em associação ao aumento da diversidade de macrófitas também em lagos rasos e eutróficos na Austrália (Sayer *et al.* 1999; Davidson *et al.* 2013).

A fase de maior eutrofização na represa foi detectada apenas no perfil 1 (subfase 3b, 1988-2010), uma vez que o perfil 2 apresentou estrutura e diversidade de diatomáceas similares às subfases 2 (1947-1974) e 3a (1974-1988) do perfil 1. Os impactos diretos da eutrofização na região de barragem (perfil 1) foram detectados de forma mais acentuada e anteriores no tempo quando comparados à região de montante (perfil 2). A região da barragem é reconhecida, desde 1980, como a de maior ocupação urbana em sua sub-bacia de drenagem, com forte influência de tributários hipereutróficos (córregos Guavirutuva e Itupú) e, conseqüentemente, de águas eutróficas até hipereutróficas (Whately & Cunha 2006; Cetesb 2007). Nesta fase paleoambiental, espécies planctônicas, alcalinófilas e eutróficas, bem como os baixos valores de riqueza e diversidade indicaram, conjuntamente, o processo de eutrofização mais acentuado e avançado na região da barragem.

A comparação do período inicial e da evolução da eutrofização entre as regiões de montante e barragem torna-se complexa em função da maior interferência da região litoral e da presença de bancos de macrófitas flutuantes na região de montante. Sayer *et al.* (1999) ressaltaram a problemática na interpretação paleoambiental das alterações na biodiversidade em lagos eutróficos e rasos, que geralmente podem ser mascaradas pela presença de macrófitas favorecidas nesses ambientes.

A figura 7 apresenta uma síntese esquemática das principais alterações da estrutura e diversidade das diatomáceas registradas nas fases paleoambientais identificadas na represa Guarapiranga para as regiões de montante e barragem. No anexo 3 consta o detalhamento das espécies nas diferentes fases paleoambientais.

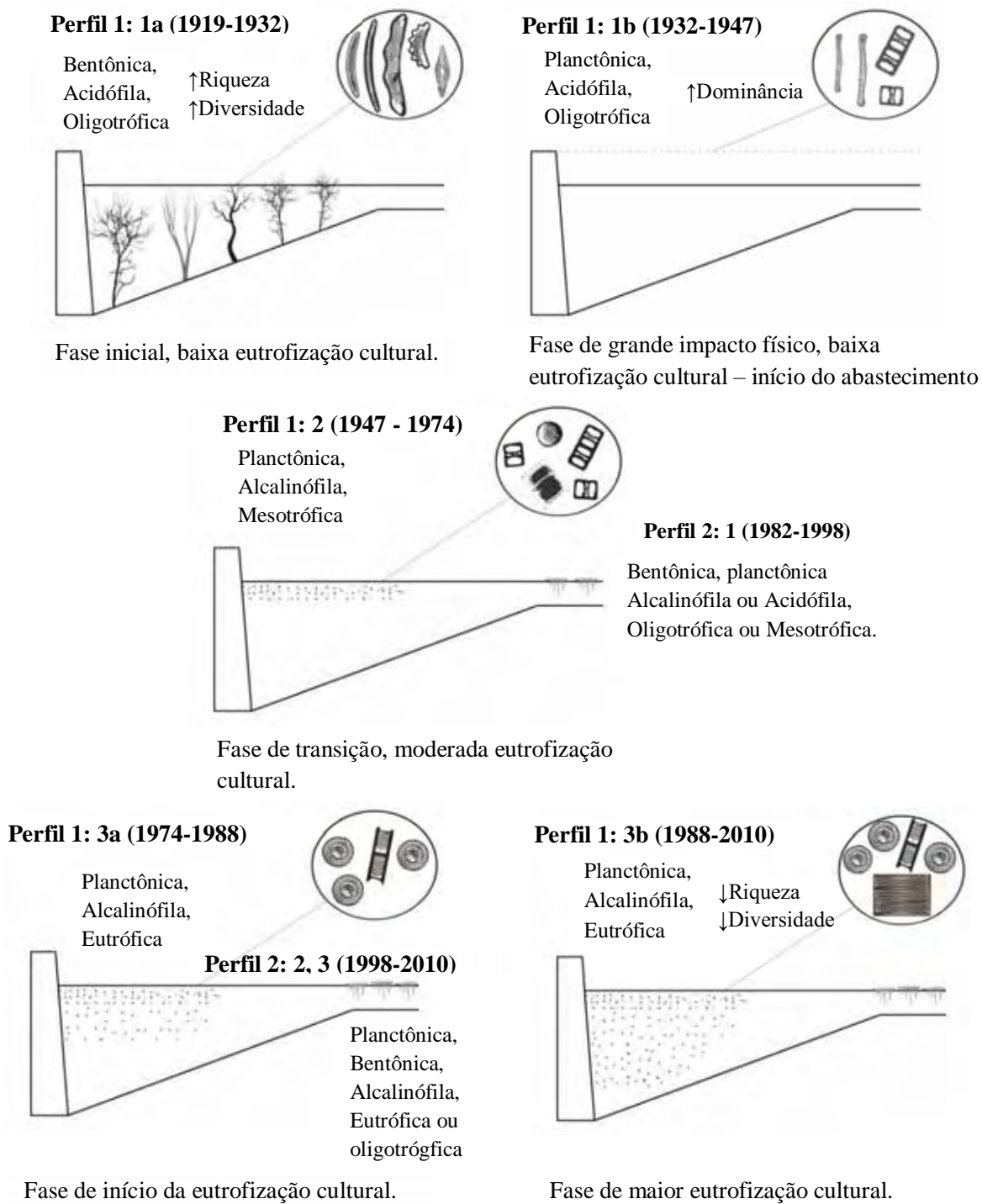


Figura 7. Síntese esquemática das principais alterações da estrutura e diversidade de diatomáceas nas fases paleoambientais para dois perfis sedimentares da represa de Guarapiranga (Perfil 1: região da barragem; Perfil 2: região de montante).

Consideração final

O presente estudo demonstrou que as alterações na estrutura e diversidade das diatomáceas responderam preponderantemente às diferentes fases do processo da eutrofização em duas regiões (montante e barragem) na represa Guarapiranga. Responderam, também, à alteração de vazão e mudança do nível da água com o início do abastecimento público. Os índices de diversidade, ainda pouco explorados em trabalhos paleolimnológicos, também foram sensíveis a essas alterações, além de responderem prontamente (aumento abrupto da dominância) ao impacto físico gerado pelo início do abastecimento público, bem como à disponibilidade de habitats (macrófitas) favorecendo as espécies epifíticas e o aumento da diversidade na região de montante.

Em síntese, os impactos da eutrofização foram mais acentuados e acelerados na região de barragem (perfil 1), que apresentou declínio médio de riqueza e diversidade de diatomáceas de 43,0% e 28,6%, respectivamente, quando comparados base e topo deste perfil sedimentar. Na região de montante (perfil 2), o decréscimo foi menor e na ordem de 28,5% (riqueza) e 7,7% (diversidade), ou seja, 1,5 e 3,7 vezes menores do que na região de barragem. Quando considerados os grupos taxonômicos e ecológicos, as alterações da comunidade foram ainda mais marcadas na escala temporal de ambas as regiões, que passaram a ser dominadas por populações planctônicas, alcalinófilas e eutróficas. As mudanças estruturais das comunidades também indicaram os impactos antrópicos de diferentes magnitudes nas duas sub-bacias de drenagem e a influência das macrófitas sobre a diversidade na região de montante.

Este estudo demonstra a marcada alteração e perda da diversidade de diatomáceas na represa Guarapiranga e sinaliza a necessidade de maior atenção para mitigação dos impactos na região de montante, que já apresenta sinais do início da eutrofização em seus registros sedimentares a partir de 1998.

Finalmente, este estudo de caso destaca dois aspectos principais: o potencial da abordagem paleolimnológica em explorar a alteração da diversidade de espécies em escala espacial em represas; e o uso das alterações dos grupos ecológicos das diatomáceas (tipo de habitats e preferências ecológicas) em associação aos índices de diversidade para acessar os impactos na biodiversidade, decorrentes do processo de eutrofização. Tais estudos apresentam grande potencial para o gerenciamento desses ecossistemas por permitirem o estabelecimento de metas de recuperação, bem como para conservação da diversidade de espécies, aspectos que necessitam do conhecimento da variabilidade natural e das condições pré-impacto do ecossistema, ou seja, anterior à eutrofização cultural.

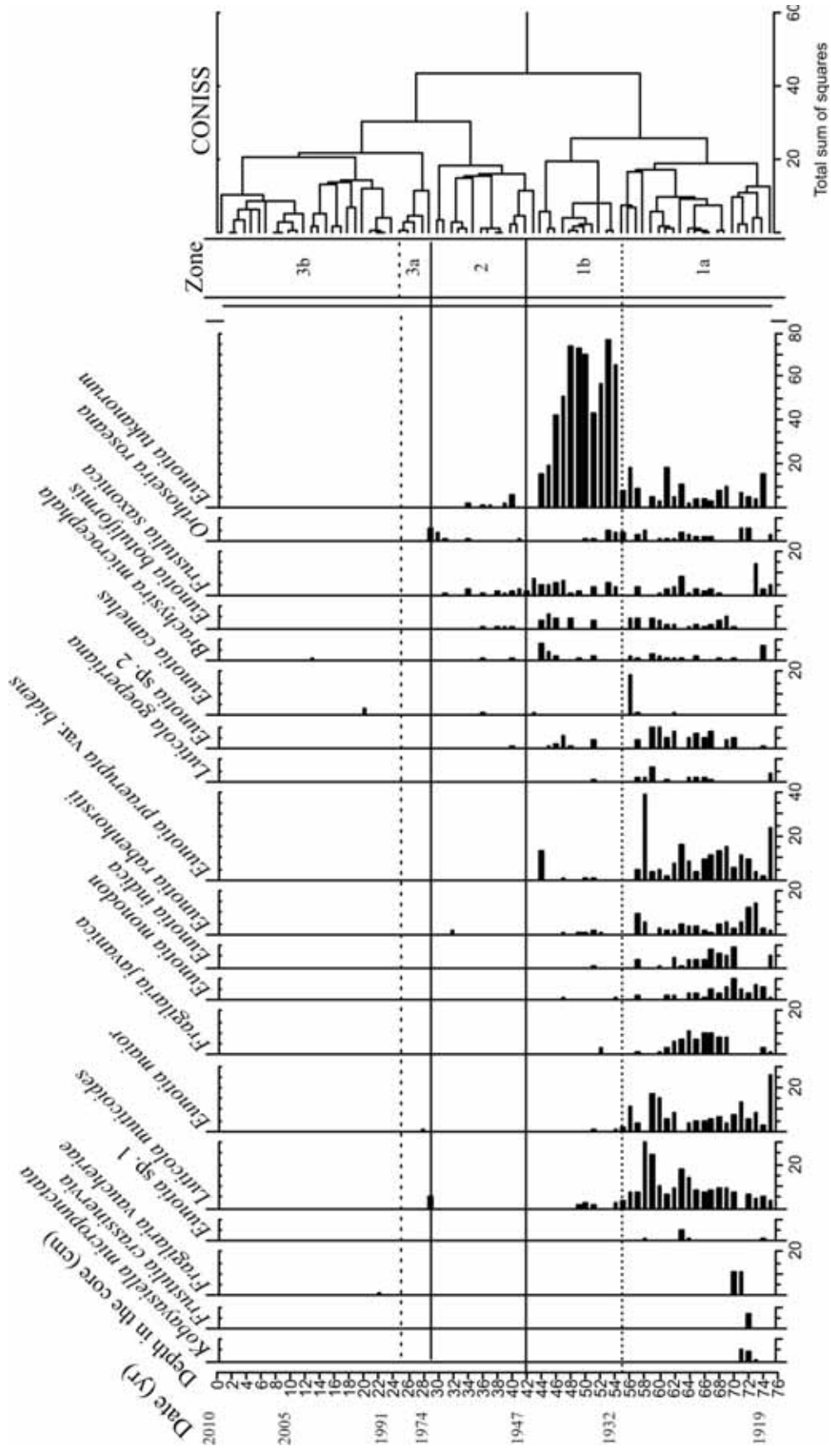
Referências citadas

- Acquased. 2012. 2º Relatório Temático da Fapesp, Instituto de Botânica, São Paulo, 262p.
- Battarbee RW. 1986. Diatoms analysis. *In*: Berglund BE (ed.) Handbook of Holocene Paleohydrology. New York: John Wiley and Sons 527-570p.
- Battarbee RW, Jones VJ, Flower RJ, Cameron NG, Bennion H, Carvalho L, Juggins S. 2001. Diatoms. *In*: Smol JP, Birks HJB, Last WM (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Vol 3: terrestrial, algal, and siliceous indicators. Kluwer, Dordrecht, pp 155–202.
- Bennion H, Simpson GL. 2011. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *Journal of Paleolimnology* 45: 469-488.
- Bennion H, Sayer CD, Tibby J, Carrick HJ. 2011a. Diatom as indicators of environmental change in shallow lakes. *In*: Smol J, Stoermer E (ed.) The Diatoms: application for the environmental and earth sciences. Cambridge: United Kingdom at the University Press, p. 23-54.
- Bicudo DC. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. *Acta Limnol. Brasil* 3: 459-475.
- Birks HJB, Lotter AF, Juggins S, Smol J. 2012. Tracking Environmental change using lake sediments: Data handling and Numerical Techniques. ed. Springer, vol. 5, 746p.
- California Academy of Sciences. Diatom Collection. <http://research.calacademy.org/izg/research/diatom> [Acessado 10 Janeiro 2013].
- Canani LGC, Menezes M, Torgan LC 2011. Diatomáceas epilíticas de águas oligotróficas e ácidas do Sudeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25: 130-140.
- Cetesb. 2007. Relatório de qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo.
- Costa-Böddeker S, Bennion H, Jesus TA, Albuquerque ALS, Figueira RCL, Bicudo D.C. 2012. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751-776.
- Davidson T, Reid M, Sayer C, Chilcott S. 2013. Palaeolimnological records of shallow lake biodiversity change: exploring the merits of single versus multi-proxy approaches. *Journal of Paleolimnology* 49: 431-446.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Espinosa MA. 2008. Diatoms from Patagonia and Tierra del Fuego. *Developments in Quaternary Sciences* 11: 383-392.
- França E. 2000. Guarapiranga: recuperação urbana e ambiental do Município de São Paulo. M. Carrilho Arquitetos, 256p.
- Gregory-Eaves I, Beisner BE. 2011. Palaeolimnological insights for biodiversity science: an emerging field. *Freshwater Biology* 56: 2653-2661.
- Grimm EC. 1987. CONISS: a program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incremental sum of squares. *Computers & Geosciences* 13: 13-35.
- Hamilton P. 2010. *Brachysira microcephala*. *In*: Diatoms of the United States. from http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/species/brachysira_microcephala [Acessado em janeiro 21, 2013].
- Hill MO, Gauch Jr H. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.

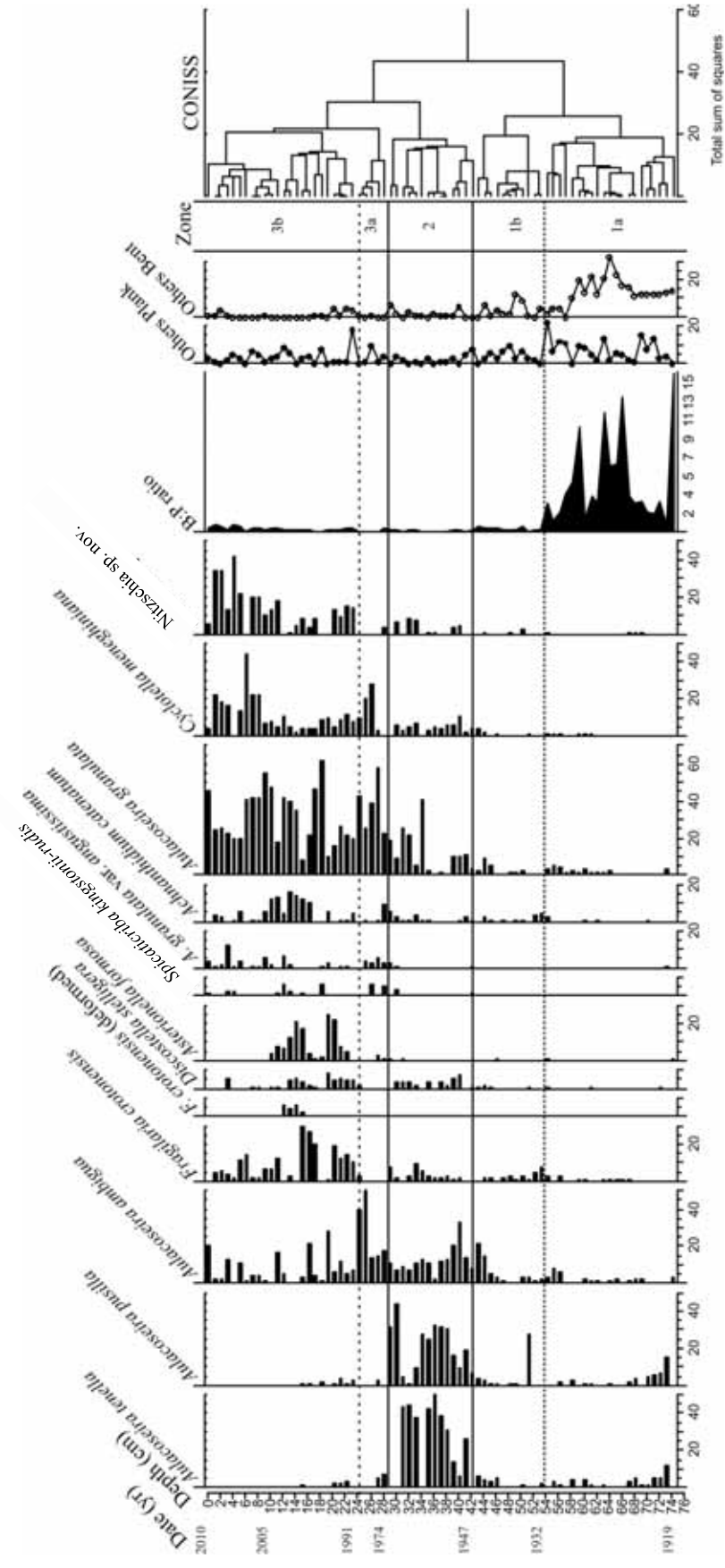
- Holland RE. 1993. Changes in planktonic diatoms and water transparency in Hatchery Bay, Bass Island area, western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel. *Journal of Great Lakes Research* 19: 617-624.
- Lecoint C, Coste M, Pryngiel J. 1993. "Omnidea": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 270: 509-513.
- Liu J, Lin Z, Zhang H, Han BP. 2012. Hydrodynamic change recorded by diatoms in sediments of Liuxihe Reservoir, southern China. *J Paleolimnol* 47: 17-27.
- Lotter AF. 1998. The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. *The Holocene* 8: 395-405.
- Martin R. 2007. The fossil record of biodiversity: nutrients, productivity, habitat area and differential preservation. *Lethaia* 36: 179-193.
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H. 1998. Tropical Diatoms of South America 1. Diversity-Taxonomy Geobotany. In Lange-Bertalot, H. (Ed.). *Iconographia Diatomologica*. Königstein: Koeltz Scientific Books 695p.
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H, García-Rodríguez F. 2005. Diatoms of Uruguay – Taxonomy, Biogeography, Diversity. In Lange-Bertalot (Ed): *Iconographia Diatomologica*, v. 15. A.R.G. Gantner Verlag, distributed by Koeltz Scientific Books. Koenigstein, Germain. 737pp.
- McCune B, Mefford MJ. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Versão 6.0. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Moro RS, Fürstenberger CB. 1997. Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas. Ed. UEPG, Ponta Grossa 282p.
- Nevalainen L. 2010. Evaluation of microcrustacean (Cladocera, Chydoridae) biodiversity based on sweep net and surface sediment samples. *Ecoscience* 17: 356-364.
- Pappas JL, Stoermer EF. 1996. Quantitative method for determining a representative algal count. *Journal of Phycology* 32: 693-696.
- Patrick R, Reimer CW. 1966. The diatoms of United States. Vol. 1. Academy of Natural Sciences, Philadelphia. 688pp.
- Peterson CG. 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. In: Lowe RL, Pan Y. 1996. *Algal ecology*. Academic Press, San Diego, p.705-739.
- Pielou EC. 1975. *The interpretation of Ecological Data*. New York. Jhon Willey and Sons 263p.
- Pompêo M. 2009. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Australis* 12: 406-424.
- Raupp S, Torgan L, Melo S. 2009. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiuaú Lake are driven by the flood pulse. *Acta Limnologica Brasiliense* 21: 227-234.
- Räsänen J, Kauppila T, Salonen VP. 2006. Sediment-based investigation of naturally or historically eutrophic lakes – implications for lake management. *Journal of Environmental Management* 79: 253-265.
- Round FE, Crawford RM, Mann DG. 1990. *Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press.
- Rumrich U, Lange-Bertalot H, Rumrich M. 2000. Diatomeen der Anden Von Venezuela bis Patagonien/Feurland. *Iconographia Diatomologica*. Verlag ARG Gantner Verlag.
- Sayer C, Roberts N, Sadler J, David C, Wade P. 1999. Biodiversity changes in a shallow lake ecosystem: a multi-proxy palaeolimnological analysis. *J Biogeogr* 26: 97-114.
- Shannon CE, Weaver W. 1963. *The Mathematical Theory of communication*. Urbana, Illinois University Press, 177p.
- Shotbolt LA, Thomas AD, Hutchinson SM. 2005. The use of reservoir sediments as environmental archives of catchment inputs and atmospheric pollution. *Prog Phys Geog* 29: 337-361.

- Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- Tsukada M. 1967. Sucession of cladocera and benthic animals in Lake Nojiri. *Jap. J. Limnol* 28: 107-123.
- Tsukada M. 1972. The history of Lake Nojiri, Japan. *Trans. Conn. Acad. Arts and Sci* 44:339-365.
- van Dam H, Mertens A, Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- Velghe K, Vermaire JC, Gregory-Eaves I. 2012. Declines in littoral species richness across both spatial and temporal nutrient gradients: a paleolimnological study of two taxonomic groups. *Freshwater Biology* 57: 2378-2389.
- Whately M, Cunha P. 2006. Proposition priority actions to ensure good quality water form public supply. Institute Socioenvironmental. Prefeitura da Cidade de São Paulo. 171p.
- Wetzel CE, Ector L, Hoffmann L, Bicudo DC. 2010. Colonial planktonic Eunotia (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: Taxonomy and biogeographical considerations on the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia* 91: 1-2.
- Wolin JA, Duthie HC. 1999. Diatoms as indicators of water level change in freshwater lakes. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*: 183-202.

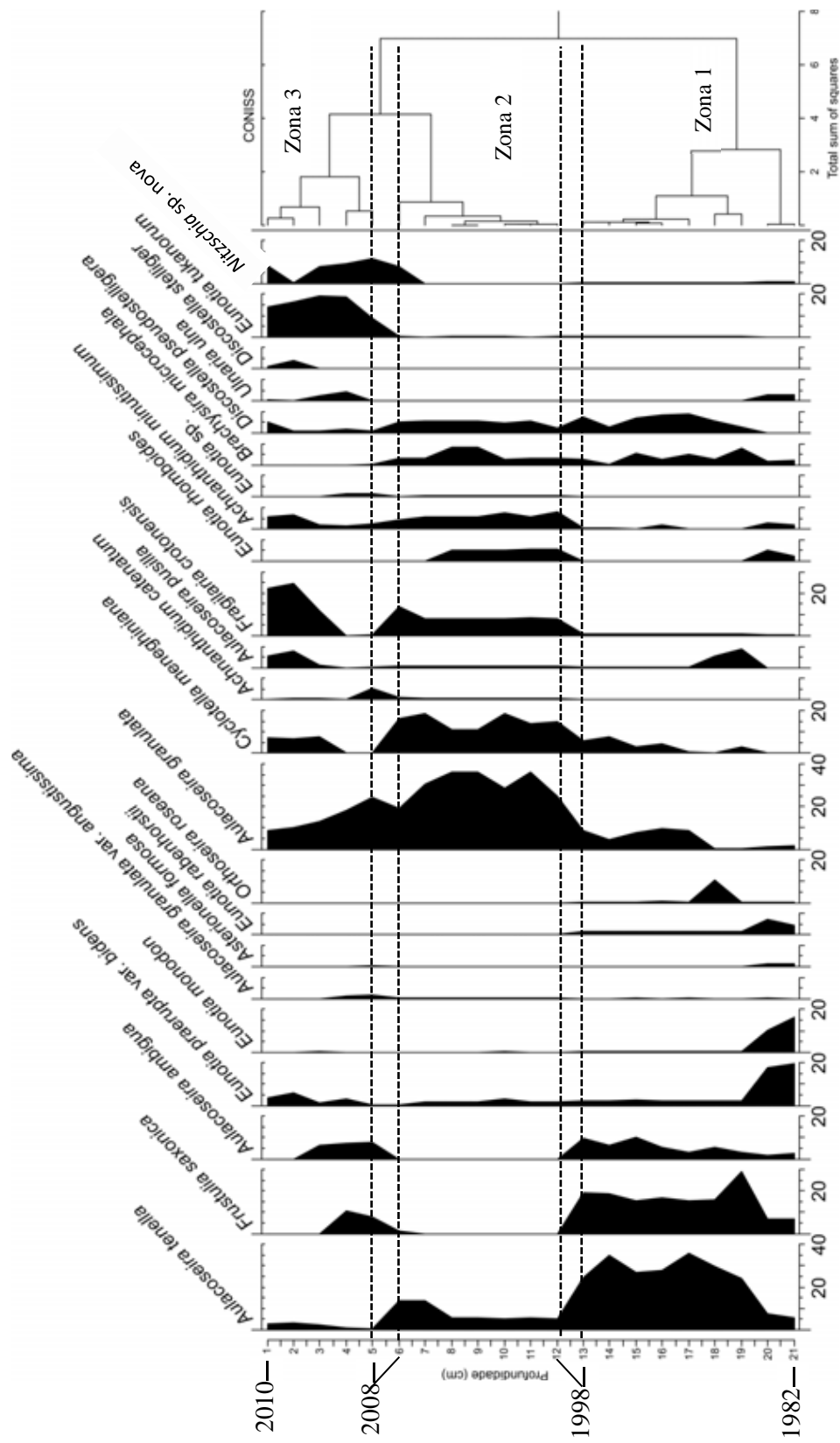
ANEXO



Anexo 1. Diagrama do CONISS com as diatomáceas ($\geq 5\%$) do perfil sedimentar 1 (GUA10-01). Linhas horizontais definem as zonas paleoambientais identificadas pelas diatomáceas (zonas 1, 2, 3 and subzonas 1a, 1b, 3a, 3b).



Anexo 1. Continuação: Diagrama do CONISS com as diatomáceas ($\geq 5\%$) do perfil sedimentar 1 (GUA10-01). Linhas horizontais definem as zonas paleoambientais identificadas pelas diatomáceas (zonas 1, 2, 3 and subzonas 1a, 1b, 3a, 3b).



Anexo 2. : Diagrama do CONISS com as diatomáceas ($\geq 2\%$) do perfil sedimentar 2 (GUA10-02). Linhas horizontais definem as zonas paleoambientais identificadas pelas diatomáceas (zonas 1, 2, 3).

Anexo 3. Táxons mais representativos ($\geq 2\%$) dos perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01 e GUA10-02) em ordem alfabética, considerando as fases paleoambientais identificadas pelo CONISS. Para cada grupo de táxons foram mencionadas as preferências ecológicas disponíveis em literatura (referências constam em material e métodos deste capítulo).

Fases paleoambientais	Táxons representativos (sigla de identificação)	Preferências ambientais
Perfil 1 – GUA10-01		
1a (1919 – 1932; 75-55 cm)	<i>A. pusilla</i> (AUPU)* [‡] , <i>Aulacoseira tenella</i> (AUTE)* [‡] , <i>Brachysira microcephala</i> (BRAC1), <i>Eunotia botuliformis</i> (EUBO), <i>E. indica</i> (EUI), <i>E. maior</i> (EUMA), <i>E. monodon</i> (EUMO), <i>E. pyramidata</i> var. <i>pyramidata</i> (EUPY), <i>E. praerupta</i> var. <i>bidens</i> (EUPRB), <i>E. rabenhorstii</i> (EURH), <i>E. tukanorum</i> (EUTUK)* [‡] , <i>Kobayasiella micropunctata</i> (KOBY), <i>Fragilaria javanica</i> (FJAV), <i>Fragilaria vaucheriae</i> (FVAU), <i>Frustulia saxonica</i> (FRUSX), <i>Luticola muticooides</i> (LTMU), <i>Orthoseira roseana</i> (ORTH).	Predominantemente bentônicos (exceto*); oligotróficos e acidófilos ‡baixa contribuição (até 10% e em até 2 subamostras).
1b (1932 – 1947; 55-42 cm)	<i>Aulacoseira ambigua</i> (AUAM), <i>Brachysira microcephala</i> (BRAC1)*, <i>Eunotia botuliformis</i> (EUBO), <i>E. tukanorum</i> (EUTUK), <i>F. saxonica</i> (FRUSX)*, <i>Orthoseira roseana</i> (ORTH)*.	Predominantemente planctônicos (exceto*); acidófilos e oligotróficos ou mesotróficos.
2 (1947 – 1974; 42-29 cm)	<i>A. ambigua</i> (AUAM), <i>Aulacoseira granulata</i> (AUGR)*, <i>A. pusilla</i> (AUPU), <i>A. tenella</i> (AUTE), <i>Cyclotella meneghiniana</i> (CYMEN)*, <i>Fragilaria crotonensis</i> (FCRO)*, <i>Eunotia tukanorum</i>	Predominantemente planctônicos e mesotróficos (exceto*); alcalinófilos
3a (1974 – 1988; 29-25 cm)	<i>A. ambigua</i> (AUAM)*, <i>A. granulata</i> (AUGR), <i>C. meneghiniana</i> (CYMEN), <i>Spicaticribea kingstoni-rudis</i> (THAR).	Predominantemente planctônicos e eutróficos (exceto*); alcalinófilos.

Fases paleoambientais	Táxons representativos (sigla de identificação)	Preferências ambientais
Perfil 1 – GUA10-01 3b (1988 – 2010; 25-0 cm)	<p><i>Achnanthydium catenatum</i> (ADCT), <i>A. ambigua</i> (AUAM)*, <i>A. granulata</i> (AUGR), <i>Asterionella formosa</i> (ASFOR), <i>Cyclotella meneghiniana</i> (CYMEN), <i>Discostella stelligera</i> (DSTE), <i>Fragilaria crotonensis</i> (FCRO), <i>Nitzschia</i> sp. nov. (NITZSP). Valvas deformadas de <i>F. crotonensis</i> e <i>Nitzschia</i> sp. nov.</p>	<p>Planctônicos; predominantemente eutróficos (exceto*); mesotróficos; alcalinófilos; alguns resistentes ao cobre (<i>A. granulata</i> e <i>F. crotonensis</i>).</p>
Perfil 2 – GUA10-02 1 (1982 – 1998; 21-13 cm)	<p><i>Aulacoseira tenella</i> (AUTE)*#; <i>Frustulia saxonica</i> (FRUSX); <i>Aulacoseira ambigua</i> (AUAM)*#; <i>Eumotia praerupta</i> var. <i>praerupta</i> (EUPRB); <i>Eumotia mondon</i> (EUMO); <i>Eumotia rabenhorstii</i> (EURH); <i>Orthoseira roseana</i> (ORTH); <i>Aulacoseira granulata</i> (AUGR)*#; <i>Aulacoseira pusilla</i> (AUPU)*#; <i>Brachysira microcephala</i> (BRAC1); <i>Discostella pseudostelligera</i> (DSPST)*#.</p>	<p>Predominantemente bentônicos (exceto*); e oligotróficos (exceto #) ou mesotróficos ou eutróficos; acidófilos ou alcalinófilos.</p>
2 (1998 – 2008; 13-0 cm)	<p><i>Aulacoseira granulata</i> (AUGR); <i>Aulacoseira pusilla</i> (AUPU); <i>Aulacoseira tenella</i> (AUTE); <i>Achnanthydium catenatum</i> (ADCT); <i>Achnanthydium minutissimum</i> (ACMI); <i>Cyclotella meneghiniana</i> (CYMEN); <i>Brachysira microcephala</i> (BRAC1); <i>Discostella pseudostelligera</i> (DSPST); <i>Discostella stelligera</i> (DSTE); <i>Discostella pseudostelligera</i> (DSPST) <i>Eumotia praerupta</i> var. <i>bidens</i> (EUPRB); <i>Eumotia rhomboidea</i> (EUROM); <i>Fragilaria crotonensis</i> (FCRO); <i>Frustulia saxonica</i> (FRUSX); <i>Nitzschia</i> sp. nov. (NITZSP).</p>	<p>Bentônicos ou planctônicos; acidófilos ou alcalinófilos; oligotróficos ou mesotróficos ou eutróficos.</p>

CAPÍTULO 4

Flora e distribuição das diatomáceas em perfis sedimentares da represa Guarapiranga: 91 anos de informação

Resumo

O capítulo apresenta os resultados do primeiro inventário florístico, acompanhado da distribuição das diatomáceas da represa Guarapiranga em dois perfis sedimentares abrangendo aproximadamente 91 anos de informação (1919-2010). Os perfis sedimentares foram amostrados em duas regiões da represa, mais impactada (próximo da barragem) e de menor impacto antrópico (montante). Foram inventariados 77 táxons infragenéricos, distribuídos em 29 gêneros, 57 espécies, 8 variedades, 12 táxons identificados até nível genérico e uma provável espécie nova. São disponibilizados dados morfométricos, comentários e informações ecológicas. *Eunotia* foi o gênero com maior número de espécies (10), seguido por *Aulacoseira* (6 espécies e 2 variedades). As espécies *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* var. *granulata*, *A. pusilla*, *A. tenella* e *Fragilaria crotonensis* apresentaram ampla distribuição temporal em ambos os perfis sedimentares. Alguns táxons foram exclusivos da fase inicial de formação da represa, como espécies de *Pinnularia*, *Stauroneis acidoclinata*, *Gyrosigma acuminatum* e *Kobayasiella micropunctata*, bem como várias espécies de *Eunotia*. A análise de similaridade de Jaccard revelou apenas 12,5% de similaridade entre a composição florística do início da represa (1919-1932; pré-eutrofização) e a atual (1988-2010; pós-eutrofização). Indicou, ainda, que todo perfil 2 (montante) apresentou composição florística mais similar (23%) ao período inicial da represa até a fase de transição (fases 1 e 2). Foi verificada pronunciada alteração da composição florística de diatomáceas como reflexo da eutrofização cultural, caracterizada pelo acentuado declínio no número de espécies e pela redução de elementos bentônicos. É destacada a importância do arquivo sedimentar como memória das alterações da biodiversidade em função da eutrofização em represas, podendo auxiliar medidas de recuperação e conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: alga, biodiversidade, eutrofização, flora, reservatório, sedimento.

Abstract

This chapter presents the first diatom floristic survey and their distribution in two sedimentary profiles of the Guarapiranga Reservoir over ~91 years (~1919-2010). The cores were sampled in two regions,

the most (near the dam) and the least impacted (upstream) regions. We recorded 77 taxa belonging to 29 genera, 57 species, 8 varieties, 12 taxa identified to genus level and one probable new species, and provide morphometric data, comments and ecological information. *Eunotia* was the genus with the highest number of species (10), followed by *Aulacoseira* (6 species and 2 varieties). Seven species presented broad temporal distributions (*Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* var. *granulata*, *A. pusilla*, *A. tenella* and *Fragilaria crotonensis*). Some taxa were exclusively distributed in the initial phase of the reservoir (*Pinnularia* species, *Stauroneis acidoclinata*, *Gyrosigma acuminatum*, *Kobayasiella micropunctata* and *Eunotia* species). Overall, the similarity analysis (Jaccard) revealed only 12.5% of similarity between the floristic composition of the initial condition of the reservoir (1919-1932, pre-eutrophication) and the modern conditions (1988-2010, post-eutrophication). Also showed that the diatom flora from profile 2 (upstream) was more similar (23%) to the bottom and the transitional phases of profile 1 (phases 1 and 2). It was verified marked shifts in the floristic composition over time associated with cultural eutrophication, and characterized by the sharp decline of the number of species and decrease in benthic species. This chapter highlights the importance of the aquatic sediments as archives of biodiversity shifts in response to eutrophication in reservoirs, contributing to the recovery and biodiversity conservation studies.

Keywords: algae, biodiversity, eutrophication, flora, reservoir, sediments

Introdução

As diatomáceas são consideradas excelentes bioindicadores das condições limnológicas atuais, bem como marcadores sensíveis em estudos que versam sobre reconstruções paleoambientais de ecossistemas aquáticos (Smol & Stoermer 2010). Considerando a importância ecológica deste grupo, torna-se necessário o suporte taxonômico acurado (Cremmer & Wagner 2003), uma vez que diversas espécies já possuem autoecologia relativamente bem conhecida até nível específico (Round *et al.* 1990; Moro & Fürstenberger 1997, Trobajo *et al.* 2009). Esforços devem ser dedicados à taxonomia e nomenclatura deste grupo, que infelizmente foram negligenciadas desde o século passado, sobretudo em trabalhos ecológicos (Smol & Stoermer 2010). Grande progresso tem sido feito recentemente em relação à taxonomia deste grupo, como resultado da rápida assensão na publicação de floras regionais (*e.g.* Krammer 2000; Lange-Bertalot 2001; Krammer 2002, 2003; Metzeltin *et al.* 2005; Metzeltin & García-Rodríguez 2012).

Stoermer (2001) recomenda e encoraja ecólogos e paleolimnólogos que utilizam diatomáceas, que investiguem este grupo de forma mais profunda, engajando conceitos teórico e taxonômico, para

que seus estudos apresentem fina resolução ecológica (uso da informação de autoecologia em nível específico) dos registros sedimentares.

Particularmente em ecossistemas de água doce, estudos florísticos que abrangem escalas temporais amplas (anos, décadas, milênios) a partir de perfis sedimentares, raramente são publicados (*e.g.* Espinosa 2008). Ainda, os que existem são geralmente de abordagem ecológica, e apresentam apenas listas de espécies, sem ilustrações, medidas ou até mesmo informações ecológicas relevantes dos táxons (*e.g.* Round 1961; Haworth 1969; Haworth 1980). Dentre os poucos trabalhos que apresentam floras temporais de diatomáceas a partir da abordagem paleolimnológica, destacam-se os que apresentaram informações florísticas desde o holoceno para avaliar a mudança na composição específica em resposta às alterações climáticas na Península de Fields (King George Island, Antártica), aliando comentários taxonômicos, ilustrações e informações ecológicas, além de apresentar três novidades taxonômicas (Schmidt *et al.* 1990); trabalho sobre a comunidade de diatomáceas fósseis em lagos ácidos (Galloway, Ucrânia), que forneceu informações sobre o hábitat das espécies e distribuição temporal mediante diagramas estratigráficos elaborados para comparar as diatomáceas fósseis com a comunidade contemporânea (Cameron 1995). Nesse sentido, a abordagem paleolimnológica apresenta grande relevância para os estudos de diversidade, uma vez que permite avaliar as alterações na composição específica (exclusão e/ou adição de espécies, invasão de espécies exóticas) em maior escala temporal (décadas, anos, milênios) (Stoermer 2001). Além disto, os sedimentos acumulam eventos ambientais históricos, fornecendo uma amostra rica em informações sobre a biodiversidade, uma vez que integra diferentes hábitats do ecossistema aquático (plâncton, perifíton, bentos) ao longo do tempo (Bennion *et al.* 2004).

Dentre muitos organismos, as diatomáceas apresentam grande destaque em estudos sedimentares, sobretudo, pela estrutura silícea de suas valvas que propicia excelente preservação nos depósitos atuais e antigos (Bennion *et al.* 2004), permitindo sua identificação em níveis específico e infraespecífico. Dessa forma, o estudo das diatomáceas acumuladas nos sedimentos contribui de forma abrangente para o conhecimento da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos, podendo subsidiar estudos sobre conservação, bem como sinalizar processos de eutrofização em curso (Battarbee *et al.* 2001).

Com base na revisão de literatura de regiões tropicais, ao que tudo indica inexistem trabalhos que contemplem floras diatomológicas em perfis sedimentares. Existem apenas três trabalhos que utilizaram diatomáceas sedimentares para avaliar a alteração florística em escala temporal ampla no Brasil (Santiago-Hussein & De Oliveira 2005; Souza *et al.* 2007; Hernany 2009). Tais estudos, de abordagem ecológica, apresentaram listas de espécies, ilustrações e comentários ecológicos relevantes.

Especificamente sobre a represa Guarapiranga, inexistente qualquer contribuição sobre o grupo das diatomáceas.

O presente estudo apresenta, de forma inédita, a flora de diatomáceas sedimentares depositadas ao longo de ~91 anos (1919-2010), período que abrange a história inicial da represa Guarapiranga até sua fase atual, com base na análise em fina resolução temporal de dois perfis datados pelo ^{210}Pb . Pretende contribuir para o conhecimento histórico (pretérito e atual) da diatomoflora, de forma a avaliar se sua alteração reflete o processo da eutrofização. Finalmente, contribuirá para futuros estudos sobre recuperação e conservação da biodiversidade.

Área de Estudo

A área de estudo é a mesma descrita no Capítulo 2.

Material e métodos

Sísmica e amostragem dos perfis sedimentares - Detalhes constam no início da tese no item Material e Métodos. Brevemente, o perfil sedimentar 1 (GUA10-01, 75 cm) foi amostrado na região de barragem da represa, área mais urbanizada e de maior impacto antrópico), e o perfil 2 (GUA10-02, 21 cm), na região de montante, área menos impactada pela urbanização.

Método cronológico do ^{210}Pb - Consta no início da tese e nos Capítulos 1 e 2.

Análise da comunidade de diatomáceas - Detalhes do processo de oxidação das subamostras sedimentares e preparação de lâminas permanentes constam no Capítulo 3.

O exame taxonômico foi realizado por meio de microscópio óptico binocular Zeiss, Axioskop 2 plus, equipado com contraste-de-fase, câmara-clara e sistema de captura de imagem. A análise foi baseada em análise populacional, registrando a variabilidade morfológica dos táxons específicos e infraespecíficos, bem como a presença de eventuais deformações da valva. O sistema de classificação utilizado foi o de Medlin & Kaczmarska (2004), que combina dados morfológicos e moleculares em sua construção e foi proposto em associação ao sistema de três classes estabelecidos por Round *et al.* (1990). A identificação baseou-se em obras taxonômicas clássicas e publicações recentes (*ex.* Metzeltin & Lange-Bertalot 1998; Rumrich 2000; Metzeltin & García-Rodríguez 2003; Metzeltin *et al.* 2005; Metzeltin & García-Rodríguez 2012), e a atualização da nomenclatura, no catálogo *on-line* que apresenta listagem de nomes válidos (California Academy of Sciences 2012).

Para cada táxon foram incluídos dados morfométricos da população (comprimento, largura, número de estrias e fíbulas); distribuição nos perfis sedimentares (profundidade em centímetro, seguido pela data cronológica); descrição e comentários taxonômicos (exceto para os táxons de distribuição comum no Estado de São Paulo) e, quando disponível, informações sobre autoecologia.

Para avaliar a alteração da flora em ~91 anos (1919-2010) foram consideradas as fases paleoambientais interpretadas com base no CONISS (*Stratigraphically constrained cluster analysis*, Grimm 1987) e na Análise de Correspondência Destendenciada (DCA, Hill & Gauch 1980), abordadas de forma detalhada nos Capítulos 1 e 3. Síntese das fases paleoambientais encontra-se na Tabela 1.

A comparação entre a composição florística ao longo do tempo foi feita a partir do índice de similaridade de Jaccard (presença/ausência; UPGMA), conforme Sneath & Sokal (1973). Foram incluídas nesta análise as espécies com abundância $\geq 2\%$, em pelo menos duas subamostras.

Tabela 1. Fases paleoambientais baseadas nas zonas definidas pelo CONISS e DCA (detalhes no Capítulo 3) a partir da abundância relativa ($\geq 2\%$) das diatomáceas em dois perfis sedimentares.

Fases/Período; Prof.(cm)	Interpretação Paleoambiental
Perfil 1 (GUA10-01)	
1a (1919-1932; 75-55)	Fase inicial; baixa eutrofização cultural
1b (1932-1947; 55-42)	Fase de grande impacto físico; baixa eutrofização cultural
2 (1947-1974; 42-29)	Fase de transição; moderada eutrofização cultural
3a (1974-1988; 29-25)	Fase de início marcado da eutrofização cultural
3b (1988-2010; 25-0)	Fase de maior eutrofização cultural
Perfil 2 (GUA10-02)	
1 (1982-1998; 21-13)	Fase de baixa a moderada eutrofização cultural
2 (1998-2010; 13-0)	Fase de transição, com início da eutrofização cultural, principalmente após 2008

Resultados e Discussão

Táxons Inventariados

O levantamento das diatomáceas de dois perfis sedimentares, abrangendo escala temporal de ~91 anos (1919-2010), resultou na identificação de 77 táxons infragenéricos distribuídos em 29 gêneros, 57 espécies e 8 variedades, conforme apresentado a seguir.

Thalassiosirales Glezer & Makarova
Stephanodiscaceae Glezer & Makarova

Cyclotella (Kützing) Brébisson

Cyclotella meneghiniana Kützing, Bacillaria, p. 50, pl. 30: 68.1844.

(Prancha 1, Figs. 1-5)

Medidas: largura valvar 16,0-22,0 μm ; estrias 10-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1928-1929 (63-61 cm), 1931-1932 (57-55 cm), 1933 (52 cm), 1937 (47 cm), 1941-1959 (45-36 cm), 1964-1970 (34-31 cm), 1977-2010 (28-1 cm) (GUA10-01); 1982-2010 (21-1 cm) (GUA10-02).

Cyclotella meneghiniana apresentou ampla distribuição nos dois perfis sedimentares, contudo alcançou elevadas abundâncias apenas na fase 3 do perfil 1 (em torno de 20%). A fase 3 (subfases 3a, 3b) representa o período de início e de maior eutrofização cultural na represa.

Esta espécie possui hábito planctônico (Rott *et al.* 2006; Sevindik 2010), é amplamente tolerante em ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio e eutrofizados (van Dam *et al.* 1994; Costa-Böddecker *et al.* 2012). Trata-se de espécie alcalinófila, eutrófica, de alta mobilidade e resistente ao cobre (Moro & Fürstenberger 1997).

Discostella Houk & Klee

Discostella pseudostelligera (Hustedt) Houk & Klee, Diatom Research, 19 (2): 203-228. 2004.

(Prancha 1; Figs. 6-8)

Medidas: largura 5,0-7,5 μm ; estrias 13-15 em 10 μm ; fultopórtulas marginais 7-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1993-2005 (20-1 cm), 2008-2010 (4-1 cm) (GUA10-01); 2010 (3-1 cm) (GUA10-02).

Discostella pseudostelligera não foi considerada abundante nos dois perfis sedimentares. Sua maior abundância (até 2%) foi registrada no período de 2008-2010, período correspondente à subfase 3b do perfil sedimentar 1 (fase de maior eutrofização). Houk & Klee (2004) propuseram o gênero *Discostella* para as espécies de *Cyclotella* que apresentam uma rimopórtula, anel de fultopórtulas marginais (entre as costelas), ausência de aréolas e fultopórtulas na área central. Trata-se de uma espécie de hábito planctônico (Spaulding & Edlund 2009), neutrófila (preferência por pH ao redor de 7), comum em ambientes eutróficos, com disponibilidade moderada de oxigênio (acima de 50%) (van Dam *et al.* 1994).

Discostella stelligera (Cleve & Grunow) Houk & Klee, Diatom Research, 19 (2): 203-228. 2004.

(Prancha 1; Fig. 9)

Medidas: largura 9,7-12,0 µm; estrias 13-14 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1922 (73 cm), 1928 (62 cm), 1932-1933 (52-55 cm), 1939-1955 (46-38 cm), 1959 (36 cm), 1964-1968 (34-32 cm), 1974 (36 cm), 1977 (28 cm), 1989-1995 (25-20 cm), 1997-2001 (18-14 cm), 2003-2004 (11-10 cm), 2008 (4cm), 2006 (9-8 cm) (GUA10-01); 1982-2010 (21-1 cm) (GUA10-02).

Essa espécie apresentou baixa abundância (até 5%) a partir de 1949 até 1977 que corresponde à fase de transição e de moderada eutrofização cultural (fase 2) e, posteriormente, a partir de 1991 até 2010 no perfil sedimentar 1. No perfil sedimentar 2, apresentou abundância $\leq 2\%$.

Discostella stelligera tem sido amplamente reportada em águas eutróficas (Zalat 2000; Stoof-Leichsering *et al.* 2011; Costa-Böddecker *et al.* 2012), possui hábito planctônico (Spaulding & Edlund 2009) e preferência por ambientes com pH alcalino (Moro & Fürstenberger 1997).

***Spicaticribra* Johansen, Kociolek & Lowe**

Spicaticribra rudis (Tremarin, Ludwig, Becker & Torgan) Tuji, Leelahakriengkrai & Peerapornpisal, Mem. Natl. Mus. Nat. Sci., Tokyo (48), pp. 139-148, 2012.

Basiônimo: *Thalassiosira rudis* Tremarin, Ludwig, Becker & Torgan 2008

(Prancha 1, Figs. 10-12)

Medidas: largura 15,3-19,3 µm; aréolas 17-18 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1945 (43 cm), 1966 (33 cm), 1974 (36 cm), 1979 (27 cm), 1996 (19 cm), 1999 (16 cm), 2001-2003 (14-12 cm), 2008 (5-4 cm), 2010 (1 cm) (GUA10-01); 2007 (6 cm) (GUA10-02).

Spicaticribra rudis apresentou baixa abundância nos dois perfis sedimentares com contribuição de até no máximo 5%, sendo mais comum no perfil sedimentar 1, no período de 1974-2010 (27-1 cm), que correspondente às fases de início da eutrofização e de maior eutrofização cultural na represa (subfases 3a e 3b).

Spicaticribra rudis Johansen, Kociolek & Lowe apresenta aréolas centrais menos grosseiras e rimopórtulas curvadas posicionadas na margem da frústula (Tuji *et al.* 2012). Essa espécie foi recentemente reportada no Brasil como *Thalassiosira rudis* para os estados do Paraná, Rio Grande do Sul e da Bahia (Ludwig *et al.* 2008). Tudo indica que a única citação para o Estado de São Paulo foi feita por Fontana & Bicudo (2009), como *T. rudis*, para as represas em cascata do Rio Paranapanema.

Esta espécie, conhecida até recentemente como *Thalassiosira rudis*, é comum no plâncton de ambientes estuarinos (Lehmkuhl *et al.* 2010) e foi reportada em ambientes de água doce no sul do Brasil (Tremarin *et al.* 2008), nos sedimentos e plâncton de represas mesotróficas e oligotróficas

brasileiras (Fontana *et al.* 2009; Nascimento 2012, respectivamente). Raras informações ecológicas dessa espécie foram encontradas em literatura até o presente.

Orthoseirales R. Crawford

Orthoseiraceae F.T. Kützing

Orthoseira Twaites

Orthoseira roseana (Rabenhorst) O'Meara, Report on the Irish Diatomaceae, Proceedings of the Royal Irish Academy, Series 22: 235-425, pls. 26-34. 1875.

(Prancha 1; Figs. 13-15)

Medidas: largura 15,3-17,3 μm ; aréolas 19-22 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm), 1923-1924 (72-71 cm), 1926-1929 (66-61 cm), 1930-1031 (58-57 cm), 1932-1933 (55-53 cm), 1934 (51-50 cm), 1949 (41 cm), 1964 (46 cm), 1970-1974 (31-29 cm) (GUA10-01); 1982-1993 (21-15 cm) (GUA10-02).

Orthoseira roseana apresentou maior contribuição (até 20%) de 1919-1932 (75-55 cm), correspondente às fases de inundação da vegetação para a construção da represa e de maior impacto físico gerado pelo início do abastecimento público, contudo, configurando-se como a fase de menor eutrofização cultural na represa (Subfases 1a e 1b).

Trata-se de espécie aerófila (hábitat subaéreo), também comum em águas doces, em solos ou locais úmidos em todo o mundo (Spaulding & Edlund 2009), desde as regiões tropicais às polares (Spaulding & Edlund 2009). Também considerada como acidófila e sensível ao sulfato de cobre (Moro & Fürstenberger 1997).

Aulacoseirales R. Crawford

Aulacoseiraceae R. Crawford

Aulacoseira Twaites

Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen, Bacillaria, 2: 9-71, p.56. 1979.

(Prancha 1; Figs. 30-33)

Medidas: comprimento 8,0-10,0 μm ; largura 6,0-10,0 μm ; estrias 10-13 em 10 μm ; aréolas 10-16 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm), 1924-1925 (70-68 cm), 1926-1927 (66-65 cm), 1928-1929 (63-61 cm), 1931-1934 (57-51 cm), 1936-1999 (48-16 cm), 2002-2003 (13-12 cm),

2005-2007 (10-6 cm), 2008-2010 (4-1 cm) (GUA10-01); 1986-1998 (18-12 cm), 2010 (3 cm) (GUA10-02).

Aulacoseira ambigua apresentou maior abundância a partir da fase 2 (1948-1974, 42-29 cm) no perfil sedimentar 1, variando de 2-50% de contribuição. No perfil sedimentar 2 não foi considerada abundante ($\leq 2\%$).

Esta espécie apresenta hábito planctônico, colonial (Naselli-Flores 2000; Potapova & English 2010) e tem sido classificada como alcalinófila, comum em ambientes com alta disponibilidade de sílica e elevada condutividade (Moro & Fürstenberger 1997). Em estudo paleolimnológico de represa urbana no Brasil, esta espécie apresentou elevada abundância (19%) na fase de menor impacto antrópico (condições iniciais da represa) (Costa-Böddeker *et al.* 2012).

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen var. *granulata*, Bacillaria, 2: 9-71, p. 58. 1979.

(Prancha 1, Figs. 26-29)

Medidas: comprimento 9,9-17,7 μm ; largura 5,2-12,2 μm ; estrias 3-8 em 10 μm ; aréolas 9-10 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920 (74 cm), 1927-1931 (65-56 cm), 1934-1935 (51-49 cm), 1939-1951 (46-40 cm), 1955 (38 cm), 1959 (36 cm), 1964-2010 (34-1 cm) (GUA10-01); 1982-1995 (21-14 cm), 2002-2010 (11-1 cm) (GUA10-02).

Os exemplares analisados apresentaram grande variação em relação ao diâmetro valvar. Landucci & Ludwig (2005) ressaltam que a presença de estrias conspícuas e espinhos de ligação são importantes características para a taxonomia desse grupo em nível específico.

Aulacoseira granulata var. *granulata* foi nitidamente abundante nos dois perfis sedimentares. No perfil 1, apresentou-se abundante a partir da fase 2 (1948-1974, 42-29 cm) e atingiu os maiores valores na fase 3 (1975-2010, 28-0 cm), chegando a 60% de contribuição. Tais fases abrangem desde a fase de transição com moderado impacto antrópico (fase 2) até a fase de maior eutrofização cultural na represa (fase 3), incluindo o período inicial de adição de sulfato de cobre como algicida, em 1991 (Richter *et al.* 2007). Já no perfil sedimentar 2, apresentou maiores abundâncias somente a partir de 1996-2010 (14-1 cm), chegando a 40% de contribuição.

Esta espécie vem sendo reportada como planctônica, sem motilidade e de hábito colonial (Potapova & English 2010), comum em ecossistemas impactados (Metzeltin & Lange-Bertalot 2007; Costa-Böddeker *et al.* 2012). Ocorre em amplo espectro de pH da água (Moro & Fürstenberger 1997) e trata-se de uma espécie resistente ao cobre (Vianna & Rocha 2005).

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen var. *angustissima* (Müller) Simonsen Bacillaria 2: 58.1979.

(Prancha 1; Figs 34-35)

Medidas: comprimento 10,0-20,0 μm ; largura 3,3 μm ; estrias 10-11 em 10 μm ; aréolas 10-12 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920 (74 cm), 1924 (70 cm), 2008-2010 (4-1 cm) (GUA10-01).

Essa variedade apresentou baixa abundância no perfil sedimentar 1 e sua maior contribuição ocorreu a partir da subfase 3a (1975-1988, 28-25 cm) até 2010 (1 cm), contudo, não ultrapassando 10% de contribuição.

Trata-se de um táxon planctônico (Train *et al.* 2008; Raupp *et al.* 2009), embora comum no epifítton (Moro & Fürstenberger 1997), de baixa motilidade, usualmente formando colônias (English & Potapova 2010) e amplamente reportado em águas mesotróficas a eutróficas (Moro & Fürstenberger 1997; Vila & Pardo 2003).

Aulacoseira granulata Ehrenberg var. *australiensis* Moro, Arq. Biol. Technol, 34: (2): 353-359. 1991.

(Prancha 1; Figs. 36-39)

Medidas: comprimento: 13,2-19,0 μm ; largura: 21,3-23,0 μm ; aréolas: 9-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 2008-2010 (4-1 cm) (GUA10-01).

Os materiais analisados concordam com o material-tipo ilustrado por Moro (1991) para represa localizada no Estado do Paraná, contudo a autora reporta maior espectro de variação da largura valvar (18-31 μm).

Este táxon foi considerado raro e só foi encontrado no perfil 1.

Aulacoseira pusilla (Meister) Tuji & Houk, Bulletin of the National Science Museum, Series B (Botany), Tokyo, 30 (2): 35-55.2004.

(Prancha 1; Figs. 21-25)

Valvas cilíndricas formando cadeias curtas; presença de estrias inconspícuas na superfície valvar, de difícil visualização ao microscópio óptico; presença de anel sólido ao redor da margem valvar, de fácil visualização. Medidas: comprimento 2,0-2,1; largura 5,2-5,3 μm .

Aulacoseira pusilla difere de *A. tenella*, principalmente, pela presença de aréolas inconspícuas na face valvar da primeira (Potapova 2010). Em vista lateral *A. pusilla* difere de *A. tenella* por apresentar estrias inclinadas na primeira e estrias mais grosseira e menor manto na segunda.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920-1924 (74-71 cm), 1925 (69-68 cm), 1927 (65 cm), 1928-1929 (62-61 cm), 1930 (59 cm), 1931 (57 cm), 1933 (52 cm), 1934-1935 (50-49 cm), 1937-1972 (47-30 cm), 1977 (28 cm), 1991-1994 (24-21 cm), 1996 (19 cm), 1996-1998 (19-17 cm) (GUA10-01); 1982-1993 (21-15 cm), 2002-2005 (11-7 cm), 2010 (3-1 cm) (GUA10-02).

Aulacoseira pusilla apresentou elevada abundância nos dois perfis sedimentares. No perfil 1, apresentou sua maior contribuição (40%) na fase 2 (1948-1974), caracterizada como período transicional da represa, com moderado impacto antrópico. Distribuiu-se em todo o perfil sedimentar 2 (1982-2010), contudo em baixa abundância (até 5%).

Trata-se de espécie planctônica colonial, comum em águas doces, sem motilidade (Raupp *et al.* 2009; Potapova 2010). Já foi reportada em elevada abundância em represa oligotrófica no Brasil (Nascimento 2012). Ainda, alguns estudos sugerem que essa espécie também pode ser adaptada a ambientes com pouca luz e elevada turbidez (Denys *et al.* 2003). Embora de hábito planctônico (Dennys *et al.* 2003, Tuji & Williams 2007), também há registros de sua ocorrência no perifíton (Bertolli *et al.* 2010).

Aulacoseira tenella (Nygaard) Simonsen, Bacillaria, 2:9-71. 1979

(Prancha 1; Figs. 16-20)

Valvas cilíndricas formando cadeias curtas; presença de estrias conspícuas, aréolas arredondadas na face valvar; anel valvar ausente ou raso. Medidas: comprimento 2,0-2,2 μm ; largura 5,0-5,3 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920-1925 (74-68 cm), 1927 (64 cm), 1928-1929 (62-61 cm), 1930 (59 cm), 1931 (57-56 cm), 1932 (54 cm), 1934 (51 cm), 1937- 1945 (47-44 cm), 1947-1959 (42-36 cm), 1964-1968 (34-32 cm), 1974-1977 (29-28 cm), 1992-1994 (23-21 cm), 1999 (16 cm) (GUA10-01); 1982-2010 (21-1 cm) (GUA10-02).

O material examinado concorda plenamente com o material-tipo de Nygaard Simonsen (1979). *Aulacoseira tenella* também pode ser facilmente confundida com *A. nivalis* (W. Smith) English & Potapova, contudo difere desta por apresentar menor largura valvar e aréolas menos largas (Potapova 2010).

Aulacoseira tenella apresentou elevada abundância nos dois perfis sedimentares. No perfil 1, teve sua maior contribuição na fase 2 (> 40%), que representa o período de transição na represa, com moderado impacto antrópico. Já no perfil sedimentar 2, foi abundante em todo o perfil, contudo, com maior contribuição de 1982 até 1993 (fase 1). Trata-se de espécie planctônica, sem motilidade e comum em águas doces (Potapova 2010). Informações sobre suas preferências e tolerâncias ambientais são relativamente escassas na literatura até o presente.

Fragilariales P. Silva

Fragilariaceae R. K. Greville

Asterionella Hassal

Asterionella formosa Hassal *In* Round, Crawford & Mann, p. 350.1990.

(Prancha 2; Figs. 1-8)

Medidas: comprimento 43,3-60,0 μm ; largura 2,5-2,6 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm), 1932 (55 cm), 1937 (47 cm), 1968 (32 cm), 1972-1989 (30-25 cm), 1992-2004 (23-11 cm) (GUA10-01).

Asterionella formosa apresentou maior contribuição na subfase 3b (1989-2010, 24-0 cm) do perfil sedimentar 1, chegando a 30% de contribuição. Esta subfase representa o período de maior eutrofização cultural na represa.

Essa espécie tem sido amplamente reportada em ambientes eutrofizados, alcalinos, com contribuição de efluentes (Moro & Fürstenberger 1997; Spaulding & Edlund 2009).

Fragilaria Lyngbye

Fragilaria crotonensis Kitton, Notes on New York Diatoms with description of a new species *Fragilaria crotonensis*. Hardwicke's Science-Gossip 5: 109-110, fig.3. 1869.

(Prancha 2; Figs. 15-39)

Valvas lineares; extremidades levemente capitadas; área axial estreita, conspícua; estrias conspícuas; área central levemente expandida; comum formação de cadeias valvares unidas pelo centro valvar e desconectadas nas extremidades. Medidas: comprimento 33,3-76,6 μm ; largura 2,0-4,0 μm ; estrias 18-19 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1925-1927 (68-64 cm), 1929 (61-60 cm), 1931 (57 cm), 1932-1936 (55-48 cm), 1939-1941 (46-45 cm), 1949-1966 (41-33 cm), 1970-1972 (31-30 cm), 1989-1995 (25-20 cm), 1997-1999 (18-16 cm), 2001 (14 cm), 2003-2010 (12-1 cm) (GUA10-01); 1982-2010 (21-0 cm) (GUA10-02).

A população analisada assemelha-se ao material apresentado por Silva *et al.* (2010) para o Estado do Paraná, principalmente em relação aos valores métricos.

Fragilaria crotonensis apresentou maior contribuição (até 30%) na subfase 3b (1989-2010, 24-0 cm) do perfil sedimentar 1 e na fase 2 do perfil sedimentar 2 (1998-2010, 11-1 cm), chegando até

20%. Houve presença de formas teratológicas (valvas deformadas) na represa (até 5% de contribuição) para o período de 1996 até 2003 (16-13 cm) no perfil 1 (Fig. 21).

Trata-se de espécie considerada abundante no plâncton de ambientes alterados por atividades antrópicas (Bailey-Watts 1986; Spaulding & Edlund 2009), sobretudo, indicadora de processos erosivos na bacia (Moro & Fürstenberger 1997), alcaliófila e tolerante a elevadas concentrações de nitrogênio orgânico (van Dam *et al.* 1994).

Fragilaria javanica Hustedt, Archivfür Hydrobiologie, 16 (1): 1-155, pls. 85-98. 1938.

(Prancha 2; Figs. 9-14)

Medidas: comprimento 75,3-110,0 μm ; largura 4,0-6,0 μm ; estrias 16-17 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (de 75-74 cm), 1925-1929 (69-60 cm), 1931 (57 cm), 1932 (55 cm), 1933 (52 cm) (GUA10-01).

Não foram visualizadas cadeias em forma de zig-zag, o que é uma característica da espécie (Williams & Round 1988). A população analisada assemelhou-se ao material ilustrado por Wetzel (2011) em relação à forma valvar e medidas valvares.

Fragilaria javanica foi apenas abundante na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) do perfil sedimentar 1 (2-10% de contribuição), caracterizada como a fase de inundação da vegetação para a construção da represa, ainda com condições oligotróficas. No perfil sedimentar 2, ocorreu em baixa abundância ($\leq 2\%$).

Trata-se de espécie acidófila (Hustedt 1965; Moro & Fürstenberger 1997) e de hábito perifítico (Moro & Fürstenberger 1997).

Eunotiales Silva

Eunotiaceae F. T. Kützing

Eunotia Ehrenberg

Eunotia botuliformis F. Wild, M. Nörpel & Lange-Bertalot, H. Bibliotheca Diatomologica, 27: 164 pp., 134 pl. 1993.

(Prancha 7; Figs. 14-20)

Medidas: comprimento 10,0-16,0 μm ; largura 2,0-2,6 μm ; estrias: 6-9 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1924-1927 (70-64 cm), 1928-1930 (62-59 cm), 1931-1932 (57-55 cm), 1934 (51 cm), 1936 (48 cm), 1939-1943 (46-44 cm), 1951-1955 (40-38 cm), 1959 (36 cm) (GUA10-01); 2010 (2 cm) (GUA10-02).

Eunotia botuliformis foi abundante ($\geq 5\%$) apenas nas subfases 1a e 1b (1919-1948) no perfil sedimentar 1. No perfil 2, ocorreu com baixa contribuição ($\leq 2\%$). Não foram encontradas informações ecológicas para a espécie em literatura.

Eunotia camelus Ehrenberg, Abh. König. Akad. Wiss. Berl. p. 413, pl. 2 (1), fig. 1. 1843.

(Prancha 6; Figs. 2-3)

Medidas: comprimento 24,6-40 μm ; largura 4,6-6,6 μm , estrias 12-13 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1928 (62 cm), 1931-1932 (57-55 cm), 1945 (43 cm), 1956 (36 cm) (GUA10-01).

No presente estudo foram encontrados apenas exemplares com duas ou mais ondulações e que se assemelham às populações encontradas em ambientes lacustres na região Sul (Tremarin *et al.* 2008, Bicca *et al.* 2011) e em represas da região sudeste do Brasil (Fontana *et al.* 2012).

Eunotia camelus foi abundante apenas por volta de 1931 (56 cm) no perfil sedimentar 1 (20% de contribuição), contudo, 90% das valvas estavam quebradas. No perfil sedimentar 2 não foi considerada abundante ($\leq 2\%$). Trata-se de espécie bentônica, comum no perifíton e metafíton (Train & Rodrigues 1997).

Eunotia flexuosa Brébisson *ex* Kützing, Sp. Alg., p.6. 1849.

(Prancha 4; Fig. 18)

Medidas: comprimento 133,3 μm ; largura 6,0 μm ; estrias 10-17 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1928 (62 cm), 1931-1932 (57-55 cm) (GUA10-01).

Eunotia flexuosa não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 (GUA10-01).

Eunotia indica Grunow *in* Rabenhorst, Beitr. Nahr. Kenntn. Verbr. Alg. 2:5, pl. 1, fig. 7.1865.

(Prancha 5; Figs. 1-4)

Valvas com margem dorsal convexa, margem ventral levemente côncava; extremidades cuneado-arredondadas, levemente fletidas para a margem dorsal; nódulos terminais nas extremidades da margem ventral, de fácil visualização; estrias conspícuas paralelas no centro a radiado-curvadas em direção às extremidades. Comprimento 123,0-173,0 μm ; largura 15,0-16,0 μm ; estrias 12-16 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (75-74 cm), 1924-1934 (70-59 cm), 1931-1933 (57-53 cm), 1934-1935 (50-49 cm), 1947 (42 cm) (GUA10-01); 2008-2010 (5-2 cm) (GUA10-02).

Frenguelli (1941) propõe a espécie *E. pseudoindica* com base em exemplares anteriormente descritos como *E. indica*. Esses exemplares foram encontrados em amostras provenientes de um sistema de banhados e lagoas de Yberá, na Argentina. A diferença entre ambas baseia-se, principalmente, na forma das extremidades valvares, de forma que em *E. indica* as extremidades são cuneado-arredondadas, direcionadas para a margem dorsal e em *E. pseudoindica* são cuneadas, mais atenuadas e alongadas.

A população analisada assemelha-se às populações da Planície Costeira do Sul do Brasil (Bicca *et al.* 2011) e do Rio Guaraguaçu, no litoral do Estado do Paraná (Tremarin *et al.* 2008), contudo difere desta última pelos comprimentos valvares menores (42,8-59,4 μm). Wetzel (2011) também encontrou materiais similares no Rio Negro, com tamanhos maiores do que os mencionados por Tremarin *et al.* (2008), porém ainda menores (C: 70,0-85,0 μm ; L: 8,0-10,0 μm) do que no presente estudo.

A espécie foi apenas abundante na subfase 1a (1933-1947, 54-42 cm) do perfil sedimentar 1 (com contribuição de até 15%). No perfil sedimentar 2, não foi considerada abundante ($\leq 2\%$). Trata-se de espécie perifítica (Moura *et al.* 1993), reportada como abundante no perifíton de águas oligotróficas e ácidas para o Rio Negro, na região do Amazonas (Wetzel 2011).

Eunotia maior (Wm. Smith) Rabenhorst, Eur. Alg., sect. 1, p. 72. 1864.

(Prancha 3, Figs. 8-12)

Valvas com margem dorsal convexa, margem ventral levemente côncava; extremidades arredondadas a cuneadas; nódulos terminais nas extremidades; estrias conspícuas, paralelas no centro a radiadas em direção às extremidades. Comprimento 85,3-128 μm ; largura 8,6-9,3 μm ; estrias 11-13 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932(75-55 cm) (GUA10-01).

Grande parte da confusão entre *E. maior* e *E. monodon* Ehrenberg decorre do fato de Ehrenberg (1843: Tafel II, V; Tafel III, III) apresentar duas ilustrações diferentes sob o mesmo epíteto (*E. monodon*). Conforme Patrick & Reimer (1966), uma das figuras de sua obra (Ehrenberg 1843, fig. 7) se encaixa na circunscrição de *E. monodon* e a outra (Ehrenberg 1843, fig. 3), na circunscrição de *E. maior*. Desta forma, Patrick & Reimer recomendam que as espécies que se encaixam nessas duas ilustrações apresentadas como tipo de *E. monodon* sejam consideradas como espécies distintas. Segundo os mesmos autores, *E. monodon* difere de *E. maior* pelas margens não paralelas, extremidades arredondadas e não cuneadas, não diferenciadas do corpo valvar. No presente, seguiu-se a recomendação de Patrick & Reimer (1966).

Eunotia maior foi abundante na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) do perfil sedimentar 1, com até 22% de contribuição. No perfil sedimentar 2, não ocorreu em abundância ($\leq 2\%$). Trata-se de espécie de baixa motilidade, acidófila, bentônica, comumente encontrada em amostras perifíticas e epifíticas (Moore 1974; Felisberto & Rodrigues 2010).

Eunotia monodon Ehrenberg, Abh. Akad. Wiss. Berl. p. 414, pl. 2, fig. 7.1841 (1843).
(Prancha 4; Figs. 19-23)

Valvas com margem dorsal convexa, margem ventral côncava; extremidades arredondadas, nódulos terminais nas extremidades; estrias conspícuas, paralelas no centro a radiadas em direção às extremidades. Comprimento 43,3-118,0 μm ; largura 8,0-8,6 μm ; estrias: 10-12 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm), 1928-1929 (62-61 cm), 1931 (57 cm), 1932 (55-54 cm), 1937 (47 cm) (GUA10-01).

Eunotia monodon difere de *E. maior* principalmente pelas extremidades arredondadas (Patrick & Reimer 1966). Esta espécie foi abundante na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) do perfil sedimentar 1, com até 10% de contribuição. No perfil sedimentar 2, foi abundante apenas na fase 1 (1982, 21-20 cm), chegando até 20% de contribuição. Trata-se de espécie de baixa motilidade, acidófila, bentônica, comumente encontrada no perifiton e epifiton (Geiger 2000; Felisberto & Rodrigues 2010; Furey 2010).

Eunotia praerupta var. *bidens* (Ehrenberg) Grunow in Cleve & Grunow, Sven. Vet. Akad. Handl. 17 (2): 109. 1880.

(Prancha 3; Figs. 1-7)

Comprimento: 44,6-120 μm ; largura: 7,3-16 μm ; estrias 10-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1931 (75-57 cm), 1932-1933 (54-55cm), 1934 (51-50 cm), 1937 (47 cm), 1943 (44 cm), 1947 (42 cm) (GUA10-01); 1982-2010 (21-1 cm) (GUA10-02).

Eunotia praerupta var. *bidens* foi considerada abundante (10-40%) na subfase 1a (1933-1947, 54-42 cm) e subfase 1b (1933-1947, 54-42 cm) (30% em 44 cm), chegando até 40% de contribuição. No perfil sedimentar 2 foi considerada abundante em todo o perfil sedimentar (1982-2010, 21-0 cm), com contribuição máxima de 20%.

Essa espécie tem sido amplamente reportada na região sul do Brasil em amostras perifíticas e planctônicas (Ludwig & Flôres 1995; Bittencourt-Oliveira 2002; Tremarin *et al.* 2008).

Eunotia pseudoindica Frenguelli, Rev. Mus. La Plata, Bot. 3: 307. 1941.

(Prancha 6; Fig. 1)

Valvas com margem dorsal fortemente convexa, margem ventral levemente côncava; extremidades cuneado-atenuadas, nódulos terminais nas extremidades ventrais; estrias paralelas a radiado-curvadas nas extremidades valvares. Comprimento: 86,6µm; largura: 18,6µm; estrias 18 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

Eunotia pseudoindica não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e sua distribuição esteve restrita à subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm).

Essa espécie é comumente encontrada em águas frias de lagos e rios, em hábitat bentônico (Moro & Fürstenberg 1997).

Eunotia pyramidata Hustedt var. *pyramidata* in Schmidt Atl. Diatom. pl. 286, fig. 20-24. 1913.

(Prancha 6; Fig. 4)

Comprimento: 35,3 µm; largura: 8 µm; estrias 18 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm), 1933-1947 (54-42 cm) (GUA10-01).

Os exemplares do presente assemelham-se ao material do rio Guaraguaçu, litoral do Estado do Paraná (Tremarin *et al.* 2008).

Eunotia pyramidata var. *pyramidata* foi abundante (até 5%) nas subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) e 1b (1933-1947, 54-42 cm) no perfil sedimentar 1.

Eunotia rabenhorstii Cleve & Grunow in Van Heurck, Syn. Diat. Belg, pl. 35, fig. 12B. 1880-1881.

(Prancha 4; Figs. 1-16)

Valvas com margem dorsal convexa, com uma ondulação mediana pronunciada, margem ventral côncava a levemente côncava; extremidades amplamente arredondadas, nódulos terminais próximos às extremidades, ventrais; estrias paralelas a radiadas em direção às extremidades da valva. Comprimento: 11,3-35,3 µm; largura: 5,3-6,6 µm; estrias 14-16 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932(75-55 cm), 1934 (51 cm), 1936-1941 (48-45 cm), 1951 (40 cm) (GUA10-01); 1982-1998 (21-12 cm) (GUA10-02).

Eunotia rabenhorstii foi apenas abundante (5-15%) na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) do perfil sedimentar 1, chegando a 15% de contribuição. No perfil sedimentar 2, foi abundante apenas na fase 1 (1982 , 21-20 cm), com contribuição em torno de 10%. Trata-se de espécie de motilidade baixa, acidófila, bentônica, comum no perifíton e epifíton de ambientes de água doce (Morales *et al.* 2009; Faria *et al.* 2010).

Eunotia rabenhorstiana var. *elongata* (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot, The Diatoms of the United States I. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Pennsylvania, p. 221-222; 234-235, pl. 14:15. 1966.

(Prancha 4; Fig. 17)

Comprimento: 160 μm ; largura: 4,0 μm ; estrias 19 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm) (GUA10-01).

Essa espécie apresentou baixa abundância ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e sua distribuição esteve restrita à subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) deste perfil.

Eunotia rhomboidea Hustedt, Arch. Hydrobiol, 43: 435, pl. XXXVI: figs. 34-41, pl. XXXIV, fig. 28. 1950.

(Prancha 2; Figs. 51-57)

Valvas heteropolares a levemente heteropolares; margem dorsal convexa, margem ventral reta a levemente côncava; extremidades arredondadas, nódulos terminais nas extremidades ventrais; estrias paralelas. Comprimento: 14,6-32,6 μm ; largura: 2,6-4,6 μm ; estrias 12-17 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1929 (75-60 cm), 1930-1931 (58-57 cm), 1932 (55 cm), 1933-1935 (52-49 cm), 1937 (47 cm), 1968 (32 cm), 1982 (21-20 cm) (GUA10-01).

A população examinada concorda plenamente com a circunscrição original do tipo em Hustedt (1950) e assemelha-se ao material ilustrado por Furey (2011), que também apresentou população com grande variação morfológica em relação à margem dorsal (desde reta à fortemente côncava) e em relação à heteropolaridade.

Eunotia rhomboidea não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1. No perfil sedimentar 2, foi considerada abundante na fase 1 (1982, 21-20 cm), e posteriormente na fase 2 (1998-2004, 12-6 cm), chegando a 10% de contribuição. Trata-se de espécie de motilidade baixa e hábito bentônico (Furey 2011).

Eunotia trigibba Hustedt in A. Schmidt, Atl. Diatom. pl. 286, fig. 16-18. 1913.

(Prancha 7; Figs. 1-6)

Valvas com margem dorsal convexa, com três ondulações, margem ventral côncava; extremidades arredondadas; nódulos terminais nas extremidades ventrais; estrias conspicuas, radiadas, irregularmente espaçadas entre si. Comprimento: 41,3-48,0 μm ; largura: 10,0-14,0 μm ; estrias 10-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

Em relação às métricas valvares, o material do presente estudo assemelha-se ao material do rio Guaraguaçu, no Estado do Paraná (Tremarin *et al.* 2008).

Eunotia trigibba não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e sua distribuição esteve restrita nas subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) e 1 b (1933-1947, 54-42 cm) deste perfil sedimentar.

Eunotia tukanorum Wetzel & Bicudo, Nova Hedwigia, v. 91, 1-2, p. 49-86. 2010.

(Prancha 2; Figs. 40-50)

Valvas com margem dorsal convexa, margem ventral côncava; extremidades levemente capitadas, arredondadas a retas, nódulos terminais inconspícuos de difícil visualização, estrias paralelas, inconspícuas de difícil visualização. Comprimento: 11,3-28,0 μm ; largura: 2,0-2,6 μm ; estrias 21-25 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm), 1930-1931-(59-56 cm), 1931-1943 (57-44 cm), 1947(42 cm), 1951-1953 (40-39 cm), 1957-1959 (37-36 cm), 1964 (34 cm) (GUA10-01); 2008-2010 (5-1 cm) (GUA10-02).

A população examinada concorda com o material-tipo descrito para o Rio Negro, no Amazonas (Wetzel *et al.* 2010), exceto pela presença de cadeias de valvas em zig-zag, característica comum na espécie e que não foi observada no presente. Material similar também foi registrado sob o mesmo nome para rios do Delta Jacuí, na comunidade planctônica (Laux & Torgan 2011) e como *E. asterionelloides* por Bicca *et al.* (2011) na Planície Costeira do Sul do Brasil.

Eunotia tukanorum foi abundante na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm), com até 20% de contribuição e, posteriormente, na subfase 1b (1933-1947, 54-42 cm) como dominante (com até 80% de contribuição) no perfil sedimentar 1. No perfil sedimentar 2, foi considerada abundante (até 20%) a partir da fase 2 (2007-2010, 5-1 cm). Trata-se de espécie planctônica descrita em ambiente oligotrófico e ácido (Rio Negro, Amazônia) (Wetzel *et al.* 2010) e abundante em rio no sul do Brasil (Laux & Torgan 2011).

Eunotia valida Hustedt in Die Süßwasser - Flora Mitteleuropas. Heft. 10, 2. Aufl. (Pascher, A. Eds), pp. vii 466, 875 fig. 1930.

(Prancha 7; Figs. 8-13)

Valvas com margem dorsal levemente convexa, margem ventral levemente côncava; extremidades arredondadas; não direcionadas a levemente direcionadas para a margem dorsal, estrias paralelas, conspícuas. Comprimento: 68,0-98,0 μm ; largura: 4,6-6,0 μm ; estrias: 12 em 10 μm ; estrias 13-16 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920 (74 cm), 1927-1928 (64-63 cm), 1930 (58 cm) (GUA10-01).

A população encontrada na represa Guarapiranga apresentou valvas com baixa dorsiventralidade até fortemente convexas na margem dorsal.

Eunotia valida não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e sua distribuição esteve restrita apenas na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) deste perfil.

Eunotia zygodon Ehrenberg, Phys. Abh. Akad. Wissen. Berl. p.415, pl. 2 (1), fig. 6. 1843.

(Prancha 6; Figs. 8-11)

Comprimento: 66,6-130,0 μm ; largura: 15,3-18,0 μm ; estrias: 10-12 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

Metzeltin & Lange-Bertalot (1998) diferem *E. zygodon* Ehrenberg de *E. yanomami* Metzeltin & Lange-Bertalot pelas menores medidas valvares (comprimento e largura) e, particularmente, pelas estrias mais espaçadas entre si na primeira. Todavia, os autores mencionam a necessidade de mais estudos uma vez que as duas espécies são fortemente relacionadas. *Eunotia zygodon* assemelha-se à *E. anamargaritae* Metzeltin & Lange-Bertalot, diferindo desta em relação ao comprimento valvar e à presença de ondulações mais proeminentes (menos achatadas) (Metzeltin & Lange-Bertalot 1998).

Eunotia zygodon não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e sua ocorrência esteve restrita a subfase 1a (ca. 1919-1932, 75-55 cm) deste perfil.

Eunotia sp. 1

(Prancha 6; Fig. 5)

Comprimento: 57,3 μm ; largura: 6,0 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

O táxon não foi identificado até nível específico devido à ausência de análise populacional, uma vez que só foi observado um indivíduo. *Eunotia sp. 2* não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e sua distribuição esteve restrita apenas na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm).

Eunotia sp. 2

(Prancha 6; Figs. 6-7)

Comprimento: 28,0-34,0 μm ; largura: 3,3-4,0 μm ; estrias 20-21 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

O táxon não foi identificado até nível específico devido à ausência de análise populacional, havendo necessidade de estudos mais detalhados. *Eunotia sp. 2* não foi considerada abundante ($\leq 2\%$)

no perfil sedimentar 1 e sua distribuição esteve restrita apenas na subfase 1a (ca. 1919-1932, 75-55 cm).

***Eunotia* sp. 3**

(Prancha 7; Fig. 7)

Comprimento: 122,6 µm; largura: 27,3 µm; estrias 19 em 10 µm,

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm, GUA10-01).

O táxon não foi identificado até nível específico pela ausência de análise populacional. *Eunotia* sp. 4 não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e esteve restrita à subfase 1a deste perfil.

Cymbellales D.G. Mann

Cymbellaceae Greville

***Encyonema* Kützing**

***Encyonema neogracile* Krammer var. *tenuipunctata* Krammer**, Bibliotheca Diatomologica 36: 178, pl. 85, figs. 1-6. 1997.

(Prancha 8; Figs. 40-42)

Comprimento: 31,3-48,0 µm; largura: 5,3-7,3 µm; estrias 14-15 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1972 (30 cm, GUA10-01).

Encyonema neogracile var. *tenuipunctata* não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

***Encyonema silesiacum* (Bleisch) Mann** in Round, Crawford & Mann. The Diatoms. p.667. 1990.

(Prancha 8; Figs. 35-39)

Comprimento: 31,3-56,0 µm; largura: 7,3-13,3 µm; estrias 10-12 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920-1922 (74-73 cm), 1934 (51-50 cm), 1939-1949 (46-41 cm), 1955 (38 cm), 1970-1974 (31-29 cm), 1993 (22 cm), 2008 (5-4 cm) (GUA10-01); 2008 (4 cm) (GUA10-02).

Conforme Marquardt (2012), o padrão das aréolas é a característica que mais separa os exemplares menores de *E. silesiacum* (Bleisch) Mann de *E. minutum* (Hilse) D.G. Mann. Os exemplares maiores da espécie também podem ser confundidos com *E. neomesianum* Krammer, diferindo desta pela margem ventral mais intumescida e pelas extremidades atenuadas e não arredondadas como ocorre em *E. silesiacum* (Bleisch) Mann (Marquardt 2012).

Encyonema silesiacum não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares e sua distribuição foi mais comum na subfase 3b (1989-2010, 24-0 cm) do perfil sedimentar 1. Trata-se de um táxon que ocorre preferencialmente em ambientes impactados (Metzeltin & Lange-Bertalot 2007).

Gomphonemataceae Kützing

Gomphonema Ehrenberg

Gomphonema gracile Ehrenberg in Die Infus. Vollk. Organ. Ein. Tief. organis. Leben de Natur. p. 217, pl. 18, fig. 3. 1838.

(Prancha 9; Figs. 5-7)

Comprimento: 36,0-55,3 μm ; largura: 8,6 μm ; estrias 13-17 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1932 (55 cm), 1934 (51 cm), 1943 (44 cm), 1947 (42 cm), 1951 (40 cm), 2010 (1 cm) (GUA10-01); 2010 (2 cm) (GUA10-02).

Gomphonema gracile não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares.

Gomphonema lagenula Kützing in Bacill. Nordh. oder Diat. p. 85, pl. 30, fig. 60. 1844.

(Prancha 8; Figs. 31-34)

Valvas heteropolares, lanceoladas, extremidades rostradas a subcapitadas, extremidade basal mais alongada do que a apical, área axial linear, área central limitada pelo encurtamento de estrias, estrias curvado-radiadas, interestria maior do que estria na região mediana da valva, estigma presente na região central da valva, de difícil visualização, rafe filiforme. Comprimento: 20,0-23,3 μm ; largura: 5,3-7,3 μm ; estrias 15-17 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920 (74 cm), 1932 (55 cm), 1935-1937 (49-47 cm), 1941-1945 (45-44 cm), 1949 (41 cm), 1972-1924 (30-29 cm), 2010 (1 cm) (GUA10-01).

Gomphonema lagenula não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Gomphonema laticollum Reichardt in Lange-Bertalot. Studies on Diatoms. pl. 5, fig. 1-14. 2001.

(Prancha 9; Figs. 8-9)

Comprimento: 34,6-54,0 μm ; largura: 12,0-13,3 μm ; estrias 9-13 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1932 (55 cm), 1935-1937 (49-47 cm), 1941-1945 (45-44 cm), 1949 (41 cm) (GUA10-01).

A espécie não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Gomphonema neonasutum Lange-Bertalot & Reichardt, Iconographia Diatomologica 5: 121, pl. 156, figs. 1-4. 1998.

(Prancha 9; Figs. 1-4)

Comprimento: 46,6-66,0 μm ; largura: 8,6-10,6 μm ; estria 9-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1932 (55 cm), 1935-1937 (49-47 cm) (GUA10-01).

Gomphonema neonasutum não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Amphipleuraceae A. Grunow

Frustulia Rabenhorst

Frustulia saxonica Rabenhorst, Süss. Diatom. Freund.Mikrosk, p. 50, pl. 7, fig. 1. 1853.

(Prancha 9; Figs. 23-29; Prancha 10; Figs. 1-5)

Comprimento: 61,3-79,3 μm ; largura: 14,0-17,3 μm ; estrias de difícil contagem.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm), 1948-1974(42-29cm) (GUA10-01); 1982-1998 (21-12 cm), 2007-2008 (6-4 cm) (GUA10-02).

Lange-Bertalot & Jahn (2000), ao avaliarem o material-tipo de *F. saxonica* Rabenhorst, observaram variações morfométricas, que foram reconhecidas como dois morfotipos (I e II). Na literatura, o morfotipo I tem sido identificado como *F. rhomboides* (Ehrenberg) De Toni var. *rhomboides* e o morfotipo II, como *F. rhomboides*(Ehrenberg) De Toni var. *saxonica* (Laux& Torgan 2011, Soares *et al.* 2011). Existe, ainda, certa confusão sobre os atributos morfológicos que diferenciam *F. saxonica* de *F. crassinervia* (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer. A principal característica distintiva de *F. saxonica* reside no contorno valvar destituído de ondulações (Brassac& Ludwig 2005), cuja característica também a separa de *F. rhomboides* (Soares *et al.* 2011).

Frustulia saxonica apresentou-se como abundante (até 5%) desde a subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) até a fase 2 (1948-1974, 42-29 cm) do perfil sedimentar 1, abrangendo desde a fase de inundação da vegetação para a construção da represa até a fase de transição com moderado impacto antrópico. No perfil sedimentar 2, foi considerada abundante (até 30%) na fase 1 (1982-1995, 22-13 cm) e, posteriormente, em 2008 (5-4 cm) na fase 2. Trata-se de espécie bentônica e acidófila (Denicola 2000; Townsend & Gill 2005; Kulikovskii 2008).

Cocconeidaceae Kützing

Cocconeis Ehrenberg

Cocconeis placentula Ehrenberg, Die Infus. Vollk. Organis. Ein Tief. organis. Natur. p. 194, pl. 1-64. 1838.

(Prancha 8; Figs. 27-30)

Comprimento: 23,3-24,6 µm; largura: 14,0-14,6 µm; estrias longitudinais 6-7.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1927-1928 (64-63 cm) (GUA10-01); 2008-2010 (3-2 cm) (GUA10-02).

Cocconeis placentula não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares.

Achnanthidiaceae D.G. Mann

Achnanthidium Kützing

Achnanthidium catenatum (Bily&Marvan) Lange-Bertalot, in Icon. Diat. Annot. Diat. Microg. Phy. Sc. König., v. 6, p. 277. 1999.

(Prancha 8; Figs. 1-4)

Valvas lineares, extremidades rostradas, levemente direcionadas para lados opostos, leve intumescência na região mediana da valva; valva com rafe: área axial linear, de difícil visualização, estrias inconspícuas; valva sem rafe: área axial linear, área central elíptica, estrias inconspícuas, de difícil visualização; valva em vista lateral com formato de “C”, convexa, formando cadeias. Comprimento: 18,6 µm; largura: 3,6 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1975-1988 (28-25 cm), 1989-2010 (24-0 cm) (GUA10-01); 1998-2008 (12-5 cm) (GUA10-02).

Achnanthidium catenatum (Bily&Marvan) Lange-Bertalot é facilmente reconhecida em vista lateral (ou conectival) pela presença de valvas arqueadas em forma de “C” (Carneiro 2003). Em vista valvar aproxima-se de *A. minutissimum* Kützing, diferindo desta, mais facilmente, pela vista lateral.

A espécie foi abundante a partir da subfase 3a (1975-1988, 28-25 cm), com até 10% de contribuição, na subfase 3b (1989-2010, 24-0 cm) alcançou a sua maior contribuição (até 20%). No perfil sedimentar 2, foi abundante apenas na fase 2 (2007, 5 cm), onde alcançou 10% de contribuição. Trata-se de espécie de mobilidade alta (Spaulding & Edlund 2009), indicadora de poluição orgânica (Berthon *et al.* 2011) e de mudança trófica (eutrofização), conforme indicado em trabalho paleolimnológico de reconstrução trófica (Costa-Böddeker *et al.* 2012).

Planolithidium Round & Bukhtiyarova

Planothidium lanceolatum (Brébisson *ex* Kützing) Lange-Bertalot, Icon.Diat. Ann. Diat., v. 6, p. 287.1999.

(Prancha 12; Fig. 8)

Comprimento: 13,3 µm; largura: 4,6 µm; estrias 18 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 2008 (5 cm) (GUA10-01).

Planothidium lanceolatum não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Diadesmidiaceae D.G. Mann

Diadesmis Kützing

Diadesmis contenta (Grunow *ex*. Van Heurck) Mann *in* Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G., The Diatoms: Biology and morphology of the genera. pp. i-xi, 1-747. 1990.

(Prancha 8; Figs. 5-10)

Comprimento: 9,3-14,6 µm; largura: 2,6-4,0 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1927-1930 (64-59 cm) (GUA10-01); 2005-2007 (7-6 cm) (GUA10-02).

Diadesmis contenta não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares.

Luticola Mann

Luticola aequatorialis (Heiden) Lange-Bertalot & Ohtsuka, Diatom, Japan, vol. 18, p. 35, 2002.

(Prancha 8; Fig. 26)

Comprimento: 20,6 µm; largura: 8,0 µm; estrias 23 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (74-75 cm) (GUA10-01).

Luticola aequatorialis não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 e sua distribuição esteve restrita em apenas duas profundidades (74-75 cm), equivalentes aos anos de 1919-1920 deste perfil.

Luticola goeppertiana (Bleisch *in* Rabenhorst) Mann *ex* Round *et al.*, The Diatoms, p. 670, 1990.

(Prancha 8; Figs. 11-14)

Comprimento: 14,6-27,3 µm; largura: 6,6-8,0 µm; estrias 22-23 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1972 (75-30 cm) (GUA10-01).

Luticola goeppertiana apresenta grande variabilidade morfológica de forma que as características diagnósticas não são claras, necessitando análises ultraestruturais, morfométricas e ecológicas para uma diferenciação mais precisa em nível específico (Pavlov *et al.* 2009).

A espécie foi apenas abundante (até 5%) na subfase 1a (1919-1942), chegando até 10% de contribuição.

Luticola muticoides (Hustedt) Mann, *In* Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G. The Diatoms: Biology and morphology of the genera. pp. i-xi, 1-747, 1990.

(Prancha 8; Figs. 15-21)

Comprimento: 13,3-30,0 µm; largura: 6,6-10,6 µm; estria 21-24 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932(75-54 cm), 1933-1934 (52-50 cm), 1974 (29 cm) (GUA10-01).

Luticola muticoides foi abundante (até 30%) na subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) e em algumas profundidades da subfase 1b (1933-1934; 52-50 cm). Trata-se de espécie aerófila, típica de solos e comum crescimento sobre musgos e líquens (Lakatos *et al.* 2004; Spaulding & Edlund 2009). Essa espécie também tem sido frequentemente reportada em amostras perifíticas (Bertolli *et al.* 2010; Fürstenberger & Valente-Moreira 2011).

Luticola mutica (Kützing) Mann, The Diatoms, p. 670, 1990.

(Prancha 8; Figs. 22-23)

Comprimento: 10,6-12,0 µm; largura: 6,0-12,0 µm; estria 19-23 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (75-74 cm) (GUA10-01).

Luticola mutica não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 (GUA10-01).

***Luticola* sp.**

(Prancha 8; Figs. 24-25)

Comprimento: 30,6 µm; largura: 8,6 µm; estria 20 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (74-75 cm) (GUA10-01).

Luticola sp. assemelha-se à *L. goeppertiana*, contudo difere desta por apresentar estrias areolares mais grosseiras. Optamos por manter a identificação em nível genérico, pois esse táxon apareceu em apenas duas subamostras (1919-1920; 74-75 cm) do perfil sedimentar 1, não sendo possível a análise em nível populacional.

Brachysira Kützing

Brachysira brebissonii Ross in Hartley *et al.* Jour. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom, 66 (3), p.607, 1986.

(Prancha 9; Figs. 10-13)

Comprimento: 16,0-16,6 μm ; largura: 5,3-6,0 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920 (74 cm), 1924 (70 cm), 1925 (68 cm), 1927 (65 cm), 1928-1930 (63-59 cm), 1931-1932 (57-55 cm), 1934 (51 cm), 1935 (49 cm), 1939-1943 (46-44 cm), 1951 (40 cm), 1959 (36 cm) (GUA10-01).

A espécie não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Brachysira microcephala (Grunow) Compère, Bulletin du Jardin botanique national de Belgique, p. 26-28, fig. 94, 1986.

(Prancha 9; Figs. 14-18)

Comprimento: 21,3-27,3 μm ; largura: 4,6-5,3 μm ; estrias de difícil contagem.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (75-74 cm), 1924 (70 cm), 1925 (68 cm), 1927 (65 cm), 1928-1930 (63-59 cm), 1931-1932 (57-55 cm), 1933-1934 (52-51 cm), 1935 (49 cm), 1939-1947(46-42 cm), 1951 (40 cm), 1959 (36 cm) (GUA10-01); 1998-2005 (12-7 cm) (GUA10-02).

Brachysira microcephala contribuiu com até 5% de abundância apenas nas subfases 1a (1919-1932, 75-55 cm) e 1b (1933-1947, 54-42 cm) do perfil sedimentar 1. No perfil sedimentar 2, foi abundante (2%) especificamente em 1990 (15 cm), 2002 (9 cm) e 2004 (8 cm). Trata-se de espécie comumente encontrada no perifíton e metaquíton de ecossistemas aquáticos em todo o mundo (Czarnecki *et al.* 1995; Vyverman *et al.* 1996; Potapova & Charles 2003; Ibarra *et al.* 2009), em comunidades epipsâmicas (Cremmer 2006) de águas ácidas (Denys & Straaten 1992); bem como em ambientes de referência reportados em trabalhos paleolimnológicos (Grenier *et al.* 2006).

Brachysira serians var. *acuta* (Hustedt) W. Vyverman, Bibliotheca Diatomologica, vol. 22, p. 49, pl.36, figs. 3 a-d, pl. 132, fig D, 1991.

(Prancha 12; Fig. 12)

Comprimento: 59,3 μm ; largura: 13,3 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1990 (15 cm) (GUA10-01).

Brachysira serians var. *acuta* não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1 (GUA10-01).

Catenulaceae Mereschkowsky

Amphora Ehrenberg

Amphora copulata (Kützing) Schoeman & Archibald, J. Afr. Bot, 52: 5, figs. 11-13, figs. 30-34, 1986.
(Prancha 9; Figs. 19-22)

Valvas dorsiventrais, margem dorsal convexa, margem ventral côncava, extremidades cuneadas, área axial estreita, área central expandida atingindo as margens valvares, rafe arqueada, extremidades proximais fletidas dorsalmente; estrias dorsais paralelas e interrompidas na região mediana por uma área central regular, estrias ventrais radiadas. Comprimento: 28,0-34,6 μm ; largura: 8,0-10,0 μm ; estria 9-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1932-1941 (55-45 cm) (GUA10-01).

Amphora copulata não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Sellaphoraceae Mereschkowsky

Sellaphora Mereschkowsky

Sellaphora sp.

(Prancha 10; Fig. 6)

Comprimento: 48,6 μm ; largura: 11,3 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm) (GUA10-01).

O táxon assemelha-se à *S. pupulla* Kützing, contudo não pôde ser identificado até nível específico, pois foi encontrado apenas uma valva, não permitindo análise populacional.

Sellaphora sp. não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Pinnulariaceae D.G. Mann

Pinnularia Ehrenberg

Pinnularia borealis Ehrenberg, Abh. Der König. Akad. Wiss. Berl. P. 420 (132), pl. 1/2, fig. 6, pl. 4/1, fig. 5, 1843.

(Prancha 10; Fig. 7)

Valvas lineares, margens retas a onduladas, extremidades arredondadas, mais estreitas do que o restante da valva, área axial linear, área central irregular, rafe filiforme com extremidades proximais fletidas para o mesmo lado; estrias robustas, paralelas a radiadas. Comprimento: 29,3 μm ; largura: 8,0 μm ; estria 6 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm) (GUA10-01).

Pinnularia borealis difere de *P. dubitabilis* Hustedt pela segunda apresentar valvas retangulares (Hustedt 1949).

A espécie não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) e sua distribuição foi restrita à subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) do perfil sedimentar GUA10-01. Trata-se de espécie bentônica, também comum em ambientes terrestres (rochas, solos) (Spaulding & Edlund 2009).

Pinnularia subanglica Krammer, Diatoms of Europe, vol. 1, p. 108, 223, pl. 78, fig. 7; pl. 84, fig. 107, 2000.

(Prancha 10; Figs. 17-19)

Valvas lineares, margens retas a levemente convexas, extremidades capitado-arredondadas, área axial estreita, área central rômica, rafe filiforme com extremidades proximais fletidas para o mesmo lado; estrias robustas, radiadas no centro à convergentes em direção às extremidades. Comprimento: 56,0-58,6 μm ; largura: 9,3 μm ; estrias 8-11 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

Segundo Krammer (2000), a forma e as métricas valvares facilmente distinguem esse táxon dos demais.

Pinnularia subanglica não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) e sua distribuição foi restrita à subfase 1a (ca. 1919-1932, 75-55 cm) do perfil sedimentar 1. Trata-se de espécie bentônica que apresenta preferência por águas com elevadas concentrações de oxigênio (Krammer 2000).

Pinnularia toscana Krammer

(Prancha 11; Figs. 1-3)

Valvas elíptico-lanceoladas, margens retas a levemente convexas; extremidades arredondadas; área axial assimétrica, mais ampla de um lado da valva; área central assimétrica, rafe filiforme, posicionada no centro ou levemente na lateral da valva, extremidades proximais fletidas para o mesmo lado, extremidades distais fletidas para o mesmo lado, em forma de gancho; estrias robustas, radiadas no centro à levemente convergentes em direção às extremidades. Comprimento: 83,3-117,3 μm ; largura: 13,3-14,6 μm ; estria 8-9 em 10 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

Pinnularia toscana não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) e sua distribuição foi restrita à subfase 1a (ca. 1919-1932, 75-55 cm) do perfil sedimentar 1.

***Pinnularia* sp. 1**

(Prancha 10; Figs. 14-16)

Comprimento: 33,3-42,6 µm; largura: 6,0 µm; estria 9-10 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (74-74 cm) (GUA10-01).

Pinnularia sp. 1 não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares.

***Pinnularia* sp. 2**

(Prancha 11; Fig. 4-5)

Comprimento: 70,6-74,0 µm; largura: 11,3-12,0 µm; estria 9-11 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm) (GUA10-01).

Pinnularia sp. 2 não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares.

Naviculineae Hendey

Naviculaceae Kützing

Navicula Bory

Navicula cryptocephala Kützing, Bacillarien order Diatomeen, p. 95, pl. 3, figs. 20, 26, 1844.

(Prancha 8; Figs. 43-44)

Comprimento: 31,3-43,3 µm; largura: 6,0-7,3 µm; estria 15-17 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1924 (71 cm), 1932 (55 cm), 1934 (50 cm), 1962 (35 cm), 1974 (29 cm), 1999 (16 cm), 2001 (14 cm), 2006 (9-8 cm), 2008 (4cm), 2009 (2 cm) (GUA10-01); 1982-1998 (21-12 cm), 2007, 2008-2010 (6, 4, 2 cm) (GUA10-02).

Navicula cryptocephala não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares.

Pinnulariaceae D.G. Mann

Caloneis Cleve

***Caloneis* sp.**

(Prancha 10; Figs. 8-13)

Comprimento: 18,6-35,3 µm; largura: 4,0-8,0 µm; estrias: 8-12 em 10 µm; estria 6-7 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (75-74 cm) (GUA10-01).

Caloneis sp. assemelha-se a *C. bacillum* Grunow (Cleve), contudo a segunda apresenta maior número de estrias em 10 µm (usualmente 18-20).

A espécie não foi abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Diploneidinae D.G. Mann

Diploneidaceae D.G. Mann

Diploneis (Ehrenberg) Cleve

***Diploneis* sp.**

(Prancha 12; Figs. 9-11)

Comprimento: 21,3-28,6 μm ; largura: 13,3-16,6 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm) (GUA10-01).

Diploneis sp. não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos dois perfis sedimentares e pela ausência de análise populacional nas amostras não foi possível sua identificação até nível específico.

Stauroneidaceae D.G. Mann

Capartogramma Kufferath

Capartogramma crucicula (Grunow *ex* Cleve) Ross, Bull. Of. Brit. Mus. Ser. Bot. 3: 2 pl. 1, fig. B, pl. 2, fig. A., fig. T. 1a. 8-11, 1963.

(Prancha 12; Fig. 7)

Valvas linear-lanceoladas, extremidades rostradas, arredondadas, área axial linear, estreita, área central apresentando estaurotigilado. Comprimento: 30,6 μm ; largura: 10,0 μm .

Distribuição nos perfis sedimentares: 1932 (55 cm) (GUA10-01).

Capartogramma crucicola não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) nos perfis sedimentares.

Naviculineae Hendey

Naviculaceae Kützing

Kobayasiella Lange-Bertalot

Kobayasiella micropunctata (Germain) Lange-Bertalot, Iconographia Diatomologica, vol. 6, p. 273, 1999.

(Prancha 12; Figs. 1-6)

Comprimento: 26,6-52,0 μm ; largura: 5,3-6,6 μm , estrias inconspícuas.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1920 (75-74 cm), 1922-1923 (73-72 cm) (GUA10-01).

O material do presente estudo assemelha-se à população encontrada no perifíton do rio Negro, na Amazônia, principalmente em relação aos valores métricos (Wetzel 2011).

Kobayasiella micropunctata foi considerada abundante (10%) apenas na subfase 1a (1922-1923, 73-72 cm) do perfil sedimentar 1. O gênero *Kobayasiella* é reconhecidamente sensível a impactos antrópicos, comumente encontrada em águas ácidas com baixa concentração de nutrientes (Spaulding & Edlund 2009).

Bacillariaceae Hende

Bacillariaceae Ehrenberg

Nitzschia Hassal

Nitzschia amphibia Grunow, Verh. Der Kaiserlich-Königl. Zool. –Botan. Gesel, Wien, vol. 12, p. 574, pl. 12, fig. 23, 1862.

(Prancha 10; Figs. 20-21)

Comprimento: 17,3-24,6 µm; largura: 5,3-6,0 µm; fíbulas 10-17 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1994-2008 (21-5 cm) (GUA10-01).

Nitzschia amphibia não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Nitzschia terrestris (Petersen) Hustedt, Abh. Akad. Wiss. Ges. Berl., vol. 8(9), p. 386, 1934.

(Prancha 11; Fig. 11)

Comprimento: 92,0 µm; largura: 3,3 µm; fíbulas 6-7 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-55 cm) (GUA10-01).

Nitzschia terrestris não foi considerada ($\leq 2\%$) abundante no perfil sedimentar 1 e sua distribuição foi restrita à subfase 1a (1919-1932, 75-55 cm) deste perfil.

Nitzschia sp. nov.

(Prancha 11; Figs. 12-15)

Valvas heteropolares, lineares; extremidades rostradas a subcapitadas; fíbulas levemente retangulares, robustas, mais ou menos arranjadas regularmente, estrias inconspícuas, de difícil visualização. Comprimento: 27,7-50,3 µm; largura: 2,4-3,7 µm; fíbulas 14-18 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1924-1925 (70-68 cm), 1932 (55 cm), 1934 (51 cm), 1935 (49 cm), 1941 (45 cm), 1949-1951 (41-40 cm), 1957-1959 (37-36 cm), 1964-1966 (34-33 cm), 1970 (31 cm), 1974 (29 cm), 1989-2010 (25-1 cm) (GUA10-01); 1982-2010 (GUA10-02).

Trata-se muito provavelmente de uma nova espécie. Difere de *N. fruticosa* Hustedt, principalmente, por apresentar heteropolaridade valvar e ausência de colônias estreladas.

Essa espécie foi considerada abundante (até 10%) na fase 2 (1948-1974, 42-29 cm) e alcançou máxima abundância na subfase 3b (1989-2010, 24-0 cm) do perfil sedimentar 1. No perfil sedimentar 2, foi abundante (30%) a partir de 2007 até 2010 (6-1 cm) na fase 2.

***Nitzschia* sp. 2**

(Prancha 11; Figs. 9-10)

Comprimento: 59,3-68,6 µm; largura: 8,6 µm; fíbula 9-10 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920 (74 cm) (GUA10-01).

O material não pode ser identificado por ter sido raro e não permitir análise populacional.

Nitzschia sp. 2 não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Stauroneidaceae D.G. Mann

***Stauroneis* Ehrenberg**

Stauroneis acidoclinata Lange-Bertalot & Werum, Iconographia Diatomologica, vol. 13, p. 173-174, pl. 42, figs. 1-12, 2004.

(Prancha 12; Fig. 13)

Comprimento: 78,6 µm; largura: 13,3 µm, estrias: 18 em 10 µm; estrias 23 em 10 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919-1932 (75-54 cm) (GUA10-01).

Stauroneis acidoclinata não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Pleurosigmataceae Mereschkowsky

***Gyrosigma* Hassal**

Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst, Die Süßwas. – Diatom. Freu. Mikro, p. 47, pl. 5, fig. 5a, 1853.

(Prancha 12; Fig. 14)

Comprimento: 94,6 µm; largura: 12,6 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm) (GUA10-01).

Gyrosigma acuminatum não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Surirellaceae F.T. Kützing

***Surirella* Turpin**

Surirella sp. 1

(Prancha 11; Figs. 6-7)

Comprimento: 55,3-63,3 µm; largura: 21,3-22,6 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1920-1941 (74-45 cm) (GUA10-01).

Esse táxon não foi considerado abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Surirella sp. 2

(Prancha 11; Fig. 8)

Comprimento: 98,6 µm; largura: 14,6 µm.

Distribuição nos perfis sedimentares: 1919 (75 cm) (GUA10-01).

Esse táxon não foi identificado por ser raro e não permitir análise populacional. *Surirella* sp. 2 não foi considerada abundante ($\leq 2\%$) no perfil sedimentar 1.

Distribuição dos táxons nas fases paleoambientais da represa Guarapiranga

A avaliação conjunta da distribuição dos táxons nos dois perfis sedimentares mostrou que, dentre os 77 táxons infragenéricos representados por 29 gêneros, *Eunotia* foi claramente o gênero com maior número de espécies (19), seguido por *Aulacoseira* (6), *Luticola* e *Pinnularia* (5), *Gomphonema* e *Nitzschia* (4) (Fig. 1).

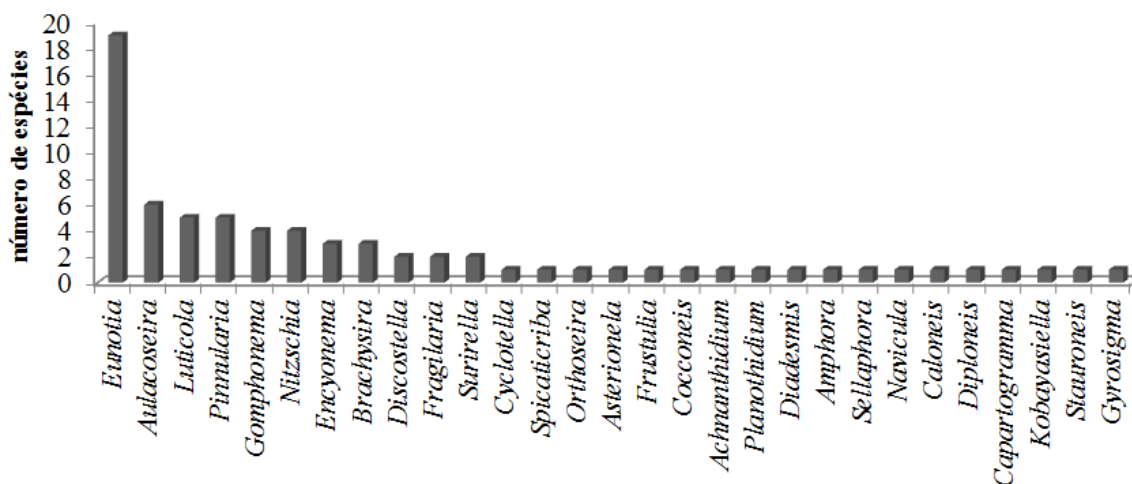


Figura 1. Número de espécies por gênero de diatomáceas em dois perfis sedimentares (GUA10-01; GUA10-02) da represa Guarapiranga (1919-2010).

Considerando a distribuição dos táxons pelas fases paleoambientais (Fig. 2), o gênero *Eunotia* permanece como o mais bem representado em espécies durante todo o período 1919-1974 (subfases 1a, 1b e fase 2) do perfil 1, com representação máxima (18) na fase inicial da represa (subfase 1a;

1919-1932). O gênero *Aulacoseira* apresentou maior número de espécies (6) a partir de 1988 até 2010 (subfase 3b no perfil 1). Na fase 1 do perfil 2 (1982-1998), este gênero também foi considerado o mais bem representado em espécies (4), enquanto que na fase 2 do perfil 2 (1998-2010), os gêneros *Eunotia* e *Aulacoseira* contribuem com o mesmo número de espécies (4 espécies cada um). De modo geral, em todas as fases paleoambientais dos dois perfis sedimentares estes dois gêneros são os que mais contribuem em número de espécies.

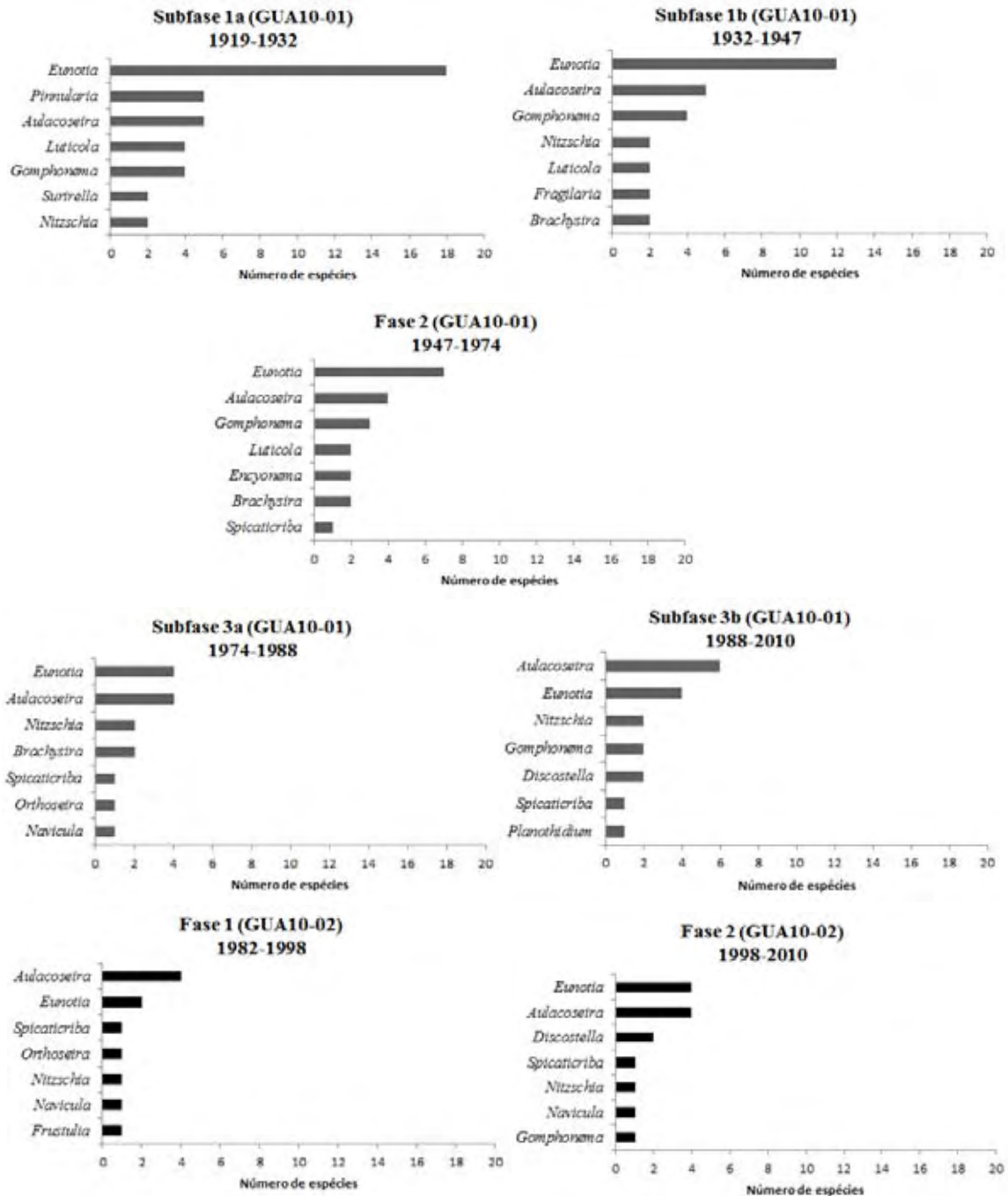


Figura 2. Número de espécies por gênero de diatomáceas em dois perfis sedimentares (GUA10-01; GUA10-02) da represa Guarapiranga, considerando as fases paleoambientais. Fases encontram-se na Tabela 1.

A partir da comparação qualitativa da distribuição das espécies (presença/ausência, índice de Jaccard) é possível notar pronunciada alteração na composição específica da comunidade ao longo do tempo (Fig. 3, Tabela 2). Em um nível de corte de 12,5% de similaridade, ocorre a separação da base dos dois perfis sedimentares (Fase 1) das demais fases paleoambientais. Em seguida, com SIMI de 23%, há a formação de dois grandes grupos, quer sejam a fase 2 de ambos os perfis e, principalmente, a fase 3 (3a e 3b) do perfil sedimentar 1. Observa-se, ainda, o acentuado declínio do número de espécies ao longo dos 91 anos e, particularmente, após a fase 1 (1919-1942) de ambos os testemunhos (condições iniciais). As espécies *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* var. *granulata*, *A. pusilla*, *A. tenella* e *Fragilaria crotonensis* apresentaram ampla distribuição temporal em ambos os perfis sedimentares. Alguns táxons foram exclusivos da fase inicial de formação da represa, como espécies de *Pinnularia*, *Stauroneis acidoclinata*, *Gyrosigma acuminatum* e *Kobayasiella micropunctata*, bem como várias espécies de *Eunotia*. Finalmente, há clara alteração da composição da comunidade para espécies cêntricas e de hábito planctônico (*Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Spicaticriba rudis* e *Asterionella formosa*), resultando em uma similaridade muito baixa (12,5%) quando comparados a base e o topo do perfil sedimentar, isto é, das condições iniciais de baixa eutrofização cultural (subfase 1a, 1919-1932) para as atuais (subfase 3b, 1988-2010) caracterizada como a fase de maior eutrofização na represa (Fig. 3).

Foi possível observar, ainda, que as fases paleoambientais do perfil 2 foram separadas ao longo do tempo. Assim, a fase 1 do perfil sedimentar 2 (1982-1998; fase de baixa a moderada eutrofização) foi mais similar (25%) à fase 1a do perfil sedimentar 1 (1919-1932; fase inicial de mínima eutrofização). Já a fase 2 do perfil sedimentar 2 (1998-2010; fase de transição com início da eutrofização) foi mais similar (30%) à fase 2 do perfil sedimentar 1 (1947-1994; também de transição e com moderada eutrofização).

Finalmente, foi possível observar baixa similaridade (12,5%) entre as condições iniciais e atuais da represa, demonstrando clara alteração temporal da comunidade entre as condições pré e pós-eutrofização e, mostrando maior similaridade entre o perfil 2 com as fases de 1a e 2 do perfil 1, que por sua vez abrangem os períodos iniciais de baixa eutrofização até a fase de transição com moderada eutrofização (Fig. 3; Tab. 1).

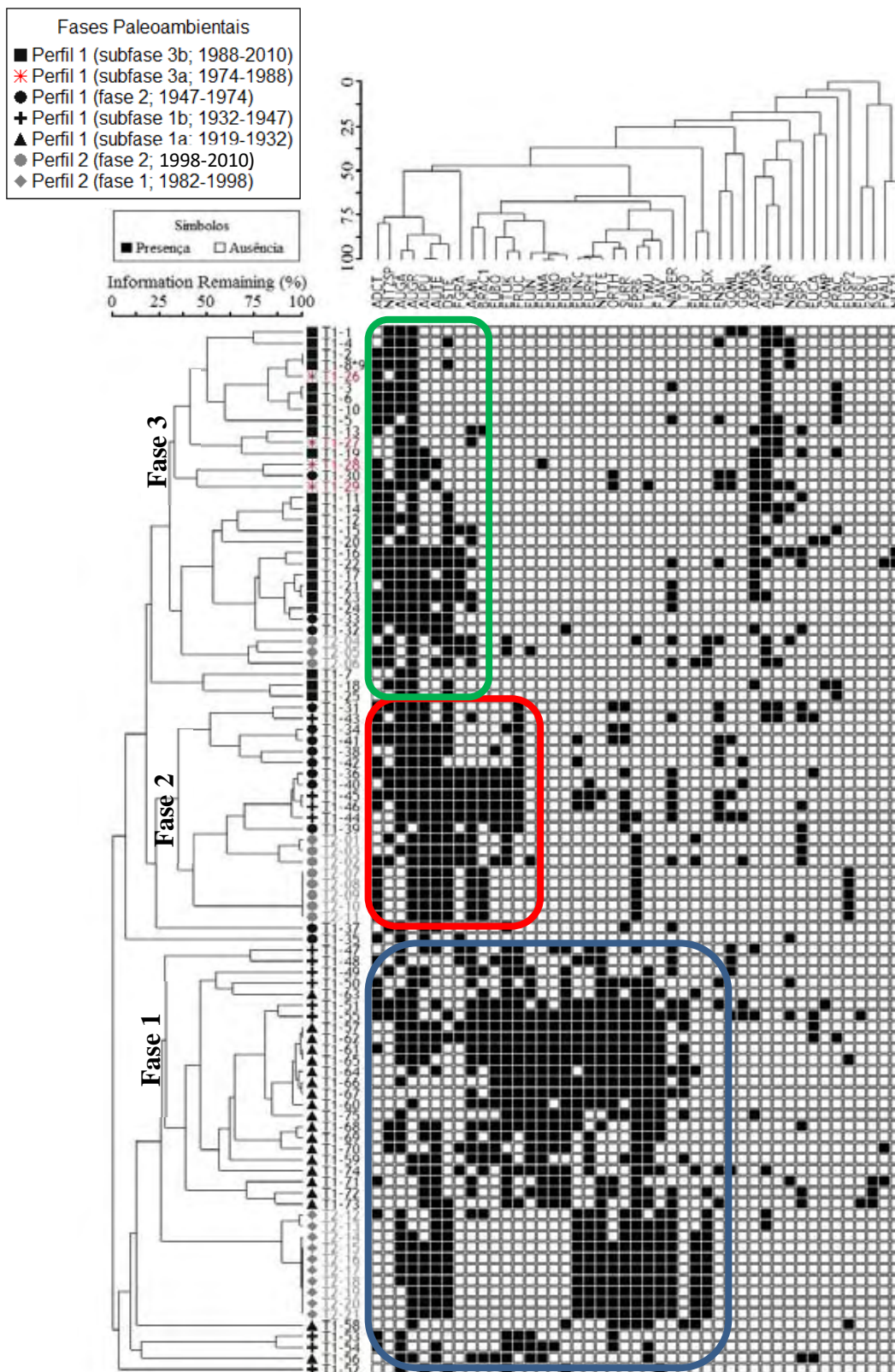


Figura 3. Análise de Similaridade de Jaccard (presença/ausência) dos perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01; GUA10-02) da Represa Guarapiranga, considerando as fases paleoambientais definidas pelo CONISS

Tabela 2. Distribuição dos táxons de diatomáceas pelas fases paleoambientais dos perfis sedimentares 1 e 2 (GUA10-01; GUA10-02), interpretadas a partir da análise do CONISS.

Táxons	PERFIL 1 – GUA10-01			PERFIL 2 – GUA10-02			
	Subfase 1a (1919-1932)	Subfase 1b (1932-1947)	Fase 2 (1947-1974)	Subfase 3a (1974-1988)	Subfase 3b (1988-2010)	Fase 1 (1982-1998)	Fase 2 (1998-2010)
Cyclotella							
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	X	X	X	X	X	X	X
Discostella							
<i>Discostella pseudostelligera</i>					X		X
<i>D. stelligera</i>	X	X	X	X	X	X	X
Spicaticribea							
<i>Spicaticribea rudis</i>		X	X	X	X		X
Orthoseira							
<i>Orthoseira roseana</i>	X	X	X	X	X	X	
Aulacoseira							
<i>Aulacoseira ambigua</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>A. granulata</i> var. <i>granulata</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i>	X	X			X		
<i>A. australiensis</i>	X	X		X	X	X	X
<i>A. pusilla</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>A. tenella</i>	X	X	X	X	X	X	X
Asterionella							
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X	X	X		
Fragilaria							
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Fragilaria javanica</i>	X	X					
Eunotia							
<i>Eunotia botuliformis</i>	X	X	X		X		X
<i>E. camelus</i>	X	X	X				
<i>E. flexuosa</i>	X						
<i>E. indica</i>	X	X	X		X		X
<i>E. maior</i>	X	X	X				
<i>E. monodon</i>	X	X	X				
<i>E. praerupta</i> var. <i>bidens</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>E. pseudomidica</i>	X						
<i>E. pyramidata</i> var. <i>pyramidata</i>	X	X					
<i>E. rabenhorstii</i>	X	X	X				X
<i>E. rabenhorstiana</i> var. <i>elongata</i>	X						

Tabela 1. Continuação.

Táxons	PERFIL 1 – GUA10-01					PERFIL 2 – GUA10-02	
	Subfase 1a (1919-1932)	Subfase 1b (1932-1947)	Fase 2 (1947-1974)	Subfase 3a (1974-1988)	Subfase 3b (1988-2010)	Fase 1 (1982-1998)	Fase 2 (1998-2010)
<i>E. rhomboidea</i>	X	X	X	X			
<i>E. trigibba</i>	X	X					
<i>E. tukanorum</i>	X	X	X	X	X		X
<i>E. valida</i>	X	X					
<i>E. zygodon</i>	X						
<i>Eumotia</i> sp. 1	X						
<i>Eumotia</i> sp. 2	X						
<i>Eumotia</i> sp. 3	X						
<i>Encyonema</i>							
<i>Encyonema neogratile</i> var.			X				
<i>tenuipunctata</i>							
<i>E. silesiacum</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Gomphonema</i>							
<i>Gomphonema gracile</i>	X	X	X	X	X		X
<i>G. lagenula</i>	X	X	X	X	X		
<i>G. laticollum</i>	X	X	X				
<i>G. neonasutum</i>	X	X					
<i>Frustulia</i>							
<i>Frustulia saxonica</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cocconeis</i>							
<i>Cocconeis placentula</i>	X				X		X
<i>Achnanthyidium</i>							
<i>Achnanthyidium catenatum</i>			X	X	X	X	X
<i>Planothidium</i>							
<i>Planothidium lanceolatum</i>					X		
<i>Diadesmis</i>							
<i>Diadesmis contenta</i>	X				X		X
<i>Luticola</i>							
<i>Luticola aequatorialis</i>	X						
<i>L. goepperiana</i>	X	X	X				
<i>L. muticoides</i>	X	X	X				
<i>L. mutica</i>	X						
<i>Luticola</i> sp.	X						
<i>Brachysira</i>							
<i>Brachysira brebissonii</i>	X	X	X				X

Tabela 1. Continuação.

Táxons	PERFIL 1 – GUA10-01				PERFIL 2 – GUA10-02		
	Subfase 1a (1919-1932)	Subfase 1b (1932-1947)	Fase 2 (1947-1974)	Subfase 3a (1974-1988)	Subfase 3b (1988-2010)	Fase 1 (1982-1998)	Fase 2 (1998-2010)
<i>Brachysira microcephala</i>	X	X	X	X	X		
<i>Brachysira sericans</i> var. <i>acuta</i>							
Amphora							
<i>Amphora copulata</i>	X	X					
Sellaphora							
<i>Sellaphora</i> sp.	X						
Pinnularia							
<i>Pinnularia borealis</i>	X						
<i>P. subanglica</i>	X	X					
<i>Pinnularia toscana</i>	X						
<i>Pinnularia</i> sp. 1	X						
<i>Pinnularia</i> sp. 2	X						
Navicula							
<i>Navicula cryptocephala</i>	X	X	X	X	X	X	X
Caloneis							
<i>Caloneis</i> sp.	X						
Diploneis							
<i>Diploneis</i> sp.	X						
Capartogramma							
<i>Capartogramma crucicula</i>	X	X					
Kobayasiella							
<i>Kobayasiella micropunctata</i>	X						
Nitzschia							
<i>Nitzschia amphibia</i>				X	X		
<i>N. terrestris</i>	X	X					
<i>Nitzschia</i> sp. nov.	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp. 2							
Stauroneis							
<i>Stauroneis acidoclinata</i>	X						
Gyrosigma							
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	X						
Surirella							
<i>Surirella</i> sp. 1	X	X					
<i>Surirella</i> sp. 2	X						

Figs 1-5. *Cyclotella meneghiniana* Kützing

Figs 6-8. *Discostella pseudostelligera* (Hustedt) Houk & Klee. Detalhes da vista valvar.

Fig 9. *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee. Vista valvar

Figs 10-12. *Spicaticriba rudis*. Detalhes da vista valvar. (Basiônimo: *Thalassiosira rudis*)

Figs 13-15. *Orthoseira roseana* (Rabenhorst) O'Meara. Detalhes da vista valvar e carinopórtula (três) próximo a área central.

Figs 16-20. *Aulacoseira tenella* (Nygaard) Simonsen. Figs 16-19. Detalhes da vista lateral. Fig. 20. Vista valvar mostrando face com pequenas aréolas .

Figs 21-25. *Aulacoseira pusilla* (Meister) Tuji & Houk. Figs. 21-24. Detalhes da vista lateral. Fig. 25. Vista valvar.

Figs 26-29. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen var. *granulata*. Detalhes da vista lateral.

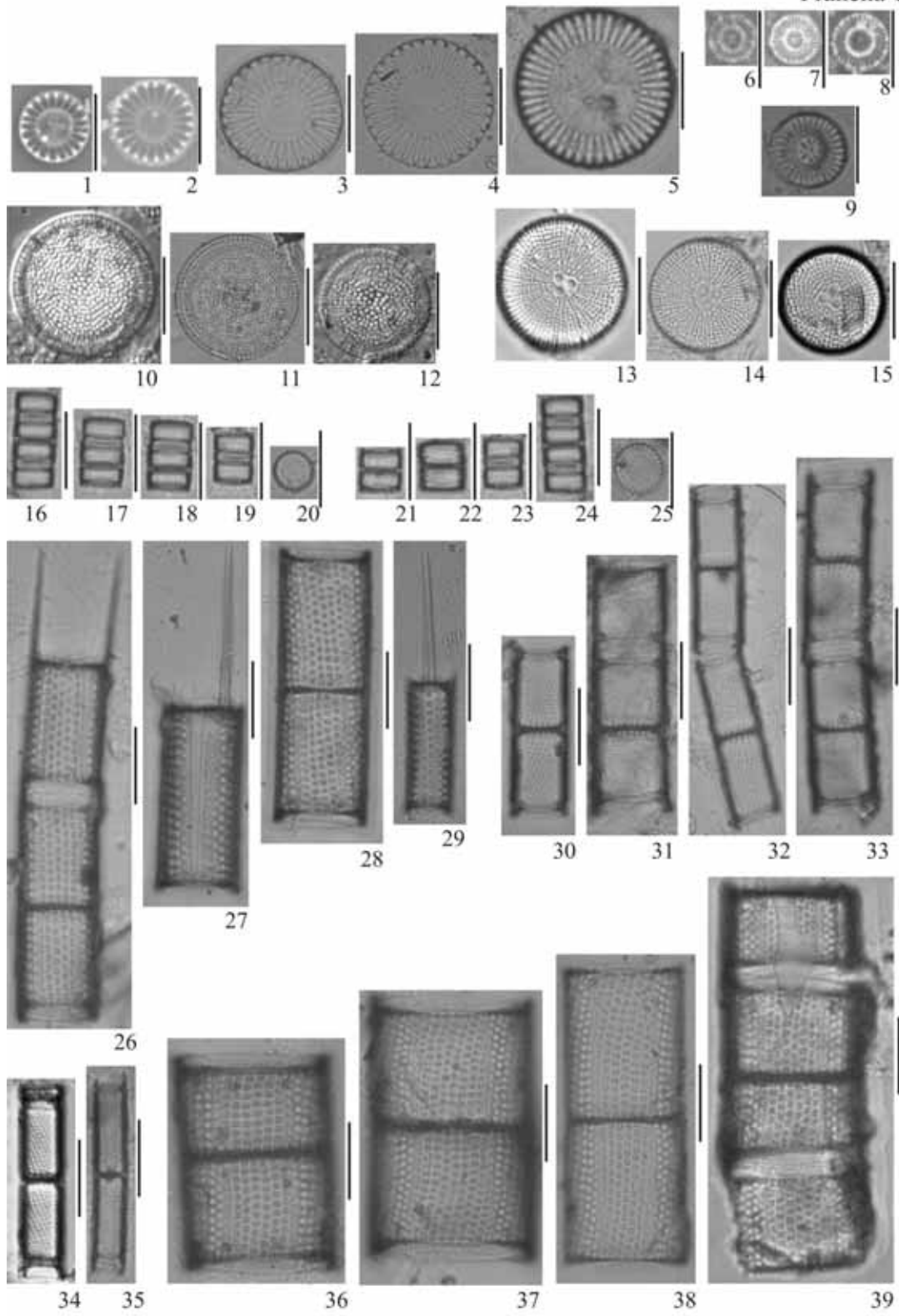
Figs 30-33. *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen . Detalhes da vista lateral.

Figs 34-35. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen. Detalhes da vista lateral.

Figs 36-39. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) var. *australiensis* Moro. Detalhes da vista lateral.

Escala MO: 10 µm.

Prancha 1



1

Figs 1-8. *Asterionella formosa* Hassall.

Figs 9-14. *Fragilaria javanica* Hustedt.

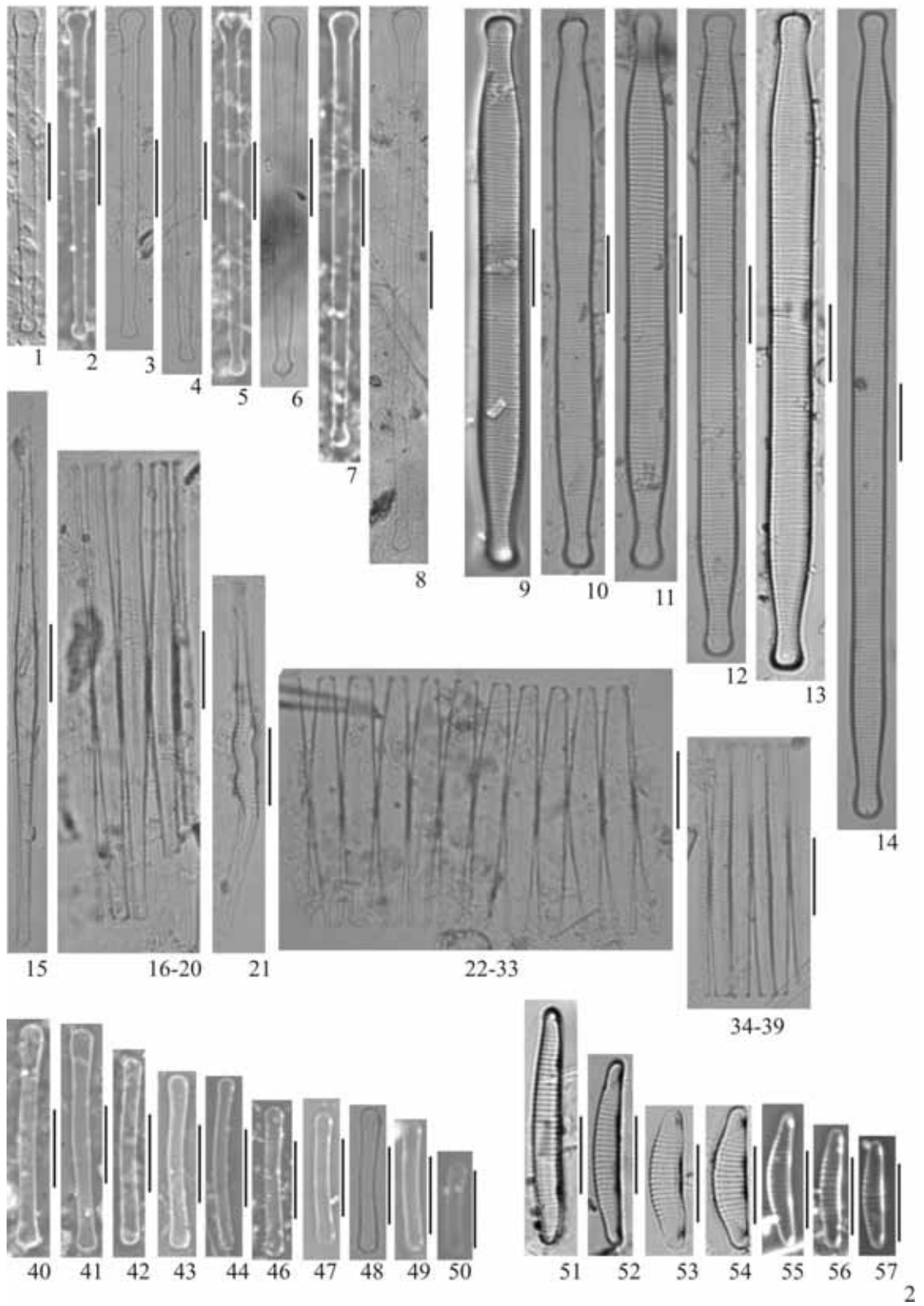
Figs 15-39. *Fragilaria crotonensis* Kitton. Figs 15 e 21. Vista valvar.
Figs 16-20 e 22-39. Cadeia em vista lateral.

Figs 40-50. *Eunotia tukanorum* C.E, Wetzel & D.C. Bicudo.

Figs 51-57. *Eunotia rhomboidea* Hustedt

Escala MO: 10 μm .

Prancha 2

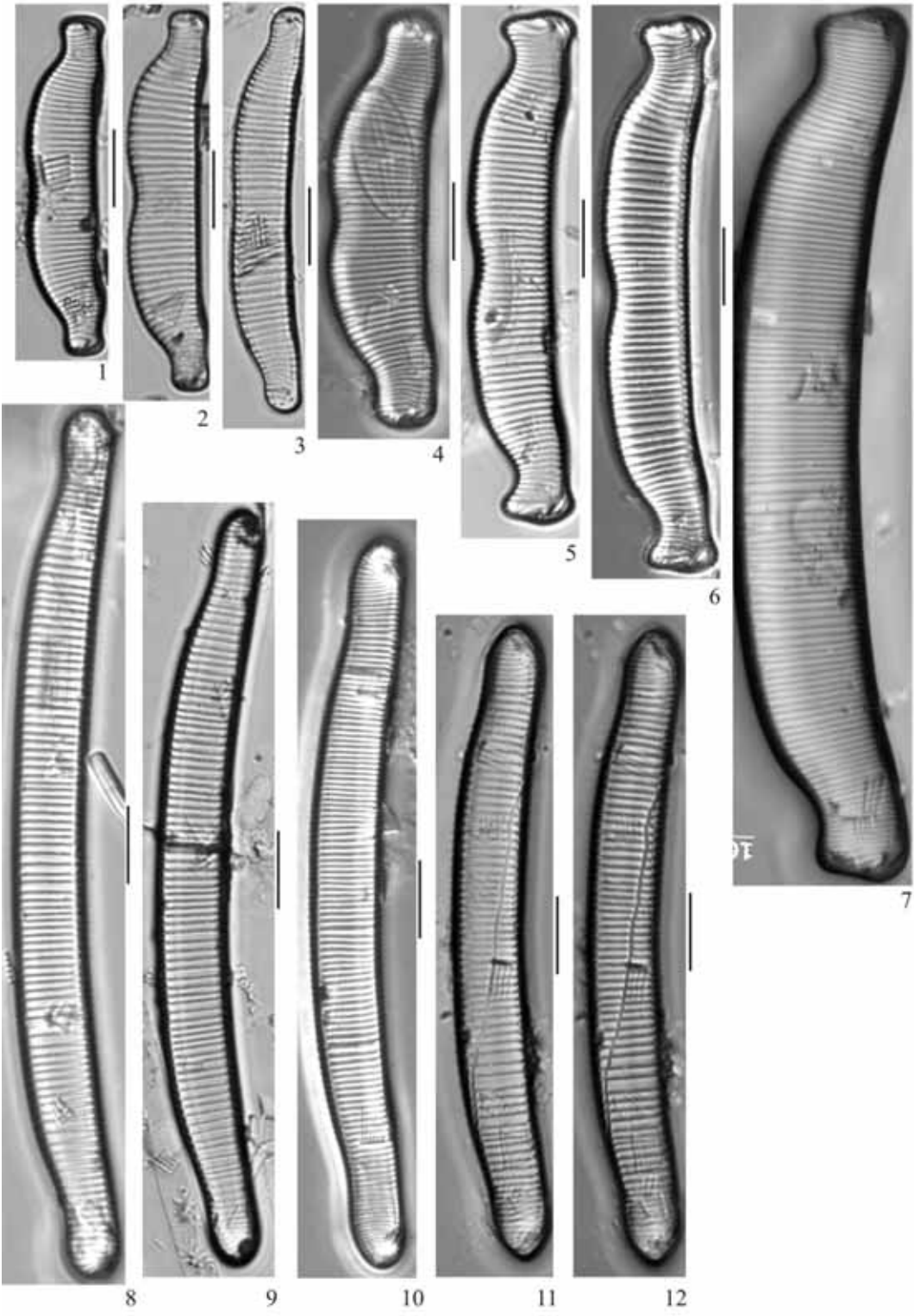


Prancha 3

Figs 1-7. *Eunotia praerupta* var. *bidens* (Ehrenberg) Grunow in Cleve & Grunow

Figs 8-12. *Eunotia maior* (W. Smith) Rabenhorst

Escala MO: 10 µm.



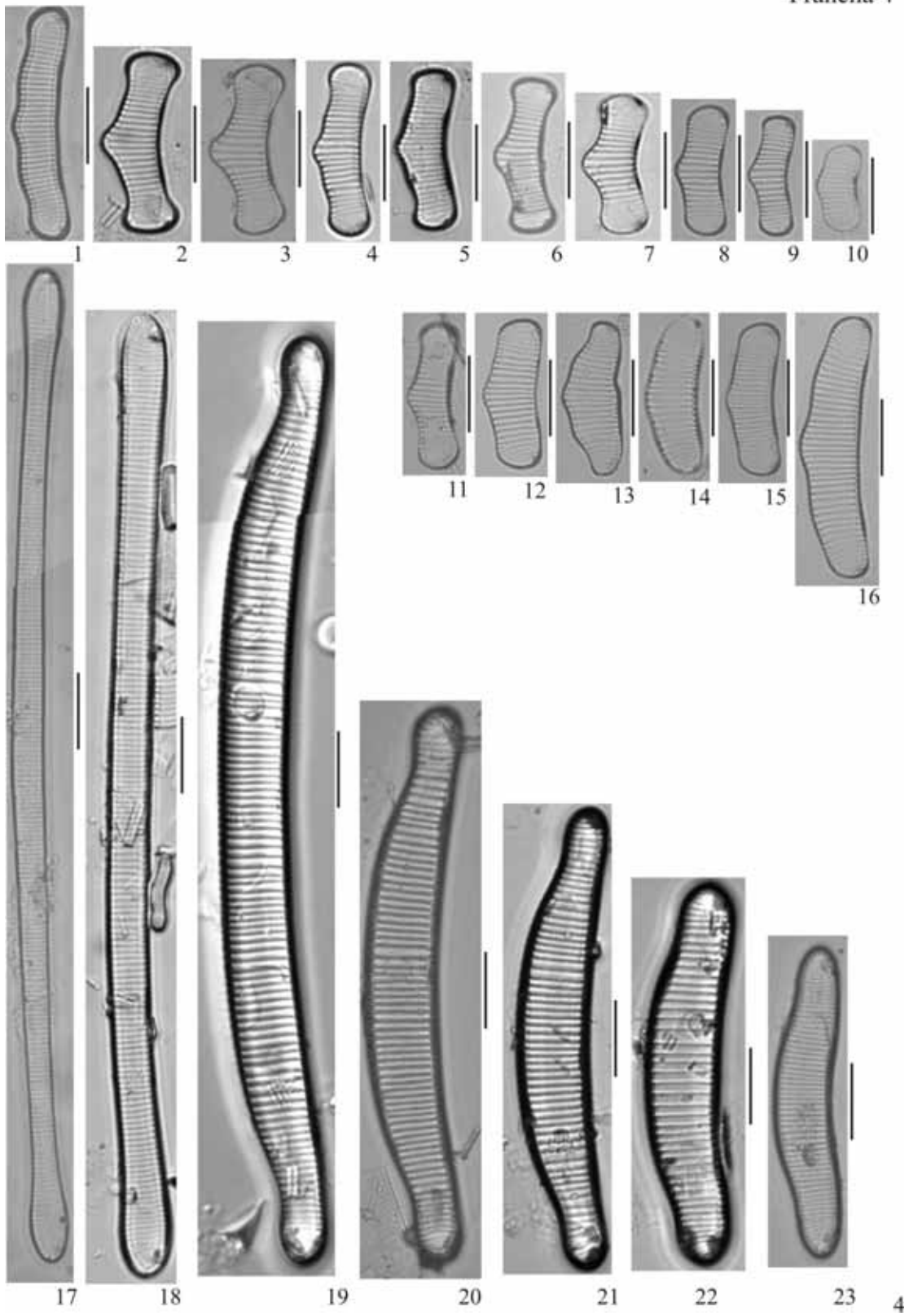
Figs 1-16. *Eunotia rabenhorstii* Cleve & Grunow in Van Heurck.

Figs 17. *Eunotia rabenhorstiana* var. *elongata* (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot

Figs 18. *Eunotia flexuosa* (Brébisson) ex Kützing

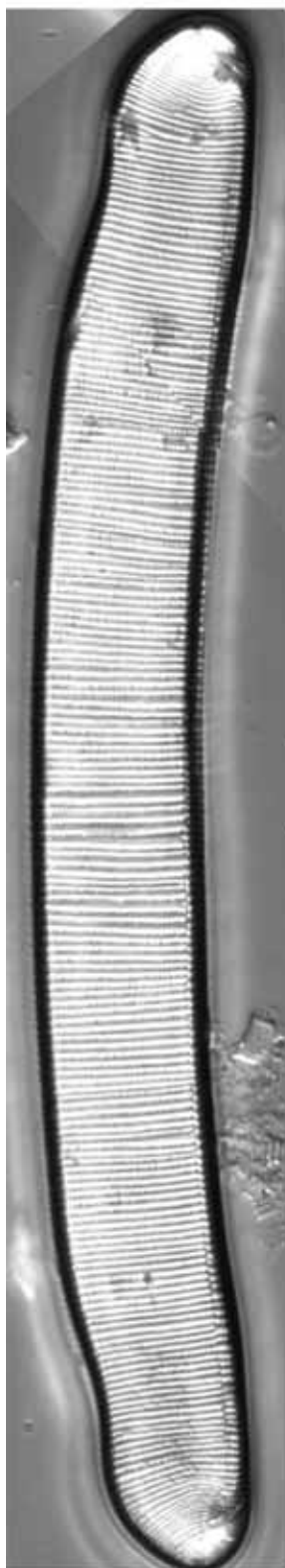
Figs 19-23. *Eunotia monodon* Ehrenberg

Escala MO: 10 μm .

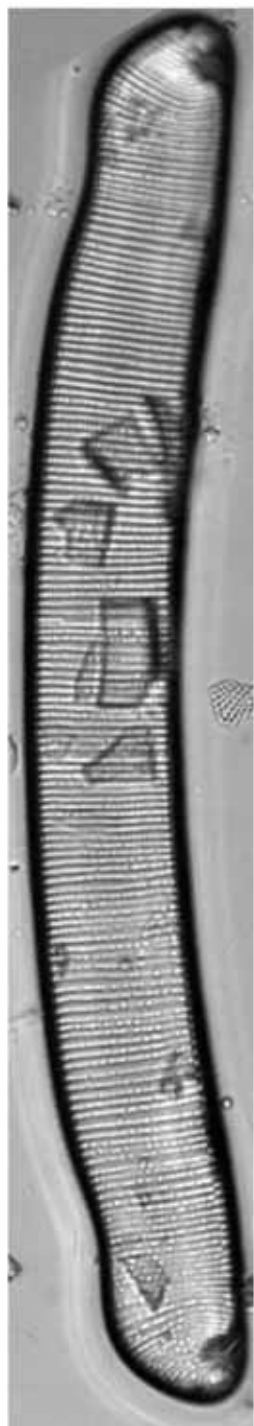


Figs 1-4 *Eunotia indica* Grunow

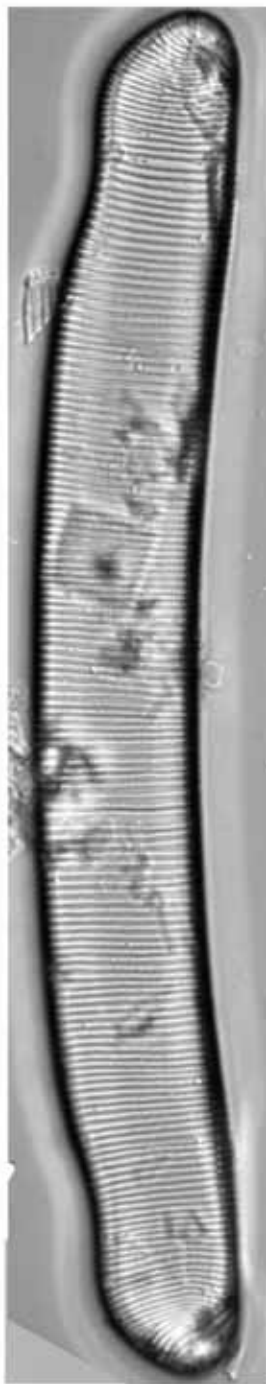
Escala MO: 10 µm.



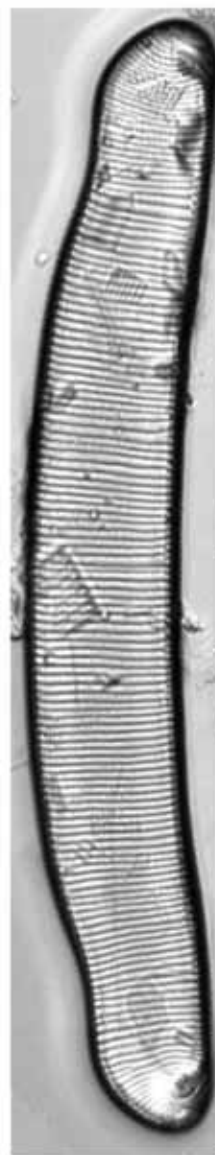
1



2



3



4

5

Fig. 1. *Eunotia pseudoindica* Frenguelli

Figs 2-3. *Eunotia camelus* Ehrenberg

Fig. 4. *Eunotia pyramidata* Hustedt var. *pyramidata in* Schmidt

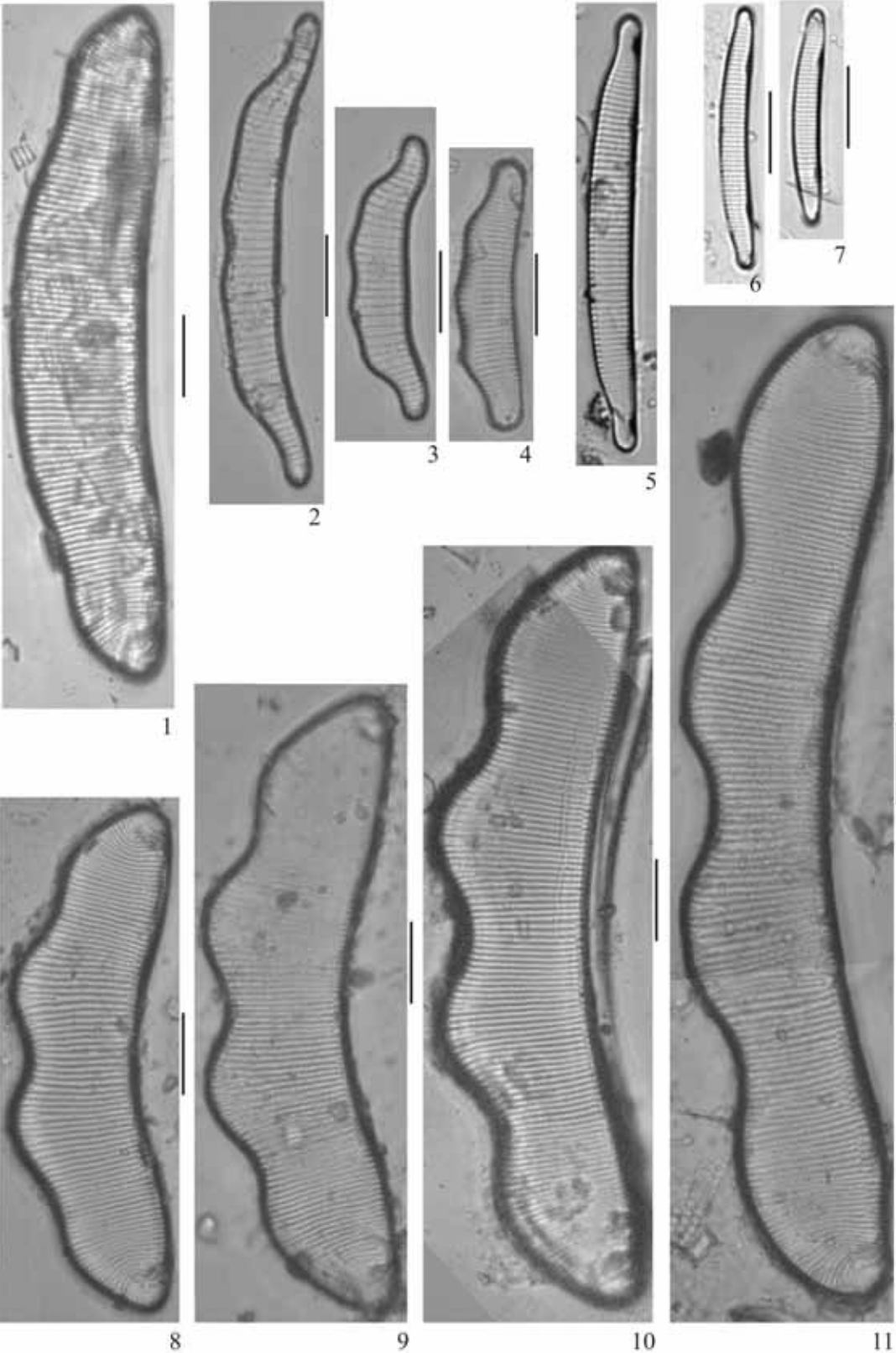
Fig. 5. *Eunotia* sp. 1

Figs 6-7. *Eunotia* sp. 2

Figs 8-11. *Eunotia zygodon* Ehrenberg.

Escala MO: 10 μ m.

Prancha 6



6

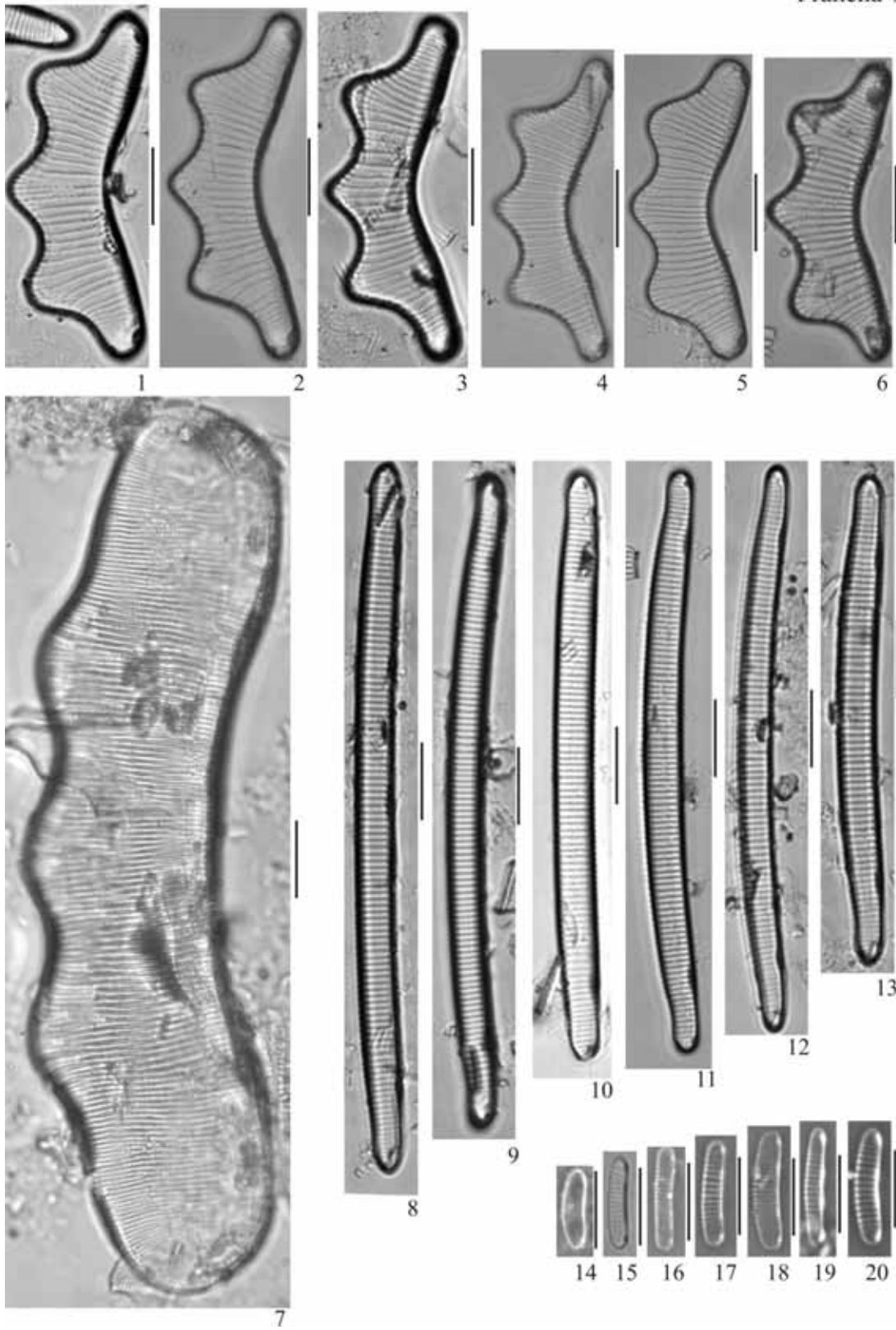
Figs 1-6. *Eunotia trigibba* Hustedt

Fig. 7. *Eunotia* sp. 3

Figs 8-13. *Eunotia valida* Hustedt

Figs 14- 20. *Eunotia botuliformis* F.Wild, M.Nörpel & Lange-Bertalot.

Escala MO: 10 μ m.



Figs 1-4. *Achnantheidium catenatum* (Bily & Marvan) Lange-Bertalot.
Fig. 1. Vista valvar. Figs 2-4. Vista lateral.

Figs 5-10. *Diadesmis contenta* (Grunow ex Van Heurck) Mann in
Round

Figs 11-14. *Luticola goeppertiana* (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann
ex Round *et al.*

Figs 15-21. *Luticola muticoides* (Hustedt) D.G.Mann in Round *et al.*

Fig. 22-23. *Luticola mutica* (Kützing) Mann

Figs 24-25. *Luticola* sp.

Figs 26. *Luticola aequatoriales* (Heiden) Lange-Bertalot & Ohtsuka

Figs 27-30. *Cocconeis placentula* Ehrenberg

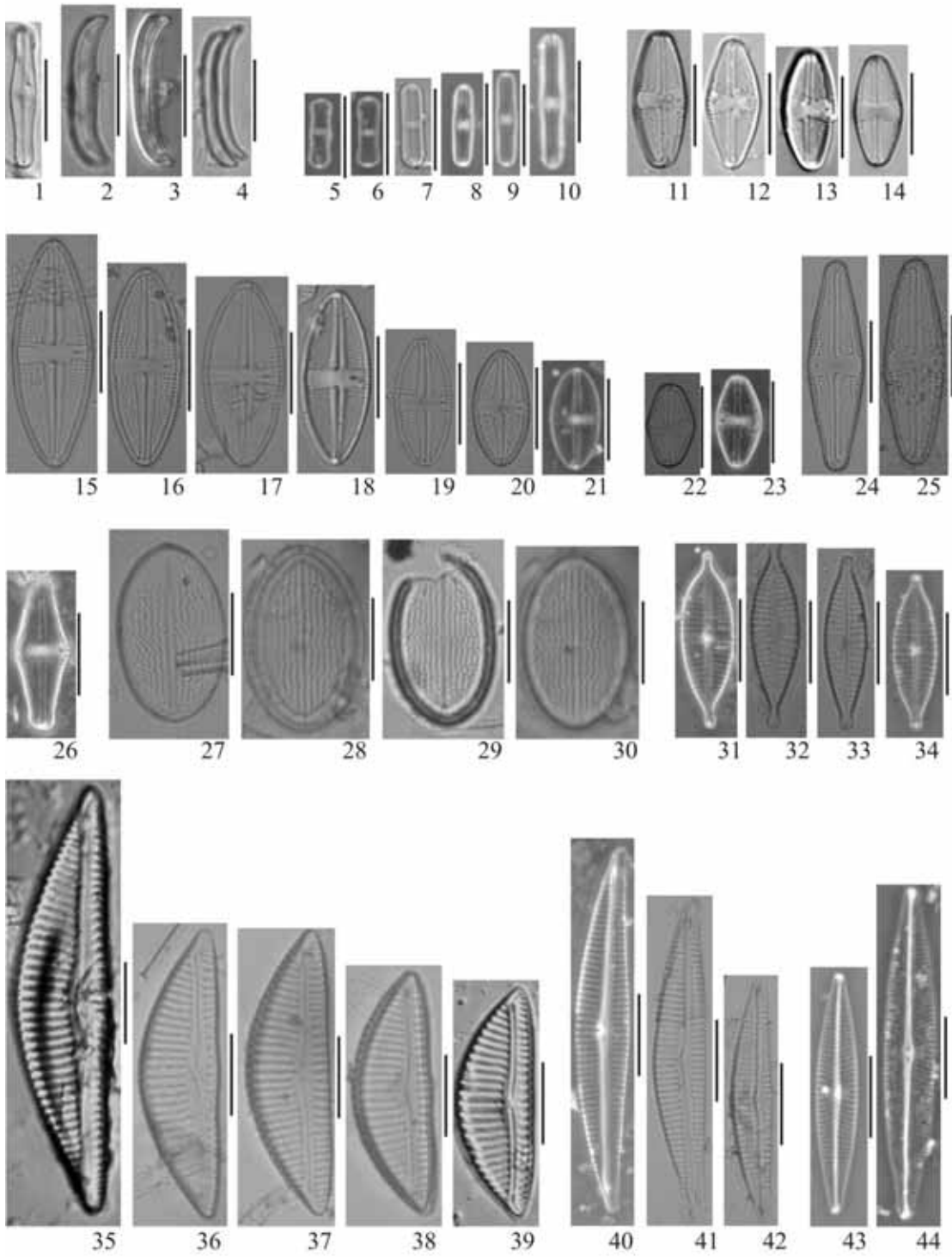
Figs 31-34. *Gomphonema lagenula* Kützing

Figs 35-39. *Encyonema silesiacum* (Bleisch) Mann

Figs 40-42. *Encyonema neogracile* Krammer var. *tenuipunctata*
Krammer

Figs 43-44. *Navicula cryptocephala* Kützing

Escala MO: 10 μ m.



Figs 1-4. *Gomphonema neonasutum* Lange-Bertalot & reichardt

Figs 5-7. *Gomphonema gracile* Ehreberg

Figs 8-9. *Gomphonema laticollum* Reichardt

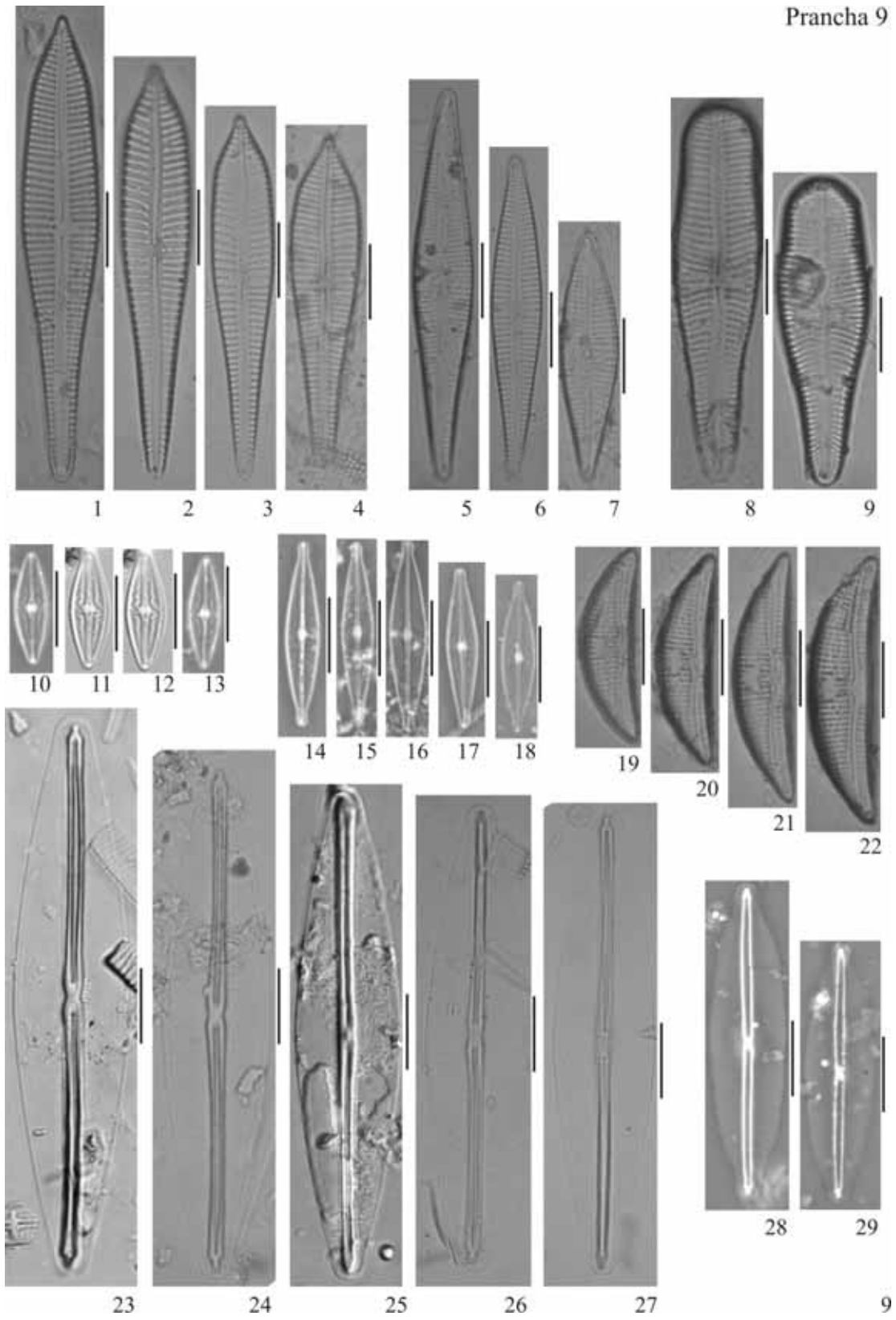
Figs 10-13. *Brachysira brebissonii* Ross in Hartley

Figs 14-18. *Brachysira microcephala* (Grunow) Compère

Figs 19-22. *Amphora copulata* (Kützing) Schoeman & Archibald

Figs 23-29. *Frustulia saxonica* Rabenhorst

Escala MO: 10 µm.



Figs 1-5. *Frustulia saxonica* Rabenhorst

Fig. 6. *Sellaphora* sp.

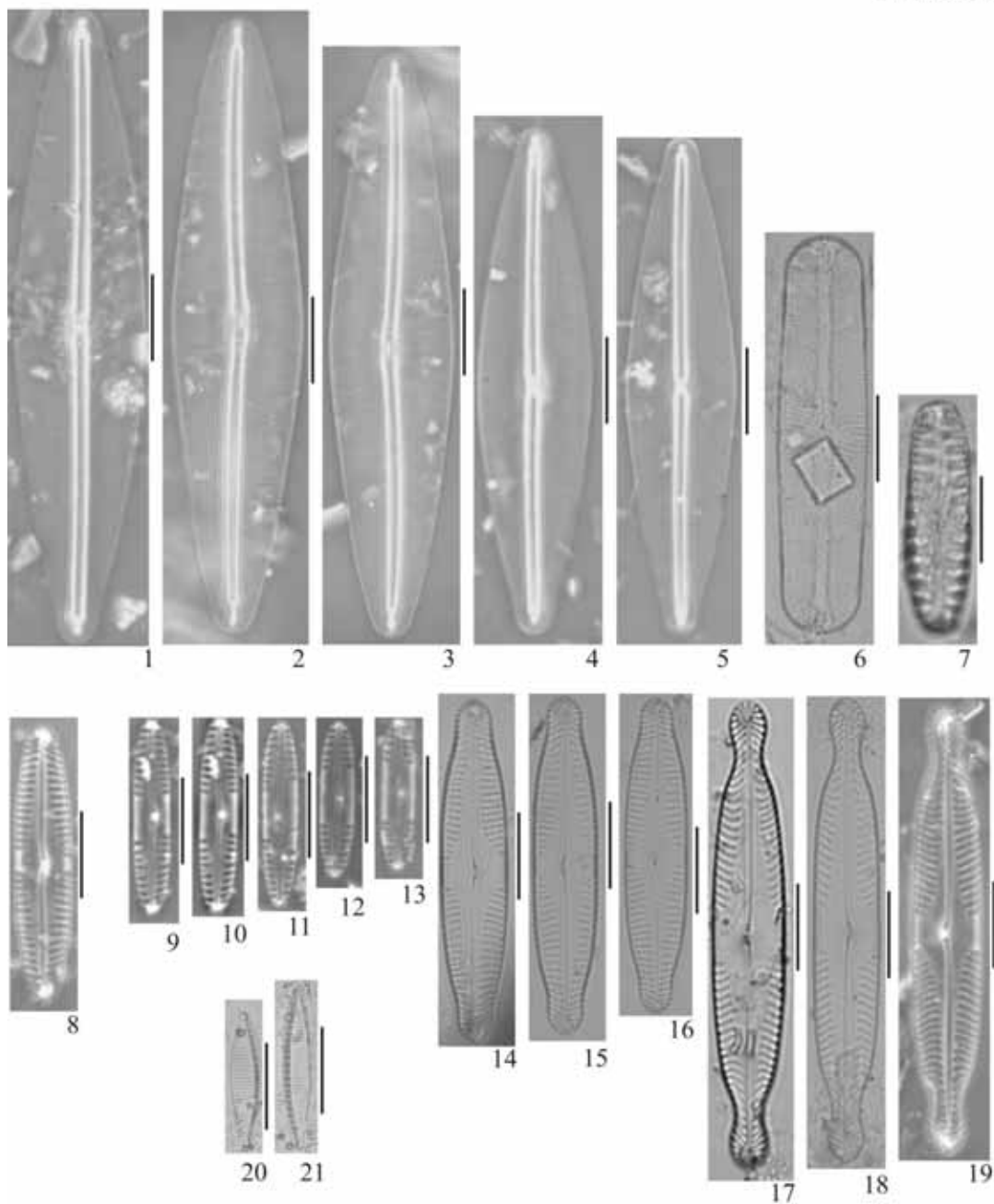
Fig. 7. *Pinnularia borealis* Ehrenberg.

Figs 8-13. *Caloneis* sp.

Figs 14-16. *Pinnularia* sp. 1

Figs 17-19. *Pinnularia subanglica* Krammer

Figs 20-21. *Nitzschia amphibia* Grunow.



Figs 1-3. *Pinnularia toscana* Krammer

Figs 4-5. *Pinnularia* sp. 2

Figs 6-7. *Surirella* sp. 1

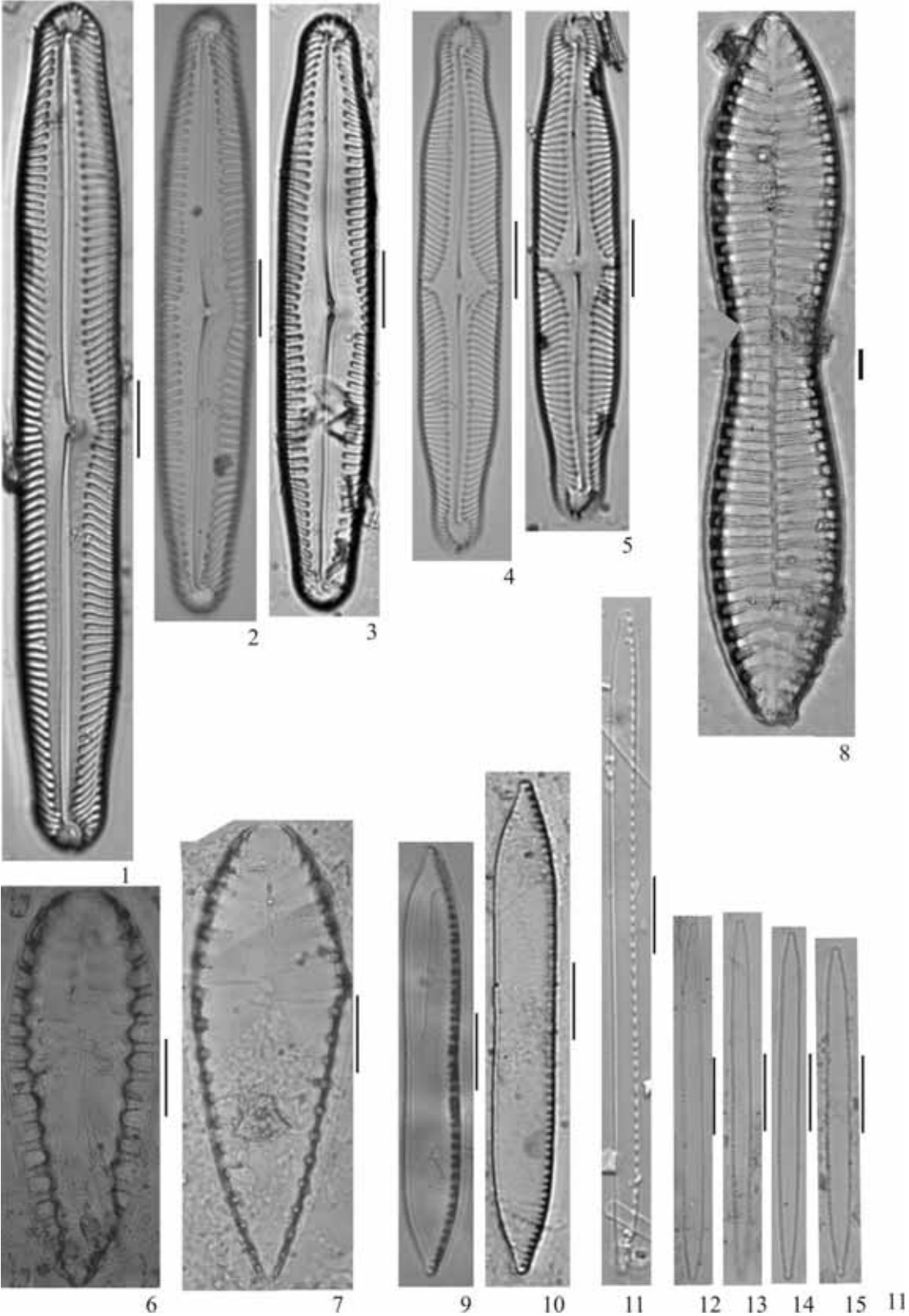
Fig. 8. *Surirella* sp. 2

Figs 9-10. *Nitzschia* sp. 2

Fig. 11. *Nitzschia terrestris* (Petersen) Hustedt.

Figs 12-15. *Nitzschia* sp. Nov.

Escala MO: 10 µm.



Figs 1-6. *Kobayasiella micropunctata* (Germain) Lange-Bertalot

Figs 7. *Capartogramma crucicula* (Grunow ex Cleve)

Fig. 8. *Planothidium lanceolatum* (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot

Fig. 9-11. *Diploneis* sp.

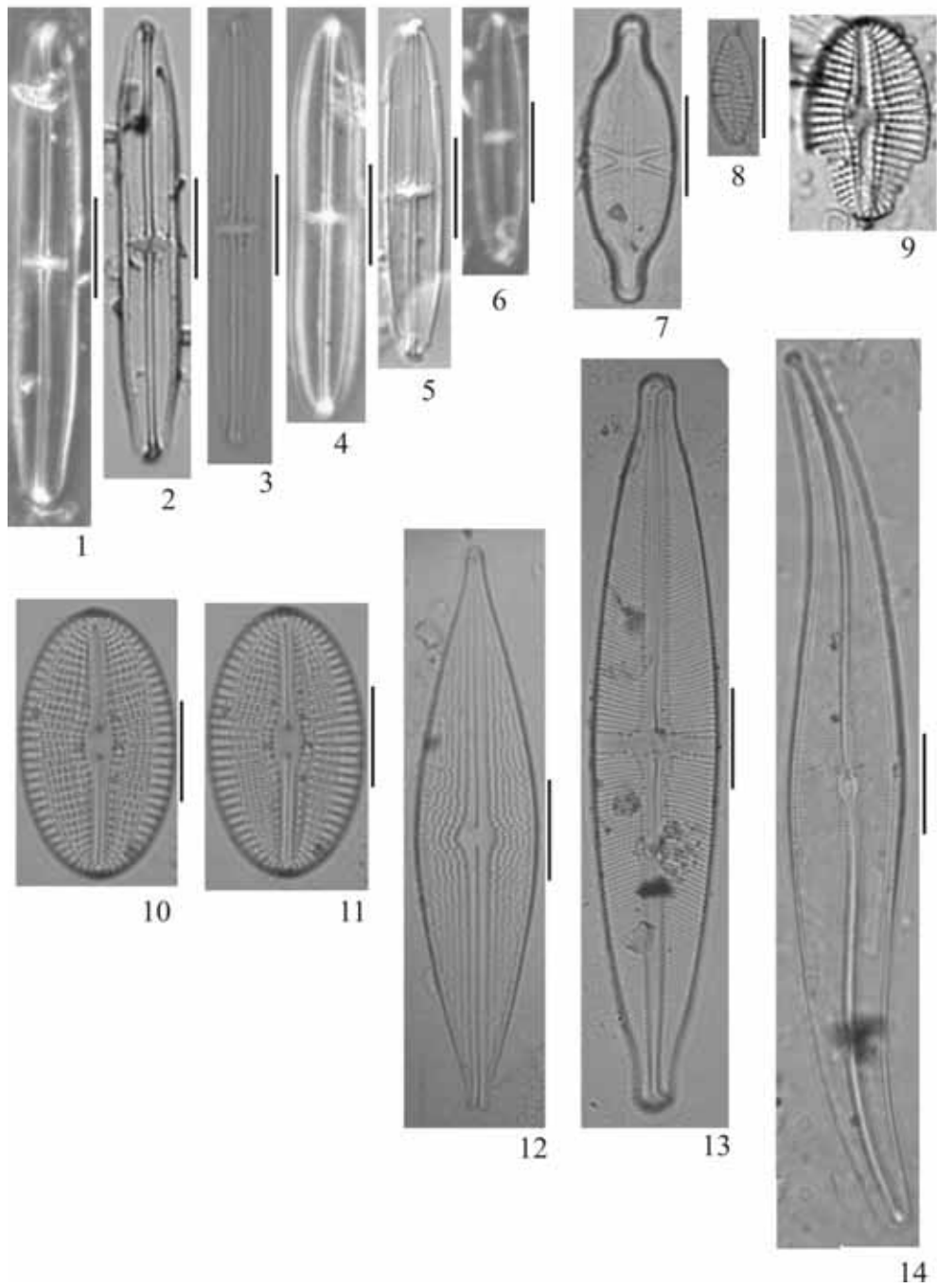
Fig. 12. *Brachysira serians* var. *acuta* (Hustedt) W. Vyverman

Fig. 13. *Stauroneis acidoclinata* Lange-Bertalot & Werum

Fig. 14. *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst

Escala MO: 10 µm.

Prancha 12



Consideração Final

O presente estudo traz contribuição pioneira sobre a flora de diatomáceas da represa Guarapiranga, até então desconhecida. Os 77 táxons infragenéricos identificados nos dois perfis sedimentares da represa caracterizam a flora diatomológica ao longo de ~91 anos (1919-2010), período que abrange as fases de construção da represa, de abastecimento, início do processo da eutrofização e período de maior eutrofização cultural (fase atual) (detalhes no Capítulo 1).

A distribuição da ocorrência das espécies (e dos gêneros) permitiu a separação de três principais fases paleoambientais, mostrando clara alteração florística ao longo do tempo, com a menor similaridade verificada entre as condições iniciais (pré-eutrofização) e atuais da represa (pós-eutrofização). Foi também possível observar que a comunidade do perfil sedimentar amostrado na região de montante, caracterizada como a região de menor ocupação urbana e maior área florestada da bacia (perfil 2), foi mais similar às subfases 1a, 1b e 2 do perfil 1, que abrangem as fases de início da represa com condições oligotróficas até a fase de transição. A alteração pronunciada da composição florística ao longo de ~91 anos refletiu o processo de eutrofização da represa, sendo caracterizada pelo marcado declínio no número de espécies e dos elementos bentônicos e oligotróficos.

É destacada a importância do arquivo sedimentar como memória das alterações da biodiversidade em função da eutrofização em represas, cuja abordagem permite avançar sobre as questões relacionadas às mudanças da biodiversidade em função dos impactos antropogênicos. Finalmente, este estudo contribui para futuros estudos sobre ecologia de diatomáceas, recuperação e medidas de conservação da biodiversidade na Bacia do Guarapiranga e, de forma mais abrangente, em sistemas de represas no país.

Referências citadas

- Battarbee RW, Jones VJ, Flower RJ, Cameron NG, Bennion H, Carvalho L, Juggins S. 2001. Diatoms. *In*: Smol JP, Birks HJB, Last WM (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Vol 3: terrestrial, algal, and siliceous indicators. Kluwer, Dordrecht, pp 155–202.
- Bailey-Watts A. 1986. Seasonal variation in size spectra of phytoplankton assemblages in Loch Leven, Scotland. *Hydrobiologia* 138: 25-42.
- Bennion H, Fluin J, Simpson GL. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of applied Ecology* 41: 124-138.
- Berthon V, Bouchez A, Rimet F. 2011. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia* 673: 259-271.
- Bertolli LM, Tremarin PI, Ludwig TAV. 2010. Diatomáceas perifíticas em *Polygonum hydropiperoides* Michaux, reservatório do Passaúna, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 24: 1065-1081

- Bicca A, Torgan L, Santos C. 2011. Eunotiaceae (Eunotiales, Bacillariophyta) in lacustrine environments in the Coastal Plain from South Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 34: 1-19.
- Bittencourt-Oliveira, MC. 2002. A comunidade fitoplanctônica do rio Tibagi: uma abordagem preliminar de sua diversidade. *In: M.E. Medri (ed.). A bacia do rio Tibagi. UEL, Londrina, pp. 373-402.*
- Brassac NM, Ludwig TAV. 2005. Amphipleuraceae and Diploneidaceae (Bacillariophyceae) from Iguaçú basin river, PR, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 359-368.
- Cameron N. 1995. The representation of diatom communities by fossil assemblages in a small acid lake. *Journal of Paleolimnology* 14: 185-223
- California Academy of Sciences. Diatom Collection. <http://research.calacademy.org/izg/research/diatom> [Acessado 10 Janeiro 2013].
- Carneiro LA. 2003. Ordem Achnanthes (Bacillariophyceae) de águas doces do Estado de São Paulo: Levantamento florístico. Dissertação de Mestrado, UNESP, Rio Claro, 225p.
- Costa-Böddeker S, Bennion H, Jesus TA, Albuquerque ALS, Figueira RCL, Bicudo D.C. 2012. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751-776.
- Cremmer H, Wagner B. 2003. The diatom flora in the ultra-oligotrophic Lake El'gygytgyn, Chukotka. *Polar Biology* 26: 105-114.
- Cremmer H. 2006. A contribution to the epipsammic diatom flora of Estonia. *Nova Hedwigia* 82: 3-4.
- Czarnecki DB, Kocielek J, Sullivan M. 1995. Additions and confirmations to the algal flora of Lake Itasca (MN) State Park. III. The intramucilaginous diatom flora of the colonial peritrich ciliate, *Ophrydium versatile* (Ophrydiidae). *A Century of Diatom Research in North America: A Tribute to the Distinguished Careers of Charles W. Reimer and Ruth Patrick*: 183-194.
- DeNicola DM. 2000. A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia* 433: 111-122.
- Denys L, Straaten D. 1992. A survey of the acid water diatom assemblages of two heathland relics in the Belgian northern Campine (Groot & Klein Schietveld, Brasschaat) with an assessment of their conservational value. *Diatom Research* 7: 1-13.
- Denys L, Muylaert K, Krammer K, Joosten T, Reid M, Rioual P. 2003. *Aulacoseira subborealis* stat. nov. (Bacillariophyceae): a common but neglected plankton diatom. *Nova Hedwigia* 77: 3-4.
- Ehrenberg, CG. 1843. Mittheilungen über 2 neue asiatische Lager fossiler Infusorien-Erden aus dem russischen Trans-Kaukasien (Grusien) und Sibirien. Bericht über die Zur Bekanntmachung geeigneten Verhandlungen der Königlich-Preussischen Akademie der Wissenschaften zu Berlin, pp. 43-49.
- Espinosa MA. 2008. Diatoms from Patagonia and Tierra del Fuego. *Developments in Quaternary Sciences* 11: 383-392.
- Faria DM, Tremarin PI, Ludwig TAV. 2010. Diatomáceas perifíticas da represa Itaquí, São José dos Pinhais, Paraná: Fragilariales, Eunotiales, Achnanthes e Gomphonema Ehrenberg. *Biota Neotropica* 10 (3): 415-427.
- Felisberto SA, Rodrigues L. 2010. Periphytic algal community in artificial and natural substratum in a tributary of the Rosana reservoir (Corvo Stream, Paraná State, Brazil)-doi: 10.4025/actasciobiolsci.v32i4.4627. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 32: 373-385.
- Fontana L, Bicudo D de C. 2009. Diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil): Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae. *Hoehnea* 36: 375-386.
- Fontana L, Bicudo D de C. 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema, SP/PR, Brasil. *Hoehnea* 39, 4: 587-614.

- Frenguelli J. 1941. Diatomeas del Rio de la Plata. *Revista del Museo de la Plata* 3:213-334
- Furey P. 2010. *Eunotia*. In *Diatoms of the United States*. Retrieved February 14, 2013, from <http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/genus/eunotia> In: **Spaulding, SA, Lubinski, DJ, Potapova, M. 2010.** *Diatoms of the United States*. <http://westerndiatoms.colorado.edu> Acessado em 14 Fevereiro, 2013.
- Furey PC, Lowe, RL, Johansen, JR 2011. *Eunotia* Ehrenberg (Bacillariophyta) of the Great Smoky Mountains National Park, USA. *Bibliotheca Diatomologica* 56: 1-134.
- Fürstenberger CB, Valente-Moreira IM. 2011. Diatomáceas (Bacillariophyta) perifíticas da Lagoa Tarumã, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. 1. Bacillariophycidae (exceto Eunotiaceae). *INSULA Revista de Botânica* 29: 25.
- Geiger N. 2000. Epiphytic algae on deep-dwelling bryophytes in Waldo Lake, Oregon. *Lake and Reservoir Management* 16: 100-107.
- Grenier M, Campeau S, Lavoie I, Park YS, Lek S. 2006. Diatom reference communities in Quebec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2087-2106.
- Grimm EC. 1987. CONISS: a FORTRAN 77 program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incremental sum of squares. *Computers & Geosciences* 13: 13-35.
- Haworth EY. 1969. The diatoms of a sediment core from Blea Tarn, Langdale. *The Journal of Ecology* 57:429-439.
- Haworth EY. 1980. Comparison of continuous phytoplankton records with the diatom stratigraphy in the recent sediments of Blelham Tarn. *Limnol. Oceanogr* 25 (6): 1093-1103.
- Hernany G. 2009. Paleocologia do Sistema Pinguela-Palmital-Malvas, Holoceno da Bacia de Pelotas, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- Hill MO, Gauch Jr R. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Houk V, Klee R. 2004. The stelligeroid taxa of the genus *Cyclotella* (Kützing) Brébisson (Bacillariophyceae) and their transfer into the new genus *Discostella* gen. nov. *Diatom Research* 19: 203-228.
- Hustedt F. 1949. Süßwasser-Diatomeen aus dem Albert-National Park in Belgic-Kongo. *Exploration duc Parc National Albert, mission H. Damas*. 8: 1-199.
- Hustedt F. 1961-1966. Die Kieselalgen. In: Rabenhorst, L. *Kryptogamen-Flora*. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft, 7(3): 816.
- Hustedt, F. Die Kieselalgen. 1927-1966. Die Kieselalgen. In: Rabenhorst, L. *Kryptogamen-Flora*. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft 7(1-3): 1-920, 1-845, 1-816.
- Ibarra C, Tavera R, Novelo E. 2009. Diversidad y estructura de las comunidades de diatomeas del perifiton y el metafiton en un humedal tropical en México. *Revista mexicana de biodiversidad* 80: 763-769.
- Krammer K. 2000. The genus *Pinnularia*. *Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats* 1: 1-703.
- Krammer K. 2002. The genus *Cymbella*. *Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats* 3: 1-584.
- Krammer K. 2003. *Cymbopleura*, *Delicata* *Navicymbula*, *Gomphocymbellopsis*, *Afrocymbella*. *Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats* 4: 1-530.
- Kulikovskii M. 2008. The species composition and distribution of diatoms in sphagnum bogs of European Russia: Ecosystems of the Volga Upland. *Inland Water Biology* 1: 347-355.
- Landucci M, Ludwig TAV. 2005. Diatomáceas de rios da bacia hidrográfica Litorânea, PR, Brasil: *Coscinodiscophyceae* e *Fragilariophyceae*. *Acta Botanica Brasilica* 19: 345-357.

- Lange-Bertalot H, Jahn R. 2000. On the identity of *Navicula* (*Frustulia*) *rhomboides* and *Frustulia saxonica* (*Bacillariophyceae*). *Systematics and Geography of Plants*: 255-261.
- Lange-Bertalot H. 2001. *Navicula sensu stricto*. vol. 2: 10 Genera Separated from *Navicula sensu stricto*, *Frustulia*. Ruggell: Gantner.
- Lakatos M, Lange-Bertalot H, Büdel B. 2004. Diatoms living inside the Thallus of the green algal lichen *Coenogonium linkii* in neotropical lowland rain forest. *Journal of Phycology* 40: 70-73.
- Laux M, Torgan LC. 2011. Diatomáceas com plastídeos no plâncton da foz dos rios do Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional. *Iheringia, Sér. Bot* 66: 109-132.
- Lehmkuhl EA, Tremarin PI, Moreira-Filho H, Ludwig TAV. 2010. Thalassiosirales (*Diatomeae*) da baía de Guaratuba, Estado do Paraná, Brasil. *Biota Neotropica* 10: 313-324.
- Liu D, Sun J, Zhang J, Liu G. 2008. Response of the diatom flora in Jiaozhou Bay, China to environmental changes during the last century. *Marine Micropaleontology* 66: 279-290.
- Ludwig TAV, Flôres TL. 1995. Diatomoflórula dos rios da região a ser inundada para a construção da usina hidrelétrica de Segredo, PR. I *Coscinodiscophyceae*, *Bacillariophyceae* (*Achnanthales* e *Eunotiales*) e *Fragilariophyceae* (*Meridium* e *Asterionella*). *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 38: 31-65.
- Ludwig TA, Tremarin PI, Becker V, Torgan LC 2008. *Thalassiosira rudis* sp. nov. (*Coscinodiscophyceae*): a new freshwater species. *Diatom Research* 23: 389-399
- Marquardt GC, Furstenberger CB, Chaouiche TE, Caparica R, Carapunarla L. 2011. Diatomáceas (*Bacillariophyceae*) perifíticas em substratos naturais do rio das Pedras, município de Guarapuava, Paraná, Brasil. Doi: 10.5212/TerraPlural. v. 4i2. 0005.
- Medlin LK, Kaczmarek I. 2004. Evolution of the diatoms V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia* 43: 245-270.
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H. 1998. *Tropische Diatomeen in Südamerika*, I. Koeltz Scientific Books.
- Metzeltin D, García-Rodríguez F. 2003. *Las Diatomeas Uruguayas*. Dirac Ediciones, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay. 288p.
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H, García-Rodríguez F. 2005. Diatoms of Uruguay – Taxonomy, Biogeography, Diversity. In Lange-Bertalot (Ed): *Iconographia Diatomologica*, v. 15. A.R.G. Gantner Verlag, distributed by Koeltz Scientific Books. Koenigstein, Germany. 737pp.
- Metzeltin, D, Lange-Bertalot H. 2007. *Tropical Diatoms of South America II*. *Iconographia Diatomologica*, Königstein, v. 15, pp.1-736.
- Metzeltin D, García-Rodríguez. 2012. *Las Diatomeas Uruguayas*. 2nd ed. Dirac Ediciones, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay. 208pp.
- Moore J. 1974. Benthic Algae of Southern Baffin Island: II. The Epipelagic Communities in Temporary Ponds. *The Journal of Ecology*: 809-819.
- Morales EA, Fernandez E, Kociolek PJ. 2009. Epilithic diatoms (*Bacillariophyta*) from cloud forest and alpine streams in Bolivia, South America 3: diatoms from Sehuencas, Carrasco National Park, Department of Cochabamba. *Acta Botanica Croatica* 68: 263-283.
- Moro R. 1991. Morphology of *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen var. *australiensis* (Grunow) nov. comb. under light microscopy. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 34: 353-359.
- Moro RS, Fürstenberger CB. 1997. Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas. Ponta Grossa, Ed. UEPG 282p.
- Nascimento M de N. 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represa profunda oligotrófica (Sistema Cantareira, Represa Jaguarí-Jacaré). Dissertação de mestrado. Instituto de Botânica, São Paulo.
- Naselli-Flores L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia* 424: 1-11.

- Patrick R, Reimer CW. 1966. The Diatoms of United States. Monographs of the Academy of Natural Sciences-Philadelphia 1: 1-688.
- Pavlov A, Nakov T, Levkov Z, Furey P, Lowe R, Ector L. 2009. *Luticola grupcei* (Bacillariophyceae)-a new freshwater diatom from Mountain Baba (Macedonia) and Great Smoky Mountains National Park (USA): comparison with the type material of *L. goeppertiana* (Bleisch) DG Mann. *Nova Hedwigia* 89: 1-2.
- Potapova M. 2010. *Aulacoseira pusilla*. In: Diatoms of the United States. Acesso em Fevereiro, 2013: http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/species/aulacoseira_pusilla.
- Potapova M, English, J. 2010. *Aulacoseira*. In: Diatoms of the United States. Acesso em Fevereiro, 2013: <http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/species/aulacoseira>.
- Potapova M, Charles DF. 2003. Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48: 1311-1328.
- Raupp S, Torgan L, Melo S. 2009. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiuaú Lake are driven by the flood pulse. *Acta Limnologica Brasiliense* 21: 227-234.
- Rott E, Cantonati M, Füreder L, Pfister P. 2006. Benthic algae in high altitude streams of the Alps—a neglected component of the aquatic biota. *Hydrobiologia* 562: 195-216.
- Round FE. 1961. The diatoms of a core from Esthwaite Water. *New Phytologist* 60: 43-59.
- Round FE, Crawford RM, Mann DG. 1990. Diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge University Press 744pp.
- Rumrich U, Lange-Bertalot H, Rumrich M. 2000. Diatomeen der Anden: von Venezuela bis Patagonien-Feuerland: und zwei weitere beiträge. ARG Gantner
- Santiago-Hussein MC, De Oliveira PE. 2005. Taxonomia de diatomáceas fósseis do holoceno da Lagoa olho d'água, Recife-PE. *Geociências, Revista Universidade de Guarulhos* 6: 17-34.
- Sevindik TO. 2010. Phytoplankton Composition of Çaygören Reservoir, Balıkesir-Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 10: 295-304.
- Simonsen R. 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. *Bacillaria* 2, 971p.
- Silva AM, Ludwig TAV, Tremarin PI, Vercellino IS. 2010. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, Estado do Paraná). *Acta Botanica Brasilica* 24: 997-1016.
- Schmidt R, Mäusbacher R, Müller J. 1990. Holocene diatom flora and stratigraphy from sediment cores of two Antarctic lakes (King George Island). *Journal of Paleolimnology* 3: 55-74.
- Soares FS, Konoplya, BIB, Silva JFM da, Andrade SGTJ. 2011. Amphipleuraceae (Bacillariophyceae) do alto da bacia do Ribeirão Cambé, Londrina, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 34: 39-49.
- Smol JP, Stoermer EF. 2010. Epilogue: reflections on the past and view to the future. In: *The Diatoms: application for the environmental and earth sciences*. Second Ed. Cambridge University Press, 667pp.
- Souza GS, Koenig ML, Leça EE, Coêlho M. 2007. Diatomáceas indicadoras de paleoambientes do Quaternário de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 521-529.
- Spaulding S, Edlund M. 2009. *Aulacoseira*. In: Diatoms of the United States. Acesso em Fevereiro, 2013: <http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/genus/Aulacoseira>.
- Stoermer EF. 2001. Diatom taxonomy for paleolimnologists. *Journal of Paleolimnology* 25: 393-398.
- Stoof-Leichsenring KR, Junginger A, Olaka LA, Tiedemann R, Trauth MH (2011) Environmental variability in Lake Naivasha, Kenya, over the last two centuries. *J Paleolimnol* 45:353–367.
- Sneath PH, Sokal RR. 1973. Numerical Taxonomy – The principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman & Co., San Francisco. 53p.
- Smol JP, Stoermer EF. 2010. *The diatoms: applications for the environmental and Earth Sciences*. 2 Ed. Cambridge University Press, 667p.

- Townsend SA, Gill PA. 2005. The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/dry tropics. *Hydrobiologia* 548: 101-115.
- Train S, Rodrigues L. 1997. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125-134.
- Train S, Oliveira MD, Quevedo MT. 2008. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica de um canal lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 22: 389-395.
- Tremarin PI, Ludwig TAV, Moreira-Filho H. 2008. *Eunotia* Ehrenberg (Bacillariophyceae) of Guaraguaçu river, littoral of Paraná State, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 22: 845-862.
- Trobajo R, Clavero E, Chepurnov VA, Sabbe K, Mann DG, Ishihara S, Cox EJ. 2009. Morphological, genetic and mating diversity within the widespread bioindicator *Nitzschia palea* (Bacillariophyceae). *Phycologia* 48: 443-459.
- Tuji A, Williams D. 2007. Type examination of Japanese diatoms described by Friedrich Meister (1913) from Lake Suwa. *Bulletin of the National Science Museum. Tokyo, Ser. B* 33: 69-79.
- Tuji A, Mohri Y. 2012. Phylogeny of genus *Spicatricibra* and related taxa. *VLIZ Special Publication* 58.
- van Dam H, Mertens A, Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- Viana S, Rocha O. 2005. The toxicity of Copper Sulphate and Atrazine to the diatom *Aulacoseira Granulata*(Ehrenberg) Simmons. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 291-300.
- Vila I, Pardo R. 2003. Phytoplankton community response to the anthropogenic disturbances in a temperate lake]. *Limnetica* 22: 93-102.
- Vyverman W, Vyverman R, Rajendran VS, Tyler P. 1996. Distribution of benthic diatom assemblages in Tasmanian highland lakes and their possible use as indicators of environmental changes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 493-508.
- Zalat AA. 2000. Distribution and paleoecological significance of fossil diatom assemblages from the Holocene sediments of Lake Manzala. *Egypt Diatom Res* 15:167–190.
- Wetzel CE, Ector L, Hoffmann L, Bicudo DC. 2010. Colonial planktonic *Eunotia* (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: Taxonomy and biogeographical considerations on the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia* 91: 1-2.
- Wetzel CE. 2011. Biodiversity and distribution of diatoms (Ochrophyta, Bacillariophyceae) in the basin of Negro river, Amazonas, Brazil. Tese de Doutorado, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, São Paulo. 1876 pp.
- Williams DM, Round FE. 1988. *Fragilariforma*, nom. nov., a new generic name for *Neofragilaria* Williams & Round. *Diatom Research* 3: 265-266.

CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÃO FINAL

Este trabalho demonstrou o sucesso da abordagem *multiproxy* [marcadores da geoquímica orgânica *bulk* (COT, NT, PT, isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e diatomáceas], associada à técnica de datação pelo ^{210}Pb , bem como a informações documentais sobre o uso do solo para inferir sobre o histórico da eutrofização na represa Guarapiranga. As principais conclusões foram organizadas com base nos capítulos abordados na tese e, posteriormente, a partir da interpretação conjunta dos mesmos.

No **capítulo 1** foi possível inferir sobre o histórico da eutrofização na região de maior acumulação de informações na represa (barragem, perfil sedimentar 1), remontando a um período de ~91 anos (~1919-2010). As diatomáceas e a geoquímica orgânica *bulk* apresentaram mudanças rápidas e relativamente simultâneas no tempo, caracterizando três fases e 4 subfases paleoambientais. Em conjunto, refletiram eventos históricos específicos: inundação da vegetação para construção da represa de 1919 a 1932 (fase 1a), uso da represa para abastecimento público a partir de 1928 (fase 1b); início da eutrofização ocasionada pela entrada de esgoto na represa a partir de *ca.* 1974 (subfase 3a), com intensificação a partir de 1991 (subfase 3b), e uso de sulfato de cobre como algicida para controle de blooms de cianobactérias após 1991 (subfase 3b). Desta forma, o estudo inferiu que a represa foi oligotrófica de 1919 até 1947 e apresentou os primeiros sinais de eutrofização a partir de 1974 em decorrência do aumento da ocupação urbana na bacia e da entrada de esgoto na represa, com intensificação deste processo verificado a partir de 1991.

No **capítulo 2** foi possível reconstruir as fontes de matéria orgânica *bulk* na represa e relacionar ao histórico da eutrofização em duas regiões (montante e barragem). As principais mudanças nas fontes de matéria orgânica corroboraram as três grandes fases paleoambientais definidas no capítulo 1. Fase 1 (1919-1942): inundação da vegetação (plantas C3) para a construção da represa, fase 2 (1934-1991): mistura de fontes, fase 3 (1991-2010): prevalência de matéria orgânica lábil (algal) e da contribuição de esgoto. A região de montante foi caracterizada por duas fases paleoambientais (fases 1 e 2) e pela mistura de matéria orgânica algal e de macrófitas. A comparação espacial das fases paleoambientais caracterizadas pela geoquímica orgânica *bulk* permitiu concluir que a eutrofização ocorreu em tempos distintos na região de barragem (~1991) e de montante (~2008), com defasagem de aproximadamente 17 anos, refletindo os diferentes impactos da urbanização em suas sub-bacias de drenagem.

No **capítulo 3** foi possível caracterizar as alterações na estrutura da comunidade de diatomáceas nas regiões de barragem e de montante na represa a partir de dados de preferências ecológicas das

espécies (hábitat, pH e estado trófico) e índices de diversidade (riqueza, diversidade, dominância e equitatividade). As condições iniciais oligotróficas da represa (ca.1919-1932, subfase 1a) favoreceram espécies bentônicas, acidófilas e oligotróficas, além das elevadas riqueza e diversidade. O período oligotrófico, porém com impacto físico pela alteração da vazão da represa, propiciou dominância de uma espécie oligotrófica de hábito planctônico (ca. 1932-1947, subfases 1a e 1b). O avanço do processo da eutrofização foi marcado pela predominância de táxons planctônicos, alcalinófilos e eutróficos. Esta alteração foi menos acentuada na região de montante devido à maior disponibilidade de habitats (presença de macrófitas flutuantes) e às condições locais de menor impacto antrópico. As mudanças na estrutura da comunidade de diatomáceas demonstraram nítida alteração dos grupos ecológicos e das espécies representadas nas fases paleoambientais e declínio da riqueza e diversidade, e foram direcionadas pelo processo da eutrofização.

No **capítulo 4** foi apresentado o primeiro inventário florístico das diatomáceas na represa Guarapiranga, contribuindo com ~91 anos de informação (1919-2010) e abrangendo os períodos de pré e pós-eutrofização. Foram inventariados 77 táxons infragenéricos, distribuídos em 29 gêneros. A composição florística do início da represa (1919-1932, pré-eutrofização) apresentou baixa similaridade (12,5%) com a flora recente (1988-2010, pós-eutrofização). Mostrou, também, que na região de montante a composição foi mais similar ao período inicial até a fase de transição no processo de eutrofização na região de barragem (fases 1 e 2). A alteração na composição florística, caracterizada pelo acentuado declínio no número de espécies e pela redução de elementos bentônicos e oligotróficos, sinalizou pronunciada alteração da comunidade decorrente da eutrofização cultural.

Por fim, considerando os capítulos conjuntamente, outras considerações são apresentadas:

✓ A abordagem multiproxy foi utilizada com sucesso na reconstrução das alterações ambientais na represa Guarapiranga. Todavia, ressalta-se a importância das diatomáceas para a interpretação mais refinada dos impactos antrópicos uma vez que esta comunidade sinalizou outras alterações na represa, tais como distúrbio físico ocasionado pelo início do abastecimento público (~1932) e início da eutrofização (~1974).

✓ Foi demonstrada a importância de se avaliar espacialmente (mais de um perfil) ecossistemas complexos como represas, pois diferentes histórias deposicionais podem gerar interpretações errôneas acerca de sua história. Todavia, como recomendado para lagos, a região mais profunda da represa capturou o maior histórico deposicional.

✓ É destacada a importância do arquivo sedimentar (paleolimnologia) como memória das alterações da biodiversidade e do processo da eutrofização em represas, propiciando rica informação em longa série temporal e inviável de ser obtida pela neolimnologia.

✓ Finalmente, a despeito da complexidade na dinâmica de represas, o estudo paleolimnológico demonstrou o potencial informativo das diatomáceas associadas à geoquímica orgânica *bulk* (abordagem *multi-proxy*) para inferir sobre o histórico da eutrofização em represas de abastecimento urbano. Tais ferramentas podem ser úteis para o gerenciamento e recuperação desses ecossistemas, uma vez que providenciam estimativas das condições anteriores ao distúrbio (condições basais) e permite o conhecimento de quando a eutrofização teve início, identificando a causa do problema. Desta forma, a partir de estudos paleolimnológicos é possível estabelecer metas para o processo de recuperação desses ecossistemas.

REFERÊNCIA CITADA

- Acquased. 2012. 2º Relatório Temático da Fapesp, Instituto de Botânica, São Paulo, 262p.
- Abreu P. C.; Costa C. S. B.; Bemvenuti C.; Odebrecht C.; Graneli W.; Anesio A. M. 2006. Eutrophication processes and trophic interactions in a shallow estuary: preliminary results based on stable isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Estuaries and Coasts* 29: 277-285.
- Alefs, J.; Müller J. 1999. Differences in the eutrophication dynamics of Ammersee and Starnberger See (Southern Germany), reflected by the diatom succession in varve-dated sediments. *J. Paleolimnology* 21: 395-407.
- Barker P. A.; Street-Perrott F. A.; Leng M. J.; Greenwood, P. B.; Swain, D. L.; Perrott, R. A.; Telford, R. J. & Ficken, K. J. 2001. A 14,000-year oxygen isotope record from diatom silica in two alpine lakes on Mt. Kenya. *Science* 292: 2307-2310.
- Barker P. A.; Pates J. M.; Payne R. J.; Healey R. M. 2005. Changing nutrient levels in Grasmere, English Lake District, during recent centuries. *Freshwater Biology*. 50: 1971-1981.
- Battarbee R. W.; Anderson N. J.; Jeppensen E.; Leavitt P. R. 2005. Combining paleolimnological and limnological approaches in assessing lake ecosystem response to nutrient reduction. *Freshwater Biology* 50: 1772-1780.
- Bennion, H. 1995. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research* 10(1):1-19.
- Bennion H.; Smith M. A. 2004. Variability in the water chemistry of shallow ponds in southeast England, with special reference to the seasonality of nutrients and implications for modelling trophic status. *Hydrobiologia*. 436: 145-158.
- Bennion H.; Simpson G. L. 2011. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *Journal of Paleolimnology* 45: 469-488.

- Beyruth Z. 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia* 424: 51-65.
- Birks H.; Birks H. J. B. 2006. Multi-proxy studies impaleolimnology. *Veget. Hist. Archaeobot.* 15: 235-251.
- Bonotto D. M. 1986. Aplicações hidrogeoquímicas dos isótopos naturais das séries do U (4n+2) e Th (4n) no Morro do Ferro, Poços de Caldas, MG. Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo, São Paulo, Tese de Doutorado 377p.
- Brenner M.; Whitmore T. J.; Curtis J. H.; Hodell D. A.; Schelske C. L. 1999. Stable isotope (d13C and d15N) signatures of sedimented organic matter as indicators of historic lake trophic state. *J Paleolimnol* 22: 205-221.
- Brenner M.; Schelske C. L.; Keenan L. W. 2001. Historical rates of sediment and nutrient accumulation in marshes of the Upper St. Johns River Basin, Florida, USA. *JournalofPaleolimnology* 26: 241-257.
- Briner J. P., Michelutti N.; Francis D. R.; Miller G. H.; Axford Y.; Wooller M. J.; Wolfe A. P. 2006. A multi-proxy lacustrine record of Holocene climate change on northeastern Baffin Island, Arctic Canada. *Quaternary Research* 65: 431-442.
- Caleffi S. 1994. A Represa de Guarapiranga: estudo da comunidade zooplanctônica e aspectos de eutrofização. Dissertação de Mestrado. HSA-FSP. Universidade de São Paulo.
- Callegaro V. L. M. 1988. Diatomáceas da turfeira de Águas Claras, planície costeira do rio Grande do Sul: taxonomia, aspectos ecológicos e subsídios à Paleolimnologia. Tese de doutoramento, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 299 p.
- Carpenter S. R. 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorous. *Proceedings of the National Academic of Sciences of the United States of America*, 102, 10002–10005.
- Carvalho M. C. 2003. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Castro D. F.; Oliveira P. E.; Rossetti D. F.; Pessenda L. C. 2013. Late Quaternary landscape evolution of northeastern Amazonia from pollen and diatom records. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85: 35-55.
- Cazotti R. I. 2003. Geocronologia de sedimentos recentes com ²¹⁰Pb: metodologia e critérios para sua aplicação em lagos e represas. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Química, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 131p.
- Cetesb (Companhia Estadual de Tratamento de Esgoto e Saneamento Básico do Estado de São Paulo). 2007. Relatório de qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo.
- Cobrape. 1994. Projeto Guarapiranga: Relatório Consolidado dos Estudos Complementares relacionados à qualidade da água – análise e proposições. São Paulo.
- Costa-Böddeker S.; Bennion H.; Jesus T. A.; Albuquerque A. L. S., Figueira R. C. L.; Bicudo D. C. 2012. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751-776.
- Costanzo S. D.; Udy J.; Longstaff B.; Jones A. 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 51: 212-217.

- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. 1999. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil: Integração Geológica da Folha São Paulo. [Escala] 1:250.000 SF – 23-Y-C. Estado de São Paulo. [Nota Explicativa] / organizado por Sachs, L. L. B. São Paulo: CPRM, 36p.; il.; mapas.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. 2006. Programa Geologia do Brasil: Mapa Geológico do Estado de São Paulo. [Escala] 1:750.000. Organizado por Perrotta, M. N. et al. 2005. São Paulo: CPRM.
- Dalton, C.; Birks, H. J. B.; Brooks, S. J.; Cameron, R. P. E.; Peglar, S. M.; Scott, J. A.; Thompson, R. 2005. A multi-proxy study of lake-development in response to catchment changes during the Holocene at Lochnagar, north-east Scotland. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 221: 175-201.
- Davidson T.; Reid M.; Sayer C.; Chilcott S. 2013. Palaeolimnological records of shallow lake biodiversity change: exploring the merits of single versus multi-proxy approaches. *Journal of Paleolimnology*: 1-16.
- Denys L. 1991. A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements, I: introduction, ecological code and complete list. *Service Geologique de Belgique, Professional Paper*, 246, 1-41.
- Donar C. M.; Neely R. K.; Stoermer E. F. 1996. Diatom succession in an urban reservoir system. *Journal of Paleolimnology* 15: 237-243.
- Dumond H. J.; Tundisi, J. G. 1997. Preliminary data on the paleolimnology of four lakes. In: Tundisi, J.G.; Saijo, Y. (eds.). *Limnological studies on the Rio Doce valley lakes, Brazil*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências & USP, 528 p.
- Engstron D. R.; Schottler S. P.; Leavitt P. R.; Havens K. E. 2006. A reevaluation of the cultural eutrophication of Lake Okeechobee using multiproxy sediment records. *Ecological Applications* 16: 1194-1206.
- França E. 2000. Guarapiranga: recuperação urbana e ambiental do Município de São Paulo. M. Carrilho Arquitetos, 256p.
- Fürstenberger C. B. 2001. Interpretações paleolimnológicas do quaternário recente a partir da análise da comunidade de diatomáceas (Bacillariophyceae) no sedimento do Rio Icatu, Município de Xique-Xique, Estado da Bahia, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 128p.
- García-Rodríguez F.; Mazzeo N.; Sprechmann P.; Metzeltin D.; Sosa F.; Treutler H. C.; Renom M.; Scharf B.; Gaucher, C. 2002. Paleolimnological assessment of human impacts in Lake Blanca, SE, Uruguay. *J. Paleolimnol.* 28: 457-468.
- García-Rodríguez F.; Anderson C. R.; Adams J. B. 2007. Paleolimnological assessment of human impacts in an urban South African lake. *Journal of Paleolimnology* 38:297-308.
- García-Rodríguez F.; del Puerto L.; Venturini N.; Pita A.L.; Brugnoli E.; Buroni L. Muniz P. 2011. Diatoms, protein and carbohydrate sediment content as proxies for coastal eutrophication in Montevideo, Rio de la Plata estuary, Uruguay. *Brazilian Journal of Oceanography* 54: 293-210.
- Gomes D. F. 2007. Elaboração de funções de transferência para a reconstituição de paleoprodutividade na Lagoa do Boqueirão - RN - com base em diatomáceas. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Geoquímica Ambiental. Universidade Federal Fluminense.

- Hall R. I.; Smol J. P. 1992. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27:417-434.
- Hall R. I.; Leavitt P. R.; Dixit A.S.; Quinlan R.; Smol J. P. 1999. Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation. *Can J Fish Aquat Sci* 56: 1109-1121.
- Hammer B.K.; Stoermer E. 1997. Diatom-based interpretation of sediment banding in an urbanized lake. *J. Paleolimnology* 17:437-449.
- Hodell D. A.; Schelske C. L. 1998. Production, sedimentation, and isotopic composition of organic matter in Lake Ontario. *Limnol Oceanogr* 46: 200–214.
- Köster D.; Pienitz R.; Wolfe B.B.; Barry S.; Foster D. R.; Dixit S. S. 2005. Paleolimnological assessment of human-induced impacts on Walden Pond (Massachusetts, USA) using diatoms and stable isotopes. *Aquat. Ecosyst. Health*.
- Kuwae M.; Yoshikawa S.; Tsugeki N.; Inouchi, Y. 2004. Reconstruction of a climate record for the past 140 kyr based on diatom valve flux data from Lake Biwa, Japan. *Journal of Paleolimnology*. 32: 19-39.
- Lamb H. F.; Gasse F.; Benkaddour A.; Hamouti N. El; Van der Kaars S.; Perkins W. T., Pearce N. J.; Roberts C. N. 1995. Relation between century-scale Holocene arid intervals in tropical and temperate zones. *Nature* 373 (12):134-137.
- Liu J.; Lin Z.; Zhang H.; Han B. P. 2012. Hydrodynamic change recorded by diatoms in sediments of Liuxihe Reservoir, southern China. *J Paleolimnol* 47: 17-27.
- Liu D.; Shen X.; Di B.; Shi Y.; Keesing J. K.; Wang Y.; Wang Y. 2013. Palaeoecological analysis of phytoplankton regime shifts in response to coastal eutrophication. *Marine Ecology Progress Series (Feature article)* 457: 1-14.
- Lotter A. F. 2001. The palaeolimnology of Soppensee (Central Switzerland) as evidenced by diatom, pollen and fossil-pigment analyses. *J. Paleolimnol.* 25: 65-79.
- Lotter A. F.; Birks H. J. B. 2003. The Holocene paleolimnology of Sägistalsee and its environmental history – a synthesis. *J. Paleolimnol.* 30: 333-342.
- Martinelli L. A.; Devol A. H.; Victoria R. L.; Richey J. E. 1991. Stable carbon isotope variation in C3 and C4 plants along the Amazon River. *Nature* 353: 57-59.
- Mateus R. S. 2006. Modelo Hidrológico da Bacia Hidrográfica da represa da Guarapiranga – São Paulo (SP). Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-graduação em Geografia Física. 154p.
- Matsuzaki M. 2007. Transposição das águas do braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga: aspectos relacionados à qualidade de água para abastecimento. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, São Paulo, 183p.
- Mayr C.; Fey M.; Haberzettl T.; Janssen S.; Lücke A.; Maidana N. I.; Ohlendorf C.; Schäbitz F.; Schleser G. H.; Struck U.; Wille M.; Zolitschka. 2005. Paleoenvironmental changes in Southern Patagônia during the last millenium recorded in lake sediments from Laguna Azul (Argentina). *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*. 228: 203-227.
- Meyers P. A. 2004. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Organic geochemistry* 34: 261-289.

- Moreno A.; López-Merino L.; Leira M.; Marco-Barba J.; González-Sampériz P.; Valero-Garcés B. L.; López-Sáez J. A.; Santos L.; Mata P.; Ito E. 2011. Revealing the last 13,500 years of environmental history from the multiproxy record of a mountain lake (Lago Enol, northern Iberian Peninsula). *Journal of Paleolimnology* 46: 327-349.
- Mozeto A. A.; Silvério P. F.; Soares A. 2001. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment-water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). *The Science of the Total Environment* 266: 135-142.
- Mozeto A. A. 2004. Sedimentos e particulados lacustres: amostragem e análises biogeoquímicas. In: Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C. (orgs.) *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: RIMA Editora. p. 295-341.
- Naya T.; Tanimura, Y.; Kanai, Y.; Kumon, F.; Amano, K. 2007. Natural and anthropogenic aquatic environmental changes reconstructed by paleolimnological analyses in Lake Kitaura, Central Japan. *J. Paleolimnol.*, 37: 547-563.
- Owen R. B.; Crossley R. 1992. Spatial and temporal distribution of diatoms in sediments of Lake Malawi, Central Africa, and ecological implications. *J. Paleolimnol.*, 7: 55-71.
- Pan, Y.; Brugam, R. 1997. Human disturbances and trophic status changes in Crystal Lake, McHenry County, Illinois, USA. *J. Paleolimnology* 17: 369-376.
- Ponçano W. L. 1981. Características da porção basal da Formação Caiuá, no noroeste do Paraná. *in: SBG, Simp. Reg. Geol. Curitiba*, 3, *Atas*, 2:34-48.
- Räsänen J.; Kauppila T.; Salonen V. 2006. Sediment-based investigation of naturally or historically eutrophic lakes – implications for lake management. *J. of Environmental Management* 79: 253-265.
- Rebouças A. C. 1999. Água doce no mundo e no Brasil. In: Rebouças, A.C., Braga, B. & Tundisi, J.G. (orgs.). *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras Editora. p. 1-37.
- Richter E. M.; Fornaro A.; Agnes C. L. L. 2007. Avaliação da composição química de águas do Sistema Guarapiranga: Estudo de caso nos anos de 2002 e 2003. *Química Nova*, 30: 1147-1152.
- Rolston D.; Fogg G.; Decker D.; Louie D.; Grismer M. 1996. Nitrogen isotope ratios identify nitrate contamination sources. *California Agriculture* 50: 32-36.
- Savage C. 2004. Tracing the influence of sewage nitrogen in a coastal ecosystem using stable nitrogen isotopes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34: 145-150.
- Sayer C.; Roberts N.; Sadler J.; David C.; Wade P. 1999. Biodiversity changes in a shallow lake ecosystem: a multi-proxy palaeolimnological analysis. *J Biogeogr* 26: 97-114.
- Sayer, C. D.; Roberts, N. 2001. Establishing realistic restoration targets for nutrient-enriched shallow lakes: linking diatom ecology and palaeoecology at the Attenborough Ponds, UK. *Hydrobiologia*, 448 (1-3) 117 - 142.
- Smeltzer E., Swain E. B. 1985. Answering lake management questions with paleolimnology. In: *Lake and reservoir management-practical applications. Proceedings of the 4th annual conference and international symposium. North America Lake Management Society* pp. 268-274.
- Smol, J. P. 2008. *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. 2 ed. 383p.
- Souza G.S.d.; Koenig M. L.; Leça E. E.; Coêlho M. 2007. Diatomáceas indicadoras de paleoambientes do Quaternário de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 521-529.

- Stoermer E.F.; Andresen N.A.; Schelske C.L. 1992. Diatom succession in the recent sediments of lake Okeechobee, Florida, USA. *Diatom Res.* 7:367-386.
- Tibby J.; Gell P.; Hancock G.; Clark M. 2010. Complex reservoir sedimentation revealed by an unusual combination of sediment records, Kangaroo Creek Reservoir, South Australia. *Journal of Paleolimnology* 43: 535-549.
- Torres I. C.; Inglett P. W.; Brenner M.; Kenney W. F.; Reddy K. R. 2012. Stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) values of sediment organic matter in subtropical lakes of different trophic status. *J Paleolimnol* 47: 693-706.
- Urrutia R.; Sabbe K.; Cruces F.; Pozo K.; Araneda A.; Vyverman W.; Parra O. 2000. Paleolimnological studies of Laguna Chica of San Pedro (VIII Region): Diatoms, hydrocarbons and fatty acid records. *Santiago. Rev. Chil. Hist. nat.* 73: 717-728.
- Vaalgamaa S.; Sonninen E.; Korhola A.; Weckström K. 2013. Identifying recent sources of organic matter enrichment and eutrophication trends at coastal sites using stable nitrogen and carbon isotope ratios in sediment cores. *Journal of Paleolimnology*: DOI 10.1007/s10933-013-9713-y.
- Vázquez G.; Caballero M. 2013. The structure and species composition of the diatom communities in tropical volcanic lakes of eastern Mexico. *Diatom Research* 28: 77-91.
- Velghe K.; Vermaire J.C.; Gregory-Eaves I. 2012. Declines in littoral species richness across both spatial and temporal nutrient gradients: a palaeolimnological study of two taxonomic groups. *Freshwater Biology* 57: 2378-2389.
- Vilaclara G.; Rico R.; Miranda J. 1997. Effects of perturbations on diatom assemblages in Tlaxcala Paleolake, Mexico. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 846-851.
- Yu G.; Xue B.; Lai G.; Gui F.; Liu X. 2007. A 200-year historical modelling of catchment nutrient changes in Taihu basin, China. *Hydrobiologia* 581: 79-87.
- Wellbaum C.; Schoenlein-Crusius I. H.; Malosso E.; Tauk-Tornisielo S. M. 2007. Fungos filamentosos isolados de folhas em decomposição na Represa de Guarapiranga, São Paulo, SP. *Holos Environment* 7: 171-190.
- Whately M.; Cunha P. M. 2006. Guarapiranga 2005 Como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga. ISA - Instituto Socioambiental, 51p.
- Zimmerman A. R.; Canuel E. A. 2002. Sediment geochemical records of eutrophication in the mesohaline Chesapeake Bay. *Limnol Oceanogr*: 1084-1093.