MIRIAM BORGES XAVIER

**CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DA VARIAÇÃO SAZONAL DO
FITOPLÂNCTON NA REPRESA BILLINGS - SÃO PAULO**

**Dissertação apresentada a Faculdade de Saúde Pública
da Universidade de São Paulo, Departamento de
Saúde Ambiental, para a obtenção do título de
MESTRE EM SAÚDE PÚBLICA**

SÃO PAULO

1979

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA**

A G R A D E C I M E N T O S

Ao Prof. Dr. Carlos Celso do Amaral e Silva pela orientação.

Ao Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha pelo incentivo e apoio constantes.

Ao Prof. Dr. Samuel Murgel Branco pela solicitude amiga e sugestões valiosas.

Ao Instituto de Pesca pelas facilidades concedidas.

À Dra. Maria Amália Basile Martins pelas valiosas oportunidades concedidas, o que tornou possível a execução desse trabalho.

Aos demais colegas e amigos do Instituto de Pesca, Maria Helena Maier, Ricardo José Trevisan, Mithine Takino Suzana Sendacz, Marcia Navarro Cipólli, Maria Antunes, Martiniana Vieira da Silva, Flávio Lona, Luiz Pires Fujiara, Adalberto José Monteiro Júnior e Edson Kubo, por me ajudarem de diferentes formas quando se fez necessário.

À Dra. Célia Romano Leite Sant'Ana, ao Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo, a Prof. Laine Sormus, pelo auxílio prestado na identificação de algas bem como pela leitura crítica dos manuscritos e sugestões apresentadas.

À Prof. Dra. Helena Aparecida dos Santos Lima Pereira pelo apoio e estímulo.

À Prof. Dra. Miriam Bertha Burda Kutner pela colaboração prestada na identificação das diatomáceas.

À bibliotecária Daisy Pires Noronha, pela padroni-zação das referências bibliográficas.

À Sra. Yolanda Cusin Castagna, Astrid Maria Gomes dos Reis e Olga Maria Marcelino pela cobertura à nan quim das ilustrações.

À Sra. Adelaide Rosas Forte pela colaboração pres tada.

À CAPES, Coordenação do Aperfeiçoamento de Pes soal de Nível Superior pelos subsídios concedidos para a elaboração do presente trabalho.

À Maria Augusta, sempre companheira e amiga a quem dedico este trabalho.

A todos aqueles que, mesmo em pensamento ansiaram para que esta jornada fosse cumprida.

INDEX

pág.

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	10
2.1 Caracterização da área estudada	10
2.2 Demarcação dos pontos de amostragem .	10
2.3 Clima	12
2.4 Atividades de Campo	13
2.4.1 Amostragem	13
2.4.2 Temperatura e Transparência ...	14
2.5 Atividades de laboratório	14
2.5.1 Variáveis físicas da água	15
2.5.2 Variáveis químicas da água	15
2.5.3 Variáveis biológicas da água ..	16
2.5.3.1 Determinação qualitati- va do fitoplâncton.....	16
2.5.3.2 Determinações quantita- tivas.....	17
3. RESULTADOS	19
4. DISCUSSÃO	27
4.1 Fitoplâncton	27
4.2 Características físicas	49
4.2.1 Radiação solar, insolação e tem- peratura	49
4.2.2 Cor, Turbidez e Transparência .	57
4.3 Características químicas	62

4.3.1 Condutividade elétrica	62
4.3.2 pH	64
4.3.3 Nutrientes (fosfato, amônia, nitr <u>i</u> to, nitrato e sílica).....	67
4.3.4 Gases (oxigênio dissolvido e oxigê <u>n</u> io consumido)	82
5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES	90
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	95
7. PRANCHAS (1- 26)	143 - 146
Tab. 1	113
Tab. 2	114
Tab. 3	115
Tab. 4	116
Tab. 5	117
Tab. 6	117
Tab. 7	118
Tab. 8	119
Tab. 9	120
Tab. 10	121
Tab. 11	122
Tab. 12	123
Tab. 13	124
Tab. 14	125

Í N D I C E D E F I G U R A S

	pág.
Fig. 1	126
Fig. 2	127
Fig. 3	128
Fig. 4	129
Fig. 5	130
Fig. 6	131
Fig. 7	132
Fig. 8	133
Fig. 9	134
Fig. 10	135
Fig. 11	135
Fig. 12	136
Fig. 13	137
Fig. 14	138
Fig. 15	139
Fig. 16	140
Fig. 17	141
Fig. 18	142

R E S U M O

Coletas de amostras de água para o estudo do fitoplâncton foram feitas, quinzenalmente, de outubro de 1977 a setembro de 1978, na Represa Billings, em São Bernardo do Campo, Estado de São Paulo. Foram amostrados dois locais - estação 1, no braço do Rio Grande e estação 2, no braço do Rio Pequeno. Procurou-se efetuar um estudo sazonal característico de clima tropical e subtropical ao abranger períodos consecutivos de chuva e estiagem.

A distribuição do "standing-stock" do fitoplâncton foi feita por contagem de organismos em UPA/ml e por determinação da clorofila a. Procurou-se relacionar os resultados obtidos referentes ao fitoplâncton com as variáveis físicas e químicas estudadas, quais sejam: temperatura, cor, turbidez, transparência, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, oxigênio consumido, amônia, nitrato, ^{nitrito} fosfato e sílica.

O máximo quantitativo da população fitoplânctônica foi encontrado no período de estiagem. Qualitativamente, foi obtido no período de chuva.

Geralmente, predominaram *Mougeotia* sp. (Chlorophyceae) na estação 1 e *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) na estação 2, ambas apresentaram variação sazonal acentuada, o que não aconteceu com as Euglenophyceae, as Chrysophyceae e as Dinophyceae.

A temperatura influencia a distribuição quantitativa do fitoplâncton; quando foram registradas temperaturas altas a abundância de fitoplâncton foi menor.

Nas estações estudadas, os teores de amônia e nitrato apresentaram variação sazonal acentuada, sendo máximos no período de estiagem. Portanto, houve coincidência no desenvolvimento quantitativo do fitoplâncton e nutrientes (amônia e nitrato).

Houve uma correspondência evidente entre os picos de oxigênio dissolvido e a porcentagem de saturação desse gás na água com o pico de fitoplâncton total, e videnciando a contribuição de oxigênio pela fotossíntese.

Os dados obtidos referentes ao "standing-stock" de fitoplâncton (clorofia a e contagem de organismos), nutrientes (amônia e nitrato) e oxigênio consumido in dicam que a Represa Billings constitui um ambiente eutrófico.

S U M M A R Y

Phytoplankton samples were collected every two weeks at two stations for a period of one year (Oct., 1977 - Sept., 1978). The station 1 is located at Rio Grande and station 2 at Rio Pequeno in the Billings Reservoir, São Bernardo do Campo, State of São Paulo.

The standing stock of the phytoplankton was determined by organisms counting and chlorophyll-a determination. An attempt was made to correlate phytoplankton with environmental factors, such as: tide, temperature, color, turbidity, water transparence, electric conductivity, pH, dissolved oxygen, consumed oxygen, ammonia, nitrits, nitrates, phosphates and silica.

The phytoplankton consisted mainly of *Mougeotia* sp. (Chlorophyceae) at station 1 and *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) at station 2. Both groups showed a marked seasonal variation, but Euglenophyceae, Chrysophyceae, and Dinophyceae did not show this pattern.

The maximum of phytoplankton was recorded during the draught season. Qualitatively, however, the phytoplankton maximum was recorded during the rainy season.

It was also noted an influence of the temperature over the quantitative distribution of the phytoplankton; at high temperatures the phytoplankton abundance was less significant.

The ammonia and nitrates concentrations also showed a marked seasonal variation, their peaks attained during the drought period. Therefore, there was a coinci-

dence in the quantitative development of phytoplankton and the amount of nutrients (ammonia and nitrates).

The peaks of the dissolved oxygen content of the water, and of the oxygen saturation values were very much related to the phytoplankton peak, showing the oxygen contribution by photosynthesis.

The data obtained which refer to the standing stock of phytoplankton (chlorophyll-a and organism counting), nutrients (ammonia and nitrate) and the consumed oxygen indicate that the Billings Reservoir constitutes an eutrophic environment.

1. I N T R O D U C Ã O

Em razão da crescente expansão demográfica mundial, vem ocorrendo um aumento progressivo na demanda de água, principalmente para fins energéticos e de abastecimento público, acarretando, assim, um incremento na construção de grandes reservatórios. Entretanto, sendo ambientes cientificamente pouco estudados, requerem pesquisas limnológicas, que forneçam elementos necessários à sua exploração e controle racionais.

Estudos de ecossistemas lacustres, tais como lagos e reservatórios de regiões tropicais e subtropicais, são de grande importância do ponto de vista básico e aplicado.

Uma vez que o objetivo da limnologia é, segundo KLEEREKOPER (1944), o estudo da correlação e dependência existentes entre os organismos aquáticos, fazem-se necessárias investigações que contribuam para os conhecimentos básicos sobre vários aspectos da limnologia.

Assim, em lagos africanos, estudos básicos sobre físico-química da água, produção primária e "standing-stock" do fitoplâncton vêm sendo desenvolvidos, entre outros, ^{por} TALLING (1965, 1966), BURGIS e colab. (1972), GANF (1972), HICKEL (1973) e AKIYAMA e colab. (1977).

Em lagos da Nova Zelândia foram estudadas variações sazonais do fitoplâncton por CASSIE (1969), que estudou e comparou as espécies de algas encontradas no lago Rotorua, ambiente eutrófico, com as de outros lagos, como

por exemplo, Potoiti e Ohakuri; BURNS & MITCHEL (1974) com parâmetros característicos da associação algal com o grau de trofismo dos lagos Hayes e Johnson; GREEN (1976) estudou as variações sazonais do fitoplâncton sob o ponto de vista qualitativo e quantitativo.

Na Índia, JANA (1973) estudou a variação sazonal do fitoplâncton de reservatórios, de acordo com as estações típicas de clima tropical, verão e chuvas, inverno e estiagem. Relacionou ainda, estes dados, com características físicas (temperatura e turbidez) e químicas (oxigênio, pH, alcalinidade e nutrientes).

Na Argentina, OLIVER⁽¹⁹⁵⁴⁾ realizou um trabalho limnológico sobre a distribuição horizontal do fitoplâncton de Laguna Salada Grande associando estes dados com as alterações observadas na temperatura, vento, pH e alcalinidade. Em outros lagos localizados em Buenos Aires, GUARRERA (1962, 1968) também realizou estudos limnológicos sobre as variações qualitativas e quantitativas do fitoplâncton relacionando^{as} com a transparência, turbidez e o pH da água.

No Brasil, segundo MAIER (1977), existe carência de informações científicas básicas sobre fatores determinantes da qualidade das águas naturais, o que dificulta uma adequada proteção da flora e fauna aquáticas. Tal afirmativa é, ainda, corroborada pelo levantamento bibliográfico das pesquisas limnológicas realizadas em regiões de clima tropical e subtropical, feito por TUNDISI (1976), onde fica demonstrada a escassez desses estudos.

Segundo KLEEREKOPER (1944), grande impulso aos estudos limnológicos foi dado pela antiga Repartição

de Águas e Esgotos de São Paulo (RAE). Entretanto, a primeira instituição científica no país, que realizou estudos limnológicos, foi o Departamento de Botânica da Universidade de São Paulo, com o Dr. Felix Rawitscher.

Trabalhos pioneiros e preliminares sobre limnologia das águas da Grande São Paulo foram realizados por Potel, na primeira década do século, com apresentação à Repartição de Águas e Esgotos de São Paulo (RAE), de relatórios sobre estudos de hidrobiologia aplicados à Saúde Pública.

WRIGHT (1936) estudou aspectos físico-químicos e procedeu a observações do plâncton das águas do Estado de São Paulo no Reservatório do Rio Grande (Represa Billings), na Represa de Santo Amaro (Guarapiranga) e em águas próximas a Amparo e Campinas.

KLEEREKOPER (1939) estudou características físicas, químicas e biológicas da Represa de Santo Amaro (Guarapiranga, Estado de São Paulo). Por sinal, esta foi a primeira represa de clima subtropical a ser estudada metodicamente, durante dois anos.

Desde 1958, BRANCO (1958, 1959, 1960, 1961, 1963, 1965, 1967, 1970, 1971, 1972, 1973) vem desenvolvendo estudos de hidrobiologia sanitária relacionando o fitoplâncton às características físicas e químicas da água como, por exemplo, a produção de odor e sabor em águas destinadas ao abastecimento, a proliferação de algas em filtros utilizados no tratamento de água potável e a oxigenação em lagoas de estabilização de esgotos.

BRANCO (1964) discute, estudando microrganismos flagelados, a poluição como um fenômeno ecológico.

Analizou a interferência de despejos que, podem introduzidos em grande quantidade no curso de água, modificar suas características e levar a alterações ecológicas. Estas determinam a substituição da fauna e da flora primitivas por outras que poderão ser tomadas como indicadoras da nova condição.

Outros trabalhos limnológicos aplicados ao saneamento foram desenvolvidos por ROCHA (1972) na Represa de Americana, Estado de São Paulo, a qual constitui um ambiente poluído em consequência de despejos de resíduos industriais e esgotos domésticos. ROCHA (1976) estudou também a Represa de Guarapiranga abordando aspectos sanitários e a variação de grupos de macroinvertebrados-bentônicos, e discutindo as influências de fatores ambientais sobre o biótopo. Verificadas as limitações da fauna e flora aquáticas, neste mesmo estudo é feito um levantamento bibliográfico das pesquisas limnológicas já realizadas no Brasil. Maior ênfase é dada ao Estado de São Paulo, inclusive à Represa Billings.

REAL & AGUIAR (1972) estudaram diatomáceas dulci-aquícolas no Rio Grande do Sul, sob o ponto de vista qualitativo, ecológico e de interesse sanitário, a fim de fornecer conhecimentos básicos que auxiliassem a pesca e a piscicultura.

MEDEGLIA e colab. (1974) utilizaram bactérias e diatomáceas como indicadores biológicos de poluição da água do Arroio Dilúvio, em Porto Alegre, Estado do Rio Grande do Sul, e verificaram que é válida a utilização desses microrganismos associados para a constatação das condições ecológicas e de poluição num curso d'água. Aconselharam o emprego dessa técnica devendo-se, porém, adequá-la às condições regionais.

AZEVEDO e colab. (1965, 1967) procederam a estudos limnológicos da Represa do Rio das Pedras, com a finalidade de determinar a produtividade naquele reservatório.

Desde 1971, TUNDISI e colab. (1972) vêm desenvolvendo estudos limnológicos na Represa do Broa (ou do Lobo), Estado de São Paulo.

MARINS (1972, 1975) realizou estudos auto-ecológicos da diatomácea *Melosira italica* (Ehr.) Kütz. na Represa do Broa, envolvendo distribuição, "standing-stock" e variação sazonal.

TUNDISI & HINO (1977) publicaram um atlas do fitoplâncton, da Represa do Broa onde apresentaram informação taxonômica, discutem a metodologia e descrevem as técnicas utilizadas na pesquisa ecológica do fitoplâncton.

Outros estudos de variações sazonais da produção primária do fitoplâncton, do "standing-stock" e de fatores ecológicos no ecossistema lacustre (Represa do Broa) foram realizados por TUNDISI (1977), que considerou este ambiente estável e ainda não poluído. Propôs quais as principais direções do fluxo de energia nesse ambiente e considerou o nanoplâncton como o principal produtor primário no ecossistema.

Na Represa de Ponte Nova, em Salesópolis, Estado de São Paulo, BASILE & CIPÓLI (1977) realizaram estudos qualitativos e quantitativos sobre o fitoplâncton.

HENRY (1977) citou no estudo sobre o ciclo sazonal e as variações diurnas de fatores físicos e químicos da água, os principais grupos de fitoplâncton e verificou a qualidade sanitária da água da Represa do Rio Pardo,

em Botucatu, Estado de São Paulo.

Quanto à fiscalização e controle de qualidade de água, pode ser mencionada, em São Paulo, a atuação da CETESB (Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental), que é o órgão responsável pelo estudo dos problemas de poluição e contaminação ambiental, e de água de abastecimento. Foi, ainda, criada a Comissão Especial do Alto Tietê, pelo Ministério de Minas e Energia, que visa a melhoria das condições sanitárias de sistemas hídricos da bacia do Alto Tietê. Em âmbito federal, a SEMA (Secretaria Especial do Meio Ambiente) estabelece as diretrizes para a defesa do ambiente.

Conhecendo-se a composição do meio aquático biótico e abiótico, é possível apreciar a maneira pela qual o meio pode interferir na vida dos organismos, através do aumento ou limitação dos elementos que lhes são indispensáveis e da influência que os organismos exercem sobre esse mesmo ambiente. Das enormes dificuldades encontradas na obtenção desses dados, resulta uma grande escassez de informações sobre algas de água doce, o que, até hoje, vem dificultando a elaboração de estudos ecológicos mais completos. A bibliografia refere-se principalmente a aspectos particulares da ecologia de algumas algas (BRANCO, 1962).

Estudos de Ruttner, citados por KLEEREKOPER (1939), nas Índias Holandesas, evidenciam que os critérios da limnologia moderna são quase que inteiramente baseados em observações realizadas em zonas frias e temperadas, as quais apresentam as estações do ano bem definidas. Para que esses critérios sejam aplicáveis às zonas tropicais, cujas estações do ano não são perfeitamente delimitadas,

necessitariam sofrer uma profunda revisão, baseada em observações locais prolongadas e precisas.

KLEEREKOPER (1939) demonstra que muitos dos importantes fatores ecológicos em lagos de clima tropical são fundamentalmente diferentes daqueles que caracterizam lagos temperados. As causas dessa diversidade são de origem regional, climática e edáfica. O conjunto de todos os fatores regionais e locais determina as condições ecológicas do ambiente, que é composto de inúmeros elementos físicos, químicos e biológicos, imprimindo-lhe caráter próprio.

O estudo da ecologia de águas é fundamental, pois o seu conhecimento permitirá, além do uso adequado das bacias hidrográficas, a realização de uma piscicultura intensiva e necessária à obtenção de proteína animal acessível à população.

As características básicas da água são idênticas, tanto para águas correntes quanto para lagos e reservatórios; entretanto, rios e riachos são sistemas abertos, onde os organismos utilizam nutrientes que aí estão em trânsito, pois seu tempo de residência é relativamente curto, enquanto que lagos e reservatórios são sistemas fechados, onde os nutrientes podem ser reciclados e utilizados várias vezes pelos organismos aquáticos.

O represamento das águas de uma bacia hidrográfica acarreta modificações no ambiente, pois, provoca alterações na correnteza da água, no transporte de sólidos em suspensão, na qualidade e quantidade de fauna e flora aquáticas, na capacidade diluidora do corpo d'água, na temperatura e potencial de evaporação da água, nas condições atmosféricas e, em casos de grandes reservatórios, podem chegar

a provocar abalos sísmicos.

A construção de represas leva por outro lado, progresso às regiões circunvizinhas proporcionando-lhes energia elétrica, água potável e ~~da~~ irrigação agrícola, reaeração e regularização da vazão de rios, o que possibilita o controle das enchentes (BRANCO & ROCHA, 1977).

Em geral, é nos países em desenvolvimento que se encontram reservatórios artificiais de maior porte e em maior número (TUNDISI, 1977).

Atualmente, há no Estado de São Paulo vinte e sete grandes represas, além de numerosos reservatórios de menor porte (MACHADO, 1976, 1977).

A Grande São Paulo conta, por exemplo, em seu sistema de abastecimento, com as seguintes grandes represas: o lago Guarapiranga, o sistema do Alto Cotia, o sistema atual da Cantareira e a Represa Billings, sendo que esta última é objeto do presente estudo.

É um fato bastante difundido e aceito por inúmeros autores que a análise de parâmetros físicos e químicos de um determinado local reflete apenas o ~~estado~~ da coleta, enquanto que parâmetros biológicos representam uma sentória de fatores ambientais presentes e ~~também~~ passados.

Essa consideração vem a ser de grande importância, principalmente, quando se trata de estudo que se relacione a corpos de água que recebem poluição, como é o caso da Represa Billings.

Sendo as características aquáticas diversificadas, as espécies animais e vegetais que vivem nesse meio encontram em condições normais, ambientes que suprem suas exigências específicas e restritas a cada espécie.

As relações entre os organismos e o meio aquático e as inter-relações entre as várias espécies são responsáveis pela qualidade do plâncton que se encontra em lagos ou reservatórios, bem como pela presença de vários tipos de populações, que se sucedem, ao longo do tempo. Existe, pois, além de uma distribuição geográfica regional e uma local, também uma distribuição em diferentes épocas do ano ou durante as estações do ano.

A importância da variação sazonal do fitoplâncton já foi salientada por vários autores que se dedicam à pesquisa de ecologia aquática, tais como: HUTCHINSON (1944), LUND (1954, 1955, 1964) e SKULBERG (1964) em regiões de clima temperado e KLEEREKOPER (1939, 1944), BRANCO (1960) e TUNDISI (1972, 1976, 1977) no Brasil.

Tendo em vista o relativo desconhecimento, no Brasil, referente à variação sazonal do fitoplâncton relacionada às características do meio, este estudo apresenta os seguintes objetivos:

1- Verificar a existência de correlação entre poluição orgânica e abundância de fitoplâncton.

2- Grupos de algas predominantes, em função de efeitos seletivos causados pela poluição.

3- Influências climáticas sobre a diversidade do fitoplâncton (chuvas, temperatura, radiação solar, insolação, etc).

4- Distribuição vertical do fitoplâncton.

5- Diferenças entre as estações 1 e 2. Além disso, através do inter-relacionamento do fitoplâncton com as características físicas e químicas do ambiente aquático, procurou-se levantar problemas e apresentar sugestões para solucioná-los.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área estudada

A Represa Billings com uma área de 127 km^2 , situa-se na região sudeste do Município de São Paulo, Estado de São Paulo, próximo à encosta da Serra do Mar. Segundo HUELK (1956), acha-se circundada pela mata subtropical do Planalto. Seus extremos estão compreendidos entre $23^\circ 42' \text{ S}$ e $23^\circ 45' \text{ S}$ e $46^\circ 27' \text{ W}$ e $46^\circ 42' \text{ W}$, e a uma altitude de 746,5 m. De acordo com Koeppen, o clima predominante nesta região é o trópicos úmido, sendo esta uma das zonas de maior precipitação pluviométrica.

As temperaturas médias mais altas são atingidas nos meses de dezembro a março e o seu declínio, iniciado em fins de abril, atinge valores mínimos nos meses de junho e julho. A temperatura média do ar no mês mais quente está entre 21 e 22°C , ao passo que a temperatura média do mês mais frio está entre 14 e 15°C (SETZER, 1966).

O total de chuvas do mês mais chuvoso (janeiro) apresenta alturas pluviométricas de 250 mm e no mês mais seco (julho) de 30 a 45 mm. As precipitações médias anuais da região estão entre 1300 e 1500 mm (DAEE, 1972).

Para o estudo das variações sazonais das características físicas, químicas e biológicas da Represa Billings, acompanhou-se o modelo de divisão climática, ou seja, uma estação chuvosa (outubro-março) e uma de estiagem (abril-setembro) (DAEE, 1972).

A Represa Billings foi construída por volta de 1927, com o propósito de fornecer água para as usinas

hidrelétricas pertencentes à Light Serviço de Eletricidade S/A e localizadas em Cubatão. O Reservatório Billings é formado pelo represamento dos rios que constituem a Bacia do Rio Pinheiros, também chamado Rio Grande ou Jurubatuba. As águas da Represa Billings não eram suficientes para alimentar as usinas hidrelétricas.

Por volta de 1950, a barragem de Edgard de Souza teve sua altura aumentada para permitir a reversão das águas dos Rio Pinheiros e Tietê.

Desse modo, o Rio Pinheiros teve o seu curso invertido e as águas destes rios passaram a alimentar a Represa Billings.

O Rio Tamanduateí percorre áreas industrializadas de São Caetano do Sul, Santo André e São Paulo e desagua no Rio Tietê que, como o Rio Pinheiros, atravessa grande parte da cidade de São Paulo, recebendo esgotos domésticos e resíduos industriais.

Como consequência do alteamento de Edgard de Souza e reversão dos Rios Tietê e Pinheiros, a Represa Billings passou a receber severas cargas poluidoras o que proporciona uma elevada eutrofização de suas águas.

Através da barragem Summit Control, as águas da Represa Billings escoam para a Represa do Rio das Pedras e, desta, ^{canal}é canalizado para as usinas hidrelétricas, sendo o efluente lançado no Rio Cubatão, chegando através deste até o estuário de Santos.

Estando a Represa do Rio das Pedras situada numa cota mais baixa da crista da Serra do Mar, atua como um reservatório regularizador para o fornecimento constan-

te de águas às usinas hidrelétricas. Sendo assim, os antigos afluentes do Rio Pinheiros constituem os braços do Reservatório Billings e, entre eles, o Rio Grande e o Rio Pequeno, objetos do presente estudo. Ambos percorrem rochas do embasamento cristalino (granito, filitos e gnaisses).

2.2 Demarcação dos pontos de Amostragem

Os locais de pesquisa foram relacionados através de estudos preliminares realizados em setembro e outubro de 1977. Foram escolhidas duas estações, situadas a uma altitude de 750 m e localizadas no Município de São Bernardo do Campo, Riacho Grande (Fig. 1).

Estação 1 - situada no braço do Rio Grande próxima, mais ou menos 100 m, à captação de águas da SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), para os municípios de Santo André, São Caetano do Sul, São Bernardo do Campo e Diadema.

Estação 2 - situa-se no braço do Rio Pequeno, distando aproximadamente 5 km da estação 1.

2.3 Clima

Para o estudo climatológico da região utilizavam-se medidas diárias de temperatura média, máxima e mínima do ar, velocidade média dos ventos, umidade relativa média e insolação média. A fluviometria foi estudada através de dados do nível da Represa Billings registrados diariamente. Estas medidas foram fornecidas pela Light Serviços de Eletricidade S/A, através do Posto Meteorológico P-12-042, de Pedreira, situado em São Bernardo do Campo,

Estado de São Paulo, cujas coordenadas geográficas são $23^{\circ} 41' 59''$ S e $46^{\circ} 40' 11''$ W.

A pluviometria foi estudada através de medidas diárias fornecidas pelo Centro Tecnológico de Hidráulica do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), da Secretaria de Obras Públicas. Esses dados provêm do Posto Pluviométrico da Estação E₃-142R, localizado ^a $23^{\circ} 46' 32''$ S e $46^{\circ} 32' 21''$ W em São Bernardo do Campo, Estado de São Paulo.

As medidas diárias de radiação solar foram estudadas através de dados fornecidos pelo Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo, situado em São Paulo, Estado de São Paulo, a uma altitude de 800 m e cujas coordenadas geográficas são $23^{\circ} 39' 0,6''$ S $46^{\circ} 37' 21''$ W.

2.4 Atividades de Campo

Foram feitas amostragens quinzenais para análise física, química e biológica da água durante um ano (outubro de 1977 a setembro de 1978). Os padrões convencionais descritos no "Standard Methods of Examination of Waste and Wastewater", (APHA, 1960), no "Methods of Chemical Analysis of Freshwater" (Golterman, 1969), e no "Métodos de Microbiologia" (Schwoerbel, 1975) foram obedecidos tanto nas coletas como nos métodos analíticos empregados.

2.4.1 Amostragem

As coletas, em sua maioria realizadas entre 9:30 h e 10:00 h. foram feitas primeiramente na estação 1 e em seguida na estação 2. Seguiu-se uma técnica de amostra-

gem em que na estação 1 as coletas foram realizadas de bordo de um barco, aproximadamente a 100 m da margem, constituindo-se da água de superfície (0,0 m) e de profundidade (2 m), enquanto que na estação 2 eram realizadas próximas à margem, constituindo-se de águas de superfície (0,0 m).

Água de superfície foi coletada em frascos de polietileno com capacidade de 1 litro e de 5 litros.

Água de profundidade (2 m) foi coletada em garrafas ou cilindros marca Hach, modelo OX-10, com capacidade de 300 ml, acondicionada em frascos de polietileno até completar o volume de 1 litro.

A coleta de água para medidas do oxigênio dissolvido foi feita na superfície, com frascos de oxigênio e na profundidade de 2 m com a garrafa Hach, modelo OX-10. Em todas estas amostras, o oxigênio dissolvido foi fixado imediatamente após a coleta.

2.4.2 Temperatura e transparência

Em cada local de coleta foram realizadas as determinações da temperatura do ar e da água, em °C, utilizando-se um termômetro comum de mercúrio cujo bulbo era mergulhado na água ao abrigo do sol. A transparência foi determinada com o auxílio de disco de Secchi, sendo a profundidade onde o mesmo desapareceu na água medida em metros.

2.5 Atividades de Laboratório

Todas as amostras eram homogenizadas, para evitar diferenças entre as sub-amostras a serem analisadas.

2.5.1 Variáveis físicas da água

Para as medidas de turbidez, em FTU, empregou-se turbidímetro e para as de cor, em mg/l Pt, colorímetro, ambos de marca "Hach".

2.5.2 Variáveis químicas da água

Para a condutividade elétrica, medida em $\mu\text{S/cm}$, utilizou-se condutivímetro e o pH foi medido com potenciômetro, ambos de marca "Hach".

A amônia foi determinada em mg/l, pelo método colorimétrico de Nessler, e as leituras foram feitas em espectrofotômetro, no comprimento de onda de 410 nm.

O nitrato foi determinado em mg/l, pelo método colorimétrico do ácido fenol dissulfônico. As leituras foram feitas em espectrofotômetro no comprimento de onda de 410 nm.

O nitrito foi determinado em mg/l, pelo método colorimétrico de Griess, e as leituras foram feitas em espectrofotômetro, no comprimento de onda de 410 nm.

O fosfato (ortofosfato) foi determinado em mg/l, pelo método colorimétrico de Denigès, usando-se cloreto estanoso, e as leituras foram feitas no espectrofotômetro, no comprimento de onda de 690 nm.

A sílica solúvel foi determinada em mg/l, pelo método colorimétrico de molibdato de amônia. As leituras foram feitas no espectrofotômetro, no comprimento de onda de 850 nm.

O oxigênio dissolvido foi determinado em mg/l, pelo método titulométrico de Winkler.

A porcentagem de saturação de oxigênio foi calculada pelo método nomográfico, a partir dos dados obtidos no item anterior, utilizando-se a tabela proposta por Truesdale e colab. de acordo com SCHWOERBERL (1975).

O oxigênio consumido do permanganato de potássio foi determinado pelo método titulométrico (ou aproximação), utilizando-se meio ácido (SCHWOERBEL, 1975).

2.5.3 Variáveis biológicas da água

.5.3.1 Determinação qualitativa do fitoplâncton

As amostras do fitoplâncton foram examinadas ao vivo, para observações de características morfológicas (forma e localização dos cloroplastos, tipo de ligação entre as células, etc). O material foi examinado entre lâmina e lamínula, utilizando-se microscópio binocular com contraste-de-fase marca Carl Zeiss Oberkochen, modelo GFL. Foram feitos desenhos e medidas dos organismos fitoplanctônicos, respectivamente, com câmara-clara binocular e ocular micrometrada de tambor, ambas de marca Carl Zeiss Oberkochen, acopladas ao sistema óptico do microscópio.

Para evidenciação de estruturas celulares foram usados corantes, tais como, lugol para pirenóides e solução aquosa de azul de metileno à 4% para bainha de mucilagem.

Amostras de fitoplâncton foram preservadas, em frasco de vidro de 300 ml, marca "Wheaton", com sulfato de cobre (4%) e pelo método de Transeau citados por BICUDO & BICUDO (1970).

Cada amostra preservada recebeu um rótulo

com as seguintes informações: data, local de coleta e nome do coletor. Encontram-se armazenadas na Seção de Limnologia do Instituto de Pesca, à exceção daquelas coletadas no início da pesquisa (setembro a outubro de 1977), devido à perda do material.

A identificação das algas a nível gênero foi baseada principalmente em SMITH (1950) e BOURRELLY (1966, 1968, 1970).

Para espécies e variedades recorremos a bibliografia mais especializada, tal como, SMITH (1920), GEITLER (1932), DESIKACHARY (1955), PRESCOTT (1962), COCKE (1967), PHILIPOSE (1967); também foram consultadas obras mais específicas, como: CHODAT (1926) e UHERKOVICH (1966) para *Scenedesmus*, KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ (1969) para *Monoraphidium* e *Ankistrodesmus*, KOVÁČIK (1975) para *Tetraedron* e REHÁKOVA (1969) para *Oocystis*.

3.5.3.2 Determinações quantitativas

O "standing-stock" do fitoplâncton foi determinado em função da concentração da clorofila a e por contagem de organismos.

Para a determinação da clorofila a, em mg.m^{-3} , as amostras de um litro de água foram filtradas com auxílio de bomba de vácuo marca Primar e filtro de fibra de vidro "Guelman" (47 mm de diâmetro). Os filtros foram armazenados em geladeira até o momento da extração feita com acetona 90% à frio, segundo o método de RICHARDS & THOMPSON (1952). Utilizou-se para os cálculos teóricos de clorofila a a equação de STRICKLAND & PARSONS (1968).

A contagem de algas foi determinada em UPA/ml (Unidade Padrão de Área), utilizando-se o método de Sedgwick-Rafter modificado por Palmer, e contagem em campo contínuo (BRANCO, 1971).

A contagem dos organismos foi feita em microscópio binocular de marca Wild com câmara de Sedgwick-Rafter. As amostras da água foram homogenizadas antes da contagem, a fim de evitar sedimentação de espécies de algas, como por exemplo, as diatomáceas.

A Tab. 14 é uma relação das espécies e variedades identificado nas amostras. Sua variação quantitativa está representada da seguinte maneira:

- a) mais de 1500 UPA/ml = muito abundante
- b) de 500 a 1500 UPA/ml = abundante
- c) de 150 a 500 UPA/ml = comum
- d) de 10 a 150 UPA/ml = pouco comum
- e) menos de 10 UPA/ml = rara

3. R E S U L T A D O S

Os dados mensais climatológicos registrados no período de outubro de 1977 a setembro de 1978 referentes à temperatura do ar, umidade relativa, pluviometria, radiação solar, insolação, vento e fluviometria (nível da água) encontram-se na Tab. 1 e Fig. 3.

Todas as variáveis físicas, químicas e biológicas da água, registradas em cada coleta, foram estudadas seguindo-se os períodos característicos do clima tropical, ou seja, um de chuvas e o outro de estiagem. Ao primeiro período correspondem os meses de outubro a março e ao segundo os de abril a setembro.

Os valores de temperatura do ar, da água, cor, turbidez e transparência, suas amplitudes e medianas, por período de chuva e de estiagem, e anual estão expressos na Tab. 2 e Fig. 4, 8 e 12.

O registro dos valores de concentrações de nutrientes encontrados na água, nitrito, amônia, fosfato e sílica solúvel, suas amplitudes e medianas, por período de chuva e estiagem, e anual encontram-se na Tab. 3.

A Fig. 6 mostra as variações dos valores de amônia, nitrato e sílica. Suas amplitudes e medianas registradas nos períodos anual de chuva e de estiagem encontram-se nas Fig. 10 e 11, respectivamente.

Os valores de condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, porcentagem de saturação de oxigênio e de oxigênio consumido, suas amplitudes e medianas, por período de chuva e estiagem, e anual estão registrados na

Tab. 4.

A Fig. 5 evidencia as variações da condutividade elétrica e pH por período de chuva e estiagem.

A Fig. 7 relaciona os valores de oxigênio dissolvido, as porcentagens de saturação desse gás e oxigênio consumido por período de chuva e estiagem.

As Fig. 9 e 13 registram os valores mensais de condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, as porcentagens de saturação desse gás e oxigênio consumido.

Os valores do "standing-stock" do fitoplâncton obtidos através da determinação da clorofila a, por período de chuva e estiagem, encontram-se na Tab. 5.

Os dados obtidos resultantes da contagem do "standing-stock" do fitoplâncton estão representados nas Tab. 7 - 12. Nelas são apresentadas as distribuições qualitativa e quantitativa das classes de algas incluindo, ainda, o grupo das não determinadas, que constitui o fitoplâncton que não pôde ser identificado (BRANCO, 1971) por ser difícil sua identificação na falta de bibliografia especializada adequada (diatomáceas, flagelados, etc). Encontram-se ainda nas Tab. 7 - 12, os valores totais por período de chuva e estiagem.

A Tab. 13 e Fig. 15 - 17 apresentam as frequências relativas (%) das classes Chlorophyceae, Euglenophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae e Cyanophyceae encontradas nas estações estudadas.

Os dados obtidos de fitoplâncton total está representados na Fig. 14.

A variação das densidades populacionais das espécies de *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. 1924

e *Anabaena spiroides* Bory, 1822 observadas na estação 2 está representada na Fig. 18.

A Tab. 14 é uma relação das espécies e variedades de fitoplâncton identificado nas amostras.

O fitoplâncton foi representado pelos seguintes grupos de algas:

1- Chlorophyceae

Chlamydomonas Ehrenberg, 1833.

Asterococcus Scherffel, 1908.

Raphidionema Lagerheim, 1892.

Oedogonium Link, 1820.

Golenkinia radiata Chodat, 1894 (pl. 3, Fig. 12)

Micractinium pusillum Fresenius, 1858 (pl. 3, Fig. 10)

Micractinium bornhemiensis (Conrad) Korsikov, 1953 (pl. 3, Fig. 11)

Dictyosphaerium Nägeli, 1849.

Dimorphococcus A. Braun, 1855.

Pediastrum simplex Meyen, 1829 (pl. 3, Fig. 14 - 15)

Pediastrum duplex Meyen, 1829 (pl. 3, Fig. 13)

Coelastrum microporum Nägeli, 1855 (pl. 4, Fig. 16)

Coelastrum reticulatum (Dangeard) Senn, 1899.

Botryococcus Kützinger, 1849.

Westella Wildemann, 1897.

Planktosphaeria G.M. Smith, 1918.

Treubaria Bernard, 1908 (pl. 4, Fig. 18)

Oocystis marssonii Lemmermann, 1898.

Franceia Lemmermann, 1898 (pl. 4, Fig. 17)

- Ankistrodesmus bibraianus* Corda, 1838.
- Monoraphydium* Komárková-Legnerová, 1969.
- Kirchneriella obesa* (W. West) Schmidle, 1893.
- Tetraedron minimum* (A. Braun) Hansgirg, 1888 (pl. 4, Fig. 19)
- Scenedesmus opoliensis* Richter, 1896 (pl. 4, Fig. 20)
- Scenedesmus acuminatus* Lagerheim, 1882 (pl. 4, Fig. 21)
- Crucigenia* Morren, 1830.
- Tetrastum* Chodat, 1895.
- Actinastrum hantzschii* var. *fluviatile* Schroeder, 1899.
- Mougeotia* C. Agardh, 1824 (pl. 4, Fig. 22)
- Euastrum* Ehrenberg, 1832.
- Cosmarium* Corda, 1834 (pl. 4, Fig. 26)
- Micrasterias* C. Agardh, 1827.
- Xanthidium* Ehrenberg, 1837.
- Staurastrum* Meyen, 1829 (pl. 4, Fig. 23 - 25)
- Arthrodesmus* Ehrenberg, 1838.
- Closterium* Nitzsch, 1817.

2- Euglenophyceae

- Euglena* Ehrenberg, 1838 (pl. 1, Fig. 3)
- Phacus tortus* (Lemmermann) Skvortzov, 1928 (pl. 1, Fig. 4)
- Trachelomonas* Ehrenberg, 1833.

3- Chrysophyceae

- Mallomonas* Perty, 1852.
- Synura* Ehrenberg, 1838.
- Dinobryon bavaricum* (Imhof) Lemmermann, 1903 (pl. 2, Fig. 7)

Dinobryon cylindricum Imhof, 1883 (pl. 2, Fig. 6)

4- Bacillariophyceae

Melosira C. Agardh, 1824 (pl. 2, Fig. 1)

Cyclotella Kützinger, 1834.

Stephanodiscus Ehrenberg, 1845.

Rhizosolenia Ehrenberg, 1843.

Synedra Ehrenberg, 1830.

Nitzschia Hassal, 1845.

5- Dinophyceae

Peridinium Ehrenberg, 1830.

6- Myxophyceae (Cyanophyceae)

Chroococcus Nägeli, 1849.

Microcystis aeruginosa Kütz. emend. Elenk., 1924 (pl. 1,
Fig. 1)

Myxosarcina Printz, 1921.

Oscillatoria Vaucher, 1803.

Anabaena Bory, 1822.

Anabaena spiroides Klebahn, 1895 (pl. 1, Fig. 2)

Raphidiopsis mediterranea Skuja, 1938.

As determinações e contagem do fitoplâncton efetuadas na Represa Billings permitiram caracterizar o lago, de acordo com o sistema indicador de PALMER (1957, 1969), onde os gêneros de algas são apresentados como indicadores de poluição.

Esse sistema biológico consta de uma lista gem de 60 gêneros de algas, em ordem decrescente de resis tência à poluição orgânica. Após consultar 165 pesquisa- dores, Palmer atribui um número a cada um dos gêneros.

Assim, por exemplo, 97 trabalhos assinala- vam a ocorrência do gênero *Euglena* em ambientes de alta concentração de matéria orgânica, atingindo, de acordo com Palmer, um total de 172 pontos. Seguindo essa sistemáti- ca, Palmer atribuiu um índice a cada um dos gêneros a se- guir discriminados e que foram encontrados na Represa em estudo.

<u>GÊNERO</u>	<u>GRUPO*</u>	<u>Nº DE PONTOS</u>
<i>Euglena</i>	F	172
<i>Oscillatoria</i>	C	161
<i>Chlamydomonas</i>	C	115
<i>Scenedesmus</i>	V	112
<i>Nitzschia</i>	D	98
<i>Synedra</i>	D	58
<i>Ankistrodesmus</i>	V	57
<i>Phacus</i>	F	57
<i>Melosira</i>	D	51
<i>Cyclotella</i>	D	47
<i>Closterium</i>	V	45

* Grupos de algas

C = alga azul

D = diatomácea

F = flagelado clorofilado

V = alga verde

Convém esclarecer ainda o não tratamento estatístico dos dados obtidos neste trabalho. No estudo das populações, relacionando com os fatores ambientais ou aqueles advindo da poluição, duas abordagens devem ser consideradas. Uma refere-se à estática da população e procura determinar, em um dado instante, a distribuição qualitativa e quantitativa dos indivíduos. A etapa seguinte, dinâmica da população, visa conhecer a distribuição e as variações quantitativas em função do tempo (SANTOS, 1968).

Para a obtenção de informações necessárias ao estudo de uma população biológica, deve-se efetuar uma prévia caracterização da mesma, delimitando-a geograficamente e conhecendo o ciclo de vida dos organismos componentes. Assim, é necessário caracterizar a estrutura e a distribuição espacial dos indivíduos num determinado instante, na região em que vivem (SANTOS, 1970).

Todas as vezes que em trabalhos científicos ou puramente técnicos for necessário apresentar um resultado obtido, por meio de uma estimação estatística, é conveniente fornecer, além da estimativa, uma medida de precisão desta última.

Na fase atual da pesquisa, em que carecemos de recursos materiais, como também o número de amostras é pequeno e anularia uma adequada medida de precisão, seria temerário qualquer tratamento estatístico dos dados.

No presente caso, defrontou-se com problemas relativos à própria identificação de algas, onde há vários pontos de controvérsia entre vários pesquisadores. Finalmente o conhecimento do ciclo de vida dos organismos que é desconhecido para muitas espécies brasileiras, exigiria de-

moradas investigações de laboratório.

Não é fácil, segundo Prescott, estabelecer correlações de dados químicos relacionados com a produção de algas em um dado momento (BRANCO, 1962).

Levando-se em conta os fatores decorrentes das características morfológicas e fisiológicas das algas, deparamos com grandes dificuldades na obtenção desses da dos resultando, daí, uma grande escassez de informações que não permite a elaboração de um completo estudo ecológico de algas de água doce (BRANCO, 1962).

Decidiu-se, portanto, à vista dos problemas expostos, deixar o estudo estatístico para o futuro, procurando-se nesta primeira etapa, conhecer a estática da população, relacionando empírica e comparativamente os or ganismos fitoplantônicos encontrados com os parâmetros fí sicos e químicos.

4. DISCUSSÃO

Os dados obtidos neste trabalho confirmam o fato de que, considerado sob o aspecto da quantidade total, o fitoplâncton de represas que recebem despejos orgânicos e industriais tende a ser abundante quantitativamente. Há também predominância de certos grupos e, pode, ainda,

dentro de cada grupo, haver uma divergência específica, com o aparecimento de um gênero em grande quantidade e ausência de outros.

Além disso, considerando a influência sazonal característica de clima tropical, período de chuva e de estiagem, observou-se que na época de chuva houve uma diversidade maior de espécies e uma quantidade menor de algas em UPA/ml. Já no período de estiagem encontrou-se uma grande densidade para um número relativamente pequeno de espécies.

4.1 Fitoplâncton

As algas encontradas nas amostras pertenciam às classes Chlorophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae e Cyanophyceae.

O presente estudo revelou que houve uma espécie do grupo Chlorophyceae, *Mougeotia sp.*, e outra alga do grupo Cyanophyceae, *Microcystis aeruginosa*, que predominaram sobre as demais na Represa Billings. Em relação a essas, a variação quantitativa de outras espécies foi relativamente menor.

Em populações fitoplânctônicas, é frequente

que uma espécie predomine quantitativamente em certas épocas. Tal predominância pode ser tomada como uma indicação de que a espécie em questão é bem sucedida nas condições ambientais dominantes (KUTNER, 1972).

As Cyanophyceae apresentaram-se com poucas espécies, mas dentre elas uma predominou durante quase todo o período de estudo. Assim, a responsável pelas grandes florações de fitoplâncton na Represa Billings, no início do período de chuvas (estação 1) e por quase todo período de estiagem (estação 2) foi *Microcystis aeruginosa* (pl. 1, Fig. 1).

Enquanto as Chlorophyceae foram ricas em diversidade de espécies, dentre estas, somente *Mougeotia* sp. foi contínua, mantendo-se por todo período de estiagem (pl. 4, Fig. 22).

Quanto à distribuição vertical na estação 1, houve pequenas diferenças qualitativas, sendo a diversidade geralmente maior na água de superfície do que a 2 m. Observou-se que algas do gênero *Microcystis* concentravam-se mais na superfície. Trata-se da flutuação dessas cianofíceas, devido aos seus vacúolos gasosos nas células mais velhas.

PALMER (1960) mostrou que próximo ao local de captação de água para abastecimento do ABC São Caetano, Santo André, São Bernardo e Diadema, na Represa Billings, quanto mais profundo, aumentava o número de tipos de algas na contagem total, enquanto que o número de colônias de *Microcystis* diminuía.

Já RAWSON (1956), comparando o grau de trofismo de lagos, afirma que a maior distribuição da profundi

dade do plâncton em lagos oligotróficos e a camada trofôgênica concentrada e restrita em lagos eutróficos (como é o caso da Represa Billings) são uma diferença real, mas não são facilmente medidas.

Quanto às diferenças quantitativas de distribuição vertical do fitoplâncton, foram encontrados mais organismos nas águas de superfície da estação 1, do que na profundidade de 2 m, no período de chuvas (Tab. 7 e 9).

No período de estiagem, o fitoplâncton encontrado nas águas de superfície e profundidade apresentou dados quantitativos e qualitativos mais similares, havendo-se registrado exceções na obtenção de valores maiores na profundidade de 2 m (Tab. 8 e 10),

Naturalmente, a distribuição do fitoplâncton está sempre vinculada às características físicas, químicas e às propriedades hidrográficas locais (KUTNER, 1972).

A estação 1 (superfície) foi a que apresentou maior variedade de algas quando comparadas com a outra estação. Foram relativamente poucos os números de espécies encontrados na estação 2.

Os picos de fitoplâncton total (Fig. 14) ocorreram em todos os pontos estudados no início do período de estiagem.

A Fig. 15 mostra que, nesta coleta, a classe Chlorophyceae predominou na estação 1 (superfície e aos 2 m), enquanto que a Cyanophyceae predominou na estação 2, durante o período de chuva.

Clorofila a

De acordo com a quantidade e tipos de pig-

mentos que possuam os vários grupos de algas, situam-se e-las também em níveis diferentes em um lago, conforme a qua-lidade da luz que as atinge.

Um dos métodos mais adequados para a deter-minação do "standing-stock" do fitoplâncton é a medida da clorofila a (RAYMONT, 1967).

Observações sobre a concentração de vários pigmentos em diferentes profundidades revelam uma concentra-ção máxima de clorofila a a 5 metros de profundidade (BRANCO, 1962).

As determinações de clorofila a na Represa Billings são reduzidas e não puderam ser estudadas sob o ponto de vista sazonal. Contudo, pode-se comparar os dados obtidos na Represa Billings (Tab. 5) com os apresentados na Represa do Broa por TUNDISI (1977) e, conseqüentemente, deduziremos que a referida represa constitui um ambiente eu-trófico.

BRANCO (1969), quando analisou a concentra-ção de clorofila a na Represa Billings, já havia demonstra-do tratar-se de um lago tipicamente eutrófico. Este mesmo autor afirma que, segundo NIELSEN (1962), a quantidade má-xima de algas expressa em clorofila a na camada de produ-ção é de $0,3 \text{ g/m}^3$. Se aceitarmos esse valor teríamos, já em 1969, que a produção no referido reservatório correspon-de de 30 a 50% do valor máximo.

KAWAI (1976) estudou o perfil das concentra-ções de clorofila a no corpo central da Represa Billings na época da chuva e obteve a concentração máxima de 0,887 mg/l na superfície da água, causada pela extrema densidade da cianofícea *Microcystis*. Ao contrário do que foi observa-

do na época chuvosa, verificou que na estiagem as concentrações de clorofila a foram quase uniformes na camada vertical e geralmente inferiores à da estação anterior.

Na Represa de Americana, Estado de São Paulo, os picos de oxigênio dissolvido superficial e de fundo, coincidiram de um modo geral, com os picos de clorofila a (ZAGO, 1972).

Na Represa do Broa, Estado de São Paulo, a clorofila a não apresentou um ciclo sazonal com picos característicos a não ser durante o verão e, segundo TUNDISI (1977), este reservatório é oligotrófico.

As concentrações de clorofila a nas áreas marginais do Lago Vitória, África, raramente excedem a 5 mg.m^{-3} , entretanto, nas margens de baías, já se chegou a registrar de 15 a 20 mg.m^{-3} (TALLING, 1965).

Para águas doces tropicais caracterizadas pela alta temperatura e iluminação intensa, TALLING (1965) observou que houve uma variação relativamente pequena no índice de saturação máxima da fotossíntese por unidade da clorofila a.

O conhecimento do teor de sais minerais em relação à concentração de clorofila a possibilita avaliar a intensidade dos fenômenos de eutrofização decorrente da mineralização da matéria orgânica (ROCHA, 1972).

RAWSON (1956) achou grande dificuldade em comparar o plâncton de lagos oligotróficos e eutróficos. Segundo este autor, o plâncton de um lago oligotrófico é caracterizado por desmídias, podendo conter um grande número delas, mas a amostra de plâncton pode ser dominada por diatomáceas.

A eutrofização das águas pode causar mudanças qualitativas e quantitativas na vida aquática, propiciando, por exemplo, o desenvolvimento excessivo de algas (SILVA, 1972).

A poluição caracteriza-se ecologicamente por uma ação eminentemente seletiva. Alterando a composição física e química do meio, ela o torna impróprio à vida de um grande número de espécies, ao mesmo tempo em que favorece o desenvolvimento de outras. Mais do que simples destruição de organismos, ela provoca a destruição de um equilíbrio pré-existente para criar outro ciclo biológico.

A ocorrência freqüente de "floração" das águas em lagos eutróficos e sua ausência nos oligotróficos não é questionada. Nos lagos eutróficos, o número de espécies de Chlorococcales provavelmente excede o número de espécies de Desmidiaceae, enquanto que em lagos oligotróficos a condição oposta é encontrada (RAWSON, 1956).

A afirmação anterior foi verificada na Represa Billings.

1- Chlorophyceae

Este foi o grupo que apresentou a maior diversidade de espécies durante todo o período de estudo, sendo que esta diversidade foi ainda mais pronunciada no período de chuva (Tab. 7 e 12).

TALLING (1966) também observou grande variedade de espécies presentes no lago Vitória, África, e mencionou que das 24 espécies de clorofíceas, todas estiveram presentes em baixas concentrações, como por exemplo

Coelastrum reticulatum, *Tetraedron* sp, *Staurastrum* sp, etc.

Na Represa Billings, ao contrário de TALLING (1966), verificou-se que as clorofíceas não apresentaram as mesmas concentrações entre si e que uma minoria destacou-se quantitativamente das demais. A grandeza quantitativa da população algácea verde ocorreu principalmente no período de estiagem e foi fundamentalmente devida a *Mougeotia* sp, na estação 1, que chegou a alcançar 3.114 UPA/ml.

Já no período em que BRANCO (1966) estudou as condições sanitárias da Represa Billings, desmidiáceas do gênero *Staurastrum* apareceram em grande número passando, até mesmo, a predominar na altura do Rio Grande.

DERÍSIO & MONTEBELLO (1972) encontraram um número reduzido de clorofíceas na Represa Billings, representadas principalmente por *Dictyosphaerium*, *Pediastrum*, *Oocystis* e *Chlamydomonas*.

ROCHA & NARDUZZO (1975) registraram em lagos eutrófizados do Parque Zoológico do Estado de São Paulo, a ocorrência de "floração" de algas, principalmente da clorofícea *Dictyosphaerium* que, neste local em grande número, conferiu à água sabor e odor de neixe. Outras clorofíceas que também apareceram em grande quantidade foram *Oocystis* e *Ankistrodesmus*.

No lago do Parque Zoológico do Estado de São Paulo, CHAVES (1978) observou pico de clorofíceas no outono (37,30%).

O "standing-stock" do fitoplâncton no lago Hayes, na Nova Zelândia, foi maior no verão do que no inverno (BURNS & MITCHEL, 1974).

CASSIE (1969) encontrou um número reduzido

de clorofíceas no lago Rotorua, Nova Zelândia, dentre as quais *Mougeotia*, *Dictyosphaerium* e *Actinastrum hantzschii* apresentaram-se em maior número, ao passo que, *Staurastrum*, *Cosmarium*, *Closterium*, *Botryococcus* e *Pediastrum* foram esporádicas.

Um exemplo comparativo de zona temperada foi o do Lago Ray, E.U.A., onde as clorofíceas exibiram um aumento no outono, primavera e no fim do verão (SCHUMACHER, 1956).

No lago eutrófico Vombsjon em Scania, Suécia, de clima temperado, a alga *Chlamydomonas*, constitui um dos gêneros que dominou o plâncton após o degelo (GELIN, 1971).

Na Represa Billings, durante o período de chuva, a espécie *Actinastrum hantzschii* ^{e *STAUSTRUM*} na superfície da estação 1 e *Pediastrum simplex*, na profundidade, estiveram presentes em todas amostras examinadas.

Na estação 1 (profundidade), o gênero *Staurastrum* ^{e *Mougeotia*} ~~foam~~ encontrados em todas amostras examinadas e coletadas durante o período de estiagem.

2- Euglenophyceae

Os elementos desta classe, apesar de não serem abundantes, nem constantes (Tab. 14), apresentaram uma frequência maior no ponto 2 (Tab. 13) durante ^{quase todo} o período estudado.

O trabalho realizado por BRANCO (1964) resalta o fato de que certos cloroflagelados do gênero *Euglena* são mais resistentes, em relação a outras algas, quanto a fenômenos de poluição. Este autor verificou a possibi-

lidade e conveniência de utilizar microrganismos que, pela sua presença em água poluída, possam ser considerados indicadores dessas condições, tendo por base que, na utilização de microrganismos indicadores de poluição, somente poderão ser representativos das alterações ambientais os microrganismos que responderem ao maior número possível de elementos do meio.

O gênero *Euglena* teve ocorrência rara na Represa na Represa Billings durante o período de estudo realizado por DERÍSIO & MONTEBELLO (1972), que corresponde aproximadamente ao período de estiagem.

Trachelomonas ocorreu em grande número na Represa de Americana (ROCHA, 1971).

3- Chrysophyceae

Este grupo caracterizou-se pela sua rara ocorrência nas águas da Represa Billings.

Synura foi registrada no período das chuvas, tanto na estação 1 (superfície) quanto na 2 (superfície).

Dinobryon cylindricum e *Dinobryon bavaricum* ocorreram na estação 1, no período de estiagem. *Dinobryon cylindricum* foi o representante das Chrysophyceae no lago Rotorua, Nova Zelândia (CASSIE, 1969).

Synura foi também encontrada na Represa Billings, por DERÍSIO & MONTEBELLO (1972), sendo sua frequência também considerada rara.

4- Dinophyceae

Peridinium sp. foi o único representante

deste grupo na Represa Billings. Sua maior frequência foi registrada no período de estiagem, exceção feita ao dia 11.01.78 na estação 1 (Tab. 13).

O gênero *Peridinium* também ocorreu no lago Rotorua, na Nova Zelândia (CASSIE, 1969).

5- Bacillariophyceae

Nas estações estudadas na Represa Billings, este grupo apresentou uma frequência maior no período de chuvas (Tab. 13 e Fig. 15).

Quanto às diatomáceas mais frequentes na Represa Billings, BRANCO (1966) registrou o gênero *Nitzschia*. No período de outubro de 1977 a setembro de 1978, foi registrada a presença desta diatomácea, mas ela não se apresentou de maneira frequente.

No lago do Parque Zoológico do Estado de São Paulo, CHAVES (1978) registrou aumento das diatomáceas no verão e outono.

GREEN (1976) encontrou, estudando o lago oligotrófico de Ototoa, Nova Zelândia, proporção maior de Bacillariophyceae e Chrysophyceae que das demais classes de algas, no volume algáceo, por todo o ano, particularmente no inverno.

Comparando os dados anteriores com um trabalho de zona temperada, WUJEK (1966) confirmou investigações anteriores realizadas no lago de Michigan, de que as diatomáceas alcançam seu máximo no inverno.

Quanto à distribuição vertical, durante todo o período de estudo (chuva e estiagem), as diatomáceas

apresentaram-se em maior quantidade na profundidade de 2 m da estação 1, do que na superfície (Tab. 13).

A presença quantitativamente maior das diatomáceas na profundidade do que na superfície foi explicada por LUND (1954) e confirmada por MARINS (1972), no estudo da espécie *Melosira italica*, em que esta alga não apresenta um bom desenvolvimento em altas intensidades luminosas e de temperatura.

O poder de afundamento das diatomáceas é grande. Com isto, sua manutenção na região fótica desse ambiente depende da turbulência da água provocada pelo vento (MARINS, 1972).

Constatou-se ainda na Represa Billings que diatomáceas do gênero *Nitzschia* não foram encontradas fluando livremente na água, mas sim envolvidas na mucilagem das colônias da cianofícea *Microcystis aeruginosa*. Isto ocorreu principalmente na estação 1, evidenciando uma associação possível entre essas algas.

Este mesmo fenômeno foi observado por BURGIS e colab. (1973) no lago George África.

GANF (1973) considera que a pequena densidade das algas do gênero *Microcystis*, em virtude de seus vacúolos gasosos, aumenta a probabilidade de sua permanência dentro da zona eufótica, e, ao que parece, as diatomáceas, geralmente de densidade excessiva, característica de um organismo cuja tendência é afundar, aproveitam a turbulência da água e a associação com a cianofícea do gênero *Microcystis* para que possam manter-se na zona eufótica.

A densidade relativa das diatomáceas na água do lago George, África, indica que elas podem diminuir

o seu número durante condições de mínima turbulência, conforme GANF (1973).

Na Represa Billings, as algas do gênero *Synedra* predominaram sobre as demais diatomáceas na estação 1 (superfície e profundidade), enquanto que o gênero *Melosira* esteve presente em ^{quase} todas as amostras examinadas. Tudo isto ocorreu no período de chuva.

Synedra também foi dominante na Represa de Americana, por ocasião do estudo realizado por ROCHA (1971).

No lago Rotorua as diatomáceas foram o grupo dominante, principalmente constituído por *Synedra* e *Melosira*.

A população de diatomáceas, tais como *Stephanodiscus*, *Nitzschia* e *Melosira*, mostrou diferentes padrões de distribuição sazonal no lago Vitória, África (TALLING, 1966).

Na Represa Billings, DERÍSIO & MONTEBELLO (1972) verificaram que a diatomácea *Cyclotella* foi um dos cinco gêneros responsáveis por 88% do total das algas presentes naquela época. Já no período estudado, de outubro de 1977 a setembro de 1978, esta diatomácea teve sua ocorrência rara.

O fitoplâncton numa camada eufótica de um lago está geralmente em condições nutrientes deficientes, menos durante os períodos de circulação (LUND, 1954, 1955).

No caso de um lago raso de região quente, como é o caso da Represa Billings, a estratificação da água é fácil e rapidamente anulada pelo vento. Desse modo, a recirculação de nutrientes ocorre frequentemente no lago.

A rara ocorrência de *Melosira granulata* na

água com menos de 1,0 mg/l de sílica é explicada pelo fato de que populações de *Melosira* podem ser suspensas pela turbulência na coluna de água quando não há nutrientes disponíveis para o seu desenvolvimento (LUND, 1954, 1955).

Em lago de zona temperada LUND (1954, 1955) registrou o crescimento rápido da diatomácea *Melosira italica* no período de circulação da água; verificou também que esse crescimento era exponencial.

Na Represa do Broa, Brasil, foi feito um trabalho sobre o crescimento sincronizado da diatomácea *Melosira italica*, em que se confirmou o crescimento exponencial dessa diatomácea no período de maior circulação da água (NAKAMOTO e colab., 1976).

Em estudo com animais bentônicos da Represa do Lobo, STRIXINO (1973) observou que larvas de Chironomidae alimentavam-se de *Melosira*.

6- Cyanophyceae

As algas do gênero *Chroococcus*, *Myxosarcina* e *Oscillatoria* apareceram muito raramente (Tab. 7 e 12).

A Fig. 17 mostra que as Cyanophyceae predominaram na estação 2.

Como já foi dito anteriormente, principalmente na estação 1, foi uma observação constante a associação da cianofícea *Microcystis aeruginosa* e a diatomácea *Nitzschia*.

As cianofíceas, principalmente *Microcystis aeruginosa*, e, mais raramente, *Anabaena spiroides* formaram massas de algas que se concentravam mais intensamente na

superfície da água do que na profundidade de 2 m (Tab. 13).

Observou-se ainda, na Represa Billings, que o vento atuou de maneira decisiva no deslocamento das cianofíceas. Na estação 1, durante o período de floração de *Microcystis aeruginosa*, a influência do vento foi marcante nos meses de outubro e dezembro de 1977 (Tab. 3).

O mesmo evento repetiu-se na estação 2, na época de floração de cianofíceas, quando o vento deslocou mais fortemente as algas no mês de setembro de 1978 (Tab. 13).

A distribuição desigual de *Microcystis* na Represa Billings também foi observada por PALMER (1960), que registrou uma maior quantidade dessa alga nos primeiros 10 cm da água. Este autor presume que tal fato se relacione também ao vento e à corrente de água, fazendo com que determinadas espécies se concentrem em determinadas áreas.

Considerações sobre a cianofícea do gênero *Microcystis*

Devido à grande importância ecológica e sanitária do gênero *Microcystis* e à controvérsia existente entre vários pesquisadores quanto à sua sistemática, discutem-se, a seguir, os vários trabalhos referentes a essa alga do ponto de vista histórico e sistemático.

Microcystis aeruginosa Kütz. emend. Elenk...
1924.

Esta espécie é um componente freqüente em processos de "floração" de águas, embora seja comum a uma

grande variedade de ambientes aquáticos (PRESCOTT, 1962).

Um grupo de estudiosos é da opinião que *Microcystis aeruginosa* deve ser usada para indivíduos com colônias perfuradas e muito lobada, enquanto o nome *Microcystis flos-aquae* deve ser aplicado às formas coloniais globosas não perfuradas. Por exemplo, SMITH (1920) assim distingue *Microcystis aeruginosa* de *Microcystis flos-aquae*.

Outros autores de renome, como Elenkin, Ostentefeld, Virieux, Van Goor, Crow e Denis, defendem a união de *M. aeruginosa* e *M. flos-aquae* numa única espécie (GEITLER, 1932).

Depois de realizar um estudo crítico de vários trabalhos, ELENKIN (1924) concluiu que se a colônia é ou não perfurada, esta é uma característica que acompanha sua idade, na qual interagem vários fatores, tais como, condições físicas do ambiente (águas correntes) ou métodos de coleta. Em seguida reduziu *Microcystis flos-aquae* a sinonímia de *Microcystis aeruginosa*, considerando duas formas: major e minor (PRESCOTT, 1962).

Segundo NAUMAN, o aspecto da colônia de *Microcystis sp.* depende do movimento das águas. Em águas calmas aparecem colônias perfuradas e em águas agitadas colônias pequenas e homogêneas (GEITLER, 1932).

Os trabalhos de Nauman e Wesenberg-Lund são facilmente compreensíveis, porém não demonstram que todas as formas compactas sejam capazes de dar origem a estágios perfurados. Assim, a espécie *M. flos-aquae* tem ainda sua existência válida, conforme GEITLER (1932). Por outro lado, GEITLER (1932) acha que somente as colônias velhas são perfuradas e as jovens não. E considera ainda,

provável que ambas, *M. aeruginosa* e *M. flos-aquae*, sejam apenas estágios de uma única espécie.

Francis Drouet considera *M. aeruginosa* e *M. flos-aquae* como sinônimos da espécie *Anacystis cianea*.

No Brasil, durante as secas excepcionais de 1952, 1953 e 1954, houve uma intensa "floração" das águas ocasionada principalmente por *Microcystis*, na Represa Billings (BRANCO, 1958).

A influência que essas algas poderiam exercer, principalmente sob o ponto de vista de sua toxicidade, na Represa Billings, fez com que se desenvolvessem estudos pormenorizados a seu respeito. Dentre esses destacamos os realizados por BRANCO (1958, 1959, 1966, 1972) e PALMER (1960).

Amostras de algas cianofíceas procedentes da Represa Billings foram enviadas a vários especialistas para identificação. Em 1952, Francis Drouet classificou sua amostra como sendo *Anacystis cianea*.

O Dr. J.F. TOLEDO, Botânico-Chefe da antiga seção de Fitotécnica do Instituto de Botânica classificou como *M. aeruginosa* (hoje sabe-se que é a mesma *M. flos-aquae*), as algas da Represa Billings que lhe foram enviadas a pedido do Instituto Biológico (BRANCO, 1959).

"Floração"

Como já foi dito anteriormente, as "florações" de cianofíceas ocorreram na Represa Billings no período de chuva, na estação 1, devido a *Microcystis aeruginosa* e no período de estiagem, na estação 2, devido a *Microcys-*

tis aeruginosa e *Anabaena spiroides*.

Quanto à ocorrência de "florações" na Represa Billings, no período de chuva, também foram registradas por BRANCO (1959), que obteve a concentração máxima em meados de dezembro, diminuindo depois nos meses seguintes.

PALMER (1960) também encontrou "florações" de *Microcystis* na Represa Billings, nos arredores e próximo do ponto de tomada da Estação de Tratamento de Água de São Bernardo do Campo.

Em 1966, Branco encontrou *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena spiroides* na Represa Billings, sendo que a primeira espécie se apresentou em maior número, persistindo durante todo o ano, formando grumos visíveis à olho nu, os quais flutuavam em tão grande quantidade, a ponto de dar à água superficial o aspecto de "sopa de ervilhas" (BRANCO, 1966).

DERÍSIO & MONTEBELLO (1972) observaram na Represa Billings que poucos gêneros de algas eram responsáveis pela grande quantidade de algas presentes e, dentre estas, registraram a presença de *Microcystis* e *Oscillatoria*.

KAWAI e colab. (1976) também encontraram o gênero *Microcystis* como organismo predominante na Represa Billings.

Nos lagos eutrofizados do Parque Zoológico do Estado de São Paulo, ROCHA & NARDUZZO (1975) registraram a presença de "floração" do gênero *Oscillatoria*, que produziram odor e indicavam intensa poluição e concentração de sais. Ao lado desta cianofícea, apareceu *Microcystis* também em grande quantidade.

As cianofíceas tiveram nesses lagos aumen-

to no outono e verão e tiveram seu número reduzido na primavera, sendo que *Oscillatoria* e *Microcystis* predominaram, ao passo que *Anabaena* apresentou a menor frequência do grupo (CHAVES, 1978).

No começo do verão de 1971, no lago Hayes, Nova Zelândia, o gênero *Anabaena* dominou o plâncton e se acumulou rapidamente na superfície da água (BURNS & MITCHEL 1974).

O lago Johnson, na Nova Zelândia, é eutrófico e nele a "floração" tem ocorrido desde 1962 (BURNS & MITCHEL. 1974).

Microcystis foi comum em julho de 1961 no lago Vitoria, África (TALLING, 1966).

No lago Ray, de zona temperada, uma "floração" de *Microcystis aeruginosa* ocorreu na primavera e novamente no verão (SCHUMACHER, 1956).

A "floração" de uma determinada espécie de alga inibe o aparecimento de outras, quer por simples competição, quer por ação de inibidores produzidos pela alga que está ocasionando o fenômeno. Tais inibidores podem apenas influenciar a velocidade de crescimento ou podem ser letais às demais espécies de algas (TASSIGNY & LEFRÈVE, 1971).

Prescott observou que culturas abandonadas de uma determinada espécie de alga dão lugar, certo tempo após a morte destas, à proliferação abundante de outras que, entretanto, não vivem em presença da primeira (BRANCO, 1962).

A idéia de que uma substância secretada ou originada pela decomposição de uma espécie de alga possa

estimular o desenvolvimento de outras não é nova, e muitas pesquisas têm sido realizadas neste sentido.

Clorofíceas e cianofíceas excretam parte do material assimilado na forma de bainhas e cobertura mu cilaginosa (MARGALEF, 1976).

Muitos autores acreditam que as substâncias liberadas pelas algas podem ser tanto nocivas como favoráveis para outras algas (PEREIRA, 1978).

Produtos da decomposição de certas espécies de algas têm sido adicionados à água destilada, formando um meio de cultura onde são semeadas outras espécies. Em muitos casos, tais produtos têm demonstrado efeitos estimu lantes ou inibidores (Segundo Hartman, citado por BRANCO, 1962).

Por outro lado, são muitas as evidências de inibições e auto-inibições de proliferação de algas causadas por esses organismos.

É curioso assinalar que as "florações" são, em geral, causadas por uma única espécie de alga, desaparecendo, quase por completo, as outras pertencentes ao mesmo grupo em "floração" (BRANCO, 1962).

Entretanto, associadas à "floração" podem haver outras algas, geralmente de outras divisões, que parecem estimuladas pelas próprias substâncias que funcionam como inibidoras das primeiras. Além disso, uma mesma sub stância secretada pela alga pode agir como estimulante, quan do em pequenas concentrações e como inibidora quando em concentrações maiores.

Baseada nos trabalhos de TASSIGNY & LEFRÉVE (1971), ZAGO (1972) cita que os metabolitos produzidos pe

la alga em "floração", podem exercer um efeito antagônico sobre outras espécies de algas, sobre animais e sobre elas mesmas, quando no auge do desenvolvimento. Esta mesma autora, salienta ainda, o fato conhecido de que muitas algas e entre elas, espécies de *Anabaena* (*A. variabilis*, *A. gelatinosa* e *A. cylindrica*) excretam material nitrogenado na forma de aminoácidos e polipetídeos.

Por outro lado, há um certo nível em que a "floração" passa a ser nociva à própria espécie que ~~a está~~ produzindo. A falta de luz e ^{de} substâncias nutritivas acaba desencadeando a queda e finalmente a extinção do fenômeno (CARVALHO, 1975).

Várias influências podem ser exercidas pelas algas sobre a comunidade zooplanctônica. Dentre elas, citamos a cadeia alimentar.

Na Represa Billings, o zooplâncton foi numericamente dominado pelos copépodos e cladóceros. Na estação 2, o número de rotíferos foi maior que o de copépodo (SENDACZ, 1978).

Com exceção dos copépodos ciclopóides, que são carnívoros, o restante do zooplâncton é de filtradores, alimenta-se diferencialmente do fitoplâncton e pode influenciar na estrutura e sucessão de uma comunidade algácea como, por exemplo, na ocorrência das "florações".

PORTER (1977) dividiu o fitoplâncton em três grupos de acordo com a ação dos filtradores zooplanctônicos. As maiores distinções entre os grupos foram baseadas no tamanho e morfologia das algas.

CARVALHO (1975) verificou a influência da "floração" de algas sobre o zooplâncton e acha possível que, no caso dos ciclopóides, esta comunidade poderia ter

sido atingida por substâncias tóxicas eliminadas por *Anabaena spiroides*.

Sucessão

No estudo das relações entre as várias espécies de algas em uma massa de água, é freqüente observar-se associações de algas pertencentes a diferentes espécies e, até mesmo, a diferentes divisões sistemáticas (BRANCO, 1962).

Na estação 2 da Represa Billings, *Microcystis aeruginosa* aumentou progressivamente no período de chuvas e, em seguida, durante o período de estiagem, a princípio predominou e depois foi decrescendo quantitativamente até desaparecer no final deste período, quando, então, foi substituída por "florações" de *Anabaena spiroides* (Fig. 18).

Ao contrário do que se obteve na estação 2, em termos de sucessão de algas, PALMER (1960) e

BRANCO (1962) observaram na mesma Represa Billings, que as proliferações de *Anabaena* eram sucedidas por "florações" causadas por *Microcystis*.

Duas sugestões foram levantadas por BRANCO (1962) para explicar esta última sucessão. A primeira foi baseada na possibilidade de que *Microcystis* forneça ao meio algum elemento indispensável à proliferação da *Anabaena*. Como argumento dessa sugestão, o autor apontou o fato de que, em uma série de lagos de uma região, podem ser observadas "florações" de *Microcystis* em um lago e de *Anabaena* em outro localizado nas suas proximidades. A outra sugestão está baseada no fato de *Anabaena* desenvolver-se melhor em águas contendo maiores concentrações de cálcio e menores de nitrogênio. Quando a água é pobre em cálcio

rica em nitrogênio, desenvolver-se-ia *Microcystis* em lugar de *Anabaena*. Esta segunda sugestão pode ser a que mais se enquadre nos casos de sucessão ocorridos na Represa Billings.

Segundo McCOMBIE (1953), o crescimento do fitoplâncton é influenciado por fatores limitantes e controladores. Entre estes últimos, podem ser ressaltados a temperatura, o pH e outros, que determinam o modo pelo qual o fitoplâncton é capaz de utilizar os fatores limitantes, tais como, os sais minerais, etc. Em certos períodos, os efeitos provocados pelos fatores controladores e limitantes podem dar lugar a efeitos letais, que influenciam deletariamente na sobrevivência da alga.

No ambiente aquático, cada espécie de alga apresenta características inferiores e superiores que constituem o seu limite de tolerância. Entretanto, a composição física e química da água de um reservatório apresenta variações que dependem da estação do ano, do período do dia, do local e da profundidade.

Para cada ecossistema, há uma população de organismos com um certo grau de exigências em relação aos elementos que exercem influência sobre o seu desenvolvimento. Já em 1840, Liebig dizia, em sua lei do mínimo, que o crescimento dos vegetais é limitado pelo elemento cuja concentração ou intensidade é inferior a um valor mínimo, abaixo do qual as sínteses não podem ser realizadas.

Esta lei, entretanto, está sujeita a duas críticas. A primeira, pelos fatores responsáveis pela proliferação de determinada espécie não agirem isoladamente mas, ao contrário, interrelacionarem-se. A segunda crítica,

pelos seres vivos viverem sempre dentro de limites. Deste modo, os vários fatores que intervêm no desenvolvimento de uma espécie apresentam valores inferiores ou superiores às exigências desta espécie, mas a lei do mínimo foi estendida e atualmente fala-se em fator limitante. Isto significa que quando um fator ecológico está ausente ou reduzido a níveis inferiores ao mínimo crítico, ou superiores ao nível máximo tolerável, impedirá o desenvolvimento da espécie considerada.

Fator limitante diz respeito à disponibilidade e intensidade de certos elementos que permitam um desenvolvimento ótimo dos organismos. Depreende-se daí, a importância deles, quando o controle dos organismos aquáticos se faz necessário. Fator limitante, entretanto, não é letal, mas sim limita por escassez ou excesso o potencial de crescimento de uma população (BRANCO, 1964).

4.2 Características físicas

1. Radiação solar, insolação e temperatura

A radiação solar direta é o fator que mais contribui para o aquecimento da água de reservatórios e lagos. Assim é que, em dias nublados o aquecimento é mais intenso do que em dias de céu límpido.

Os dados de radiação solar obtidos na Represa Billings apresentaram seu máximo no mês de fevereiro de 1978, período de chuvas, ocasião em que a diversidade de fitoplâncton foi maior, e seu valor mínimo ocorreu em julho de 1978, período de estiagem, quando quantitativamente o fitoplâncton alcançou valores maiores (Tab. 1 e Fig.3).

As frações das radiações solares que conseguem atravessar a superfície penetrando na massa de água são constituídas nela luz e ^{pequeno} calor.

Os vegetais necessitam da luz para sua síntese orgânica e são eficazes os comprimentos de onda situados em torno do vermelho e, em menor grau, do azul. Isto ocorre em virtude da maior quantidade de energia destes em relação aos outros comprimentos de onda que podem ser absorvidos pela clorofila.

Tendo os vários comprimentos de onda poderes de penetração diferentes na massa de água, estes fatores são decisivos na capacidade de desenvolvimento e na qualidade do plâncton da água. Portanto, a intensidade luminosa tem papel preponderante na variação do conteúdo em clorofila das células das algas. Muitas delas crescem melhor sob baixas intensidades luminosas do que sob altas intensidades.

De um modo geral, parece que as clorofíceas exigem maiores intensidades de luz, enquanto que as diatomáceas e crisofíceas não são muito exigentes quanto à luz. As cianofíceas revelaram-se mais exigentes com referência à temperatura do que com a intensidade luminosa (BRANCO, 1962).

Na Represa Billings constatou-se, na estação 1, uma presença maior de clorofíceas na superfície (Tab. 7 - 10), o que está de acordo com a afirmação acima de Branco.

A insolação total aquece mais rapidamente o ar que a água, mas sendo o calor específico da água mais elevado que o do ar, seu aquecimento e resfriamento serão

mais lentos, tornando o ambiente aquático mais estável que o terrestre. Parte do calor recebido pela massa de água é responsável pela temperatura. Também, devido ao seu calor específico, em determinadas horas do dia, a temperatura da água é maior que a do ar.

O fitoplâncton não mantém constante sua temperatura interna, tendo, portanto, sua atividade metabólica limitada pela temperatura ambiente.

Na Represa Billings a temperatura do ar variou de 14,5°C a 28,5°C na estação 1, durante todo o período de observação. Na estação 2 a temperatura do ar variou de 11,5°C a 28,8°C (Tab. 2).

Na estação 1 a temperatura da água superficial variou de 17,8°C a 28,5°C. De um modo geral, a temperatura da água de superfície acompanhou a do ar (Fig. 4).

A temperatura da água a 2 m de profundidade variou de 17,8°C a 28,0°C.

Foram exceções as temperaturas registradas nas coletas de 11.01.78, ^{10/08/78, 23/08/78, 06/09/78} 03.05.78 e 26.07.78, em que a temperatura na profundidade de 2 m foi superior à da superfície. Nas demais coletas, a temperatura da superfície da água foi sempre superior à de profundidade, tendo a diferença entre elas atingido um máximo de 2°C, sendo 23,8°C na superfície e 21,8°C na profundidade de 2 m (Tab. 2 e Fig. 4).

Portanto, as temperaturas da água e do ar mostram um ciclo sazonal normal, com um máximo no período de chuva (verão) e um mínimo na estiagem (inverno), como evidencia a Fig. 8.

De um modo geral (Fig. 12), observa-se que

não houve grandes variações de temperatura do ar e da água no decorrer do período anual estudado, isto é, de outubro de 1977 a setembro de 1978.

A temperatura influencia na distribuição quantitativa do fitoplâncton. Variando-se a temperatura e mantendo-se as demais condições semelhantes, ^{nas} zonas de clima quente, em que os processos metabólicos da alga são muito intensos, ocorrerá absorção de uma maior quantidade de nutrientes do que por algas de clima temperado. Portanto, nesta última zona, uma maior população será mantida para uma mesma quantidade de nutrientes.

Isto foi muitas vezes confirmado na Represa Billings, onde quantitativamente o fitoplâncton foi menor nos períodos de alta temperatura (época das chuvas) e maior nos períodos de menor temperatura, ou época de estiagem (Tab. 14).

Já em 1959, Branco verificou uma diminuição do número de algas na Represa Billings, coincidente com a elevação progressiva da temperatura durante os meses de janeiro, fevereiro e março (BRANCO, 1959).

Em clima temperado, a radiação solar, luz, calor e a temperatura, geralmente são fatores limitantes (KUTNER, 1972), e as estações são bem definidas.

Como consequência disso, as algas que ocorrem em zona temperatura foram classificadas por Transeau em 6 grupos, tais como, algas de inverno, primavera, verão, outono, perenes e efêmeras (BRANCO, 1959). Outro exemplo nesse sentido, é dado por MOITA (1976) que em Albufeira do roxo, em Portugal, realizou um estudo sazonal qualitativo e quantitativo das espécies que constituem

o fitoplâncton e agrupou-as em algas de primavera, verão, outono e inverno.

As relações entre organismos fitoplanctônicos e as variações sazonais nas regiões tropical e subtropical, porém, são de difícil interpretação (BRANCO, 1960), principalmente pelo fato das estações do ano não serem definidas, não se tornando possível fazer o agrupamento de algas segundo o critério escolhido para zona temperada.

Uma outra influência da luz e da temperatura está na distribuição vertical do fitoplâncton. Para a assimilação do carbono, o fitoplâncton movimenta-se na coluna de água em busca do seu "clima de luz" ideal.

Uma elevação da temperatura, com consequente diminuição da viscosidade, causará a descida dos organismos fitoplanctônicos até às camadas mais frias, mais viscosas e de maior densidade específica, onde sua sustentação será mais eficaz e a temperatura mais amena. Por isto, muitos organismos planctônicos de águas quentes são providos de estruturas destinadas a retardar sua movimentação vertical (KUTNER, 1972). Algas desmidiáceas como *Staurostrum* e clorococcales dos gêneros *Golenkinia*, *Micractinium*, *Tetraedron*, *Scenedesmus*, etc., são providas de processos espinhosos que aumentam a superfície de contato de alga com o meio, provocando, assim maior atrito entre ambos, dependente do grau de viscosidade da água. Ora, sendo a viscosidade influenciada pela temperatura da água, haverá, obviamente, variação da velocidade de queda desses microrganismos. Ressalte-se, ainda, que esses organismos, quando vivos, se precipitam muito mais lentamente que quando mortos (BRANCO, 1962).

TUNDISI e colab. (1978) evidenciarar

uma baixa taxa de afundamento do fitoplâncton em lagos do Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, quando se registrou a presença de estratificação térmica. Para explicar o ocorrido, afirmaram que isso pôde ser conseguido à custa de uma redução da razão superfície/volume ou ao aumento das estruturas ou mecanismos que auxiliem a manutenção da flutuabilidade desses organismos.

Há, realmente, influência sensível da temperatura e viscosidade da água na velocidade de afundamento das algas, devendo existir, também, influência de algum fator fisiológico. Isto pode estar ligado ao fenômeno de fotossíntese por exemplo, uma vez que, após a exposição à luz, a alga leva um tempo maior para afundar do que quando permanece à sombra. Provavelmente, trate-se de formação de oxigênio no interior da célula, dando a esta uma menor densidade, isto é, diminuindo a diferença de peso específico (BRANCO, 1960).

A maioria dos vegetais planctônicos tem exigências quanto às temperaturas máxima e mínima toleradas. Em algumas espécies, a tolerancia é bastante grande, suportando amplas variações (KUTNER & TORGO, 1962).

A maior parte das espécies de algas de água continental, quando cultivadas em meio artificial, desenvolve-se melhor em temperaturas situadas entre 15 e 25°C. Entretanto, algumas espécies de cianofíceas dos gêneros *Anabaena* e *Microcystis* têm, quando em meio ótimo quanto a nutrientes e luz, melhor desenvolvimento em temperaturas superiores a 30°C. Muito freqüentemente, as proliferações intensas de cianofíceas, que formam "floração" nas águas, estão relacionadas com a elevação da temperatura ambiente (BRANCO, 1962).

Densas populações de algas cianofíceas são frequentemente associadas com temperatura da água bastante altas.

Segundo o trabalho de GANF (1972), o regime de temperatura do lago George, lago equatorial africano, varia de 25 a 35°C, faixa esta que se enquadra dentro da temperatura média ótima para cianofíceas, que neste lago se desenvolvem intensamente.

Visto que no plâncton de outros lagos do leste da África, com temperaturas similares, são as diatomáceas que dominam (KILHAM, 1971), a presença de cianofíceas não deve ser uma simples função da temperatura.

Em lagos e reservatórios de região de clima temperado, geralmente no verão, a temperatura da água é mantida uniformemente distribuída enquanto no inverno ocorre a estratificação térmica.

As estações do ano não são perfeitamente definidas nas regiões tropical e subtropical, e a conhecida estratificação térmica, que ocorre em lagos das regiões temperadas, praticamente não se verifica nos lagos das regiões quentes. Aliado a este fator, deve-se ressaltar que as pequenas profundidades dos lagos facilitam a ação dos ventos, provocando circulação da água, que destrói praticamente qualquer indício de estratificação (BRANCO, 1960).

Segundo BEADLE (1974), o principal agente determinante da circulação da água em lagos tropicais e, conseqüentemente da desestratificação térmica, é o vento, muito mais provavelmente do que as flutuações sazonais em radiação solar e a temperatura da atmosfera.

Um dos fatores responsáveis pela turbulência da água é a velocidade do vento (WELCH, 1952).

Provavelmente seja a pequena viscosidade da água quem torne a ação do vento mais decisiva na circulação da água nas regiões de clima quente do que nas regiões de clima frio (KLEEREKOPER, 1939).

Os meses de maior média de velocidade do vento na Represa Billings, no período estudado, foram outubro e dezembro de 1977 e setembro de 1978 (Tab. 1 e Fig. 3).

WRIGHT (1936) observou que na Represa Billings (Pio Grande) a diferença de temperatura entre a superfície e o fundo era muito pequena evidenciando não haver uma estratificação térmica definida. Ainda na Represa Billings, BRANCO (1966) observou que o gradiente térmico e a pequena profundidade desse reservatório não são suficientes para garantir qualquer estabilidade de estratificação, pois nessas condições uma estratificação não resistiria a ventos mesmo de pequena intensidade.

Não houve estratificação térmica na Represa do Lobo, Estado de São Paulo (TUNDISI e colab., 1972). Isto foi confirmado por MARINS (1972).

Na Represa do Rio Pardo, Estado de São Paulo, HENRY (1977) também não observou estratificação térmica.

Em Minas Gerais, no Vale do Rio Doce, TUNDISI e colab. (1978) estudaram lagos situados em vales relativamente profundos, o que impede a circulação da água por ação do vento. Como consequência, foi registrada uma estratificação térmica considerável, a qual permaneceu por volta de seis meses.

Em regiões da África tropical, TALLING (1965) observou uma forte estratificação térmica de janei-

ro a junho, devido possivelmente a grande profundidade destes lagos.

4.2.2 Cor, Turbidez e Transparência

Um aumento acentuado da turbidez e da cor pode reduzir a profundidade de penetração das radiações solares e também reter calor nas partículas em suspensão, o que acarretará o aumento da temperatura da água das camadas superficiais. Portanto, cor e turbidez constituem fatores responsáveis pela limitação de luz e podem interferir no desenvolvimento de algas em uma massa de água. Desse modo, águas claras permitem uma maior proliferação de organismos fotossintetizantes que águas coloridas ou turvas.

A cor das águas naturais exerce forte ação seletiva na luz que a atravessa, sendo a principal responsável pela qualidade da luz presente a uma determinada profundidade (BRANCO, 1964).

Em lagos, a cor pode ser modificada com a profundidade graças à ação das radiações ultravioletas sobre as substâncias orgânicas, susceptíveis de alteração nas camadas superficiais.

A cor real da água é dada pela presença de substâncias pigmentadas em solução ou em dispersão coloidal, tais como substâncias minerais (ferro, manganês, etc.) ou orgânicas (taninos, etc.)

O ferro e o manganês constituem, na forma solúvel de carbonatos, os principais elementos responsáveis pela cor das águas naturais. Em presença de elevadas concentrações de oxigênio, esses carbonatos precipitam-se sob a forma de hidróxidos insolúveis.

Em lagos que apresentam altas concentrações de oxigênio dissolvido na água, que podem ser decorrentes da fotossíntese de um grande número de algas que aí proliferam, é comum observar-se precipitação de ferro sobre as próprias células de algas desmidiáceas (BRANCO, 1962).

A cor real da água tem ação indicadora de pH, pois o tamanho das partículas coloidais varia em função do pH, tornando-se em meio ácido maiores e mais numerosas que em solução básica (BRANCO, 1964).

A cor das águas naturais é geralmente devida a produtos de decomposição da matéria ^{orgânica} própria massa de água, ou do húmus do solo adjacente. Assim sendo, há uma relação quantitativa entre cor e carbono orgânico presente na água.

Os dados registrados de cor na Represa Billings, estação 1, mostraram valores máximos de 190 mg/l Pt na superfície e 130 mg/l Pt na profundidade (2 m); ambos dados foram registrados no período de estiagem. Valores mínimos, de 30 mg/l Pt na superfície e 20 mg/l Pt na profundidade (2 m), foram encontrados no período das chuvas (Tab. 2).

A Fig. 8 mostra uma nítida variação sazonal da cor em todas as estações estudadas, sendo esta maior no período de chuvas na estação 1 e maior no período de estiagem na estação 2.

No período anual estudado, de outubro de 1977 a setembro de 1978, as medidas de cor apresentaram-se geralmente maiores na estação 2 (Fig. 12).

A cor aparente da água da Represa Billings nos pontos estudados pode ser causada pelos organismos aqua

ticos clorofilados que aí proliferam em grande número.

Um caso patente da influência da cor sobre o fitoplâncton, registrado por BRANCO (1962), ocorreu nos lagos artificiais que formam o sistema Cotia em São Paulo, Brasil e representados pelas Represas Cachoeira da Graça e Pedro Beicht. Embora existam as mesmas espécies de algas em ambos os lagos, o número encontrado no primeiro foi muito menor que o existente na Represa de Pedro Beicht. Isto verificou-se porque a água de Cachoeira da Graça apresentou-se com maior intensidade de cor. Portanto, os fatores físicos como cor e turbidez, cuja ação se faz sentir através da limitação da quantidade de luz que penetra na água, afetam quantitativamente o plâncton, não interferindo, no caso das represas consideradas, no tipo de microrganismos que aí se desenvolveram.

Em lagos eutrofizados, como o do Parque Zoológico de São Paulo, o grande número de algas dificulta a penetração de luz bloqueando, assim, a fotossíntese nas camadas inferiores da água (ROCHA E NARDUZZO, 1975).

Os dados de turbidez na Represa Billings, na estação 1, apresentaram valores máximos na superfície de 18,0 FTU no período de chuva, e na profundidade (2 m) 16,0 FTU no período de estiagem. Quanto aos valores mínimos, foram encontrados 2,0 FTU na superfície e 2,2 FTU na profundidade (2 m), ambos no período de estiagem (Tab. 2).

A turbidez não apresentou variação sazonal nítida na estação 1, mostrando uma variação maior na estação 2, tanto no período de chuva como no de estiagem (Fig. 12).

Ao longo do ano estudado, outubro de 1977 a

setembro de 1978, os valores de turbidez foram maiores na estação 2, seguidos, não muito de perto, ^{pelo} da estação 1 (superfície) e os menores valores para a turbidez foram registrados na profundidade (2 m) da estação 1. Analisando estes dados pode-se dizer que a turbidez e a cor não impedem o desenvolvimento do fitoplâncton na camada eufótica da Represa Billings.

Estudos efetuados por BRANCO (1966) na Represa Billings revelaram que os baixos valores de turbidez e de cor são alguns dos fatores responsáveis pelo elevado número de microrganismos aí encontrados.

BRANCO (1962) fez um estudo comparativo entre as represas de abastecimento de São Paulo - Represa Billings (Rio Grande), lago Guarapiranga e o sistema do Alto Cotia. Observou, na Tab. 15 a seguir apresentada, que o alto teor de nitrogênio, bem como a cor e turbidez muito baixas no primeiro manancial, constituíam fatores responsáveis pelo elevado número de algas que aí se encontravam. Verificou, entretanto, que o Cotia, embora com um teor de nitrogênio menor que o de Guarapiranga, foi caracterizado geralmente por um número de algas mais elevado do que o que se encontrava neste último, e isso se devia à diferença entre os índices de cor e turbidez que se verifica nos dois mananciais. As constantes dragagens que foram realizadas para a retirada permanente de areia do fundo do manancial Guarapiranga manteve ^{em} sua água turva e contribuiu ~~para~~ muito para que ~~ele~~ não se formasse um número elevado de algas, apesar de seu teor mineral relativamente alto.

Tabela 15 - Represa Billings, Alto Cotia e Guarapiranga
 Dados de turbidez, cor, nitrogênio e algas
 (BRANCO, 1962).

	Turbidez	Cor (ppm)	N(ppm)	algas	(nº/cm ³)
Billings	5	31	1,045	mais de	20.000
Guarapiranga	13	94	0,435		500
Alto Cotia	6,5	62	0,386		6.000

Em locais ricos em fitoplâncton, a transpa
rência, além de indicar a profundidade de penetração da
 luz na coluna de água, mostra, também, a localização apro
ximada do fitoplâncton no período fotossintetizante.

A transparência da água exerce muita influ
ência na movimentação vertical do fitoplâncton quando es-
 te busca o seu "clima de luz" ideal para a assimilação do
 carbono.

Na Represa Billings, a Tab. 2 e Fig.4 mos-
 tram valores baixos de transparência da água na estação 1,
 com um mínimo de 0,70 m no período de estiagem, e um máxi
mo de 2,0 m no período de chuva.

A transparência apresenta variação sazonal
 (Fig. 8).

Ao longo do período de outubro de 1977 a
 setembro de 1978 a transparência apresenta uma pequena os
cilação (Fig. 12).

Na Represa Billings, a transparência sofreu
 influência das alterações na cor e na turbidez da água. Um
 dos principais elementos que influencia^{3m} na redução da

transparência, nos pontos estudados, foi a grande quantidade de algas existentes. Por exemplo, as medidas de transparência efetuadas no lago do Parque Zoológico de São Paulo não ultrapassaram os 20 cm de profundidade, devido à abundância de materiais presentes, tais como: silte, areia filtrada, ^{algas} etc. (ROCHA & NARDUZZO, 1975).

Na Represa de Americana, CARVALHO (1975) verificou uma diminuição na transparência da água nas estações chuvosas.

4.3 Características químicas

Da qualidade e das proporções existentes entre as várias substâncias e gases dissolvidos na água, dependem, em larga escala, a quantidade e o tipo de organismos que vivem nesse ambiente.

4.3.1 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica mede a quantidade total de material ionizado em uma solução, que pode ser resultante do suprimento de nutrientes ao meio aquático.

A condutividade elétrica na Represa Billings apresentou na estação 1 valores mínimos de 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a superfície da água e 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a profundidade (2 m), ambos no período de estiagem. Valores máximos foram observados no período de estiagem: 205 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a superfície e 220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a profundidade de 2 m (Tab. 4 e Fig. 5).

Na estação 2 o valor máximo da condutividade elétrica, de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ registrado no período de estiagem,

coincidiu com o da chuvosa e o valor mínimo de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ocorreu no período de estiagem.

A Fig. 9 evidencia uma pequena variação sazonal da condutividade elétrica na estação 1, enquanto a estação 2 praticamente não apresentou variação sazonal no período de chuva e estiagem.

A condutividade elétrica no decorrer do período anual estudado, de outubro de 1977 a setembro de 1978, apresentou valores maiores na estação 1, quando comparados com os da estação 2 (Fig. 13).

Será visto, pela comparação a seguir, que estes dados de condutividade elétrica obtidos na Represa Billings, comparados com outros trabalhos, revelaram-se altos.

Por exemplo, nos lagos do Vale do Rio Doce, ~~Estado de Minas~~ Gerais, Dom Helvécio, Carioca e Bonita, a condutividade elétrica apresentou-se relativamente baixa, ao redor de 30 a 48 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com um ~~aumento~~ aumento gradual abaixo da termóclina resultante provavelmente do material em suspensão e material inorgânico no fundo (TUNDISI e colab. 1978).

Segundo GODOI (1964), os ribeirões e rios de São Paulo apresentaram, em média, de 40 a 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de ionização, e, para a ictiofauna, o ótimo de condutividade elétrica situa-se entre 100 e 550 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ o máximo suportado.

Estudos realizados por BONETO (1976) no Rio Paraná mostraram que a condutividade elétrica apresentou variações de 38 a 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e assinalaram ainda, a coincidência de que os picos de condutividade aparecem com a que da dos valores de turbidez sugerindo uma correlação negativa.

4.3.2 pH

O pH das águas de lagos e reservatórios tem relação direta com a geologia, topografia e tipo de solo da bacia de drenagem. A variação regional do conteúdo do dióxido de carbono é um dos principais responsáveis pelo pH das águas naturais.

As algas retiram, para sua síntese orgânica o gás carbônico da água em que vivem. Este processo tem enorme importância, pois em águas fracamente tamponadas, durante todo o dia havendo maior intensidade de fotossíntese, o pH pode elevar-se bastante. Há casos citados na literatura, em que o pH chegou a 10. E à noite, havendo maior intensidade de respiração, o pH pode tornar-se ácido (BRANCO, 1962).

Algumas algas são exigentes com relação ao pH, enquanto que outras são mais tolerantes. Algas que vivem em meio pantanoso ou de várzea exigem geralmente valores baixos de pH (de 4 a 6). Outras vivem em pH próximos do neutro (BRANCO, 1962).

O pH medido na Represa Billings foi sempre superior a 6,0 durante a época em que o trabalho foi desenvolvido (Tab. 4 e Fig. 5).

Na água de superfície da estação 1, o valor mínimo de 6,4 registrado no período de estiagem coincidiu com o da chuvosa. O valor mínimo da profundidade (2 m) foi de 6,40 no período de estiagem. Os valores máximos de pH foram de 9,20 na superfície durante a estação chuvosa e 8,80 a 2 m de profundidade no período de estiagem. Na estação 2, o valor máximo 9,0 e mínimo 6,10 foram regis-

trados no período de estiagem.

O pH apresentou variação sazonal em todas as estações de estudo, no período de chuva e estiagem (Fig. 9).

Praticamente o pH não apresentou grandes variações ao longo do período de outubro de 1977 a setembro de 1978 (Fig. 13).

A respeito do pH, deve ser mencionado ainda que o jornal Diário Popular registrou, no dia 27.04.78 (pág. 7), um acidente ocorrido pelo despejo de toneladas de hidróxido de cálcio na Represa Billings pela empresa Elclor, situada a 20 km do município de Ribeirão Pires, o que ocasionou uma grande mortandade de peixes. No dia 03.05.78, quando foi realizada a coleta quinzenal de rotina, observou-se na estação 1, situada próxima à captação de águas para o abastecimento dos municípios do ABC (São Caetano, Santo André, São Bernardo e Diadema), presença de peixes mortos boiando à superfície e junto às margens da represa. Verificado o pH, detectou-se a alcalinidade da água, que foi crescente principalmente umas semanas após o acidente.

A grande quantidade de algas na Represa Billings retirando gás carbônico para dar continuidade ao seu processo fotossintético elevou, de modo geral, o pH da água deste reservatório durante o dia, por quase todo o período estudado. Ao lado disso, os despejos de hidróxido de cálcio pela fábrica Elclor agravaram mais a situação do ambiente.

Uma confirmação disso foi dada pelos estudos já realizados por BRANCO (1958) na Represa Billings, que evidenciaram que desde 1953 o aumento do número de algas, em determinadas épocas do ano, ocorre de maneira cíclica.

ca correlacionada às variações do pH.

Outra correlação feita por BRANCO (1958) foi a sazonal, em que, observando os valores de pH das águas da Represa Billings, no ponto de tomada de águas para o abastecimento do ABC (Santo André, São Caetano, São Bernardo e Diadema), verificou que ele se eleva por ocasião das secas (ou período de estiagem). Este mesmo autor afirmou que essa diferença vem se tornando cada vez mais evidente indicando, possivelmente, grande proliferações de algas. Há, além disto, oscilações durante cada ano, compreendendo os máximos de proliferação de algas ao período de estiagem.

Em 1966, BRANCO registrou uma variação de pH na Represa Billings de 7,0 a 7,4.

KLEEREKOPER (1939) registrou na Represa de Guarapiranga, Estado de São Paulo, variação de pH de 5,9 a 6,9. KAWAI e colab. (1967) registraram na Represa do Rio das Pedras, Estado de São Paulo, variação de pH da ordem de 6,4 a 8. O lago Paranoá, em Brasília, Distrito Federal, apresentou-se quase sempre alcalino na superfície de água e, às vezes, ligeiramente ácido nas camadas inferiores (KAWAI e colab., 1972).

No período de estiagem (inverno) o valor de pH na superfície da água, na Represa do Broa, Estado de São Paulo, foi de 6,1 (máximo) e no período de chuva (verão) foi de 5,4 (mínimo), TUNDISI (1977) afirma que o pH medido foi sempre menor que 7 e atribuiu estes valores baixos à contribuição do solo circundante, o qual é extremamente ácido.

4.3.3 Nutrientes

Entre os sais minerais, aqueles que geralmente se apresentam em quantidades insuficientes ao fitoplâncton no ambiente aquático são: fósforo e nitrogênio. Por esta razão, as águas naturais, desde que não sofram de pejos orgânicos e industriais, contêm em geral, pequenas densidade de algas.

Fosfato

Deficiência em fósforo pode acarretar inibição do desenvolvimento do fitoplâncton e resultar em decrécimo da produtividade do sistema. Nos diversos ambientes naturais da alga, o fósforo está presente principalmente como ortofosfato.

Já se provou que, em diferentes algas, a assimilação de fosfato e a incorporação em certas frações é maior na luz do que na escuridão. Isso pode ser observado principalmente, quando em algas cultivadas em meio deficiente de fosfato é adicionado este componente (KUHL, 1968).

Na maioria dos lagos, a assimilação de fosforo pelo fitoplâncton e pelas bactérias reduz o conteúdo de fosfato inorgânico da água.

Os corpos de água que apresentam alguma população vegetal, contêm pequena quantidade de fosfato: em alguns casos, inferior a 0,001 mg/l (REID & WOOD, 1976).

As concentrações ótimas de fósforo na água necessárias ao desenvolvimento de algas situam-se ao redor de 0,1 a 1,8 mg/l, sendo que o consumo pelas algas é maior quando a fonte de nitrogênio é nitrato, do que quando essa fonte é amônia (BRANCO, 1969).

Na Represa Billings, os resultados das análises de fosfato revelaram valores mínimos quase sempre aquém do limite de sensibilidade do método (Tab. 3). A explicação para estes valores mínimos de fosfato encontrados na referida represa pode estar no fato de que, para manter a grande população fitoplanctônica, todo fosfato deve ter sido tão rapidamente consumido que tornou difícil sua detecção.

Experiências realizadas em laboratório indicam que mais de 95% do fósforo radioativo adicionado em cultura, pode ser gasto pelo fitoplâncton e bactérias em vinte minutos (REID & WOOD, 1976).

Segundo ROCHA (1971), o fósforo não é um fator limitante em águas que recebem poluição por esgoto doméstico. Em se tratando da Represa Billings, esta afirmativa enquadra-se perfeitamente.

BRANCO (1958) observou que as maiores concentrações de fosfato registradas na Represa Billings ocorreram no período de estiagem.

Estudos realizados por HERON (1961), sobre a variação sazonal de fosfato em lagos na Inglaterra, verificaram que, entre outras causas, aumentos rápidos na concentração de fosfato podem advir do elevado número de células mortas depois de uma "floração" algal.

Em águas de reservatórios da Índia, JANA (1973) encontrou valores altos de fosfato, de 0,25 ppm a 0,55 ppm, durante o inverno e começo de verão.

Amônia, nitrito e nitrato

O nitrogênio pode, na forma molecular, ser fixado ou por atividade de certas espécies de algas cianofí

ceas ou de bactérias.

Considerável fixação de nitrogênio ocorreu no lago George, África, por algumas algas azuis, em regiões com pouca ou nenhuma luz (BURGIS e colab., 1973).

O nitrogênio é encontrado nas águas naturais, de um modo geral, sob a forma estável de nitratos. Entretanto, especialmente no caso de águas que recebem grandes contribuições em matéria orgânica, podem ser encontradas quantidades variáveis de compostos mais complexos, instáveis, que ainda não sofreram total oxidação, tais como: compostos orgânicos quaternários, amônia e nitritos. Em geral, a presença destes denuncia a existência de poluição recente, uma vez que essas substâncias são oxidadas rapidamente na água graças, principalmente, à presença de bactérias nitrificantes (BRANCO, 1962).

Muitos autores, principalmente HUTCHINSON (1967), demonstraram que certas espécies de algas reduzem nitrato a nitrito na parede celular.

O nitrato em solução pode ser removido das águas pela desnitrificação bacteriana e pela redução a nitrogênio amoniacal.

Como indicadores de poluição de água, os compostos nitrogenados constituem um dos mais importantes fatores de avaliação da qualidade da água. A amônia, por exemplo, como produto de decomposição de compostos orgânicos, quando presente na água em concentrações maiores que 0,2 mg/l, pode ser forte indício da presença de compostos orgânicos.

Geralmente, em águas não poluídas, amônia e seus compostos ocorrem em quantidade relativamente pequena, menores que 0,1 mg/l (BRANCO, 1964).

Na Represa Billings, os resultados das análises de nitrito revelaram valores mínimos, quase sempre, aquém do limite de sensibilidade do método (Tab. 3).

VOLLENWEIDER (1963) afirma que o nitrito se transforma em nitrato rapidamente em ambiente supersaturado de oxigênio.

Supõe-se que, na Represa Billings, este fato tenha se verificado e a boa oxigenação do ambiente atuou de modo a converter nitrito a nitrato tão rapidamente que sua presença não chegue a ser detectada.

Na Represa de Americana, os valores mais altos de nitrito correspondem a graus de saturação de oxigênio relativamente baixos (CARVALHO, 1975).

Na Represa Billings, durante a época de estia gem, na estação 1, a concentração de nitrato apresentou valor máximo de 0,865 mg/l na superfície da água e 0,780 mg/l na profundidade (2 m) e o valor mínimo de 0,0 mg/l foi encontrado no período de chuva, tanto na superfície como na profundidade (2 m).

As concentrações de nitrato na estação 1 mostraram variação sazonal no período de chuva e estiagem (Tab. 3 e Fig. 10).

Os teores de nitrato na estação 2 também registraram valor máximo de 0,765 mg/l, na época de estiagem e de 0,30 mg/l na época de chuva (Tab. 3 e Fig. 6).

No decorrer do período anual estudado, os valores de nitrato foram bem maiores na estação 2 (Fig. 11).

Os valores mínimos das concentrações de amônia na superfície da água na estação 1 foram de 0,210 mg/l e na profundidade de 2 m de 0,200 mg/l. Os valores foram

de 2,20 mg/l registrado na superfície e de 1,70 mg/l na profundidade de 2 m (Tab. 3 e Fig. 6).

Na estação 1 os teores de amônia apresentaram variação sazonal durante o período de chuva e estiagem.

Na estação 2 a concentração de amônia apresentou maior amplitude de oscilação durante o período de estiagem sendo seu valor mínimo de 0,210 mg/l e máximo de 2,40 mg/l (Fig. 6).

A Fig. 10 mostra a variação sazonal da amônia na estação 2 nos períodos de chuva e estiagem.

Praticamente, não houve, ao longo do período anual estudado, grandes variações de amônia (Tab. 3 e Fig. 11).

A presença de amônia na Represa Billings pode indicar, como já foi dito anteriormente, poluição recente neste reservatório. Em águas alcalinas (caso da Represa Billings), a amônia é muito mais tóxica do que em águas ácidas (HYNES, 1971).

Deve-se lembrar, ainda, ao considerar estes dados, a existência de variações na concentração salina na Represa Billings devidas, entre outras coisas, às variações no recalque da Light Serviços de Eletricidade S/A. e aos despejos lançados no próprio Rio Grande. No período de estiagem, a "Light", aumenta a vazão de recalque e consequentemente o nível daquele reservatório (Tab. 1).

Além disso, na estação 1, que fica próxima da estação de tratamento de água da SABESP, usa-se aplicar algicida, sulfato de cobre no combate às algas (PEREIRA, 1970).

A composição física e química das águas da Represa Billings depende, intimamente, da composição das á-

guas que circulam através do canal do Rio Pinheiros (BRANCO & KAWAI, 1969).

KUTNER (1972) mostrou que a disponibilidade de nutrientes dissolvidos na água, torna-se o fator limitante para o desenvolvimento do fitoplâncton marinho, uma vez que, tanto a temperatura como a luz propiciam o desenvolvimento de algas durante todo o ano. Isto pode explicar a irregularidade da periodicidade qualitativa e quantitativa do fitoplâncton de regiões de clima quente.

Em águas que recebem poluição por esgotos domésticos, como é o caso da Represa Billings, apesar do enriquecimento da água em sais minerais ser favorável ao desenvolvimento do fitoplâncton, ao avaliar-se o grau de influência de nutrientes sobre as algas, depreende-se que o nitrogênio passa a ser o fator limitante, embora existindo em maior quantidade que o fósforo. O fósforo é exigido pelas algas em quantidades cerca de vinte ou trinta vezes menores que o nitrogênio e existe nos esgotos apenas em quantidades oito vezes menores que o nitrogênio (esta diferença tende a decrescer pelo uso crescente de detergentes sintéticos ricos em fósforo). Assim sendo, no corpo principal da Represa Billings e nas áreas do Rio Grande, o nitrogênio passa a ser o mais importante fator limitante. Mas é, nas áreas menos sujeitas a essa influência, o fósforo que possivelmente assuma esse papel (BRANCO, 1966).

Portanto, no global, o nitrogênio constitui-se no fator de maior limitação, visto que o fósforo entra em muito menor porcentagem no metabolismo das algas. Entretanto, com relação ao controle de poluição, o fósforo apresenta-se como fator primordial uma vez que, ainda que o suprimento de nitrogênio seja deficiente,

este pode ser obtido do ar atmosférico, sendo impossível exercer um controle sobre o seu teor nas águas. Já o fósforo, sendo fornecido principalmente por despejos, é de mais fácil controle.

No presente caso, observa-se que os nutrientes estudados não constituem fatores limitantes ao desenvolvimento do fitoplâncton na Represa Billings, visto que sua abundância neste local foi um fato constatado.

A comparação entre os dados obtidos no primeiro levantamento em 1963, e os atuais mostram que no braço do Rio Grande, na Represa Billings não houve variações sensíveis de concentração de sais minerais, com exceção de nitratos (BRANCO, 1966).

KAWAI (1976) afirmou que o aparecimento de nitrogênio, na forma nitrosa e nítrica, no corpo central da Represa Billings, é muito limitado na época da seca (ou de estiagem), devido à escassez de oxigênio dissolvido. Este mesmo autor verificou em alguns meses, na época de chuva, quantidades significativas de nitrogênio nitroso e nítrico em local próximo à ponte da rodovia dos Imigrantes. De um modo geral KAWAI (1976) encontrou nitrogênio total na Represa Billings variando de 5,0 a 13,5 mg/l, dos quais 55 a 70% são constituídos de nitrogênio amoniacal, e que a presença de nitrogênio nitroso e nítrico era praticamente nula.

Portanto, um lago oligotrófico tem pequeno suprimento de nutrientes, ao contrário do que ocorre na eutrofização artificial, em que o aumento de sais minerais é decorrente da atividade humana (BEETON & EDMONDSON, 1972).

Segundo MARGALEF (1974) a eutrofização pode

ser definida como o enriquecimento das águas com nutrientes a um ritmo tal que não pode ser compensado pela taxa dos processos de remineralização total.

A poluição da água decorrente de sais minerais pode trazer prejuízo considerável ao reservatório por criar nele condições propícias ao aparecimento de algas, muitas vezes indesejáveis, e que nem sempre causam males diretos, mas condicionam o encarecimento do tratamento desta água para fins de abastecimento público, pela necessidade de aplicação de corretivos, tais como algicidas, carvão ativado ou supercloração a fim de eliminar o gosto ou cheiro produzido por tais organismos.

Portanto, uma água que se enriquece em sais de fósforo ou nitrogênio torna-se imprópria ao consumo público, requerendo processos especiais de tratamento (BRANCO, 1959).

Sob o ponto de vista sanitário, BERGAMIN & CORREA (1951), GREELEY & HANSEN (1953), BERGAMIN (1954), CASTRO (1966) e RODRIGUES (1964) já haviam publicado trabalhos chamando a atenção para problemas advindos da poluição das águas da Represa Billings.

KAWAI e colab. (1976) concordam com o fato de que há uma melhora das condições sanitárias da Represa Billings no período de chuva (Fig. 3).

BRANCO & KAWAI (1969) prevêm para o ano 2000 concentrações de nitrogênio e fósforo na Represa Billings da ordem de 40 mg/l e 2,0 mg/l, respectivamente.

Observou-se, ainda, na Represa Billings variações qualitativas das algas correspondentes ao aumento de concentração de sais minerais.

Para uma diversidade pequena de algas comparada a um teor quantitativo alto, encontramos um aumento de amônia e nitrato na época de estiagem.

Nas estações estudadas na Represa Billings, há uma nítida correspondência entre os picos de fitoplâncton total (Fig. 14) e nitrato no período de estiagem (Fig. 10).

BRANCO (1958) também comparou na Represa Billings os sais minerais com o fitoplâncton e verificou que os compostos nitrogenados, apesar de aumentarem com a seca (estiagem), diminuem logo em seguida, assim que se intensifica a proliferação de algas que os consomem rapidamente.

Pode-se verificar, por exemplo, nas águas da Represa Billings, que nas ocasiões em que as algas atingem valores muito elevados, quase todo nitrogênio das águas encontra-se sob as formas albuminóide e amoniacal, enquanto que em outras épocas encontram-se elevadas concentrações de nitratos e baixas das duas primeiras formas, principalmente um pouco antes de se intensificar a "floração" (BRANCO, 1966).

De um modo semelhante aos resultados obtidos na Represa Billings, ROCHA (1971) verificou que na Represa de Americana, devido à estiagem intensa e conseqüente abaixamento do nível da água, a concentração de sais minerais, principalmente nitrato, aumentou consideravelmente. Esta situação foi ainda agravada pelas altas temperaturas registradas na ocasião em que ocorreu o desenvolvimento da cianofícea *Anabaena spiroides*, que passou a produzir o fenômeno conhecido por "floração" das águas.

Outra associação desse tipo foi feita por CHU (1943) que encontrou, por exemplo, para clorofíceas,

que 0,4 ppm de nitrato suporta o crescimento de *Botryococcus*, mas não o de *Pediastrum*, o qual requer um mínimo de 7,0 ppm.

VERDUIN (1954) também associou a mudança do fitoplâncton com o aumento da fertilidade das águas do lago Erie, Canadá.

Ao contrário do que se observou na Represa Billings, nos lagos do Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, TUNDISI e colab. (1978) evidenciaram que a presença de uma estratificação térmica durante um período grande do ano ocasiona bloqueio do material inorgânico que entra no sistema e vai imediatamente para o fundo e tem, como conseqüência, a ausência de reciclagem permanente de nutrientes para a zona eufótica, além da limitação do desenvolvimento da população fitoplanctônica desses lagos.

As cianofíceas são particularmente exigentes com relação ao teor de nitrogênio do meio. Vários autores acreditam que a ocorrência de fenômenos de "floração" das águas, causadas por essas algas, esteja diretamente relacionada com a quantidade de nitrogênio na água.

Nas águas da Represa Billings, o paralelismo entre as duas ocorrências parece indiscutível, segundo observações que foram realizadas com respeito à "floração" que se verifica anualmente, durante o verão (BRANCO, 1959).

Teores de nitrogênio e fósforo, respectivamente, de 0,30 mg/l e 0,01 mg/l, são suficientes para desencadear a "floração". Logo que esta se inicia, poderá cair o teor de nitrogênio, se este for quase ^{todo} consumido.

Por isso, dados isolados sobre o teor de nitratos, forma assimilável para a maioria das algas, nada nos dizem sobre a proliferação de algas naquele instante

(BRANCO, 1964).

Estudos realizados com *Microcystis aeruginosa* em meio de cultura evidenciaram que, com a adição de nitratos, era aumentada a quantidade de algas; mais do que quando se colocava fósforo. Isso decorre, provavelmente, por serem as exigências de nitrogênio muito maiores que as de fósforo (BRANCO, 1964).

GERLOFF & SKOOG (1957) realizaram experimentos ~~em~~ em laboratório para verificarem as exigências requeridas de nitrogênio e fósforo no crescimento de *Microcystis ae*ru*ginosa* nos lagos de Wisconsin. Obtiveram resultados que indicaram o consumo relativamente maior de nitrogênio pelas algas do que de fósforo.

Na Represa de Americana, ZAGO (1972) verificou que o nitrato ocorreu em quantidades relativamente altas durante todo o período estudado, sendo a quantidade mínima registrada de 0,005 mg/l. A mesma autora afirma que, provavelmente, o intenso consumo pelo fitoplâncton ocasionou uma grande diminuição de nitrato na época em que ocorreu a "floração".

Após a "floração" de *Anabaena spiroides*, na Represa de Americana houve uma redução muito acentuada de fosfato (CARVALHO, 1975).

A probabilidade de cianofíceas passarem períodos relativamente mais longos na fase anabólica do metabolismo (reduzindo a luz disponível para outras algas), associada com sua habilidade para sobreviver em condições de baixo oxigênio e disponibilidade nutritiva, pode ser uma melhor razão para sua presença dominante no lago George, África (BURGIS e colab. 1973).

Muitos autores admitem que vários fatores influem na "floração", entre os quais, a diminuição de nutrientes essenciais para a espécie e a predação pelo zooplâncton, possam também causar decréscimo da "floração".

Em regiões tropicais, nos ecossistemas aquáticos rasos e turbulentos, os ciclos sazonais que os nutrientes orgânicos apresentam, parecem ser dependentes da entrada de materiais relacionados com a chuva e o vento (TUNDISI, 1977).

A chuva parece ser uma das principais fontes naturais de amônia e nitrato. Na maioria dos ambientes de regiões temperadas, o teor de amônia na água das chuvas é maior do que o de nitrato; mas, em regiões tropicais, onde a atividade fotoquímica na camada superior da atmosfera é grande, há um aumento de formação de nitrato sobre a amônia (VISSER, 1974).

Na Represa de Guarapiranga, os nitratos aumentaram quando houve uma elevação do nível e a água inundou grande extensões rasas da margem (KLEEREKOPER, 1939).

Deficiência de nutrientes orgânicos ou inorgânicos são fatores básicos que podem funcionar como limitantes em reservatórios tropicais (TALLING & TALLING, 1965).

Pelos dados obtidos nas estações estudadas e pela literatura citada, certifica-se que na Represa Billings, geralmente, não apresenta os sais minerais como fatores limitantes.

Já a Represa do Lobo ou Broa em São Carlos, Estado de São Paulo, apresentou baixa concentração de amônia, nitrito e nitrato, sendo que este último esteve presente somente sob a forma de traços (TUNDISI, 1977).

TALLING (1966) demonstrou que variações sazo

nais representadas pelo "standing-stock" do fitoplâncton eram influenciadas pelo influxo de nutrientes, pela precipitação e pelos ventos nos lagos de Tanganica e Vitória.

As concentrações do nitrogênio inorgânico no solo africano, são geralmente, baixas e frequentemente indetectáveis (VINER, 1969). Então, a habilidade do heterocisto das cianofíceas, nessa região, confere uma vantagem biológica para estes organismos.

Sílica

A sílica ocorre na água em forma de silicatos inorgânicos, de compostos inorgânicos e em forma coloidal. A importância da sílica para o desenvolvimento normal de diversos flagelados e de outros organismos, é fundamental especialmente no caso das diatomáceas, em que as paredes silicosas constituem 30% ou mais do peso seco desses organismos. Em cultura, diatomáceas desenvolvem-se na ausência de sílica, mas não formam suas frústulas características.

A precipitação total está relacionada com a entrada de nutrientes das regiões circundantes, trazido pelas águas pluviais. Isto faz com que haja alteração no balanceamento de nutrientes da água, concentrando ou diluindo as substâncias nutritivas, dependendo sempre do estado nutritivo do solo ao redor da represa (MARINS, 1972).

Raramente, a sílica constituir-se-á em um fator mínimo, pois são ricas as fontes de abastecimento - rochas e solos circunvizinhos - e sua erosão e lixiviação levam sílica dissolvida para o lago (KLEEREKOPER, 1944).

A concentração mínima de sílica na Represa Billings foi registrada no dia 04.04.78 em todas as estações de coleta, e esteve por volta de 0,25 mg/l, enquanto a máxima ocorreu em 10.08.78 e foi de 4,40 mg/l aos 2 m de profundidade da estação 1. Todos estes dados foram registrados durante o período de estiagem (Tab. 3 e Fig. 6).

As concentrações de sílica não foram estudadas do ponto de vista de variação sazonal, por terem sido as determinações dos seus valores iniciadas apenas a 22.02.78.

Os dados de sílica obtidos na Represa Billings durante o período de estudo foram relativamente baixos, enquanto que os de diatomáceas do gênero *Synedra* e *Nitzschia* apresentaram-se com maior intensidade na época de chuva.

LUND (1955) mostrou que a causa mais importante da redução da sílica na água foi a alta precipitação, que reduziu a concentração de sílica por diluição e pelo aumento da saída de água do ambiente.

A Represa do Broa, Estado de São Paulo, está situada em solo rico em sílica, apesar disso, no mês de dezembro, MARINS (1975) registrou a queda brusca do número de células de *Melosira* em consequência da alta precipitação e baixa turbulência da água.

TUNDISI (1977) também encontrou correspondência no ciclo sazonal de sílica com o índice pluviométrico na Represa do Broa. Os valores de sílica variaram de 0,1 a 10,0 mg/l. Este mesmo autor afirmou que o fato de *Melosira italica* ser encontrada neste local, durante a maior parte do ano, em concentrações de sílica relativamen

te baixas, como mínimo necessário à manutenção dessa espécie, deve ter sido principalmente ^{devido} a turbulência que ocorre naquele ecossistema aquático.

Portanto, a concentração da sílica sendo baixa, é suplantada pelas peculiaridades da diatomácea *Melosira*, de se manter em repouso no fundo, e com a turbulência é trazida para a superfície juntamente com a sílica do sedimento, aumentando assim sua concentração na água (TALLING & EVANS, 1962).

Em águas naturais, as concentrações de sílica mais baixas encontradas por LUND (1950) durante a primavera foram de 0,1 a 0,5 mg/l de SiO_2 (dióxido de silício).

As águas naturais são, em geral, ricas em ortossilicatos (BRANCO, 1962).

Experiências em laboratório demonstraram que a concentração de sílica no meio de cultura decresce rapidamente durante o crescimento de diatomáceas, até atingir aproximadamente 30 a 40 mg/l, após o que a absorção tornar-se-á lenta. Assim, o crescimento de diatomáceas pode ser limitado pela disponibilidade de sílica. O desenvolvimento de populações de *Melosira* é limitado, pelo menos parcialmente, por concentrações de 0,5 a 0,8 mg/l de SiO_2 (JORGENSEN, 1953).

KILHAM (1971) considera que a ecologia das diatomáceas é consideravelmente influenciada pela concentração de sílica.

Na Índia, JANA (1973) observou que as flutuações de sílica eram sempre irregulares e, geralmente, variavam de 6,0 a 16,0 ppm.

No lago Geoge, África, a concentração de si-

ilatos de 20 mg/l de SiO_2 , segundo VINER (1969). Favoreceu o crescimento de diatomáceas que, embora estivessem presentes, não dominaram o plâncton.

A demanda de sílica em um ambiente aquático é de tal maneira que aumenta com o progresso da eutrofização. Assim, um aumento da demanda de sílica pode ser usado, portanto, como um índice de enriquecimento ambiental (KILHAM, 1971).

TALLING (1966) mostrou que no lago Vitória, África, a demanda de sílica é baixa e sua concentração na superfície geralmente permanece entre 3,0 e 4,5 mg/l.

4.3.4 Gases

Oxigênio Dissolvido

Além do oxigênio dissolvido em águas naturais ter origem na reaeração atmosférica, também pode ser derivado de atividade fotossintética de algas. Considera-se uma água saturada de oxigênio, quando a concentração de oxigênio dissolvido equivale a 100% da concentração prevista a uma dada temperatura. Entretanto, em tardes ensolaradas, águas que contenham uma grande quantidade de fitoplâncton podem chegar a atingir 150% de saturação de oxigênio.

São os seguintes fatores que contribuem para perda ou ganho de oxigênio na água:

1) pressão atmosférica - A solubilidade do oxigênio tem relação direta com a pressão atmosférica, de modo que o abaixamento da pressão pode levar a uma diminuição da quantidade de oxigênio na água.

2) turbulência - aumenta a superfície de difusão do oxigênio

gênio do ar para a água em consequência de uma maior aeração.

3) temperatura - A solubilidade do oxigênio varia inversamente com a temperatura, de modo que um aumento na temperatura pode resultar da diminuição do teor desse gás na água. Em virtude dessa dependência, o teor de oxigênio dissolvido pode apresentar variações diurnas e sazonais acompanhando a temperatura da água.

4) fotossíntese - Flutuações na atividade fotossintética refletem-se na quantidade de oxigênio dissolvido principalmente nas águas calmas, onde vegetais submersos dão grande contribuição para o aumento do teor de oxigênio dissolvido na água.

5) respiração dos organismos e oxidação de matéria orgânica - são processos que utilizam o oxigênio dissolvido na água contribuindo para seu decréscimo. Pode chegar um momento em que a distribuição de oxigênio obtida nela fotossíntese é anulada ou consumida pela atividade respiratória dos organismos que aí se desenvolvem. É o que se denomina ponto de compensação.

A ausência de luz à noite pode levar a uma situação de total ausência de oxigênio durante algumas horas, como consequência da respiração não compensada pela fotossíntese (BRANCO, 1967).

Os dados absolutos sobre a quantidade de oxigênio obtidos em climas **térmicos** diversos não podem e não devem ser comparados entre si para apreciações biológicas. Isto porque, enquanto num clima frio um determinado teor de oxigênio ainda permite a manifestação

de determinados processos biológicos, num clima quente a mesma quantidade de oxigênio pode ser deficiente.

As Tab. 4 e Fig. 7 mostram as variações de oxigênio dissolvido na estação 1.

No período de estiagem o oxigênio dissolvido, na estação 1, variou entre 4,70 e 8,29 mg/l, e o grau de saturação de oxigênio entre 57,89 e 110,28% na água de superfície. Na profundidade (2 m) a variação foi de 3,93 a 9,72 mg/l e o grau de saturação de oxigênio de 57,89 a 124,26%.

No período de chuvas o oxigênio dissolvido, na estação 1, variou entre 2,01 e 7,63 mg/l, e o grau de saturação de oxigênio entre 26,37 e 163,13% na água de superfície. Na profundidade (2 m) a variação foi de 4,63 a 9,13 mg/l e o grau de saturação de oxigênio de 58,52 a 123,49%.

Na estação 2, no período de estiagem, o oxigênio dissolvido variou de 2,96 a 7,42 mg/l e o grau de saturação de oxigênio variou entre 36,06 a 89,23%. No período de chuvas o oxigênio dissolvido variou entre 4,81 e 7,52 mg/l e o grau de saturação de oxigênio variou entre 63,13 a 108,25% (Tab. 4).

A Fig. 9 mostra as variações do oxigênio dissolvido e a porcentagem de saturação desse gás, evidenciando uma tendência sazonal em todas as estações estudadas nos períodos de chuva e estiagem.

As variações encontradas por JANA (1973) não mostraram qualquer tendência estacional, sendo que o conteúdo de oxigênio dissolvido na água de reservatórios na Índia variou de 4,0 ppm a 12,0 ppm durante todo o tempo de estudo. Os valores mais baixos de oxigênio dissolvido observa-

dos foram de 4,0 a 6,4.

No decorrer do período anual estudado na Represa Billings, de outubro de 1977 a setembro de 1978, as medidas de oxigênio dissolvido foram relativamente maiores na estação 1 (superfície) seguido da profundidade (2 m), e os menores valores foram registrados na estação 2 (Fig. 13), mas, a porcentagem de saturação de oxigênio apresentou valores mais homogêneos entre as estações estudadas (Fig. 13).

Na Represa Billings os picos de oxigênio dissolvido e porcentagem de saturação desse gás (Fig. 17) correspondem aproximadamente ao pico do fitoplâncton total (Fig. 14) ocorridos no período de estiagem, isto confirma a hipótese de que, ao lado de outros fatores, um número elevado de algas proporciona uma boa oxigenação do meio aquático.

CARVALHO (1975) afirma que o fenômeno da super-saturação em lagos e represas bem iluminados é bastante comum em todas as regiões do mundo, sendo citado por diversos autores, tais como: GREN (1974), KLEEREKOPER (1939), RUTNER (1963) e HUTCHINSON (1957). Todos estes autores responsabilizaram a intensa atividade fotossintética pela ocorrência do fenômeno.

Na Represa de Americana, os valores de oxigênio dissolvido superficial variaram entre 2,20 e 13,80 mg/l, correspondendo a 27,46 e 195,46% de saturação e indicando, muitas vezes, a influência do fitoplâncton na oxigenação da água (ZAGO, 1972).

BISWAS (1966) observou em um lago em Gana, África, que as mudanças no oxigênio dissolvido estão inti-

mamente associadas com o conteúdo do fitoplâncton. Isto o corre na superfície, nas profundidades de meio e fundo do lago. O aumento quantitativo de algas é acompanhado por uma super saturação de oxigênio dissolvido.

Na região do Estado de São Paulo os períodos de maiores temperaturas coincidem com os de maior pluviosidade. A solubilidade do oxigênio é menor e sua concentração pode ser diminuída ainda mais devido à maior demanda de oxigênio causada pelo aumento do metabolismo dos organismos vivos (animais e vegetais) e da velocidade das reações químicas. Na Represa Billings constatamos esse fato, pois no período de chuva os teores de oxigênio foram menores e quantitativamente os valores de fitoplâncton também foram reduzidos.

Neste sentido, BRANCO (1964) afirma que a principal consequência da elevação da temperatura da água de um lago ou reservatório relaciona-se com a perda de oxigênio, o que concorda com os estudos das condições sanitárias da Represa de Americana realizados por ROCHA (1971), que verificou que a elevação da temperatura, tendo como consequência a redução de oxigênio dissolvido na água, foi devida à maior atividade biológica por parte dos organismos.

A matéria orgânica também exerce grande influência nos teores de oxigênio da água, pois retira destas grandes quantidades de oxigênio necessárias à sua decomposição; então, neste caso, devemos considerar como causa principal de consumo de oxigênio, nas regiões profundas dos lagos, a mineralização do plâncton depois de sua morte. Portanto, um deficit de oxigênio na profundidade pode indicar que há processos de oxidação.

Já foi constatado que na Represa Billings, quando algas dos gêneros *Microcystis* ou *Anabaena* entram em decomposição na superfície da água, consomem bioquimicamente parte do oxigênio do reservatório (BRANCO, 1959).

As substâncias químicas, especialmente os gases, apesar de dissolvidas, não se encontram homogeneamente em toda massa de água. Graças principalmente às diferenças de densidade e de temperatura que existem nas várias profundidades, as quais estão relacionadas com o grau de solubilidade de substâncias, há uma verdadeira estratificação química que, por sua vez, leva a uma distribuição não homogênea dos organismos de acordo com suas necessidades em nutrição e oxigênio originando, pois, uma estratificação biológica da água.

A análise dos dados químicos da água da Represa Billings (Rio Grande) evidenciou uma taxa de oxigênio ligeiramente mais baixa junto ao fundo (WRIGHT, 1936). BRANCO (1966) observou fato semelhante na Represa Billings, interpretando-o como indício de circulação total, no qual ocorre temporariamente uma inversão das camadas superficial e profunda.

Ao contrário do que foi encontrado na Represa Billings, TUNDISI e colab. (1978) observaram anoxia parcial próximo ao fundo dos lagos Bonita, Carioca e Dom Helvécio, em Minas Gerais, o que, provavelmente, se deve à ausência de uma mistura acentuada no sistema.

É certo que, na Represa Billings, dada sua grande extensão, ocorre ao longo do trajeto uma autodepuração considerável, principalmente do ponto de vista de estabilização do material orgânico. Essa autodepuração sofre ainda, a influência positiva da fotossíntese das algas.

Neste sentido, foi realizado um estudo sobre o potencial de autodepuração da Represa Billings por BRANCO & KAWAI (1969).

Os teores de oxigênio dissolvido na água constituem dos parâmetros mais empregados no estudo da autodepuração. Entretanto, não se deve esquecer que se pode encontrar águas saturadas de oxigênio com taxa elevada de matéria orgânica, como por exemplo, o caso dos lagos de estabilização. Deste modo a saturação de oxigênio é um fator mais ecológico que sanitário, valioso para a piscicultura, mas que não indica as condições sanitárias da água para fins de abastecimento ou recreação (BRANCO, 1970).

Oxigênio Consumido

Oxigênio consumido é sinônimo de oxigênio requerido, oxigênio absorvido, capacidade de consumo de oxigênio.

Na determinação do oxigênio consumido, o permanganato de potássio pode indicar parte da quantidade de matéria orgânica presente na água, pois oxida o carbono presente, nessa matéria. Nas matérias azotadas, o carbono não é oxidado, tão rapidamente como nas carbonadas.

Na Represa Billings, o valor mínimo de oxigênio consumido registrado na estação 1, foi de 0,7 mg/l de O_2 , na superfície e 0,6 mg/l de O_2 na profundidade (2 m). Os valores máximos foram de 19,0 mg/l de O_2 na superfície e 20,4 mg/l de O_2 na profundidade (2 m). Todos estes dados foram registrados no período de chuvas. (Tab. 4).

Na estação 2, os valores mínimos de 0,8 mg/l de O_2 e máximos de 14,5 mg/l de O_2 de oxigênio consumido,

foram registrados tanto no período de chuva quanto no período de estiagem (Tab. 4).

O oxigênio consumido na Represa Billings, apresentou variação sazonal na água de superfície na estação 1 e 2, no período de chuva e estiagem (Fig. 9).

Os maiores valores anuais de oxigênio consumido, entre outubro de 1977 a setembro de 1978 na Represa Billings, foram registrados na estação 2 (Fig. 13).

Os dados de oxigênio consumido, de uma forma mais ou menos indireta, possibilitam a suposição de que são altos os dados de matéria orgânica.

Para se ter uma idéia, de como são altos estes valores, comparados com os de HESS (1961) que avaliou o grau de agravamento de poluição do Rio Tietê superior, após sofrer a influência de uma forte chuva, observou que o oxigênio consumido passou de 12 para 19 ml/l, além das grandes alterações registradas na cor, turbidez, odor, etc.

Embora não tenham sido feitas as análises de DBO e DQO, a maioria dos trabalhos efetuados anteriormente na Represa Billings por outros pesquisadores tem evidenciado a grande quantidade de material autóctone e alóctone naquela represa (BRANCO, 1966; BRANCO & KAWAI, 1969; KAWAI e colab. 1976).

5. C O N C L U S Õ E S E S U G E S T Õ E S

1. A Represa Billings está, de maneira geral, sujeita ao fenômeno de "floração" nas estações amostradas.
2. A seletividade do meio para o fitoplâncton intensifica-se no período de estiagem quando, conseqüentemente, o número de espécie é menor.
3. Quanto ao fitoplâncton, as Chlorophyceae (Chlorococcales) na estação 1 e as Cyanophyceae (Chroococcaceae) na estação 2 constituem, quantitativamente, os grupos mais importantes representados na Represa Billings.
4. As Chlorophyceae e as Cyanophyceae apresentaram variação sazonal acentuada, não acontecendo o mesmo com as Euglenophyceae, as Chrysophyceae e as Dinophyceae.
5. Geralmente, predominaram *Mougeotia* sp. (Chlorophyceae) na estação 1 e *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) na estação 2, no período estudado.
6. Foram regularmente encontradas pequenas diferenças quantitativas e qualitativas do fitoplâncton entre as amostras de superfície (valores maiores) e de profundidade na estação 1.
7. Os dados obtidos referentes ao "standing-stock" de fitoplâncton, à clorofila a e à contagem de organismos in-

dicam que a Represa Billings constitui um ambiente eutrófico.

8. A temperatura influencia na distribuição quantitativa do fitoplâncton. Variando-se a temperatura, as regiões tropicais e subtropicais serão mais pobres em fitoplâncton do que as zonas temperadas, devido à absorção de nutrientes mais intensa na região quente.
9. O vento constitui fator importante no deslocamento da cianofícea *Microcystis aeruginosa* na Represa Billings.
10. No período de chuva, houve coincidência nos valores máximos de radiação solar, insolação e grande diversidade de espécies fitoplanctônicas.
11. Nas estações estudadas, observou-se a influência decisiva do fitoplâncton na cor das águas da Represa Billings; a par disso tanto a cor (verde aparente) como o fitoplâncton apresentaram valores máximos no período de estiagem.
12. Nas estações estudadas, uma das causas do grande desenvolvimento de algas na Represa Billings é o enriquecimento desta por sais minerais (amônia e nitrato).
13. Os teores de amônia e nitrato apresentaram variação sazonal acentuada, sendo os seus valores máximos alcançados no período de estiagem, nas estações estudadas.

14. Houve uma correspondência entre os valores máximos de nutrientes (amônia e nitrato) e o de fitoplâncton ocorridos no período de estiagem.
15. A Represa Billings apresenta-se como um ambiente eutrófico, isto é, rico em nutrientes, e principalmente em nitrogênio (nitrato e amônia). Como decorrência disto, nas estações amostradas é alta a densidade de algas.
16. As concentrações de nitrato vem aumentando progressivamente na Represa Billings. Isto deve-se, certamente, ao constante incremento do esgoto e resíduos industriais da Grande São Paulo.
17. Diversamente ao que ocorre nas zonas temperadas, onde os fatores limitantes do fitoplâncton são geralmente a radiação solar e a temperatura, em climas tropical e subtropical o desenvolvimento do fitoplâncton é condicionado principalmente pela concentração de nutrientes.
18. Confirma-se a idéia de que nas zonas de clima quente (tropical e subtropical), os nutrientes - principalmente nitrogênio e fósforo - são usualmente os fatores limitantes ao desenvolvimento de algas.
19. A estação 2 está em piores condições sanitárias do que a estação 1.
20. A estação 2 apresentou eutrofização mais acelerada do que a estação 1, o que já se esperava, uma vez que a

estação 2 está no caminho natural das águas poluídas e a estação 1 encontra-se em um local mais protegido.

21. Houve uma correspondência evidente entre os picos de oxigênio dissolvido e porcentagem de saturação desse gás com o pico de fitoplâncton, evidenciando-se a contribuição de oxigênio na água pela fotossíntese.
22. O oxigênio consumido apresentou valores maiores em todas as estações estudadas, tanto no período de chuva, quanto no de estiagem.
23. Nas estações estudadas, os valores altos de amônia, nitrato e fitoplâncton quantitativo registrados no período de estiagem, demonstraram as condições críticas nesta época.
24. Os resultados alcançados durante o desenvolver desta pesquisa evidenciaram a necessidade de estudos pormenorizados das relações existentes entre:
 - 24.1 temperatura e afundamento do fitoplâncton;
 - 24.2 distribuição vertical do fitoplâncton e a influência de intensidades luminosas diferentes;
 - 24.3 estudos sazonais e determinações do "standing-stock" do fitoplâncton em lagos eutróficos e oligotróficos;
 - 24.4 fitoplâncton e cadeia alimentar do ecossistema;

24.5 necessidades nutricionais e fatores limitantes
ao fitoplâncton; e

24.6 contribuição das algas na depuração e remoção da
matéria orgânica em reservatórios.

25. Tendo-se em vista o grande potencial estabilizador apresentado por represas como a Billings, recomenda-se a intensificação de estudos de limnologia aplicada que permitam o estabelecimento de coeficientes numéricos capazes de definir os principais parâmetros de autodepuração, para uso prático na hidrobiologia sanitária.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKIYAMA, T.; KAJUMULO, A.A. & OLSEN, S. Seasonal variations of plankton and physicochemical condition in Mwanza Gulf, Lake Vitoria. Bull. Freshwater Fish. Lab. 27 (2): 49-61, 1977.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 11th ed. New York, 1960.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 11th ed., New York, 1975.
- ATLAS pluviométrico do Estado de São Paulo - período de 1941-1970. São Paulo, Departamento de Água e Energia Elétrica, 1972.
- AZEVEDO, P.; KAWAI, H. & VAZ, J. de O. Estudo sobre a produtividade fitoplânctonica da Represa Rio das Pedras. São Paulo, Divisão de Caça e Pesca, 1965. (relatório datilografado).
- AZEVEDO, P.; KAWAI, H. & VAZ, J.O. Estudo da limnologia e poluição da Represa Rio das Pedras para posterior avaliação piscícola. Rev. DAE, S.Paulo, 27(66): 48-76, 1967.
- BASILE, M.M.A. & CIPÓLI, M.N. Represa de Ponte Nova - Rio Tietê Fitoplâncton In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 29º, São Paulo, 1977. Resumos. São Paulo, 1977. p. 489.
- BEADLE, 1974 apud TUNDISI, 1977
- BEETON, A.M.S. & EDMONDSON, W.T. The eutrophication problem. J. Fish. Res. Board Can., 29 (6): 673-682, 1972.

- BERGAMIN, F. & CORREA, J.S. Poluição na represa do Rio Grande - Divisão de Produção e proteção de peixes e animais silvestres - Seção de Hidrobiologia. Bol. Industr. An., S. Paulo (nº único): 169-171, 1951.
- BERGAMIN, F. O preparo dos fundos das represas em função da Pesca. Notas Agric., S. Paulo, (9): 17-18, 1954. (Separata).
- BERGAMIN, R. Represa Nova - Lago Poluido. Notas Agric. S. Paulo (9): 22-23 1954. (Separata).
- BICUDO, C.E.M. & BICUDO, R.M.T. Algas de águas continentais brasileiras, chave ilustrada para identificação de gêneros. São Paulo, Fundação Brasileira para Desenvolvimento do Ensino das Ciências, 1970.
- BISWAS, S. Oxygen and phytoplankton changes in the newly forming volta lake in Ghana. Nature, London, 209: 218-219, 1966.
- BONETO, A.A. Calidad de les aguas del Rio Paraná - Introducion a su estudio ecológico. Buenos Aires, Direccion Nacional de Contruccion Portuarias y Navegables, 1976.
- BOURRELLY, P. Les algues d'eau douce: initiation à la Systematique, 1: les algues vertes. Paris, Ed. N.Boubee, 1966.v.1.
- BOURRELLY, P. Les algues d'eau douce: initiation à la Systematique, 2: les algues jaunes et brunes chrysophycées, Phe⁸phycées, Xantophycées et Diatomées. Paris, Ed. N. BouBee, 1968. v.2.
- BOURRELLY, P. Les algues d'eau douce: initiation a la Systematique, 3: les algues bleues et rouges les engleniens. Peridimens et Cryptomonadines. Paris, Ed.N. BouBee, 1970. v.3.

- BRANCO, S.M. & BRANCO, W.C. Processos para se verificar, em laboratório, o efeito de substâncias tóxicas sobre algas. Rev. DAE., S. Paulo, 19(32): 93-95, 1958.
- BRANCO, S.M. Estudo preliminar de hidrobiologia da Represa Billings: São Paulo, DAE Divisão de Tratamento 1958. (Mimeografado).
- BRANCO, S.M. Estudo dos fatores biológicos responsáveis pelas más qualidades que caracterizam as águas abastecidas do ABC; relatório. São Paulo, DAE. Divisão de Tratamento, 1959. (Mimeografado).
- BRANCO, S.M. Alguns aspectos de hidrobiologia, importantes para a engenharia sanitária. Rev. DAE, S.Paulo, 20 (33): : 21-30; 20(34): 29-42, 1959.
- BRANCO, S.M. Algas tóxicas - Controle das toxinas em águas de abastecimento. Rev. DAE., S. Paulo, 20(35): 47-53, 1959.
- BRANCO, S.M. Dados sobre a variação do nível Plâncton, causada pelas alterações de temperatura e viscosidade da água. Rev. DAE, S.Paulo, 21(38): 43-46, 1960.
- BRANCO, S.M. Biologia dos rios Biritiba, Jundiaí, Taiassupé: previsões e sugestões sobre futuros problemas hidrobiológicos decorrentes de represamento. Rev. DAE., S.Paulo, 21(36): 49-51, 1960.
- BRANCO, S.M. Os sais minerais como fontes de poluição. Rev. DAE., S.Paulo, 21(36): 49-51, 1960.
- BRANCO, S.M. Biologia das represas do Alto Cotia. Rev. DAE., S. Paulo, 22(41): 51-55, 1961.
- BRANCO, S.M. Controle preventivo e corretivo de algas em águas de abastecimento. Rev. DAE., S.Paulo, 45: 61-75, 1962.
- BRANCO, S.M. Ecologia de algas de água doce. In: A ecologia e Sistemática de Algas. São Paulo, Instituto de Botânica, 1962. Apostila.

- BRANCO, S.M.; BRANCO, W.C.; LIMA, H.A.S. & MARTINS, M.T. I-
dentificação e importância dos principais gêneros de al-
gas de interesse para tratamento de águas e esgotos. Rev.
DAE., S. Paulo, 24(48-50): 1-50, 1963.
- BRANCO, S.M. Biologia do tratamento de esgotos. Rev.DAE.,
S.Paulo, 25(55): 99-115, 1964.
- BRANCO, S.M. Sobre a utilização de microorganismos flagela-
dos como indicadores de poluição. São Paulo, 1964. (Tese
de Livre docência - Faculdade de Higiene e Saúde Pública
USP).
- BRANCO, S.M. Poluição e contaminação. Rev. DAE., S.Paulo,
26(57): 41-45, 1965.
- BRANCO, S.M. Elementos de biologia geral e hidrobiologia
sanitária. São Paulo, Departamento de Saneamento Ambien-
tal Faculdade de Saúde Pública da USP, 1965. (Mimeografa-
do).
- BRANCO, S.M.; BRANCO, W.C. & PEREIRA, H.S.L. Poluição e eco-
logia. Cienc. Cult., S. Paulo, 18: 438-9, 1966.
- BRANCO, S.M. Estudos das condições sanitárias da Represa
Billings. Arq. Fac. Hig.S.Paulo, 20(1): 57-86, 1966.
- BRANCO, S.M. Aspectos biológicos - plâncton. In: Lagoas de
estabilização. São Paulo, Faculdade de Higiene e Saúde
Pública USP/Organização Panamericana de Saúde, 1967. cap.
13, o. 1-7.
- BRANCO, S.M. & KAWAI, H. Estudo sobre as relações entre des-
pejos domésticos e industriais da região da grande São
Paulo e a eutrofização do Reservatório Billings, São Pau-
lo, Rev. DAE., S.Paulo, 29(71): 57-68, 1969.

- BRANCO, S.M. Alteração das características físicas, devidas à poluição. In: Água: qualidade, padrões de potabilidade e poluição. São Paulo, FESB/CETESB, 1969 p. 182-189.
- BRANCO, S.M. Autodépuração dos cursos d'água In: Poluição e Piscicultura. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública USP/Instituto de Pesca/C.P.R.N. S.A., 1970 p. 37-44.
- BRANCO, S.M. Poluição - Alterações da composição física, química e biológica do meio aquático. In: Poluição e piscicultura. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública USP/Instituto de Pesca/C.P.R.N.S.A. 1970, p. 37-44.
- BRANCO, S.M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. São Paulo, FESB/CETESB, 1971, 3 v.
- BRANCO, S.M. Poluição. Rio de Janeiro, Ao Livro Técnico, 1972.
- BRANCO, S.M. Faixa de segurança sanitária para proteção de mananciais. São Paulo, COMASP, 1972.
- BRANCO, S.M. Qualidade das águas dos principais mananciais da Grande São Paulo. São Paulo, COMASP, 1973.
- BRANCO, S.M. Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o lago Paranoá. Rev. DAE, S. Paulo, 36(109) : 38-45, 1976.
- BURNS, C.N. & MITCHELL, S.F. Seasonal succession and vertical distribution of phytoplankton in lakes Haynes and Lake Johnson, South Island - New Zealand. N.Z.J. Marine Freshwater Res., 8(1): 167-209, 1974.
- BURGIS, M.; DARLINGTON, J.; DUNN, I.; GANF, G.; GWAHABA, J.; MCGOWAN, L. The biomass and distribution of organisms in Lake George, Uganda. Proc.R.Soc.Lond.B, 184: 271-289.

- CARVALHO, M.A.J. A represa de Americana: aspectos físico-químicos e a variação das populações Copepoda Cyclopoida de vida livre. São Paulo, 1975. (Tese de doutoramento - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).
- CASSIE, V. Seasonal variation in phytoplankton from lake Rotorua and other inland Waters, New Zealand, 1966 - 67. N.Z.J. Marine Freshwater Res., 3 (1) : 98-123.
- CASTRO, P.P. Apreciação sobre o uso de reservatório Billings como fonte de abastecimento público de água para a metrópole paulistana. In: Simpósio de Engenharia Sanitária, 1º, São Paulo, 1966, Anais. São Paulo, 1966. p. 444-452.
- CHAVES, C.M. Caracterização ecológica da autodepuração de lagos do Parque Zoológico de São Paulo. S. Paulo, 1978. (Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública USP).
- CHU, 1943 apud McCOMBIE, 1953.
- DAVIS, C.C. Evidence for the eutrophication of lake Erie from phytoplankton records. Limnol. Oceanogr., 9(3): 273-283, 1964.
- DESIKACHARY, T.V. Cyanophyta. New Delhi, Indian Council of Agricultural Research, 1959.
- DERÍSIO, J.C. & MONTEBELLO, L. Relatório do levantamento das condições sanitárias de Represa Billings. São Paulo, FESB/CETESB, 1972.
- DROUET, F. & DAILY, W.A. Revision of the coccoid myxophyceae. Indianapolis, Butler University, 1956.p. 1-222. (Botanical Studies, v. 12).

- EDMONDSON, W.T. Phosphorus, nitrogen and algae in lake Washington after diversion of sewage. Science, New York, 169: 690-691, 1970.
- ELENKIN, 1924 apud PRESCOTT, 1967.
- GANF, 1972 and CARVALHO, 1975.
- GANF, 1973 apud BURGIS e colab. 1973.
- GANF, 1973 apud CARVALHO, 1975.
- GREELEY, S.A. & HILL, K.V. Relatório sobre o tratamento e destino dos esgotos e resíduos industriais; trad. São Paulo. DAE, 1953.
- GREEN, J.D. Plankton of lake Ototoa, a sand-dune lake in northern New Zeland. N. Z. Marine Freshwater Res., 10 (1): 43-59, 1976.
- GEITLER, L. Cyanophyceae. Leipzig, Akademische Verlags - gesellschaft, 1932.
- GELIN, C. Primary production and chlorophyll a content of nanoplankton in a entrophic lake. Oikos, 22: 230-234, 1971.
- GERLOFF, G.G. & SKOOG, F. Nitrogen as a limiting for the growth of *Microcystis aeruginosa* in southern Wisconsin lakes. Ecology, 38 : 556-561, 1957.
- GODOI, M.P. Notas sobre peixes. Pirassununga, Instituto de Zootecnia e Ind. Pecuárias Fernando Costa, 1964.
- GOLTERMAN, H.L. Methods for chemical analysis of freshwaters. London, Blackwell Scientific Publication International Biological Programme, 1969.
- GUARRERA, S.A. Estudios limnológicos en la laguna de San Miguel Del Monte com especial referência ao fitoplancton. Rev. Mus. La Plata. 9: 125-174, 1962.

- GUARRERA, S.A. & CABRERA, S.M.; LOPEZ, F. & TELL, G. Fito
plancton de las águas superficiais de la provincia de
Buenos Aires. Rev. Mus. La Plata, 49: 223-331, 1968.
- HARTMAN apud CARVALHO, 1975.
- HARTMAN, 1960 apud ZAGO, 1972.
- HENRY, R. Ciclo sazonal e variações diurnas de fatores eco-
lógicos plantônicos da Represa do Rio Pardo (Botucatu ,
SP). São Paulo, 1977. (Dissertação de Mestrado- Departa-
mento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).
- HERON, J. The seasonal variation of phosphate, silicate
nitrats in waters of the English lake District. Limnol.
Oceanogr., 6: 338-346, 1961
- HESS, M.L. Chuva: agente de poluição das águas. Rev. DAE,
S. Paulo, 22 (42): 41-43, 1961.
- HICKEL, B. Phytoplankton in two Ponds in Kathmandu Valley
(Nepal). Int. Rec. Gesamten Hydrobiol., 58: 835-842, 1973.
- HUECK, K. ^{fitogeográfico} Mapa fitográfico do Estado de São Paulo. Bol. Paul.
Geogr., S. Paulo, 22: 19-25, 1956.
- HUTCHINSON, G.E. Limnological studies in connection. VII a
critical examination of the supposed relation ship be -
tween phytoplankton periodicity and chemical changes in
lake wateres. Ecology, 25: 3-26, 1944.
- HUTCHINSON, G.E. A treatise on limnology, 2 Introduction to
lake biology and the limnoplankton. New York, John Wiley
& Sons, 1967.
- HYNES, H.B.N. The biology of polluted waters. 4th ed. Li -
verpool, University Press, 1971.
- JANA, B.B. Seasonal periodiaty of plankton in a freshwater
pond in West Bengal India. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.,
58: 127-143, 1973.

- JORGENSEN, E.G. Silicate assimilation by diatoms. Physiol. Plant., 6: 301-315, 1953.
- KAWAI, H.; YANG, E. & CHINEZ, S.J. Caracterização das condições sanitárias atuais da Represa Billings em vista do Balanço de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. Apresentado ao 15º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária, Buenos Aires, 1976.
- KAWAI, H.; KATO, M.; SILVA, C.C.A. & BRANCO, S.M. Eutrofização do lago Paranoá em Brasília - apresentado ao 13º Congresso Interamericano Engenharia Sanitaria, Assunção, 1972.
- KILHAM, P. A hypothesis concerning silica and the freshwater planktonic diatoms. Limnol. Oceanogr. 16(1): 10-18, 1971.
- KLEEREKOPER, H. Biologia da Represa Velha de Santo Amaro (Represa do Guarapiranga), Rev. DAE, S. Paulo, 1(2): 151-161, 1937.
- KLEEREKOPER, H. Estudo limnológico da Represa de Santo Amaro em São Paulo. Bol. Fac. Filos. Cienc. Univ. S. Paulo Serv. Bol. S. Paulo, 7(2): 11-151, 1939.
- KLEEREKOPER, H. Introdução ao estudo da limnologia. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, Departamento Nacional Produção Animal, Divisão de Caça e Pesca, 1944. (Série didática - Publ. nº 4).
- KOMÁRKOVA, L.J. The systematics and ontogenesis of the genera *Kistrodesmus* corda and *monoraphidium*. Gen. Nov. In: Fott, B.. ed. Studies in phycology. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung, 1969, p. 75-144.

- KUHL, A. Phosphate Metabolism of Green Algae. In: Jackson, D.F., ed. Algae, man and the environment. New York, Syracuse University Press, 1968, p. 37-52.
- KUTNER, M. & TORGO, F.M. Comparações ecológicas do fito - plâncton marinho e de águas doces In: A ecologia e Sistemática de Algas. São Paulo. Instituto de Botânica, 1962. Apostila.
- KUTNER, M.B.B. Variação estacional e distribuição do fitoplancton na região de Cananéia. São Paulo, 1972 (Tese de Doutorado - Departamento de Botânica do Instituto de Biociências da USP).
- LUND, J.W.C. The seasonal cycle the of plankton diatom *Melosira italica* (Ehr) Kutz subsp subartica - O. Mull. J. Ecol., 42: 151-179, 1954.
- LUND, J.W.G. ^{Further} Futher observations on the seasonal cycle of *Melosira italica* (Ehr) Kutz subartica O. Mull. J. Ecol., 43: 90-103, 1955.
- LUND, J.W.G. The ecology of the freshwater phytoplankton. Biol. Rev. 40: 231-293, 1965.
- MACHADO, C.E.M. Grandes Barragens e Meio Ambiente: Dois aspectos importantes. In: Encontro Nacional sobre Limnologia, Piscicultura e Pesca Continental 1º. Belo Horizonte, 1976. Anais Belo Horizonte, Ed. Fundação João Pinheiros, 1976, p. 301-339.
- MACHADO, C.E.M. Experiências em represas paulistas. In: Seminário Alternativas de Desenvolvimento: Pesca, coleta e Cultivo 7º, São Paulo, 1976. São Paulo, Secretaria de Economia e Planejamento, 1977.

- MAIER, M.H. Estudo da variação sazonal de condições físicas e químicas ao longo de um trecho do rio Mogi-Guaçu Cachoeira de Emas, Estado de São Paulo. São Paulo, 1977. (Dissertação de Mestrado - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).
- MARGALEF, R. Limnologia de los embalses españoles. Madrid, Direccion General de Obras Públicas. Ministério de Obras Públicas, 1976. (mimeografado).
- MARGALEF, R. Ecologia. Barcelona, Ediciones Omega, 1974.
- MARINS, M. Distribuição "standing-stock" e aspectos ecológicos da alga Melosira italica (Ehr) Kutz em ambiente lacustre. Represa do Lobo. São Paulo. São Paulo, 1972. (Dissertação de Mestrado - Departamento de Biologia do Instituto de Biociências da USP).
- MARINS, M. Ecologia da alga Melosira italica (Ehr) Kutz em região tropical. Represa da Usina do Lobo, Estado de São Paulo, Brasil. São Paulo, 1975. (Tese de Doutorado - Departamento de Biologia do Instituto de Biociências da USP).
- MARTINS, M.A.B. Plâncton, generalidade e sua importância na alimentação de peixes. In: Poluição e piscicultura. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública USP. Instituto de Pesca/C.P.R.N-S.A., 1970. p. 195-199.
- McCOMBIE, A.M. Factors influencing the growth of phytoplankton. J. Fish. Res. Board. Can., 10(5): 253-282, 1953.
- MEDAGLIA, C.C.; AGUIAR, L.M.; AGUIAR, L.W.; REAL, M.C. Utilização de bactérias e diatomáceas como indicadores biológicos de poluição em um curso de água. Iheringia, Porto Alegre, 19: 11-24, 1974.

- MOITA, M.R.L.O. Composição qualitativa e quantitativa e variações sazonais do plancton da Albufeira do Roxo. Notas e Estudos, Lisboa, 2: 1-29, 1976.
- NAKAMOTO, N.; MARINS, M.A. & TUNDISI, J.G. Synchronous growth of a freshwater diatom *Melosira italica* under natural environment. Oecology 23: 179-184, 1976.
- NIELSEN, 1962 apud BRANCO, 1969.
- OLIVIER, S.R. Contribucion al conocimiento limnológico de la laguna. Salada Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) I. distribucion del plancton. Rev. bras. Biol. Rio de Janeiro, 12: 161-180, 1952.
- PALMER, C.M. Algae as biological indicators of pollution. In: Seminar on Biological Problems Water Pollution, Ohio, 1956. Transactions. Cincinnati, 1957. p.60-69. (Separata de Biological of water Pollution).
- PALMER, M.C. Algas e suprimento de água na área de São Paulo. Rev. DAE, S. Paulo, 21(27): 11-15, 1960.
- PALMER, C.M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. J. Phycol., Washington, 5(1): 78-82, 1969.
- PEREIRA, H.A.S.L. Contribuição ao conhecimento de ação algicida do sulfato de cobre, em especial sobre a cianoficea *Microcystis flos-aquae* (Witrock) Kirchner. São Paulo, 1978 (Tese de doutoramento - Faculdade de Saúde Pública da USP).
- PEREIRA, H.A.S.L. Uso de Algicidas em águas de abastecimento. São Paulo, 1970. (Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da USP).

- PORTER, K.G. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. Amer. Scient. 65: 159-170, 1977.
- PHILIPOSE, M.T. Chlorococcales. New Delhi, Indian Council of Agricultural Research, 1967.
- PRESCOTT, G.W. Algae of the Western great lake area, with an illustrated key to the genera of desmids and fresh-water Diatoms. Dubuque, Iowa, Wm. C. Brown Publ., 1962.
- PRESCOTT apud BRANCO (1962)
- RAYMONT, 1967 apud KUTNER, 1972.
- RAWSON, D.S. Algal indicators of trophic lakes types. Limnol. Oceanogr., 1(1): 18-24, 1956.
- REAL, M.C. & AGUIAR, L.W. Diatomáceas do Arroio Dilúvio, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, com referência às espécies de interesse sanitário. Iheringia, Porto Alegre, 16: 15-54, 1972.
- REHÁKOVÁ, H. Die variabilität der arten der acystes A. Braum In: Foot B., ed. Studies in phycology. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung 1969. p.145-186.
- REID, G.K. & WOOD, R.D. Ecology of inland waters and estuaries. 2nd ed. New York, Van Nostrand, 1976.
- RICHARDS, F.A. & THOMPSON, T.G. The estimation and characterization on plankton populations by pigment analyses II. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. J. Mar. Res., 11: 156-172, 1952.
- ROCHA, A.A.; BRANCO, W.C.; KAWAI, H. & FUKUDA, F. Estudo das condições sanitárias da Represa de Americana. Rev. DAE, S. Paulo, 31(79): 369-378, 1971.

- ROCHA, A.A. Estudo sobre a fauna Bentônica da Represa de Americana no Estado de São Paulo. São Paulo, 1972. (Dissertação de Mestrado - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).
- ROCHA, A.A. & NARDUZZO, M. Aspectos ecológicos dos lagos do Parque Zoológico de São Paulo. Rev. DAE, S. Paulo, 35(103): 21-25, 1975.
- ROCHA, A.A. A limnologia os aspectos ecológicos - sanitários e a Macrofauna Bentônica da Represa do Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo 1976. (Tese de Doutorado - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).
- RODRIGUES, J.M.C. Poluição das águas nas bacias do Alto Tietê e Cubatão. In: Seminário sobre Processos Biológicos de Tratamento de Águas Residuárias e Controle da Poluição das Águas, São Paulo, 1974. p. 1-11.
- ROUND, F.E. Light and temperature: some aspects of their influence on algae. In: Jackson, D.F. ed. Algae, man and the environment. New York, Syracuse University Press, 1968. p. 73-102.
- RUTTNER, F. Fundamentals of limnology. Toronto, Toronto Univ. Press, 1953.
- SANTOS, E.P. Estudo populacional do GOETE. Bol. Inst. Oceanogr. São Paulo, 17(1) : 17-31, 1968.
- SANTOS, E.P. Dinâmica quantitativa populacional: Uma simulação. Bol. Inst. Oceanogr. S. Paulo, 18(1): 45-53, 1970.
- SCHUMACHER, G.J. A quantitative and quantitative study of the Plankton algae in southeastern Georgia. American Midland nat., 56(1): 88-115, 1956.

- SENDACZ, S. Alguns aspectos do zooplâncton da Represa Billings. São Paulo, 1978. (Dissertação de Mestrado - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).
- SHIMIZU, G.Y. Represa de Americana: Aspectos do Bentos Litoral. São Paulo, 1978 (Dissertação de Mestrado - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).
- SILVA, C.C.A. Poluição das águas e eutrofização. São Paulo, 1972. (Tese de Doutorado - Faculdade de Saúde Pública da USP).
- SKULBERG, O. Influences of Pollution on Inland waters. In: Jackson, D.F., ed. Algae and man. 3rd New York, Plenum Press, 1964. p. 262-297.
- SMITH, G.M. Phytoplankton of the Inland Lakes of Wisconsin, 1: Myxophyceae, Phaeophyceae, Heterokontae and Chlorophyceae exclusive of the Desmidiaceae. Bull. Wis. Geol. Nat. Hist. Surv., Madison, 57(1); 1-243, 1920.
- SMITH, G.M. The freshwater algae of the United State. 2nd ed. New York, McGraw-Hill, 1950.
- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., 167: 1-311, 1968.
- STRIXINO, 1973 apud MARINS, 1975.
- TALLING & EVANS, 1962 apud MARINS, 1975.
- TALLING, J.F. & TALLING, I.B. The chemical composition of African Lake waters. Inst. Rev. Gesamten Hydrobiol., 50: 421-463, 1965.
- TALLING, J.F. Comparative problems of phytoplankton production and photosyntetic produtivity in a tropical and a temperature lake Mem. Ist. ital. Idrobiol., 18: 339-424, 1965.

- TALLING, J.F. The annual cycle and stratification and phytoplankton growth in lake Victoria (East Africa). Int. Rev. Gesamten Hydrobiol., 51: 545-621, 1966.
- TASSIGNY & LEFRÉVE, 1971 apud CARVALHO, 1975.
- TAYLOR, M.P. Seasonal plankton changes and primary productivity in Buch Reservoir. J. Tenn. Acad. Sci., 47 : 103-111, 1972.
- TOLEDO JR., A.P. & KAWAI, H. Modelo para avaliação do perfil vertical de oxigênio dissolvido na represa Billings. Rev. DAE., S. Paulo, 37(112): 115-125, 1977.
- TUNDISI, J.; TUNDISI, T.M.; STRIXINO, G.; MARINS, M.A.; MATTOS, F. & SANTOS, E.P. Estudos ecológicos na Represa do Broa. I. (Progress Report). São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 1972.
- TUNDISI, J.; TUNDISI, T.M.; STRIXINO, G.; MARINS, M.A.; MATTOS, R. & SANTOS, E.P. Estudos ecológicos na Represa do Broa. II. (Progress Report). São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 1972.
- TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T. Some aspects of the seasonal cycle of the phytoplankton in tropical in shore waters. Cienc. Cult., S. Paulo, 24: 189-193, 1972.
- TUNDISI, J. & TUNDISI, T.M. Produção orgânica em ecossistemas aquáticos. Cienc. Cult., S. Paulo, 28: 864-887, 1976.
- TUNDISI, J.G. Estudos limnológicos no Estado de São Paulo: Pesquisas realizadas e situação atual do Campo. In: Encontro Nacional sobre Limnologia, Piscicultura e Pesca Continental 1º, Belo Horizonte, 1976. Anais. Belo Horizonte, Ed. Fundação João Pinheiros, 1976, p. 183-188.

- TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T.M. Principais métodos de abordagem no estudo dos ecossistemas. Cienc. Cult. S. Paulo, 29: 151-156, 1977.
- TUNDISI, J. & HINO, K. Atlas de algas da Represa do Broa. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 1977. v.2.
- TUNDISI, J.G. Produção primária, standing-stock, fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistemas lacustres artificial (Represa do Broa, São Carlos). São Carlos, 1977. (Tese de Livre Docência - Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto).
- TUNDISI, J.; TUNDISI, T.M.; BARBOSA, F.A.; GENTIL, J.G.; RUGANI, M.C.; PONTES, R.C.F.; ALEIXO, R.C.; OKANO, W.Y I SANTOS, L.C. Estudos limnológicos no sistema de lagos do Parque Florestal do Rio Doce, Minas Gerais. São Carlos, Secretaria de Ciências e Tecnologia do Estado de Minas Gerais/Universidade Federal de São Carlos, 1978.
- VERDUIN, J. Phytoplankton and turbidity in western lake Erie Ecology, 35: 550-561, 1954.
- VINER, 1969 apud BURGIS, 1973.
- VISSER, A.S. Composition of waters of lakes and rivers east and west Africa. Trop. Hydriobiol. Fisch., 3(1): 43-60 .
- VOLLENWEIDER, R.A. Stude sulla situazone attuale del regime chimico e biologico del Lago d'Orta. Memb. Inst.ital. Idrobiol., 16: 21-125, 1963.
- WEBER, 1973 apud SHIMIZU, 1978.
- WELCH, P.S. Limnology. 2nd ed. New York, Mc Graw-Hill Book Company, Inc., 1952.

- WRIGHT, S. Relatório sobre uma investigação preliminar "Limnologia das águas de São Paulo". Arq. Inst. Biol., S. Paulo, 7(7): 65-73, 1936.
- WUJEK, D. Seasonal variation in number and volume of plankton diatoms trans. Amer. Microsc. Coc., 85: 541-547, 1966.
- ZAGO, M.S.A. Os Cladocera planctônicos e aspectos da eutrofização da Represa de Americana. A ciclomorfose em Daphnia gessneri Herbest, 1967. São Paulo, 1972. (Tese de Doutorado - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP).

TABELA 1 - Dados mensais Climatológicos e Fluviométrico da água na Represa Billings no período de outubro de 1977 a setembro de 1978.

DATA	TEMPERATURA DO AR (°C)			UMIDADE RELATIVA (%)	PLUVIOMETRIA (mm)	VENTO (m/s)	RADIÇÃO SOLAR (cal/cm ² /dia)	INSOLAÇÃO (h/dia)	NÍVEL (m)
	Média	Máximo	Mínimo						
out./77	20,5	33,5	14,0	79,4	116,1	3,0	349,2	5,5	741,46
nov./77	20,8	31,0	14,0	80,5	189,1	2,9	329,2	4,0	741,16
dez./77	20,5	30,0	12,5	79,7	203,3	3,4	373,1	5,5	742,07
jan./78	23,5	34,0	14,0	78,0	171,6	2,7	353,3	5,9	742,45
fev./78	23,1	33,5	16,0	77,0	192,1	2,8	401,6	7,3	742,46
mar./78	22,8	32,0	17,0	77,5	233,9	2,4	330,8	5,6	742,87
abr./78	19,1	29,0	10,0	79,6	56,0	2,7	311,6	6,3	743,48
maio/78	16,7	29,0	7,5	79,8	123,4	2,2	257,5	5,5	743,38
jun./78	16,0	26,0	2,0	75,1	103,7	2,0	241,6	6,2	743,79
jul./78	17,3	26,0	9,5	78,3	73,7	2,2	231,8	5,8	743,51
ago./78	16,3	29,5	3,0	75,6	135,9	2,5	232,2	5,8	742,60
set./78	17,6	27,0	10,5	79,1	52,0	3,1	258,1	6,3	742,63

Tab. 2 - Represa Billings - Valores da temperatura do ar e da água (°C), turbidez (FTU), cor (mg/l Pt) e transparência ao disco de Secchi (cm) registrados em cada coleta, suas amplitudes e media - nas calculadas por período de chuva, estiagem e anual.

VARIÁVEIS		TEMPERATURA DO AR (°C)		TEMPERATURA DA ÁGUA (°C)			TURBIDEZ (FTU)			CÔR (mg/l Pt)		TRANSP. RÊNCIA (m)	
amplitude e mediana	Pontos de coleta	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1
	DATA	sup. *	sup.	sup.	prof. **	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.
	25/10/77	28,5	28,2	25,0	24,9	24,9	-	-	-	-	-	-	1,50
	08/11/77	20,5	19,5	23,0	22,8	22,4	-	-	-	-	-	-	2,00
	22/11/77	26,5	27,5	25,5	25,0	25,2	-	-	-	-	-	-	1,60
	08/12/77	22,0	21,2	23,0	22,9	23,0	-	-	-	-	-	-	0,88
	21/12/77	24,0	23,9	23,9	23,9	23,2	-	-	-	-	-	-	1,20
	11/01/78	21,0	19,0	23,0	23,1	23,0	-	-	-	-	-	-	1,20
	27/01/78	25,0	28,8	28,5	28,0	29,0	7,5	6,2	17,5	50	50	115	1,20
	10/02/78	26,0	26,0	25,9	25,5	26,5	3,5	7,9	83,0	80	100	150	1,70
	22/02/78	24,7	23,5	26,0	26,0	25,8	18,0	2,5	2,1	80	120	150	1,30
	08/03/78	22,1	21,5	24,2	24,1	24,0	3,0	2,5	2,2	100	20	150	1,20
	21/03/78	26,2	22,5	26,8	25,5	26,8	2,3	2,4	4,2	30	40	150	1,30
Mínimo	25/10/77	20,5	19,0	23,0	22,8	22,4	2,3	2,4	2,1	30	20	115	0,88
Máximo	a	28,5	28,8	28,5	28,0	29,0	18,0	7,9	83,0	100	120	150	2,00
Mediana	21/03/78	24,7	23,5	25,0	24,9	24,9	3,5	2,5	4,2	80	50	150	1,30
	04/04/78	22,0	21,9	24,2	24,2	24,8	2,4	2,2	2,8	90	80	180	1,10
	19/04/78	24,2	26,0	23,8	23,8	24,2	2,1	2,8	2,9	90	90	100	1,10
	03/05/78	17,5	17,5	21,0	21,2	21,0	2,8	2,5	7,5	110	110	110	1,40
	18/05/78	15,5	16,0	21,0	19,8	20,5	4,5	5,3	6,4	110	110	100	1,00
	01/06/78	14,5	11,5	19,5	18,0	17,0	2,8	2,5	13,0	100	90	150	1,20
	15/06/78	15,2	18,0	17,8	17,8	17,8	2,0	2,3	5,0	75	90	110	1,80
	29/06/78	21,7	19,8	18,5	18,0	19,0	2,4	2,2	5,0	95	95	120	1,40
	12/07/78	17,8	17,0	18,5	18,2	18,2	2,2	2,5	10,0	80	80	95	1,15
	26/07/78	24,0	24,0	19,7	20,0	19,5	3,0	2,2	6,5	110	105	150	1,10
	10/08/78	24,5	20,0	21,0	21,5	21,0	2,4	5,2	2,5	100	130	90	0,90
	23/08/78	20,2	22,0	18,2	18,5	18,8	15,0	4,0	8,0	190	105	140	1,00
	06/09/78	21,2	21,5	18,2	18,8	18,8	8,0	16,0	4,5	110	120	130	0,70
	21/09/78	24,0	24,2	23,8	21,8	21,5	5,0	4,4	6,7	115	118	120	0,90
Mínimo	04/04/78	14,5	11,5	17,8	17,8	17,0	2,0	2,2	2,5	75	80	95	0,70
Máximo	a	24,5	26,0	24,2	24,2	24,8	15,0	16,0	13,0	190	130	180	1,80
Mediana	21/09/78	21,2	20,0	19,7	19,8	19,5	2,8	2,5	6,4	100	105	120	1,10
(anual)													
Mínimo	25/10/77	14,5	11,5	17,8	17,8	17,0	2,0	2,2	2,1	30	20	95	0,70
Máximo	a	28,5	28,8	24,2	28,0	24,8	18,0	16,0	83,0	190	130	180	2,00
Mediana	21/09/78	22,0	21,7	22,0	22,0	22,7	2,9	2,0	5,7	90	100	125	1,30

* sup. = superfície ** prof. = profundidade (2 m)

Tab. 3 - Represa Billings - Valores de nitrito (mg/l), nitrato (mg/l), amônia (mg/l), fosfato (mg/l) e sílica solúvel (mg/l) registrados em cada coleta suas amplitudes e medianas calculadas por período de chuva, estiagem e anual.

amplitude e mediana	VARIÁVEIS Estações de coleta DATA	NITRITO (mg/l)			NITRATO (mg/l)			AMÔNIA (mg/l)			FOSFATO (mg/l)			SÍLICA SOLÚVEL (mg/l)		
		1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2
		sup.*	prof.**	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.
	25/10/77	0	0	Tr***	0,390	0,300	0,320	0,380	0,415	0,490	0	Tr	Tr	-	-	-
	08/11/77	0,160	0,350	0,160	0	0	0,200	0,600	0,400	0,520	Tr	Tr	Tr	-	-	-
	22/11/78	0	0	0	0,080	0,140	0,100	0,320	0,300	0,350	0	Tr	0	-	-	-
	08/12/77	Tr	0	Tr	0,110	0,100	0,083	0,300	0,250	0,450	Tr	0	Tr	-	-	-
	21/12/77	0	Tr	0	0,060	0,091	0,350	0,407	0,462	0,370	0,010	0,005	0,005	-	-	-
	11/01/78	Tr	Tr	0	0,185	0,140	0,101	0,438	0,420	0,420	0,005	0,005	0,009	-	-	-
	27/01/78	0	0	Tr	0,040	0,060	0,030	0,410	0,410	0,380	Tr	Tr	Tr	-	-	-
	10/02/78	Tr	0	Tr	0,100	0,100	0,130	0,420	0,350	0,400	Tr	Tr	Tr	-	-	-
	22/02/78	0	0	Tr	0,050	0,130	0,280	0,350	0,380	0,390	0	Tr	Tr	1,60	1,60	2,20
	08/03/78	-	-	-	0,200	0,120	0,225	0,412	0,380	0,365	0	0	0	2,45	2,50	1,60
	21/03/78	0	0	0	0,300	0,470	0,400	0,375	0,420	0,300	Tr	Tr	Tr	3,20	2,70	1,80
Mínimo	25/10/77	0	0	0	Tr	0	0,030	0,300	0,250	0,300	0	0	0	-	-	-
Máximo	a	0,160	0,350	0,160	0,390	0,470	0,400	0,600	0,420	0,520	0,010	0,005	0,009	-	-	-
Mediana	21/03/78	0	0	0	0,100	0,120	0,200	0,407	0,400	0,390	0,005	Tr	Tr	-	-	-
	04/04/78	0	0	Tr	0,570	0,300	0,300	0,230	0,250	0,300	Tr	Tr	Tr	0,23	0,25	0,30
	19/04/78	0	Tr	0	0,120	0,120	0,310	0,370	0,400	0,380	Tr	Tr	Tr	1,50	0,62	0,90
	03/05/78	0	0	Tr	0,200	0,330	0,360	0,220	0,240	0,210	0	0	Tr	2,45	0,20	1,80
	18/05/78	0	0	Tr	0,320	0,250	0,400	0,210	0,210	0,300	0	0	Tr	2,00	1,60	0,30
	01/06/78	Tr	Tr	0,010	0,200	0,270	0,510	0,240	0,200	0,240	0	0	0	2,05	2,35	2,05
	15/06/78	Tr	Tr	0,009	0,865	0,780	0,765	2,200	0,680	2,300	Tr	0	Tr	3,20	2,90	1,60
	29/06/78	Tr	Tr	Tr	0,370	0,405	0,490	0,550	0,610	1,200	0	0	0	2,80	2,80	1,00
	12/07/78	Tr	Tr	Tr	0,470	0,330	0,580	0,680	0,650	1,280	Tr	Tr	Tr	3,00	3,35	1,00
	26/07/78	Tr	Tr	Tr	0,050	0,098	0,242	1,350	1,300	2,000	Tr	Tr	Tr	3,80	3,80	1,40
	10/07/78	0,013	0,017	0,007	0,110	0,090	0,130	0,750	0,700	0,950	Tr	Tr	Tr	4,20	4,40	1,90
	23/08/78	Tr	Tr	Tr	0,120	0,190	0,460	1,500	1,700	2,400	Tr	Tr	Tr	3,80	3,90	2,00
	06/09/78	Tr	Tr	Tr	0	0,110	0,230	1,300	1,500	2,000	Tr	Tr	Tr	3,32	3,68	1,70
	21/09/78	Tr	Tr	Tr	0,050	0,150	0,110	1,280	1,200	1,700	Tr	0	0	3,45	3,40	1,40
Mínimo	04/04/78	0	0	0	0	0,090	0,110	0,210	0,200	0,210	0	0	0	0,23	0,25	0,30
Máximo	a	0,013	0,017	0,010	0,865	0,780	0,765	2,200	1,700	2,400	Tr	Tr	Tr	4,20	4,40	2,05
Mediana	21/09/78	Tr	Tr	Tr	0,200	0,250	0,360	0,680	0,650	0,950	Tr	Tr	Tr	3,00	2,90	1,60
(anual)																
Mínimo	25/10/77	0	0	0	0	0	0,030	0,210	0,200	0,210	0	0	0	0,23	-	-
Máximo	a	0,160	0,350	0,160	0,865	0,780	0,765	2,200	1,700	2,400	0,010	0,005	0,009	4,20	-	-
Mediana	21/09/78	Tr	Tr	Tr	0,120	0,140	0,290	0,424	0,412	0,410	Tr	Tr	Tr	3,20	-	-

* sup. = superfície

** prof. = profundidade (2 m)

*** Tr = traço

Tab. 4 - Represa Billings - Valores de condutividade elétrica (us/cm), pH, oxigênio dissolvido (mg/l), saturação de oxigênio (%), oxigênio consumido (mg/l O₂) registrados em cada coleta, suas amplitudes e medianas calculadas por períodos de chuva, estiagem e anual.

VARIÁVEIS	Estações de coleta DATA	condutividade elétrica (us/cm)			pH			oxigênio dissolvido (mg/l O ₂)			saturação de oxigênio (%)			oxigênio consumido (mg/l O ₂)		
		1 sup.*	1 prof.**	2 sup.	1 sup.	1 prof.	2 sup.	1 sup.	1 prof.	2 sup.	1 sup.	1 prof.	2 sup.	1 sup.	1 prof.	2 sup.
amplitude e mediana																
	25/10/77	-	-	-	6,40	6,85	6,30	7,21	9,13	6,04	97,78	123,49	81,67	2,3	2,0	1,2
	08/11/77	-	-	-	6,80	6,75	6,60	5,47	4,79	5,16	71,84	62,66	67,06	0,7	0,6	0,8
	22/11/77	-	-	-	6,45	6,50	6,50	4,66	7,54	6,53	63,73	102,22	88,75	0,8	0,8	2,6
	08/12/77	-	-	-	6,60	6,70	6,70	6,07	5,33	5,77	79,71	69,93	75,78	2,0	2,2	2,7
	21/12/77	-	-	-	6,60	6,65	6,60	6,64	7,63	5,68	88,38	101,57	74,76	5,1	5,5	4,5
	11/01/78	-	-	-	6,90	6,80	6,50	2,01	6,13	4,81	26,37	80,53	163,13	6,6	7,2	7,1
	27/01/78	200	200	92	9,20	8,15	8,15	5,54	5,88	7,52	74,19	83,48	108,25	18,9	17,7	14,5
	10/02/78	200	200	115	6,80	7,20	7,15	6,51	5,86	5,50	89,50	80,12	76,39	19,0	20,4	5,3
	22/02/78	190	115	190	6,80	6,70	6,65	7,63	6,32	5,54	105,01	86,98	76,03	5,3	4,4	4,5
	08/03/78	180	180	200	6,70	6,65	6,70	5,30	4,36	5,35	70,92	58,32	71,39	3,2	4,2	0,9
	21/03/78	180	200	140	8,25	8,40	7,95	7,63	7,05	6,70	106,34	96,40	93,41	2,4	2,2	2,6
Mínimo	25/10/77	180	115	92	6,40	6,50	6,30	2,01	4,36	4,81	26,37	58,32	67,06	0,7	0,6	0,8
Máximo	a	200	200	200	9,20	8,40	8,15	7,63	9,13	7,52	106,34	123,49	163,13	19,0	20,4	14,5
Mediana	21/03/78	190	200	140	-	-	-	6,07	6,13	5,68	79,71	83,48	76,39	3,2	4,2	2,7
	04/04/78	140	140	120	6,90	6,85	7,20	6,80	6,45	6,22	91,00	86,06	84,03	3,2	3,5	5,1
	19/04/78	200	200	160	6,80	6,90	6,75	8,29	8,05	6,41	110,28	107,13	95,77	2,6	2,9	2,2
	03/05/78	180	175	110	6,50	6,40	6,10	5,33	5,33	3,97	67,51	67,75	50,35	3,0	3,1	5,1
	18/05/78	175	160	120	6,40	6,75	6,50	6,42	5,38	5,27	81,34	66,55	66,10	2,5	2,4	2,4
	01/06/78	55	40	50	6,40	6,50	6,80	4,70	3,93	3,93	57,89	47,05	46,10	4,8	2,8	4,3
	15/06/78	150	100	150	6,70	6,70	6,80	5,35	6,81	4,38	63,77	81,24	52,17	4,2	4,5	6,2
	29/06/78	180	190	138	7,40	6,90	7,00	7,21	7,46	7,31	87,14	89,32	89,23	4,7	5,3	4,9
	12/07/78	180	220	200	6,80	6,75	7,10	7,21	6,43	7,42	87,14	77,27	89,18	5,8	5,4	5,6
	26/07/78	199	199	194	7,15	6,80	7,00	8,11	7,21	5,88	100,34	89,71	72,45	5,7	6,8	6,4
	10/08/78	160	170	170	6,90	7,20	7,10	7,98	9,72	6,24	101,15	124,26	79,03	5,3	5,1	5,3
	23/08/78	205	160	103	7,10	7,20	9,00	7,36	6,81	5,98	88,52	82,31	72,79	4,5	4,3	5,8
	06/09/78	150	120	110	8,10	8,30	7,28	7,17	5,88	2,96	86,23	71,57	36,06	9,7	4,2	5,7
	21/09/78	197	197	148	8,90	8,80	8,20	7,80	8,57	5,14	103,75	110,16	65,62	8,4	9,5	8,6
Mínimo	04/04/78	55	40	50	6,40	6,40	6,10	4,70	3,93	2,96	57,89	47,05	36,06	2,6	2,4	2,2
Máximo	a	205	220	200	8,90	8,80	9,00	8,29	9,72	7,42	110,28	124,26	89,23	8,4	9,5	8,6
Mediana	21/09/78	180	160	138	-	-	-	7,17	6,81	5,98	87,14	82,31	72,45	4,7	4,2	5,3
(anual)																
Mínimo	25/10/77	55	40	50	6,40	6,40	6,10	2,01	3,93	2,96	26,37	47,05	36,06	0,7	0,6	0,8
Máximo	a	205	220	200	9,20	8,80	9,00	8,29	9,72	7,52	110,28	124,26	89,23	19,0	20,4	14,5
Mediana	21/09/78	180	186	134	-	-	-	6,90	6,36	5,72	87,14	82,89	75,39	4,6	4,2	5,3

* sup. = superfície

** prof. = profundidade (2 m)

Tab. 5 - Represa Billings - Concentração de clorofila a (mg.m^{-3})

DATA	Ponto 1 superfície	Ponto 2 superfície
22/02/78	17,2	12,8
26/07/78	21,7	26,7

Tab. 6 - "Standing-stock" e composição do fitoplâncton, para la
gos em vários estágios de eutroficação. (TUNDISI, 1977).

	"Standing-stock" do Fitoplâncton Clorofila a mgxm^{-3}	Fitoplâncton Dominante
Ultraoligotróficos	0,01 - 0,5	<i>Chrysophyceae</i> <i>Cryptophyceae</i>
Oligotróficos	0,3 - 3	<i>Dinophyceae</i>
Mesotróficos	2,0 - 15	<i>Bacillariophyceae</i>
Eutrófico	10 - 500	<i>Bacillariophyceae</i> <i>Cyanophyceae</i> <i>Chlorophyceae</i>
Distrófico	0,1 - 10	<i>Euglenophyceae</i>

Tab. 7 - Represa Billings - Resultados qualitativos e variação numérica (UPA/ml) de amostras de fito
plâncton referentes à estação 1 (superfície) determinados em cada coleta por período de chuva.

CLASSES	DATA	OUTUBRO		NOVEMBRO		DEZEMBRO		JANEIRO		FEVEREIRO		MARÇO	
		25	8	22	12	21	11	27	10	22	8	21	
Chlorophyceae													
<i>Chlamydomonas</i> sp		4	-	-	1	-	6	32	18	12	16	1	
<i>Asterococcus</i> sp		3	-	-	-	75	-	-	3	-	-	-	
<i>Raphidionema</i> spp		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oedogonium</i> sp		5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Golenkinia radiata</i>		70	-	-	79	187	69	17	3	-	-	-	
<i>Noriastridium pusillum</i>		-	28	16	56	48	24	4	16	8	12	4	
<i>Noriastridium bornhemienae</i>		-	4	-	8	-	-	-	4	2	-	-	
<i>Dictyosphaerium</i> sp		-	-	1	70	-	-	-	112	154	105	42	
<i>Dimorphococcus</i> sp		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Pediastrum simplex</i>		193	58	20	78	97	20	-	-	14	39	20	
<i>Pediastrum duplex</i>		68	23	-	90	68	23	-	19	-	-	-	
<i>Coelastrum microporum</i>		1	-	-	-	-	-	-	-	8	8	32	
<i>Botryococcus</i> sp		-	-	-	-	-	4	-	4	-	-	-	
<i>Westella</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	
<i>Planktosphaeria</i> sp		-	4	260	-	4	-	-	88	4	4	40	
<i>Treubaria</i> sp		-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	
<i>Oocystis marssonii</i>		3	22	10	1	1	4	-	1	22	-	27	
<i>Francia</i> sp		-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	1	
<i>Ankistrodesmus bibrasianus</i>		-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	1	
<i>Monoraphidium</i>		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
<i>Kirchneriella obesa</i>		-	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	
<i>Tetradron minimum</i>		1	-	1	-	-	1	1	2	1	-	11	
<i>Scenedesmus opoliensis</i>		34	2	2	42	164	19	2	9	6	24	28	
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tetrastrum</i> sp		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Actinastrum hantzschii</i>		217	94	19	10	14	5	5	33	28	94	14	
<i>Mougeotia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	1200	44	852	
<i>Euastrum</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	15	15	15	-	
<i>Cosmarium</i> sp		1	20	-	3	-	2	3	69	35	2	3	
<i>Xanthidium</i> sp		7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Staurastrum</i> sp		63	49	14	42	39	39	42	224	35	105	105	
<i>Arthrodesmus</i> sp		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Closterium</i> sp		2	-	-	2	8	-	-	-	-	4	-	
Euglenophyceae													
<i>Euglena</i> sp		6	32	13	3	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Phacus tortus</i>		-	13	-	-	7	-	-	6	-	20	-	
<i>Trachelomonas</i> sp		7	1	2	1	2	1	10	1	3	-	1	
Chrysophyceae													
<i>Synura</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
Bacillariophyceae													
<i>Melosira</i> sp		48	29	10	1	68	48	76	95	143	95	6	
<i>Stephanodiscus</i> sp		1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	
<i>Nitzschia</i> sp		-	-	-	-	-	18	1	2	4	2	2	
<i>Synedra</i> sp		914	293	110	135	125	122	78	231	110	112	141	
<i>Rhizosolenia</i> sp		12	9	12	20	3	9	3	5	2	-	-	
<i>Cyclotella</i> sp		-	2	3	-	1	-	-	-	-	-	-	
Dinophyceae													
<i>Peridinium</i> sp		13	13	-	-	32	365	13	6	7	7	1	
Cyanophyceae													
<i>Anabaena spiroides</i>		-	-	-	-	-	-	9	21	-	-	9	
<i>Anabaena</i> spp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Nostocystis aeruginosa</i>		780	500	686	546	647	660	644	301	378	266	84	
<i>Myxocarpina</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
<i>Oscillatoria</i> sp		88	-	-	28	13	5	2	-	-	15	-	
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>		-	-	-	-	-	-	-	3	-	122	29	
NÃO determinados *		40	16	60	15	80	68	87	92	5	20	75	
TOTAL		2582	1217	1240	1243	1684	1513	1033	1387	2205	1143	1526	

Tab. 8 - Represa Billings - Resultados qualitativos e variação numérica (UPA/ml) obtidos da análise de amostras de fitoplâncton referentes à estação 1 (superfície) determinados em cada coleta por período de estiação.

CLASSES	DATA	ABRIL		MAIO		JUNHO		JULHO		AGOSTO		SETEMBRO		
		4	19	3	18	1	15	29	12	26	10	23	6	21
Chlorophyceae														
<i>Chlamydomonas</i> sp		1	2	1	-	1	1	2	1	6	3	2	2	-
<i>Raphidionema</i> spp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Solenkinia radiata</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Microactinium pusillum</i>		20	12	28	-	-	-	-	-	4	-	8	-	4
<i>Microactinium bornhemienae</i>		-	-	-	-	-	-	4	-	4	-	4	-	-
<i>Dictyosphaerium</i> sp		14	119	77	21	21	-	7	35	-	-	83	7	-
<i>Pediastrum simplex</i>		39	-	135	19	77	39	19	-	19	19	-	77	-
<i>Pediastrum duplex</i>		-	-	90	-	22	90	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>		32	24	48	-	8	-	-	8	24	-	-	-	-
<i>Coelastrum reticulatum</i>		-	-	-	-	-	5	-	-	5	-	25	-	-
<i>Wetzelia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Planktosphaeria</i> sp		4	5	-	-	-	12	-	4	-	-	-	-	-
<i>Treubaria</i> sp		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Oocystis marssonii</i>		13	5	-	4	15	-	-	4	2	1	4	1	-
<i>Francia</i> sp		-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Ankistrodesmus bibratulus</i>		1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium</i>		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kirchneriella obesa</i>		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraedrom minimum</i>		4	1	2	1	1	1	1	3	1	1	1	1	-
<i>Scenedesmus opoliensis</i>		30	109	69	8	17	4	4	19	38	4	4	6	4
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	11	-	-
<i>Crucegenia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
<i>Actinastrum hantzschii</i>		19	366	484	24	14	19	42	28	89	19	305	52	-
<i>Mougeotia</i> sp		1443	3114	369	192	453	108	792	1305	900	954	468	1482	870
<i>Cosmarium</i> sp		3	2	-	1	2	1	2	2	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum</i> sp		88	108	119	53	126	126	130	217	35	14	45	10	11
<i>Closterium</i> sp		-	8	18	4	8	2	-	-	6	-	-	-	-
Euglenophyceae														
<i>Euglena</i> sp		-	6	-	16	3	6	7	-	-	-	-	4	-
<i>Phacus tortus</i>		6	-	6	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas</i> sp		1	2	1	1	4	3	-	-	1	-	-	-	-
Cryptophyceae														
<i>Dinobryon bavaricum</i>		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>		-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Bacillariophyceae														
<i>Melosira</i> sp		128	-	63	52	61	47	-	19	38	-	95	132	28
<i>Stephanodiscus</i> sp		-	-	-	-	1	-	1	1	1	-	1	1	-
<i>Nitzschia</i> sp		3	4	2	1	1	1	1	1	1	-	1	7	-
<i>Synedra</i> sp		75	31	15	3	10	3	2	33	20	3	17	25	48
<i>Rhizosolenia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	7	11	1
<i>Cyclotella</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-
Dinophyceae														
<i>Peridinium</i> sp		13	19	-	83	-	153	96	38	256	19	45	83	-
Cyanophyceae														
<i>Anabaena spiroides</i>		45	32	-	-	-	9	18	-	-	-	-	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>		120	241	350	34	193	84	60	138	47	62	54	30	14
<i>Oscillatoria</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>		110	66	187	132	198	123	130	69	61	72	129	12	70
Não determinados *		10	16	14	23	40	35	-	14	18	10	9	2	8
TOTAL		2223	4297	2080	678	1277	875	1318	1943	1591	1184	1321	1939	1058

Tab. 9 - Represa Billings - Resultados qualitativos e variação numérica (UPA/ml) obtidos da análise de amostras de fitoplâncton referentes à estação 1 (profundidade de 2 m) determinados em ca da coleta por período de chuva.

	DATA	OUTUBRO	NOVEMBRO	DEZEMBRO	JANEIRO	FEVEREIRO	MARÇO					
CLASSES		25	8	22	12	21	11	27	10	22	8	21
Chlorophyceae												
<i>Chlamydomonas</i> sp		3	-	-	-	-	-	3	15	12	9	8
<i>Asterococcus</i> sp		-	51	4	-	38	-	-	-	-	-	-
<i>Raphidionema</i> spp		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Golenkinia radiata</i>		47	-	-	84	147	6	21	1	-	-	-
<i>Microactinium pusillum</i>		-	32	24	164	48	4	16	8	52	12	28
<i>Microactinium bornhemienae</i>		-	12	2	2	6	-	-	-	6	-	-
<i>Diatyosphaerium</i> sp		49	-	-	42	-	14	-	182	196	28	98
<i>Pediastrum simplex</i>		78	116	77	58	58	39	19	19	58	58	19
<i>Pediastrum duplex</i>		45	135	-	-	90	20	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>		8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40
<i>Westella</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Planktosphaeria</i> sp		-	-	92	-	4	-	-	12	44	-	32
<i>Trembaria</i> sp		-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
<i>Oocystis maresonii</i>		1	5	6	2	1	-	6	1	1	1	36
<i>Franseria</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Ankistrodesmus bibrarianus</i>		1	-	-	1	-	-	1	-	1	1	1
<i>Kirchneriella obesa</i>		-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetradon minimum</i>		1	-	1	-	-	-	1	1	3	3	11
<i>Scenedesmus opoliensis</i>		17	36	2	46	7	-	7	2	13	23	40
<i>Crucegensia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Actinastrum hantzschii</i>		108	-	24	47	-	-	-	10	3	33	89
<i>Nougeotia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	1359	261	1173
<i>Exastrium</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	-
<i>Cosmarium</i> sp		1	1	1	5	3	1	2	5	15	2	1
<i>Staurastrum</i> sp		35	49	11	39	7	18	60	70	109	84	105
<i>Arthrodesmus</i> sp		-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Closterium</i> sp		2	-	-	1	14	-	-	-	2	1	2
Euglenophyceae												
<i>Euglena</i> sp		6	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus tortus</i>		-	-	-	13	-	-	7	-	15	7	7
<i>Trachaslomonas</i> sp		2	1	1	4	3	2	3	1	1	4	4
Bacillariophyceae												
<i>Melosira</i> sp		29	7	-	66	73	29	98	6	185	57	29
<i>Stephanodiscus</i> sp		-	1	-	-	1	-	-	-	1	1	-
<i>Nitzschia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	2	4	1	5
<i>Synedra</i> sp		703	232	65	27	29	41	71	309	155	83	112
<i>Rhizosolenia</i>		9	7	5	3	3	5	3	5	-	-	-
<i>Cyclotella</i> sp		-	10	2	-	-	1	-	-	1	-	-
Dinophyceae												
<i>Peridinium</i> sp		19	-	-	13	90	582	45	19	6	-	7
Cyanophyceae												
<i>Anabaena spiroides</i>		-	-	-	-	-	-	27	9	18	2	18
<i>Anabaena</i> spp		-	1	-	1	2	-	-	-	-	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>		168	140	124	42	52	70	63	73	57	68	46
<i>Oscillatoria</i> sp		37	-	-	13	5	5	-	-	-	-	-
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>		-	-	-	-	-	-	46	-	24	84	17
Não determinados *		20	87	8	52	23	87	64	91	15	75	85
TOTAL		1389	961	450	726	704	924	564	842	2380	900	2022

Tab. 10 - Represa Billings - Resultados qualitativos e variação numérica UPA/ml obtidos da análise de amostras de fitoplâncton referentes à estação 1 (profundidade de 2 m determinados em cada coleta por período de estiação).

	DATA	ABRIL		MAIO		JUNHO		JULHO		AGOSTO		SETEMBRO		
CLASSES		4	19	3	18	1	15	29	12	26	10	23	6	21
Chlorophyceae														
<i>Chlamydomonas</i> sp		15	20	14	-	2	7	11	-	15	1	3	7	4
<i>Golenkinia radiata</i>		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microactinium pusillum</i>		8	4	20	8	4	4	-	-	-	-	20	-	-
<i>Dityosphaerium</i> sp		63	32	56	7	7	-	7	7	10	-	49	-	-
<i>Dimorphococcus</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Pediastrum simplex</i>		39	-	-	58	58	58	19	20	38	39	-	19	-
<i>Pediastrum duplex</i>		23	-	-	22	45	-	-	-	-	-	22	19	-
<i>Coelastrum microporum</i>		40	32	16	-	-	-	40	8	10	-	-	-	-
<i>Coelastrum reticulatum</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-
<i>Vestelia</i> sp		1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-
<i>Planctosphaeria</i> sp		16	4	12	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-
<i>Treubaria</i> sp		-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-
<i>Oocystis marssonii</i>		29	5	-	8	-	3	4	2	1	1	-	-	-
<i>Francia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Ankistrodesmus bibrarianus</i>		1	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium</i> sp		-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraedron minimum</i>		9	3	2	-	1	1	2	2	1	-	-	-	-
<i>Scenedesmus opoliensis</i>		52	40	38	13	21	13	-	2	21	4	10	6	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	22	-	30	-	-
<i>Crucigenia</i> sp		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetrastrum</i> sp		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Actinastrum hantzschii</i>		33	367	235	14	14	10	24	15	145	42	191	19	-
<i>Nougeotia</i> sp		1950	2304	210	135	315	60	606	348	816	930	375	1347	606
<i>Cosmarium</i> sp		2	2	1	-	2	1	1	1	-	-	-	1	-
<i>Staurastrum</i> sp		18	95	42	49	60	74	105	112	21	4	21	21	18
<i>Closterium</i> sp		4	10	12	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Euglenophyceae														
<i>Euglena</i> sp		-	-	-	10	-	6	13	6	3	3	6	3	-
<i>Phacus tortus</i>		13	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas</i> sp		5	5	1	1	1	1	1	-	1	1	-	-	-
Bacillariophyceae														
<i>Melosira</i> sp		370	19	85	98	133	67	-	-	19	-	26	152	61
<i>Stephanodiscus</i> sp		-	-	1	1	-	1	1	1	1	1	-	1	-
<i>Nitzschia</i> sp		63	4	-	1	1	-	2	1	-	-	-	-	-
<i>Synedra</i> sp		302	21	2	3	7	3	6	27	9	6	13	21	36
<i>Rhizosolenia</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	27	1	-	2	-
<i>Cyclotella</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	4	-	-
Dinophyceae														
<i>Peridinium</i> sp		13	6	-	83	109	45	108	38	339	51	19	6	51
Cyanophyceae														
<i>Anabaena spiroides</i>		45 ₅	9	-	-	-	-	-	27	-	-	-	-	-
<i>Nodularia aeruginosa</i>		75	83	62	92	68	57	49	72	14	7	3	2	-
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>		61	26	301	394	220	12	6	9	-	-	93	87	18
Não determinados *		8	12	13	21	31	28	25	15	10	11	2	4	9
TOTAL		3260	3103	1131	1020	1104	453	1031	713	1535	1104	913	1719	833

Tab. 11 - Represa Billings - Resultados qualitativos e variação numérica (UPA/ml) obtidos da análise de amostras de fitoplâncton referentes à estação 3 (superfície) determinadas em cada coleta por período de chuva.

DATA	OUTUBRO		NOVEMBRO		DEZEMBRO		JANEIRO		FEBREIRO		MARÇO	
	25	8	22	12	21	11	27	10	22	8	21	
Chlorophyceae												
<i>Chlamydomonas</i> sp	-	-	-	-	-	-	17	18	23	4	16	
<i>Asterococcus</i> sp	-	10	13	-	-	-	-	11	-	-	-	
<i>Oedogonium</i> sp	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Golenkinia radiata</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	4	
<i>Microactinium pusillum</i>	-	8	-	4	28	-	4	8	48	4	72	
<i>Microactinium bornhamiensis</i>	-	-	6	2	-	-	-	-	-	-	2	
<i>Diatyosphaerium</i> sp	-	-	-	21	-	7	7	7	21	42	-	
<i>Pediastrum simplex</i>	-	-	-	39	-	-	-	-	19	77	38	
<i>Pediastrum duplex</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	45	-	
<i>Coelastrum microporum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-	
<i>Coelastrum reticulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	
<i>Botryococcus</i> sp	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Nostella</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Planktosphaeria</i> sp	-	-	-	8	4	-	-	-	8	-	4	
<i>Trembaria</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	
<i>Oocystis marssonii</i>	2	2	3	8	1	-	-	-	8	1	1	
<i>Franseria</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	
<i>Ankistrodesmus bibransius</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	1	
<i>Monoraphidium</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
<i>Tetraedron minimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	1	
<i>Sonnedemus opoliensis</i>	-	7	21	-	4	2	4	2	27	9	13	
<i>Sonnedemus acuminatus</i>	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	1	
<i>Crucegensia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Tetrastum</i> sp	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Aotinastrum hatsuehii</i>	-	-	-	-	85	-	-	-	-	52	419	
<i>Nougeotia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	387	-	
<i>Cosmarium</i> sp	-	-	-	1	-	-	1	-	-	2	1	
<i>Microasteria</i> sp	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Staurastrum</i> sp	-	4	-	4	-	-	4	14	11	42	25	
<i>Closterium</i> sp	-	2	2	4	2	2	-	2	2	-	4	
Euglenophyceae												
<i>Euglena</i> sp	4	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	7	-	-	-	-	7	13	
<i>Trachelomonas</i> sp	1	1	1	1	-	1	3	1	14	8	-	
Chrysophyceae												
<i>Synura</i> sp	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
Bacillariophyceae												
<i>Melosira</i> sp	10	38	-	114	114	57	38	9	86	10	29	
<i>Stephanodiscus</i> sp	-	-	-	-	1	-	-	1	1	1	1	
<i>Nitzschia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	2	
<i>Synedra</i> sp	4	88	3	4	2	1	9	2	6	31	81	
<i>Rhizosolenia</i> sp	5	5	3	7	7	3	3	9	-	-	-	
<i>Cyclotella</i> sp	-	14	1	3	-	-	-	-	6	-	-	
Dinophyceae												
<i>Peridinium</i> sp	7	-	-	-	26	-	7	6	-	7	45	
Cyanophyceae												
<i>Anabaena spiroides</i>	-	-	-	-	9	-	72	13	9	18	54	
<i>Anabaena</i> spp	1	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chroococcus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	175	147	84	308	133	161	147	700	567	224	497	
<i>Oscillatoria</i> sp	-	-	-	2	3	2	-	1	-	-	-	
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	-	-	-	-	-	-	-	32	19	15	41	
Não determinados *	7	15	73	67	93	10	160	45	40	15	50	
TOTAL	216	363	211	611	519	252	478	888	956	1006	1419	

Tab. 12 - Represa Billings - Resultados qualitativos e variação numérica (UPA/ml) obtidos da análise de amostras de fitoplâncton referentes à estação 2 (superfície) determinados em cada coleta por período de estiagem.

CLASSES	DATA	ABRIL		MAIO		JUNHO		JULHO		AGOSTO		SETEMBRO		
		4	19	3	18	1	15	29	12	26	10	23	6	21
Chlorophyceae														
<i>Chlamydomonas</i> sp		1	15	3	1	4	4	-	-	10	-	1	2	-
<i>Golenkinia radiata</i>		-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Microactinium pusillum</i>		4	28	4	4	-	-	-	4	4	-	4	-	-
<i>Microactinium bornhamiensis</i>		-	-	4	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-
<i>Dictyosphaerium</i> sp		7	49	77	14	-	-	7	-	7	-	21	182	-
<i>Pediastrum simplex</i>		19	-	-	-	-	-	-	-	19	19	-	-	20
<i>Pediastrum duplex</i>		-	-	-	-	23	-	-	-	22	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>		-	24	-	16	-	-	-	-	16	-	24	48	-
<i>Coelastrum reticulatum</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-
<i>Botryococcus</i> sp		-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Westella</i> sp		1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Planktothraux</i> sp		8	4	8	8	-	4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oocystis marsonii</i>		10	8	1	-	-	2	1	1	1	-	-	-	-
<i>Ankistrodesmus fibrillatus</i>		-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraedron minimum</i>		-	3	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Scenedesmus opoliensis</i>		8	65	84	19	13	6	-	-	23	4	8	4	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		-	-	39	3	-	-	-	-	5	-	-	-	-
<i>Crocothrix</i> sp		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetrastum</i> sp		1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Actinastrum hantzschii</i>		287	35	103	10	-	-	-	-	132	-	-	-	-
<i>Nougetia</i> sp		30	318	123	48	-	3	15	-	759	6	-	225	6
<i>Cosmarium</i> sp		1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum</i> sp		8	35	18	7	4	7	-	-	7	-	11	4	4
<i>Closterium</i> sp		2	4	8	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Euglenophyceae														
<i>Euglena</i> sp		-	3	-	6	-	-	-	-	-	-	6	3	-
<i>Phacus tortus</i>		25	6	-	-	-	-	-	-	-	6	6	-	-
<i>Trachelomonas</i> sp		2	5	1	1	-	1	-	-	2	-	1	-	-
Chrysophyceae														
<i>Nannomonas</i> sp		-	-	-	1	-	-	-	9	-	-	-	-	-
Bacillariophyceae														
<i>Nitzschia</i> sp		285	104	98	57	67	19	-	-	19	-	123	354	19
<i>Stephanodiscus</i> sp		1	-	1	1	1	1	-	1	-	-	1	1	-
<i>Nitzschia</i> sp		-	6	6	3	1	1	1	1	-	1	-	-	-
<i>Synedra</i> sp		2	70	3	2	1	1	-	-	7	1	1	1	2
<i>Cyclotella</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
Dinophyceae														
<i>Peridinium</i> sp		518	128	345	947	224	64	51	-	422	6	6	-	6
Cyanophyceae														
<i>Anabaena spiroides</i>		19	39	54	18	32	90	270	540	225	387	270	175	108
<i>Chroococcoides</i> sp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>		1498	1113	1141	1015	171	175	196	91	14	21	14	-	-
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>		61	98	148	203	6	3	-	-	-	-	-	6	6
Não determinados *		23	13	25	9	1	10	10	22	18	12	15	2	7
TOTAL		2821	2175	2297	2401	551	392	552	669	1727	467	515	1007	187

Tab. 13 - Represa Billings - Abundância relativa (%) dos grupos componentes do fitoplâncton encontrados nas estações de coleta por período de chuva e estiagem.

CLASSES DATA	CHLOROPHYCEAE			EUGLENOPHYCEAE			CHRYSOPHYCEAE		BACILLARIOPHYCEAE			DINOPHYCEAE			CIANOPHYCEAE		NÃO DETERMINADOS				amplitude
	Esta- ção 1 sup.*	Esta- ção 1 prof.**	Esta- ção 2	Esta- ção 1 sup.	Esta- ção 1 prof.	Esta- ção 2	Esta- ção 1 sup.	Esta- ção 2	Esta- ção 1 sup.	Esta- ção 1 prof.	Esta- ção 2	Esta- ção 1 sup.	Esta- ção 1 prof.	Esta- ção 2	Esta- ção 1 sup.	Esta- ção 1 prof.	Esta- ção 2	Esta- ção 1 sup.	Esta- ção 1 prof.	Esta- ção 2	
25/10/77	26,25	28,47	0,93	0,51	0,58	2,31	-	-	38,03	53,28	8,80	0,51	1,37	3,24	33,85	14,74	81,48	1,56	1,44	3,24	
08/11/77	25,39	49,12	11,29	3,78	0,42	2,20	-	-	27,36	26,74	39,94	1,07	-	-	41,08	14,67	42,42	1,31	9,05	4,13	
22/11/77	27,74	54,44	21,80	1,21	0,22	0,47	-	-	10,89	16,00	3,32	-	-	-	55,32	27,55	39,81	4,84	1,77	34,60	
12/12/77	39,66	67,77	17,18	0,32	2,34	0,16	-	-	12,63	13,22	20,95	-	1,79	-	46,18	7,71	50,74	1,21	7,16	10,97	
21/12/77	41,92	60,09	23,89	0,53	0,43	1,35	-	-	11,70	15,06	23,89	1,90	12,78	5,00	39,19	8,38	27,94	4,75	3,27	17,92	
11/01/78	14,28	11,04	6,75	0,066	0,22	0,40	-	-	13,09	8,23	24,21	24,12	62,99	-	43,95	8,12	64,68	4,49	9,42	3,97	
27/01/78	10,65	24,29	7,95	0,97	1,77	0,63	-	0,21	15,30	30,50	10,46	1,26	7,98	1,46	63,41	24,11	45,82	8,42	11,35	33,47	
10/02/78	44,92	38,84	7,21	0,50	0,12	0,11	0,07	-	24,00	38,24	2,59	0,43	2,26	0,67	23,43	9,74	84,35	6,63	10,81	5,07	
22/02/78	70,37	79,37	22,02	0,14	0,67	1,50	-	-	11,75	14,53	10,85	0,32	0,25	-	17,19	4,16	64,03	0,23	0,63	1,61	
08/03/78	42,34	57,55	64,36	1,75	1,22	1,44	-	-	18,29	15,77	4,03	0,61	-	0,67	35,26	17,11	24,69	1,75	8,33	4,80	
21/03/78	77,20	83,68	42,71	0,070	0,54	0,92	-	-	9,76	7,22	7,96	-	0,35	3,17	8,06	4,01	41,72	4,91	4,20	3,52	
25/10/77	10,65	11,04	0,93	0,066	0,12	0,11	-	-	9,76	7,22	2,59	0,32	0,25	0,47	8,06	4,01	24,69	0,23	0,63	1,61	Mínimo
21/03/78	77,20	83,68	64,36	3,78	2,34	2,31	-	-	38,03	53,28	39,94	24,12	62,99	5,00	63,41	27,55	84,35	8,42	11,35	34,60	Máximo
04/04/78	77,01	70,71	13,72	0,31	0,55	0,96	-	-	9,27	22,55	10,21	0,58	0,40	18,36	12,37	5,55	55,94	0,45	0,25	0,82	
19/04/78	90,30	94,04	27,13	0,19	0,13	0,64	-	-	0,81	1,42	8,27	0,44	0,19	5,88	7,89	3,80	57,47	0,37	0,39	0,60	
03/05/78	69,33	58,36	20,68	0,34	0,62	0,04	-	-	3,85	7,78	4,70	-	-	15,02	25,82	32,10	58,55	0,67	1,15	1,09	
18/05/78	48,23	30,98	5,75	3,39	1,08	0,29	-	0,04	8,26	10,10	2,62	12,24	8,14	39,44	24,48	47,65	51,48	3,39	2,06	0,37	
01/06/78	52,98	48,37	8,53	0,55	0,09	-	-	-	5,72	12,77	12,70	-	9,87	40,65	30,62	26,09	37,93	3,13	2,81	0,18	
15/06/78	46,63	51,43	6,88	1,03	1,55	0,26	0,34	-	5,83	16,67	5,61	17,49	9,93	16,32	24,69	15,23	68,34	4,00	6,18	2,60	
29/06/78	76,10	79,53	4,17	0,53	1,36	-	-	-	0,30	0,87	0,36	7,28	10,48	9,24	15,78	5,33	84,42	-	2,42	1,81	
12/07/78	83,68	72,51	0,90	-	0,84	-	-	1,34	2,83	4,07	0,14	1,96	5,33	-	10,81	15,15	94,32	0,72	2,10	3,29	
26/07/78	71,78	72,11	58,89	0,063	0,26	0,11	-	-	4,15	3,97	1,68	16,10	22,08	24,44	6,79	0,91	13,84	1,13	0,65	1,04	
10/08/78	85,81	92,66	7,07	-	0,36	1,28	-	-	0,42	0,72	0,43	1,60	4,62	1,28	11,32	0,63	87,37	0,84	1,00	2,57	
23/08/78	72,90	81,49	13,79	-	0,66	2,52	-	-	9,16	5,04	24,27	3,41	2,08	1,17	13,85	10,51	55,34	0,68	0,22	2,91	
06/09/78	84,53	83,83	46,18	0,21	0,17	0,30	-	-	8,72	10,24	35,35	4,28	0,35	-	2,17	5,15	12,97	0,10	0,23	0,20	
21/09/78	84,03	75,99	20,86	-	-	-	-	-	7,28	14,65	11,23	-	6,12	3,21	7,94	2,16	60,96	0,76	1,08	3,74	
04/04/78	46,63	30,98	0,90	0,063	0,09	0,04	-	-	0,30	0,72	0,14	0,44	0,19	1,24	2,17	0,63	13,84	0,10	0,22	0,20	Mínimo
21/03/78	90,30	94,04	58,89	3,39	1,55	2,52	-	-	9,27	22,55	35,35	17,49	22,08	40,65	30,62	47,65	94,32	4,00	6,18	3,74	Máximo

* sup. = superfície

** prof. = profundidade (2 m)

Tab. 14 - Represa Billings - Variação e distribuição do fitoplânct. identificado nas duas estações estudadas.

CLASSES	PONTOS DE COLETA	OUTUBRO / 77			NOVEMBRO / 77			DEZEMBRO / 77			JANEIRO / 78			FEVEREIRO / 78			MARÇO / 78			ABRIL / 78			MAIO / 78			JUNHO / 78			JULHO / 78			AGOSTO / 78			SETEMBRO / 78		
		ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO			ESTACÃO		
		1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2			
		sup.*	prof.**	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.	sup.	prof.	sup.
Clorophyceae																																					
<i>Chlamydomonas</i> sp	e	e	-	-	-	-	e	-	-	d	e	d	d	d	d	e	d	e	d	e	e	e	e	e	e	e	e	d	d	e	e	e	e	e	e		
<i>Asterococcus</i> sp	e	-	-	-	d	d	d	d	-	-	-	-	e	-	d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Raphidionea</i> sp	-	-	-	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Oedogonium</i> sp	e	-	-	-	-	-	-	-	-	d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Golenkinia radiata</i>	d	d	-	-	-	-	d	d	-	d	d	e	e	e	-	-	-	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	e	-	-		
<i>Microactinium pusillum</i>	-	-	-	d	d	e	d	d	d	d	d	e	d	d	d	e	d	d	d	e	d	d	e	-	e	-	e	-	e	e	d	e	e	-	-		
<i>Microactinium bornhemienis</i>	-	-	-	e	e	e	e	e	e	-	-	-	-	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Dictyosphaerium</i> sp	-	d	-	e	-	-	d	d	d	-	d	e	d	c	d	d	d	d	d	d	d	d	e	e	e	d	e	e	d	d	d	e	-	c	-		
<i>Dimorphococcus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Pediastrum simplex</i>	c	d	-	d	d	-	d	d	d	d	d	-	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	-	d	d	-	d	d	d	d	d	d	d	d	d		
<i>Pediastrum duplex</i>	d	d	-	d	d	-	d	d	-	d	d	-	d	-	-	-	-	d	-	d	-	d	d	d	d	-	-	-	d	-	-	-	-	d	-		
<i>Coelastrum microporum</i>	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	e	d	d	d	-	d	d	d	d	-	d	-	-	-	-	-	-	-	-	d		
<i>Coelastrum reticulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Botryococcus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Wetzelia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Planktosphaeria</i> sp	-	-	-	d	d	-	e	e	e	-	-	-	-	d	d	e	d	e	e	-	d	e	d	-	e	-	e	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Trembaria</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Oocystis maresonii</i>	e	e	e	d	e	e	e	e	e	e	e	-	d	e	e	d	d	e	e	d	d	e	e	e	-	e	e	e	e	e	e	e	e	-	-		
<i>Franseria</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Ankistrodesmus bibrainus</i>	-	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Monoraphidium</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Kirchneriella obesa</i>	-	-	-	e	e	-	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Tetradron minimum</i>	e	e	-	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	-	-		
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	d	d	-	e	d	d	d	d	e	d	e	e	e	d	d	d	d	d	d	d	d	d	e	d	e	d	d	d	d	e	d	e	e	e	e		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Crucigenia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Tetrastum</i> sp	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Actinastrum rantschii</i>	c	d	-	d	d	-	d	d	d	e	-	-	d	d	-	d	d	c	c	c	c	d	d	d	d	d	-	d	d	d	c	d	-	d	d	-	
<i>Nougeotia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	b	b	-	c	b	c	a	a	c	c	c	d	c	c	e	b	b	b	b	b	e	b	b	d
<i>Euastrum</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Cosmarium</i> sp	e	e	-	d	e	-	e	e	-	e	e	e	d	d	-	e	d	e	e	e	e	e	e	e	e	e	-	e	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Microsteria</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Xanthidium</i> sp	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Staurostrum</i> sp	d	d	-	d	d	e	d	d	e	d	d	e	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	e	d	d	e	d	d	e	d	d	d	d	e		
<i>Arthrodesmus</i> sp	-	-	-	e	d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Closterium</i> sp	e	e	-	-	-	-	e	e	e	-	-	-	-	e	e	e	e	e	e	e	e	e	d	e	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Euglenophyceae																																					
<i>Euglena</i> sp	e	e	e	d	e	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	e	-	e	e	d	e	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	d	-	-	e	d	e	-	e	-	e	d	-	d	e	d	e	d	d	e	e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Trachelomonas</i>	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	e	-	-	-		
Chrysophyceae																																					
<i>Nallomonas</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Synura</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Dinobryon cylindricum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Bacillariophyceae																																					
<i>Melosira</i> sp	d	d	d	d	e	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d

Fig. 3 - Represa Billings - climatologia, pluviometria, fluviometria (nível), variação mensais dos valores registrados no período de setembro de 1977 a outubro de 1978.

Fig. 4 - Represa Billings - Variação dos valores de temperatura (°C), cor (mg/l Pt), turbidez (FTU) e transparência (m) da água e da temperatura do ar (°C) por período de chuva e estiagem.

Fig. 5 - Represa Billings variação dos valores de pH e condutividade elétrica ($\mu S/cm$) por período de chuva e estiagem.

Fig. 6 - Penresa Billings - Variação dos valores da amônia (mg/l) e nitrato (mg/l) e sílica por período de chuva e estiagem.

Fig. 7 - Represa Billings - Variação dos valores do oxigênio dissolvido (mg/l), saturação de oxigênio (%) e oxigênio consumido (mg/l O₂) por período de chuva e estiagem.

Fig. 8 - Represa Billings - Amplitudes e medianas de temperatura (°C), turbidez (FTU); cor (mg/l Pt), transparência (m) e temperatura do ar (°C) calculadas por período de chuva e estiagem.

Fig. 9 - Represa Billings - Amplitudes de pH e medianas de condutividade elétrica ($\mu S/cm$), oxigênio dissolvido (mg/l), saturação de oxigênio (%) e oxigênio consumido (mg/l O_2) calculadas por período de chuva e estiagem.

Fig. 10 - Represa Billings - Amplitudes e medianas de amônia (mg/l) e nitrato (mg/l) calculadas por período de chuva e estiagem.

Fig. 11 - Represa Billings - Amplitudes e medianas de amônia (mg/l) e nitrato (mg/l) calculadas no período de setembro de 1977 a outubro de 1978.

Fig. 12 - Represa Billings - Amplitudes e medianas de temperatura (°C), turbidez (FTU), cor (mg/l Pt), transparência (m) da água e temperatura do ar (°C) calculadas no período de setembro de 1977 a outubro de 1978.

Fig. 13 - Represa Billings - Amplitudes de pH e medianas de condutividade elétrica ($\mu S/cm$), oxigênio dissolvido (mg/l) e saturação de oxigênio (%) e oxigênio consumido ($mg/l O_2$) calculadas no período de setembro de 1977 a outubro de 1978.

Fig. 14 - Represa Billings - Variação do Fitoplâncton total (UPA/ml) durante o período de chuva e estiagem.

Fig. 15 - Represa Billings - Abundância relativa (%) dos grupos Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Cyanophyceae encontrados no período de chuva.

PERÍODO DE ESTIAGEM (26/7/78)

- (A) Estação 1 (superfície)
- (B) Estação 1 (profundidade 2m)
- (C) Estação 2 (superfície)

Fig. 16 - Represa Billings - Abundância relativa dos grupos Dinophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae encontrados no período de estiagem.

Fig. 17 - Represa Billings - Abundância relativa dos grupos Chlorophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae no período de estiagem.

Fig. 18 - Represa Billings - Variação das densidades populacionais das espécies de *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena spiroides* no ponto 2 (superfície), em UPA/ml, por período de chuva e estiagem.

P R A N C H A 1

- 1- *Microcystis aeruginosa* Kuetzing
- 2- *Anabaena spiroides* Klebahn
- 3- *Euglena* Ehrenberg
- 4- *Phacus tortus* (Lemm.) Skvortzow

Prancha 2

5 - *Melosira* C. Agardh, 1824.

6 e 8 - *Dinobryon cylindricum* Imhof, 1883.

7 - *Dinobryon bavaricum* (Imhof) Lemmermann, 1903.

9 - *Peridinium* Ehrenberg, 1830.

P R A N C H A 3

- 10- *Micractinium pusillum* Fresenius
- 11- *Micractinium bornhemiensis* (Conrad) Korshikov
- 12- *Golenkinia radiata* Chodat
- 13- *Pediastrum duplex* Meyen
- 14- *Pediastrum simplex* Meyen
- 15- *Pediastrum simplex* Meyen

P R A N C H A 4

- 16- *Coelastrum reticulatum* (Dangeard) Senn.
- 17- *Francéia* Lemmermann
- 18- *Treubaria* Bernard
- 19- *Tetraedrom minimum* (Braun) Hansgirg
- 20- *Scenedesmus opoliensis* Richter
- 21- *Scenedesmus acuminatus* Lagerheim
- 22- *Mougeotia* Agardh
- 23- *Staurastrum* Meyen
- 24- *Staurastrum* Meyen
- 25- *Staurastrum* Meyen
- 26- *Cosmarium* Corda