Φ
JOSÉ LUIZ NEGRÃO MUCCI

A INFLUÊNCIA DA DECOMPOSIÇÃO
DA VEGETAÇÃO NA QUALIDADE DA
ÁGUA DE RESERVATÓRIOS

Tese de doutorado apresentada
à Faculdade de Saúde Pública
da Universidade de São Paulo
para a obtenção do título de
Doutor em Saúde Pública.

Orientador: Prof. Dr
Aristides Almeida Rocha

São Paulo

ERRATA

No item OBJETIVOS, 3º Parágrafo, substituir por: Determinar a tendência da redução dos níveis de Oxigênio Dissolvido verificada quando diferentes tipos de vegetação são decompostos.

No item INTRODUÇÃO, pág. 7, onde se lê: estabilização no crescimento populacional, leia-se: estabilização na taxa de crescimento populacional

SISTEMATIZAÇÃO DOS RESULTADOS

Os testes com *Eucalyptus* sp e *Paspalum* sp, foram aqueles que revelaram a maior alteração na qualidade da água, causando:

- ☐ Incremento nos teores de Nutrientes na água
- ☐ Aumento na diversidade dos grupos de algas e Protozoários
- ☐ Redução nos níveis de Oxigênio dissolvido
- ☐ Elevação na cor da água
- ☐ Elevação na turbidez da água
- ☐ Acidificação do Meio

GRÁFICOS

Na página 48, retirar a chamada para o Gráfico 3

Na página 52, onde se lê: a Cor variou de 40 a 200, leia-se: ...variou de 30 a 40

Na página 53, onde se lê: Gráfico 9, leia-se Gráfico 10

Página 54, o Gráfico 11 refere-se à Condutividade

"Se voce planeja para um ano,
plante arroz. Se planeja para
dez, plante árvores.
Mas se planeja por um século,
eduque a humanidade".

KUAN-TZU

Tenho consciência de que apesar de todo o empenho, fatalmente devem ter ocorrido deslises na impressão e/ou datilografia, bem como possíveis incorreções. A paginação por computador, por exemplo, acabou por deixar espaços entre páginas o que não foi possível neste momento evitar.

Entretanto, propositadamente deixei de elaborar uma errata o que obviamente deverei fazer após o duto exame da Comissão Julgadora.

ÍNDICE

	PÁGINA
RESUMO	
ABSTRACT	
AGRADECIMENTOS	
DEDICATÓRIA	
LISTA DE SÍMBOLOS	
1. INTRODUÇÃO.....	7
1.1. ALTERAÇÕES NA QUALIDADE DA ÁGUA.....	10
1.2. INTERFERÊNCIAS NO EQUILÍBRIO DINÂMICO DO ECOSSISTEMA AQUÁTICO	11
1.3. DECOMPOSIÇÃO ANAERÓBIA E DEMANDA BENTÔNICA DE OXIGÊNIO.....	17
1.4. FORMAÇÃO DE SUB - PRODUTOS TÓXICOS.....	17
1.5. DESOXIGENAÇÃO.....	19
1.6. QUEIMA DA VEGETAÇÃO.....	20
1.7. CRESCIMENTO DE NOVA VEGETAÇÃO TERRESTRE.....	22
1.8. CRESCIMENTO DE VEGETAÇÃO AQUÁTICA.....	23
1.9. RISCOS À SAÚDE PÚBLICA.....	24
2. OBJETIVOS.....	28
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	29
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
4.1. MONTAGEM DO EXPERIMENTO DE BANCADA.....	36
4.2. METODOLOGIA DAS ANÁLISES BIOLÓGICAS.....	37
4.3. METODOLOGIA DAS ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS.....	38
4.4. VEGETAÇÃO UTILIZADA NO EXPERIMENTO.....	40
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
6. CONCLUSÕES.....	142
7. RECOMENDAÇÕES.....	146
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	147
ANEXOS	

RESUMO

O presente trabalho estuda, em escala de laboratório, a influência da decomposição de diferentes estruturas da vegetação terrestre, na qualidade física, química e biológica da água de reservatórios nos quais a vegetação foi "afogada". Foram testadas tanto estruturas íntegras, como amostras calcinadas.

Do ponto de vista físico e químico foram avaliados: Cor, Turbidez, Condutividade, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Nitrogênio Total e Fósforo Total.

A comunidade biológica que se desenvolveu em cada caso, foi avaliada por meio do exame qualitativo do fitoplâncton (algas) e de zooplâncton (protozoários)

Em ambos os casos, a maior degradação da qualidade da água foi verificada com as amostras onde havia *Eucalyptus* sp e *Paspalum* sp, que provocaram alterações consideráveis nas concentrações dos parâmetros físicos e químicos, inclusive com depleção total do Oxigênio Dissolvido.

A comunidade biológica nestas amostras foi sempre característica de ambientes onde predominam os processos de oxidação de matéria orgânica.

ABSTRACT

This paper studies, in a laboratory test using samples of water from Guarapiranga reservoir (S.P), the influence of the decomposition of different parts of the submerged terrestrial vegetation, on the physico-chemical and biological quality of water of reservoirs.

Parts of vegetation were submerged in a fixed volume of water, which was daily analyzed for: Color, Turbidity, Conductivity, pH, Dissolved Oxygen, Biochemical Oxygen Demand and Total Nitrogen and Phosphorous. The biological changes were evaluated through the qualitative analysis of the phytoplankton (algae) and protozoans (zooplankton) community.

The effect of the decomposition of ashes was also evaluated, by submerging the same amount of burned vegetation.

The results show that in both cases, the strongest changes in water quality (including the total consumption of the Dissolved Oxygen, in a short time) were verified in the experiments with samples B (*Eucalyptus* sp) and C (*Paspalum* sp).

AGRADECIMENTOS

A execução do presente trabalho, só foi possível graças à colaboração das pessoas e instituições abaixo relacionadas, às quais agradeço sinceramente.

Ao Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha, pela orientação, incentivo, compreensão e amizade. A você, amigo Ari, devo grande parte de mais esta etapa de minha carreira acadêmica.

Ao Prof. Dr. Samuel Murgel Branco pelas críticas e sugestões durante a execução dos experimentos e pela idéia do tema da tese.

Ao Prof. Dr. Roque Passos Piveli, pelas sugestões e colaboração.

À colega e amiga Bióloga, MSc. Zuleika Beyruth, pelo auxílio na obtenção dos vegetais utilizados no presente estudo.

Ao Prof. Dr. Vinicius de Castro e Souza do Departamento de Botânica da Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz" da Universidade de São Paulo, pela identificação dos vegetais utilizados nesta tese.

Ao colega e amigo Biólogo MSc. Alejandro Jorge Dorado, pelo auxílio na identificação dos vegetais.

Às colegas e amigas, Biólogas Solange, Silvana, Sueli e Suzana, Francisca e Mara, do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, pela amizade e cooperação que facilitaram a execução desta Tese.

À técnica do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade

de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, Maria do Carmo Dória Pereira, pela amizade e pela execução das análises físicas e químicas da água.

Aos amigos Ana, Rubens, Sérgio e Edmilson, da Secretaria do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública - USP, que sempre cooperaram facilitando ao máximo, não só o trabalho diário mas também a continuidade deste estudo.

À Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) - Divisão de Qualidade de Água - na pessoa do Eng. Flávio M. Bezerra, pelo empréstimo do medidor de Oxigênio dissolvido o que agilizou bastante a execução das análises nos experimentos.

A todos os docentes do Departamento de Saúde Ambiental, que mesmo informalmente, colaboraram para o enriquecimento desta tese.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para que a execução deste trabalho fosse possível.

DEDICATÓRIA

A meus pais, Laurindo e Maria Luiza,
que sempre carinhosamente
me apoiaram e incentivaram,
dedico este trabalho.

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

UC - Unidade de Cor (1 Unidade de cor equivale à cor de uma solução aquosa de Platina a 1mg/L).

UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez.

umhos - Unidade de condutividade elétrica.

pH - Potencial Hidrogeniônico.

O.D. - Oxigênio Dissolvido.

D.B.O._{5d, 20 °C} - Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias a 20 Graus Celsius.

N-Tot. - Nitrogênio Total

P-Tot. - Fósforo Total

1- INTRODUÇÃO

Embora estatísticas recentes pareçam indicar uma estabilização do crescimento populacional no território brasileiro não se pode deixar de reconhecer que nas zonas urbanas houve um aumento da concentração de habitantes, propiciado pelas migrações internas e o aumento da longevidade das populações humanas.

Esse crescimento vem provocando uma maior demanda de serviços vários, entre os quais a energia elétrica, indispensável à manutenção de um nível satisfatório de vida.

A esse respeito, COSTA já em 1972 afirmava, segundo BRANCO & ROCHA (1977) que a capacidade instalada por habitante no globo terrestre era de apenas 0,1 Kw. Esta capacidade deverá aumentar para 0,4 Kw até o final do século.

Por outro lado, em inúmeras regiões áridas e semi-áridas a necessidade de água para abastecimento e dessedentação de animais, tem levado à construção de açudes para a perenização de rios. Muitos já estão concluídos, enquanto outros estão em fase de projeto ou em andamento.

Do antes exposto, é possível concluir do porque tem-se procurado construir reservatórios de acumulação sejam os de pequeno porte, sejam aqueles de porte médio ou as grandes represas, não só no Brasil, mas em todo o mundo.

No Brasil, por haver um alto potencial hidroenergético (106,5 Gigawatt em 1983), de acordo com MIYAMOTO e colaboradores, em trabalho apresentado à Fundação Centro de Formação do Servidor Público (FUNCEP, 1983) número especial há uma tendência natural para a construção de barragens, não só destinadas a aproveitar este potencial, mas também para utilizar a água com finalidades múltiplas.

Na América do Sul como um todo, pode-se dizer que esta mesma tendência é mantida. Os ecossistemas de origem antrópica assim formados, desempenham no continente, um importante papel ecológico, econômico e social.

A construção de grandes reservatórios propiciada pela extensa "rede de corpos hídricos" que formam extensas bacias hidrográficas foi o primeiro passo para a ocupação do solo nas regiões mais populosas do continente americano, onde a criação de cidades foi assim favorecida pela disponibilidade de água e energia. O estado de São Paulo, que tem a quase totalidade de seus rios represados, excetuando-se a região metropolitana, constitui um marcante exemplo desta afirmação. Nas regiões tropicais, dentro da densa floresta úmida, os grandes reservatórios inundam áreas de até 3000 km².

Entretanto, a não efetivação de medidas preventivas, que embora freqüentemente sejam consideradas onerosas por obrigarem a um certo investimento a curto prazo, se implantadas resultam em considerável economia ulterior e evitam transtornos à posterior utilização do recurso natural água (BRANCO & ROCHA, 1977).

Nesse sentido, a experiência de São Paulo, bem como de outros estados brasileiros e de diversos países, tem demonstrado que medidas visando a proteção sanitária de reservatórios devem ser adotadas antes do enchimento da barragem, procurando evitar que as áreas a serem inundadas contenham matéria orgânica que, direta ou indiretamente, venham a afetar a qualidade da água.

A prática mostra, no entanto que, ser uma verdadeira tradição entre nós, simplesmente "afogar" a vegetação existente no local a ser inundado para represamentos, como foi feito em vários reservatórios. Tal procedimento pode ter consequências danosas à qualidade sanitária da água (no caso de reservatórios para abastecimento) e onerar muito ou até mesmo inviabilizar o uso do lago artificialmente formado, para geração de energia, irrigação, etc..

Sobre esse assunto BRANCO (1964b) menciona como exemplos da não adoção de medidas preventivas quando do fechamento de reservatórios, o caso da represa do Cabuçu, no estado de São Paulo, construída em 1907, podendo reservar até três milhões de metros cúbicos de água, que durante anos, apresentou qualidade inadequada para consumo humano, devido a decomposição da vegetação submersa, de acordo com o parecer do químico Henri Charles Potel.

Situação semelhante foi verificada quando do fechamento da barragem do Ribeirão do Campo, também em São Paulo. Nesse caso, segundo BRANCO & ROCHA (1977), a mata foi totalmente queimada e esse procedimento aumentou a fertilidade do solo a tal ponto que, logo após o enchimento, a vegetação superior voltou a crescer com maior vigor. A nova vegetação ao ser decomposta afetou negativamente as características físicas, químicas e biológicas da água, que mesmo após tratamento convencional ainda apresentava forte odor de clorofenóis.

1.1. - Alterações na Qualidade da Água

O termo **qualidade de água** refere-se à condição ou estado de uma porção da mesma (OPS/OMS, 1984). A qualidade geralmente é descrita por meio de medidas e indicadores como: Temperatura, número de Bactérias Coliformes, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, quantidade de plâncton e outros. A escolha dos parâmetros deve ser feita em função do uso futuro da água (abastecimento público, geração de energia, irrigação, etc.).

No caso das represas, as modificações da qualidade da água devem ser analisadas sob dois aspectos: as possíveis interferências no equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático (que depende das condições físicas e químicas da água, bem como das relações intra e inter-específicas da biota considerada) e os riscos potenciais que representam à saúde pública por propiciar o surgimento de patógenos ou de vetores de doenças, cujo desenvolvimento ou domiciliação tenha sido favorecido pela construção ou enchimento do reservatório.

1.2. - Interferências no Equilíbrio Dinâmico do Ecossistema Aquático

A literatura especializada contém inúmeros exemplos mostrando que uma das principais causas de degradação da qualidade de reservatórios em regiões tropicais é a decomposição da vegetação submersa pelo enchimento da represa.

O tratamento a ser dado à vegetação existente na área da bacia hidrográfica a ser inundada para a construção de reservatórios destinados a usos múltiplos, deve ser convenientemente considerado antes do fechamento definitivo da represa, tanto por razões técnicas quanto econômicas.

Trata-se de uma decisão difícil, uma vez que os efeitos dela decorrentes, podem ser de difícil avaliação e controle.

Existem, no entanto, diversas estratégias que devem ser avaliadas em função da relação entre os prejuízos e benefícios que a sua implementação ou não, causarão ao ambiente aquático. A propósito já em 1977, BRANCO & ROCHA enfatizavam a necessidade do desmatamento tendo conduzido experiências nesse sentido.

A Organização Panamericana da Saúde, em publicação do Centro de Ecologia Humana, de 1984, analisou algumas estratégias como se discrimina à seqüência.

Uma das medidas refere-se ao corte (remoção) de todas as árvores. Tal procedimento apresenta a vantagem de permitir a navegação e a pesca comercial, diminuir a longo prazo a quantidade de matéria orgânica na água e o risco de transmissão de doenças, além de permitir a venda de madeiras nobres.

Por outro lado, esta atitude elimina zonas de alimentação e reprodução de peixes e além disso, a permanência de restos de vegetação flutuando na água, pode propiciar o desenvolvimento de vetores e hospedeiros de alguns patógenos. O corte de árvores jovens pode ainda propiciar o brotamento de ramos secundários, o que significa um aumento da quantidade de matéria orgânica passível de ser decomposta.

Há ainda a opção de cortar-se apenas as árvores cuja madeira apresente valor comercial, o que permitiria o aproveitamento de um recurso que normalmente seria perdido. O dinheiro apurado com a venda da madeira poderia ser utilizado no próprio empreendimento.

Uma estratégia também muito comum, segundo a OPS/OMS, é o corte seletivo de árvores, isto é, a remoção daquela porção de mata que pode ser um empecilho à navegação e à pesca, o que melhora até mesmo a pontecialidade do uso do lago para fins turísticos. No entanto, a própria Organização Panamericana da Saúde afirma que nesses casos, a vegetação remanescente propicia o desenvolvimento de macrófitas aquáticas. Por um lado, preocupações de ordem técnica, relacionadas a problemas de desoxigenação, eutrofização, assoreamento, corrosividade e em alguns casos, alterações no sabor e odor da água, induzem favoravelmente a

estudos para minimizar tais conseqüências. Por outro lado, razões de ordem econômica e prática, normalmente prevalecem em relação às anteriores, levando à opção por uma total despreocupação com o problema.

Do ponto de vista biológico, o problema em questão se deve às alterações causadas no ambiente aquático pela decomposição (aeróbia ou anaeróbia) da vegetação submersa.

A esse respeito WEBSTER & BENFIELD (1986) observam que os fluxos energéticos que se verificam ao longo das cadeias detritívoras dos ecossistemas, apenas recentemente começam a ser identificados. Nos ecossistemas aquáticos, os detritos ou a matéria orgânica, têm duas fontes possíveis: autóctones, detritos gerados no próprio ecossistema e alóctones, gerados externamente.

Os detritos provavelmente representam a principal via energética na maioria dos lagos RICH & WETZEL, 1978 (apud WEBSTER & BENFIELD, 1986) e reservatórios (GOLDMAN & KIMMEL, 1978).

A maior parte da vegetação terrestre é constituída de árvores, arbustos e plantas rasteiras que não suportam imersão permanente, tendendo a morrer. À morte, sucede-se a decomposição que pode ser mais ou menos rápida, de suas partes menos rígidas enquanto que as porções lenhosas (caules e ramos) tendem a permanecer íntegros por longos períodos de tempo nas partes submersas.

A decomposição das porções mais tenras pode se dar pela via aeróbia, provocando uma demanda de Oxigênio que contribui para a desoxigenação do ambiente, tornando-o impróprio à sobrevivência de peixes e outros organismos cujo metabolismo depende do teor desse gás dissolvido na água, ou pela via anaeróbia, principalmente no sedimento orgânico acumulado no fundo dos reservatórios, dando origem a compostos de odor desagradável e com propriedades corrosivas, como o gás sulfídrico. Além disso, como produto final do processo aeróbio, ocorre a formação de grandes quantidades de nitratos e fosfatos, que contribuem para o crescimento de algas ou plantas aquáticas superiores, como atestam dentre outros, os trabalhos de ROCHA (1976), PERAZZA e colaboradores (1980) e GADELHA e colaboradores (1990).

Quanto às porções lenhosas, formadas predominantemente de celulose, estas permanecem intactas por um período de tempo muito mais longo, favorecendo a fixação de macrófitas aquáticas.

A decomposição da matéria vegetal ou animal, inclui necessariamente, um processo de oxidação e liberação de energia utilizada pelo decompositor, reduzindo o Oxigênio dissolvido na água. Nesse caso específico, a maior parte da demanda se deve à massa de folhas e partes verdes que se decompõem mais rapidamente BRANCO (1971). Por essa razão, para a avaliação do consumo do Oxigênio pela vegetação "afogada", as partes verdes, mais tenras, parecem merecer maior atenção.

A decomposição das plantas vasculares, geralmente ocorre em três fases distintas: Uma fase de perda rápida devido à lixiviação, um período de decomposição

microbiana e a seguir, a fragmentação mecânica por invertebrados (WEBSTER & BENFIELD, 1986).

As plantas vasculares mortas começam a perder materiais orgânicos solúveis, pouco tempo depois da imersão. O padrão geral de lixiviação das folhas totalmente imersas é uma perda rápida durante 24 horas, seguida de um declínio gradual por um longo período. De acordo com fatores como: temperatura da água, turbulência e características da planta, até 25% do peso seco inicial da folha pode ser perdido por lixiviação em 24 horas (WEBSTER & BENFIELD, 1986).

As folhas são colonizadas por uma grande quantidade de organismos aquáticos poucos dias após a imersão na água doce. Os fungos normalmente são os pioneiros na colonização, sendo gradualmente substituídos por bactérias, à medida que a decomposição evolui. (BARLOCHER & KENDRICK, 1974; KAUCHICK & HINES, 1971; SUBERKROOP & KLUG, 1976).

Vários fungos aquáticos produzem enzimas exógenas, que degradam polissacarídeos, inclusive pectinases, hemicelulases e celulases (WEBSTER & BENFIELD, 1986).

Todas essas enzimas são importantes para a degradação de plantas vasculares. No entanto, os polissacarídeos estruturais - celulose e hemicelulose - estão física e quimicamente ligados à lignina, formando um complexo resistente, que torna tais enzimas menos acessíveis à celulose, a lignocelulose. A lignina e a lignocelulose, no

ambiente terrestre são degradadas por basidiomicetos, porém existem poucas evidências de que os fungos aquáticos tenham as enzimas necessárias a tal degradação. É por essa razão que a madeira apodrece rapidamente em ambientes úmidos - como em contato com o solo - resistindo, entretanto, por várias décadas quando inteiramente submersa.

A fragmentação mecânica por invertebrados sucede a colonização. Em rios, as folhas amaciadas por microrganismos podem ser quebradas pela correnteza e materiais abrasivos (BENFIELD & JONES, 1977). A fragmentação física talvez seja menos importante em lagos e áreas alagadas. Um outro processo de fragmentação é aquele promovido por invertebrados cortadores de folhas, colonizam e se alimentam preferencialmente de folhas já atacadas por microrganismos e podem contribuir significativamente para a decomposição de folhas em rios, conforme SKRIVER et al (1982) citados pelos autores acima mencionados.

1.3. - Decomposição Anaeróbia e Demanda Bentônica de Oxigênio

Grande parte da matéria vegetal, tende a sedimentar no lago, formando espessas camadas de material em decomposição. Pelo fato desse processo no sedimento ocorrer lentamente, a circulação de água contendo Oxigênio no interior do sedimento é precária. Dessa forma, em pouco tempo acontece a anaerobiose.

Obviamente, esse processo de decomposição não consome Oxigênio, entretanto, a oxidação da matéria orgânica inclui uma etapa inicial de solubilização que propicia a mistura da matéria orgânica na "massa" d'água, onde volta a ser degradada aeróbicamente, gerando uma demanda adicional de Oxigênio, conhecida como demanda bentônica de Oxigênio.

A zona anaeróbia assim formada pode estender-se aos estratos mais profundos da água, dependendo da dinâmica de renovação do Oxigênio. Assim, em lagos termicamente estratificados, não havendo circulação, a zona anaeróbia pode ocupar todo o lago abaixo da termoclina. Descargas de fundo, em reservatórios nessas condições podem melhorar a situação no próprio reservatório, mas comprometer as condições ambientais no rio, a jusante da barragem.

1.4. Formação de Sub-produtos tóxicos

A principal consequência da decomposição anaeróbia para os ecossistemas aquáticos é a formação de compostos tóxicos, como ácidos orgânicos e álcoois

originados em decorrência da oxidação incompleta das substâncias biodegradáveis. Tais compostos, além de apresentarem ainda um alto teor energético, possuem um forte mau cheiro característico. O gás sulfídrico em tais ambientes, é resultante também das atividades de certas bactérias que reduzem o sulfato a sulfeto.

É importante lembrar neste ponto, que os nitratos formados a partir da decomposição aeróbia da matéria orgânica, podem causar a meta-hemoglobinemia infantil, quando sua concentração em águas de abastecimento for igual ou maior que 10 mg/L.

1.5. Desoxigenação

A mais importante decorrência da queda dos níveis de Oxigênio dissolvido na água como decorrência da decomposição aeróbia, é representada pela redução ou desaparecimento da fauna íctica.

Considerando-se o fato de que o ambiente aquático é normalmente pobre em Oxigênio, devido à baixa solubilidade desse gás na água, pequenas oscilações em seus níveis podem causar sérios prejuízos ecológicos.

É importante lembrar ainda que tal solubilidade é inversamente proporcional à temperatura, o que agrava consideravelmente o problema em áreas quentes e úmidas, como a Amazônia, por exemplo, onde os processos de decomposição são mais intensos, ao mesmo tempo que a disponibilidade de Oxigênio é baixa.

A intensa mineralização aeróbia leva em última análise, à formação de sais de Nitrogênio e Fósforo, o que pode dar origem a processos de eutrofização trazendo como consequência a produção de grandes massas de vegetais no lago.

O excesso de vegetação constitui-se em um incremento de matéria orgânica que também será mineralizada, aumentando a demanda de Oxigênio. Grande parte da matéria não decomposta ao sofrer sedimentação, acelera o assoreamento do lago.

1.6. Queima da vegetação

Uma das medidas freqüentemente proposta para a eliminação da vegetação terrestre em áreas inundáveis é a sua queima total. Em alguns casos, essa queima é seguida da remoção das cinzas, o que tem se revelado satisfatório, como se verificou na represa de Mairiporã SP (BRANCO, 1971). Em outros casos porém, essa remoção não é feita, originando condições altamente negativas para a qualidade da água.

A queima da vegetação visa eliminar, por oxidação, os componentes combustíveis da matéria vegetal, isto é, a maior parte de seu conteúdo em peso seco. Nesse processo, a matéria orgânica deixa resíduos constituídos de carvão e cinzas. As cinzas formadas de substâncias minerais resultantes da oxidação e da sua decomposição, contêm os elementos químicos que fazem parte da célula vegetal, com exceção do carbono. MEYER - ANDERSON, em seu livro *Plant Physiology*, editado em 1951 citado por BRANCO & ROCHA (1977), constata que o peso de cinzas produzido varia de 0,1 a 15% do peso seco do vegetal queimado. Frutas e caules geralmente contêm pequena quantidade percentual de cinzas, enquanto que nas folhas formam às vezes mais de 10 por cento.

Apresenta-se na tabela 1, a seguir, a composição da matéria vegetal seca, segundo os mesmos autores, em gramas por 100 quilogramas de peso seco, supondo-se uma proporção média de 90% de água na planta:

Tabela 1 - PROPORÇÃO DE ELEMENTOS MINERAIS EM GRAMA POR 100 QUILOGRAMAS DE VEGETAÇÃO

Elementos	g/100 Kg de matéria seca
Carbono	43596
Oxigênio	4431
Hidrogênio	6244
Nitrogênio	1459
Enxofre	167
Fósforo	203
Cálcio	227
Potássio	921
Magnésio	179
Ferro	83
Manganês	1172
Silício	107
Cloro	143
Outros elementos	933

Fonte: BRANCO, 1971

Pode-se então aproximadamente, deduzir a quantidade de nutriente que é fornecida ao solo, pela queima da vegetação. Como consequência, dois processos são possíveis: O crescimento de nova vegetação terrestre, antes do enchimento do reservatório, ou crescimento da vegetação aquática no futuro reservatório.

1.7. Crescimento de Nova Vegetação Terrestre

Como regra geral, um reservatório nunca é fechado imediatamente após a queima da vegetação. Normalmente, vários meses e em alguns casos, até alguns anos, decorrem entre um evento e outro. Parece claro que as cinzas dos vegetais contêm aproximadamente a mesma quantidade de nutrientes necessária à produção de uma vegetação idêntica à que foi queimada naquela área. Dessa forma a presença de cinzas no solo, representa um potencial de produção que tende a regenerar a mata eliminada. Há que se considerar, obviamente, algumas perdas, como no caso do Nitrogênio que é volatilizado a altas temperaturas e de outros elementos que permanecem nos restos carbonizados.

Deve-se considerar ainda, que o solo não está esgotado, possuindo ainda, quantidades consideráveis de elementos essenciais e que muitos vegetais (como as leguminosas, por exemplo) são capazes de fixar Nitrogênio do ar, portanto o potencial de produtividade das cinzas, é bastante grande.

No caso de solos permeáveis, esses resíduos praticamente não são deslocados horizontalmente, eles tendem a infiltrar-se. Assim, tão logo o solo seja umidecido pelas primeiras precipitações após a queimada, os caules que não morrem rebrotam imediatamente e as sementes que permanecem em estado latente, ou foram transportadas de matas vizinhas, germinam prontamente.

Em pouco tempo será formada uma nova mata que representará para o futuro lago, caso seja afogada, um problema muito maior já que por se tratar de vegetação nova, contém uma porção muito maior de matéria verde putrescível, em relação à lenhosa, de lenta decomposição.

Naturalmente, o afogamento dessa vegetação "secundária" produzirá os mesmos efeitos (se não mais agudos, devido à maior degradabilidade da mesma) já mencionados para o afogamento puro e simples da vegetação terrestre: demanda de Oxigênio, formação de sedimentos em decomposição anaeróbia, desprendimento de gás sulfídrico e eutrofização do lago, originando grandes quantidades de vegetação aquática.

1.8. Crescimento da Vegetação Aquática

A permanência de sais nutrientes sob a forma de cinzas, causa a eutrofização da água do futuro reservatório. Essa eutrofização, por sua vez, pode levar a uma grande proliferação de algas ou de macrófitas aquáticas, dependendo de certas condições ambientais como: transparência, temperatura, turbulência e outros fatores.

É extremamente difícil estimar-se a quantidade de massa vegetal aquática que pode ser formada a partir das quantidades de nutrientes existentes na superfície do solo inundado, mesmo adotando-se o princípio de que esta produtividade estaria relacionada a um só nutriente (tomado como fator limitante) como o Fósforo, por exemplo. Ainda assim, é praticamente impossível estimar qual a parcela desse nutriente que estará disponível à vegetação aquática, estimulando seu desenvolvimento.

Quando o lago não sofre eutrofização em virtude das diferenças de temperatura a várias profundidades, pode-se admitir uma circulação desses nutrientes no interior de toda a "massa" d'água, no sentido de manter uma uniformidade de concentração. Naturalmente, parte desse nutriente será removido através do efluente. Quando o lago é estratificado, uma parte não quantificável tende a manter-se permanentemente no fundo do lago, uma vez que não há circulação da água. Esse fenômeno tende a se tornar ainda mais complexo se o Fósforo sofrer precipitação, devido a existência de compostos ferrosos que se coagulam na presença de Oxigênio e sob a influência do pH alcalino. (BRANCO, 1971)

1.9. Riscos à Saúde Pública

São muitos os agravos à saúde que podem estar associados a águas represadas. Existem várias doenças cujos vetores e agentes etiológicos não dependem diretamente da água, mesmo assim, passam a ter sua incidência aumentada, em regiões próximas a reservatórios onde anteriormente a ocorrência era muito baixa ou nula.

Isto pode ocorrer em razão das obras, desmatamento, desvio de rios, aterros, escavações, deslocamentos e migrações de populações humanas, modificação de ambientes lóticos para lênticos e destruição de habitats e nichos da fauna silvestre.

Algumas doenças podem ser diretamente relacionadas à presença de vegetação submersa: A parte da mata que emerge nas épocas em que o nível de água do reservatório baixa, cria regiões onde podem ser consideradas três interfaces: água-ar, água-planta e planta-ar.

A linha de intersecção entre estas três interfaces, ou a relação entre o seu comprimento em metros lineares, e a superfície da água correspondente, em metros quadrados, constitui, de acordo com FORATTINI (1962), o chamado Valor de Intersecção que tem importância ecológica, principalmente, com relação à população de larvas de mosquitos (que podem ser vetores de inúmeros patógenos).

Constata-se que quanto maior a área de intersecção, maior será o número de larvas de mosquitos presentes. Todavia, há um limite quando a cobertura vegetal torna-se tão densa que dificulta ou impede a postura dos ovos pelas fêmeas aladas; aparecem dificuldades para a respiração das larvas e intensificam-se as atividades predatórias.

Contudo, ROCHA, em trabalho de 1987, ressalta que várias observações de campo mostram que esse positivo fator de equilíbrio para a população de mosquitos é muito breve, pelo fato de haver quase sempre um deslocamento das

grandes massas de vegetais (no caso da vegetação flutuante) que sob a ação dos ventos e movimentos da própria água, subdividem-se, deslocando-se e diminuindo a densidade de vegetais aglomerados.

O aumento da incidência da esquistossomose, constitui um outro exemplo marcante da influência da construção de reservatórios sobre o aparecimento de doenças. A esse respeito, ROCHA, no mesmo trabalho de 1987, afirma que nas represas onde a vegetação foi "afogada" e que têm vegetação flutuante e emergente, principalmente nas zonas litorâneas de baías pronunciadas e com declividade suave, havendo condições adequadas de pH e temperatura, os planorbídeos podem proliferar.

A doença pode, assim, vir a ocorrer, mesmo em regiões onde não existia, logo que apareça um doente ou portador (como resultado dos deslocamentos populacionais) cujas fezes entrem em contato com as águas onde vivem os moluscos hospedeiros intermediários.

A incidência da referida doença também aumentou em algumas cidades do Egito depois da construção do reservatório de Assuã, de acordo com MCINTOSH & PITCHFORD (1973). O mesmo pode ser dito em relação à construção da represa de Americana, em São Paulo, como se depreende da leitura do trabalho de ROCHA acima citado.

Desde que haja disponibilidade de elementos nutrientes e que outras variáveis ambientais como penetração de luz, difusão de gases (principalmente Oxigênio e dióxido de carbono) sejam satisfatórias, pode ocorrer a proliferação

de vegetais aquáticos planctônicos ou macrófitas aquáticas enraizadas ou não.

As macrófitas aquáticas, como enfatizado, podem proliferar também em decorrência da liberação de nutrientes a partir da decomposição ou das cinzas da vegetação submersa. Dentre as macrófitas aquáticas, merecem destaque: *Eichhornia* sp, *Pistia* sp, *Salvinia* sp, *Nymphaea* sp, *Marsilia* sp, *Montederia* sp, *Potamogeton* sp, *Panicum* sp, *Cyperus* sp, entre outras.

A vegetação flutuante alberga muitos artrópodes, moluscos, vermes anelídeos ou até mesmo peixes, como algumas espécies de "cascudos" (*Plecostomus* sp). NEIFF (1977), citado por ROCHA (1987) procedeu a um extenso inventário da fauna associada à macrófita *Eichhornia crassipes*, de represa do chaco argentino. Tal estudo mostrou que nas ramificações das raízes e entre as folhas dessas plantas vivem muitos agentes etiológicos de várias doenças.

No que se refere aos vegetais planctônicos, a proliferação intensa de certas espécies de cianofíceas (em decorrência da eutrofização), pode liberar compostos tóxicos na água. Tais toxinas são produzidas pelo metabolismo, ou durante a decomposição de cepas de algas de certas espécies de *Microcystis*, *Anabaena* entre outras. A presença destas toxinas tem sido associada à intoxicação e morte de bovinos e patos, além de gastroenterites e dermatites em habitantes de várias cidades do Brasil e do mundo.

2 - OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo geral, determinar em escala de laboratório, o consumo de Oxigênio, as alterações na qualidade física e química da água, decorrentes da decomposição de diferentes tipos de vegetação em áreas a serem inundadas para a formação de reservatórios, fornecendo subsídios para projetos futuros.

Além desse objetivo geral, o trabalho apresenta ainda os seguintes objetivos específicos:

- Determinar de acordo com a vegetação utilizada no teste, a quantidade que quando decomposta, baixa a concentração de Oxigênio a níveis incompatíveis com a manutenção da fauna e da flora aquáticas, e ainda as influências na características físicas e químicas, tais como: variação da Cor, Turbidez, Condutividade, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Nitrogênio e Fósforo Total;

- Determinar de acordo com a vegetação utilizada no teste, a variação na comunidade biológica do sistema, por meio da avaliação quantitativa e qualitativa do fitoplâncton e da comunidade de protozoários

- Determinar a sucessão ecológica do fitoplâncton (algas) e do zooplâncton (protozoários), ao longo do processo de decomposição da vegetação.

3 - REVISÃO DA LITERATURA

Muitos são os trabalhos realizados em reservatórios artificiais, enfocando aspectos limnológicos e alterações na qualidade da água, em decorrência do represamento de rios, isto é, transformação de ambientes lóticos em lênticos, mas pouco são os que tratam dos problemas relacionados à decomposição da vegetação na água.

Autores de várias partes do mundo têm publicado extensos estudos comparativos conduzidos em várias represas que fornecem importantes informações sobre a produtividade, distribuição de organismos, composição da flora e da fauna e sobre a qualidade química da água. Dentre outros, merecem destaque os trabalhos de BONETTO (1977); BONETTO et al. (1987); GOODLAND (1977 e 1980); VAN DER HEIDE (1982) e HENRI et al. (1985), para citar os mais recentes.

No Brasil, segundo relato de BRANCO em 1964^(b), as primeiras observações limnológicas em reservatórios de São Paulo, foram realizadas por Henri Charles Potel entre os anos de 1907 e 1909, buscando caracterizar a água dos mananciais de São Paulo, do ponto de vista dos fatores físicos e químicos, bem como da comunidade planctônica animal e vegetal.

O notável limnólogo holandês HERMANN KLEEREKOPER, que durante muito tempo trabalhou no Brasil, contribuindo decisivamente para o desenvolvimento dessa ciência entre nós, continuou com essa linha de pesquisa na então represa de Santo Amaro (hoje Guarapiranga) em 1937, e na represa do Rio Iguatemi em Campinas, São Paulo no ano de

1940. Durante os anos de 1941 e 1942 pesquisou os aspectos limnológicos de reservatórios de menor porte (KLEEREKOPER, 1941 e 1944)

Seguiram a estes, os estudos de PALMER no início da década de 1955, nos quais o autor avaliava a influência das algas na qualidade da água para abastecimento, notadamente nos reservatórios da Cantareira e do Cabuçu.

Vários biólogos brasileiros realizaram minuciosos estudos sobre a estrutura da comunidade biótica de reservatórios artificiais, tanto sob o ponto de vista de sua variação sazonal, quanto das alterações decorrentes das atividades antrópicas nas fases de construção, fechamento e operação das represas, dentre eles destacam-se os de BRANCO (1961,1966,1971), KAWAI & BRANCO (1969) e de ROCHA (1974,1976 e 1983), quer pelo fato de apresentarem relação direta com o tema do presente trabalho, quer pelo pioneirismo dos autores em associar estudos de ecologia com importantes aspectos de saúde pública relacionados à construção de represas.

Nesse sentido, BRANCO (1971) apresenta um estudo conceitual sobre os problemas associados à decomposição da vegetação submersa e ROCHA (1974) discute os problemas causados pela decomposição de macrófitas aquáticas.

A literatura especializada internacional apresenta poucos trabalhos relacionados com a decomposição da vegetação submersa em reservatórios, uma vez que no hemisfério norte, devido às baixas temperaturas predominantes, as taxas de decomposição são menos intensas e

tais problemas se manifestam a prazos muito mais longos.

Em nosso país no entanto, esta é uma preocupação crescente, principalmente entre pesquisadores vinculados à empresas responsáveis pelos serviços de geração e distribuição de energia elétrica, os quais são responsáveis pela manutenção dos reservatórios, como atestam os vários estudos solicitados pelas subsidiárias do setor energético brasileiro, a empresas privadas e instituições de pesquisa.

Atualmente, essa providência é tomada, não só para a elaboração de Estudos e Relatórios de Impacto Ambiental (EIA/RIMA), instrumentos legais de controle de poluição e preservação ambiental, recentemente incorporados à Constituição Federal do Brasil, a cuja apresentação e aprovação está condicionada a autorização para a implementação de projetos de grande porte, como é o caso da construção de represas, mas também para evitar prejuízos futuros à utilização do lago com a finalidade a que se destina.

Tais relatórios, embora nem sempre sejam publicados em revistas especializadas, podem ser consultados pelo público em geral nas agências estaduais de controle ambiental. No que se refere ao tema abordado no presente trabalho, podem ser mencionados os estudos da CESP (Centrais Energéticas de São Paulo), para a construção dos reservatórios de Três Irmãos e Avandava e da ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.), para o fechamento dos reservatórios de Tucuruí, Carajás e outros.

Para a elaboração dos referidos documentos

quando da construção de represas deve-se levar em conta, não só as alterações ambientais verificadas durante a construção, mas também os impactos causados ao meio durante e após o enchimento do lago (OPS/OMS, 1984).

É durante as duas últimas fases acima, que se verificam os impactos mais diretamente relacionados com o presente estudo, ou seja as alterações na qualidade da água e o aumento dos riscos à saúde pública.

A decomposição de massas vegetais na água tem, como é possível observar, sido objeto de estudo de muitos autores, com várias finalidades: Decomposição de macrófitas (*Eichhornia* sp e *Salvinia* sp), por GADELHA et. al (1990), PERAZZA et al. (1979), influência da fragmentação mecânica das folhas por invertebrados e decompositores em geral sobre a liberação de substâncias na água, por WEBSTER & BENFIELD (1986), bem como vários estudos sobre a sucessão ecológica durante o processo de decomposição de folhas, não só nos ecossistemas aquáticos, mas também da serrapilheira, conduzidos por pesquisadores do Instituto de Biociências da USP e da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB (comunicação pessoal).

4 - MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada para a execução do presente trabalho, é apresentada detalhadamente à sequência:

Uma vez que não foi encontrado na bibliografia consultada, nem mesmo por meio de contatos pessoais com pesquisadores de várias instituições, um método de ensaio totalmente adequado ao tipo de trabalho pretendido, procedeu-se então a uma adaptação de outras metodologias conhecidas aliadas à idéias originais.

Para a execução desse estudo em laboratório o plano inicial consistia na utilização de um reservatório de volume mínimo de 100 (cem) litros, alimentado por um sistema de fluxo contínuo, mantido por uma bomba peristáltica, com água da represa de Guarapiranga (SP).

Após os ensaios preliminares verificou-se que esse procedimento, no entanto, era ineficaz para atender ao estudo proposto, uma vez que o tempo de contato necessário à obtenção de resultados significativos, não era suficiente, já que o fluxo contínuo provocava uma renovação da água, aumentando ainda mais o tempo necessário para a ocorrência de alterações que se pretendia verificar.

Decidiu-se então, pela utilização de erlenmayers contendo apenas 1 (um) litro de água da represa do Guarapiranga, nos quais a vegetação era submersa; cada conjunto era acompanhado por um controle.

Tal escolha foi feita pois, a utilização de água destilada, funcionando como inóculo poderia retardar o início da decomposição da vegetação devida a ausência de organismos.

Além disso, a utilização nos experimentos de água retirada da represa do Guarapiranga, parecia ser mais representativa refletindo com maior fidelidade a situação natural, mesmo tendo-se em conta que esta água já apresenta características físicas, químicas e biológicas influenciadas pelo represamento e poluição ocorridos.

Cada erlenmayer continha diferentes tipos de vegetação com suas diversas estruturas (raízes, caules, folhas, etc.). A água contendo a matéria orgânica resultante da decomposição era comparada com a água do reservatório, que serviu de controle. Na verdade o presente experimento reproduziu em parte, a metodologia utilizada por PERAZZA et al. (1979), adaptando ainda o procedimento utilizado por BRANCO (1971) e ROCHA (1970) e ALVARENGA & ROCHA (1977). Esses estudos embora tivessem objetivos diferentes dos que norteiam o presente trabalho, (os autores avaliaram a quantidade de Oxigênio consumido por unidade de massa de folhas, enquanto que aqui se procura avaliar todas as influências sobre a água represada), devem ser mencionados pelo fato de terem dado origem a outros efetuados por autores diversos, inclusive o ora apresentado.

Todavia, antes da instalação definitiva dos equipamentos para a realização do experimento, procedeu-se novamente a ensaios preliminares exploratórios, utilizando menores volumes de água e de massa vegetal (um litro de água e aproximadamente 3 gramas de vegetação).

Tendo a quantidade de vegetação se mostrado excessiva, exaurindo em pouco tempo o Oxigênio dissolvido na água, optou-se por uma relação massa/volume igual a 2,29 g/L, que foi a que se mostrou mais adequada, como se explica abaixo. Enfatizando deve ser lembrado que a cada ensaio a água de diluição (do reservatório de Guarapiranga) era analisada quanto aos parâmetros à subsequência discriminados para ser utilizada como controle.

A relação adotada como definitiva, é aquela que produzia na água as alterações que se desejava avaliar, em um período de tempo relativamente curto e por essa razão foi mantida, mesmo sendo até cinco vezes maior do que a encontrada em alguns reservatórios brasileiros, como é possível verificar-se pela análise da tabela 2, mostrada abaixo.

Tabela 2 - Relação entre a massa de vegetação submersa e volume de água de alguns reservatórios brasileiros, segundo vários autores

Reservatório	Gramas de vegetação por Litro	Fonte (adaptado de)
Carajás (PA)	0,92	BRANCO & ROCHA, 1984
Araucária (PR)	0,43	ROCHA & ALVARENGA, 1977
Pacoti (CE)	0,48	ROCHA, 1978
Riachão (CE)	0,46	ROCHA, 1978
Cascavel (PR)	1,78	ROCHA, 1983

O sistema assim constituído e mantido por períodos nunca inferiores a cinco dias, tinha a água examinada quanto; Temperatura, Cor, Turbidez, Condutividade, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, níveis de Nitrogênio e Fósforo, além da análise quantitativa e qualitativa do Fitoplâncton (algas) e da fauna de protozoários (zooplâncton) como parâmetros biológicos.

Pelo fato dessa metodologia conduzir a resultados mais rapidamente, decidiu-se adotar como definitivos, os procedimentos descritos a seguir:

4.1 - Montagem do Experimento de Bancada

A água coletada no reservatório de Guarapiranga, foi armazenada em um galão de vinte litros e foram determinadas suas características físicas, químicas e biológicas para servir como controle da experiência, conforme já mencionado.

A etapa seguinte consistiu na montagem do experimento propriamente dito, utilizando-se erlenmayers com capacidade de um litro. Em cada experimento, um frasco continha apenas água e os demais continham cada um, água de diluição com um tipo diferente de vegetação separadamente, ou seja, folhas e caules em frascos diferentes no caso de vegetação arbórea, e folhas juntamente com raízes no mesmo frasco sem alteração da massa total, no caso das gramíneas.

A proporção entre a massa de vegetação e água, não é alterada de acordo com cada tipo de vegetação, mantendo-se sempre a relação de 2,29 gramas de vegetação e um litro de água. Os frascos eram então tampados com folhas de papel alumínio para evitar a deposição de poeira. As análises eram realizadas a partir do dia seguinte à montagem e repetidas diariamente, durante cinco dias.

Tal procedimento é uma adaptação daquele utilizado por GADELHA e colaboradores (1990) no estudo da decomposição de macrófitas aquáticas.

Foi testada também a influência das cinzas resultantes da queima da vegetação sobre a qualidade da água. Para tanto, considerando-se a mesma quantidade de massa vegetal estudada sem a queima, submetia-se igual quantidade à calcinação em mufla a 600°C, colocando-se em seguida no frasco com 1 litro de água do Guarapiranga.

Até haver a estabilização dos eventos ocorridos nos erlenmeyers, alguns experimentos foram repetidos para se confirmar os resultados, visto que estes ao início se mostravam acentuadamente discrepantes em relação aos demais. Na foto a seguir é apresentado o experimento realizado.

4.2 - Metodologia das análises biológicas

Considerando-se a importância do fitoplâncton e do zooplâncton no processo em estudo os organismos decompositores, tanto a população de algas quanto a de protozoários em cada ensaio, foi também taxonomica e

quantitativamente estudada, visando caracterizar a qualidade da água em função da proporção de organismos de cada grupo encontrado, em relação aos demais.

A análise qualitativa das amostras foi feita em uma câmara de Sedgwick-Rafter, sob microscópio Nikon binocular com ocular de aumento 10 e objetiva de aumento igual a 40 vezes e, a quantitativa segundo a técnica do "campo contínuo", de acordo com BRANCO (1986). considerando-se 19,8 campos do retículo de Whipple.

A identificação do fitoplâncton foi efetuada até o nível de gênero, de acordo com BICUDO & BICUDO (1970), BOURRELY (1966, 1968, 1970), BRANCO (1964 e 1986) e SMITH (1950).

O fitoplâncton foi agrupado de acordo com PALMER & INGRAM (1955), em algas verdes, azuis, diatomáceas e flagelados.

Para a identificação dos gêneros de protozoários, foram utilizadas as chaves de identificação elaboradas pelo U.K. MINISTRY OF TECHNOLOGY (1970).

4.3 - Metodologia das análises Físicas e Químicas

Para o exame das características físicas e químicas da água, foram retiradas sub-amostras de água, tanto do frasco controle, quanto dos recipientes que continham vegetação submersa. No laboratório de Físico-

química e Hidrobiologia do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, foram estudados:

a) Temperatura

Durante os experimentos, a temperatura foi medida através de um termômetro de mercúrio, com escala de 0 a 40 graus Celsius.

b) Cor (U.C.)

A medida da cor aparente foi realizada através de um comparador visual, marca Hellige Aqua Tester.

c) Turbidez (UNT)

Para a medida da turbidez utilizou-se um turbidímetro marca HACH modelo 2.100 A.

d) Condutividade (umhos)

Foi avaliada através de um condutivímetro marca YSI.

e) pH

A avaliação do Potencial Hidrogeniônico da água procedeu-se através do método potenciométrico, com um medidor de pH marca DIGIMED DMPH - 2.

f) Oxigênio Dissolvido - OD - (mg/L)

A concentração de Oxigênio na água foi medida através do método potenciométrico, com um oxímetro DIGIMED - 2, gentilmente cedido pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) e confirmada através do método Winkler, conforme preconiza o "Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater", 16^a edição, 1990.

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO_{5d'20}^o C - (mg/L O₂)

No presente estudo, a diferença de concentração de Oxigênio entre duas medidas consecutivas para a mesma amostra, representou a DBO.

h) Nitrogênio Total Kjeldhal (mg/L)

Medido através da digestão química do Nitrogênio orgânico (utilizando-se um digestor marca BUCHI), seguida de destilação da Amônia, recolhimento com Ácido Bórico e titulação com Ácido Sulfúrico.

i) Fósforo Total (mg/L)

Medido através da digestão química dos fosfatos (utilizando-se um digestor marca BUCHI), seguida de colorimetria empregando-se um espectrofotômetro Micronal B 280 (Método do Ácido Ascórbico).

4.4 - Vegetação Utilizada no Experimento

A escolha da vegetação a ser utilizada no presente trabalho baseou-se fundamentalmente na frequência com que aparece na área de influência do reservatório, o que foi determinado por meio de inspeções de campo nos arredores da represa do Guarapiranga e em informações do Dr. Aristides Almeida Rocha do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

Desta forma, decidiu-se então, utilizar-se no experimento definitivo os seguintes vegetais coletados não só da margem da Represa, mas também da Ilha dos Macacos: *Aechmea sidifolia* (Bromeliaceae), *Eucalyptus* sp (Myrtaceae) e *Paspalum* sp (Graminae), identificados na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queirós" - ESALQ Piracicaba, S.P. com a supervisão do Biólogo Alejandro Jorge Dorado, conforme fotos

em anexo.

4.4.1 - Cronograma dos ensaios

Após a montagem definitiva da estrutura de laboratório e das inspeções em campo, o trabalho teve sequência, obedecendo o cronograma de ensaios, apresentado a seguir:

1^a Etapa

Ensaio preliminares para avaliação do método consistindo de vários testes com folhas íntegras das espécies descritas acima, com a finalidade de se determinar o tempo de contato adequado para que ocorram alterações importantes na qualidade da água.

2^a Etapa:

Teste concomitante, sob condições idênticas, em frascos separados utilizando-se massas iguais de folhas íntegras de:

Folhas de *A. sidifolia*

Folhas de *Eucalyptus* sp

Raízes e folhas de *Paspalum* sp

Caulé (ramos) de *A. sidifolia*

Caulé (ramos) de *Eucalyptus* sp

3^a Etapa:

Teste concomitante, sob condições idênticas, em frascos separados utilizando-se massas iguais de fohas íntegras de:

Folhas de *A. sidifolia*

Folhas de *Eucalyptus* sp

Raízes e folhas de *Paspalum* sp

4^a Etapa:

Teste concomitante, sob condições idênticas, em frascos separados utilizando-se massas iguais de folhas calcinadas de:

A. sidifolia

Eucalyptus sp

5ª Etapa:

Repetição da segunda e terceira etapas

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos parâmetros físicos e químicos obtidos e também os biológicos, são apresentados em gráficos e tabelas e serão discutidos separadamente, para maior clareza.

Foram realizadas três séries de experimentos, aqui designados como PRIMEIRA, SEGUNDA E TERCEIRA SÉRIES.

I. PRIMEIRA SÉRIE DE EXPERIMENTOS

5.1. Parâmetros Físicos e Químicos

A variação dos parâmetros físicos e químicos foi a que segue:

Os resultados obtidos para cada situação foram comparados entre si e com um controle (sem nenhuma vegetação) e podem ser vistos nas tabelas a seguir e gráficos em anexo

TABELA 3 - PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DA ÁGUA DOS ENSAIOS, SEGUNDO O TIPO DE VEGETAL (VEGETAIS ÍNTEGROS) PRIMEIRA SÉRIE DE ENSAIOS

Cor (UC)	Turb (UNT)	Condut. (umhos)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NTot (mg/L)	PTot. (mg/L)
Contr.30	3,0	50	6,8	7,3	----	0,1	0,01
Am. A 240	3,8	60	5,5	2,7	4,6	0,1	0,02
Am. B 40	2,7	61	4,7	2,2	5,1	0,4	0,08
Am. C 30	2,0	58	6,2	2,6	0,9	0,5	0,1
Am. 1 120	3,7	55	5,5	3,6	3,6	0,1	0,02
Am. 2 120	3,9	58	5,7	5,3	5,3	0,1	0,02

Obs: As amostras indicadas estão descritas no texto.

Am. = Amostra

A temperatura manteve-se constante, em torno de 23°C não variando ao longo do estudo, por essa razão o referido parâmetro não foi destacado na discussão.

5.1.1. Amostra A - Folhas de *Acmea sidifolia*

Nesta amostra, utilizando uma espécie do gênero *Acmea*, foram registradas as seguintes variações:

5.1.1.1. Cor

A maior intensidade de cor foi obtida nesta amostra que atingiu o índice de 240 UC. (Gráfico 1).

Este valor é bastante superior àquele obtido por BISWAS (1968) no lago Volta em Gana, onde a intensidade máxima de cor atingiu 150 UC. O aumento considerável da cor da água em relação ao controle, é plenamente coerente quando se verifica que o pH nesse caso mostrou-se predominantemente neutro no controle. Na amostra com folhas de *A. sidifolia* houve uma acidificação marcante (o pH baixa até 5,5).

Esta redução do pH pode ser explicada pelo fato de que à medida que a decomposição se processa, ocorre a liberação de matéria em estado coloidal que geralmente apresenta carga negativa, pois há dissociação de grupamentos carboxílicos, liberando cátions Hidrogênio, baixando o pH.

A esse respeito é importante lembrar a observação de WEBSTER & BENFIELD (1986) citando vários autores cujos trabalhos atestam a menor taxa de decomposição da vegetação em pH baixo. Segundo tais estudos, o efeito do pH no processo é indireto: inibe o crescimento de vários microrganismos e invertebrados.

Observou-se que a diminuição do pH causada pela decomposição do vegetal, embora fosse normal e esperada, para este tipo de vegetação, variou rapidamente nas condições do estudo. Tal fato parece constituir indicação de que na natureza, os prejuízos ao ecossistema aquático seriam bem mais drásticos.

Esta afirmação é confirmada por JUNK et al. (1981) que, ao estudarem as características físicas e químicas da água em amostras coletadas na represa de Curuá-Una na Amazônia, não obtiveram para a cor, variações maiores que 1,1 nos quatro pontos estudados e em oito profundidades diferentes, atestando que nas áreas confinadas, os processos de decomposição são bastante rápidos e intensos.

5.1.1.2. - Condutividade

A condutividade, por sua vez também sofreu considerável aumento em pouco tempo, passando de 43 para 60 uhos. Isto concorda com a observação de WEBSTER & BENFIELD (1986), segundo as quais a ação mecânica da fragmentação de folhas por macroinvertebrados é precedida pela ação de bactérias e fungos cujas enzimas exógenas solubilizam a matéria orgânica (incrementando assim os níveis de substâncias dissolvidas que aumentam a cor) e liberam íons solúveis que interferem no pH e na condutividade.

No mesmo trabalho citado conduzido na Amazônia por JUNK e colaboradores, a condutividade permaneceu estável em todos os pontos e nas várias profundidades estudadas corroborando as observações anteriores. (Gráfico 2)

5.1.1.3 - Turbidez

No que se refere à turbidez, o efeito dos represamentos sobre esse parâmetro é bastante conhecido. As represas atuam como verdadeiros "decantadores", promovendo a sedimentação de partículas, reduzindo significativamente a turbidez. O mesmo efeito foi verificado no presente trabalho, uma vez que as sub-amostras para análise não foram coletadas sob agitação.

Igualmente, de um modo geral, foi constatado na amostra com folhas de *A. sidifolia*. A turbidez, originalmente baixa no frasco controle (3,0 UNT), foi reduzida para 2,0 UNT, com pequenas oscilações mas que, no entanto, não modificaram a tendência de redução.

É interessante notar que em alguns casos ao longo do trabalho, a quantidade de material sedimentado no frasco podia ser facilmente observada.

Uma maior taxa de decomposição da vegetação submersa a altas temperaturas é comprovada por vários estudos que atestam uma clara sazonalidade na variação; a intensificação do processo se dá em águas mais quentes. (HENSON et al., 1984; HILDREW et al., 1984; PAUL et al., 1983). Isto ocorre pois as altas temperaturas em geral aceleram os processos metabólicos dos organismos aquáticos. Em nosso país, esta é, sem dúvida, uma das razões da mais rápida degradação da qualidade da água de reservatórios nos quais a vegetação foi submersa.

Contudo, existem estudos mostrando também a degradação relativamente rápida de folhas em rios onde a temperatura da água é próxima ou igual a 0°C. (COWAN et al., 1983; MUTCH & DAVIES, 1984, entre outros).

SINSABAUGH et al. (1981) citados por GADELHA (1990) constataam que mesmo a 0°C algumas enzimas produzidas por microrganismos mantêm até 30% da atividade verificada a 25°C.

ESTEVES & CAMARGO (1986), mencionados no trabalho de 1990 antes citado, concordam que a temperatura é um dos fatores mais importantes na determinação da decomposição da biomassa vegetal.

HOWARD - WILLIAMS & DAVIES em trabalho de 1979, notam que durante o processo de decomposição, um aumento de 10°C na temperatura causa uma duplicação na atividade metabólica das bactérias. Isto justifica as altas taxas de degradação nas áreas tropicais. (Gráfico 3)

5.1.1.4. pH

Para esta amostra contendo folhas de *A. sidifolia*, o potencial hidrogeniônico baixou de 6,8 para 5,5. Esta acidificação mostra-se perfeitamente coerente com os processos de decomposição que se verificam na água. (Gráfico 4)

5.1.1.5. Oxigênio

Quanto à depleção de Oxigênio no ensaio com a amostra A, (se considerarmos que no frasco controle, a concentração desse gás na água era de 7,3 mg/L, pouco abaixo da saturação na cidade de São Paulo) ao final do experimento, verificou-se que o valor atingiu 2,7 mg/L. Percebe-se então um consumo de 4,6 mg/L de Oxigênio. O valor final (2,7 mg/L), obtido três dias após o início do experimento, já está abaixo da concentração mínima necessária para a sobrevivência da maioria dos grupos de peixes brasileiros. (Gráfico 5)

5.1.1.6. Nitrogênio e Fósforo

Quanto ao Nitrogênio total, o resultado obtido para esta amostra foi 0,1 mg/L. Este valor é inferior ao verificado pela CETESB em amostras de água retiradas da superfície, em três pontos da represa de Guarapiranga, no ano de 1983.

Já no que se refere ao Fósforo total, o valor obtido foi de 0,02 mg/L. Esta concentração não difere consideravelmente da normalmente verificada em águas de ambientes naturais.

Óbviamente é conhecida a influência dos níveis de nutrientes (especialmente Nitrogênio e Fósforo) na água, no que concerne a eutrofização e seu controle.

Existe, de acordo com BRANCO (1986), uma controvérsia a respeito da importância relativa desses elementos, na determinação do grau de trofia dos ecossistemas aquáticos. A esse respeito, o mesmo autor cita trabalhos de SAWYER publicados em 1944, nos quais o pesquisador ao estudar a eutrofização em vários lagos de Winsconsin, verificou através de estudos de enriquecimento artificial das águas desses lagos que, quando ao meio era adicionado esgoto do qual se retirava o Fósforo, a floração não ocorria. Já ao utilizar esgoto sem Nitrogênio, a eutrofização tinha início após algum tempo.

Parece então, que embora ambos os elementos sejam importantes, o Fósforo pode ser controlado, mas o Nitrogênio não, pois esse elemento presente na atmosfera, pode ser fixado por algas cianofíceas que têm heterocistos ou por bactérias.

Tais constatações permitem discutir os resultados sob dois aspectos distintos: O primeiro refere-se ao fato do consumo de Oxigênio causado pela decomposição da massa vegetal que, como mencionado anteriormente, é elevado o que leva o meio rapidamente à anaerobiose.

O outro aspecto diz respeito às alterações que a própria decomposição provoca no meio e as conseqüências delas na continuação do processo de decomposição.

No que se refere à "oxidabilidade" do meio existe, como constata WEBSTER & BENFIELD (1986) e GADELHA et al (1990), uma discordância a respeito da velocidade da degradação da biomassa em ambientes aeróbios ou anaeróbios.

GADELHA et al. (1990), estudando em laboratório a decomposição de macrófitas aquáticas, constataram que no início do experimento a degradação de *Ludwigia natans* era mais intensa nos recipientes não aerados, do que naqueles nos quais ocorria a aeração promovida por um aerador (borbulhador) de aquário. Na pesquisa citada, a velocidade da decomposição era constatada pelo aumento da condutividade elétrica. (Gráficos 6 e 7)

5.1.2. Amostra B (Folhas de *Eucalyptus* sp)

Na amostra B, foram verificadas as seguintes variações:

5.1.2.1 Cor

No experimento com a amostra B, a cor teve resultados variando de 40 a 200 UC, sendo encontrado no controle deste ensaio o valor de 40 UC. (Gráfico 8)

A faixa de variação acima é semelhante àquela obtida para a amostra A. Isto reafirma as observações de MANN (1972); OLAH (1972); HOWARD - WILLIAMS & HOWARD - WILLIAMS (1978) e HOLBING et al. (1986), segundo as quais, na fase inicial de decomposição, que é mais rápida, predominam os processos de lavagem ("leaching") de compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, seguindo-se a esta, a fase de degradação biológica por meio de microrganismos.

Pode-se inferir então, que no ensaio em questão, os processos de lavagem seriam os responsáveis pelo significativo aumento da cor, elevando os resultados obtidos para esse parâmetro a níveis quase tão altos quanto os verificados no ensaio anterior. Em águas naturais, tais valores seriam altos o suficiente, para reduzir drasticamente a zona fótica de lagos e reservatórios.

A intensidade deste efeito pode ser avaliada se considerarmos que no lago do Parque Ibirapuera, fortemente

poluído por matéria orgânica, o valor mediano da cor foi 30 UC (MUCCI, 1990).

5.1.2.2. Turbidez

O valor máximo de turbidez nesta amostra foi 2,7 UNT, portanto, menor que o obtido na amostra A. (Gráfico 9)

No presente caso, os sólidos em suspensão não devem ter atenuado de maneira significativa a penetração de raios luminosos.

5.1.2.3. Condutividade

A condutividade variou entre 40 e 130 umhos. O valor máximo verificado, está bastante próximo ao constatado por MUCCI em 1990b, para amostras de água fortemente poluídas. (Gráfico 10).

É possível notar uma relação inversa entre turbidez e condutividade, ao contrário do que foi encontrado por DABÉS e colaboradores na represa do Pontal em Itabira, Minas Gerais, em trabalho publicado em 1990.

Esta constatação pode ser explicada pelo fato de que, em reservatórios, a quantidade de partículas em suspensão é maior devido a entrada de material alóctone, o que não ocorre em ensaios de laboratório nos quais, por outro lado, a dissolução de substâncias é bastante

facilitada.

Trabalhos efetuados na represa de Balbina (que teve a vegetação da área afogada), segundo informações não publicadas de Empresas consultoras, registraram altos valores para a condutividade, o que concorda com a afirmação de MARGALEF (1986) de que os valores mais comuns para este parâmetro são: 50 umhos ou menos para águas bastante isentas de nutrientes até 500 ou 1000 umhos para águas fortemente mineralizadas.

5.1.2.4. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH neste ensaio variou entre 5,9 e 6,5, faixa semelhante à citada por MARGALEF (1986) para lagos nórdicos, altamente eutrofizados. (Gráfico 11)

A EPA (Environmental Protection Agency) dos Estados Unidos, em publicação de 1977 recomenda, para a manutenção da vida aquática, que o pH se mantenha na faixa entre 6,5 a 9,0. Os resultados aqui obtidos não estão dentro da faixa de variação que preconiza o referido órgão de proteção ambiental americano.

No entanto, a decomposição de grandes massas da vegetação em questão em ecossistemas naturais, onde vários outros fatores ambientais não avaliados no presente estudo, atuam sinérgicamente, pode provocar intensa proliferação de algas e o conseqüente incremento da atividade fotossintética que de acordo com BRANCO (1986), induz, em alguns casos, à elevação do pH até 10.

5.1.2.5 Oxigênio Dissolvido

Para essa amostra, o Oxigênio dissolvido atingiu 2,2 mg/L, nível relativamente baixo se considerarmos que o controle deste ensaio continha 3,6 mg/L desse gás no dia do início do experimento. A baixa concentração desse gás na amostra controle é devida à intensa decomposição de matéria orgânica que já ocorre no reservatório Guarapiranga, de onde a água foi retirada para os ensaios. (Gráfico 12)

Este inconveniente, infelizmente, não pôde ser evitado pois, como já mencionado, era indispensável que a água dos testes contivesse microrganismos.

Percebe-se nesse caso, uma relação direta entre pH e Oxigênio dissolvido, contrariamente ao verificado por ROLLA e colaboradores na represa de Volta Grande em Minas Gerais, no ano de 1990.

A aparente contradição entre tal observação e a afirmação de BRANCO, anteriormente mencionada para a variação do pH, pode ser explicada pela baixa concentração de algas verificada no experimento de laboratório.

Quanto a este aspecto, ESTEVES (1988) afirma que a complexidade na interpretação das variações do pH deve-se ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Os organismos heterótrofos (bactérias e outros animais aquáticos) agem sobre o pH do meio, geralmente abaixando-o. Isto ocorre porque intensos processos de decomposição e respiração têm como consequência a liberação de gás

carbônico e a conseqüente liberação de ácido carbônico e íons hidrogênio.

5.1.2.6 Nitrogênio e Fósforo

No que se refere ao nível de Nitrogênio total Kjeldahl o resultado foi igual a 0,4 mg/L.

Esse lago é pouco menor do que aquele considerado pelo CEPIS (1990) para a média anual dos teores de Nitrogênio, conferindo a um lago a classificação eutrófico. (Gráfico 13)

A água da represa de Guarapiranga em 1986, (segundo o mesmo Centro de Pesquisas da OMS), continha 0,88 mg/L de Nitrogênio Total, o que pela classificação do referido centro era então um lago eutrófico (CEPIS, 1990)

Para o Fósforo, o valor encontrado foi 0,08 mg/L, bastante mais elevado do que aquele verificado durante a decomposição de folhas de *A. sidifolia*. (Gráfico 14)

Estes resultados indicam a intensa decomposição da vegetação, quando se compara esse número com os níveis menores obtidos por GADELHA (1990), em estudo de degradação de macrófitas.

5.1.2.7. Demanda Bioquímica de Oxigênio

Quanto à Demanda Bioquímica de Oxigênio, obteve-se 2,2 mg/L, isto é, houve o consumo total do Oxigênio dissolvido presente na amostra, ao final de cinco dias.

É importante lembrar nesse ponto que, a interpretação deste resultado deve levar em conta que, como afirmado anteriormente, a concentração inicial de Oxigênio na água, é baixa.

Praticamente a mesma variação de DBO foi verificada por CHASE & FERRULLO em ensaio de laboratório no ano de 1957, utilizando folhas de *Acer* sp. A depleção quase total do Oxigênio dissolvido foi verificada após seis dias do início do experimento, como na pesquisa ora relatada, mesmo no hemisfério norte, onde as reações de decomposição são, em geral, mais lentas que nos trópicos.

5.1.3. Amostra C - Raízes e Folhas de *Paspalum* sp

Para a amostra contendo folhas e raízes de gramíneas do gênero *Paspalum* sp os resultados dos parâmetros físicos e químicos foram os seguintes:

5.1.3.1. Cor

Neste experimento, os resultados das análises mostram que a intensidade de cor foi 20 UC. (Gráfico 15)

Comparando à amostra anterior, a menor intensidade de cor aqui obtida pode ser explicada pelo fato de que a mesma massa de gramíneas provavelmente libere uma mesma quantidade de substâncias solúveis para a água. Este fato é corroborado pela drástica redução na turbidez.

5.1.3.2. Turbidez

A quantidade de material em suspensão, representada pela turbidez foi igual a 1 UNT. (Gráfico 16)

Por sinal, este valor é bem menor do que a mediana dos resultados obtidos por MAIER & TAKINO (1985) em todas as coletas na zona eufótica e afótica da represa de Guarapiranga para os sólidos em suspensão que, em última análise são os causadores da turbidez.

No mesmo trabalho as autoras, citando BAXTER e colaboradores (1965), lembram que em ambientes lênticos, o material em suspensão pode ter origem alóctone ou autóctone. No primeiro caso, é proveniente da erosão da bacia de alimentação e pode ser muito aumentado na época chuvosa, pela erosão marginal. O material autóctone, por sua vez, é constituído do seston e do material sedimentado. No caso da decomposição da vegetação submersa, fica claro então que a

elevação da turbidez depende, não só da massa vegetal "afogada", mas também do tipo de planta considerado. A menor superfície das folhas das gramíneas gera, após a decomposição, menos partículas em suspensão, porém o efeito da decomposição conjunta de vários tipos de vegetação incrementa os efeitos sobre a qualidade da água.

5.1.3.3. Condutividade

Os teor de íons em solução na água, ou seja, a condutividade, neste ensaio atingiu o valor de 50 umhos. (Gráfico 17)

Os baixos valores obtidos atestam a decomposição pouco intensa como indica a turbidez. Neste caso específico, confirmam-se as observações de que a condutividade elétrica relaciona-se diretamente com o teor de sólidos dissolvidos na água e de que estes, bem como os sólidos em suspensão em sistemas naturais, também dependem da bacia de drenagem.

Dessa forma o material em suspensão tende a diminuir com o aumento do número de afluentes que partem dos canais hidrográficos, enquanto a condutividade tende a aumentar. O primeiro devido à diminuição da velocidade e o segundo devido ao aumento da área de drenagem.

Mesmo considerando as limitações de um modelo de laboratório, os dados de condutividade obtidos são iguais ou maiores do que as medianas dos verificados por MAIER & TAKINO (1985), em amostras coletadas de várias profundidades

no reservatório de Guarapiranga.

5.1.3.4 pH

Neste ensaio, o pH mostrou-se praticamente neutro, 6,5. (Gráfico 18)

Este parâmetro apresentou variação diretamente proporcional à condutividade. A baixa liberação de íons a partir da decomposição vegetal, explica tal comportamento.

É interessante notar que o valor do pH da água no presente ensaio é semelhante ao constatado por JUNK e colaboradores (1981) em reservatório da Amazônia, onde houve a mesma relação entre o potencial hidrogeniônico e a condutividade.

Esta observação é confirmada pelos resultados de CAMARGO et al. (1983) que, trabalhando com a decomposição da macrófita aquática *Pontederia cordata*, observaram que ao longo do processo, o pH se eleva de 5,0 para 7,0 estabilizando-se próximo à neutralidade. Os autores também relacionam tal elevação com o aumento da condutividade.

5.1.3.5. Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os níveis de Oxigênio dissolvido (3,6 mg/L) e demanda bioquímica de Oxigênio (3,3 mg/L), indicam que, diferentemente dos demais parâmetros físicos e químicos, a decomposição das gramíneas baixa consideravelmente os níveis desse gás na água. A variação diária dos níveis de Oxigênio dissolvido pode ser vista no gráfico 19.

A esse respeito, WEBSTER & BENFIELD (1986), constataam que gramíneas (com ou sem raízes) têm degradação mais lenta, quando se compara o tempo de decomposição destas com a velocidade de degradação de macrófitas, tanto flutuantes como submersas.

5.1.3.6. Nitrogênio e Fósforo

Os níveis de Nitrogênio total na água foram pouco mais elevados atingindo 0,5 mg/L e os de Fósforo, 0,1 mg/L. (Gráficos 20 e 21)

Após os ensaios antes relatados, foram testados dois tipos diferentes de ramos de caules mantendo-se a mesma relação massa/volume: com *A. sidifolia*, *Eucalyptus* sp e *Paspalum* sp

5.1.4. Amostra 1 Caule de *Acmea sidifolia*

Neste experimento ocorreu a seguinte variação:

5.1.4.1. Cor

Para esta amostra, houve um razoável aumento de cor (120 U.C.). Tal elevação talvez seja devida à intensa lixiviação de substâncias solúveis para a água. Este valor só é menor do que aquele verificado durante a decomposição das folhas da mesma planta. Isto parece indicar que ambas as estruturas, folhas e caules da mesma planta, liberam substâncias coloidais na água, elevando a cor. (Gráfico 22)

A literatura consultada não registra valores tão altos para cor, em ecossistemas naturais. Tais níveis seriam extremamente danosos à fauna e flora de lagos ou reservatórios.

5.1.4.2. Turbidez

A turbidez mostrou-se relativamente baixa (3,7 UNT), evidenciando que a lenta fragmentação mecânica a qual sucede a solubilização durante o processo de decomposição da vegetação, como já foi dito. (Gráfico 23)

5.1.4.3. Condutividade

Os níveis de íons solúveis na água (condutividade) revelaram-se igualmente baixos neste ensaio, atingindo 55 umhos. (Gráfico 24)

Este valor corresponde àqueles verificados em águas relativamente pobres em matéria orgânica. É possível notar que houve um aumento bastante pequeno deste parâmetro nessa amostra, quando se compara ao valor verificado na amostra controle. Parece, portanto, que os colóides, embora apresentem cargas elétricas, não provocam alterações no equilíbrio de cargas, suficiente para elevar demais a condutividade.

5.1.4.4. pH

O pH mostrou-se ligeiramente ácido (5,5). A acidez aqui verificada, confirma a hipótese de liberação de colóides que elevam a cor, uma vez que a formação desse tipo de substância, libera na água cátions hidrogênio, acidificando o meio. (Gráfico 25)

Nesse sentido, pode-se inferir que a decomposição dos vegetais aqui estudados, no ambiente natural provavelmente altere o equilíbrio ácido-base no ecossistema aquático.

5.1.4.5. Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio

Pelas razões já explicadas, o nível de Oxigênio na água desta amostra mostrou-se baixo (3,6 mg/L). Os processos de lixiviação de matéria orgânica e sua decomposição aeróbia, provocou o consumo total deste gás, ao longo dos cinco dias do teste da DBO. A variação diária do Oxigênio dissolvido pode ser vista no gráfico 26.

5.1.4.6. Nitrogênio

Neste caso, a concentração liberada deste nutriente na água por meio da decomposição do caule, foi idêntica àquela constatada pela degradação da folha da mesma planta, verificando-se na água de ambas as amostras 0,1 mg/L de Nitrogênio total. (Gráfico 27)

5.1.4.7. Fósforo

A variação dos níveis de Fósforo na água, obedeceu os mesmos padrões do Nitrogênio, apresentando também concentrações idênticas, 0,02 mg/L, nas amostras com folhas e caules da planta em questão. (Gráfico 28)

5.1.5. Amostra 2 - Caule de *Eucalyptus* sp

Os parâmetros variaram conforme se descreve a seguir:

5.1.5.1. Cor

No ensaio com esta amostra a cor teve comportamento, semelhante ao caso da amostra contendo caule discutida anteriormente; alta: 120 U.C.. essa identica concentração pode ser explicada da mesma forma tanto para as amostras com caule de *A. sidifolia*, como para a mesma estrutura da planta de *Eucalyptus* sp. (Gráfico 29)

5.1.5.2 Turbidez

A turbidez medida no final do ensaio também foi baixa (3,9 UNT), embora pouco maior do que a verificada no ensaio anterior com caule. Os resultados atestam haver um padrão de decomposição análogo para as porções lenhosas das plantas testadas. (Gráfico 30)

5.1.5.3. Condutividade

A condutividade mostrou-se, neste ensaio, assim como nos outros, baixa (58 umhos). Este valor, como anteriormente, próximo ao normalmente verificado em águas fracamente poluídas e, neste caso, bastante parecido ao constatado na amostra com caule, já analisada. (Gráfico 31)

5.1.5.4. pH

A acidez da amostra (pH 5,7), mais uma vez corrobora haver a existência da produção de colóides que elevam a cor, repetindo a situação também já analisada. (Gráfico 32)

5.1.5.5. Oxigênio dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio

No presente experimento, a concentração de Oxigênio dissolvido na água ao final do período de ensaio evidenciou estar mais elevada, 5.3 mg/L; todavia, na água da amostra incubada por cinco dias a 20 graus Celsius verificou-se o consumo total desse gás. A variação dos teores de Oxigênio na água ao longo do experimento, está representada no gráfico 33.

5.1.5.6. Nitrogênio e Fósforo

As concentrações de Nitrogênio e Fósforo não variaram em relação à amostra com caule da espécie vegetal testada anteriormente, mantendo-se, respectivamente em 0,1 e 0,02 mg/L. (Gráficos 34 e 35)

É possível constatar, por meio destes ensaios que a decomposição de estruturas lenhosas de vegetais provoca alterações físicas e químicas na água. Este tipo de modificação se faz notar mais rapidamente do que a respectiva alteração na biota, que leva muito mais tempo

para ocorrer.

A dificuldade na degradação de caules era esperada e concorda com as observações de BRANCO (1986) e de COMACK & MONK (1975) que encontraram uma relação inversa entre a velocidade de decomposição e a concentração inicial de lignina no tecido vegetal.

A esse respeito FIELD (1986) observa que fungos constituem o mais importante grupo de microrganismos envolvidos na biodegradação da lignina presente na água, bem como na formação do húmus no solo. Eles participam da despolimerização da lignina e dos taninos, originando compostos intermediários que são suscetíveis à polimerização de substâncias húmicas.

Segundo o mesmo autor, os fungos degradadores de madeira podem ser classificados em dois grupos, dependendo do tipo de degradação que provocam: apodrecimento branco ("white rot") e o apodrecimento pardo ("brown rot"). No primeiro caso, tanto a lignina quanto os polissacarídeos são metabolizados e no último, só a lignina é alterada.

Os fungos que causam o apodrecimento pardo promovem a dimetilação dos grupos metóxicos aromáticos. Como resultado há um incremento nos grupos hidroxil-fenólicos.

Já os fungos que causam o apodrecimento branco, podem ao final, não só degradar toda a lignina, mas também promover o mesmo processo descrito acima.

Várias enzimas de fungos, participam da degradação e alteração da lignina. Nos fungos de apodrecimento branco, esta atividade foi atribuída a uma enzima H_2O_2 dependente, a ligninase.

Trata-se então, como se pode notar, de um mecanismo eminentemente enzimático, no qual é indispensável o contato entre enzima e substrato, dessa forma o processo pode ser bastante lento.

II SEGUNDA SÉRIE DE EXPERIMENTOS

Com a finalidade de se confirmar a influência da decomposição das folhas e caules, repetiu-se o experimento com tais estruturas, por um período de quinze dias.

5.2. Parâmetros Físicos e Químicos

Os resultados das análises físicas e químicas da água, estão mostrados na tabela a seguir:

TABELA 4 - PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DA ÁGUA DOS ENSAIOS, SEGUNDO O TIPO DE VEGETAL TESTADO (VEGETAÇÃO ÍNTEGRA - SEGUNDA SÉRIE DE EXPERIMENTOS)

Cor (UC)	Turb. (UNT)	Condut. (umhos)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NTot (mg/L)	PTot (mg/L)
Contr. 20	1,1	50	6,3	5,6	0,6	0,1	0,04
Am. A 140	2,0	75	5,1	0,6	0,6	0,2	0,04
Am. B 200	3,3	90	4,6	0,6	0,6	0,4	0,08
Am. C 250	4,5	200	5,7	0,1	0,1	0,6	0,12
Am. 1 110	4,0	70	6,0	4,0	4,0	0,2	0,12
Am. 2 110	4,7	60	6,1	5,0	5,0	0,2	0,12

Obs.: As amostras indicadas estão descritas no texto

Am. = Amostra

5.2.1. Amostra controle

Quando se compara estes resultados com aqueles obtidos no experimentos da série primeira com os mesmos tipos de folhas, nota-se que a amostra controle, revelou alguma diferença em relação ao primeiro conjunto de ensaios, talvez pelo fato de tratar-se de uma outra sub-amostra de água do galão onde a água coletada na represa foi armazenada para os ensaios. Dessa forma, na água que ficou reservada por um maior período de tempo tende a haver maior sedimentação, reduzindo a cor aparente, já que não houve agitação do líquido para a retirada das sub-amostras

5.2.1.1. Cor

Neste ensaio, a cor verificada na amostra controle mostrou-se menor do que aquela do primeiro ensaio, pela razão já acima mencionada.

5.2.1.2. Turbidez

No que se refere à turbidez, houve uma redução de 50% em relação ao caso anterior, pela mesma razão já antes enfatizada.

5.2.1.3. Condutividade

A condutividade por sua vez, elevou-se de 20 para 50 umhos, correspondendo a um incremento de 66,6%. O pH mostrou-se neste ensaio, ligeiramente mais alcalino.

5.2.1.4. pH

O potencial hidrogeniônico revelou valores semelhantes aos encontrados no primeiro conjunto de testes.

5.2.1.5. Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio

No caso do Oxigênio dissolvido, os valores foram bem menores, passando de 7,3 mg/L, para 5,6 mg/L, devido as perdas para a atmosfera decorrentes do tempo de armazenamento da água. A DBO neste caso foi menor, 0,6 mg/L.

5.2.1.6. Nitrogênio e Fósforo

Os elementos nutrientes não apresentaram variação considerável em relação à primeira série de testes.

Vê-se que não houve homogeneidade no padrão de variação dos parâmetros físicos e químicos da água das amostras controle dos dois experimentos. Tal comportamento é coerente, dada as diferenças de sub-amostras já mencionadas, isto no entanto, não invalida os testes uma vez que a cada experimento novo, a vegetação a ser testada é colocada em frascos contendo a mesma água utilizada para o controle.

5.2.2. Ensaaios com folhas de *A. sidifolia* (Amostra A)

Os resultados obtidos para a amostra A (folhas de *A. sidifolia*) neste segundo experimento mostram a cor igual 240 UC, a turbidez caiu para 2,0 UNT, a condutividade elevou-se para 75 umhos. O pH baixou para 5,1. O Oxigênio dissolvido reduziu-se para 0,6 mg/L. A demanda bioquímica de Oxigênio foi igual ao teor desse gás dissolvido na água. (Gráficos 36 a 42)

Os números acima indicam que nas condições deste experimento, deve ter havido uma maior solubilização de materiais da vegetação para a água, aumentando bastante sua cor.

A presente constatação, no entanto, contradiz os resultados obtidos por GADELHA e colaboradores (1990)

mostrando que a decomposição se processa mais intensamente em meio ácido.

Este tipo de vegetação causaria em reservatórios que contenham água ácida, uma redução considerável na penetração de luz, diminuindo a zona fótica do lago.

A análise da turbidez neste ensaio mostra uma pequena diminuição nos valores desse parâmetro que, em valor absoluto pode também ser considerado baixo.

Existe, como se sabe, uma relação inversa entre a transparência e turbidez, bem como entre transparência e cor, sendo tal associação inclusive utilizada por vários autores como MARGALEF (1986 e 1989), CEPIS (1983) e também inúmeros relatórios e normas da CETESB, para associar níveis de trofia à qualidade de água.

Tal correlação parece ser comprovada também neste ensaio, uma vez que mesmo quando a turbidez era ainda bastante baixa, a cor já apresentava valores bastante altos, o que pode ser um indício de que elevados teores de nutrientes podem estar sendo liberados para a água.

A redução dos valores obtidos para o pH é também, um forte indício de decomposição aeróbia. Aliás, os baixos níveis de Oxigênio verificados inicialmente na água, confirmam tal situação e, em um reservatório, inviabilizariam a manutenção de vida dependente de Oxigênio livre no meio.

O teste convencional para avaliação da demanda bioquímica de Oxigênio feito com parcela desta água mostrou que ao final dos cinco dias, o referido gás foi totalmente consumido, já que para os testes realizados no presente trabalho, não se procedeu à diluição das amostras.

É importante lembrar que em face da baixa concentração inicial na água, o Oxigênio pode ter se exaurido mesmo antes dos cinco dias de teste, preconizados pela metodologia.

5.2.3. - Ensaaios com folhas de *Eucalyptus* sp (Amostra B)

Para a amostra B (folhas de *Eucalyptus* sp), os valores obtidos para a cor aumentaram até 200 UC, a turbidez passou para 3,3 UNT, a condutividade elevou-se para 90 umhos e o pH da água tornou-se ainda mais ácido (4,6). O Oxigênio dissolvido na água manteve-se em 0,6 mg/L, o mesmo valor sendo verificado para a $DBO_{5d,20}^O$ conforme mostram a tabela 4 e os gráficos 43 a 49.

Verifica-se então que a cor variou 42,8% em relação ao experimento anterior com a mesma amostra B.

A turbidez nessa amostra triplicou, mesmo assim, mostrando valores bem inferiores que os valores absolutos menores dos que os obtidos por MAIER & TAKINO (1985), com amostras de água da superfície do reservatório de Guarapiranga.

A condutividade também triplicou, mostrando uma relação direta com a cor.

A acidificação do meio por sua vez, revelou uma relação inversa com a condutividade, contrariamente ao observado por ROLLA e colaboradores em trabalho de 1990, que não observaram tal correlação na água de um reservatório em Minas Gerais.

A diminuição do pH, atesta a intensa atividade de microrganismos, que aumenta a quantidade de dióxido de carbono na água, o que é corroborado pela contínua depleção de Oxigênio.

Este decaimento do Oxigênio faz com que a demanda desse gás seja igual à sua concentração inicial na água.

Houve também, em relação ao experimento anterior com a mesma amostra, semelhança nos níveis de Nitrogênio total, 0,41 mg/L.

5.2.4. Ensaio com folhas e raízes de *Paspalum* sp

Para a amostra C (raízes e folhas da gramínea *Paspalum* sp) neste ensaio, obteve-se os seguintes resultados: Cor 250 UC, Turbidez 4,5 UNT, condutividade 200 umhos, pH 5,7, Oxigênio dissolvido 0,1 mg/L e demanda bioquímica de Oxigênio 0,1 mg/L. (Gráficos 50 a 56)

É possível notar que, como no ensaio anterior, este tipo de vegetação (folhas e raízes de *Paspalum* sp) é aquele cuja decomposição provoca maior prejuízo à água.

Novamente, tais dados falam em favor de uma maior taxa de decomposição destas folhas em relação aos outros tipos aqui estudados.

No que se refere à velocidade de decomposição PETERSEN & CUMMINGS (1974) classificam as folhas em três grupos: de decomposição rápida, apresentando uma constante de degradação $k > 0,010 \text{ dias}^{-1}$, média $k=0,005-0,010 \text{ dias}^{-1}$ e lenta $k < 0,005 \text{ dias}^{-1}$.

Tomando-se como base as alterações provocadas pela decomposição de folhas e raízes de *Paspalum* sp nas características físicas e químicas da água, podemos considerar esse vegetal como de decomposição rápida. Aplicando-se então, a constante de decomposição correspondente, de acordo com os autores mencionados acima, verifica-se que decorridos quinze dias do início do ensaio, ocorreu a degradação de apenas 15% da folha.

O uso de tais constantes de degradação para os resultados aqui obtidos foi feito com a finalidade de demonstrar que, nas condições deste estudo, a pouca degradação da folha provoca severas alterações na qualidade da água.

Deve-se ter em mente, no entanto que as condições nas quais os autores obtiveram os números acima são totalmente diferentes das verificadas no estudo ora apresentado e tal extrapolação pode induzir a erros significativos.

Mesmo com esta pequena porcentagem de degradação, já há anaerobiose na água, e o pH pode, dependendo da relação biomassa/volume de água, cair a níveis perigosos para a manutenção da fauna piscícola.

A constatação de tais resultados assume importância ainda maior quando os mesmos são comparados com os obtidos para alguns parâmetros na água da represa de Guarapiranga por DERISIO & PERKINS (1979).

Os autores notaram que ao longo dos anos de 1975 e 1976, o pH variou entre 5,8 e 7,3. O mínimo valor obtido em campo foi pouco maior que o mínimo encontrado no ensaio aqui analisado.

Naquela época a turbidez mostrou-se, no ambiente natural, bem maior do que a que encontramos em laboratório.

Por outro lado, a cor da água na represa foi bem menor que no laboratório. É interessante notar no entanto, que os níveis de Oxigênio mostram-se bem maiores no reservatório, atingindo um valor máximo de 7 mg/L, no ano de 1975.

Em oposição a esta situação, deve-se observar que a água do ensaio contém baixos níveis desse gás, sendo ainda mais elevados os valores da DBO. A exemplo do ensaio anterior, os níveis de Nitrogênio total aumentaram, chegando a 0,6 mg/L.

No lago por sua vez, os valores da demanda bioquímica de Oxigênio foram bastante baixos.

Fica então mais uma vez evidente que a comparação entre sistemas naturais e micro-sistemas em laboratório é grandemente dificultada, uma vez que na natureza estabelecem-se relações entre os componentes bióticos e abióticos que compreendem não só as do tipo predador-presa, mas também aquelas mediadas por características específicas da água determinada pela região geográfica onde se localiza cada corpo d'água como por exemplo, natureza geológica da bacia de drenagem, tipo e morfometria do lago.

Estas características, associadas ao tipo de clima predominante na região, interferem decisivamente na determinação dos tipos de cadeia trófica e padrões de ciclagem de nutrientes prevalentes na água.

Há que se considerar ainda que, no caso de o lago situar-se em área urbanizada o tipo de uso e ocupação do solo, apresentam-se como variáveis extras na intrincada rede de associações que, em última análise, determinarão tanto a diversidade, quanto a estrutura espacial e temporal da fauna e flora (biota) desse ecossistema.

Vários trabalhos, por sua vez, confirmam exatamente que a composição da biota tem papel fundamental na decomposição da vegetação submersa, inclusive determinando a velocidade do processo. Conforme vários autores antes mencionados, além de VOLENWEIDER (1983), citado por CEPIS (1990), em lagos eutróficos a biomassa é alta. É possível inferir, que a degradação biológica nestas situações, é acentuada. Essa parece ser, de certa forma, a situação observada no experimento.

O que se verifica na verdade, é que dos processos biológicos característicos de ecossistemas aquáticos, participam vários condicionantes, sintetizados a seguir, de acordo com ROCHA (1979) que são responsáveis pelas alterações verificadas. Um desses fatores pode ser, por exemplo, a fonte de carbono. Certos grupos utilizam o gás carbônico outros os açúcares outros ainda, utilizam os álcoois ou ácidos inorgânicos.

No que se refere ao Nitrogênio, há os que utilizam amino ácidos ou proteínas. Existem ainda os que selecionam alimentos na forma solúvel ou em partículas.

Por outro lado, a natureza química da água também condiciona, em parte, os tipos de formas de vida

dominantes em um determinado local. Assim, ambientes com maior potencial energético na forma de moléculas orgânicas, propiciam a proliferação de organismos dotados de grande mobilidade. Em contraposição a tal situação, os ambientes energeticamente mais pobres são colonizados com maior frequência por animais sésseis ou com pouca mobilidade.

5.3. Ensaaios com caule dos vegetais estudados

Assim como no caso dos ensaios com folhas, os testes com porções lenhosas (caule) dos vegetais considerados no presente estudo, também foram repetidos, mostrando os resultados abaixo:

5.3.1. Ensaaios com caule de *A. sidifolia*

Nesta segunda série de ensaios com a amostra A (caule de *A. sidifolia*), também não houve discrepância entre os resultados dos parâmetros físicos e químicos medidos para o primeiro conjunto de testes e os verificados para o segundo conjunto de testes, discutidos à sequência.

5.3.1.1. Cor

O valor obtido para a cor foi, nesse ensaio, igual a 110 UC, pouco menor do que o verificado no primeiro teste. Esta constatação revela que também neste caso, a liberação de material coloidal para a água parece explicar a alta intensidade de cor. (Gráfico 57)

5.3.1.2. Turbidez

A quantidade de sólidos em suspensão presente nesta amostra manteve a turbidez em 4,0 UNT. Embora pouco maior do que o valor obtido para o teste anteriormente apresentado pode-se considerar que em ambos os conjuntos de ensaios, a turbidez manteve-se praticamente constante. (Gráfico 58)

5.3.1.3. Condutividade

A análise dos resultados constatados para a condutividade mostra que, em relação ao primeiro ensaio, este parâmetro mostrou um valor absoluto menor, 40 umhos. Esta redução é provavelmente devida às diferenças nas características da água utilizada nesta segunda série de ensaios, que não é a mesma empregada no primeiro grupo de testes. Além disso o problema está associado às alterações provocadas pela decomposição do caule do vegetal aqui considerado. (Gráfico 59)

5.3.1.4. pH

O potencial hidrogeniônico (pH) praticamente não variou do primeiro para o segundo ensaio com caule de *A. sidifolia*, indicando que a decomposição desta estrutura não afeta de maneira significativa, o tamponamento da água. (Gráfico 60)

5.3.1.5. Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio

O teor de Oxigênio dissolvido na água da réplica dos testes ora discutido, mostrou-se relativamente baixo (4 mg/L), bastante semelhante àquela do primeiro teste. (Gráfico 61)

Além disso, a Demanda Bioquímica de Oxigênio mostrou-se igual à concentração inicial desse gás, havendo o consumo total do mesmo após cinco dias. Padrão idêntico foi verificado no primeiro teste.

5.3.1.6. Nitrogênio e Fósforo

Quanto aos elementos nutrientes, os resultados ora verificados também não variaram em relação aos ensaios anteriores, corroborando a lixiviação de elementos para a água, conforme já afirmado. (Gráficos 62 e 63)

5.3.2. Ensaios com caule de *Eucalyptus* sp (Amostra 2)

A amostra com caule de *Eucalyptus* sp, revelou, para os parâmetros físicos e químicos da água, pequenas diferenças em relação ao primeiro grupo de ensaios, como é possível constatar a partir da tabela 4 e dos gráficos 64 a 70.

Percebe-se então, que a repetição dos ensaios

confirma a coerência dos resultados antes constatados, corroborando a similaridade dos padrões de alteração na qualidade da água, decorrente da decomposição de estruturas lenhosas, mesmo quando se consideram diferentes espécies vegetais.

III TERCEIRA SÉRIE DE EXPERIMENTOS

Tendo em vista a importância da presença de matéria orgânica calcinada (cinzas) para a alteração da qualidade da água, foram realizados ensaios com amostras calcinadas.

5.4. Ensaio com amostras calcinadas - Cinzas

Especificamente no que se refere às alterações decorrentes do incremento nos teores de nutrientes, procedeu-se também a verificação da influência da decomposição de matéria calcinada, proveniente da queima da mesma quantidade de cada tipo de folhas utilizado nos experimentos anteriores.

Os resultados das análises físicas e químicas da água no início e no final do ensaio estão apresentadas nas tabelas 5 e 6 abaixo:

TABELA 5 - PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DA ÁGUA DOS ENSAIOS, UTILIZANDO FOLHAS CALCINADAS (CINZAS). INÍCIO DO EXPERIMENTO

	Cor (UC)	Turb. (UNT)	Condut. (umhos)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NTot (mg/L)	PTot (mg/L)
Cont. 15		0,5	48	7,1	4,6	----	0,2	0,04
Am. A 10		0,6	47	7,7	2,8	----	0,2	0,04
Am. B 50		0,6	85	6,1	0,4	----	0,3	0,06
Am. C 120		1,4	105	5,8	0,2	----	0,4	0,08

TABELA 6 - PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DA ÁGUA DOS ENSAIOS, UTILIZANDO FOLHAS CALCINADAS (CINZAS), NO FINAL DO EXPERIMENTO (5 DIAS APÓS).

	Cor (UC)	Turb. (UNT)	Condut. (umhos)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NTot (mg/L)	PTot. (mg/L)
Cont. 20		0,5	60	7,0	5,0	----	0,22	0,04
Am. A 30		2,8	180	7,7	2,1	----	0,33	0,06
Am. B 80		1,8	105	5,6	0,1	----	0,31	0,06
Am. C 160		3,6	105	5,0	0,0	----	0,42	0,08

Obs.: As amostras indicadas estão descritas no texto

5.4.1. Amostra A - Folhas de *Acmea sidifolia* calcinadas

Nessa amostra foram verificados:

5.4.1.1. Cor

A análise dos resultados da amostra contendo cinzas da folha da amostra A (*Acmea sidifolia*) revela a intensidade de cor entre 10 e 30 UC. (Gráfico 71)

Este resultado revela dados interessantes: Quanto à cor, o máximo valor foi verificado no quarto dia de experimento, o que parece concordar com BRANCO & ROCHA (1977) que afirmam: "quando a massa vegetal é calcinada...o processo de oxidação é muito mais rápido e a liberação e dissolução de substâncias minerais é quase imediata." Esta liberação de substâncias que se solubilizam na água induzem à elevação da cor. Nota-se ainda que a intensidade de cor diminui, atingindo ao final do teste níveis inferiores àqueles verificados no início do experimento com esta amostra.

Tal fato explica-se, já que esta matéria orgânica em solução, atua como fonte de energia para a microbiota que se estabelece no sistema.

5.4.1.2. Turbidez

A turbidez neste ensaio, variou entre 0,6 e 2,8 UNT. O aumento da turbidez, nesse caso, parece dever-se basicamente ao aumento da população de algas e protozoários no frasco. (Gráfico 72)

5.4.1.3. Condutividade

Para a condutividade, o máximo obtido foi 180 umhos e o mínimo de 47 umhos. (Gráfico 73)

A condutividade elétrica da água da amostra também seguiu padrões de variação coerentes com os verificados para a cor e turbidez, ou seja, a maior condutividade verificou-se um dia antes da constatação da intensidade máxima da cor denotando, de acordo com a afirmação de BRANCO & ROCHA (1977), segundo a qual existe uma imediata liberação dos sais minerais das cinzas para a água, que só depois de algum tempo é acompanhada da solubilização de material que incrementa a cor.

A pronta assimilação destes nutrientes utilizados pelo fitoplâncton para a síntese de novas células, explica a queda da cor e a elevação da turbidez, como já foi enfatizado.

5.4.1.4. pH

Neste teste, o pH não variou, estabilizando-se em 7,7 . O potencial hidrogeniônico ao longo do ensaio, mostra que mesmo com leve tendência para a faixa alcalina, o pH manteve-se próximo à neutralidade, mostrando um equilíbrio entre as taxas de liberação e consumo de substâncias no sistema artificial estudado. (Gráfico 74)

5.4.1.5. Oxigênio Dissolvido

As análises para a determinação da concentração desse gás na água, mostram que o máximo foi 2,8 mg/L e o mínimo 2,1 mg/L. (Gráfico 75)

O nível de Oxigênio dissolvido na água contida esta amostra diminuiu, após quatro dias, chegando no quinto dia, a valores incompatíveis com a sobrevivência da biota aquática.

Ao se comparar esses números com os resultados obtidos por BRANCO, relatados em BRANCO & ROCHA (1977), pode-se verificar que embora o autor tenha, na época, utilizado uma quantidade bem menor e um tipo diferente de vegetação, constatou uma redução aproximada de 48% de Oxigênio na água.

Percebe-se então que para o experimento ora analisado, embora o consumo em valores absolutos seja menor, a magnitude do efeito é bem maior pois, na mesma obra de

1977 os autores, ao analisarem o ensaio de decomposição da vegetação, lembram que "ao final de trinta dias... ainda há uma tendência de aumento do consumo de Oxigênio".

A aparente contradição entre os resultados de BRANCO (op.cit.) e aqueles encontrados neste estudo, tem sua explicação no fato de que no primeiro caso, o maior volume de água utilizado e o maior tempo de duração do teste, propiciaram o surgimento de uma demanda de Oxigênio que não é devida à matéria orgânica carbonácea, mas sim à degradação biológica da amônia formada a partir de compostos quaternários. A amônia assim originada, é normalmente oxidada a nitritos e nitratos, através da atividade de nitrobactérias.

O fato é que esta demanda bioquímica de Oxigênio, dita de segundo estágio, só assume um significado importante após aproximadamente vinte dias, quando a quantidade de matéria orgânica na água já é pequena e deixa de ser um fator inibidor do crescimento das bactérias.

Desta forma, percebe-se que as observações extraídas do presente ensaio, tem sua coerência. Tendo o Oxigênio dissolvido da amostra baixado bastante em cinco dias, a taxa de consumo desse gás, pode ser considerada bem mais nociva do que a publicada por BRANCO & ROCHA (1977).

5.4.1.6. Nitrogênio

Os níveis de Nitrogênio total variaram entre 0,2 e 0,33 mg/L, mostrando que neste caso, houve incremento

razoável deste nutriente, na amostra em questão. (Gráfico 76)

5.4.1.7. Fósforo

A quantidade de Fósforo na água oscilou entre 0,04 e 0,06 mg/L. Esta variação parece acompanhar o padrão verificado para o Nitrogênio. (Gráfico 77)

5.4.2. Amostra B - Folhas de *Eucalyptus* sp calcinadas

Nesse experimento foram verificados:

5.4.2.1. Cor

No que se refere à amostra B, é possível notar que a cor variou entre 50 e 80 UC. (Gráfico 78)

De um modo geral, a cor aumentou ao longo do tempo, embora seja possível verificar algumas oscilações. No entanto, na presente situação, parece confirmar-se a tendência de liberação gradual de substâncias da folha em decomposição através da "lavagem" de folhas íntegras, como mencionam WEBSTER & BENFIELD (1986). Também no caso das cinzas, há essa tendência uma vez que a máxima intensidade de cor foi constatada exatamente no último dia do teste.

5.4.2.2. Turbidez

A turbidez oscilou entre 0,6 e 1,8 UNT. Esta elevação dos índices de turbidez, se deve ao fato de que as próprias cinzas e o fitoplâncton que se desenvolve na água, incrementam os níveis de sólidos em suspensão e, conseqüentemente, a cor aparente. (BRANCO & ROCHA, 1977). (Gráfico 79)

5.4.2.3. Condutividade

Para a condutividade o intervalo foi de 85 a 105 umhos. Também para este parâmetro, a mesma tendência geral (de aumento ao longo do tempo) foi verificada. (Gráfico 80)

Tal comportamento era esperado, já que a quantidade de material solúvel (responsável pela cor) que é eliminado na água, neste caso, é grande. Este material contém também, íons solúveis que elevam a condutividade elétrica do líquido.

Como anteriormente a obtenção do maior valor foi obtido no último dia do ensaio, confirmando aqui, a relação direta entre a cor e a turbidez, mencionada acima. A variação do pH, por sua vez, mostrou uma tendência à acidificação, confirmando a crescente taxa de mineralização da água ao longo do tempo, já constatadas quando da avaliação dos resultados dos demais parâmetros analisados.

5.4.2.4. pH

Neste ensaio, o pH variou entre 6,1 e 5,6. A acidificação do meio condiz com os processos de decomposição de matéria orgânica que ocorrem na água. Tais valores parecem coerentes com o fato do exame do fitoplâncton desta amostra, não evidenciar nenhuma alga. (Gráfico 81)

5.4.2.5. Oxigênio Dissolvido

Os níveis de Oxigênio dissolvido foram baixos. O máximo verificado foi 0.4 mg/L e o mínimo 0,1 mg/L. (Gráfico 82)

Com as cinzas desta folha, o Oxigênio dissolvido também foi baixo desde o início do teste, atingindo no último dia, 0.1 mg/L.

5.4.2.6. Nitrogênio

O teor de Nitrogênio total desta amostra aumentou ligeiramente em relação à amostra anterior, atingindo 0,3 mg/L. (Gráfico 83)

5.4.2.7. Fósforo

Para o Fósforo, constata-se o mesmo verificado para o Nitrogênio. Neste caso, o valor encontrado foi 0,06 mg/L. (Gráfico 84)

5.4.3. Amostra C - Folhas e raízes de *Paspalum* sp

5.4.3.1. Cor

Para a amostra C, obteve-se cor entre 120 e 160 UC. A cor desde o início do experimento mostrou-se alta e atingiu o valor máximo já no segundo dia, estabilizando-se nesta faixa até o fim do ensaio. Houve, de qualquer maneira,

a tendência geral de elevação dos valores para este parâmetro. (Gráfico 85)

Não houve, neste teste, relação direta entre este parâmetro e a turbidez, como nas situações anteriores.

5.4.3.2. Turbidez

Para a amostra com gramíneas, a turbidez variou entre 1,4 e 3,6 UNT. (Gráfico 86)

Novamente, isto parece se dever ao incremento da quantidade de substâncias em suspensão no meio, alimento para a comunidade biológica que pode então, se desenvolver, aumentando a turbidez da água.

5.4.3.3. Condutividade

A condutividade permaneceu estável em 105 umhos. Manteve-se o mesmo valor até o final, indicando uma certa estabilidade na liberação de material solúvel na água. (Gráfico 87)

5.4.3.4. pH

Para o pH, o máximo verificado foi 5,8 e o mínimo 5,0. O meio revelou-se ácido e manteve a tendência de acidificação, atingindo pH 5,0. Este comportamento é perfeitamente condizente com a evolução do processo de decomposição da matéria orgânica. Também nessa amostra, não

foi constatada a presença de algas, o que explica em parte, o pH ácido. (Gráfico 88)

5.4.3.5. Oxigênio Dissolvido

O Oxigênio dissolvido oscilou entre 0,2 e 0 mg/L. A concentração desse gás na água, que era também baixa caiu para zero já no começo do ensaio. (Gráfico 89)

5.4.3.6. Nitrogênio

O Nitrogênio total mostrou-se estável em 0,4 mg/L. Opostamente, os teores desse nutriente, aumentaram em relação às amostras anteriores. (Gráfico 90)

5.4.3.7. Fósforo

O Fósforo total, estabilizou-se em 0,08 mg/L. Também para o Fósforo, houve um incremento dos seus níveis, quando se considera as amostras anteriores. (Gráfico 91)

A partir deste experimento com cinzas de folhas, percebe-se que, do ponto de vista físico e químico, dentre as amostras estudadas, onde houve maiores alterações na água, foi a amostra C (*Paspalum* sp)

Esta afirmação é feita, tendo-se em conta as alterações que de um modo geral ocorrem, uma vez que houve indistintamente, uma forte depleção no Oxigênio dissolvido, para todos os tipos de folhas analisados. No entanto, foi no ensaio com a amostra B (*Eucalyptus* sp) que foi possível observar a variação do maior número de parâmetros que poderiam ser considerados prejudiciais à qualidade da água em lagos e reservatórios.

5.5 - Parâmetros Biológicos

A análise da qualidade ecológico-sanitária da água em ecossistemas naturais fica incompleta sem a avaliação dos parâmetros biológicos, uma vez que, como se sabe, os parâmetros físicos e químicos refletem a situação do corpo hídrico no momento da coleta da amostra, enquanto que as respostas da fauna e da flora às alterações ambientais são muito mais rápidas e retratam tais alterações por mais tempo.

Nesse aspecto BRANCO (1986) lembra que "talvez a mais importante coleção de microrganismos a ser empregada na classificação de mananciais seja constituída pelas algas". A afirmação baseia-se no fato de que estes organismos estão quase que invariavelmente presentes em todas as águas continentais, e também na existência de espécies muito tolerantes e de outras muito sensíveis a poluição.

Além disso, quando se considera a autodepuração natural dos cursos d'água, a importância das algas participantes do processo, só é comparável à das bactérias, constituindo um grupo característico de certas zonas de depuração, permitindo - pela presença de certas espécies - medir, mesmo, o grau de recuperação sofrido pela "massa d'água" em um determinado ponto.

A presença de uma espécie resistente à poluição ou a ausência de espécies sensíveis, não possibilita concluir que o manancial esteja sofrendo os efeitos nocivos da atividade antrópica. É importante que se verifique a existência de espécies tolerantes em número significativo,

além da ausência de espécies sensíveis.

Deve-se então lembrar que, as algas sendo organismos de vida livre, não pertencem ao material poluidor, não constituem e não estão associadas diretamente às causas da poluição, mas, sua presença ou ausência, constitui uma legítima consequência desta; morrem, se adaptam ou são beneficiadas pela presença dos poluentes.

A mesma situação foi constatada por ROCHA (1992) que afirma: " ... sempre que as características físicas, químicas, biológicas e estruturais do meio aquático variam, a composição do nicho é afetada, sendo as espécies que suportam tais alterações, conhecidas como indicadoras de poluição. Mesmo assim, tais organismos podem ser encontrados tanto em ambientes poluídos, como em águas limpas."

Porém, o fitoplâncton, ou seja, os organismos ditos produtores, não deve ser considerado isoladamente nos estudos de hidrobiologia sanitária. Além disso, desde há alguns anos, a utilização dos organismos componentes dos níveis tróficos consumidor e detritívoro, mais especificamente os protozoários, vem ganhando importância nesse campo de investigação, como atestam os trabalhos de CAIRNS Jr. (1969), CAIRNS Jr. et al. (1971), CAIRNS Jr. et al. (1973) e CAIRNS Jr. (1974).

Existem, de acordo com CAIRNS Jr. (1974), três maneiras através das quais os protozoários podem ser utilizados como indicadores de poluição, quais sejam: Levantamentos em rios, lagos e outros corpos receptores, bioensaios em laboratório e em micro-sistemas artificiais.

Este autor concorda, no entanto, que o estudo das comunidades de protozoários em rios e lagos, é dificultado por vários fatores que não chegam a ser problemáticos no caso da maior parte dos outros grupos. Talvez o maior desses obstáculos seja a preservação dos organismos, que não deve eliminar, destruir ou desfigurar os indivíduos mais sensíveis e até mesmo os mais resistentes, o que tornaria a identificação praticamente impossível. Existe ainda uma dificuldade adicional na diferenciação dos protozoários em relação a outros materiais em suspensão.

Mesmo assim, existe uma tendência geral em utilizar os protozoários como indicadores de poluição por várias razões, entre elas o fato destes animais, quando vivos, serem de fácil manuseio, poderem ser mantidos em recipientes de pequeno tamanho, apresentarem grande velocidade de reprodução e principalmente a consideração de que estes animais e outros microrganismos constituem a principal porção de biomassa de qualquer ecossistema aquático.

CAIRNS Jr. (1974) lembra ainda que apesar de serem raros os estudos de microecossistemas envolvendo protozoários, o número de tais experimentos tende a crescer bastante no futuro, em decorrência do interesse de vários pesquisadores no efeito das variadas atividades antrópicas sobre estes organismos. A legislação federal brasileira exige, inclusive, que em alguns empreendimentos, o impacto sobre a microbiota seja avaliado.

Torna-se então, extremamente importante que seja incorporada a análise dos protozoários em estudos de decomposição vegetal.

A observação da água para o exame das e de protozoários nas duas amostras do primeiro experimento com folhas íntegras, apresentou os gêneros sumarizados nas tabelas a seguir, nas quais as amostras indicadas, são descritas no texto.

5.5.1. PRIMEIRA SÉRIE DE ENSAIOS

Os resultados das análises biológicas das amostras com vegetação íntegra, podem ser vistos nas tabela 7 a seguir:

TABELA 7 - GÊNEROS DE ALGAS ENCONTRADOS NA ÁGUA DOS ENSAIOS, SEGUNDO O TIPO DE VEGETAL, COM FOLHAS ÍNTEGRAS (PRIMEIRO EXPERIMENTO)

AMOSTRA	GÊNERO	GRUPO SANITÁRIO
Controle	nada encontrado	-----
Amostra A	Chlorella sp	alga verde
Amostra B	nada encontrado	-----
Amostra C	nada encontrado	-----
Amostra 1	Oedogonium sp	alga verde
	Chlorella sp	alga verde
	Phacus sp	flagelado
	Mallomonas sp	flagelado
	Chlamydomonas sp	flagelado
Amostra 2	Oedogonium sp	alga verde
	Chlorella sp	alga verde
	Chlamydomonas sp	flagelado
	Staurastrum sp	alga verde

5.5.1.1: Ensaio com folhas íntegras de *A. sidifolia* (Amostra A)

Para a amostra controle, no primeiro ensaio, não foi verificada a presença de nenhum gênero de alga.

A baixa densidade de algas nesse ensaio é explicável pelo procedimento do método segundo o qual a amostra foi obtida. Para este estudo, a água foi coletada diretamente com o galão, sem a utilização de rede de plâncton e já que no controle não existe inóculo (folhas, por exemplo), o crescimento das algas fica limitado.

Na amostra A (folhas de *A. sidifolia*), logo após o início da experiência, apenas o gênero *Chlorella* sp foi detectado.

Esse gênero, incluído na divisão Chlorophyta, é considerado por vários autores como comum em águas ricas em nutrientes (ambientes eutróficos).

É pois, interessante ressaltar que em estudo realizado na Raia de Remo da USP, no ano de 1986, MUCCI & PEREIRA (1990) encontraram no exame quantitativo, valores medianos de 0,5 indivíduo/ml na estação seca e 17 ind./ml na época das chuvas.

XAVIER e colaboradores (1985), ao procederem a uma avaliação limnológica da água de reservatórios da região sudeste do Estado de São Paulo no entanto, relatam que a divisão Chlorophyta pode predominar qualitativamente tanto em ambientes eutróficos como oligotróficos, sendo a análise quantitativa, a característica distintiva entre eles.

No caso do experimento em questão, parece claro que nenhum dos parâmetros físicos e químicos estudados, atingiu valores críticos a ponto de limitar o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. A ligeira acidez verificada na água, não alcançou níveis que pudessem impedir totalmente o crescimento de algas.

A análise quantitativa, em termos absolutos dos grupos de algas e protozoários encontrados no ensaio com a amostra A (ver tabela 8), permite que se avalie a sucessão de algas que se estabelece ao longo do processo de decomposição das amostras A, B, C, 1 e 2 (gráficos 92 a 115).

Pode-se perceber que no caso desse experimento, a análise de alíquotas da amostra A não revelou o desenvolvimento de microrganismos.

5.5.1.2. Ensaaios com *Eucalyptus* sp (Amostra B) e *Paspalum* sp (Amostra C)

Nas amostras B (*Eucalyptus* sp) e C (*Paspalum* sp), nenhuma alga foi constatada ao exame microscópico.

5.5.1.3. Ensaaios com caules de *A. sidifolia* (amostra 1).

No caso da amostra 1, além de *Chlorella* sp, ocorreram ainda *Mallomonas* sp, *Phacus* sp, *Chlamydomonas* sp e *Oedogonium* sp.

O gênero *Chlamydomonas* sp, é citado por BRANCO (1986) como frequente em lagoas de estabilização, suportando bastante bem às condições prevalentes em águas fortemente mineralizadas, situação verificada quando da decomposição da matéria vegetal.

A mesma alga foi incluída por XAVIER e colaboradores (1985) entre as mais frequentes nos reservatórios que foram objeto do referido estudo, incluindo a Represa Guarapiranga.

No que se refere a *Mallomonas* sp, a literatura especializada cita o gênero como comum em águas limpas

(BRANCO, 1986). No entanto, foi também encontrada por XAVIER e colab. (1985), tanto em lagos eutróficos como oligotróficos.

Phacus sp, é uma Euglenophyta cuja divisão inclui, de acordo com PALMER (1969), as espécies mais tolerantes à poluição, vivendo em água doce rica em matéria orgânica. BRANCO (1964a) assinala que alguns gêneros desse grupo podem inclusive, ser utilizados como organismos indicadores.

Oedogonium sp é típico do perifíton, isto é, faz parte da comunidade de organismos que vivem aderidos a substratos naturais ou artificiais, como atesta o trabalho de MOREIRA & PEREIRA (1988), na Raia de Remo da USP. O aparecimento desta alga no plâncton é explicada por BRANCO (1986): "Este gênero de alga quando jovem vive presa ao fundo de lagoas, soltando-se mais tarde indo para a superfície, onde pode formar densos tapetes".

Segundo o mesmo autor, *Oedogonium* sp pode indicar pH baixo, o que concorda com o observado na presente amostra, na qual verificou-se leve acidez.

5.5.1.4. Ensaio com caules de *Eucalyptus* sp

Para a amostra 2, além dos gêneros anteriormente citados, foi encontrada também *Staurostrum* sp. A alga é bastante comum, sendo encontrada em águas superficiais de lagos e represas.

O gênero contem espécies que podem viver tanto em águas limpas como em ambientes poluídos, afirma BRANCO em seu livro de 1986. Esta ampla valência ecológica, ou seja, a capacidade desta alga adaptar-se a diferentes condições ambientais, explica a ocorrência de *Staurostrum* sp neste experimento.

A constatação de MOREIRA & PEREIRA (1988) de que no corpo hídrico da USP já mencionado, a referida alga é frequente ao longo de todas as estações do ano, confirma a extrema resistência desse organismo às variações ecológico-sanitárias do meio.

Quanto á fauna de protozoários, na amostra 1, foram encontrados os gêneros *Colpidium* sp, *Bodo* sp e *Opercularia* sp, conforme a tabela 8.

TABELA 8 - GÊNEROS DE PROTOZOÁRIOS ENCONTRADOS NA ÁGUA DOS ENSAIOS, SEGUNDO O TIPO DE VEGETAL TESTADO COM FOLHAS ÍNTEGRAS (PRIMEIRO EXPERIMENTO)

AMOSTRA	GÊNERO
Controle	nada encontrado
Amostra A	nada encontrado
Amostra B	nada encontrado
Amostra C	nada encontrado
Amostra 1	<i>Colpidium</i> sp <i>Bodo</i> sp <i>Opercularia</i> sp
Amostra 2	nada encontrado

Os protozoários ciliados são comumente encontrados em sistemas biológicos de tratamentos de esgotos, indicando inclusive, a eficiência de tais processos de depuração de resíduos.

Em termos da qualidade da água de ecossistemas lacustres e fluviais, KOLKWITZ & MARSSON in KEMP et al. (1967) afirmam que estes protozoários têm a maior relevância em sistemas de avaliação da poluição e contaminação.

Dessa forma, *Colpidium* sp, é citado por esses mesmos autores como pertencente às zonas mesossapróbia alfa e beta. Foi encontrado também por MUCCI (1986) em amostras retiradas da câmara de aeração de sistemas de lodos ativados, durante a fase inicial de tratamento. Esta última observação explica a presença do gênero acima na amostra em questão, no presente experimento, em sua fase inicial.

Embora KOLKWITZ & MARSSON (op. cit.) ressaltem a relação direta entre a presença de *Colpidium* sp e elevados teores de nutrientes, o caráter cosmopolita e a conseqüente ampla valência ecológica desses protozoários propiciam o seu desenvolvimento nos mais variados habitats.

Tal fato, no entanto, não invalida a utilização da microfauna como elemento indicador da qualidade da água, uma vez que todos os organismos da zona mesossapróbia são, de acordo com os propositores desse sistema de classificação, resistentes às modificações do meio hídrico, decorrentes da presença de pequenas quantidades de esgoto.

Para as águas cujas características físicas, químicas e biológicas correspondem à zona mesossapróbia, há a afirmação de que são frequentes as algas verdes, além de outros grupos vegetais. Tal consideração é concordante com os resultados obtidos no presente trabalho, pois a análise do fitoplâncton, mostrou, de modo geral, a predominância de algas verdes.

Quanto a *Opercularia* sp, este ciliado sésil é comum em ambientes onde o processo de depuração se encontra em fase final e portanto, a disponibilidade de nutrientes é reduzida. (BRANCO, 1986). KOLKWITZ & MARSSON incluem este protozoário nas zonas polissapróbia e mesossapróbia alfa e beta. São também frequentes nas camadas superficiais de filtros biológicos.

Em se tratando do equilíbrio ecológico, é conhecida a atividade dos ciliados na predação de bactérias.

O gênero *Bodo* sp, também encontrado nessa amostra, é característico das zonas polissapróbia e mesossapróbia alfa, indicando tratar-se de organismo extremamente frequente em águas onde ocorre intensa decomposição da matéria orgânica biodegradável.

Este flagelado foi também encontrado em praticamente todas as amostras analisadas por MUCCI (1986) ao estudar a depuração natural de resíduos da industrialização de palmito.

A frequência relativa deste animal em amostras

de água de um lago fortemente eutrofizado no Parque Ecológico do Tietê S.P., foi também muito alta. (MUCCI, 1990).

Neste ensaio, a fauna de protozoários encontrada, é perfeitamente coerente com as características verificadas na água.

5.5.2. SEGUNDA SÉRIE DE ENSAIOS

Os gêneros de algas e protozoários encontrados para cada amostra, neste segundo conjunto de experimentos, estão respectivamente, nas tabelas 9 e 10 a seguir:

TABELA 9 - GÊNEROS DE ALGAS ENCONTRADOS NA ÁGUA DOS ENSAIOS COM FOLHAS ÍNTEGRAS, SEGUNDO O TIPO DE VEGETAL TESTADO (SEGUNDA SÉRIE DE ENSAIOS)

AMOSTRA	GÊNERO	TIPO DE ALGA
Controle	nada encontrado	-----
Amostra A	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Golenkinia</i> sp	alga verde
	<i>Staurastrum</i> sp	alga verde
Amostra B	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Cosmarium</i> sp	alga verde
	<i>Oscillatoria</i> sp	alga azul
	<i>Staurastrum</i> sp	alga verde
Amostra C	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Closterium</i> sp	alga verde
	<i>Navicula</i> sp	diatomácea
	<i>Oscillatoria</i> sp	alga azul
	<i>Trachelomonas</i> sp	flagelado
	<i>Treubaria</i> sp	alga verde
Amostra 1	<i>Ankistrodesmus</i> sp(*)	alga verde
	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Golenkinia</i> sp	alga verde
	<i>Navicula</i> sp	diatomácea
	<i>Oscillatoria</i> sp	alga azul
	<i>Sphaerocystis</i> sp	alga verde
	<i>Staurastrum</i> sp	alga verde
	<i>Trachelomonas</i> sp	flagelado
Amostra 2	<i>Anabaena</i> sp	alga azul
	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Closterium</i> sp	alga verde
	<i>Dinobryon</i> sp	alga verde
	<i>Golenkinia</i> sp	alga verde
	<i>Navicula</i> sp	diatomácea
	<i>Oscillatoria</i> sp	alga azul
	<i>Staurastrum</i> sp	alga verde

(*) atualmente *Monoraphidium* sp

TABELA 10 - GÊNEROS DE PROTOZOÁRIOS ENCONTRADOS NA ÁGUA DOS ENSAIOS COM FOLHAS ÍNTEGRAS, SEGUNDO O TIPO DE VEGETAL TESTADO (SEGUNDA SÉRIE DE EXPERIMENTOS)

AMOSTRA	GÊNERO
Controle	nada encontrado
Amostra A	vários ciliados não identificados <i>Monas</i> sp
Amostra B	nada encontrado
Amostra C	<i>Aspidisca</i> sp <i>Epistylis</i> sp <i>Philodina</i> sp(*)
Amostra 1	<i>Colpidium</i> sp <i>Bodo</i> sp <i>Opercularia</i> sp
Amostra 2	nada encontrado
(*) Rotífero, metazoário	

5.5.2.1. Ensaaios com caule de *A. sidifolia* (Amostra 1)

Na amostra 1, foram encontrados: *Staurostrum* sp, *Oscillatoria* sp, *Chlorella* sp, *Trachelomonas* sp, *Golenkinia* sp, *Sphaerocystis* sp, *Ankistrodesmus* sp e *Navicula* sp. (vide tabelas acima)

É interessante notar que, nesta situação, não há uma clara predominância das algas verdes em relação aos demais grupos.

Isto parece evidenciar que pelo fato do presente estudo utilizar um sistema fechado, a sucessão do fitoplâncton seja determinada diretamente pela natureza das substâncias liberadas para o meio em consequência da decomposição. Dessa forma, a composição da comunidade fitoplanctônica pode ser, em última análise, determinada pelo tipo de vegetal utilizado no teste.

Mesmo a decomposição de caules que, como já foi enfatizado, é um processo mais lento, pode, devido à lixiviação de nutrientes a partir da superfície de tais estruturas, propiciar o desenvolvimento de vegetais na água, como atesta o trabalho de WEBSTER & BENFIELD (1986).

Dentre as algas citadas, destaca-se a presença de *Golenkinia* sp, que é um gênero muito frequente em águas ricas em nutrientes minerais provenientes da decomposição da matéria orgânica.

Até então o referido gênero não apareceu em nenhuma das amostras analisadas neste estudo, o que confirma o fato desta alga adaptar-se a ambientes eutróficos.

Já *Sphaerocystis* sp, é bastante comum, podendo atingir número elevado em lagos e reservatórios artificiais.

Esta alga não é considerada característica de nenhuma zona de depuração no sistema de KOLKWITZ & MARSSON. Por outro lado, XAVIER et al (1985), encontraram esse gênero, tanto em lagos eutróficos como oligotróficos. Isto é confirmado pelo fato de DABÉS et al (1990), terem encontrado a referida alga na Represa do Pontal em Itabira, MG, cujas águas apresentam características diferentes das verificadas na amostra aqui considerada. Naquele reservatório o nível de Nitrogênio total foi bem menor, o pH situou-se próximo da neutralidade e os teores de Oxigênio dissolvido na superfície foram bem maiores.

A Chlorophyceae *Monoraphidium* sp (*Ankistrodesmus* sp), neste experimento também apareceu em proporções significativas no presente trabalho. Esta alga, assim como *Sphaerocystis* sp pode, de acordo com a espécie, indicar águas limpas ou poluídas. *Monoraphidium* sp foi inclusive, encontrado por XAVIER et al (1985) em lagos oligotróficos, mesotróficos e eutróficos do Estado de São Paulo, exceto na Represa de Guarapiranga.

Na Raia de Remo da USP, a alga aparece em número relativamente elevado, em um dos pontos de amostragem estudados por MUCCI & PEREIRA, em trabalho de 1986, quando o lago mencionado apresentava características de oligotrofia,

embora de modo geral apresentasse, como a amostra do presente estudo, pouco Oxigênio dissolvido. Mesmo assim, as demais características físicas e químicas (exceto os teores de Nitrogênio) são bastante semelhantes às verificadas neste ensaio.

A presença da diatomácea *Navicula* sp, pode, conforme a espécie, indicar poluição por resíduos fenólicos, efluentes de fábrica de papel ou óleo. Podem também ser indicadoras de altos níveis de Cobre, bem como de alta salinidade na água.

Existem ainda, de acordo com BRANCO (1986), espécies de *Navicula* sp que refletem condições de água limpa.

Neste trabalho, essa alga apareceu com baixa frequência, o que parece concordar com as observações de REIMER & FOGG (1966) apud BRANCO (1986). Os autores encontraram esta diatomácea em número significativo, na água de um pequeno rio que apresentava altos teores de Oxigênio Dissolvido e praticamente isento de poluição.

KOLKKWITZ & MARSSON in KEMP et al. (1967), enfatizam que as diatomáceas aparecem em grande quantidade nos limites da zona mesossapróbia alfa, incluindo várias espécies do gênero *Navicula* sp.

No caso da Raia de Remo da USP, constantemente citada como exemplo neste trabalho por tratar-se de um ecossistema que na época do estudo apresentava água limpa e,

portanto, serve muito bem como comparação com ambientes poluídos, a frequência relativa das diatomáceas foi alta nos meses de verão, quando este grupo contribuiu com 40% do total das algas presentes na água.

Porém, se considerarmos o caso específico do gênero acima citado, a densidade foi bastante baixa, não ultrapassando 10 indivíduos/mL.

Parece razoável supor que a presença desta alga neste estudo, é muito mais devida à natureza cosmopolita do gênero, que explicaria a constatação deste organismo na água que serviu de inóculo para o ensaio.

Esta amostra revelou ainda, outro gênero de diatomácea, *Cyclotella* sp.

Do ponto de vista sanitário, ou seja, no que se refere ao emprego desta alga para indicar a existência de poluentes na água, o comportamento do gênero é bastante similar ao revelado por *Navicula* sp; existem, portanto, espécies adaptadas a viver em águas limpas e outras que são comuns em águas poluídas.

Estudos recentes realizados por MUCCI & PEREIRA (1986) e MUCCI (1989) em ambientes lacustres seja sem forte poluição orgânica seja bastante poluídos por esgoto praticamente não revelaram a presença de *Cyclotella* sp.

Quanto a este aspecto, ROUND in TARZWELL (1965)

lembra que "o uso de diatomáceas em estudos de poluição deve levar em conta a ampla gama de habitats ocupados por estas algas, bem como as particularidades das mesmas em função de cada habitat".

Esta dificuldade é bastante aumentada uma vez que grande parte dos estudos ecológicos com diatomáceas preocupa-se muito mais com os níveis de silicato na água (devido à composição silicosa das valvas destas algas), do que com outras características físicas, químicas e até mesmo biológicas do ambiente.

Mais uma vez, a ampla valência ecológica do grupo é também atestada pelo abrangente estudo limnológico conduzido por XAVIER e colaboradores em 1985, envolvendo 17 reservatórios do Estado de São Paulo, no qual os autores verificaram que as diatomáceas (no referido estudo, incluídas na divisão Chrysophyta), foi o grupo que apresentou o maior número de gêneros depois das algas verdes.

Para o presente trabalho, no entanto, parece claro que a decomposição dos caules libera, ainda que de forma lenta, substâncias que alteram o meio, tornando-o favorável ao desenvolvimento de diatomáceas, como por exemplo, pH baixo ou neutro, médios teores de íons em solução (condutividade) e transparência elevada.

O gênero *Phacus* sp é normalmente encontrado em águas poluídas por matéria orgânica, sendo comum em lagoas de estabilização. Existem, no entanto, espécies indicadoras de águas limpas. Essa alga apareceu neste estudo com

frequência relativamente baixa.

5.5.2.2. Ensaio com caule de *Eucalyptus* sp (Amostra 2)

Para a amostra 2, a avaliação da fauna de protozoários revelou apenas a presença de ciliados que não puderam ser identificados devido à sua pequena dimensão e alta mobilidade, que dificultam a visualização de suas estruturas através do emprego das técnicas usuais.

Quanto ao fitoplâncton, além de *Chlorella* sp, *Golenkinia* sp, *Navicula* sp, *Oscillatoria* sp e *Staurostrum* sp que já haviam sido constatados anteriormente, *Anabaena* sp, *Closterium* sp e *Dinobryon* sp, merecem destaque devido ao seu importante significado sanitário.

Nesta amostra o gênero *Anabaena* sp apareceu pela primeira vez ao longo do estudo. Esta cianofícea é uma das mais nocivas ao ecossistema aquático, não só pelo fato de que quando em floração alteram a cor e o sabor da água, mas também pelo fato de algumas cepas eliminarem para o meio, substâncias tóxicas ou potencialmente tóxicas.

Vários são os pesquisadores que têm procurado caracterizar as alterações causadas na água pelo crescimento excessivo de algas. Na tabela 11 estão sumarizados alguns desses representantes do fitoplâncton, bem como as consequências de seu aparecimento em processos de floração em território brasileiro.

TABELA 11 - COMPOSIÇÃO E CONSEQUÊNCIAS DE ALGUMAS FLORAÇÕES DE ALGAS NO BRASIL

GÊNERO	CONSEQUÊNCIAS
<i>Chlamydomonas</i> sp	Cor e odor na água
<i>Anabaena</i> sp	Cor, odor e gases
<i>Microcystis</i> sp	Cor e odor na água, Mortandade de peixes Redução de outras sp
<i>Melosira</i> sp	Redução de outras sp
<i>Gymnodinium</i> sp	Baixa diversidade de espécies Mortandade de peixes Irritação no aparelho digestivo do homem.
<i>Peridinium</i> sp	Mortandade de peixes

Fonte: Modificado de TORGAN (1989)

Certas cepas de algumas espécies de *Anabaena* sp produzem odor de capim e mofo. Quando se decompõem produzem odor séptico. Podem ainda indicar a presença de despejos orgânicos e são, às vezes, abundantes em águas ricas em Nitrogênio e Fósforo. Estas algas interferem na decantação e filtração.

No reservatório de Guarapiranga houve, nos últimos anos, de acordo com BEYRUTH et al. (1992), um recrudescimento nas florações do gênero *Anabaena* sp, especialmente *A. solitaria*.

O mesmo trabalho destaca ainda que na época dessas florações houve um aumento dos casos de gastroenterites na população de crianças e idosos servida

com a água daquela represa, mesmo após o tratamento convencional e dermatites em esportistas que entravam em contato direto com a água do referido reservatório .

TORGAN (1989) apresenta um levantamento das florações de algas mais significativas que ocorreram no Brasil, e comenta as principais causas do fenômeno em cada situação.

No caso das florações de algas do gênero *Anabaena* sp, a referida autora cita como prováveis causas, a elevação da temperatura, da condutividade e dos teores de fosfatos na água. Nesta amostra, embora não tenha sido verificado um desenvolvimento excessivo da população de *Anabaena* sp, que pudesse ser considerado como floração, o aparecimento dessa alga certamente significou um aumento de matéria orgânica e nutrientes provenientes da decomposição do caule, que não se mostrava tão lignificado, portanto de degradação mais rápida, já que nenhum outro parâmetro analisado pela autora atingiu valores considerados como responsável pela floração.

Convém lembrar, no entanto, que para um lago no Rio Grande do Sul, onde a temperatura média é normalmente baixa, naquele mesmo trabalho foi atribuída a floração ao fato da temperatura atingir 16°C, que pode ser considerada bastante baixa para provocar o fenômeno em outras regiões do país. A temperatura da amostra em questão, esteve acima deste valor e, no entanto, não houve, como afirmado anteriormente, um desenvolvimento acentuado da ficoflora, mostrando que no ambiente natural, pequenas variações de temperatura, desencadeiam, conforme o caso, processos de solubilização e resuspensão de sedimentos que são passíveis

de mineralização propiciando florações. Tal situação parece não ter se verificado na pesquisa que ora foi realizada.

Mesmo assim a Demanda bioquímica de oxigênio verificada na amostra controle, denota a existência de certo teor de matéria orgânica na água, mesmo quando nenhuma vegetação se decompõe no meio hídrico. Esta condição parece ser suficiente para o desenvolvimento de *Anabaena* sp.

O gênero *Closterium* sp é fortemente resistente podendo persistir no interior de sistemas de distribuição e, quando em grande número, pode provocar odor de capim na água. Esta alga, se bem que suporte à ação do cloro é muito sensível ao sulfato de cobre.

Pelo sistema de classificação de KOLKWITZ & MARSSON, *Closterium* sp é um gênero considerado comum na zona mesossapróbia - alfa.

XAVIER (1981) encontrou esta alga na represa Billings, tanto na estação seca quanto na chuvosa, e ressalta que as desmidiáceas foram menos frequentes nos pontos de menor poluição da represa. Isto parece confirmar que existe na amostra aqui analisada, um incremento nos teores de matéria orgânica.

O gênero *Dinobryon* sp, foi também observado na análise qualitativa do fitoplâncton das amostras contendo caule. Esta alga está entre as mais frequentes no estudo de XAVIER (1985) no qual *Dinobryon* sp apareceu em todas as coletas no reservatório de Guarapiranga.

Embora exista uma espécie característica de águas limpas (*D. sipitatum*), o gênero é um dos mais nocivos à qualidade da água. Podem, mesmo quando em pequeno número, produzir odor de peixes ou capim. Em presença de cloro, produzem forte sabor de remédio. Além disso, quando em grandes quantidades podem obstruir filtros em estações de tratamento de água.

No sistema de classificação de KOLKWITZ & MARSSON, esta alga é incluída na zona oligossapróbia, que é caracterizada pelo término dos processos de mineralização, bem como dos processos agressivos da decomposição orgânica.

A situação verificada no presente experimento é análoga àquela comumente encontrada na zona oligossapróbia, diferindo apenas no fato de que nesse estudo, a decomposição do caule encontra-se na fase inicial enquanto que a referida zona de autodepuração é caracterizada pelo final dos processos de degradação. As condições de um modo geral podem, no entanto ser consideradas semelhantes.

No que se refere à fauna de protozoários identificada na segunda série de experimentos, os gêneros encontrados em cada caso, estão na tabela 10, anteriormente mostrada.

Para a amostra A (folhas de *A. sidifolia*) os protozoários encontrados foram também ciliados que, como na primeira série de experimentos, também não puderam ser identificados.

A ficoflora planctônica mostrou-se, neste caso, constituída por *Chlorella* sp, *Golenkinia* sp e *Staurostrum* sp

Estes gêneros foram também representativos na amostra contendo caule. Esta constatação é interessante pois torna possível inferir que, tomando-se a sucessão do fitoplâncton como indicador da taxa de decomposição das estruturas vegetais, a degradação da massa de folhas no período de tempo deste estudo é semelhante à revelada no presente trabalho quando se avalia os resultados obtidos da degradação de caules, no período de tempo que durou esta pesquisa.

A sucessão de algas e protozoários verificada nesse ensaio e a frequência relativa dos grupos de algas, estão nos gráficos 116 a 129.

5.5.2.3. Ensaio com folhas de *Eucalyptus* sp (Amostra B)

No caso da amostra B (folhas íntegras de *Eucalyptus* sp), houve apenas o crescimento de algas verdes e azuis.

Dos gêneros encontrados, tanto os que se incluem no primeiro grupo (*Cosmarium* sp, *Closterium* sp e *Chlorella* sp e *Staurostrum* sp), quanto o pertencente ao segundo grupo (*Oscillatoria* sp) são fortemente resistentes a condições adversas confirmadas pelos resultados dos parâmetros físicos e químicos da água da amostra.

No caso específico de *Oscillatoria* sp e *Chlorella* sp trata-se, como já enfatizado, de algas indicadoras de ambientes ricos em matéria orgânica. Esses gêneros são comuns em lagos eutróficos e lagoas de estabilização, respectivamente.

Embora não tenha sido verificada a presença de protozoários, notou-se um intenso desenvolvimento de outro grupo de organismos, um halo de hifas de fungos filamentosos. Essa observação parece contrastar com a afirmação encontrada em outro tópico deste trabalho de que baixo pH parece retardar a decomposição vegetal por inibir o crescimento de microrganismos. Contudo, a experiência Botânica comprova que na água, o processo natural de decomposição vegetal tem início pela ação enzimática dos fungos (que não sobrevivem em pH alcalino ou neutro) promovendo a fragmentação mecânica das estruturas da matéria orgânica animal ou vegetal.

Esta fragmentação causa transformações na qualidade da água permitindo o aparecimento de outros seres vivos como as bactérias, por exemplo.

A redução das massas vegetais a partículas de menor tamanho pode explicar, em parte, as alterações na qualidade da água da amostra analisada pois, facilita a ação de organismos saprófitas como os protozoários cuja nutrição (que pode ser interpretada em última análise como a oxidação da matéria orgânica) é bastante limitada pelo tamanho da estrutura a ser ingerida em processos osmótico - enzimáticos.

5.5.2.4. Ensaio com folhas e raízes de *Paspalum* sp (Amostra C)

A amostra C revelou ainda a presença de *Treubaria* sp, além de outros organismos do fitoplâncton já descritos em amostras anteriores.

O gênero *Treubaria* sp assim como, no trabalho de XAVIER e colaboradores (1985), não foi encontrado em número significativo no reservatório de Guarapiranga.

Esta alga embora componente normal do perifíton, teve sua presença nas amostras do fitoplâncton, muito pouco frequente.

Do ponto de vista sanitário, *Treubaria* sp é gênero referido por PALMER (1962) como organismo que causa obstrução em filtros de estações de tratamento de água. Não há referência quanto a qualquer outro efeito nocivo à qualidade da água, que possa ser indicado pela presença deste vegetal.

A análise da fauna de protozoários mostrou que neste ensaio, estavam presentes vários ciliados não identificados além de, *Aspidisca* sp, e ainda ciliados sésseis como *Epistylis* sp e *Opercularia* sp. Foi possível ainda, observar raríssimos metazoários do gênero *Philodina* sp.

Algumas espécies de *Aspidisca* sp são bastante

comuns em águas ricas em matéria orgânica em processo de mineralização, conforme vários trabalhos tais como: U.K. MINISTRY OF TECHNOLOGY (1970), BRANCO (1986) e MUCCI (1986). Tal situação é, em geral, evidenciada pelo consumo acentuado do Oxigênio dissolvido e elevada condutividade.

Confirmando as observações efetuadas nessa amostra, salienta-se que o referido gênero é classificado por KOLKWITZ & MARSSON como indicador da zona messossapróbia - beta.

Sabe-se também que *Aspidisca* sp é normalmente encontrado, alimentando-se sobre flocos em suspensão nos sistemas de lodos ativados e, no presente caso, os sólidos suspensos (responsáveis pela elevada cor aparente e turbidez da amostra) servem de substrato àquele protozoário.

Por outro lado, o verme rotífero *Philodina* sp, embora tenha aparecido com uma frequência relativa baixa, sempre que presente é um indicador de satisfatório processo de autodepuração, em termos de degradação de substâncias altamente energéticas.

5.5.3. ENSAIOS COM VEGETAÇÃO CALCINADA (PRIMEIRO ENSAIO)

Os resultados dos parâmetros biológicos obtidos a partir dos ensaios com vegetação calcinada, são discutidos a seguir, e a sucessão biológica verificada nos testes é mostrada nos gráficos 130 a 147.

5.5.3.1. Ensaio com folhas calcinadas de *Acmea sidifolia* (amostra A)

Analisando a comunidade fitoplanctônica verifica-se que na amostra controle não houve desenvolvimento de nenhuma alga.

A observação de alíquotas de água que contém cinzas de folhas de *A. sidifolia*, revela, no entanto, os seguintes gêneros de algas: *Actinastrum* sp, *Chlorella* sp, *Chroococcus* sp, *Closterium* sp, *Coelastrum* sp, *Cosmarium* sp, *Navicula* sp, *Oscillatoria* sp, *Pediastrum* sp, *Raphidiopsis* sp, *Staurastrum* sp e *Trachelomonas* sp, como se depreende da análise da tabela 12, a seguir. A sucessão ecológica do zooplâncton (protozoários) e do fitoplâncton (algas), além da frequência relativa das algas a cada dia de ensaio encontram-se nos gráficos mencionados acima.

TABELA 12 - GÊNEROS DE ALGAS ENCONTRADOS NA ÁGUA, AO LONGO DO ENSAIO UTILIZANDO FOLHAS CALCINADAS (PRIMEIRO ENSAIO)

AMOSTRA	GÊNERO	TIPO DE ALGA
Controle	nada encontrado	-----
Amostra A	Actinastrum sp	alga verde
	Chlorella sp	alga verde
	Chroococcus sp	alga verde
	Closterium sp	alga verde
	Coelastrum sp	alga verde
	Cosmarium sp	alga verde
	Navicula sp	diatomácea
	Oscillatoria sp	alga azul
	Pediastrum sp	alga verde
	Raphidiopsis sp	alga verde
	Staurastrum sp	alga verde
Amostra B	Trachelomonas sp	flagelado
	Chlorella sp	alga verde
	Closteridium sp	alga verde
	Closterium sp	alga verde
	Cosmarium sp	alga verde
	Navicula sp	diatomácea
	Oscillatoria sp	alga azul
	Scenedesmus sp	alga verde
Amostra C	Trachelomonas sp	flagelado
	Chlorella sp	alga verde
	Closterium sp	alga verde
	Coelastrum sp	alga verde
	Oscillatoria sp	alga azul
	Scenedesmus sp	alga verde

Nesta amostra, é possível notar a clara predominância de gêneros de algas verdes.

Actinastrum sp, é comum em ambientes fortemente poluídos por matéria orgânica, como lagoas de estabilização, por exemplo, o que corrobora a presença desse gênero nesta amostra, cujas condições, por sinal, indicam a disponibilidade de uma grande quantidade de matéria orgânica.

Este gênero não foi encontrado na Represa de Guarapiranga por XAVIER e colaboradores (1985) e, também não foi registrado na Raia de Remo da USP em 1986 quando a referida coleção hídrica mostrava-se isenta de poluição orgânica (MUCCI & PEREIRA, 1990).

Da mesma forma, MARGALEF (1986), ao discorrer sobre as espécies de algas encontradas em vários reservatórios espanhóis cujas águas apresentavam alto índice de transparência e não recebiam nenhum tipo de poluente, cita o aparecimento de *Actinastrum* sp com baixíssima frequência. Em contrapartida, CHAVES (1978) encontrou esse gênero em todas as estações de coleta nos lagos do Parque Zoológico de São Paulo que, na época estavam bastante eutrofizados e cujas variações das medidas de pH e de Oxigênio dissolvido, mostravam-se muito semelhantes às verificadas neste trabalho.

Chlorella sp também foi verificado nesta amostra. Como já mencionado, este gênero é bastante frequente em águas ricas em matéria orgânica tendo sido encontrado, em amostras de praticamente todos os ensaios.

Devido a alta resistência que o gênero apresenta, a elevadas cargas orgânicas, *Chlorella* sp é apresentada no sistema de classificação de Palmer, como um dos principais indicadores de poluição.

A alga azul *Chroococcus* sp, também foi encontrada nesta amostra. Este é um gênero que já foi detectado em outras pesquisas e levantamentos ecológico-sanitários conduzidos em corpos d'água da zona metropolitana de São Paulo. Por exemplo, ao longo de todo o período de

avaliação da variação sazonal do fitoplâncton da Raia de Remo da USP (MUCCI & PEREIRA, 1990) e em pontos pouco poluídos de lagos de parques municipais em São Paulo (ROCHA et. al, 1990).

ROSÉN (1981) considera esta alga característica de ambientes oligotróficos, o que parece estar de acordo com as condições deste ensaio, principalmente no que se refere aos teores de Nitrogênio total da amostra.

As desmidiáceas, embora em alguns casos com baixa frequência, também apareceram constantemente, tanto nas amostras com folhas íntegras, como naquelas que contém vegetação calcinada. Confirmando essa tendência, *Closterium* sp, foi encontrado nesta amostra.

A literatura especializada em geral registra que o gênero pode evidenciar tipos de poluição hídrica diferentes, como é o caso do Cromo.

ROLLA e colaboradores (1990) encontraram também esta alga no reservatório Volta Grande, MG/SP, que apresenta teores de nutrientes considerados por MARGALEF (1986) como os de ambientes eutróficos.

Closterium sp foi frequente na água do Parque Zoológico de São Paulo (CHAVES, 1978).

O gênero apresentou, por outro lado, baixíssima frequência nos reservatórios do sudeste do estado de São Paulo, estudados, em termos do fitoplâncton, por XAVIER et al, (1985), confirmando novamente a adaptabilidade desta a

ambientes eutróficos.

Coelastrum sp, também apareceu nesta amostra com cinzas. Trata-se de uma alga verde, que normalmente sofre dissociação de suas células em condições de escassez de Oxigênio.

De fato, foi possível constatar, durante as análises, indivíduos nos quais partes de sua estrutura estavam incompletas. Não é possível, neste caso, associar-se esta constatação à escassez de Oxigênio dissolvido, que invariavelmente ocorria na água da amostra.

O relatório da CESP (Centrais Energéticas de São Paulo) sobre a caracterização limnológica preliminar do reservatório de Promissão (SP) de 1990, atesta que o gênero *Closterium* sp predominou nas amostras do fitoplâncton coletadas naquela represa.

Os autores associam esta dominância ao elevado teor de matéria orgânica da água. Esta situação é confirmada pelo fato daquele ecossistema apresentar um predomínio de algas azuis, seguidas das verdes.

A literatura especializada bem como vários trabalhos realizados pelo presente expositor e equipe de docentes e técnicos do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, evidenciam que no Brasil ocorre, normalmente, a predominância de algas verdes. Em nosso país, as algas azuis predominam apenas em situações onde há desequilíbrios marcantes em um determinado ecossistema aquático.

O trabalho da CESP, confirma novamente as observações deste estudo, relacionando a presença da alga a ambientes onde há intensa decomposição de matéria orgânica.

Convém lembrar que, no caso deste ensaio de laboratório a água da amostra foi considerada oligotrófica, o que não significa necessariamente que exista pouca matéria orgânica dissolvida na massa líquida. Pelo contrário, de acordo com a maioria dos autores, a água provavelmente viesse a se tornar eutrófica, caso fosse dada continuidade ao experimento por mais tempo.

Explica-se então a presença de altos teores de matéria orgânica que não se reflete em um aumento do Nitrogênio que, associado ao Fósforo, determinariam, em última análise, a trofia da água.

Cosmarium sp, que é uma alga comum em águas continentais, apresenta também certa importância no sistema de classificação de Palmer como indicador de poluição.

O gênero apresenta, tanto espécies de águas limpas, como de águas poluídas. Corrobora esta afirmação o fato desse gênero ser encontrado em ambientes como a Raia de Remo da USP (MUCCI & PEREIRA, 1986), vários reservatórios espanhóis (MARGALEF, 1986) e lagos eutróficos de São Paulo (CHAVES, 1978).

CUTOLO e colaboradores mostraram, em trabalho apresentado em 1990, que *Cosmarium* sp foi um dos gêneros mais frequentes na Raia de Remo da USP, que nos anos de 1987 e 1989 já se apresentava fortemente eutrofizada, confirmando

a ampla valência ecológica deste gênero.

Esta amostra revelou ainda, como componente da comunidade fitoplanctônica, a diatomácea *Navicula* sp. A maioria dos autores que utiliza as algas como organismos indicadores de poluição, considera as diatomáceas como algas de águas limpas. Há, no entanto, espécies de *Navicula* sp que podem indicar poluição orgânica.

No caso da presente amostra, o gênero apresentou frequência relativa bastante baixa, mas sua presença pode significar que existe atividade de mineralização na água, já que as diatomáceas exigem quantidades consideráveis de certos minerais.

Mais uma vez, a alta intensidade de decomposição no meio aquático é corroborada pela constatação do gênero *Oscillatoria* sp. Esta alga azul é bastante resistente a certos tipos de poluição como a poluição térmica, por exemplo. Pode alterar a cor e o sabor da água, além de ter importante significado sanitário, uma vez que ao se desenvolver em excesso, pode prejudicar algumas etapas do tratamento convencional de águas para abastecimento.

Oscillatoria sp foi, inclusive bastante frequente no estudo conduzido por CUTOLO e colaboradores em 1990, para avaliar o desenvolvimento do perifíton na Raia de Remo da USP. (op. cit.).

Isto concorda com MARGALEF (1989) que ao apresentar os tipos biológicos segundo o hábito de vida e o grau de saprobidade do ambiente onde são normalmente

encontrados, cita *Oscillatoria* sp, como parte do Herpon, estrato do ecossistema aquático composto por organismos de fundo, que apresentam movimentos de deslizamento lento. Quanto ao grau de saprobidade, o autor inclui esta alga no grupo dos organismos mesossapróbios.

Esses aspectos ora comentados parecem mostrar que a qualidade física, química e biológica da água da amostra aqui avaliada, reproduzem as condições descritas pelo autor acima citado.

Pediastrum sp, que vive em ambientes ricos em matéria orgânica e apresenta espécies que podem produzir, quando em grande número, odor de peixe na água. Neste ensaio, embora identificada porém, não apresentou alta densidade.

A presença desta alga, pode de certa forma servir de explicação, à existência e constatação de *Navicula* sp na água, já que conforme MARGALEF (1989), *Pediastrum* sp, apresenta também em suas células, certos teores de Sílica se bem que em teores bem menores do que nas diatomáceas.

Pediastrum sp apareceu também em alguns pontos de coleta do lago do Ibirapuera em São Paulo (ROCHA et al 1989) e no lago do Parque Zoológico de São Paulo (CHAVES, 1978), indicando a preferência da alga por ambientes ricos em matéria orgânica.

Outra desmidiácea, *Staurostrum* sp foi também frequente nesta amostra. Essa alga já foi ainda registrada

em outros ensaios com folhas íntegras aqui apresentados. Como já ressaltado, é uma das algas mais comuns nos ambientes dulceaquícolas. O gênero alberga espécies que vivem tanto em águas limpas, como indica BRANCO em seu livro de 1986, e também em ambientes mais estressados do ponto de vista ecológico, já tendo sido, inclusive, observado pelo presente expositor em águas de lagos ornamentais artificiais, lagos de criação de peixes e também em amostras retiradas de lagoas de estabilização.

As mesmas considerações podem ser feitas a respeito da alga dotada de flagelos *Trachelomonas* sp que também apareceu na amostra. Além disso, sabe-se que esse gênero pode também, quando em grande número, provocar odor e sabor na água. O sistema de classificação de Palmer inclui esta alga no grupo de organismos que podem obstruir os filtros de estações de tratamento de águas, como já enfatizado em outro ponto deste trabalho.

Nesta mesma amostra verificou-se ainda a presença de *Raphidiopsis* sp. Esta alga foi também encontrada em um dos pontos de amostragem do estudo realizado no Parque Ecológico do Tietê, coordenado por ROCHA, BRANCO & PEREIRA, onde a quantidade de matéria orgânica é proveniente não só da decomposição dos excrementos de aves, bem como da ração para estes mesmos animais que normalmente vivem nestes lagos, tanto como sedentários quanto como migratórios.

A fauna de protozoários foi representada nesta amostra por: *Aspidisca* sp, *Bodo* sp, *Colpidium* sp, *Colpoda* sp, *Diffugia* sp, *Monas* sp e *Paramecium* sp (Tabela 13)

TABELA 13 - GÊNEROS DE PROTOZOÁRIOS ENCONTRADOS NA ÁGUA, AO LONGO DO ENSAIO UTILIZANDO FOLHAS CALCINADAS. (PRIMEIRO ENSAIO)

AMOSTRA	GÊNERO
Controle	nada encontrado
Amostra A	Aspidisca sp Bodo sp Ciliados n. ident. Colpidium sp Colpoda sp Diffugia sp Monas sp Paramecium sp
Amostra B	Aspidisca sp Monas sp Paramecium sp Vorticella sp
Amostra C	Cercobodo sp Oicomonas sp Paramecium sp

O gênero *Aspidisca* sp, é normalmente frequente em lodos ativados, quando o sistema já se encontra na fase final de autodepuração. É considerado como organismo do grupo meso/polissapróbio. MUCCI (1986) constatou este gênero ao longo de todo o experimento avaliando a sucessão ecológica ao longo do processo de depuração do efluente da industrialização do palmito. Como todos os ciliados, no trabalho mencionado, este foi o segundo grupo de organismos a desaparecer quando a carga de efluente é aumentada.

Bodo sp foi também encontrado por MUCCI (1986), ao longo de praticamente todo o estudo acima citado, indicando altos níveis de matéria orgânica na amostra.

Colpidium sp e *Colpoda* sp são gêneros normalmente encontrados na película biológica de filtros biológicos, bem como se locomovendo nos interstícios do

material que serve de suporte para a biomassa. Ambos os gêneros foram verificados por MUCCI (1990) na água de um lago eutrofizado do Parque Ecológico do Tietê.

Diffugia sp, e uma tecameba bastante comum em águas poluídas por matéria orgânica. Foi muito frequente em um dos pontos de amostragem do lago do Parque Ibirapuera, no estudo conduzido pela equipe de docentes e técnicos do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP, coordenada pelo Prof. Aristides Almeida Rocha.

Esta ameba apareceu também no reservatório de Volta Grande MG/SP, de acordo com o trabalho de ROLLA e colaboradores, publicado em 1990, mesmo quando a qualidade da água da represa mostrava-se melhor do que as verificadas aqui.

Monas sp e *Paramecium* sp, embora sejam comuns em águas contendo matéria orgânica em decomposição, apareceram nesta amostra, com baixa frequência relativa sendo considerados como oligo a mesossapróbios por KOLKWITZ & MARSSON.

A sucessão biológica que ocorreu neste caso, é apresentada nos gráficos 149 a 156.

5.5.3.2. Ensaio com folhas calcinadas de *Eucalyptus* sp (amostra B)

Na amostra B, foram evidenciados os seguintes gêneros do fitoplâncton: *Chlorella* sp, *Closteridium* sp, *Cosmarium* sp, *Navicula* sp, *Oscillatoria* sp, *Scenedesmus* sp e *Trachelomonas* sp.

É possível verificar-se que, neste caso, não houve mudança significativa nos gêneros de algas observados nessa amostra, em relação à amostra anterior. Mesmo assim, algumas algas desapareceram por haver condições menos favoráveis em termos de qualidade da água. Persistiram os gêneros mais resistentes à poluição orgânica e além disso, apareceu a alga *Closteridium* sp.

Closteridium sp pode ser considerada alga de águas limpas, embora tenha sido encontrada nos lagos do Parque Zoológico de São Paulo por CHAVES (1978)

Pode-se notar que a desmidiácea *Scenedesmus* sp, apareceu novamente nesta amostra. O gênero que surgiu durante a época seca na Raia de Remo da USP, foi também bastante frequente no estudo da qualidade sanitária da águas de vários parques estaduais e municipais de São Paulo, tanto em águas limpas, como poluídas.

No que se refere aos protozoários verificou-se: *Aspidisca* sp, *Monas* sp, *Paramecium* sp e *Vorticella* sp.

Aspidisca sp, como já ressaltado, aparece em sistemas de tratamento de esgotos tipo filtros biológicos, lodos ativados e até mesmo em lagoas de estabilização. São importantes degradadores de matéria orgânica, não só por

oxidarem carboidratos e outras substâncias altamente energéticas presentes no meio, mas também por reduzirem o tamanho dos flocos biológicos, facilitando a ação decompositora de bactérias que degradam partículas menores.

Monas sp e *Paramecium* sp, são bastante comuns em infusões de vegetais em decomposição. Aparecem em lodos ativados indicando uma elevada relação substrato/massa de organismos (fase inicial do processo de tratamento).

O gênero *Vorticella* sp, ao contrário, embora seja também persistente indica, quando presente em grande número nos sistemas de lodos ativados, a diminuição da disponibilidade de alimento (substrato) para os microrganismos e deficiência no processo de depuração.

Pode-se inferir então que uma alta densidade destes ciliados sésseis, significa que a qualidade da água da amostra começa a degradar-se. Ressalte-se, porém, que na presente amostra, a densidade do gênero foi baixa.

5.5.3.3. Ensaio com folhas e raízes calcinadas de *Paspalum* sp (Amostra C)

A análise da água da amostra C calcinada, mostrou os gêneros de algas que se seguem: *Chlorella* sp, *Closterium* sp, *Coelastrum* sp, *Oscillatoria* sp e *Scenedesmus* sp.

É possível perceber que, embora ocorra uma redução no número de gêneros de algas, em relação à amostra anterior, não houve diferenças significativas entre os gêneros encontrados em todas as amostras contendo cinzas.

Esta tendência é confirmada também nos experimentos análogos relatados por BRANCO & ROCHA (1977). Na referida experiência, que diferia da presente apenas basicamente pelo fato de os autores terem testado várias concentrações de cinzas, algumas das algas encontradas na época foram, como no presente caso: *Scenedesmus* sp, *Coelastrum* sp e *Oscillatoria* sp.

Quanto aos gêneros de protozoários, apareceram *Cercobodo* sp, *Oicomonas* sp e *Paramecium* sp.

Cercobodo sp é um ciliado que desempenha o mesmo papel ecológico de *Bodo* sp, indicando as mesmas condições de qualidade de água que as verificadas quando este está presente.

O mesmo acontece com *Oicomonas* sp, em relação a

Monas sp, em termos de sua utilização como indicadores de qualidade de água, ou seja, todos os protozoários encontrados aqui, inclusive *Paramecium* sp são considerados oligo ou mesossapróbios.

5.5.4. SEGUNDA SÉRIE DE ENSAIOS COM VEGETAÇÃO CALCINADA

Os ensaios com folhas calcinadas foram reproduzidos e os resultados da análise assim, como no primeiro experimento, são discutidos a seguir em termos da população de algas e de protozoários, bem como em função da sucessão biológica ao longo do experimento.

5.5.4.1. Ensaio com folhas calcinadas de *A. sidifolia* (Amostra A)

Os organismos fitoplanctônicos encontrados na água da amostra A foram como é indicado na tabela 14, exatamente os mesmos verificados no primeiro experimento realizado com este mesmo tipo de folha, havendo exceção de alguns gêneros.

TABELA 14 - GÊNEROS DE ALGAS ENCONTRADOS NA ÁGUA, AO LONGO DO ENSAIO UTILIZANDO FOLHAS CALCINADAS (SEGUNDO EXPERIMENTO)

AMOSTRA	GÊNERO	TIPO DE ALGA
Controle	nada encontrado	-----
Amostra A	<i>Actinastrum</i> sp	alga verde
	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Chroococcus</i> sp	alga verde
	<i>Coelastrum</i> sp	alga verde
	<i>Cosmarium</i> sp	alga verde
	<i>Navicula</i> sp	diatomácea
	<i>Oscillatoria</i> sp	alga azul
	<i>Pediastrum</i> sp	alga verde
Amostra B	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Closterium</i> sp	alga verde
	<i>Cosmarium</i> sp	alga verde
	<i>Navicula</i> sp	diatomácea
	<i>Oscillatoria</i> sp	alga azul
	<i>Tetraedron</i> sp	alga verde
	<i>Trachelomonas</i> sp	flagelado
Amostra C	<i>Scenedesmus</i> sp	alga verde
	<i>Chlorella</i> sp	alga verde
	<i>Closterium</i> sp	alga verde
	<i>Coelastrum</i> sp	alga verde
	<i>Oscillatoria</i> sp	alga azul
	<i>Scenedesmus</i> sp	alga verde

Não foram identificadas nessa amostra as algas verdes *Raphidiopsis* sp e *Closterium* sp, além do flagelado *Trachelomonas* sp. De qualquer forma houve marcante predominância das algas verdes em relação às demais.

5.5.4.2 Ensaio com folhas calcinadas de *Eucalyptus* sp (Amostra B)

Nessa amostra, além dos mesmos gêneros encontrados no primeiro ensaio, foi constatado também a alga verde *Tetraedron* sp. Como já mencionado, esta alga é bastante comum em corpos de água doce brasileiros, compreendendo espécies que podem indicar poluição por matéria orgânica.

A sucessão dos microrganismos identificados nesta amostra, é apresentada nos gráficos 157 a 165

5.5.4.3. Ensaio com folhas e raízes calcinadas de *Paspalum* sp (Amostra C)

A análise microscópica dos organismos encontrados na água com cinzas da amostra acima, indicou não ter havido alteração na população de algas, em relação ao primeiro experimento com cinzas do mesmo tipo de vegetal.

A fauna de protozoários desta segunda série de ensaios também mostrou-se bastante semelhante àquela verificada no primeiro conjunto de experimentos, como se percebe da observação da tabela 15, a seguir:

TABELA 15 - GÊNEROS DE PROTOZOÁRIOS ENCONTRADOS NA ÁGUA, AO LONGO DO ENSAIO UTILIZANDO FOLHAS CALCINADAS. (SEGUNDO EXPERIMENTO)

AMOSTRA	GÊNERO
Controle	nada encontrado
Amostra A	Aspidisca sp Bodo sp Ciliados n. ident. Colpidium sp Colpoda sp Diffugia sp Monas sp Paramecium sp
Amostra B	Aspidisca sp Paramecium sp Vorticella sp
Amostra C	Cercobodo sp Oicomonas sp

No caso da amostra com folhas calcinadas de *A. sidifolia* (Amostra A), para a fauna de protozoários, percebe-se que também não houve alteração em relação ao primeiro ensaio.

Na amostra com folhas calcinadas de *Eucalyptus* sp (Amostra B), os gêneros também foram praticamente os mesmos do ensaio anterior, exceto pela ausência de *Monas* sp.

Para a amostra com cinzas de raízes e folhas de *Paspalum* sp (Amostra C), também manteve-se a semelhança em relação ao primeiro teste, porém nesta segunda série de experiências, o gênero *Paramecium* sp esteve ausente.

Quando se compara os resultados dos dois ensaios com vegetação calcinada, fica claro que não há diferenças

importantes nos parâmetros biológicos ou na composição da biota em cada caso.

Esta constatação confirma o fato já mencionado, de que, quando há a queima da vegetação e esta permanece submersa, a biota que se desenvolve na água é determinada em grande parte pelos elementos liberados no meio líquido de acordo com o tipo de vegetação considerado.

6. CONCLUSÕES

A observação dos resultados dos vários experimentos realizados, permite concluir que:

- A adaptação da metodologia mostrou-se satisfatória para permitir a consecução dos objetivos a que o trabalho se propoz;
- do ponto de vista da qualidade física e química da água, fica claro que a decomposição de porções de caule, embora lenta, causa alterações, principalmente na cor e turbidez da água;
- a decomposição dos dois tipos de caule utilizados no presente estudo, provoca alterações bastante semelhantes na qualidade física e química da água, devido às características anatômicas análogas que geralmente se verifica nas porções lenhosas das plantas;

- quanto às folhas, dentre os tipos estudados, a decomposição nas amostras B (*Eucalyptus* sp) e C (*Paspalum* sp), provoca os maiores níveis de degradação na qualidade da água. Causando, de um modo geral, elevação na cor, turbidez, acidificação do pH e alta Demanda Bioquímica de Oxigênio, levando inclusive, a extinção desse gás na água das amostras, poucos dias após a imersão das folhas. Nestes ensaios houve um incremento, ainda que pequeno, nos teores de Nitrogênio total;

- em termos de consumo de Oxigênio, todas as amostras de folhas utilizadas nos testes, exercem, pelo menos nas concentrações fixadas para este estudo, demandas excessivamente altas do Oxigênio dissolvido na água, fazendo com que a anaerobiose se verifique em períodos não superiores a três dias após a imersão;

- em todos os ensaios, o incremento das concentrações de Nitrogênio total na água pela decomposição da massa vegetal, não foi significativo, talvez pelo tempo de duração dos experimentos ser menor do que o necessário para que esta liberação aconteça a taxas mais altas;

- houve oscilações nos resultados dos parâmetros físicos e químicos, ao longo de alguns experimentos que, no entanto, não impediram que se verificasse uma tendência definida para cada caso;

- quando se considera as amostras calcinadas, é possível notar-se, igualmente, que as amostras B e C provocam as maiores alterações na qualidade física e química da água, levando inclusive, os níveis de Oxigênio dissolvido a zero

em um tempo bastante curto;

- para as amostras de vegetação calcinada, tanto no primeiro como no segundo experimento as observações dos parâmetros físicos e químicos e dos parâmetros biológicos permanecem relativamente constantes, atestando a grande importância da liberação de nutrientes específicos de cada planta e da determinação da qualidade da água de reservatórios;

- a decomposição das cinzas das amostras estudadas, provoca um aumento ligeiramente maior do Nitrogênio total na água, do que aquele verificado com os vegetais íntegros, uma vez que grande parte desse elemento se perde para a atmosfera a altas temperaturas, mas os resultados confirmam o que obtiveram vários autores, de que a queima da vegetação em áreas a serem inundadas, comprometem muito mais a qualidade da água do futuro reservatório;

- quanto às amostras de fitoplâncton, houve um aumento no número de gêneros, à medida que o tempo de duração do ensaio aumentava;

- alguns gêneros como *Chlorella* sp, *Oscillatoria* sp e *Cosmarium* sp apareceram em praticamente todos os ensaio, enquanto que *Anabaena* sp e *Treubarria* sp apareceram apenas uma vez confirmando os baixos níveis de nutrientes na água;

- nos ensaios com amostras calcinadas houve uniformidade dos gêneros verificados ao longo dos experimentos, sendo que o menor número foi verificado na amostra C;

- a fauna de protozoários verificada em todo o estudo, acompanhou, de modo geral, a variação dos gêneros de algas em cada amostra e os gêneros verificados são aqueles normalmente encontrados em processos de tratamento de esgoto e até mesmo em águas naturais que sofrem pouca interferência antrópica;

- o trabalho mostrou-se útil na identificação de alguns tipos de alterações causadas pela decomposição das folhas, e caules, embora seja importante lembrar que em um reservatório as modificações podem ser muito mais intensas, ou até mais lentas do que as aqui verificadas, já que na natureza estabelecem-se interações entre os componentes bióticos e abióticos que podem levar a respostas diversas da comunidade animal e vegetal, alterando inclusive a qualidade física e química da água.

7. RECOMENDAÇÕES

Com base nas observações e conclusões antes relatadas, é possível recomendar:

- Que novos estudos similares, sejam levados a efeito para que se avalie principalmente a influência da variação da temperatura na decomposição de vários tipos de vegetação.
- Que em projetos futuros de construção de reservatórios, sejam levados a efeito, sempre que possível, ensaios semelhantes aos aqui apresentados uma vez que os modelos matemáticos existentes, permitem inferências a respeito dos níveis de nutrientes e depleção de Oxigênio, enquanto que estes ensaios de laboratório, mesmo com as limitações já mencionadas, propiciam um quadro mais realista das possíveis variações na comunidade biológica que se desenvolve quando a vegetação "afogada" é decomposta.
- Por fim, recomenda-se que as atitudes preventivas de preservação da qualidade de água em reservatórios (remoção da vegetação, proteção das margens, adequação dos eventuais usos secundários do reservatório ao seu uso precípua etc.) sejam realmente efetivadas, pois como se sabe, os custos eventualmente altos dessas medidas na fase anterior ao enchimento do reservatório, são plenamente compensadas pelo aumento da vida útil do reservatório.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARLOCHER, F. & KENDRICK, B. Dynamics of the fungal populations on leaves in a stream. J. Ecol. (62) : 761 - 791, 1974.
- BARLOCHER, F. et. al. Dynamics of the Fungal Populations on Leaves on a Stream. J. Ecol. (62) : 61 - 91, 1974.
- BAXTER, R.M. Environmental Effects of Dams and Impoundments. Ann. Rev. Ecol. Syst., 8 : 225 - 283, 1987.
- BENFIELD et. al Leaf Pack Process in a Pastureland Stream. Oikos (33) : 99 - 103, 1977.
- BEYRUTH, Z. et. al. Toxic Algae in Freshwaters of São Paulo In : Algae and the Environment : A General Approach. pp. 53 - 60. SBFic, São Paulo, 1992.
- BICUDO, C.E.M. & BICUDO, R.M.T. Algas de Aguas Continentais Brasileiras FUNBEC, São Paulo, 1970.
- BISWAS, S. Limnological Observations During the Early Formation of Lake Ghana. Nature 20 (5) : 121 - 125, 1968.

- BONETTO, A. A. Reservoirs and their Ecological Projections, and Perspectives. OAS Seminar on the Environment and Reservoirs. Organization of American States, Montevideo. Vol. I pp. 1 - 14., 1977.
- BONETTO, A. A. et al. Stream Regulation in Argentina, including the Superior Paraná and Paraguay Rivers. Regulated Rivers Vol. I pp. 95 - 109, 1987.
- BOURRELLY, P. Les algues Jeunes et Brunes In: Les algues d'eau douce: Initiation à la Systematique. (vol 2) Ed N. Bouhée, Paris, 1968.
- BOURRELLY, P. Les Algues vertes In: Les algues d'eau douce: Initiation à la Systematique (vol. 1) Ed. N. Bouhée, Paris, 1966.
- BOURRELLY, P. Les algues Bleues et rouges In: Les algues d'eau douce: Initiation à la Systematique. (vol 3) Ed N. Bouhée, Paris, 1970.

BRANCO, S.M. Biologia das Represas do Alto Cotia I - Influência da cor das Águas na População Algológica das Represas Pedro Beicht e Cachoeira da Graça. São Paulo. Rev. DAE 22(41) : 51 - 55. São Paulo, 1961.

BRANCO, S. M. Sobre a utilização de microrganismos flagelados como indicadores de poluição [Tese de Livre-docência], 164 pp. Faculdade de Saúde Pública - USP, São Paulo, 1964(a).

BRANCO, S.M. Henri Charles Potel e a Biologia das Águas de São Paulo. Rev. DAE 25 (52) : 26 - 28. São Paulo, 1964(b).

BRANCO, S. M. Estudo das Condições Sanitárias da Represa Billings. Arg. Fac. Hig. e S. Públ. USP 20 (1) : 57 - 86. São Paulo, 1966.

BRANCO, S. M. Limpeza Prévia de Reservatórios : Um Estudo Conceitual. Rev. DAE 31 (82) : 38 - 47. São Paulo, 1971.

BRANCO, S.M. Estudo Preliminar das Possíveis Consequências do Afogamento e Decomposição da Vegetação Terrestre na Área de Inundação de Tucuruí. (Relatório datilografado), 32 pp. São Paulo, S.P., 1981.

BRANCO, S.M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 616 pp. (CETESB), São Paulo, 1986.

BRANCO, S. M. & ROCHA, A. A. Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Repreas. CETESB, São Paulo, 185 pp., 1977.

BRANCO, S. M. & ROCHA, A.A. Estudo da Quantidade de Vegetação a ser Removida da Área a ser Inundada da Represa do Projeto Carajás. (Relatório Datilografado), 31 pp. Rio de Janeiro, R.J., 1984.

CAIRNS Jr., J. et al. The relationship of fresh-water Protozoans to the Mac Arthur - Williams Equilibrium Model. Am. Naturalist 103 (903) : 439 - 454, 1969.

CAIRNS Jr., J. et al. A simple Method for the Biological Assessment of the Discharge on Bottom Dwelling Organisms. J. Water Pollut. Cont. Fed. 43 (5) : 755 - 772, 1971.

CAIRNS Jr., J. et al. Developing a Biological Information System for Water Quality Management. Water Res. Bull. 9 (1) : 81 - 99, 1973.

CAIRNS Jr., J. Protozoans In : Hart & Fuller, Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates, Academic Press, New York, 1974. Chapter 1.

CAMARGO, A. F. M. et al. Liberação de Componentes Inorgânicos para a Coluna d'água Durante o Processo de Decomposição de Duas Macrófitas Aquáticas Tropicais. Anais do 3^o Seminário Regional de Ecologia, São Carlos, São Paulo, 1983.

CEPIS - CENTRO PANAMERICANO DE INGENIARIA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (CEPIS). Resumen del Segundo Encuentro Sobre Metodologias Simplificadas para la Evaluacion de Eutrofication em Lagos Calidos Tropicales, 51 pp. Brasilia, D.F. Brasil, 1983.

CEPIS - CENTRO PANAMERICANO DE INGENIARIA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (CEPIS). Metodologias Simplificadas para la Evaluacion de Eutrofication em Lagos Calidos Tropicales, 51 pp. Lima, Peru, 1990.

CESP - CENTRAIS ENERGÉTICAS DE SÃO PAULO Estudo do Enchimento dos Reservatórios de Três Irmãos e Nova Avanhandava Face aos Problemas de Qualidade da Água. (Relatório Interno). 89 pp. São Paulo, S.P., 1980.

CESP - CENTRAIS ENERGÉTICAS DE SÃO PAULO Caracterização Limnológica Preliminar do Reservatório da U.H.E. Mário Lopes Leão - Promissão, São Paulo. Coleção Ecossistemas Aquáticos. 45 pp., 1990.

CETESB Estudo da Eutrofização na Represa Guarapiranga.

CHAVES, C.M. Caracterização Ecológica da Autodepuração dos Lagos do Parque Zoológico de São Paulo. [Dissertação de Mestrado]. Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública - USP, 61 pp., 1978.

COWAN et. al Processing and Macroinvertebrate Colonization of Detritus in an Alaskan Sub - Arctic Stream. Holarct. Ecol. (6) : 130 - 148, 1987.

CROMACK et al. Litter Production, Decomposition and Nutrient Cycling in a Mixed Hardwood Watershed and a White Pine Watershed. Mineral Cycling in Southeastern Ecosystems, pp. 609 - 624, 1975.

CUTOLO, S. A. et. al. Variação Sazonal do Perifíton Desenvolvido sobre Substratos Artificiais na Raia de Remo da Cidade Universitária de São Paulo. Anais do 3o Congresso Brasileiro de Limnologia, Porto Alegre, R.S., 1990.

DABÉS, M.B.G.S, et al. Caracterização Limnológica da Represa do Pontal (M.G.). Acta Limn. Bras. Vol. III Tomo I 173 - 199. São Carlos, S.P., 1990.

DERISIO, J.C. & PERKINS, M. A. Os nutrientes (N e P) e a qualidade das águas do Reservatório do Guarapiranga. (Relatório datilografado) 21 pp. 1979.

Relatório Anual - 1982. 43 pp. São Paulo, 1982.

CHASE, F.S. & FERRULLO, A.F. Oxygen Demand Exerted by
Leaves Stored Under Water. Chemists' Round Table.
Boston, Mass. 6 pp. 1957.

E.P.A. - Environmental Protection Agency Quality Criteria for Water, 255 pp. Washington, D.C., 1977.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. FINEP/INTERCIÊNCIA, 575 pp. Rio de Janeiro, 1988.

FIELD, J.A. The effect of Tannic Compounds in Anaerobic Wastewater Treatment, 193 pp. West Germany, 1986.

FORATTINI, O.P. Entomologia Médica (3 vol.) EDUSP, São Paulo, 1962.

FUNCEP Revista do Serviço Público 114 (número especial), 222 pp.. Brasília, D.F., 1983.

GADELHA, C.L.H. et al Liberação de Nutrientes Inorgânicos Durante o Processo de Decomposição de *Ludwigia natans* e *Salvinia auriculata*. 3^o Congresso Brasileiro de Limnologia - Porto Alegre, R.S., 1990.

GOLDMAN, C.R. & KIMMEL, B.R. Biological Processes Associated with Suspended Sediment and Detritus in Lakes. Current Perspectives on River-Reservoirs Ecosystems pp., 1978.

GOODLAND, R. J. A. Environmental Optimization in Hydrodevelopment of Tropical Forest. In: Man made Lakes and Human Health. University of Paramaribo, pp. 10 - 20, 1977.

GOODLAND, R. J. A. Environmental Ranking of Amazonian Development in Brazil. Environ. Conserv. (7) : 9 - 16, 1980.

HENRY, R. et. al. Primary Production and Effects of Enrichment with Nitrate and Phosphate on Phytoplankton in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil). Int. Rev. Ges. Hydrobiol. (70) : 561 - 573, 1988.

HENSON, B.J. et al Leaf Litter Processing In Aquatic Systems : A Two Variable Model. Hydrobiologia (11) : 21 - 31, 1984.

HILDREW, A.G. et al Cellulolytic decomposition in streams of contrasting pH and its relationship with invertebrate community structure. Freshwater Biol. 14 : 323 - 328, 1984.

HOLBING, V. W. et al. Influência da Decomposição da Macrófita Aquática *Nymphoides indica* na água da Represa do Lobo (Broa). São Carlos, São Paulo. Acta Limnol. Bras. (1) : 611 - 637, 1986.

HOWARD - WILLIAMS, C. & DAVIES, B. R. The Rate of Dry

Matter and Nutrient Loss from Decomposing *Potamogeton pectinatus* in a Brackish South-Temperate Coastal Lake. Freshwat. Biol. (9) ; 13 - 21, 1979.

HOWARD - WILLIAMS, C. & HOWARD - WILLIAMS, W. Nutrient Leaching from Swamp Vegetation of Lake Chilwa, a Shallow African Lake. Aquat. Bot. (4) : 257 - 267, 1978.

JUNK, W.J. et al. Investigações Limnológicas e Ictiológicas em Curuá - Una, A Primeira Hidrelétrica na Amazônia Central. Acta Amazônica 11 (4) : 689 - 716, Manaus, 1981.

KAUSHICK, N. K. & HYNES, H. B. N. The Fate of Dead Leaves that Fall into Streams. Arch. Hydrobiol. (68) ; 465 - 515, 1971.

KAWAI, H. & BRANCO, S. M. Estudo sobre as relações entre despejos domésticos e industriais na região da Grande São Paulo e a eutrofização no reservatório Billings. Rev. DAE 71 : 57-61, São Paulo, Março de 1969.

KEMP, L. (ed.) Biology of Water Pollution. Ohio, U.S.A, Chapter 1 - General Background of The Biological Aspects of Water Pollution, Ohio, U.S.A, 1967.

KLEEREKOPER, H. Biologia da Represa Velha de Santo

Amaro (Represa do Guarapiranga), São Paulo. Bol. Repart. Águas e Esgotos de São Paulo, São Paulo. 2 (1) : 151-161, 1937.

KLEEREKOPER, H. Estudo Limnológico na Lagoa de Santo Amaro. Bol. Fac. Fil. Cienc e Letras USP 2: 9 - 151. São Paulo, 1941.

KLEEREKOPER, H. Introdução ao Estudo da Limnologia 101 pp, Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 1944.

MAIER, M.H. & TAKINO, M. Limnologia de reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. V - Tipificação através de fatores abióticos e clorofila - a. B. Inst. de Pesca 12 (1): 103 - 122, São Paulo, 1985.

MANN, K. H. Ecological Energetics of the Sea-weed Zone in a Marine Bay of the Atlantic Coast of Canada - II - Productivity of the Seaweeds. Mar. Biol. (14) : 199 - 220, 1972.

MARGALEF, R. Limnologia, Ed, Omega, Barcelona, 1986.

MARGALEF, R. Ecologia, Ed. Omega, Barcelona, 1989.

Mc INTOSH, J. & PITCHFORD, R. The consequences on the environment of building dams. Biological effects with special references to medical aspects.

Memorias del XI Congreso de Grandes Presas,
Madrid, pp. 289-304, 1973.

MOREIRA, D. & PEREIRA, H.A.S.L. Variação Sazonal do
Perifíton Desenvolvido sobre Substratos
Artificiais na Raia de Remo da Cidade
Universitária de São Paulo. Relatório ao CNPq 28
pp. São Paulo, 1986.

MUCCI, J.L.N. A Dinâmica da Autodepuração de Águas
Residuárias da Industrialização do Palmito.
[Dissertação de Mestrado] Departamento de Ecologia
Geral do Instituto de Biociências da USP, 83 pp.
1986.

MUCCI, J.L.N. Levantamento Ecológico - Sanitário da
água do lago do Parque Ibirapuera - SP. (Relatório
não publicado) 40 pp. 1989.

MUCCI, J.L.N. Hidrobiologia Sanitária e Saúde Pública
em lagos do Parque Ecológico da Zona Leste - S.P.-
I - Protozoários. Anais do 3^o Congresso Brasileiro
de Limnologia - Porto Alegre, R.S., 1990.

MUCCI, J.L.N. & PEREIRA, H.A.S.L. Variação Sazonal do
Fitoplâncton da Raia de Remo da Cidade
Universitária de São Paulo. Anais do 3^o Congresso
Anais do 3^o Congresso Brasileiro de Limnologia -
Porto Alegre, R.S., 1990.

MUTCH, R.A. & DAVIES, R.W. Processing of willow leaves in two Alberta Rocky Mountains streams. Holarct. Ecol. 7 : 171 -176, 1984.

OLAH, J. Leaching, Colonization and Stabilization During Detritus Formation. Mem. Inst. Ital. Idrobiol. (29) : 105 - 127, 1972.

O.P.S. Eco Guia - 1 - Las Represas y sus Efectos Sobre la Salud. Centro Panamericana de Ecologia Humana, 341 pp. Mexico, D.F., 1984.

PALMER, C.M. & INGRAM, W.M. Suggested Classification of Algae and Protozoa in Sanitary Science. Sewage Industr. Wastes 27 :1183-88. Washington, DC, 1955.

PALMER, C.M. Algas en los abastecimientos de agua. Editorial Interamericana, 91 pp. Mexico, DF, 1962.

PALMER, C.M. Report on the Algae, in Relation to Water Quality of Lake Paranoá, (Relatório Datilografado). 14 pp. Brasília, D.F. Brasil, 1969.

PAUL, R.W., Jr. & BENFIELD, E. F. Dynamics of Leaf Processing in a medium - sized River pp. Dynamics of Lotic Ecosystems. pp. 403 - 423, 1983

PERAZZA, M.C.D. et. al. Problemática do Controle de

Macrófitas Aquáticas. Anais do 2^o Simpósio Nacional de Ecologia. Belém, PA, 1979.

PETERSEN, R.C. & CUMMINGS, K.W. Leaf Processing in a Woodland Stream. *Freshwater Biol.* (4) : 345 - 368., 1974.

ROCHA, A. A. Proliferação de vegetais na represa do Guarapiranga. FESB/CETESB/COMASP, São Paulo (mimeografado), 1970.

ROCHA, A. A. Ensaio com vegetação aquática: Aspectos ecológicos e Sanitários. CETESB, São Paulo. 15 pp. (Relatório interno), 1974.

ROCHA, A.A. Limnologia, Aspectos Ecológico - Sanitários e a Macrofauna Bentônica da Represa Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo. [Tese de Doutorado] Depto. de Zoologia do Instituto de Biociências da USP, 200 pp. 1976.

ROCHA, A. A. Considerações sobre o enchimento dos açudes Pacoti - Riachão e avaliação da necessidade de desmatamento (Fortaleza, Ceará). (Relatório datilografado) 30 pp. 1978.

ROCHA, A.A. O Monitoramento Biológico de Águas Interiores. Seminário Internacional de Monitoramento de Qualidade de Águas. CETESB, São Paulo, 1979.

- ROCHA, A. A. Considerações Sobre Doenças em Represas, Levantamento Sanitário. (Apostila de Curso), 38 pp., São Paulo, S.P., 1987.
- ROCHA, A. A. Proteção ambiental do lago artificial da cidade de Cascavel, Paraná. (Relatório datilografado) 15 pp. São Paulo, 1988.
- ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution In: *Algae and the Environment : A General Approach*. pp. 34 - 53. SBFic, São Paulo, 1992.
- ROCHA, A. A. & ALVARENGA, E. A necessidade de limpeza prévia de reservatórios - Um método prático para estimativa de remoção de vegetação. 8 pp. CETESB, São Paulo, 1977
- ROLLA, M.C.D. et. al. Aspectos Limnógicos do Reservatório de Volta Grande (S.P./M.G). 90. Acta Limnol. Bras. Vol. III Tomo I 219 - 244. São Carlos, S. P., 1990.
- ROSÈN, G. Phytoplankton indicators and their relation to certain chemical and physical factors. Limnologia, Berlim, 1981.
- SMITH, G.M. The Freshwater algae of the United States. Mc Graw-Hill Book Company, New York, 1950.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND
WASTEWATER 16th ed., AWWA, APHA, Washington, DC, 1990.

SUBERKROOP, K. & KLUG, M.J. Fungi and bacteria associated
with leaves during processing in a woodland stream.
Ecology 57 : 707 - 719, 1976

TARZWELL, C.M. (ed.) Biological Problems in Water
Pollution. Third Seminar, 424 pp. Ohio, USA, 1962.

TORGAN, L.C. Floração das Águas : Causas e
Consequências. Ínsula - Revista do Horto Botânico
19 (Suplemento) 15 - 34. Florianópolis S.C., 1989.

U.K. MINISTRY OF TECHNOLOGY Technical Paper # 12 - An
Illustrated Guide to British Freshwater Protozoans
Commonly Found in Activated Sludge. United
Kingdom, 1970.

VAN DER HEIDE, J. Lake Brokopondo - Filling Phase
Limnology of a Man Made Lake in the Humid Tropics.
Univ. Press, Amsterdam, 428 pp., 1982.

WEBSTER, J.R. & BENFIELD, E. F. Vascular Plant
Breakdown in Freshwater Ecosystems. Ann. Rev.
Ecol. Syst. 17 : 576 - 594, 1986.

XAVIER, M.B. Represa Billings, São Paulo - I
Fitoplâncton e Características Físicas da água.

Bol. Inst. de Pesca 8 (único) : 23-46, São Paulo, 1981.

XAVIER, M.B. Represa Billings, São Paulo - II Variação Sazonal do Fitoplâncton. B.Inst. de Pesca 8 (único) : 47 - 62, São Paulo, 1981.

XAVIER, M.B. et al. Limnologia de reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VII - Fitoplâncton. B. Inst. de Pesca 12 (1): 145 - 186, São Paulo, 1985.

ANEXOS

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento 1 (GRÁFICO 1)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento 1 (GRÁFICO 2)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento 1 (GRÁFICO 3)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento 1 (GRÁFICO 4)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento 1 (GRÁFICO 5)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento 1 (GRÁFICO 6)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento 1 (GRÁFICO 7)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 8)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 9)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 10)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 11)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 12)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 13)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 14)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 15)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 16)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 17)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 18)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 19)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 20)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum* sp

Experimento 1 (GRÁFICO 21)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidiifolia*

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 22)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 24)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

19/07/2017

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 25)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 26)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 27)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Caulo - Experimento 1 (GRÁFICO 28)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 29)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Gaule - Experimento 1 (GRÁFICO 30)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 31)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 1 (GRÁFICO 32)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 - Caule (GRÁFICO 33)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento 1 - Caule (GRÁFICO 34)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

— P-Tot (mg/L)

Experimento 1 - Caule (GRÁFICO 35)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidiifolia*

Experimento - 2 (GRÁFICO 36)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento - 2 (GRÁFICO 37)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento - 2 (GRÁFICO 38)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento - 2 (GRÁFICO 39)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento - 2 (GRÁFICO 40)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidiifolia*

— N-Tot.(mg/L)

Experimento - 2 (GRÁFICO 41)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Experimento - 2 (GRÁFICO 42)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento - 2 (GRÁFICO 43)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento - 2 (GRÁFICO 44)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento - 2 (GRÁFICO 45)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Experimento - 2 (GRÁFICO 47)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum sp*

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum sp*

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum sp*

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum sp*

Experimento - 2 (GRÁFICO 53)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum sp*

Experimento - 2 (GRÁFICO 54)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Paspalum sp*

Experimento - 2 (GRÁFICO 55)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidiifolia*

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

— Turbidez (UNT)

Gaule - Experimento 2 (GRÁFICO 58)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Gaule - Experimento 2 (GRÁFICO 59)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 60)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 61)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidifolia*

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 62)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Acmea sidiifolia*

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 63)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 64)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 65)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 66)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 68)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

— N-Tot. (mg/L)

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 69)

Parâmetros Físicos e Químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Caule - Experimento 2 (GRÁFICO 70)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Vegetal calcinado (cinzas) (GRÁFICO 71)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação Utilizada *Achmea sidifolia*

Vegetal calcinado (cinzas) (GRÁFICO 72)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Aechmea sidifolia*

Vegetal calcinado (cinzas) (GRÁFICO 73)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Aechmea sidifolia*

Vegetal calcinado (cinzas) (GRÁFICO 74)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Vegetal calcinado (cinzas) (GRÁFICO 75)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Vegetal calcinado (cinzas) (GRÁFICO 76)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Vegetal calcinado (cinzas) (GRÁFICO 77)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetal utilizado *Eucalyptus* sp

Vegetal calcinado - exp. 1 (GRÁFICO 78)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

vegetação calcinada (GRÁFICO 79)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetal utilizado *Eucalyptus* sp

Vegetação calcinada (GRÁFICO 80)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetal utilizado *Eucalyptus* sp

vegetação calcinada (GRÁFICO 81)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetal Utilizado *Eucalyptus* sp

Vegetação calcinada (GRÁFICO 82)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação Utilizada *Eucalyptus* sp

Vegetal calcinado (GRÁFICO 84)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Vegetal calcinado (GRÁFICO 86)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Vegetal calcinado (GRÁFICO 86)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Vegetal calcinado (GRÁFICO 87)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Vegetal calcinado (GRÁFICO 88)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação Utilizada *Paspalum* sp

Vegetal calcinado (GRÁFICO 89)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

vegetal calcinado (GRÁFICO 90)

Parâmetros físicos e químicos

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

vegetal calcinado (GRÁFICO 91)

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Acmea sidifolia*

vegetal íntegro - exp. 1 (GRÁFICO 92)

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Eucalyptus sp*

vegetal íntegro - exp. 1 (GRÁFICO 93)

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Paspalum sp*

vegetal íntegro - exp. 1 (GRÁFICO 94)

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Acmea sidifolia*

caule - Ensaio 1 (GRÁFICO 95)

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Eucalyptus sp*

caule - Ensaio 1 (GRÁFICO 96)

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

vegetal íntegro exp.1 dia 2 (GRÁFICO 98)

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

vegetal integro exp.1 dia 3 (GRÁFICO 99)

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidi folia*

vegetal integro exp.1 dia 4 GRÁFICO 100

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

vegetal íntegro exp. dia 4 GRÁFICO 105

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Não foi constatado nenhum organismo

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum sp*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum sp*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

vegetal íntegro exp.1 dia 4 GRÁFICO 110

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum sp*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Aomea sidi folia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Acmea sidifolia*

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Paspalum sp*

vegetal íntegro - exp.2 GRÁFICO 118

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Acmea sidifolia*

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Eucalyptus sp*

caule - Experimento 2 - GRÁFICO 120

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

vegetal integr exp. 2 dia 1 GRÁFICO 122

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidi folia*

Algas Verdes
100

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

vegetal Integro exp. 2 dia 4 GRÁFICO 125

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Gêneros de algas e protozoários

Vegetal utilizado *Achmea sidifolia*

Exp. 1 vegetal calcinado GRÁFICO 129

Gêneros de algas e protozoários

Vegetal utilizado *Eucalyptus* sp

Exp.1 Vegetal calcinado GRÁFICO 130

Gêneros de algas e protozoários

Vegetal utilizado *Paspalum* sp

Exp.1 vegetal calcinado GRÁFICO 131

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Achmea sidifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

calcinado Exp. 1 Dia 1 GRÁFICO 137

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

calcinada Exp.1 Dia 3 GRÁFICO 139

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Algas Verdes
53,3

Algas azuis
46,6

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Gêneros de algas e protozoários

Vegetal utilizado *Achmea sidifolia*

Gêneros de algas e protozoários

Vegetal utilizado *Eucalyptus* sp

Gêneros de algas e protozoários

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidi folia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Não foi constatado nenhum organismo

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidi folia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Acmea sidiifolia*

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%) Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Eucalyptus* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

Frequência Relativa do Fitoplâncton (%)

Vegetação utilizada *Paspalum* sp

FOTO N^o 1 - ASPECTO DOS EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NOS ENSAIOS

FOTO N^o 2 - VEGETAIS UTILIZADOS NOS ENSAIOS