

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

POTENCIAL DE HETEROTROFIA DO RESERVATÓRIO DE BARRA BONITA (SP), COM ÊNFASE NA
DECOMPOSIÇÃO DE POLISSACARÍDEOS EXTRACELULARES DE ESPÉCIES FITOPLANCTÔNICAS

ROGÉRIO MARCHETTO ANTONIO

SÃO CARLOS – SP

2004

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

POTENCIAL DE HETEROTROFIA DO RESERVATÓRIO DE BARRA BONITA (SP), COM ÊNFASE NA
DECOMPOSIÇÃO DE POLISSACARÍDEOS EXTRACELULARES DE ESPÉCIES FITOPLANCTÔNICAS

ROGÉRIO MARCHETTO ANTONIO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

SÃO CARLOS – SP

2004

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

A635ph

Antonio, Rogério Marchetto.

Potencial de heterotrofia do reservatório de Barra Bonita (SP), com ênfase na decomposição de polissacarídeos extracelulares de espécies fitoplanctônicas/ Rogério Marchetto Antonio. -- São Carlos : UFSCar, 2004.
135 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2004.

1. Meio ambiente de água doce. 2. Barra Bonita (SP). 3. Potencial de heterotrofia. 4. Polissacarídeos extracelulares. 5. Decomposição. 6 Mineralização. 7. Substâncias húmicas. I. Título.

CDD: 574.52632 (20^a)

ORIENTADOR

PROF. DR. IRINEU BIANCHINI JR.

Dedico este trabalho à **represa do Campestre** ($21^{\circ} 17' 10,1''$ S - $48^{\circ} 29' 14,4''$ O) que cedo me despertou para a Limnologia.



Foto 1 – Vista da margem esquerda da represa. Foto: Bancários Campestre Clube de Monte Alto, SP.



Foto 2 – Vista da margem direita da represa. Foto: Walter Nicolielo.

AGRADECIMENTOS

“Todo grande sonho não nasce sozinho. Cada pedaço da realização tem o suor, a dedicação e a harmonia de quem sonhou junto”. Assim, agradeço as seguintes instituições e pessoas que tornaram possível a realização desta tese:

- Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (Processos 00/09065-8 e 99/07766-0) pela bolsa de estudo e financiamento do projeto;
- Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (UFSCar) e Departamento de Hidrobiologia pelas facilidades concedidas;
- AES Tietê pelos dados fornecidos de vazão e pluviometria;
- Bancários Campestre Clube de Monte Alto pelas informações e Foto 1;
- Prefeitura Municipal de Monte Alto pela cessão do georeferenciamento da represa do Campestre;
- Dr. Irineu Bianchini Jr. pela oportunidade e orientação;
- Dr. Armando A. H. Vieira pela inclusão no projeto e disponibilização de recursos;
- Dr. Alberto C. Peret pela ajuda nas análises estatísticas;
- Dr. Adhemar C. Ruvolo Filho pelas análises termo-gravimétricas;
- Dra. Ana Lombardi pelo auxílio com as análises que envolveram espectroscopia de fluorescência;
- Dr. Ladislau Martin Neto e Dr. Júlio César Rocha pela atenção quanto às análises de substâncias húmicas;
- Dr. Danilo Giroldo pelo auxílio nas análises de monossacarídeos (HPLC);
- Dra. Maria C. Calijuri e Dra. Cristina Freire-Nordi pela ajuda no levantamento bibliográfico;
- Alexandre L. Bitar, Francisco Romeiro, Lucilia Dias Pacobahyba, Marcela B. Cunha-Santino, Paula Petraco, Maura Pezzato e Rafael S. Panhota pelo convívio harmonioso no laboratório e na salinha;
- Técnicos: Luiz Ap. Joaquim, Luiz Antonio Sartori e Airton Soares pelos auxílios nas atividades de campo e laboratório;
- Walter Nicolielo pela Foto 2 da represa do Campestre;
- Companheiros de república: Gerson, Magno (pelas fotos), Cristiano, Artur, Alexandre e André pelo convívio prazeroso;
- Gabriela B. do Amaral pelo carinho, amor e amizade;
- Minha família (José, Elisabete, Renato e Beth) pela fé e por serem meu conforto, minha alegria e a fonte do que sou;

a *Deus* por tudo de bom que tem nos dado.

SUMÁRIO

	Pg.
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 HIPÓTESES.....	12
3 OBJETIVOS.....	12
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	13
4.1 Local de estudo.....	13
4.2 Inventário limnológico.....	16
4.2.1 Coleta de água.....	17
4.2.2 Análises das variáveis físicas e químicas.....	18
4.2.3 Análises das variáveis biológicas.....	22
4.2.3.2 Coeficientes de heterotrofia.....	22
4.3 Experimentos de decomposição de polissacarídeos.....	24
4.4 Hipóteses cinéticas.....	27
4.5 Análises estatísticas.....	33
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
5.1 Inventário limnológico.....	35
5.2 Coeficientes das mineralizações aeróbias.....	69
5.3 Coeficientes das mineralizações anaeróbias.....	71
5.4 Decomposição da glicose.....	73
5.5 Coeficientes de mineralização e variáveis limnológicas.....	75
5.6 Experimentos de decomposição dos polissacarídeos.....	80
5.6.1 Composição monomérica dos polissacarídeos.....	88
5.6.2 Estequiometrias (O/C) diárias das mineralizações dos PEC.....	93
5.6.3 Relação entre a decomposição da glicose e dos polissacarídeos.....	95
6 CONCLUSÕES.....	98
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101
8 ANEXOS.....	112

LISTA DE FIGURAS

	Pg.
1 - Localização e imagem do reservatório de Barra Bonita indicando o ponto de coleta próximo à barragem (★). (Fonte da imagem de satélite: Embrapa e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2004).....	13
2 - Modelo cinético proposto para as degradações dos polissacarídeos extracelulares algais (PEC). Onde: PEC = polissacarídeo extracelular; CODL = carbono orgânico dissolvido lábil; CODR = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; TEP = partículas de PEC maiores que 0,4 µm; PSH = substâncias precursoras de substâncias húmicas; k_T = coeficiente de decaimento do CODL ($k_T = k_1 + k_2$); k_1 = coeficiente de formação de carbono orgânico particulado (COP = TEP + microrganismos); k_2 = coeficientes de formação dos precursores de substâncias húmicas (PSH); k_3 = coeficiente de formação de carbono inorgânico (IN ₁) a partir da degradação do carbono orgânico particulado (COP); k_4 = coeficiente de formação de substâncias húmicas (SH) a partir de PSH e k_5 = coeficiente de formação de carbono inorgânico (IN ₂) a partir da degradação do CODR.....	29
3 - Variações sazonais da precipitação pluviométrica (A) e dos tempos de residência hidráulica (B) do reservatório de Barra Bonita (SP) (março/2001 a fevereiro/2002).....	35
4 - Variação sazonal da profundidade do ponto de coleta do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	36
5 - Variações verticais e sazonal da temperatura do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação da temperatura na coluna d'água.....	38
6 - Variações verticais e sazonal das concentrações de oxigênio dissolvido do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação das concentrações de OD na coluna d'água.....	42
7 - Variações verticais e sazonal do pH do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação do pH na coluna d'água.....	44
8 - Variações verticais e sazonal da condutividade elétrica do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação da condutividade elétrica na coluna d'água.....	47
9 - Variações verticais e sazonal das concentrações de sólidos totais dissolvidos do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação dos valores de STD na coluna d'água.....	49

10 - Variações verticais e sazonal dos potenciais de oxi-redução do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação do potencial de oxi-redução na coluna d'água.....	51
11 - Variações verticais e sazonal da turbidez do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação da turbidez na coluna d'água. Onde: NTU = unidades nefelométricas de turbidez.....	53
12 - Variações sazonais da radiação solar subaquática (A - H), do Io , (I) do $k_{\text{atenuação}}$ (J), da Z_{euf} e da Z_{SD} (L), do reservatório de Barra Bonita.....	55
13 - Variações verticais e sazonal das concentrações de íons cálcio (Ca^{2+}) do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação das concentrações de íon cálcio na coluna d'água.....	59
14 - Variações sazonais das concentrações de carbono do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	61
15 - Variação sazonal das concentrações de substâncias húmicas dissolvidas (em base de carbono) do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	64
16 - Variação sazonal da DBO_5 do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	66
17 - Variação sazonal das concentrações de carboidratos totais dissolvidos do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	68
18 - Variações sazonais dos coeficientes de mineralização aeróbios e das relações estequiométricas (O/C) do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	70
19 - Variação sazonal dos coeficientes de mineralização anaeróbia do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	72
20 - Variação sazonal dos consumos de glicose e de carbono em incubações aeróbias (A) e anaeróbias (B) de amostras de água do reservatório de Barra Bonita enriquecidas com glicose. Onde: CM_{max} = quantidade máxima de carbono mineralizado; GL_{max} = quantidade máxima de glicose consumida.....	74
21 - Simulações das variações anuais do CMAE, CMAN e estequiometria O/C. As barras verticais referem-se aos erros dos coeficientes.....	76
22 - Variação sazonal das concentrações de COD do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).....	77
23 - Decaimentos de monossacarídeos nos experimentos de decomposição dos PEC. Onde: man/xil = manose + xilose.....	91
24 - Estequiometrias (O/C) diárias das mineralizações dos PEC.....	94

LISTA DE TABELAS

	Pg.
1 - Modelos de variação dos parâmetros de heterotrofia (CMAE, CMAN e estequiometria O/C) construídos em função de variáveis limnológicas selecionadas.....	75
2 - Parâmetros relacionados com a degradação de PEC excretados por espécies de algas do reservatório de Barra Bonita.....	81
3 - Monossacarídeos constituintes dos PEC e suas percentagens iniciais.....	88
4 - Coeficientes de decaimento dos monossacarídeos constituintes dos PEC e médias ponderadas dos coeficientes. Os coeficientes de determinação (r^2) referem-se aos coeficientes (k) acima destes.....	92
5 - Decaimentos das concentrações e percentagens de COD na decomposição da glicose e dos PEC (ordem cronológica). Os coeficientes de determinação (r^2) referem-se aos ajustes que consideraram os valores percentuais.....	96

ANEXOS

	Pg.
I - Variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório de Barra Bonita. Inventário (03/2001 – 02/2002) refere-se ao presente estudo.....	112
II - Procedimentos preliminares às análises de substâncias húmicas.....	119
III - Cinéticas de CM e OD das degradações aeróbias e CM das degradações anaeróbias da glicose.....	123
IV - Cinéticas de COD, OD, COP, SH e CM das degradações dos PEC.....	128
V - Valores diários de OD (consumido) e CM das decomposições dos PEC.....	135

SIGLAS & ABREVIATURAS

- CE = condutividade elétrica
- CHO = carboidratos totais dissolvidos
- CID = carbono inorgânico dissolvido
- CIP = carbono inorgânico particulado
- CIT = carbono inorgânico total
- CM = carbono mineralizado
- CM_{max} = quantidade máxima de carbono mineralizado
- CMAE = coeficiente de mineralização aeróbia
- CMAN = coeficiente de mineralização anaeróbia
- COD = carbono orgânico dissolvido
- CODL = carbono orgânico dissolvido lábil
- CODR = carbono orgânico dissolvido refratário
- COP = carbono orgânico particulado
- COT = carbono orgânico total
- CT = carbono total
- CTD = carbono total dissolvido
- DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias
- GL_{max} = quantidade máxima de glicose consumida
- IN = inorgânico
- Io = quantidade de radiação solar na superfície do reservatório
- k_1 = coeficiente de formação de carbono orgânico particulado
- k_2 = coeficientes de formação dos precursores de substâncias húmicas (PSH)
- k_3 = coeficiente de formação de carbono inorgânico (IN₁) a partir da degradação do carbono orgânico particulado (COP)
- k_4 = coeficiente de formação de substâncias húmicas (SH) a partir de PSH
- k_5 = coeficiente de formação de carbono inorgânico (IN₂) a partir da degradação do CODR
- $k_{\text{atenuação}}$ = coeficiente de atenuação vertical da luz
- k_{OD} = coeficientes de consumo de oxigênio
- k_T = coeficiente de decaimento do CODL ($k_T = k_1 + k_2$)
- man/xilos = manose e xilose
- O/C = átomo de oxigênio por átomo de carbono
- OD = oxigênio dissolvido
- OD_{max} = quantidade máxima de OD consumido
- PEC = polissacarídeo extracelular

POR = potencial de óxido redução

PREC = precipitação pluviométrica

PSH = substâncias precursoras de substâncias húmicas

RPMS = regressão parcial múltipla *stepwise*

RSS = radiação solar subaquática

SH = substâncias húmicas

STD = sólidos totais dissolvidos

TEP = *transparent exopolymer particles* – partículas de PEC maiores que 0,4 μm .

TU = turbidez

Z_{DS} = profundidade de desaparecimento do disco de Secchi

Z_{euf} = profundidade da zona eufótica (1 % de I_0)

RESUMO

Os polissacarídeos extracelulares (PEC) excretados por algas constituem importante fração da matéria orgânica produzida pelo fitoplâncton em águas doces e salgadas. Assim os PEC podem ser considerados uma importante fonte de carbono orgânico para os microrganismos, além de possivelmente contribuírem para a formação de compostos húmicos. Neste contexto, este estudo visou descrever as variações sazonais dos potenciais de heterotrofia de matéria orgânica dissolvida (MOD) em função de variáveis limnológicas do reservatório de Barra Bonita (SP) e quantificar as transferências de carbono orgânico dissolvido (COD) dos PEC para os microrganismos, mineralização e a formação de substâncias húmicas. Pôde-se verificar que houve elevação dos potenciais de mineralização (aeróbia e anaeróbia) durante a primavera (setembro a novembro) e o verão (dezembro a fevereiro). Verificou-se também que nos meses mais frios e secos (julho e agosto) os processos de mineralização envolveram maior consumo de oxigênio por carbono mineralizado, ou seja, ocorreu elevação de valores estequiométricos O/C. Análises estatísticas entre os potenciais de heterotrofia e as variáveis limnológicas revelaram que tais potenciais (aeróbio e anaeróbio) estiveram ligados, basicamente, às concentrações de COD na água. Um modelo cinético foi desenvolvido tendo em vista descrever a decomposição de PEC de diferentes espécies de algas, o que permitiu estabelecer uma tendência geral para os destinos destes compostos quando submetidos à decomposição em água do reservatório. Os resultados mostraram que cerca de 4,0 % do COD dos PEC foi transferido para substâncias húmicas; 23,0 % foi mineralizado após a formação de microrganismos (pela sua decomposição) e aproximadamente 73,5 % foi mineralizado por processos catabólicos.

ABSTRACT

The extracellular polysaccharides (EPS) excreted by algae comprise an important fraction of organic matter produced by the phytoplankton in fresh and salt waters. Thus EPS can be considered an important organic carbon source for microorganisms, besides their possible contribution for humic compounds formation. In this context, this study aimed to describe the seasonal variation of dissolved organic matter (DOM) heterotrophy in function of limnological variables of the Barra Bonita reservoir (Brazil, SP) and to quantify the transfers of dissolved organic carbon (DOC) from the EPS to microorganisms, mineralization and humic substances formation. It was verified the rise of mineralization potentials (aerobic and anaerobic) during spring (September to November) and summer (from December to February). It was also verified that in drier and colder months (July and August) the mineralization processes involved more oxygen consumption per carbon mineralized, that is to say, occurred a rise of O/C stoichiometry values. Statistical analyses between heterotrophy potentials and limnological variables revealed that heterotrophy potentials (aerobic and anaerobic) were basically linked to DOC contents in the water. A kinetic model was developed aiming to describe the decomposition of EPS from different algae species and it allowed us to establish a general tendency for the fates of EPS when they are submitted to decomposition in reservoir water. The results showed that about 4.0 % of the DOC from the EPS was transferred to humic substances; 23.0 % was mineralized after formation of microorganisms (by their decomposition) and approximately 73.5 % was mineralized by catabolic processes.

1 INTRODUÇÃO

O aumento da biomassa de fitoplâncton é uma importante consequência da eutrofização de lagos e reservatórios (Stráskraba & Tundisi, 2000). Alguns tipos particulares de algas (*e.g.* cianofíceas) que crescem em ambientes eutróficos, por exemplo, liberam substâncias que incluem toxinas. Algumas destas (*e.g.* microcistina) produzem efeitos negativos ao sistema hepático e podem ocasionar a morte do gado e de seres humanos que utilizam-se da água (Golterman, 1975). Dentre outras consequências, os elevados florescimentos de algas e de macrófitas aquáticas podem reduzir a transparência da água e comprometer o valor recreativo de lagos e reservatórios, principalmente para natação e navegação. Tais florescimentos também elevam as concentrações de matéria orgânica na água, cuja decomposição por microrganismos causa redução dos níveis de oxigênio dissolvido (Manahan, 1994). A redução dos níveis de oxigênio pode resultar em alterações na estrutura da comunidade de peixes e de outros organismos, como o zooplâncton (Wetzel, 1983), dentre outros efeitos (*e.g.* odor). Os frequentes florescimentos de algas que ocorrem no reservatório de Barra Bonita (SP), principalmente de cianofíceas (*Anabaena* sp e *Microcystis* sp) (Stráskraba & Tundisi, 2000), refletem o seu atual estado de eutrofização devido às pressões antrópicas (*e.g.* despejos de efluentes urbanos e industriais; utilização de fertilizantes na bacia hidrográfica) que comprometem os usos múltiplos deste ambiente (Valente *et al.*, 1997).

Em ambientes eutróficos, como o reservatório de Barra Bonita, o fitoplâncton juntamente com as macrófitas aquáticas e algumas espécies de bactérias constituem os principais produtores primários. Estudos realizados neste reservatório verificaram que em quinze anos a produção fitoplanctônica triplicou (Calijuri, 1999), provavelmente

devido ao crescente processo de eutrofização. As fontes de matéria orgânica de um ecossistema aquático podem ser autóctones (internas) ou alóctones (externas). Um exemplo de fonte autóctone de matéria orgânica é a produção fitoplanctônica, que disponibiliza compostos orgânicos (*e.g.* exsudados e detritos) para as cadeias alimentares dos ecossistemas aquáticos, tanto pela pastagem como pela excreção (Golterman, 1975; Mykkestad, 1995). Já as frações particuladas e dissolvidas de matéria orgânica, carregadas por tributários e enxurradas, constituem-se na base das fontes alóctones de matéria orgânica destes sistemas lênticos (Bianchini Jr., 1999).

Quanto à excreção fitoplanctônica, sabe-se que se trata de um processo rotineiro no qual células íntegras liberam matéria orgânica dissolvida (MOD) para o ambiente durante seu ciclo biológico (Fogg, 1983). Dentre os compostos orgânicos excretados pelo fitoplâncton encontram-se os carboidratos e dentre as diversas estruturas moleculares formadas por estes compostos, os polissacarídeos extracelulares (PEC) compreendem uma importante fração (Freire-Nordi & Vieira, 1996). Tais PEC podem representar de 20 a 45 % do carbono orgânico particulado (COP) e de 20 a 90 % do carbono orgânico dissolvido (COD) dos ambientes aquáticos (Minor & Eglinton, 1999).

Desde 1950, mais de uma centena de cepas de cianofíceas, pertencentes a vinte gêneros diferentes, têm sido investigadas com relação à produção e liberação de PEC em meios de cultura (De Philippis *et al.*, 2001). Porém, sabe-se que outras espécies de fitoplâncton (como as diatomáceas) e de bactérias também são capazes de liberar polissacarídeos (Passow *et al.*, 2001; Panhota, 2002). Estudos que contemplaram os processos de excreção do fitoplâncton evidenciaram que a produção de PEC pode ser da ordem de 5 a 90 % da produção primária líquida, dependendo de fatores ambientais e de condições de cultivo (Lewin, 1956; Guillard & Wangersky, 1958). Dessa forma, as elevadas concentrações de carboidratos dissolvidos observados em ambientes

eutróficos, que ocorrem nos períodos de elevadas taxas de produção primária (Calijuri & Tundisi, 1990), podem ter forte influência da presença de PEC.

Os PEC excretados pelo fitoplâncton são biopolímeros ubíquos, compostos principalmente por monossacarídeos e seus derivados (Leppard, 1995). São heteropolímeros aniônicos complexos, em cerca de 80 % dos casos contêm de seis a dez tipos de monossacarídeos e em 90 % dos casos, além dos monossacarídeos podem possuir uma ou mais unidades de ácidos urônicos; quase todos contêm componentes não sacarídicos, tais como peptídeos, ácido acético, ácido pirúvico e grupos sulfatos (De Philippis *et al.*, 2001). Dentre os monossacarídeos que compõem os polissacarídeos excretados pelo fitoplâncton ocorrem principalmente: a galactose, a fucose, a arabinose, a manose e a xilose (Paulsen & Vieira, 1994). Os PEC excretados pelas algas podem formar cápsulas e bainhas de muitas espécies e/ou sofrerem dissolução após a excreção, tornando-se dessa maneira, disponíveis às ações biológicas e susceptíveis aos fatores abióticos ligados à degradação (Vieira *et al.*, 1994). Podem também agregarem-se em partículas grandes (maiores que 0,4 μm) e transparentes (TEP, *transparent exopolymer particles*) que sedimentam e também são decompostas por microrganismos (Passow *et al.*, 2001).

Nos ecossistemas aquáticos, ao lado da produção primária, a decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos é o segundo fator decisivo no balanço de substâncias (Shäfer, 1985). A produção e a decomposição fazem parte do metabolismo dos ecossistemas, são compartimentos equivalentes e se caracterizam por uma parceria metabólica (Overbeck, 2000). As interações entre microrganismos e detritos integram os fluxos de energia e as ciclagens de elementos nos ecossistemas aquáticos (Wright, 1975). Em escala anual, segundo Jørgensen & Volleinweider (2000), cerca de 40 % da produção primária fitoplanctônica é consumida pelo metabolismo bacteriano; tal fato

demonstra a importância das bactérias no ciclo do carbono. A MOD produzida pelas algas é assimilada por bactérias e convertida em matéria orgânica particulada (MOP), a qual torna-se, então, novamente disponível para as cadeias alimentares. A disponibilização de carbono por esta rota, para os níveis tróficos superiores, caracteriza o *elo microbiano* (Azam *et al.*, 1993). Dessa forma, além do fitoplâncton, o bacterioplâncton também pode ser considerado um reservatório de biomassa para os ecossistemas aquáticos (Kisand & Tammert, 2000).

Além da produção de compostos orgânicos pelo bacterioplâncton, têm-se evidenciado que as bactérias são grandes agentes na mineralização (transformação de matéria orgânica em componentes inorgânicos) de compostos orgânicos de baixo (Wright, 1975; Rai, 1978) e altos pesos moleculares (Freire-Nordi & Vieira, 1996 e 1998), em águas doces e salgadas. A mineralização ocorre, predominantemente, por processos de oxidação (Hansel *et al.*, 1995). Dessa forma, ao lado da disponibilização de compostos inorgânicos pela mineralização, os processos de heterotrofia do bacterioplâncton, em princípio, possuem duas conseqüências importantes: (1) as bactérias incorporam matéria orgânica em sua biomassa (formação de COP) (Kisand & Tammert, 2000) e (2) via elo microbiano, o carbono dos detritos torna-se disponível para os níveis tróficos superiores (Azam *et al.*, 1993).

Diversos trabalhos foram elaborados enfocando a heterotrofia de produtos de excreção do fitoplâncton ou do próprio fitoplâncton, como os desenvolvidos por Ogura & Gotoh, (1974); Smith Jr. *et al.*, (1977); Rai (1978); Maeda (1982); Fogg (1983); Iturriaga & Zsolnay (1983); Gomes *et al.*, (1991); Hobbie (1992) e Bianchi *et al.*, (1998). Porém, estudos específicos que trataram das relações entre PEC e microrganismos heterotróficos são mais recentes; dentre estes, citam-se os realizados por Freire-Nordi & Vieira (1996 e 1998); Warren (1996); Malinsky-Rushansky &

Legrand, (1996); Fajon *et al.*, (1999); Passow *et al.* (2001); Pacobahyba (2002); Giroldo *et al.* (2003) e Colombo & Vieira (no prelo). No Brasil, os estudos dessa natureza têm sido desenvolvidos nos últimos anos na Universidade Federal de São Carlos (SP), nos laboratórios de Ficologia e de Bioensaios e Modelagem Matemática.

Freire-Nordi & Vieira (1996 e 1998) pesquisaram a degradação de PEC excretado por *Ankistrodesmus densus* (Clorofíceas). Os resultados mostraram que o PEC estudado apresentou duas frações de diferentes pesos moleculares; a fração com alto peso molecular correspondeu a 76,5 % do PEC e a com baixo peso molecular a 23,5 %. Tais resultados demonstraram também que as bactérias utilizaram estas 2 frações como fonte de carbono e transformaram os PEC em compostos de baixo peso molecular. Segundo os autores, a importância dos compostos com altas massas moleculares como fonte de carbono para bactérias em ecossistemas aquáticos ainda era controversa e muitas conclusões a esse respeito eram limitadas (Freire-Nordi, 1993). Neste contexto, destacaram a relevância da necessidade de pesquisas enfocando a decomposição microbiana de moléculas com maiores pesos moleculares.

Na revisão realizada por Warren (1996) foram enfocados os sistemas enzimáticos produzidos por microrganismos para hidrolisar polissacarídeos (do solo) e metabolizar os produtos gerados. De acordo com o autor, para os microrganismos utilizarem substratos insolúveis (quitina, amido e paredes celulares de plantas superiores) são necessárias as enzimas extracelulares (*e.g.* glicosidases) livres ou associadas às superfícies celulares. Estas enzimas convertem os polissacarídeos em produtos solúveis, que então são transportados para o interior das células. Nos ecossistemas aquáticos a matéria orgânica é constituída por compostos poliméricos que em muitos casos também não são permeáveis às membranas celulares das bactérias

(Kisand & Tammert, 2000), fazendo supor que os mecanismos discutidos por Warren (1996) possam valer também para os processos de degradação e assimilação de PEC.

Malinsky-Rushansky & Legrand (1996) compararam a assimilação de vários compostos (particulados de origem fotossintética e compostos orgânicos dissolvidos excretados por diferentes classes de fitoplâncton) em ecossistemas marinhos e de água doce. Com relação à utilização bacteriana de compostos orgânicos dissolvidos excretados por diferentes classes de fitoplâncton de água doce, no geral, os autores demonstraram que este processo correspondeu à no máximo 19 % do material inicial.

Fajon *et al.* (1999) avaliaram a influência da disponibilidade de nutrientes sobre a produção de matéria orgânica dissolvida pelo fitoplâncton e sua utilização pelas bactérias. Segundo os autores, quando os nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram totalmente consumidos, as comunidades fitoplanctônicas e bacterioplanctônicas entraram em fase estacionária, causando várias conseqüências diretas, tais como: a produção de polissacarídeos e um aumento das atividades das enzimas proteases. A progressiva liberação de polissacarídeos dissolvidos e de alguns monossacarídeos foi devida a quebra das células fitoplanctônicas (verificada pela diminuição do conteúdo de clorofila *a*). Entretanto, as atividades das glicosidases pareceram ter sido rapidamente limitadas pela falta de nutrientes, provavelmente, mais pela falta de fósforo do que de nitrogênio. Este evento provavelmente seja minimizado em ambientes eutróficos.

Passow *et al.* (2001) pesquisaram *in situ* (Canal de Santa Bárbara, EUA) quais organismos contribuíram para a ocorrência de TEP e se a presença destes compostos foi essencial para a formação de pequenas partículas dos sedimentos. Verificaram que além da pastagem (*grazing*) e da sedimentação, a decomposição bacteriana dos TEP se constitui num processo importante para o destino destes compostos.

Pacobahyba (2002) abordou aspectos da decomposição de células (íntegras e rompidas) e de PEC (de alta e baixa massas moleculares), da espécie fitoplanctônica *Staurastrum iversenii*. No geral, os resultados permitiram concluir que: (1) os consumos de oxigênio foram mais rápidos nas mineralizações das frações de PEC de alta massa molecular; (2) a temperatura influenciou as velocidades dos processos envolvidos com a mineralização das frações refratárias, alterou as rotas das mineralizações dos recursos e induziu as relações estequiométricas (O/C) dos processos e (3) os açúcares que formaram o PEC de *S. iversenii* contribuíram para o fornecimento de energia aos microrganismos.

Giroldo *et al.* (2003) caracterizaram a composição do PEC excretado por *Thalassiosira* sp. e determinaram as ligações químicas de seus monossacarídeos. Também calcularam os coeficientes de degradação dos monossacarídeos pelos microrganismos e observaram as alterações da composição do PEC pela degradação seletiva. Os autores verificaram que os padrões de decaimentos dos monossacarídeos foram variados e que a fucose e a ramnose foram degradadas com taxas menores que os demais, aumentando suas concentrações relativas e a característica hidrofóbica do PEC.

Colombo & Vieira (no prelo) verificaram a susceptibilidade do PEC produzido por *Anabaena spiroides* ao ataque por populações de microrganismos naturais do reservatório de Barra Bonita (SP). Os resultados revelaram que os microrganismos heterotróficos degradaram frações de compostos de alto peso molecular em compostos de baixo peso molecular, consumido-os quase que completamente em 19 dias.

A diversidade das substâncias envolvidas nos processos de decomposição e as várias condições existentes nos estratos de um corpo d'água, resultam na grande variedade de metabolismos (Schäfer, 1985). Dentre os quimiorganotróficos, encontram-se bactérias aeróbias, anaeróbias e anaeróbias facultativas. Sob condições aeróbias, nas

reações de obtenção de energia, o oxigênio atua como acceptor de elétrons. Para a maioria dos microrganismos, os processos de produção e/ou consumo de energia envolvem mudanças no estado oxidativo do carbono (Manahan, 1994). Quando uma alga ou outra planta fixa CO_2 como carboidrato (CH_2O), o carbono sofre alteração do estado oxidativo de + 4 para 0 e a energia solar é estocada como energia química em compostos orgânicos (Manahan, 1994). Quando a alga morre, ou libera carboidratos por excreção, a decomposição executa um processo bioquímico inverso; a energia é liberada, o oxigênio é consumido e o CO_2 é gerado (Manahan, 1994). Uma vez que transformações de compostos orgânicos podem resultar em formações de compostos inorgânicos (*e.g.* CO_2) (Zech *et al.*, 1997), os tamanhos dos reservatórios de biomassa dos lagos e oceanos (principalmente) podem afetar os níveis de CO_2 atmosférico. Tal relação tem despertado interesse e controvérsia com relação às quantidades, produção, exportação e mineralização de carbono orgânico dissolvido (Hansell, 1995).

Na ausência de oxigênio (condição anaeróbia) várias substâncias podem ser receptoras de elétrons (hidrogênio). Em ambientes anaeróbios, o carbono orgânico pode ser convertido em metano e CO_2 por um consórcio de microrganismos com metabolismos anaeróbios que incluem bactérias fermentativas, acetogênicas e arquea-metanogênicas (Rogers & Whitman, 1991). A produção de metano em sedimentos anaeróbios é favorecida por concentrações elevadas de matéria orgânica e por baixos teores de nitrato e sulfato (Manahan, 1994). A produção de metano pela decomposição de matéria orgânica tem importante papel nos ciclos local e global do carbono e representa cerca de 80 % do metano que entra na atmosfera (Manahan, 1994). O carbono do metano produzido por microrganismos pode ser proveniente tanto da redução de CO_2 como pela fermentação de matéria orgânica, principalmente do acetato (Manahan, 1994).

Os processos degradativos (aeróbios e anaeróbios) da matéria orgânica podem ser incompletos, ou seja, não gerarem compostos inorgânicos como produtos finais (mineralização). Nesse caso, os compostos intermediários podem ingressar no metabolismo dos decompositores e, conseqüentemente, serem novamente sintetizados e incorporados por organismos das cadeias alimentares. Outros podem ser incorporados e/ou convertidos em compostos orgânicos não celulares, tais como as substâncias húmicas (SH) (Toledo, 1973; Thurman, 1985).

Supõe-se que os monossacarídeos derivados da degradação dos PEC possam também ser convertidos em SH. Pois, admite-se que os compostos húmicos sejam produtos poliméricos da degradação de carboidratos, além de ligninas, proteínas e gorduras em diferentes estágios de decomposição (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2001). Caso os PEC algais subsidiem a produção de SH no meio aquático, a descrição da humificação destas substâncias (por microrganismos e fotólise) seria uma rota ainda não formalmente descrita.

No geral, para o solo, quatro hipóteses foram propostas para explicar a formação das substâncias húmicas (Stevenson, 1982; Meyers & Ishiwatari, 1995): (1) resíduos de lignina que não foram completamente utilizados por microrganismos tornam-se parte de compostos húmicos; as mudanças na estrutura da lignina incluem as perdas dos grupos metoxil com formações de hidroxifenóis e oxidações de cadeias alifáticas para formação de grupos COOH; (2) grupos fenólicos (aldeídos e ácidos) derivados de ataque microbiano à lignina mudam de estrutura (por conversões enzimáticas) à quinonas; que polimerizam-se com grupos aminos para formarem moléculas como as SH; (3) polifenóis derivados de produtos sintetizados microbiologicamente a partir da degradação de produtos diferentes das ligninas (*e.g.* celulose) são oxidados enzimaticamente à quinonas e convertidos em compostos húmicos e (4) açúcares e

aminoácidos condensam-se, sofrem polimerização (não enzimática) e formam SH. Em adição a estas hipóteses, para ambientes aquáticos, Thurman (1985) propôs que as SH possam resultar também dos seguintes processos: (1) lixiviação de detritos vegetais diretamente para a água; (2) lixiviação de detritos vegetais através do solo com subseqüentes alterações químicas e bioquímicas; (3) lixiviação de ácidos fúlvicos e húmicos do solo para a água; (4) rompimento de detritos algais e ação de bactérias sobre o fitoplâncton; (5) oxidação por fotólise seguida de polimerização e (6) reações de polimerização entre grupos funcionais. Dependendo da natureza do sistema (rios, áreas alagadas, lagos, etc.) e do clima, a importância destes processos pode variar. Por exemplo, em rios e riachos as entradas de materiais de origem terrestre podem ser mais importantes. Já em lagos e oceanos, os processos 4 e 5 podem predominar (Harvey *et al.*, 1983 *apud* Thurman, 1985).

As taxas de ciclagem de carbono dependem tanto da capacidade enzimática dos microrganismos quanto de fatores abióticos das condições ambientais (Wetzel, 1983). Os fatores abióticos (energia radiante, temperatura e outros aspectos físico-químicos) determinam, nestes casos, os limites para as taxas de reação (Swift *et al.*, 1979). Desse modo, considerando-se que as taxas de transferência de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos resultem da sinergia de funções de força (fatores bióticos e abióticos) é possível descrever taxas de transferência com modelos matemáticos. Estas análises, geralmente fundamentadas em regressões matemáticas, têm sido utilizadas para estabelecer os coeficientes de ciclagem de carboidratos em ecossistemas aquáticos (Antonio & Bianchini Jr., 2003).

Atualmente verifica-se que ciclo global do carbono tem sofrido alterações expressivas e conseqüentemente tem-se verificado a elevação das concentrações atmosféricas de CO₂ e o aquecimento do planeta (Odum, 1988; Falkowski *et al.*, 2000).

As variações das concentrações de carbono não dependem apenas de atividades antrópicas, mas também dos processos biogeoquímicos e climatológicos e de suas interações com o ciclo do carbono (*e.g.* seqüestro de carbono pela fotossíntese, elevação de temperatura pelo acúmulo de CO₂ atmosférico, etc.) (Falkowski *et al.*, 2000). Assim, para o planejamento das questões envolvidas com a ciclagem do carbono (tais como: os usos dos recursos hídricos e o efeito estufa) é necessário o entendimento, em termos globais, da sua biogeoquímica e dos artefatos físicos que o ciclam (Bianchini Jr., 1999).

Diante do exposto, no geral, este estudo visou descrever e discutir variações sazonais ligadas ao processo de decomposição de um reservatório eutrófico. O ciclo do carbono foi explorado verificando-se as transferências de matéria dos autótrofos para os heterótrofos. Abordaram-se também aspectos da decomposição do bacterioplâncton e das rotas metabólicas de transferência. Como recursos da decomposição enfatizaram-se os produtos de excreção do fitoplâncton; que no ambiente selecionado, contribuem significativamente, tendo em vista que são freqüentes os elevados crescimentos de algas. A possibilidade de formação de substâncias húmicas a partir destes produtos extracelulares pôde também ser testada. Modelos cinéticos que descrevem os processos de transferência foram empregados neste estudo, esta abordagem metodológica permite estimar as taxas com que os recursos orgânicos são ciclados no ambiente.

2 HIPÓTESES

As hipóteses admitidas para elaboração desta tese consideraram que os polissacarídeos extracelulares das algas são importantes em ambientes eutrofizados, pois: i) subsidiam as transferências de carbono para os heterótrofos (aumento de biomassa) que, por sua vez, podem manter as cadeias mixotróficas do ambiente pelo elo microbiano; ii) se constituem em importante fonte de energia (catabolismo) para o bacterioplâncton, são mineralizados e disponibilizam compostos inorgânicos (*e.g.* CO₂) importantes para os organismos autotróficos e iii) contribuem para a formação de substâncias húmicas.

3 OBJETIVOS

A partir das hipóteses selecionadas propôs-se quantificar as transferências de carbono dos PEC, gerados a partir dos processos de excreção do fitoplâncton, para: i) a biomassa de bacterioplâncton e ii) o metabolismo energético (mineralização) e iii) a formação de substâncias húmicas. Nesse contexto, visou-se ainda, descrever para um reservatório eutrófico, as variações temporais dos potenciais de heterotrofia (capacidade de ciclagem da matéria orgânica) em função das oscilações sazonais de variáveis limnológicas.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Local de estudo

O ecossistema selecionado foi o reservatório de Barra Bonita, localizado na região central do estado de São Paulo entre os municípios de Barra Bonita e Igaracú (22° 29' Sul e 48° 34' Oeste) (Figura 1).

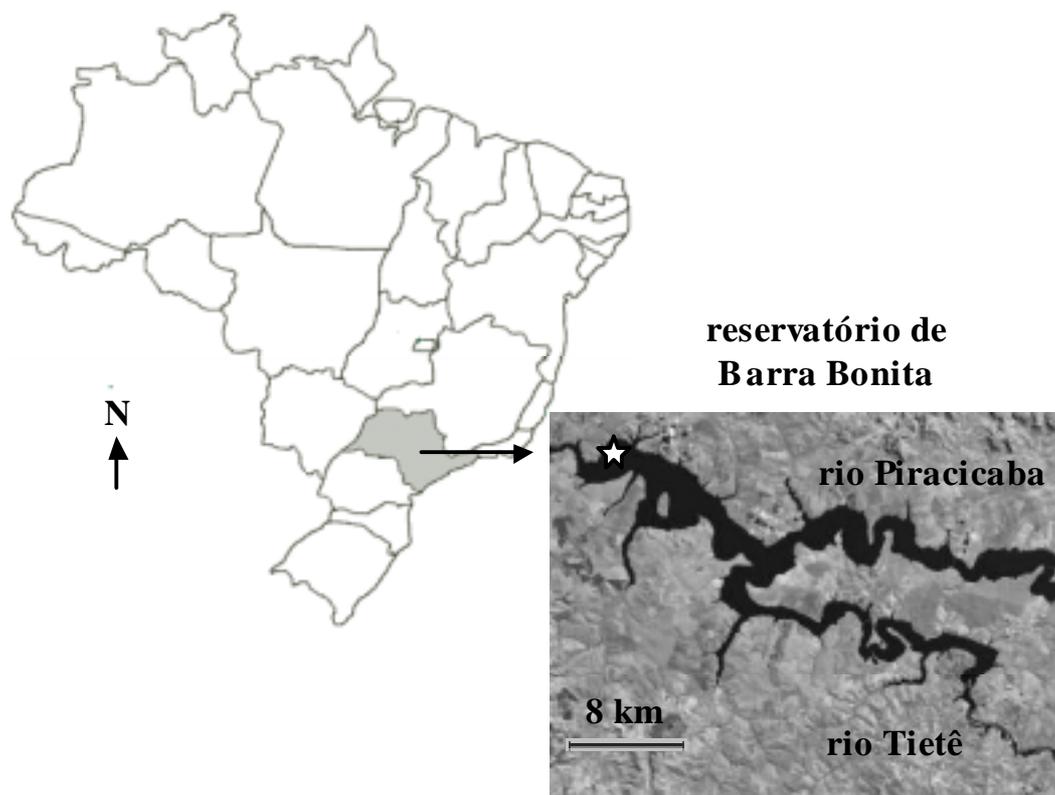


Figura 1 – Localização e imagem do reservatório de Barra Bonita indicando ponto de coleta próximo à barragem (★). (Fonte da imagem de satélite: Embrapa e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2004).

Este reservatório situa-se na Bacia do Médio Tietê Superior; foi construído em 1963, integrando-se no complexo de barragens situadas no Rio Tietê, cuja finalidade principal é gerar energia elétrica (Calijuri *et al.*, 2002). O início da operação da usina hidrelétrica ocorreu em 20 de maio de 1963 (AES-Tietê, 2003). Tem por tributário

principal o rio Tietê e por segundo tributário, o rio Piracicaba (De Filippo, 1987; Díaz, 1990), no entanto, também é alimentado por vários outros tributários menores (Calijuri 1988; Calijuri *et al.*, 2002), como os rios Lavapés e Capivara (Meyer, 1996).

Além de ser um importante recurso hídrico-energético, o reservatório de Barra Bonita tem sido destinado ao transporte fluvial, irrigação, piscicultura, recreação, abastecimento e ao desenvolvimento industrial da região (Calijuri, 1988; Calijuri & Tundisi, 1990). Entretanto, vários fatores têm limitado sua utilização, incluindo a baixa qualidade da água devido à falta de saneamento básico local e ao fato de que um dos seus principais afluentes passa pela cidade de São Paulo, onde sofre despejos de efluentes (domésticos e industriais) sem tratamento adequado. Estes despejos têm feito com que o reservatório apresente um processo de eutrofização acelerada ao longo dos anos (Valente *et al.*, 1997).

Segundo Calijuri (1988) as pesquisas limnológicas neste reservatório iniciaram-se em 1979 com o projeto “Tipologia de Represas do Estado de São Paulo”, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Também segundo Calijuri (1988), anteriormente a 1988 haviam sido realizados os seguintes trabalhos: Tundisi (1981); Esteves (1981); Matsumura-Tundisi *et al.*, (1981); Tundisi (1983); Jureidini *et al.* (1983); Gentil (1984); Henry *et al.*, (1985); Henry (1986); Ramos *et al.*, (1986); Tundisi & Matsumura-Tundisi (1986); De Filippo (1987); Jureidini (1987); Henry & Simão (1988) e Tundisi & Matsumura-Tundisi (1988).

Dentre os trabalhos publicados mais recentemente, citam-se os estudos sobre fitoplâncton (Calijuri & Dos Santos, 1996; Dos Santos & Calijuri, 1997; Dos Santos & Calijuri, 1998; Calijuri & Dos Santos, 2001; Calijuri *et al.*, 2002); nutrientes (Valente *et al.*, 1997); os levantamentos de características limnológicas (Calijuri & Tundisi, 1990) e de manejo de reservatórios (Calijuri & Tundisi, 1990; Stráskraba & Tundisi, 2000).

Descrições detalhadas sobre o reservatório de Barra Bonita podem ser encontradas nos trabalhos de Calijuri & Tundisi (1990) e Stráskraba & Tundisi (2000).

O reservatório localiza-se em região de transição entre os climas tropical e subtropical, onde as estações anuais são pouco definidas. As mudanças sazonais são tênues, sendo que as diferenças mais distintas ocorrem entre o verão (época de maior precipitação) e o inverno (período seco, com chuvas escassas ou ausentes), (Calijuri *et al.*, 2002). Segundo Meyer (1996), na região do braço do rio Tietê, o clima foi classificado por vários autores como sendo um clima tropical alternadamente seco e úmido. De acordo com a classificação Köppen, o clima da região pode ser considerado CW' (Wisniewski, 1998).

De acordo com estudos realizados por De Filippo (1987), Calijuri (1988), Díaz (1990), Calijuri & Tundisi (1990) e informações das páginas do *International Lake Environment Committee* (ILEC, 2003) e da empresa AES-Tietê (AES-Tietê, 2003), algumas das principais características geográficas, morfológicas e funcionais do reservatório de Barra Bonita são:

- Latitude: 22° 29' a 22° 32' Sul (barragem)
- Longitude: 48° 29' a 48° 34' Oeste (barragem)
- Altitude: 430 m, segundo Calijuri & Tundisi (1990); 481,5 m, segundo ILEC (2003).
- Superfície da bacia hidrográfica: 32.330 km²
- Área inundada: 324,84 km², segundo Calijuri & Tundisi (1990) e 310 km² segundo AES-Tietê (2003)
- Volume total do reservatório: 3.160 x 10⁶ m³
- Volume útil do reservatório: 2.600 x 10⁶ m³
- Descarga total do vertedouro: 4.200 m³ s⁻¹

- Profundidade média: 10,2 m
- Profundidade máxima: 25 m
- Perímetro aproximado: 525 km
- Capacidade instalada: 4 turbinas tipo Kaplan, com 35,19 MW de potência por unidade (total = 140,76 MW).
- Extensão da barragem: 480 m
- Vertedouro: 5 comportas; altura da queda d'água: 23,50 m.

Encontra-se em anexo uma compilação de dados sobre variáveis físicas químicas e biológicas do reservatório de Barra Bonita (Anexo I).

4.2 Inventário limnológico

O local das coletas situou-se na região limnética do reservatório (≈ 3 km da barragem) (Figura 1). Este ponto foi escolhido por tratar-se de uma região onde as águas provenientes dos dois tributários principais já estivessem misturadas. Ao mesmo tempo, neste local as amostragens ocorreram sem interferências de macrófitas e de fitoplâncton que ocorrem próximos à barragem. Na primeira campanha, o local foi georeferenciado utilizando-se um GPS (sistema de posicionamento global por satélite), de acordo com a leitura realizada, o ponto de coleta localizou-se a $22^{\circ} 32' 34,5''$ Sul e $48^{\circ} 29' 26,4''$ Oeste. As visitas foram realizadas nas seguintes datas: 25/09/2000, 22/01/2001, 12/02/2001, 20/03/2001, 16/04/2001, 21/05/2001, 18/06/2001, 09/07/2001, 14/08/2001, 25/09/2001, 17/10/2001, 19/11/2001, 03/12/2001, 21/01/2002 e 18/02/2002. Nestas datas, as atividades ocorreram entre aproximadamente 12:00 e 15:00 horas e consistiram em determinar algumas variáveis físicas, químicas e biológicas e em coletar amostras de

água. As seguintes variáveis físicas e químicas foram determinadas: radiação solar subaquática (RSS), profundidade (Z), temperatura (T), pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (TU), potencial de oxi-redução (POR) e concentrações de oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos (STD), íons cálcio (Ca^{2+}), carbono total (CT), carbono orgânico (COT) e inorgânico (CIT) totais, carbono total dissolvido (CTD), carbono orgânico (COD) e inorgânico (CID) dissolvidos, carboidratos totais dissolvidos (CHO) e substâncias húmicas dissolvidas (SH). As variáveis biológicas contempladas foram: a demanda bioquímica de oxigênio de cinco dias (DBO_5), os coeficientes de heterotrofia (aeróbia e anaeróbia) e a relação estequiométrica O/C. No dia 06/09/2002 realizou-se uma visita ao escritório da Usina Hidrelétrica AES-Tietê (na barragem do reservatório de Barra Bonita). Nesta ocasião foram compilados os dados de vazões, volumes e precipitações pluviométricas (PREC) do reservatório, arquivados pela empresa entre 03/2001 a 02/2002. Com os dados estimaram-se os tempos de residência hidráulica (TRH).

4.2.1 Coleta de água

Coletaram-se amostras de água da superfície, do meio (≈ 10 m) e do fundo (≈ 19 m) do reservatório, com o auxílio de uma garrafa de van Dorn. Estas três amostras foram misturadas, obtendo-se assim uma amostra composta (ou integrada). Antes de serem misturadas, as amostras foram filtradas em lâ-de-vidro. Em seguida, elas foram transportadas ao laboratório.

4.2.2 Análises das variáveis físicas e químicas

4.2.2.1 Radiação solar subaquática

Realizaram-se determinações da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (Z_{DS}) e das distribuições verticais da RSS, na superfície, 1, 3 e 5 m e registraram-se as profundidades nas quais ocorriam 100, 75, 50, 25, 10 e 1 % de radiação luminosa. Para tanto, utilizou-se um quantômetro (Quanta-Meter, Li-Cor[®] - modelo LI-1400, equipado com sensor esférico LI-193SA). As medidas com quantômetro foram realizadas apenas nos oito primeiros meses.

4.2.2.2 Variáveis físicas e químicas quantificadas com sonda

O pH, a T, a CE, a TU, o POR, as concentrações de OD, STD e Ca^{2+} foram determinados com uma sonda múltipla (Horiba[®] - modelo U22-23), a cada 2 m de profundidade, da superfície até o fundo.

4.2.2.3 Carbono

As quantificações das concentrações de carbono foram realizadas em laboratório por meio de combustões em altas temperaturas e detecção por infravermelho (Suzuki *et al.*, 1992), o equipamento utilizado foi um analisador Shimadzu[®] TOC – 5000A. Após pré-filtrações com membranas de microfibras de vidro (AP20 - Millipore[®]), as amostras foram submetidas a análises para as quantificações das concentrações de CT, COT e CIT. Assim, estas formas de carbono devem ser consideradas como partículas menores

que aproximadamente 1,2 μm . Em seguida, as amostras foram filtradas em membranas de éster de celulose previamente lavadas (trama: 0,22 μm - Millipore[®]) para as determinações das concentrações de CTD, COD e CID.

As concentrações de carbono orgânico e inorgânico particulado (COP e CIP) foram estimadas pelas seguintes diferenças: $\text{COP} = \text{COT} - \text{COD}$ e $\text{CIP} = \text{CIT} - \text{CID}$. Tais partículas foram, portanto, menores que 1,2 e maiores que 0,22 μm .

4.2.2.4 Carboidratos totais dissolvidos

Para as determinações das concentrações de carboidratos totais dissolvidos utilizou-se o método colorimétrico (Dubois *et al.*, 1956). Durante o experimento, as amostras foram filtradas em membranas de éster de celulose previamente lavadas (trama: 0,22 μm - Millipore[®]). O comprimento de onda foi 485 nm (espectrofotômetro Pharmacia[®] LKB – Novaspec II).

4.2.2.5 Substâncias húmicas

a) Extração

As substâncias húmicas têm sido operacionalmente definidas, para ambientes aquáticos, como sendo polieletrólitos que adsorvem em resina XAD[®] ou resinas de troca iônica de base fraca (Thurman, 1985). Porém alguns autores questionam esta definição, uma vez que ácidos hidrofílicos não aderem a estas resinas e portanto não têm sido considerados nesta análise (Kramer *et al.*, 1990). O método proposto inicialmente para a extração de substâncias húmicas por adsorção, utilizando-se a resina

XAD-8[®], foi descartado, uma vez que esta resina não tem sido produzida pelo fabricante (Rholm & Haas). Optou-se então, pela extração de substâncias húmicas da água do reservatório de Barra Bonita, pelo método tradicional proposto por Stevenson (1982), que consistiu nas seguintes atividades: i) concentração da amostra; ii) elevação do pH do concentrado para 8; iii) centrifugação do concentrado para retirada da humina e iv) liofilização do sobrenadante.

Para a concentração da água utilizou-se um evaporador rotatório Quimis[®], sob temperatura controlada (45 °C); o fator de concentração foi de aproximadamente 10 vezes. Para a centrifugação utilizou-se uma centrífuga Fanen[®], modelo 206-R ($g = 978$ por 1 hora). Após a concentração de 21 L de amostra para 100 ml e sua centrifugação, o material concentrado foi congelado (utilizando-se nitrogênio líquido) e liofilizado (liofilizador Heto-Drywinner[®]).

a.1) Determinação das frações orgânica e inorgânica do material húmico liofilizado

Para a determinação das frações orgânica e inorgânica do material húmico liofilizado foram realizadas duas análises: termo-gravimetria (ATG) (Mackenzie, 1970) e calcinação (Allen *et al.*, 1974) (Anexo II). Este procedimento foi adotado para se verificar a necessidade de diálise das SH, pois os compostos inorgânicos podem alterar resultados nas análises de quantificação.

b) Quantificação

Tanto sulfonados de lignina quanto substâncias húmicas contêm estruturas aromáticas fluorescentes. (Nyquist, 1978); por este motivo, as quantificações de

substâncias húmicas foram realizadas pelo método de espectroscopia de fluorescência que quantifica SH pela intensidade de emissão de fluorescência. A vantagem desta técnica sobre a espectrofotometria (nas determinações de sulfonados de lignina e substâncias húmicas) consiste no aumento de sensibilidade e da especificidade (Nyquist, 1978). Sabe-se que os materiais orgânicos de origem natural ou substâncias húmicas têm pelo menos duas classes de fluoróforos (Bloom & Leenheer, 1989). Foi observado para ácidos fúlvicos que o máximo de emissão de fluorescência (pico) emitido pela primeira classe de fluoróforos com comprimento de onda de excitação (λ) em 350 nm, ocorre em 452 nm e que o máximo de emissão da segunda classe de fluoróforos (excitação em 450 nm), ocorre em 524 nm (Lombardi & Jardim, 1999). Neste estudo quantificou-se a primeira classe de fluoróforos. Para tanto, os parâmetros adotados foram os seguintes:

- Amplitude da banda de excitação – 10nm
- Amplitude da banda de emissão – 5 nm
- Sensibilidade – média
- Comprimento de onda de excitação – 350 nm
- Varredura do espectro de emissão: 400 – 600 nm
- Velocidade de varredura – 200 nm seg⁻¹

O equipamento utilizado foi um espectrofluorômetro (Jasco[®], modelo 6500), equipado com uma lâmpada xenônio como fonte luz.

b.1) Confeccção da curva de calibração com material húmico liofilizado

Duas curvas de calibração foram confeccionadas para quantificação de substâncias húmicas (em base de carbono). Primeiramente, confeccionou-se uma bateria

de soluções com diferentes concentrações de substâncias húmicas liofilizadas (100 mg L⁻¹, 50 mg L⁻¹, 25 mg L⁻¹, 12,5 mg L⁻¹ e 6,25 mg L⁻¹) isoladas de amostra de água do reservatório de Barra Bonita (Anexo II). Em seguida, de cada solução, foram verificadas as concentrações correspondentes de COD com analisador específico (Shimadzu[®] TOC-5000A) e a concentração de substâncias húmicas por meio de espectroscopia de fluorescência.

Uma segunda bateria de soluções foi preparada, porém, com substâncias húmicas dializadas (tubo de diálise com porosidade de 3000 D) para verificação das interferências de sais nas análises de SH por espectroscopia de fluorescência (Anexo II).

4.2.3 Análises das variáveis biológicas

4.2.3.1 DBO₅

As verificações das demandas bioquímicas de oxigênio após cinco dias (DBO₅) foram realizadas de acordo com a metodologia descrita por Davis & Cornwell (1991), utilizando-se um inóculo de bactérias provenientes do sedimento e da coluna d'água do reservatório, que foi mantido no laboratório sob aeração contínua.

4.2.3.2 Coeficientes de heterotrofia

Mensalmente (março/2001 a fevereiro/2002) as amostras de água (compostas; ≈ 5 L) coletadas no reservatório foram enriquecidas com glicose e incubadas tendo em vista determinações dos coeficientes de heterotrofia. Para tanto, as amostras foram previamente filtradas (pré-filtro de microfibras de vidro - AP20). Para as incubações

(aeróbias e anaeróbias) foram utilizados 12 frascos (\equiv 12 incubações) de 300 ml (do tipo utilizado em testes de DBO), previamente lavados (Extran[®] 20 % e ácido muriático 5 %; banho de 24 horas). Especificamente, 4 frascos (incubações) destinaram-se às determinações das concentrações (consumos) de oxigênio dissolvido, sendo 2 frascos com soluções enriquecidas e 2 com soluções de referência; 4 frascos para as determinações das concentrações (consumos) de carbono e carboidratos sob condição aeróbia (2 enriquecidas e 2 referências) e 4 para as determinações das concentrações (consumos) de carbono e carboidratos sob condição anaeróbia (2 enriquecidas e 2 referências). As incubações de referência contiveram apenas água do reservatório (previamente filtrada em pré-filtro de microfibras de vidro - AP20). Nas enriquecidas adicionaram-se 30 mg L⁻¹ de glicose (D-Glicose Anidra, P.A. - ACS, Synth[®]). As incubações utilizadas para as determinações das concentrações de oxigênio dissolvido e as utilizadas para as determinações das concentrações de carbono e de carboidratos (sob condição aeróbia) foram submetidas à aeração (\approx 15 minutos) com ar comprimido. As determinações das concentrações de oxigênio dissolvido foram realizadas por método polarográfico (oxímetro – YSI[®], modelo 58) e as quantificações das concentrações de carbono e de carboidratos foram realizadas conforme descrito nos itens 4.2.2.3 e 4.2.2.4. As incubações utilizadas para o estudo dos processos anaeróbios receberam tratamento similar, porém foram submetidas a borbulhamentos com nitrogênio (\approx 15 minutos). As incubações ocorreram no escuro e a 20 °C. Diariamente, até o quinto dia e após esse intervalo, periodicamente, até aproximadamente o décimo quinto dia, realizaram-se as determinações das concentrações de oxigênio dissolvido, carboidratos e de CT, COT, CIT. Após tais determinações, as amostras foram filtradas em membranas de éster de celulose (previamente lavadas; trama = 0,22 μ m) e foram determinadas as concentrações de CTD, COD e CID. Para a manutenção das condições iniciais,

periodicamente, as soluções utilizadas para a descrição dos processos aeróbios foram submetidas à aeração (quando as concentrações de OD encontraram-se inferiores 2 mg L^{-1}) e borbulhou-se nitrogênio nos frascos utilizados para a descrição dos processos anaeróbios (quando as concentrações de OD foram superiores a 1 mg L^{-1}). Alíquotas de 10 ml previamente filtradas ($0,22 \text{ }\mu\text{m}$) foram periodicamente retiradas de cada frasco e congeladas para posteriores determinações quantitativas de carboidratos totais dissolvidos. Os valores médios das concentrações de oxigênio, carbono e carboidratos das incubações referências foram posteriormente subtraídos dos valores médios das incubações enriquecidas. Dessa forma neutralizaram-se os efeitos quantitativos da matéria orgânica proveniente da água do reservatório.

Estes experimentos mensais permitiram estimar os coeficientes de consumo de oxigênio, a mineralização de carbono e o consumo de carboidratos nas incubações. O carbono mineralizado (CM) foi estimado pela seguinte fórmula: $CM_t = COD_0 - COD_t - COP_t$ (Onde: $COD_0 = COD$ inicial).

4.3 Experimentos de decomposição de polissacarídeos

A maioria dos experimentos de decomposição dos PEC não ocorreu no período do inventário (como nas determinações dos coeficientes de heterotrofia); estes foram montados com amostras d'água coletadas em visitas posteriores ao reservatório, nos dias 26/09/2000, 11/06/2002, 30/09/2002, 13/01/2003, 25/03/2003 e 08/04/2003.

4.3.1 Organismos, condições de cultura e extração

Nos experimentos foram utilizados PEC liofilizados que foram fornecidos pelo Laboratório de Ficologia, Departamento de Botânica, Universidade Federal de São Carlos. Segundo o pesquisador responsável (Prof. Dr. Armando A. H. Vieira), os PEC foram obtidos de culturas de *Anabaena spiroides* Klebahn, *Microcystis aeruginosa* Kützing, *Microcystis panniformis* Komarek (Cyanophyceae, Cyanobacteria), *Cryptomonas tetrapyrenoidosa* Skuja (Cryptophyceae), *Staurastrum iversenii* Nygaard (Zygnematophyceae, Chlorophyta) e *Thalassiosira* sp (Bacillariophyceae, Heterokontophyta). Estas espécies foram escolhidas por serem as principais constituintes do fitoplâncton do reservatório. As microalgas foram coletadas e isoladas do reservatório Barra Bonita e somadas à coleção de culturas de microalgas de água doce (WDCM 835). As culturas de Cyanophyceae foram cultivadas em meio ASM-1 (11) mais TRIS (500 mg L⁻¹), *S. iversenii* e *C. tetrapyrenoidosa* foram cultivadas em meio WC (Guillard & Lorenzen, 1972) e *Thalassiosira* sp foi cultivada em meio WC modificado (com suplemento de 50 µmol de sílica). As culturas foram mantidas em temperaturas abaixo de 23 ± 1 °C, com intensidade luminosa entre 150 - 200 µmol fóton m⁻² s⁻¹ (12:12 h luz/escuro) sob aeração contínua. Os PEC de todas as algas foram obtidos quando as culturas estavam em fase estacionária: 35 dias para *A. spiroides*; 30 dias para *M. aeruginosa* e *M. panniformis*; 35 dias para *C. tetrapyrenoidosa*; 60 dias para *S. iversenii* e 30 dias para *Thalassiosira* sp. Células foram removidas dos meios de cultura do tipo *batch* (18 L) através de filtração tangencial em cartuchos de fibra oca com membranas de poros de 0,65 µm (A/G Technology Corporation). Os meios, que continham os PEC foram posteriormente concentrados (aproximadamente 1 litro) por filtração tangencial em cartuchos de fibra oca com poros de 30 kDa e foram lavados

(diafiltração) por três vezes com três volumes de água deionizada para eliminar compostos de baixo peso molecular. Os meios concentrados foram então liofilizados para se obter os PEC, que foram mantidos a - 12 °C até a utilização.

4.3.2 Preparações dos experimentos

Os experimentos de decomposição dos PEC também consistiram de incubações (no escuro e a 20 °C), conforme os procedimentos experimentais mencionados anteriormente para os experimentos de decomposição da glicose (item 4.2.3.2). Neste caso, para cada experimento, foram utilizadas 8 incubações com volumes inferiores (125 e 150 ml) aos dos experimentos com glicose (300 ml) para atingirem-se as concentrações desejadas. Metade das incubações (n = 4) foi enriquecida com PEC liofilizados (100 mg L⁻¹) e a outra metade foi utilizada como referência. O experimento de degradação no qual se utilizou o PEC excretado por *C. tetrapyrenoidosa* foi efetuado duas vezes; realizaram-se, ao todo, sete experimentos de degradação.

As incubações preparadas nestes experimentos foram mantidas aeróbias. Foram montadas 4 incubações para as verificações das concentrações de oxigênio dissolvido e 4 para as determinações das concentrações de carbono (CT, COT, CIT, CDT, COD e CID - de acordo com item 4.2.2.3), monossacarídeos e substâncias húmicas dissolvidas. Sendo 2 referências e 2 enriquecidas. Durante estes experimentos utilizaram-se membranas de éster de celulose previamente lavadas (0,45 µm) para obtenção das concentrações de CDT, COD e CID (Leppard, 1995; Passow *et al.*, 2001). Portanto, neste caso, definiram-se as frações de COD como sendo < 0,45 µm. As concentrações de carbono orgânico particulado (COP) foram estimadas pela seguinte diferença: COP = COT – COD. Uma pequena quantidade de TEP (0,4 µm) pode ter sido quantificada

juntamente com o COP (microrganismos), uma vez que utilizaram-se filtros com porosidade de 0,45 μm para determinação do COP (Leppard, 1995). O carbono mineralizado (CM) foi estimado de acordo com a fórmula apresentada no item 4.2.3.2.

As incubações foram mantidas aeróbias da mesma forma que nos experimento de degradação da glicose. Diariamente, até o quinto dia, e após esse intervalo, periodicamente, até aproximadamente o quinquagésimo dia, realizaram-se as determinações das concentrações de oxigênio dissolvido, de carbono (CT, COT, CIT, CTD, COD e CID) e de substâncias húmicas dissolvidas. No decorrer do experimento, alíquotas de ≈ 6 ml previamente filtradas (0,45 μm) foram retiradas das incubações e congeladas para posteriores análises de monossacarídeos por cromatografia líquida de alta performance (PAD – HPLC, Dionex[®] DX500). Os procedimentos das análises cromatográficas foram realizados de acordo com os descritos por Giroldo & Vieira (2002).

Juntamente com cada experimento de decomposição de PEC foram realizados experimentos de decomposição de glicose, de acordo com a metodologia descrita no item 4.2.3.2. Este procedimento teve por finalidade comparar as cinéticas de decomposição dos dois recursos.

4.4 Hipóteses cinéticas

As hipóteses cinéticas foram adotadas *a posteriori*, ou seja, após a observação das tendências de decaimentos e de formação de produtos durante os experimentos.

4.4.1 Estimativas mensais dos coeficientes de heterotrofia (mineralização do COD e consumo do OD) e da estequiometria global O/C.

As variações dos valores de CM e de consumo de OD nas incubações nas quais os meios (água do reservatório) foram enriquecidos com glicose, foram plotados e ajustados a modelos cinéticos de primeira ordem utilizando-se regressões não lineares (algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt; Press *et al.*, 1993), (Equação 1). Admitiu-se o modelo de curva sigmóide para descrições dos consumos dos dois recursos (OD e COD). Este modelo prevê que as variações temporais das taxas de reação decorram das alterações das concentrações dos reagentes e da quantidade de enzimas (número de organismos). Em cada experimento, os coeficientes de mineralização foram utilizados nas equações de consumo de OD. Ou seja, admitiu-se que os processos de mineralização e consumo de OD ocorreram com coeficientes estequiométricos constantes. Por sua vez, a estequiometria variou mensalmente.

$$\frac{dy}{dt} = CM \times y \left(\frac{-P1 - y}{P1} \right) \quad (1),$$

onde: P1= parâmetro relacionado à quantidade de oxigênio consumido (OD_{max}) ou de carbono mineralizado (CM_{max}) ($mg L^{-1}$); CM = coeficiente mensal de mineralização (dia^{-1}) e y = COD mineralizado ($mg L^{-1}$).

Para o cálculo da estequiometria global de consumo de átomo de oxigênio dissolvido por átomo de carbono mineralizado (O/C) da glicose, dividiram-se os valores de OD_{max} pelos respectivos valores de CM_{max} (Equação 1).

4.4.2 Estimativas dos coeficientes de decomposição dos PEC

Foi proposto um modelo para a decomposição dos PEC (Figura 2) que admite que o processo de sua decomposição seja bifásico, constituído por processos rápidos e lentos. Ou seja, admitiu que estes polissacarídeos sejam recursos que possuam natureza química heterogênea, compostos de frações lábeis (COD lábil = CODL; maior degradabilidade) e refratárias (COD refratário = CODR; menor degradabilidade).

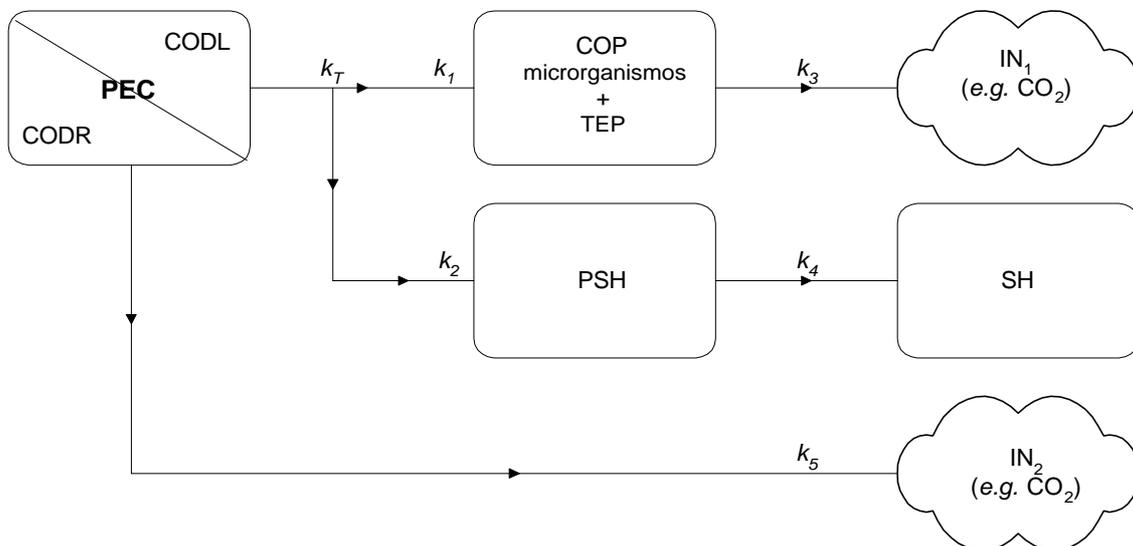


Figura 2 – **Modelo cinético** proposto para as degradações dos polissacarídeos extracelulares algais (PEC). Onde: PEC = polissacarídeo extracelular; CODL = carbono orgânico dissolvido lábil; CODR = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; TEP = partículas de PEC maiores que 0,4 μm ; PSH = substâncias precursoras de substâncias húmicas; k_T = coeficiente de decaimento do CODL ($k_T = k_1 + k_2$); k_1 = coeficiente de formação de carbono orgânico particulado (COP = TEP + microrganismos); k_2 = coeficientes de formação dos precursores de substâncias húmicas (PSH); k_3 = coeficiente de formação de carbono inorgânico (IN₁) a partir da degradação do carbono orgânico particulado (COP); k_4 = coeficiente de formação de substâncias húmicas (SH) a partir de PSH e k_5 = coeficiente de formação de carbono inorgânico (IN₂) a partir da degradação do CODR.

O modelo cinético de decomposição dos PEC admitiu os seguintes eventos: 1) no período inicial de decomposição, prevaleceram as perdas de massa das frações lábeis (CODL) (processos mais rápidos) e numa segunda etapa prevaleceram as perdas de

massa das frações refratárias (CODR) (processos mais lentos); 2) as frações de CODL subsidiaram, principalmente, as formações de COP e de compostos precursores de substâncias húmicas (PSH); 3) após a fase de predomínio de formação de COP, sua mineralização passou a predominar, gerando compostos inorgânicos (IN₁); 4) houve uma fase em que a formação de compostos PSH predominou e outra em que predominou a formação das substâncias húmicas (SH) e 5) as frações de CODR subsidiaram principalmente os processos catabólicos, gerando compostos inorgânicos (IN₂). Tais eventos definiram o seguinte conjunto de equações exponenciais:

Decomposição geral dos PEC

$$\frac{PEC}{dt} = \frac{dCODL}{dt} + \frac{dCODR}{dt} \quad (2)$$

Decomposição das frações lábeis

$$\frac{dCODL}{dt} = -k_T CODL \quad (3),$$

onde: k_T = coeficiente de decaimento das frações de CODL (dia⁻¹).

Formação e mineralização de COP

$$\frac{dCOP}{dt} = \left(\frac{k_1}{k_T} \times k_T CODL \right) - k_3 COP \quad (4),$$

onde: k_1 = coeficiente de formação de COP (dia⁻¹) e k_3 = coeficiente de mineralização do COP (dia⁻¹).

Mineralização do COP (formação de IN₁)

$$\frac{IN_1}{dt} = k_3 COP \quad (5)$$

Formação de PSH

$$\frac{dPSH}{dt} = \left(\frac{k_2}{k_T} \times k_T CODL \right) - k_4 PSH \quad (6),$$

onde: k_2 = coeficiente de formação de substâncias precursoras (dia^{-1}) e k_4 = coeficiente de formação de SH (dia^{-1}).

Formação de SH

$$\frac{SH}{dt} = k_4 PSH \quad (7)$$

Mineralização das frações refratárias

$$\frac{dCODR}{dt} = -k_5 CODR \quad (8),$$

onde: k_5 = coeficiente de decaimento do CODR (dia^{-1}).

Formação de IN₂

$$\frac{IN_2}{dt} = k_5 CODR \quad (9)$$

Mineralização dos PEC

A soma das Equações 5 e 9 foi utilizada para representar o processo de mineralização dos PEC a partir das hipóteses consideradas.

$$\text{Mineralização dos PEC} = \text{Equação 5} + \text{Equação 9} \quad (10)$$

As concentrações de PEC remanescentes foram utilizadas para as estimativas de: CODL, CODR, k_T e k_5 . As concentrações de COP foram utilizadas para as determinações de k_3 e as concentrações de SH foram utilizadas para as determinações de k_4 . Para tanto, utilizaram-se regressões não lineares (algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt; Press *et al.*, 1993).

Decaimentos dos monossacarídeos

Os coeficientes dos decaimentos dos monossacarídeos foram obtidos ajustando-se os valores temporais das concentrações com a seguinte equação:

$$\frac{d[\text{mon}]}{dt} = -k[\text{mon}] \quad (11),$$

onde: $k[\text{mon}]$ = coeficiente de decaimento do monossacarídeo (dia^{-1}).

As concentrações de monossacarídeos foram utilizadas para os ajustes dos resultados ao modelo proposto. Para tanto, utilizaram-se regressões não lineares (algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt; Press *et al.*, 1993).

4.4.2.1 Equação para o consumo de oxigênio dissolvido

Considerando que o processo de consumo de OD seja de primeira ordem, ou seja, que a taxa de reação seja proporcional à quantidade de reagente, para o ajuste dos valores de oxigênio consumido utilizou-se a Equação 12.

$$\frac{dOD}{dt} = k_{OD}[OD] \quad (12),$$

onde: k_{OD} = coeficiente de consumo de OD (dia^{-1}).

As quantidades acumuladas de oxigênio consumido foram utilizadas nos ajustes (regressões não lineares) que estimaram os k_{OD} (Press *et al.*, 1993).

4.4.2.2 Estequiometria diária O/C

Para as determinações das variações temporais das relações estequiométricas envolvidas com as reações de consumo de oxigênio por átomo de carbono (O/C) dos PEC, as taxas diárias de consumo de oxigênio (derivadas da Equação 12) foram divididas pelas taxas diárias de consumo de carbono (derivadas da Equação 10).

4.5 Análises estatísticas

As relações entre as variáveis limnológicas e os coeficientes de mineralização (aeróbio e anaeróbio) e as relações estequiométricas O/C foram obtidas por meio de regressão parcial múltipla (Zar, 1996) também conhecida por regressão parcial múltipla *stepwise* (RPMS). Os coeficientes gerados nesta análise, mostram os “pesos” de cada

variável limnológica (física, química e biológica) sobre o processo de interesse. Após a seleção das variáveis, obtiveram-se, por meio de regressão múltipla, as equações que descrevem as variações dos coeficientes. As análises foram realizadas em computador utilizando-se o programa NCSS 2000 (Hintze, 2001). A RPMS é uma combinação das técnicas *forward* e *backward* de seleção de variáveis. Sendo assim, requer dois níveis de significância: um para adicionar variáveis e outro para remover. A probabilidade de corte para selecionar (adicionar) variáveis deve ser menor que a probabilidade de corte para remover, de forma que o procedimento não seja infinito. Neste estudo adotou-se $\alpha = 0,05$ como nível de significância para adicionar variáveis e $\alpha = 0,10$ como nível de significância para remover. A análise RPMS também foi utilizada na seleção de monossacarídeos que influenciaram os coeficientes de degradação dos PEC.

Para as cinéticas de formação de SH foram determinados os valores de significância (P) (*Kruskal-Wallis*) entre a formação de SH nos meios enriquecidos e nos meios de referência. Este procedimento foi adotado pois, neste caso, os resultados dos dois meios foram próximos.

5 RESULTADOS & DISCUSSÃO

5.1 Inventário Limnológico

5.1.1 Precipitação pluviométrica e tempo de residência hidráulica

Os volumes das PREC registrados na estação climatológica da barragem e os TRH, calculados a partir dos volumes totais mensais (média = $2.381 \times 10^6 \text{ m}^3$) e vazões totais mensais (média = $66 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) do reservatório estão apresentados na Figura 3. O volume máximo de PREC (Figura 3A) foi registrado em janeiro de 2002 (239,3 mm) e o mínimo em julho de 2001 (17,1 mm).

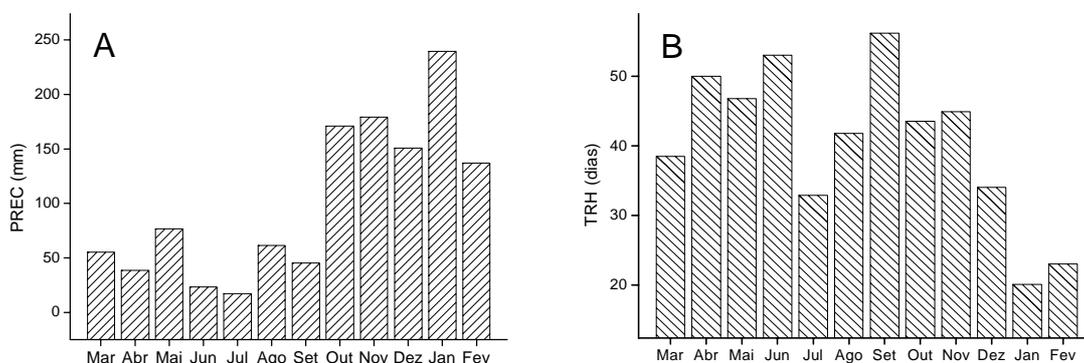


Figura 3 – Variações sazonais da **precipitação pluviométrica** (A) e dos **tempos de residência hidráulica** (B) do reservatório de Barra Bonita (SP) (março/2001 a fevereiro/2002).

Os volumes das precipitações pluviométricas afetam os ecossistemas aquáticos promovendo alterações de algumas variáveis tais como, volume, temperatura local e entrada de nutrientes e de material orgânico, principalmente por drenagens da bacia hidrográfica. A profundidade (Z) (Figura 4) variou, praticamente, em função das chuvas

e da operação da usina hidrelétrica. As alterações do volume, decorrentes dos regimes das chuvas e de operação da usina hidrelétricas (vazões turbinadas e vertidas) levam a mudanças do TRH. O período que apresentou TRH mais elevado foi observado entre abril e junho (Figura 3B). Este evento ocorreu, provavelmente, pelo fechamento dos vertedouros da barragem após as chuvas de março, tendo em vista a acumulação de água para o período seco. O valor médio de TRH em todo o inventário foi 40,4 dias (desvio padrão: 11,2 dias). Em levantamento efetuado por Jati (1998), verificou-se que, em média, o TRH foi 115 dias (± 42) (Anexo I). Provavelmente tais diferenças ocorreram por se tratar de um período com estiagem muito pronunciada (mar/2001 a fev/2002).

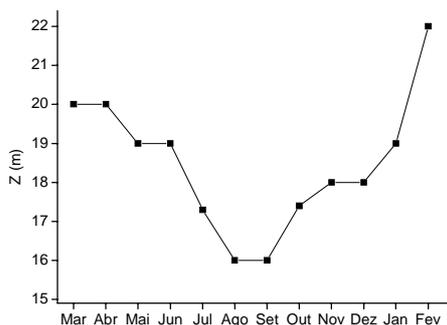


Figura 4 – Variação sazonal da **profundidade** do ponto de coleta do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

Segundo Stráskraba & Tundisi (2000), o TRH teórico deste reservatório seria de 90 dias. Este TRH teórico foi considerado pelos autores como tempo médio que geralmente é utilizado para geração de energia elétrica. A PREC apresentou tendência de relação inversa com o TRH ($r^2 = 0,33$). Acredita-se que esta relação só não foi maior pois, apesar das alterações dos volumes totais causadas pelas chuvas, as vazões foram gerenciadas de acordo com necessidades de geração de energia elétrica. A manipulação (ausência ou diminuição da vazão vertida) provavelmente ocorreu nos meses de junho e

julho, quando o país passou por uma crise energética e verificou-se uma diminuição do TRH.

Um tempo de retenção mais elevado pode conduzir a uma maior eutrofização, pois, neste caso, a matéria orgânica ficaria exposta por mais tempo aos processos de decomposição, liberando mais nutrientes para o sistema. TRH mais elevados podem induzir uma maior concentração de substâncias tóxicas, caso se esteja considerando problemas de poluição (Jørgensen & Vollenweider, 2000), pois um dos principais determinantes dos efeitos de uma substância tóxica em um lago ou reservatório, além da degradabilidade da substância, é a concentração da exposição e o tempo em que ela é mantida (Herricks, 2002).

5.1.2 Temperatura

Verificou-se um resfriamento progressivo da coluna d'água a partir de março, atingindo a menor temperatura em julho (Figura 5). A partir do final do inverno/início da primavera (setembro) ocorreu o aquecimento da coluna d'água, que continuou até fevereiro. De modo geral, as temperaturas foram mais elevadas na superfície, pois o aquecimento superficial ocorre devido à radiação solar. Foram verificadas variações térmicas de 0 (junho) a 3,2 °C (março) entre a superfície e o fundo, revelando indícios de estratificação térmica. Segundo Calijuri & Tundisi (1990), o regime térmico deste reservatório está relacionado, principalmente, com efeitos do vento, apresentando períodos de isoterma e estratificação no ciclo diurno. Quanto aos ventos, determinações realizadas em 1994 (Dos Santos & Calijuri, 1998) verificaram ventos de 1,52 m s⁻¹ no inverno e de 2,01 m s⁻¹ no verão. Jati (1998) encontrou resultados de 13,2 m s⁻¹ de velocidade média dos ventos (Anexo I).

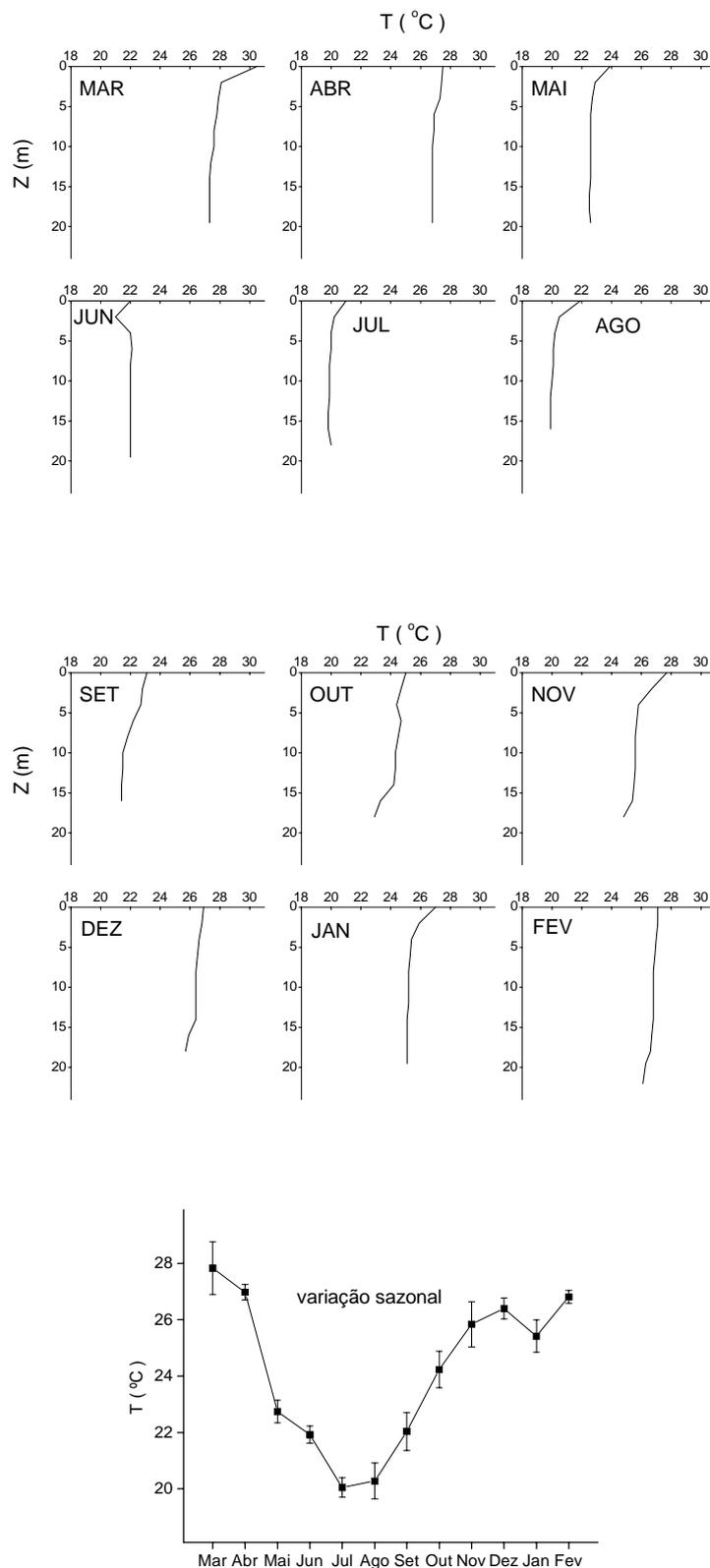


Figura 5 – Variações verticais e sazonal da **temperatura** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação da temperatura na coluna d'água.

Ambientes rasos e expostos ao vento, como o reservatório de Barra Bonita, podem, em curtos períodos, apresentar estratificação térmica, serem homogeneizados pelos ventos, restabelecerem a estratificação, desestratificarem novamente e assim por diante (Horne & Goldman, 1994). Este padrão, em relação à temperatura, é denominado “polimítico”, pois ocorrem misturas muitas vezes durante o ano (Horne & Goldman, 1994). O reservatório de Barra Bonita já havia sido caracterizado como polimítico por Calijuri *et al.* (2002).

Segundo Sträskraba & Tundisi (2000), a temperatura da água deste reservatório oscila, em geral, 15 °C entre o inverno e o verão; as chuvas concentram-se entre setembro e março, seguidas por um período seco de aproximadamente seis meses. Citam-se dentre vários exemplos de lagos polimíticos importantes no contexto mundial e nacional: Clear Lake na Califórnia (EUA); Lake George (Uganda); reservatório de Volta Grande (divisa de Minas Gerais e São Paulo) e represa do Lobo (interior do estado de São Paulo) (Calijuri & Tundisi, 1990; Horne & Goldman, 1994; Rolla *et al.*, 1994).

Nos meses de verão (dez., jan. e fev.), a temperatura média foi 27 °C na superfície, similar às médias verificadas: no verão de 1994 (Calijuri & Dos Santos, 2001); no verão de 1984 (De Filippo, 1987) e no verão de 2002 (Panhota & Bianchini Jr., 2003) (Anexo I). A temperatura mais elevada na superfície foi verificada em novembro (27,7 °C). Nos meses de inverno (jun., jul. e ago.), a temperatura média na superfície foi 21,6 °C (diferença entre verão e inverno \approx 6,1 °C), neste mesmo período Panhota & Bianchini Jr. (2003) obtiveram a média de 20 °C (Anexo I). O valor médio mais elevado de temperatura na coluna d'água ocorreu no mês de março.

Os meses em que verificou-se a coluna d'água com tendência à estratificação ou estratificada foram os mais quentes (Figura 5), como março e os meses de setembro a

fevereiro. Tal estratificação provém do aquecimento maior da superfície de um corpo d'água pela energia solar. As diferentes temperaturas que se estabelecem na coluna d'água levam a uma variação das densidades, que por sua vez regulam dinâmicas físicas e químicas do metabolismo destes ecossistemas (Golterman, 1975). Caso ocorra estratificação física bem definida, ocorrem mudanças químicas no hipolímnio (Golterman, 1975). As concentrações de OD nos estratos profundos diminuem devido ao predomínio dos processos de decomposição e seus níveis não são restabelecidos por falta de mistura (Golterman, 1975). Segundo Wetzel (1983), o fosfato que é liberado pelo sedimento, por exemplo, fica retido nestas camadas inferiores em períodos de estratificação, alterando possíveis associações desta substância com outras, como o Fe^{2+} .

De modo geral, o reservatório mostrou-se polimítico, indicando que os processos de decomposição podem, potencialmente, ocorrer na maioria do tempo, de maneira homogênea na coluna d'água.

5.1.3 Oxigênio dissolvido

No reservatório de Barra Bonita verificaram-se concentrações de OD mais elevadas nas camadas superficiais (Figura 6). No geral, as variações verticais das concentrações de OD verificadas para o reservatório remetem a uma variação do padrão clinogrado (Horne & Goldman, 1994). O padrão clinogrado típico apresenta decréscimos mais acentuados das concentrações de OD que os registrados. Nos meses de abril, maio e junho, as variações verticais das concentrações de OD foram menos acentuadas, definindo, na prática, um perfil ortogrado. O mês que apresentou, em média, as menores concentrações de OD foi fevereiro de 2002 ($\approx 4 \text{ mg L}^{-1}$ na superfície e $\approx 1 \text{ mg L}^{-1}$ próximo ao fundo). No verão do ano de 1987, a média verificada foi de $7,50 \text{ mg L}^{-1}$ na superfície e de $5,30 \text{ mg L}^{-1}$ no fundo (20 m) (Calijuri & Tundisi, 1990) (Anexo I). A comparação dos resultados obtidos neste estudo com os registrados por Calijuri & Tundisi (1990) pode estar indicando uma tendência de decréscimo nas concentrações de OD nos últimos anos. Tal constatação, geralmente, encontra-se relacionada às elevações de concentrações de detritos orgânicos, que podem ser decorrentes da eutrofização e suas causas (*e.g.* aumento da entrada de nutrientes).

Os meses mais frios apresentaram as maiores concentrações de OD na coluna d'água. Uma regressão linear, realizada entre as médias das temperaturas e das concentrações mensais OD, demonstrou a relação negativa entre estas duas variáveis ($r^2 = 0,60$), pois sabe-se que a solubilidade do oxigênio diminui com o aumento da temperatura (*e.g.* de $14,74 \text{ mg L}^{-1}$ a $0 \text{ }^\circ\text{C}$ para $7,03 \text{ mg L}^{-1}$ a $35 \text{ }^\circ\text{C}$) (Manahan, 1994). Em temperaturas elevadas, a diminuição da solubilidade do oxigênio, combinada ao aumento da respiração dos organismos aquáticos, freqüentemente resulta em depleção severa das concentrações de OD (Manahan, 1994).

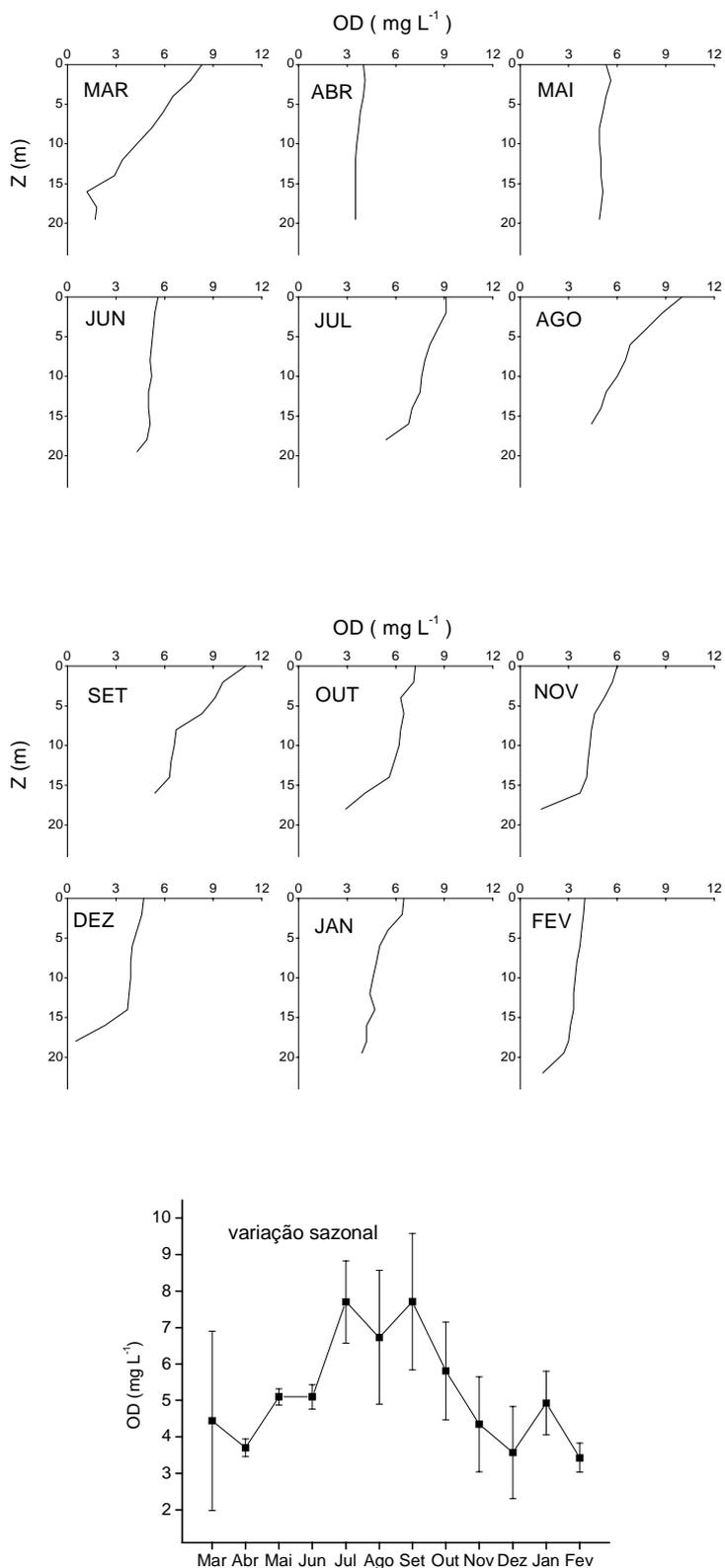


Figura 6 – Variações verticais e sazonal das concentrações de **oxigênio dissolvido** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação das concentrações de OD na coluna d'água.

As concentrações de OD na água determinam rotas e taxas de decomposição (Antonio & Bianchini Jr., 2003; Antonio *et al.*, 1999; Cunha & Bianchini, 1999; Bitar *et al.*, 2002). As concentrações de OD obtidas neste inventário indicam que a decomposição de matéria orgânica ocorre, principalmente, por processos aeróbios.

Nos meses mais quentes, quando as concentrações de OD diminuam próximo ao sedimento, pode ter ocorrido nesta região, predomínio de decomposição por microrganismos anaeróbio-facultativos, porém não se verificou anaerobiose durante o inventário.

Quanto à formação de substâncias húmicas, que é um processo de interesse neste estudo, os processos de oxidação de ácidos fúlvicos e húmicos geralmente superam os de polimerização em ambientes aeróbios. Enquanto que em ambientes reduzidos (ausência de oxigênio ou baixas concentrações) as grandes concentrações de material orgânico e grupos fenólicos, geralmente aí encontrados, aumentam as chances de formação de substâncias húmicas (Thurman, 1985).

5.1.4 pH

Apesar das variações de pH em reservatórios decorrerem de vários fatores, como características geológicas, despejos e evaporação, supõe-se que, em geral, as alterações do pH estiveram relacionadas com os processos de fotossíntese e decomposição. Os valores de pH (Figura 7) variaram intensamente na coluna d'água. Geralmente, os valores encontrados foram menores na superfície, aumentaram até ≈ 3 m de profundidade e diminuam novamente nas camadas inferiores.

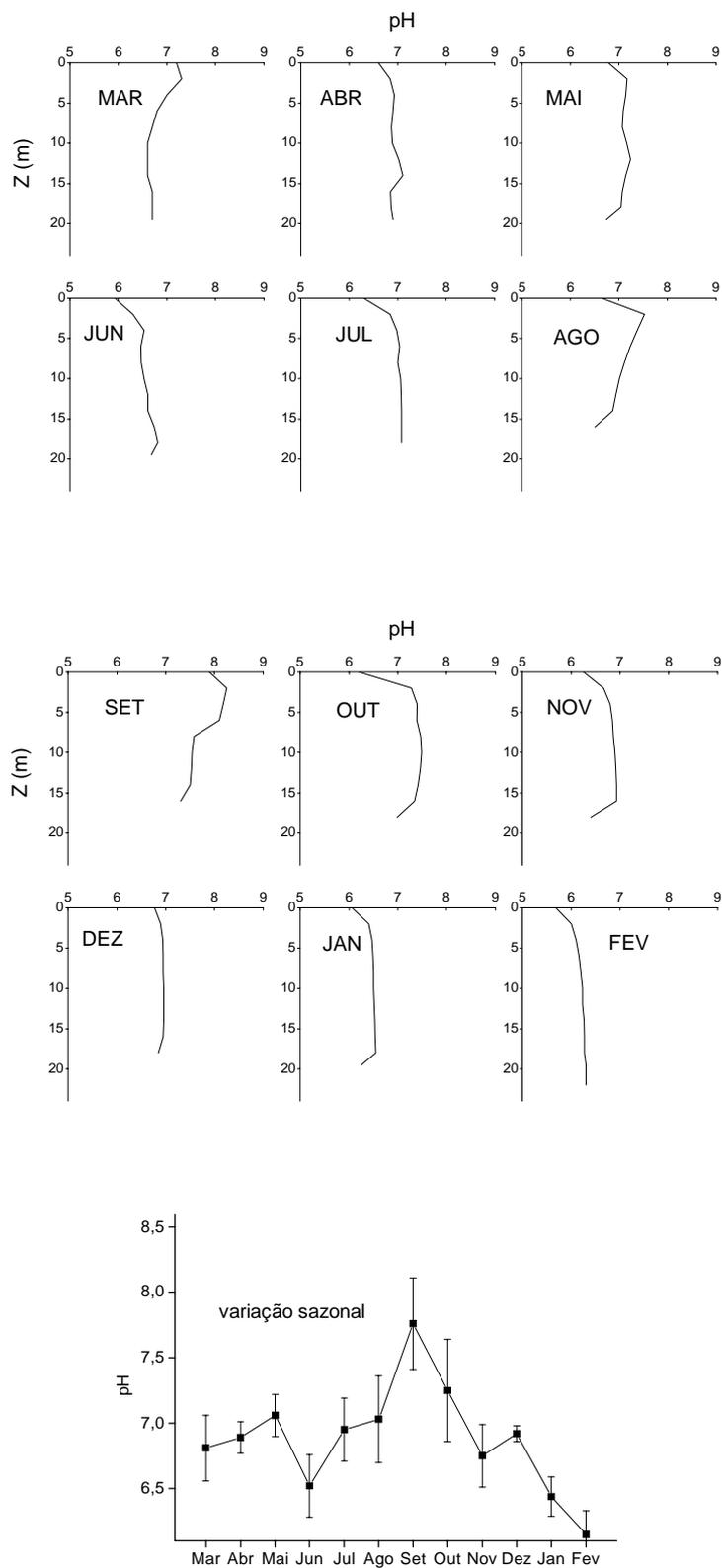


Figura 7 – Variações verticais e sazonal do **pH** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação do pH na coluna d'água.

O processo de utilização de CO_2 na fotossíntese induz a liberação de íons OH^- , aumentando os valores de pH. Assim os aumentos dos valores de pH nas camadas superficiais, provavelmente, deveram-se à fotossíntese (Brown, 1972). As diminuições dos valores de pH próximos ao fundo, provavelmente, estiveram relacionadas aos processos de decomposição que geram CO_2 e outros ácidos orgânicos.

Nos ambientes aquáticos, o pH está associado ao estado químico de muitos compostos, como o carbono inorgânico (Horne & Goldman, 1994), o qual depende de uma cadeia de reações de tamponamento de ácido carbônico e da quantidade de bicarbonato e carbonato derivados de rochas. O dióxido de carbono (CO_2) gasoso se dissolve na água e forma dióxido de carbono solúvel. Este reage com a água e produz ácido carbônico (H_2CO_3) que dissocia-se e equilibra-se como bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) (Horne & Goldman, 1994). O CO_2 livre domina em águas com pH 5, enquanto que em pH acima de 9,5 o CO_3^{2-} é predominante. Entre pH 7 e 9, o HCO_3^- predomina (Wetzel, 1983).

Temporalmente, no geral, os valores médios de pH na coluna d'água aumentaram de março a setembro e diminuíram a partir de setembro até fevereiro. Com base na variação temporal registrada durante o inventário e das considerações anteriormente mencionadas, supõe-se que nos meses em que foram verificados valores de pH mais elevados (set. e out.) prevaleceram os processos fotossintéticos na coluna d'água do reservatório e nos meses que apresentaram valores mais baixos (jan. e fev.) predominaram os processos degradativos. Para fins de comparação, um estudo comparativo entre a represa do Lobo (22° 15' S e 47° 49' O) e o reservatório de Barra Bonita (Calijuri & Tundisi, 1990) mostrou que o pH de Barra Bonita foi mais elevado (7,20 no inverno e 7,35 no verão) que o da represa do Lobo (6,23 no inverno e 6,67 no verão).

5.1.5 Condutividade elétrica

Em alguns meses (mai., jun., jul., nov., jan. e fev.) observaram-se elevações dos valores de condutividade elétrica da água próximo ao fundo (Figura 8) e nos demais (ago., set., out., dez., mar. e abr.) não houve variação. Os valores de CE de setembro até dezembro/2001 (pouca precipitação) estiveram próximos a $350 \mu\text{S cm}^{-1}$ e de janeiro e fevereiro/2002 (precipitação elevada) estiveram próximos a $200 \mu\text{S cm}^{-1}$. O reservatório de Barra Bonita, nos anos de 1986 - 87, também apresentou valores de condutividade elétrica mais elevados no período de baixa precipitação (média = $162 \mu\text{S cm}^{-1}$ - inverno) e valores menores no período de alta precipitação (média = $115 \mu\text{S cm}^{-1}$ - verão), (Calijuri & Tundisi, 1990). Pode-se verificar que os valores encontrados no presente estudo foram mais elevados que os observados anteriormente.

A condutividade elétrica é uma medida da habilidade de uma solução aquosa de conduzir corrente elétrica. Esta habilidade depende da temperatura e da concentração, mobilidade e valência dos íons (APHA, 1999). As oscilações verificadas no fundo do reservatório, provavelmente estejam indicando que houve uma variação destes fatores, principalmente no que se refere aos incrementos das concentrações de íons, decorrentes do predomínio dos processos de mineralização dos estratos profundos do reservatório. Em particular, cita-se a ocorrência do processo de amonificação ($\text{NOD} \rightarrow \text{NH}_4^+$) que prevalece na escassez de oxigênio, ou anaerobiose dos hipolímnios de águas eutróficas (Stráskraba & Tundisi, 2000), elevando os valores de condutividade. Talling & Talling (1965) *apud* Golterman (1975), classificaram lagos na África de acordo com seus valores de condutividade elétrica: Classe I $< 600 \mu\text{S cm}^{-1}$; Classe II $600 - 6000 \mu\text{S cm}^{-1}$ e Classe III $>6000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Os lagos de águas doces com altas concentrações de matéria orgânica (como as águas negras da Amazônia) foram incluídos na Classe I.

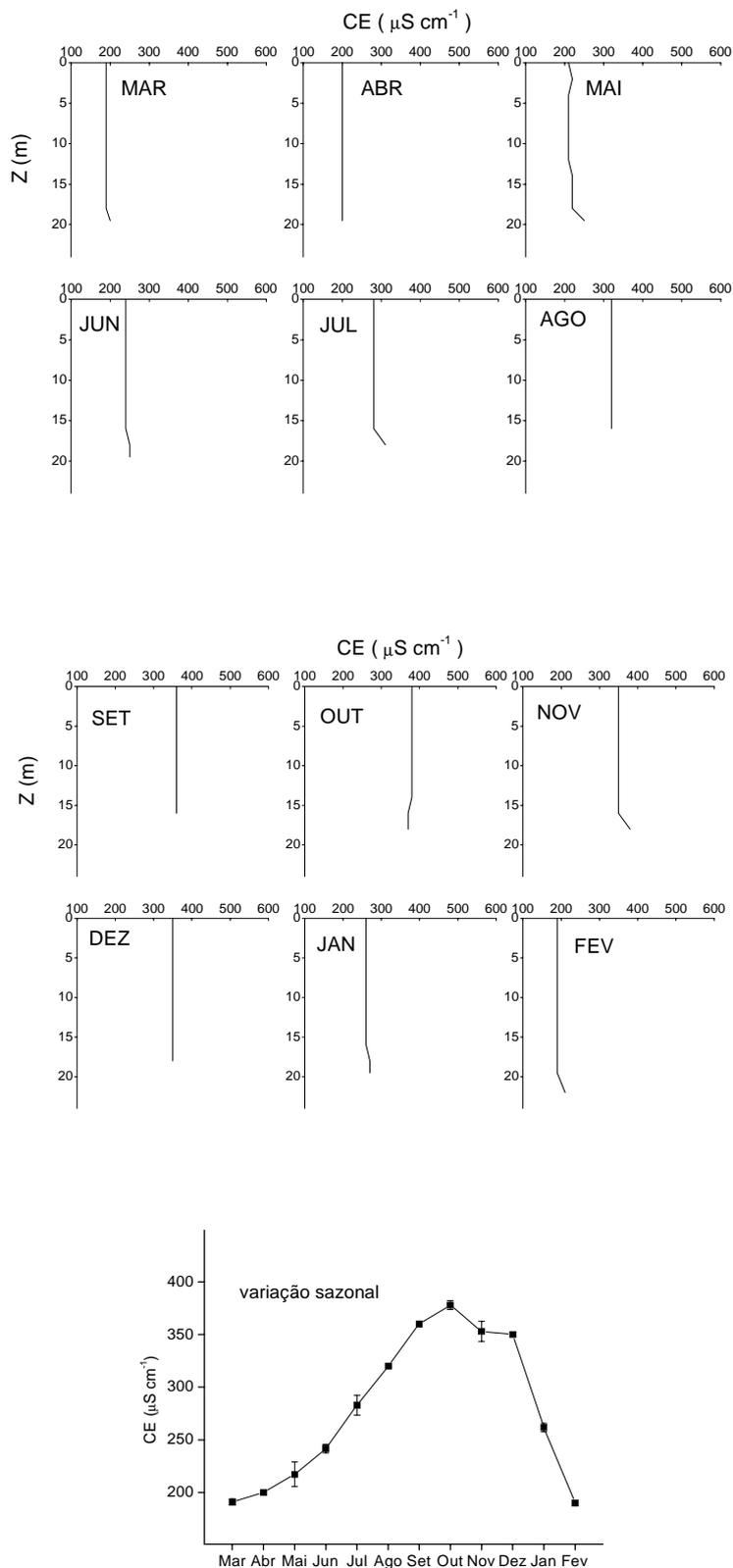


Figura 8 – Variações verticais e sazonal da **condutividade elétrica** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação da condutividade elétrica na coluna d'água.

As Classes II e III incluíram lagos com águas salgadas. De acordo com os resultados deste estudo e dos realizados por Petraco (1995), Calijuri & Dos Santos (2001) e Pacobahyba (2002), o reservatório de Barra Bonita estaria incluído na Classe I. Porém, devido às características geológicas do ambiente em questão, a classificação de Talling & Talling (1965) pode não ser adequada. Assim, esta comparação deve ser considerada com ressalva e revela a necessidade de uma classificação específica para reservatórios e lagos sul-americanos.

Um estudo sobre formações de gases, no qual utilizou-se amostras de sedimento de uma lagoa, mostrou que o incremento da condutividade elétrica, juntamente com o de outras variáveis (temperatura, concentrações de nitrato, etc.) favoreceram, de forma positiva, as taxas de assimilação e de formação de gases (Antonio & Bianchini Jr., 2000).

5.1.6 Sólidos totais dissolvidos

Quanto aos STD (Figura 9), os valores encontrados variaram entre 0,12 e 0,25 g L⁻¹; as concentrações mais elevadas foram observadas próximas ao sedimento; porém, não ocorreram mudanças acentuadas na coluna d'água. Os valores aumentaram com o aumento da precipitação (Figura 3A) que provavelmente induziu a entrada de STD no reservatório, provenientes da bacia hidrográfica (enxurradas) e de aduções dos tributários. Quanto à distribuição vertical, verificou-se que em setembro os valores mais elevados foram encontrados próximos à superfície; em outubro, os valores mais elevados foram verificados até aproximadamente 15 m e decresceram próximo ao fundo. Em novembro, houve elevação dos valores nas camadas mais profundas, assim como ocorreu em janeiro e em fevereiro, em dezembro não houve variação.

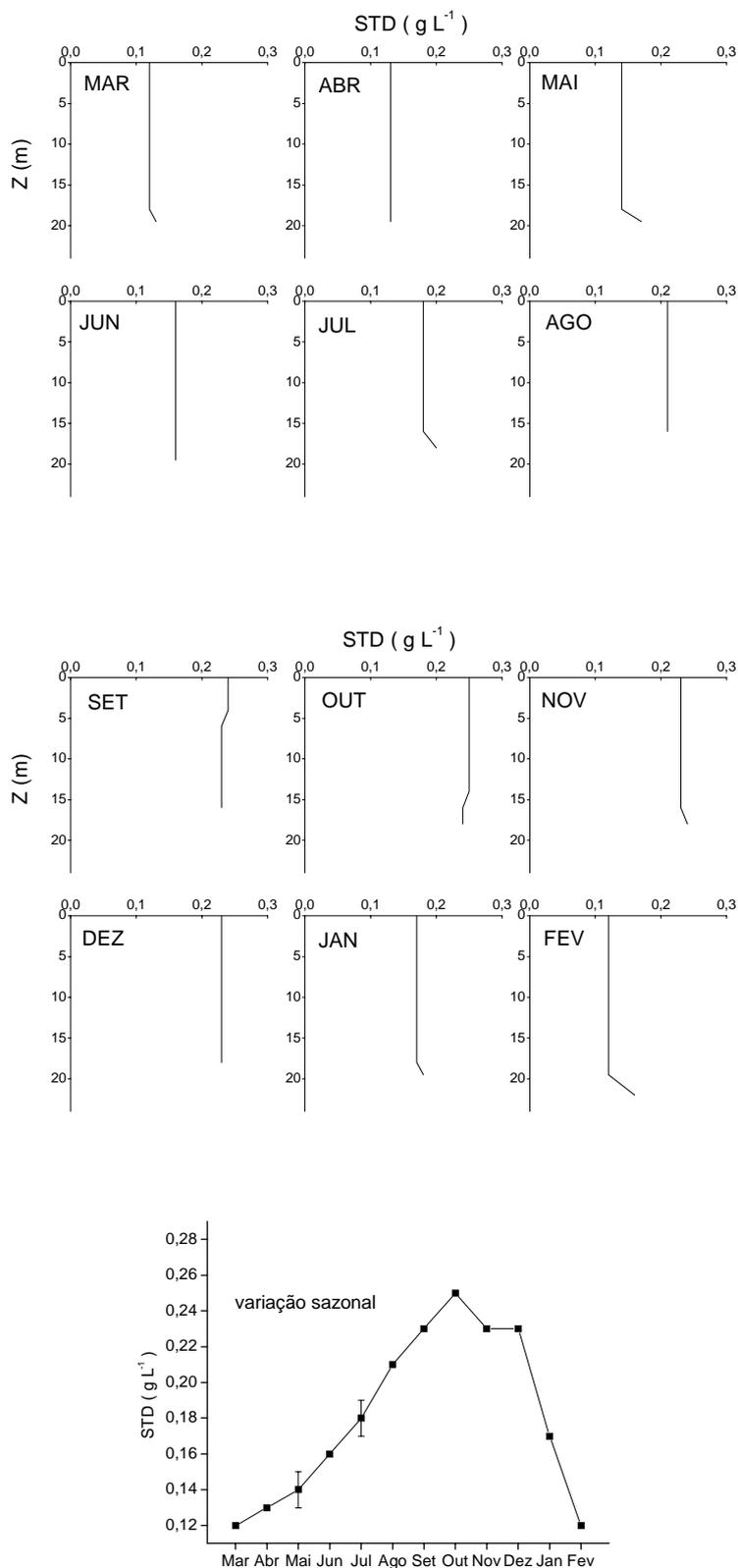


Figura 9 – Variações verticais e sazonal das concentrações de **sólidos totais dissolvidos** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação dos valores de STD na coluna d'água.

Os valores encontrados durante o inventário estiveram abaixo dos níveis máximos aceitos de STD na água para utilização por animais, de acordo com os seguintes dados: aves 2,86 g L⁻¹; suínos 4,29 g L⁻¹; eqüinos 6,43 g L⁻¹; gado leiteiro 7,15 g L⁻¹; gado de corte 10 g L⁻¹; caprinos 12,9 g L⁻¹ (Secretaria de Recursos Hídricos - MG, 2003). Para fins de comparação, dados divulgados pelo Boletim IG-USP (Szikszay & Teissedre, 1981) sobre aspectos de águas minerais mostraram que águas rochosas cristalinas apresentaram teores de STD entre 0,28 e 2,20 g L⁻¹ e águas vulcânicas apresentaram valores mais elevados, entre 6,8 e 23,0 g L⁻¹.

5.1.7 Potencial de oxi-redução

As variações verticais dos POR apresentaram valores próximos a 100 mV na superfície e valores negativos próximos ao fundo, com poucas variações nas profundidades intermediárias (Figura 10). Estes valores são considerados baixos, encontrados em águas com pouco oxigênio ou mesmo entre camadas de lodo e água e significa que possuem uma elevada capacidade redutora (doar elétrons) (Golterman, 1975). Águas do hipolímnio com pouco oxigênio geralmente apresentam potencial de oxi-redução abaixo de 100 mV, pois possuem uma forte capacidade redutora (Golterman, 1975). A falta de oxigênio permite a presença de compostos que poderiam ser oxidados (Mn²⁺, Fe²⁺, H₂S, CH₄, NH₄⁺, etc.) (Golterman, 1975). Nestas condições, tais compostos são liberados na decomposição anaeróbia de detritos orgânicos e utilizados como aceptores de elétrons. Algumas importantes reações ocorrem em condições com potencial de oxi-redução de aproximadamente 200 mV, tais como: a redução do nitrato, nitrito, sulfato e íon férrico (Golterman, 1975).

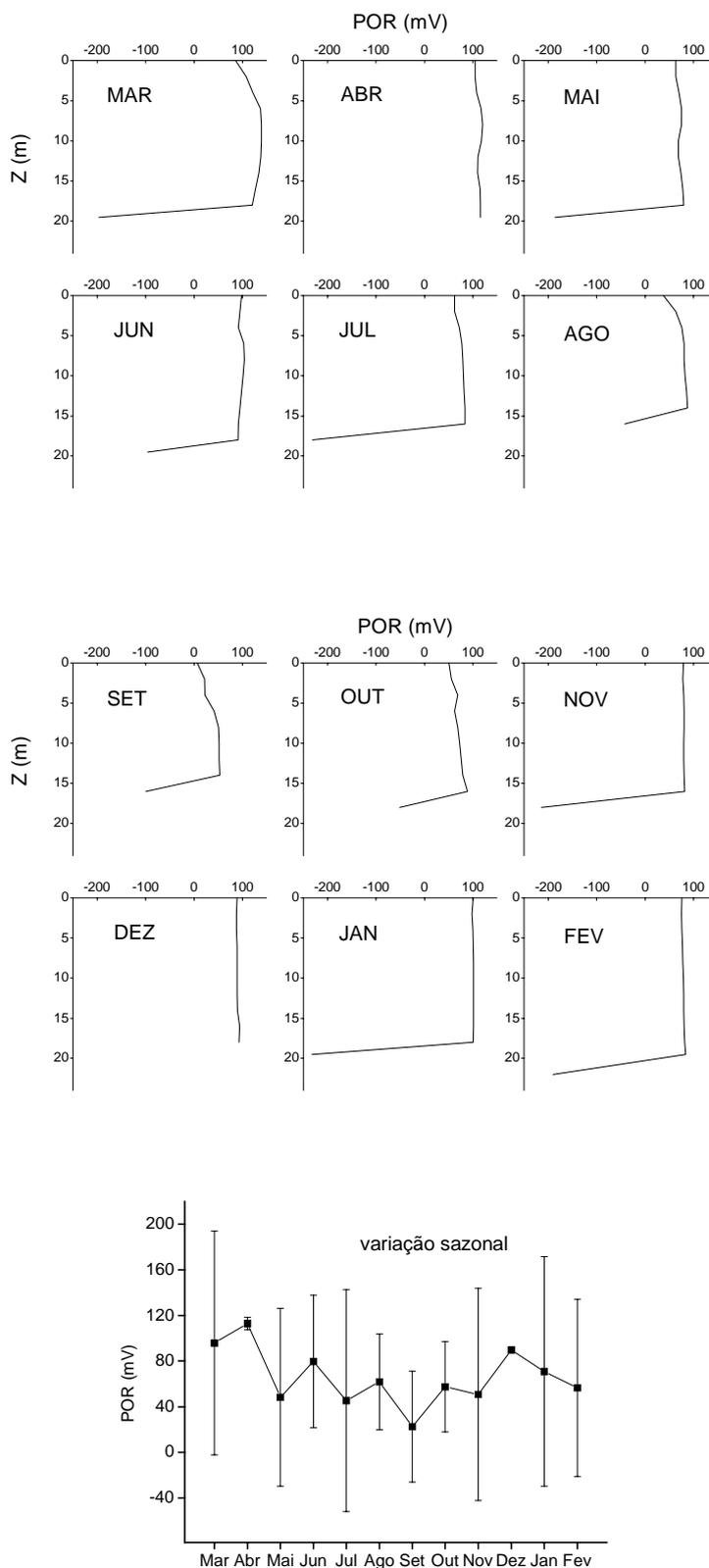


Figura 10 – Variações verticais e sazonal dos **potenciais de oxi-redução** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação do potencial de oxi-redução na coluna d'água.

Lagos que contêm elevadas concentrações de substâncias húmicas geralmente apresentam $POR \approx 350$ mV (Wetzel, 1983). As condições redutoras na presença de substâncias húmicas permitem o enriquecimento de metais pela complexação e adsorção de moléculas ácidas (Wetzel, 1983). Quanto à variação temporal dos POR, verificaram-se valores mensais médios entre 112 mV (abril) e 23 mV (setembro) e apresentou relação inversa ($r^2 = 0,44$) com as concentrações mensais médias de OD.

5.1.8 Turbidez

De modo geral, a TU foi mais elevada na superfície do reservatório (Figura 11). A turbidez na água é causada por materiais em suspensão e é uma expressão de propriedade óptica que leva a luz a ser difundida e absorvida ao invés de ser transmitida em linhas retas através da água (APHA, 1999). A correlação entre a turbidez e a concentração de material em suspensão é difícil, pois o tamanho, o formato e o índice de refração das partículas também afetam as propriedades de difusão da luz (APHA, 1999). Temporalmente, a TU tendeu relacionar-se com a PREC ($r^2 = 0,60$), a CE ($r^2 = 0,30$) e os STD ($r^2 = 0,30$), apresentando incremento de valores de maio até dezembro. Dentre as formas de carbono consideradas, verificou-se que a TU só relacionou-se (fracamente) com o CID que, de acordo com o item 5.1.11, constituiu-se principalmente por HCO_3^- . Os valores médios na coluna d'água variaram de 0 a 30 (NUT). Estes valores são próximos aos encontrados por Panhota & Bianchini Jr. (2003) (Anexo I).

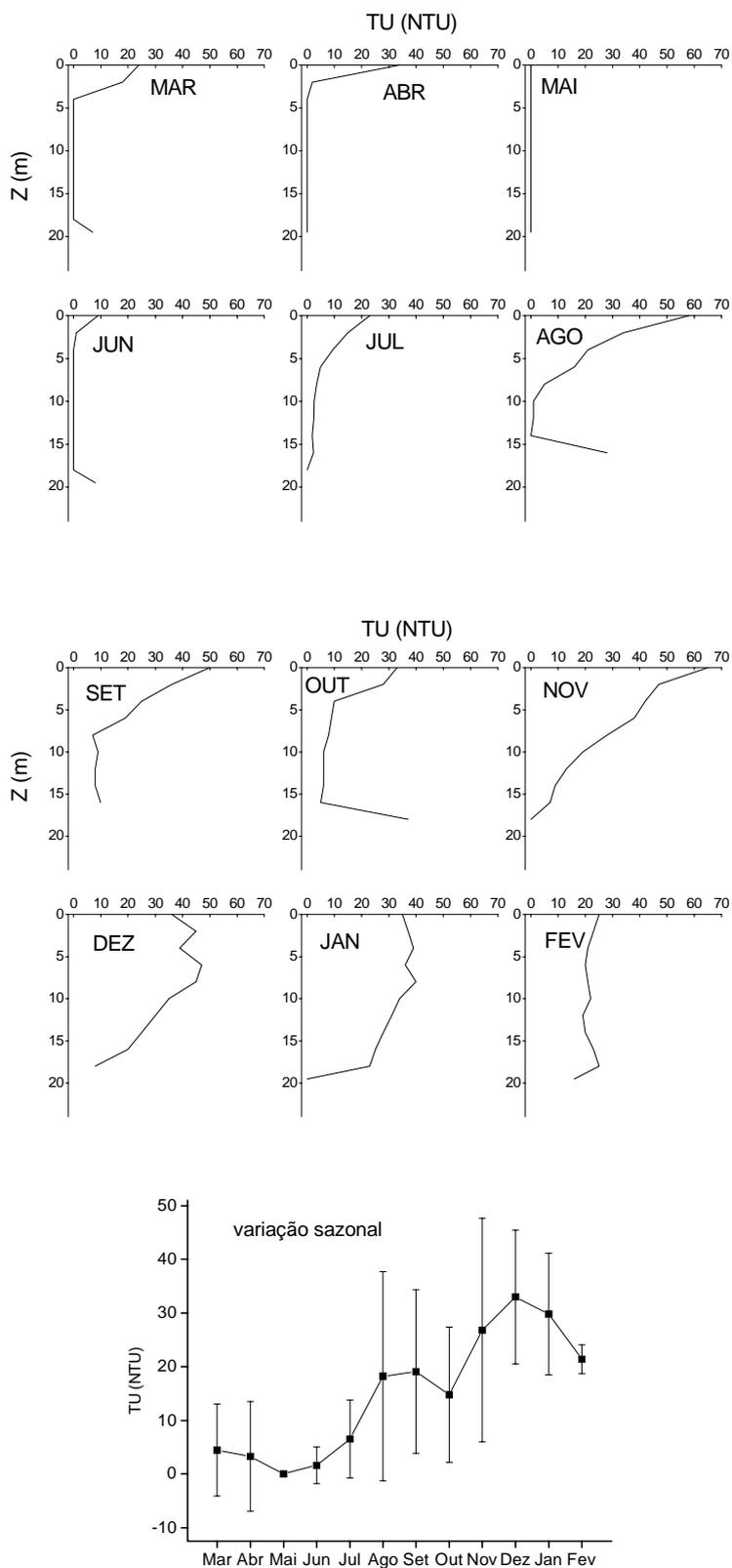


Figura 11 - Variações verticais e sazonal da **turbidez** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação da turbidez na coluna d'água. Onde: NTU = unidades nefelométricas de turbidez.

5.1.9 Radiação solar subaquática e profundidade de extinção do disco de Secchi

Os resultados das quantificações de RSS estão apresentados na Figura 12. Quanto aos valores de radiação subaquática na subsuperfície (I_0) (Figura 12I), os maiores valores foram registrados em março ($2050 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e abril ($2149 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

A absorção da radiação que atinge a superfície de um corpo d'água ocorre pelas moléculas de água, por substâncias dissolvidas (principalmente substâncias húmicas), pelos organismos clorofilados e pelos detritos (orgânicos e inorgânicos) particulados em suspensão (Esteves, 1998). As substâncias húmicas (SH), quando presentes, tornam a água amarelada e por isso são importantes na absorção da radiação luminosa, especialmente na região que corresponde ao final do azul, que é um dos comprimentos de onda mais importantes para a fotossíntese (Esteves, 1998). Devido à ação dos raios ultravioletas, ocorre então a fotólise das substâncias húmicas, produzindo moléculas de baixo peso molecular (Jones, 1992) que podem ser utilizadas como substrato por microrganismos ou convertidos diretamente em CO_2 (Mopper *et al.*, 1991; Kieber *et al.*, 1989).

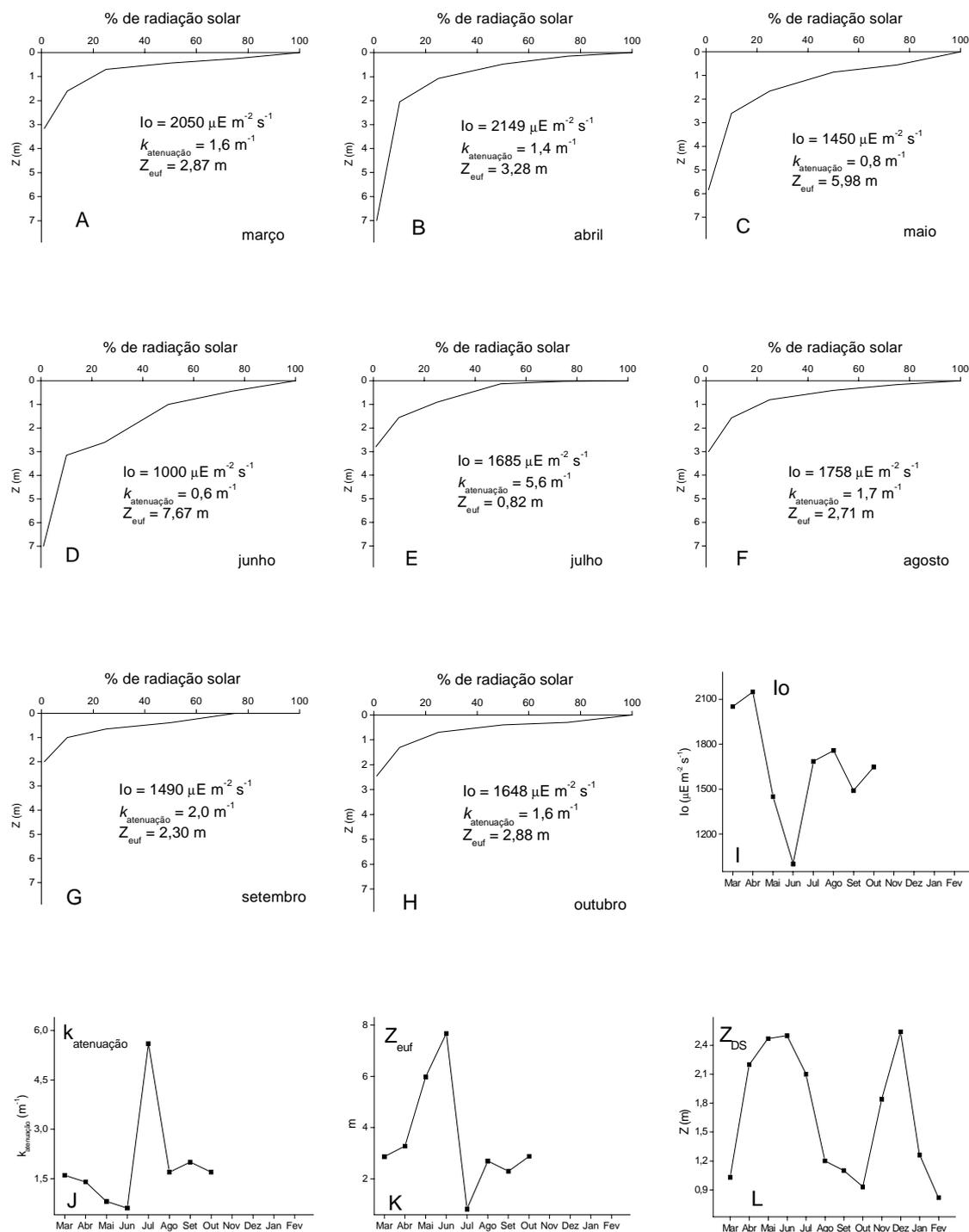


Figura 12 – Variações sazonais da **radiação solar subaquática** (A - H), do I_0 , (I) do $k_{atenuação}$ (J), da Z_{euf} e da Z_{DS} (L), do reservatório de Barra Bonita.

A partir dos perfis verticais de radiação subaquática estimaram-se os coeficientes de atenuação vertical da luz ($k_{\text{atenuação}}$) (Figura 12J). Os coeficientes $k_{\text{atenuação}}$ mais elevados foram registrados em julho ($5,6 \text{ m}^{-1}$) e setembro ($2,0 \text{ m}^{-1}$) e os mais baixos em maio e junho ($0,8$ e $0,6 \text{ m}^{-1}$, respectivamente). Jati (1998) encontrou valores de $k_{\text{atenuação}}$, entre $0,42$ e $0,93 \text{ m}^{-1}$; próximos aos valores mais baixos encontrados neste estudo.

A atenuação da radiação é um fenômeno que ocorre de maneira exponencial ao longo da coluna d'água e é função principalmente da quantidade de material em suspensão, visto que ocorre absorção e perdas de radiação para a atmosfera (Esteves, 1998). No entanto esta variável não apresentou-se fortemente relacionada com os STD ($r^2 = -0,12$). É possível que além dos STD, a turbidez biogênica tenha interferido nestas medias.

Além do I_0 e do $k_{\text{atenuação}}$, calculou-se a profundidade da zona eufótica ($Z_{\text{euf}} = \ln(1/100) / -k_{\text{atenuação}}$) (Figura 12K) para cada mês. Tais valores variaram entre $0,82 \text{ m}$ (julho) e $7,67 \text{ m}$ (junho). Um estudo realizado anteriormente no reservatório de Barra Bonita (Calijuri, 1988) e outro realizado no mesmo período do inventário (Panhota & Bianchini Jr., 2003), apresentaram valores de Z_{euf} entre $2,50$ e $5,62 \text{ m}$ no inverno e entre $1,00$ e $3,85 \text{ m}$ no verão. Esta região iluminada da coluna d'água depende, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática (Esteves, 1998). O limite inferior da Z_{euf} é geralmente adotado como sendo a profundidade cuja intensidade de radiação corresponde a 1% de I_0 ; nesta região considera-se que a produção primária líquida seja aproximadamente igual à respiração das comunidades (região de compensação) (Esteves, 1998). Porém, têm-se verificado que, em ambientes tropicais são encontradas algas (*e.g.* cianofíceas) capazes de manter taxas fotossintéticas significativas, mesmo localizando-se abaixo de 1% da radiação incidente (Esteves,

1998). A Z_{euf} apresentou relação negativa com a TU ($r^2 = -0,30$), indicando ter sido afetada principalmente por compostos inorgânicos na água (item 5.1.8).

As profundidades de desaparecimento do disco de Secchi, estão apresentadas na Figura 12L. Tais profundidades apresentaram aumento de março até junho, quando o disco pôde ser visualizado à cerca de 2,5 m. Houve queda na profundidade de desaparecimento do disco de Secchi de julho até outubro, quando foi registrado $Z_{DS} = 0,93$ m. Ocorreu um novo aumento em novembro e dezembro e nova queda em janeiro e fevereiro. A maior profundidade de desaparecimento do disco de Secchi foi verificada no mês de dezembro ($Z_{DS} = 2,54$ m) e a menor, em fevereiro ($Z_{DS} = 0,82$ m). Estudos realizados entre julho de 1993 e junho de 1994 (Calijuri & Dos Santos, 2001) verificaram no verão, um valor médio de $Z_{DS} = 1,9$ m e no inverno de $Z_{DS} = 2,1$ m (Anexo I). No presente estudo, a média da primavera e verão (outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março) foi de 1,4 m e do outono e inverno (demais meses) foi de 1,72 m. A profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (Z_{DS}) apresentou relação positiva com a Z_{euf} ($r^2 = 0,34$) ($Z_{euf} = 2,5 \times Z_{DS}$).

Junho, apesar do menor I_0 (Figura 12I), foi quando se verificou a maior transparência da água. A Z_{euf} neste mês foi a mais elevada (Figura 12K) e decorreu do baixo $k_{atenuação}$ (Figura 12J). Provavelmente este evento esteve basicamente relacionado com as baixas precipitações pluviométricas desta época, em conjunto com o rebaixamento da temperatura, que por sua vez, tende a inibir os crescimentos fitoplanctônicos. Além destes fatores, o aumento do TRH tende também a favorecer os processos de sedimentação.

Para o reservatório de Barra Bonita, tem-se argumentado que os principais agentes atenuadores verticais da radiação luminosa originaram-se do material em suspensão proveniente da drenagem superficial da bacia hidrográfica e da turbulência da

água (Calijuri & Dos Santos, 2001), os resultados obtidos neste estudo concordam com este argumento. Porém os crescimentos de fitoplâncton em determinadas épocas do ano, podem também contribuir como agente atenuador da luz. Durante as visitas ao reservatório florescimentos de algas foram verificados (visualmente). Na Figura 12L, as reduzidas visualizações do disco de Secchi que ocorreram em agosto, setembro e outubro refletiram, provavelmente, os florescimentos de algas que ocorreram naquele período, quando $K_{\text{atenuação}}$ apresentou valores relativamente elevados ($\approx 2 \text{ m}^{-1}$) e a Z_{euf} foi relativamente reduzida. É possível, ainda, que as concentrações relativamente elevadas de STD tenham contribuído para tais atenuações da radiação (Figura 9).

5.1.10 Íons cálcio

As concentrações de Ca^{2+} variaram temporal e espacialmente durante o levantamento limnológico (Figura 13). Nos meses de maio a setembro, quando a precipitação pluviométrica e a temperatura diminuíram, verificou-se a diminuição das concentrações de Ca^{2+} no hipolímnio. Quando voltou a chover (em outubro) esta condição inverteu-se e as concentrações no hipolímnio elevaram-se. O acúmulo de cálcio pode ocorrer no hipolímnio de lagos produtivos com pouco cálcio devido à decomposição em períodos de estratificação (Wetzel, 1983). Isto ocorre devido à decomposição de CaCO_3 que precipita na coluna d'água e se deposita nos sedimentos. Em águas com baixos teores salinos, o ciclo do carbono encontra-se estritamente ligado às concentrações de cálcio.

Compostos orgânicos (amino ácidos, ácidos graxos e ácidos húmicos) adsorvem-se ao CaCO_3 (particulado e coloidal) e há até evidências que ocorre competição entre o CaCO_3 e as bactérias por substratos orgânicos (Wetzel, 1983).

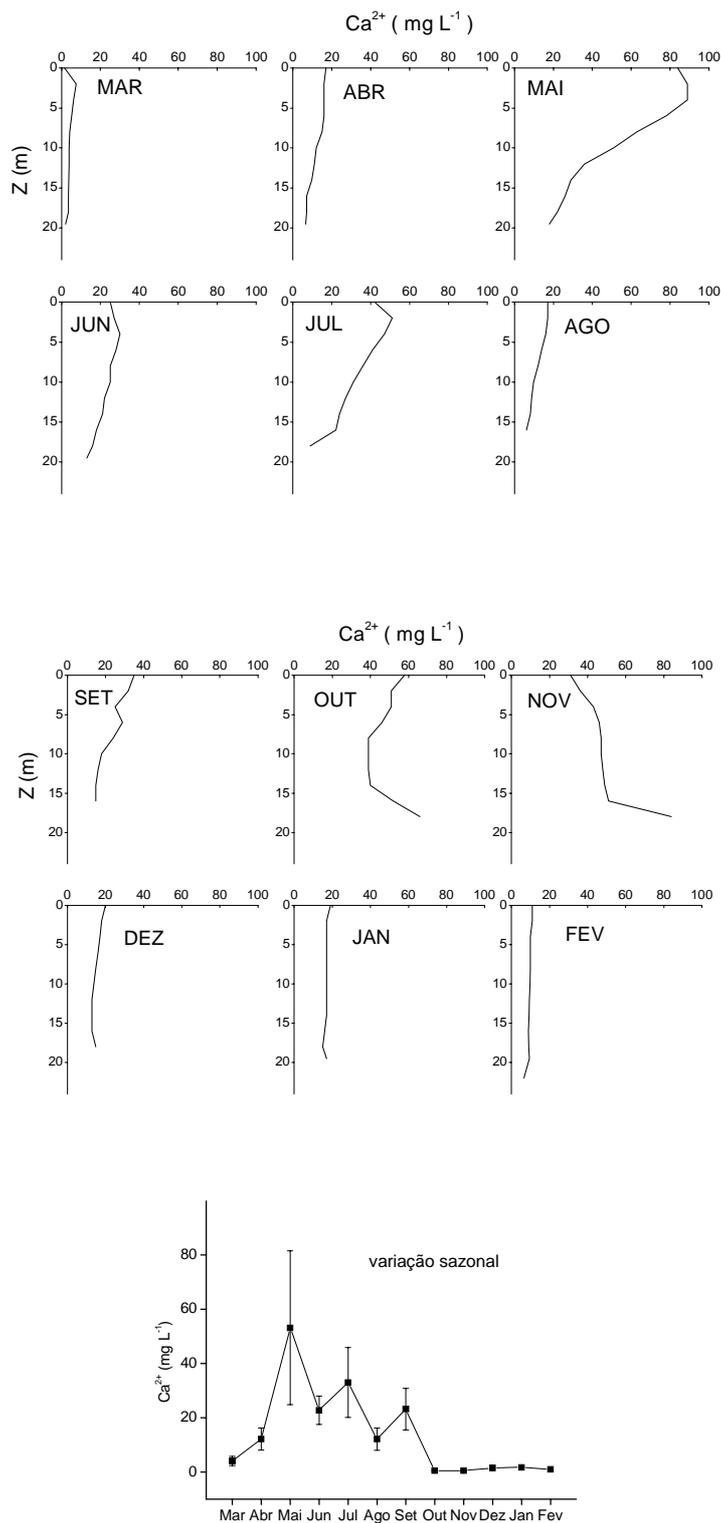


Figura 13 – Variações verticais e sazonal das concentrações de íons cálcio (Ca^{2+}) do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002). As barras verticais na figura de variação sazonal representam as amplitudes de variação das concentrações de íon cálcio na coluna d'água.

Reconhece-se também que o processo de fotossíntese, em sistemas lênticos, eleva a velocidade de precipitação de carbonato de cálcio (CaCO_3), pois a assimilação de CO_2 faz com que o CaCO_3 precipite até o equilíbrio ser restabelecido pela formação de CO_2 (ex: $\text{Ca}_2 + \text{HCO}_3 \rightleftharpoons \text{CaCO}_3\downarrow + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$) (Wetzel, 1983).

A diminuição das concentrações de cálcio e de carbono inorgânico no epilímnio e metalímnio pode estar, portanto, associada aos incrementos de taxas fotossintéticas pelo fitoplâncton (Wetzel, 1983). A este mesmo motivo, devem estar associadas também, as diminuições das concentrações médias de Ca^{2+} na coluna d'água que ocorreram nos meses mais quentes (mar., out., nov., dez., jan. e fev.).

Outro processo importante que diferencia as águas calcárias é a co-precipitação do fósforo: o cálcio não somente precipita e forma floculantes brancos como adsorve o fósforo. Esse fato cria condições significativamente diferentes para a produção de algas do que aquelas verificadas em águas não-calcárias (Stráskraba & Tundisi, 2000).

Um estudo realizado com águas minerais de algumas fontes naturais brasileiras, apresentou dados de concentrações de Ca^{2+} entre 0,5 a 30,1 mg L^{-1} (Rebelo & Araújo, 1999). No presente estudo alguns dos meses inventariados apresentaram concentrações mais elevadas que as de fontes subterrâneas, por exemplo, o mês de maio apresentou como média da coluna d'água, 53,18 mg L^{-1} .

Com relação a outros ecossistemas aquáticos, para fins de comparação, encontraram-se as seguintes concentrações de Ca^{2+} : águas profundas do oceano = 13000 mg L^{-1} ; lago Tanganyika (África oriental) = 10 mg L^{-1} ; lago Vechten (Holanda) = 47,5 mg L^{-1} no epilímnio e 68,7 mg L^{-1} no hipolímnio (Golterman, 1975). Verifica-se portanto, que no lago Vechten também ocorrem concentrações de Ca^{2+} mais elevadas no hipolímnio.

5.1.11 Carbono

Com relação ao CT (Figura 14A), houve redução das concentrações nos meses mais frios, sobretudo em maio, junho e julho. Verificou-se que as concentrações de COT acompanharam estas oscilações. Provavelmente, tal redução foi devida à diminuição de aportes autóctones (produção primária) e alóctones (tributários), que geralmente ocorre nestes meses, que também são mais secos. Porém, outra queda nas concentrações de COT ocorreu em janeiro, fevereiro e março.

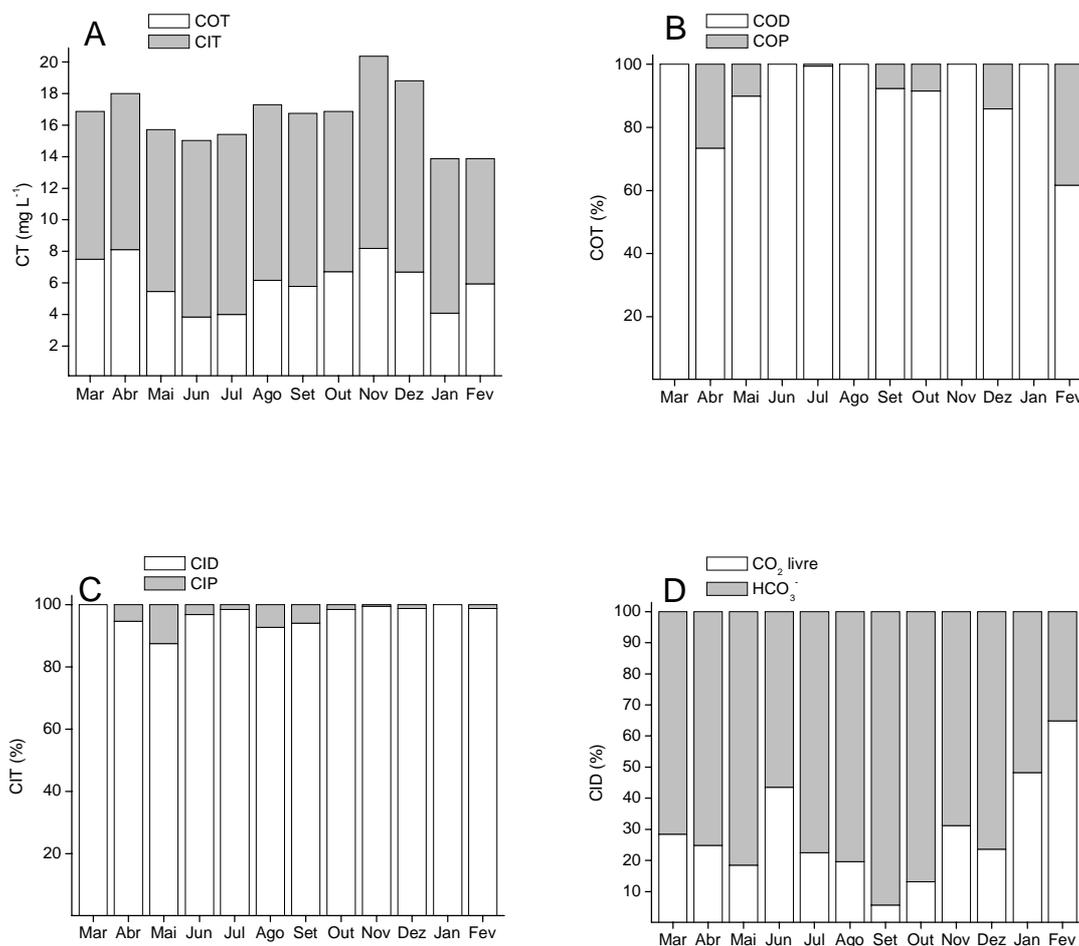


Figura 14 – Variações sazonais das concentrações de **carbono** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

Neste caso, as causas podem ter sido outras, como a mineralização de carboidratos, que pode ser favorecida mediante temperaturas mais elevadas (Antonio & Bianchini Jr., 2002). De fato, como será visto, os coeficientes de mineralização foram elevados nestes meses.

O CT foi composto, principalmente, pelo CIT (Figura 14A). As concentrações de CIT não apresentaram queda nos meses mais frios, mas nos meses mais quentes (mar., jan. e fev.). Nos meses mais frios o aporte pode ter ocorrido por processos oxidativos (*e.g.* respiração) enquanto que a queda verificada nos meses quentes pode ter sido resultante de processos fotossintéticos (assimilação de CO₂).

As concentrações de COT tiveram forte influência das concentrações de COD (Figura 14B). Segundo Otha *apud* Calijuri & Tundisi (1990), este reservatório apresenta elevadas concentrações de COD (“um máximo de 18 mg L⁻¹”). Porém as concentrações encontradas durante o inventário não ultrapassaram 8,2 mg L⁻¹ (novembro) e a média foi 5,5 mg L⁻¹. No geral, o COD origina-se principalmente da decomposição de plantas e animais e a partir de produtos de excreção destes organismos. Seus principais componentes são: proteínas, carboidratos, lipídeos e compostos húmicos (Esteves, 1998). Contudo, especificamente neste ambiente, as aduções de esgoto devem se constituir também em fonte importante de COD, conforme discutido por Valente *et al.* (1997).

O carbono particulado (COP e CIP) (Figura 14B e 14C) determinado neste estudo, compôs-se de partículas menores que 1,2 µm e maiores que 0,22 µm. Assim, supõe-se que o COP constituiu-se principalmente de bactérias, fitoplâncton e TEP. O COP foi mais expressivo na composição do COT em abril (≈ 20 %); a partir de setembro as contribuições de COP tenderam a aumentar continuamente até fevereiro. Neste período, provavelmente, as concentrações de COP foram incrementadas pelos

crecimentos da biomassa de organismos (algas + bactérias) e elevações da temperatura, da intensidade luminosa e do fotoperíodo. O CIP (Figura 14C) constituiu-se, provavelmente de partículas de carbonatos e foi mais expressivo para o CIT em maio, agosto e setembro.

As concentrações de CIT foram determinadas, principalmente, pelas concentrações de CID (Figura 14C), as quais apresentaram relação linear positiva com a condutividade elétrica ($r^2 = 0,49$), mostrando ser um fator que contribui para os aumentos desta variável. Dentre as formas de CID encontradas nos ambientes aquáticos encontram-se principalmente: o CO_2 , o H_2CO_3 e o HCO_3^- . De acordo com a especiação proposta por Hutchinson (1957) que descreve as proporções de CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-} em função do pH, estimou-se, a partir dos valores de pH mensais, as variações de CO_2 “livre” e de HCO_3^- (Figura 14D) e pôde-se verificar que, devido à variação sazonal do pH, na maioria dos meses o bicarbonato (HCO_3^-) predominou.

A assimilação de CO_2 pela fotossíntese geralmente eleva os valores de pH no meio aquático (Esteves, 1998); porém este consumo pode ser compensado pela dissociação de HCO_3^- , reduzindo assim o pH pela geração de CO_2 (Esteves, 1998). Os processos de intensa decomposição e respiração também liberam CO_2 para o meio e dessa forma reduzem o pH, pela conseqüente formação de ácido carbônico e íons hidrogênio (Esteves, 1998). Assim a elevação das concentrações de CO_2 e diminuição das concentrações de HCO_3^- que ocorreu a partir de setembro podem ser decorrentes das intensificações dos processos de produção primária de organismos que preferencialmente assimilam HCO_3^- (e.g. *Aulacosera*; Vieira, comunicação pessoal) e da decomposição.

5.1.12 Substâncias húmicas

As concentrações de SH na água variaram entre 4,45 e 9,11 mg L⁻¹. O valor médio encontrado durante o inventário foi 6,6 mg L⁻¹ (Figura 15). Segundo Thurman (1985), as concentrações de SH (em base de COD) em águas subterrâneas e marinhas variam entre 0,05 e 0,10 mg L⁻¹; rios e lagos contêm de 0,5 a 4,0 mg L⁻¹; águas coloridas (amareladas) podem apresentar concentrações de SH entre 10 e 30 mg L⁻¹. Dessa forma, as concentrações de SH encontradas no reservatório de Barra Bonita podem ser consideradas relativamente elevadas.

Das variações mensais das concentrações de substâncias húmicas no reservatório (Figura 15) pôde-se observar que as mais elevadas ocorreram no outono (mar. e abr.) e no verão (jan. e fev.). Em outubro, novembro e dezembro as concentrações foram as mais baixas.

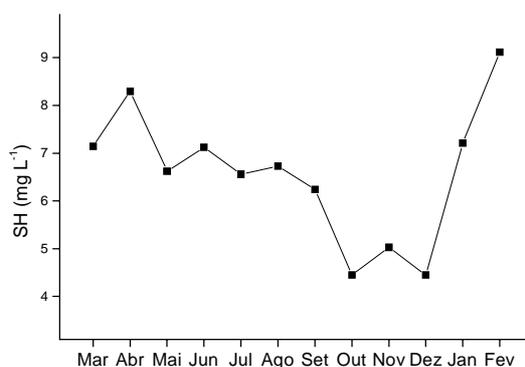


Figura 15 – Variação sazonal das concentrações de **substâncias húmicas dissolvidas** (em base de carbono) do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

As elevações das concentrações de SH verificadas no outono (mar. e abr.) (pouca chuva) possivelmente originaram-se do predomínio das formações de SH a partir da matéria orgânica autóctone sobre os processos de degradação. Neste caso, as

principais fontes de matéria orgânica autóctone para formação de SH podem ter sido a lixiviação de matéria orgânica vegetal (*e.g.* decomposição de macrófitas aquáticas) e os produtos de excreção do fitoplâncton (*e.g.* PEC). No verão (jan. e fev.) ocorreram outros incrementos nas concentrações de SH; nestes casos, as fontes de matéria orgânica predominantes podem ter sido alóctones, provenientes da lixiviação de matéria orgânica e de ácidos húmicos e fúlvico dos solos da bacia hidrográfica, além dos aportes provenientes dos tributários e dos processos de produção primária do fitoplâncton. No entanto, uma vez que o reservatório de Barra Bonita recebe efluentes com elevadas cargas orgânicas, como os rios Tietê e Piracicaba, pode-se supor ainda que não tenha havido diferença significativa entre as fontes de matéria orgânica ao longo do ano.

Os decréscimos das concentrações verificados na primavera (out., nov. e dez.) podem estar associados ao predomínio da decomposição das SH por microrganismos (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002) e/ou por fotólise (Mopper *et al.*, 1991; Kieber *et al.*, 1989) sobre a produção destas substâncias. O decréscimo de produção pode ter ocorrido pela redução dos níveis de matéria orgânica precursora de SH, pois a mesma pode ter subsidiado, principalmente, os processos de mineralização, havendo desta forma, competição entre formação de SH e mineralização por substratos orgânicos.

5.1.13 DBO₅

Os valores de DBO₅ variaram principalmente no final do outono e durante o inverno (de maio até agosto) e houve um pico em agosto (Figura 16). A partir de setembro (começo das chuvas) os valores tenderam a aumentar até fevereiro.

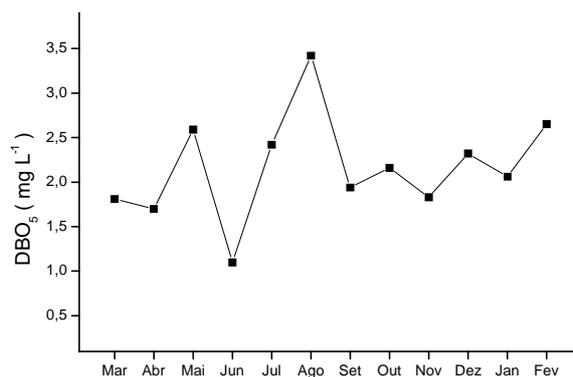


Figura 16 - Variação sazonal da **DBO₅** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

A **DOB₅** não apresentou relação com as concentrações de carbono. A maior relação encontrada da **DBO₅** com variáveis relacionadas à presença de carbono foi verificada com as concentrações de carboidratos totais dissolvidos (os dados serão apresentados no item seguinte); esta relação tendeu ser inversamente proporcional. Em princípio, esperava-se relações diretas entre compostos carbonáceos e a **DBO₅**. Porém, verificou-se que a partir de setembro, quando iniciaram as chuvas, as concentrações de carboidratos totais dissolvidos apresentaram decréscimos até fevereiro (assim como as concentrações de **COT**), podendo este fato estar associado aos processos de diluição. Por outro lado neste período, ocorreram aumentos das concentrações de **SH** (Figura 15) e das chuvas (\equiv material aduzido de origem alóctone) que podem ter contribuído para o incremento da **DBO₅**. Além da interferência das aduções pelas chuvas, estas relações aparentemente sugerem que as frações de **MOD** presentes no reservatório foram relativamente refratárias e não influenciaram no incremento da **DBO₅**; no geral estes resultados apontam para a influência da qualidade do recurso e da diluição promovida pelas chuvas sobre a capacidade de mineralização do sistema. Em trabalho realizado numa lagoa costeira (Lagoa Caconde, RS), Leite & Fonseca (2002) descreveram que o valor médio anual encontrado para razão **DBO₅/DQO** indicou baixo consumo

microbiano e também atribuíram este resultado à predominância de substâncias refratárias sobre as lábeis no ambiente.

A variação sazonal da demanda de oxigênio também pode estar associada às comunidades predominantes de microrganismos e suas variações sazonais que, geralmente, estão associadas aos fatores climáticos, como a temperatura e a presença de oxigênio. Os níveis de OD aumentaram em julho, agosto e setembro (Figura 6), provavelmente favorecendo o desenvolvimento de microrganismos aeróbios. Este fato, aliado à baixa profundidade do reservatório (Figura 4) e à provável concentração e acúmulo de substâncias, inclusive de material lábil, pode ter favorecido o incremento da DBO₅ em agosto.

A elevação da temperatura que ocorreu na primavera e no verão pode também ter contribuído para a elevação das taxas metabólicas. Sabe-se que produção bacteriana e a respiração são sensíveis à temperatura (Antonio & Bianchini Jr., 2002), uma vez que os sistemas enzimáticos sofrem mudanças resultando em alterações das taxas de reação e na seleção de rotas metabólicas específicas. Com base nos processos adotados, tais alterações expressam-se na variação dos coeficientes de reação (*e.g.* CMAE e CMAN) e dos valores das relações estequiométricas (*e.g.* O/C).

Quando se trata de decréscimo dos valores de DBO₅, as inibições das atividades microbianas também devem ser consideradas. Tais inibições podem ocorrer pela presença de compostos xenobiontes. A presença destes compostos são frequentes neste reservatório. Um levantamento realizado pela CETESB (2002) mostrou a presença dos seguintes compostos no reservatório de Barra Bonita: alumínio, cádmio, chumbo, cobre, fenóis, mercúrio, níquel e zinco. Dentre estes, o alumínio, o chumbo, os fenóis, o mercúrio e o níquel apresentaram concentrações acima dos valores máximos permitidos pelo CONAMA (CETESB, 2002) em janeiro de 2002. No mesmo mês, neste estudo, as

concentrações de COD e CHO foram relativamente elevadas, enquanto os valores de DBO₅ foram relativamente reduzidos.

5.1.14 Carboidratos totais dissolvidos

Verificou-se que as concentrações de CHO (glicose) na água do reservatório variaram entre 25,21 mg L⁻¹ a 36,97 mg L⁻¹ (Figura 17).

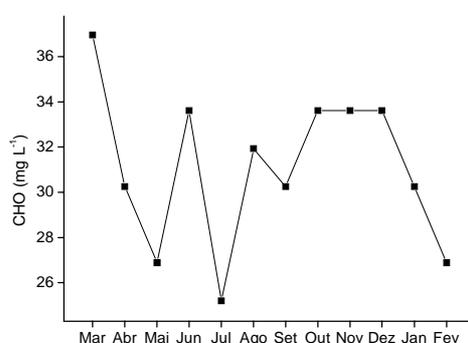


Figura 17 - Variação sazonal das concentrações de **carboidratos totais dissolvidos** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

A concentração mais elevada de CHO ocorreu em março ($\approx 37 \text{ mg L}^{-1}$). Foram registradas concentrações relativamente elevadas também em junho. De agosto a dezembro (primavera e começo do verão) as concentrações tenderam a permanecer elevadas. As origens dos CHO no reservatório podem ter sido autóctones ou alóctones. O pico verificado em junho aparentemente foi provavelmente de origem alóctone, uma vez que no inverno já foram verificadas baixas produções primárias neste reservatório (Calijuri & Dos Santos, 2001). Já as concentrações de CHO, que prevaleceram entre agosto e dezembro, podem ter sido principalmente de origem autóctone, pois neste período (verão) registraram-se elevadas produções primárias, principalmente no verão

(Calijuri & Dos Santos, 2001). Dentre as formas de carbono consideradas, o COD foi a que apresentou maior relação (positiva) com as concentrações de CHO ($r^2 = 0,46$). Porém este índice ainda é baixo e sugere fraca relação, indicando certa refratabilidade dos carboidratos em alguns meses (ex.: junho). Esta relativa refratabilidade também pode ter sido sugerida pela tendência de relação inversa entre CHO e a DBO_5 ($r^2 = -0,15$) (Figura 16), que aparentemente variou em função de frações mais lábeis da matéria orgânica.

Estes confrontos de resultados permitem inferir que a MOD do reservatório temporalmente possua fontes predominantes distintas (*e.g.* fitoplâncton, macrófitas aquáticas, despejos agrícolas, emissões de efluentes domésticos e industriais) e, conseqüentemente, possuem graus distintos de refratabilidade. Possivelmente estes eventos sejam responsáveis pelas elevadas concentrações de COD e CHO neste ambiente.

5.2 Coeficientes das mineralizações aeróbias

Foram obtidas as cinéticas resultantes dos experimentos mensais de degradação da glicose sob condições aeróbias e seus respectivos ajustes ao modelo da curva sigmóide (Anexo III). Além dos coeficientes de degradação (mineralização), obtiveram-se também os consumos máximos de OD nas incubações (Anexo III). As variações temporais dos coeficientes de mineralização e das relações estequiométricas (O/C) estão apresentadas na Figura 18.

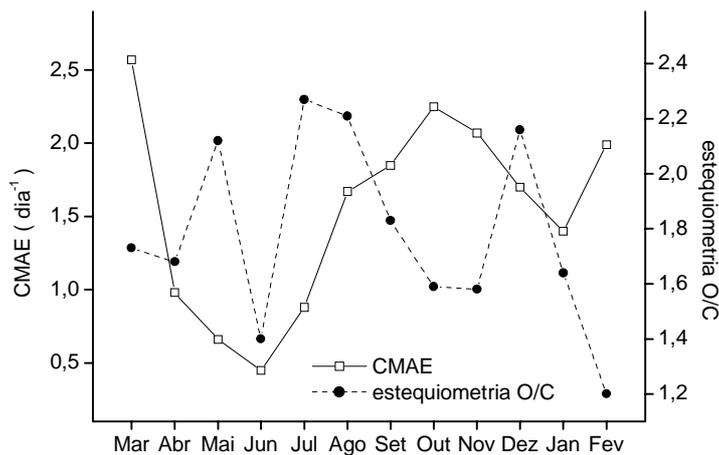


Figura 18 – Variações sazonais dos coeficientes de mineralização aeróbica e das relações estequiométricas (O/C) do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

Verificaram-se quedas nos valores dos coeficientes de mineralização aeróbica (CMAE) de março a junho. De julho a outubro os coeficientes aumentaram continuamente. A partir de novembro até janeiro (final da primavera até o meio do verão) os coeficientes decresceram, no entanto, permaneceram oscilando com valores elevados. No final do verão (fevereiro) tenderam ao incremento. De maneira geral, os coeficientes de mineralização foram mais elevados na primavera e no verão.

As relações estequiométricas O/C resultantes dos processos de mineralização (= OD_{max}/CM_{max}) variaram entre 1,2 (fevereiro) e 2,27 (julho). De modo geral, os valores mais elevados ocorreram no inverno (julho e agosto). Considerando que o recurso (glicose) e as concentrações foram sempre iguais, tais variações resultaram, provavelmente, das mudanças de rotas metabólicas, que podem alterar-se entre anabolismo e catabolismo (Overbeck, 1990). Mesmo considerando apenas as rotas catabólicas é possível verificar a ocorrência de variações das quantidades de oxigênio utilizado por carbono oxidado. Considerando períodos específicos (e.g. primavera), as relações estequiométricas (O/C) apresentaram tendência de relacionarem-se

inversamente com os CMAE. De maneira geral, os processos mais rápidos de mineralização tenderam apresentar os menores consumos de oxigênio. Dessa forma, foi verificado que entre agosto e fevereiro o reservatório apresentou um maior potencial de heterotrofia de matéria orgânica (similar à glicose) e que neste período, os processos de heterotrofia apresentaram, normalmente, valores menores para a relação estequiométrica (O/C).

Considerando que os tempos de meia-vida das reações variaram entre 0,3 e 1,5 dia, verifica-se que as mineralizações foram normalmente muito rápidas. Considerando que a média dos tempos de retenção hidráulica (TRH) do reservatório foi aproximadamente 40 dias, infere-se que a matéria orgânica com reatividade similar à glicose seja intensamente consumida dentro do sistema.

5.3 Coeficientes das mineralizações anaeróbias

Os potenciais de heterotrofia resultantes dos experimentos de degradação da glicose sob condições anaeróbias também estão apresentados no Anexo III, onde apresentam-se as variações temporais dos coeficientes de mineralização verificados experimentalmente e seus respectivos ajustes ao modelo sigmóide. Da mesma forma que o verificado nos experimentos mantidos sob condições aeróbias, os coeficientes de mineralização anaeróbia (CMAN) apresentaram-se decrescentes de março/2001 até julho, crescentes de agosto até novembro e então decresceram até fevereiro/2002 (Figura 19).

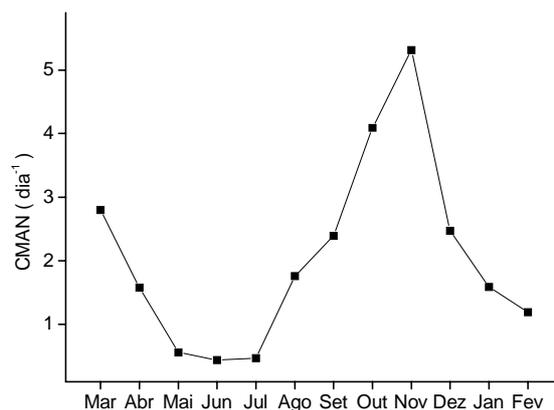


Figura 19 – Variação sazonal dos coeficientes de mineralização anaeróbia do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

Embora as condições anaeróbias não tenham sido observadas no reservatório durante o período (mar/2001 a fev/2002), foram encontradas, em algumas ocasiões, baixas concentrações de OD no hipolímnio ($1,7 \text{ mg L}^{-1}$ em março; $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ em novembro e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ em dezembro). Os elevados CMAN indicam que as regiões do reservatório com pouco oxigênio comportam um potencial elevado para a mineralização anaeróbia da matéria orgânica. Estes resultados sugerem que a mineralização no hipolímnio possa ser até mais rápida que as que ocorrem nas regiões com maior disponibilidade de oxigênio.

Estima-se que depleções das concentrações de OD no reservatório possam ocorrer caso os níveis de biomassa aumentem, devido a eutrofização. Neste caso, além das emissões líquidas (esgotos) que este ambiente está sujeito, os florescimentos de fitoplâncton e de macrófitas aquáticas (resultantes do enriquecimento com nutrientes) elevariam a disponibilidade de detritos, cujas decomposições exercem pressões sobre estoques de oxigênio dissolvido (Manahan, 1994). Neste caso, as taxas anaeróbias de mineralização podem ser mais elevadas que as aeróbias, especialmente na primavera

quando os coeficientes dos processos anaeróbios de decomposição apresentaram coeficientes até duas vezes mais elevados que dos processos aeróbios.

Analisando-se a relação entre os CMAE e os CMAN, verificou-se que os coeficientes anaeróbios foram, em média, 1,38 vez maiores que os aeróbios ($r^2 = 0,74$). Porém ambos apresentaram padrão de variação temporal semelhante, fazendo supor que trata-se da mesma comunidade de heterótrofos (organismos anaeróbios facultativos) que poderia atuar sob condições que variaram de aeróbias a anaeróbias. Tal comunidade provavelmente atuaria nas regiões do reservatório com mais (*e.g.* epilímnio) e menos OD (*e.g.* hipolímnio). Um exemplo destes organismos é a espécie de bactéria *Aerobacter* (Odum, 1988). Outra possibilidade seria a variação sazonal das comunidades decompositoras que responderam de maneira similar às variações ambientais tanto em meio aeróbio quanto anaeróbio.

5.4 Decomposição da glicose

Os resultados referentes ao consumo de glicose nas incubações mensais (aeróbias e anaeróbias) estão apresentados nas Figuras 20A e 20B. Estes dados foram obtidos ajustando-se os resultados experimentais de consumo da glicose ao modelo da curva sigmóide. Para tanto, foram adotados os mesmos coeficientes obtidos na mineralização do COD (CMAE e CMAN); desse modo apenas as quantidades máximas de glicose consumida foram estimadas pelas regressões. Os maiores consumos ocorreram nos meses de verão (de dezembro a fevereiro), tanto pelo processo aeróbio quanto pelo anaeróbio.

Verificou-se que as quantidades máximas de carbono mineralizado (CM_{max}) nas incubações (aeróbias e anaeróbias) equivaleram à aproximadamente 40 % das

quantidades máximas de glicose consumida (GL_{max}). Uma vez que uma molécula de glicose possui 40 % de carbono ($C_6H_{12}O_6$), estes resultados indicam que houve estreita equivalência entre o consumo da glicose com o de mineralização do COD. Indicando que os processos de ressíntese foram minimizados.

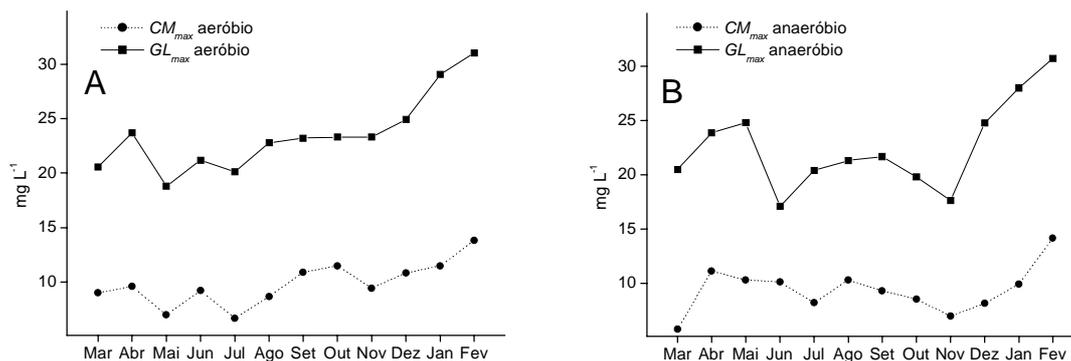


Figura 20 – Variação sazonal dos consumos de glicose e de carbono em incubações aeróbias (A) e anaeróbias (B) de amostras de água do reservatório de Barra Bonita enriquecidas com glicose. Onde: CM_{max} = quantidade máxima de carbono mineralizado; GL_{max} = quantidade máxima de glicose consumida.

As quantidades de glicose consumidas (GL_{max}) sob condições aeróbias foram 4 % maiores que sob condições anaeróbias ($r^2 = 0,72$), assim como as quantidades de carbono mineralizado (CM_{max}). Embora as mineralizações de glicose por processos aeróbios tenham sido superiores (cerca de 4 %), os coeficientes de mineralização (CMAE e CMAN) mostraram que os processos aeróbios foram, no geral, mais lentos (menores coeficientes).

As quantidades máximas de glicose consumida (sob condições aeróbias e anaeróbias) mostraram tendência de relação inversa (GL_{max} aeróbio, $r^2 = -0,29$ e GL_{max} anaeróbio, $r^2 = -0,48$) com as concentrações de COD na água e tendência de relação positiva com as concentrações de SH na água. ($r^2 = 0,32$ (aeróbio) e $r^2 = 0,50$ (anaeróbio)). Verificaram-se portanto, as seguintes tendências: \downarrow COD, \uparrow SH e \uparrow consumo

de glicose. Assim, sugere-se que a glicose tenha sido mais preferencialmente consumida num período em que houve pouca disponibilidade de compostos lábeis na água do reservatório. Tais condições, aparentemente, ocorreram principalmente no verão.

5.5 Coeficientes de mineralização e variáveis limnológicas

Dentre todas as variáveis limnológicas consideradas, as que apresentaram relações com os potenciais de heterotrofia pelo teste de regressão parcial múltipla *stepwise* (RPMS) estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Modelos de variação dos parâmetros de heterotrofia (CMAE, CMAN e estequiometria O/C) construídos em função de variáveis limnológicas selecionadas.

Parâmetros de heterotrofia	Variáveis selecionadas por RPMS	Coefficientes padrões da RPMS	Equações (modelos)
	Z_{DS}	- 0,68	
CMAE	COD	0,51	$= 1,361 - 0,669 * Z_{DS} + 0,237 * COD$
	DBO_5	0,45	
O/C	HCO_3^-	0,65	$= 0,416 + 0,2596 * DBO_5 + 0,106 * HCO_3^-$
	COD	0,77	
CMAN	PREC	0,42	$= - 3,103 + 0,786 * COD + 0,00866 * PREC$

A partir das variáveis selecionadas (por meio de RPMS), obtiveram-se as equações que foram utilizadas para as simulações das variações temporais dos coeficientes de heterotrofia e da estequiometria O/C, utilizando-se regressões múltiplas (Tabela 1). Na Figura 21 apresentam-se os resultados experimentais (obtidos das incubações mensais de amostras de água enriquecidas com glicose) e as simulações destes coeficientes (obtidos dos modelos gerados pelas regressões múltiplas). Os

coeficientes de determinação (r^2 ; Figura 21) resultaram das regressões lineares entre os resultados experimentais e os obtidos dos modelos apresentados na Tabela 1.

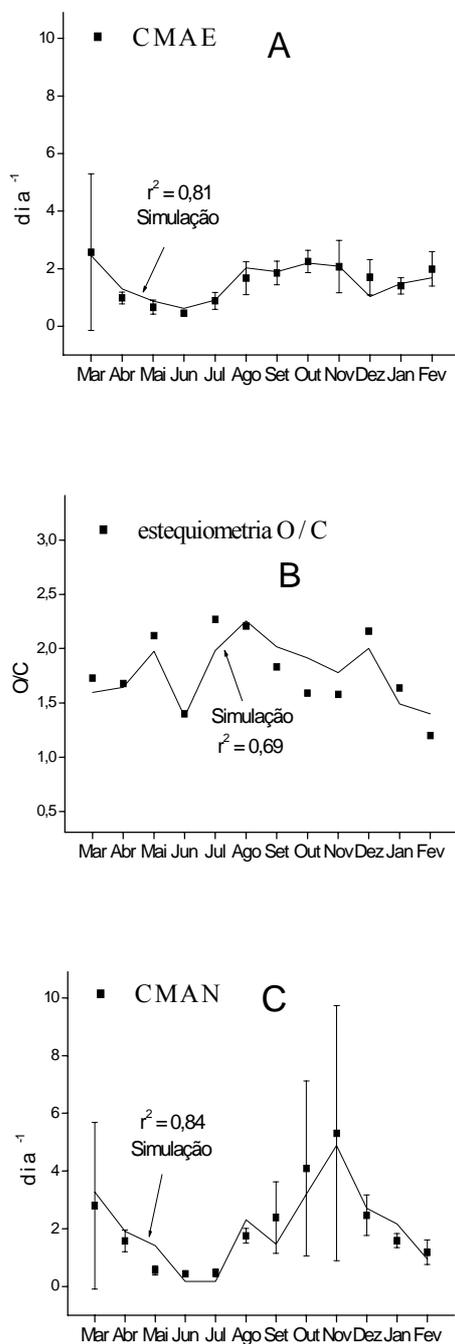


Figura 21 – Simulações das variações anuais do CMAE, CMAN e estequiometria O/C. As barras verticais referem-se aos erros dos coeficientes.

Os coeficientes de mineralização aeróbia (CMAE) relacionaram-se positivamente (Tabela 1) com as concentrações de COD (Figura 22) e negativamente com Z_{DS} (Figura 12L). Dessa forma, supõe-se que a disponibilidade de substrato, principalmente matéria orgânica lábil, foi o condicionador dos coeficientes de mineralização. Estes resultados contribuem com estudos que verificaram que as bactérias são consumidores primários de COD em ecossistemas marinhos (Hansell, 1995) e lacustres (Chróst, 1990, Wetzel, 1983), acrescentando a possibilidade das taxas de consumo também serem afetadas principalmente pelas concentrações de COD no meio aquático.

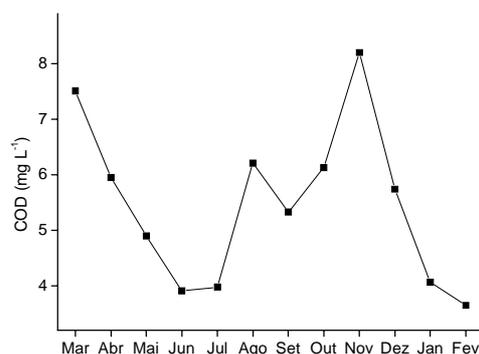


Figura 22 – Variação sazonal das concentrações de **COD** do reservatório de Barra Bonita (março/2001 a fevereiro/2002).

Apesar da matéria orgânica dissolvida (MOD) dos ambientes aquáticos originarem-se de fontes autóctones e alóctones, as encontradas nas zonas pelágicas (onde foram coletadas as amostras de água para os experimentos) normalmente provém da fotossíntese do fitoplâncton (Münster & Chróst, 1990). Sabe-se que há uma boa relação entre a produção autotrófica e a taxa de decomposição das populações de bactérias (Overbeck, 2000). Supõe-se que o aumento da produção primária fitoplanctônica tenha favorecido a mineralização aeróbia, aparentemente fornecendo

substrato (COD). Desse modo, admitiu-se que neste ambiente os processos de produção e decomposição sejam acoplados. De acordo com Hansell (1995), baixas taxas de produção primária levam a baixas taxas de mineralização. É possível que o contrário também ocorra. De fato têm-se demonstrado freqüentemente, que estes dois processos, produção e decomposição de matéria orgânica, podem ocorrer simultaneamente e relacionarem-se (Münster & Chróst, 1990).

Em média, os valores de Z_{DS} diminuíram durante a primavera e o verão, possivelmente devido aos materiais particulados aduzidos desde a bacia de drenagem devido às chuvas. Nesse contexto, baixas transparências da coluna d'água têm sido observadas usualmente neste reservatório durante os períodos de chuva (Calijuri & Tundisi, 1990) e foi sugerido que os materiais em suspensão fossem principalmente inorgânicos (Figura 14). De fato, verificou-se neste estudo que as variações sazonais de Z_{DS} e de CIT apresentaram padrões semelhantes.

De modo geral, os resultados sugerem que os parâmetros selecionados (Z_{DS} e COD) para determinar os potenciais de heterotrofia aeróbia estiveram aparentemente ligados a eventos de produção primária, por dois fatores principais: i) ocorrência de aumentos dos coeficientes de mineralização na primavera e no verão, sendo que nestas mesmas estações já foram registrados elevações da produção primária (Calijuri & Dos Santos, 2001) e ii) variações dos coeficientes de heterotrofia relacionadas às mudanças de variáveis que geralmente são afetadas pela produção primária (*e.g.* as concentrações de COD na água; Myklesstad, 1995) ou relacionadas às variáveis que são influenciadas por fatores sazonais característicos desta época (primavera e verão), como aumento da PREC e diminuição da Z_{DS} .

Os valores estequiométricos entre O/C variaram entre 1,2 e 2,3 durante o período (mar/2001 a fev/2002). Tal variação provavelmente resulte de mudanças nas

rotas metabólicas na degradação da glicose, a exemplo do verificado para outras fontes de matéria orgânica (folhas, cascas, galhos e serapilheira) (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002). Sabe-se que as rotas metabólicas podem variar e normalmente são classificadas em duas categorias, anabólica (ou biossintética) e catabólica (ou degradativa) (Overbeck, 1990). Estas variações, normalmente dependem das condições ambientais e dos organismos envolvidos (Wetzel, 1983). Para o presente estudo acredita-se que dependeram principalmente dos organismos envolvidos e que estes dependeram, em parte, das condições existentes nos momentos da coletas e dessa forma, representaram as variações que ocorreram no reservatório.

A relação de 2,67 átomos de oxigênio por átomo de carbono orgânico oxidado é usualmente admitida como um valor estequiométrico teórico para a oxidação completa da glicose (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002). Os valores mais elevados dos coeficientes estequiométricos obtidos neste estudo foram 2,2 e 2,3 (ocorreram no fim do inverno) (média = 1,78). Um valor relativamente elevado (2,2 O/C) também foi observado no verão (dezembro), porém este dado não se relacionou com a média geral. Os valores da estequiometria O/C foram afetados pelas prováveis alterações das populações microbianas que puderam alterar os predomínios das rotas metabólicas de ciclagem da matéria orgânica. Alterações sazonais dos fatores ambientais podem também induzir flutuações nos tamanhos de população de produtores (Wetzel, 1983) e conseqüentemente dos produtos disponíveis à decomposição. Os valores estequiométricos O/C relacionaram-se positivamente com os valores de DBO_5 , que variaram principalmente no final do outono e durante o inverno (de maio a agosto) e sofreram pouca variação no período restante. Tais fatores podem ser uma evidência adicional de que no outono/inverno (maio/agosto) as rotas metabólicas alteraram-se e tal fato pode ter estado ligado à queda de temperatura (Cotner & Biddanda, 2002) e a

composição química do oxigênio (disponibilidade de oxigênio da estrutura da matéria orgânica). Também foi verificada uma relação positiva entre os valores das relações estequiométricas (O/C) e os das concentrações de HCO_3^- . Tal relação pode ocorrer quando há intenso consumo de oxigênio (por átomo de carbono). Neste caso o pH tende ao decréscimo e as concentrações de HCO_3^- incrementam-se (Wetzel, 1983).

Os coeficientes de mineralização anaeróbia (CMAN) relacionaram-se positivamente com as concentrações de COD e com os volumes de precipitação (PREC), sugerindo que a produção primária e outros processos que normalmente intensificam-se durante o período de chuva (*e.g.* escoamentos da bacia de drenagem) conectam-se também aos processos degradativos anaeróbios. As razões que tratam das relações entre CMAN e o COD, provavelmente, sejam semelhantes às apresentadas anteriormente para os CMAE. Os CMAN foram mais sensíveis as mudanças temporais da temperatura que os CMAE. Esta maior sensibilidade do processo anaeróbio foi também observada por Antonio & Bianchini Jr. (2002) em experimentos de ciclagem de glicose em uma lagoa marginal.

5.6 Experimentos de decomposição dos polissacarídeos

No Anexo IV estão apresentadas as cinéticas de perdas de massa dos PEC (em base de carbono), de consumos de oxigênio, formações de COP e SH e mineralizações; acompanhadas de suas simulações a partir das equações das hipóteses cinéticas do modelo cinético (Equação 10 – item 4.4.2). (Obs: Os valores dos dados teóricos referentes ao consumo de OD e das simulações das mineralizações (CM) encontram-se também no Anexo V). A partir destes experimentos, os seguintes parâmetros puderam ser quantificados: **1)** coeficiente global de consumo (k_T) da fração lábil (CODL) - ($k_T =$

$k_1 + k_2$), onde: k_1 = coeficiente de formação de carbono orgânico particulado (COP = TEP + microrganismos) e k_2 = coeficientes de formação dos precursores das substâncias húmicas (PSH); **2**) coeficientes de formação de carbono inorgânico (IN₁) a partir da degradação do carbono orgânico particulado (COP) - (k_3); **3**) coeficiente de formação de substâncias húmicas dissolvidas (SH) a partir de substâncias precursoras - (k_4) e **4**) coeficiente de formação de carbono inorgânico (IN₂) a partir da degradação da fração de carbono orgânico dissolvido refratário (CODR) - (k_5).

Estes parâmetros estão reunidos na Tabela 2, incluindo os coeficientes de consumos de oxigênio (k_{OD}), as estequiometrias globais O/C (=ΔOD/ΔCOD) e os rendimentos dos produtos formados (IN₁, IN₂ e SH).

Tabela 2 – Parâmetros relacionados com a degradação de PEC excretados por espécies de algas do reservatório de Barra Bonita.

PEC	CODL %	CODR %	k_T (dia ⁻¹)	k_3 (dia ⁻¹)	k_4 (dia ⁻¹)	k_5 (dia ⁻¹)	IN ₁ (%)	SH (%)	IN ₂ (%)	k_{OD} (dia ⁻¹)	O/C global	data
<i>M. panniformis</i>	48,58	51,42	1,50	0,021	ND	0,047	48,55	ND	51,45	0,038	1,81	set/00
<i>M. aeruginosa</i>	21,38	78,62	0,39	0,008	0,06	0,003	16,83	4,55	78,62	0,203	2,09	mar/03
<i>C. tetrapyrenoidosa</i> I	20,34	79,66	4,21	0,023	ND	0,025	20,40	ND	79,60	0,012	2,12	mai/01
<i>C. tetrapyrenoidosa</i> II	32,64	67,36	0,38	0,043	7,19	0,049	29,71	2,94	67,36	0,017	2,38	set/02
<i>A. spiroides</i>	23,03	76,97	1,84	0,034	1,27	0,050	19,2	3,8	77,0	0,018	2,66	jan/03
<i>S. iversenii</i>	23,04	76,96	1,50	0,018	0,156	0,061	14,45	8,59	76,96	0,044	2,93	jun/02
<i>Thalassiosira</i> sp	16,24	83,76	1,35	0,006	0,15	0,029	11,87	4,36	83,76	0,051	2,25	abr/03

ND = não determinado

Os resultados obtidos indicaram que os PEC subsidiam a formação de COP (média = 23 %), os processos de mineralização (média = 73,5 %) e a formação de substâncias húmicas (média = 4,8 %). Em geral, foram verificados dois mecanismos na transferência de carbono orgânico dos PEC para o ambiente. Um foi o de consumo de frações lábeis ou mais expostas na estrutura destes compostos. Este ocorreu

predominantemente nas fases iniciais e apresentou coeficientes mais elevados (k_T). Nesta fase as formações de COP e PSH foram maiores. O outro processo ocorreu pelo consumo de frações mais refratárias e possivelmente, de difícil acesso na estrutura molecular dos PEC. Este processo passou a predominar após cerca de 5 dias de incubação e apresentou coeficientes mais baixos (k_5). Nesta fase os processos de mineralização prevaleceram.

Verificou-se que os coeficientes k_T oscilaram entre 0,39 a 4,21 dia^{-1} (meia-vida: 1,78 dia e 3,95 horas, respectivamente) para PEC da mesma alga (*C. tetrapyrenoidosa* I e II). Neste caso, deve se considerar o meio (amostra de água) em que o PEC foi incubado e suas características físicas, químicas e biológicas; nesse contexto, o primeiro experimento foi realizado em maio de 2001 (outono) e o segundo em setembro de 2002 (primavera). Verificou-se que o primeiro experimento (outono) apresentou k_T (formação de COP e SH) mais elevado que k_3 e k_5 (mineralização), o contrário do que ocorreu no segundo (primavera). Tais alterações sugerem que no outono houve um favorecimento para a formação de COP e PSH. Neste período a DOB_5 (Figura 16) foi mais elevada e as concentrações de SH na água do reservatório (Figura 15) também. Já as concentrações de COD (Figura 22) na água do reservatório foram menores. E ainda, como foi verificado pelos coeficientes de mineralização da glicose (CMAE e CMAN), os processos de mineralização foram baixos no outono e mais elevados na primavera. Assim, sugere-se o reservatório apresente condições mais favoráveis para transformação de PEC em COP e SH no outono, enquanto que na primavera, ocorre favorecimento para os processos de mineralização. Um estudo de decomposição realizado de maneira similar ao presente, com amostras de água de Barra Bonita (julho/2001) enriquecidas com PEC de *S. iversenii* de altas e baixas massas moleculares (Pacobahyba, 2002) apresentou para PEC de alta massa molecular, $k_T = 1,99 \text{ dia}^{-1}$ (incubações a 19,3 °C).

Neste mesmo estudo a decomposição de PEC de baixa massa molecular gerou $k_T = 0,67$ dia⁻¹ (19,3 °C). Os resultados do presente estudo também referem-se a incubações realizadas com água coletada no inverno (julho/2002), assim o fator climático pode ter minimizado as diferenças das composições das amostras. Comparando-se o coeficiente de degradação do CODL de PEC de *S. iversenii* (Tabela 2) com os k_T obtidos por Pacobahyba (2002) para a degradação de PEC de *S. iversenii*, verificou-se que os valores foram próximos, se considerada a fração de alta massa molecular, sugerindo que a fração lábil do PEC (que gerou k_T do presente estudo) apresentou degradabilidade similar à do PEC de alta massa molecular. As frações refratárias (CODR) representaram de 51,4 a 83,7 % (média 73,5 %) dos PEC. Estas percentagens são similares às obtidas (76,5 %) por Freire-Nordi & Vieira (1996 e 1998). Segundo os autores, os componentes refratários são aqueles de altas massas moleculares, enquanto que os lábeis, os de baixas massas moleculares. As mineralizações das frações mais refratárias dos PEC, apesar de mais lentas mostraram-se bastante importante para a ciclagem de PEC, pois as maiores massas de detritos foram transformadas através desta rota de decomposição.

Quanto aos consumos de oxigênio, estes tenderam à estabilidade ao final dos experimentos e variaram nas decomposições dos PEC. Os coeficientes (k_{OD}) variaram de 0,012 dia⁻¹ (*C. tetrapyrenoidosa* I) a 0,203 dia⁻¹ (*M. aeruginosa*). O valor elevado do k_{OD} verificado para o PEC de *M. aeruginosa* não foi comum entre os demais; a média geral foi 0,055 dia⁻¹. Os k_{OD} obtidos por Pacobahyba (2002), para decomposição de PEC de *S. iversenii* de baixa (0,040 dia⁻¹) e alta (0,059 dia⁻¹) massas moleculares, foram similares ao obtido no presente estudo (0,044 dia⁻¹) para PEC de *S. iversenii*. Os valores das estequiometrias globais O/C (= OD teórico + CM do modelo) variaram entre 1,81 (*M. panniformis*) e 2,93 (*S. iversenii*) (média geral = 2,32). A média dos valores das estequiometrias O/C, obtidas nos experimentos com glicose, foi 1,78. Pacobahyba

(2002), em experimento de degradação de PEC de *S. iverseii*, apresentou valores inferiores de estequiometria O/C (global) em todas as temperaturas consideradas: 28,1 °C - 1,31 O/C para PEC de alta massa molecular e 0,41 O/C para de baixa massa molecular; 25,4 °C - 0,52 O/C para PEC de alta massa molecular e 0,38 O/C para de baixa massa molecular; 23,8 °C - 0,92 O/C para PEC de alta massa molecular e 0,39 O/C para de baixa massa molecular e 19,3 °C - 0,46 O/C para PEC de alta massa molecular e 0,28 O/C para de baixa massa molecular.

As variações das relações estequiométricas e a diferença quantitativa em relação a estequiometria do consumo de glicose podem estar indicando que os processos de decomposição dos PEC envolveram um maior número de variáveis; possivelmente fatores referentes às estruturas dos PEC. Em comparação à decomposição da glicose, a decomposição dos PEC parece ter seguido rotas metabólicas que envolveram consumos maiores de oxigênio. Nesse contexto, sabe-se que as quatro vias possíveis para o catabolismo dos açúcares são: via Embden-Meyerhof-Parnas ou glicolítica, via da hexose monofosfato ou ciclo da pentose fosfato, via Entner-Doudoroff e via da Fosfocetolase (Lynch & Hobbie, 1979).

As formações de COP ocorreram mais acentuadamente no início dos processos de decomposição (\approx 3 dias), após as fases iniciais suas degradações predominaram. Os coeficientes elevados, verificados nas fases iniciais, sugerem que os processos de formação de COP e de PSH foram subsidiados por frações lábeis (CODL) dos PEC; portanto, tais processos (formação de COP e de PSH) foram considerados concorrentes. Em média, cerca de 28 % do COD disponibilizados pelos PEC (CODL) subsidiaram a formação de COP e PSH, indicando que o crescimento de microrganismos é uma importante rota de transformação destes compostos. Registrou-se portanto, a possibilidade de ocorrência de um *elo microbiano* (*sensu* Pomeroy & Wiebe, 1988)

entre os PEC e os níveis tróficos superiores. Desse modo, nutrientes, carbono orgânico e energia podem ser disponibilizados para a rede trófica sem prover diretamente dos organismos autotróficos, mas da heterotrofia de zooplâncton, microflgelados e ciliados sobre bactérias heterotróficas.

Quanto às substâncias húmicas, acredita-se que na fase inicial (mais rápida - de 0 a 3 dias) predominaram as formações das substâncias precursoras (PSH) e que na fase seguinte (de 3 a 50 dias), mais lenta, os processos de humificação prevaleceram. Verificou-se que cerca de 3 a 9 % do COD dos PEC subsidiaram as formações de SH. A partir destes resultados constatou-se, para o meio aquático, a formação de SH a partir de frações de COD provenientes da decomposição dos PEC. Estes resultados constituem-se numa nova possibilidade de rota degradativa dos PEC. Após a formação, as SH podem ser degradadas tanto via cadeia de detritos (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002) quanto por fotólise (Miller & Moran, 1997; Moran & Zepp, 1997) que culminará nos processos de mineralização. Porém, seu decaimento não foi detectado durante os experimentos. As porcentagens de formações de SH (rendimentos) variaram entre 2,82 % (*C. tetrapyrenoidosa* II) e 8,65 % (*S. iversenii*). No entanto, a percentagem mais elevada de formação de SH, verificada na decomposição do PEC excretado por *S. iversenii*, deve ser considerada com ressalva, pois de acordo com a análise estatística, a diferença entre os resultados de formação de SH obtidos dos meios enriquecidos e de referência não foi significativa ($P > 0,0005$). Quanto aos demais experimentos, as diferenças foram significativas: *M. aeruginosa* $P < 0,0001$; *A. spiroides* $P < 0,0001$; *C. tetrapyrenoidosa* $P < 0,0001$; *Thalassiosira* sp $P < 0,0002$. Assim, considerou-se o valor médio de 4 % como sendo o mais representativo para formação de SH pela decomposição de PEC.

O modelo cinético proposto para descrever a decomposição de PEC mostrou-se robusto, foi capaz de descrever a degradação dos polissacarídeos excretados por diversas espécies de algas; permitiu ainda, estabelecer uma tendência geral para os destinos destes compostos quando submetidos à degradação. Em média, os dados experimentais e os simulados apresentaram coeficiente de determinação (r^2) = 0,85. O menor coeficiente de determinação (r^2 = 0,64) obtido das relações (lineares) entre os dados experimentais e os simulados foi verificado para o PEC excretado por *M. aeruginosa*. Este apresentou um decaimento peculiar; embora os decaimentos das frações lábeis tenham sido similares à dos demais, este PEC quase não apresentou decaimento das frações refratárias (CODR = 78,6 %). Os motivos pelos quais a fração CODR não foi consumida mais rapidamente envolveram, provavelmente, fatores estruturais deste PEC. Informações sobre a estrutura molecular do PEC desta espécie são, no entanto, limitadas. Porém, polímeros orgânicos naturais apresentam diferentes suscetibilidades ao ataque bacteriano e a esta variedade pode ser expressa em termos de diferenças nas taxas de decomposição (Colombo & Vieira, no prelo).

Comparando-se a degradação de PEC excretados por diferentes espécies de algas, por exemplo os de *C. tetrapyrenoidosa* (set/2002) e *S. iversenii* (jun/2002), em relação aos coeficientes de formação de COP e PSH (k_T), observou-se que o experimento realizado com amostra de água coletada no inverno (junho) apresentou k_T mais elevado; porém neste caso, supõe-se que devam também ser consideradas as composições monoméricas do PEC utilizado (que será tratado mais adiante).

Com relação aos coeficientes de consumo do COP (k_3), os valores oscilaram entre $0,006 \text{ dia}^{-1}$ (*Thalassiosira* sp) e $0,043 \text{ dia}^{-1}$ (*C. tetrapyrenoidosa* II). Estes resultados permitem estimar que os tempos de meia-vida foram 115 e 16 dias, respectivamente. Os coeficientes de formação de compostos inorgânicos a partir da

decomposição do CODR (k_5) variaram entre 0,003 e 0,060 dia^{-1} , que representam valores de meia-vida entre 231 e 35 dias. Pacobahyba (2002) obteve coeficiente similar ao k_5 na decomposição de PEC de *S. iversenii*, registrou valores de 0,013 dia^{-1} (para PEC de alta massa molecular) e 0,062 dia^{-1} (para PEC de baixa massa molecular). O valor de k_5 da degradação do PEC de *S. iversenii* do presente estudo (0,061 dia^{-1}) foi similar ao de PEC de baixa massa molecular, indicando que a fração de CODR (que gerou k_5) do PEC do presente estudo apresentou degradabilidade similar à do PEC de baixa massa molecular. Confrontando os resultados de degradabilidade dos PEC de *S. iversenii* (com base no estudo de Pacobahyba, 2002), supõe-se que, no caso deste PEC, as frações refratárias possuíssem baixa massa molecular enquanto que as lábeis, alta massa molecular. Esta suposição, no entanto, difere dos resultados apresentados por Freire-Nordi & Vieira (1998), em estudos sobre a decomposição de PEC excretado por *A. densus*. Nestes, os componentes de baixas massas moleculares apresentaram-se lábeis e os de altas massas moleculares, refratários.

Quanto aos coeficientes de humificação (k_4) (PSH \rightarrow SH), no geral verificaram-se oscilações acentuadas; entre 0,06 (*M. aeruginosa*) e 7,19 dia^{-1} (*C. tetrapyrenoidosa* II). Os tempos de meia-vida deste processo variaram de 11,5 dias até 2,3 horas.

Estudos sobre decomposição de matéria orgânica dissolvida proveniente de diatomáceas (Ogura & Gotoh, 1974), geraram coeficientes de 1,24 dia^{-1} nos primeiros 2 dias e 0,047 dia^{-1} no período restante (2 – 10 dias) da decomposição dos carboidratos dissolvidos. Comparando-se estes resultados com os do presente estudo, observa-se que os coeficientes de decomposição dos PEC em questão foram similares, tanto com relação à fração lábil como em relação à fração refratária. Outro estudo de degradação de polissacarídeo, que utilizou PEC excretado por *A. spiroides* (Colombo & Vieira, no prelo), e utilizou o modelo sigmóide para descrever o processo, gerou para este processo

um tempo de meia-vida de 2,1 dias. Considerando-se os tempos de meia-vida dos PEC em questão e o tempo médio de retenção hidráulica obtido no inventário limnológico (40 dias), verifica-se que as frações refratárias dos PEC produzidos no reservatório podem ser exportadas.

5.6.1 Composição monomérica dos polissacarídeos

Os principais monossacarídeos constituintes dos PEC utilizados neste estudo e suas respectivas percentagens (nos inícios dos experimentos) estão apresentados na Tabela 3. Os valores em destaque referem-se às percentagens dos dois monossacarídeos mais representativos de cada PEC. Cabe ressaltar que trata-se de um estudo preliminar e lembrar que os PEC possuem outras substâncias (*e.g.* ácidos urônicos) em suas estruturas (Girollo *et al.*, 2003) que não foram quantificadas, devido aos procedimentos metodológicos adotados (item 4.3.2).

Tabela 3 - Monossacarídeos constituintes dos PEC e suas percentagens iniciais.

PEC	Fucose (%)	Galactose (%)	Glicose (%)	Man/Xil (%)	Ramnose (%)	Arabinose (%)
<i>M. panniformis</i>	22,00	15,32	35,45	15,34	11,29	0,58
<i>M. aeruginosa</i>	1,12	12,36	40,45	25,84	20,22	0,00
<i>C. tetrapyrenoidosa</i> I	25,56	19,94	12,08	14,89	14,33	13,20
<i>C. tetrapyrenoidosa</i> II	41,56	42,34	1,56	3,90	9,35	1,30
<i>A. spiroides</i>	9,34	1,91	15,70	18,88	51,27	2,90
<i>S. iversenii</i>	26,42	35,02	6,82	16,17	10,55	4,93
<i>Thalassiosira</i> sp	12,37	3,63	3,77	54,72	25,51	0,00

Os resultados revelaram a heterogeneidade de composições monossacarídicas dos PEC selecionados (Tabela 3). Verificou-se que a glicose foi um dos

monossacarídeos predominantes dos PEC excretados por *M. panniformis* (35,45 %) e *M. aeruginosa* (40,45 %). Os polissacarídeos provenientes de culturas de *C. tetrapyrenoidosa* apresentaram a galactose e a fucose como monossacarídeos mais importantes em suas composições. Da mesma forma, estes dois monossacarídeos foram os mais frequentes na composição do polissacarídeo excretado por *S. iversenii*. Em análise de composição de monossacarídeos (por cromatografia gás-líquido) do PEC excretado por *S. iversenii* realizada por Pacobahyba (2002), a galactose e a fucose também predominaram ($\approx 34\%$ e 20% , respectivamente). Além destes monossacarídeos a autora verificou intensa contribuição dos ácidos galacturônicos ($\approx 14\%$). Os polissacarídeos excretados por *A. spiroides* e *Thalassiosira* sp. foram compostos principalmente por manose, xilose e ramnose. No entanto, o polissacarídeo excretado por *A. spiroides* foi formado principalmente por ramnose (51,27 %) enquanto que o excretado por *Thalassiosira* sp foi composto principalmente por manose e xilose (54,72 %). Colombo (2001), em análise por HPLC-PAD da composição monomérica de PEC de *A. spiroides* também verificou que a ramnose foi o monossacarídeo predominante da (30,86 %), seguido da glicose (27,76 %) e da manose/xilose (18,86 %). A heterogeneidade estrutural dos PEC provavelmente afetou as taxas e as rotas de disponibilização de matéria orgânica para as comunidades decompositoras, além das formações de produtos por reações químicas, como por exemplo, formação de SH por reações de polimerização (Thurman, 1985).

O método de hidrólise de polissacarídeos que não utiliza colunas de troca iônica e se processa a 120 °C (Giroldo, comunicação pessoal) foi utilizado nos experimentos com PEC de *M. aeruginosa*, *C. tetrapyrenoidosa* II, *A. spiroides* e *Thalassiosira* sp. e mostrou-se mais eficiente na recuperação (*recover*) dos monossacarídeos que o utilizado nos experimentos de decomposição de PEC de *M. panniformis*, *C. tetrapyrenoidosa* I e

S. iversenii. As recuperações dos monossacarídeos dos experimentos realizados com *M. panniformis*, *C. tetrapyrenoidosa* I e *S. iversenii* foram de aproximadamente 35 %, enquanto que as recuperações nos demais foram de aproximadamente 50 a 60 % (Girollo *et al.*, 2003). Considerando tais diferenças, optou-se por apresentar os resultados de decaimento dos monossacarídeos em percentagens (Figura 23).

Os resultados (Figura 23) mostraram que os PEC com os menores coeficientes de decaimento do CODL (k_T ; Tabela 2; PEC excretados por: *M. aeruginosa* ($k_T = 0,39 \text{ dia}^{-1}$), *C. tetrapyrenoidosa* II ($k_T = 0,38 \text{ dia}^{-1}$) e *Thalassiosira* sp ($k_T = 1,35 \text{ dia}^{-1}$)) foram os que apresentaram, individualmente, os consumos menos acentuados de seus monossacarídeos. Verificou-se que no quadragésimo dia de incubação, por exemplo, ainda restavam quantidades consideráveis de monossacarídeos destes PEC. Os demais, apresentaram decomposição quase que total de seus monossacarídeos, em aproximadamente trinta dias de incubação.

Pôde-se observar também que alguns açúcares apresentaram aumentos de suas concentrações ao longo do tempo, como, por exemplo, a ramnose. Neste caso deve-se considerar que a assimilação de açúcares pode ocorrer simultaneamente à sua liberação por processos enzimáticos, podendo gerar excreção de polissacarídeos de origem bacteriana (Iturriaga & Zsolnay, 1983; Panhota, 2003; Girollo, *et al.*, 2003).

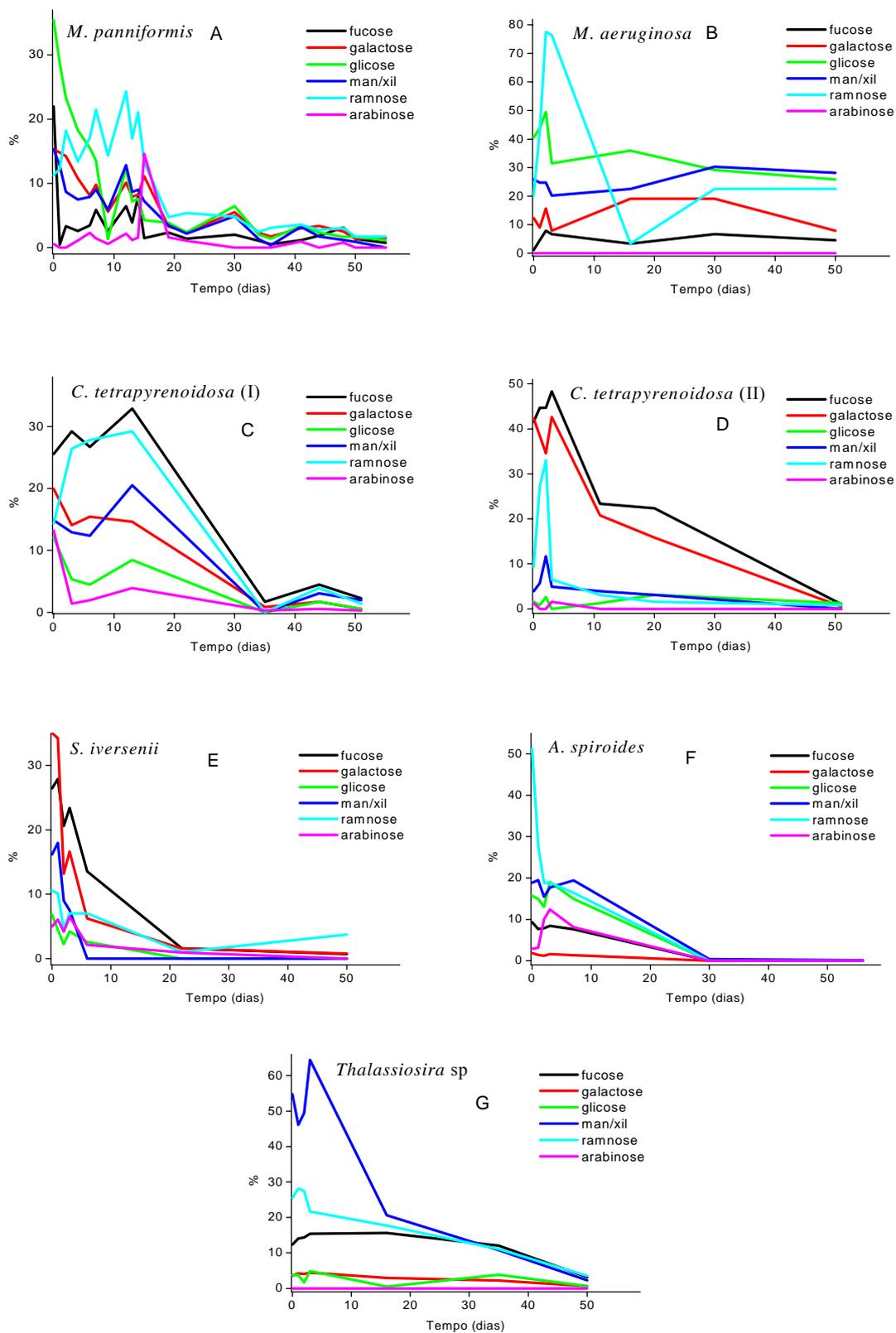


Figura 23 – Decaimentos de monossacarídeos nos experimentos de decomposição dos PEC. Onde: man/xil = manose + xilose.

A partir dos resultados apresentados na Figura 23 determinaram-se os coeficientes de decaimento dos monossacarídeos constituintes de cada PEC (Tabela 4). Estes coeficientes, ponderados pelas suas percentagens, geraram “índices relativos” de decomposição de cada monossacarídeo (coeficiente de decaimento x % de ocorrência do monossacarídeo). Em média, o monossacarídeo que apresentou o índice mais elevado de decaimento (k) foi a arabinose ($0,132 \text{ dia}^{-1}$), seguido da ramnose ($0,091 \text{ dia}^{-1}$).

Tabela 4 - Coeficientes de decaimento dos monossacarídeos constituintes dos PEC e médias ponderadas dos coeficientes. Os coeficientes de determinação (r^2) referem-se aos coeficientes (k) acima destes.

PEC	Fucose $k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	Galactose $k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	Glicose $k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	Man/Xil $k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	Ramnose $k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	Arabinose $k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	Média ponderada
<i>M. panniformis</i>	0,066	0,047	0,13	0,046	0,033	0,016	0,08
r^2	0,25	0,83	0,90	0,77	0,58	0,024	
<i>M. aeruginosa</i>	-0,001	-0,0002	0,01	-0,004	0,03	0	0,01
r^2	0,002	0,0002	0,61	0,38	0,27	0	
<i>C. tetrapyrenoidosa I</i>	0,036	0,049	0,052	0,034	0,033	0,64	0,12
r^2	0,77	0,91	0,69	0,63	0,59	0,85	
<i>C. tetrapyrenoidosa II</i>	0,046	0,055	-0,004	0,042	0,11	0,14	0,06
r^2	0,92	0,95	0,01	0,46	0,46	0,26	
<i>A. spiroides</i>	0,061	0,068	0,056	0,059	0,32	0,038	0,19
r^2	0,93	0,90	0,86	0,88	0,88	0,38	
<i>S. iversenii</i>	0,11	0,31	0,19	0,31	0,08	0,09	0,21
r^2	0,97	0,91	0,85	0,90	0,58	0,80	
<i>Thalassiosira sp</i>	0,014	0,025	0,018	0,052	0,03	0	0,04
r^2	0,56	0,90	0,21	0,90	0,94	0	
médias	0,047	0,079	0,065	0,077	0,091	0,132	

O monossacarídeo que em média apresentou o menor coeficiente de decaimento foi a fucose ($0,047 \text{ dia}^{-1}$). Com relação a este monossacarídeo (fucose) e também à ramnose, Giroldo *et al.* (2003) em estudo de degradação de PEC excretado por *Thalassiosira* sp, também verificaram baixos coeficientes de degradação.

Utilizando o método estatístico RPMS, verificou-se que as médias ponderadas dos coeficientes de decaimento dos PEC, quando comparadas aos coeficientes das cinéticas da decomposição ($k_T, k_3, k_4, k_5, IN_1, IN_2$ e O/C), relacionaram-se positivamente com as estequiometrias globais O/C (coeficiente padrão da RPMS = 0,97). De acordo com este resultado, as composições monoméricas estariam determinando, além das condições dos microrganismos, as rotas metabólicas da decomposição.

5.6.2 Estequiometrias (O/C) diárias das mineralizações dos PEC

A partir das derivadas das funções que representaram as cinéticas de consumo de oxigênio e de mineralização de COD (Anexo V), descreveram-se as variações temporais dos valores das relações estequiométricas das degradações dos PEC (Figura 24). Estes resultados revelaram que as degradações dos PEC excretados pelas duas espécies de *Microcystis* (*M. aeruginosa* e *M. panniformis*) apresentaram estequiometrias (O/C) decrescentes, enquanto que as dos demais foram crescentes. Ou seja, as mineralizações dos PEC excretados pelas duas espécies de *Microcystis* consumiram mais OD nas fases iniciais de suas degradações. As cinéticas das degradações, as formações de TEP e os níveis de associações com bactérias são geralmente relacionados às características de estrutura e composição dos PEC (Giroldo *et al.*, 2003). Assim, supõe-se que as variações das estequiometrias (crescentes e decrescentes) dependeram de variações nas qualidades dos recursos ao longo dos experimentos. Podem também ter decorrido de

variações das comunidades decompositoras, que levariam a mudanças nas rotas metabólicas. Experimentos relativos à mineralização aeróbia de espécies de macrófitas aquáticas, amostras de galhos, de arbusto e de compostos húmicos indicaram que as cinéticas de mineralização dos recursos orgânicos também podem refletir efeitos qualitativos dos substratos (Bitar & Bianchini Jr., 2002).

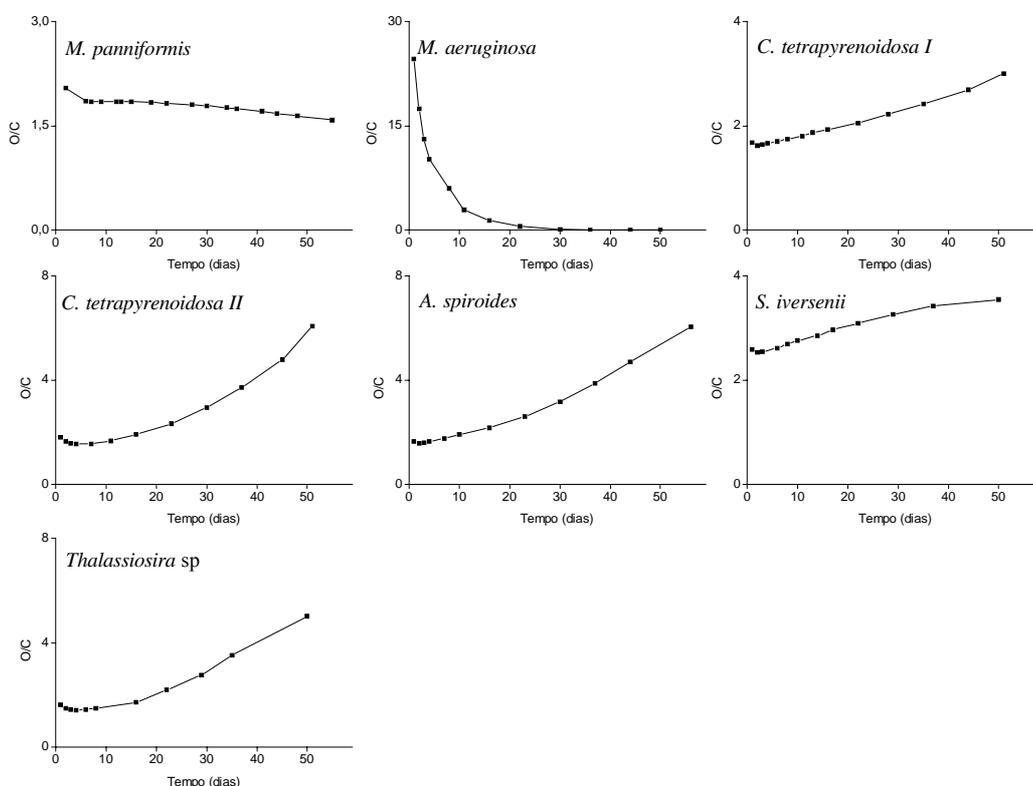


Figura 24 – Estequiometrias (O/C) diárias das mineralizações dos PEC.

As amplitudes de variação dos valores das relações estequiométricas (O/C) dos experimentos foram as seguintes: 0,4 para *M. panniformis*; 24,6 para *M. aeruginosa*; 1,3 para *C. tetrapyrenoidosa I*, 4,3 para *C. tetrapyrenoidosa II*, 4,4 para *A. spiroides*, 0,9 para *S. iversenii*, e 0,6 para *Thalassiosira sp*. A grande diferença verificada entre as

variações diárias da relação O/C do PEC de *M. aeruginosa* e as demais decorreu do estabelecimento do menor coeficiente de mineralização ($k_5 = 0,003 \text{ dia}^{-1}$) em conjunto com o maior coeficiente de consumo de OD ($k_{OD} = 0,2 \text{ dia}^{-1}$). O consumo elevado de OD no início do experimento com PEC de *M. aeruginosa* provavelmente também decorreu de características estruturais ainda não descritas. Uma vez que esta espécie (*M. aeruginosa*) é a mais abundante do reservatório de Barra Bonita (Calijuri *et al.*, 2002) é possível supor que um dos principais fatores que promovem o consumo de OD neste reservatório seja a decomposição dos polissacarídeos excretados por esta espécie, principalmente nos estágios iniciais de decomposição.

5.6.3 Relação entre a decomposição da glicose e dos polissacarídeos

Os resultados de decaimento da glicose, obtidos das incubações mantidas em paralelo com as de PEC (item 4.3.2.), foram plotados (x) contra os de decaimento dos PEC (y) e os resultados foram ajustados por regressões lineares. Dessa forma obtiveram-se as relações lineares ($y = a.x + b$) entre os decaimentos de COD dos dois experimentos (decomposição de glicose e de PEC) (Tabela 5).

Os resultados mostraram que houve relação direta entre os processos de decomposição da glicose e dos polissacarídeos. Este fato permite utilizá-la como composto de referência na descrição de degradação das frações lábeis dos PEC. Comparando-se os decaimentos de COD da glicose e PEC, os coeficientes de determinação (r^2) variaram entre 0,56 (*A. spiroides*) e 0,91 (*M. aeruginosa*), demonstrando a variação do nível de acerto na consideração desta relação.

Tabela 5 – Decaimentos das concentrações e percentagens de COD na decomposição da glicose e dos PEC (ordem cronológica). Os coeficientes de determinação (r^2) referem-se aos ajustes que consideraram os valores percentuais.

	tempo	glic COD (mgL⁻¹)	PEC COD (mgL⁻¹)	glic %	PEC %
<i>C. tetrapyrenoidosa I</i>	21/05/01	10,45	23,23	100,00	100,00
	22/05/01	10,37	23,45	99,18	100,93
	23/05/01	9,33	20,21	89,25	86,97
	24/05/01	6,74	21,11	64,48	90,84
	25/05/01	5,77	20,38	55,18	87,70
	26/05/01	4,83	20,65	46,22	88,86
	27/05/01	3,28	20,59	31,37	88,60
	30/05/01	1,63	19,33	15,62	83,18
	01/06/01	-0,73	18,15	-6,99	78,10
$y = 0,1673x + 80,274$		$r^2 = 0,74$			
<i>S. iversenii</i>	11/06/02	11,80	8,03	100,00	100,00
	12/06/02	11,13	5,39	94,28	67,16
	13/06/02	9,54	5,74	80,84	71,51
	14/06/02	7,85	4,69	66,52	58,36
	17/06/02	3,33	5,73	28,21	71,37
	19/06/02	1,58	4,00	13,37	49,85
	21/06/02	-0,66	2,74	-5,62	34,16
	$y = 0,3889x + 43,649$		$r^2 = 0,62$		
<i>C. tetrapyrenoidosa II</i>	30/09/02	12,26	36,11	100,00	100,00
	01/10/02	11,25	30,70	91,79	85,02
	02/10/02	2,86	29,87	23,32	82,72
	03/10/02	0,21	25,66	1,69	71,06
	04/10/02	-0,14	23,96	-1,10	66,36
	07/10/02	0,50	15,73	4,08	43,57
$y = 0,3218x + 62,998$		$r^2 = 0,61$			
<i>A. spiroides</i>	13/1/03	11,68	25,58	100,00	100,00
	14/1/03	13,90	20,51	118,97	80,18
	15/1/03	9,58	19,55	81,99	76,42
	16/1/03	5,60	19,51	47,91	76,25
	17/1/03	2,30	18,88	19,71	73,82
	20/1/03	2,03	15,84	17,34	61,92
	23/1/03	1,82	12,00	15,59	46,89
$y = 0,2845x + 57,324$		$r^2 = 0,56$			
<i>M. aeruginosa</i>	24/03/03	12,46	21,98	100,00	100,00
	25/03/03	13,70	21,95	109,93	99,85
	26/03/03	8,65	21,66	69,40	98,53
	27/03/03	4,56	17,22	36,59	78,34
	28/03/03	1,67	16,41	13,37	74,68
	04/04/03	1,38	15,50	11,11	70,50
$y = 0,3092x + 69,445$		$r^2 = 0,91$			
<i>Thalassiosira sp</i>	08/04/03	11,15	33,69	100,00	100,00
	09/04/03	11,47	30,76	102,90	91,30
	10/04/03	7,60	24,37	68,13	72,33
	11/04/03	6,38	23,74	57,23	70,45
	12/04/03	3,04	23,56	27,29	69,93
	14/04/03	1,80	23,10	16,12	68,57
	16/04/03	0,99	25,83	8,91	76,66
$y = 0,2461x + 65,083$		$r^2 = 0,60$			
Todos os dados: $y = -0,137x + 81,996$			$r^2 = 0,02$		

Os coeficientes lineares (intercepto - b) das equações, no geral, corresponderam aos teores de frações refratárias dos polissacarídeos (CODR); pelo menos, aos compostos menos reativos (lábeis) que a glicose. Provavelmente as variações dos coeficientes angulares (a) das equações decorreram das condições particulares das incubações (*e.g.* tipo e quantidade de microrganismos, concentrações de nutrientes, composições dos polissacarídeos, etc.).

Os coeficientes lineares variaram entre 43,65 (polissacarídeo excretado de *S. iversenii*) e 80,27 (polissacarídeo excretado de *C. tetrapyrenoidosa* I). Em média o coeficiente linear (\equiv CODR) foi 61,13 % e o valor médio de CODR obtido pelos ajustes anteriores para os polissacarídeos (Tabela 4) foi 77,22 %. Portanto, ao se utilizar glicose para a estimativa dos coeficientes de decomposição de polissacarídeos no reservatório de Barra Bonita (conforme procedimentos adotados neste estudo) deve-se considerar que, quando as concentrações de COD da glicose chegarem a zero, restará cerca de 61,13 a 77,22 % do PEC, referente à fração refratária (CODR), para ser decomposta.

Para a determinação dos coeficientes (sazonais) de decaimento específicos das frações mais refratárias, outro substrato deverá ser empregado. Em termos matemáticos (modelos), a fração refratária remanescente poderá ser estimada simplificadaamente utilizando-se a seguinte equação: tempo de degradação de CODR = $69,17 \times e^{-0,038.t}$, onde: 69,17 = média entre 61,13 e 77,22; 0,038 = média dos valores de k_5 . Desse modo, ao utilizar a glicose para obtenção do índice de heterotrofia, deve-se considerar que tal índice responde principalmente por compostos lábeis; para incubações que tenham por objetivo as descrições de degradações de compostos refratários sugere-se o enriquecimento com recurso um pouco mais complexo (*e.g.* amido; celulose).

6 CONCLUSÕES

O presente trabalho permitiu, através dos procedimentos experimentais adotados, concluir que:

- O período compreendido entre os meses de agosto e fevereiro reuniu as condições mais favoráveis para a mineralização da matéria orgânica no reservatório. Enquanto que, entre março e julho os processos de formação de COP e SH foram favorecidos;
- Fevereiro e março foram os meses que mais favoreceram a mineralização aeróbia, a qual relacionou-se positivamente com as concentrações de COD e negativamente com as profundidades de desaparecimento do disco de Secchi (Z_{DS});
- Os maiores valores das relações estequiométricas O/C ocorreram nos meses mais frios e secos (julho e agosto);
- A variação temporal do potencial heterotrófico anaeróbio foi similar à dos processos aeróbios, no entanto, os coeficientes de heterotrofia anaeróbia foram mais elevados e além da relação positiva com as concentrações de COD, apresentou relação positiva com a precipitação pluviométrica; de modo geral o reservatório comporta um elevado potencial para a mineralização anaeróbia da matéria orgânica;

- Os PEC são substratos importantes para as comunidades microbianas do reservatório de Barra Bonita. Verificou-se os PEC subsidiaram a formação microrganismos (média = 23 %), os processos de mineralização (média = 73,5 %) e a formação de substâncias húmicas (média = 4 %);
- Na decomposição dos PEC os processos de formação de COP e de PSH foram rápidos e provavelmente, estes processos foram supridos pelas frações lábeis (COPL) portanto, foram considerados concorrentes;
- As mineralizações das frações refratárias (CODR; média 73,5 %) dos PEC, apesar de serem mais lentas, mostraram-se muito importantes, uma vez que a maior parte da degradação pode ocorrer por esta rota;
- O modelo cinético proposto para descrever a decomposição de PEC mostrou-se robusto, foi capaz de descrever a degradação de PEC excretados por diversas algas; permitiu ainda, estabelecer uma tendência geral para os destinos destes compostos quando submetidos à degradação;
- Considerando-se os tempos de meia-vida da glicose e dos PEC selecionados e o tempo médio de residência hidráulica do reservatório (40 dias), a matéria orgânica com reatividade similar à glicose é intensamente consumida dentro do sistema, enquanto que parte dos PEC produzidos dentro do reservatório e compostos mais refratários aduzidos ao sistema, podem ser exportados;

- As quantidades de SH formadas das decomposições dos PEC relacionaram-se positivamente com as percentagens de glicose em suas composições; Os coeficientes k_T (formação de COP e PSH), relacionaram-se positivamente com as percentagens de arabinose, indicando que a presença predominante deste monossacarídeo favoreça coeficientes mais elevados de formação destes produtos; os coeficientes de mineralização da fração refratária (k_5) apresentaram relação positiva com as percentagens de fucose;
- Houve relação direta entre os processos de decomposição da glicose e dos polissacarídeos, validando a adoção da glicose como composto de referência para a fração lábil.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (ABNT 6023 – AGO 2000)

AES-Tietê (Companhia de geração de energia AES-Tietê). Disponível em <<http://www.aestiete.com.br>>. Acesso em agosto de 2003.

ALLEN, S. E.; GRIMSHAW, H. M.; PARKINSON, J. A.; QUARBY, C. **Chemical analysis of ecological materials**. Oxford: Blackwell, 1974, 565 p. ISBN 0 632 00321 9.

ANTONIO, R. M.; BITAR, A. L.; BIANCHINI JR., I. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 11, n. 2, p. 65 – 78, 1999.

ANTONIO, R. M.; BIANCHINI, I. JR. Fatores ambientais e formação de gases dos sedimentos da lagoa do Infernã, In: DOS SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.), **Estudos integrados em ecossistemas – Estação ecológica de Jataí**, Rima, São Carlos, v. 2, p. 695 - 706, 2000. ISBN 85-86552-10-0.

ANTONIO, R. M.; BIANCHINI JR., I. The effect of temperature on the glucose cycling and oxygen uptake rates in the Infernã Lagoon water, state of São Paulo, Brazil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v 24, n. 2, p 291 – 296, 2002.

ANTONIO, R. M.; BIANCHINI, JR. I. Methodological test of a heterotrophy index for aquatic ecosystems. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 63, n. 4, p. 1 – 8, 2003.

APHA (American Public Health Association) **Standard methods for examination of water and wastewater**, 20th edition, Washington, 1999. 1325 p.

AZAM, F.; SMITH, D. C.; STEWARD, G. F.; HAGSTRÖN, A. Bacteria - Organic matter coupling and its significance for oceanic carbon cycling. **Microbial Ecology**, New York, v. 28, p. 167 - 179, 1993.

BIANCHI, A.; VAN WAMBEKE, F.; GARCIN, J. Bacterial utilization of glucose in the column from eutrophic to oligotrophic pelagic areas in the eastern North Atlantic Ocean. **Journal of Marine Systems**, Amsterdam, v. 14, p. 45 – 55, 1998.

BIANCHINI JR, I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais, In: POMPEO, M. L. M. (Ed.), **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, Gráfica e Editora União, São Luís, p. 21 - 43, 1999.

BITAR, A. L.; ANTONIO, R. M.; BIANCHINI JR, I. Degradação anaeróbia de folhas, galhos, cascas e serapilheira. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 14, n. 2, p. 17 – 26, 2002.

BITAR, A. L; BIANCHINI JR, I. Mineralization assays of some organic resources of aquatic systems. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 62, n. 4A, p. 557 – 564, 2002.

BLOOM, P. R.; LEENHEER, J. A. Vibrational, electronic, and high-energy spectroscopic methods for characterizing humic substances. In: HAYERS, M. H. B.; MACCARTHY, P.; MALCON, R. L.; SWIFT, R. (Ed.) **Humic substances II, In Search of structure**. Chichester: Willey-Interscience Publication, 1989. cap. 14, p. 409 – 446. ISBN 0 471 92279 X.

BROWN, A. L. **Ecology of fresh water**. London: Heinemann Educational Books, 1972. 129 p. ISBN 0 435 61537 8.

CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. 1988. 293 f., il., Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: Mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 50, n. 4, p. 893 - 913, 1990.

CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 330, p. 163 – 175, 1996.

CALIJURI, M. C. **A comunidade fitoplanctônica de um reservatório tropical (Barra Bonita – SP)**. 1999. 211 f., il., Tese de Livre-Docência. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A. Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 445, p. 11 - 26, 2001.

CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. – Brazil). **Journal of Plankton Research**, Oxford, v. 24, n. 7, p. 617 – 634, 2002.

CETESB Disponível em

<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rel_aguas_int_2002/index.htm>. Acesso em janeiro de 2004.

CHRÓST, R. J. Microbial ectoenzymes in aquatic environments. In: OVERBECK, J.; CHRÓST, R. J. (Ed.), **Aquatic microbial ecology: Biochemical and molecular approaches**. New York: Springer-Verlag, 1990. cap. 3, p. 47 – 78. ISBN 3 540 972226.

COLOMBO, V. **Degradação do polissacarídeo extracelular excretado por *Anabaena spiroides* (Cyanophyceae) e glicosidases envolvidas no processo**. 2001, 102 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

COLOMBO, V.; VIEIRA, A. A. H. Microbial degradation of the extracellular polysaccharide produced by *Anabaena spiroides* (Cyanobacteria). **Revista de Microbiologia**, São Paulo, (no prelo).

COTNER, J. B.; BIDDANDA, B. A. Small player, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. **Ecosystems**, New York, v. 5, p. 105 – 121, 2002.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR. I. Degradação anaeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*: cinéticas de formação de gases. **Acta Limnológica Brasiliensia**, Botucatu, v. 11, n. 1, p.15 – 26, 1999.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR. I. Estequiometria da decomposição aeróbia de galhos, cascas, serapilheira e folhas. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Ed.) **Recursos hídricos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: Rima, 2002. cap. 4, p. 43 – 55.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR. I. Formação de compostos húmicos a partir da degradação de *Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis*. **Acta Limnológica Brasiliensia**, Botucatu, v. 13, n. 2, p. 35 – 43, 2001.

DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. **An introduction to environmental engineering**. New York: McGraw-Hill, 1991. 822 p. ISBN 0 07 100828 4.

DE FILLIPO, R. **Ciclo sazonal do fitoplâncton, fatores climáticos e hidrológicos na represa de Barra Bonita**. 1987, 90 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

DE PHILIPPIS, R.; SILI, C.; PAPERI, R.; VINCENZINI, M. Exopolysaccharide-producing cyanobacteria and their possible exploitation: A review. **Journal of Applied Phycology**, Dordrecht, v. 13, n. 4, p. 293 – 299, 2001.

DÍAZ, G. R. A. **Flutuações nictemerais dos fatores ecológicos na represa de Barra Bonita – Médio Tietê – SP**. 1990, 157 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

DOS SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. Phytoplankton communities over a short period of time, in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil): microcosm experiments. **Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie**, Stuttgart, v. 26, p. 468 – 471, 1997.

DOS SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 367, p. 139 - 152, 1998.

DUBOIS, M.; GILLES, K.; HAMILTON, J. K.; REBES, P. A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 28, p. 350 - 356, 1956.

EMBRAPA E MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Disponível em <<http://www.cdbrasil.cnpem.embrapa.br/>>. Acesso em janeiro de 2004.

ESTEVES, F. A. Biomass and analysis of the major inorganic components of *Eichhornia crassipes* (Mart.) solms in six reservoirs of São Paulo State (Brazil). **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 9, p. 1196 – 1200, 1981.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p. ISBN 85-7193-008-2.

FAJON, C.; CAUWET, G.; LEBARON, P.; TERZIC, S.; AHEL, M.; MALEJ, A.; MOZETIC, P.; TURK, V. The accumulation and release of polysaccharides by planktonic cells and the subsequent bacterial response during a controlled experiment. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam, v. 29, p. 351 - 363, 1999.

FALKOWSKI, P.; SCHOLLES, R. J.; BOYLE, E.; CANADELL, J.; CANFIELD, D.; ELSER, J.; GRUBER, N.; HIBBARD, K.; HÖGGER, P.; LINDER, S.; MACKENZIE, F. T.; MOORE, B.; PEDERSEN, T.; ROSENTHAL, Y.; SEITZINGER, S.; SMETACEK, V.; STEFFEN, W. The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. **Science**, Washington, v. 290, p. 291 – 296, 2000.

FOGG, G. E. Ecological significance of extracellular products of phytoplankton photosynthesis. **Botanica Marina**, Berlin, v. 26, p. 3 - 14, 1983.

FREIRE-NORDI, C. S. **Compostos polissacarídicos de alta massa molecular excretados por *Ankistrodesmus densus* (Kors) (Chlorophyceae): sua utilização como substrato para bactérias**. 1993, 92 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

FREIRE-NORDI, C. S.; VIEIRA, A. A. H., Utilization of extracellular polysaccharides from *Ankistrodesmus densus* Kors (Chlorophyceae) by heterotrophic bacteria. **Revista de Microbiologia**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 27 - 32, 1996.

FREIRE-NORDI, C. S.; VIEIRA, A. A. H. Degradability of polysaccharides compounds excreted by *Ankistrodesmus densus* Kors (Chlorophyceae) in cultures of natural bacterial communities. **Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie**, Stuttgart, v. 26, n.1685 - 1688, 1998.

GENTIL, J. G. **Estudo limnológico comparado de cinco reservatórios do Estado de São Paulo localizados em diferentes sistemas hidrográficos**. 1984, 82 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GIROLDO, D.; VIEIRA, A. A. H. An extracellular sulfated fucose-rich polysaccharide produced by a tropical strain of *Cryptomonas obovata* (Cryptophyceae). **Journal of Applied Phycology**, Amsterdam, v. 14, p. 185 – 191, 2002.

GIROLDO, D.; VIEIRA, A. A. H.; PAULSEN, B. S. The relative increase of deoxy sugars during microbial degradation of an extracellular polysaccharide released by a tropical freshwater *Thalassiosira sp.* (Bacillariophyceae). **Journal of Phycology**, Corvallis, v. 39, n. 6, p. 1 – 7, 2003.

GOLTERMAN, H. L. **Physiological Limnology**. Amsterdam: Elsevier, 1975. 489 p. ISBN 0 444 41270 0.

GOMES, H. R.; PANT, A.; GOES, J. I.; PARULEKAR, A. H. Heterotrophic utilization of extracellular products of phytoplankton in a tropical estuary. **Journal of Plankton Research**, Oxford, v. 13, n. 3, p. 487 – 498, 1991.

GUILLARD, R. R. L.; LORENZEN, C. J. Yellow-green algae with chlorophyllide-*c*. **Journal of Phycology**, Corvallis, v. 8, p. 10 – 14, 1972.

GUILLARD, R. R. L.; WANGERSKY, P. J. The production of extracellular carbohydrates by some marine flagellates. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 3, p. 449 – 454, 1958.

HANSELL, D. A.; NICHOLAS, R. B.; GUNDERSEN, K. Mineralization of dissolved organic carbon in the Sargasso Sea. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 51, p. 201 – 212, 1995.

HENRY, R.; HINO, K.; GENTIL, J. G.; TUNDISI, J. G. Primary production and effects of enrichment with nitrate and phosphate on phytoplankton in Barra Bonita Reservoir State of São Paulo, Brazil. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie**, Leipzig, v. 70, p. 561 – 573, 1985.

HENRY, R. O crescimento potencial do fitoplâncton da Represa de Barra Bonita (Rio Tietê – SP): uma comparação sazonal dos efeitos de enriquecimento artificial em amostras de seus tributários. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 38, n. 9, p. 1553 – 1564, 1986.

HENRY, R.; SIMÃO, C. A. Aspectos sazonais da limitação potencial por N, P e Fe no fitoplâncton da Represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 48, p. 1 – 14, 1988.

HERRICKS, E. E. Princípios gerais de toxicologia. In: MATSUI, S. (Ed.) **Diretrizes para gerenciamento de lagos; Vol. 1 Gerenciamento de substâncias tóxicas em lagos e reservatórios**. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP, 2002, cap. 2, p 9 – 30. ISBN 85-87418-06-8.

HINTZE, J. NCSS and PASS. Number cruncher statistical systems. Kaysville, Utah. Disponível em: <<http://www.ncss.com>>. Acesso em junho de 2001.

HOBBIE, J. E. Microbial control of dissolved organic carbon in lakes: research for the future. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v. 229, p. 169 – 180, 1992.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology**. New York: MacGraw-Hill, 1994. 576p. ISBN 0 07 023673 9.

HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology**, v. 1. New York: John Wiley and Sons, 1957. 1015 p. ISBN 0 471 54294 6.

ILEC (International Lake Environment Committee). Disponível em <<http://www.ilec.or.jp>>. Acesso em abril de 2003.

ITURRIAGA, R.; ZSOLNAY, A. Heterotrophic uptake and transformation of phytoplankton extracellular products. **Botanica Marina**, Berlin, 26: 375 – 381, 1983.

JATI, S. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Barra Bonita (SP): Uma análise em diferentes escalas de tempo**. 1998, 147 f., il. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

JONES, I. R. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v. 229, p. 73 – 91, 1992.

JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. Técnicas para resolução de problemas. In: JØRGENSEN S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.) **Diretrizes para gerenciamento de lagos; Vol. 1 – Princípios para o gerenciamento de lagos**. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP, 2000, cap. 7, p 87 – 102. ISBN 85-87418-03-3.

JUREIDINI, P.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. Medições da produção primária em três reservatórios do estado de São Paulo. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 35, n. 9, p. 1341 – 1346, 1983.

JUREIDINI, P. **A ecologia e a poluição na represa de Barra Bonita no estado de São Paulo**. 1987, Dissertação (Mestrado) Instituto Básico de Biologia Médica e Agrícola, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

KIEBER, D. J.; MCDANIEL J.; MOPPER, K. Photochemical source of biological substrates in sea water: implications for carbon cycling. **Nature**, London, v. 341, p. 637 – 639, 1989.

KISAND, V.; TAMMERT, H. Bacterioplankton strategies for leucine and glucose uptake after a cyanobacterial bloom in an eutrophic shallow lake. **Soil Biology and Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 32, p. 1965 – 1972, 2000.

KRAMER, J. R.; BRASSARD, P.; COLLINS, P.; CLAIR, T. A.; TAKATS, P. Variability of organic acids in watersheds. In: PERDUE, E. M.; GJESSING, E. T. (Ed.) **Organic acids in aquatic ecosystems**. S. Bernhard: John Willey & Sons Ltd, 1990. 344 p. ISBN 0 471 92631 0.

LEITE, F. P. N.; FONSECA, O. J. M. Variação espacial e temporal de parâmetros ambientais da lagoa Caconde, Osório, RS. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 14, n. 2, p. 39 – 50, 2002.

LEPPARD, G. G. The characterization of algal and microbial mucilages and their aggregates in aquatic ecosystems. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 165, p. 103 – 131, 1995.

LEWIN, R. A. Extracellular polysaccharides of green algae. **Canadian Journal of Microbiology**, Ottawa, v. 18, p. 418 - 426, 1956.

LOMBARDI, A. T.; JARDIM, W. F. Fluorescence spectroscopy of high performance liquid chromatography fractionated marine and terrestrial organic humic materials. **Water Research**, Amsterdam, v. 33, n. 2, p. 512 – 520, 1999.

LYNCH, J. M.; HOBBIÉ, J. E. **Micro-organisms in action: concepts and applications in microbial ecology**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1979. 363 p. ISBN 0 632 01652 3.

MACKENZIE, R. C. **Differential thermal analysis**. London: Academic Press, 1970. 775 p. ISBN 12 464401 5.

MAEDA, S. The bacterial mineralization of organic matter in Lake Sagami. **Japanese Journal of Limnology**, Shiga, v. 43, n. 2, p. 88 – 95, 1982.

MALINSKY-RUSHANSKY, N. Z.; LEGRAND, C. Excretion of dissolved organic carbon by phytoplankton of different sizes and subsequent bacterial uptake. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf/Luhe, v. 132, p. 249 - 255, 1996.

MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. Boca Raton: Lewis, 1994. 811 p. ISBN 1-56670-008-4.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; HINO, K.; CLARO, S. M. Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. **Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie**, Stuttgart, v. 21, p. 1040 - 1047, 1981.

MEYER, M. **Avaliação da biomassa de *Paspalum repens* Bergius submetida à flutuação do nível de água na represa de Barra Bonita (zona de desembocadura do rio Capivara – SP)** 1996, 123 f., il., Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Ambiental) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

MEYERS, P. A.; ISHWATARY, R. Organic matter accumulation records in lake sediments. In: LERMAN; IMBODEN; GAT (Ed.). **Physics and Chemistry of Lakes**. Heidelberg: Springer-Verlag, 1995. 334 p. ISBN 3 540 57891 9.

MILLER, W. I.; MORAN, M. A. Interaction of photochemical and microbial processes in the degradation of refractory dissolved organic matter from coastal marine environment. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 42, n. 6, p. 1317 – 1324, 1997.

MINOR, E. C.; EGLINTON, T. I. Molecular-level variations in particulate organic matter subclasses along environment. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 67, p. 1030 – 122, 1999.

MOPPER, K.; ZHOU, X.; KIEBER, R. J.; KIEBER, D. J.; SIKORSKI, J.; JONES, R. D. Photochemical degradation of dissolved organic carbon and its impact on the oceanic carbon cycle. **Nature**, London, v. 353, p. 60 –62, 1991.

MORAN, M. A.; ZEPP, R. G. Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 42, n. 6, p. 1307 – 1316, 1997.

MÜNSTER, U.; CHRÓST, R. J., 1990. Origin, composition and microbial utilization of dissolved organic matter. In: OVERBECK, J.; CHRÓST, R. J. (Ed.), **Aquatic microbial ecology: Biochemical and molecular approaches**. New York: Springer-Verlag, 1990. cap. 2, p 8 – 37. ISBN 3 540 97222 6.

MYKLESTAD, S. M. Release of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 165, p. 155 - 164, 1995.

NYQUIST, G. Fluorescence measurements in the Baltic proper. In: XI CONFERENCE OF THE BALTIC OCEANOGRAPHERS, 1978, Rostok. **Abstracts**.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434 p. ISBN 85-201-0249-2.

OGURA, N.; GOTOH, T. Decomposition of dissolved carbohydrates derived from diatoms of Lake Yuno-ko, **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie**, Leipzig, v. 59, p. 39 – 47, 1974.

OVERBECK, J. Aspects of aquatic microbial carbon metabolism: Regulation of phosphoenolpyruvate carboxylase. In: OVERBECK, J.; CHRÓST, R. J. (Ed.), **Aquatic microbial ecology: Biochemical and molecular approaches**. New York: Springer-Verlag, 1990. cap. 4, p 79 – 93. ISBN 3 540 97222 6.

OVERBECK, J. Conceitos de ecossistema. In: JØRGENSEN S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.) **Diretrizes para gerenciamento de lagos; Vol. 1 Princípios para o gerenciamento de lagos**. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP, 2000, cap. 1, p 9 – 25. ISBN 85-87418-03-3.

PACOBAYHYBA, L. D. **Decomposição de *Staurastrum c. f. iversenii* Nygaard var. *americanum*: efeitos da qualidade do recurso, da disponibilidade de oxigênio e da temperatura**. 2002, 167 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PANHOTA, R. S. **Degradação da glicose pelo bacterioplâncton: mineralização e formação de produtos intermediários.** 2002, 104 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JR, I. Potential cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 15, n. 2, p. 1 – 11, 2003.

PASSOW, U.; SHIPE, R. F.; MURRAY, A.; PAK, D. K.; BRZEZINSKI, M. A.; ALLDREDGE, A. L. The origin of transparent exopolymer (TEP) and their role in the sedimentation of particulate matter. **Continental Shelf Research**, Amsterdam, v. 21, p. 327 – 346, 2001.

PAULSEN, B. S.; VIEIRA, A. A. H. Structural studies on extracellular dissolved and capsular polysaccharides produced by *Spondylosium pandiforme*. **Journal of Phycology**, Corvallis, v. 30, n. 4, p. 681 - 641, 1994.

PETRACO, P. **Determinação da biomassa e estoque de nitrogênio e fósforo de *Polygonum spectabile* Mart. e *Paspalum repens* Berg.** Da represa de Barra Bonita (SP), 1995, 108 f., il., Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Ambiental) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

POMEROY, L. R.; WIEBE, W. J. Energetic of microbial food webs. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v. 156, p 153 – 166, 1988.

PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P **Numerical recipes in C: The art of scientific computing.** New York: Cambridge University Press, 1993. 994 p.

RAI, H. Utilização de glicose por bactérias heterotróficas no ecossistema lacustre da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 8, n. 2, p. 225 – 232, 1978.

RAMOS, M. L. L. C.; GOLDSTEIN, E. G.; LOMBARDI, C. C.; ZAGATTO, P. A. Estudos sobre a fertilidade potencial das águas do reservatório de Barra Bonita. **Acta limnologica Brasiliensia**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 155 – 178, 1986.

REBELO, M. A. P.; ARAUJO, N. C. Águas minerais de algumas fontes naturais brasileiras. **Revista da Associação Médica Brasileira**, São Paulo, v. 45, n. 3, p. 255 – 260, 1999.

ROGERS, J. E.; WHITMAN, W. B. Methane, Nitrogen Oxides and Halomethans. In: ROGERS, J. E.; WHITMAN, W. B. (Ed.) **Microbial production and consumption of greenhouses gases.** Washington: American Society for Microbiology, 1991. ISBN 1 55581 035 7.

ROLLA, M. E.; DABÉS, M. B. G. S.; FRANÇA, R. C.; FERREIRA, E. M. V. M., A limnological assessment of the Volta Grande reservoir, Minas Gerais/São Paulo, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio de Janeiro, v. 5, p. 73 – 81, 1994.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS (MG) Disponível em <<http://www.hidricos.mg.gov.br>>. Acesso em novembro de 2003.

SHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Editora da Universidade, 1985. 532 p. ISBN 85 7025111 4.

SMITH JR., W. O.; BARBER, R. T.; HUNTSMAN S. A. Primary production off the coast of northwest Africa: excretion of dissolved organic matter and its heterotrophic uptake. **Deep Sea Research**, Oxford, v. 24, p. 35 – 47, 1977.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry**. New York: Willey-Interscience Publication, 1982. 443 p. ISBN 047109299 1.

STRÄSKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos, Vol. 9 - Gerenciamento da qualidade de água de represas**. São Carlos: ILEC; IEE, 2000. 258 p. ISBN 85-87418-04-1.

SWIFT, M. J.; HEAL D. W.; ANDERSON, J. M. **Studies in ecology decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1979. 371 p. ISBN 0 632 00378 2.

SUZUKI, Y.; TANOUE, E.; ITO, H. A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of dissolved organic carbon in seawater: analysis and improvement. **Deep-Sea Research**, Oxford, v. 38, n. 2, p. 185 – 198, 1992.

SZIKSZAY, M.; TEISSEDE, J. M. “Águas minerais” no estado de São Paulo. *Boletim IG-USP*, v. 12, p. 11 – 22, 1981. Disponível em <<http://www.igc.usp.br/geologiausp/ig>>. Acesso em novembro de 2003.

THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters**. Amsterdam, Nijhoff/Junk Po., 1985. 497 p. ISBN 90 247 3143 7.

TOLEDO, A. P. P. **Contribuição ao estudo físico-químico de ácido húmico extraído de sedimento**. 1973, 138 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TUNDISI, J. G. Typology of reservoir in southern Brazil. **Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie**, Stuttgart, v. 21, p. 1031 – 1039, 1981.

TUNDISI, J. G. A review of basic ecological processes interacting with production and standing-stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brazil. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v. 100, p. 223 – 243, 1983.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eutrophication processes and trophic state for 23 reservoirs in São Paulo State, Southern Brazil. In: V BRAZIL/JAPAN SYMPOSIUM ON SCIENCE AND TECHNOLOGY, Tóquio, p. 19, 1986.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology and eutrophication of Barra Bonita reservoir, S. Paulo State, southern Brazil. **Proceedings Reservoir Conference**, Ceske Budejovice, 1988.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Contribuição da cidade de Botucatu – SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. **Eclética Química**, Araraquara, v. 22, p. 31 – 48, 1997.

VIEIRA, A. A. H.; NASCIMENTO, O. R.; SARTORI, A. L., Release of extracellular polysaccharides by *Spondylosium pandiforme* (Desmidiaceae). **Biologia Bratislava**, Bratislava, v. 49, n. 4, p. 535 – 538, 1994.

WARREN, R. A. J. Microbial hydrolysis of polysaccharides. **Annual Review of Microbiology**, Palo Alto, v. 50, p. 183 – 212, 1996.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1983. 767 p. ISBN 0 7216 9240 0.

WISNIEWSKI, M. J. S. **Distribuição espacial e produção secundária da comunidade zooplanctônica do reservatório de Barra Bonita – SP**. 1998, 140 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

WRIGHT, R. T. Studies on glycolic acid metabolism by freshwater bacteria. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 20, n. 4, p. 626 – 633, 1975.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1996. 662 p. ISBN 0 13 084542 6.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERG, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 117 – 161, 1997.

8 ANEXOS

Anexo I - Variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório de Barra Bonita. Inventário (03/2001 – 02/2002) refere-se ao presente estudo.

Variável	Variação	Média ± DP	Fonte
Reservatório de Barra Bonita - Principais Tributários: Rio Tietê e Rio Piracicaba			
Latitude (próximo da barragem)	22° 29' - 22° 32' S		AES – Tietê (2003)
Longitude (próximo da barragem)	48° 29' - 48° 34' W		AES – Tietê (2003)
Extensão da barragem (m)		480	AES – Tietê (2003)
Estado trófico	Eutrófico		ILEC (2003)
Circulação	Polimítico		ILEC (2003)
Profundidade (m)	10 - 25		Sträskraba & Tundisi (2000)
		10,2	Calijuri & Tundisi (1990); Petraço (1995)
	16 (inverno) – 19 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Área inundada (Km ²)		324,84	Calijuri & Tundisi (1990)
		310	ILEC (2003)
Volume (1 x 10 ⁶ m ³)		3160	Sträskraba & Tundisi (2000)
Volume útil (1 x 10 ⁶ m ³)		2600	Calijuri & Tundisi (1990)
Perímetro aproximado (Km)		525	Calijuri & Tundisi (1990)
Altitude (m)		430	Sträskraba & Tundisi (2000)
		481,5	ILEC (2003)
Pluviosidade (mm)	17,1 - 240	99,5 ± 72,7	AES-Tietê (2002)
	10,6 - 204	103,87 ± 72,99	Jati (1998)
Velocidade dos ventos (m s ⁻¹)	1,52 (inverno) – 2,01 (verão)		Dos Santos & Calijuri (1998)
	6,10 – 18,30	13,18 ± 3,67	Jati (1998)

Anexo I (continuação)

Radiação solar ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	883 (inverno) – 991 (verão)		Dos Santos & Calijuri (1998)
	460 – 2150	$1197,5 \pm 503,70$	Jati (1998)
	125 (inverno) – 2.200 (verão)		Calijuri & Dos Santos (1996)
	1000 - 2149	$1653 \pm 360,5$	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Coef. de atenuaç. vert. da luz ($k_{\text{atenuação}}$)	0,42 – 0,93 (m^{-1})	$0,74 \pm 0,16$ (m^{-1})	Jati (1998)
	0,006 – 0,056 (cm^{-1})	$0,019 \pm 0,015$ (cm^{-1})	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Z_{euf} (m)	2,5 (inverno) – 1,0 (verão)		Calijuri (1988)
	0,82 – 7,67	$3,56 \pm 2,2$	Inventário (03/2001 – 02/2002)
	5,62 (inverno) – 3,85 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Tempo de residência (dias)	64,16 – 191,18	$115,74 \pm 41,93$	Jati (1998)
	110,8 (inverno) – 67,05 (verão)		Dos Santos & Calijuri (1998)
	20,1 – 56,2	$40,4 \pm 11,2$	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Tempo de residência teórico (dias)		90	Stráskraba & Tundisi (2000)
		de 30 dias a 6 meses	Calijuri e Dos Santos (2001)
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	20,0 – 27,9	$24,7 \pm 2,8$	Inventário (03/2001 – 02/2002)
	18 - 27		Calijuri & Dos Santos (2001)
	17,0 – 30,0		Pacobahyba (2002)
	Verão 27,3 – 30,5	$27,8 \pm 0,96$	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	Inverno 19,9 – 21,9	$20,3 \pm 0,64$	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)	19,35 (inverno) – 27,86 (verão)		Dos Santos & Calijuri (1998)
	16,5 (inverno) – 30,3 (verão)		Calijuri & Dos Santos (1996)
	14,6 – 29,7	$22,63 \pm 4,54$	Jati (1998)
OD (mg L^{-1})	1,2 – 7,7	$5,0 \pm 1,8$	Inventário (03/2001 – 02/2002)
	Verão 0,4 – 3,2	$1,16 \pm 1,11$	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Inverno 6,8 – 9,1	$7,96 \pm 0,84$	Panhota & Bianchini Jr. (2003)	
OD no braço do rio Piracicaba	0,55 – 15,1	$3,82 \pm 3,44$	Petraco (1995)
OD no braço do rio Tietê	0,96 – 8,85	$5,02 \pm 2$	Petraco (1995)

Anexo I (continuação)

pH	6,1 – 7,8	6,9 ± 0,4	Inventário (03/2001 – 02/2002)	
	6,4 – 8,6	7,43 ± 0,9	Calijuri & Dos Santos (2001)	
	6,2 – 6,9		Pacobahyba (2002)	
	Verão	6,3 – 6,7	6,48 ± 0,13	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	Inverno	6,3 – 7,1	6,94 ± 0,25	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	pH no braço do rio Piracicaba	5,5 – 9,3	6,59 ± 0,78	Petraco (1995)
pH no braço do rio Tietê	5,4 – 8,2	6,7 ± 0,72	Petraco (1995)	
Alcalinidade (meq L ⁻¹)	0,73 (inverno) – 0,59 (verão)		Calijuri (1988)	
	0,69 – 0,85	0,76 ± 0,06	Jati (1998)	
	0,7 – 0,9	0,77 ± 0,1	Calijuri & Dos Santos (2001)	
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	91,3 – 118,4		Gentil (1984) <i>apud</i> Pacobahyba (2002)	
	61 - 291		Wisniewski (1998) <i>apud</i> Pacobahyba (2002)	
	162 (inverno) – 115 (verão)		Calijuri (1988)	
	143,9 – 218,2	177,9 ± 26,8	Calijuri & Dos Santos (2001)	
	190 - 378	270 ± 69	Inventário (03/2001 – 02/2002)	
	210 - 310		Pacobahyba (2002)	
	210 (verão) – 280 (inverno)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)	
Cond ele. no braço do rio Piracicaba	50 - 285	195,08 ± 61,6	Petraco (1995)	
Cond ele. no braço do rio Tietê	130 - 260	203,77 ± 31,27	Petraco (1995)	
Sólidos totais dissolvidos (mg L ⁻¹)	120 – 250	180 ± 50	Inventário (03/2001 – 02/2002)	
Material em suspensão total (MST) (mg L ⁻¹)	2,27 – 424,04	40,98 ± 120,74	Jati (1998)	
MST no braço do rio Piracicaba (mg L ⁻¹)	4,4 – 150,6	28,45 ± 31,05	Petraco (1995)	
MST no braço do rio Tietê (mg L ⁻¹)	2,2 – 82,7	16,84 ± 17,42	Petraco (1995)	
Material em suspensão orgânico (MSO) (mg L ⁻¹)	1,24 – 404,02	39,97 ± 120,78	Jati (1998)	
MSO no braço do rio Piracicaba (mg L ⁻¹)	2,1 – 57,1	12,95 ± 13,29	Petraco (1995)	
MSO no braço do rio Tietê (mg L ⁻¹)	1,5 – 75,9	9,98 ± 15,63	Petraco (1995)	

Anexo I (continuação)

Turbidez (NTU)	0,0 – 30,0	15,0 ± 10,7	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Verão	9 - 24	11,4 ± 4,34	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Inverno	2 - 23	7,24 ± 7,32	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Potencial de óxido-redução (mV)	22,6 – 112,8	65,9 ± 25,0	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Verão	-222 – 103	58,3 ± 102,6	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Inverno	63 - 84	76,11 ± 8,31	Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Disco de Secchi (m) (Z _{DS})	1 (inverno) – 0,5 (verão)		Calijuri (1988)
	0,9 – 3,20	1,85 ± 0,68	Jati (1998)
	0,8 – 2,54	1,67 ± 0,67	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Substâncias húmicas dissolvidas em base de carbono (mg L ⁻¹)	4,45 – 9,11	6,58 ± 1,41	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Carboidratos tot dissolvidos (mg L ⁻¹)	25,2 – 36,9	31,1 ± 3,5	Inventário (03/2001 – 02/2002)
DOB ₅ (mg L ⁻¹)	1,1 – 3,4	2,2 ± 0,6	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	0,5 – 53,8	11,9 ± 15,9	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Carbono total (mg L ⁻¹)	13,9 – 20,4	16,5 ± 1,9	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Carbono total dissolvido (mg L ⁻¹)	11,5 – 20,3	15,6 ± 2,2	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Carbono orgânico total (mg L ⁻¹)	3,8 – 8,2	6,0 ± 1,5	Inventário (03/2001 – 02/2002)
	8,15 ± 1,32 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	6,71 ± 1,25 (inverno)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	3,6 – 8,2	5,5 ± 1,4	Inventário (03/2001 – 02/2002)
	18,24 (inverno, 1987)		Otha (1988) <i>apud</i> Calijuri & Tundisi (1990)
Carbono inorgânico (mg L ⁻¹)	8,45 – 18,57	10,98 ± 2,81	Jati (1998)
Carbono inorgânico total (mg L ⁻¹)	7,9 – 12,2	10,5 ± 1,2	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Carb. inorgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	7,9 – 12,1	10,2 ± 1,2	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Carb. orgânico particulado (mg L ⁻¹)	0 – 2,3	0,6 ± 0,8	Inventário (03/2001 – 02/2002)
Carb. inorgânico particulado (mg L ⁻¹)	0 – 1,3	0,35 ± 0,4	Inventário (03/2001 – 02/2002)
CO ₂ livre (mg L ⁻¹)	2,12 – 18,64	10,62 ± 5,13	Inventário (03/2001 – 02/2002)
CO ₂ livre (mg m ⁻³)	0,61 – 32,43	7,40 ± 8,88	Jati (1998)
	0,2 – 31,9	11,12 ± 14,64	Calijuri & Dos Santos (2001)

Anexo I (continuação)

CO ₂ total (mg m ⁻³)	30,97 – 68,07	40,49 ± 10,30	Jati (1998)
	30,7 – 67,2	44,35 ± 16	Calijuri & Dos Santos (2001)
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	41,67 – 51,85	45,71 ± 4,06	Jati (1998)
	41,4 – 53,2	47,68 ± 5,58	Calijuri & Dos Santos (2001)
	(mg m ⁻³)	(mg m ⁻³)	
calculado	14,23 – 52,84	38,62 ± 10,67	Inventário (03/2001 – 02/2002)
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	0,0 – 0,12	0,05 ± 0,04	Jati (1998)
	0 – 1,2	0,37 ± 0,44	Calijuri & Dos Santos (2001)
	(mg m ⁻³)	(mg m ⁻³)	
Nitrito (µg L ⁻¹)	0,6 – 160,3	39,28 ± 48,43	Calijuri & Dos Santos (1996)
	0,35 – 161,70	39,25 ± 46,84	Jati (1998)
	2,2 (inverno) – 3,19 (verão)		Calijuri (1988)
	1 – 75	17,94 ± 21,04	Henry & Simão (1988)
	0,62 – 160,3	46,4 ± 60,12	Calijuri & Dos Santos (2001)
	491 ± 7 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	55 ± 0 (inverno)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Nitrito no braço do rio Piracicaba	4,47 – 67,02	29,61 ± 17,81	Petraco (1995)
Nitrito no braço do rio Tietê	2,83 – 108,38	19,72 ± 22,47	Petraco (1995)
Nitrito (µg L ⁻¹)	604,6 – 2243,6	992,37 ± 491,68	Calijuri & Dos Santos (1996)
	737,4 (inverno) – 1706,1 (verão)		Calijuri (1988)
	128,96 – 2307,32	988,62 ± 482,87	Jati (1998)
	604,6 – 2243,6	1.415,22 ± 831,7	Calijuri & Dos Santos (2001)
	241 - 1311	691,6 ± 329,8	Henry & Simão (1988)
	3236 ± 36 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	5395 ± 455 (inverno)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Nitrito no braço do rio Piracicaba	92,44 – 885,57	373,79 ± 213,41	Petraco (1995)
Nitrito no braço do rio Tietê	270 – 2.120,72	1.374,74 ± 388,92	Petraco (1995)

Anexo I (continuação)

Amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7,2 (inverno) – 34,25 (verão)		Calijuri (1988)
	2,2 – 201,8	$39,77 \pm 55,48$	Calijuri & Dos Santos (1996)
	0,7 – 201,8	$52,12 \pm 78,85$	Calijuri & Dos Santos (2001)
	0 – 47	$22,67 \pm 15,08$	Henry & Simão (1988)
	199 \pm 13 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	124 \pm 3 (inverno)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Amônia no braço do rio Piracicaba	6,18 – 488,15	$99,43 \pm 136,26$	Petraco (1995)
Amônia no braço do rio Tietê	2,9 – 70	$23,61 \pm 17,93$	Petraco (1995)
Íon Amônio ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,79 – 206,65	$39,28 \pm 54,81$	Jati (1998)
Nitrogênio particulado ($\mu\text{g L}^{-1}$)	124, 33 (verão)		Calijuri (1988)
Nitrogênio (N) total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1725 (inverno) – 1955 (verão)		Calijuri (1988)
	0,19 – 14,23	$4,31 \pm 3,71$	Jati (1998)
	2519 - 22539	$8.227,65 \pm 5.285,18$	Petraco (1995)
	1726 - 17943	$5.876,73 \pm 4.476,61$	Petraco (1995)
Nitrogênio orgânico total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	564 – 9799,2	$4.477,19 \pm 3.608,79$	Calijuri & Dos Santos (1996)
	564 – 16642,5	$5.560,15 \pm 6.524,48$	Calijuri & Dos Santos (2001)
	406 \pm 21 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	277 \pm 245 (inverno)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Fosfato total dissolvido ($\mu\text{g L}^{-1}$)	16,13 (inverno) – 34,12 (verão)		Calijuri (1988)
	4,1 – 36,4	$14,33 \pm 8,53$	Calijuri & Dos Santos (1996)
	3,1 – 36,4	$15,07 \pm 13,16$	Calijuri & Dos Santos (2001)
Fosfato total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0 - 53	$18,5 \pm 15,11$	Henry & Simão (1988)
	3,13 – 105,35	$14,01 \pm 12,06$	Jati (1998)
	215 \pm 3 (verão)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
	121 \pm 5 (inverno)		Panhota & Bianchini Jr. (2003)
Fósforo tot. diss. no braço do rio Piracicaba	27,01 – 92,07	$47,33 \pm 19,45$	Petraco (1995)
Fósforo tot. diss. no braço do rio Tietê	13,39 – 63,64	$35,09 \pm 13,67$	Petraco (1995)

Anexo I (continuação)

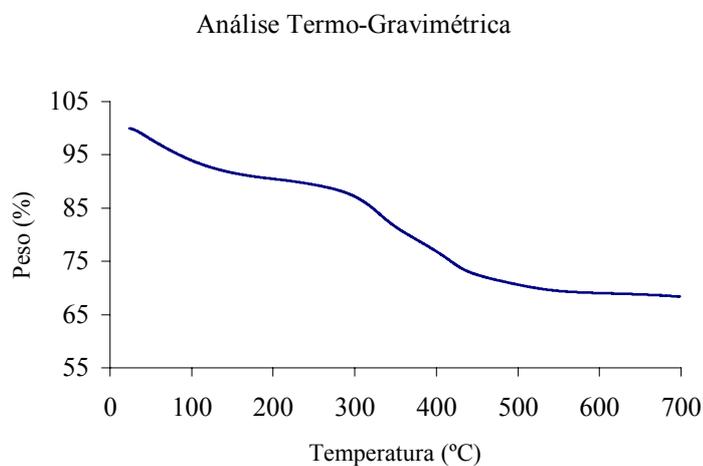
Fosfato inorgânico diss. ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,2 – 19,4	$6,56 \pm 5,11$	Calijuri & Dos Santos (1996)
	10,19 (inverno) – 18,71 (verão)		Calijuri (1988)
	0,40 – 56,44	$6,31 \pm 6,88$	Jati (1998)
	0 – 20,7	$8,07 \pm 9,45$	Calijuri & Dos Santos (2001)
Fosfato inorgânico ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0 - 15	$6,39 \pm 4,85$	Henry & Simão (1988)
Fósforo particulado ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13,20 (verão)		Calijuri (1988)
Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	21,8 – 307,1	$86,05 \pm 78,98$	Calijuri & Dos Santos (1996)
	17,11 – 445,63	$84,66 \pm 81,18$	Jati (1998)
	17,97 (inverno) – 21,97 (verão)		Calijuri (1988)
	12,8 – 307,1	$106,7 \pm 117,4$	Calijuri & Dos Santos (2001)
Fósforo total no braço do rio Piracicaba	67,12 – 390,21	$173,29 \pm 79,8$	Petraco (1995)
Fósforo total no braço do rio Tietê	38,14 – 489,26	$148,25 \pm 103,24$	Petraco (1995)
Fósforo inorgânico no braço do rio Piracicaba	9,83 – 102,99	$33,17 \pm 31,53$	Petraco (1995)
Fósforo inorgânico no braço rio Tietê	6,25 – 90,53	$23,81 \pm 22,63$	Petraco (1995)
Relação N/P no braço do rio Piracicaba	20,33 – 113,52	$49,57 \pm 25,7$	Petraco (1995)
Relação N/P no braço do rio Tietê	10,01 – 102,8	$51,47 \pm 28,81$	Petraco (1995)
Fitoplâncton dominante	Bacillariophyta (jul. – set., 1984) Cyanophyta (mai. – jul., 1984) Fitoflagelados (mar., 1984)		De Filippo (1987)
Produção primária do fitoplâncton ($\text{mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	800 (julho, 1984)		Calijuri & Tundisi (1990)
	196,78 (inverno) - 486,25 (verão)		Calijuri (1988)
Produção primária bruta ($\text{mgO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)	23 - 838	$191,92 \pm 217,92$	Henry & Simão (1988)
Zooplâncton dominante	Copépoda 71,2 % Rotífera 20,8 % Cladocera 7,4 %		Fonseca (1990) <i>apud</i> Calijuri & Tundisi (1990)
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7,4 – 438	$76,2 \pm 122,4$	Calijuri & Dos Santos (1996)
	0 - 138	$20,89 \pm 31,22$	Henry & Simão (1988)
Feofitina ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0 - 47	$7,56 \pm 11,06$	Henry & Simão (1988)

Anexo I (continuação)

Sílica reativa (mg L^{-1})	1,2 – 7,8	$4,4 \pm 1,95$	Calijuri & Dos Santos (1996)
	512 – 7762 (mg m^{-3})	$3.144 \pm 2.779,9$ (mg m^{-3})	Calijuri & Dos Santos (2001)
SiO^{-2} ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1 - 6	$3,39 \pm 1,24$	Henry & Simão (1988)
Silicato reativo (mg L^{-1})	1,17 – 9,06	$4,40 \pm 1,88$	Jati (1998)

Anexo II - Procedimentos preliminares às análises de substâncias húmicas**A - Análise termo-gravimétrica**

O resultado da análise termo-gravimétrica revelou uma perda de peso de aproximadamente 30 % de peso, que corresponde ao material orgânico da amostra.



A – Decaimento das frações orgânicas das SH. Resultado da análise termo-gravimétrica realizada para as substâncias húmicas não dializadas.

B - Calcinação

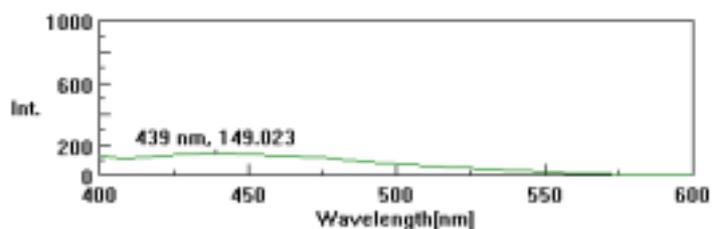
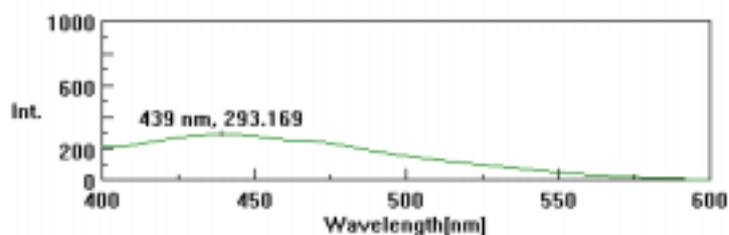
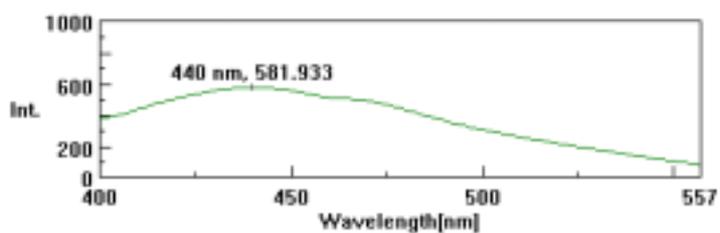
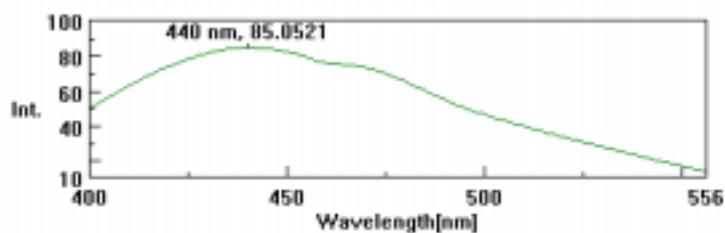
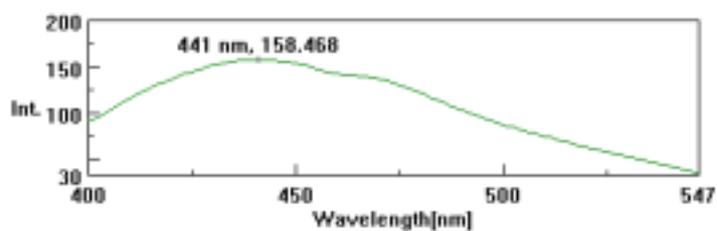
De acordo com os resultados da calcinação, a fração orgânica do liofilizado correspondeu a 26 % do total.

B – Peso inicial e final do material húmico não dializado após calcinação.

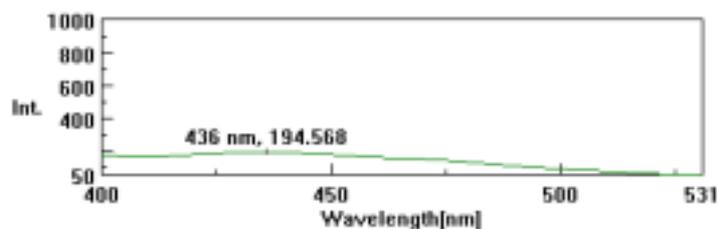
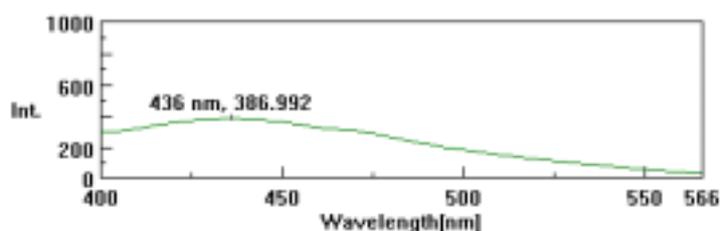
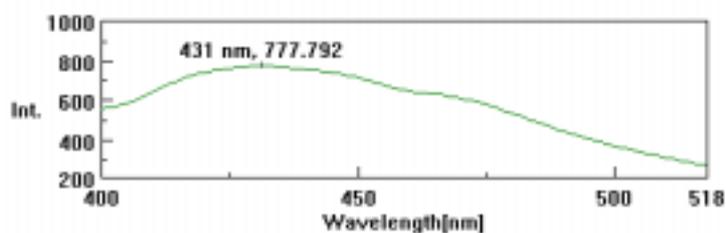
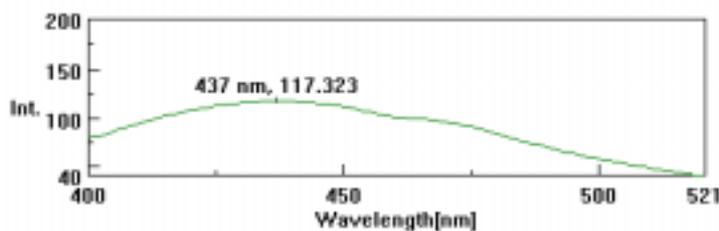
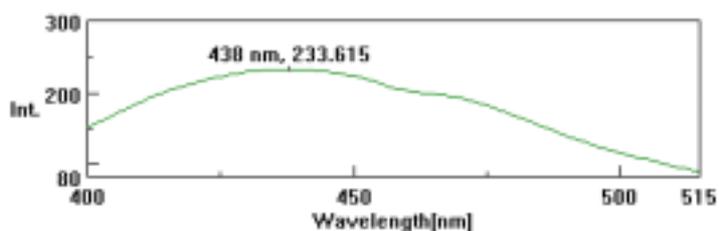
Peso inicial	Peso final
157 mg	116 mg
(100 %)	(74 %)

C - Curva de calibração para substâncias húmicas

Após ter-se verificado percentagem relativamente elevada de compostos inorgânicos (itens A e B) do material húmico, buscou-se um fator de correção para os resultados analíticos de quantificação das SH, uma vez que as análises foram realizadas em amostras não dializadas. Os resultados obtidos, por espectroscopia de fluorescência, das soluções das curvas de calibração das substâncias húmicas dializadas e não dializadas estão apresentados nos itens C1 e C2 (respectivamente).

6,25 mg L⁻¹2,5 mg L⁻¹25 mg L⁻¹50 mg L⁻¹ (X 10)100 mg L⁻¹ (X 10)

C1 – Gráficos de espectroscopia de fluorescência das intensidades de emissão de cada solução preparada com **substância húmica dializada** para confecção de curva-padrão. Os números localizados nos picos correspondem ao comprimento de onda da leitura e a intensidade de emissão, respectivamente. Os valores ao lado de cada gráfico representam as concentrações de SH de cada solução e os valores entre parênteses referem-se à emissão de fluorescência.

6,25 mg L⁻¹12,5 mg L⁻¹25 mg L⁻¹50 mg L⁻¹ (X 10)100 mg L⁻¹ (X 10)

C2 – Gráficos de espectroscopia de fluorescência das intensidades de emissão de cada solução preparada com **substância húmica não dializada** para confecção de curva-padrão. Os números localizados nos picos correspondem ao comprimento de onda da leitura e a intensidade de emissão, respectivamente. Os valores ao lado de cada gráfico representam as concentrações de SH de cada solução e os valores entre parênteses referem-se à emissão de fluorescência.

As equações destas curvas de calibração estão apresentadas no item C3.

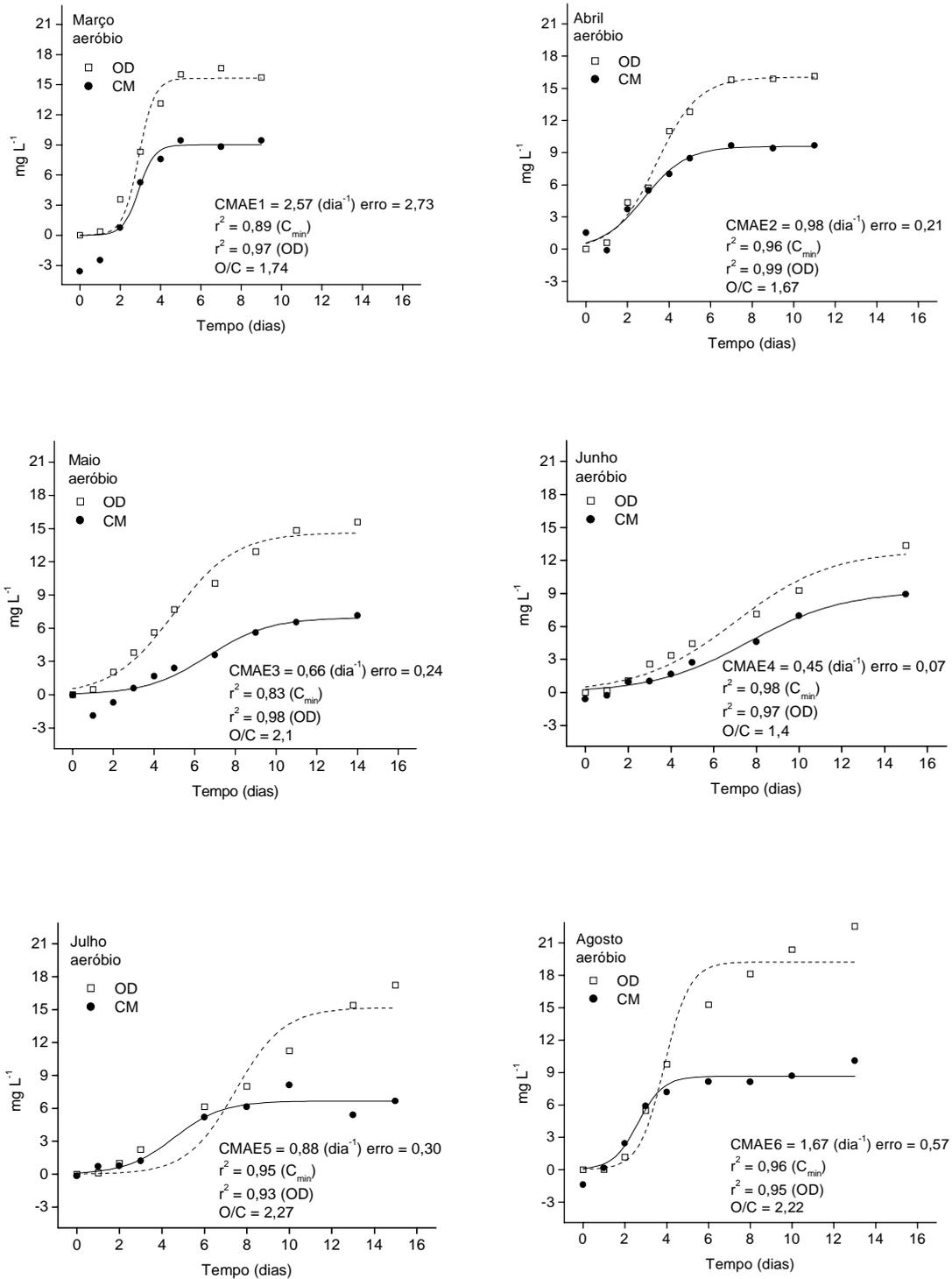
C3 - Equações das curvas de calibração para obtenção de valores de substâncias húmicas dissolvidas, em valores de carbono orgânico dissolvido (mg de COD L⁻¹). Onde: λ = intensidade de excitação (nm).

Condição	Equação da curva	[COD]
Sem diálise	$\lambda = 95,697 \times [\text{COD}] \dots \dots \dots r^2 = 0,99$	25,03; 10,87; 8,16; 3,74; 2,07 e 0,5
Com diálise	$\lambda = 68,046 \times [\text{COD}] \dots \dots \dots r^2 = 0,98$	25,96; 12,25; 6,58; 4,02; 2,29 e 0,93
Fator de correção para amostras não dializadas = 1,4 (= 95,697/68,046)		

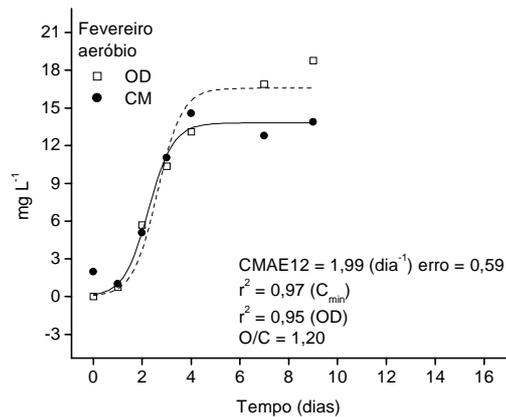
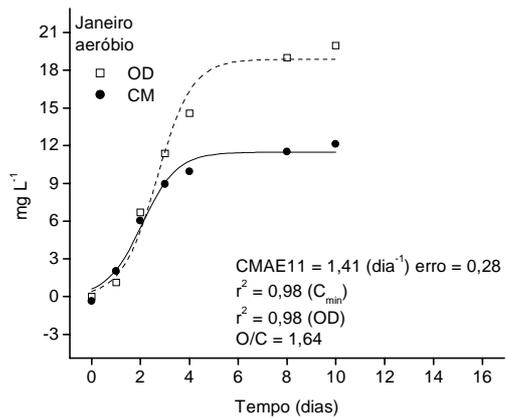
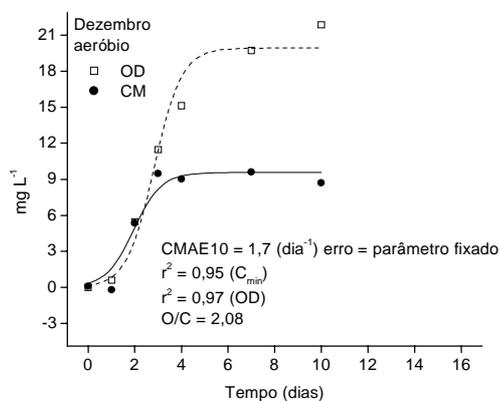
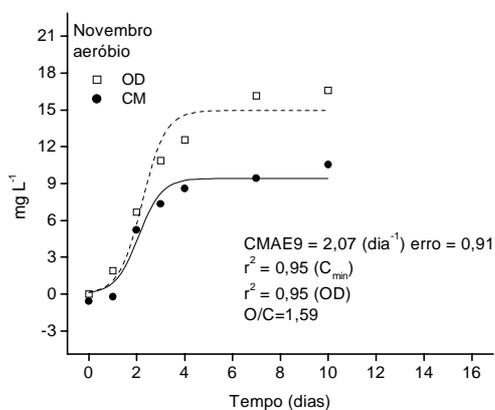
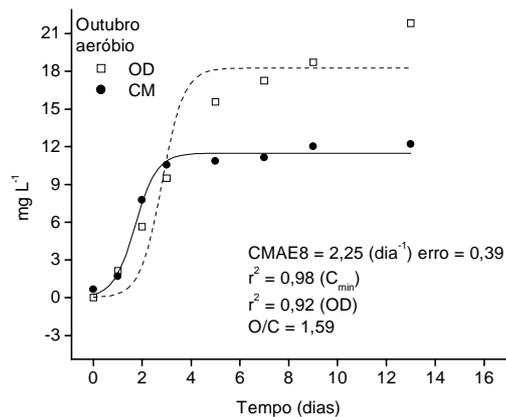
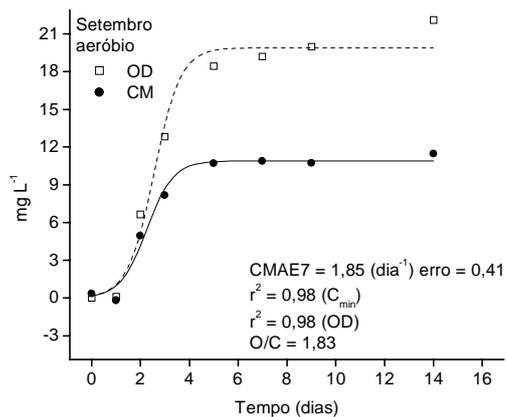
Comparando-se os resultados obtidos pela curva de calibração confeccionada com material dializado e pela confeccionada com material não dializado, verificou-se que, ao utilizar substâncias húmicas não dializadas, deve-se adotar um fator de correção igual a 1,4 ($\text{COD} = \lambda/95,697 \times 1,4$), pois, de acordo com os resultados, alguns compostos inorgânicos presentes nas amostras interferiram nas leituras espectro-fluorométricas. Com base nesta verificação foi possível determinar as concentrações de substâncias húmicas sem a necessidade de dializar as amostras (procedimento imprescindível frente às diminutas alíquotas utilizadas nos experimentos de decomposição dos polissacarídeos).

Anexo III – Cinéticas de CM e OD das degradações aeróbias e CM das degradações anaeróbias da glicose

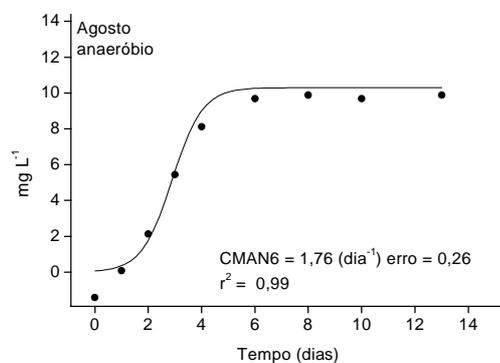
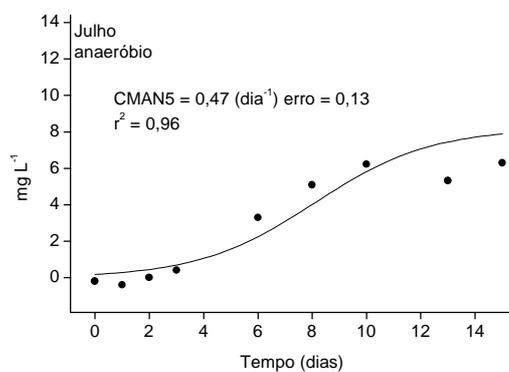
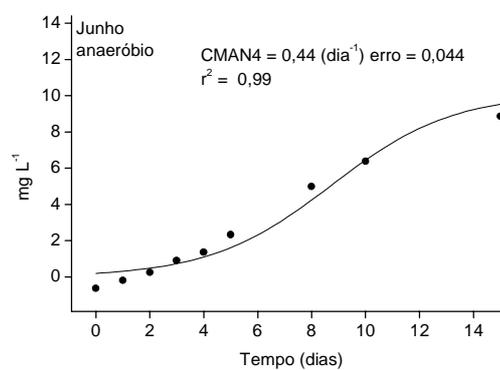
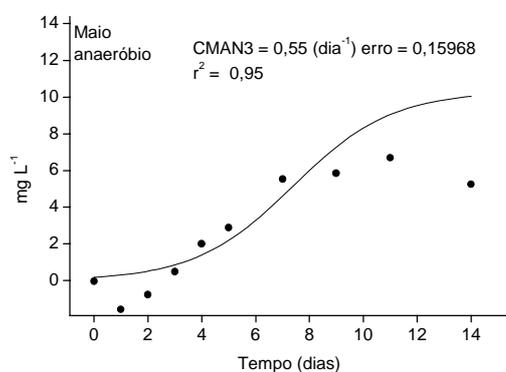
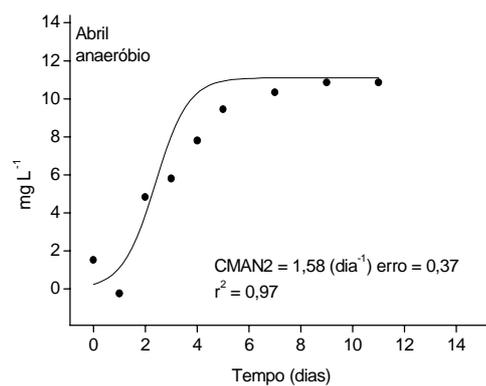
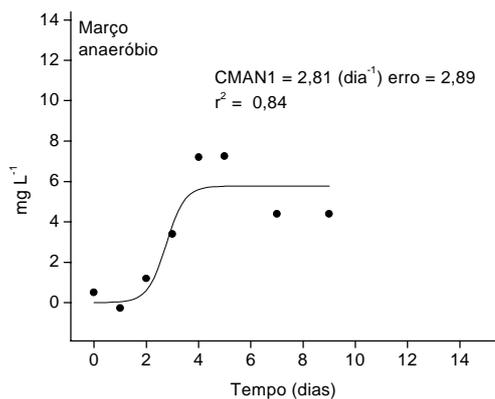
Os resultados dos experimentos de degradação da glicose sob condição aeróbia estão apresentados no item A e dos experimentos sob condição anaeróbia item B.



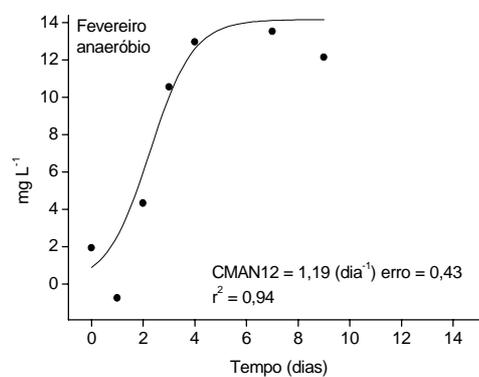
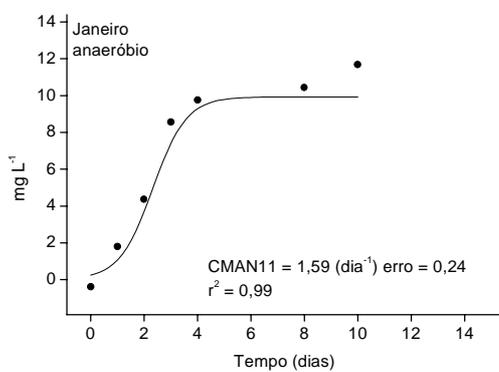
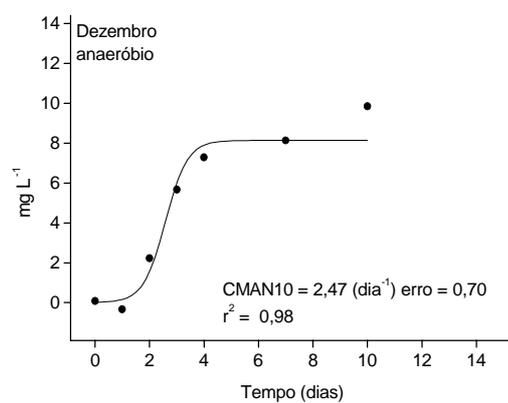
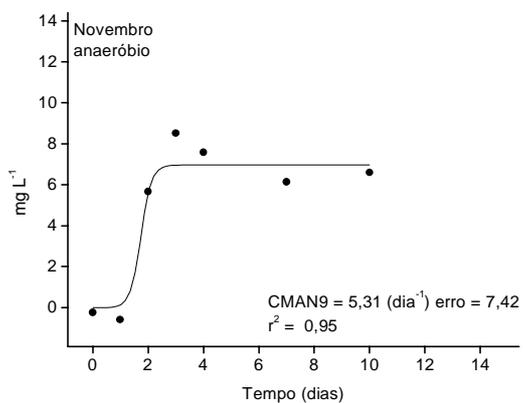
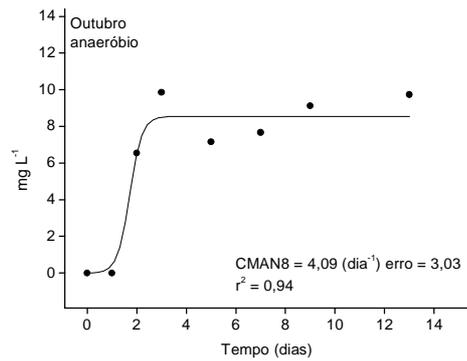
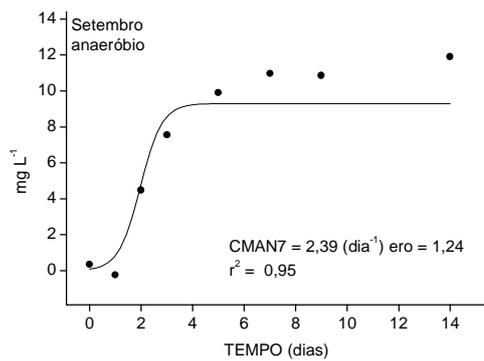
A – Cinéticas de mineralização aeróbia do COD e de consumo de OD das incubações mensais (subtraindo-se os resultados das incubações não enriquecidas).



A (Continuação)

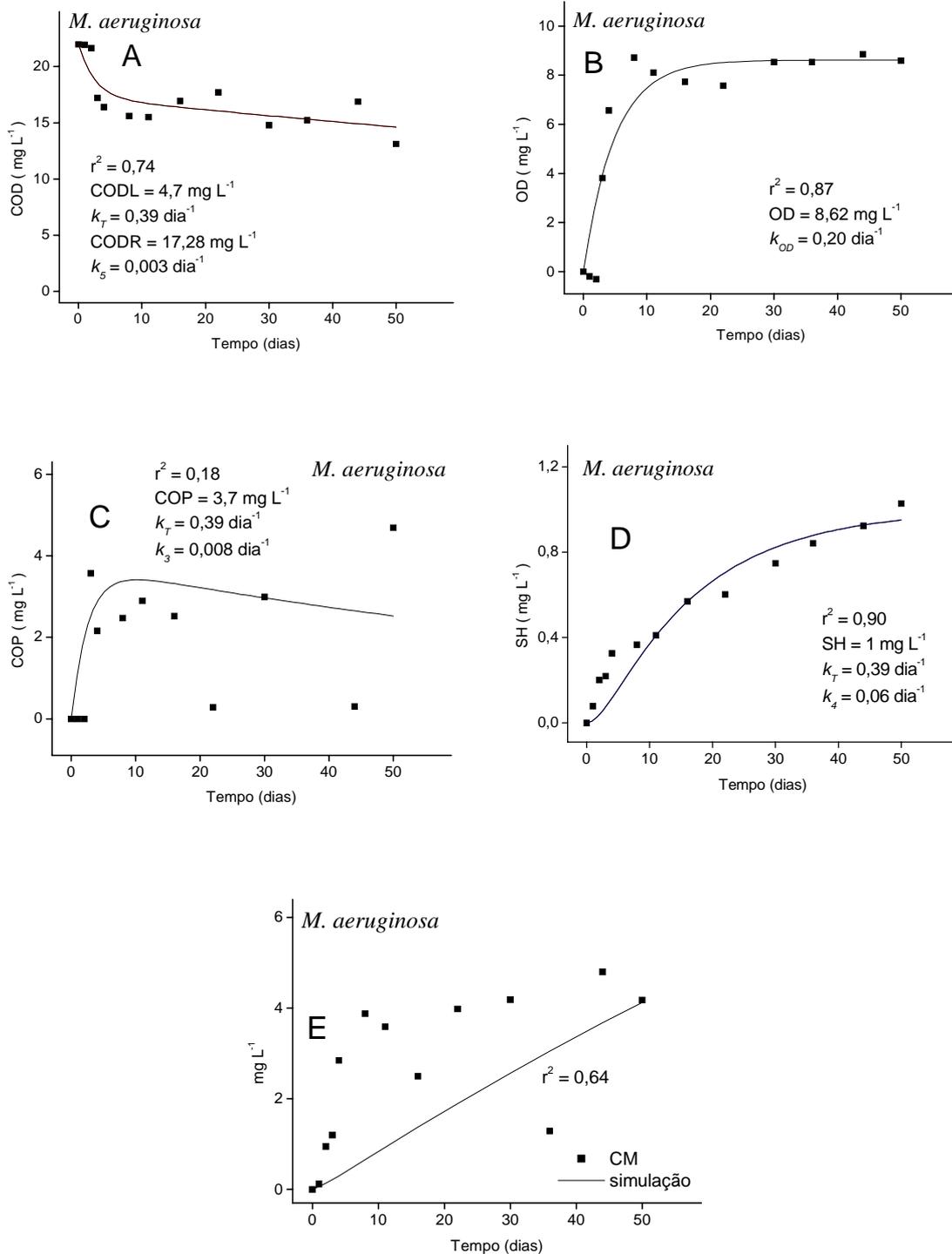


B – Cinéticas de mineralização anaeróbia do COD das incubações mensais (subtraindo-se os resultados das incubações não enriquecidas).

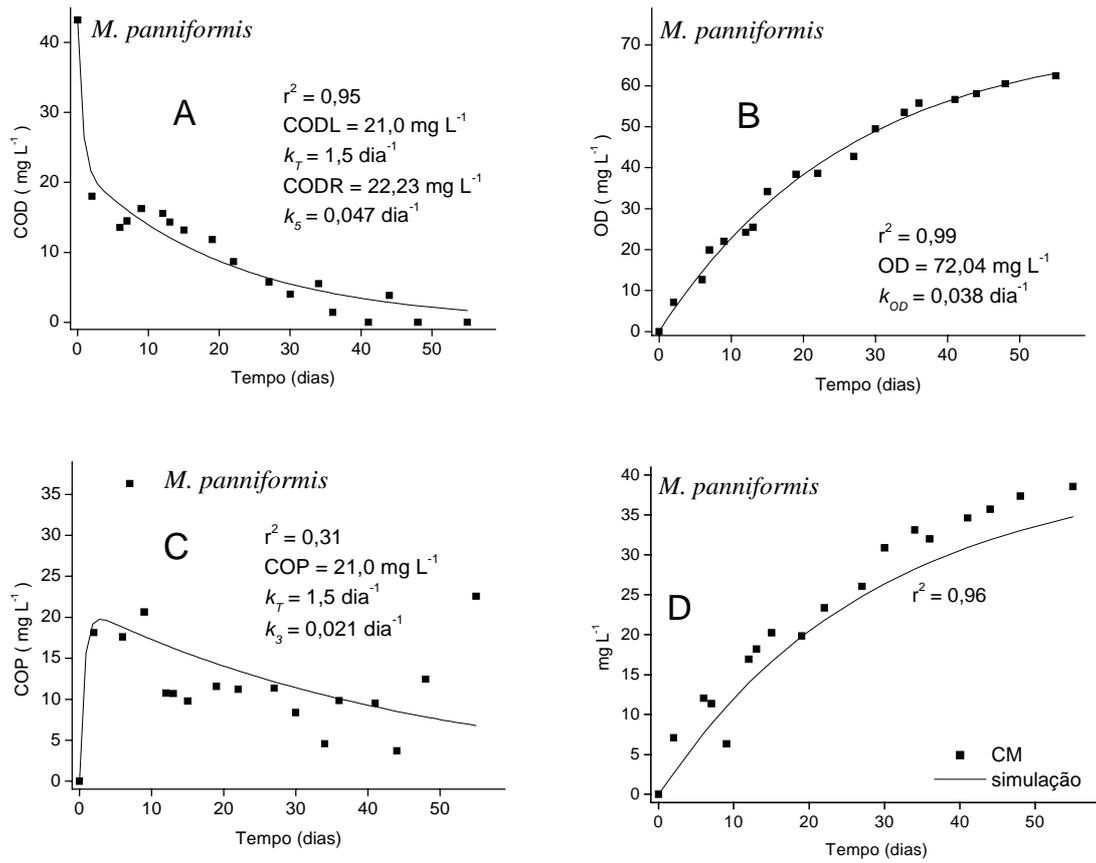


B (Continuação)

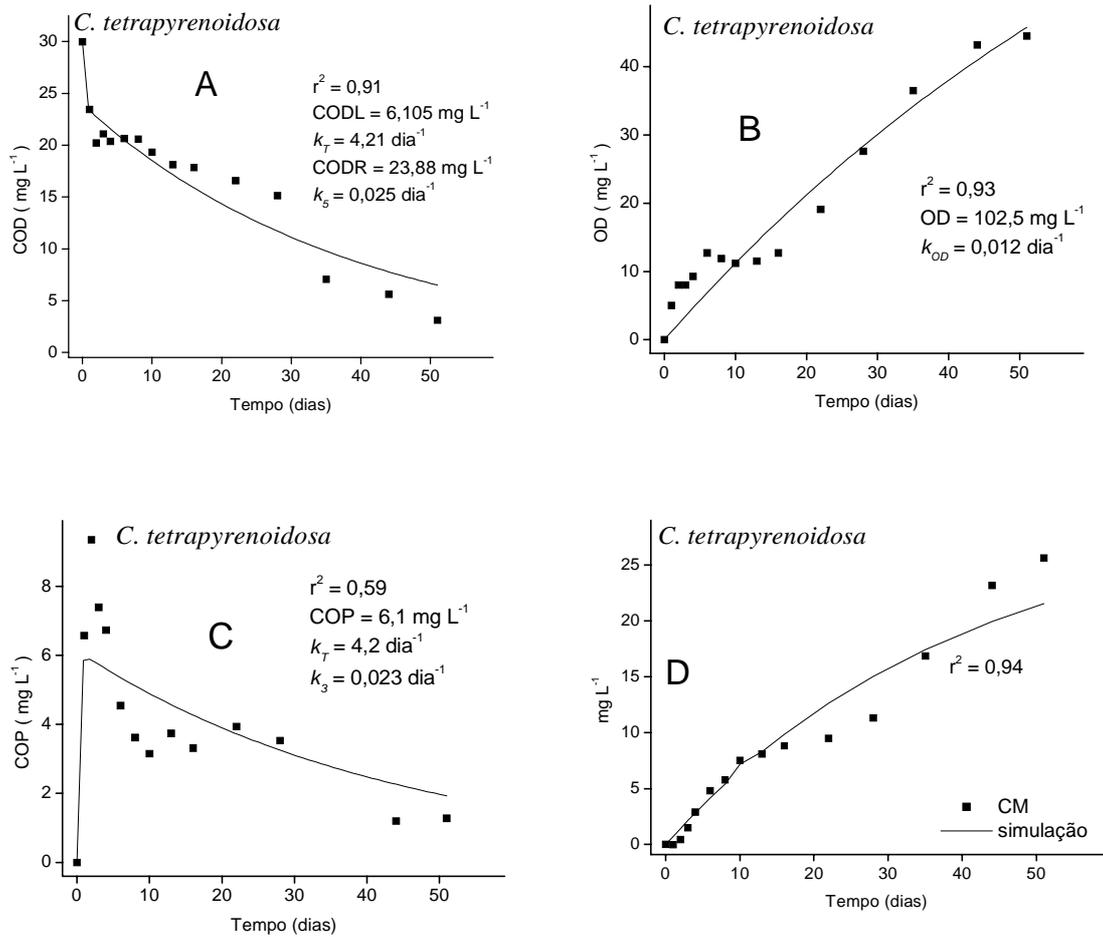
Anexo IV – Cinéticas de COD, OD, COP, SH e CM das degradações dos PEC.



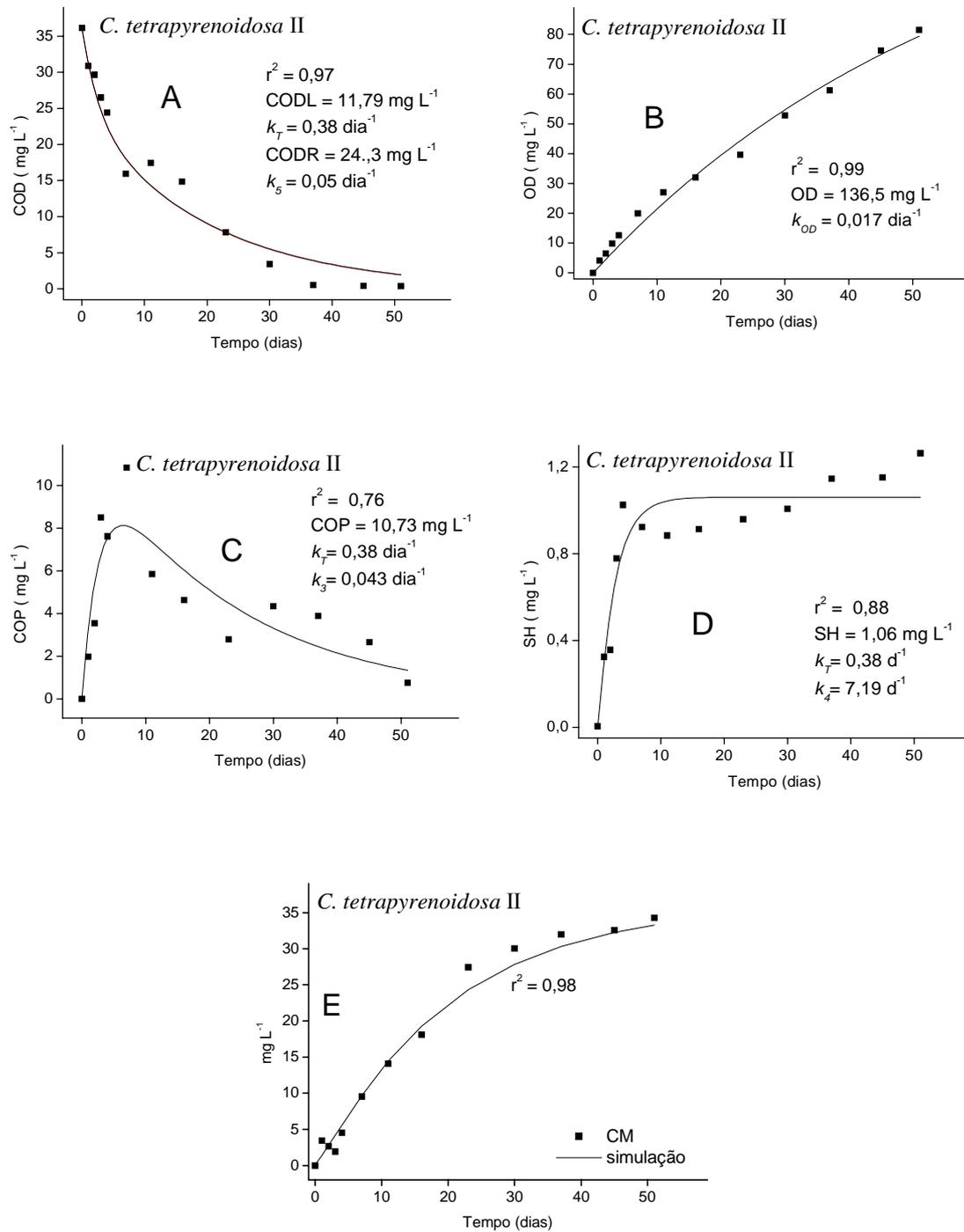
A – Cinéticas de perda massa (COD) (A); consumo de OD (B); formação de COP (C); formação de SH (D) e mineralização do PEC (E) excretado por *M. aeruginosa*.



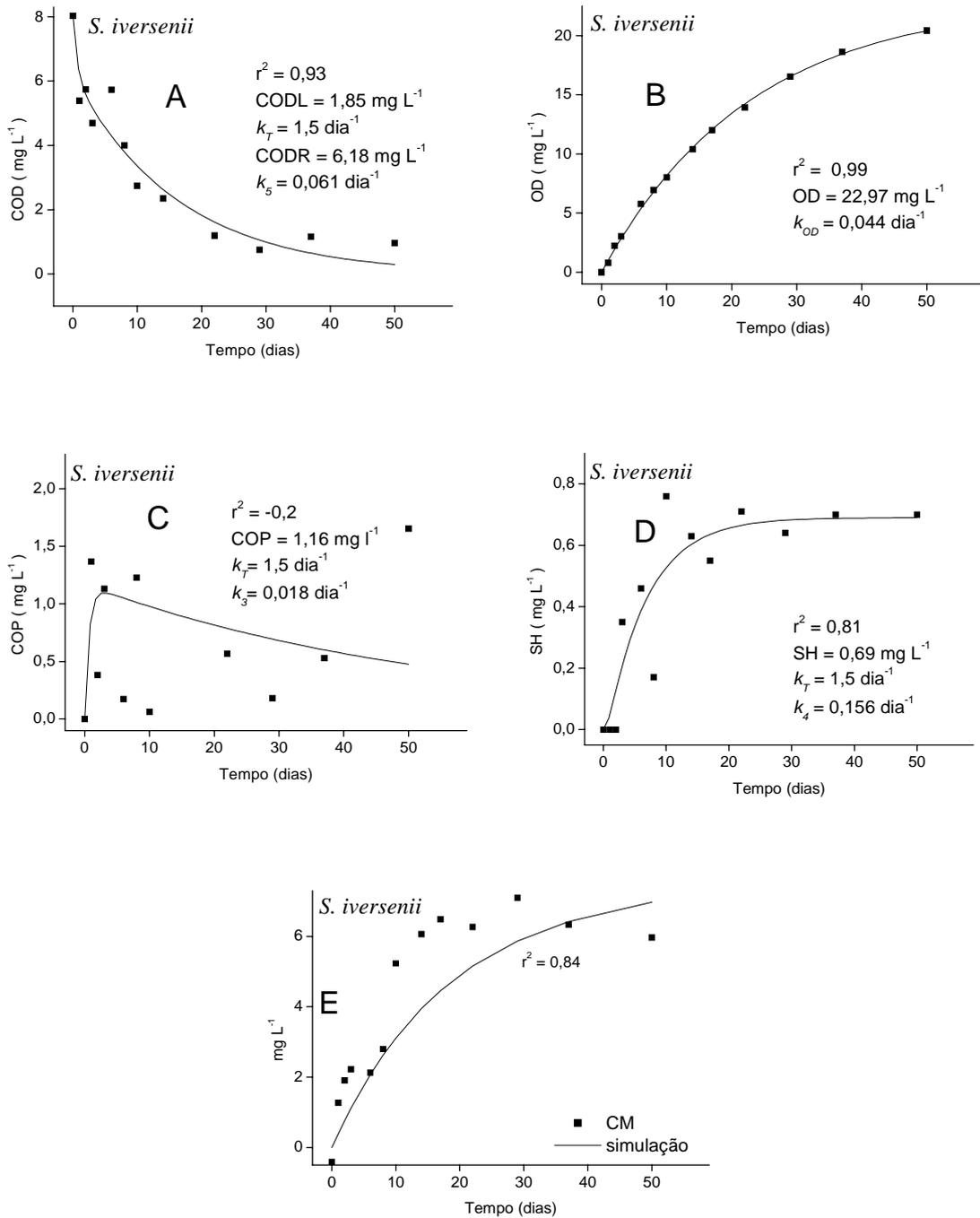
B – Cinéticas de perda massa (COD) (A); consumo de OD (B); formação de COP (C) e mineralização do PEC (D) excretado por *M. panniformis*.



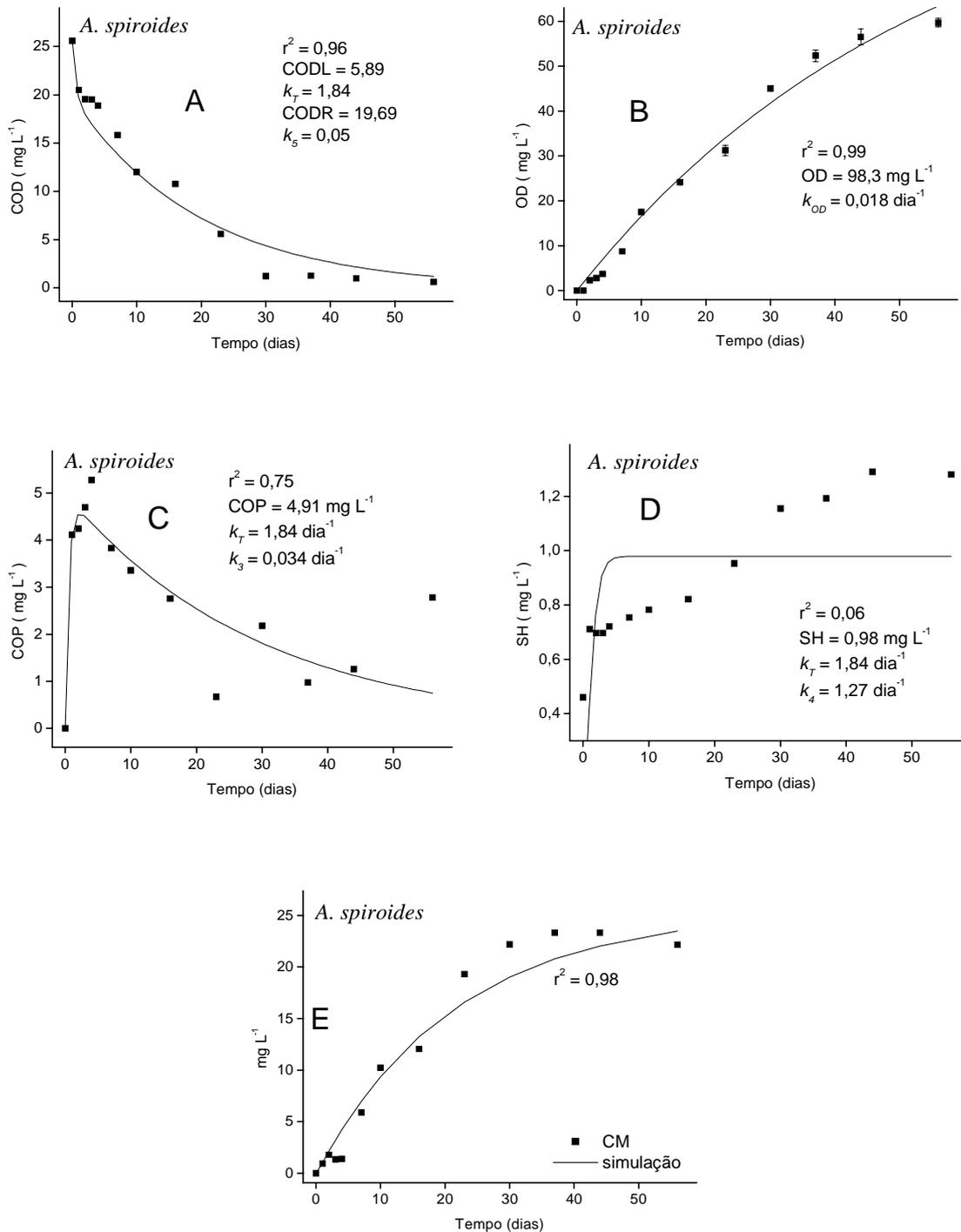
C – Cinéticas de perda massa (COD) (A); consumo de OD (B); formação de COP (C) e mineralização do PEC (D) excretado por *C. tetrapyrenoidosa* (I).



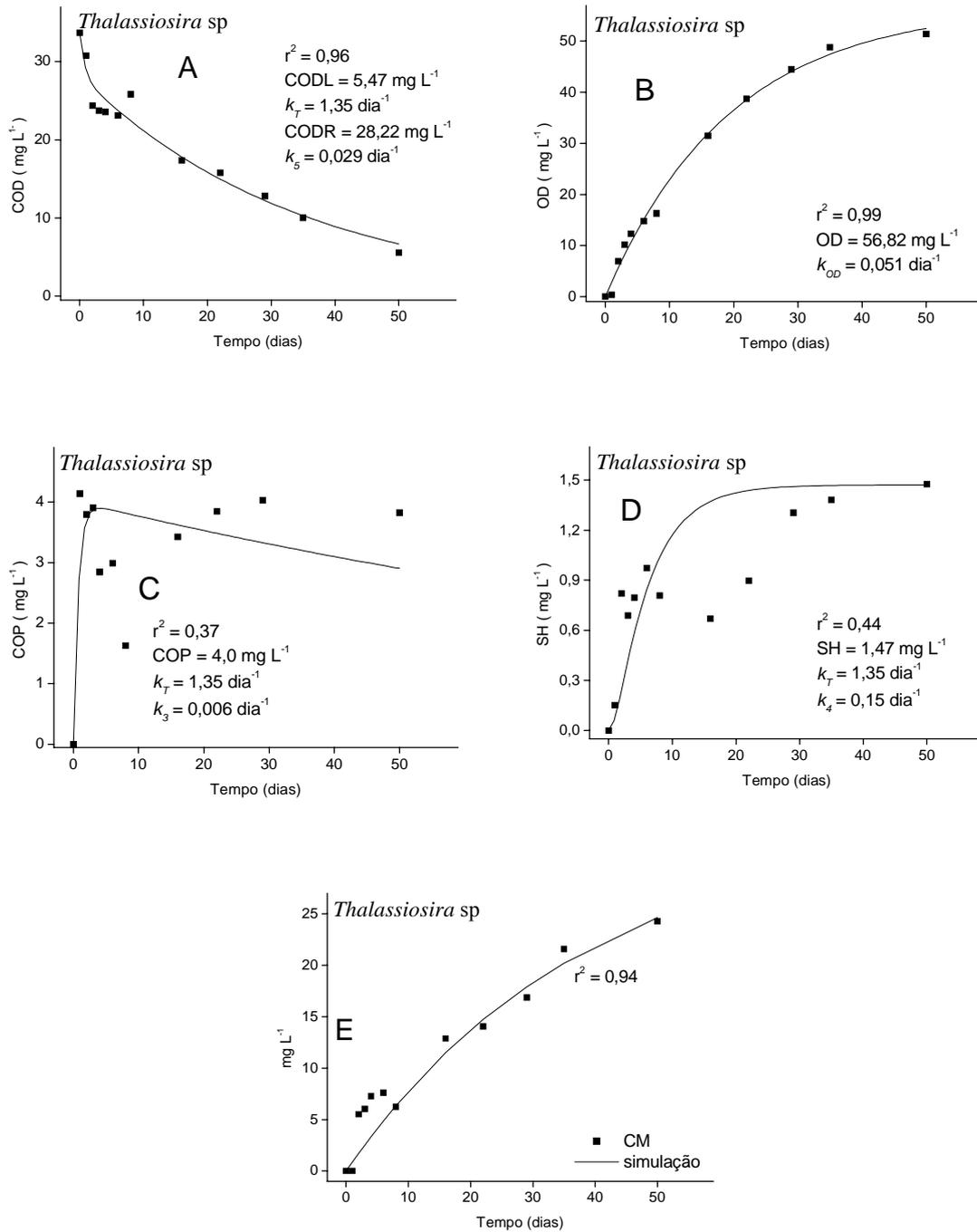
D – Cinéticas de perda massa (COD) (A); consumo de OD (B); formação de COP (C); formação de SH (D) e mineralização do PEC (E) excretado por *C. tetrapyrenoidosa* (II).



E – Cinéticas de perda massa (COD) (A); consumo de OD (B); formação de COP (C); formação de SH (D) e mineralização do PEC (E) excretado por *S. iverseii*.



F – Cinéticas de perda massa (COD) (A); consumo de OD (B); formação de COP (C); formação de SH (D) e mineralização do PEC (E) excretado por *A. spiroides*.



G – Cinéticas de perda massa (COD) (A); consumo de OD (B); formação de COP (C); formação de SH (D) e mineralização do PEC (E) excretado por *Thalassiosira sp*.

Anexo V - Valores diários de OD (consumido) e CM das decomposições dos PEC

Os valores diários de oxigênio consumido e carbono mineralizado foram calculados a partir das Equações 12 e 10, respectivamente.

<i>M. panniformis</i>			<i>M. aeruginosa</i>			<i>C. tetrapyrenoidosa I</i>		
tempo	OD	CM	tempo	OD	CM	tempo	OD	CM
0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
2	5,26	2,57	1	1,56	0,06	1	1,18	0,71
6	14,65	7,64	2	2,84	0,14	2	2,35	1,43
7	16,78	8,80	3	3,89	0,22	3	3,50	2,13
9	20,82	10,98	4	4,75	0,30	4	4,64	2,81
12	26,32	13,96	8	6,88	0,66	6	6,88	4,13
13	28,02	14,88	11	7,66	0,93	8	9,07	5,39
15	31,23	16,62	16	8,27	1,37	11	12,26	7,16
19	36,97	19,75	22	8,51	1,89	13	14,33	8,27
22	40,74	21,81	30	8,60	2,56	16	17,34	9,83
27	46,14	24,80	36	8,61	3,05	22	23,06	12,63
30	48,92	26,36	44	8,62	3,67	28	28,40	15,03
34	52,17	28,20	50	8,62	4,13	35	34,17	17,42
36	53,62	29,04				44	40,94	19,94
41	56,80	30,89				51	45,73	21,54
44	58,44	31,87						
48	60,35	33,04						
55	63,07	34,76						

<i>C. tetrapyrenoidosa II</i>			<i>A. spiroides</i>			<i>S. iversenii</i>		
tempo	OD	CM	tempo	OD	CM	tempo	OD	CM
0	0,00	0,13	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
1	2,30	1,40	1	1,75	1,07	1	0,99	0,38
2	4,56	2,77	2	3,48	2,16	2	1,93	0,75
3	6,79	4,19	3	5,17	3,21	3	2,84	1,11
4	8,97	5,60	4	6,83	4,22	6	5,32	2,06
7	15,31	9,68	7	11,64	6,97	8	6,81	2,62
11	23,28	14,45	10	16,20	9,37	10	8,17	3,11
16	32,50	19,28	16	24,61	13,25	14	10,55	3,94
23	44,17	24,30	23	33,34	16,60	17	12,09	4,46
30	54,53	27,83	30	41,04	19,02	22	14,23	5,16
37	63,72	30,30	37	47,82	20,78	29	16,54	5,87
45	72,98	32,24	44	53,80	22,05	37	18,45	6,42
51	79,14	33,25	56	62,46	23,49	50	20,42	6,98

<i>Thalassiosira sp</i>		
tempo	OD	CM
0	0,00	0,00
1	2,83	0,84
2	5,51	1,68
3	8,06	2,51
4	10,49	3,32
6	14,98	4,87
8	19,04	6,35
16	31,69	11,51
22	38,32	14,72
29	43,87	17,89
35	47,29	20,18
50	52,38	24,62