

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE  
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

ZARYF KHALED ARAJI DAHROUG

**Influência da decomposição de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth na dinâmica bacteriana e de outras variáveis limnológicas: uma abordagem experimental**

Maringá  
2011

ZARYF KHALED ARAJI DAHROUG

**Influência da decomposição de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth na dinâmica bacteriana e de outras variáveis limnológicas: uma abordagem experimental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro

Maringá  
2011

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

D131i

Dahroug, Zaryf Khaled Araji, 1986-

Influência da decomposição de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth na dinâmica bacteriana e de outras variáveis limnológicas : uma abordagem experimental / Zaryf Khaled Araji Dahroug. -- Maringá, 2011.

33 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2011.

Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro.

1. Bactérias - Comunidades, Ecologia de. 2. Bactérias - Densidade. 3. Bactérias -  
Macrófitas - Decomposição. 4. Bactérias - Carbono orgânico dissolvido. I. Universidade  
Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -579.31782  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ZARYF KHALED ARAJI DAHROUG

**Influência da decomposição de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth na dinâmica bacteriana e de outras variáveis limnológicas: uma abordagem experimental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

**COMISSÃO JULGADORA**

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Presidente)

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Edna Lopes Hardoim  
Universidade Federal de Mato Grosso

Aprovada em: 21 de fevereiro de 2011.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

**Dedico este trabalho ao meu querido  
Pai pelo qual tenho amor imensurável  
e incondicional.**

## AGRADECIMENTOS

Aproveito esta oportunidade e redijo esta página em que gostaria de agradecer a algumas pessoas, dentre tantas que me ajudaram a realizar esse trabalho.

Em especial ao meu Pai Khaled Mohamad Dahroug (*in memoriam*) que eu sei que onde estiver sempre torce por mim.

A minha mãe Issaf Araji Dahroug por não medir esforços para que eu alcançasse esse sonho. Ao Fernando Pacheco, meu grande amor e companheiro de todos os momentos.

Aos meus irmãos Magyda, Khadyge, Oumar, Gil e Jean pelo apoio integral e por fazerem parte da minha vida sempre.

A Prof. Dr. Edna Lopes Hardoim, quem sempre me inspirou tanto na vida pessoal, quanto na carreira científica.

Ao Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro (UEM), pela orientação na pesquisa científica, pelo incentivo, confiança e amizade.

Ao Nupélia, pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização deste trabalho.

A Aldenir, Jocemara, que nunca mediram esforços para ajudar nas questões burocráticas e a Salete bibliotecária pelo apoio ao desenvolvimento da minha pesquisa.

A CAPES pela bolsa concedida.

Aos membros da banca, Dr. Sidinei Magela Thomaz (UEM) e Dra. Edna Lopes Hardoim (UFMT) por aceitarem prontamente o convite para avaliação deste trabalho e pelas valiosas sugestões.

As minhas amigas Nati e Isa que sempre me deram apoio e um “cantinho” pra ficar nas minhas vindas a Maringá.

As amigas Karen e Juliana Kawanishi, que estão comigo sempre em toda minha jornada científica.

As amigas cuiabanas Elismary e Marina que eu tanto prezo e estimo.

A Natalia Santana pela ajuda inestimável para o desenvolvimento deste trabalho.

A todos que direta ou indiretamente colaboraram para execução deste trabalho, o meu muito obrigado.

# **Influência da decomposição de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth na dinâmica bacteriana e de outras variáveis limnológicas: uma abordagem experimental**

## **RESUMO**

Decomposição de plantas aquáticas é um importante processo para a entrada de carbono e energia e portanto, o metabolismo microbiano associado a biomassa vegetal em decomposição pode representar uma importante rota para a recuperação ecológica de matéria orgânica nestes ambientes. O objetivo principal deste trabalho foi investigar a influência da decomposição de *Eichhornia azurea* na densidade e biomassa bacteriana, além de identificar outras variáveis limnológicas intimamente relacionadas com a comunidade bacteriana. Para tanto, foi coletado água e folhas de *E. azurea* no Ressaco do Leopoldo, Paraná, para montagem do experimento que constitui-se de dois tratamentos: com e sem adição de macrófita. Foram utilizados 51 recipientes e em todos foram acrescidos 450mL de água. Nos recipientes pertencentes ao tratamento com adição de macrófitas, foram acrescidos 0.8 gramas de peso seco de biomassa. As amostragens foram realizadas em tréplica nos tempos 0 (instalação do experimento), 3h, 6h, 12h, 24h, 72h, 120h, 168h e 240h. Foram feitas análises de pH, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), Fósforo total (PT) N- amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) e fósforo solúvel reativo ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ), além de densidade e biomassa bacteriana utilizando microscopia de epifluorescência. Os resultados mostraram diferença significativa entre controle e tratamento para todas variáveis limnológicas estudadas. Houve variação temporal significativa em todos os parâmetros limnológicos estudados. Além disso, OD, condutividade, COD e PT se correlacionaram significativamente com peso seco de *E. azurea*, possibilitando inferir que o processo de decomposição interfere significativamente na dinâmica dessas variáveis. Os maiores valores de densidade e biomassa foram encontradas no tratamento, chegando a  $1,79 \times 10^8 \text{ cel.mL}^{-1}$  e  $2,78 \text{ mgCL}^{-1}$ , respectivamente. Os bastonetes obtiveram a maior densidade em todo o experimento, seguidos pelos cocos, vibriões e espirilos. No controle, todas as variáveis se correlacionaram com bacterioplâncton, exceto pH e condutividade. Já no tratamento, apenas condutividade, OD, PT e COD se correlacionaram. Na análise de regressão linear múltipla, foi possível verificar que o OD e principalmente COD são as variáveis que mais explicam a variação tanto da densidade quanto da biomassa bacteriana, mostrando a íntima relação existente entre esse nutriente e o crescimento bacteriano.

**Palavras-chave:** Taxa de decomposição. Densidade bacteriana. Macrófita. COD.

# **Decomposition influence of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth in the dynamic bacterial dynamic and other limnological variables: in an experimental research**

## ***ABSTRACT***

Organic decomposition is a complex interaction between chemical, physical and biological, where the variety of aquatic vascular plants is essential for trophic dynamics of freshwater ecosystems. The goal of this study is determine the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth decomposition rate and check the time relation with the limnological parameters and whether this relationship is a decomposition process result. To that end, we collected water and leaves of *E. azurea* in Surf Leopoldo, PR, for the experiment that is consisted of two treatments: with and without macrophyte addition, 25 containers with 450ml of water and 0.8 grams of dry weight of biomass were used. Samples were taken in triplicate in times 0 (the experiment), 3h, 6h, 12h, 24h, 72h, 120h, 168h and 240h. When the container was removed, the plant material in it were taken into the stoven. After 48 hours it was measured to obtain the final dry weight. Analysis were performed as pH, conductivity, dissolved oxygen (DO), total phosphorus (TP) N-ammonia (NH<sub>4</sub>) and soluble reactive phosphorus (PO<sub>4</sub>), and decomposition rate calculation. The results showed significant temporal variation of limnological parameters in all studies. Also, DO, conductivity, COD and TP were correlated with dry weight of biomass, allowing to infer that the *E. azurea* decomposition interferes significantly in the dynamics of these variables.

**Keywords:** Decomposition rate. Dryweight. Aquatic macrophyte. COD.



Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Revista Brasileira de Biologia*. Disponível em: <<http://www.scielo.br/revistas/rbbio/pinstruc.htm>>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	07
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	08
2.1	COLETA E MONTAGEM DO EXPERIMENTO .....	08
2.2	DENSIDADE E BIOMASSA DE BACTÉRIAS .....	10
2.3	ANÁLISES ABIÓTICAS .....	10
2.4	TAXA DE DECOMPOSIÇÃO .....	10
2.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	10
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	11
3.1	TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DE EICHORNIA AZUREA .....	11
3.2	ANÁLISES ABIÓTICAS .....	12
3.3	INFLUÊNCIA DA DECOMPOSIÇÃO NOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS ..	16
3.4	DENSIDADE E BIOMASSA BACTERIANA .....	16
3.5	VARIÁVEIS ABIÓTICAS E BIÓTICAS .....	19
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	21
4.1	DECOMPOSIÇÃO E. AZUREA .....	21
4.2	DENSIDADE E BIOMASSA BACTERIANA .....	24
4.3	FATORES ABIÓTICOS X DENSIDADE E BIOMASSA BACTERIANA ....	25
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	26

## 1 INTRODUÇÃO

As macrófitas aquáticas são importantes componentes de ecossistemas que apresentam pulso de inundação. Assim como muitas espécies respondem de forma previsível às oscilações dos níveis de água em vários sistemas rios-planícies de inundação sul-americanas (Junk et al., 1989). São muitas vezes os principais produtores primários, especialmente em ambientes lênticos. Possuem papel fundamental na ciclagem de nutrientes e na formação de detritos (Petruccio & Esteves, 2000; Bini et al., 2001), sendo uma fonte abundante de matéria orgânica. Em ambientes acontece o fenômeno importante de pulso de inundação, as macrófitas possuem características espaciais e temporais que lhe tornam interessantes para o estudo de decomposição de plantas aquáticas. (Junk et al., 1989; Sparks, 1995). Favorecem a criação de habitats para muitos animais. Além disso, constituem povoamentos mistos onde influenciam as condições físicas e químicas da água, podendo alterar a turbulência, temperatura, a penetração da luz solar, concentração e distribuição de oxigênio dissolvido e nutrientes (Pompeo & Moschini-Carlos, 2003).

*Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth é uma macrófita importante em ambientes condicionados a inundações. Trata-se de uma espécie flutuante fixa, perene, rizomatosa, conhecida popularmente como aguapé (Scremin-Dias et al., 1999). Serve de alimento para capivaras, porcos e outros herbívoros, bem como de habitat para diversos peixes, caramujos e seus ovos, larvas de insetos, etc. (Pott & Pott, 2000). Atinge altos valores de biomassa tornando-se uma importante fonte de matéria orgânica autóctone a ser decomposta (Bini, 1996). Vários estudos já foram realizados visando inferir sobre a relação desta macrófita com outros organismos, como efemerópteros (Dos Santos & Wittman, 2000), peixes (Agostinho et al., 2007; Francischini et al., 2007; Padial et al., 2009; Silva et al., 2010) e insetos (Fulan & Henry, 2007).

Nos ambientes aquáticos, a decomposição do material vegetal libera grandes quantidades de matéria orgânica dissolvida. Isso produz uma quantidade de detrito capaz de regular espacial e temporalmente o fluxo de nutrientes no ecossistema (Kim & Rejmankova, 2004), havendo um forte vínculo entre produção primária, decomposição e de ciclagem de nutrientes (Bianchini Jr et al., 2006). Assim, os compostos liberados durante a decomposição das macrófitas aquáticas podem ser responsáveis pela maior parte do fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 1995). Uma das formas existentes de fazer o acompanhamento da perda de massa em relação ao tempo é

fazendo o cálculo da taxa de decomposição, que afeta a liberação de nutrientes, o acúmulo de material em decomposição no sedimento e a qualidade do detrito (Bianchini Jr et al., 2006) e geralmente é expressa pela perda de peso em certo período de tempo, ocorrendo um decréscimo exponencial.

A atividade metabólica das bactérias heterotróficas tem importantes implicações para o funcionamento de ecossistemas aquáticos (Lennon & Pefaff, 2005). As bactérias e os fungos são fundamentais para a decomposição da matéria orgânica (Ravenet al. 1976; Dias et al., 2007). Usam uma variedade de compostos orgânicos sob diversas condições ambientais, extraindo energia a partir destes compostos tanto por fermentação, quanto por respiração aeróbica e anaeróbica (Madigan et al., 2000). Convertem grandes quantidades dessa matéria em nutrientes inorgânicos. O metabolismo microbiano associado à biomassa vegetal em decomposição pode representar uma importante rota para a recuperação ecológica de matéria orgânica nestes ambientes. Os fatores que afetam a composição e atividade da comunidade bacteriana tem sido base para muitos estudos nos últimos anos (Kirschner e Velimirov, 1997; Gurung et al, 2002; Liu e Leff, 2002; Eiler e Bertilsson, 2004; Lindström e Bergström, 2005). Sem a avaliação dos mecanismos que regulam as teias alimentares microbianas e da amplitude de sua atuação, dificilmente o funcionamento dos ecossistemas aquáticos será entendido em sua plenitude (Pagioro & Thomaz, 1999).

Este trabalho investigou a existência de oscilações temporais de variáveis limnológicas durante o processo de decomposição de *E. azurea* que simula o período de cheia do pulso de inundação, já que nesse período há um *input* de matéria orgânica proveniente de macrófitas aquáticas. Além disso, verificou-se quais parâmetros limnológicos influenciam significativamente a comunidade bacteriana durante o período de decomposição.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 COLETA E MONTAGEM DO EXPERIMENTO**

Foram realizadas amostragens de água e folhas de *E. azurea* no dia 09 de outubro de 2009, no Ressaco do Leopoldo (22°45'24''S; 53° 16'7''W), situado na ilha Porto Rico, na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná.

A espécie *E. azurea* foi escolhida para o desenvolvimento deste trabalho por ser mais frequente em zonas sujeitas a inundações e tem valores elevados da biomassa (Bini, 1996), além de já terem sido realizados estudos de decomposição com essa macrófita em planícies de inundação (Pagioro & Thomaz 1999; Azevedo & Nozaki, 2008).

Em laboratório, a água coletada foi mantida sob aeração até a montagem dos experimentos. Para obtenção do peso seco, as macrófitas aquáticas foram apropriadamente acondicionadas em estufa para secagem por sete dias para a obtenção de peso seco constante.

Foram utilizados para a montagem do experimento 51 frascos de polietileno com volumes de 500mL, sendo que um sistema de aeração individual foi utilizado em cada recipiente. O Experimento foi mantido em ambiente isolante a fim de manter a temperatura estável.

O experimento consistiu de dois tratamentos: com e sem adição de macrófitas. O incremento com biomassa de *E. azurea* pode simular o efeito do aporte de nutrientes característicos do processo de pulso de inundação: nesse processo uma grande biomassa entra em decomposição, levando a um aumento na ciclagem de nutrientes e também afeta a cadeia alimentar microbiana (Carvalho, 2003). Em todos os recipientes foram acrescentados 450mL de água. Nos recipientes pertencentes ao tratamento com adição de macrófitas, foram acrescentados 0.8g de peso seco de biomassa. Este valor foi utilizado baseado nos valores de biomassa de macrófitas aquáticas obtidos nos ambientes da Planície de inundação do alto rio Paraná (Pagioro & Thomaz, 1999) e simulam os eventos de decomposição durante o pulso de inundação.

As amostragens foram realizadas nos tempos 0 (instalação do experimento), 3h, 6h, 12h, 24h, 72h, 120h, 168h e 240h. Esse tempo amostral representa o período de lixiviação da matéria orgânica em decomposição (Davis III et al., 2003). Em cada tempo amostral foram retirados três recipientes de cada tratamento, aleatoriamente. Quando o recipiente era retirado, o material vegetal contido nele era encaminhado novamente a estufa de secagem. Após 48h ele era pesado para obtenção do peso seco final. Além disso, 5 mL de água foram separados para realização das análises bacteriológicas. O volume restante foi utilizado em análises físicas e químicas.

## 2.2 DENSIDADE E BIOMASSA DE BACTÉRIAS

A densidade e biomassa das bactérias foram estimadas a partir da filtragem de sub-amostras de 0,1 mL de água proveniente do experimento. Foram utilizados filtros de policarbonato (Nucleopore®) pretos com abertura do poro de 0,2 µm, coradas com 1mL do fluorocromo DAPI (4,6-diamidino-2-fenilindol) durante 5 minutos no escuro. Os filtros foram montados em lâminas e estas armazenadas em freezer. As bactérias foram quantificadas em aumento de 1000x em microscópio de epifluorescência. O biovolume foi determinado por meio da equação proposta por Fry (1990):  $v = (p/4) \cdot w^2(l - w/3)$ , onde:  $v$  = volume celular;  $l$  = comprimento e  $w$  = largura. Para a conversão de biovolume em biomassa, foi considerado que  $1 \mu\text{m}^3 = 3.5 \times 10^{-13} \text{ gC}$  (Bjornsen, 1986).

## 2.3 ANÁLISES ABIÓTICAS

Diretamente nos frascos, foram determinados os valores de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) = OD e temperatura da água utilizando oxímetro digital portátil (550A-YSI); a condutividade elétrica e os valores de pH foram determinados por meio de potenciômetros digitais portáteis. Uma alíquota de 50 mL foi utilizada para a determinação das concentrações de COD, realizado por oxidação catalítica em alta temperatura (720°C), utilizando o analisador Shimadzu TOC-V CSN. O restante da água foi filtrada em filtros de fibra de vidro Whatman® GF/C, para a determinação das concentrações de fósforo solúvel reativo ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) (Mackereth et al. 1978), o N-amoniaco ( $\text{NH}_4^+$ ) (Koroleff, 1976), e Fósforo Total (PT) (Valderrama, 1981).

## 2.4 TAXA DE DECOMPOSIÇÃO

Para a determinação das taxas de decomposição das macrófitas aquáticas, foi utilizado o modelo exponencial negativo “ $W_t = W_0 e^{-kt}$ ”, onde  $W_t$  é o peso remanescente da fração vegetal no tempo  $t$ ,  $W_0$  o peso inicial e  $k$  a taxa de decomposição –  $\text{dias}^{-1}$ , que pressupõe que uma fração constante da massa restante decaia em cada unidade de tempo (Villar et al., 2001).

## 2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para a determinação da existência de diferença significativa entre os tratamentos, usando o parâmetro tempo como co-variável, foi realizado o teste de co-variância ANCOVA, utilizando-se o pacote estatístico “Statistica” versão 5.5 (StatSoft Inc., 2000)

Para identificar quais das variáveis limnológicas estariam associadas à densidade e biomassa bacteriana, os dados foram correlacionados pelo coeficiente de correlação linear de Pearson (r), utilizando-se o pacote estatístico “Statistica” versão 5.5. Para ambos os testes foi utilizado o nível de significância  $p < 0,05$ . A análise de correlação é um meio de se verificar o grau de associação entre duas ou mais variáveis” (Ayres et al., 2007).

Para determinar quais as principais variáveis determinantes da comunidade bacteriana e qual o poder delas em prever a variável dependente foi feita análise de regressão. A regressão foi realizada incluindo todos os fatores significativos na Correlação de Pearson (variáveis independentes) e exclusão progressiva daqueles não significativos ( $p > 0,05$ ), buscando o modelo mais simples que apresentasse as variáveis mais representativas (método *Backwardstepwise*). Os pressupostos destas análises foram verificados por meio da análise de resíduos.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DE EICHORNIA AZUREA

Nas 6 primeiras horas a redução de peso seco foi mais intensa (12,75%). Após este tempo, o peso seco foi diminuindo gradativamente, com ressalva ao tempo de T5 dias, em que se obteve um acréscimo em relação ao tempo posterior e anterior. No T8 que representa dez dias de decomposição, houve uma diminuição de 22,38% do peso seco (Fig. 1). A taxa exponencial de decomposição (k) da macrófita *E. azurea* foi de  $0,0025d^{-1}$ .

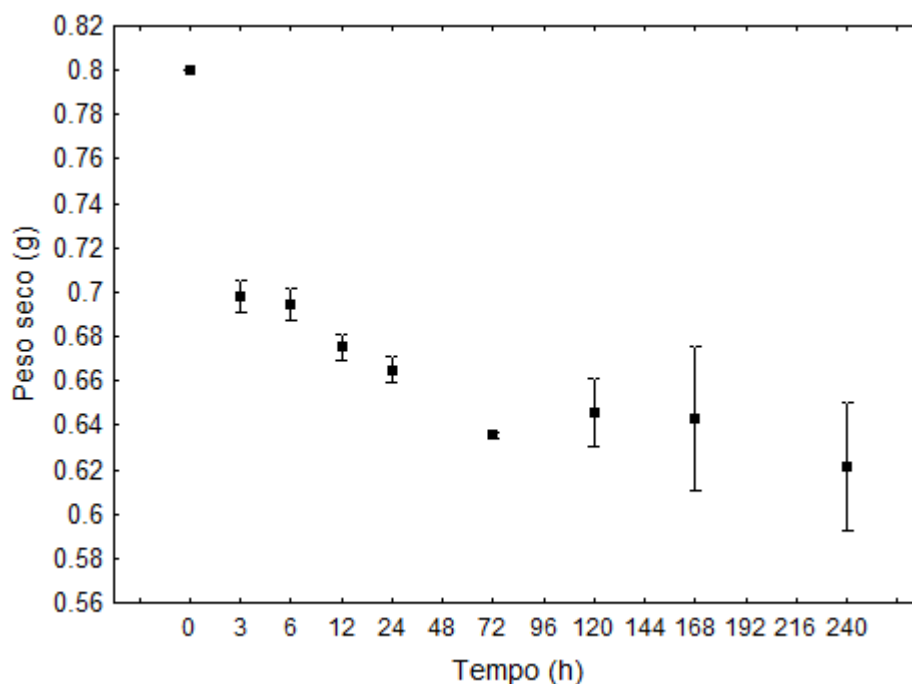


Figura 1 Perda de peso seco de *E. azurea* durante o processo de decomposição

De acordo com os resultados pode-se inferir que a taxa de decomposição é inversamente proporcional ao tempo, mostrando então que a decomposição é mais expressiva nas primeiras horas, tornando-se mais lenta nas horas seguintes.

### 3.2 ANÁLISES ABIÓTICAS

Os resultados referentes as análises dos parâmetros limnológicos abióticos estudados podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1 Resultados dos dados limnológicos cara controle e tratamento durante os tempos amostrais do experimento. (T=temperatura; C=controle; OD em mg/L; Condutividade em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , Ptotal e COD em  $\mu\text{g}/\text{L}$ )

	pH		Cond.		OD		TH <sub>2</sub> O		NH <sub>4</sub>		PO <sub>4</sub>		PTotal		COD	
	T	C	T	C	T	C	T	C	T	C	T	C.	T	C	T	C
<b>T0- 0h</b>	7.2	7,24	<b>72,5</b>	72,5	<b>6.74</b>	6,93	<b>22.4</b>	22,4	<b>48</b>	48	<b>13.5</b>	13,5	<b>24.77</b>	24,7	<b>3.86</b>	3,86
<b>T1- 3h</b>	6.88	7,28	<b>214</b>	70,73	<b>4.9</b>	6,69	<b>25.1</b>	25,7	<b>32.9</b>	49,58	<b>351.7</b>	9,64	<b>440.4</b>	33,6	<b>8.76</b>	4
<b>T2- 6h</b>	6.9	7,18	<b>216.6</b>	67,83	<b>4.45</b>	6,32	<b>27.1</b>	27,8	<b>53.8</b>	34,29	<b>575.9</b>	10,6	<b>657.7</b>	49,4	<b>11.3</b>	4,33
<b>T3- 12h</b>	6.54	7,17	<b>215.6</b>	72,4	<b>2.98</b>	3,86	<b>28.9</b>	29,4	<b>26.9</b>	28,31	<b>471.5</b>	12,5	<b>596.8</b>	36,2	<b>18.7</b>	5,76
<b>T4- 24h</b>	6.23	7,28	<b>222.5</b>	69,13	<b>0.59</b>	4,51	<b>28.6</b>	28,8	<b>30.0</b>	16,88	<b>47.34</b>	9,64	<b>710.1</b>	44,7	<b>23.4</b>	5,2
<b>T5- 72h</b>	6.57	7,15	<b>233.6</b>	72,8	<b>1.48</b>	4,31	<b>24.93</b>	25,5	<b>78.8</b>	16,36	<b>344.5</b>	4,72	<b>661.4</b>	45,6	<b>14.0</b>	5,46
<b>T6-120h</b>	6.64	7,29	<b>218</b>	74,2	<b>1.71</b>	4,12	<b>27.86</b>	27,6	<b>55.3</b>	19,26	<b>235.6</b>	5,2	<b>623.9</b>	59,6	<b>33.9</b>	5,16
<b>T7-168h</b>	6.76	7,24	<b>249.5</b>	77,96	<b>2.61</b>	4,18	<b>26.6</b>	26,4	<b>42.4</b>	8,97	<b>415.4</b>	3,78	<b>695.2</b>	75,8	<b>25.9</b>	5
<b>T8-240h</b>	7	7,36	<b>308</b>	76,6	<b>2.42</b>	4,25	<b>27.6</b>	27,3	<b>55.3</b>	21,89	<b>453.2</b>	6,4	<b>845.</b>	63,3	<b>36.5</b>	4,76



Os parâmetros abióticos tiveram amplitudes de variações temporais diferentes entre o tratamento e o controle. Durante o experimento controle, o pH (Fig. 2a) teve uma amplitude de variação de 0,21 e no tratamento 1,01. Já em relação à condutividade elétrica (Fig. 2b), a amplitude de variação ocorrido no tratamento foi muito superior ao ocorrido no experimento controle,  $235,5\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  e  $10,13\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  respectivamente.

Para verificar se houve diferença temporal e entre os experimentos (controle e tratamento) foi realizado o teste de ANVOCA.

Os valores de pH tiveram diferenças significativas ( $F=51,50$   $p<0,05$ ) entre o controle e o tratamento, assim como a condutividade elétrica ( $F=244,97$   $p<0,05$ ) (Figura 2). O teste de covariância ANCOVA mostrou que o pH e a condutividade variaram significativamente com o tempo ( $F=0,6569$   $p=0,0004$ ;  $F=62,42$   $p<0,0001$ , respectivamente).

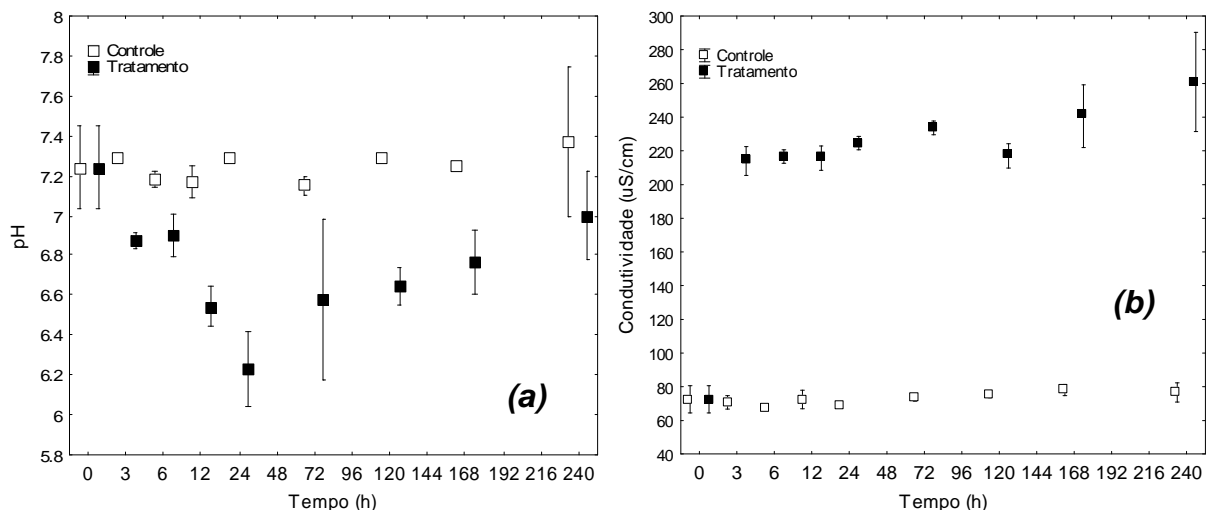


Figura 2 Valores médios e desvio padrão do pH (a) e da Condutividade elétrica (b) em relação ao controle e ao tratamento.

Em relação ao OD (Figura 3a) a amplitude foi de  $3,07\text{mg/L}$  e  $6,34\text{mg/L}$ , tendo apresentado diferença significativa entre os tratamentos ( $F=37,94$   $p<0,05$ ).

A amplitude de variação do COD no experimento controle e tratamento foi de  $1,9\mu\text{g/L}$  e  $32,64\mu\text{g/L}$  respectivamente. O COD (Figura 3b) apresentou pouca variação no experimento controle e apresentou aumento de  $3,86$  a  $35,53\mu\text{g/L}$  no tratamento com adição de macrófitas. COD apresentou diferença significativa entre os tratamentos ( $F=75,25$   $p<0,05$ ), assim como o Oxigênio Dissolvido ( $F=37,94$   $p<0,05$ ). A variação temporal de OD foi significativa ( $p<0,0001$   $F=52,71$ ), assim como a de COD ( $F=24,10$   $p<0,0001$ ).

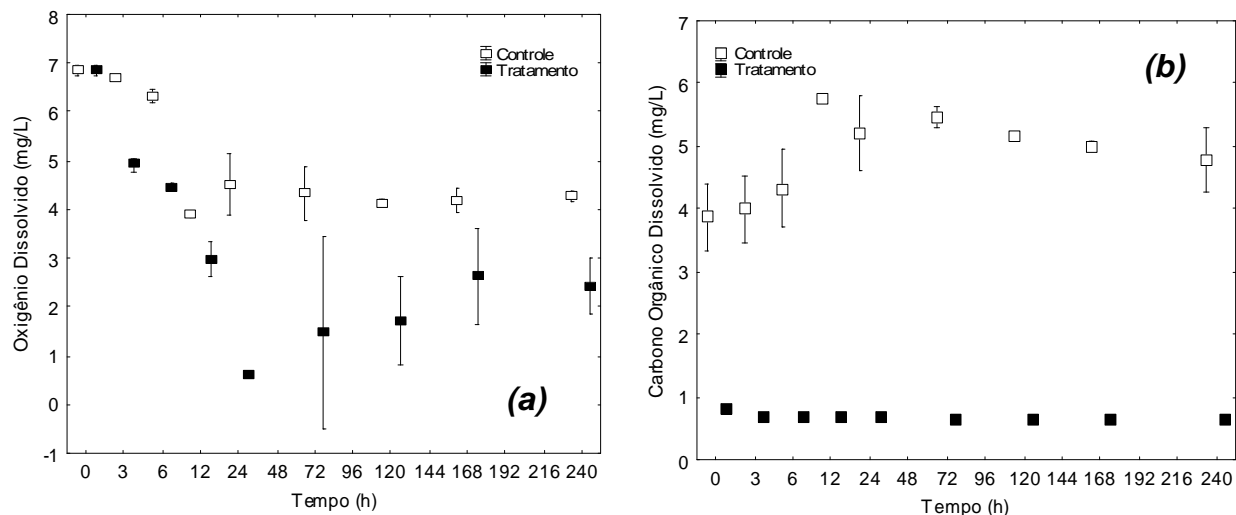


Figura 3 Valores médios e desvio padrão do Oxigênio dissolvido (a) e do COD (b) em relação ao controle e ao tratamento.

A amplitude de variação das concentrações de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  e PT foram mais elevadas no tratamento (562,4 $\mu\text{g/L}$  e 818,3 $\mu\text{g/L}$  respectivamente) em comparação ao experimento controle (9,72  $\mu\text{g/L}$  e 51,1  $\mu\text{g/L}$  respectivamente). As diferenças entre controle e tratamento (Figura 4 a e b) de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  e PT também foram significativas ( $F=118,65$  e 144,06, respectivamente  $p<0,05$ ). A variação temporal de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  foi significativa ( $F=3,43$   $p<0,014$ ), assim como a de PT ( $F=7,71$   $p=0,0002$ ),

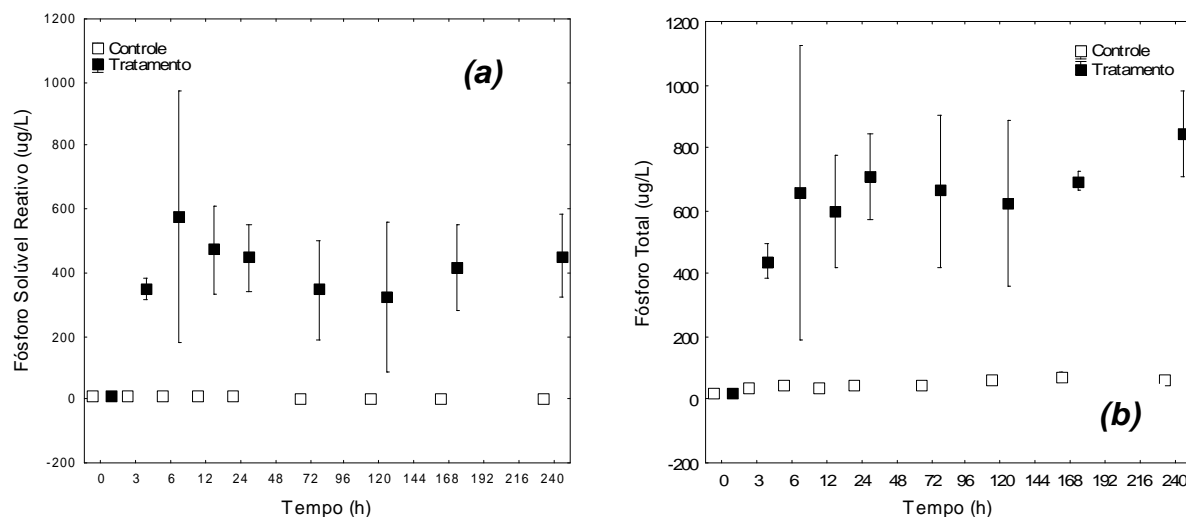


Figura 4 Valores médios e desvio padrão do Fósforo Solúvel Reativo (a) e do Fósforo Total (b) em relação ao controle e ao tratamento.

Já o N-amoniaco (Fig. 5) teve uma pequena diferença de amplitude de variação entre experimento controle e tratamento (40,61  $\mu\text{g/L}$  e 51,9 $\mu\text{g/L}$  respectivamente). Porém

essa diferença foi significativa ( $F=16,34$   $p<0,05$  ). O N-amoniacoal (Fig.5) também teve variação temporal significativa ( $F=3,04$   $p=0,023$ ),

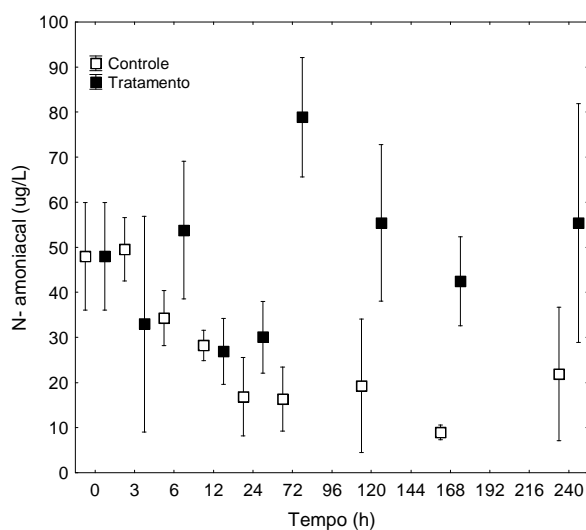
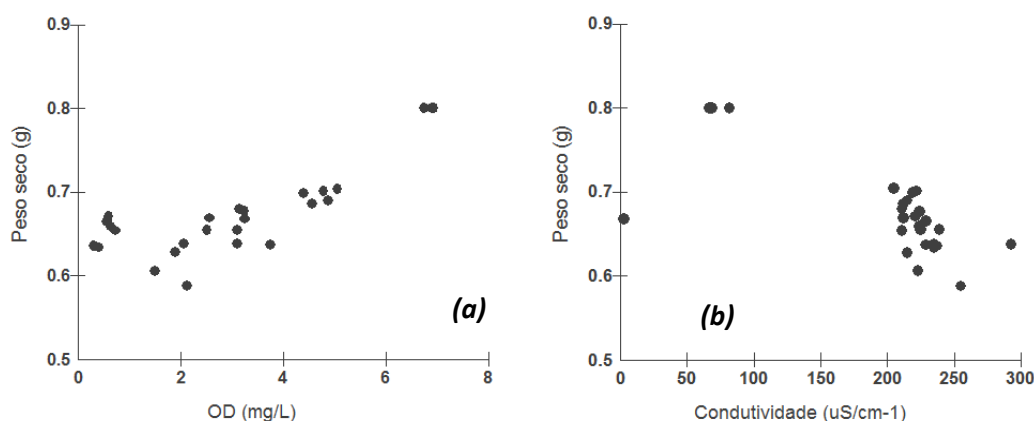


Figura 5 Valores médios e desvio padrão do N-amoniacoal em relação ao controle e ao tratamento.

### 3.3 INFLUÊNCIA DA DECOMPOSIÇÃO NOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

O peso seco de *E. azurea* se correlacionou significativamente e negativamente com COD ( $r=-0,73$   $p<0,0001$ ), Condutividade ( $r=-0,73$   $p<0,0001$ ) e  $P-PO_4^{-3}$  ( $r=-0,70$   $p<0,0001$ ), e positivamente com OD ( $r=0,80$   $p<0,0001$ ), sugerindo que a dinâmica desses fatores está intimamente associada com o processo de decomposição (Fig.6).



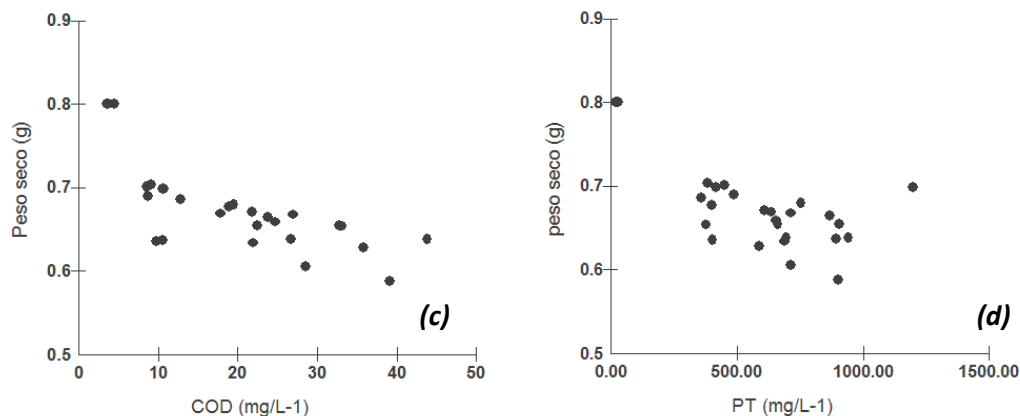


Figura 6 Correlação de Pearson de OD(a), Condutividade(b) e COD (c) e PT(d) com o peso seco de *E. azuera*.

### 3.4 DENSIDADE E BIOMASSA BACTERIANA

A densidade bacteriana total variou de  $4,76 \times 10^7$  a  $9,31 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup> no experimento controle, enquanto no tratamento obtiveram-se os maiores valores de densidade, chegando a  $1,79 \times 10^8$  cel.mL<sup>-1</sup> ao final do experimento.

A variação de densidade do controle teve uma dinâmica bastante semelhante com a curva sigmóide, onde há uma fase *lag* nos primeiros tempos, seguida de uma fase de crescimento exponencial e posteriormente uma fase estacionária, finalizando com a fase de declínio. Isso pode ser observado, uma vez que o menor valor de densidade total foi encontrado no início do experimento ( $4,76 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>), chegando a maior densidade em 12 horas ( $9,31 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>) estabilizando em 24 horas ( $8,38 \times 10^7$ ,  $8,4 \times 10^7$ ,  $8,38 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup> respectivamente) e decaindo em 168 horas ( $8,36 \times 10^7$  e  $8,11 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup> respectivamente). Já no tratamento houve um aumento contínuo da densidade total, exceto pela queda ocorrida em 72 horas. Neste tempo amostral também ocorreu uma queda no COD (14,0mg/L) em comparação aos tempos de 24 e 120 horas (23,4 mg/L e 33,9 mg/L, respectivamente).

O teste de co-variância ANCOVA (Figura 7) mostrou que a diferença da densidade entre o experimento controle e o tratamento foi significativa ( $F= 20,33$   $p < 0,05$ ).

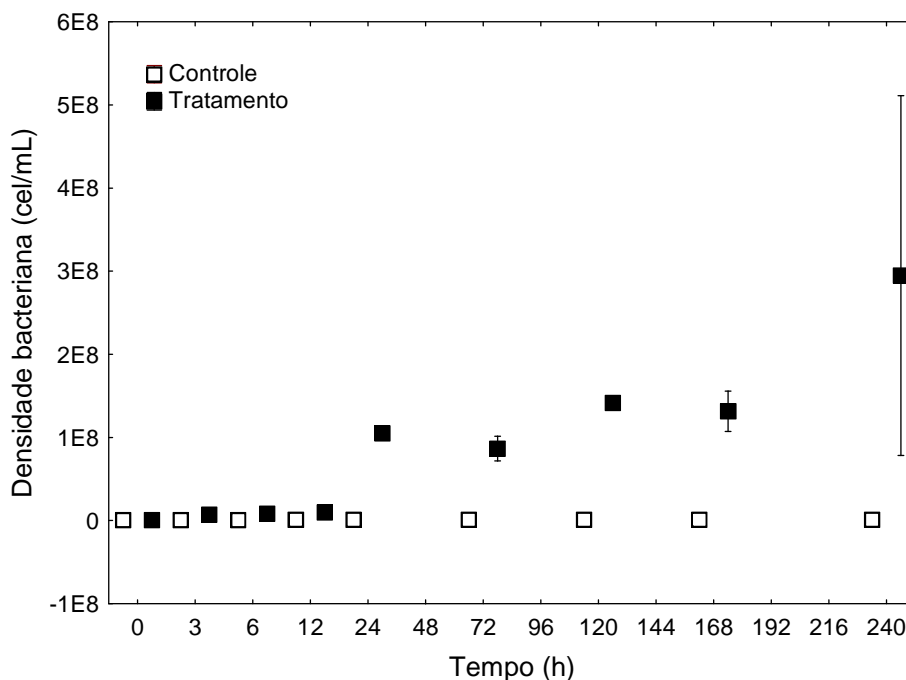


Figura 7 Valores médios e desvio padrão da densidade em relação ao controle e ao tratamento.

No experimento controle (Figura 8a), a densidade de bastonetes iniciou-se em  $2,95 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>, alcançando seu maior valor em 12 horas ( $5,16 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>) e decaindo nos tempos seguintes até chegar a sua menor densidade em 240 horas ( $2,4 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>). Já os cocos alcançaram sua maior densidade em 120 horas ( $2,78 \times 10^7$ ) decaindo a partir de 168 horas ( $2,7 \times 10^7$  e  $1,61 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup> respectivamente). A densidade de vibriões seguiu aumentando pelos tempos amostrais, iniciando-se com  $6,5 \times 10^6$  cel.mL<sup>-1</sup> e chegando no tempo final com  $4,03 \times 10^7$ , sendo esta densidade superior ao de cocos e bastonetes para o mesmo tempo. Já os espirilos foram visualizados apenas no último tempo amostral, com densidade de  $6 \times 10^5$  cel.mL<sup>-1</sup>.

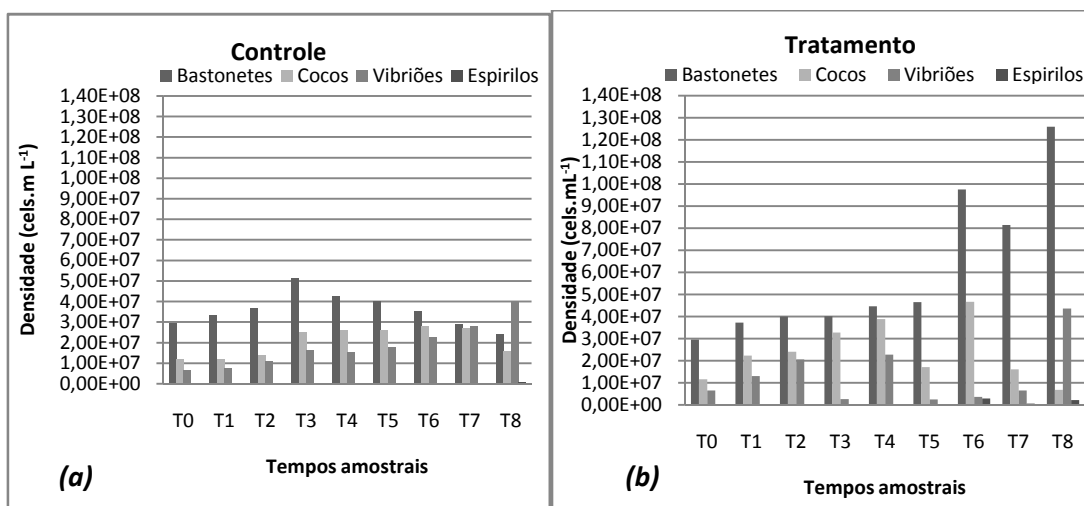


Figura 8 Relação da densidade de cada morfotipo bacteriano observado no controle (a) e no tratamento (b).

Já no tratamento (Figura 8b), a densidade de bastonetes, exceto pelo tempo T7 ( $8,15 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>), foi crescente ao decorrer do período, chegando ao seu valor maior em T8 ( $1,26 \times 10^8$  cel.mL<sup>-1</sup>). Os cocos obtiveram sua maior densidade em 120 horas ( $4,66 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>) e sua menor densidade em 240 horas ( $6,83 \times 10^6$  cel.mL<sup>-1</sup>), ao contrário dos vibriões que tiveram sua maior densidade neste tempo ( $4,36 \times 10^7$  cel.mL<sup>-1</sup>). Os espirilos foram visualizados apenas nos quatro últimos tempos amostrais, tendo sua densidade variando de  $1,66 \times 10^5$  cel.mL<sup>-1</sup> em 120 horas a  $2,16 \times 10^6$  cel.mL<sup>-1</sup> em 240 horas.

Os valores de biomassa foram maiores no tratamento em relação ao controle (Figura 9). No experimento controle, a biomassa no tempo 0 do experimento foi de  $0,11 \text{ mgCL}^{-1}$ , chegando ao seu valor máximo de  $0,22 \text{ mgCL}^{-1}$  em 24 e 168 horas. No tratamento, os valores de biomassa foram crescentes, excetuando nos tempos 72 e 168 horas ( $0,8$  e  $1,81 \text{ mgCL}^{-1}$ , respectivamente) em que houve uma diminuição da biomassa, seguida por um aumento nos tempos seguintes, chegando a  $2,78 \text{ mgCL}^{-1}$  ao final do experimento (Figuras 9).

O teste de co-variância ANCOVA mostrou que houve diferença significativa entre as biomassas obtidas no experimento controle e no tratamento ( $F= 59,61$   $p < 0,05$ ).

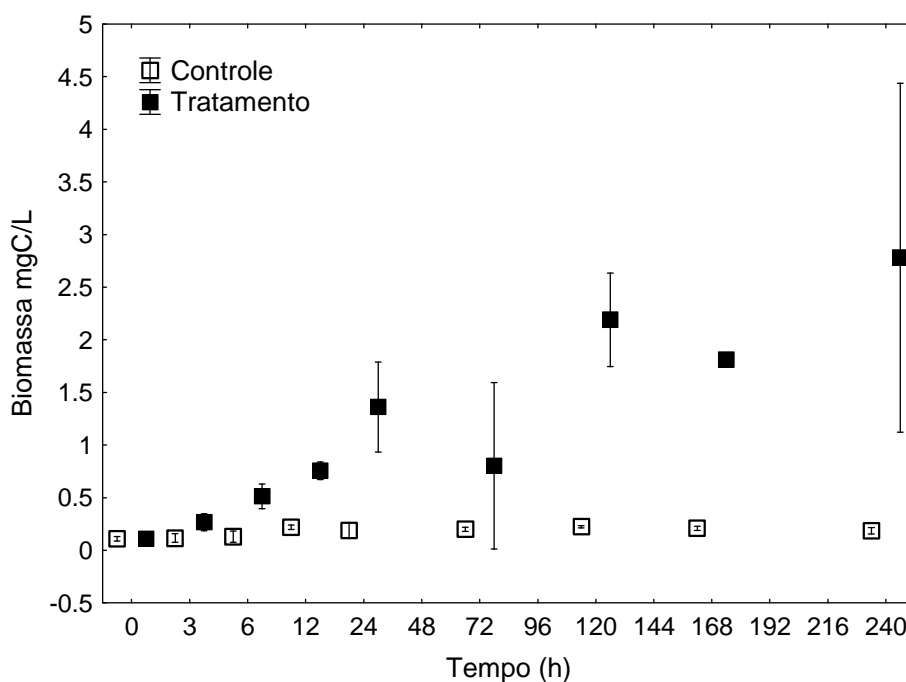


Figura 9 Variação temporal da biomassa bacteriana nos experimentos controle (a) e no tratamento (b).

### 3.5 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E BIÓTICAS

Os parâmetros OD,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , PT e COD associaram-se significativamente com a densidade e biomassa bacteriana durante o experimento controle. No tratamento, os parâmetros condutividade, PT e COD associaram-se significativamente com biomassa e densidade, e OD apenas com biomassa (Tabela 2). Tanto no controle, quanto no tratamento, as associações mais fortes de densidade e biomassa foram com o carbono orgânico dissolvido (Figura 10 e 11).

Tabela 2 Resultado do teste de correlação de Pearson entre densidade/biomassa bacteriana e as variáveis limnológicas no controle e no tratamento.

	Densidade		Biomassa	
	Controle	Tratamento	Controle	Tratamento
pH	$p=0,77$ ; $r= 0,586$	$p=0,9633$ ; $r=0,009$	$p=0,8512$ ; $r=0,037$	$p=0,076$ ; $r= -0,1316$
Cond.	$p=0,09$ ; $r= 0,3294$	<b><math>p=0,0212</math>; <math>r= -0,441</math></b>	$p=0,067$ ; $r= -0,356$	<b><math>p=0,048</math>; <math>r=0,3832</math></b>
OD	<b><math>p&lt;0,0001</math>; <math>r= 0,88</math></b>	$p=0,067$ ; $r=-0,3565$	<b><math>p&lt;0,0001</math>; <math>r=-0,91</math></b>	<b><math>p=0,0019</math>; <math>r=-0,568</math></b>
$\text{NH}_4$	<b><math>p=0,0005</math>; <math>r= -0,624</math></b>	$p=0,8214$ ; $r= -0,64$	<b><math>p=0,0003</math>; <math>r= -0,64</math></b>	$p=0,3242$ ; $r=0,1972$
$\text{PO}_4$	<b><math>p=0,034</math>; <math>r= -0,407</math></b>	$p=0,2706$ ; $r= 0,216$	<b><math>p=0,009</math>; <math>r= -0,492</math></b>	$p=0,5357$ ; $r=0,1246$
PT	<b><math>p=0,044</math>; <math>r=0,3894</math></b>	<b><math>p=0,014</math>; <math>r=0,4654</math></b>	<b><math>p=0,014</math>; <math>r=0,463</math></b>	<b><math>p=0,0112</math>; <math>r=0,4803</math></b>
COD	<b><math>p&lt;0,0001</math>; <math>r=0,957</math></b>	<b><math>p&lt;0,0001</math>; <math>r=0,8231</math></b>	<b><math>p&lt;0,0001</math>; <math>r=0,9024</math></b>	<b><math>p&lt;0,0001</math>; <math>r=0,9728</math></b>

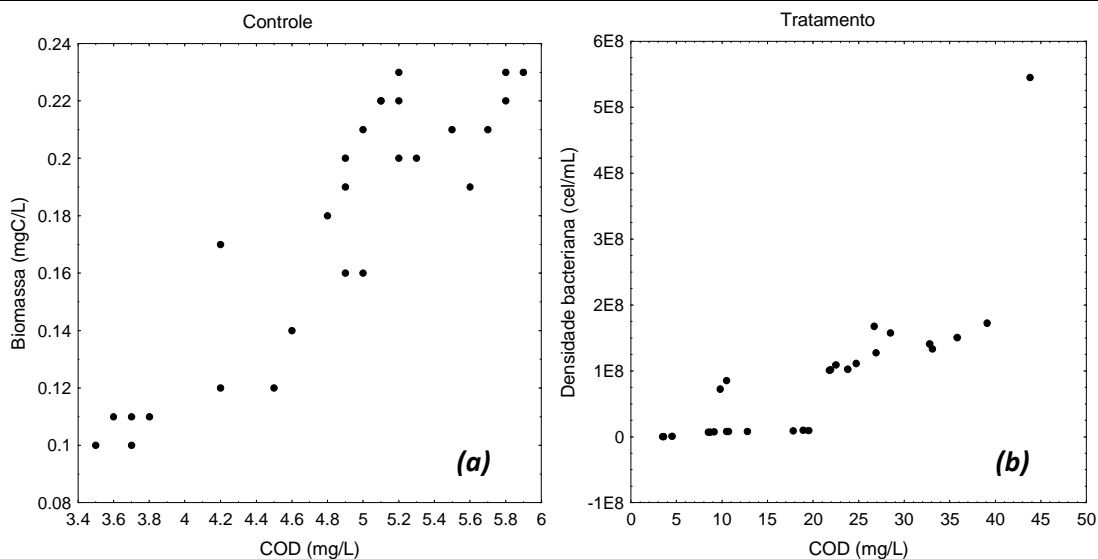


Figura 10 Correlação de Pearson entre COD e densidade bacteriana para o controle (a) e o tratamento (b)

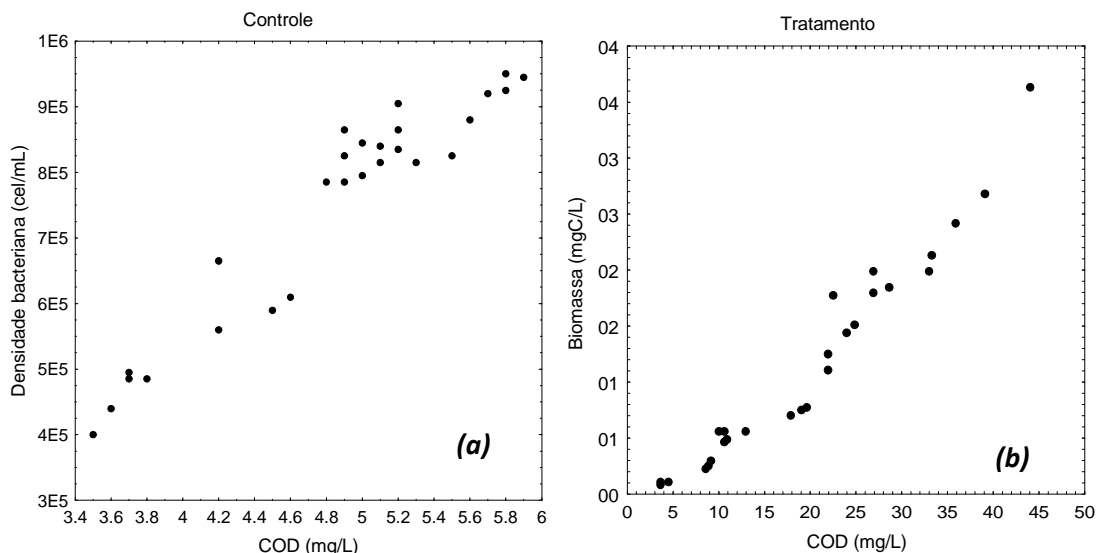


Figura 11 Correlação de Pearson entre COD e biomassa bacteriana para controle (a) e tratamento (b)

Nem todas as variáveis que tiveram associação significativa na Correlação de Pearson mantiveram o mesmo resultado sugerido pela Análise de Regressão Múltipla. Na análise de Regressão Linear Múltipla, testando quais variáveis tinham respostas significativas para densidade bacteriana no experimento controle, apenas OD e COD tiveram  $p$  significativo, tendo um  $R^2 = 0,97$ , sendo estes então os principais fatores abióticos responsáveis pela variabilidade da densidade bacteriana ( $N= 27$ ;  $F_{5,21}=152,23$ ;  $P<0,0001$ ). As predições do modelo são representadas conforme equação:

$$\text{Densidade bacteriana} = 31829 + 6047\text{OD} + 195937 \text{ COD}$$

A densidade bacteriana no tratamento teve apenas COD como variável significativa na análise de regressão ( $N=27$ ;  $F_{(1,25)}=26,734$ ;  $P<0,00002$ ). As predições do modelo são representadas conforme equação:

$$\text{Densidade bacteriana} = 6545.10^4 + 5876433 \text{ COD}$$

A biomassa bacteriana no experimento controle teve apenas OD e COD como variáveis significativas na análise de regressão múltipla, com  $R^2=0,9204$  ( $N=27$ ;  $F_{(2,24)}=138,94$ ;  $P<0,000001$ ). As predições do modelo são representadas conforme equação:

$$\text{Biomassa bacteriana} = 0,01348 + 0,002303 \text{ OD} + 0,045362 \text{ COD}$$



A biomassa bacteriana no tratamento teve apenas COD, com  $R^2=0,9463$ , significativo na análise de regressão linear múltipla ( $N=27$ ;  $F_{(1,25)}=440,56$ ;  $P<0,000001$ ). As predições do modelo são representadas conforme equação:

$$\text{Biomassa bacteriana} = 0,021822 + 0,079539 \text{ COD}$$

Desta forma, apenas os variáveis que tiveram associação mais fortes pela correlação de pearson foram sugeridos pela análise de regressão múltipla para compor o modelo.

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 DECOMPOSIÇÃO E. AZUREA

A decomposição de detritos orgânicos dissolvidos e particulados influencia os fluxos de energia e material em ecossistemas lacustres (Wetzel, 1995).

A perda gradativa de massa de macrófita, foi mais intensa no primeiro diadesacelerando nos tempos seguintes. Essa dinâmica de perda de massa está associada com a liberação de compostos hidrossolúveis que é mais intensa nas primeira horas (Moorhead et al., 1996;. Canhoto & Graça, 1996).A perda de peso e as alterações da composição química dos detritos de *E. azurea* são afetadas pelas características químicas destes no início do processo de decomposição e do local onde ocorre esse processo (Pagioro & Thomaz, 1999).

O valor de  $k$  para neste trabalho foi de  $0,023d^{-1}$ . O coeficiente médio de decomposição das folhas de *E. azurea* proposto por Petersen & Cummins (1974) é de  $0,0033d^{-1}$  e classificado como lento pelo mesmo. No trabalho de decomposição para a mesma espécie feito por Padial & Thomaz (2006) o  $k$  para o tempo de sete dias foi de  $0,010 d^{-1}$  e no desenvolvido por Bianchini Jr. et al. (2006) foi de  $0,027d^{-1}$ , mostrando que existe uma variação na taxa de decomposição mesmo se tratando da mesma espécie, influenciado pelas condições química e físicas do ambiente, diversidade microbiana envolvida no processo ecomposição química dos detritos (Pagioro & Thomaz, 1999; Bianchini, 2006).Estudos realizados em zonas sujeitas a inundações mostraram que as taxas da decomposição e a composição química dos detritos são também afetadas pelo

tipo do ambiente (lêntico ou lótico) e pela qualidade de água (Pagioro & Thomaz, 1999).

O processo de decomposição exerce ainda, influência nas características físicas e químicas dos corpos d'água (Pagioro & Thomaz, 1999), principalmente em regiões tropicais, onde os sistemas rio-planície de inundação apresentam marcante variação temporal dos fatores físicos, químicos e bióticos. Tais variações estão associadas, principalmente, às alterações dos níveis hidrométricos, as quais têm sido atribuídas a teoria de “pulsos de inundação” (Junk et al., 1989).

Foi identificada uma leve queda no pH nos tempos iniciais, mas este não teve valores menores que 6. Segundo Cunha-Santino & Bianchini Jr, (2006), a diminuição inicial do pH ocorre provavelmente devido à alta formação de ácidos carbônicos a partir de oxidação de COP e formação de compostos orgânicos ácidos. Posteriormente houve uma elevação, provavelmente devido à liberação de ânions e outros processos, tais como a hidratação da amônia. Este processo também foi relatado na decomposição de *Egeria najas* (Carvalho et al., 2005) e *Typha domingensis* (Howard-Williams, 1978 ; Cunha-Santino & Bianchini Jr, 2006).

A condutividade elétrica foi aumentando gradativamente, variando entre 72,5 e 308  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . A condutividade é indicadora de aumento de íons inorgânicos liberados por lixiviação (Smith et al., 1997; Mun, 2000).

Queda nas taxas de oxigênio é normalmente encontrada nos primeiros dias de decomposição de macrófitas (Pagioro & Thomaz, 1999; Carvalho et al., 2001; Villa et al., 2003; Nabout et al. 2009). Retrata o desequilíbrio entre a entrada e saída de OD e a elevação da atividade microbiana (Fagundes & Shimizu, 1997; Strauss & Lamberti, 2002). Esse fato se assemelha ao processo de fertilização durante períodos de cheia em planície de inundação, já que a decomposição de biomassa vegetal é grande neste período, havendo assim queda de OD na coluna d'água (Bianchini Jr. et al., 2008).

A concentração de COD em ambientes aquáticos pode variar de 5 a 50 mg/L (Steinberg, 2003). No presente estudo houve um aumento contínuo, iniciando com 3,86 mg/L, chegando a 36,53 mg/L. Estudo de decomposição de *E. azurea* desenvolvido por Azevedo et al. (2008) mostrou que o COD aumentou até o 60º dia, sugerindo que nesse período há predominância de processos de dissolução sobre o consumo.

Segundo Payne (1986), a concentração do fósforo é bastante variável por conta de sua rápida incorporação pelas comunidades aquáticas. No presente estudo, os valores de fósforo não seguiram um padrão perceptível, confirmando a existência dessa

variação. Os maiores valores de fósforo foram encontrados no tratamento. No período de cheia em planícies de inundação, costuma ocorrer um aumento na concentração de nutrientes, principalmente fósforo (Thomaz et al., 2006). Mesmo com o aumento do volume das águas que ocorre neste período, a correlação entre  $P-PO_4^{-3}$  e nível de água não são significativos em cheias comuns, apenas em grandes cheias (Roberto et al., 2009)

A liberação inicial das formas inorgânicas do nitrogênio está relacionada com a lixiviação de compostos (Helbing et al., 1986). Os valores de N-amoniaco alcançaram o seu ápice no 3º dia de experimento decaindo a partir do 5º dia. Segundo Shilla et al. (2006) o processo de liberação de nitrogênio inorgânico ocorre de forma mais intensa nos primeiros quatro dias de decomposição.

A perda de peso seco se correlacionou com COD e PT. De acordo com Sridhar & Bärlocher (2000), as altas concentrações de nutrientes estão correlacionadas às elevadas taxas de decaimento de peso de matéria orgânica submersa. Enriquez et al. (1993) afirmam que um dos fatores que mais influenciam a degradação deste material é a concentração de nutrientes, havendo uma relação positiva entre a taxa de decomposição de plantas e a concentração de fósforo dos seus tecidos, fato que reafirma o importante acoplamento entre o fluxo de carbono e nutrientes em ecossistemas. No entanto, o fósforo total é o melhor indicador do conteúdo de nutrientes em qualquer ecossistema (Esteves, 1998), e talvez por isso, este tenha se correlacionado com peso seco de *E. azurea*.

#### 4.2 DENSIDADE E BIOMASSA BACTERIANA

Os microrganismos encontrados em um ambiente aquático são determinados pelas condições físicas e químicas que prevalecem naquele ambiente. (Pelczar et al., 1997; Tortora et al., 2005). Variam qualitativa e quantitativamente por longos períodos ou em uma escala de tempo curto (Regali-Selegim, 1992). Assim, as variações temporais afetam a ecologia de populações específicas e modificam a estrutura e função da comunidade microbiana (Liu & Leff, 2002).

Geralmente, a densidade de bactérias varia entre  $10^5$  e  $10^8$  cel.mL<sup>-1</sup> e pode aumentar de acordo com o estado trófico do ambiente (Bouvy et al., 1998). Neste estudo, a densidade bacteriana ficou em  $10^7$  no controle, chegando a  $10^8$  durante o

tratamento. É válido ressaltar que no controle houve uma tendência a formação da curva sigmóide no acompanhamento da densidade bacteriana também encontrada por Wu et al. (2007). Esta curva tem como característica final o decréscimo da densidade, que foi o que ocorreu no T8. Diversos fatores influenciam a diminuição da densidade bacteriana como o término de nutrientes, o acúmulo de produtos de degradação, assim como mudanças no pH, danosas para a célula (Tortora et al., 2005). Já no tratamento, a densidade foi aumentando progressivamente .

O incremento com biomassa de *E. azurea* pode simular o efeito do aporte de nutrientes característicos do processo de pulso de inundação, quando uma grande biomassa entra em decomposição, levando a um aumento na ciclagem de nutrientes e também afeta a cadeia alimentar microbiana. No experimento foi possível observar um incremento de bactérias durante o processo de decomposição. Carvalho (2003) encontrou em estudos no Rio Paraná, abundância bacteriana significativamente maior durante o período de cheia. Estudos desenvolvidos por Farjalla et al., (2006) e Wu et al., (2007) encontraram maiores taxas de abundância e produção bacteriana no período de águas baixas, porém as diferenças não foram significativas.

O tamanho e a forma – enquanto expressão gênica- é uma ferramenta interessante para comparação de populações em Ecologia Microbiana e pode oferecer informações valiosas tanto estruturais quanto funcionais sobre as populações bacterianas nos ecossistemas aquáticos (Ferrari, 2002; Steinberg et al., 2002; La Ferla et al., 2004) Em geral, bactérias de pequeno porte (cocos) habitam águas com baixa concentração de nutrientes, enquanto que as bactérias maiores (bastonetes, vibriões e espirilos) são mais comuns em ambientes enriquecidos, (Fuhrman et al., 1980; Unanue et al., 1992). Assim, a composição das populações bacterianas pode ser alterada de acordo com nível trófico e eventuais limitações (Billen et al., 1990;. Ducklow & Carlson 1992; Ram et al., 2010)

Os cocos, por exemplo, teve um aumento de densidade no tratamento até T6, decaindo após este tempo, concomitantemente a densidade de vibriões e espirilos aumentaram após T6. Por possuírem forma celular esférica, em ambientes com maior disponibilidade de recursos facilitariam a atividade metabólica dos organismos com estas formas, tanto pela quantidade de nutrientes disponíveis no ambiente quanto pela facilidade em conduzi-lo para o interior da célula (Racy, 2004). Porém, fatores como competição pode limitar o recurso, controlando assim a densidade destes organismos.

#### 4.3 FATORES ABIÓTICOS X DENSIDADE E BIOMASSA BACTERIANA

O crescimento do bacterioplâncton é dependente da disponibilidade de nutrientes inorgânicos, sendo que a mudança na concentração destes nutrientes pode ter efeitos diretos e indiretos sobre o crescimento bacteriano (Pinhassi et al., 2006).

A condutividade elétrica se correlacionou significativamente com densidade e com a biomassa bacteriana durante o tratamento, mas não no experimento controle e, foi também no tratamento, em que houve a maior amplitude de variação. Segundo Esteves (1988) os valores de condutividade estão relacionados com o estado trófico do corpo d'água, desta forma, com o aumento das concentrações de nutrientes provenientes da decomposição e consequente liberação de íons, a condutividade foi afetada.

No experimento houve uma correlação negativa entre biomassa e OD, tanto no controle quanto no tratamento. Souza & Abreu (2009) identificaram que existe uma evidente relação negativa entre as bactérias e o oxigênio dissolvido, indicando a ação dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica e na formação de zonas anóxicas.

O fósforo orgânico reativo se correlacionou positivamente com a biomassa e densidade bacteriana apenas no experimento controle. Nos trabalhos realizados por Anésio et al. (2003) e Souza & Abreu (2009), essa correlação também foi encontrada. Este resultado pode representar um controle “bottom-up” atuando na comunidade bacteriana (Tzaras & Pick 1994; Farjalla et al., 2001, Cesar, 2002), já que este é um dos nutrientes essenciais ao crescimento bacteriano e muitas vezes presente com limitações no ambiente (Esteves 1998), conforme confirmado por Roberto et al. (2009). Isso fica mais evidente principalmente pelo fato dessa correlação ter ocorrido apenas no experimento controle, onde o maior valor deste nutriente foi de 13,5 µg/L no T0, diminuindo gradativamente nos tempos posteriores, sugerindo sua assimilação pela comunidade bacteriana. Desta forma, no tratamento onde havia um aporte de nutrientes provenientes da decomposição de *E. azurea*, o  $P-PO_4^{-3}$  não foi um fator limitante do crescimento bacteriano, sendo talvez um dos fatores responsáveis por este crescimento.

No experimento controle, o N-amoniaco se correlacionou negativamente com os dados bacteriológicos. Isso pode ter ocorrido porque, dependendo da concentração da amônia, ela pode inibir o crescimento bacteriano, como ocorrem com as espécies do gênero Nitrossonas e Nitrobacter, que são inibidas com concentrações variando de 10 a 150 µg L<sup>-1</sup> e de 0,1 a 1,0 µg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Abreu, 1994).

Na análise de regressão linear múltipla, foi possível verificar que o OD e principalmente COD são as variáveis que mais explicam a variação tanto da densidade quanto da biomassa bacteriana. Entre os nutrientes orgânicos que interferem fortemente essa dinâmica bacteriana, está COD já que as bactérias heterotróficas planctônicas são associadas com o metabolismo de carbono em ambientes pelágicos (Gurung et al., 2002) e uma grande parte da matéria orgânica dissolvida pode ser consumida por estes organismos (Bouvy et al., 1998). Como o COD é geralmente considerado como um fator limitante do crescimento do bacterioplâncton (Kirchman, 1994), é previsível que as associações mais fortes ocorreram entre bacterioplâncton e COD.

Apesar de sua importância ecológica, o conhecimento sobre a diversidade e os fatores que controlam a composição do bacterioplâncton de água doce está longe de ser completo (Wu et al., 2001).

## REFERENCIAS

Abreu, L.M. 1994. Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-desnitrificación. In: Taller y seminario latino americano tratamiento de aguas residuales, 3., Montevideo. Anais Montevideo: Universidad de la Republica, p. 55-63.

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M. Ecologia e manejo de recurso pesqueiro em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 2007.

Alves GM, Lansac-Toha FA, Takahashi EM, et al. 2008. Fluctuations of testate amoebae populations (Rhizopoda) plankton from different environments on the upper Paranariver floodplain, Brazil. International review of hydrobiology, 93 ( 2): 227-242

Anesio, A. M., C. Hollas, W. Graneli & J. Laybourn-Parry. 2003. Influence of humic substances on bacterial and viral dynamics in freshwaters". Applied and Environmental Microbiology. 70:4848-4854.

Araújo, M.F.F. & Costa, I.A.S. 2007. Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatórios do semi-árido brasileiro. Oecol. Bras., 11 (3): 422-432, 2007

Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. BIOESTAT – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamiraua. Belém, PA.

Azevedo, J.C.R. & Nozaki, J. 2008. Análise de fluorescência de substâncias húmicas extraídas da água, solo e sedimento da lagoa dos Patos/MS. Química Nona.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, MB. & Peret, AM., 2008. Oxygen demand during mineralization of aquatic macrophytes from an oxbow lake. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 1, p. 61-67.

Bianchini Jr I, Bitar AL & Cunha-Santino MB. 2006. Crescimento de *Egeria najas* Planchon da Lagoa do Óleo em condições laboratoriais. En: Santos JE, Pires JS & Moschini LE (ed) *Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos, FAPESP/ Editora UFSCar, Brasil: 99-111

Billen, G. 1982. Modeling processes of organic matter degradation and nutrient recycling in sedimentary systems. Pp 15-52. In: D.B. Nedwell & C.M. Brown (eds.), *Sediment Microbiology*. New York: Academic Press. 234p.

Bini, L. M. 1996. Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto rio Paraná. *Arq. Biol. Tecnol.* 39(3): 715-721.

Bini, L.M.; Thomaz, S.M. & Souza, D.C. 2001. Species richness and b-diversity of aquatic macrophytes in Upper Paraná River floodplain. *Arch. Hydrobiol. Stuttgart.* 151 (3): 511-525.

Bjornsen, P. K. 1986. Automatic determination of bacterioplankton biomass by image analysis. *Appl. environ Microbiol.* 51: 1199-1204

Bouvy, M., Barros-Franca, LM. & Carmouze, JP. 1998. Compartimento microbiano no meio pelágico de sete açudes do estado de Pernambuco. *Acta Limnol. Bras.* 10(1):93-101.

Canhoto, C. & Graça, M.A.S. 1996. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia*, vol. 333, no. 2, p. 79-85.

Carvalho, P; Thomaz, S.M. & Bini, L.M. 2003. Effects of water level, abiotic and biotic factors on bacterioplankton abundance in lagoons of a tropical floodplain (Parana River, Brazil). *Hydrobiologia*, 510: 67-74

Carvalho, M.A.C.; Arf, O.; Sá, M.E.; Buzetti, S.; Sintos, N.C.B. & Bassan, D.A.Z. 2001. Produtividade e qualidade de sementes de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) sob influência de parcelamentos e fontes de nitrogênio. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:617-624.

Carvalho, F.T.; Velini, E.D.; Martins, D. 2005. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Bariri, no rio Tietê. *Planta Daninha* 23(374):371-374.

Cesar, D.E. 2002. Estrutura e dinâmica do bacterioplâncton e suas relações com nutrientes inorgânicos e predação no estuário da Lagoa dos Patos/RS. Tese de Doutorado – Programa de Pós – Graduação em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal de Rio Grande. Rio Grande.

Cunha-Santino, M.B. & Bianchini Jr., I. 2006. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, v.10, 2:154-164

Dos-Santos, I. & Wittmann, D. 2000. Legitimate pollination of the tristylous flowers of *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) by *Ancyloscelis gigas* bees (Anthophoridae, Apoidea). *Plant Systematics and Evolution* 223: 127-137.

Ducklow, H.W. & Carlson C.A. 1992. Oceanic bacterial production. In: Marshall KC (Ed) *Advances in microbial ecology*. Plenum Press, New York, p 113-181

Eiler, A. & Bertilsson, S. 2004. Composition of freshwater bacterial communities associated with cyanobacterial blooms in four Swedish lakes. *Environ. Microbiol.*, vol. 6, no. 12, p. 1228-1243.

Enríquez, S.C.M.D. & Sand-Jensen, K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* 94: 457-471

Esteves, F. A. 1998. *Fundamentos da Limnologia*. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, Brasil, 602pp.

Fagundes, R. C & Shimizu, G. Y. 1997. Avaliação da qualidade da água do Rio Sorocaba–SP, através da comunidade bentônica. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1: 63-66.

Farjalla, VF., Faria, BM., Esteves, FA. and Bozelli, RL. Bacterial density and biomass, and relations with abiotic factors in 14 coastal lagoons of Rio de Janeiro state. *Oecol. Brasil*. 2001, vol. 9, no. IX, p. 65-76.

Farjalla, V. F., D. A. Azevedo, F. A. Esteves, R. L. Bozelli, F. Roland and A. Henrich-Prast, 2006, "Influence of hydrological pulse on bacterial growth and DOC uptake in a clear-water Amazonian lake". *Microbial Ecology*, 52, 334-344.

Ferrari, A.C. 2002. Comunidade de bactérias e nanoflagelados ao longo de um gradiente trófico em ambientes subtropicais rasos. 117pp. Dissertação [Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais] – Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade de São Carlos, Brasil.



Franceschini M C, Capello S, Lhano M G, Adis J, Wysiecki M L. 2005. Morfometria de los estádios ninfales de *Cornops aquaticum* BRUNER (1906) (Acrididae: Leptysminae) en Argentina. Amazoniana XVIII: 373-386.

Fuhrman JA, Azam F (1980) Bacterioplankton secondary production estimates for coastal waters of British Columbia, Antarctica and California. Appl environ Microbiol 39: 1085-1095

Fulan, J. A. & R. Henry. 2006. The Odonata (Insecta) assemblage on Eichhornia azurea (Sw.) Kunth (Pontederiaceae) stands in Camargo Lake, a lateral lake on the Paranapanema River (State of São Paulo, Brazil), after an extreme inundation episode. Acta Limnologica Brasiliensia, 18(4): 423-431.

Gomes, M. A. .F; Souza, M.D.; Boeira, R.C.Toledo,L.G. Nutrientes Vegetais no Meio Ambiente: ciclos biogeoquímicos, fertilizantes e corretivos. Jaguariúna: Embrapa meio ambiente, 2000.

Gurung, TB., Urabe, J., Nozaki, K., Yoshimizu, C. and Nakanishi, M. Bacterioplankton production in a water column of Lake Biwa. Lakes and Reservoirs: Res. Manag. 2002, vol. 7, no. 4, p. 317-323.

Helbing, U.W.; Esteves, F.A.; TilzeR, M.M.& Stabel, H.H. 1986. Influência dos produtos de decomposição da macrófita aquática Nymphoides indica (L.) O. Kuntze, na composição química da água da represa do Lobo (Broa) – São Paulo. Acta Limnologia Brasiliensia, 1: 611-637.

Howard-Williams C .1978. Growth and production in aquatic macrophytes in a south temperate saline lake. Int. Verein. fur Theor.und Ange wandte Limnol. 20 1153-1158

Junk, W. J., P. B. Bayley and R. E. Sparks, 1989, "The flood pulse concept in river-floodplain system." In: Dodge, DP (Ed.) Proceedings of the International Large Rivers Symposium (LARS). Can Spec Publ Fish Aquat Sci, 106, 110-127. Kepner, R. L., R. A. Wharton and C. A. Suttle, 1998, "Viruses in antarctic lakes". Limnology and Oceanography, 43 (7), 1754-1761.

Kim, JG & Rejmankova, E. 2004. Decomposition of macrophytes and dynamics of enzyme activities in subalpine marshes in Lake Tahoe basin, USA. Plant and Soil 266, 303-313.

Kirchman D.L. The uptake of inorganic nutrients by heterotrophic bacteria. Microb. Ecol. 28, 255, 1994.

- Kirschner, A.K.T. & Velimirov, B. 1997. A seasonal study of bacterial community succession in a backwater system, indicated by variation in morphotype numbers, biomass and secondary production. *Microbial Ecology*, 34: 27-38.
- Koroleff, F. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (Ed.). *Methods of seawater analysis*: Verlag Chemie Weinheim, 1976. Determination of nutrients, p.117
- La Ferla, R., Lo Giudice, A. & Maimone, G. 2004. Morphology and LPS content for the estimation of marine bacterioplankton biomass in the Ionian Sea. *Sc. Marin* 68(1) 23-31
- Lansac-Toha FA, Bonecker CC, Velho LFM, et al. 2009 Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Parana River floodplain: interannual variation from long-term studies *Brazilian Journal of Biology*. 69:(2):539-549
- Lennon JT, Pfaff LE. 2005. The source and supply of terrestrial carbon affects aquatic microbial metabolism. *Aquatic Microbial Ecology*. 39:107-119.
- Lindstrom, ES. & Bergstrom, AK. 2005. Community composition of bacterioplankton and cell transport in lakes in two different drainage areas. *Aquat. Sci.* vol. 67, no. 2, p. 210-219.
- Liu, J. & Leff, LG. 2002. Temporal changes in the bacterioplankton of a northeast Ohio (USA) river. *Hydrobiologia*, Vol. 489, no. 1-3, p. 151-159.
- Mackereth, F.Y.H. et al. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific publication.
- Moorhead, G.; Douglas, P.; Morrice, N.; ScarabeL, M.; Aitken & A. Mackintosh C. 1996. Phosphorylated nitrate reductase from spinach leaves is inhibited by 14-3-3 proteins and activated by fusicoccin. *Current Biology*, London, 6:1104-1113.
- Nabout, JC., Siqueira, T., Bini, LM. & Nogueira, IS. 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta Oecologica*, 35: 720-726.
- Padial, A.A. & Thomaz, S.M. 2006. Effects of flooding regime upon the decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth measured on a tropical, flow-regulated floodplain (Paraná River, Brazil). *River Research and Applications* 22: 791-801.
- Padial, J. M., S. Castroviejo-Fisher, J. Köhler, C. Vilà, J. C. Chaparro, and I. De la Riva. 2009. Deciphering the products of evolution at the species level: the need for an integrative taxonomy. *Zoologica Scripta* 38(4): 431-447.
- Paggi SB, Paggi JC .2008. Hydrological Connectivity as a Shaping Force in the Zooplankton Community of Two Lakes in the Parana River Floodplain *International Review of Hydrobiology* 93( 6 ): 659-678

Pagioro, T.A. & Thomaz, S.M. 1999. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the High Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(2): 157-171.

Pauleto GM, Velho LFM, Buosi PRB, et al. 2009 Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (Protozoa: Ciliophora) in the plankton of the Upper Parana River floodplain *Brazilian Journal of biology* 69(2):517-527

Payne, A.I. The ecology of tropical rivers and reservoirs. Chichester: John Wiley, 1986. 301 p.

Pelczar, M. J.; et al.. *Microbiologia – Conceitos e Aplicações*. 2ª ed. Vol. I. São Paulo: Editora. Makron Books. 1996.

Petersen R.C. & Cummins, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4: 343-368

Petrucio, M.M. & Esteves, F.A. 2000. Uptake of nitrogen and phosphorous in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Rev. Bras. Biol.*, Sao Carlos, 60(2): 229-236.

Pinhassi, J., Bowman, J. P., Nedashkovskaya, O. I., Lekunberri, I., Gómez-Consarnau, L. & Pedrós-Alió, C. (2006). *Leeuwenhoekella blandensis* sp. nov., a genome-sequenced marine member of the family Flavobacteriaceae. *Int J Syst Evol Microbiol* 56, 1489–1493

Pompêo, M.L.M. & V. Moschini-Carlos. 2003. *Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos*. FAPESP, São Paulo.

Pott, V.J.; Pott, A. 2000. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Corumbá: EMBRAPA. 353p.

Raven P.H., R.F. Evert and H. Curtis, 1976. *Biology of Plants*, 2nd Ed., pp. 483–96. Worth Publisher, Inc. New York 10016

Regali-Seleghim, MH. Flutuações nas comunidades planctônicas e bentônicas de um ecossistema artificial raso (Represa Monjolinho – São Carlos – SP), com ênfase nas populações de protozoários e bactérias. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, 1992. Dissertação de Mestrado.

Shilla D.A., Asaeda T, Kian S, Lalith R. & Manatunge J. 2006. Phosphorus concentration in sediment, water and tissues of three submerged macrophytes of Myall Lake, Australia. *Wetlands Ecol. Manage.* 14: 549-555.

- Silva, F.R., Prado, V.H.M. & Rossa-Feres, D.C. 2010. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus melanargyreus*: Distribution extension, new state record and geographic distribution map. *Check List* 6(3):402- 404.
- Smith, W. S.; Barrella, W. & Cetra, M. 1997. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1: 67-71.
- Sparks, D.L. 1995. *Environmental soil chemistry*. San Diego, Academic Press, 267p.
- Sridhar, K.R. & F. Bärlocher. 2000. Initial colonization, nutrient supply, and fungal activity on leaves decaying in streams. *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 1112-1119.
- Steinberg, C.E.W. 2003. *Ecology of humic substances in freshwaters— from whole-lake geochemistry to ecological niche determination*. Springer, Heidelberg, 1–440
- Strauss, E.A. & Lamberti G.A. 2002. Effect of dissolved organic carbon quality on microbial decomposition and nitrification rates in stream sediments. *Freshwat. Biol.* 47: 65-74.
- Thomaz, S. M.; Roberto, M. C. & Bini, L. M. 1997: Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler, A. E. A. M.,
- Tortora GJ, Funke BR, Case CL. 2005. *Microbiologia*, 8 ed. Porto Alegre: Artmed; p.559-84.
- Tzaras, A & FR Pick. 1994. The relations between bacterial and heterotrophic flagellate abundance in oligotrophic to mesotrophic temperate lakes. *Mar.Microb. Food Webs.*, 8: 347-355.
- Unanue, M., Azúa, I., Arrieta, J. M., Labirua-Iturburu, A., Egea, L. and Iriberry, J. (1998b) Bacterial colonization and ectoenzymatic activity in phytoplankton-derived model particles. Cleavage of peptides and uptake of amino acids. *Microb. Ecol.*, 35, 136–146.
- Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Mar. Chem.* 10: 102-122
- Villar C.A., Cabo, L., Vaithyanathan, P. & Bonetto, C. 2001. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River *Aquatic Botany* 70:105–116
- Wetzel, R.G. 1995. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 33: 83-89.

Wu, Q. L. Zwart, G . Wu, M.J.P. & Martin W. 2007. Submersed macrophytes play a key role in structuring bacterioplankton community composition in the large, shallow, subtropical Taihu Lake, China. *Environmental Microbiology* 9(11): 2765–2774.