



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS



CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM
RESERVATÓRIOS COM DIFERENTES ESTADOS TRÓFICOS.**

Rinaldo José da Silva Rocha

São Carlos

2012

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

**DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM DOIS
RESERVATÓRIOS COM DIFERENTES ESTADOS TRÓFICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Rinaldo José da Silva Rocha

São Carlos

2012

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

R672dm

Rocha, Rinaldo José da Silva.

Decomposição de macrófitas aquáticas em dois reservatórios com diferentes estados tróficos / Rinaldo José da Silva Rocha. -- São Carlos : UFSCar, 2012.
96 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2012.

1. Ecologia aquática. 2. Perda de massa. 3. Modelo exponencial duplo. 4. Estequiometria. 5. Lajes, Reservatório de (RJ). 6. Vigário, Reservatório de (RJ). I. Título.

CDD: 574.5263 (20^a)

Rinaldo José da Silva Rocha

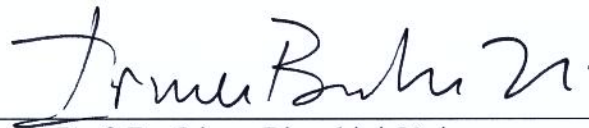
**DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS
COM DIFERENTES ESTADOS TRÓFICOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 23 de maio de 2012

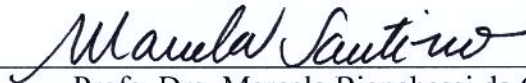
BANCA EXAMINADORA

Presidente



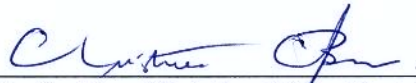
Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Profa. Dra. Christina Wyss Castelo Branco
UNIRIO/Rio de Janeiro-RJ

Orientador:

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, pela oportunidade de aperfeiçoamento, pelo amparo constante e força para enfrentar e superar as dificuldades.

Aos meus pais, que dedicaram suas vidas à educação e formação dos filhos.

Ao Marcelo, Márcia, Pedro, Bia e Betânia pelo acolhimento, carinho e paciência.

Aos Profs. Irineu Bianchini Jr. e Marcela B. Cunha Santino pela oportunidade, confiança, dedicação, orientação, generosidade e compreensão nos momentos de dificuldade.

Aos coordenadores, professores e funcionários PPG-ERN pela oportunidade, compreensão e dedicação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES - pela bolsa de auxílio à pesquisa concedida durante parte do período de estudo.

Ao Programa de P&D ANEEL/Light Energia S.A. (5161-005/2010) pela oportunidade de aperfeiçoamento e pelo financiamento da pesquisa, sem os quais a realização deste trabalho não seria possível.

Aos gestores Luis Antonio Braga Grande, Adalésio V. Guimarães e Fabiana Fioretti, pelo incentivo e pela confiança depositada.

Aos Profs. Christina Castelo Branco (UNIRIO), Robinson Pitelli (UNESP, Jaboticabal) e Francisco Gerson Araújo (UFRRJ) pela motivação, orientação e por se colocarem sempre a disposição para ajudar no que fosse necessário.

Ao Izidro (UNIRIO) e à Jurity (UFSCar) pelo esforço e dedicação na realização das análises químicas.

Ao Sebastião Lourenço (Tião Broa), Luciano, Priscila e Franciane, que muito me ajudaram na realização dos experimentos de campo.

E a todos os colegas do laboratório e do PPGERN que me receberam com muito carinho e me deram todo apoio durante esses dois anos de convivência.

RESUMO

As macrófitas são essenciais para o desenvolvimento e manutenção das cadeias tróficas, para a dinâmica do carbono e ciclagem de nutrientes de sistemas aquáticos tropicais. Após senescência e morte das plantas, a decomposição dos detritos orgânicos depende muito das suas composições elementares. A temperatura, a concentração de nutrientes inorgânicos no meio, as relações estequiométricas entre os organismos decompositores e os detritos podem afetar as taxas de decomposição, embora no caso da relação estequiométrica isso nem sempre ocorra. Nesse sentido, esse estudo teve como objetivo avaliar o efeito da sazonalidade e da condição de trofia dos reservatórios de Lajes e de Vigário sobre as perdas de massa dos detritos de *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, *Sagittaria montevidensis* e *Brachiaria subquadripara*; a influência da composição elementar dos detritos sobre os coeficientes de decaimento de carbono, nitrogênio e fósforo; e as relações estequiométricas entre esses elementos durante o processo de decomposição. Ao longo de 120 dias, os detritos mais ricos em nutrientes e menos refratários (*S. montevidensis* e *P. stratiotes*) apresentaram padrão bifásico de decaimento, além dos maiores decaimentos de carbono (70 a 90%), fósforo (90 a 96%) e nitrogênio (68 a 94%). Os detritos mais pobres e refratários (*S. auriculata* e *E. crassipes*) apresentaram menores coeficientes de decaimento, com padrões monofásico e bifásico e as menores perdas de massa em base de carbono (20 a 34%), de fósforo (26%) e de nitrogênio (10 a 37%). Quanto à diferença entre os ambientes, a perda de massa total de carbono foi até 70% maior no período das chuvas (set/10 a jan/11) e 27% maior no período seco (mai/11 a set/11) para detritos de *S. auriculata* incubados no reservatório de Vigário; para os detritos de *B. subquadripara* a perda de massa total também foi maior neste reservatório, chegando a 58% no período das chuvas e 36% no período seco. As menores diferenças entre os ambientes ocorreram na perda de massa de carbono dos detritos de *S. montevidensis*, (ca. 1,3% nas chuvas e 0,3% na seca) e de *P. stratiotes* (ca. 5,3% nas chuvas e 5,5% na seca). Contudo, esses detritos apresentaram as maiores perdas de fósforo (90 a 95%) e de nitrogênio (68 a 94%) nos dois experimentos. A razão entre carbono e nitrogênio foi mais alta nos detritos de *S. auriculata* e *E. crassipes*, no ambiente oligotrófico, e mais baixa nos detritos de *S. montevidensis* e *P. stratiotes*, cujos coeficientes de perda de massa (k) foram maiores.

Palavras-chave: *Salvinia*, *Pistia*, *Eichhornia*, *Sagittaria*, *Brachiaria*, estequiometria, perda de massa, Reservatório de Lajes, Reservatório de Vigário, reservatório tropical.

ABSTRACT

The macrophytes are essential for the development and maintenance of food webs, to carbon dynamics and nutrient cycling in tropical aquatic systems. After senescence and plant death, decomposition of organic detritus depends heavily on their elemental compositions. Thus, the present study aimed to evaluate the effect of seasonality and trophic state of reservoirs and Vigário Lajes on the mass losses of detritus of *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, *Sagittaria montevidensis* and *Brachiaria subquadriflora*, the influence of elemental composition of debris on the coefficients decay of carbon, nitrogen and phosphorus, and the stoichiometric ratios between these elements during the decomposition process. Over 120 days, the richest detritus in nutrients and less refractory (*S. montevidensis* and *P. stratiotes*) showed a biphasic pattern of decay and the greater decay of carbon (70-90%), phosphorus (90-96%) and nitrogen (68-94%). The poorest and refractories detritus (*S. auriculata* and *E. crassipes*) had lower rates of decay, with monophasic and biphasic patterns and lower mass loss in carbon-based (20-34%), phosphorus-based (26%), and nitrogen-based (10-37%). As for the difference between the environments, the total mass loss of carbon was up to 70% higher during the rainy season (Sept/10 to Jan/11) and 27% higher in the dry season (May/11 to Sep/11) for detritus *S. auriculata* incubated in the reservoir Vigário; for the detritus of *B. subquadriflora* total mass loss was also greater in this reservoir, reaching 58% in the rainy season and 36% during the dry season. The minor differences between the environments occurred in the mass loss of carbon detritus of *S. montevidensis*, (ca. 1.3% and 0.3% in rainfall in the dry season) and *P. stratiotes* (ca. 5.3% in the rainy season and 5.5% in the dry season). Yet these detritus showed the greatest losses of phosphorus (90-95%) and nitrogen (68-94%) in both experiments. The minor differences between the environments occurred in the mass loss of carbon detritus of *S. montevidensis*, (ca. 1.3% and 0.3% in the rainy season in the dry season) and *P. stratiotes* (ca. 5.3% and 5.5% in the rainy season in the dry season). Yet these detritus showed the greatest losses of phosphorus (90-95%) and nitrogen (68-94%) in both experiments. The ratio between carbon and nitrogen was higher in detritus of *S. auriculata* and *E. crassipes* in oligotrophic reservoir, and lower in detritus of *S. montevidensis* and *P. stratiotes*, whose mass loss coefficients (k) were higher.

Keywords: *Salvinia*, *Pistia*, *Eichhornia*, *Sagittaria*, *Brachiaria*, stoichiometry, mass loss, Lajes reservoir, Vigário reservoir, tropical reservoir.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da região onde se situa o Complexo Gerador de Lajes com a localização das áreas de estudo nos reservatórios de Ribeirão das Lajes (a) e de Vigário (b). Fonte: Light.	6
Figura 2. Variação temporal do perfil vertical da temperatura, do oxigênio dissolvido, dos ions nitrato, amônio, ortofosfato e fósforo total na área da barragem do Reservatório de Lajes nos anos de 2004 a 2006. Adaptado de Branco <i>et al.</i> (2009)	7
Figura 3. Variação temporal da precipitação nos reservatórios de Lajes e Vigário durante os experimentos 1 e 2 realizados na estações chuvosa e seca, respectivamente.	9
Figura 4. Perfis de temperatura e de oxigênio dissolvido nas épocas de chuva (a;b) e seca (c;d) na área da barragem do reservatório de Lajes.	10
Figura 5. Perfis de temperatura e de oxigênio dissolvido nas épocas de chuva (a;b) e seca (c;d) na área da barragem do reservatório de Vigário.	11
Figura 6. Variação temporal das concentrações de PT e PSR nas áreas de estudo dos reservatórios de Lajes e Vigário, durante os experimentos realizados nas estações chuvosa (a) e seca (b).	14
Figura 7. Variação temporal das concentrações de NO_3^- nos reservatórios de Lajes e Vigário, durante os experimentos realizados nos períodos chuvoso (a) e seco (b).	15
Figura 8. Variação temporal das concentrações de NO_2^- e NH_3^+ nos reservatórios de Lajes e Vigário, durante os experimentos realizados nos períodos chuvoso (a) e seco (b).	16
Figura 9. <i>Brachiaria subquadripara</i>	16
Figura 10. <i>Eichhornia crassipes</i>	17
Figura 11. <i>Pistia stratiotes</i>	18

Figura 12. <i>Sagittaria montevidensis</i>	18
Figura 13. <i>Salvinia auriculata</i>	19
Figura 14. Imagens dos procedimentos de coleta de macrófitas nos reservatórios de Lajes (a) e de Vigário (b), lavagem (c, d) e secagem (e, f) das plantas, fragmentação e pesagem dos detritos (g) e de montagem dos <i>litterbags</i> (h) em laboratório.	21
Figura 15. Detalhe da montagem do experimento nos locais de incubação dos <i>litterbags</i> nos reservatórios de Lajes (a e b) e de Vigário (c e d), e o esquema de posicionamento na coluna d'água (e).	22
Figura 16. Decaimento de carbono em detritos de <i>S. auriculata</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	27
Figura 17. Decaimento de carbono em detritos de <i>S. auriculata</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/10 a set/11).	28
Figura 18. Decaimento de carbono em detritos de <i>E. crassipes</i> nos reservatórios de Lajes (LAJ) e Vigário (VIG) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	29
Figura 19. Decaimento de carbono em detritos de <i>E. crassipes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	30
Figura 20. Decaimento de carbono em detritos de <i>S. montevidensis</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	31
Figura 21. Decaimento de carbono em detritos de <i>S. montevidensis</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/10 a set/11).	32
Figura 22. Decaimento de carbono em detritos de <i>P. stratiotes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	33

Figura 23. Decaimento de carbono em detritos de <i>P. stratiotes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/10 a set/11).	34
Figura 24. Decaimento de carbono em detritos de <i>B. subquadripara</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	35
Figura 25. Decaimento de carbono em detritos de <i>B. subquadripara</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	36
Figura 26. Decaimento de fósforo em detritos de <i>S. auricuata</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	39
Figura 27. Decaimento de fósforo em detritos de <i>S. auricuata</i> nos reservatórios de Lajes (LAJ) e Vigário (VIG) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	40
Figura 28. Decaimento de fósforo em detritos de <i>E. crassipes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	41
Figura 29. Decaimento de fósforo em detritos de <i>E. crassipes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	42
Figura 30. Decaimento de fósforo em detritos de <i>S. montevidensis</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	43
Figura 31. Decaimento de fósforo em detritos de <i>S. montevidensis</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	44
Figura 32. Decaimento de fósforo em detritos de <i>P. stratiotes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	45
Figura 33. Decaimento de fósforo em detritos de <i>P. stratiotes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	46

Figura 34. Decaimento de fósforo em detritos de <i>B. subquadripara</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	47
Figura 35. Decaimento de fósforo em detritos de <i>B. subquadripara</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	48
Figura 36. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>S. auriculata</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	51
Figura 37. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>S. auriculata</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	52
Figura 38. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>E. crassipes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	53
Figura 39. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>E. crassipes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	54
Figura 40. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>S. montevidensis</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	55
Figura 41. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>S. montevidensis</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	56
Figura 42. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>P. stratiotes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	57
Figura 43. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>P. stratiotes</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	58
Figura 44. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>B. subquadripara</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).	59

Figura 45. Decaimento de nitrogênio em detritos de <i>B. subquadripara</i> nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).	60
Figura 46. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>S. auriculata</i> durante o período chuvoso.	63
Figura 47. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>E. crassipes</i> durante o período chuvoso.	64
Figura 48. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>S. montevidensis</i> durante o período chuvoso.	65
Figura 49. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>P. stratiotes</i> durante o período chuvoso.	66
Figura 50. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>B. subquadripara</i> durante o período chuvoso.	67
Figura 51. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>S. auriculata</i> durante o período seco.	68
Figura 52. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>E. crassipes</i> durante o período seco.	69
Figura 53. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>S. montevidensis</i> durante o período seco.	70
Figura 54. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>P. stratiotes</i> durante o período seco.	71
Figura 55. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de <i>B. subquadripara</i> durante o período seco.	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características dos reservatórios de Vigário e Lajes.....	5
Tabela 2. Resumo das variáveis atmosféricas nos reservatórios de Vigário e de Lajes durante os experimentos 1 (set/10 a jan/11) e 2 (mai/11 a set/11).....	8
Tabela 3. Caracterização ambiental (média, desvio padrão e coeficiente de variação) da água nos reservatórios de Vigário (VIG) e de Ribeirão das Lajes (LAJ) durante o primeiro experimento (set/10 a jan/11) e nível de significância da diferença entre as médias.	12
Tabela 4. Caracterização ambiental (média, desvio padrão e coeficiente de variação) da água nos reservatórios de Vigário (VIG) e de Ribeirão das Lajes (LAJ) durante o segundo experimento (mai/11 a set/11) e nível de significância da diferença entre as médias.	13
Tabela 5. Composição elementar inicial dos detritos (média \pm CV; n = 5) no primeiro experimento (set/10 a jan/11).....	24
Tabela 6. Composição elementar (média % \pm CV; n = 5) dos detritos iniciais no segundo experimento (mai/11 a set/11).	25
Tabela 7. Resumo da cinética de perda de massa (%) em base de C nos reservatórios de Lajes e Vigário nos períodos chuvoso e seco.	26
Tabela 8. Resumo da cinética de perda de massa (%) em base de P nos reservatórios de Lajes e Vigário nos períodos chuvoso e seco.	38
Tabela 9. Resumo da cinética de perda de massa (%) em base de N nos reservatórios de Lajes e Vigário nos períodos chuvoso e seco.	50

ANEXOS

ANEXO 1. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Lajes no período chuvoso (set/10 a jan/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.....	91
ANEXO 2. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Vigário no período chuvoso (set/10 a jan/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.....	92
ANEXO 3. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Lajes no período seco (mai/11 a set/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.....	93
ANEXO 4. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Vigário no período seco (mai/11 a set/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.....	94
ANEXO 5. Compilação dos conteúdos de frações lábeis (MOPLS) e refratárias (MOPR) e dos respectivos coeficientes de decaimento (K_{LS} e K_R), estimados a partir da degradação de detritos de diferentes espécies (em meio aquático) sob diferentes condições ambientais e experimentais.	95
ANEXO 6. Categorização dos coeficientes de decaimento em série contínua proposta por Petersen & Cummins (1974) para os coeficientes de decaimento da MOPR (k_R) e o tempo de meia vida ($t_{1/2}$) de cada espécie nos períodos chuvoso e seco.	96

SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

- C:** Carbono
- CE:** Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)
- CH:** Precipitação (mm);
- Chi²/DoF:** Qui-quadrado reduzido ou Qui-quadrado dividido pelo grau de liberdade
- C:N:** Relação estequiométrica entre carbono e nitrogênio
- C:P:** Relação estequiométrica entre carbono e fósforo
- CV:** Coeficiente de variação
- COP:** Carbono orgânico particulado
- COPLS:** Fração lábil/solúvel do carbono orgânico particulado
- COPR:** Fração refratária do carbono orgânico particulado
- COD:** Carbono orgânico dissolvido
- DP:** Desvio padrão
- k₁:** coeficiente de mineralização da fração lábil da matéria orgânica particulada
- k₄:** coeficiente de mineralização da fração refratária da matéria orgânica particulada
- k_{LS}:** coeficiente global de decaimento da fração lábil/solúvel da MOP (igual a k₁)
- k_R:** coeficiente de decaimento da fração refratária da MOP (igual a k₄)
- LAJ:** Reservatório de Lajes
- MOP:** Matéria orgânica particulada
- MOPLS:** Fração lábil/solúvel da matéria orgânica particulada
- MOPR:** Fração refratária da matéria orgânica particulada
- MOD:** Matéria orgânica particulada
- MS:** Massa seca
- MSLC:** Massa seca livre de cinzas
- N:** Nitrogênio
- NH₃⁺:** Ion amônio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
- NS:** Nível de Significância
- NO₃⁻:** Nitrato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
- NO₂⁻:** Nitrito ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
- N:P:** Relação estequiométrica entre fósforo e nitrogênio
- P:** Fósforo
- PA:** Pressão atmosférica (mb)
- P0₃⁻:** Ortofosfato; o mesmo que PSR ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

PSR: Fósforo Solúvel Reativo ($\mu\text{g. L}^{-1}$)
PT: Fósforo total ($\mu\text{g. L}^{-1}$)
OD: Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})
pH: potencial hidrogeniônico
POR: Potencial de oxi-redução (mV)
S: Área de espelho d'água (km^2)
SC: período seco; estiagem
T_{água}: Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)
T_{ar}: Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)
T_{1/2}: Tempo de meia vida do detrito (dia)
TURB: Turbidez da água (UNT)
URA: Umidade relativa do ar (%)
VIG: Reservatório de Vigário
V_{max}: volume máximo operacional (hm^3)
Z_{ds}: Profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (m)
Z_{max}: Profundidade máxima (m)
Z_{med}: Profundidade média (m)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. HIPÓTESE.....	2
3. OBJETIVOS	2
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	3
4.1. Localização caracterização da área de estudo.....	3
4.2. Caracterização física e química dos ambientes durante o estudo	8
4.3. Características das macrófitas selecionadas.....	16
4.3.1. <i>Brachiaria subquadripara</i> (Trin.) Hitchc.....	16
4.3.2. <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.....	17
4.3.3. <i>Pistia stratiotes</i> L.....	18
4.3.4. <i>Sagittaria montevidensis</i> (Cham. & Schldl.) Kuntze.....	18
4.3.5. <i>Salvinia auriculata</i> Aubl.....	19
4.4. Coleta das plantas e delineamento experimental	20
4.5. Cálculo dos parâmetros cinéticos (modelagem matemática)e estatísticos	23
5. RESULTADOS	23
5.1. Composição elementar inicial dos detritos (C, P e N).....	23
5.2. Cinética da perda de massa em base de carbono (C).....	25
5.2.1. Decaimento de C nos detritos de <i>Salvinia auriculata</i>	26
5.2.2. Decaimento de C nos detritos de <i>Eichhornia crassipes</i>	29
5.2.3. Decaimento de C nos detritos de <i>Sagittaria montevidensis</i>	31
5.2.4. Decaimento de C nos detritos de <i>Pistia stratiotes</i>	33
5.2.5. Decaimento de C nos detritos de <i>Brachiaria subquadripara</i>	35
5.3. Cinética da perda de massa em base de fósforo (P).....	37
5.3.1. Decaimento de P nos detritos de <i>Salvinia auriculata</i>	39
5.3.2. Decaimento de P nos detritos de <i>Eichhornia crassipes</i>	41
5.3.3. Decaimento de P nos detritos de <i>Sagittaria montevidensis</i>	43
5.3.4. Decaimento de P nos detritos de <i>Pistia stratiotes</i>	45
5.3.5. Decaimento de P nos detritos de <i>Brachiaria subquadripara</i>	47

5.4. Cinética da perda de massa em base de nitrogênio (<i>N</i>)	49
5.4.1. Decaimento de <i>N</i> nos detritos de <i>Salvinia auriculata</i>	51
5.4.2. Decaimento de <i>N</i> nos detritos de <i>Eichhornia crassipes</i>	53
5.4.3. Decaimento de <i>N</i> nos detritos de <i>Sagittaria montevidensis</i>	55
5.4.4. Decaimento de <i>N</i> nos detritos de <i>Pistia stratiotes</i>	57
5.4.5. Decaimento de <i>N</i> nos detritos de <i>Brachiaria subquadripara</i>	59
5.5. Relações estequiométricas C:N, C:P e N:P	61
5.5.1 Relação C:N	61
5.5.2. Relação C:P	62
5.5.3. Relação N:P	62
6. DISCUSSÃO	73
6.1. Características dos ambientes e disponibilidade de nutrientes	73
6.2. Decomposição da matéria orgânica lábil (lixiviação e oxidação)	73
6.3. Decomposição da matéria orgânica refratária (catabolismo).....	75
6.4. Decaimento de carbono (C)	77
6.5. Decaimento de fósforo e nitrogênio (P e N)	78
6.6. Relações estequiométricas (C:N, C:P e N:P).....	79
7. CONCLUSÃO	82
8. REFERÊNCIAS.....	83
ANEXO 1.....	91
ANEXO 2.....	92
ANEXO 3.....	93
ANEXO 4.....	94
ANEXO 5.....	95
ANEXO 6.....	96

1. INTRODUÇÃO

A histórica ocupação humana próxima aos corpos hídricos e o manejo inadequado do solo na área das bacias hidrográficas aumentam consideravelmente o aporte de matéria orgânica e de substâncias nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, a esses ambientes. O lançamento de esgotos domésticos e industriais e o uso indiscriminado de fertilizantes na agricultura são as principais fontes desses elementos, que são carregados pelas chuvas para os ambientes aquáticos. A adição de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica aumenta as atividades fotossintéticas e respiratórias nos ambientes aquáticos (Odum, 1988), ocasionando, não raro, o aumento da produtividade de uma forma geral e o crescimento exagerado das populações de organismos fitoplanctônicos ou de macrófitas aquáticas.

As macrófitas são essenciais para o desenvolvimento e manutenção das cadeias tróficas (Bianchini Jr et al., 2006), e importantes para a dinâmica do carbono e a ciclagem de nutrientes nos sistemas aquáticos tropicais (Wetzel, 1995). Aumentam a complexidade dos habitats, a heterogeneidade espacial, e desempenham um papel importante na produção de detritos, especialmente nas zonas litorâneas (Silva et al., 2011). Após o período de senescência e morte dessas plantas, a biomassa entra na cadeia de detritos tanto na forma de matéria orgânica particulada (MOP), quanto dissolvida (MOD) (Cunha-Santino & Bianchini Jr, 2009). As frações citoplasmáticas hidrossolúveis, compostas de carboidratos, polifenóis (Suberkropp *et al.*, 1976; Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2000) e nutrientes (e.g., N, P, K, Ca) são lixiviados e mineralizados, formando por uma via a biomassa microbiana, e por outra, grandes compostos poliméricos húmicos (substâncias húmicas). Uma parte do carbono que é incorporado à cadeia trófica pela fotossíntese fica imobilizada na forma de moléculas de açúcar, gordura, proteína e celulose, sendo sucessivamente ingerida e devolvida ao ambiente. Outra parte é transformada em CO₂ em ambientes aeróbios, ou em CH₄ em ambientes anaeróbios e água; os demais elementos são devolvidos ao ambiente na forma de compostos inorgânicos simples (Nunes et al., 2008).

O processo de decomposição caracteriza-se pela perda de massa e pela mudança na composição elementar dos detritos, sob efeito da ação de fatores reguladores bióticos (e.g. fungos e bactérias) e abióticos (e.g. temperatura, oxigênio dissolvido, potenciais hidrogeniônico e de oxi-redução, concentrações de nutrientes). As frações lábeis (COPLS) são rapidamente lixiviadas e oxidadas, num processo que pode durar algumas horas (Fallon & Pfaender, 1976; Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2000; 2006; Bianchini Jr. et al., 2006; Gimenez et al., 2010), uma semana (Esteves & Barbieri, 1983, Canhoto & Graça, 1996), e até mesmo quinze dias (Gimenez et al., 2010). A solubilização de nutrientes e

outros compostos nas primeiras 24h pode chegar a um terço do material vegetal (29,6%), segundo compilação de diversos experimentos (n = 81) feita por Bianchini Jr. (2003). De acordo com essa mesma compilação, os componentes estruturais dos vegetais, como as paredes celulares, que correspondem às frações refratárias (COPR) representam, em média, 70,4 % do material, em massa seca de detritos. Esta fração é decomposta mais lentamente (Bianchini Jr., 2003) porque é formada por polissacarídeos (e.g. celulose, hemicelulose e lignina) e sua degradação (i.e. catabolismo) depende da ação dos organismos que formam a cadeia de decompositores (i.e. insetos, bactérias e fungos), que promovem o fracionamento, a mineralização, convertendo compostos orgânicos em inorgânicos (Gonçalves Jr. *et al.*, 2006). Os processos de decomposição podem ser simulados por modelos matemáticos e a representatividade das simulações vai depender do conhecimento disponível sobre o ambiente, a natureza dos recursos a serem utilizados, as interações entre fatores bióticos e abióticos e as taxas de reação. Adicionalmente, admite-se que a composição elementar e estrutural dos detritos, e a concentração de nutrientes no ambiente interferem na variação das taxas de decomposição (Begon *et al.* 2007).

2. HIPÓTESE

Este estudo tem por hipótese de trabalho que quanto maior a disponibilidade de nutrientes no ambiente e nos detritos, maior a capacidade do ambiente suportar o aumento das populações de organismos decompositores, tornando o processo mais rápido. A disponibilidade de nutrientes do ambiente caracteriza-se pelo seu estado trófico e a dos detritos pelas razões estequiométricas C:N, e C:P. Quanto maior forem essas proporções, maior a quantidade de matéria orgânica refratária, cujo condicionamento dependerá da ação de organismos decompositores, tornando o processo de decomposição mais lento.

3. OBJETIVOS

Neste contexto, o objetivo deste estudo é avaliar: i) a influência da sazonalidade e da disponibilidade de nutrientes dos reservatórios de Lajes (oligo-mesotrófico) e do reservatório de Vigário (eutrófico) sobre a perda de massa dos detritos das macrófitas aquáticas *Salvinia auriculata* Aubl.; *Pistia stratiotes* Linnaeus, 1753; *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.; *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltl. e *Brachiaria subquadripara* (Trin.) Hitchc.; ii) a influência da composição elementar dos detritos sobre a perda de massa em base de carbono, nitrogênio e fósforo; e iii) as relações estequiométricas entre carbono, nitrogênio e fósforo antes e durante o processo de decomposição das plantas.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para aquisição dos dados foram realizados dois experimentos de incubação de *litterbags* contendo detritos de cinco espécies de macrófitas aquáticas, em dois reservatórios próximos, mas com qualidade da água diferenciando, principalmente, com relação ao estado trófico. O primeiro experimento foi realizado na primavera e verão, de 05 de setembro de 2010 a 02 de janeiro de 2011, quando normalmente as temperaturas e o volume de chuvas são maiores na região. O segundo experimento foi realizado no outono e inverno, de 25 de maio a 21 de setembro de 2011, quando as temperaturas e o volume de chuvas são menores.

4.1 Localização e caracterização das áreas de estudo

Os reservatórios de Lajes e de Vigário fazem parte do sistema de geração de energia elétrica do Grupo Light, denominado Complexo de Lajes, e localizado nos municípios fluminenses de Barra do Piraí, Piraí e Rio Claro, a 80 km do Rio de Janeiro. Além do aproveitamento hidrelétrico, este sistema é responsável pelo fornecimento de água para o sistema público, que abastece 96% da população da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), que representa hoje 11 milhões de consumidores.

No sistema de Köppens, o clima da região é classificado como Aw, tropical quente e úmido, com estação seca no inverno, temperaturas médias anuais que variam entre 17 e 24 °C, médias mensais no verão de 24°C e máximas de 36°C (DAP Florestal, 2010); no inverno ocorre expressiva queda das médias, que ficam entre 15 e 18°C (Light, 2010). A umidade relativa do ar é alta (77%), mesmo nos meses de inverno (71% a 72%). A precipitação média anual fica entre 1225 e 1500 mm, podendo ter máxima média mensal de 195 mm em janeiro e mínima média mensal de 31 mm em junho. Cerca de 80 das chuvas anuais ocorrem de outubro a março e o período mais seco de maio a setembro (DAP Florestal, 2010).

A área de incubação dos *litterbags* no reservatório de Ribeirão das Lajes, ou reservatório de Lajes como é mais conhecido, está situada na sua porção final, próximo à barragem; no reservatório de Vigário, também se situa na sua porção final, próximo à entrada do canal de adução para as tomadas d'águas da Usina de Nilo Peçanha. Essas áreas foram escolhidas devido aos diferentes estados tróficos e à pequena distância que as separa (ca. 3 km), possibilitando que houvesse condições atmosféricas e climáticas semelhantes durante os processos de decomposição.

O reservatório de Lajes (22° 42' 02" S; 43° 52' 54" O) começou a operar em 1908, com a construção da Barragem do Salto, no leito do Ribeirão das Lajes, afluente do rio Guandu, para alimentar a primeira hidrelétrica do Estado do Rio de Janeiro, a Usina de Fontes. Para regularizar a vazão que se pretendia turbinar, em 1913 este reservatório passou a receber a contribuição média de 18,5 m³/s e máxima de 25 m³/s das águas desviadas do rio Piraí, afluente natural do rio Paraíba do Sul, o que exigiu a construção do sistema de transposição de Tocos, composto por uma barragem e por um túnel com 8,43 km de extensão, além de diques e barragens auxiliares. Além do aumento da capacidade de geração de energia, esse reservatório também se tornou importante para a segurança do abastecimento público de água para o Rio de Janeiro, então Capital Federal, historicamente afetada pela falta d'água devido à inexistência de mananciais com vazões significativas em seu entorno. Com a construção de duas adutoras (Calha da CEDAE) na década de 1940, as águas superficiais deste reservatório passaram a ser distribuídas para os consumidores da RMRJ, hoje com cerca de 1 milhão de habitantes, após tratamento com simples cloração.

Cerca de 60% da área de seu entorno é coberta por florestas do bioma Mata Atlântica (Light, 2009) e há baixa taxa de ocupação humana no trecho a montante da transposição de Tócos tornando razoável a qualidade da água afluente, apesar deste rio ser a principal fonte de fósforo para o reservatório.. Esse fato aliado às suas características morfométricas (Tabela 1), o formato dendrítico, a baixa vazão afluente (ca. 18,5 m³/s) e o alto tempo de residência (ca. 287 dias) fazem com que na área da barragem a transparência possa chegar a 5,5 m de profundidade (Guarino *et al.* 2005).

A diferença de temperatura e densidade na superfície provoca a estratificação térmica e química da coluna d'água e, por conseqüência, a diminuição drástica da concentração de oxigênio dissolvido a partir de 10 metros de profundidade (Figura 2) causando, anoxia nas camadas mais profundas. Essa condição normalmente se desfaz nos dias mais frios do ano (ca. julho/agosto), quando a queda da temperatura do ar e da camada superficial da coluna d'água inverte as densidades e provoca a mistura, caracterizando um padrão monomítico (FEEMA, 1989; IESA, 1991; Rocha *et al.* 2003; Guarino *et al.* 2005; Branco *et al.* 2009). Contudo, massas de ar polares trazidas da região sul pelo fenômeno meteorológico das frentes frias provocam circulações parciais da coluna d'água, de maio a outubro (Branco *et al.* 2009). Este reservatório é considerado oligo-mesotrófico (FEEMA, 1987; 1989; Guarino *et al.*, 2005; Branco *et al.*, 2009), mas em pontos próximos à zona de entrada de alguns tributários (e.g. rios Piraí, da Prata e do Pires), apresenta processo de eutrofização com conseqüente crescimento desordenado de macrófitas, especialmente da espécie *S. auriculata*.

O reservatório de Vigário (22° 40' 18" S e 43° 52' 78" O) começou a operar em 1953 e integra um conjunto de reservatórios do Complexo Gerador de Lajes construídos em cascata para fazer a transposição de uma vazão máxima de 160 m³/s do rio Paraíba do Sul e a vazão remanescente do rio Piraí (c.a. 18 m³/s) para o Ribeirão das Lajes, principal formador do rio Guandu. Tal é a importância desse sistema para a manutenção do abastecimento público, que a vazão mínima defluente é de 120 m³/s (ANA, 2003), para manutenção da captação na ETA Guandu, maior estação de tratamento do sistema público fluminense, responsável pelo abastecimento de 10 milhões de habitantes.

Devido às suas características morfométricas (Tabela 1) e à alta vazão média afluente (c.a. 180 m³/s), sua coluna d'água é homogênea, o tempo de residência médio é pequeno (c.a. 30 dias). A qualidade da água faz com que a transparência média seja menor que 1,0 m. Em média, a concentração de PT varia de 30 a 55 µg.L⁻¹ na estação chuvosa e de 5 a 38 µg.L⁻¹ na estação seca, com retenção de até 44% deste elemento no sistema (Guarino *et al.* 2005). A concentração média de NO₃ pode variar de 310 a 420 µg.L⁻¹ na estação chuvosa e de 210 a 730 µg.L⁻¹ na estação seca, com retenção de até 54% deste elemento no sistema (Guarino *et al.* 2005). Devido às altas concentrações de nutrientes este reservatório é considerado eutrófico (Guarino *et al.* 2005) e seu formato dendrítico facilita a colonização por diferentes espécies macrófitas aquáticas, com predomínio das flutuantes *S. auriculata*; *E. crassipes*; e da emersa *B. subquadripara* (Pitelli *et al.*, 2009).

Tabela 1. Características dos reservatórios de Vigário e Lajes.

Características morfométricas	Vigário	Lajes
Área do espelho d'água (km ²)	3,2	32
Área da bacia de drenagem (km ²)	30	305
Volume máximo operacional (hm ³)	38	475
Profundidade média e máxima (m)	8/20	15/45
Nível altimétrico máximo (m)	399	416
Comprimento máximo (km)	8	20
Largura máxima (km)	3	5
Tempo de residência médio (dia)	30	287

Fonte: LIGHT S.A.; IESA (1991).

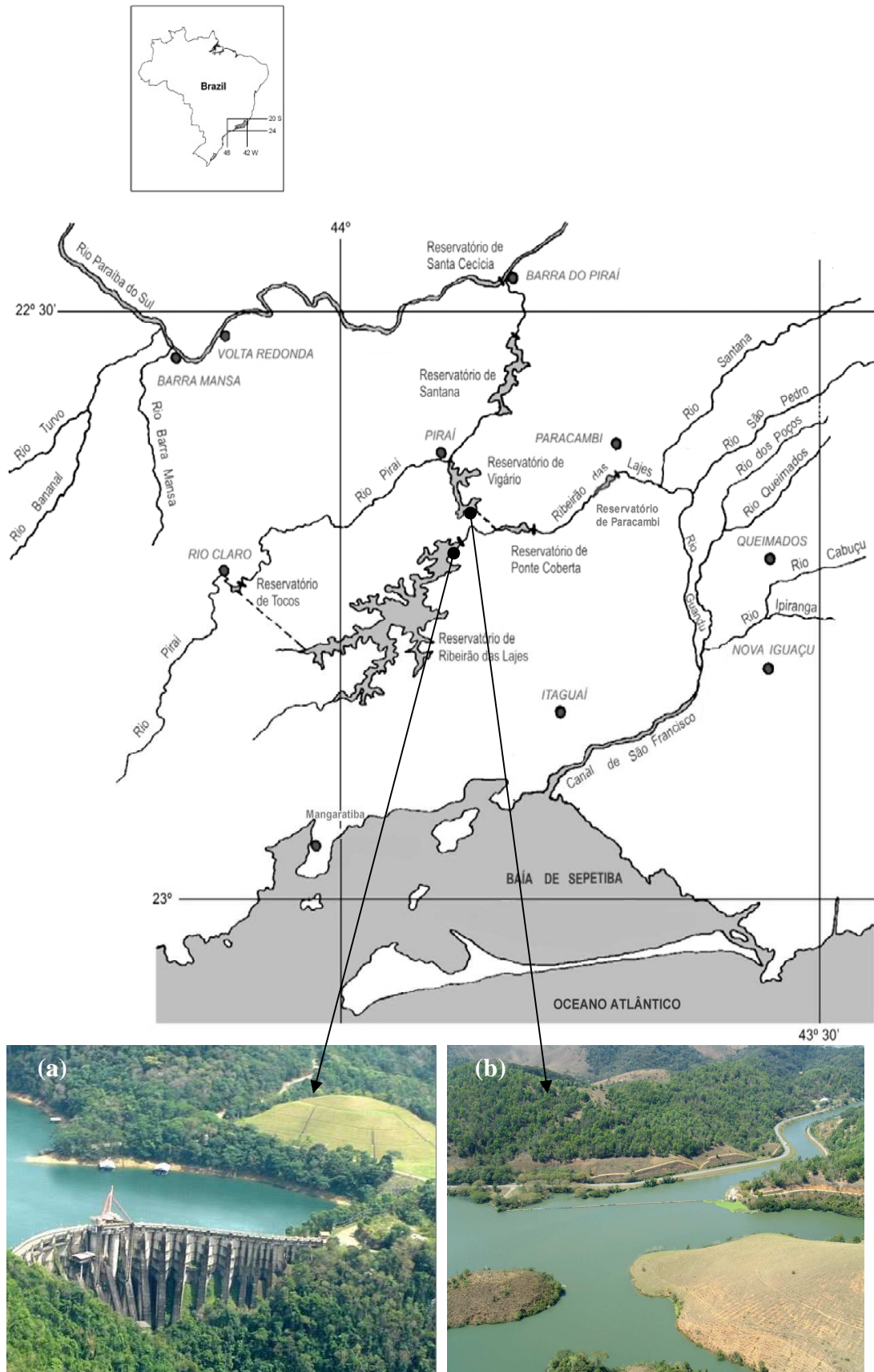


Figura 1. Mapa da região onde se situa o Complexo Gerador de Lajes com a localização das áreas de estudo nos reservatórios de Ribeirão das Lajes (a) e de Vigário (b). Adaptado de Light (2009).

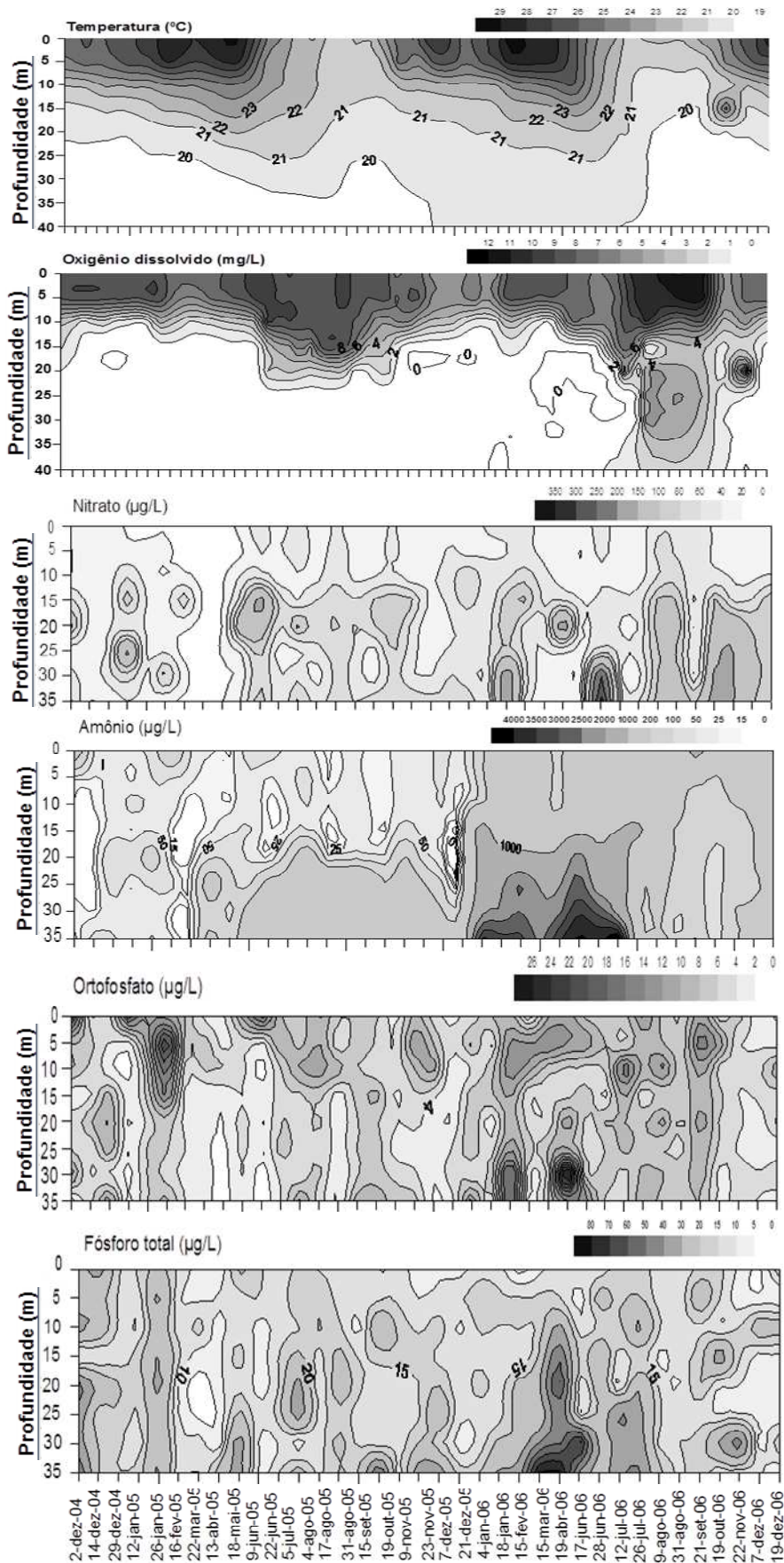


Figura 2. Variação temporal do perfil vertical da temperatura, do oxigênio dissolvido, dos íons nitrato, amônio, ortofosfato e fósforo total na área da barragem do Reservatório de Lajes nos anos de 2004 a 2006. Adaptado de Branco *et al.* (2009).

4.2. Caracterização física e química dos ambientes durante os experimentos

A caracterização atmosférica nos locais de estudo foi feita com as medidas de temperatura do ar, pressão atmosférica e umidade relativa do ar obtidas nos dias de amostragem com aparelho termo-baro-higrômetro portátil da marca Oregon. Os dados de precipitação referentes aos períodos de incubação foram obtidos por duas estações hidrometeorológicas da Light (P-3-485 – Barragem de Lajes e P-1-100 - Canal de Vigário), situadas próximas às áreas de estudo. As médias diárias foram computadas pelo *software* AMH (SIMEPAR-PR) a partir de dados obtidos pelas estações a cada 15 minutos.

Os dados mostraram que durante os experimentos, os reservatórios de Lajes e de Vigário estiveram submetidos a semelhantes condições climáticas e apresentaram, em média, semelhantes valores de temperatura do ar, pressão atmosférica, umidade relativa do ar e precipitação (Figura 3), conforme mostra a Tabela 2. A pluviosidade total no período chuvoso foi em média 8 vezes maior. A temperatura do ar máxima entre os ambientes variou de 0-20%, a média de 10-12% e a mínima de 34-44%.

Tabela 2. Resumo das variáveis atmosféricas nos reservatórios de Vigário e de Lajes durante os experimentos 1 (set/10 a jan/11) e 2 (mai/11 a set/11).

Variável	Local	Experimento 1					Experimento 2					N
		Tot.	Máx.	Mín.	Méd.	DP	Tot.	Máx.	Mín.	Méd.	DP	
T_{Ar} (°C)	VIG	-	36,00	18,32	26,20	4,95	-	30,00	13,60	23,71	3,83	13/19
	LAJ	-	31,90	19,60	26,27	3,70	-	31,90	13,60	23,31	4,03	13/19
PA (mb)	VIG	-	967	961	966	3,53	-	978	963	971,5	3,73	13/19
	LAJ	-	968	961	964	2,65	-	976	965	970	3,29	13/19
URA (%)	VIG	-	88,00	40	70,63	14,57	-	90,00	39,00	66,40	14,90	13/19
	LAJ	-	86,00	65	73,63	7,85	-	88,00	42,00	71,00	15,13	13/19
CH (mm)	VIG	464,90	86,70	0	4,18	9,69	64,60	5,5	0	-	-	120/120
	LAJ	419,80	83,30	0	3,78	9,19	42,20	10,10	0	-	-	120/120

Fonte: Light (2011)

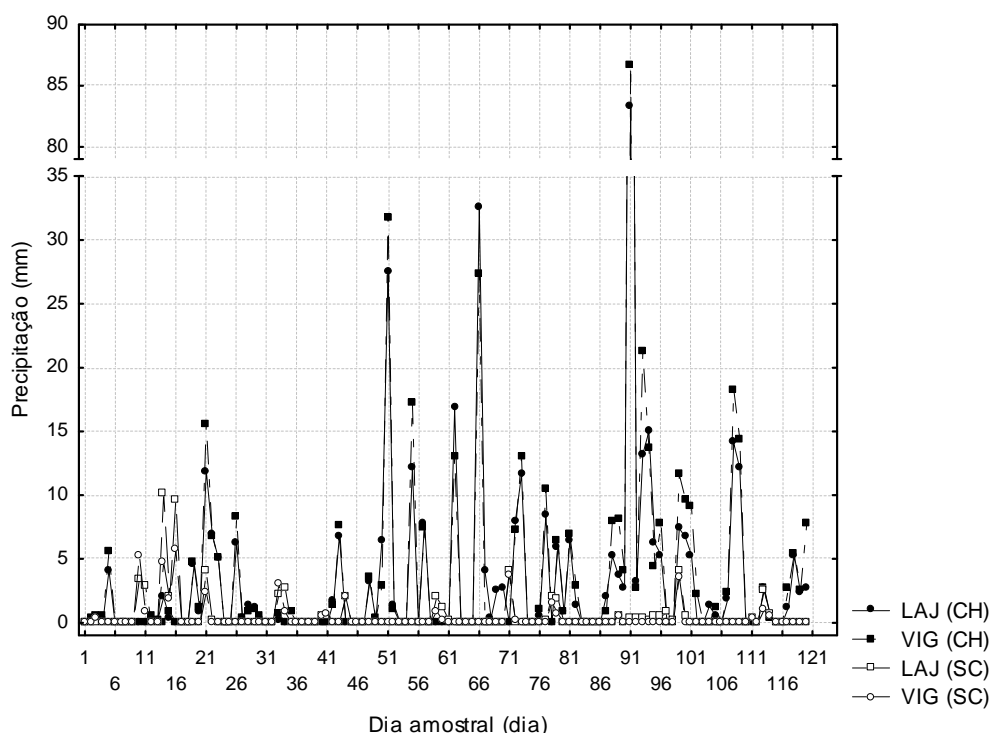


Figura 3. Variação temporal da precipitação nos reservatórios de Lajes e Vigário durante os experimentos 1 e 2 realizados na estações chuvosa e seca, respectivamente.

A caracterização da coluna d'água foi feita pelas variáveis temperatura da água ($T_{\text{Água}}$), oxigênio dissolvido, pH, turbidez, condutividade, potencial de oxiredução e profundidade, medidas em intervalos semanais e/ou quinzenais, utilizando sonda multiparâmetros YSI Mod. 6920; a transparência da água foi determinada pela profundidade de desaparecimento do disco de Secchi.

Para a comparação das variáveis físico-químicas dos dois reservatórios considerou-se a coluna d'água até a profundidade máxima de 5 metros. As amostras de água foram coletadas na subsuperfície, armazenadas em frascos de polietileno, previamente esterilizados, congeladas e transportadas até o laboratório para análises.

Os ânions nitrato, nitrito, e ortofosfato foram analisados em cromatógrafo a gás iônico CGI Dionex modelo ICS2100 com detector de condutividade e supressão auto-regenerativa, em regime isocrático, utilizando KOH 20 mM como eluente.

O cátion amônio em um CGI Dionex modelo ICS1000 com detector de condutividade e supressão auto-regenerativa, em regime isocrático, utilizando H_2SO_4 11 mM como eluente. O método empregado foi o de cromatografia com supressão da condutividade do eluente segundo APHA (1992). Na análise por cromatografia de íons, foram utilizados 5 ml da amostra, injetada utilizando-se amostrador automático. Para fósforo total as amostras passam por processo de digestão e posteriormente quantificadas no cromatógrafo iônico.

Os perfis de temperatura e de concentração de oxigênio dissolvido mostraram que a coluna d'água do reservatório de Lajes permaneceu estratificada durante o experimento da época das chuvas (set/10 a jan/11) e na maior parte do experimento da época seca (mai/11 a set/11), apresentando-se homogêneo (i.e. mistura) no mês de julho de 2011 (Figura 4).

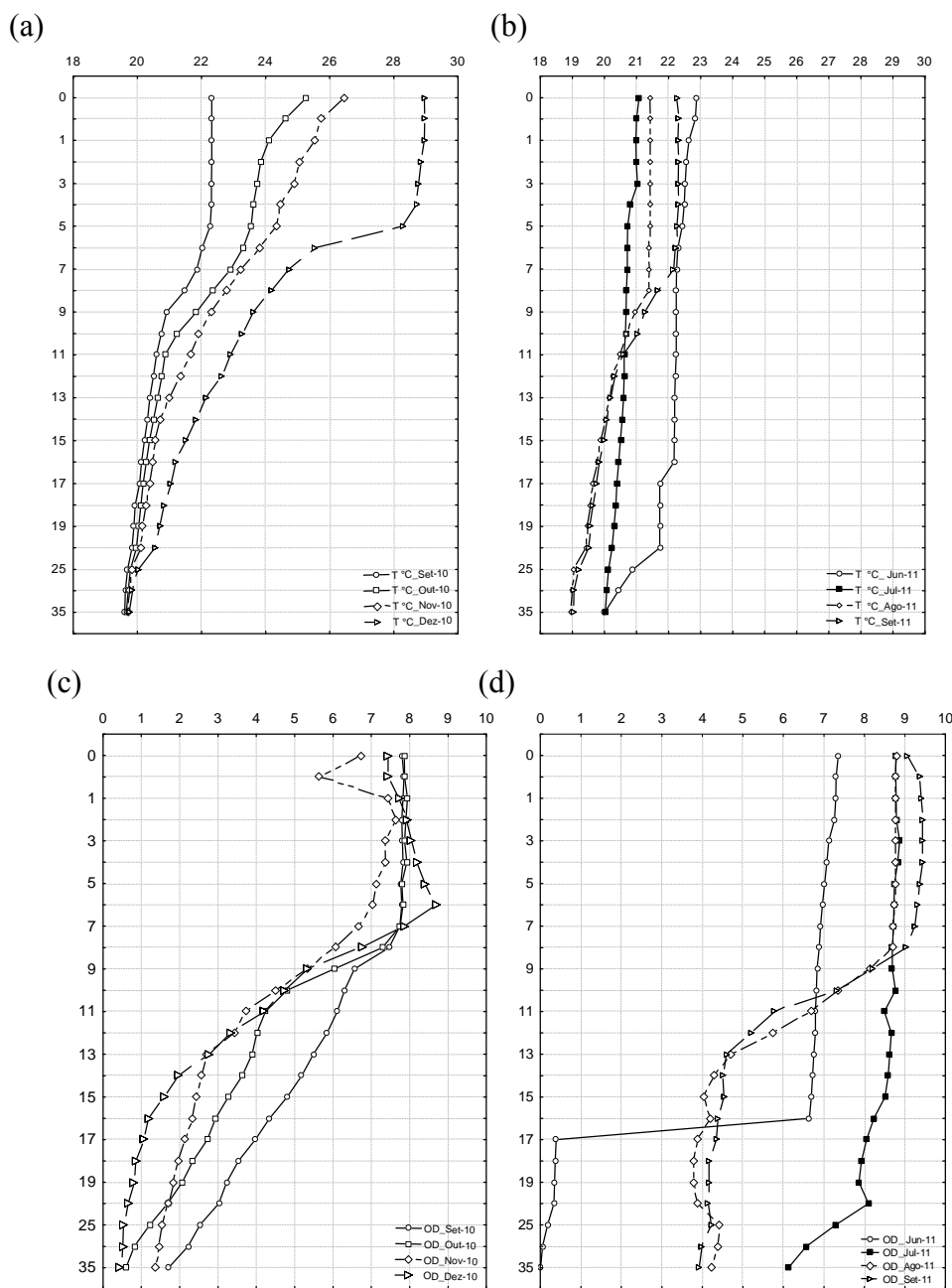


Figura 4. Perfis de temperatura (a;b) e oxigênio dissolvido (c;d) nas épocas de chuva e seca na área da barragem do reservatório de Lajes.

No reservatório de Vigário a coluna d'água permaneceu homogênea durante os dois experimentos (Figura 5).

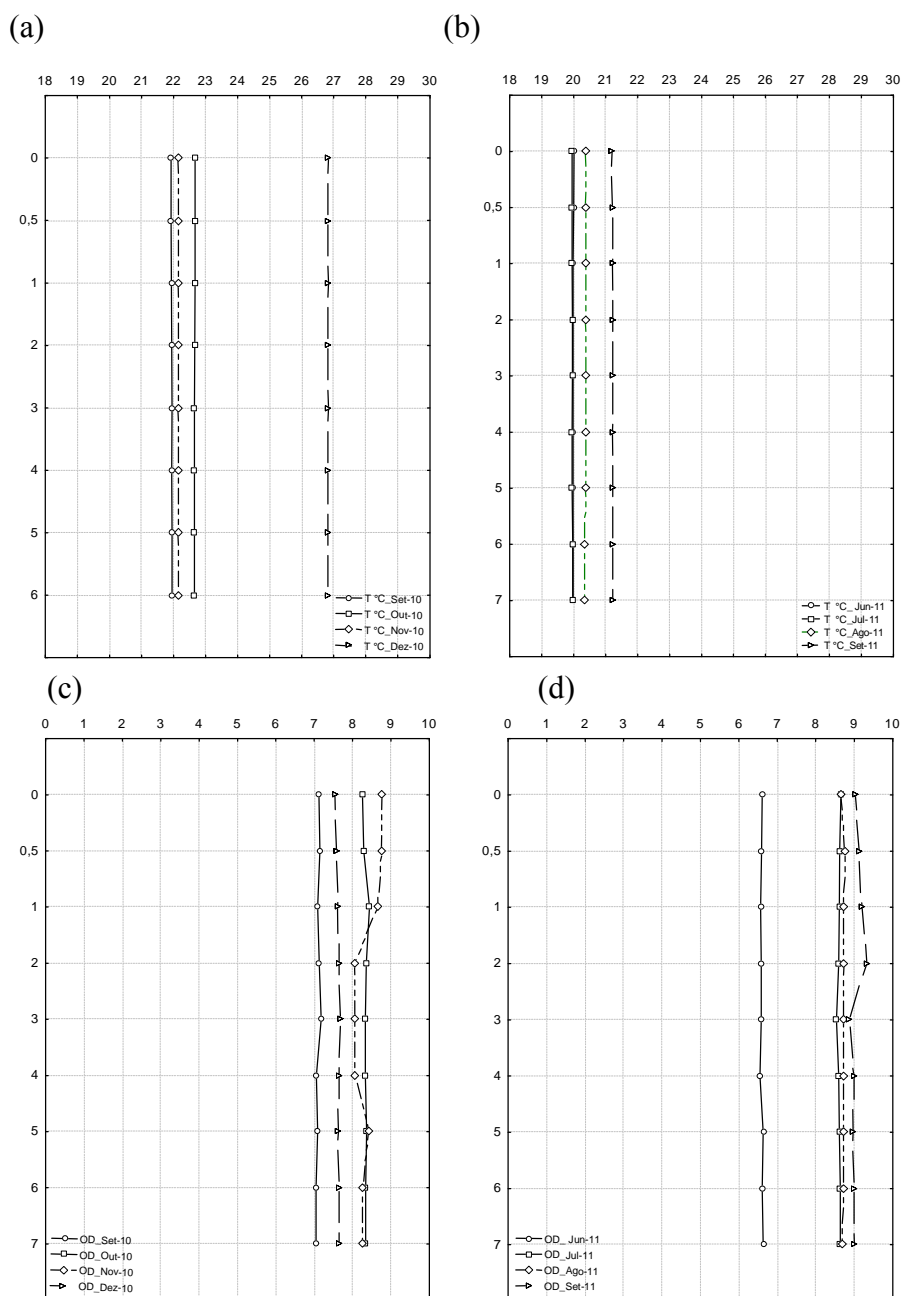


Figura 5. Perfis de temperatura (a;b) e de oxigênio dissolvido (c;d) nas épocas de chuva e seca na área da barragem do reservatório de Vigário.

No período chuvoso não houve diferença significativa entre os reservatórios para as variáveis $T_{\text{Água}}$, OD, pH e POR. No mesmo período houve diferença significativa para (Zds ($p < 0,001$) cujos valores foram maiores no reservatório de Lajes, e CE ($p < 0,001$), PT ($p < 0,001$), PSR ($p < 0,001$), NO_3^- ($p < 0,001$), NO_2^- ($p < 0,001$), NH_3^+ ($p < 0,001$), cujos valores foram maiores no reservatório de Vigário (Tabela 3). No período seco não houve diferença significativa para as variáveis $T_{\text{Água}}$, OD, pH, POR e NO_2^- , NH_3^+ nos dois reservatórios, mas continuou havendo diferença significativa para as variáveis CE ($p < 0,001$), PT ($p < 0,001$), PSR ($p < 0,001$), NO_3^- ($p < 0,001$), com valores mais elevados no reservatório de Vigário (Tabela 4).

Tabela 3. Caracterização ambiental (média, desvio padrão e coeficiente de variação) da água nos reservatórios de Vigário (VIG) e de Ribeirão das Lajes (LAJ) durante o primeiro experimento (set/10 a jan/11) e nível de significância da diferença entre as médias.

Variável	Local	Méd.	DP	CV	N	p valor
T_{Água} (°C)	VIG	23,22	1,74	20,71	726	0,34102 ^{ns}
	LAJ	23,84	1,98	21,74	726	
OD (mg.L⁻¹)	VIG	7,11	0,88	4,33	726	0,92154 ^{ns}
	LAJ	7,74	0,7	4,92	726	
pH	VIG	6,84	0,12	6,45	726	0,97381 ^{ns}
	LAJ	7,87	0,18	7,26	726	
POR (mV)	VIG	159,43	37,01	70,7	726	0,97381 ^{ns}
	LAJ	169,91	47,59	86,2	726	
Cond (mS.cm⁻¹)	VIG	75,83	6,87	57	726	0,00007 ^{***}
	LAJ	30,66	1,43	29	726	
Zds (m)	VIG	0,77	0,35	0,27	13	0,00007 ^{***}
	LAJ	3,78	0,32	3,05	13	
PT (µg.L⁻¹)	VIG	59,97	23,43	31	13	0,00006 ^{***}
	LAJ	4,72	1,97	2,31	13	
PSR (µg.L⁻¹)	VIG	30,1	5,18	17,4	13	0,00007 ^{***}
	LAJ	2,32	0,42	1,02	13	
N0₃⁻ (mg.L⁻¹)	VIG	5,82	1,264	3,123	13	0,00028 ^{***}
	LAJ	0,42	0,434	0,095	13	
N0₂⁻ (mg.L⁻¹)	VIG	0,083	0,031	0,033	13	-
	LAJ	0,014 ¹	-	-	13	
NH₃⁺ (mg.L⁻¹)	VIG	0,18	0,097	0,07	13	-
	LAJ	0,013 ²	-	-	13	

Variáveis físicas e químicas da água e do ar medidas nos dias 05, 16, 20 e 24/set/10; 05, 08 e 22/out/10; 05, 15 e 20/nov/10; 03 e 23/dez/10; 05/jan/11; Precipitação (CH) medida diariamente; ¹ Único valor dentro do limite de detecção (em 20/09/10); ² Idem (em 23/12/10); Nível de significância: ns (não significativo; $p \geq 0,05$); * (significativo; $p < 0,05$); ** (muito significativo; $p < 0,01$); *** (extremamente significativo; $p < 0,001$).

Tabela 4. Caracterização ambiental (média, desvio padrão e coeficiente de variação) da água nos reservatórios de Vigário (VIG) e de Ribeirão das Lajes (LAJ) durante o segundo experimento (mai/11 a set/11) e nível de significância da diferença entre as médias.

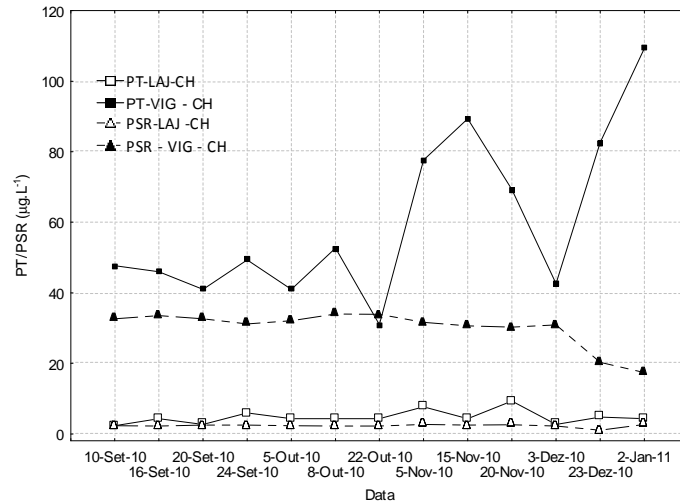
Variável	Local	Méd.	DP	CV	N	p valor
T_{Água} (°C)	VIG	20,45	0,85	0,042	726	0,92154 ^{ns}
	LAJ	21,35	0,73	0,03	726	
OD (mg.L⁻¹)	VIG	8,66	4,59	0,53	726	0,92154 ^{ns}
	LAJ	8,34	0,39	0,047	726	
pH	VIG	6,67	0,1	0,015	726	0,76762 ^{ns}
	LAJ	6,96	2,31	0,33	726	
POR (mV)	VIG	29,75	26,5	0,89	726	0,76762 ^{ns}
	LAJ	21,05	29,19	1,39	726	
Cond (µS.cm⁻¹)	VIG	77,77	1,86	0,02	726	0,00007 ^{***}
	LAJ	27,29	0,45	0,02	726	
Zds (m)	VIG	1,56	0,76	0,49	13	0,00260 ^{**}
	LAJ	4,35	1,66	0,38	13	
PT (µg.L⁻¹)	VIG	67,9	47,49	0,7	13	0,00007 ^{***}
	LAJ	10,67	7,14	0,66	13	
PSR (µg.L⁻¹)	VIG	29,47	6,1	0,21	13	0,00007 ^{***}
	LAJ	2,79	0,35	0,12	13	
N₀₃⁻ (mg.L⁻¹)	VIG	5,39	0,8	0,15	13	0,00007 ^{***}
	LAJ	0,6	0,14	0,23	13	
N₀₂⁻ (mg.L⁻¹)	VIG	0,1	0,04	0,39	13	0,07887 ^{ns}
	LAJ	0,07	0,06	0,84	13	
NH₃⁺ (mg.L⁻¹)	VIG	0,17	0,06	0,36	13	0,62195 ^{ns}
	LAJ	0,16	0,09	0,58	13	

Variáveis físicas e químicas da água e do ar medidas nos dias 05, 16, 20 e 24/set/10; 05, 08 e 22/out/10; 05, 15 e 20/nov/10; 03 e 23/dez/10; 05/jan/11; Precipitação (CH) medida diariamente; Nível de significância: ns (não significativo; $p \geq 0,05$); * (significativo; $p < 0,05$); ** (muito significativo; $p < 0,01$); *** (extremamente significativo; $p < 0,001$).

A média de PT no reservatório de Vigário foi 15 vezes maior do que em Lajes nas duas épocas do ano. Comparando-se o efeito da sazonalidade em cada reservatório, percebe-se que no reservatório de Vigário houve um aumento de 13,2% deste nutriente na estação seca. No reservatório de Lajes houve um aumento expressivo da média de PT (ca. 128%) nessa mesma estação, que pode ser explicado pelo pico ocorrido por entre 15° e o 20° dia, causado, provavelmente pelas chuvas ocorridas no período.

Comparando-se as concentrações médias de PSR dos ambientes, verificou-se que esta foi 2,7 vezes maior no reservatório de Vigário na época seca e 6,3 vezes na época das chuvas. Quanto ao efeito da sazonalidade, nota-se na época seca uma diminuição de 2,1% no reservatório de Vigário e um aumento de 20,3% em Lajes (Figura 6).

(a)



(b)

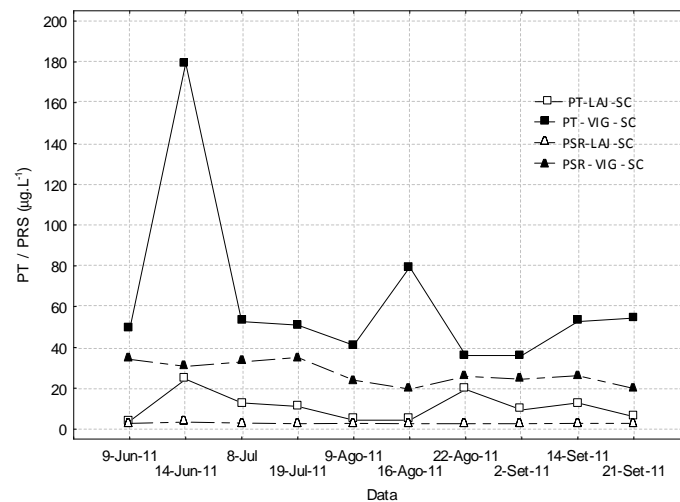
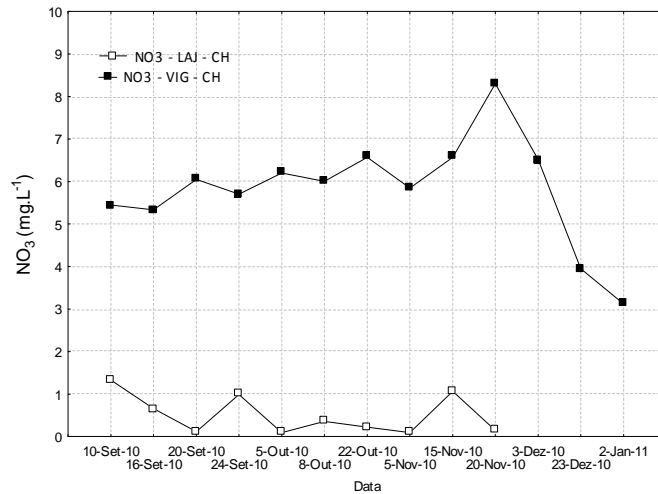


Figura 6. Variação temporal das concentrações de PT e PSR nas áreas de estudo dos reservatórios de Lajes e Vigário, durante os experimentos realizados no período chuvoso (a) e no seco (b).

A média de NO_3^- foi 2 vezes maior na época seca e 2,5 vezes na época das chuvas no reservatório de Vigário, e quando se compara os resultados em cada reservatório percebe-se que a média de NO_3^- diminuiu 7,4% em Vigário entre as diferentes estações do ano, mas em Lajes aumentou 42,9% (Figura 7).

(a)



(b)

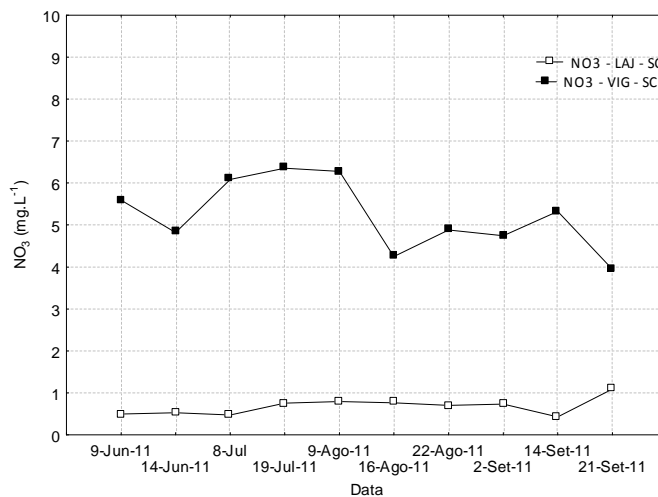


Figura 7. Variação temporal das concentrações de NO_3^- nos reservatórios de Lajes e Vigário, durante os experimentos realizados nos períodos chuvoso (a) e seco (b).

A média de NO_2^- praticamente não variou entre os reservatórios (1,6% na SC e 1,9% na CH) e quando comparamos os resultados de cada reservatório com relação à época do ano, nota-se que no período chuvoso a concentração média deste íon aumentou 20,5% em Vigário e 100% em Lajes; a concentração média de NH_3^+ também não variou muito entre os ambientes no período seco, mas quando comparada à do período chuvoso diminuiu 5,6% em Vigário e aumentou 1130% em Lajes (Figura 8).

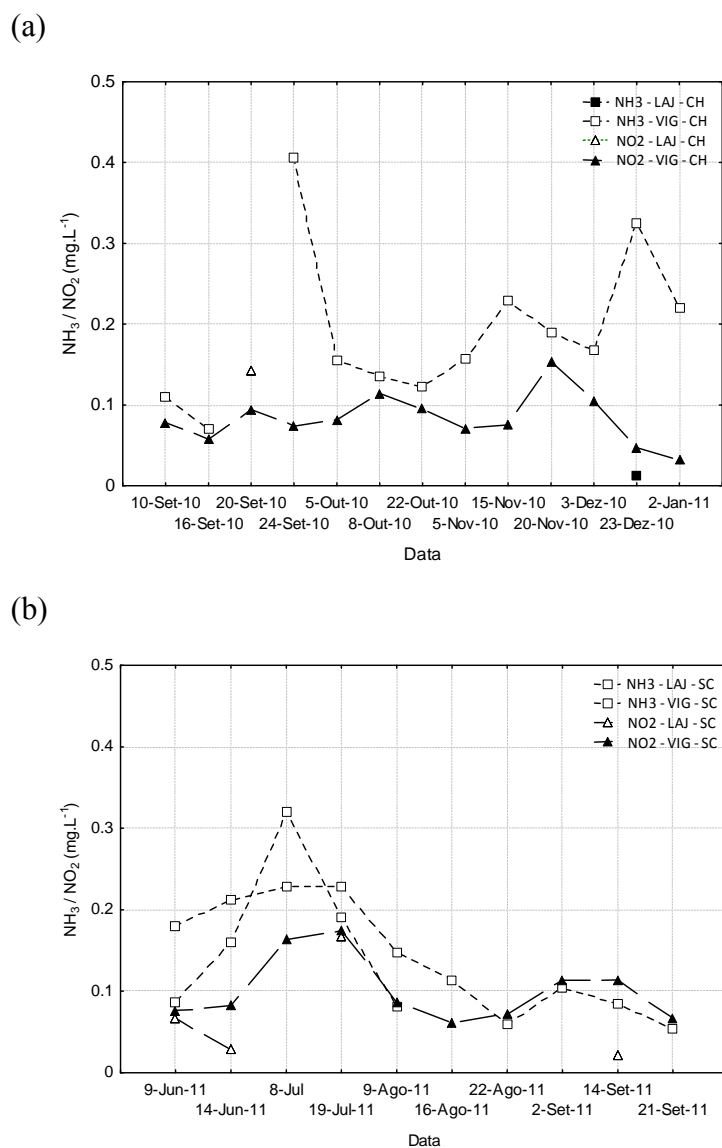


Figura 8. Variação temporal das concentrações de NO_2^- e NH_3^+ nos reservatórios de Lajes e Vigário, durante os experimentos realizados nos períodos chuvoso (a) e seco (b).

4.3. Características das macrófitas selecionadas.

4.3.1 *Brachiaria subquadriflora* (Trin.) Hitchc.



Reino: Plantae
Divisão: Magnoliophyta
Classe: Liliopsida
Ordem: Cyperales
Família: Poaceae
Gênero: Brachiaria

Figura 9. *Brachiaria subquadriflora* (Foto tirada pelo autor)

Planta perene, prostrada, com ramos ascendentes; caules do tipo estolão que se desenvolvem paralelos ao solo e originam colmos aéreos cilíndricos que podem chegar a 1 m de altura e capacidade de originar ramificações basais. Folhas distanciadas em função dos nós muito espaçados; a bainha envolve praticamente todo o entrenó, glabra; fenda lateral pouco aberta, lígula ciliada. Inflorescência do tipo panícula aberta com poucas espigas dispostas alternadamente; espiguetas pareadas, alternadas, unilaterais. O fruto do tipo cariopse é a unidade de propagação, bem como os fragmentos de estolões. Originária da África Tropical foi introduzida recentemente em locais úmidos passando a infestar cultivos irrigados, margens de canais, açudes, e de reservatórios artificiais (Garcia et al. 2009). Apresenta alta eficiência na utilização dos recursos, crescimento rápido e resistência a inundações temporárias, o que lhe confere agressividade na colonização do ambiente (Kissmann, 1997).

4.3.2 *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.



Reino: Plantae
Divisão: Magnoliophyta
Classe: Liliopsida
Ordem: Commelinales
Família: Pontederiaceae
Gênero: Eichhornia

Figura 10. *Eichhornia crassipes* (Foto tirada pelo autor)

Planta aquática perene, flutuante, de distribuição pantropical (Joly 1985) originária na Bacia Amazônica; vulgarmente conhecida por aguapé, jacinto d'água ou gigoga. Folhas

e pecíolo apresentam sistema de revestimento vascular e tecido fundamental caracterizado por abundância de cloroplastos e grandes espaços intercelulares (Esaú, 1976). As células do parênquima esponjoso apresentam diferentes formatos, dando à planta características de flutuação e resistência mecânica; as do colênquima possuem paredes celulósicas espessas, que funcionam como tecido de suporte, podendo se tornar lignificadas quando adultas (Cutter, 2002). Rizoma estolonífero pode atingir 30 cm de comprimento e 6 cm de diâmetro (Gopal, 1987). Raízes adventícias (fasciculadas), fibrosas, longas e robustas, medindo entre 10 a 300 cm de comprimento (Notare, 1992). Reproduz-se rapidamente por meios vegetativos, mas pode produzir frutos e sementes em abundância. Vegetam em rios e canais de fluxo lento, culturas irrigadas e reservatórios, bem como ambientes mixoalinos.

4.3.3 *Pistia stratiotes* L.



Reino: Plantae
Divisão: Magnoliophyta
Classe: Liliopsida
Ordem: Alismatales
Família: Araceae
Gênero: Pistia

Figura 11. *Pistia stratiotes* (Foto tirada pelo autor)

Planta aquática perene, flutuante, de distribuição pantropical, podendo ser encontrada também em regiões de clima temperado (Notare, 1992). No Brasil ocorre em praticamente todos os biomas, com tamanho variado, normalmente com 10 cm de diâmetro e 5 cm de altura (Botelho Filho & Rangel, 1977). Folhas rosuladas, completas, simples; limbo carnoso revestido de epiderme compostas por células tabulares (Ferri, 1999). Rizoma flutuante, curto, estolonífero. Raízes fasciculadas, fibrosas, podem ter 20-30 cm (Ferri, 1999), recoberta por uma coifa desenvolvida que protege a extremidade; com pêlos muito delicados que aumentam a superfície de absorção. Inflorescência em espádices com espata verde ou alvacenta. Flores unissexuais, pequenas e amarelas. Fruto baga elipsóide ou ovóide. Pode propagar por reprodução sexuada e assexuada, com desenvolvimento acelerado em temperaturas entre 17-30 °C e pH entre 6,0-7,5 (Lallana, 1989). Vegetam todo tipo de água, exceto em água salgada, normalmente formando densos tapetes de biomassa na superfície de rios e lagos ricos em nutrientes.

4.3.4 *Sagittaria montevidensis* (Cham. & Schltld.) Kuntze



Reino: Plantae
Divisão: Magnoliophyta
Classe: Magnoliopsida
Ordem: Alismatales
Família: Alismataceae
Gênero: *Sagittaria*

Figura 12. *Sagittaria montevidensis* (Foto tirada pelo autor)

Planta aquática perene, filotaxia rosulada, folhas glabras e heteromórficas, apresentando limbo linear, quando submersas, e espatulado ou sagitado quando emersa. Normalmente atinge 20-60 cm de altura, mas pode chegar a 1,5 m (Andrade et al., 2007). Inflorescência tipo racemo, ereta e emersa; flores com três pétalas bem vistosas brancas, geralmente com uma mancha escura na base das pétalas, de tamanho variável entre os espécimes, pistiladas ou estaminadas, mas pode ocorrer as duas na mesma planta, porém em períodos alternados. Frutos secos e diminutos podem ser dispersos pelo vento, mas principalmente pela água, podendo boiar por um ou dois dias. Frequentemente encontrada em cultivos irrigados, canais de drenagem, margens de lagos e reservatórios artificiais, com grande capacidade de crescimento em águas rasas com altos teores de nutrientes. Seu controle é difícil, pois os rizomas ficam enterrados profundamente no sedimento, não sendo facilmente eliminados e com rápida rebrota.

4.3.5 *Salvinia auriculata* Aubl.



Reino: Plantae
Divisão: Pteridophyta
Classe: Pteridopsida
Ordem: Salviniiales
Família: Salviniaceae
Gênero: *Salvinia*

Figura 13. *Salvinia auriculata* (Foto tirada pelo autor)

Planta aquática flutuante, conhecida vulgarmente como mururé-carrapatinho e orelha-de-onça, nativa do Brasil. No final da metade do século vinte, se espalharam largamente através dos trópicos e áreas subtropicais, graças em parte, ao comércio de plantas ornamentais para tanques de criação de peixes e lagos (Julien & Griffiths, 1988).

Folhas ovaladas com cerca de 2,5 por 2 cm, cheias de pêlos que repelem a água. Raízes (i.e. folhas modificadas) saem de uma estrutura em formato de âncora, abaixo das folhas, que se comportam como esponja, segurando água e sedimentos. Entre as raízes, há esporocarpos com pedúnculo de cerca de 1 cm, onde ficam os esporos. Forma densa cobertura de biomassa sobre lagos e rios de curso lento, causando perdas econômicas e ecológicas para espécies nativas e comunidades biológicas.

4.4 Coleta das plantas e delineamento experimental

Amostras das macrófitas *Salvinia auriculata* Aubl.; *Pistia stratiotes* Linnaeus, 1753; *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.; *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schldl. e *Brachiaria subquadripara* (Trin.) Hitchc.; foram coletadas em maio de 2010 nas regiões litorâneas dos reservatórios de Vigário (*S. montevidensis*, *B. subquadripara*, *E. crassipes* e *P. stratiotes*) e de Lajes (*S. auriculata*). Em abril de 2011 um novo lote de plantas das espécies *E. crassipes* e *S. montevidensis* foi coletado nos mesmos locais para serem decompostos no segundo experimento. Os procedimentos para padronização dos detritos foram os mesmos utilizados no primeiro lote. As plantas coletadas foram previamente lavadas na água dos reservatórios, posteriormente levadas ao laboratório, lavadas em água corrente, secas ao ar livre e posteriormente secas em estufa a 50 °C até massa constante. Para os experimentos de decomposição *in situ* foram preparados dois conjuntos de 150 *litterbags* (20 × 35 cm; malha = 200 µm) para cada experimento (n = 300), sendo 30 para cada espécie, com 20 g (MS) de detritos fragmentados (ca. 5 cm) cada (Figura 9). Em cada experimento, 150 *litterbags* (50 réplicas) foram incubados no mesmo dia em ambos os reservatórios, em locais com semelhantes condições climáticas, de dinâmica hidráulica, de vento e de profundidade (i.e. 0,5-2 m) (Figura 10). A cada semana realizou-se procedimento de limpeza externa nos *litterbags*, para remoção do material particulado aderido. Nos dias amostrais 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90 e 120, os *litterbags* foram retirados da água e os detritos remanescentes foram lavados na água do reservatório e em água corrente no laboratório, secos em local coberto e posteriormente em estufa a 50 °C até peso constante. As amostras secas foram trituradas e armazenadas para quantificação de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P). Outras 60 amostras foram pesadas, sendo uma réplica para cada espécie (n = 30), referente às massas iniciais (e.g. dia zero). As amostras secas foram acondicionadas em sacos de polietileno e mantidas em local seco. Em laboratório, para todas as amostras, inclusive do detrito inicial, os teores de carbono foram determinados por método gravimétrico, assumindo-se que estes representam 47% do teor de matéria orgânica das macrófitas aquáticas livres de cinzas (Wetzel, 1983). Para

isso, os detritos foram calcinados a 550 °C por 2 horas (Wetzel & Likens, 1991). Os teores de N-Kjeldhal foram determinados segundo procedimentos propostos por Allen et al. (1974). O teor de P foi determinado pelo método colorimétrico (Strickland & Parson, 1960). Para isso, após a calcinação (550 °C por 2h) as cinzas dos detritos foram dissolvidas em solução de HCl (7%). Para todas as análises foram utilizadas três réplicas de cada amostra. A composição elementar dos detritos iniciais foi obtida dos resultados das análises químicas feitas nas amostras desses detritos.



Figura 14. Imagens dos procedimentos de coleta de macrófitas nos reservatórios de Lajes (a) e de Vigário (b), lavagem (c e d), secagem (e, f), fragmentação e pesagem dos detritos (g) e de montagem dos *litterbags* (h) em laboratório.

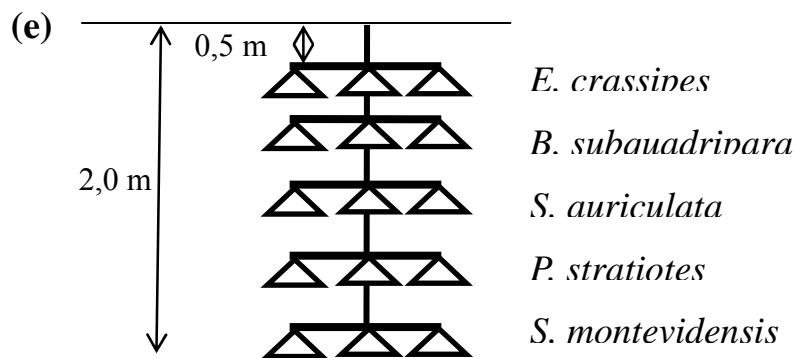
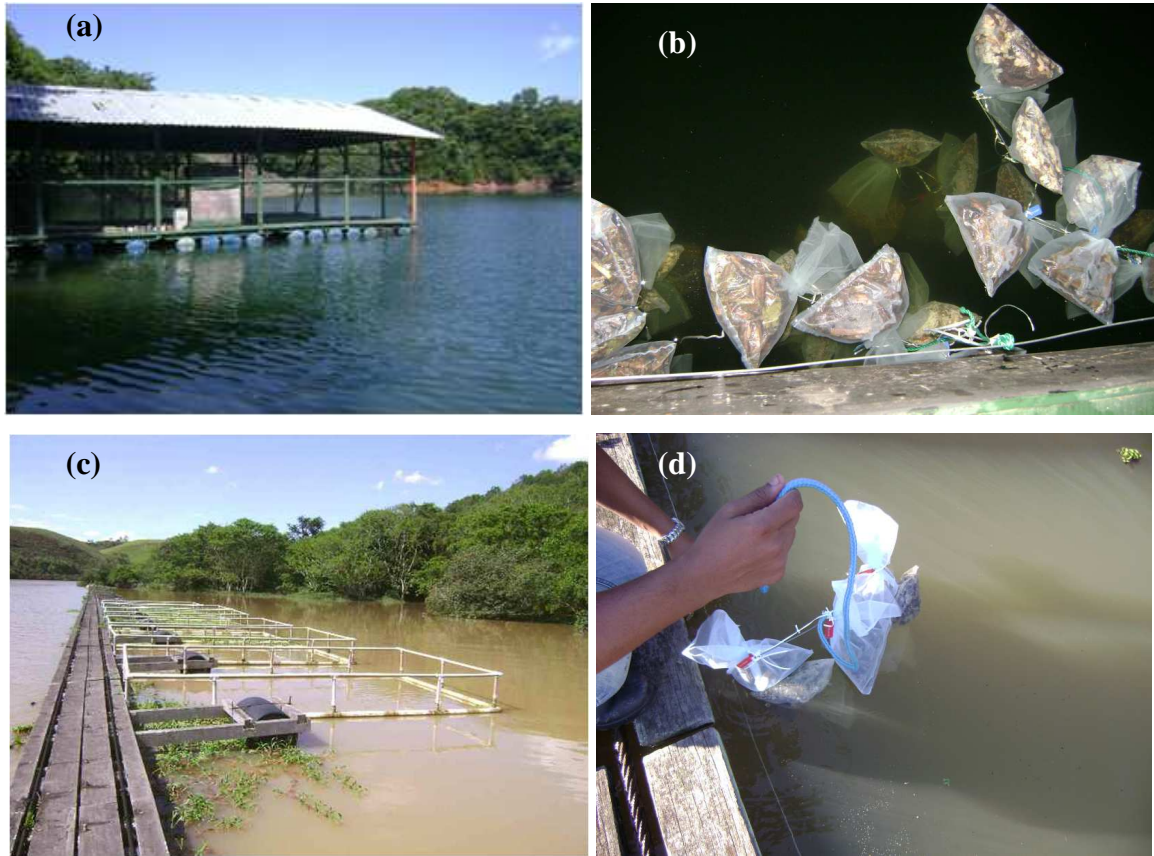


Figura 15. Detalhe da montagem do experimento nos locais de incubação dos *litterbags* nos reservatórios de Lajes (a e b) e de Vigário (c e d), e o esquema de posicionamento na coluna d'água (e).

4.5. Cálculos dos parâmetros cinéticos (modelagem matemática) e estatísticos.

Para descrição do processo de decomposição, as variações temporais de massa remanescente foram ajustadas ao modelo exponencial duplo, que considera a heterogeneidade do substrato (i.e. frações lábeis e refratárias) de acordo com Lousier & Parkinson (1976), utilizando-se regressões não lineares, com base no algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (Press et al., 2007, conforme Equação 1 (Anexos 1, 2, 3 e 4).

$$MOP_t = MOPLS_0 \cdot e^{k_{LS}t} + MOPR_0 \cdot e^{k_Rt} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: MOP_t igual teor de material orgânica total; $MOPLS_0$ igual a teor inicial de matéria orgânica particulada lábil/solúvel; $MOPR_0$ igual a teor inicial de matéria orgânica particulada refratária; k_{LS} = coeficiente de decaimento da MOPLS (dia^{-1}); k_R = coeficiente de decaimento da MOPR (dia^{-1}); t = tempo.

Os tempos de meia vida das frações lábil/solúvel e refratária dos detritos foram calculados pela Equação 2.

$$t_{1/2} = \ln(0,5)/-k \quad \text{Equação 2}$$

Onde: k = coeficiente de mineralização de cada fração da MOP.

Para verificar se houve diferença entre as cinéticas de perda de massa em base de C (%), P (%) e N (%) ocorridas nos detritos submetidos aos tratamentos nos reservatórios de Lajes (oligotrófico) e Vigário (eutrófico) foi aplicado o teste de análise de variância (ANOVA unifatorial) com medidas repetidas e teste de comparação múltipla de Tukey. Para verificar se houve diferença entre os ambientes (i.e. tratamentos) aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis aos resultados das variáveis físicas e químicas. Em ambos os casos o nível de significância adotado foi $\alpha < 0,05$. A notação simbólica utilizada para o nível de significância foi: ns (não significativo; $p \geq 0,05$); * (significativo; $p < 0,05$); ** (muito significativo; $p < 0,01$); *** (extremamente significativo; $p < 0,001$).

5. RESULTADOS

5.1. Composição elementar inicial dos detritos (C, P e N)

No primeiro experimento (i.e. período chuvoso), a composição elementar inicial dos detritos variou de acordo com as espécies (Tabela 5).

A variação do teor carbono nos detritos das espécies, em ordem crescente, foi: *P. stratiotes* < *S. montevidensis* < *S. auriculata* < *E. crassipes* < *B. subquadripara*.

A variação dos teores de fósforo (P) nos detritos entre as espécies, em ordem crescente, foi: *S. auriculata* < *B. subquadripara* < *E. crassipes* < *P. stratiotes* < *S. montevidensis*. Vale ressaltar que o teor de fósforo de *S. montevidensis* foi quatro vezes maior que o de *S. auriculata* e quase três vezes maior que o de *P. stratiotes*.

Quanto ao teor de nitrogênio (N) nos detritos variou entre as espécies, da seguinte forma: *B. subquadripa* < *S. auriculata* < *E. crassipes* < *P. stratiotes* < *S. montevidensis*.

Com isso, a relação estequiométrica C:N inicial nos detritos das espécies variou, em ordem crescente, da seguinte forma: *S. montevidensis* < *E. crassipes* < *P. stratiotes* < *S. auriculata* < *B. subquadripa*.

Por fim, as razões C:P e N:P dos detritos variaram, em ordem crescente, assim: *S. montevidensis* < *P. stratiotes* < *E. crassipes* < *B. subquadripa* < *S. auriculata*.

Tabela 5. Composição elementar inicial dos detritos (média % ± CV; n = 5) no primeiro experimento (set/10 a jan/11).

Espécie	C (%)	CV	P (%)	CV	N (%)	CV	C:N	CV	C:P	CV	N:P	CV
<i>S. auriculata</i>	37,56	0,15	0,05	10,82	1,17	0,03	32,23	2,66	817,87	11,92	25,37	9,64
<i>E. crassipes</i>	38,33	0,04	0,11	23,54	1,44	0,09	26,62	9,03	364,92	23,09	13,71	15,34
<i>S. montevidensis</i>	36,64	0,13	0,22	8,25	1,77	0,06	20,72	5,93	164,08	8,56	7,92	6,93
<i>P. stratiotes</i>	35,06	0,11	0,12	2,19	1,54	0,03	22,79	2,98	286,07	2,15	12,55	2,74
<i>B. subquadripa</i>	42,04	0,05	0,07	27,45	1,09	0,12	38,5	12,24	609,08	31,41	15,82	18,74

No segundo experimento (i.e. período seco), a composição elementar inicial dos detritos iniciais também variou de acordo com a espécie (Tabela 6).

Os teores de carbono nos detritos, em ordem crescente, foram: *P. stratiotes* < *S. montevidensis* < *S. auriculata* < *E. crassipes* < *B. subquadripa*.

A variação do teor de fósforo nos detritos, em ordem crescente, foi: *S. auriculata* < *B. subquadripa* < *E. crassipes* < *P. stratiotes* < *S. montevidensis*.

A variação da concentração de nitrogênio nos detritos, em ordem crescente, foi: *B. subquadripa* < *S. auriculata* < *E. crassipes* < *P. stratiotes* < *S. montevidensis*.

No geral, os valores das relações estequiométricas nos detritos foram menores nos detritos de *S. auriculata* e de *S. montevidensis*. As variações de C:N e C:P entre as espécies manteve a mesma ordem crescente dos detritos utilizados na estação chuvosa, os mas os detritos *B. subquadripa* apresentaram razão C:P maior do que *S. auriculata*.

A variação da razão C:N nos detritos foi: *S. montevidensis* < *P. stratiotes* < *E. crassipes* < *S. auriculata* < *B. subquadripa*.

A variação das razões N:P nos detritos foram: *S. montevidensis* < *P. stratiotes* < *E. crassipes* < *B. subquadripa* < *S. auriculata*.

A variação das razões C:P nos detritos foram: *S. montevidensis* < *P. stratiotes* < *E. crassipes* < *S. auriculata* < *B. subquadripara*.

Tabela 6. Composição elementar (média % ± CV; n = 5) dos detritos iniciais no segundo experimento (mai/11 a set/11).

Espécie	C	CV	P	CV	N	CV	C:N	CV	C:P	CV	N:P	CV
<i>S. auriculata</i>	39,10	0,51	0,040	0,001	0,98	0,014	39,78	1,14	985,08	54,81	24,76	0,89
<i>E. crassipes</i>	36,83	0,479	0,076	0,005	1,18	0,12	31,61	4,43	488,03	44,40	15,51	0,85
<i>S. montevidensis</i>	38,33	0,56	0,224	0,019	1,43	0,04	26,78	0,62	171,98	15,99	6,42	0,48
<i>P. stratiotes</i>	35,67	0,17	0,086	0,005	1,12	0,01	31,76	0,57	415,39	27,72	13,09	1,04
<i>B. subquadripara</i>	42,50	0,36	0,036	0,003	0,78	0,01	54,80	0,49	1198,76	128,53	21,89	2,55

5.2. Cinética da perda de massa em base de carbono (C)

De modo geral, a decomposição dos detritos foi mais rápida no reservatório de Vigário tanto no período chuvoso quanto na estiagem ($p < 0,0001$). A perda de massa de C (%), que compõe a maior parte da matéria orgânica dos detritos (ca. 47%), foi a que mais influenciou a perda de massa total (Tabela 7).

Tanto na estação chuvosa como na seca, os processos de lixiviação e oxidação biológica ocorreram de forma mais intensa nos cinco primeiros dias, com perdas de massa em base de C e N mais intensas no reservatório de Vigário, ao contrário perdas de massa em base de P que decaiu de forma mais intensa no reservatório de Lajes. Os coeficientes de decaimento da fração lábil solúvel (k_{LS}) nos dois reservatórios indicaram que a perda de massa em base de C foi mais rápida no reservatório de Vigário. A diferença foi em média de 423% na estação chuvosa e 698% na estação seca. Da mesma forma, com relação aos detritos refratários, os processos de condicionamento também foram mais rápidos no reservatório de Vigário, em média 89% na estação chuvosa e 364% mais rápidos na estação seca (Anexos 1, 2, 3 e 4).

Tabela 7. Resumo da cinética de perda de massa em base de C (%) nos reservatórios de Lajes e Vigário nos períodos chuvoso e seco.

Espécie	Local	k_{LS} (dia ⁻¹)	k_R (dia ⁻¹)	Perda total de MS (%)	p valor ($\alpha = 0,05$)
Período chuvoso					
<i>S. auriculata</i>	LAJ	0,000	0,002	20,20	0,002 **
	VIG	0,000	0,003	34,33	
<i>E. crassipes</i>	LAJ	0,000	0,007	58,94	0,022 *
	VIG	0,000	0,014	75,86	
<i>S. montevidensis</i>	LAJ	0,379	0,010	79,22	0,112 ^{ns}
	VIG	0,967	0,012	80,24	
<i>P. stratiotes</i>	LAJ	0,111	0,004	82,77	0,0009 ***
	VIG	0,151	0,008	87,37	
<i>B. subquadripara</i>	LAJ	0,205	0,004	46,37	0,002 **
	VIG	2,408	0,10	73,28	
Período seco					
<i>S. auriculata</i>	LAJ	0,190	0,001	26,06	0,095 ^{ns}
	VIG	4,923	0,003	33,29	
<i>E. crassipes</i>	LAJ	0,034	0,000	58,25	0,012 *
	VIG	0,380	0,011	72,23	
<i>S. montevidensis</i>	LAJ	1,000	0,013	72,46	0,092 ^{ns}
	VIG	0,520	0,012	72,70	
<i>P. stratiotes</i>	LAJ	0,142	0,008	86,96	0,151 ^{ns}
	VIG	0,199	0,010	91,57	
<i>B. subquadripara</i>	LAJ	0,067	0,0003	43,57	0,050 ^{ns}
	VIG	0,063	0,0035	59,11	

5.2.1. Decaimento de C nos detritos de *Salvinia auriculata*

Estação chuvosa – Os detritos dessa espécie apresentaram padrão monofásico de decaimento, e os parâmetros do modelo de duplo decaimento apresentaram potencial nulo de MOPLS ($k_{LS} = 0 \text{ dia}^{-1}$). Não houve perda relevante de carbono no primeiro dia, com as massas das amostras de detritos do reservatório de Lajes se mantendo praticamente estáveis. No reservatório de Vigário os detritos também se mantiveram com as massas estáveis até o quinto dia, com perda de 2,12% ($n = 3$; DP = 3,66%). As perdas de carbono se tornaram relevantes a partir do décimo dia nos detritos incubados no reservatório de Lajes e do décimo quinto dia nos detritos incubados no reservatório de Vigário, tendo sido mais intensas no ambiente eutrófico. Ao final dos 120 dias de experimento, as curvas de

perda de massa indicaram que a decomposição desses detritos foi maior (34,33%) e mais rápida ($k_R = 0,003 \text{ dia}^{-1}$) no reservatório de Vigário, que no reservatório de Lajes (20,20%; $k_R = 0,002 \text{ dia}^{-1}$), (Figura 11).

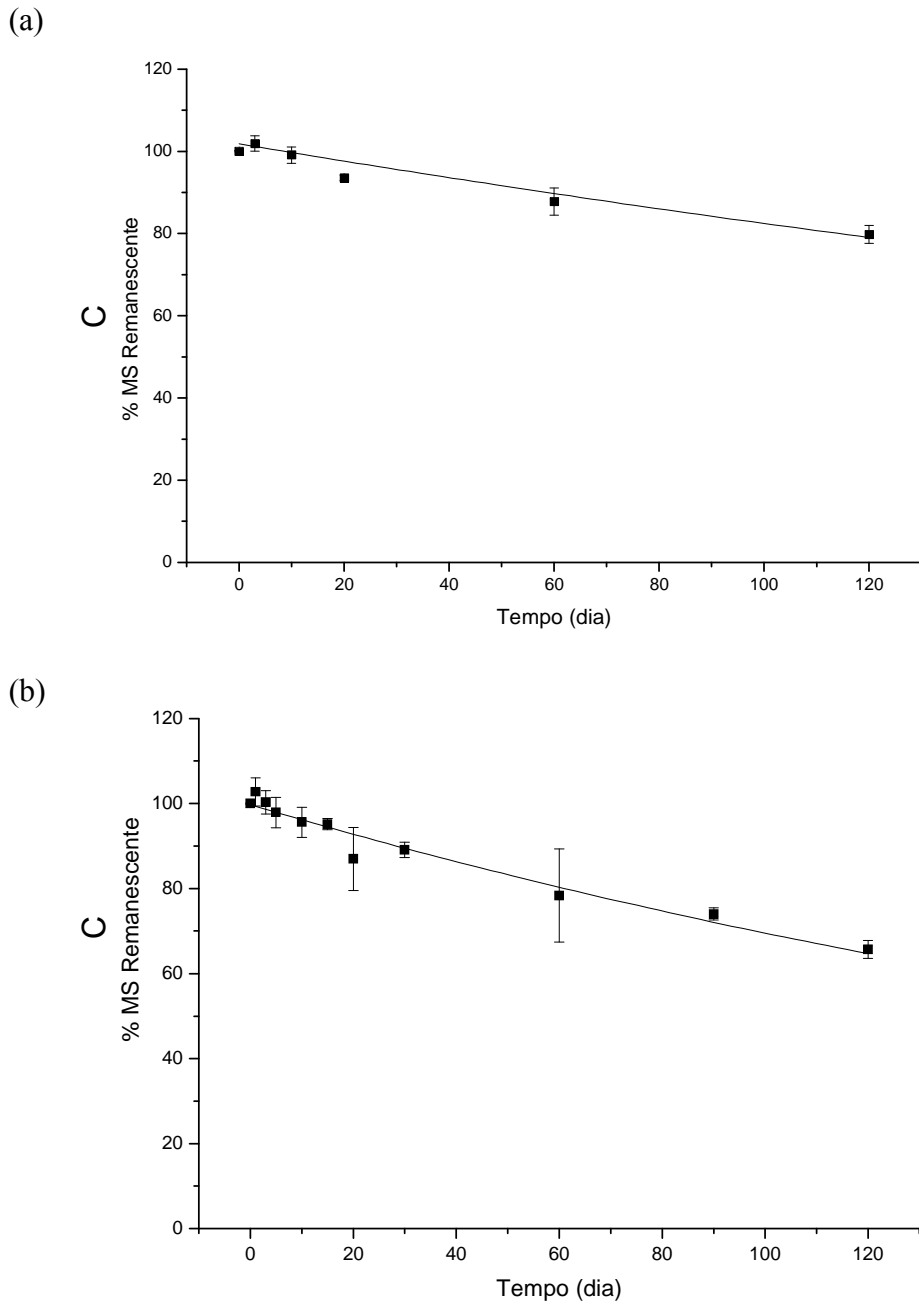


Figura 16. Decaimento de carbono em detritos de *S. auriculata* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – Ao contrário da estação chuvosa a perda de massa em base de carbono apresentou padrão bifásico, sendo que no primeiro dia houve perda de 4,1% do carbono nos detritos incubados no reservatório de Lajes ($k_{LS} = 0,19 \text{ dia}^{-1}$) e de 14,34% em Vigário ($k_{LS} = 4,92 \text{ dia}^{-1}$). Do primeiro ao vigésimo dia, as perdas de carbono variaram pouco e continuaram maiores no reservatório de Vigário (Figura 12). Ao final do experimento as perdas de carbono foram maiores (33,29%) e mais rápidas ($k_R = 0,003 \text{ dia}^{-1}$) nos detritos do reservatório de Vigário que em Lajes (26,06%; $k_R = 0,001 \text{ dia}^{-1}$).

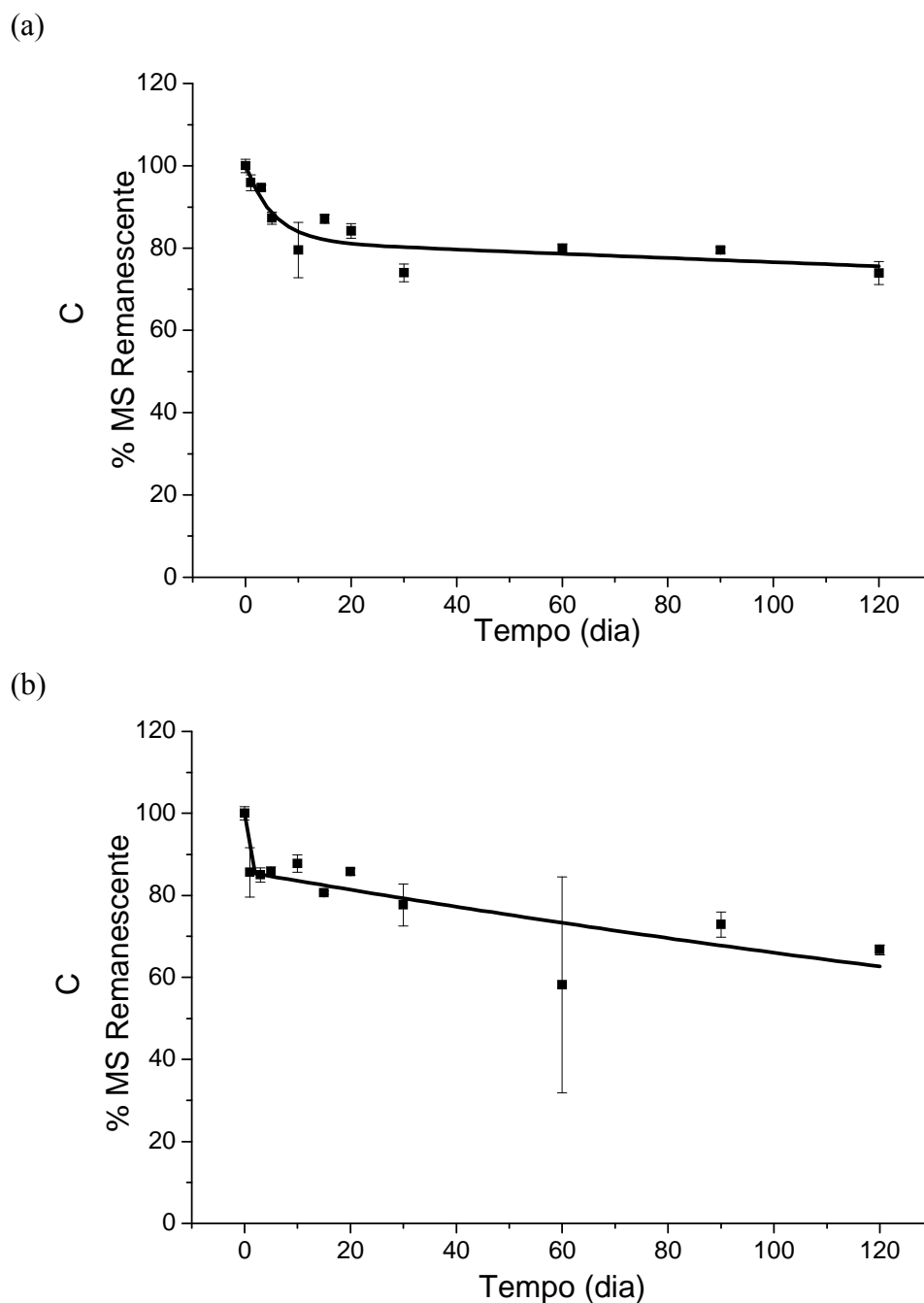


Figura 17. Decaimento de carbono em detritos de *S. auriculata* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/10 a set/11).

5.2.2. Decaimento de C nos detritos de *Eichhornia crassipes*

Estação chuvosa - A perda de carbono no primeiro dia não foi relevante para os detritos dessa espécie ($k_{LS} = 0 \text{ dia}^{-1}$), nos quais as perdas de 1,62% ($n = 3$; $DP = 3,46$) nos detritos incubados em Lajes e de 1,57% ($n = 3$; $DP = 1,85$) nos detritos incubados em Vigário. Do terceiro ao quinto dia, as perdas de massa aumentaram de forma gradativa, alcançando no décimo dia 6,63% nos detritos incubados no reservatório de Lajes e 14,69% no reservatório de Vigário. As curvas de decaimento mostraram que ao final de 120 dias a decomposição de *E. crassipes* foi mais intensa (58,94%; $k_R = 0,014 \text{ dia}^{-1}$) no reservatório de Vigário, que em Lajes (34,33%; $k_R = 0,007 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 13).

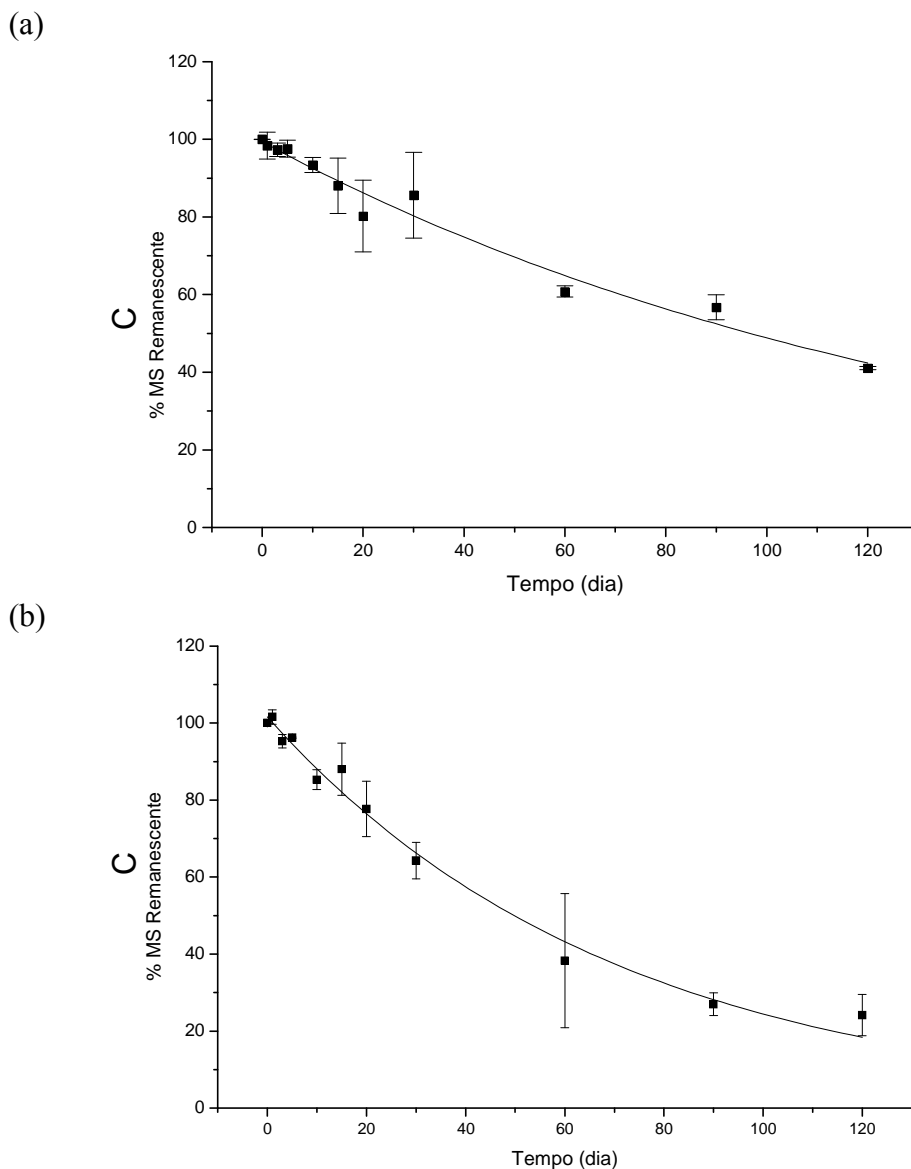
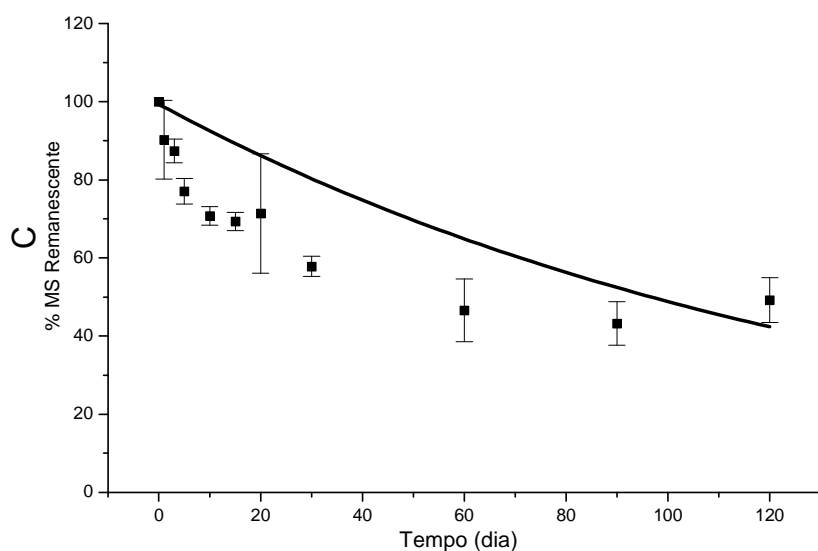


Figura 18. Decaimento de carbono em detritos de *E. crassipes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – A perda de carbono no primeiro dia foi de 9,79% (n = 3; DP = 3,11%) nos detritos incubados no reservatório de Lajes e de 1,1% (n = 3; DP = 8,37 %) nos incubados em Vigário. Mas o desvio padrão alto das amostras do reservatório de Vigário e os coeficientes de decaimento gerados pelo modelo ($k_{LS} = 0,34 \text{ dia}^{-1}$ e $0,38 \text{ dia}^{-1}$) sugerem que as velocidades de decaimento foram similares nos detritos dos dois reservatórios. No entanto, a partir do terceiro dia até o final do experimento o decaimento passou a ser mais intenso nos detritos incubados no reservatório Vigário. Após os 120 dias de experimento, as curvas de decaimento indicaram que a perda total de carbono foi de 72,23% nos detritos incubados no reservatório de Vigário ($k_R = 0,01 \text{ dia}^{-1}$) e de 58,25% no reservatório de Lajes ($k_R = 0 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 14).

(a)



(b)

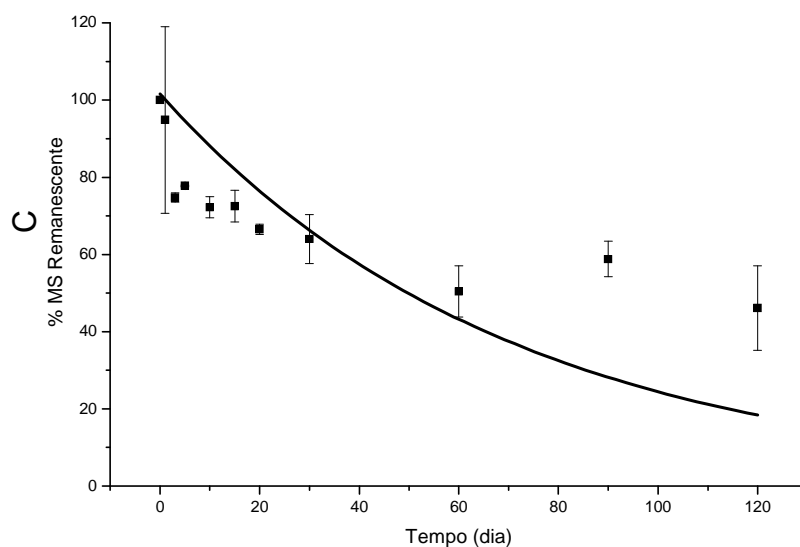


Figura 19. Decaimento de carbono em detritos de *E. crassipes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.2.3. Decaimento de C nos detritos de *Sagittaria montevidensis*

Estação chuvosa – No primeiro dia a perda de carbono foi mais intensa nos detritos incubados no reservatório de Vigário (33%; $k_{LS} = 0,96 \text{ dia}^{-1}$), que no reservatório de Lajes (15%; $k_{LS} = 0,37 \text{ dia}^{-1}$). Ao longo do experimento a diferença de perda de massa entre os reservatórios variou de forma heterogênea, com variações de 1% a 18%, sendo que no reservatório de Vigário as perdas foram sempre maiores. Ao final dos 120 dias, as perdas totais de carbono foram semelhantes nos detritos incubados nos dois reservatórios (79,22% e 80,24%), bem como os coeficientes de decaimento ($k_R = 0,001 \text{ dia}^{-1}$), nos dois reservatórios (Figura 10).

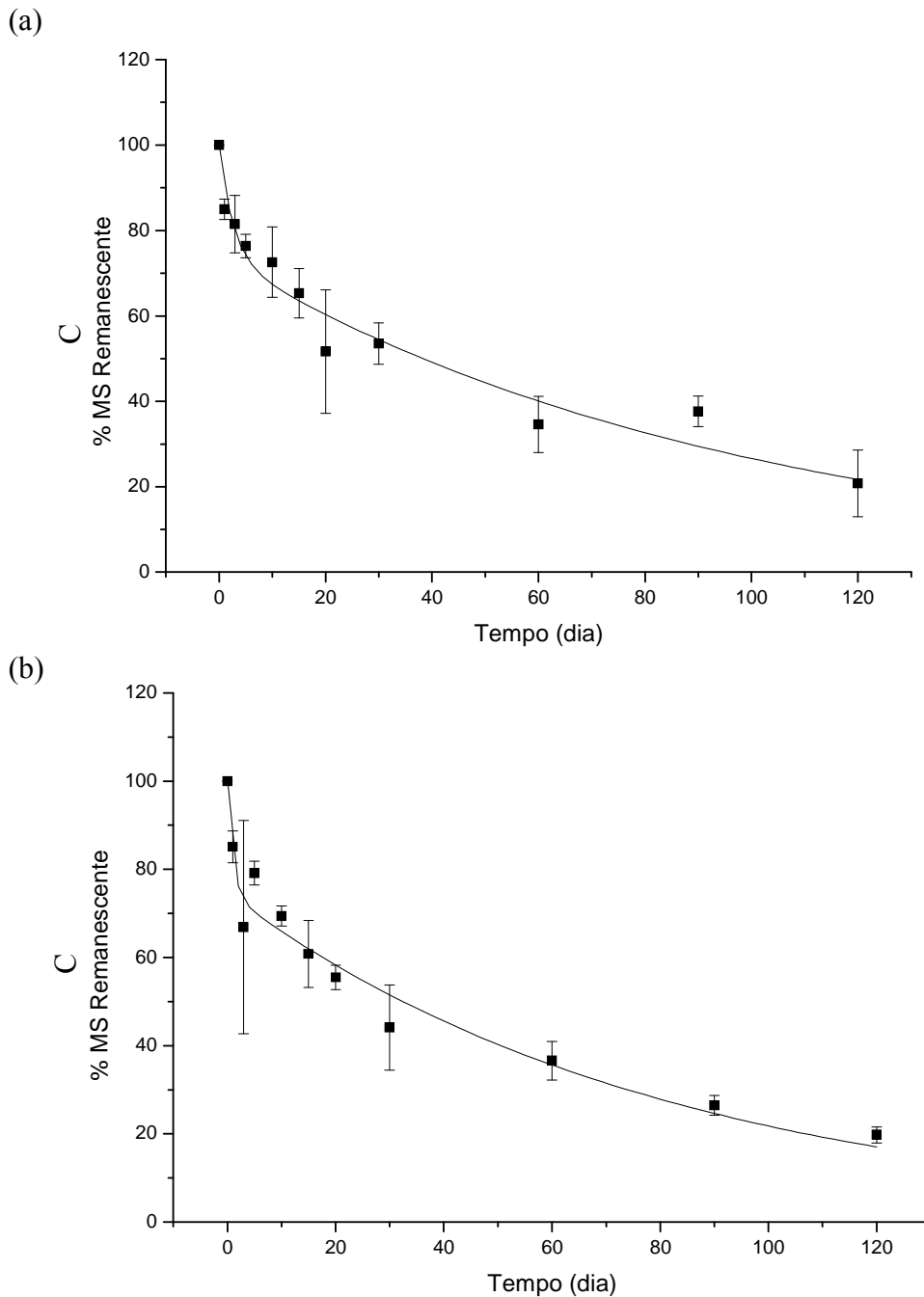
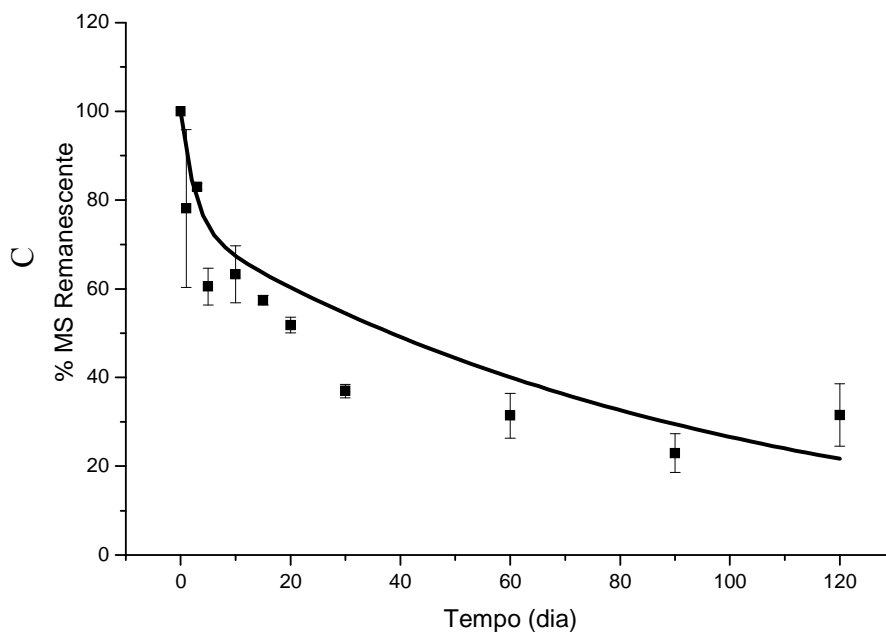


Figura 20. Decaimento de carbono em detritos de *S. montevidensis* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – Ao contrário do que ocorreu na estação chuvosa, a perda de carbono no primeiro dia foi mais intensa nos detritos incubados no reservatório de Lajes (27%; $k_{LS} = 1,0 \text{ dia}^{-1}$) que nos detritos incubados no reservatório de Vigário (20%; $k_{LS} = 0,52 \text{ dia}^{-1}$). As perdas aumentaram gradativamente, chegando ao final do experimento com valores totais semelhantes nos detritos dos reservatórios de Lajes (72,5%, $k_R = 0,013 \text{ dia}^{-1}$) e de Vigário (72,70%, $k_R = 0,012 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 16).

(a)



(b)

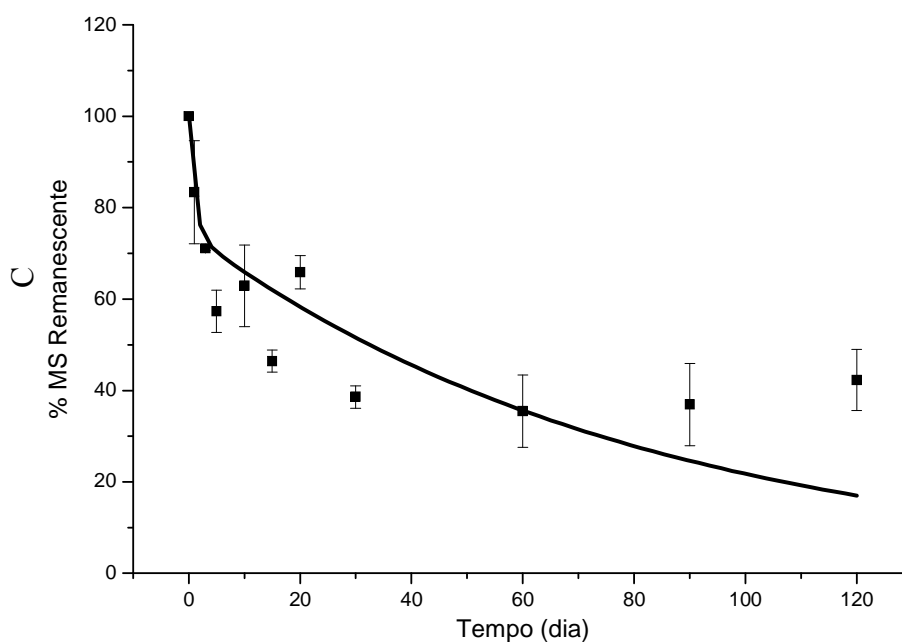
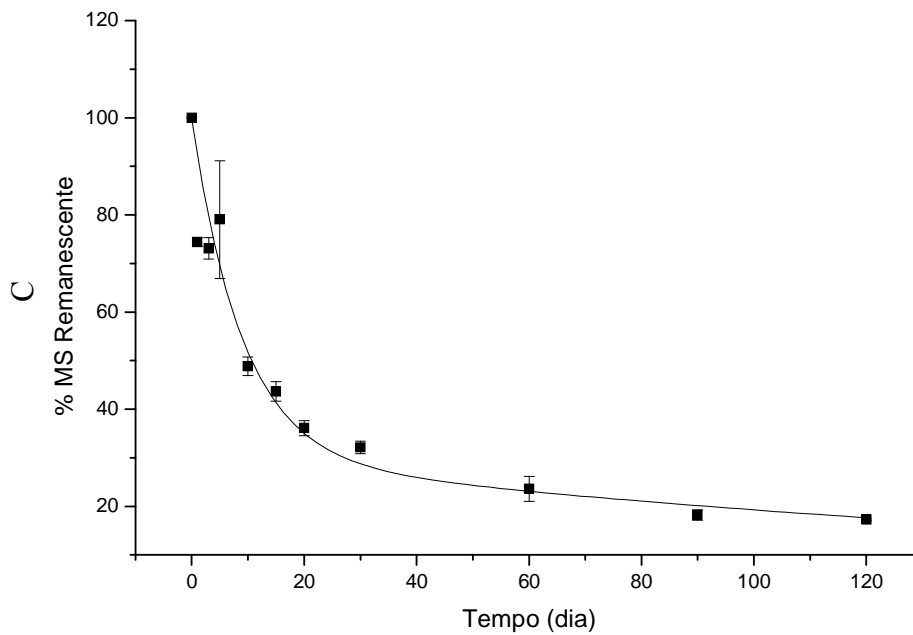


Figura 21. Decaimento de carbono em detritos de *S. montevidensis* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/10 a set/11).

5.2.4. Decaimento de C nos detritos de *Pistia stratiotes*

Estação chuvosa - No primeiro dia, os detritos dessa espécie apresentaram perdas intensas de carbono nos reservatórios de Lajes (26,03%; $k_{LS} = 0,11 \text{ dia}^{-1}$) e Vigário (26,88 %; $k_{LS} = 0,15 \text{ dia}^{-1}$). No décimo dia já haviam perdido 56% a 58% do carbono inicial, e após 120 dias o decaimento total de carbono foi mais rápido nos detritos incubados em Vigário (87,4 %; $k_R = 0,008 \text{ dia}^{-1}$) do que nos incubados em Lajes (82,8 %; $k_R = 0,004 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 17).

(a)



(b)

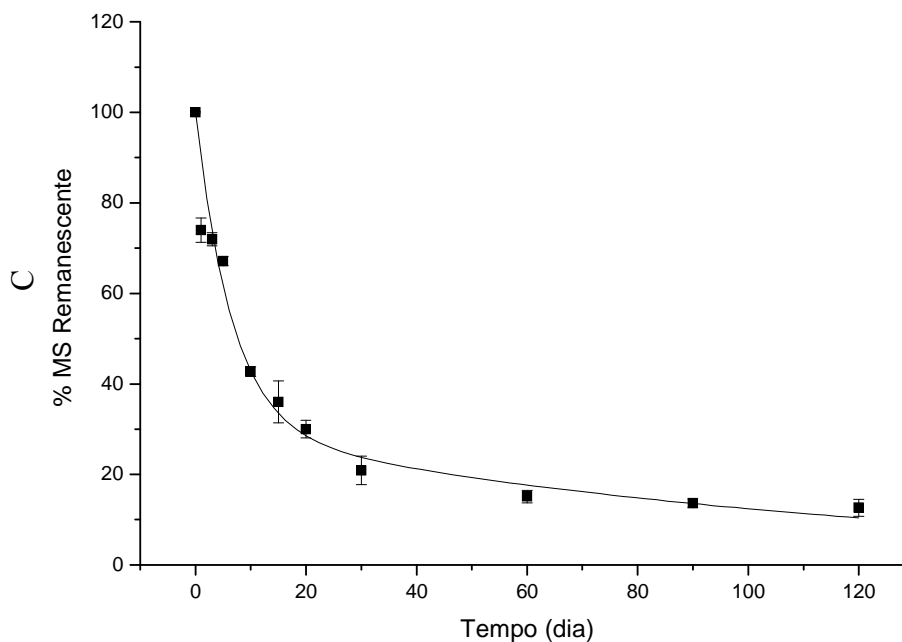
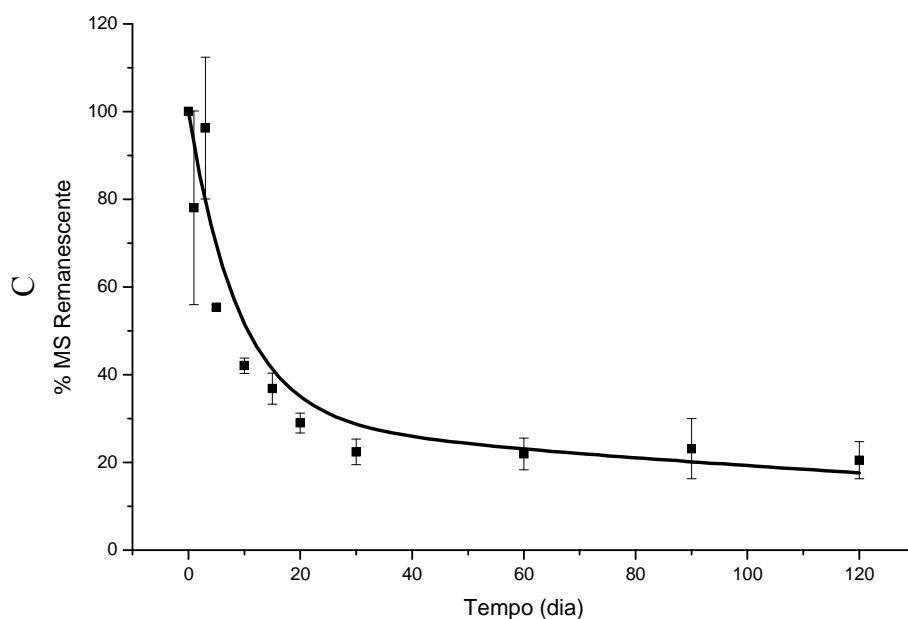


Figura 22. Decaimento de carbono em detritos de *P. stratiotes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – Semelhante ao que ocorreu na estação chuvosa, a perda de carbono no primeiro dia foi intensa (34% a 35%) e similar nos detritos incubados nos reservatórios de Lajes ($k_{LS} = 0,14 \text{ dia}^{-1}$) e Vigário ($k_{LS} = 0,20 \text{ dia}^{-1}$). No décimo dia já haviam perdido 59% a 63% e após 120 dias perderam 86,96% e 91,57% do carbono inicial, respectivamente. Os coeficientes de perda de massa indicaram que a perda de carbono foi mais rápida nos detritos incubados no reservatório de Vigário ($k_R = 0,010 \text{ dia}^{-1}$) que no reservatório de Lajes ($k_R = 0,008 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 18).

(a)



(b)

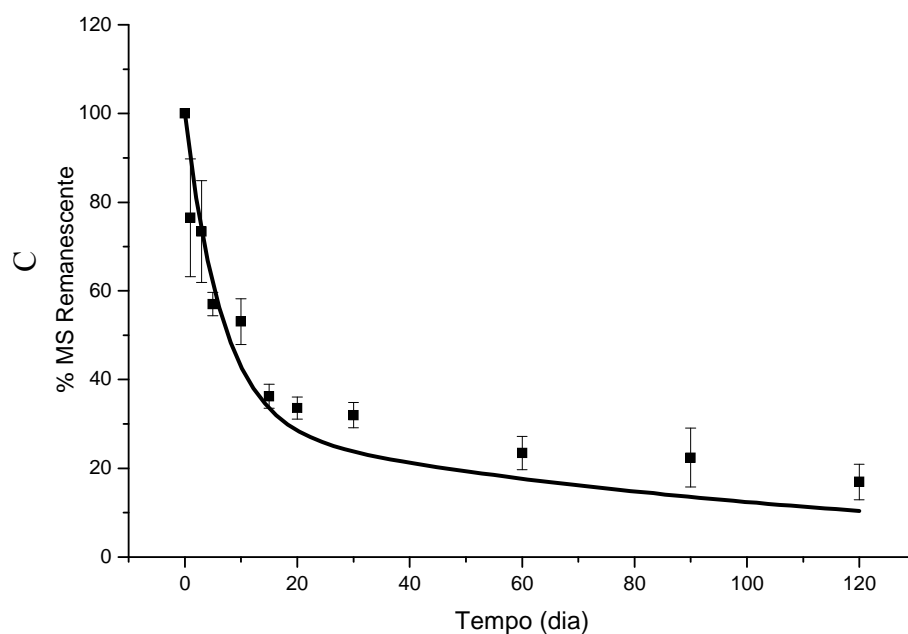


Figura 23. Decaimento de carbono em detritos de *P. stratiotes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/10 a set/11).

5.2.5. Decaimento de C nos detritos de *Brachiaria subquadripara*

Estação chuvosa - A perda de carbono no primeiro dia foi quatro vezes maior nos detritos incubados no reservatório de Vigário (14,9%; $k_{LS} = 2,40 \text{ dia}^{-1}$), do que em Lajes (3,3%; $k_{LS} = 0,20 \text{ dia}^{-1}$). A perda de massa em base de carbono evoluiu de forma gradual em ambos os reservatórios, mas de forma mais intensa no reservatório de Vigário. Após 120 dias, os detritos incubados neste reservatório ($k_R = 0,10 \text{ dia}^{-1}$) apresentou perdas de 73,28%, e os do reservatório de Lajes ($k_R = 0,004 \text{ dia}^{-1}$) perdas de 46,37% (Figura 19).

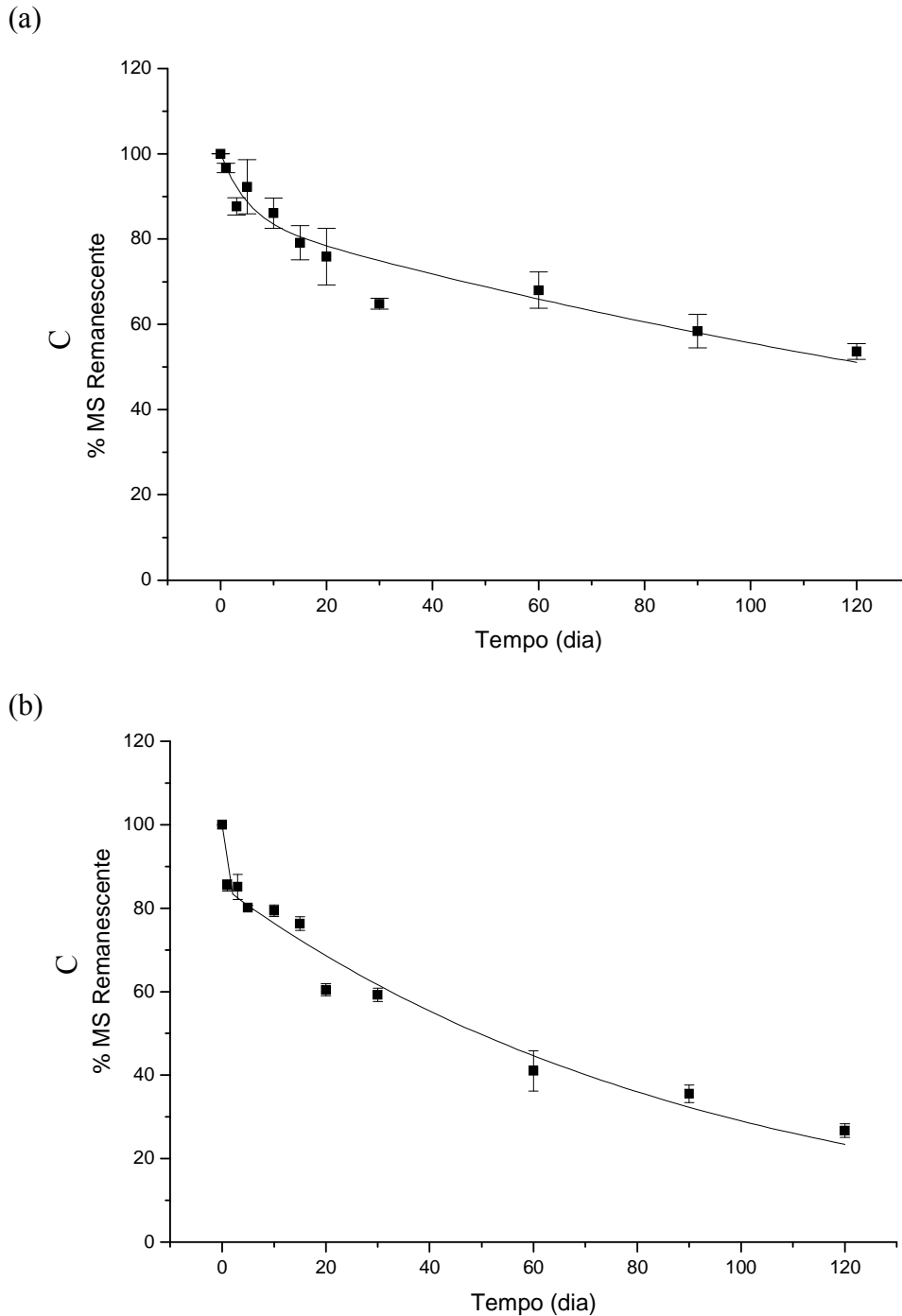
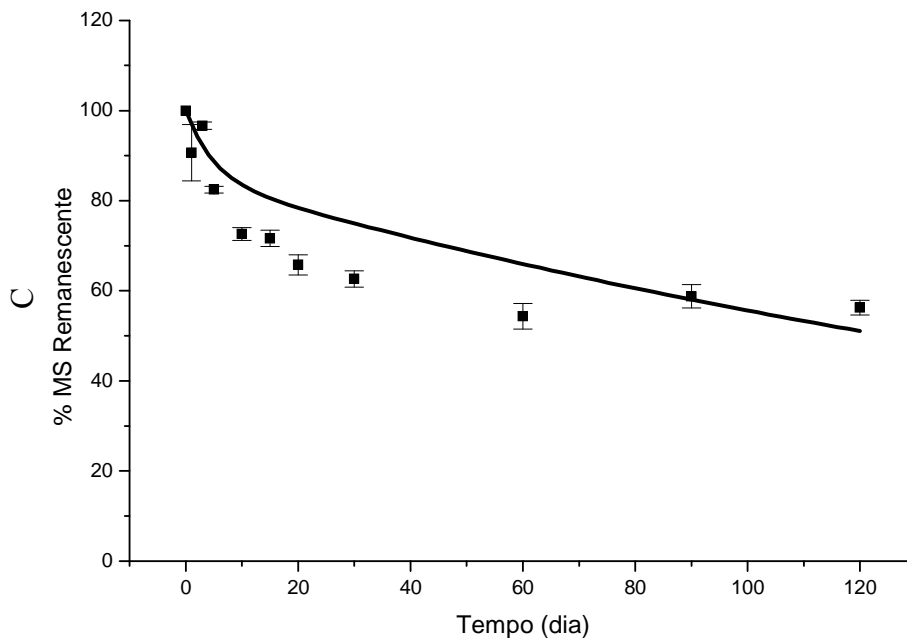


Figura 24. Decaimento de carbono em detritos de *B. subquadripara* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca - A perda de carbono no primeiro dia foi semelhante nos detritos incubados nos reservatórios de Lajes (9,8%; $k_{LS} = 0,07 \text{ dia}^{-1}$) e de Vigário (9,6%; $k_{LS} = 0,06 \text{ dia}^{-1}$). O decaimento evoluiu de forma similar nos dois reservatórios, com diferença média de 1,5% entre os dois reservatórios, até o vigésimo dia, e de 10 % do trigésimo dia até o final do experimento. Ao final dos 120 dias, as curvas de decaimento mostraram perdas totais de 59,1% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,003 \text{ dia}^{-1}$) e de 43,6% naqueles incubados em Lajes ($k_R = 0,0003 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 20).

(a)



(b)

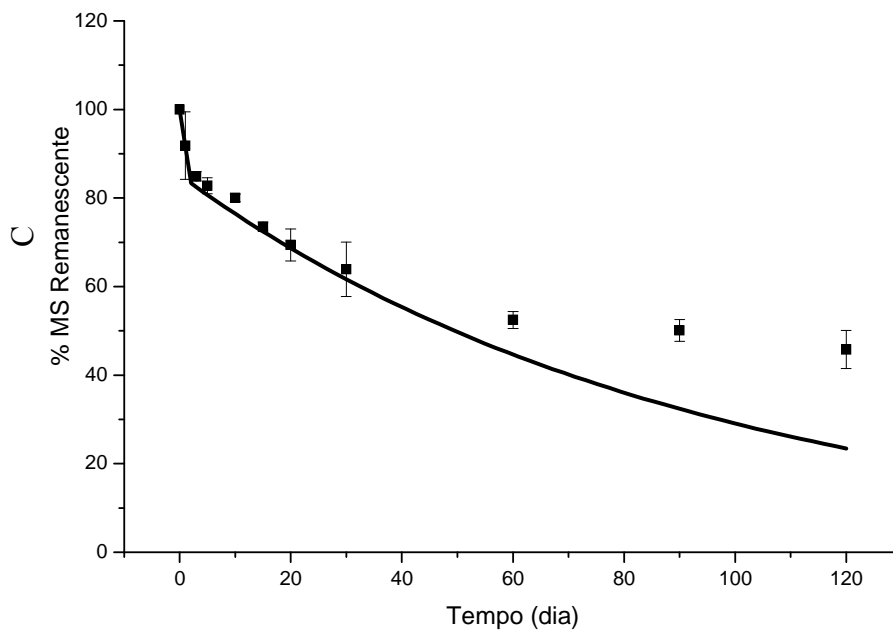


Figura 25. Decaimento de carbono em detritos de *B. subquadripapa* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.3. Cinética da perda de massa em base de fósforo (P)

O decaimento de fósforo ocorreu em padrão bifásico para os detritos de todas as espécies e nos dois reservatórios, com valores de decaimento que variaram de 56% a 75% no primeiro dia (lixiviação e oxidação).

No período chuvoso apenas os detritos *P. stratiotes* apresentaram decaimento maior de P no reservatório de Vigário, contudo a diferença entre as cinéticas nos dois reservatórios não foi significativa. Os detritos de *S. montevidensis* apresentaram maior decaimento em Lajes, mas a diferença também não foi significativa. Os demais detritos apresentaram maior decaimento maior no reservatório de Lajes, com diferença significativa. Os tempos de meia vida dos detritos foram maiores no reservatório de Vigário, com os mais refratários variando de 89,3 dias (*E. crassipes*) a 686,3 dias (*B. subquadripara*) e os mais facilmente decomponíveis de 55,5 dias (*S. montevidensis*) a 38,9 dias (*P. stratiotes*), conforme pode ser visto nos Anexos 1 e 2. Este parâmetro não pôde ser calculado para os detritos de *S. auriculata*.

No período seco os detritos *P. stratiotes* também apresentaram decaimento maior de P no reservatório de Vigário, contudo a diferença entre as cinéticas nos dois reservatórios foi significativa. Os detritos de *E. crassipes* e *S. montevidensis* apresentaram maior decaimento em Lajes, mas a diferença entre as cinéticas também não foi significativa. Os detritos de *S. auriculata* apresentaram aumento de massa em base de P e os dados não se ajustaram ao modelo. Os tempos de meia vida dos detritos de *S. auriculata* e *B. subquadripara* não puderam ser calculados, mas os mais refratários (*E. crassipes*) variaram de 73,9 dias em Lajes a 109,5 dias em Vigário, os detritos mais facilmente decomponíveis (*S. montevidensis* e *P. stratiotes*) de 20 dias a 25 dias em Lajes e de 19 dias a 51 dias em Vigário (Anexos 3 e 4)..

No geral, o a perda de massa após 120 dias variou entre 73% e 96 %, com exceção dos detritos de *S. auriculata* em cujo decaimento apresentou cinética diferente nos dois ambientes estudados (Tabela 8).

Tabela 8. Resumo da cinética de perda de massa em base de P (%) nos reservatórios de Lajes e Vigário nos períodos chuvoso e seco.

Espécie	Local	k_{LS} (dia⁻¹)	k_R (dia⁻¹)	Perda total de MS (%)	p valor ($\alpha = 0,05$)
Período chuvoso					
<i>S. auriculata</i>	LAJ	2,365	-	26,03	0,0001 ***
	VIG	-	-	- 42,72 ¹	
<i>E. crassipes</i>	LAJ	1,706	0,008	85,53	0,0001 ***
	VIG	1,346	0,008	81,75	
<i>S. montevidensis</i>	LAJ	1,589	0,020	95,61	0,190 ns
	VIG	2,175	0,013	91,86	
<i>P. stratiotes</i>	LAJ	1,824	0,018	89,17	0,051 ns
	VIG	3,189	0,018	92,80	
<i>B. subquadripara</i>	LAJ	2,421	0,004	82,91	0,0009 **
	VIG	2,420	0,001	73,13	
Período seco					
<i>S. auriculata</i>	LAJ ¹	-	-	26,03	0,085 ns
	VIG ¹	-	-	- 17,82 ¹	
<i>E. crassipes</i>	LAJ	0,368	0,007	77,59	0,061 ns
	VIG	0,451	0,006	73,99	
<i>S. montevidensis</i>	LAJ	4,622	0,028	95,09	0,190 ns
	VIG	1,995	0,014	92,93	
<i>P. stratiotes</i>	LAJ	1,500	0,034	94,03	0,051 ns
	VIG	2,326	0,035	94,76	
<i>B. subquadripara</i>	LAJ	0,346	0,005	76,22	0,005 **
	VIG	-	-	36,38	

(-) Coeficientes de decaimento não determinados devido aos dados não serem aplicáveis ao modelo proposto; (1) Houve adesão de material particulado.

5.3.1. Decaimento de P nos detritos de *Salvinia auriculata*

Estação chuvosa – No primeiro dia, a perda de P no reservatório de Lajes (29,2%) foi mais rápida ($k_{LS} = 2,36 \text{ dia}^{-1}$) que em Vigário (12,7%; $k_{LS} = 0 \text{ dia}^{-1}$). Até o quinto dia houve perda de massa crescente nos dois reservatórios (Lajes = 37,84%; Vigário = 14,41%), mas a partir do décimo dia a perda de massa praticamente se estabilizou no reservatório de Lajes chegando a 26% ($k_R = 0 \text{ dia}^{-1}$) no final do experimento. No reservatório de Vigário, a partir do décimo dia ocorreu adesão de material particulado externo, que aumentou em 42,72% a massa inicial dos detritos ao final do experimento. Os resultados não permitiram ajuste no modelo proposto, não sendo possível gerar os coeficientes de decaimento e demais parâmetros (Figura 21).

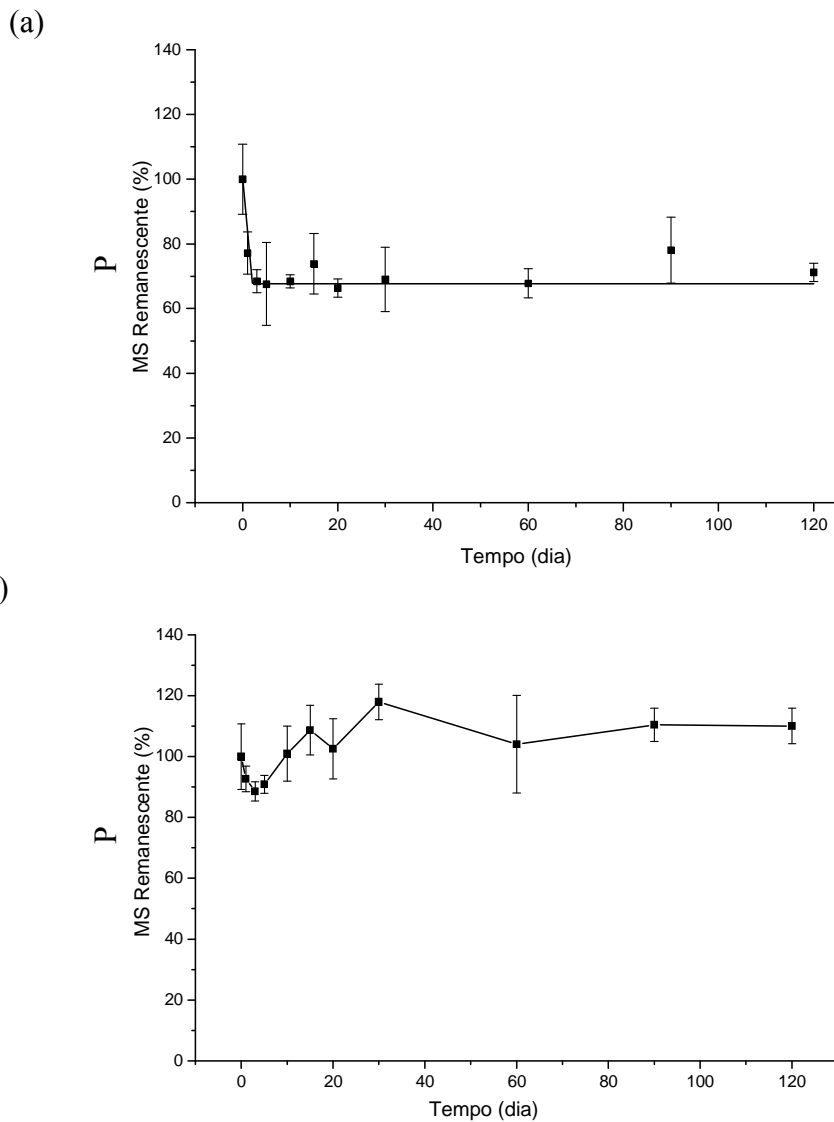
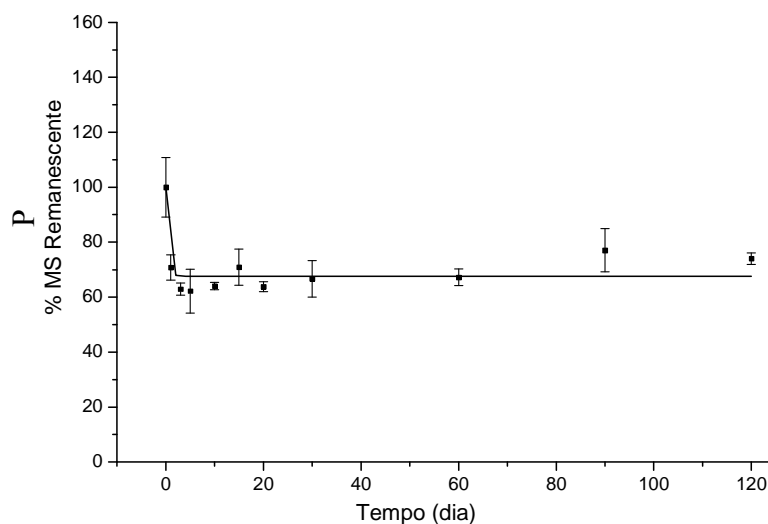


Figura 26. Decaimento de fósforo em detritos de *S. auriculata* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca - No primeiro dia, as perdas de P apresentaram valores semelhantes nos detritos incubados nos reservatórios de Lajes (14,95%) e de Vigário (16,53%). Mesmo um pouco maiores no reservatório de Lajes, a amplitude dos valores de desvio padrão (DP = 2,81% e 7,59%, respectivamente) permitem considerar os valores similares. A cinética de perda de massa de P nos detritos de *S. auriculata* no reservatório de Lajes foi diferente dos detritos das demais espécies, com perdas totais três vezes menores. A partir do nonagésimo dia notou-se adesão de material particulado externo nos detritos incubados em Vigário, que aumentou em 17,82% a massa inicial dos detritos ao final do experimento. As perdas totais de P nos detritos incubados no reservatório de Lajes foram de 26,07%. Devido à cinética de decomposição apresentada por esses detritos os dados não puderam ser ajustados pelo modelo, não sendo possível gerar os coeficientes de decaimento e demais parâmetros (Figura 22).

(a)



(b)

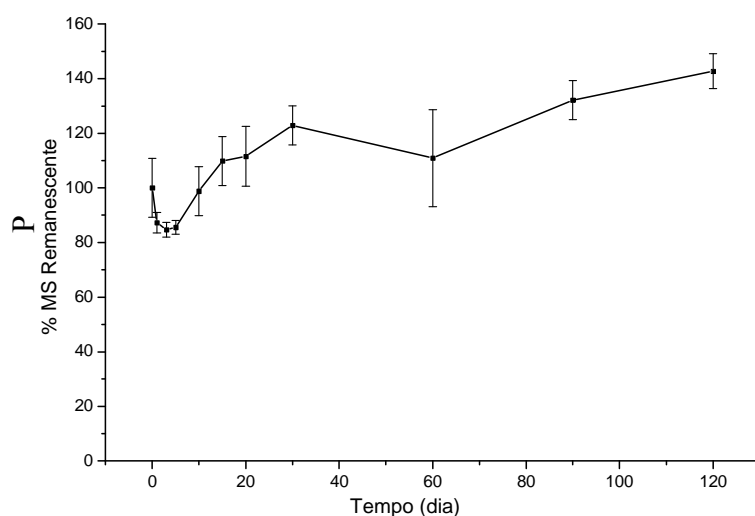


Figura 27. Decaimento de fósforo em detritos de *S. auriculata* nos reservatórios de Lajes (LAJ) e Vigário (VIG) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.3.2. Decaimento de P nos detritos de *Eichhornia crassipes*

Estação chuvosa - Nas primeiras 24 horas (lixiviação), os detritos desta espécie apresentaram perda de 42,8% de fósforo no reservatório de Vigário ($k_{LS} = 1,34 \text{ dia}^{-1}$) e de 52,9% no reservatório de Lajes ($k_{LS} = 1,70 \text{ dia}^{-1}$). O decaimento deste elemento manteve valores entre 40% e 50% até o terceiro dia; do quinto ao décimo dia as perdas aumentaram, ficando entre 50% e 6%; no nonagésimo dia as perdas ficaram entre 70% e 80%, tendo sido maiores nos detritos incubados no reservatório de Lajes. Ao final do experimento as curvas de perda de massa de fósforo mostraram que estas foram de 85,5% nos detritos incubados no reservatório de Lajes ($k_R = 0,008 \text{ dia}^{-1}$) e de 81,7% ($k_R = 0,014 \text{ dia}^{-1}$) no reservatório de Lajes (Figura 23).

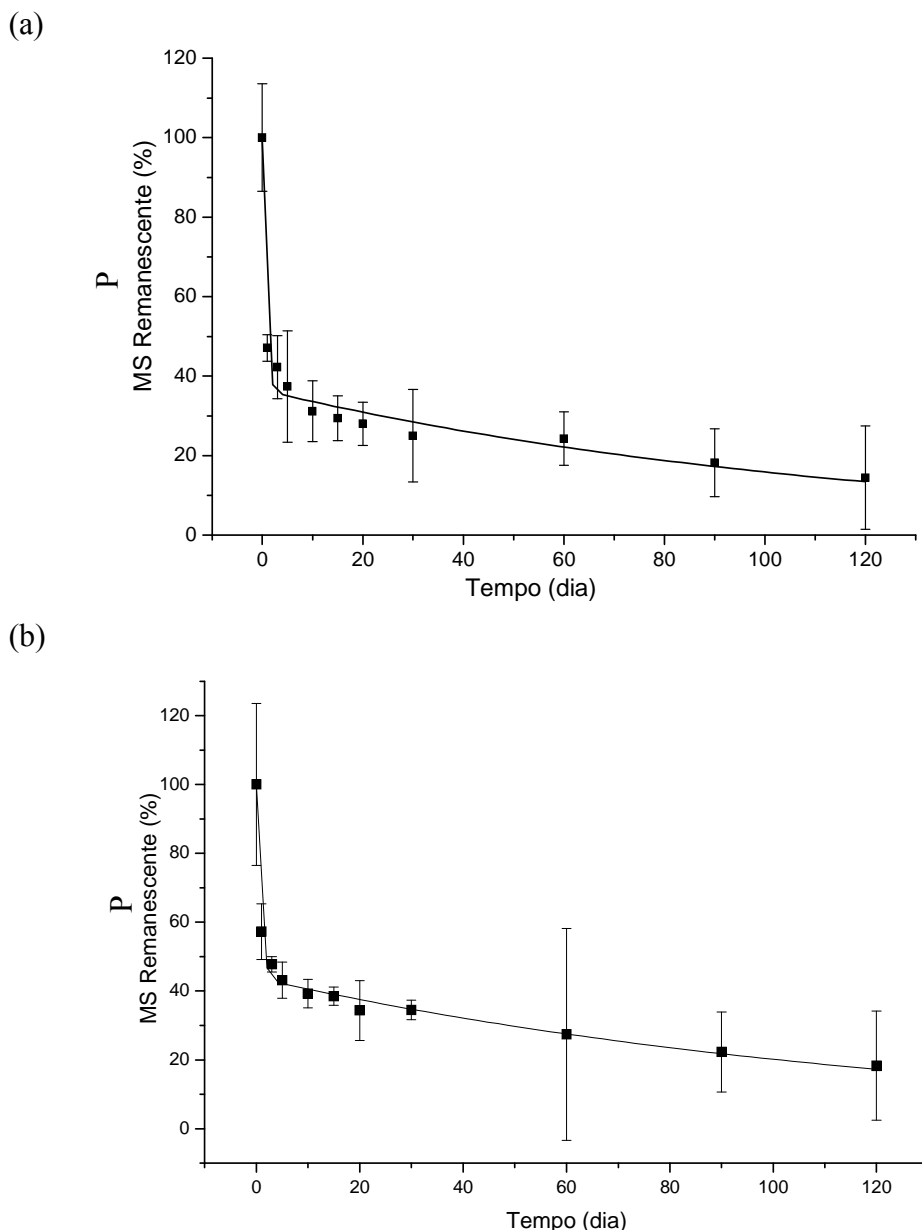


Figura 28. Decaimento de fósforo em detritos de *E. crassipes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – No primeiro dia, esses detritos apresentaram perda de 7,2% (DP = 16,8%) de fósforo no reservatório de Vigário ($k_{LS} = 0,45 \text{ dia}^{-1}$) e de 29,6% (DP = 1,69 %) no reservatório de Lajes ($k_{LS} = 0,37 \text{ dia}^{-1}$). No quinto dia o decaimento de fósforo ultrapassou a casa dos 50% nos detritos incubados nos dois os reservatórios e ao final do experimento as perdas totais foram de 77,6% nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,007 \text{ dia}^{-1}$) e de 74% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,006 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 24).

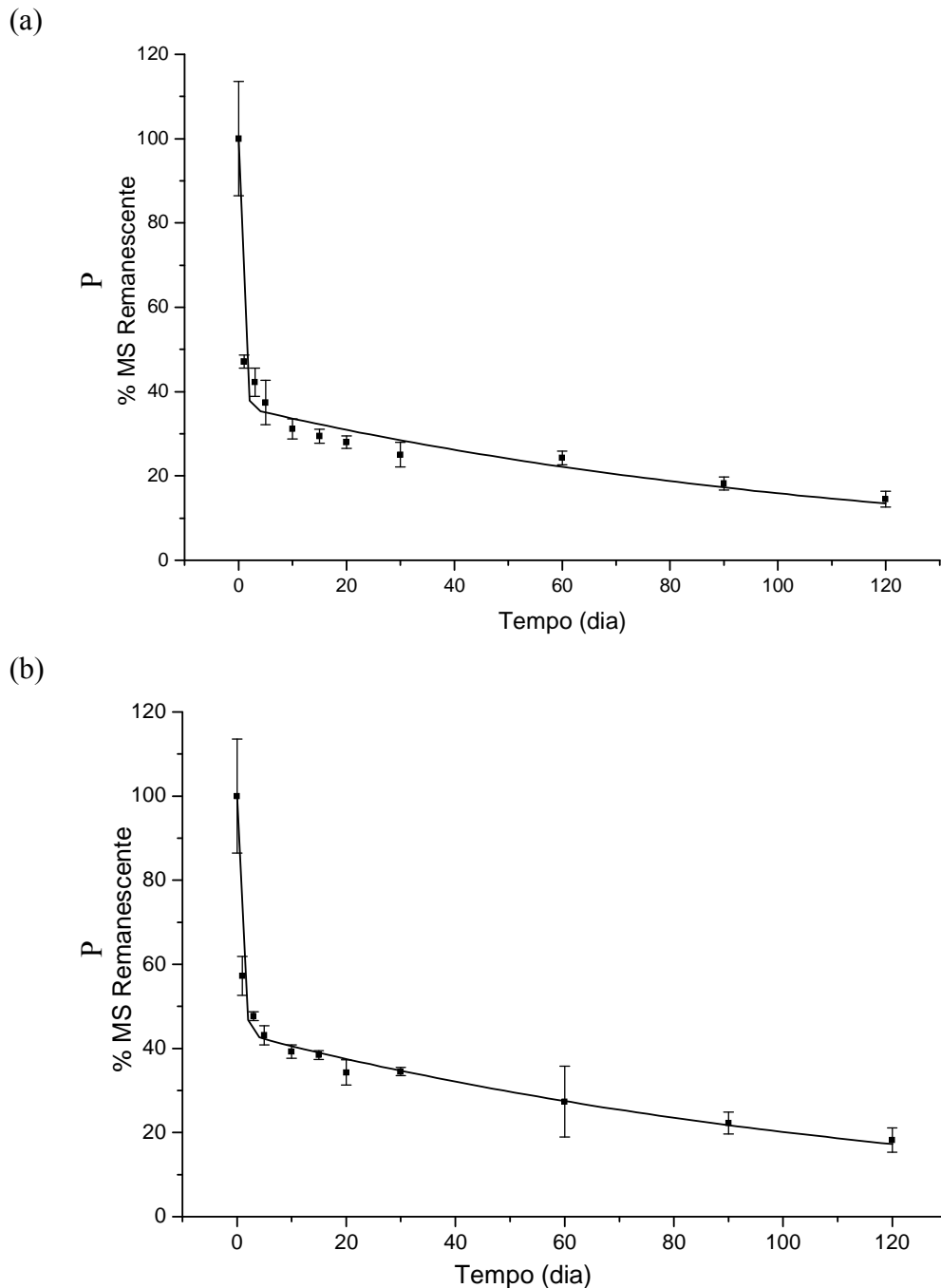


Figura 29. Decaimento de fósforo em detritos de *E. crassipes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.3.3. Decaimento de P nos detritos de *Sagittaria montevidensis*

Estação chuvosa - A perda de massa em base de P no primeiro dia foi maior nos detritos incubados no reservatório de Vigário (64%; $k_{LS} = 2,17 \text{ dia}^{-1}$) do que em Lajes (57%; $k_{LS} = 1,58 \text{ dia}^{-1}$), permanecendo estável até o terceiro dia. No décimo quinto dia as perdas alcançaram 70% a 80%, passando a ser maiores nos detritos incubados em Lajes. Após 120 dias, as curvas de perda de massa mostraram 95,6% de perda nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,020 \text{ dia}^{-1}$) e de 91,8% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,012 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 25).

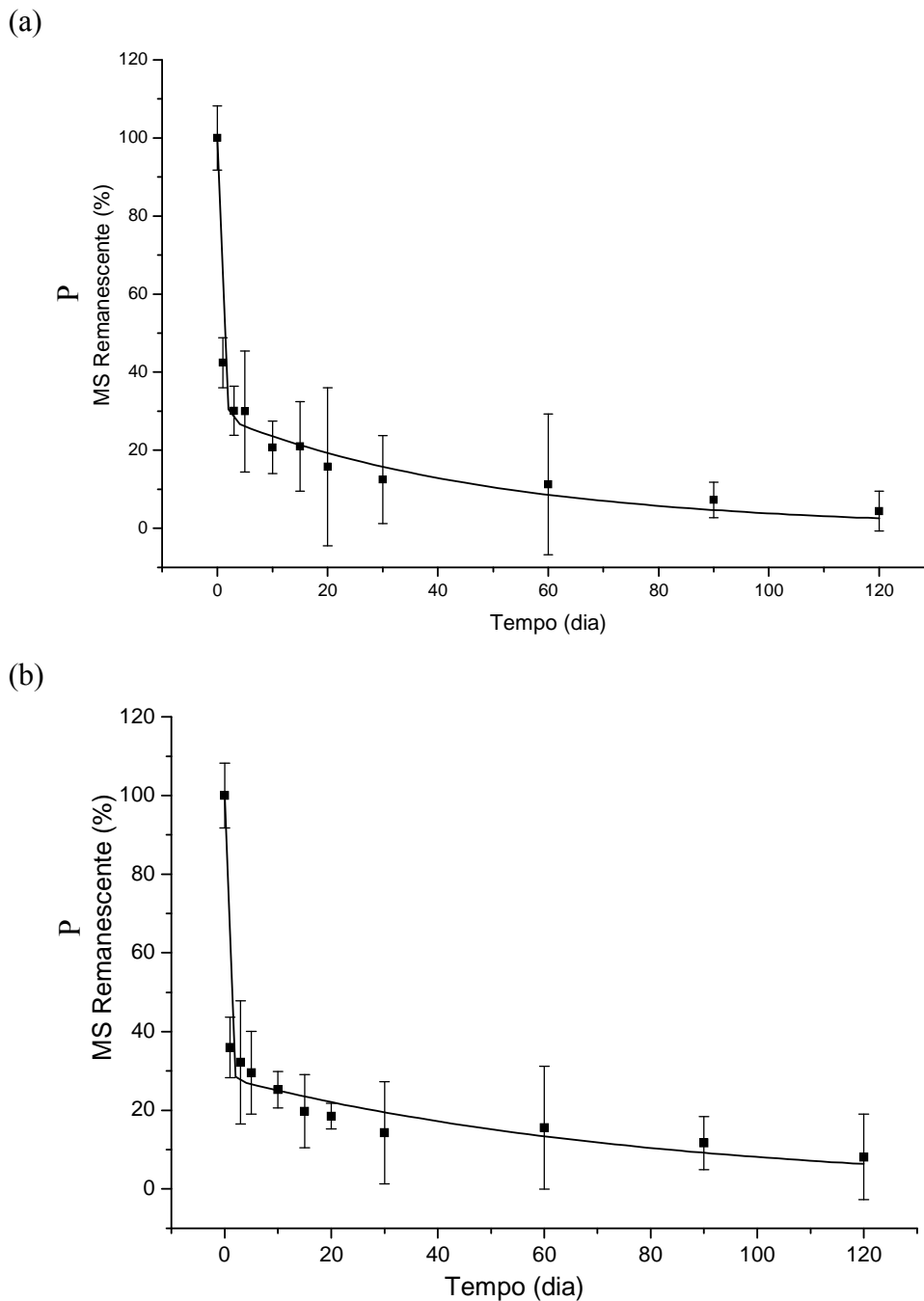


Figura 30. Decaimento de fósforo em detritos de *S. montevidensis* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – No primeiro dia, o decaimento de P foi maior no reservatório de Lajes (76%; $k_{LS} = 4,62 \text{ dia}^{-1}$) que em Vigário (69,8%; $k_{LS} = 1,99 \text{ dia}^{-1}$). As perdas de massa aumentaram gradativamente e de forma similar nos dois reservatórios. Após 120 dias os detritos incubados no reservatório de Lajes apresentaram perdas totais maiores (95,1%; $k_R = 0,028 \text{ dia}^{-1}$) do que os incubados em Vigário (92,9%; $k_R = 0,014 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 26).

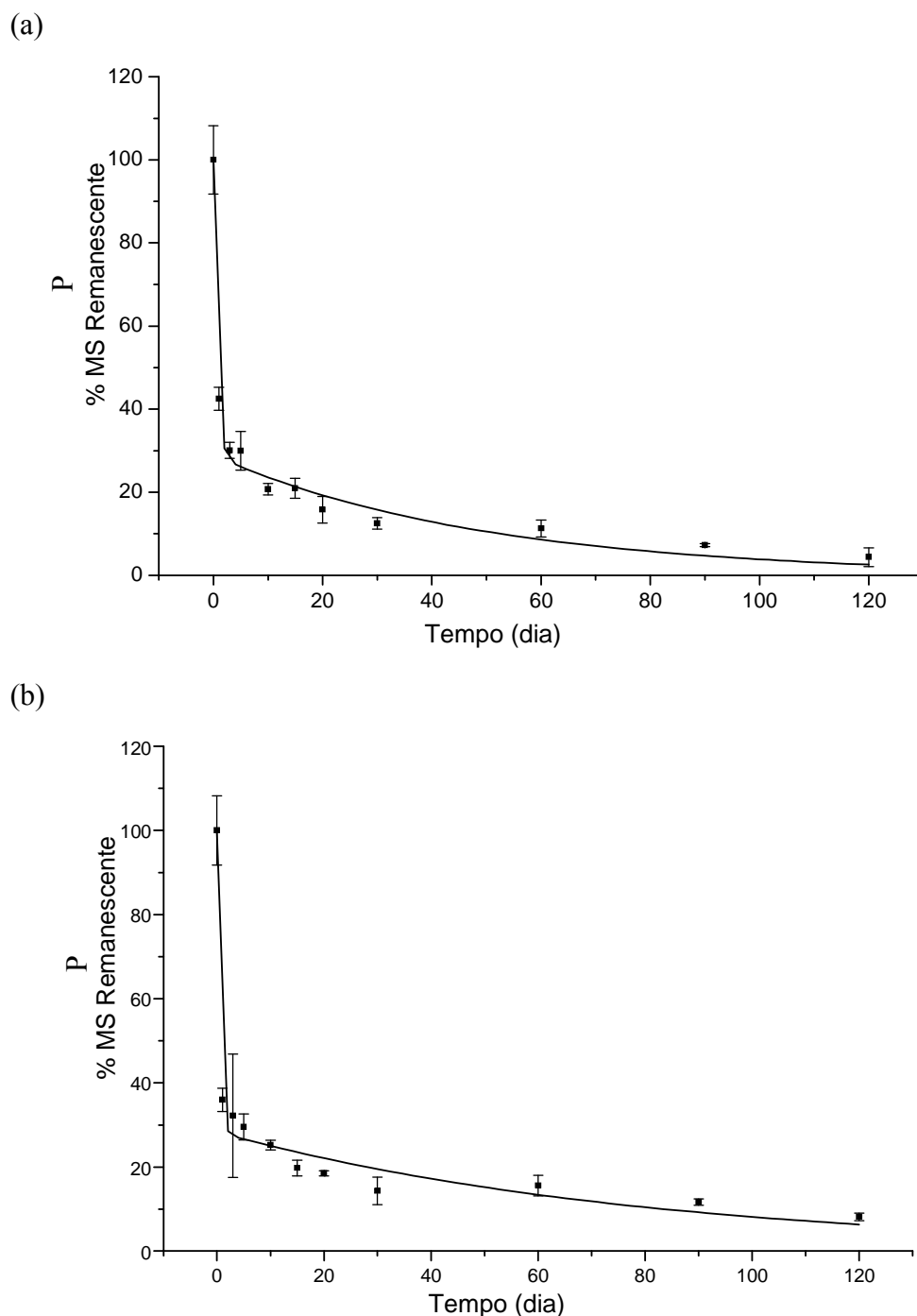
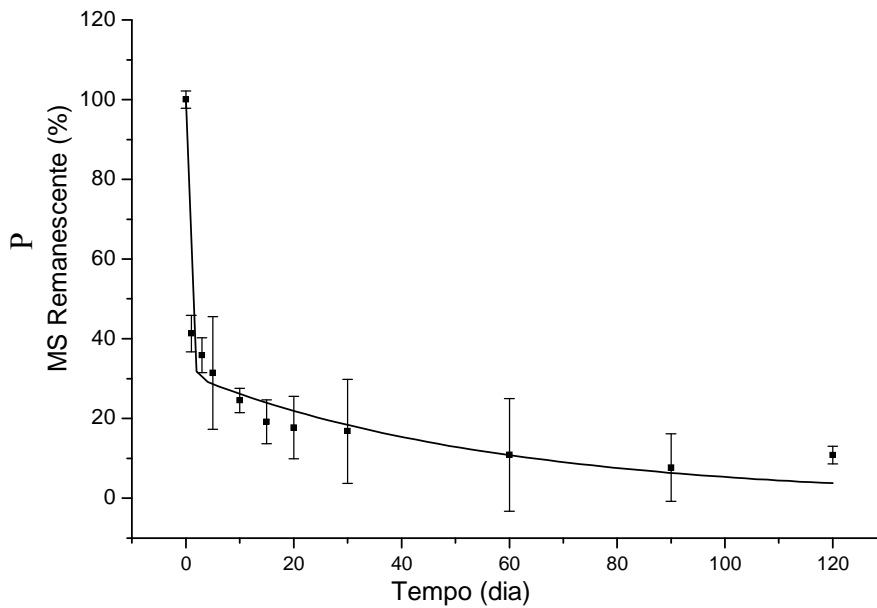


Figura 31. Decaimento de fósforo em detritos de *S. montevidensis* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.3.4. Decaimento de P nos detritos de *Pistia stratiotes*

Estação chuvosa – Esses detritos apresentaram perda de fósforo de 58,7% em Lajes ($k_{LS} = 1,82 \text{ dia}^{-1}$) e 60,8% em Vigário ($k_{LS} = 3,18 \text{ dia}^{-1}$) no primeiro dia. No décimo quinto dia as perdas foram de 70% a 80%, sendo maiores nos detritos incubados em Lajes. Ao final dos 120 dias as curvas de decaimento mostraram que as perdas totais de fósforo foram de 89,2% nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,017 \text{ dia}^{-1}$) e de 92,8% em Vigário ($k_R = 0,017 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 27).

(a)



(b)

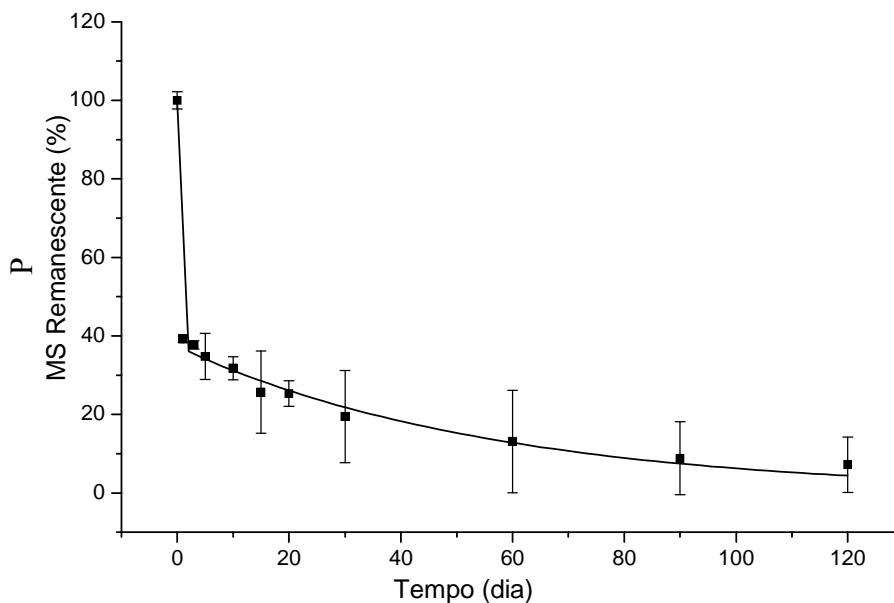


Figura 32. Decaimento de fósforo em detritos de *P. stratiotes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – As perdas de P no primeiro dia foram de 57,5% nos detritos incubados em Lajes ($k_{LS} = 1,50 \text{ dia}^{-1}$) e 69,8% nos detritos incubados em Vigário ($k_{LS} = 2,33 \text{ dia}^{-1}$). No quinto dia as perdas foram de 66% nos detritos incubados em Vigário e 70% nos detritos de Lajes, elevando-se de forma gradual e similar entre os detritos dos dois reservatórios até o final do experimento. Após 120 dias, as perdas totais de fósforo foram de 94% nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,034 \text{ dia}^{-1}$) e 94,8% em Vigário ($k_R = 0,035 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 28).

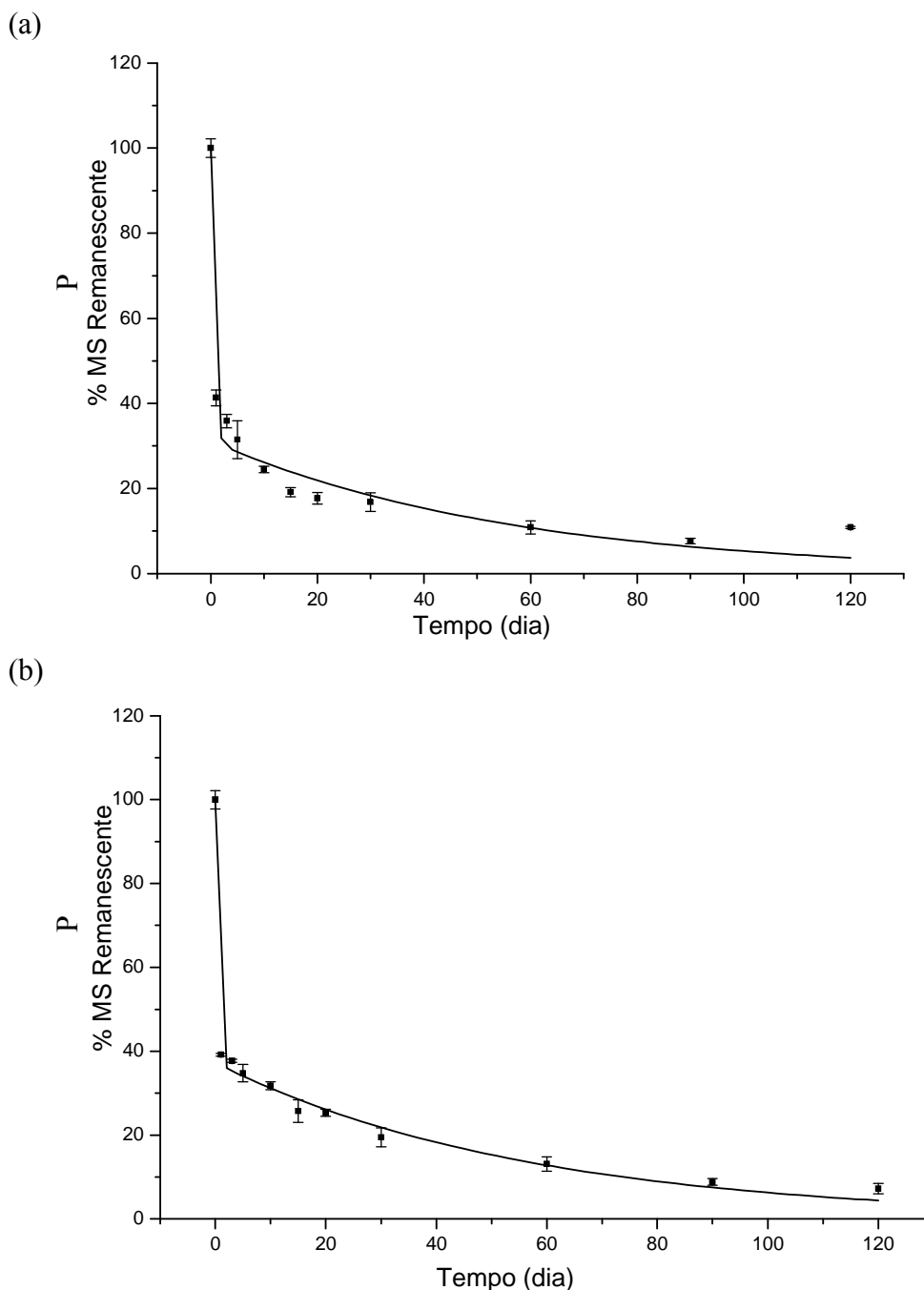
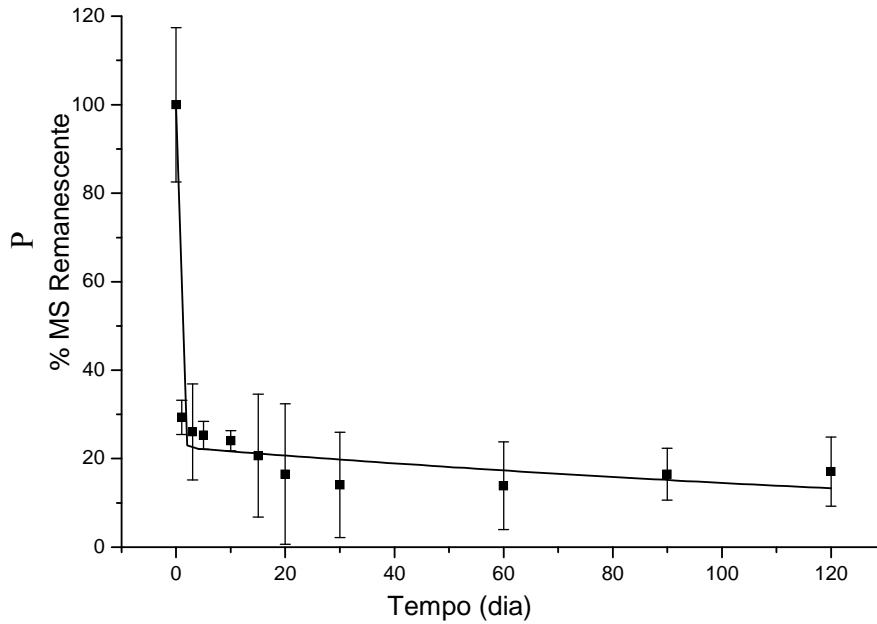


Figura 33. Decaimento de fósforo em detritos de *P. stratiotes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.3.5. Decaimento de P nos detritos de *Brachiaria subquadriflora*

Estação chuvosa – As perdas de P nesses detritos no primeiro dia foram de 70,7% em Lajes ($k_{LS} = 2,42 \text{ dia}^{-1}$) e 75,4% em Vigário ($k_{LS} = 2,42 \text{ dia}^{-1}$). No terceiro dia em diante o decaimento aumentou de forma gradual, sendo mais intenso em Lajes, chegando ao final do experimento com perdas totais de 82,9% nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,004$) e de 73,1% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,001 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 29).

(a)



(b)

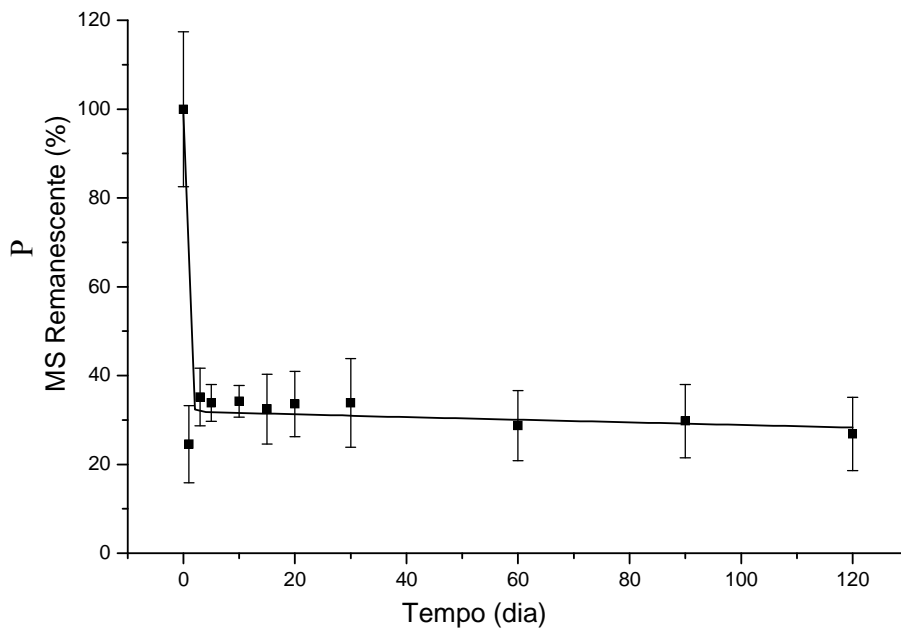


Figura 34. Decaimento de fósforo em detritos de *B. subquadriflora* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – Neste período as perdas de P foram bem menores que na estação chuvosa, sendo de 32,6% nos detritos incubados em Lajes e 30,6% nos detritos incubados em Vigário. Até o décimo quinto dia, os reservatórios perderam de 52 % a 54 % do teor de P inicial. Ao final dos 120 dias, a perda total deste elemento nos detritos decompostos em Lajes foi de 76,2% e nos decompostos em Vigário foi de apenas 36,4%. Os dados não se adequaram ao modelo proposto, não permitindo gerar os parâmetros (Figura 30).

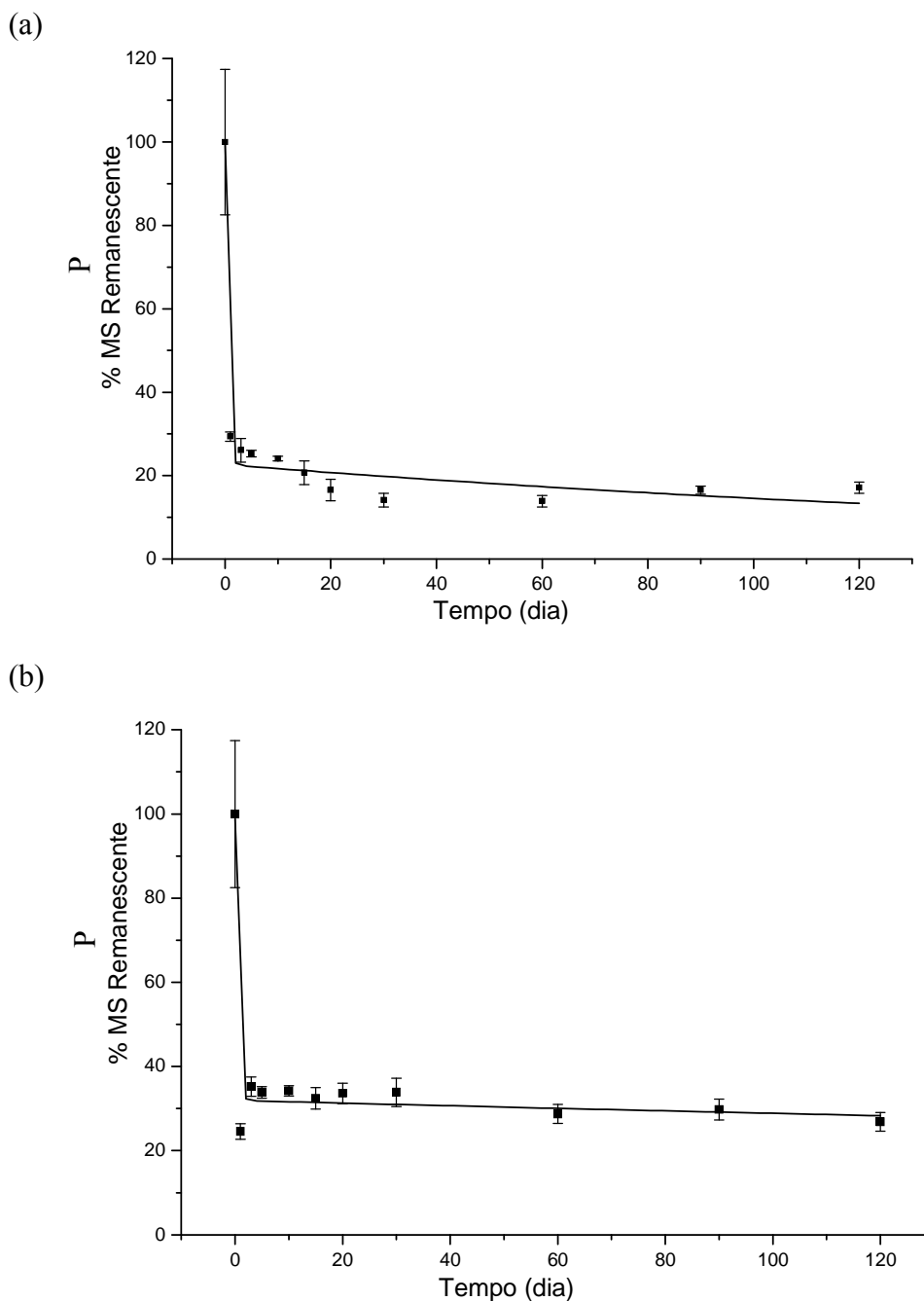


Figura 35. Decaimento de fósforo em detritos de *B. subquadripara* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.4. Cinética da perda de massa em base de nitrogênio (N)

De maneira geral, o decaimento de nitrogênio ocorreu em padrão bifásico para os detritos de todas as espécies, com exceção dos detritos de *S. auriculata* que apresentaram cinética diferente entre os reservatórios e entre os períodos de chuvas e seco (Tabela 9).

No período de chuvas, os detritos de quatro espécies (*E. crassipes*, *S. montevidensis*, *P. stratiotes* e *B. subquadripara*) apresentaram perda de massa total de N maior no reservatório de Vigário, e apenas os detritos de *S. auriculata* apresentaram perda de massa de N maior em Lajes. Os tempos de meia vida dos detritos foram maiores no reservatório de Lajes e apenas nos detritos de *B. subquadripara* foi maior em Vigário (686,3 dias) do que em Lajes (156,1). Nos detritos mais refratários variou de 641,8 dias (*B. subquadripara*) a 1690,6 dias (*S. auriculata*) no reservatório de Lajes e de 97,4 dias (*B. subquadripara*) a 1359,1 dias (*S. auriculata*) no reservatório de Vigário. Nos detritos lábeis variou de 49,2 dias (*P. stratiotes*) a 99,1 dias (*S. montevidensis*) no reservatório de Lajes e de 35,9 dias (*P. stratiotes*) a 55,5 dias (*S. montevidensis*) no reservatório de Vigário. Os detritos de *E. crassipes* apresentaram baixo tempo de meia vida de N, variando de 61,45 dias no reservatório de vigário a 162,3 dias em Lajes.

No período de seco, os detritos das cinco espécies apresentaram perda de massa total maior no reservatório de Vigário. Os tempos de meia vida dos detritos foram maiores no reservatório de Lajes. Nos detritos mais refratários variou de 162,33 dias (*E. crassipes*) a 1690,60 dias (*S. auriculata*) e nos detritos mais lábeis variou de 49,16 dias (*P. stratiotes*) a 99,1 dias (*S. montevidensis*), como pode ser visto nos Anexos 1 e 2. No período seco, os detritos de *E. crassipes* também apresentaram baixo tempo de meia vida de N, variando de 55,4 dias no reservatório de vigário a 74 dias em Lajes. A meia vida dos detritos de *S. auriculata* não pôde ser calculada neste período (Anexos 3 e 4).

Tabela 9. Resumo da cinética de perda de massa (%) em base de N nos reservatórios de Lajes e Vigário nos períodos chuvoso e seco.

Espécie	Local	k_{LS} (dia⁻¹)	k_R (dia⁻¹)	Perda total de MS (%)	p valor ($\alpha = 0,05$)
Período chuvoso					
<i>S. auriculata</i>	LAJ	0,610	0,000	11,89	0,968 ^{ns}
	VIG	1,217	0,001	10,74	
<i>E. crassipes</i>	LAJ	0,375	0,004	70,13	0,027 ^{**}
	VIG	1,500	0,011	73,61	
<i>S. montevidensis</i>	LAJ	0,213	0,007	71,49	0,018 [*]
	VIG	1,327	0,008	73,24	
<i>P. stratiotes</i>	LAJ	1,715	0,014	80,26	0,120 ^{ns}
	VIG	3,161	0,021	88,06	
<i>B. subquadripara</i>	LAJ	1,683	0,001	62,97	0,278 ^{**}
	VIG	1,600	0,007	76,11	
Período seco					
<i>S. auriculata</i>	LAJ	-	-	29,66	0,085 ^{ns}
	VIG	-	-	36,53	
<i>E. crassipes</i>	LAJ	2,632	0,009	71,56	0,009 ^{**}
	VIG	1,150	0,013	82,58	
<i>S. montevidensis</i>	LAJ	0,00	0,014	68,00	0,017 [*]
	VIG	0,518	0,015	73,81	
<i>P. stratiotes</i>	LAJ	0,000	0,014	85,25	0,120 ^{ns}
	VIG	1,500	0,035	93,78	
<i>B. subquadripara</i>	LAJ	0,068	0,001	55,51	0,446 ^{ns}
	VIG	0,191	0,005	60,00	

(-) Coeficientes de decaimento não determinados, pois os dados não foram aplicáveis ao modelo proposto;

5.4.1. Decaimento de N nos detritos de *Salvinia auriculata*

Estação chuvosa – No primeiro dia, a variação do teor de N dos detritos foi de 0,24% nos detritos incubados em Lajes e de 2,61% nos detritos incubados em Vigário (DP = 9,31 e 3,90, respectivamente). A partir do terceiro dia a perda de massa aumentou para 8% e 11%, permanecendo estáveis até final do experimento. Após 120 dias, as perdas totais deste elemento foram de 11,89% nos detritos incubados no reservatório de Lajes e de 10,74% nos detritos incubados em Vigário (Figura 31).

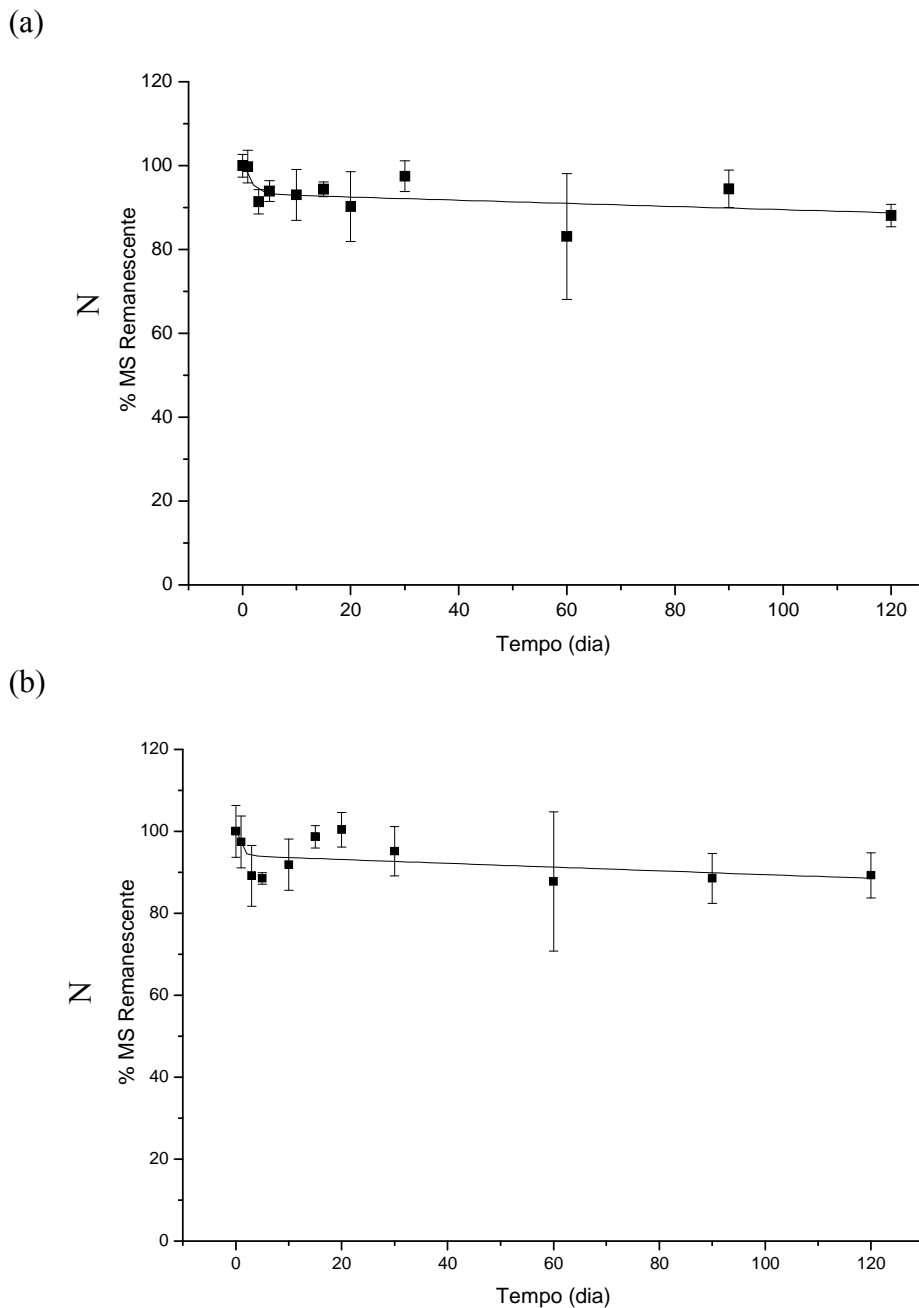


Figura 36. Decaimento de nitrogênio em detritos de *S. auriculata* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – A perda de N no primeiro dia foi diferente na estação seca, sendo de 7,02% nos detritos de Lajes e de 20,16% nos detritos de Vigário. A diferença entre os valores de perda de massa entre os reservatórios diminuiu até o trigésimo dia e voltaram a aumentar do sexagésimo dia até o final do experimento. Ao final dos 120 dias as perdas totais foram de 29,7% nos detritos decompostos em Lajes e 36,5% nos decompostos em Vigário. Com o modelo utilizado não foi possível o cálculo dos coeficientes (k_{LS} e k_R) para esses detritos (Figura 32).

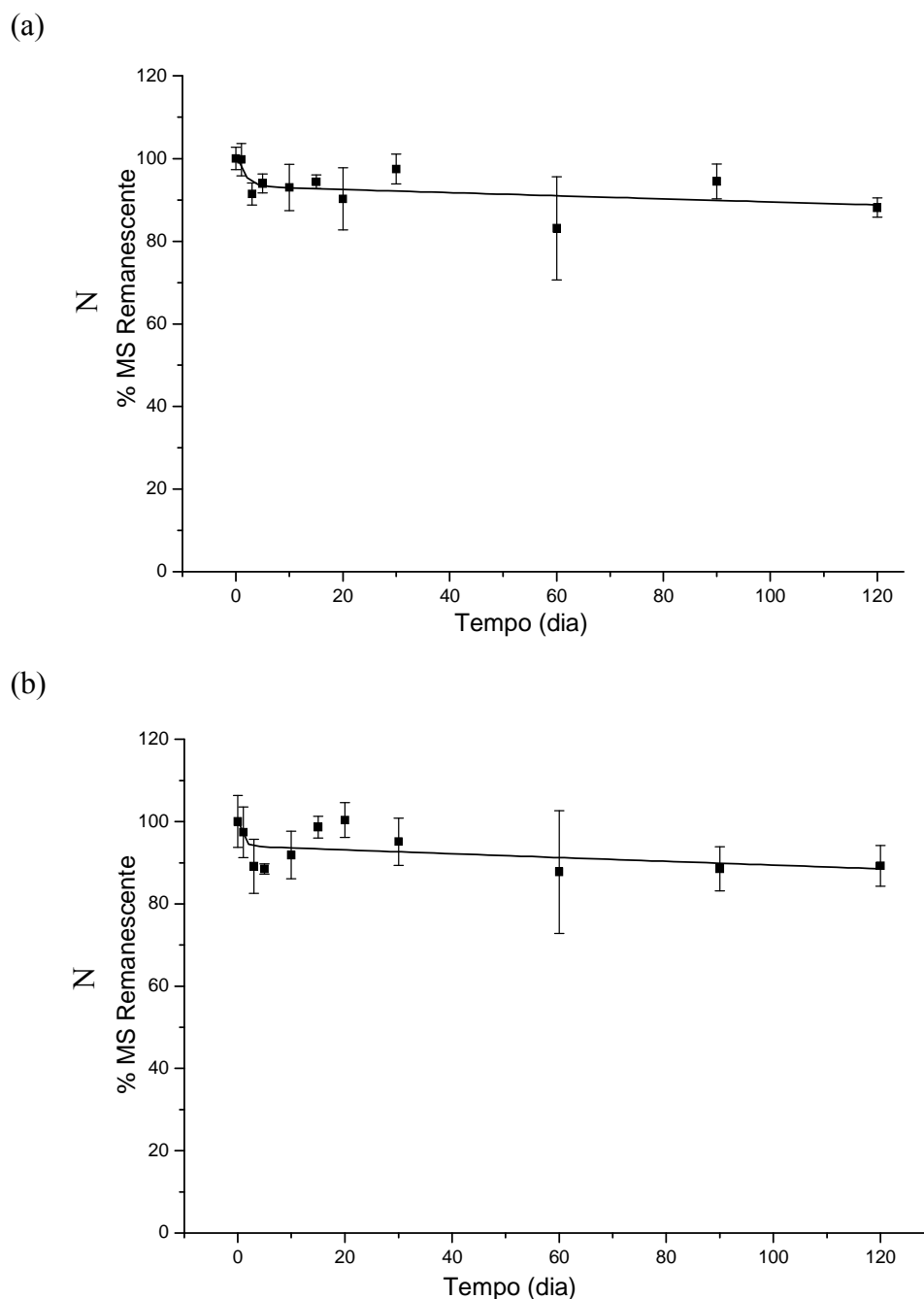
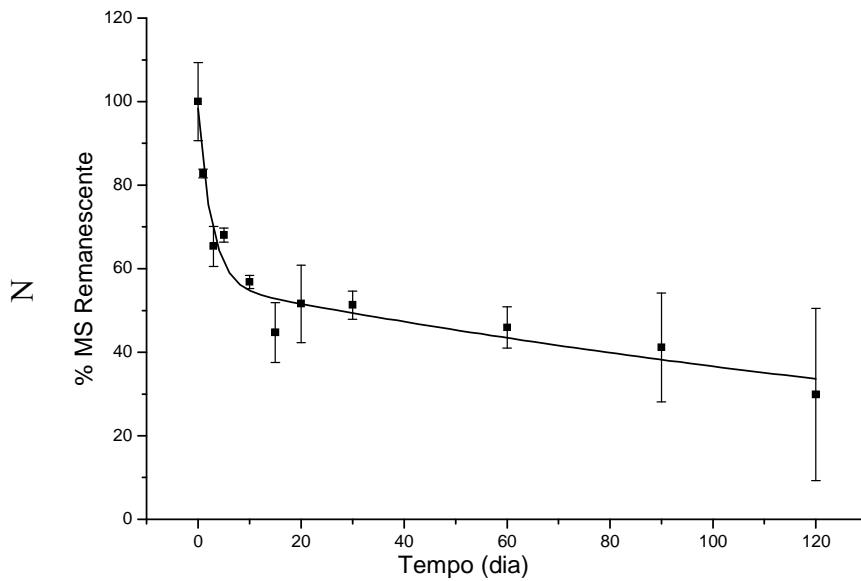


Figura 37. Decaimento de nitrogênio em detritos de *S. auriculata* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.4.2. Decaimento de N nos detritos de *Eichhornia crassipes*

Estação chuvosa - Os detritos apresentaram padrão bifásico, com perdas de 17,2% do N em Lajes ($k_{LS} = 0,37 \text{ dia}^{-1}$) e de 12,9% em Vigário ($k_{LS} = 1,5 \text{ dia}^{-1}$) no primeiro dia. Após 60 dias as perdas se igualaram nos reservatórios (54% e 53%), com taxas similares entre os ambientes até o final do experimento. Após 120 dias as perdas totais deste elemento chegaram a 70,1% nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,004 \text{ dia}^{-1}$) e 73,6% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,011 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 33).

(a)



(b)

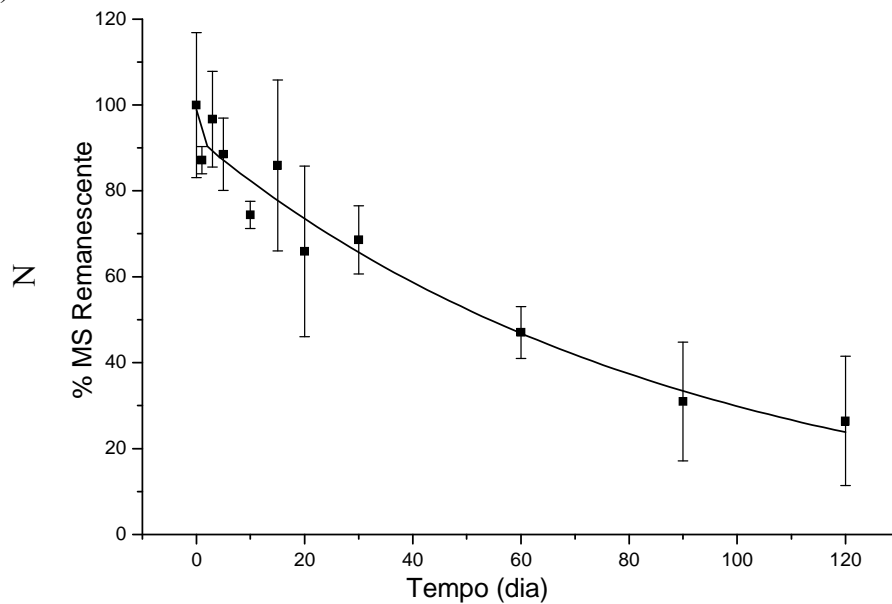


Figura 38. Decaimento de nitrogênio em detritos de *E. crassipes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca - Os detritos apresentaram padrão bifásico, com perdas de 31,9% do N inicial em Lajes ($k_{LS} = 2,63 \text{ dia}^{-1}$) e de 27,5% em Vigário ($k_{LS} = 1,5 \text{ dia}^{-1}$) no primeiro dia. A perda de massa aumentou gradativamente, com diferença variando de 3% a 13% entre os reservatórios, sendo maior no reservatório de Vigário, e chegando ao final de 120 dias com perdas totais de 71,7% nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,009 \text{ dia}^{-1}$) e 82,6% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,013 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 34).

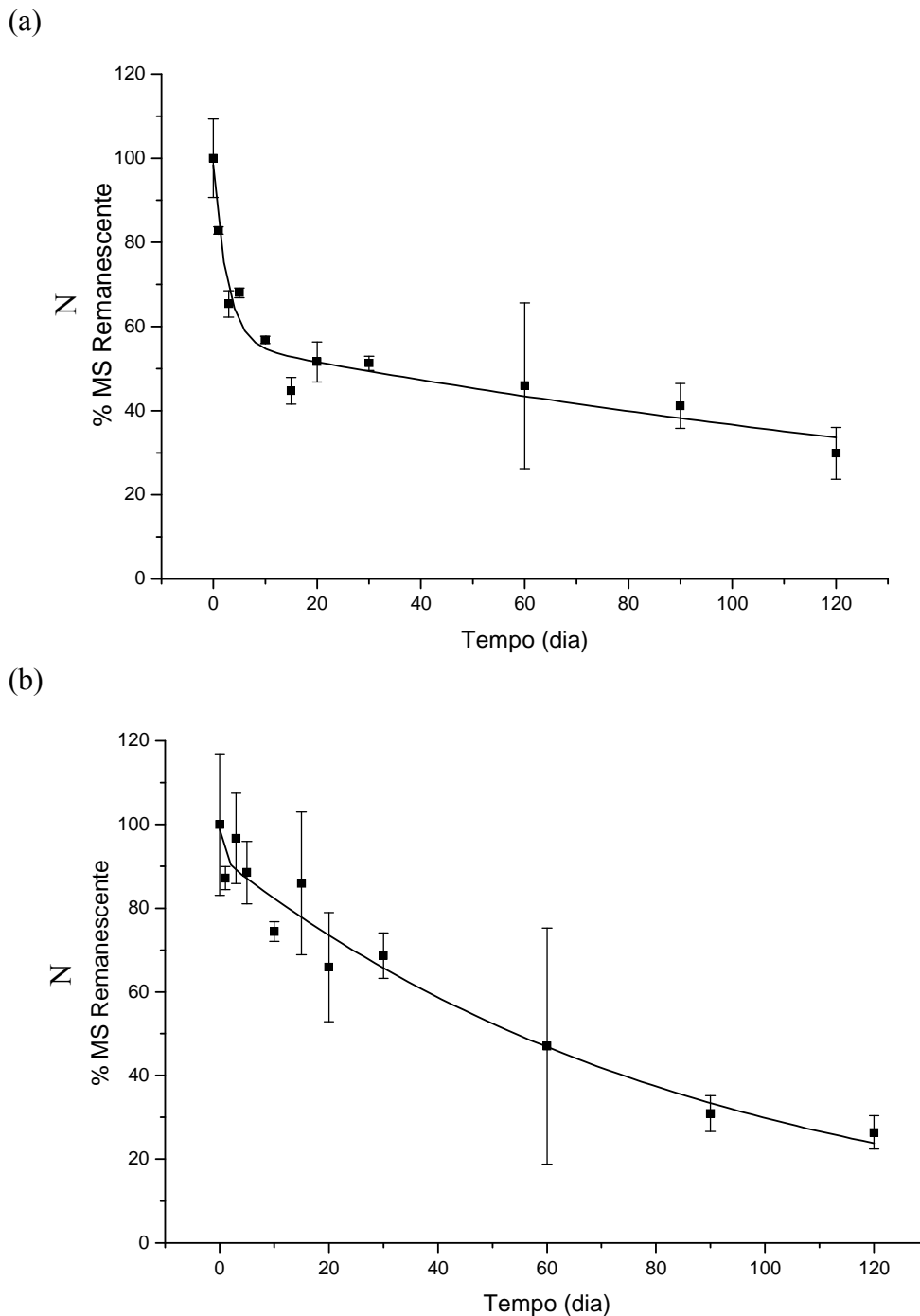


Figura 39. Decaimento de nitrogênio em detritos de *E. crassipes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.4.3. Decaimento de N nos detritos de *Sagittaria montevidensis*

Estação chuvosa – No primeiro dia, os detritos apresentaram perdas de N que variaram de 11,55% no reservatório de Lajes ($k_{LS} = 0,21 \text{ dia}^{-1}$) a 20,32% em Vigário ($k_{LS} = 1,32 \text{ dia}^{-1}$). A perda de massa aumentou gradualmente, com diferença variando em torno de 10%, maior no reservatório de Vigário, permanecendo estável neste patamar até o final do experimento. Ao final dos 120 dias, as perdas totais de N foram de 71,5% nos detritos incubados no reservatório de Lajes ($k_R = 0,006 \text{ dia}^{-1}$) e de 73,2% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,008 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 35).

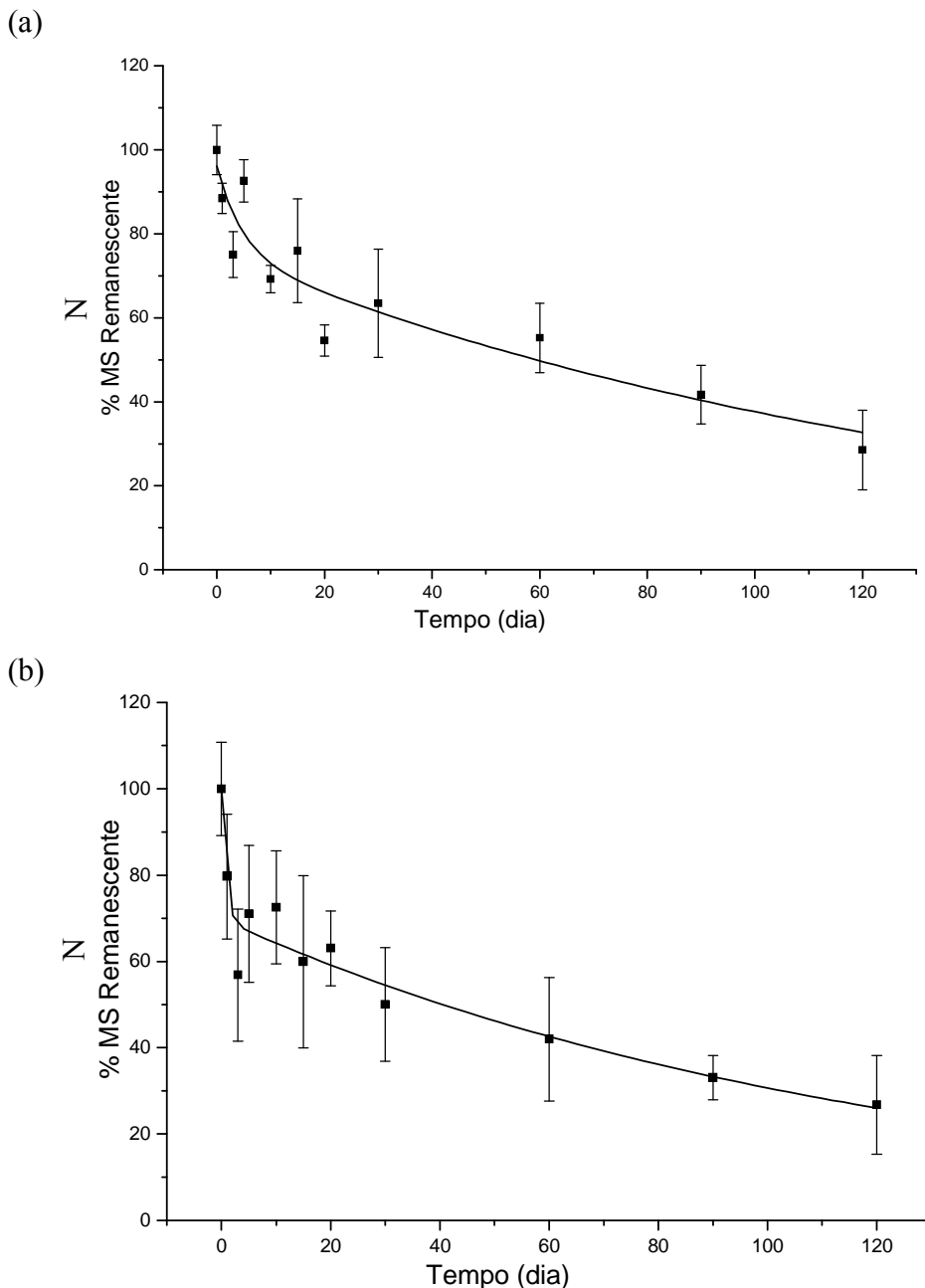
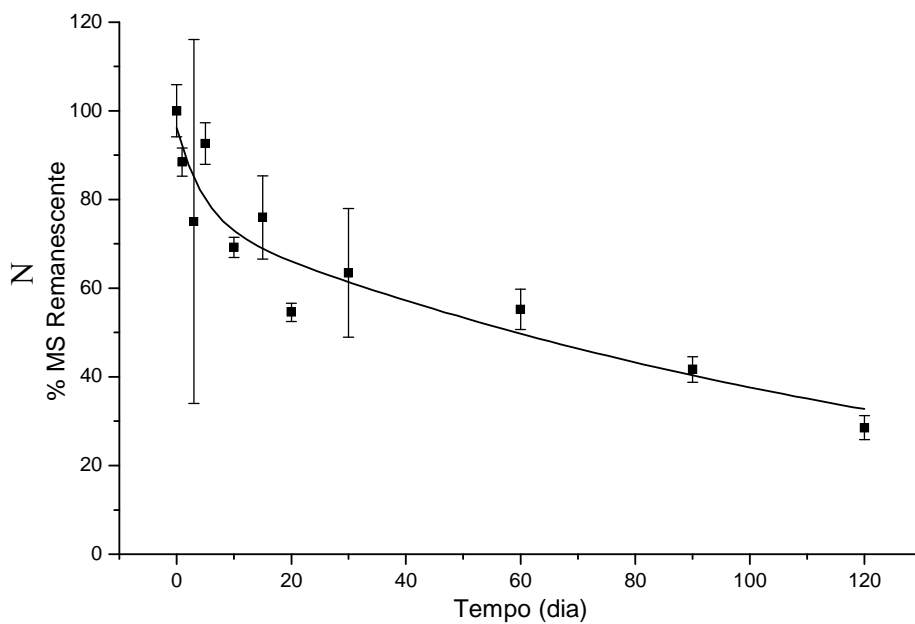


Figura 40. Decaimento de nitrogênio em detritos de *S. montevidensis* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca - No primeiro dia, os detritos apresentaram perdas de N inicial que variaram de 10,75% em Lajes ($k_{LS} = 0 \text{ dia}^{-1}$) e de 5,63% em Vigário ($k_{LS} = 0,52 \text{ dia}^{-1}$). A partir do terceiro dia, as perdas deste elemento aumentaram gradativamente, sendo maiores no reservatório de Vigário. Ao final do experimento as perdas totais foram de 68 % nos detritos incubados em Lajes ($k_R = 0,014 \text{ dia}^{-1}$) e de 73,81% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,015 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 36).

(a)



(b)

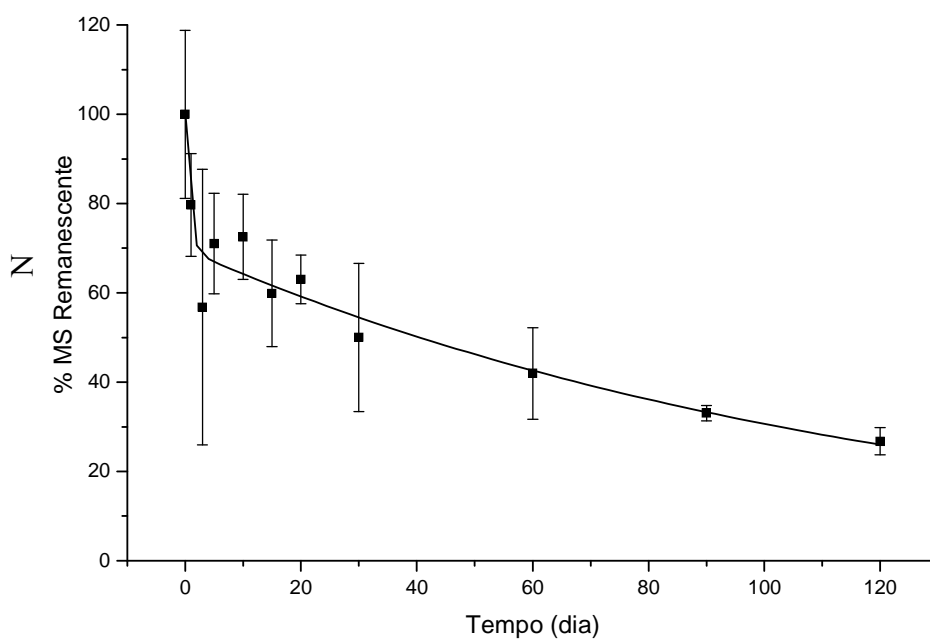


Figura 41. Decaimento de nitrogênio em detritos de *S. montevideensis* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.4.4. Decaimento de N nos detritos de *P. stratiotes*

Estação chuvosa – No primeiro dia os detritos apresentaram perdas similares de N nos ambientes, sendo de 30,4% em Lajes ($k_{LS} = 1,71 \text{ dia}^{-1}$) e 30,5% em Vigário ($k_{LS} = 3,16 \text{ dia}^{-1}$). A partir do terceiro dia as taxas de decaimento aumentaram gradativamente, sendo maiores no reservatório de Lajes. Ao final dos 120 dias as perdas totais foram de 80,26% nos detritos incubados no reservatório de Lajes ($k_R = 0,014 \text{ dia}^{-1}$) e de 88,06% nos detritos incubados em Vigário ($k_R = 0,021 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 37).

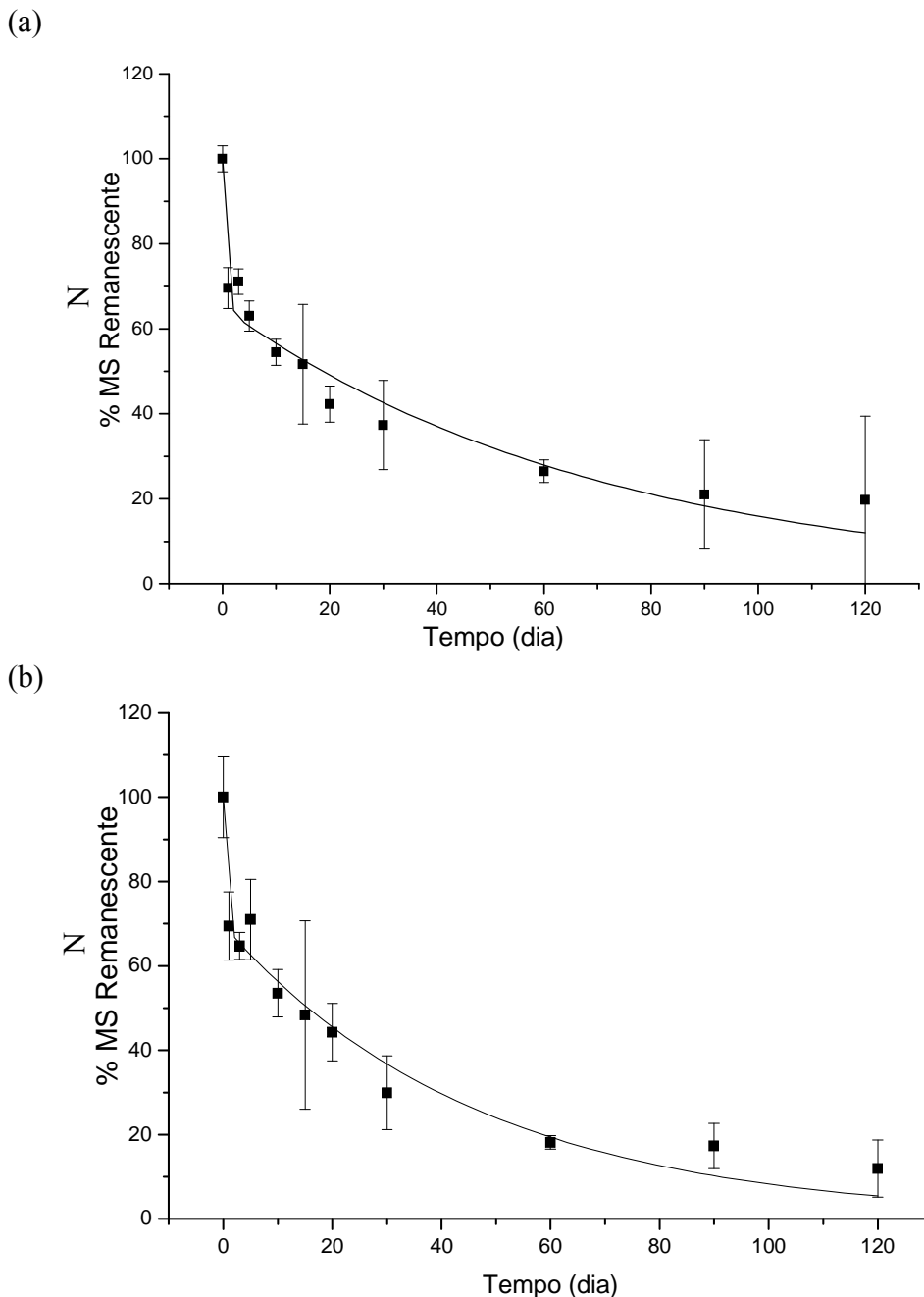


Figura 42. Decaimento de nitrogênio em detritos de *P. stratiotes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – No primeiro dia os detritos perderam 34,4% em Lajes ($k_{LS} = 0,07 \text{ dia}^{-1}$) e 33,1% em Vigário ($k_{LS} = 1,50 \text{ dia}^{-1}$). Esse coeficiente de decaimento não pôde ser calculado pelo modelo, tendo sido arbitrado. No terceiro dia os resultados foram atípicos, pois os detritos do reservatório de Lajes apresentaram aumento de massa de 11,23% e os do reservatório de Vigário apresentaram perda de massa de 27,3%. Do décimo dia até o final do experimento as perdas de massa voltaram a crescer de forma gradual, sendo 11% superior nos detritos incubados no reservatório de Vigário. Ao final dos 120 dias as perdas totais de N foram de 85,2% nos detritos do reservatório de Lajes ($k_R = 0,014 \text{ dia}^{-1}$) e de 93,8% nos de Vigário ($k_R = 0,035 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 38).

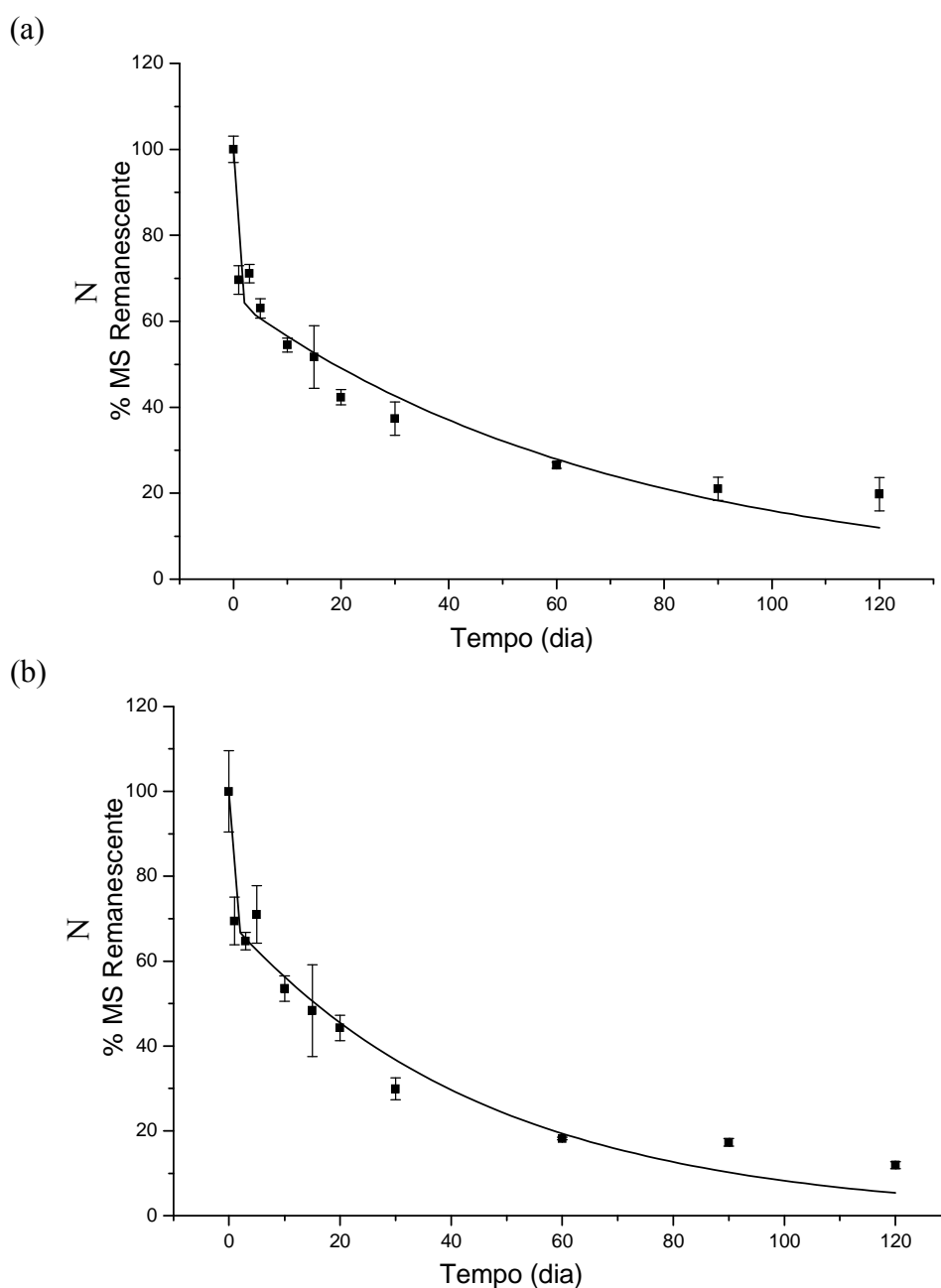


Figura 43. Decaimento de nitrogênio em detritos de *P. stratiotes* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.4.5. Decaimento de N nos detritos de *Brachiaria subquadripara*

Estação chuvosa – No primeiro dia, os detritos perderam 51,68% do N inicial em Lajes ($k_{LS} = 1,68 \text{ dia}^{-1}$) e 59,53% em Vigário ($k_{LS}=1,60$). As perdas de massa aumentaram gradualmente no reservatório de Lajes até o final do experimento. No reservatório de Vigário as perdas mantiveram-se estáveis até o trigésimo dia, e voltaram a crescer do sexagésimo dia até o final do experimento, ficando em média, 8 % maiores que no reservatório de Lajes. Ao final dos 120 dias as perdas totais deste nutriente foram de 62,9% nos detritos incubados no reservatório de Lajes ($k_R = 0,001 \text{ dia}^{-1}$) e de 76,1% nos detritos incubados no reservatório de Vigário ($k_R = 0,007 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 39).

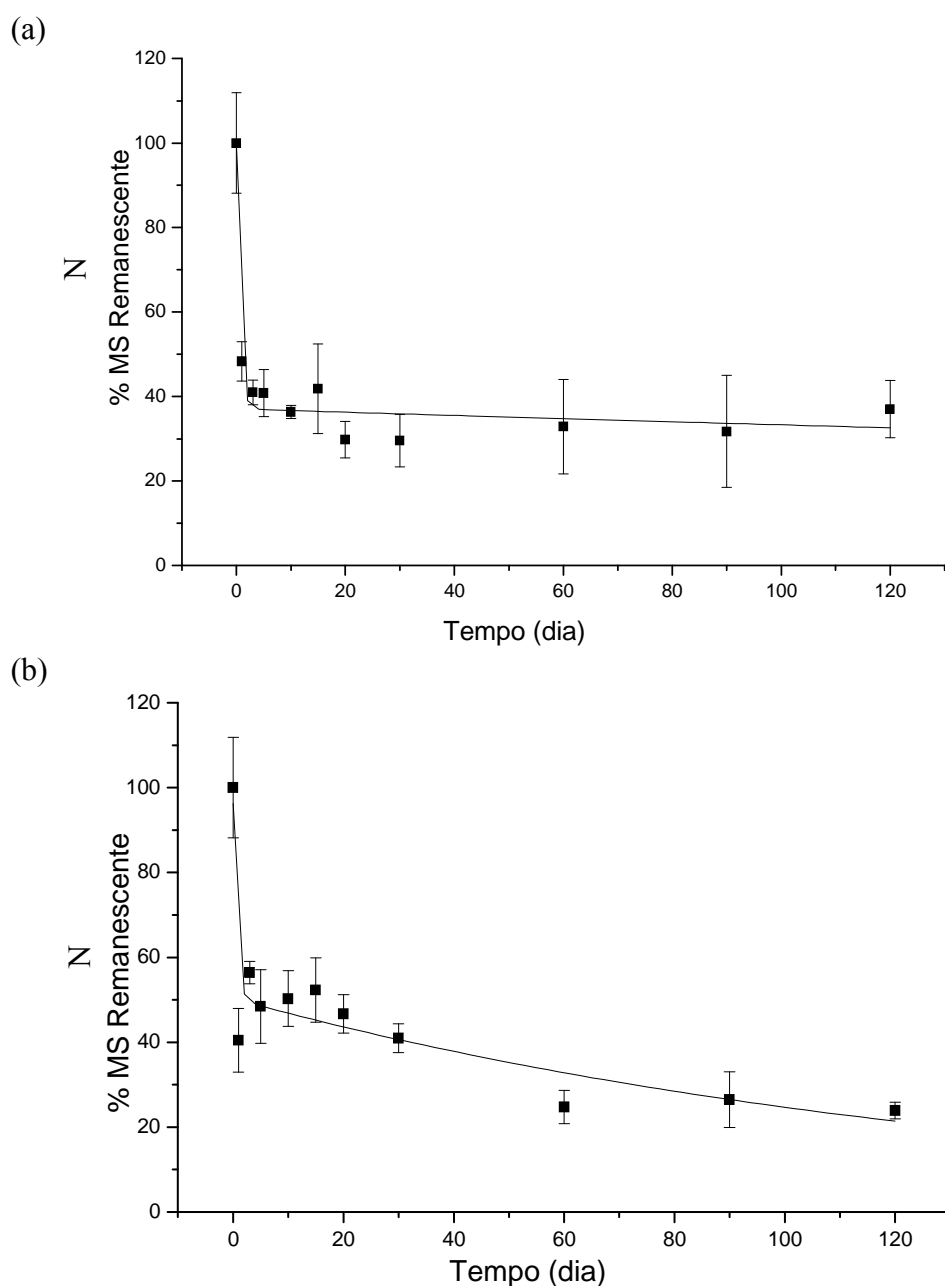


Figura 44. Decaimento de nitrogênio em detritos de *B. subquadripara* nos reservatórios de Lajes (La) e Vigário (b) durante a estação chuvosa (set/10 a jan/11).

Estação seca – No primeiro dia, os detritos perderam 29,41% do N inicial em Lajes ($k_R = 4,43 \text{ dia}^{-1}$) e 16,7% em Vigário ($k_R = 0,19 \text{ dia}^{-1}$). As perdas de massa aumentaram gradativamente, oscilando entre os ambientes, alcançando de 35% a 37% no trigésimo dia. Do sexagésimo dia em diante, as perdas de massa voltaram a aumentar até o final do experimento. Ao final dos 120 dias as perdas totais deste elemento nesses detritos foram de 55,5% no reservatório de Lajes ($k_R = 0,004 \text{ dia}^{-1}$) e de 60% no reservatório de Vigário ($k_R = 0,005 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 40).

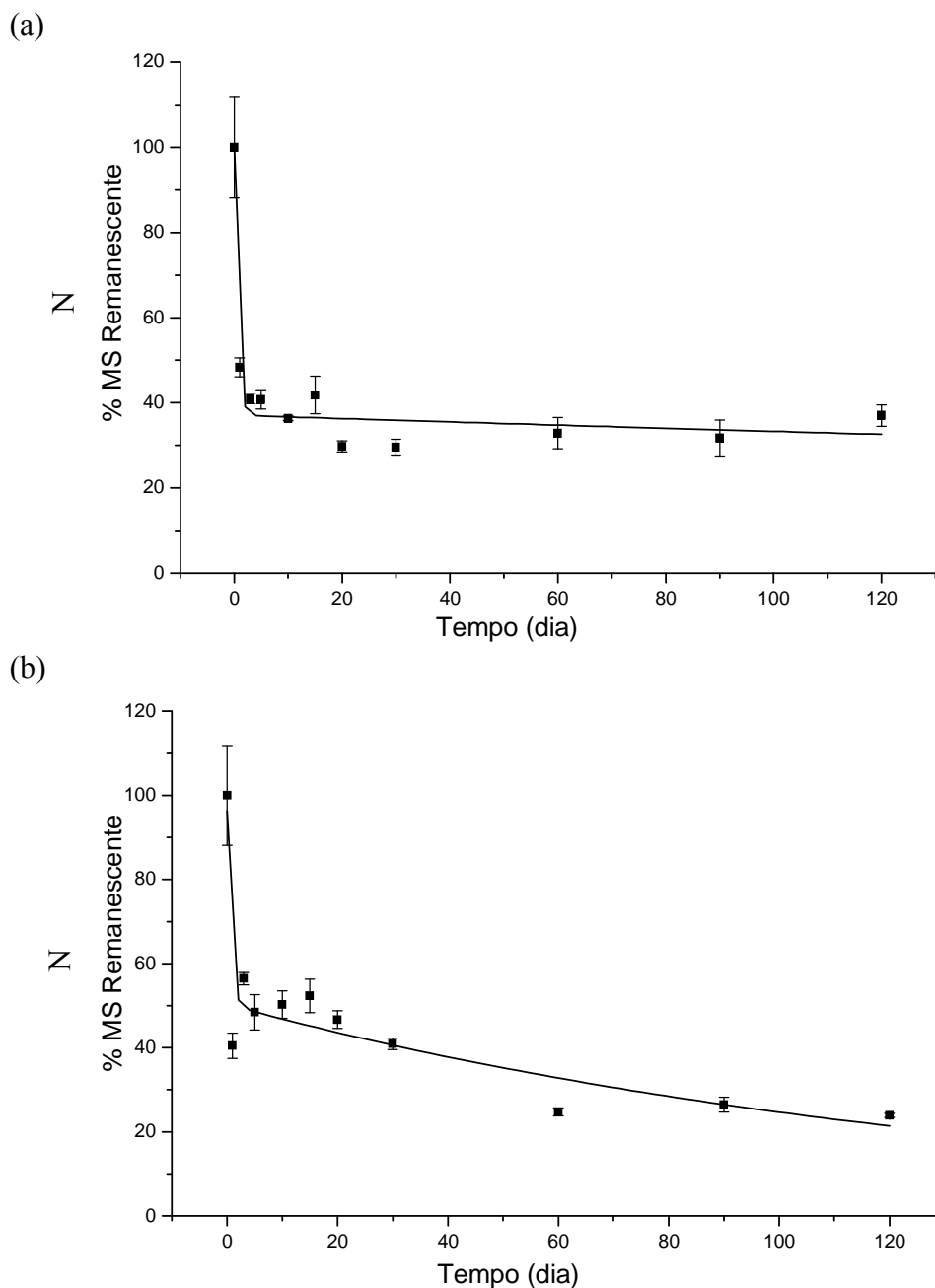


Figura 45. Decaimento de nitrogênio em detritos de *B. subquadripara* nos reservatórios de Lajes (a) e Vigário (b) durante a estação seca (mai/11 a set/11).

5.5. Relações estequiométricas C:N, C:P e N:P

5.5.1 Relação C:N

Estação chuvosa – De modo geral a relação C:N foi maior nos detritos incubados no reservatório de Lajes, com exceção dos detritos de *S. montevidensis*. O decaimento total da relação C:N foi quase três vezes maior nos detritos incubados no reservatório de Vigário que em Lajes (i.e. 26,43 e 9,43 respectivamente). Nos detritos de *S. auriculata* essa relação aumentou no início do experimento devido à rápida perda do nitrogênio por lixiviação e mineralização, mas nos dias subsequentes a mineralização do carbono refratário (COPR) fez com que a razão C:N aumentasse novamente. Para os detritos de *E. crassipes* a relação C:N aumentou no reservatório eutrófico, mantendo-se mais alta durante todo o experimento, principalmente devido ao fato da mineralização do nitrogênio ter sido mais lenta neste ambiente. Nos detritos de *S. montevidensis* a relação C:N variou de forma semelhante nos dois ambientes, mas se manteve mais alta devido à rápida mineralização do nitrogênio no reservatório de Vigário, e ao final do experimento as médias de C:N desses detritos foram praticamente iguais em ambos os reservatórios ($15,30 \pm 0,62$ e $15,10 \pm 2,45$). Nos detritos de *P. stratiotes* a relação C:N aumentou no reservatório de Vigário devido à expressiva mineralização do nitrogênio, mas no reservatório de Lajes a relação C:N diminuiu. Nos detritos de *B. subquadripa* a relação C:N aumentou nos dois ambientes, sendo quase quatro vezes maior no reservatório de Lajes, devido à perda mais rápida de nitrogênio neste ambiente (Figuras 41 a 45).

Estação seca – De modo geral a relação C:N foi maior nos detritos incubados em Vigário, com exceção dos detritos de *B. subquadripa*. Nos detritos de *S. auriculata* a relação C:N variou pouco e teve dinâmicas semelhantes nos dois reservatórios, iniciando com 39,78 nos detritos iniciais, chegando a 46,64 no reservatório de Lajes e a 46,82 em Vigário no decorrer do experimento, e terminando com 41,8 no primeiro e 41,9 no segundo. Para os detritos de *E. crassipes*, a relação C:N aumentou gradativamente nos dois ambientes, chegando ao final do experimento com valor mais alto no reservatório de Vigário. Nos detritos de *S. montevidensis* a relação C:N variou pouco e de forma semelhante nos dois reservatórios, mas se manteve mais alta no reservatório de Vigário devido à rápida mineralização do nitrogênio. Os valores finais da relação C:N foram maiores em Vigário (27,92) que em Lajes (23,15), embora muito próximos dos valores iniciais (26,78). Nos detritos de *P. stratiotes* a relação C:N decaiu rapidamente nos dois reservatórios até o décimo quinto dia devido à expressiva mineralização do carbono nos dois ambientes, permanecendo estável no reservatório de Lajes e aumentando

gradativamente no reservatório de Vigário, devido à intensa mineralização do nitrogênio refratário neste reservatório. Nos detritos de *B. subquadripa* a relação C:N apresentou dinâmica inversa nos reservatórios, apresentando oscilações, mas se mantendo mais alta no reservatório de Vigário na maior parte do tempo, devido à perda mais intensa de nitrogênio que ocorreu neste ambiente (Figuras 46 a 50).

5.5.2. Relação C:P

Estação chuvosa – A variação temporal da relação C:P dos detritos variou bastante entre os ambientes, mas de forma geral aumentou no ambiente oligotrófico. Os detritos de *S. auriculata* tiveram a relação C:P aumentada no ambiente oligotrófico e diminuída no ambiente eutrófico, devido ao enriquecimento de fósforo nos detritos dessa espécie causado por interferências de fatores externos. Nos detritos de *B. subquadripa* a dinâmica foi inversa, tendo havido aumento de C:P expressivo no ambiente oligotrófico, enquanto no ambiente eutrófico a razão final foi praticamente igual à inicial. Para *S. montevidensis*, *E. crassipes* e *P. stratiotes* as relações C:P aumentaram nos dois ambientes (Figuras 41 a 45).

Estação seca – De forma geral, a relação C:P dos detritos aumentou nos dois reservatórios na primeira semana, mas se diferenciou a partir do décimo dia, apresentando após 120 dias valores mais altos no reservatório de Lajes. Nos detritos de *S. auriculata* e *B. subquadripa* a relação C:P aumentou nos cinco primeiros dias nos dois reservatórios. A partir do décimo dia tendeu a estabilizar nos detritos decompostos no reservatório de Lajes, e a diminuir de forma acentuada no reservatório de Vigário. Nos detritos de *E. crassipes*, *S. montevidensis* e *P. stratiotes* a relação C:P aumentou de forma intensa nos cinco primeiros dias nos detritos decompostos nos dois reservatórios, mas a partir do décimo dia tendeu a estabilizar com valores mais altos nos detritos decompostos no reservatório de Lajes e a diminuir até aproximar-se dos valores iniciais em Vigário (Figuras 46 a 50).

5.5.3. Relação N:P

Estação chuvosa – De forma geral, a cinética da relação N:P ocorreu de forma muito semelhante à da relação C:P, com um padrão para os detritos de *S. montevidensis*, *E. crassipes* e *P. stratiotes*, nos quais a razão N:P aumentou nos dois ambientes, e outro padrão para os detritos de *S. auriculata* e *B. subquadripa*, nos quais a relação N:P aumentou no ambiente oligotrófico e diminuiu no ambiente eutrófico (Figuras 41 a 45).

Estação seca – De forma geral, a cinética da relação N:P ocorreu de forma muito semelhante à da relação C:P, com um padrão para os detritos de *S. auriculata* e *B. subquadripara* e outro para os detritos de *E. crassipes*, *S. montevidensis* e *P. stratiotes*, nos dois ambientes, conforme já descrito anteriormente (Figuras 46 a 50).

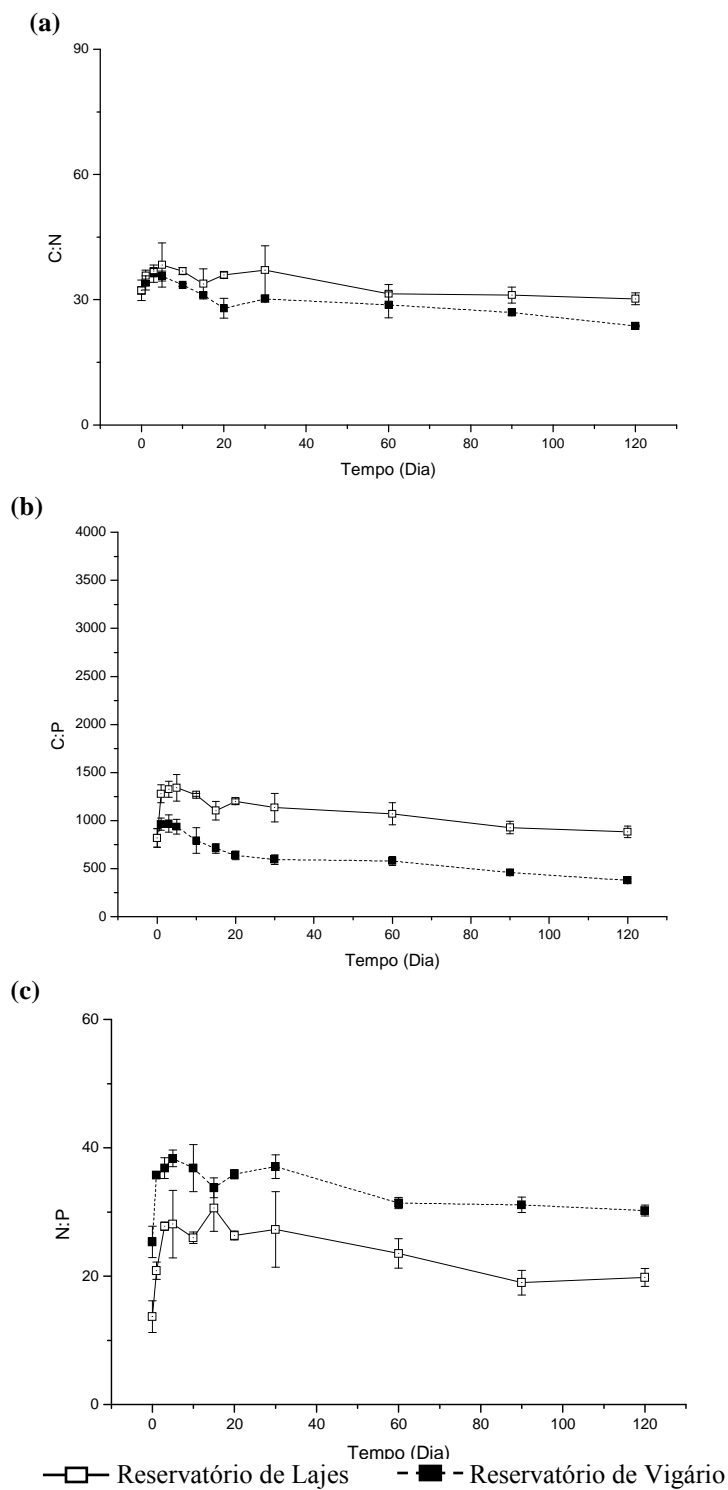
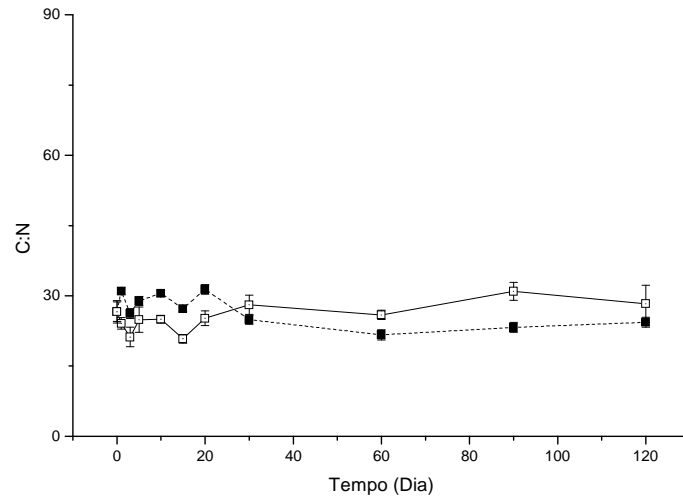
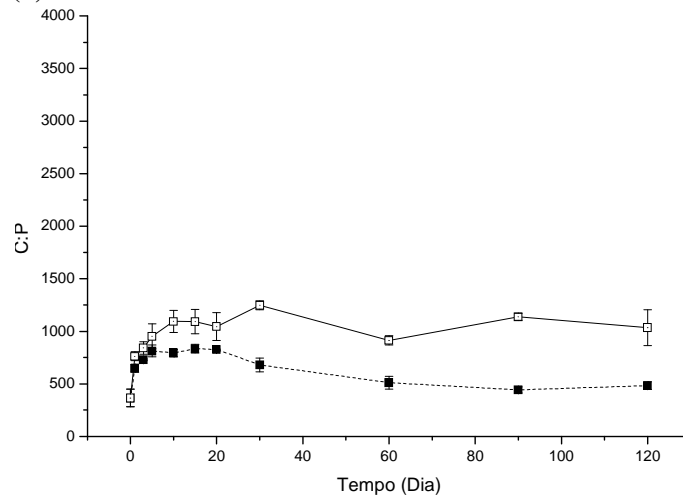


Figura 46. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *S. auriculata* durante o período chuvoso.

(a)



(b)



(c)

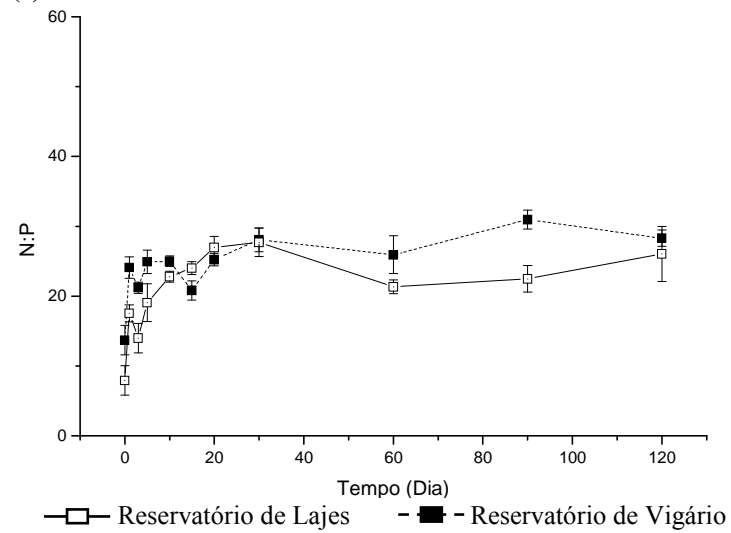


Figura 47. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *E. crassipes* durante o período chuvoso.

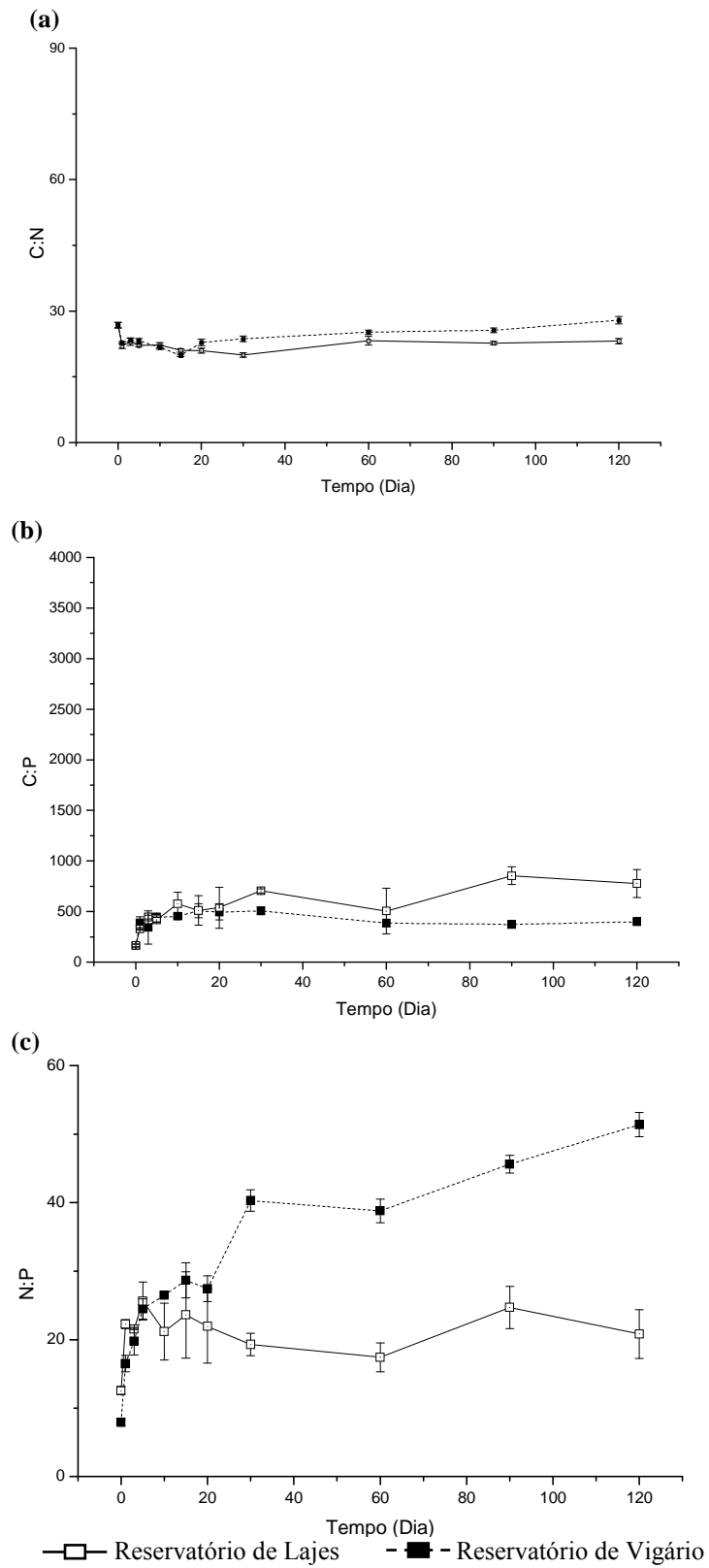


Figura 48. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *S. montevidensis* durante o período chuvoso.

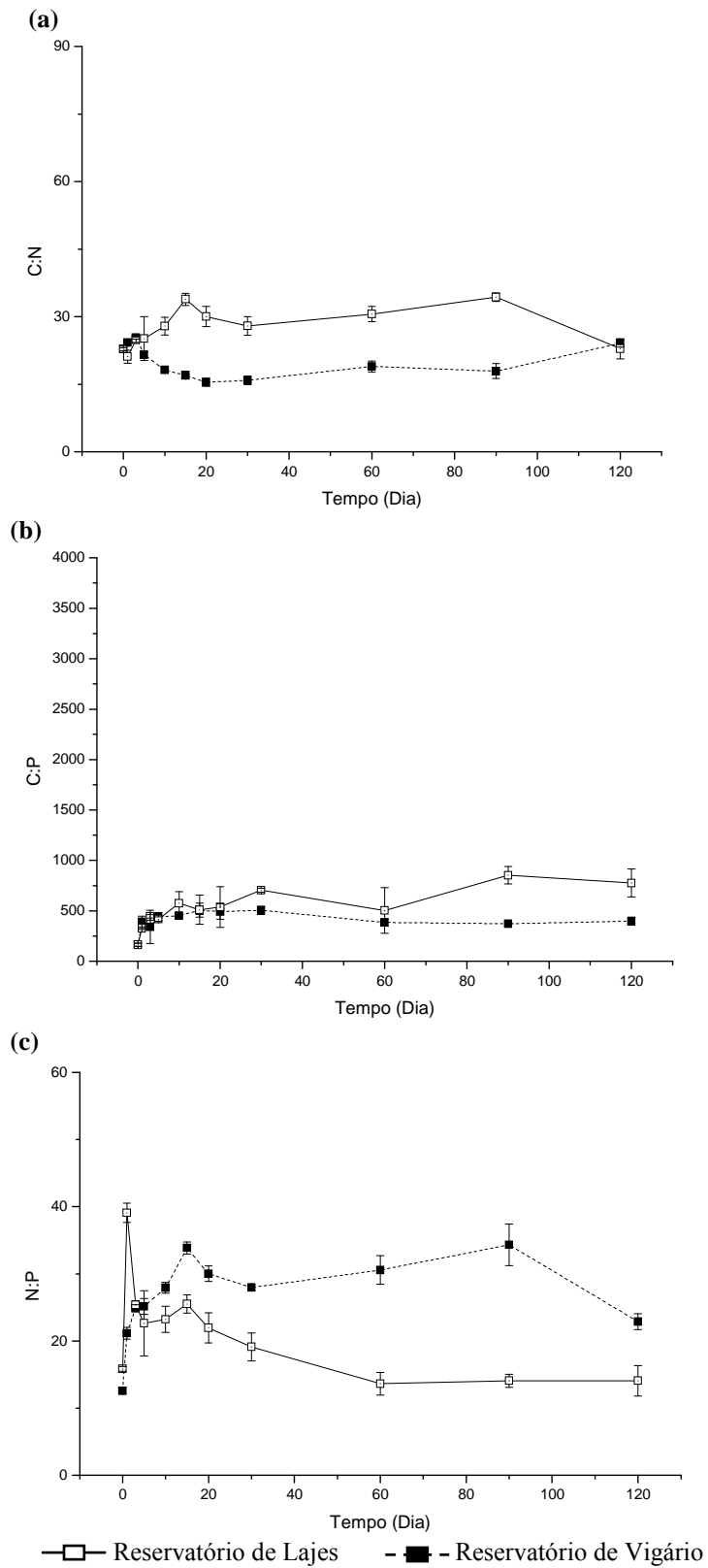


Figura 49. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *P. stratiotes* durante o período chuvoso.

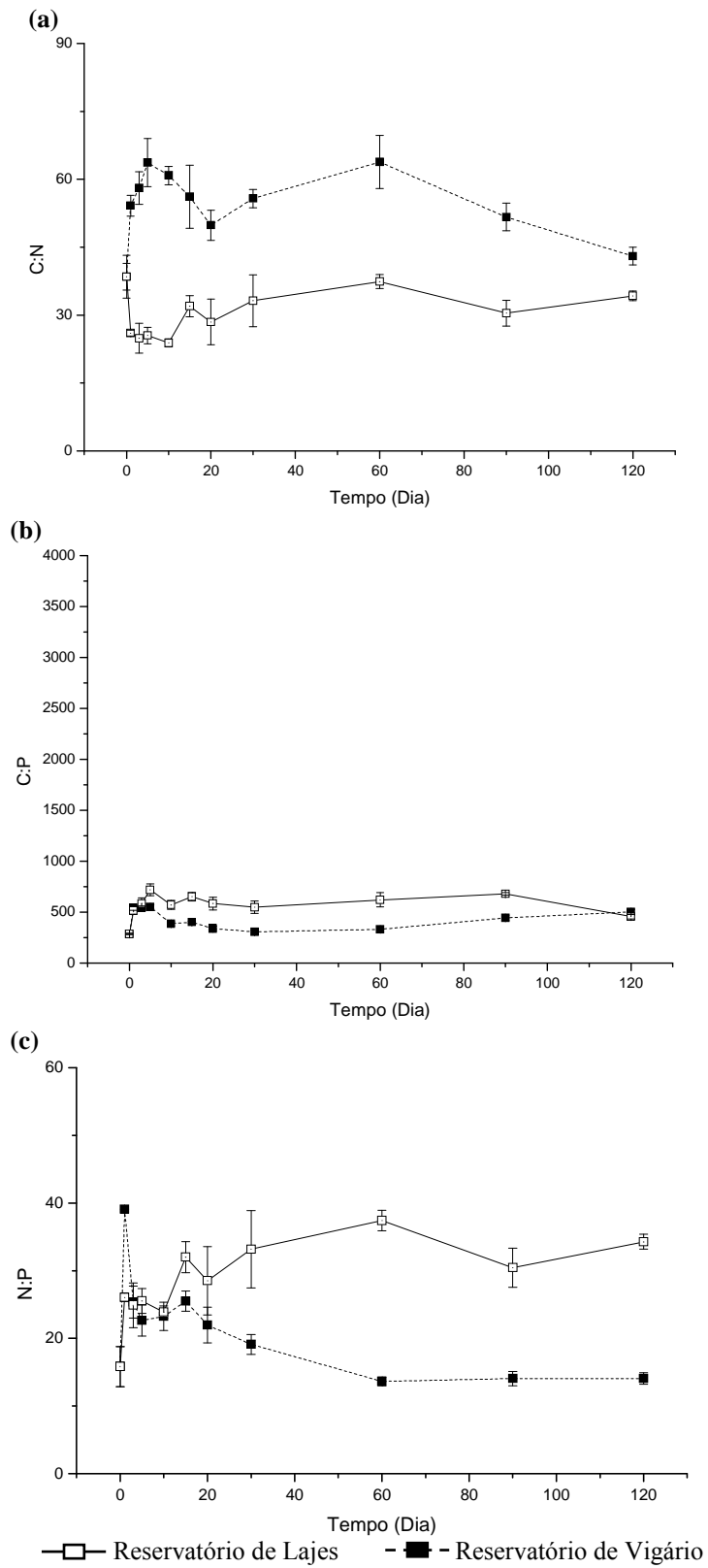


Figura 50. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *B. subquadripara* durante o período chuvoso.

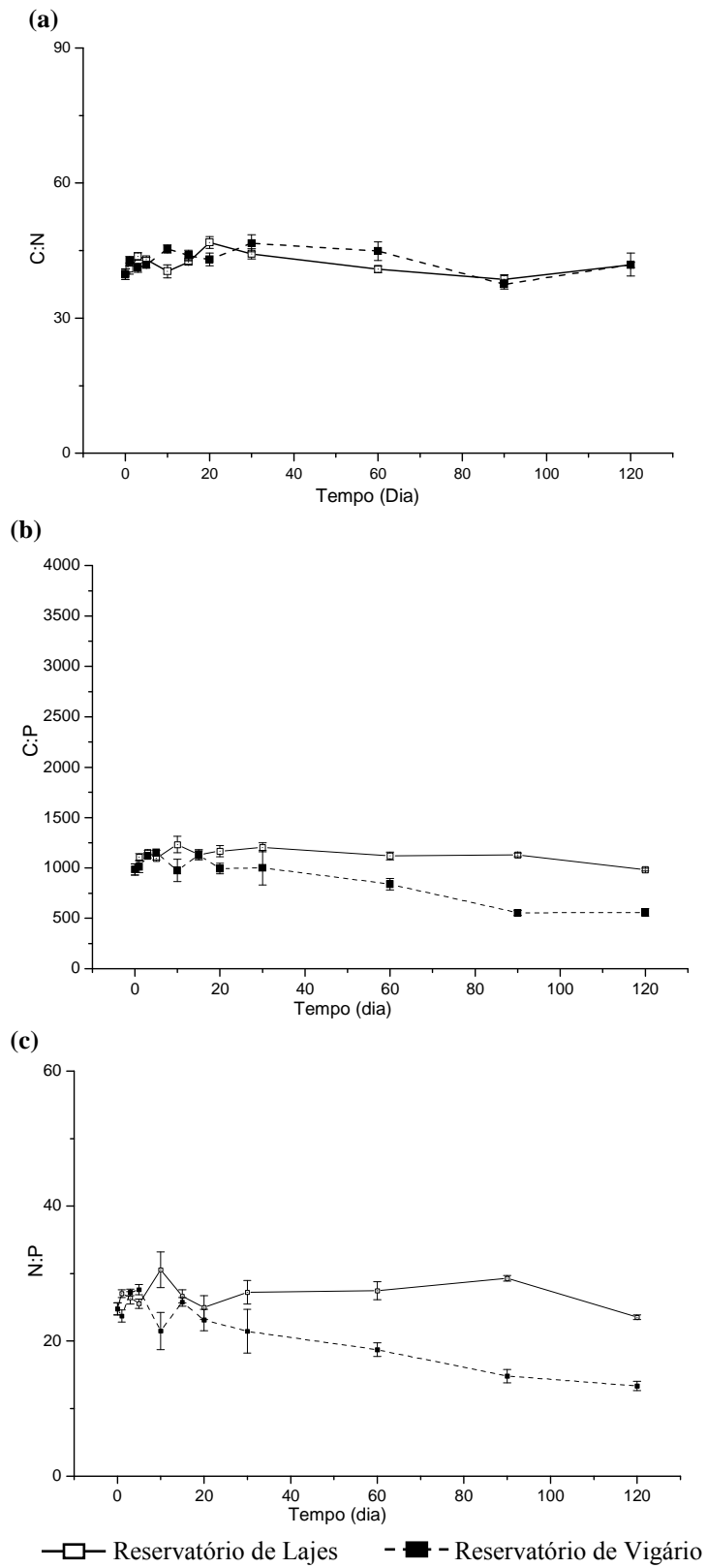


Figura 51. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *S. auricuada* durante o período seco.

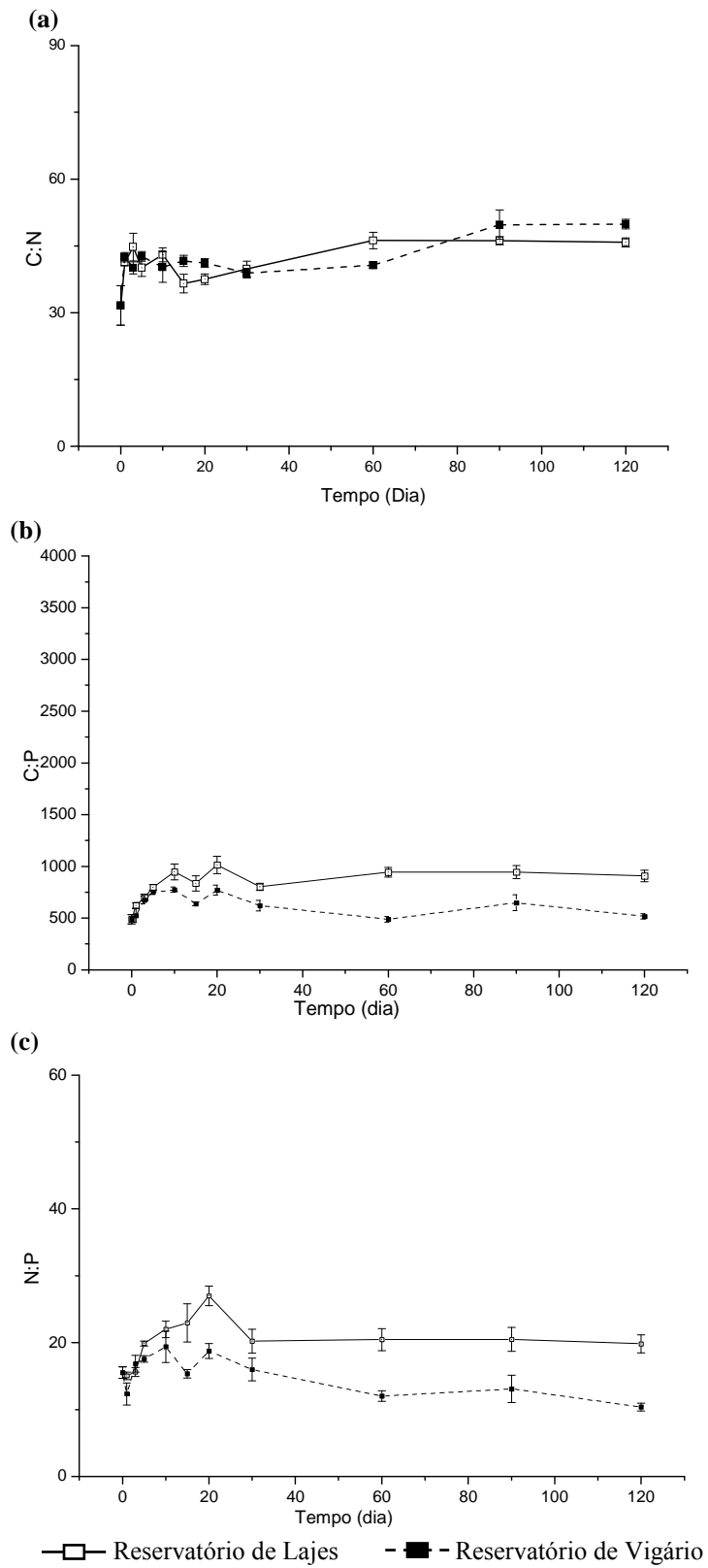


Figura 52. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *E. crassipes* durante o período seco.

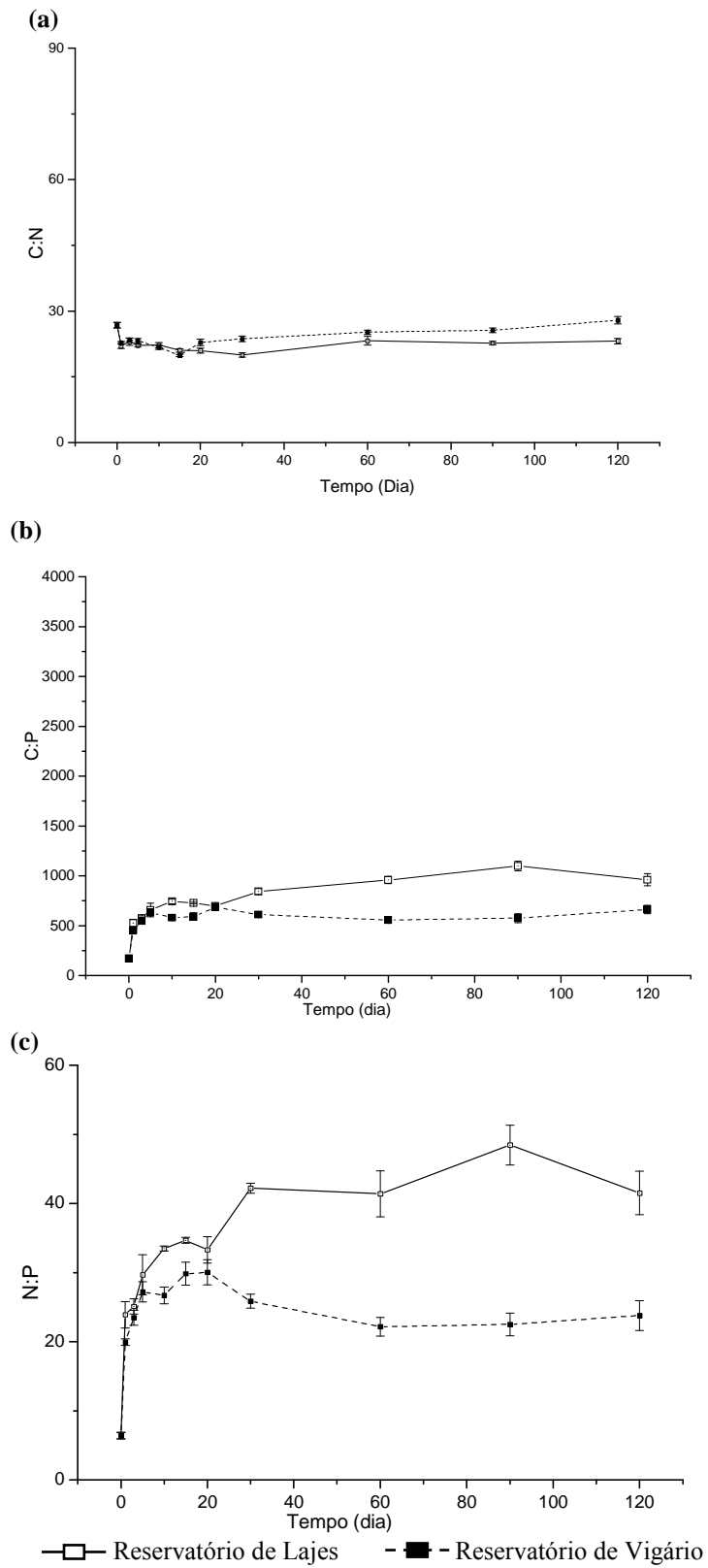


Figura 53. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *S. montevidensis* durante o período seco.

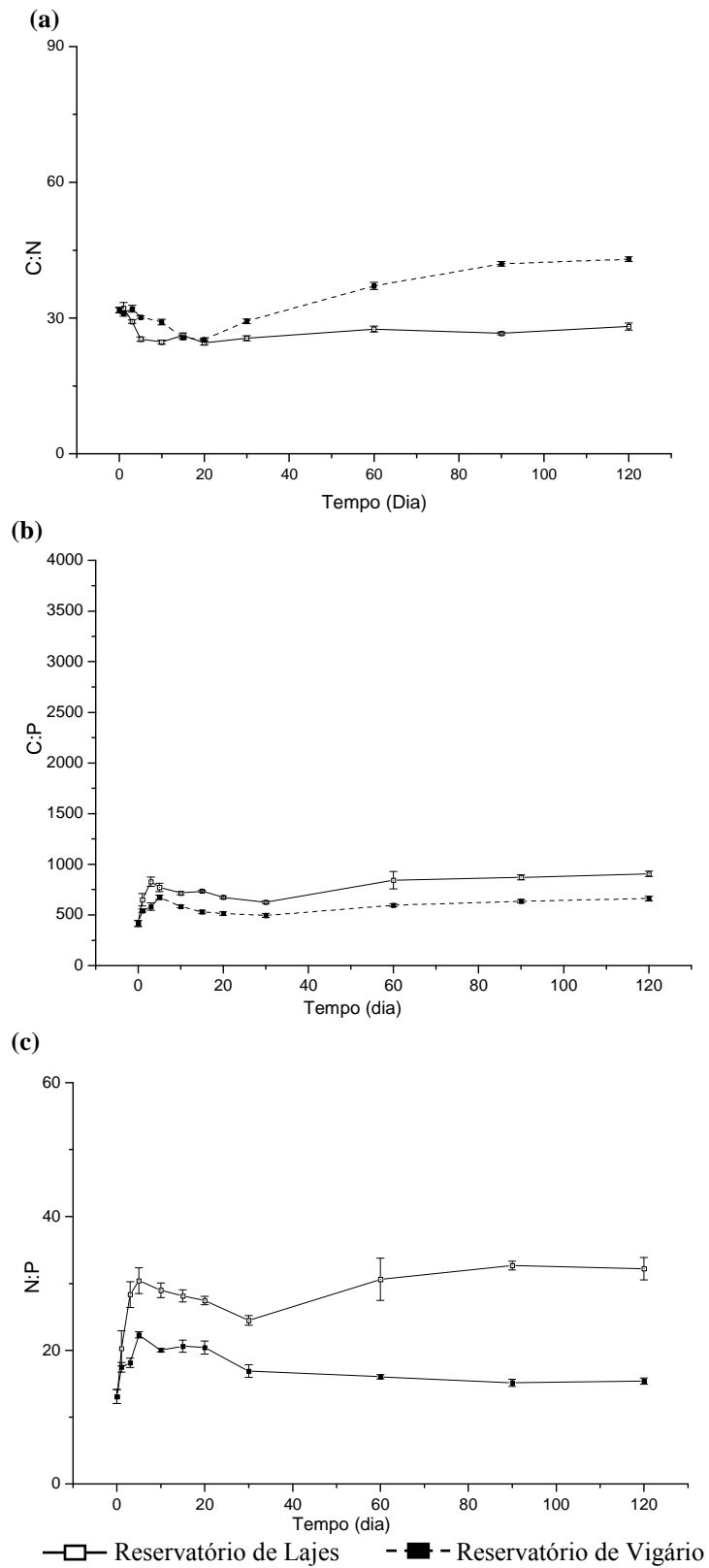


Figura 54. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *P. stratiotes* durante o período seco.

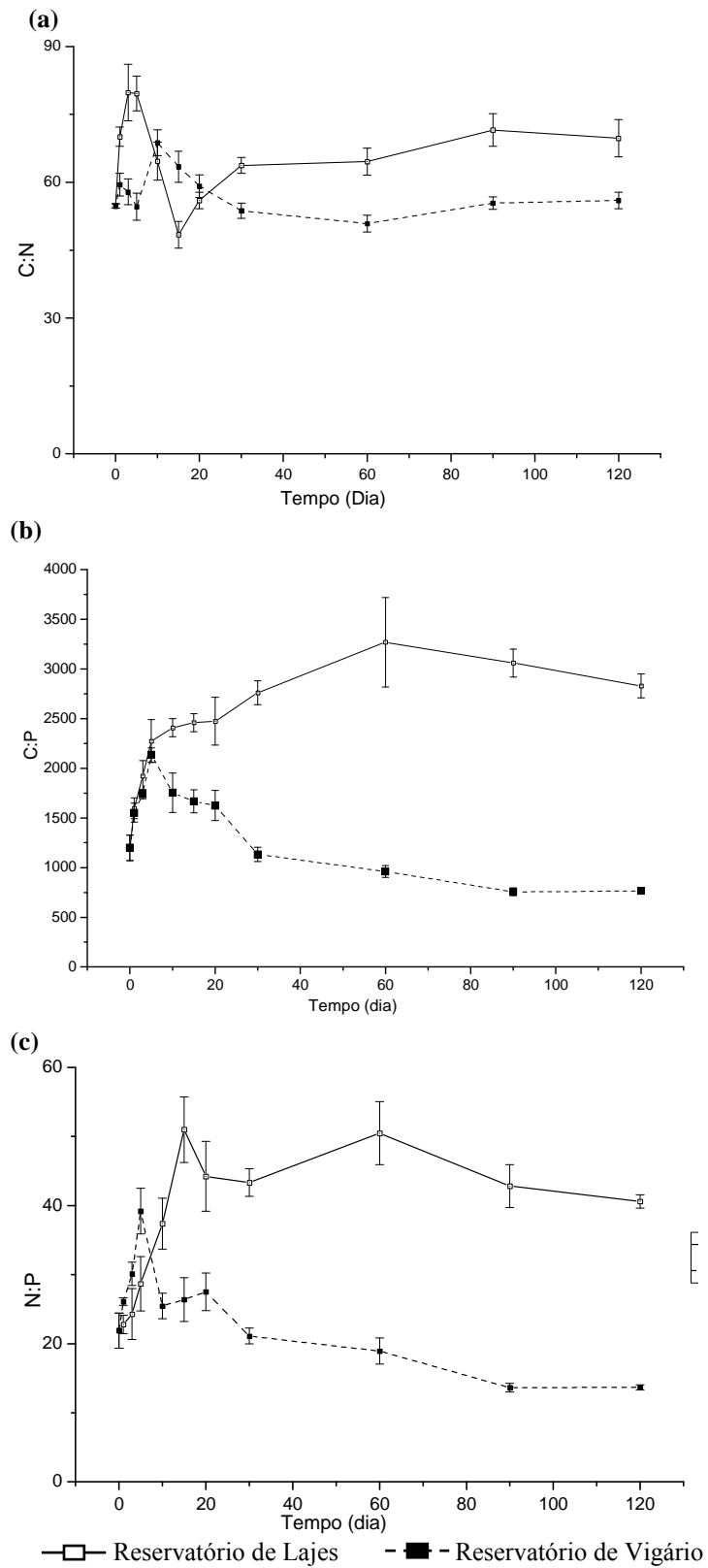


Figura 55. Variação temporal das razões C:N (a), C:P (b) e N:P (c) nos detritos de *B. subquadripa* durante o período seco.

6. DISCUSSÃO

6.1. Características dos ambientes e disponibilidade de nutrientes

As mudanças climáticas sazonais não afetaram a disponibilidade de nutrientes no reservatório de Vigário, que permaneceu alta (i.e. eutrófico) tanto no período chuvoso como no de estiagem. Isto se deve ao fato da qualidade da água deste reservatório ser regulada por processos externos relativamente estáveis, como a vazão de entrada (ca. 180 m³/s) que é bombeada pelas usinas elevatórias de Santa Cecília e Vigário, no processo de transposição de águas do rio Paraíba do Sul. A qualidade da água deste rio se mantém baixa durante todo o ano, com níveis médios de fósforo (PT) a jusante da Elevatória de Santa Cecília em torno de 2,8 mg.L⁻¹, podendo aumentar de forma significativa nos períodos de estiagem (CEIVAP, 2006), seja devido ao efeito da concentração do grande volume de efluentes domésticos e industriais nessa época, quando a vazão é mais baixa, seja pela lavagem por escoamento superficial de extensas áreas de solo da bacia na época das chuvas.

O reservatório de Lajes foi afetado pelas mudanças climáticas sazonais, passando de oligotrófico no período chuvoso para eutrófico no período de estiagem. Este fato pode ser explicado pela quebra da estratificação térmica da coluna d'água, que ocorreu nos dias mais frios. No período chuvoso, quando as temperaturas são mais elevadas, a coluna d'água se estratifica, apresentando hipolímnio mais frio, mais denso, anóxico ou hipóxico, favorecendo os processos de amonificação e de imobilização de fósforo por óxidos de ferro. Essa condição se mantém até os dias mais frios do ano (i.e., julho a agosto) quando há inversão das densidades das camadas superficiais e profundas, ocorrendo a mistura e remobilizando os nutrientes pelo processo de oxidação (FEEMA, 1987; 1989; Rocha *et al.* 2003; Guarino *et al.* 2005; Branco *et al.* 2009).

6.2. Decomposição da matéria orgânica lábil e solúvel (lixiviação e oxidação)

A lixiviação é um processo físico que exerce grande influência na decomposição e se constitui na transferência para o meio, através da solubilização, de nutrientes e outros compostos orgânicos (açúcares, ácidos orgânicos, proteínas, compostos fenólicos) e inorgânicos (K, Ca, Mg e Mn) presentes nas frações protoplasmáticas das plantas (Gimenez *et al.*, 2010). Ocorre nos primeiros estágios da decomposição, normalmente nas primeiras 24 horas (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2006; Gimenez *et al.*, 2010), mas esse tempo pode se estender até uma semana (Esteves & Barbieri, 1983; Gimenez *et al.*, 2010).

Neste estudo, as curvas de decaimento dos dois experimentos mostraram que esse processo foi intenso na degradação dos detritos de *S. Montevidensis* e *P. stratiotes*, que

chegaram a perder 33% da massa inicial em base de C no primeiro dia. Os coeficientes de decaimento por lixiviação (k_{LS}) dessas duas espécies mostraram que as perdas de massa foram mais rápidas no reservatório de Vigário que no de Lajes. Os resultados da modelagem revelaram que os detritos dessas espécies, especialmente os de *P. stratiotes* (MOPLS = 70%), se diferenciaram dos demais por possuírem maior quantidade de material lábil e solúvel e cinética de perda de massa com padrão bifásico. A temperatura pode influenciar diretamente a lixiviação, mas as análises estatísticas demonstraram que não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as temperaturas dos reservatórios tanto no período chuvoso quanto na estiagem.

Por outro lado, o processo de lixiviação não afetou os detritos de *S. auriculata*, *E. crassipes* e *B. subquadripara*. As duas primeiras espécies apresentaram padrão monofásico de decaimento de C e os detritos de *B. subquadripara* apresentaram pequeno percentual de decaimento no início do experimento (Anexos 1 e 2). De modo geral, as menores perdas de massa em base de C por lixiviação foram nos detritos *S. auriculata* (2,1-3,6%). Silva et al. (2011), avaliando a perda de massa nas partes aéreas e submersas dessa espécie, observou que no décimo quarto dia as perdas de massa eram da ordem de 10% apenas. Em um experimento *in vitro* realizado com detritos de *S. auriculata* em condições aeróbias (Cunha-Santino & Bianchini Jr, 2000) houve perdas da ordem de 10% nas primeiras 24h, mas essa diferença pode ter se dado pelo fato do material ter sido moído e homogeneizado. Ainda em outro estudo de formação e mineralização de lixiviados em detritos dessa espécie (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006a), a quantidade máxima de lixiviado foi de 7,1% em base de C. Outro estudo realizado por Bianchini Jr. (2003), que trata de frações lábeis e refratárias de macrófitas indica que dependendo do hábito da planta a parte lábil pode variar de 4,4% a 71,6%. Nos dois casos os resultados estiveram de acordo com os apresentados por este estudo (Anexo 1). Os procedimentos utilizados na tentativa de padronização do detrito, como a secagem prévia e a fragmentação, podem não ter causado nesses detritos o mesmo efeito que causaram nos demais, como o rompimento das estruturas dos tecidos, facilitando o contato das frações protoplasmáticas (hidrossolúveis) com a água (solvente) e favorecendo a dissolução (Gimenez et al., 2010).

6.3. Decomposição da matéria orgânica refratária (catabolismo)

O condicionamento ou catabolismo é a colonização da matéria orgânica pela comunidade microbiana, composta basicamente por bactérias e fungos (Gonçalves Jr. et al., 2006), e resulta na conversão dos produtos orgânicos em produtos inorgânicos

(mineralização), sendo a ação dos fungos mais relevante em termos de biomassa e atividade que a das bactérias (Weyers & Suberkropp, 1996; Hieber & Gessner, 2002; Gulis & Suberkropp, 2003; Pascoal & Cássio, 2004; Abelho et al., 2005; Gimenez et al., 2010: 1039). Os microorganismos aceleram a decomposição por meio dos efeitos das enzimas hidrolíticas extracelulares e oxidativas (Cunha-Santino et al. 2008) e por melhorarem a palatabilidade dos detritos para outros detritívoros (Abelho, 2001; Gimenez et al. 2010).

Nesse processo, a disponibilidade de nutrientes na água pode ser um importante fator de força (Bianchini et al., 2003; Santos et al., 2009; Peterson et al., 1993; Lockaby et al., 1996; Ménendez et al., 2003; Rejmankova & Houdkova, 2006; Rejmankova & Sirova, 2007), pois pode dar suporte ao desenvolvimento de populações microbianas mais numerosas, acelerando o processo de decomposição, como no experimento (*in situ*) realizado por Xie et al. (2004), no qual o enriquecimento de P acelerou a decomposição de detritos de *E. crassipes*. Entretanto, alguns estudos de decomposição direta de biomassa (*in situ*) em sistemas com teores altos e baixos de nutrientes e outros (*in vitro*) através do enriquecimento do meio com N e P, mostraram que nem sempre o aumento da concentração de nutrientes no ambiente estimula a taxa de decomposição (Federle et al., 1982; Newbold *et al.*, 1983; Hobbie & Vitousek, 2000; Villar et al., 2001; Gulis & Suberkropp, 2003). Em experimentos com diversas espécies, como *V. natans* e *P. maackianus* (Xie et al., 2004) e com *Myriophyllum spicatum* (Nichols & Keeney, 1973; Carpenter & Adams, 1978; Santos et al; 2008) não foram observados aumentos significativos nos coeficientes de decaimento após enriquecimento com P no meio.

A qualidade do detrito é outro fator importante que afeta as taxas de decomposição (Bento et al., 2007; Begon et al., 2007, Berg e McClaughtery, 2008), especialmente a ação dos microrganismos decompositores e essa qualidade pode variar conforme a forma de vida das macrófitas, dependendo da estratégia de exploração do ambiente (e.g., espécies diferentes ou variações da mesma espécie em ambientes diferentes), da maior ou menor quantidade de estruturas de sustentação (e.g., ricos em lignina e celulose), pecíolos, raízes e folhas produzidas pela planta (Xie et al., 2004; Bianchini Jr. & Cunha- Santino, 2008; Gimenez et al., 2010; Silva et al., 2011). O estudo realizado por Silva et al. (2011) indicou que as partes submersas de *S. auriculata* apresentaram valores de mineralização da matéria orgânica menores que as partes aéreas e os autores correlacionam este fato com a composição química dos detritos comparando com o estudo de Henry-Silva e Camargo (2002) com *S. molesta*, que encontraram diferenças significativas nas frações de parede celular (MOPR) das partes aérea (64,2%) e submersa (74,8%) em massa seca da planta. Em outro estudo sobre a composição química de algumas espécies de macrófitas, Martins

et al. (2003) encontraram concentrações de P de 0,40% e de N de 2,57% para *S. auriculata*. Esses valores foram superiores aos encontrados no presente estudo, com P = 0,04-0,05% e N = 0,98-1,17%. A qualidade (i.e., composição elementar) dos detritos iniciais variou de acordo com o detrito de cada espécie, mas em média (n = 15) apresentaram valores médios compatíveis com os encontrados em compilações de estudos realizados com macrófitas de diferentes espécies feitas por Bianchini Jr. & Cunha-Santino (2008) e Cunha-Santino et al. (2010).

Os teores iniciais de C, N e P mostraram que os detritos *S. montevidensis* e *P. stratiotes* apresentaram maiores concentrações de nutrientes (N e P) e menor conteúdo de fibra (C), menores relações C:N e C:P, podendo resultar em uma digestão microbiana mais rápida (Chimney & Pietro, 2006; Godshalk & Wetzel, 1978). A perda de massa total mais intensa desses detritos no período chuvoso, especialmente de *S. montevidensis*, e a pouca variação entre os reservatórios indicam que os detritos com maior teor de nutrientes foram menos influenciados pelo estado trófico durante os processos de decomposição. Por outro lado, os detritos de *S. auriculata*, *E. crassipes* e *B. subquadripara* que se mostraram mais pobres em nutrientes e com maiores teores relativos de carbono (i.e., C:N e C:P), foram influenciados pela disponibilidade de nutrientes no meio (i.e. estado trófico) na estação chuvosa ($p < 0,05$). Outro fato que reforça a idéia de que o estado trófico influencia o processo de condicionamento é o fato de na estação seca, quando o reservatório de Lajes ficou eutrofizado devido à mistura da coluna d'água (i.e. desestratificação), não ter havido diferença significativa ($p > 0,05$) na cinética de decaimento dos detritos de todas as espécies entre os dois reservatórios, com exceção de *E. crasipes* ($p < 0,05$).

A modelagem matemática pode contribuir para a compreensão dos processos de decomposição e transferência dos elementos químicos entre os recursos e o ambiente. Os coeficientes de decaimento (k) gerados por esses modelos são o parâmetro de medida e comparação dos processos de decomposição sob variadas condições experimentais (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006). Petersen & Cummins (1974), utilizando modelo linear propuseram uma categorização dos coeficientes de decaimento em uma série contínua de três intervalos: lento (0 a 0,005 dia⁻¹), médio (0,005 a 0,010 dia⁻¹) e rápido (0,010 dia⁻¹ ou superior). Mas o modelo exponencial duplo (Lousier & Parkinson, 1976) que considera a heterogeneidade do substrato como tendo duas classes de compostos (i.e. frações lábeis e refratárias) são mais eficientes e suficientes para demonstrar a cinética de perda de massa dos detritos de macrófitas (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006).

No estudo atual a parametrização do modelo mostrou que o potencial de carbono refratário (COPR) para os detritos de *S. auriculata*, *E. crassipes* e *B. subquadripara* foi de

100%, 99% e 85%, respectivamente, determinando os baixos coeficientes de decaimento e os altos tempos de meia vida, principalmente em *S. auriculata* (Anexos 2, 3, 4 e 5)

6.4. Decaimento de carbono (C)

Sendo o carbono o elemento mais presente na composição estrutural e química dos vegetais (ca. 38% MS e 47% MSLC), é também o mais representativo do ponto vista da massa total e a cinética de mineralização mostrou que este elemento foi o mais relevante para a perda de massa total dos detritos.

Quanto à velocidade de decaimento, quanto maior o teor de compostos refratários (COPR) da planta, maior o tempo de mineralização, limitando a ciclagem do carbono orgânico total e dos nutrientes (Cunha-Santino et al., 2010) e aumentando a importância dos ciclos de crescimento e decomposição das macrófitas para a eutrofização de reservatórios.

De acordo com a classificação proposta por Petersen & Cummins (1974), o coeficiente de decaimento do material refratário (k_R) em base de C nos detritos de *S. Montevidensis* pode ser considerado como rápido nos dois reservatórios; nos detritos de *P. stratiotes* como médio nos dois reservatórios; nos detritos de *E. crassipes* como de médio a lento no reservatório de Lajes e rápido em Vigário; nos detritos de *B. subquadripara* como de médio a lento no reservatório de Lajes, e de rápido a lento em Vigário; nos detritos de *S. auriculata* como lento nos dois reservatórios (Anexo 6).

O fato da perda de massa em base de carbono nos detritos analisados ter sido, de maneira geral, mais rápida no reservatório de Vigário indica haver influência da disponibilidade de nutrientes sobre o processo. Essa idéia é reforçada pelo decaimento mais intenso desse elemento nos processos de longo prazo (catabolismo), realizado por ação microbiana. Esses resultados corroboram com a hipótese de que nos ambientes eutróficos a decomposição dos detritos orgânicos de decomposição é mais rápido, pois podem sustentar uma população maior de microrganismos, acelerando o processo. Houve adesão de material particulado inorgânico nos detritos de *S. auriculata* nos cinco primeiros dias do experimento realizado na estação chuvosa, em ambos os reservatórios, que pode ter se dado pela limitação do método.

6.5. Decaimento de fósforo e nitrogênio (P e N)

Os resultados de perda de massa em base de P e N mostraram que a maior parte desses elementos foi rapidamente transferida para o meio, transformando-se em MOD, especialmente no reservatório de Vigário. A exceção dos detritos de *S. auriculata*, que

foram os mais pobres e praticamente sem potencial de lixiviação ($COPLS \cong 0$), conforme também observado por outros autores (Silva et al., 2011). A MOD é uma importante fonte de nutrientes e energia para os organismos autótrofos, além de ser a principal fonte de carbono para os organismos heterotróficos presentes na coluna d'água. A maior parte da MOD lábil é rapidamente assimilada pelas bactérias, transformando-se em MOP na forma de biomassa microbiana viva (Mann & Wetzel, 1996, Faria & Esteves, 2001; Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2009).

De acordo com a classificação proposta por Petersen & Cummins (1974), os coeficientes de decaimento do material refratário (k_R) em base de P, indicam que o decaimento deste elemento nos detritos de *S. Montevidensis* e de *P. stratiotes* podem ser considerados rápidos nos dois reservatórios; nos detritos de *E. crassipes* como médio nos dois reservatórios; nos detritos de *B. subquadripara* como de médio a lento no reservatório de Lajes, e como lento em Vigário; nos detritos de *S. auriculata* como lento nos dois reservatórios.

A perda de P apresentou forte ligação com a qualidade do detrito, sendo que as espécies que apresentaram maiores teores iniciais desse elemento (*S. montevidensis* e *P. stratiotes*) apresentaram resultados semelhantes ($p > 0,05$) de perda de massa deste elemento, com diferença máxima de 3,7% entre os reservatórios no período chuvoso. Em experimento *in situ* realizado com detritos de *E. crassipes*, Silva et al. (2011) também observaram forte ligação entre a perda de P e a qualidade do detrito. A diferença na perda de P entre os dois ambientes foi mais relevante no período chuvoso, com exceção dos detritos de *B. subquadripara*, cuja diferença na perda deste elemento foi significativa ($p < 0,001$) nos dois períodos. A diferença apresentada pelos detritos dessa espécie pode estar ligada à composição estrutural da planta e ao método (i.e. secagem em estufa e fragmentação dos detritos), facilitando o contato dos microorganismos, mais numerosos no ambiente oligotrófico, com os tecidos internos. Os detritos de *S. auriculata* apresentaram adesão de material particulado no reservatório de Vigário, tanto no período chuvoso quanto no seco. Durante o experimento utilizou-se o procedimento de limpeza periódica dos *litterbags* visando minimizar a adesão de material particulado aos detritos, mas no caso dos detritos de *S. auriculata* não foi possível evitar que isso acontecesse, o que dificultou a análise do resultado sob o ponto de vista do estado trófico do ambiente. Na estação seca, assim como ocorreu com a perda de massa de C, as perdas de massa em base de P não foram significativamente diferentes para a maioria dos detritos, a exceção de *B. subquadripara*. Mas os motivos podem ser diferentes, uma vez que se na perda de massa em base de C o efeito da disponibilidade de nutrientes é notável devido à maior parte deste

elemento ser mineralizado pela ação dos fungos e bactérias, que demandam nutriente do ambiente e dos detritos; já a perda de P dos detritos ocorreu em maior parte por lixiviação, um processo físico que depende mais da temperatura, do pH, da disponibilidade de aceptores de elétrons, da qualidade e do tratamento dado ao detrito, do que da disponibilidade de nutrientes. Os resultados indicam que a qualidade e o tratamento dado aos detritos podem ter influenciado a perda de massa em base de P, pois não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as variáveis físicas e químicas citadas.

A perda de N também apresentou forte ligação com a qualidade do detrito, e não demonstrou ter relação com a disponibilidade de nutrientes ou com a sazonalidade climática. As cinéticas de decaimento de N não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) para os detritos de *S. auriculata*, *P. stratiotes* e *B. subquadripara*, nos dois períodos de incubação, mas apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) para os detritos de *E. crassipes* e *S. Montevidensis* nos dois períodos. Assim como ocorreu com a perda de massa de P, a perda de N por lixiviação foi bastante evidente, indicando a maior influência da composição estrutural da planta nas características do detrito e do tratamento requerido pelo método de padronização, na diferenciação dos resultados dessas duas espécies.

Segundo a classificação proposta por Petersen & Cummins (1974), os coeficientes de decaimento de N refratário (k_R) indicam que o decaimento nos detritos de *S. Montevidensis* podem ser considerado como de médio a lento nos dois reservatórios; nos detritos de *P. stratiotes* como rápido nos dois reservatórios; nos detritos de *E. crassipes* como de lento a médio em Lajes e rápido em Vigário; nos detritos de *B. subquadripara* como de lento no reservatório de Lajes e como médio em Vigário; nos detritos de *S. auriculata* como lento nos dois reservatórios.

6.6. Relações estequiométricas (C:N, C:P e N:P)

As relações C:N ou N:P são ferramentas úteis para comparar a composição química dos organismos. Na natureza é possível observar relações C:N e N:P características para cada grupo de organismos, que definem suas composições elementares e, por consequência, as exigências nutricionais dos mesmos (Hildebrandt, 2012). A relação C:N tem sido usada por alguns autores (Bianchini Jr, 2006), para explicar os valores dos coeficientes de decaimento, baseado em estudos que atribuíram baixas taxas de decomposição de *Eichhornia azurea* à alta razão C:N; mas, outros estudos utilizando detrito inicial de seis espécies macrófitas aquáticas não encontraram essa relação (Villar *et al.*, 2001; Xie *et al.*, 2004).

Conforme apresentado nos resultados no presente estudo, os detritos de *S. auriculata*, *E. crassipes* e *B. subquadripara* apresentaram composição química elementar com relação C:N mais alta, que os caracterizam como recursos alimentares de baixa qualidade para a cadeia de decomposição. Isso pode explicar o padrão monofásico de perda de C dos detritos de *S. auriculata* e *E. crassipes* fazendo com que as relações C:N e o tempo de meia vida dessas espécies permanecessem mais altas, especialmente no reservatório de Lajes, cuja disponibilidade de nutrientes, e por consequência, a população de decompositores na água são mais baixas. Silva (2009) em experimento de decomposição de *Brachiaria decumbens* no campo e no rumem, relatou alta relação C:N nos detritos iniciais, justificando que em gramíneas a lignina ocorre em vários tecidos como bainha vascular, esclerênquima e parênquima lignificado, dificultando a ação dos organismos decompositores.

Por outro lado, os maiores coeficientes de perda de massa dos detritos *S. montevidensis* e *P. stratiotes* podem estar associados às menores relações C:N nos detritos iniciais, que os tornaram mais ricos do ponto de vista nutricional para os decompositores.

A diferença nas demandas de N e P por parte dos microrganismos decompositores depende da diferença entre as concentrações desses elementos em seus organismos e o recurso alimentar (Xie et al., 2004). Muitas vezes os organismos passam a consumir N e/ou P adicionais do meio circundante durante o processo de decomposição, quando fazem a conversão do detrito em biomassa própria (i.e. imobilização) (Hildebrandt, 2012). Assim, como as concentrações de P em relação a N nos detritos e nos ambientes naturais normalmente são mais baixas (ca. 1:10), isto resulta na maior demanda por P, podendo fazer com que a disponibilidade deste elemento impacte mais a decomposição dos detritos (Xie et al., 2004). Forsberg et al. (1978) em ensaios realizados com algas, constatou que P pode ser um fator limitante quando a razão PT/NT eleva acima de 12.

Os organismos decompositores antes esgotam os compostos de carbono lábeis do detrito, que são mais facilmente decompostos, tais como açúcares e amidos, e só quando é energeticamente vantajoso recorrem ao consumo dos compostos refratários (Hildebrandt, 2012). Nas etapas finais da decomposição, quando decai a biomassa microbiana, o nitrogênio imobilizado nessa biomassa é então liberado na forma inorgânica (e.g. amônio e nitrato) durante a lise das células mortas ou como resíduos metabólicos (Hildebrandt, 2012). Portanto, admite-se que o tempo de mineralização e retorno dos nutrientes para o meio possa ter relação com a diferença entre as relações C:N da população microbiana e do detrito vegetal, favorecendo o processo de eutrofização e ao mesmo tempo sendo potencializado por ele.

No decorrer deste estudo, as relações estequiométricas entre C, N e P variaram em função da cinética de decaimento de cada um desses elementos. Os processos de lixiviação e oxidação promoveram mudanças rápidas da composição química dos detritos de algumas espécies, mas em outras, cujas taxas de degradação de COPR foram mais lentas, as alterações das relações estequiométricas ocorreram em um tempo maior.

O aumento da relação C:P nos detritos de *B. subquadripara*, *S. montevidensis* e *E. crassipes* e de forma geral, no ambiente oligotrófico pode ser explicados pelas perdas acentuadas de P e menos expressivas de C neste ambiente, provavelmente favorecida pela baixa concentração deste nutriente na água. O fato da relação N:P ter sido similar à relação C:P, que de forma geral aumentaram ao longo do tempo no ambiente oligotrófico, reafirma a maior demanda de P nos processos de decomposição.

Os resultados deste trabalho mostram a importância da decomposição de detritos de macrófitas na ciclagem de nutrientes, especialmente a ciclagem de P que rapidamente volta ficar biodisponível no ambiente. O crescimento acelerado de macrófitas retira os macronutrientes da água mantendo-os estocados (i.e. imobilizados) na forma de biomassa viva e de detritos (MOP). Estes podem ser transportados pelo vento ou pela corrente podendo alterar a qualidade da água e do sedimento de outras áreas do reservatório. Nos eventos de morte em massa dessas plantas, seja por processos naturais (e.g., predadores e patógenos) ou pelo manejo (e.g. controle mecânico sem remoção da biomassa, biológico ou químico), grande quantidade de detritos se formam no sedimento e os nutrientes podem ser liberados por lixiviação e oxidação impactando de imediato a qualidade da água e a dinâmica da biota aquática. Torna-se imprescindível, portanto, o esforço para redução dos teores de nutrientes nos corpos hídricos, especialmente no reservatório de Lajes: i) por meio do tratamento dos efluentes domésticos e industriais; ii) pelo uso de práticas adequadas de manejo do solo; e iii) pela recuperação da cobertura vegetal florestal na bacia e pelo controle mecânico de macrófitas, que equilibra e até mesmo reduz os estoques de nutrientes e outros elementos químicos da água. Este efeito é mais facilmente notado em sistemas de reservatórios em cascata, como os que fazem parte do Complexo de Lajes. Além disso, medidas de prevenção contra a colonização por outras espécies de macrófitas são fundamentais, especialmente no reservatório de Lajes, para reduzir os efeitos sinérgicos da lixiviação com a absorção dos nutrientes pelo fitoplâncton, especialmente as cianobactérias, tendo em vista a transparência da água.

7. CONCLUSÃO

A variação climática sazonal não alterou de forma relevante a disponibilidade de nutrientes no reservatório de Vigário, mas afetou o reservatório de Lajes, especialmente com relação à disponibilidade de fósforo total, fósforo solúvel reativo e nitrato.

De modo geral, a decomposição dos detritos foi mais rápida no reservatório de Vigário, que apresentou os maiores coeficientes de decaimento, corroborando com a hipótese de que há influência da maior disponibilidade de nutrientes do ambiente sobre o processo de decomposição.

A influência do estado trófico foi mais evidente do ponto de vista de perda de massa de carbono, que constitui a maior parte da matéria orgânica dos detritos.

A qualidade dos detritos foi importante fator para o aumento da velocidade dos processos de decomposição, sendo que a espécie cujos detritos apresentaram maior teor de COPLS (*S. montevidensis*) apresentou os maiores percentuais de perda de massa em base de carbono (70-90%), fósforo (90-6%) e nitrogênio (68-94%). e a espécie cujo detrito apresentou maior teor de COPR (*S. auriculata*), apresentou os menores percentuais de perdas de massa em base de carbono (20-34%), fósforo (26%), e nitrogênio (10-37%), além dos menores coeficientes de decaimento.

A meia vida do COPLS foi influenciada pela composição estrutural e elemental dos detritos e pelo tratamento utilizado para sua padronização, variando de menos de 24 horas para os detritos de *S. montevidensis* e *S. auriculata*, 3-6 dias nos detritos de *P. stratiotes* e até 10-20 dias para os detritos de *E. crassipes* e *B. subquadripara*.

A meia vida do COPR foi influenciada pela composição estrutural e elemental dos detritos e pelo estado trófico do ambiente variando, em média, de 48-68 dias para os detritos considerados como de decomposição rápida (*S. montevidensis*), 78-98 dias para os considerados como de velocidade média (*P. stratiotes* e *E. crassipes*), e de 199-2500 dias para os detritos com decomposição lenta (*B. subquadripara* e *S. auriculata*).

As relações estequiométricas variaram conforme a cinética de perda de massa de cada elemento, principalmente de fósforo, nos processos de lixiviação/oxidação e de catabolismo. O intenso decaimento dos nutrientes no ambiente oligotrófico fez com que as razões C:N, C:P e N:P fossem maiores neste ambiente.

8. REFERÊNCIAS

- Abelho, M., 2001. From litterfall to breakdown in stream: A Review. *The Scientific World*, 1: 658-680.
- Abelho, M., C. Cressa & M. A. S. Graça, 2005. Microbial biomass, respiration and decomposition of *Hura creptans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. *Biotropica*, 37: 397-402.
- Allen, S. E., M. H. Grimshaw, J. A. Parkinson, & C. Quarmby, 1974. *Chemical analysis of ecological materials*. Blackwell, Oxford.
- ANA (Agência Nacional de Águas), 2003. Resolução nº 211, de 26 de maio de 2003. Brasília.
- Antonio, R. M. & I. Bianchini Jr., 2003. Methodological tests of a heterotrophy index for aquatic ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 373-380.
- APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association) & WEF (Water Environment Federation), 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th Edition, Washington D.C.
- Asaeda, T., V. K. Trung & J. Manatunge, 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes. *Aquatic Botany*, 68: 217-237.
- Begon, M., C. R. Townsend & J. L. Harper, 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.
- Bento, L., H. Marotta & A. Henrich-Prast, 2007. O papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo do fósforo em lagos rasos. *Oecologia Brasiliensia*, 11: 582-589.
- Berg, B. & C. McClaugherty, 2008. *Plant litter decomposition, humus formation, and carbon sequestration*. Springer, 2nd edn. Berlin.
- Bianchini JR., I., LD. Pacobahyba, & M. B. Cunha-Santino, 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14: 27-34.
- Bianchini Jr, I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. 4: 85-126. In Thomaz, L. M. & L. M. Bini, (Eds.) 2003. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Editora Eduem, Maringá.
- Bianchini Jr, I. & R. M. Antonio, 2003. The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. *Brazilian Journal of Biology*, 63:195-205.

- Bianchini Jr, I., A. M. Peret, & M. B. Cunha-Santino, 2006. A mesocosm study of aerobic mineralization of seven aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 85: 163-167.
- Bianchini Jr., I. & M.B. Cunha-Santino, 2008. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 20-29.
- Bianchini Jr. I., R.H. Silva, M. B. Cunha-Santino, & R. S. Panhota, 2010. Aerobic and anaerobic decomposition of *Pistia stratiotes* leaches from a tropical eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 70: 559-568.
- Botelho Filho, G. F. & R. R. Rangel, 1977. Plantas de superfície. Seleção de Plantas Aquáticas para aquários, tanques e lagos ornamentais. São Paulo: Nobel.
- Branco, C.W.C., B. Kozlowsky-Suzuki, I. F Sousa-Filho, A. W. S. Guarino & R. J. Rocha, 2009. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 14: 175-191.
- Canhoto, C. & M. A. S. Graça, 1996. Decomposition of leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia*, 333: 79-85.
- Campos Jr., J. J. F., 1998. Contribuição ao estudo da decomposição de macrófitas aquáticas da Lagoa do Infernã: Processo anaeróbio. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos, 148 p.
- Carpenter, S. & M. S. Adams, 1978. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyll spicatum* L. in a hard-water eutrophic lake. *Limnology Oceanographic*, 3: 520-528.
- CEIVAP (Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul), 2006. PSR-010-R0 - Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo, Diagnóstico dos Recursos Hídricos - Relatório Final. Fundação COPPETEC. Resende.
- CEIVAP (Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul), 2007. PSR-018-R0 - Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo, Tema C: Infestação de Macrófitas- Relatório Final. Fundação COPPETEC. Resende.
- Chymney, M. J. & K. Pietro, 2006. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in South Florida (USA). *Ecological Engineering*, 27: 301-321.
- Cunha-Santino, M. B. & I. Bianchini Jr, 2002. Humic substance mineralisation from a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 236: 34-44.

Cunha-Santino, M. B., 2003. Atividade enzimática, cinética e modelagem da decomposição de *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio-SP). Tese (Doutorado). Universidade federal de São Carlos – UFSCar.

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

Cunha-Santino, M. B. & I. Bianchini Jr, 2006a. Formação e mineralização de lixiviados de duas macrófitas aquáticas da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil). In: Santos, J. E., J. S. R. Pires & L. E. Moschini. Estudos Integrados em Ecossistemas-Estação Ecológica de Jataí. EdUFSCar, São Carlos, 4: 169-187.

Cunha-Santino, M. B. & I. Bianchini Jr, 2008. Carbon cycling potential from *Utricularia breviscapa* decomposition in a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Ecological Modelling Journal*, 218: 375-382

Cunha-Santino, M. B. & I. Bianchini Jr, 2009. Humificação e mineralização de macrófitas aquáticas: uma revisão sobre esses processos. *Oecologia Brasiliensis*, 13: 665-675

Cunha-Santino, M. B., I. Bianchini Jr., & M. I. Okawa, 2010. The fate of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. detritus within a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: 109-121.

Cutter, E. G., 2002. Parênquima e colênquima. Anatomia vegetal [Trad. Gabriela Vera Maria Caruso Catena; revisão científica Antônio Carlos Gabrielli, Cláudio Muller, Jorge Yoshio Tamashiro] 2 ed. Roca, São Paulo.

DAP Florestal & Light Energia S.A, 2010. Relatório de inventário florestal e quantificação do estoque de carbono orgânico nas áreas do Programa de Recuperação de Áreas Degradadas as Light Energia S.A. Rio de Janeiro.

Enriquez, S., C. M. Duarte, & K. Sandejensen, 1993. Patterns in decomposition rates photosynthetic organisms - the importance of detritus C-N-P content. *Oecologia*, 94: 457-451.

Esaú, K., 1974. Anatomia vegetal das plantas com sementes. Trad. Berta Lange de Morretes. Edgard Blucher Ed., Universidade de São Paulo, São Paulo.

Esteves, F. A. & R. Barbieri, 1983. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo Reservoir – São Paulo, Brazil. *Aquatic Botany*, 16: 285-295

Federle, T. W., V. L. McKinley, and J. R. Vestal. 1982. Physical determinants of microbial colonization and decomposition of plant litter in an arctic lake. *Ecology*, 8: 127-138.

FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente) 1987. Qualidade das Águas do Estado do Rio de Janeiro, Relatório Técnico - Vol. I: 1980/1986. Divisão de Qualidade de Água/Dep. de Planejamento Ambiental. Rio de Janeiro.

FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente) 1989. Relatório Qualidade das Águas do Estado do Rio de Janeiro, Relatório Técnico - Vol. II: 1987-1989. Divisão de Qualidade de Água/Dep. de Planejamento Ambiental. Rio de Janeiro.

Ferri, M.G., 1999. Botânica: morfologia interna das plantas (anatomia). 9 ed. São Paulo: Nobel.

Forsberg C., S. O. Ryding, A. Claesson & G. A. Forsberg, 1978. Water chemical analysis and/or algal assays? Sewage effluent and polluted water studies. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 21: 352-363.

Garcia, G.O., G. H. Venturin, R. A. Cecílio & A. A. Nazário, 2009. Remoção da carga orgânica oriunda de um sistema de rizicultura pela *Brachiaria subquadripara*. *Revista Verde* 4: 54-63.

Gimenes, K. Z., M. B. Cunha-Santino, & I. Bianchini Jr, 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14: 1075-1112.

Godshalk, G. L. & R. G. Wetzel, 1978. Decomposition of aquatic angiosperms: II. particulate components. *Aquatic Botany* 5: 301-327.

Gonsalves, Jr., J. F., J. S. França, A. O. Medeiros, C. A. Rosa & M. Calisto, 2006. Leaf breakdown in a tropical stream. *International review of Hydrobiology*, 91: 164-177.

Gopal, B., 1987. *Water Hyacinth*. Elsevier Science Publishers, New York.

Guarino A. W. S., C. W. C. Branco, Diniz G. P. & R. Rocha, 2005. Limnological characteristics of an old tropical reservoir (Ribeirão das Lajes Reservoir, RJ, Brazil). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 17: 129-41.

Gullis V. & K. Suberkropp, 2003. Interactions between stream fungi and bacteria associated with decomposing leaf litter at different levels of nutrient availability. *Aquatic Microbial Ecology*, 30: 149-157.

Henry-Silva, G. G. & A. F. M. Camargo, 2002. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Acta Scientiarum*, 24: 519-526.

- Henry, R. & N. L. Stripari, 2005. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia crassipes* in the mouth zone of Guareí River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *The Ekologia*, 3: 1-12.
- Hieber, M. & M. O. Gessner, 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83: 1026–1038.
- Hildebrandt L. R., J. Pastor & B. Dewey, 2012. Effects of external and internal nutrient supplies on decomposition of wild rice, *Zizania palustris*. *Aquatic Botany*, 97: 35-43.
- Hobbie, S. E., & P. M. Vitousek, 2000. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. *Ecology*, 81: 1867–1877.
- IESA (Internacional Engenharia S.A.) 1991. Estudo de Impacto Ambiental (EIA): estudos de viabilidade para o alteamento do nível de água do Reservatório de Lajes. Relatório Final. Rio de Janeiro.
- Joly, A. B., 1985.. Família Araceae. Botânica: introdução à taxonomia vegetal. Ed. Nacional. São Paulo.
- Julien, M. H. & M. W. Griffiths, (Eds), 1988. Biological control of weeds: a world catalogue of agents and their target weeds. Ed. Oxon, UK: Cabi Publishing.
- Kissmann, K. G. & D. Groth, , 1997. Plantas infestantes e nocivas. Tomo I, 2ª ed. BASF, São Paulo.
- Lallana, V. H., 1989. Aspectos reproductivos del repolito de água (*Pistia stratiotes* L.) em ambientes leníticos del rio Paraná medio. *Iheringia*, 39: 37-54.
- Light S.A, 2009. Relatório de Anteprojeto de Plano Diretor para o Complexo de Ribeirão das Lajes. Rio de Janeiro.
- Lee, A. A. & P. A. Bukaveckas, 2002. Surface water nutrient concentrations and litter decomposition rates in wetlands impacted by agriculture and mining activities. *Aquatic Botany*, 74: 273-285.
- Lockaby B. G., A. L. Murphy & G. L. Somers, 1996. Hydroperiod influences on nutrient dynamics in decomposing litter of a floodplain forest. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 1267–1272.
- López, N. I., C. M. Duarte, F. Vallespinós, J. Romero, J. & T. Alcoverro, 1998. The effect of nutrients additions on bacterial activity in seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*, 224: 155-166.

- López-Archilla, A. I., I. Marin & R. Amils, 2001. Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto River, Spain. *Microbial Ecology*, 41: 20-35.
- Lousier, J. D. & D. Parkinson, 1976. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany* 54:419-436.
- Martins, D., N. V. Costa, M. A., Terra, S. R. Marchi & E. D. Velini, 2003. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). *Planta Daninha*, 21: 21-25.
- Mendelssohn, I. A., B. K. Sorrell, H. Brix, H. H. Schierup, B. Lorenzen & E. Maltby, 1999. Controls on soil cellulose decomposition along a salinity gradient in a *Phragmites australis* wetland in Denmark. *Aquatic Botany*, 64: 381-398.
- Ménendez, M., O. Hernández & F. A. Comin, 2003. A seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. *Hydrobiologia*, 495: 159-169.
- Neiff, A. P., J. J. Neiff & S. L. Casco, 2006. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Paraná River Foodplain. *Wetlands*, 26: 558-556.
- Newbold, J. D., J. W. Elwood, M. S. Schulze, R. W. Stark, & J. C. Barmeier, 1983. Continuous ammonium enrichment of a woodland stream: uptake kinetics, leaf decomposition and nitrification. *Freshwater Biology*, 13: 193-204.
- Notare, M., 1992. Catálogo sistemático. Plantas Hidrófilas e seu Cultivo em Aquário. Brasil: Edições Sulamérica.
- Nichols, D. S. & D. R. Keeney, 1973. Nitrogen and phosphorus release from decaying watermilfoil. *Hydrobiologia*, 42: 509-525.
- Nunes, M. F., M. B. Cunha-Santino & I. Bianchini Jr, 2008. Inibição da mineralização de compostos nitrogenados lixiviados de macrófita aquática: adequação metodológica. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 30:159-164.
- Odum, E. P., 1988. Fundamentos de ecologia. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Odum, W. E. & M. A. Heywood, 1978. Decomposition of intertidal freshwater marsh plants. *Freshwater wetlands: ecological processes and management potential* (R.E. Good, D.F. Whigham & R.L. Simpson eds.). New York: Academic Press, 89-97p.
- Pagioro, T. A. & S. M. Thomaz, 1998. Loss of weight and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus during decomposition of *E. azurea* in foodplain of upper Paraná River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 58: 603-608.

- Pascoal C. & F. Cássio, 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, 70: 5266-5273.
- Petersen, R. C. & K. W. Cummins, 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4: 343-368.
- Peterson, B. J., L. Deegan, J. Helfrich, J., E. Hobbie, M. Hullar, B. Moller, T. E. Ford, A. Hershey, G. Hiltner, M. A. Kipphut, D. M. Lock, V. Fiebig, M. C. McKinely, J. R. Miller, R. Ventullo & G. Volk, 1993. Biological responses of a tundra river to fertilization. *Ecology*, 74:653-672.
- Pitelli, R. A., C. M. Toffanelli, L. A. B. Grande, E. A. V. Silva, A. M. C. M. Pitelli, R. B. Mello & M. A. Silva, 2009. Monitoramento das comunidades de macrófitas aquáticas nos reservatórios de Santana e Vigário (Piraí) e avaliação do uso de biomassa de *Egeria densa* e de *Eichhornia crassipes* na recuperação de solos degradados. In: Projeto Manejo Sustentado de Macrófitas Aquáticas– Relatório Final. UNESP, Jaboticabal.
- Press, W. H., S. A. Teukolsky, W. T. Vetterling, & B. P. Flannery, 2007. Numerical recipes in C: the art of scientific computing. Cambridge University Press. New York.
- Rejmánková, E. & K. Houdková, 2006. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: what is more important, litter quality or site quality? *Biogeochemistry*, 80: 245-262
- Rejmánková, E. & D. Sirová, 2007. Wetland macrophyte decomposition under nutrient conditions: relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 526-538.
- Rocha, R. S., R. B. Mello, A. S. Guarino & C. W. C. Branco, 2003. Dinâmica de variáveis físicas e químicas em um reservatório tropical (Reservatório de Lajes, RJ). In: Anais do IX CBL. Juiz de Fora : SBL UFJF, 1:496-496.
- Santos, M. G., M. B. Cunha-Santino & I. Bianchini Jr., 2008. Aerobic decomposition of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdec. regulated by chemical composition of detritus and temperature. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 269-276.
- Sciesseri, L, M. B. Cunha-Santino & I. Bianchini Jr., 2011, Cellulase and xylanase activity during the decomposition of three aquatic macrophytes in a tropical oxbow lagoon. *Brazilian Journal of Microbiology*, 42: 909-918.
- Schneider, I. A. H. & J. Rubio, 1999. Sorption of heavy metal ions by the non living biomass of freshwater macrophytes. *Environmental Science and Technology* 33: 2213-2217.

- Silva, H. M. S., 2009. Decomposição e Composição Química de Liteira de *Brachiaria decumbens* Stapf. e *Calopogonium mucunoides* Desv. no rúmen e na pastagem: uma análise comparativa. UFRPE (Tese de doutorado). Recife, 68 p.
- Silva, D. S., M. B. Cunha-Santino, E. E. Marques, & I. Bianchini Jr., 2011. The decomposition of aquatic macrophytes: bioassays versus in situ experiments. *Hydrobiologia* 665: 219-227.
- Singhal, P. K., S. Gaur, & L. Talegaonkar, 1992. Relative contribution of different decay process to the decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Aquatic Botany*, 42: 265-272.
- Strickland, J. D. & T. R. Parsons, 1960. A manual of sea water analysis. *Bulletin. Fisheries Research Board of Canada* 125: 1-185.
- Stripari, N.L. & R. Henry, 2002. The invertebrate colonization during decomposition of *E. crassipes* Kunth in lateral lake in the mouth zone of Paranapanema River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 62: 293-310.
- Suberkropp, K., G. Godshalk, & M. Klug, 1976. Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology* 57: 720-727.
- Villar, C. A., L. de Cabo, P. Vaithyanathan & C. Bonetto, 2001. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Parana River. *Aquatic Botany* 70: 105-116.
- Wetzel, R. G., 1983. *Limnologia*. 2. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 1991. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York.
- Wetzel, R. G., 1995. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 33: 83-89.
- Weyers, H. S. & K. Suberkropp, 1996. Fungal and bacterial production during the breakdown of yellow poplar leaves in 2 streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 408-420.
- Xie, Y., D. Yua & B. Renb, 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany* 80: 29-37.
- Williams, R. H., 1956. *Salvinia auriculata* Aubl.: the chemical eradication of a serious aquatic weed in Ceylon. *Tropical Agriculture Trinidad*, 33: 145-157.

ANEXO 1. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Lajes no período chuvoso (set/10 a jan/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.

Espécie	Elemento	MOPLS (%)	DP	K_{LS} (dia⁻¹)	DP	$T_{1/2}$ MOPLS (dia)	MOPR (%)	DP	K_R (dia⁻¹)	DP	$T_{1/2}$ MOPR (dia)
<i>S. auriculata</i>	C	18,24	0,00	0,000	0,00	-	101,83	1,57	0,002	0,0004	328,5
<i>S. auriculata</i>	P	32,36	5,54	2,365	1,83	0,29	67,64	1,76	0,000	0,000	-
<i>S. auriculata</i>	N	7,58	4,79	0,610	1,00	1,14	93,28	2,55	0,0004	2,549	56,35
<i>E. crassipes</i>	C	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	99,33	1,48	0,007	0,0005	97,49
<i>E. crassipes</i>	P	63,39	4,00	1,706	0,34	0,41	36,53	1,98	0,008	0,002	83,31
<i>E. crassipes</i>	N	42,23	5,42	0,375	0,12	1,85	56,14	3,60	0,004	0,001	162,33
<i>S. montevidensis</i>	C	26,00	0,00	0,379	0,14	1,83	74,00	0,00	0,0102	0,001	67,76
<i>S. montevidensis</i>	P	71,10	3,87	1,589	0,26	0,44	28,86	2,31	0,020	0,004	34,35
<i>S. montevidensis</i>	N	20,51	10,81	0,213	0,27	3,25	75,65	9,47	0,007	0,002	99,16
<i>P. stratiotes</i>	C	70,00	0,00	0,111	0,02	6,23	30,00	0,00	0,004	0,002	156,47
<i>P. stratiotes</i>	P	68,70	5,46	1,824	0,48	0,38	31,25	3,10	0,018	0,005	39,12
<i>P. stratiotes</i>	N	34,82	6,74	1,715	3,64	0,40	65,08	3,64	0,014	0,002	49,16
<i>B. subquadripa</i>	C	14,89	0,00	0,205	0,10	3,39	85,10	0,00	0,004	0,0005	163,09
<i>B. subquadripa</i>	P	77,35	4,41	2,421	0,64	0,29	22,65	2,02	0,004	0,002	156,11
<i>B. subquadripa</i>	N	62,91	5,43	1,683	0,46	0,41	37,07	2,40	0,001	0,001	641,80

(-) Os parâmetros não foram gerados devido aos dados serem incompatíveis com este modelo.

ANEXO 2. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Vigário no período chuvoso (set/10 a jan/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.

Espécie	Elemento	MOPLS (%)	DP	K_{LS} (dia ⁻¹)	DP	$T_{1/2}$ MOPLS (dia)	MOPR (%)	DP	K_R (dia ⁻¹)	DP	$T_{1/2}$ MOPR (dia)
<i>S. auriculata</i>	C	0,00	0,00	0,000	0,00	-	99,71	1,04	0,004	0,0003	192
<i>S. auriculata</i>	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. auriculata</i>	N	6,23	5,30	1,217	2,88	0,57	94,07	2,40	0,001	0,0005	1359,1
<i>E. crassipes</i>	C	0,00	0,00	0,000	0,00	-	101,58	1,71	0,014	0,001	48,7
<i>E. crassipes</i>	P	56,04	2,39	1,346	0,02	0,52	43,82	1,20	0,008	0,001	89,3
<i>E. crassipes</i>	N	6,72	7,10	1,500	0,00	0,46	92,15	3,31	0,011	0,001	61,5
<i>S. montevidensis</i>	C	25,84	6,46	0,967	0,65	0,72	74,56	3,73	0,012	0,002	56,3
<i>S. montevidensis</i>	P	71,63	4,40	2,174	0,53	0,32	28,36	2,28	0,013	0,003	55,5
<i>S. montevidensis</i>	N	30,69	7,12	1,327	0,87	0,52	69,73	3,61	0,008	0,001	84,4
<i>P. stratiotes</i>	C	70,00	0,00	0,151	0,02	4,58	30,00	0,00	0,009	0,003	78,4
<i>P. stratiotes</i>	P	62,74	2,51	3,189	0,95	0,22	37,25	1,40	0,018	0,002	38,9
<i>P. stratiotes</i>	N	30,37	7,01	3,161	5,32	0,22	69,63	4,11	0,021	0,003	32,5
<i>B. subquadripara</i>	C	14,89	5,15	2,408	3,79	0,29	85,11	2,60	0,011	0,001	64,5
<i>B. subquadripara</i>	P	66,89	5,77	2,420	0,00	0,29	31,93	2,31	0,001	0,001	686,3
<i>B. subquadripara</i>	N	45,98	9,49	1,600	0,00	0,43	50,29	4,17	0,007	0,002	97,4

(-) Os parâmetros não foram gerados devido aos dados serem incompatíveis com este modelo.

ANEXO 3. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Lajes no período seco (mai/11 a set/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.

Espécie	Elemento	MOPLS (%)	DP	K_{LS} (dia ⁻¹)	DP	$T_{1/2}$ MOPLS (dia)	MOPR (%)	DP	K_R (dia ⁻¹)	DP	$T_{1/2}$ MOPR (dia)
<i>S. auriculata</i>	C	18,24	4,476	0,190	0,12	3,65	81,77	3,72	0,001	0,001	1066,38
<i>S. auriculata</i>	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. auriculata</i>	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. crassipes</i>	C	56,42	4,546	0,034	0,01	20,26	39,24	4,28	0,000	0,000	-
<i>E. crassipes</i>	P	53,37	5,864	0,368	0,10	1,88	42,62	4,15	0,007	0,002	97,08
<i>E. crassipes</i>	N	33,68	6,461	2,632	2,63	0,26	66,32	3,18	0,009	0,002	73,98
<i>S. montevidensis</i>	C	19,92	9,893	1,000	0,00	0,69	77,01	4,91	0,013	0,003	52,31
<i>S. montevidensis</i>	P	76,12	3,469	4,622	4,53	0,15	23,88	2,20	0,028	0,006	24,50
<i>S. montevidensis</i>	N	0,00	0,000	0,000	0,00	-	96,45	3,36	0,014	0,002	50,26
<i>P. stratiotes</i>	C	70,00	0,000	0,142	0,04	4,90	30,00	0,00	0,008	0,006	81,74
<i>P. stratiotes</i>	P	59,72	9,690	1,500	0,00	0,46	38,63	5,67	0,034	0,012	20,41
<i>P. stratiotes</i>	N	78,31	3,586	0,068	0,05	10,14	17,19	3,74	0,001	0,023	1332,98
<i>B. subquadripara</i>	C	40,19	1,078	0,067	0,03	10,31	59,08	1,12	0,0003	0,002	2475,53
<i>B. subquadripara</i>	P	58,84	6,436	0,346	0,09	2,00	36,20	4,46	0,005	0,002	137,53
<i>B. subquadripara</i>	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(-) Os parâmetros não foram gerados porque os dados foram incompatíveis com o modelo.

ANEXO 4. Parâmetros do modelo de decomposição dos detritos decompostos no reservatório de Vigário no período seco (mai/11 a set/11) para as perdas de massa (%) de C, N e P.

Espécie	Elemento	MOPLS (%)	DP	K_{LS} (dia⁻¹)	DP	T_{1/2} MOPLS (dia)	MOPR (%)	DP	K_R (dia⁻¹)	DP	T_{1/2} MOPR (dia)
<i>S. auriculata</i>	C	14,22	7,49	4,923	72,95	0,14	85,78	3,32	0,003	0,001	264,56
<i>S. auriculata</i>	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. auriculata</i>	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. crassipes</i>	C	25,82	6,42	0,380	0,23	1,83	76,60	4,80	0,011	0,002	65,51
<i>E. crassipes</i>	P	55,83	6,22	0,451	0,12	1,54	48,34	4,06	0,006	0,002	109,50
<i>E. crassipes</i>	N	38,71	3,33	1,150	0,27	0,60	61,25	1,86	0,013	0,001	55,36
<i>S. montevidensis</i>	C	33,90	9,47	0,520	0,36	1,33	64,64	6,57	0,012	0,003	59,81
<i>S. montevidensis</i>	P	80,21	2,92	1,995	0,26	0,35	19,77	1,55	0,014	0,003	50,52
<i>S. montevidensis</i>	N	18,67	1,06	0,518	0,72	1,34	82,36	7,81	0,015	0,003	47,38
<i>P. stratiotes</i>	C	70,00	0,00	0,199	0,04	3,48	30,00	0,00	0,010	0,004	67,69
<i>P. stratiotes</i>	P	53,24	8,22	2,326	1,48	0,30	46,74	5,58	0,035	0,009	19,82
<i>P. stratiotes</i>	N	30,09	7,70	1,500	0,00	0,46	68,66	4,52	0,035	0,006	19,99
<i>B. subquadripara</i>	C	40,00	0,00	0,063	0,01	11,06	60,00	0,00	0,003	0,001	199,18
<i>B. subquadripara</i>	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. subquadripara</i>	N	26,82	6,65	0,191	0,12	3,64	69,16	5,93	0,005	0,001	142,62

(-) Os parâmetros não foram gerados devido aos dados serem incompatíveis com este modelo.

ANEXO 5. Compilação dos conteúdos de frações lábeis (MOPLS) e refratárias (MOPR) e dos respectivos coeficientes de decaimento (K_{LS} e K_R), estimados a partir da degradação de detritos de diferentes espécies (em meio aquático) sob diferentes condições ambientais e experimentais.

Espécie	MOPLS (%)	K_{LS} (dia⁻¹)	MOPR (%)	K_R (dia⁻¹)	Referência
<i>Salvinia sp.</i> (superfície)	40,6	0,22	57,8	0,001	Sciessere et al. (2011)
<i>Salvinia sp.</i> (interf. sed.- água)	43,1	0,22	55,8	0,0005	Sciessere et al. (2011)
<i>Salvinia sp.</i>	25,5	0,11	74,5	0,00047	Campos Jr. (1998)
<i>Salvinia sp.</i>	26,0	0,09	74,0	0,0038	Campos Jr. (1998)
<i>E. crassipes</i> (folhas)	21,8	0,60	78,2	0,0107	Singhal et al. (1992)
<i>E. crassipes</i> (folhas)	12,8	1,20	87,2	0,0055	Singhal et al. (1992)
<i>E. crassipes</i> (estiagem)	20,6	3,30	79,4	0,0010	Henry & Stripari (2005)
<i>E. crassipes</i> (chuva)	16,2	1,50	83,8	0,0379	Henry & Stripari (2005)
<i>E. crassipes</i> (rio Paraná)	0,00	0,00	100,0	0,0400	Neiff et al. (2006)
<i>E. crassipes</i> (lagoa marginal)	6,70	1,10	93,7	0,0205	Neiff et al. (2006)
<i>E. crassipes</i> (floresta alagada)	4,30	1,50	95,7	0,0163	Neiff et al. (2006)
<i>E. azurea</i> (canal próx. rio Paraná)	16,8	0,20	83,2	0,0008	Pagioro & Thomaz (1998)
<i>E. azurea</i> (lagoa marginal próx. rio Paraná)	8,5	0,40	91,5	0,0022	Pagioro & Thomaz (1998)
<i>E. azurea</i> (estiagem)	25,2	1,50	74,8	0,0082	Stripari & Henry (2002)
<i>E. azurea</i> (chuva)	18,5	1,50	81,5	0,0128	Stripari & Henry (2002)
<i>E. azurea</i> (aeróbico – proc. 20 °C)	15,7	2,00	84,3	0,0018	Cunha-Santino et al. (2010)
<i>Eichhornia sp.</i> (Média gênero)	18,2	1,30	81,6	0,0078	Cunha-Santino et al. (2010)
<i>Sagittaria latifolia</i> (folhas)	52,6	0,24	47,4	0,0204	Odum & Heywood (1978)
<i>Pistia stratiotes</i> (lixiviados totais)	56,0	0,067	44,0	0,010	Bianchini Jr. et al. (2009)
<i>Pistia stratiotes</i> (Aeróbico; lixiviados massa molec. alta)	41,0	0,068	59,0	0,008	Bianchini Jr. et al. (2009)
<i>Pistia stratiotes</i> (Aeróbico; lixiviados massa molec. baixa)	55,0	0,067	45,0	0,006	Bianchini Jr. et al. (2009)

Adaptado de Cunha-Santino et al. (2010) e Bianchini Jr. (2004)

ANEXO 6. Categorização dos coeficientes de decaimento em série contínua proposta por Petersen & Cummins (1974) para os coeficientes de decaimento da MOPR (k_R) e o tempo de meia vida ($t_{1/2}$) de cada espécie nos períodos chuvoso e seco.

Espécie	Reservatório de Lajes						Reservatório de Vigário					
	k_R (CH)	$t_{1/2}$ (CH)	Categoria ¹	k_R (SC)	$t_{1/2}$ (SC)	Categoria ¹	k_R (CH)	$t_{1/2}$ (CH)	Categoria ¹	k_R (SC)	$t_{1/2}$ (SC)	Categoria ¹
<i>S. auriculata</i> C	0,002	328,51	L	0,001	1066,38	L	0,004	192,008	L	0,003	264,560	L
<i>E. crassipes</i> C	0,007	97,49	M	0,000	-	-	0,014	48,676	R	0,011	65,515	R
<i>S. montevidensis</i> C	0,010	67,76	R	0,013	52,31	R	0,012	56,308	R	0,012	59,806	R
<i>P. stratiotes</i> C ²	0,004	156,47	L	0,008	81,74	M	0,009	78,410	M	0,010	67,690	R
<i>B. subquadripa</i> C	0,004	163,09	L	0,0003	2475,53	L	0,011	64,5388	R	0,0035	199,1802	L
<i>S. auriculata</i> P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. crassipes</i> P	0,008	83,31	M	0,007	97,08	M	0,008	89,323	M	0,006	109,502	M
<i>S. montevidensis</i> P	0,020	34,35	R	0,028	24,50	R	0,013	55,452	R	0,014	50,521	R
<i>P. stratiotes</i> P	0,018	39,12	R	0,034	20,41	R	0,018	38,897	R	0,035	19,821	R
<i>B. subquadripa</i> P	0,004	156,11	L	0,005	137,53	M	0,001	686,284	L	-	-	-
<i>S. auriculata</i> N	0,000	1690,60	L	-	-	-	0,001	1359,112	L	-	-	-
<i>E. crassipes</i> N	0,004	162,33	L	0,009	73,98	M	0,011	61,449	R	0,013	55,363	R
<i>S. montevidensis</i> N	0,007	99,16	M	0,014	50,26	R	0,008	84,427	M	0,015	47,378	R
<i>P. stratiotes</i> N	0,014	49,16	R	0,001	1332,98	L	0,021	32,512	R	0,035	19,993	R
<i>B. subquadripa</i> N	0,001	641,80	L	-	-	-	0,007	97,352	M	0,005	142,623	M

1 – Categorias propostas por Petersen & Cummins (1974): L = Lento ($k < 0,005$); M = Médio ($k = 0,005-0,010$) e R = Rápido ($k > 0,01$);

2 – Nos detritos de *P. stratiotes* a MOPR representou cerca de 30% da massa inicial de C, 31-37% de P, e 65-69% da massa de N no período chuvoso e cerca de 30% da massa inicial de C, 38-47% de P, e 17-69% da massa de N no período seco.