

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

*Comunidade de aves aquáticas e suas interações
em sistemas límnicos do sudeste brasileiro*

Magno Botelho Castelo Branco

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Odete Rocha

SÃO CARLOS
– 2008 –

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

*Comunidade de aves aquáticas e suas interações
em sistemas límnicos do sudeste brasileiro*

Magno Botelho Castelo Branco

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, Área de Concentração Ecologia e Recursos Naturais

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Odete Rocha

SÃO CARLOS

– 2008 –

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

C348ca

Castelo Branco, Magno Botelho.

Comunidade de aves aquáticas e suas interações
em sistemas límnicos do sudeste brasileiro / Magno Botelho
Castelo Branco. -- São Carlos : UFSCar, 2009.
142 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos,
2008.

1. Limnologia. 2. Ave aquática. 3. Diversidade biológica.
4. Interações biológicas. 5. Dispersão de algas. I. Título.

CDD: 574.5263 (20^a)

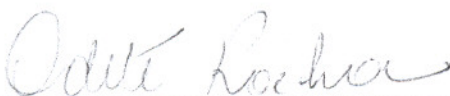
Magno Botelho Castelo Branco

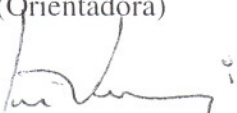
**Comunidades de aves aquáticas e suas interações em sistemas límnicos no
Sudeste brasileiro**

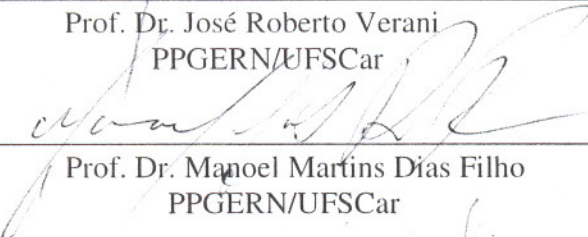
Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

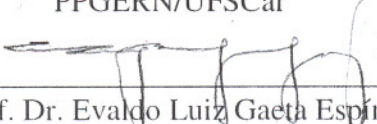
Aprovada em 27 de fevereiro de 2008


BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Profa. Dra. Odete Rocha
(Orientadora)

1º Examinador 
Prof. Dr. José Roberto Verani
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 
Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho
PPGERN/UFSCar

3º Examinador 
Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espindola
USP/Carlos-SP

4º Examinador 
Prof. Dr. Kennedy Francis Roche
UFMS/Campo Grande-MS

Se for pra levar oxigênio suplementar e um bando de sherpas carregando meu equipamento, eu tenho certeza que consigo. E se tiver certeza que consigo, prefiro ficar em casa.

Reinhold Messner, primeiro alpinista a escalar o Everest em solitário e sem oxigênio.

À memória do meu avô, Mauro Botelho.

À Prof^a Odete Rocha, pela amizade, orientação e paciência durante todo esse trabalho. Ao Prof. Manoel, entusiasta sem igual da classe Aves.

Aos meus colegas (amigos!) da UFSCar: Zé, Airton, Alcídio, Cristina, Mercival, Kátia, Toshiro “JC”, Gutinho, Ana Lúcia, Roberta, Patrícia, Rafa, Denise, Manuela, Zézé, Renata, Evandro, Elisa, FHC, pelo convívio e amizade durante todos esses anos.

Aos meus amigos de São Carlos: Toim, Osvaldo, Marcelo Schneider, David “Fiotão”, Janice, Ivo Ubaldo, João Briant, Kiko, Sal6, Lucas, Johan Stalin, pelos momentos necessários fora do laboratório.

Em especial à minha família, que sempre me apoiou em qualquer caminho que decidisse seguir; e à Aline e a família Cury, que foram minha “família” durante esse período aqui em São Carlos.

À CAPES, pelo auxílio financeiro; e ao pessoal do PPGERN: João, Roseli e Graça, com os quais sempre pude contar com sua boa vontade.

Enfim, a todos que de uma maneira ou de outra tornaram ainda mais agradável essa etapa aqui em São Carlos...

Muito obrigado!!!

Resumo

As aves aquáticas interagem de diversas maneiras com os ambientes de água doce. Por um lado, as aves podem ser consideradas como os mais importantes dispersores de algas fitoplancônicas entre os corpos de água doce e, por outro lado, podem contribuir de maneira significativa ao aporte de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. Nesse trabalho foi estudado o potencial de dispersão ecto e endozoocórico de algas fitoplancônicas por aves aquáticas no reservatório do Monjolinho (município de São Carlos, SP) e na lagoa dos Tropeiros (município de Piumhi, MG), bem como a contribuição de colônias de garças-vaqueira *Bubulcus ibis* para o aporte alóctone de nutrientes em dois sistemas límnicos: a lagoa dos Tropeiros e o reservatório Iembó, localizado no condomínio Parque Itaipu, no município de São Carlos, SP. Através da inoculação de meios de cultura com material oriundo da lavagem do corpo das aves, foi observado que estas espécies de aves são potenciais dispersoras de algas fitoplancônicas, podendo transportar até 22 espécies de algas aderidas às penas por indivíduo (ectozoocoria). Um número menor de espécies de algas também foi observado em culturas inoculadas com material oriundo das fezes das aves, caracterizando um potencial de transporte endozoocórico. Em relação ao aporte de nutrientes por colônia de garças-vaqueira, foi verificada uma alteração no teor de matéria orgânica no sedimento localizado em áreas de poleiro como uma maior eutrofização da água nestas regiões. Foi observada também uma tendência a maior densidade de biomassa vegetal em bancos de macrófitas aquáticas utilizados como poleiro, com um conseqüente aumento na densidade de organismos associados às macrófitas aquáticas. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas na fauna bentônica, ao se comparar as amostras de sedimento obtidas em pontos localizados na área de poleiro e área não-poleiro, mas foi constatado que essas colônias contribuem para o estoque de nutrientes nesses sistemas límnicos.

Palavras-chave: Aves aquáticas; Biodiversidade em águas doces; Interações biológicas, Dispersão de algas.

Abstract

Aquatic birds do interact in many ways with freshwater ecosystems. Birds can be considered the most important dispersers of freshwater algae between water bodies. Moreover, birds also can contribute to nutrient loading in freshwater lakes and reservoirs. In this paper the ecto and endozoochoric dispersal potential of freshwater algae by waterbirds was assessed. The places of study were the Monjolinho reservoir, in São Carlos municipality (SP), and Tropeiros lake, in Piumhi municipality (MG). Also studied was the contribution to nutrient loading by two colonies of *Bubulcus ibis*, the cattle egret, in two freshwater bodies: Tropeiros lake and Iembó reservoir, locate at Parque Itaipu, São Carlos municipality. By means of culture inoculation with material obtained from washing the body of the birds, it was observed that these species of birds are potential dispersers of phytoplanktonic algae and can carry up to 22 species of algae attached to feathers per individual (ectozoochory). A minor number of species of algae was also observed in cultures inoculated with material derived from faeces of birds, featuring a potential case of endozoochoric transport potential. Regarding the nutrient loading by colony of cattle egrets, was detected a change both in the content of organic matter in the sediment located in areas where the birds sleep as well as greater eutrophication of water in these regions. It was also observed a trend to higher density of biomass in banks of aquatic macrophytes used for night rest, with a consequent increase in the density of organisms associated with aquatic macrophytes. However, no significant differences were observed in the benthic fauna, when comparing the samples of sediment obtained in both points located in the rest areas as in non-rest areas, but it was found that these colonies contribute significantly to the nutrient loading in these systems.

Keywords: Aquatic birds; Freshwater biodiversity; Biological interactions; Algae dispersion.

Conteúdo

1	Introdução	17
1.1	As aves	17
1.1.1	O papel das aves aquáticas nos ecossistemas aquáticos continentais	19
1.1.2	O Censo Neotropical das Aves Aquáticas - CNAA	19
1.1.3	Dispersão de organismos aquáticos por aves aquáticas	22
1.2	Contribuição de colônias de aves para o estoque de nutrientes em ambientes de água doce	24
1.3	Objetivos e hipóteses	25
1.3.1	Hipóteses	25
2	Área de estudo	27
2.1	O reservatório do Monjolinho	27
2.2	Os reservatórios do condomínio Parque Itaipu	27
2.3	Lagoa dos Tropeiros	31
3	Material e métodos	33
3.1	Caracterização dos ambientes de estudo	33
3.1.1	Caracterização morfológica	33
3.1.2	Variáveis físicas e químicas da água	34
3.1.3	Determinação do grau de trofia dos sistemas lacustres estudados	34
3.2	Análise da comunidade de aves aquáticas	36
3.2.1	Biometria das aves aquáticas capturadas	40
3.2.2	Análise da diversidade: Índices de riqueza de espécies e de diversidade	41
	Índice de riqueza de Margalef	41
	Índice de riqueza de Menhinick	42
3.2.3	Medidas de diversidade	42
	Índice de diversidade de Brillouin	42
	Índice de dominância de Simpson	42
3.3	Avaliação do potencial de algumas espécies de aves aquáticas como dispersores de organismos planctônicos	43
3.3.1	Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica	44
3.4	Avaliação da contribuição das aves para o estoque de nutrientes dos ecossistemas aquáticos	44
3.5	Análise granulométrica do sedimento, da abundância de organismos bentônicos e das concentrações de nutrientes nos reservatórios do condomínio Parque Itaipu	45

3.6	Determinação da biomassa de macrófitas aquáticas e densidade da fauna associada	47
3.6.1	Análise da fauna de macroinvertebrados associados às macrófitas	48
3.7	Análises estatísticas	49
3.7.1	Dispersão de algas fitoplanctônicas por aves aquáticas	49
3.7.2	Contribuição das colônias de <i>Bubulcus ibis</i> ao estoque de nutrientes em dois sistemas límnicos	49
4	Resultados	51
4.1	Caracterização da área de estudo	51
4.1.1	Reservatório do Monjolinho	51
4.1.2	Lagoa dos Tropeiros	54
4.1.3	Reservatórios do Parque Itaipu	57
4.2	Riqueza e diversidade de aves aquáticas nos ambientes estudados	66
4.2.1	Lagoa dos Tropeiros	67
4.2.2	Reservatórios do Parque Itaipu	69
4.2.3	Reservatório do Monjolinho	70
4.3	Parâmetros biométricos das aves capturadas	73
4.3.1	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	73
4.3.2	<i>Gallinula chloropus</i>	74
4.3.3	<i>Jacana jacana</i>	75
4.3.4	<i>Butorides striatus</i>	76
4.3.5	<i>Porphyryla martinica</i>	77
4.3.6	Família Alcedinidae	77
4.3.7	<i>Bubulcus ibis</i>	79
4.4	Potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas por <i>Amazonetta brasiliensis</i>	80
4.4.1	Algas observadas após o cultivo	80
4.5	Potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas por aves aquáticas na lagoa dos Tropeiros	83
4.5.1	<i>Jacana jacana</i>	85
4.5.2	<i>Gallinula chloropus</i>	86
4.5.3	<i>Porphyryla martinica</i>	89
4.5.4	<i>Butorides striatus</i>	90
4.5.5	Família Alcedinidae (<i>Ceryle torquata</i> e <i>Chloroceryle americana</i>)	92
4.6	Algas observadas nos diferentes meios	95
4.6.1	Avaliação comparativa do potencial de dispersão de algas pelas espécies de aves aquáticas por meio de análise de agrupamento	95
4.7	Contribuição de <i>Bubulcus ibis</i> para o aporte de nutrientes em dois sistemas límnicos	97
4.7.1	Estimativa populacional das colônias	97

4.7.2	Conteúdo de nutrientes nas fezes	97
4.7.3	Granulometria	98
4.7.4	Varição espacial do teor de matéria orgânica no sedimento nos reservatórios do Parque Itaipu	100
4.7.5	Fauna bentônica	101
4.7.6	Varição espacial do IET nos reservatórios do Parque Itaipu	103
4.7.7	Análise de correspondência canônica - CCA	103
4.7.8	Fauna associada às macrófitas aquáticas na lagoa dos Tropeiros	106
4.7.9	Varição espacial do IET na lagoa dos Tropeiros	107
4.7.10	Biomassa de macrófitas aquáticas e fauna associada	107
4.7.11	Análise de agrupamento da fauna associada	108
5	Discussão	109
5.1	Caracterização morfométrica e limnológica	109
5.2	Riqueza e diversidade de aves aquáticas nos ambientes estudados	112
5.3	Potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas por aves aquáticas	114
5.3.1	Dispersão de organismos por aves aquáticas - limitações fisiológicas	115
5.4	Contribuição das colônias de <i>Bubulcus ibis</i> ao aporte de nutrientes nos ecossistemas aquáticos	118
6	Conclusões	121
	Anexos	131
A	Parâmetros biométricos das aves capturadas	132
B	Variáveis limnológicas	135
C	Análise de Correspondência Canônica	139

Lista de Figuras

1	Relação entre a distribuição de aves aquáticas e terrestres e a latitude	18
2	Saracura-comum e frango d'água	19
3	Relação entre as taxas de extinção e imigração e a riqueza de espécies	22
4	Imagem de satélite do reservatório do Monjolinho	28
5	Imagens do reservatório do Monjolinho	28
6	Mapa simplificado da microbacia do córrego São José	29
7	Imagem de satélite dos reservatórios Iguá, Igarapaba e Iembó . . .	30
8	Imagem do reservatório Iembó com a colônia de garças-vaqueiras	30
9	Mapa esquemático mostrando a região do rio Piumhi, antes e depois da inundação da Represa de Furnas e o local da construção do canal	31
10	Imagem de satélite da lagoa dos Tropeiros	32
11	Vista parcial da margem da lagoa dos Tropeiros	32
12	Imagem da tela do computador (<i>screenshot</i>), rodando o programa Jmicrovision	33
13	Rede de neblina armada entre os bancos de macrófitas na lagoa dos Tropeiros	37
14	Imagem de garça-vaqueira capturada em rede de neblina no reservatório Iembó	38
15	Desenho esquemático da armadilha tipo <i>funnel trap</i>	39
16	Armadilha para captura de <i>Amazonetta brasiliensis</i> no reservatório do Monjolinho	39
17	Exemplos de medidas biométricas realizadas nas aves	40
18	Pesagem de <i>Amazonetta brasiliensis</i>	41
19	Cultivo de algas no laboratório	43
20	Imagem de satélite do reservatório Iguá	45
21	Imagem de satélite do reservatório Igarapaba	46
22	Imagem de satélite do reservatório Iembó	46
23	Imagem de satélite da lagoa dos Tropeiros evidenciando os pontos de coleta de macrófitas, água e os poleiros de <i>Bubulcus ibis</i>	48
24	Amostrador utilizado para a coleta dos macroinvertebrados associados às macrófitas.	49
25	Valores de pluviosidade mensal para a região onde se localiza o reservatório do Monjolinho no período 2000–2006	51
26	Valores médios e desvios-padrão para as variáveis físicas e químicas da água no reservatório do Monjolinho em dezembro de 2006 .	52
27	Valores médios do Índice de Estado Trófico para o reservatório do Monjolinho	53
28	Valores de pluviosidade mensal para a lagoa dos Tropeiros	54
29	Valores das variáveis físicas e químicas da água na lagoa dos Tropeiros	55

30	Índice de Estado Trófico para a lagoa dos Tropeiros	56
31	Valores das variáveis físicas e químicas da água no reservatório Iguá em março de 2007	58
32	Valores das variáveis físicas e químicas da água no reservatório Iguá em agosto de 2007	58
33	Índice de Estado Trófico para o reservatório Iguá em março de 2007	59
34	Índice de Estado Trófico para o reservatório Iguá em agosto de 2007	59
35	Valores das variáveis físicas e químicas da água no reservatório Igarapaba em março de 2007	60
36	Valores das variáveis físicas e químicas da água no reservatório Igarapaba em agosto de 2007	61
37	Índice de Estado Trófico para o reservatório Igarapaba em março de 2007	62
38	Índice de Estado Trófico para o reservatório Igarapaba em agosto de 2007	62
39	Valores das variáveis físicas e químicas da água no reservatório Iembó em março de 2007	63
40	Valores das variáveis físicas e químicas da água no reservatório Iembó em agosto de 2007	64
41	Índice de Estado Trófico para o reservatório Iembó em março de 2007	65
42	Índice de Estado Trófico para o reservatório Iembó em agosto de 2007	65
43	Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas na lagoa dos Tropeiros	68
44	Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas nos reservatórios do Parque Itaipu	69
45	Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, durante o ano de 2006	71
46	Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, durante o ano de 2007	72
47	Principais parâmetros biométricos dos exemplares de <i>Amazonetta brasiliensis</i>	74
48	Principais parâmetros biométricos dos exemplares de <i>Gallinula chloropus</i>	75
49	Principais parâmetros biométricos dos exemplares de <i>Jacana jacana</i>	76
50	Principais parâmetros biométricos dos exemplares de <i>Butorides striatus</i>	76
51	Principais parâmetros biométricas dos exemplares de <i>Porphyryla martinica</i>	77
52	Principais parâmetros biométricas dos exemplares de <i>Ceryle torquata</i> e <i>Chloroceryle americana</i>	78

53	Imagens dos martins-pescadores capturados na lagoa dos Tropeiros	78
54	Principais parâmetros biométricos dos exemplares de <i>Bubulcus ibis</i>	79
55	Imagens de algumas algas observadas nos meios de cultura obtidos a partir de material coletado de <i>Amazonetta brasiliensis</i>	82
56	Comparação entre a riqueza de taxa (gêneros ou espécies) de algas observadas nas culturas obtidas a partir do material da lavagem das penas e das fezes de <i>Amazonetta brasiliensis</i>	82
57	Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura provenientes de <i>Jacana jacana</i>	85
58	Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura provenientes de <i>Gallinula chloropus</i>	87
59	Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura provenientes de <i>Porphyryla martinica</i>	89
60	Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura provenientes de <i>Butorides striatus</i>	91
61	Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura provenientes de <i>Ceryle torquata</i> e <i>Chloroceryle americana</i>	93
62	Riqueza de espécies de algas identificadas nos meios de culturas obtidos da lavagem das penas, bico e tarso e das fezes	95
63	Avaliação comparativa do potencial de dispersão das diferentes espécies de aves aquáticas por meio da análise de agrupamento	96
64	Estimativas populacionais de <i>Bubulcus ibis</i>	97
65	Conteúdo de nitrogênio e fósforo nas fezes de garça-vaqueira capturadas nesse trabalho.	98
66	Granulometria do reservatório Iguá	98
67	Granulometria do reservatório Igarapaba	99
68	Granulometria do reservatório Iembó	99
69	Variação espacial do teor de matéria orgânica no sedimento nos pontos amostrados nos reservatórios do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP. O ponto P2 do reservatório Iembó é onde se localiza o poleiro de <i>Bubulcus ibis</i>	100
70	Variação espacial do Índice de Estado Trófico para os reservatórios do Parque Itaipu	103
71	Análise de correspondência canônica entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Iguá	104
72	Análise de correspondência canônica entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Igarapaba	105
73	Análise de correspondência canônica entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Iembó	105
74	Variação espacial do Índice de Estado Trófico na lagoa dos Tropeiros	107
75	Concentração de indivíduos de fauna associada e biomassa das macrófitas nos bancos amostrados na lagoa dos Tropeiros	108
76	Análise de agrupamento para os pontos da lagoa dos Tropeiros em relação à fauna associada às macrófitas	108

77	Valores de desaparecimento visual do disco de Secchi nos reservatórios do Parque Itaipu em 1997 e 2007	111
78	Concentração média de fósforo (P) e nitrogênio (N) para os reservatórios do Parque Itaipu em 1997 e 2007	111
79	Comparação entre os índices de diversidade de Brillouin, Simpson e a riqueza de espécies nos ambientes estudados nesse trabalho e os obtidos para a lagoa do Gateado	113
80	Riqueza de espécies de algas observadas nos meios de cultura inoculados com material oriundo da lavagem das penas, bico e tarso das aves, de acordo com o hábito de locomoção.	115
81	Riqueza de espécies de algas observadas nos meios de cultura inoculados com material oriundo das fezes das aves, de acordo com o hábito de locomoção	116
82	Gráfico comparativo em relação ao conteúdo de fósforo e nitrogênio de amostra fecal de algumas espécies de aves	119

Lista de Tabelas

1	Áreas do território brasileiro designadas como áreas úmidas de importância Internacional de acordo com o entendimento da Convenção Ramsar	21
2	Relação de variáveis e metodologias utilizadas para caracterização da concentração de nutrientes nos sistemas lacustres estudados. . .	34
3	Faixas de variação para diferentes graus de trofia segundo a classificação proposta por Toledo Jr et al. (1983)	36
4	Principais parâmetros morfométricos dos reservatórios do Parque Itaipu	57
5	Composição taxonômica das aves aquáticas amostradas nesse trabalho	66
6	Riqueza de espécies, número de indivíduos e índices de riqueza (R) e de diversidade (D) para a lagoa dos Tropeiros nos períodos de coleta	67
7	Riqueza de espécies, número de indivíduos e índices riqueza (R) e de diversidade (D) para os reservatórios do Parque Itaipu nos períodos de coleta	69
8	Riqueza de espécies, número de indivíduos e índices de riqueza (R) e de diversidade (D) para a comunidade de aves aquáticas do reservatório de Monjolinho	70
9	Composição taxonômica e freqüência de ocorrência das espécies de algas identificadas nos cultivos inoculados com água das penas, bico, tarso e das fezes de <i>Amazonetta brasiliensis</i> capturados em agosto de 2006 e fevereiro de 2007 no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP.	81
10	Composição taxonômica, abundância, peso médio e desvio-padrão das espécies de aves capturadas na lagoa dos Tropeiros	83
11	Composição taxonômica das algas obtidas nos diferentes meios de cultura das aves amostradas na lagoa dos Tropeiros	84
12	Composição taxonômica e freqüência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de <i>Jacana jacana</i>	86
13	Composição taxonômica e freqüência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de <i>Gallinula chloropus</i>	88
14	Composição taxonômica e freqüência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de <i>Porphyryula martinica</i>	90

15	Composição taxonômica e frequência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de <i>Butorides striatus</i>	92
16	Composição taxonômica e frequência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de <i>Ceryle torquata</i> e <i>Chloroceryle americana</i> (Alcedinidae)	94
17	Densidade (ind/m ²) de organismos bentônicos no reservatório Iguá	101
18	Densidade (ind/m ²) de organismos bentônicos no reservatório Iguá	102
19	Densidade (ind/m ²) de organismos bentônicos no reservatório Iembó	102
20	Densidade numérica da fauna associada à macrófitas aquáticas na lagoa dos Tropeiros	106
21	Principais parâmetros morfométricos do reservatório do Monjolinho, segundo diversos autores	110
A.1.	Valores biométricos de <i>Amazonetta brasiliensis</i>	132
A.2.	Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares capturados de <i>Galinula chloropus</i>	132
A.3.	Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares capturados de <i>Jacana jacana</i>	133
A.4.	Valores biométricos obtidos dos exemplares capturados de <i>Butorides striatus</i>	133
A.5.	Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares capturados de <i>Porphyrola martinica</i>	133
A.6.	Valores biométricos obtidos dos exemplares capturados de <i>Ceryle torquata</i> e <i>Chloroceryle americana</i>	134
A.7.	Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares capturados de <i>Bubulcus ibis</i>	134
B.8.	Variáveis físicas e químicas obtidas com o multisensor Horiba U-10 no reservatório do Monjolinho	135
B.9.	Variáveis físicas e químicas obtidas com o multisensor Horiba U-10 na lagoa dos Tropeiros	136
B.10.	Concentrações de nutrientes na água dos reservatórios do Parque Itaipu em março de 2007	137
B.11.	Concentrações de nutrientes na água dos reservatórios do Parque Itaipu em agosto de 2007	137
B.12.	Concentrações de nutrientes na água da lagoa dos Tropeiros em outubro de 2006	138
B.13.	Concentrações de nutrientes na água do reservatório do Monjolinho em dezembro de 2006	138

Introdução

1.1 As aves

As aves são o grupo mais conhecido dentre os vertebrados. Estima-se que cerca de 99% das espécies recentes estejam identificadas e catalogadas, o que não ocorre em nenhum outro grupo de animais. O Brasil, com 1677 espécies distribuídas em 23 ordens e 86 famílias, representa 54% da riqueza de aves da América do Sul e 17% do total mundial. A riqueza de aves no Brasil é ainda mais impressionante se comparada com os mamíferos, aonde a relação destes últimos para as aves chegaria a 1:6. O contrário ocorre na África, onde os mamíferos são o grupo de maior riqueza (Sick, 2001).

Entretanto, é interessante notar que a região Neotropical é especialmente pobre em aves aquáticas. No Brasil, das quase 1700 espécies de aves catalogadas, as espécies que obrigatoriamente dependem dos corpos d'água para forrageio ou reprodução não chegam a 10% desse total. Isso foi observado pelo ornitólogo Helmut Sick na década de 60 do século passado, que ficou impressionado pela inesperada pobreza de aves aquáticas na bacia amazônica (Sick, 2001). Essa tendência foi posteriormente confirmada em escala global por Slud (1976), o qual evidenciou que a proporção entre a riqueza de espécies terrestres e aquáticas aumenta de maneira quase que exponencial em direção às altas latitudes do globo. Além dessa proporção aumentar, a riqueza absoluta de espécies de aves aquáticas nas regiões temperadas também é superior à riqueza observada nos trópicos (Figura 1).

Como exemplo, a Argentina possui aproximadamente 250 espécies de aves aquáticas, enquanto que a bacia amazônica apresenta apenas cerca de 110 espécies de aves deste grupo.

As aves aquáticas associadas às águas continentais do território brasileiro, embora representem uma fração menor no total de espécies da avifauna, constituem um elemento importante na estrutura dos ecossistemas aquáticos do Brasil, sendo especialmente conspícuos nos sistemas alagáveis das planícies de inundação das grandes bacias hidrográficas brasileiras. Estima-se que no Brasil existam cerca de 160 espécies de hábito tipicamente aquático, isto é, que dependem destes ambientes como fonte principal de energia, e as paludícolas, que dependem de forma facultativa dos sistemas aquáticos para sua sobrevivência.

A maior parte das aves associadas aos sistemas límnicos (águas doces) brasileiros são pertencentes às famílias Ardeidae (garças), Anatidae (patos, marrecas) e Rallidae (saracuras, frangos d'água) (Sick, 2001).

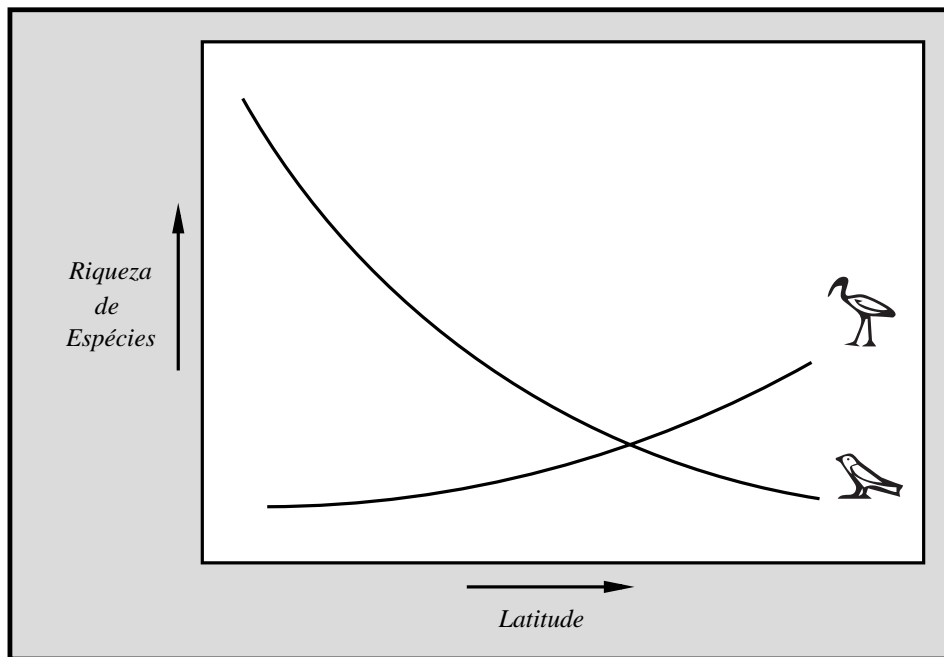


Figura 1 Relação entre a distribuição de aves aquáticas e terrestres e a latitude, desenhada a partir de Slud (1976).

A garça-branca-grande (*Ardea alba*) é provavelmente o ardeídeo aquático mais conhecido. Muito freqüente também é a garcinha-branca (*Egretta thula*), que é avistada muitas vezes no mesmo ambiente de *Ardea alba*.

Entre os Anatidae as espécies mais comuns e conhecidas no Sudeste brasileiro são o irerê (*Dendrocygna viduata*) e a marreca-ananaí (*Amazonetta brasiliensis*).

Entre os Rallidae, o frango d'água comum (*Gallinula chloropus*) e o frango d'água azul (*Porphyryla martinica*) provavelmente são as espécies mais comuns desta família, junto com a saracura-comum (*Aramides saracura*) e a saracura três-potes (*Aramides cajanea*) (Figura 2).

Bastante comuns também são os biguás (*Phalacrocorax brasilianus*), da família Phalacrocoracidae, e o quero-quero (*Vanellus chilensis*). Embora este último não seja uma ave estritamente aquática, é freqüentemente visto à margem de lagos, rios e reservatórios, principalmente no Estado de São Paulo (Willis & Oniki, 2003).

*Aramides saracura**Gallinula chloropus*

Figura 2 Imagem da saracura-comum (*Aramides saracura*) e do frango d'água comum (*Gallinula chloropus*), fotografados no sistema de lagos do Vale do Rio Doce, em 2002

1.1.1 O papel das aves aquáticas nos ecossistemas aquáticos continentais

O papel das aves aquáticas como parte integrante da biota das águas continentais é bastante complexo, e as interações com o ambiente e com os outros componentes abióticos é complexa e multifacetada.

O aspecto trófico é um dos mais relevantes. Muitas aves retiram seu alimento dos sistemas aquáticos, situando-se em diferentes níveis tróficos. Algumas ocupam o topo das cadeias alimentares, e sua abundância apresenta relação direta com a produtividade secundária que ocorre nos níveis inferiores, o que determina, até certo ponto, a estrutura da comunidade deste grupo em um determinado ecossistema. Isso foi observado pela primeira vez em 1936 pelo finlandês Pontus Palmgren (1936, *apud* Kerekes, 1990), que correlacionou o estado trófico de 60 corpos de água doce em Åland, na Finlândia, à estrutura da avifauna desses sistemas. Foi esse trabalho pioneiro que marcou o início dos estudos que buscam investigar as relações entre as comunidades de aves aquáticas e os ecossistemas de água doce.

1.1.2 O Censo Neotropical das Aves Aquáticas - CNAA

O monitoramento de populações de aves aquáticas serve, além de gerar dados para formulação de modelos de populações mínimas viáveis e relações espécies-área (Gotelli & Graves, 1996), para fornecer dados importantes sobre flutuações populacionais periódicas e não-periódicas, o que pode indicar perturbações no habitat. Assim, a presença ou ausência de certas espécies, bem como o desaparecimento local de algumas delas, pode funcionar como indicadores de qualidade ambiental (Furness et al., 1993). Como essas populações são sensíveis à diversas alterações de origem antrópica, como drenagem, aterramento, supressão de matas ciliares, sobrepesca, eutrofização, etc., esse grupo tem sido utilizado como

indicador da qualidade da água de um sistema límnic (Rutschke, 1987). Dada a importância dos dados obtidos em programas de monitoramento, foi iniciado em 1990 o Censo Neotropical de Aves Aquáticas.

O Censo Neotropical de Aves Aquáticas (CNAA) é um programa de monitoramento de longo prazo estabelecido por diversos países, como uma atividade dentro do conjunto de ações acordadas pelos países participantes da Convenção sobre as Zonas Úmidas, mais conhecida como Convenção de Ramsar, nome da cidade do Irã, onde se realizou a primeira reunião. A Convenção de Ramsar foi assinada em 2 de fevereiro de 1971, tendo entrado em vigor em 1975. Possui atualmente cerca de mil localidades de preservação espalhadas pelos diversos continentes, cobrindo cerca de 73 milhões de hectares de zonas úmidas (Ramsar Convention Bureau, 1996).

A seleção destas zonas fundamentou-se em critérios gerais e/ou específicos em termos ecológicos, botânicos, zoológicos ou hidrológicos, priorizando as áreas que fossem relevantes, em qualquer época do ano, para as aves aquáticas, migratórias ou não.

O conceito de zona úmida contido na Convenção é extremamente amplo, abrangendo rios, lagos, pântanos, charcos, turfeiras, marismas e áreas marinhas até seis metros de profundidade. De acordo com a Convenção, as partes contratantes se comprometem a indicar zonas úmidas selecionadas dentro de seus territórios para constarem de uma “Lista de Zonas Úmidas de Importância Internacional”, priorizando aquelas que abrigam aves aquáticas. As partes contratantes comprometem-se a estabelecer reservas naturais em zonas úmidas e a empreender esforços para aumentar as populações de aves aquáticas. O próprio título do documento - “Convenção Sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional Especialmente Como Habitat de Aves Aquáticas” - denota a importância parcial atribuída às zonas ou localidades cujas aptidões não se restringem a serem pontos intermediários na rota de aves migratórias.

O Censo Neotropical das Aves Aquáticas é baseado na contagem de aves e é realizado pelo menos duas vezes ao ano, em fevereiro e em julho, em nove países da América do Sul. O CNAA iniciou-se em 1990, e em 1991 o Brasil aderiu ao censo. Hoje já existe um banco com dados de dezesseis anos, um subsídio importante para as ações de manejo para a conservação das áreas alagáveis (zonas úmidas) e aves aquáticas em 7 localidades brasileiras, como especificadas na Tabela 1.

Novas áreas poderão futuramente ser incorporadas a partir de novos estudos e levantamentos.

Os censos servem para identificar vários locais importantes para as aves aquáti-

Tabela 1 Áreas do território brasileiro designadas como áreas úmidas de importância Internacional de acordo com o entendimento da Convenção Ramsar (<http://www.cna.org.br/site/noticia.php?n=2550>)

Denominação	Área (ha)
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM)	1.124.000
Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (MA)	1.175.036
Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses (MA)	2.680.911
Parque Estadual Marinho do Parcel Manuel Luiz (MA)	2.680.911
Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (MT)	135.000
Parque Nacional Lagoa do Peixe (RS)	34.400
Parque Nacional do Araguaia (TO)	562.312

cas, e em alguns países este programa constitui a única estratégia coordenada para avaliar o estado atual das suas áreas alagáveis. Os objetivos¹ do CNNA são:

1. Contribuir para o conhecimento e conservação das áreas alagáveis e suas aves aquáticas, promovendo a participação local e a consolidação de uma Rede de Instituições e pessoas comprometidas com este fim;
2. Contribuir na definição de prioridades de pesquisas e conservação mediante a identificação de áreas alagáveis de importância internacional ou de locais que albergam espécies ameaçadas, contribuindo para implementação de tratados internacionais como a Convenção RAMSAR, Convenção de Biodiversidade e a Convenção de Bonn de espécies migratórias;
3. Estudar a distribuição geográfica e a abundância das aves aquáticas na região Neotropical, recolhendo informações básicas para sua conservação e manejo.

Em Mato Grosso, de acordo com informações disponibilizadas no site *Ornitologia on-line*², este censo vem sendo realizado desde 1991 na Estrada Parque Transpantaneira, e a partir de 2007 juntamente com o IBAMA e a SEMA/MT os inventários estão sendo realizados na região do Parque Nacional do Pantanal.

Em 23 de outubro de 2003, o Ministério do Meio Ambiente criou o Comitê Nacional de Zonas Úmidas, com o objetivo de subsidiá-lo na implementação das diretrizes a ações relativas à Convenção de Zonas Úmidas de Importância Internacional.

¹<http://www.wetlands.org>

²<http://www.ao.com.br>, acessada em julho de 2007

1.1.3 Dispersão de organismos aquáticos por aves aquáticas

As atividades antrópicas têm alterado de maneira drástica os ecossistemas do planeta, especialmente os de água doce. A fragmentação, a eutrofização e a descarga de poluentes nesses ambientes têm causado uma redução contínua na riqueza de espécies em nível local e regional. Estima-se que, desde o começo do século XX, aproximadamente 50% das áreas alagadas do globo já desapareceram (Ramsar Convention Bureau, 1996). Apesar dos recentes esforços conservacionistas, o número total dos ecossistemas de água doce ainda se encontra em situação crítica na maioria dos países (Groombridge & Jenkins, 1998; Tundisi, 2007).

Como consequência direta da deterioração e perda desses ambientes, tanto a disponibilidade de habitats como as populações de espécies de água doce diminuem. Os efeitos indiretos desse processo incluem reduções drásticas na dispersão, devido ao aumento nas distâncias e o grau de isolamento entre estes corpos de água doce ainda existentes. Por serem ecossistemas fragmentados por natureza, a biota desses ambientes depende do equilíbrio entre imigração de espécies e extinção local (Dodson, 1992; MacArthur & Wilson, 1967). Desta forma, apesar de estarem isolados geograficamente, devem existir conexões ecológicas importantes entre estes corpos de água doce. Como resultado, as consequências da perda desses ambientes para a biodiversidade local e regional devem ser piores do que o esperado apenas para a perda de cada habitat isoladamente, devido a uma redução nas taxas de imigração causadas pela distância crescente entre os corpos d'água remanescentes (Figura 3). Estas incluiriam a perda de riqueza de espécies e variabilidade genética, bem como mudanças nos padrões de distribuição das populações, o que afeta diretamente os mecanismos de dispersão das mesmas. Os efeitos

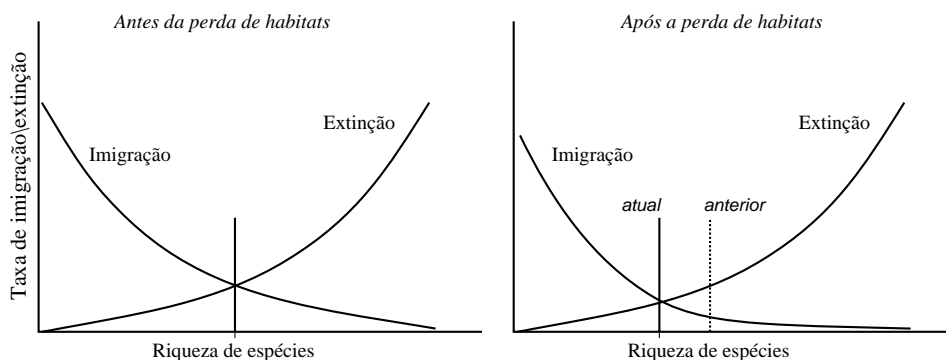


Figura 3 Relação entre as taxas de extinção e imigração e a riqueza de espécies, antes e após a perda de habitats, de acordo com MacArthur & Wilson (1967)

de uma dispersão reduzida seriam particularmente críticos em corpos de água que já apresentam uma baixa riqueza de espécies, incluindo os ambientes sob estresse antropogênico e os localizados em condições climáticas extremas, como as regiões semi-áridas e árticas (Santamaría & Klaassen, 2002).

Devido ao fato de que a ampla distribuição de diversos organismos aquáticos contrasta com o caráter fragmentado dos corpos de água doce, Darwin (1859) já havia sugerido que as aves aquáticas seriam importantes vetores na dispersão entre esses ambientes. Isso se deve à abundância, ampla distribuição e a frequência de movimentos entre os lagos realizados pelas aves aquáticas, o que as torna provavelmente o mais importante dispersor natural de organismos aquáticos entre os ecossistemas de água doce (Figuerola & Green, 2002). Desta forma, mudanças nos padrões migratórios e na dieta dessas aves não só afetariam a diversidade deste grupo, mas também a diversidade e a distribuição dos organismos que dependem das aves aquáticas para serem dispersos.

Apesar de Darwin (1859) já ter citado a capacidade potencial das aves aquáticas na dispersão de organismos de água doce, o tema ficou relativamente esquecido até meados do século passado, com exceção dos trabalhos de Proctor (1961, 1962) e De Vlaming & Proctor (1968). O tema só voltou a ganhar força no final do século passado, com a publicação dos resultados obtidos por Bilton et al. (2001). Com o objetivo de aumentar o crescente interesse pelo assunto, um simpósio internacional intitulado *Dispersal of aquatic organisms* foi realizado no Netherlands Institute of Ecology, em abril de 2001. Desde então, um número crescente de trabalhos tem sido publicado sobre dispersão de organismos aquáticos por aves aquáticas (Charalambidou et al., 2003; Green & Figuerola, 2005).

É de se esperar, portanto, que muitos padrões de distribuição de organismos planctônicos estejam associados com as rotas migratórias e com a dieta das aves aquáticas. Da mesma forma mudanças na diversidade e ocorrência de espécies de aves, atualmente sob forte impacto pelas atividades antrópicas, poderão também determinar futuras alterações na diversidade e distribuição de organismos que dependem das aves aquáticas para sua dispersão.

Embora o tema tenha sofrido relativa atenção nos últimos anos, a literatura sobre a dispersão de organismos aquáticos por aves aquáticas ainda é escassa, principalmente se comparada com a quantidade de artigos já publicados sobre a dispersão em ecossistemas terrestres. Ainda, a grande maioria dos trabalhos trata apenas de ecossistemas temperados; destes, grande parte trata apenas do Mallard (*Anas platyrhynchos*) como dispersor.

1.2 Contribuição de colônias de aves para o estoque de nutrientes em ambientes de água doce

De maneira geral, as aves aquáticas produzem fezes ricas em fósforo e nitrogênio, sendo consideradas importantes vetores desses nutrientes em ecossistemas de água doce (Leentvaar, 1967; McColl & Burger, 1976; Hoyer & Canfield Jr., 1994). Como essas aves freqüentemente se agrupam em colônias à beira d'água para dormir ou reproduzir, a entrada de nutrientes nesses sistemas a partir das excretas das aves pode ser significativa (Post et al., 1998; Bildstein et al., 1992; Manny et al., 1975, 1994).

Entretanto, a contribuição mais significativa deve ser a de aves que forrageiam em ambientes externos e depositam seus excrementos em corpos de água doce (Ebbinge et al., 1975). Enquanto diversas espécies de aves forrageiam e excretam no mesmo local, como os frangos d'água, mergulhões e diversas marrecas, o que acelera a disponibilidade local de nutrientes para os produtores primários (Vanni, 2002), outras espécies, como a gaivota-de-cabeça-preta (*Larus ridibundus*) se alimentam em outros ambientes, voltando para suas áreas de dormida ou reprodução, localizadas à beira d'água, no final do dia, configurando assim um aporte alóctone significativo de nutrientes para esses sistemas (Gwiazda, 1997).

A garça-vaqueira (*Bubulcus ibis*) é uma espécie que originalmente ocorria apenas na África, Ásia e no sul da Espanha, porém se espalhou pelo mundo acompanhando a expansão do gado. Foi primeiramente observada na América do Sul em 1877 e no Brasil em 1964, na ilha de Marajó (Sick, 1965), sendo que atualmente é residente em todo o Brasil. É um dos poucos vertebrados que se encontra em expansão geográfica, devido ao aumento global de áreas dedicadas à criação de gado (Rice, 1956). É encontrada forrageando em pastos, quase sempre associada ao gado (Sick, 2001), se alimentando das presas espantadas pelo gado, o que aumenta consideravelmente a sua eficiência energética (Thompson et al., 1982).

A garça-vaqueira, apesar de ser o ardeídeo que possui os hábitos mais terrestres, provavelmente é uma das espécies que mais contribui para o aporte alóctone de nutrientes aos corpos de água doce. Isso se dá pelo seu comportamento, pois se alimenta de artrópodes e pequenos vertebrados em áreas de pasto, retornando para suas áreas de dormida ao final do dia, que freqüentemente se localizam à beira d'água, como árvores e bancos de macrófitas aquáticas (Sick, 2001). Como é uma espécie carnívora, o conteúdo de fósforo e nitrogênio de suas excretas deve ser superior ao de espécies herbívoras de peso similar (Karasov, 1990; Sterner & Elser, 2002), o que deve acarretar um aporte significativo desses nutrientes nos corpos de água doce que essas aves utilizam como poleiros de dormida e/ou ninhais.

1.3 Objetivos e hipóteses

Este trabalho tem por objetivo geral contribuir para o conhecimento da avifauna aquática brasileira e conhecer alguns aspectos das interações entre algumas espécies de aves aquáticas e os sistemas límnicos onde residem permanente ou temporariamente. O estudo focaliza especificamente dois aspectos entre as interações aves aquáticas – sistemas límnicos: o potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas por aves aquáticas e a contribuição da garça-vaqueira no aporte de fósforo e nitrogênio em dois sistemas límnicos. Para isso, os seguintes objetivos específicos serão cumpridos:

Caracterização limnológica Caracterizar os ambientes estudados em relação às variáveis físicas, químicas e morfométricas;

Caracterização da avifauna aquática Caracterizar em relação à composição taxonômica e quantificar as populações da comunidade de aves aquáticas nos 3 ambientes estudados: a lagoa dos Tropeiros (MG), os reservatórios do Parque Itaipu (SP) e a represa do Monjolinho (SP).

Avaliação do potencial de dispersão (I) Verificar o potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas das aves aquáticas na lagoa dos Tropeiros (MG);

Avaliação do potencial de dispersão (II) Verificar o potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas pela espécie *Amazonetta brasiliensis* na represa do Monjolinho (SP);

Avaliação do aporte de nutrientes Estimar a contribuição de nitrogênio e fósforo da espécie exótica *Bubulcus ibis*, a garça-vaqueira, no lagoa dos Tropeiros e no sistema de reservatórios do Parque Itaipu;

1.3.1 Hipóteses

1. As aves aquáticas são potencialmente importantes na dispersão de organismos planctônicos nos sistemas avaliados.
2. A garça-vaqueira *Bulbucus ibis* altera o estoque de nutrientes dos sistemas límnicos nos quais as colônias estabelecem os poleiros para dormida.
3. Os poleiros de garças-vaqueiras contribuem para a eutrofização da água na região dos poleiros. Essa suposta eutrofização tem como consequência uma maior abundância de organismos bentônicos.

4. O teor de matéria orgânica é maior no sedimento localizado na área onde as garças utilizam de poleiros.
5. A eutrofização da água nos poleiros localizados em bancos de macrófitas aquáticas tem como consequência uma maior biomassa dessas macrófitas e da densidade da fauna associada.

Área de estudo

Esse trabalho foi desenvolvido em 3 sistemas límnicos distintos: 1- Reservatório do Monjolinho, campus da UFSCar, São Carlos, SP; 2-Sistema de represas do Córrego Macuco, no condomínio Parque Itaipu, São Carlos (SP) e 3- Pântano e Lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, bacia do Rio São Francisco, no município de Piumhi (MG).

2.1 O reservatório do Monjolinho

O reservatório do Monjolinho é uma pequena represa artificial, resultante do represamento do córrego do Monjolinho. Recebe também águas do córrego do Ito, um pequeno riacho artificial que recebe efluentes provenientes das lagoas de estabilização de um abatedouro avícola localizado às margens da rodovia Washington Luís. Está localizado na parte superior da bacia hidrográfica do Córrego do Monjolinho, que compreende uma área de aproximadamente 27 km², constituindo-se em um dos principais mananciais do município de São Carlos, com captação de água para consumo domiciliar, mas localizado em área de intensa ocupação antrópica (Vasconcelos & Criscuolo, 2000). Mais especificamente, o reservatório ocupa a parte central da área urbanizada do Campus da Universidade Federal de São Carlos, São Paulo (21°59'9,6"S e 47°52'49,9"W) (Figura 4).

A cobertura vegetal original da região compreendia florestas mesófilas semi-decíduas, que foram quase totalmente removidas, restando pequenos fragmentos preservados. Atualmente a área da bacia onde se encontra o reservatório está ocupada, por gramíneas e reflorestamento com Pinus (Soares et al., 2003).

O clima da região é classificado, de acordo com o sistema de Köppen, como do tipo Cwa, isto é, mesotérmico úmido subtropical de inverno seco, em que a temperatura média do mês mais frio é inferior a 18° C e a do mês mais quente superior a 22° C. Do ponto de vista de balanço hídrico, há uma nítida sazonalidade, com estações seca e chuvosa bem definidas, sendo o período de seca de maio a setembro, com conseqüente deficiência hídrica e o chuvoso, de outubro a abril (Lorandi et al., 2001).

2.2 Os reservatórios do condomínio Parque Itaipu

Os reservatórios localizados no Parque Itaipu, um condomínio de chácaras, são parte da microbacia formada pelos córregos Águas da Prata, Macuco e São José, na região sudeste do município de São Carlos (SP). Com uma área de aproxima-



Figura 4 Imagem de satélite do reservatório do Monjolinho. Fonte: Googleearth, imagem obtida em setembro de 2007

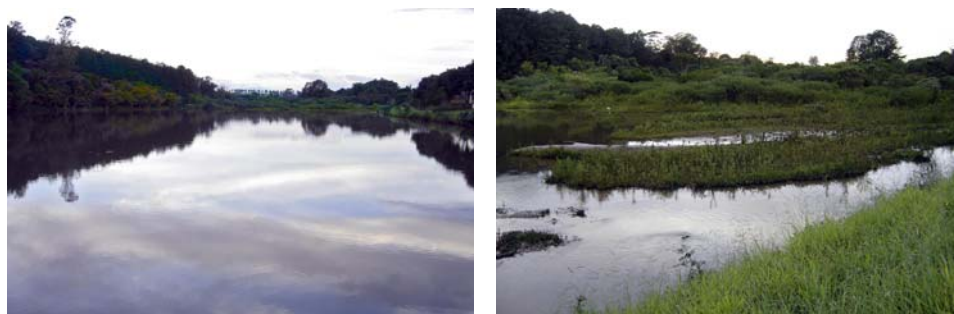


Figura 5 Imagens do reservatório do Monjolinho, obtidas em janeiro de 2008

damente 13,9 km², essa microbacia é um subcomponente da bacia hidrográfica do córrego São José (Figura 6).

Destes córregos, o Macuco possui alguns represamentos ao longo do seu curso, sendo os mais importantes, de acordo com a sua utilização, os reservatórios em cascata do Parque Itaipu, na ordem de represamento: Iguá, Igarapaba e Iembó.

A vegetação original consistia em cerradões, cerrados *strictu sensu* e campos cerrados, com algumas manchas de florestas mesófilas semi-decíduas, as quais ainda restam alguns fragmentos nas nascentes dos córregos e nas margens dos cur-

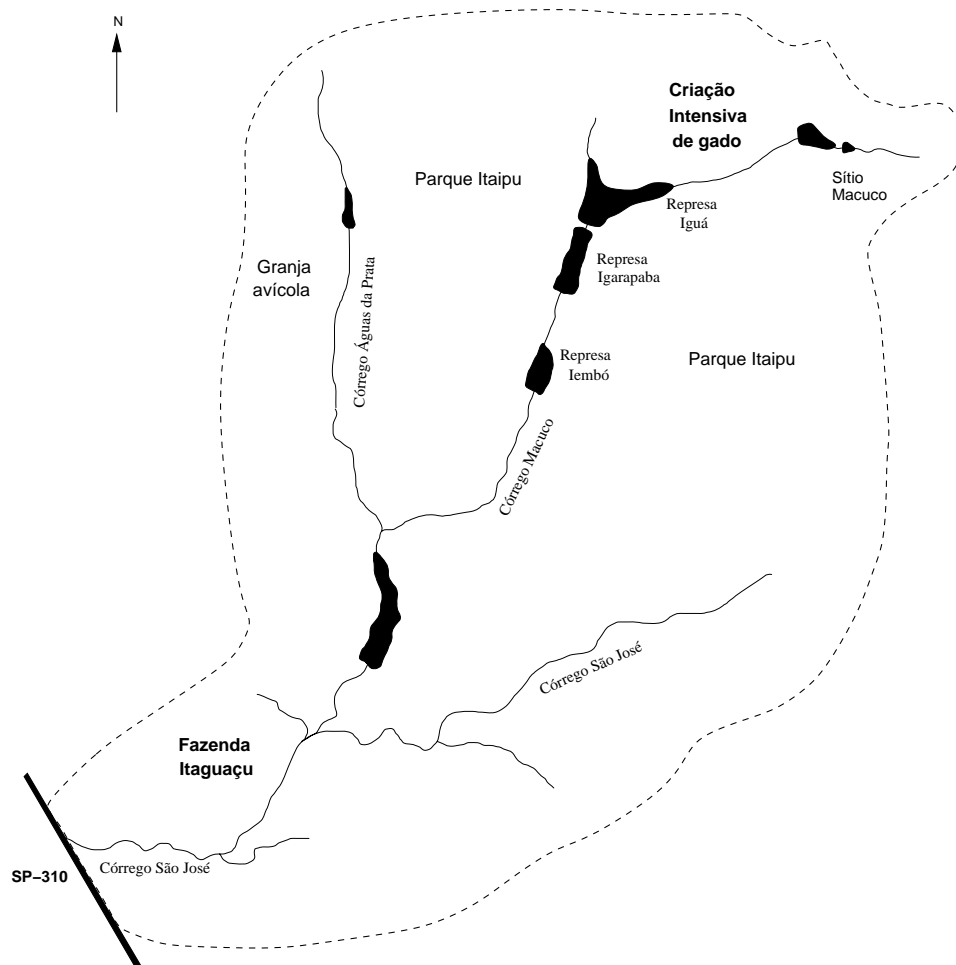


Figura 6 Mapa simplificado evidenciando a microbacia do córrego São José e os reservatórios do Parque Itaipu. Desenhado a partir de Galli (1997)

dos d'água (Gonçalves, 1986). Atualmente a bacia é predominantemente ocupada por reflorestamento de eucaliptos, pomares cítricos, áreas de pastagem, alguns cafezais e, na última década, um aumento progressivo das áreas destinadas aos canaviais. O clima é similar ao do reservatório do Monjolinho, isto é, mesotérmico úmido subtropical de inverno seco.

O reservatório Iguá corresponde ao primeiro represamento do córrego Macuco no condomínio. Esse reservatório está localizado em área de proteção ambiental e sua água é utilizada para o abastecimento das chácaras locais. O reservatório Igarapaba, o segundo represamento das águas do córrego Macuco, recebe diretamente as águas do reservatório Iguá, pois estão separados apenas por uma barragem, enquanto Iembó, o terceiro reservatório do condomínio, apresentando também um

vertedouro artificial e contínuo. O córrego que o une ao reservatório anterior está protegido com mata ciliar bastante preservada, assim como algumas das margens das represas (Figura 8)

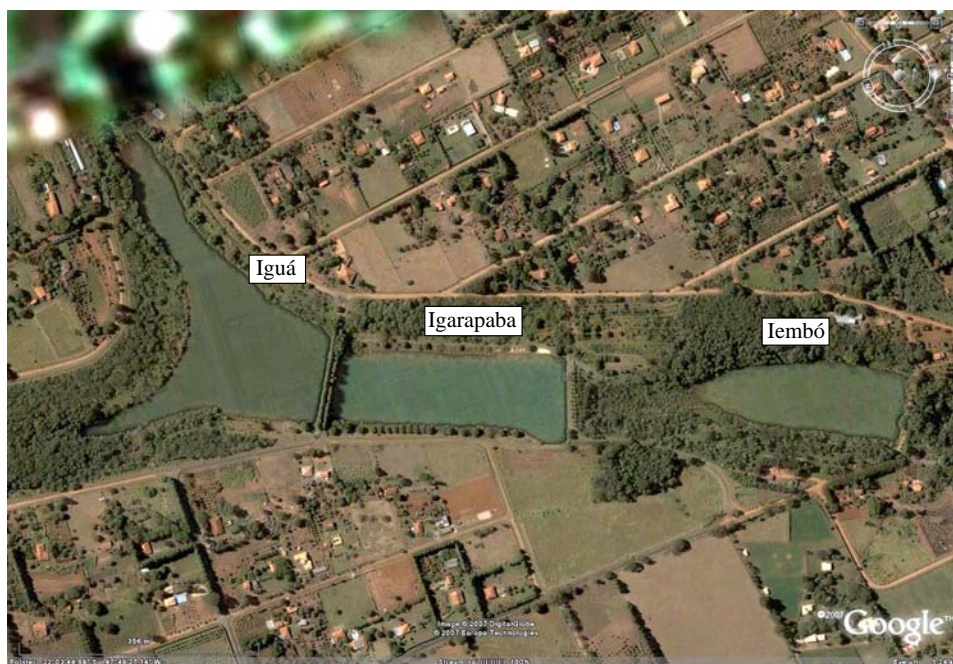


Figura 7 Imagem de satélite dos reservatórios Iguá, Igarapaba e Iembó. Fonte: Googleearth, imagem obtida em setembro de 2007



Figura 8 Vista geral da margem esquerda do reservatório Iembó, evidenciando a colônia de *Bulbucus ibis* (garças-vaqueiras). Imagem obtida em julho de 2007

2.3 Lagoa dos Tropeiros

A Lagoa dos Tropeiros é um lago raso, localizado na planície de inundação do Rio Piumhi, um antigo afluente do Rio Grande, o qual sofreu transposição para a bacia do rio São Francisco, há quase 50 anos.

Na época da construção da Usina hidrelétrica de Furnas na década de 1960, previu-se que haveria risco de alagamento da cidade de Piumhi e até mesmo escoamento das águas até trechos do Rio São Francisco, conectando as bacias do Rio Paraná do qual o rio Grande é afluente com a Bacia do rio São Francisco.

As medidas adotadas para evitar a inundação da cidade de Piumhi ou a conexão entre as bacias, sem diminuição da capacidade de represamento de Furnas, foram a construção um dique nas imediações de Piumhi para conter as águas da represa de Furnas, e o desvio das águas do rio Piumhi para a bacia do rio São Francisco (Moreira-Filho & Buckup, 2005).

As Figuras 9a e 9b ilustram a configuração da área de estudo antes e após a transposição do Rio Piumhi.

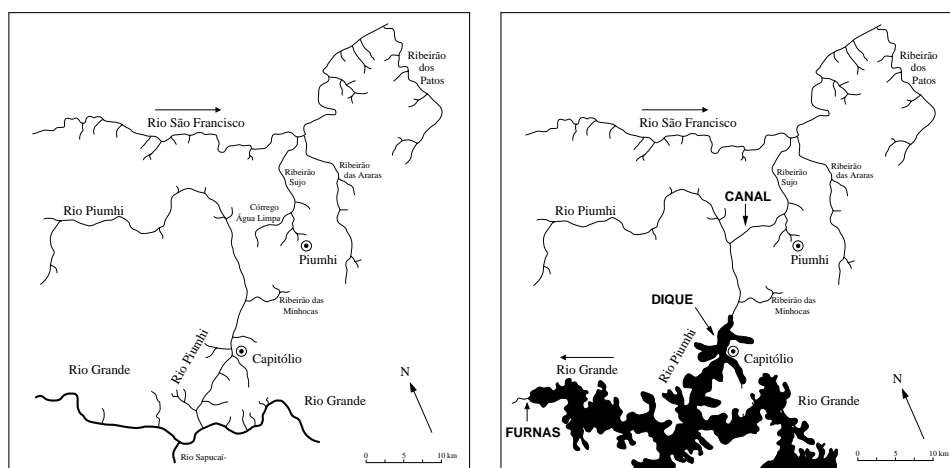


Figura 9 Mapa esquemático mostrando a região do rio Piumhi, antes e depois da inundação da Represa de Furnas e o local da construção do canal. Modificado de Moreira-Filho & Buckup (2005)

A transposição do rio Piumhi e de seus afluentes acarretou diversas alterações ambientais, dentre elas, a formação de um sistema lacustre no antigo leito do Rio Piumhi, na região do município de Piumhi; dando origem à lagoa dos Tropeiros (Figura 11). Na Figura 10 é apresentada uma imagem de satélite dessa lagoa.

A vegetação original da área é cerrado *strictu sensu*, sendo que boa parte do entorno da lagoa dos Tropeiros é constituída de pastagens para criação extensiva de

gado. O clima da região pode ser classificado como Cwa pelo sistema de Köppen, isto é, clima mesotérmico úmido subtropical, com verões quentes e invernos secos. A temperatura média anual é de 20,7°C e a temperatura média do mês mais frio é de 16,3°C e a do mês mais quente de 23,3°C (Menegasse et al., 2002).



Figura 10 Imagem de satélite onde é evidenciada a lagoa dos Tropeiros, no município de Piumhi (MG). Fonte: Googleearth, imagem obtida em setembro de 2007.

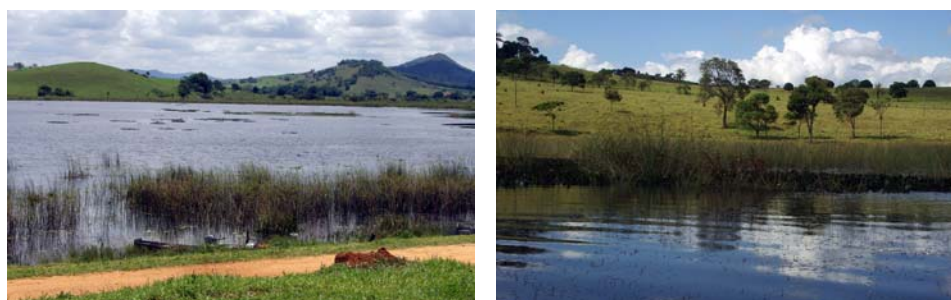


Figura 11 Vista parcial da margem da lagoa dos Tropeiros, bacia do Rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, município de Piumhi, MG. Imagem obtida em julho de 2007.

Material e métodos

3.1 Caracterização dos ambientes de estudo

3.1.1 Caracterização morfométrica

Os valores de área e perímetro dos corpos d'água foram calculados através das imagens de satélite obtidas com o GoogleEarth³ e utilizando-se a versão livre do programa de análise de imagens Jmicrovision⁴ (Figura 12). As medidas de profundidade foram obtidas localmente com a utilização de um sonar Garmin GPS 135 Sounder. Uma vez obtidos os valores de área e perímetro foi então calculado o Índice de Desenvolvimento de Margem (IDM), que é a razão entre o perímetro da lagoa e o perímetro de um círculo cuja área é igual a área da lagoa (equação 1), proposta por Hutchinson (1957), onde P é o perímetro da lagoa e p o perímetro da circunferência cuja área é igual a área da lagoa.

$$IDM = \frac{P}{p} \quad (1)$$

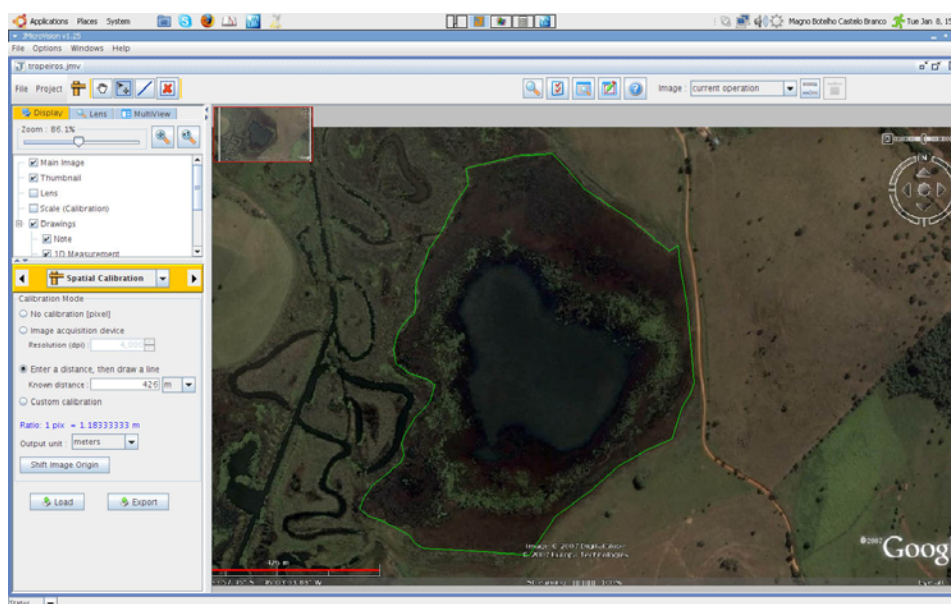


Figura 12 Imagem da tela do computador (*screenshot*), rodando o programa Jmicrovision

³<http://earth.google.com>

⁴<http://www.jmicrovision.com>

3.1.2 Variáveis físicas e químicas da água

As medidas das variáveis físicas e químicas da água: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, foram obtidas a partir de leituras em um equipamento acoplado a um multisensor da marca Horiba, modelo U10. Os valores de transparência da água foram determinados pelo desaparecimento visual do disco de Secchi. A concentração de nutrientes na água foi determinada a partir de amostras coletadas na superfície em galões de polietileno com 5 litros de capacidade. As amostras de água foram então congeladas para posterior análise no laboratório, onde as concentrações (formas de nitrogênio e fósforo) foram determinadas por espectrofotometria, de acordo com as metodologias sumarizadas na Tabela 2.

Tabela 2 Relação de variáveis e metodologias utilizadas para caracterização da concentração de nutrientes nos sistemas lacustres estudados.

Variável	Metodologia	Referência
Compostos nitrogenados		
Nitrito	Espectrofotometria	Golterman et al. (1978)
Nitrato	Espectrofotometria	Mackereth et al. (1978)
Amônia	Espectrofotometria	Koroleff (1983)
Nitrogênio total	Espectrofotometria	Valderrama (1981)
Compostos fosfatados		
Fosfato inorgânico	Espectrofotometria	Strickland & Parsons (1960)
Fosfato total dissolvido	Espectrofotometria	Strickland & Parsons (1960)
Fósforo total	Espectrofotometria	Strickland & Parsons (1960)

3.1.3 Determinação do grau de trofia dos sistemas lacustres estudados

Para se avaliar o grau de trofia dos ecossistemas aquáticos estudados foi utilizado o Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr et al. (1983), que é amplamente utilizado pela CETESB na avaliação do estado trófico dos reservatórios no Estado de São Paulo.

Em sua forma mais completa, este índice leva em consideração 4 variáveis: a transparência da água, como indicada pelo desaparecimento visual do disco de Secchi; e as concentrações de fósforo, fosfato e clorofila, sendo representado em sua forma geral pela equação (2):

$$IET = \frac{IET(S) + IET(P) + IET(PO_4) + IET(Cl)}{4} \quad (2)$$

Que é a média aritmética dos seguintes índices, que levam em consideração a transparência da água (equação 3), a concentração de fósforo (P) total (equação 4), a concentração de fosfato total (PO₄) (equação 5) e a clorofila (Cl) (equação 6).

$$\text{IET(S)} = 10 \times \left(6 - \frac{0,64 + \ln(\text{S})}{\ln(2)} \right) \quad (3)$$

$$\text{IET(P)} = 10 \times \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{80,32}{\text{P}}\right)}{\ln(2)} \right) \quad (4)$$

$$\text{IET(PO}_4\text{)} = 10 \times \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{21,67}{\text{PO}_4}\right)}{\ln(2)} \right) \quad (5)$$

$$\text{IET(Cl)} = 10 \times \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \times \ln(\text{Cl})}{\ln(2)} \right) \quad (6)$$

onde,

S transparência, medida por meio de disco de Secchi, expressa em metros;

P concentração de fósforo total medida à superfície da água, expressa em $\mu\text{g/L}$;

PO₄ concentração de fosfato total medida à superfície, expressa em $\mu\text{g/L}$;

Cl concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, expressa em $\mu\text{g/L}$

Para a aplicação deste índice, foram considerados os estados de trofia: ultra-oligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico, conforme a Tabela 3 (Toledo Jr et al., 1983). De acordo com esses autores, normalmente a CETESB não leva em consideração, nesse índice, os valores de transparência, pois este pode ser afetado pela elevada turbidez decorrente de material em suspensão, muito comum em rios e reservatórios no Estado de São Paulo. Nesse trabalho o índice de estado trófico foi calculado utilizando-se todas as variáveis medidas, com exceção da clorofila.

Tabela 3 Faixas de variação para diferentes graus de trofia segundo a classificação proposta por Toledo Jr et al. (1983)

Estado trófico	IET	Secchi S (m)	Fósforo total P ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Clorofila <i>a</i> Cl ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$	$\text{S} \geq 2,4$	$\text{P} \leq 8$	$\text{CL} \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$	$2,4 > \text{S} \geq 1,7$	$8 < \text{P} \leq 19$	$1,17 < \text{CL} \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$	$1,7 > \text{S} \geq 1,1$	$19 < \text{P} \leq 52$	$3,24 < \text{CL} \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$	$1,1 > \text{S} \geq 0,8$	$52 < \text{P} \leq 120$	$11,03 < \text{CL} \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$	$0,8 > \text{S} \leq 0,6$	$120 < \text{P} \leq 233$	$30,55 < \text{CL} \leq 69,05$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$	$0,6 > \text{S}$	$233 < \text{P}$	$69,05 < \text{CL}$

3.2 Análise da comunidade de aves aquáticas

O estudo da comunidade de aves aquáticas foi realizado em duas etapas:

1. O levantamento da composição, riqueza de espécies e abundância das populações de aves aquáticas nos corpos de água estudados foi realizado por meio do método de transectos modificado (Bibby et al., 2000). A identificação das espécies foi feita por meio de visualização direta das aves ou com o auxílio de binóculo 8×40, da marca Vanguard, combinando-se as estratégias de percorrer as margens dos corpos de água a pé, com os deslocamentos por meio de barco e a visualização a partir de um ponto fixo de observação, permanecendo o observador parcialmente camuflado. Recorreu-se, nessa etapa, a guias de identificação especializados (Erize & Rumboll, 2006; De la Pena & Rumboll, 1999; Souza, 1998; Sibley, 2000; Dunning, 1987).
2. Tomada de medidas biométricas das aves que foram capturadas.

A nomenclatura e a seqüência filogenética adotadas seguem Sick (2001).

Cada sistema foi amostrado de acordo com um cronograma diferente, com levantamentos variando entre 3 e 13 expedições de campo, como descrito a seguir:

Represa do Monjolinho Amostrada de maneira não sistemática durante os anos de 2006 e 2007, com 13 levantamentos.

Lagoa dos Tropeiros Foram realizadas 5 expedições de campo: maio de 2006 e março, maio, junho e agosto de 2007.

Represas do Córrego Macuco, Parque Itaipu 3 expedições, realizadas em março, junho e agosto de 2007.

As aves foram capturadas sempre durante o dia, no período das 8 às 16:30 horas. Foram utilizadas redes de neblina com abertura de malha de 36 mm, com 12 metros de comprimento e 2,5 m de altura. Essas redes são praticamente invisíveis às aves que, ao se chocarem nas redes durante o voo, debatem-se e ficam emaranhadas à rede, dificultando assim a sua fuga (Figuras 13 e 14).

Na lagoa dos Tropeiros foram utilizadas redes de neblina, armadas em 3 grupos com 5 redes cada. Estes grupos foram montados em lados opostos da lagoa, por entre os bancos de macrófitas, totalizando uma área de captura de 450 m². Devido a profundidade (cerca de 2 metros) foram utilizados bambus de 6 metros de extensão para a armação das mesmas. O mesmo procedimento foi reproduzido no reservatório Iembó, no condomínio Parque Itaipu, sendo que nesse ambiente as redes foram armadas em frente aos poleiros das garças.



Figura 13 Rede de neblina armada entre os bancos de macrófitas na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG. Imagem obtida em julho de 2007.



Figura 14 Imagem de garça-vaqueira capturada em rede de neblina no reservatório Iembó, condomínio de chácaras do Parque Itaipu, Município de São Carlos, SP. Imagem obtida em agosto de 2007.

Foram também utilizadas armadilhas do tipo *funnel trap* (Bub, 1995), construídas segundo a metodologia proposta por Wilson (2005) para captura de *Amazonetta brasiliensis* (marreca-ananaí), no reservatório do Monjolinho.

Estas armadilhas consistem em uma gaiola com armação de tubos de PVC de 20 mm de espessura, telada com malha plástica de 30 mm, em que a entrada consiste em um funil com abertura de 30 cm de altura, que afunila até 10 cm de altura, de modo que as aves que entram não conseguem visualizar a saída (Figura 15). As armadilhas foram inicialmente instaladas na superfície, na região litorânea dos corpos de água. Depois de várias tentativas sem sucesso na captura, estas foram instaladas com a parte inferior imersa na água, o que resultou em capturas efetivas (Figura 16).

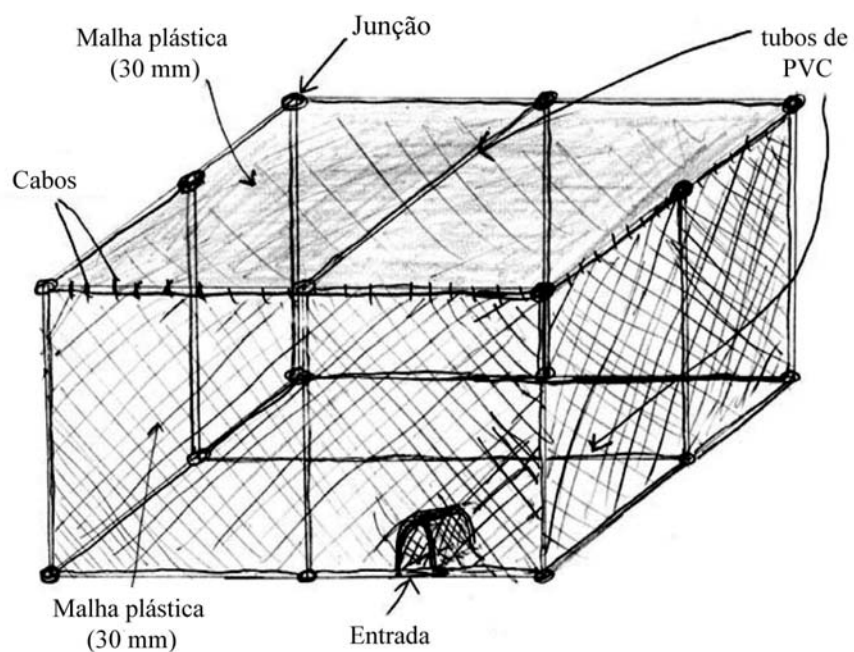


Figura 15 Desenho esquemático da armadilha tipo *funnel trap*, como descrita por Wilson (2005)



Figura 16 Armadilha para captura de *Amazonetta brasiliensis* no reservatório do Monjolinho. Imagem obtida em dezembro de 2006.

3.2.1 Biometria das aves aquáticas capturadas

As medidas de biometria foram realizadas com a utilização de um paquímetro Mitutoyo de aço inoxidável, comprimento máximo de 200 mm e precisão de 0,02 mm; e com uma régua de comprimento máximo de 30 cm, com precisão de 0,1 cm. A Figura 17 mostra a realização de algumas medições realizadas nas aves. As seguintes variáveis foram medidas:

1. Comprimento da asa;
2. Comprimento da cauda;
3. Comprimento do bico (2 medidas, uma da borda anterior da narina até a ponta do bico e outra da base do bico até a ponta do bico);
4. Largura do bico;
5. Comprimento do tarso.



Figura 17 Exemplos de medidas biométricas realizadas nas aves: a) comprimento da borda anterior do bico até a narina e b) comprimento do tarso

Peso das aves

As medidas de peso foram realizadas pesando-se as aves acondicionadas em sacos com balanças Pesola (Figura 18), anotando-se o peso para o 1,0 g, 2,0 g ou 5,0 g mais próximo. Após a pesagem do conjunto saco+ave, a ave era retirada e o peso do saco sozinho mensurado e subtraído do total.



Figura 18 Pesagem de exemplar de *Amazonetta brasiliensis*. Imagem obtida no laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, em março de 2007.

3.2.2 Análise da diversidade: Índices de riqueza de espécies e de diversidade

Os índices de riqueza são essencialmente uma medida do número de espécies em uma amostra. Já os índices de diversidade procuram agrupar riqueza e equitabilidade em uma só equação, sendo que as diferenças entre eles residem no peso relativo atribuído à riqueza, equitabilidade ou dominância (Magurran, 1988).

Riqueza de espécies

Para a estimativa de riqueza de espécies inicialmente cada corpo d'água foi considerado uma amostra, para que depois fosse calculada a riqueza total dos sistemas, aplicando-se os índices de riqueza de Margalef e de Menhinick, que possuem a mesma sensibilidade a todas as espécies amostradas, desconsiderando as proporções. S = número de espécies e N = número total de indivíduos (Magurran, 1988).

Índice de riqueza de Margalef

$$R_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N} \quad (7)$$

Índice de riqueza de Menhinick

$$R_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (8)$$

3.2.3 Medidas de diversidade

Segundo Magurran (1988), a diversidade α é a medida de diversidade em um sistema homogêneo ou uma unidade amostral, como um lago ou uma área florestal. Já a diversidade β é uma medida de como a diversidade muda em um gradiente de habitats, como por exemplo as represas em cascata do sistema Tietê, ou da diversidade total de um habitat fragmentado, como o sistema de lagos do Rio Doce. Para a análise estrutural das comunidades foram aplicados alguns índices de diversidade descritos em Magurran (1988) e sumarizados a seguir.

Diversidade α

Para a estimativa da diversidade α dois índices foram utilizados: o de Brillouin, considerado adequado quando a amostragem não é aleatória (ardeídeos são mais facilmente amostrados que os ralídeos, por exemplo), ou se o censo da comunidade foi completo. O índice de Brillouin dá ênfase à equitabilidade das espécies na amostra e é sensível ao tamanho da mesma. O índice de Simpson, ao contrário, possui pouca sensibilidade ao tamanho amostral e dá pouco valor à equitabilidade das espécies, sendo na realidade um índice de dominância.

Índice de diversidade de Brillouin

$$HB = \frac{\ln N! - \sum (\ln n_i!)}{N} \quad (9)$$

Índice de diversidade de Simpson

$$D = \sum \frac{(n_i(n_i - 1))}{(N(N - 1))} \quad (10)$$

onde,

n_i : abundância relativa da i -ésima espécie

N : número total de indivíduos

No caso do índice de Simpson, à medida que D aumenta, a diversidade diminui. Para resolver esta aparente contradição, diversos autores recomendam que o índice de Simpson seja expresso como $1 - D$ ou $1/D$, de forma que um incremento nos valores significa um aumento na diversidade. Neste trabalho a forma $1 - D$ foi utilizada nos cálculos computacionais.

3.3 Avaliação do potencial de algumas espécies de aves aquáticas como dispersores de organismos planctônicos

As aves capturadas tiveram seus bicos, penas, tarsos e dedos lavados com água destilada autoclavada. A água resultante da lavagem de cada uma das aves capturadas foi acondicionada em frascos do tipo Erlenmeyer contendo o meio de cultura CHU-12 (Müller, 1972, *apud* Atkinson (1972)), específico para o cultivo de algas. O meio de cultura contendo o inóculo da água de lavagem das aves foi mantido sob aeração (para maior disponibilização de CO_2) e exposição contínua à luz fluorescente, de acordo com a metodologia recomendada por Atkinson (1972) (Figura 19).



Figura 19 Cultivo de algas no laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia e Evolutiva.

As fezes das aves foram também coletadas e diluídas em água destilada pre-

viamente autoclavada. As suspensões foram incubadas com procedimento similar ao descrito anteriormente. Para cada conjunto de frascos experimentais estabelecidos a partir de uma captura, foi estabelecido um frasco controle, que consistiu de água destilada autoclavada e incubada no mesmo meio, para controle de possíveis contaminações. Cada amostra foi incubada por um período de 7 dias, após o qual as amostras foram fixadas em solução de formol a 4% e analisadas sob microscópio estereoscópico para identificação e análise qualitativa das algas ou de outros organismos que tivessem se desenvolvido na cultura.

3.3.1 Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica

A identificação dos taxa das algas que se desenvolveram a partir da inoculação da água de lavagem de bico, penas e pés das aves foi realizada a partir da análise do material fixado, sob microscópio binocular da marca Carl Zeiss, modelo Axioscop, com resolução máxima de 2560 vezes.

3.4 Avaliação da contribuição das aves para o estoque de nutrientes dos ecossistemas aquáticos

A avaliação da contribuição das aves para o aporte alóctone de nutrientes dos ecossistemas límnicos foi feita em colônias de *Bulbucus ibis*, a garça-vaqueira, que utilizavam árvores pendentes e bancos de macrófitas aquáticas em dois dos corpos de água estudados (lagoa dos Tropeiros e Parque Itaipu) como poleiros-dormitórios fixos.

Para isso foram primeiramente realizados os censos populacionais (estimativas) nas colônias. Estes foram feitos a partir da contagem dos indivíduos em fotografias digitais, que foram realizadas logo antes do anoitecer, quando todos os indivíduos já haviam se acomodado em seus poleiros.

A captura das aves para biometria foi feita utilizando-se de redes de neblina, com abertura de malha de 36 mm, com 12 metros de comprimento e 2,5 m de altura. As redes eram armadas e fixadas com bambus na água, rente às árvores que as garças utilizavam como poleiro. As redes foram abertas às 16:30 e recolhidas às 17:30. Os indivíduos capturados foram então medidos, anilhados, e as fezes produzidas durante este procedimento foram coletadas e acondicionadas em frascos plásticos. As aves eram então soltas próximo ao poleiro.

A concentração total de fósforo e de nitrogênio nas fezes foi determinada segundo a metodologia descrita em Golterman et al. (1978), após solubilização das fezes em água destilada. Os resultados foram expressos como conteúdo médio de nitrogênio e fósforo por defecação, por ave.

3.5 Análise granulométrica do sedimento, da abundância de organismos bentônicos e das concentrações de nutrientes nos reservatórios do condomínio Parque Itaipu

Em cada ponto de cada reservatório foram coletadas 2 amostras de sedimento com uma draga do tipo *van Veen*, com 337 cm² de área amostral (Figuras 20,21 e 22).

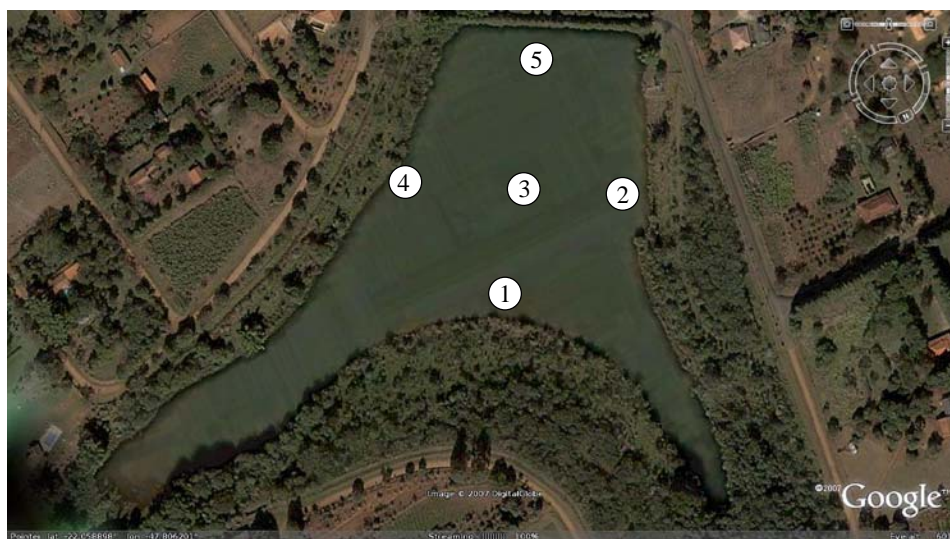


Figura 20 Imagem de satélite do reservatório Iguá, Parque Itaipu, Município de São Carlos, SP, onde são evidenciados os pontos de coleta de sedimento. Fonte: Googleearth, imagem obtida em outubro de 2007.

A composição granulométrica e o teor de matéria orgânica no sedimento das represas do Parque Itaipu foram determinadas utilizando-se uma fração do sedimento das amostras coletadas. Após a coleta, as amostras foram deixadas para secar em temperatura ambiente, em local livre de poeira. Posteriormente, as amostras já secas foram destorroadas com martelo de madeira e passadas em peneira de 2,0 mm de abertura de malha para remoção de materiais grosseiros como, por exemplo, fragmentos de vegetais, pedregulhos, entre outros materiais indesejáveis, como sugerido por Trindade (1984). O teor de matéria orgânica foi determinado através da completa digestão com peróxido de hidrogênio (H₂O₂), segundo a metodologia descrita em Buckman & Brady (1979). A porcentagem das diferentes frações de areia (peneiras com 1,00mm; 0,50mm; 0,25mm; 0,105mm e 0,053mm de abertura de malha) foram determinadas pelo método de peneiramento, e as frações finas do sedimento (silte e argila) através da técnica da pipetagem. Ambas as metodologias são descritas por Suguio (1973).



Figura 21 Imagem de satélite do reservatório Igarapaba, Parque Itaipu, Município de São Carlos, SP, onde são evidenciados os pontos de coleta de sedimento. Fonte: Googleearth, imagem obtida em outubro de 2007.



Figura 22 Imagem de satélite do reservatório Iembó, Parque Itaipu, Município de São Carlos, SP, onde são evidenciados os pontos de coleta de sedimento. Fonte: Googleearth, imagem obtida em outubro de 2007.

Análise da comunidade de macro-invertebrados bentônicos : As amostras de sedimento coletadas em diferentes pontos dos reservatórios do Parque Itaipu foram lavadas em peneira com 0,21mm de abertura de malha e o material retido na peneira foi preservado em formol 8% no próprio local de coleta. No laboratório,

utilizando-se uma bandeja transluminada, os organismos bentônicos foram triados e preservados em álcool a 70%. Estes organismos foram analisados sob microscópio estereoscópico da marca Zeiss, modelo Stemi SV 6 e sob microscópio óptico da marca Zeiss, modelo Standard 25, com aumento de até 40 vezes.

Os organismos foram identificados apenas em nível de grandes grupos (Chironomidae, Odonata, Ephemeroptera, Oligochaeta, etc.).

A densidade dos organismos foi calculada a partir da contagem total dos organismos nas amostras e expressa em relação à área de 1 m² por meio de cálculos realizados de acordo com a equação 11 (Welch, 1948):

$$ND = \frac{O \times 10.000}{a \times s} \quad (11)$$

Onde, “ND” é o número de indivíduos por m², “O” é o número de organismos contados na amostra, “a” é a área do amostrador (cm²) e “s” é o número de amostras coletadas em cada ponto amostrado.

A abundância relativa “AR” dos organismos foi calculada a partir da contagem total dos organismos nas amostras de acordo com a equação 12.

$$AR(\%) = \frac{n \times 1000}{N} \quad (12)$$

Onde, “n” é o número de indivíduos do grupo taxonômico, “N” é o número de indivíduos total da amostra.

3.6 Determinação da biomassa de macrófitas aquáticas e densidade da fauna associada

As macrófitas foram coletadas em 6 pontos na lagoa dos Tropeiros. Desses pontos, 3 eram utilizados pelas garças-vaqueira como poleiros de dormida e os outros 3 estavam na região oposta do lago. A Figura 23 apresenta uma imagem de satélite da lagoa dos Tropeiros, evidenciando onde foram realizadas coletas de macrófitas para determinação de biomassa e fauna associada, coleta de água para determinação de nutrientes e a área onde as garças-vaqueira utilizam como poleiro de dormida.

Para a determinação da biomassa das macrófitas foi utilizado o método do quadrado descrito por Westlake (1974), utilizando-se um quadrado de 0,25 m². Foram amostrados bancos de macrófitas localizados nas regiões litorâneas das lagoas. Os bancos foram escolhidos de forma a obter uma distribuição de amostragem representativa para a lagoa. O método de amostragem é o mesmo descrito para a coleta da fauna associada.

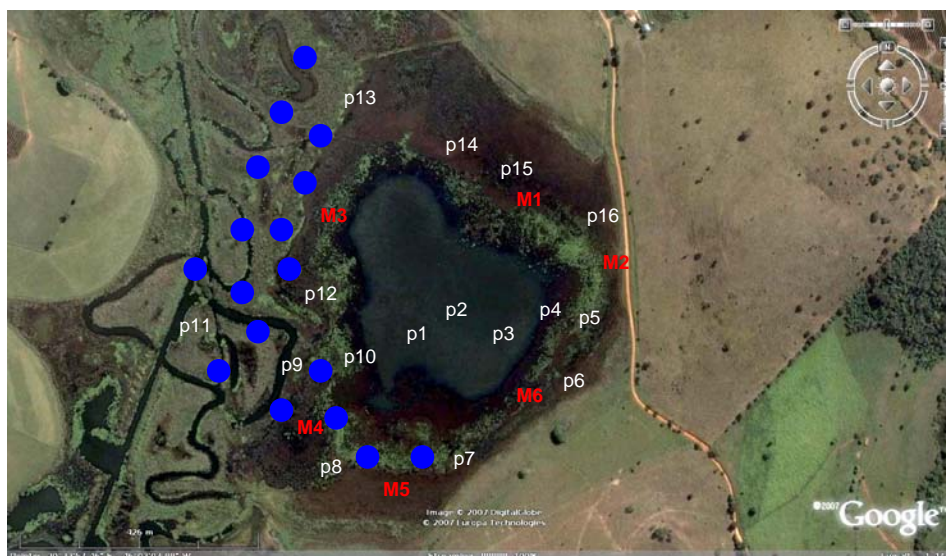


Figura 23 Imagem de satélite da lagoa dos Tropeiros. As letras em branco indicam os pontos onde foi coletado água para determinação de nutrientes, as letras em vermelho indicam os pontos onde foram coletadas amostras de macrófitas para determinação de biomassa e fauna associada e os círculos em azul indicam a área que as garças-vaqueira utilizam de poleiro para dormida. Fonte: Googleearth, imagem obtida em setembro de 2007.

3.6.1 Análise da fauna de macroinvertebrados associados às macrófitas

Foram coletadas amostras quantitativas da fauna de macroinvertebrados associados às macrófitas nos pontos onde foi realizada coleta de macrófitas para estimativa de biomassa. Todas as coletas foram feitas com réplica.

O material foi coletado utilizando-se um amostrador quadrado de 0,25 m² de abertura de boca, acoplado a uma rede côncava de 300 μ m de abertura de malha (Figura 24). O amostrador era então colocado sobre a vegetação com o lado da rede voltado para cima. Depois, com um movimento brusco o amostrador era invertido, retendo as plantas e a respectiva fauna associada. As macrófitas eram então retiradas e acondicionadas em sacos plásticos etiquetados. A rede era então lavada sobre um recipiente grande para a remoção do material aderido, que era transferido para frascos menores contendo solução de formol a 10%. No laboratório as macrófitas eram lavadas em água corrente para coleta dos organismos bentônicos. O material retido nas peneiras durante a lavagem era acondicionado ao material coletado no mesmo ponto. Esse material era então triado em bandejas trans-iluminadas para a separação dos organismos, que eram preservados em álcool a 70%.

A identificação dos organismos foi realizada em estereomicroscópio, utilizando-se chaves de identificação específicas (Merrit & Cummins, 1984; Roldán-Pérez,



Figura 24 Amostrador utilizado para a coleta dos macroinvertebrados associados às macrófitas.

1988; Epler, 1992; Trivinho-Strixino & Strixino, 1995; Righi, 1984; Brinkhurst & Marchese, 1993) e recorrendo-se ao auxílio de especialistas.

3.7 Análises estatísticas

3.7.1 Dispersão de algas fitoplanctônicas por aves aquáticas

Para testar diferenças entre as algas observadas nos meios de cultura obtidos com material das penas, bico e tarso e das fezes foram realizadas duas análises distintas:

- Um teste de médias (teste t) de Student, para verificar se a riqueza média de algas fitoplanctônicas observada em cada meio de cultura diferiram significativamente entre si (Zar, 1999), e;
- Uma análise de agrupamento, utilizando-se o índice de similaridade de Jaccard para dados qualitativos, para observar se existem similaridades nas culturas de ambos os meios obtidos das diferentes espécies de aves aquáticas (Jongman et al., 1995; van Tongeren, 1995).

3.7.2 Contribuição das colônias de *Bubulcus ibis* ao estoque de nutrientes em dois sistemas límnicos

Para testar os efeitos do aporte alóctone de nutrientes pelas colônias de garças-vaqueira nos ambientes estudados, os seguintes procedimentos estatísticos foram realizados:

- Para verificar possíveis associações entre os fatores abióticos e bióticos nos

reservatórios do Parque Itaipu, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (Jongman et al., 1995).

- Um teste de médias (teste t de Student), para verificar se a densidade de biomassa seca nos bancos de macrófitas na lagoa dos Tropeiros apresentam diferenças entre as áreas utilizadas ou não como poleiro;
- Um teste de médias (teste t de Student), para verificar se a densidade de organismos da fauna associada à macrófitas aquáticas na lagoa dos Tropeiros apresentam diferenças entre as áreas utilizadas ou não como poleiro;
- Um teste de médias (teste t de Student), para verificar se a água coletada nas áreas de poleiro em ambos os ambientes é significativamente mais eutrofizada que a água coletada em pontos que não correspondem aos poleiros;
- Uma análise de agrupamento, utilizando-se o índice de similaridade de Bray-Curtiss para dados quantitativos, para observar se existe alguma similaridade entre os pontos de coleta de fauna associada às macrófitas aquáticas na lagoa dos Tropeiros, isto é, se os pontos utilizados como poleiro se agrupariam de acordo com a composição faunística desse grupo.

Em todas as análises estatísticas foi utilizado o programa estatístico R^5 (R Development Core Team, 2006), sendo que para as análises de agrupamento e de correspondência canônica teve que ser carregado o pacote *Vegan*, específico para análise multivariada em ecologia (Oksanen et al., 2007).

⁵www.r-project.org

Resultados

4.1 Caracterização da área de estudo

4.1.1 Reservatório do Monjolinho

Parâmetros morfométricos

A análise da imagem de satélite desse reservatório foram observados os seguintes valores morfométricos:

Área 4,37 hectares;

Perímetro 1.199 metros;

IDM 1,61;

Profundidade máxima 3 metros⁶.

Pluviosidade

Os dados de pluviosidade para o período de 2000 a 2006, na região de entorno desse sistema, foram obtidos no Banco de Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo.⁷ Os valores anuais mínimos para o período foram de 1283 mm e o máximo de 1537 mm, respectivamente, com média de 1434 mm (Figura 25).

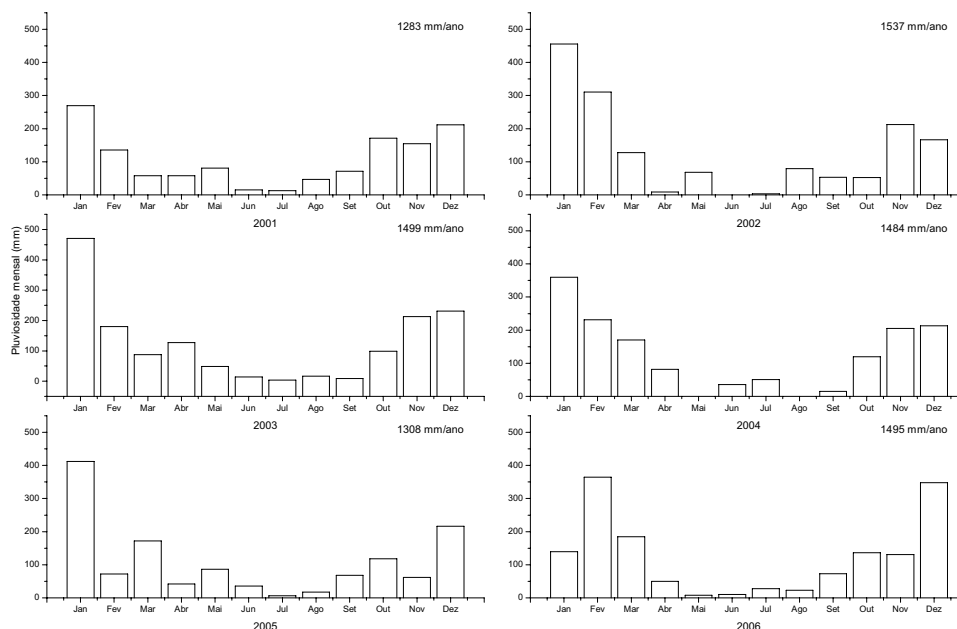


Figura 25 Valores de pluviosidade mensal para a região onde se localiza o reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, no período 2000–2006

⁶Obtida com a utilização de um aparelho Garmin GPS 135 Sounder

⁷<http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/plu>, consultado em 18 de setembro de 2007.

Caracterização física e química da água

Os valores médios e seus respectivos desvios-padrão, obtidos para as variáveis limnológicas medidas com o multisensor Horiba U-10, realizadas em 6 pontos do reservatório Monjolinho, estão graficamente representados na Figura 26.

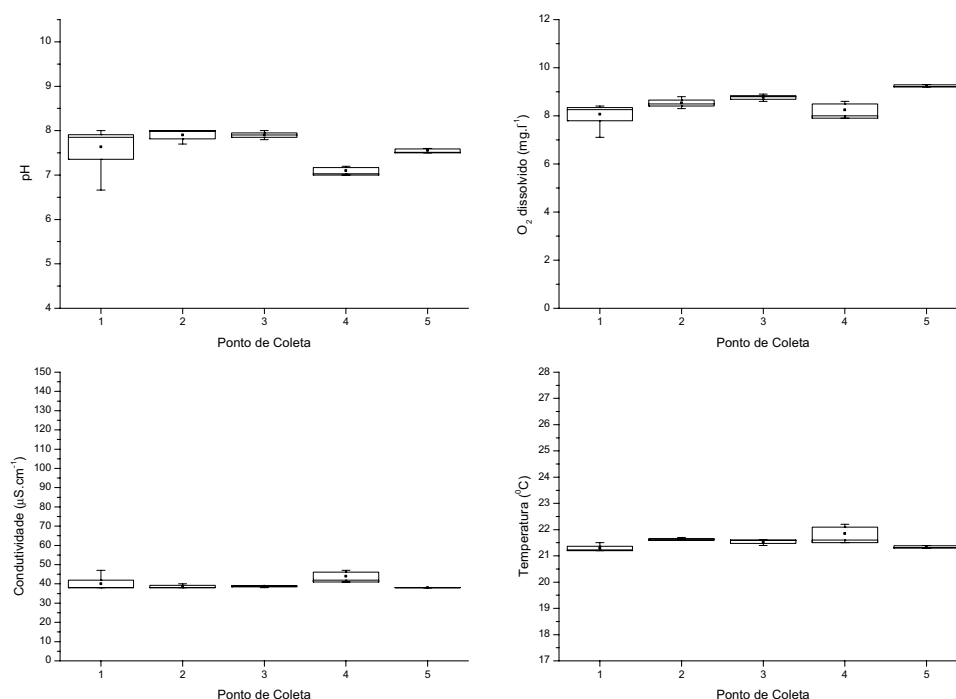


Figura 26 Valores médios e desvios-padrão para as variáveis físicas e químicas da água medidas em 6 pontos de amostragem no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, em dezembro de 2006

O pH da água em todos os pontos amostrados foi levemente alcalino, variando de 7,1 a 7,9. O valor mínimo foi observado no ponto 1 (6,6) e os valores máximos nos pontos 1,2 e 3 (8). Para a condutividade elétrica foi registrado o valor mínimo de 38 e um máximo de 47 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, obtendo-se o valor médio de 39,6 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Em relação à concentração de oxigênio dissolvido na água, foi obtido um valor médio de 8,62 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para o reservatório do Monjolinho, sendo que em todos os pontos as concentrações medidas foram superiores a 8,0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. No ponto 1 foi registrado o valor mínimo de 7,11 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ enquanto o maior valor ocorreu no ponto 5 onde foi registrado o valor de 9,3 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Em dezembro de 2006 a temperatura média da coluna d'água foi de 21,5 °C, não tendo ocorrido variação significativa entre os pontos de amostragem.

Índice de Estado Trófico

Para o índice calculado com base nos valores de fósforo total, em todos os pontos amostrados os valores obtidos permitiram classificá-lo nas faixas de oligotrófico e mesotrófico, mas com uma clara tendência para a mesotrofia. Para os valores de fosfato, considerando-se todas as medições, os índices de estado trófico se localizaram na faixa de eutrofia, com um valor médio para o reservatório correspondendo à faixa de mesotrofia (Figura 27).

Os dados brutos relativos à caracterização limnológica do reservatório do Monjolinho são apresentados na Tabela B.8., nos Anexos.

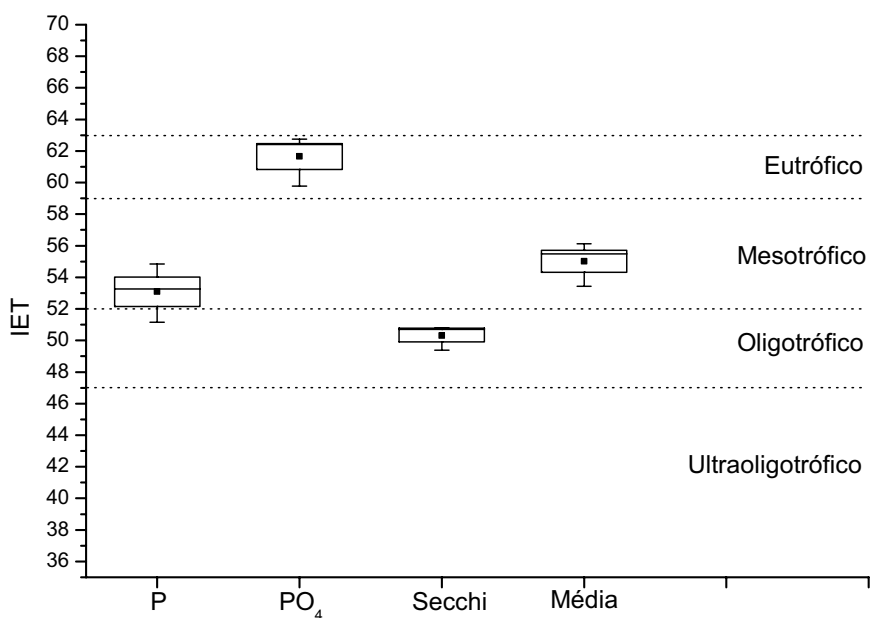


Figura 27 Valores médios do Índice de Estado Trófico, calculados com base nas variáveis fósforo total (P), fosfato total (PO₄) e Disco de Secchi para o reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP.

4.1.2 Lagoa dos Tropeiros

Parâmetros morfométricos

Através da análise das imagens de satélite dessa lagoa foram observados os seguintes valores morfométricos:

Área 37,7 hectares;

Perímetro 2.557 metros;

IDM 1,17;

Profundidade máxima 3 metros.

Pluviosidade

Os dados de pluviosidade para este sistema foram fornecidos pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Piumhi (MG). Pode ser observado uma sazonalidade no regime de chuvas, com uma estação seca que vai de abril/maio a julho/agosto e uma estação chuvosa no período de setembro a março (Figura 28).

Os valores anuais de precipitação variaram de 1172 mm a 1778 mm, com média de 1387 mm (Figura 28). O maior período de seca foi observado em 2006, chovendo menos de 20 mm/mês no período de abril a agosto.

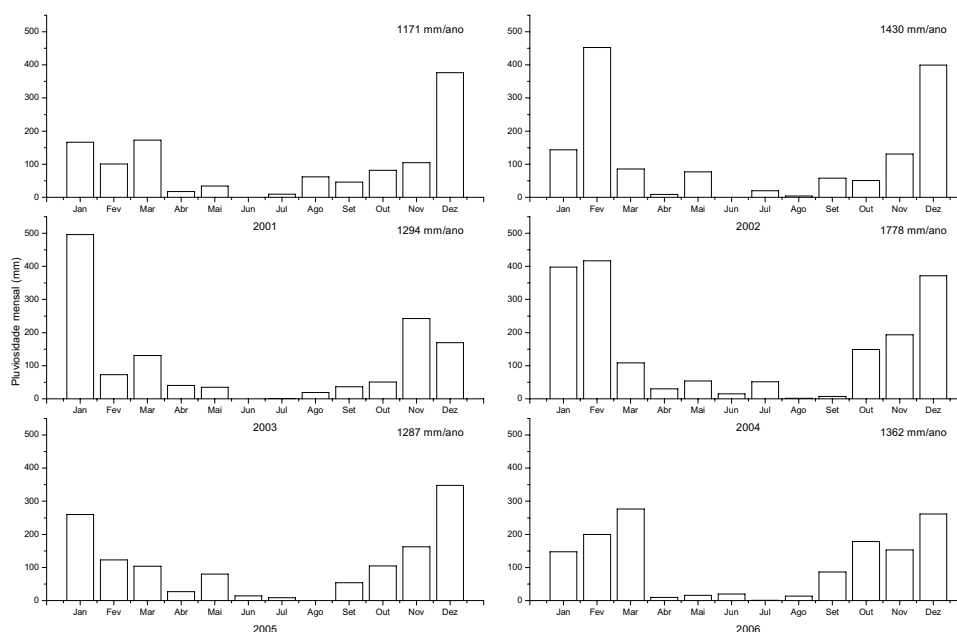


Figura 28 Valores de pluviosidade mensal para a região onde se localiza a lagoa dos Tropeiros, bacia do rio Piumhi, afluente do rio São Francisco, município de Piumhi, MG, no período 2000–2006. Dados fornecidos pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Piumhi (MG)

Caracterização física e química da água

As variáveis limnológicas obtidas com o multisensor Horiba U-10 realizadas em 16 pontos é apresentada na Figura 29.

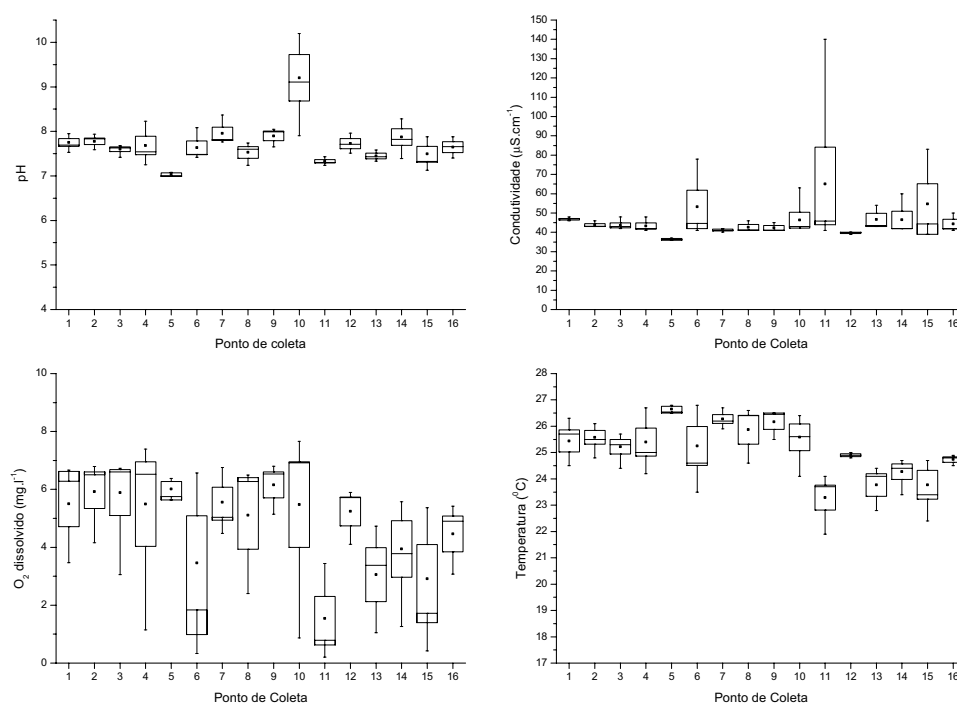


Figura 29 Valores das variáveis físicas e químicas da água medidas em 16 pontos de amostragem na lagoa dos Tropeiros, MG, em outubro de 2006

De maneira geral, o pH de todos os pontos amostrados foi levemente alcalino, variando de 7,03 a 7,95, à exceção do ponto 10, onde foi observado um valor de pH de 9,2. Para a condutividade elétrica foi observado um valor mínimo de 36,5 e um máximo de 65,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, com a média de 46,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Em relação à concentração de oxigênio dissolvido na água, esta foi bastante variável entre os diferentes pontos de amostragem na lagoa dos Tropeiros, tendo sido obtido o valor médio de 4,72 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. No ponto 11 foi registrado o menor valor médio, de 2,91 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, e no ponto 9 o maior valor médio, de 6,16 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. A temperatura média da coluna d'água ficou em torno de 25 °C, não apresentando grande variação entre os pontos de amostragem. Os dados brutos são apresentados na Tabela B.9. nos Anexos.

Índice de Estado Trófico

Os valores do índice de estado trófico (IET), baseados nas concentrações de fósforo ou na transparência da água, aplicado para os diferentes pontos da Lagoa dos Tropeiros evidenciaram uma ampla variação. De acordo com a classificação obtida a água dos diferentes pontos pode ser classificada em níveis variando de ultraoligotrófico a eutrófico. De acordo com este índice, considerando-se os valores médios, a lagoa dos Tropeiros seria classificada na faixa ultraoligotrófica-oligotrófica.

Considerando-se os valores do índice baseados apenas nos valores de fosfato total, observa-se que a maioria dos pontos encontra-se na faixa que corresponde ao estado mesotrófico, mas com pontos variando desde oligotrófico até eutrófico. Apenas os valores de estado trófico obtidos com os parâmetros do disco de Secchi ficaram enquadrados em uma única faixa, a de ultraoligotrofia. Quando computados os valores obtidos com todas as variáveis (a média) a lagoa dos Tropeiros pode ser classificada como oligotrófica (Figura 30).

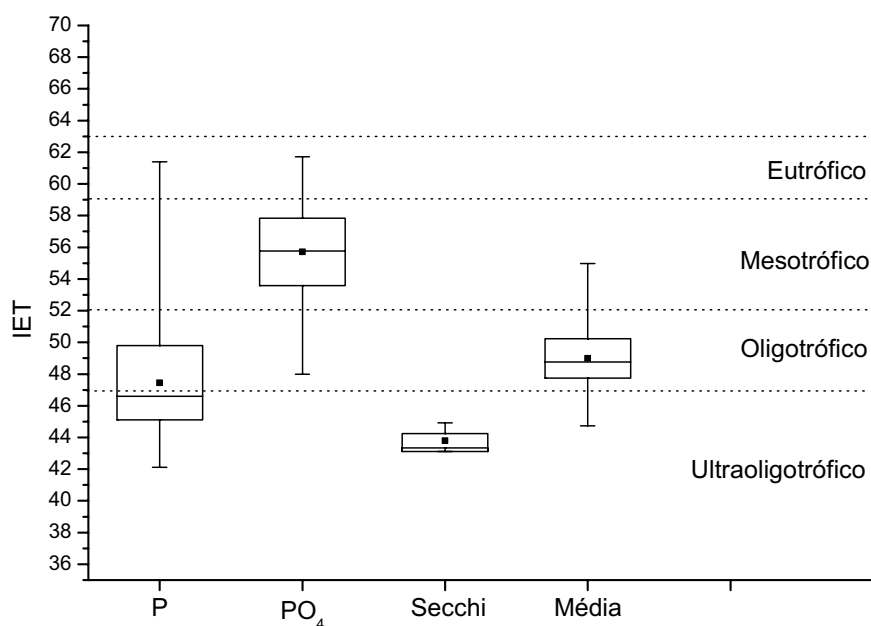


Figura 30 Valores médios do Índice de Estado Trófico e faixas correspondentes aos diferentes graus de trofia obtidos para a Lagoa dos Tropeiros a partir de variáveis abióticas medidas na Lagoa dos Tropeiros em outubro de 2006

4.1.3 Reservatórios do Parque Itaipu

Parâmetros morfométricos

Na Tabela 4 são apresentados os principais parâmetros morfométricos dos reservatórios do Parque Itaipu.

Tabela 4 Principais parâmetros morfométricos dos reservatórios do Parque Itaipu

Reservatório	área (ha)	perímetro (m)	prof. máxima (m)
Iguá	5,71	1499	6,8
Igarapaba	3,85	920	7,6
Iembó	2,76	772	3,6

Pluviosidade

Os valores de pluviosidade para esse sistema foram obtidos no Banco de Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo, já apresentados na Figura 25.

Reservatório Iguá

As variáveis limnológicas obtidas com o multisensor Horiba U-10 realizadas em 5 pontos do reservatório Iguá, em duas épocas distintas, são apresentados nas Figuras 31 e 32.

O pH da água em todos os pontos amostrados foi levemente ácido, com valores médios variando entre 5,3 e 6,3. Os valores mínimo e máximo foram observados no ponto 5, cujo pH variou de 4,92 a 6,33. Os valores médios para a condutividade elétrica variaram entre 6,5 e 9,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sendo o ponto 5 apresentou a maior faixa de variação, entre 6 e 19 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Para a concentração de oxigênio dissolvido na água, a média observada em todos os pontos, das medidas realizadas na coluna d'água, variaram entre 7,8 e 8,5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Os pontos 3 e 5, localizados na região limnética, foram os que apresentaram a maior variação, devido a maior profundidade. Em relação à temperatura, a média da superfície ficou em 22 °C, sendo que nas partes mais profundas a temperatura chegou até 17,2 °C.

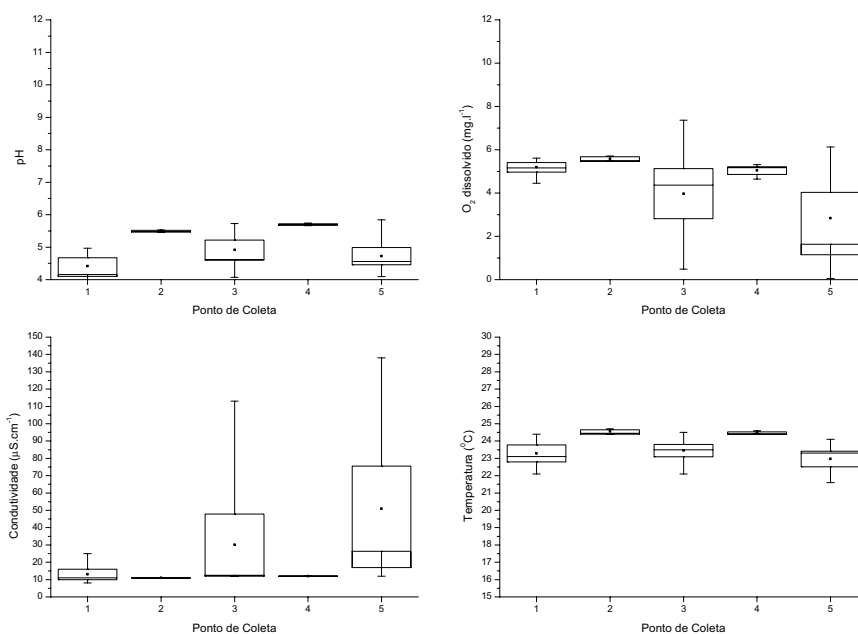


Figura 31 Valores das variáveis físicas e químicas da água medidas em 5 pontos de amostragem no reservatório Iguá, município de São Carlos, SP, em março de 2007

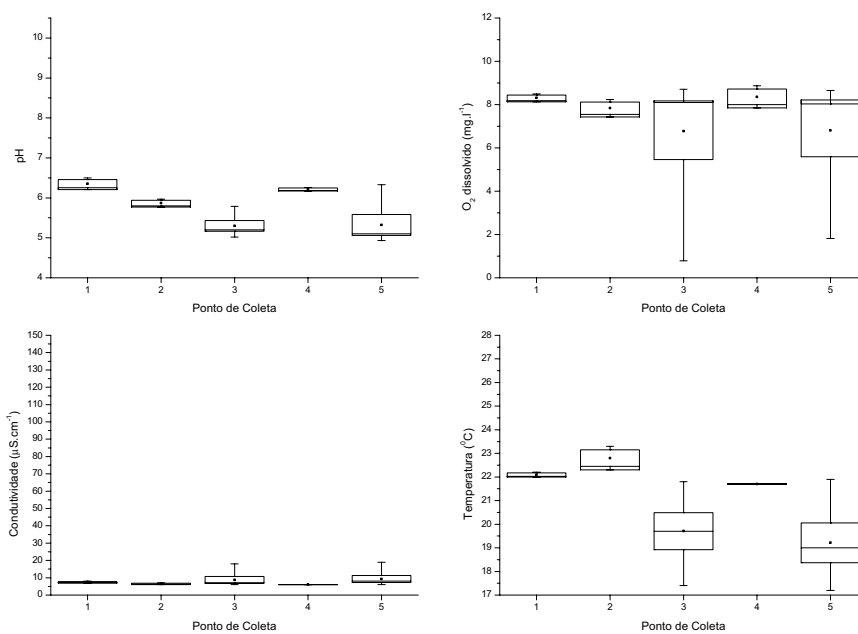


Figura 32 Valores das variáveis físicas e químicas da água medidas em 5 pontos de amostragem no reservatório Iguá, município de São Carlos, SP, em agosto de e 2007

Índice de Estado Trófico

Os valores do Índice de Estado Trófico baseados nos parâmetros obtidos para as diversas variáveis em março de 2007 permitiram classificar o reservatório Iguá na faixa de ultraoligotrófico (Figura 33). A mesma tendência se repetiu em agosto de 2007, à exceção do índice baseado nos valores de fosfato, cujos valores ficaram situados na faixa de oligotrofia (Figura 34). Considerando-se o índice médio esse reservatório foi classificado como ultraoligotrófico.

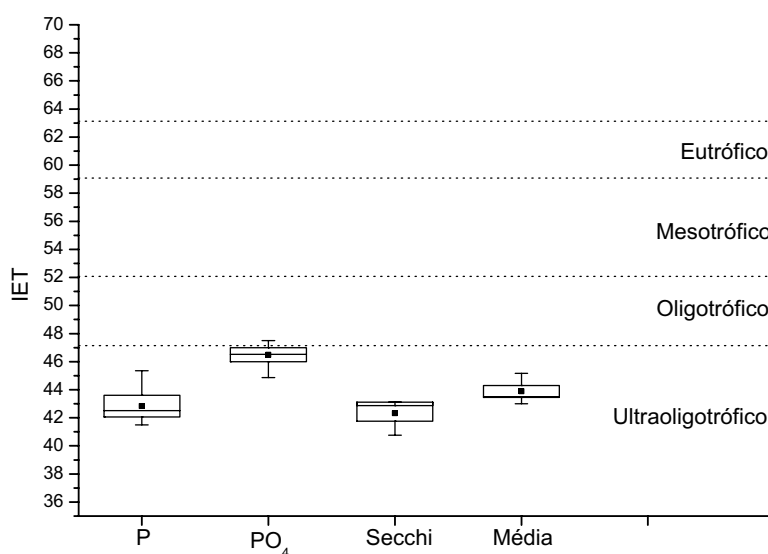


Figura 33 Valores médios do Índice de Estado Trófico para o reservatório Iguá, localidade Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, obtidos a partir das medidas de variáveis físicas e químicas realizadas em março de 2007

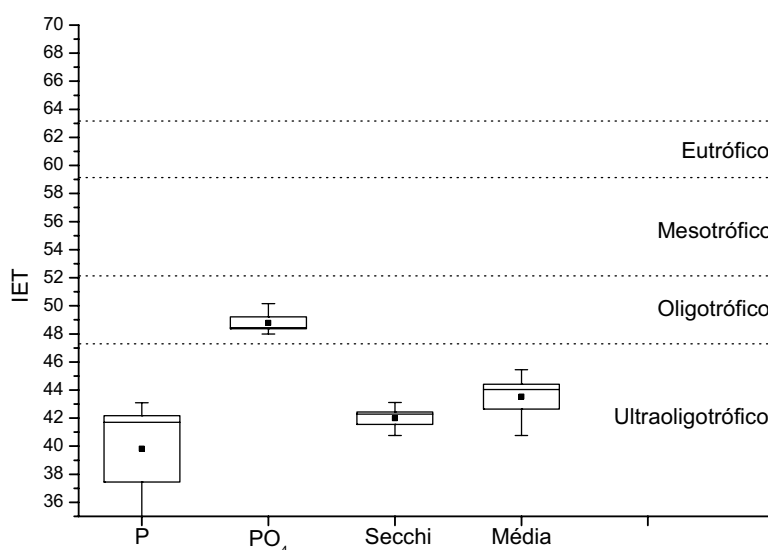


Figura 34 Valores médios do Índice de Estado Trófico para o reservatório Iguá, localidade Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, obtidos a partir das medidas de variáveis físicas e químicas realizadas em agosto de 2007

Reservatório Igarapaba

Os valores médios para as variáveis limnológicas obtidas com o multisensor Horiba U-10, e realizadas em 5 pontos do reservatório Igarapaba estão representados graficamente nas Figuras 35 e 36.

Todos os pontos desse reservatório apresentaram pH levemente ácido, com exceção do ponto 5, cujo valor médio foi de 6,99. Todos os pontos restantes apresentaram valores médios variando entre 5,42 e 6,55. O ponto 3 apresentou o menor valor (4,97) e o maior valor foi registrado no ponto 5 (7,29). Em relação à condutividade todos os pontos desse reservatório apresentaram pouca variação, com a condutividade média da coluna d'água variando entre 6,4 e 6,7 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, com um máximo de 10 na parte mais profunda, no ponto 3.

Para a concentração de oxigênio dissolvido na água, o valor médio obtido para todos os pontos na superfície variou entre 8,75 e 9,45 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Devido à maior profundidade e às trocas de calor por difusão, os pontos 1,3 e 5 apresentaram a maior amplitude de variação, conforme pode ser observado na Figura . A temperatura média na superfície foi de 21,9 °C, com valores mínimos na região mais profunda dos pontos 1, 2 e 3, onde foi registrado o valor de 17,8 °C.

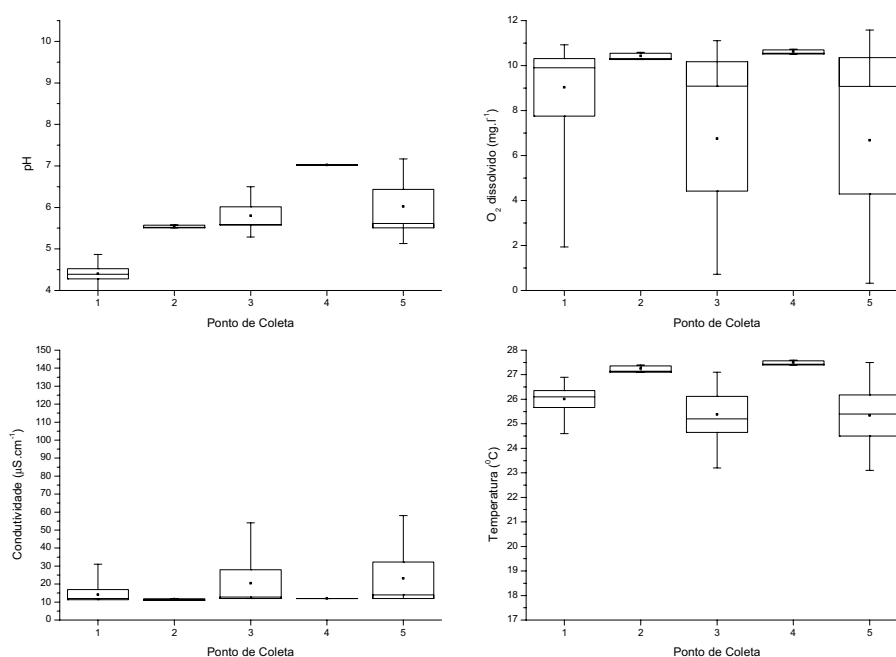


Figura 35 Valores das variáveis físicas e químicas da água medidas em 5 pontos de amostragem no reservatório Igarapaba, município de São Carlos, SP, em março de 2007

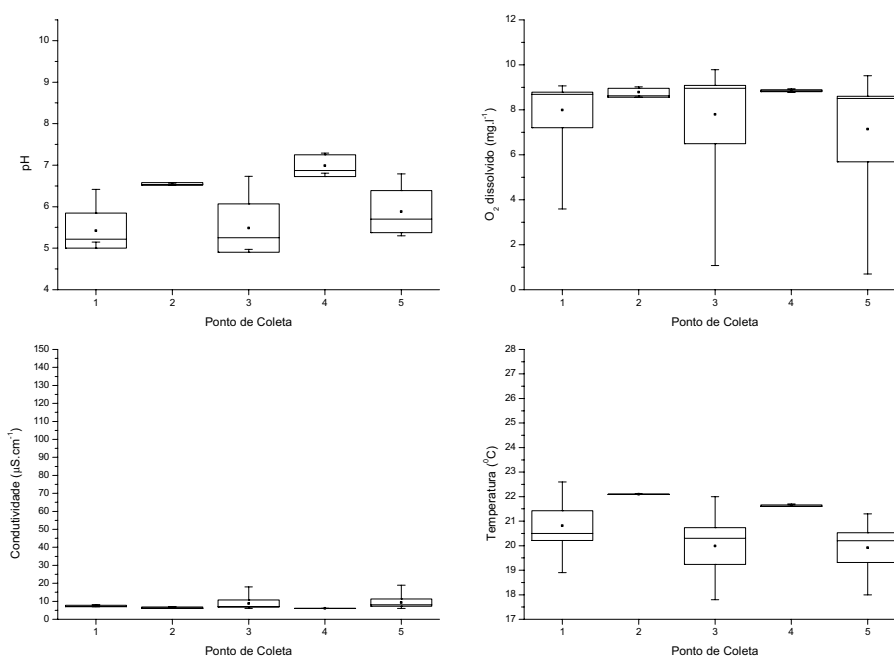


Figura 36 Valores das variáveis físicas e químicas da água medidas em 5 pontos de amostragem no reservatório Igarapaba, município de São Carlos, SP, em agosto de 2007

Índice de Estado Trófico

Em março de 2007 todos os parâmetros utilizados na composição do IET apresentaram suas médias dentro da faixa de ultraoligotrofia, sendo que os valores baseados no fósforo atingiram índices mais elevados (Figura 37). A mesma tendência se repetiu no mês de agosto, sendo que nesse mês os valores de fósforo ocorreram na faixa da oligotrofia, chegando inclusive a apresentar o maior valor como mesotrófico, sendo que o índice médio classificou esse reservatório como ultraoligotrófico também nesse período (Figura 38).

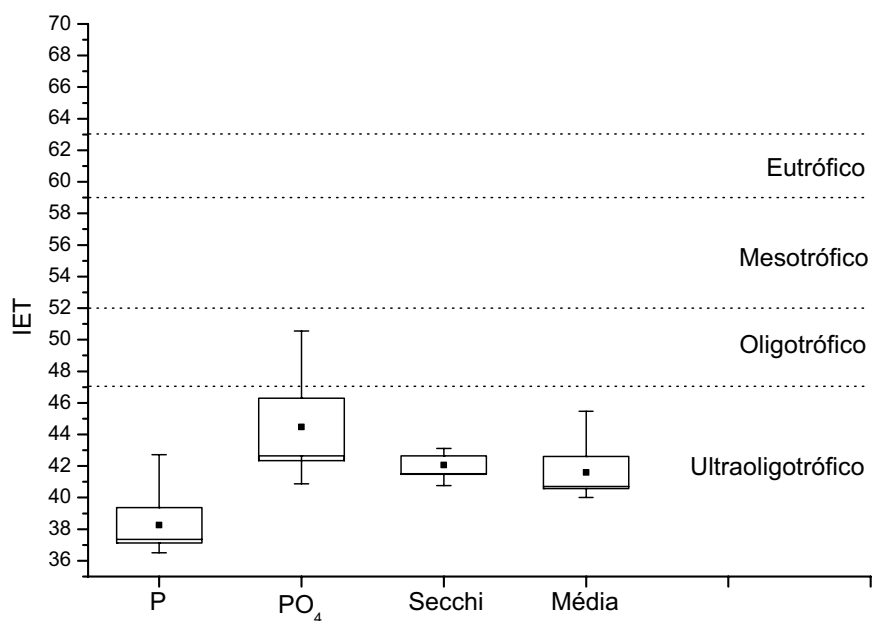


Figura 37 Valores médios do Índice de Estado Trófico para o reservatório Igarapaba, localidade Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, obtidos a partir das medidas de variáveis físicas e químicas realizadas em março de 2007

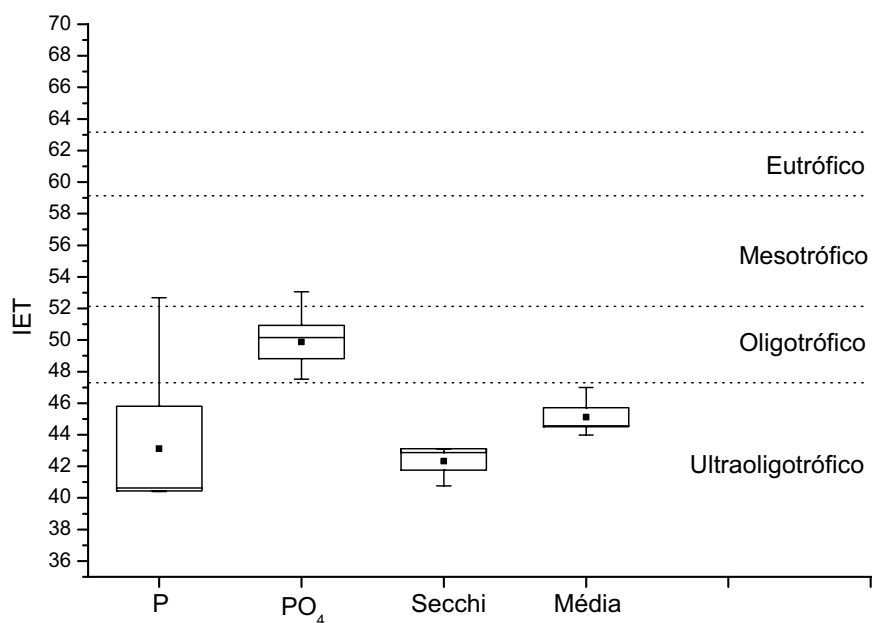


Figura 38 Valores médios do Índice de Estado Trófico para o reservatório Igarapaba, localidade Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, obtidos a partir das medidas de variáveis físicas e químicas realizadas em agosto de 2007

Reservatório Iembó

Os valores médios obtidos para as variáveis limnológicas medidas com o multisensores Horiba U-10, em 5 pontos do reservatório Iembó são representados graficamente nas Figuras 39 e 40.

Nesse reservatório os valores de pH evidenciaram águas mais ácidas que aquela dos demais, com as médias variando de 5,13 a 4,72. O menor valor foi observado no ponto 5 (4,72) e o maior no ponto 4 (4,25). Os valores de condutividade apresentaram pouca variação, com um mínimo de 7 e um máximo de $9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

As concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água foram mais elevadas do que nos demais reservatórios desse sistema, com um valor mínimo de $8,80 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ no ponto 5 e $10,27 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ no ponto 1.

O valor médio de temperatura para esse reservatório foi de $20,0 \text{ }^\circ\text{C}$, atingindo um mínimo de $18,2 \text{ }^\circ\text{C}$, na região mais profunda do ponto 5.

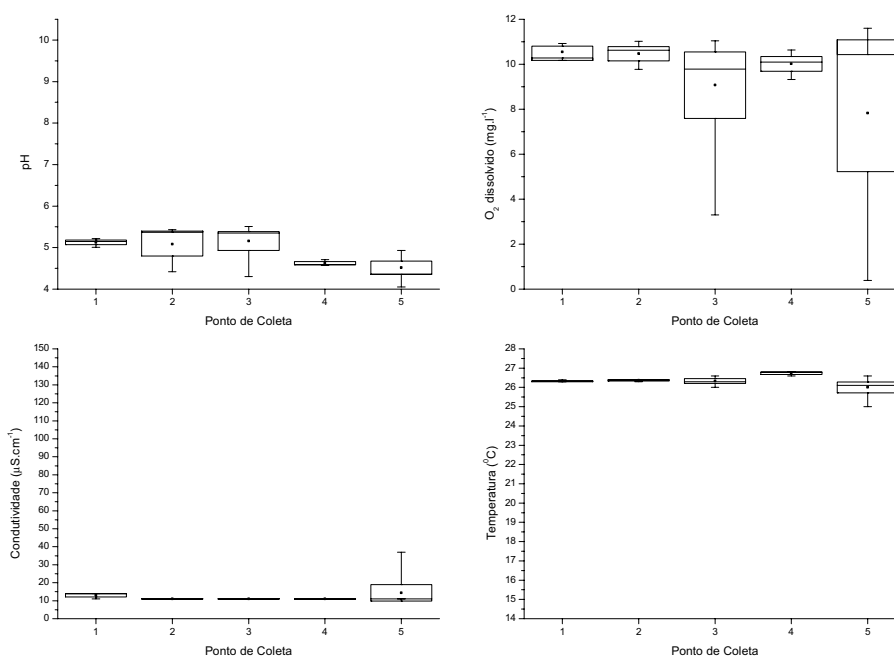


Figura 39 Valores das variáveis físicas e químicas da água medidas em 5 pontos de amostragem no reservatório Iembó, município de São Carlos, SP, em março de 2007

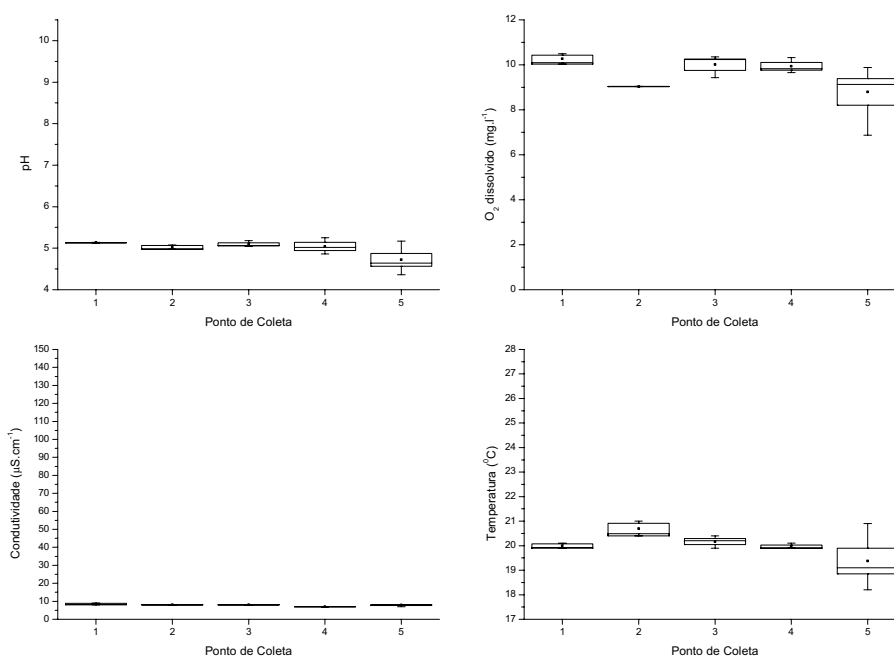


Figura 40 Valores das variáveis físicas e químicas da água medidas em 5 pontos de amostragem no reservatório Iembó, município de São Carlos, SP, em agosto de 2007

Índice de Estado Trófico

Em março de 2007 os valores do índice de estado trófico para o reservatório Iembó, considerando-se todas as variáveis e parâmetros utilizados, permitiram classificar o reservatório Iembó na faixa da ultraoligotrofia. Com base nos valores de visibilidade do disco de Secchi os índices de estado trófico obtidos situaram o reservatório na faixa da oligotrofia (Figura 41). No mês de agosto, à exceção do disco de Secchi, todos os parâmetros apresentaram as suas médias na faixa da oligotrofia. Os valores de fosfato chegaram a apresentar índices dentro da mesotrofia, sendo que a média para este parâmetro permaneceu como oligotrófica (Figura 42).

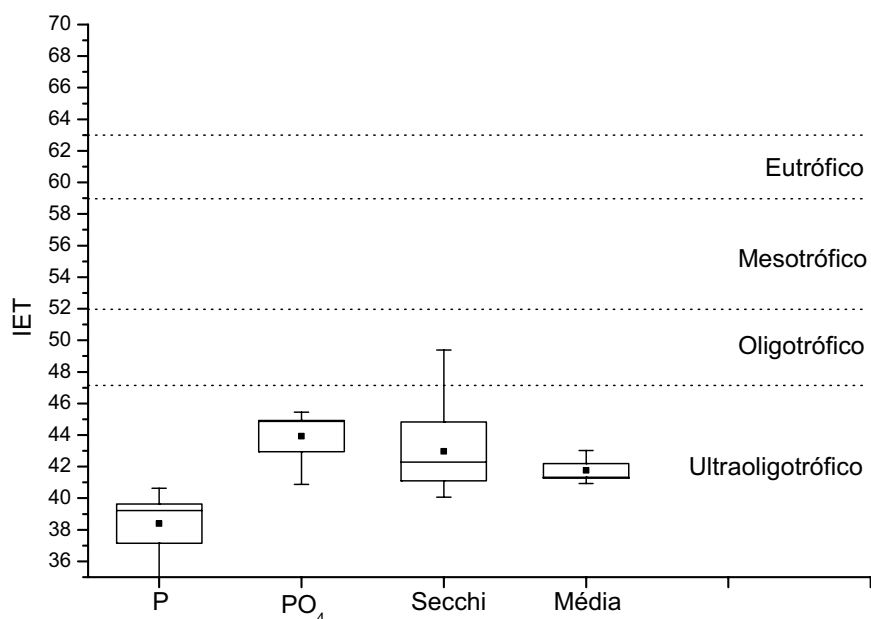


Figura 41 Valores médios do Índice de Estado Trófico para o reservatório Iembó, localidade Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, obtidos a partir das medidas de variáveis físicas e químicas realizadas em março de 2007

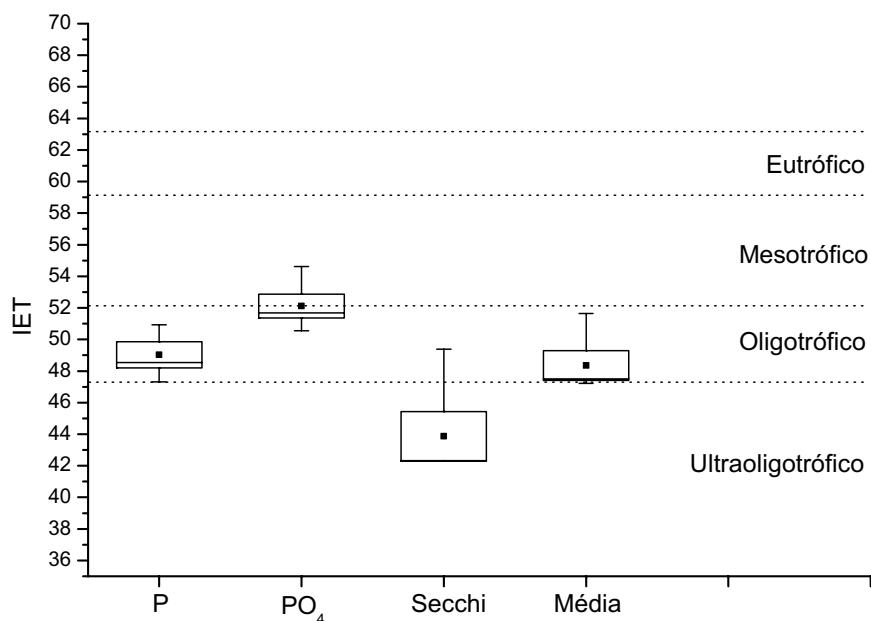


Figura 42 Valores médios do Índice de Estado Trófico para o reservatório Iembó, localidade Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, obtidos a partir das medidas de variáveis físicas e químicas realizadas em agosto de 2007

4.2 Riqueza e diversidade de aves aquáticas nos ambientes estudados

Um total de 26 espécies de aves aquáticas, divididas em 8 ordens e 13 famílias, foi observado nesse trabalho. A lagoa dos Tropeiros apresentou a maior riqueza (32 sp), seguida dos reservatórios do Parque Itaipu (20 sp) e da represa do Monjolinho (18 sp).

De maneira geral, à exceção das famílias POCIPEDIDAE e HELIORNITHIDAE, todas as famílias tinham representantes em todos os sistemas. A família ARDEIDAE apresentou mais espécies, com seis *taxa*, seguida de ANATIDAE e RALLIDAE, com 4 espécies cada. A família ALCEDINIDAE teve três espécies presentes em todos os ambientes (Tabela 5).

Tabela 5 Composição taxonômica das aves aquáticas amostradas nesse trabalho, de acordo com o ambiente onde foram observadas. M: reservatório do Monjolinho (município de São Carlos, SP), T: lagoa dos Tropeiros (município de Piumhi, MG) e I: reservatórios do Parque Itaipu (município de São Carlos, SP)

Ordem	Família	Espécie	M	T	I
PODICIPEDIFORMES	PODICIPEDIDAE	<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	–	X	–
PELECANIFORMES	PHALACROCORACIDAE	<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	X	X	X
	ANHINGIDAE	<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X
CICONIIFORMES	ARDEIDAE	<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	X	X	X
		<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X
		<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	X	X	X
		<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	–	X	X
		<i>Butorides striatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X
		<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	–	X	X
	THRESKIORNITHIDAE	<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	X	X	X
ANSERIFORMES	ANATIDAE	<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	–
		<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	–
		<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	X	X	X
		<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	–	X	X
FALCONIFORMES	ACCIPITRIDAE	<i>Rosthramus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	X	X	–
GRUIFORMES	ARAMIDAE	<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X
	RALLIDAE	<i>Aramides cajanea</i> (Müller, 1766)	–	X	X
		<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1766)	–	X	–
		<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	–	X	–
		<i>Porphyryla martinica</i> (Linnaeus, 1766)	–	X	–
	HELIORNITHIDAE	<i>Helionis fulica</i> (Boddaert, 1783)	–	X	–
CHARADRIIFORMES	JACANIDAE	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	–
	CHARADRIIDAE	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	X	X	X
CORACIIFORMES	ALCEDINIDAE	<i>Ceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X
		<i>Chloroceryle amazona</i> (Gmelin, 1788)	X	X	X
		<i>Chloroceryle americana</i> (Latham, 1790)	X	X	X
Total			17	26	17

4.2.1 Lagoa dos Tropeiros

Na lagoa dos Tropeiros foram observadas todas as espécies que ocorreram nos outros ambientes. Dentre as aves observadas apenas nessa lagoa estavam os únicos representantes observados das famílias PODICIPEDIDAE e HELIORNITHIDAE, os mergulhões *Podilymbus podiceps* e *Heliornis fulica*, respectivamente (Tabela 5).

Em todos os períodos de observação a família Rallidae foi a que apresentou mais indivíduos, seguida das famílias Jacanidae e Ardeidae. As famílias que apresentaram menos indivíduos foram Accipitridae, Threskiornithidae, Heliornithidae e Aramididae, todas apresentando no máximo dois indivíduos por amostra.

Nessa lagoa a riqueza de espécies foi relativamente uniforme em todas as coletas, variando de 19 a 23 espécies por coleta. Os índices de riqueza de Margalef e Menhinick apresentaram maiores valores nos meses de maio de 2006 (3,802 e 1,274) e os menores foram observados em março de 2006 (3,207 e 1,148).

O índice de diversidade de Brillouin apresentou maior valor em junho de 2007 (2,190) e o menor em março de 2007). Já o índice de Simpson registrou o maior valor em junho de 2007 (0,869) e o menor em maio de 2006 e março de 2007 (0,827) (Tabela 6).

Tabela 6 Riqueza de espécies, número de indivíduos e índices de riqueza (R) e de diversidade (D) para a comunidade de aves aquáticas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do rio São Francisco, município de Piumhi, MG, no período de maio de 2006 a agosto de 2007

	Maio/06	Março/07	Maio/07	Junho/07	Agosto/07
Riqueza (sp)	23	19	21	21	20
Indivíduos	326	274	275	298	265
(R) Margalef	3,802	3,207	3,561	3,511	3,405
(R) Menhinick	1,274	1,148	1,266	1,216	1,229
(D) Simpson	0,827	0,827	0,838	0,869	0,840
(D) Brillouin	2,039	1,960	2,061	2,190	2,014

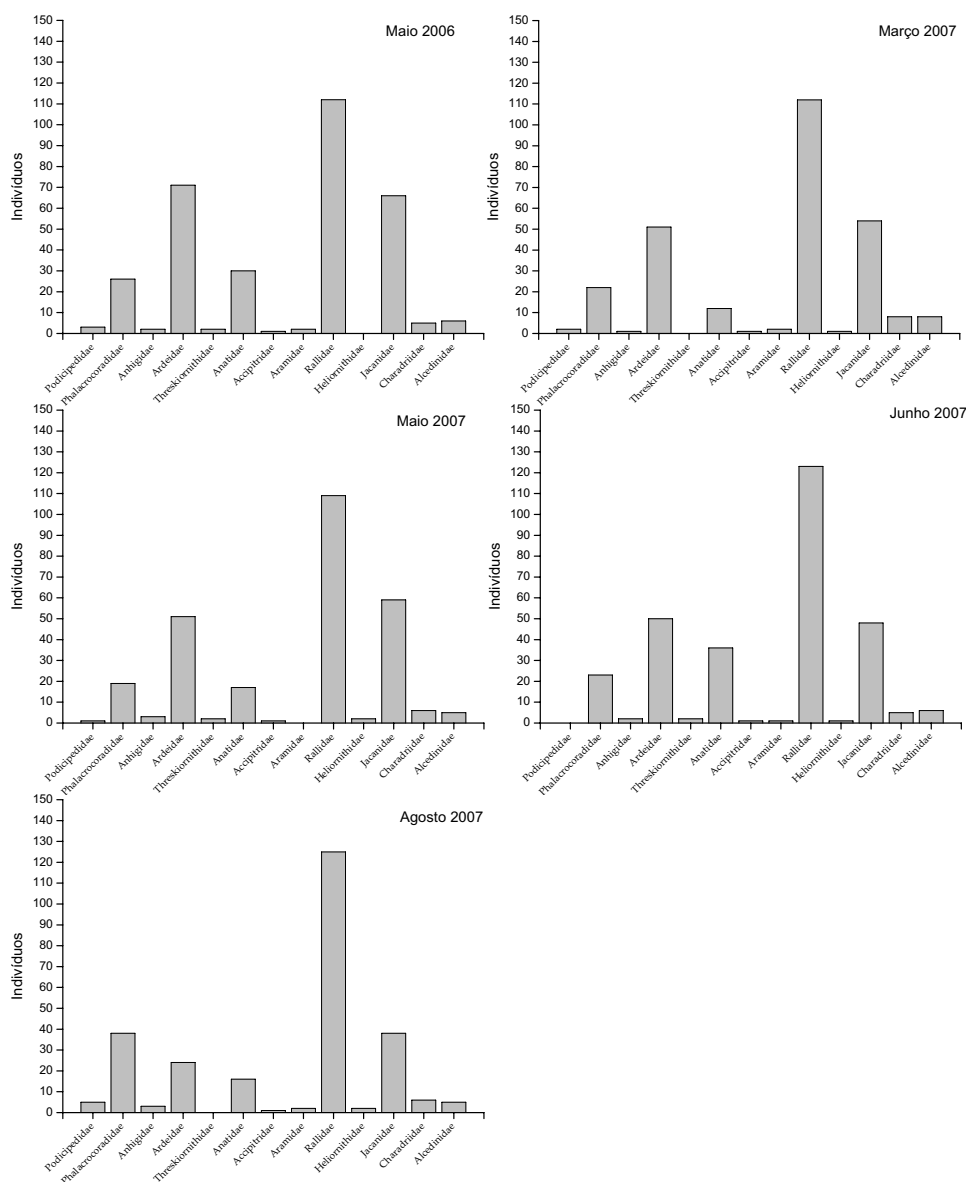


Figura 43 Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do rio São Francisco, município de Piumhi, MG, por família, no período de maio de 2006 a agosto de 2007

4.2.2 Reservatórios do Parque Itaipu

Nesse sistema as famílias mais abundantes foram Phalacrocoracidae, Ardeidae e Anatidae, em todos os períodos de amostra. As famílias com menos indivíduos foram Rallidae, Anhingidae e Charadriidae. Foram observados exemplares da família Aramididae na coleta de agosto de 2007 mas não na de março do mesmo ano.

A riqueza de espécies quase não variou nesse ambiente, com 14 espécies em março e 15 em agosto de 2007. O número total de indivíduos ficou em 37 e 34, respectivamente. Os índices de riqueza de Margalef e Menhinick apresentaram os maiores valores na coleta de agosto (3,970 e 2,572) e os menores em março (3,600 e 2,302).

O índice de diversidade de Brillouin apresentou o maior valor em agosto (1,948) e o menor em março (1,868). A mesma tendência ocorreu com o índice de Simpson, apresentando o maior valor em agosto e o menor em março (0,907 e 0,875).

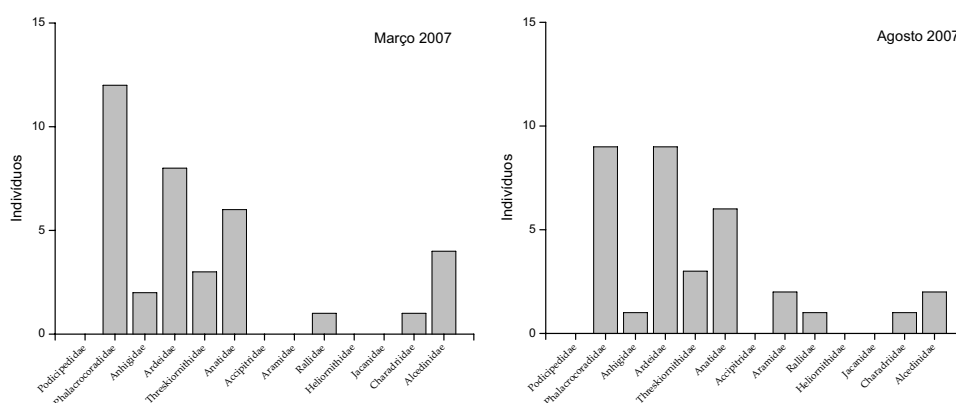


Figura 44 Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas nos reservatórios do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, por família, em março e agosto de 2007

Tabela 7 Riqueza de espécies, número de indivíduos e índices riqueza (R) e de diversidade (D) para os reservatórios do Parque Itaipu nos períodos de coleta

	Março/07	Agosto/07
Riqueza	14	15
Indivíduos	37	34
(R) Margalef	3,600	3,970
(R) Menhinick	2,302	2,572
(D) Simpson	0,875	0,907
(D) Brillouin	1,868	1,948

4.2.3 Reservatório do Monjolinho

Nesse sistema as famílias mais abundantes foram Anatidae e Charadriidae, seguidas de Phalacrocoracidae e Ardeidae. A família menos abundante foi Threskiornithidae (Figuras 45 e 46).

A riqueza de espécies variou de 6 (outubro de 2006) a 15 espécies (março e junho de 2006), com média de 11 espécies. O número total máximo de indivíduos por período foi de 39 (março de 2006) e o mínimo de 15 (outubro de 2006). O índice de riqueza de Margalef apresentou valor máximo de 3,970 (junho de 2006) e o mínimo de 1,846 (outubro de 2006). O índice de Menhinick também apresentou seus valores extremos nos mesmos meses (junho e outubro de 2006).

O índice de diversidade de Brillouin apresentou valor máximo de 2,016 em março de 2006 e o mínimo de 1,163 em outubro do mesmo ano. Já o índice de Simpson apresentou seu valor máximo em abril de 2006 (0,938) e o mínimo em outubro desse ano (0,790) (Tabela 8).

Tabela 8 Riqueza de espécies, número de indivíduos e índices de riqueza (R) e de diversidade (D) para a comunidade de aves aquáticas do reservatório de Monjolinho, município de São Carlos, SP, nos períodos de coleta

	Mar/06	Abr/06	Jun/06	Set/06	Out/06	Dez/06	Fev/07	Mar/07	Abr/07	Jun/07	Jul/07	Ago/07
Riqueza	15	12	15	11	6	10	13	10	10	10	11	10
Indivíduos	39	26	34	33	15	24	30	27	41	17	26	24
(R) Margalef	3,821	3,376	3,970	2,860	1,846	2,832	3,528	2,731	2,424	3,177	3,069	2,832
(R) Menhinick	2,402	2,353	2,572	1,915	1,549	2,041	2,373	1,925	1,562	2,425	2,157	2,041
(D) Simpson	0,919	0,938	0,913	0,890	0,790	0,873	0,917	0,872	0,896	0,904	0,883	0,873
(D) Brillouin	2,016	1,898	1,943	1,771	1,163	1,602	1,888	1,652	1,841	1,556	1,675	1,602

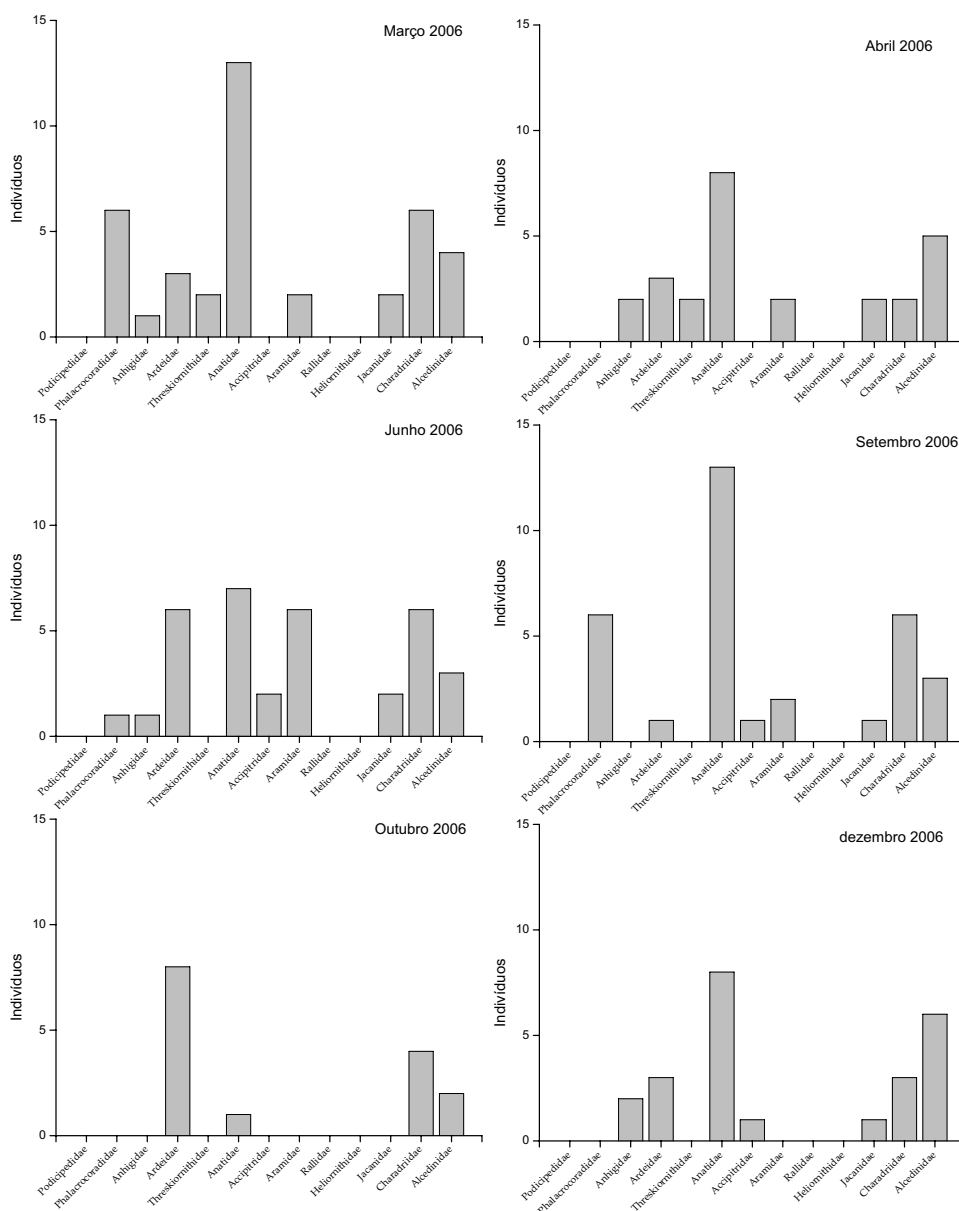


Figura 45 Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, durante o ano de 2006

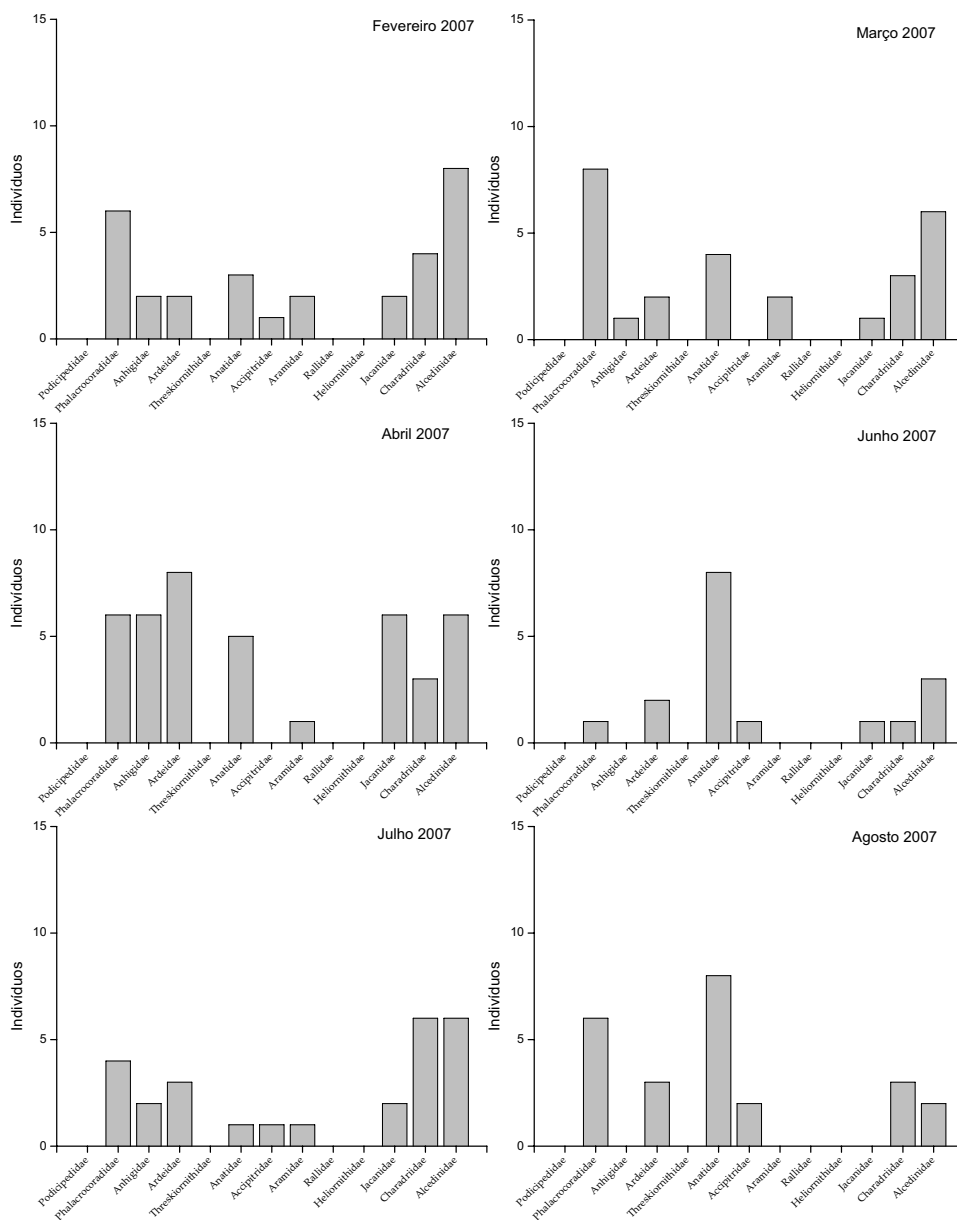


Figura 46 Número de indivíduos por família das aves aquáticas observadas no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, durante o ano de 2007

4.3 Parâmetros biométricos das aves capturadas

4.3.1 *Amazonetta brasiliensis*

No total foram capturados 11 exemplares desta espécie, todos no reservatório do Monjolinho. Destes, 8 indivíduos eram adultos (3 fêmeas e 4 machos) e 3 jovens (1 fêmea e 2 machos).

Entre os machos adultos o peso variou de 424 a 437 gramas, enquanto que nos jovens essa variação foi de 358 até 365 gramas. Nas fêmeas adultas o peso variou de 421 a 428 gramas, enquanto que a única fêmea jovem capturada apresentou peso de 327 gramas. O peso dos machos adultos foi significativamente maior que o peso das fêmeas adultas (teste T de Student, $p < 0.05$).

Em relação às asas, os machos adultos apresentaram um comprimento mínimo de 17,43 cm e máximo de 18,60 cm, enquanto que nas fêmeas esse valor variou de 17,30 a 18,30 cm. Nos machos jovens o comprimento mínimo da asa foi de 17,30 cm e o máximo de 17,33 cm. A única fêmea jovem capturada apresentou asa com comprimento de 15,62 cm.

O comprimento do tarso nos machos adultos variou de 3,46 a 4,12 cm, enquanto que nas fêmeas adultas essa variação foi de 3,99 a 4,22 cm. Nos machos jovens o tarso apresentou comprimento variando entre 4,08 e 4,32 cm, enquanto que na única fêmea jovem o comprimento do tarso foi de 4,75 cm.

Em relação ao comprimento total do bico, nos machos adultos o menor bico mediu 3,18 cm e o maior 3,95. Nas fêmeas adultas os valores mínimo e máximo ficaram em 3,50 e 3,73 cm, respectivamente. Nos indivíduos jovens, os machos apresentaram o comprimento total do bico variando entre 3,63 e 3,69 cm, enquanto que a única fêmea adulta capturada teve o bico medindo 3,45 cm. A Figura 4.3.1 apresenta um resumo gráfico dos principais parâmetros biométricos de *Amazonetta brasiliensis*, enquanto que os dados brutos podem ser observados na Tabela A.1., nos Anexos.

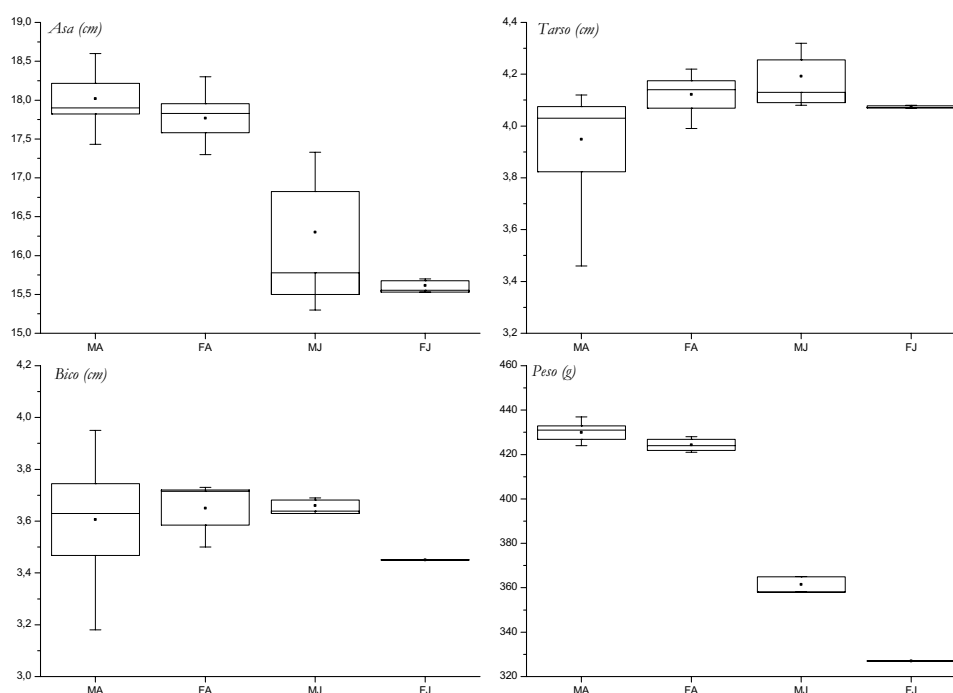


Figura 47 Principais parâmetros biométricos dos exemplares de *Amazonetta brasiliensis* capturados no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, em agosto de 2006 e fevereiro de 2007. MA: macho adulto, FA: fêmea adulta, MJ: macho jovem, FJ: fêmea jovem.

4.3.2 *Gallinula chloropus*

Foram capturados 8 exemplares desta espécie, todos na lagoa dos Tropeiros. Destes, 7 indivíduos eram adultos e apenas um era juvenil. Como esta espécie não apresenta dimorfismo sexual, não foi possível determinar a proporção entre machos e fêmeas. O peso dos adultos variou de 318 a 363 gramas, enquanto que o peso do indivíduo jovem foi de 297 gramas. As asas dos indivíduos adultos variaram entre 16,4 e 21,1 cm, enquanto que no indivíduo jovem esse valor foi de 16,0 cm. O tarso dos adultos variou entre 5,62 e 5,96 cm, sendo que o indivíduo jovem apresentou tarso com 5,53 cm.

O bico das aves adultas variou de 4,22 a 4,74 cm, enquanto que o indivíduo juvenil capturado apresentou bico com 4,69 cm. A Figura 48 apresenta um resumo gráfico dos principais parâmetros biométricos das aves desta espécie capturadas, enquanto que os dados brutos podem ser observados na Tabela A.2., nos Anexos.

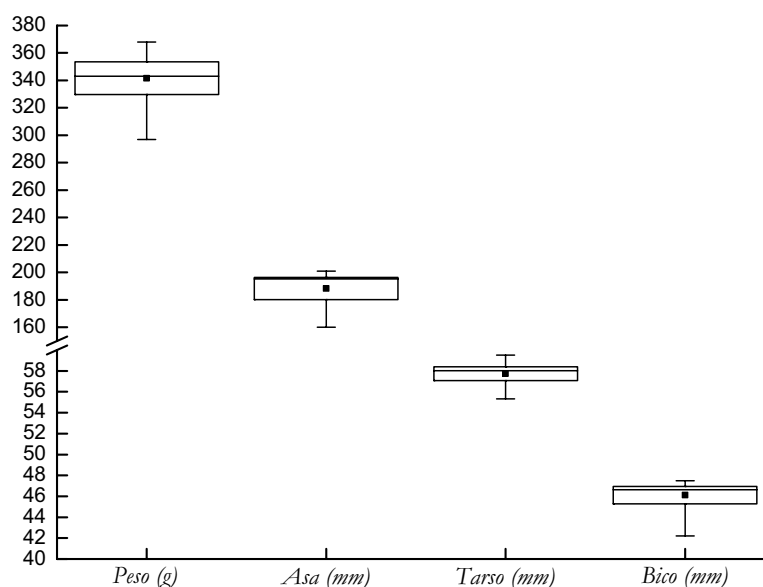


Figura 48 Principais parâmetros biométricos dos exemplares de *Gallinula chloropus* capturados na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG, entre maio de 2006 e junho de 2007.

4.3.3 *Jacana jacana*

Foram capturados 12 exemplares de *Jacana jacana*, todos na lagoa dos Tropeiros (Figura 49). Destes, 8 eram adultos e 4 jovens. Como esta espécie também não apresenta dimorfismo sexual, não foi possível determinar a proporção entre machos e fêmeas. O peso dos adultos variou de 70 a 100 gramas, enquanto que nos indivíduos jovens o peso variou de 68 a 98 gramas.

Os indivíduos adultos desta espécie apresentaram asas cujo comprimento variaram entre 11,9 e 13,6 cm, enquanto que nos jovens essa variação ficou entre 11,4 e 13 cm. Os tarsos dos adultos variaram entre 5,32 e 5,82 cm, e nos juvenis essa variação foi de 5,30 a 5,70 cm.

O bico dos adultos apresentou comprimento mínimo de 2,54 e máximo de 3,17 cm. Nos indivíduos jovens o tamanho do bico variou entre 2,98 e 3,1 cm. A Figura 49 apresenta um resumo gráfico dos principais parâmetros biométricos das aves desta espécie capturadas, enquanto que os dados brutos podem ser observados na Tabela A.3., nos Anexos.

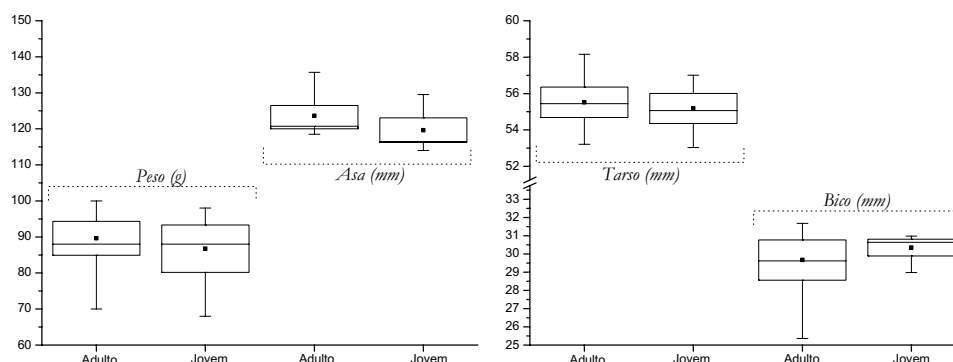


Figura 49 Principais parâmetros biométricos dos exemplares adultos e jovens de *Jacana jacana* capturadas na lagoa dos Tropeiros em março, maio e agosto de 2007.

4.3.4 *Butorides striatus*

Foram capturados apenas quatro exemplares de *Butorides striatus*, também na lagoa dos Tropeiros, pesando 173 e 184 gramas. Vale notar que esta espécie também não apresenta dimorfismo sexual. O comprimento das asas variou entre 16,5 e 16,9 cm. O tarso variou entre 4,71 e 4,90 cm. Já o bico apresentou valores mínimo e máximo de 5,86 cm e 5,96 cm, respectivamente. A Figura 50 apresenta um resumo gráfico dos principais parâmetros biométricos das aves desta espécie capturadas, enquanto que os dados brutos podem ser observados na Tabela A.4., nos Anexos.

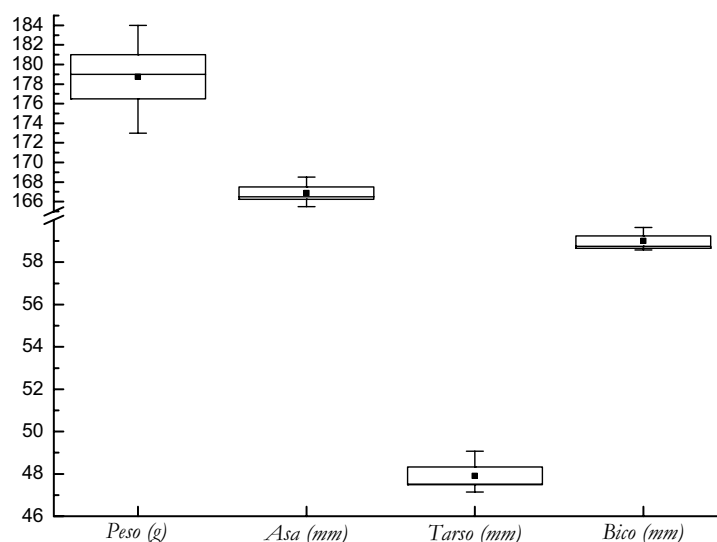


Figura 50 Principais parâmetros biométricos dos exemplares de *Butorides striatus* capturadas na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG, em Março de 2007.

4.3.5 *Porphyula martinica*

Foram capturados 6 indivíduos adultos desta espécie na lagoa dos Tropeiros, com peso variando de 163 a 224 gramas.

As asas dos indivíduos capturados apresentaram comprimento variando entre 16,4 e 17,8 cm. Já o tarso dos indivíduos capturados apresentou comprimento mínimo de 5,7 cm e máximo de 7,0 cm, enquanto que o comprimento do bico variou entre 4,06 e 4,87 cm. A Figura 51 apresenta um resumo gráfico dos principais parâmetros biométricos das aves desta espécie capturadas, enquanto que os dados brutos podem ser observados na Tabela A.5., nos Anexos.

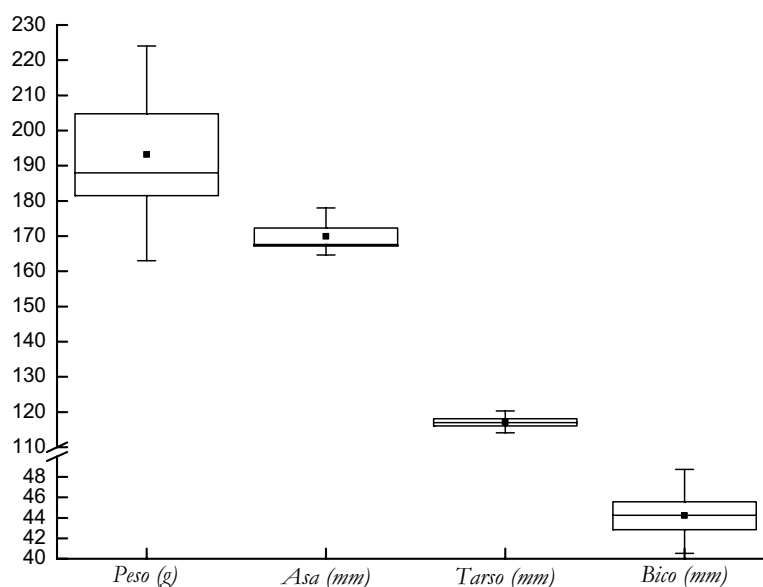


Figura 51 Principais parâmetros biométricos dos exemplares de *Porphyula martinica* capturadas na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG, em Março de 2007.

4.3.6 Família Alcedinidae

Desta família foram capturados 1 exemplar de *Ceryle torquata*, o martin-pescador-grande, e 2 exemplares de *Chloroceryle americana*, o martin-pescador-pequeno (Figura 53). *C. torquata* é visivelmente maior, pesando 314 gramas, enquanto que os exemplares de *C. americana* apresentaram pesos de 32 e 36 gramas. Vale notar que todos os indivíduos desta família capturados eram fêmeas.

As asas de *C. torquata* apresentaram comprimento de 23,8 cm e o tarso apresentou comprimento de 1,71 cm. O comprimento do bico foi de 8,6 cm, o maior entre todas as aves capturadas nesse trabalho.

Já *C. americana* teve as asas com comprimento de 7,9 e 8,5 cm, com o tarso medindo entre 0,97 e 1,00 cm. O bico dessa espécie, também bastante longo, apresentou comprimento entre 4,14 e 4,61 cm. A Figura 52 apresenta um resumo gráfico dos principais parâmetros biométricos das aves desta família capturadas, enquanto que os dados brutos podem ser observados na Tabela A.6., nos Anexos.

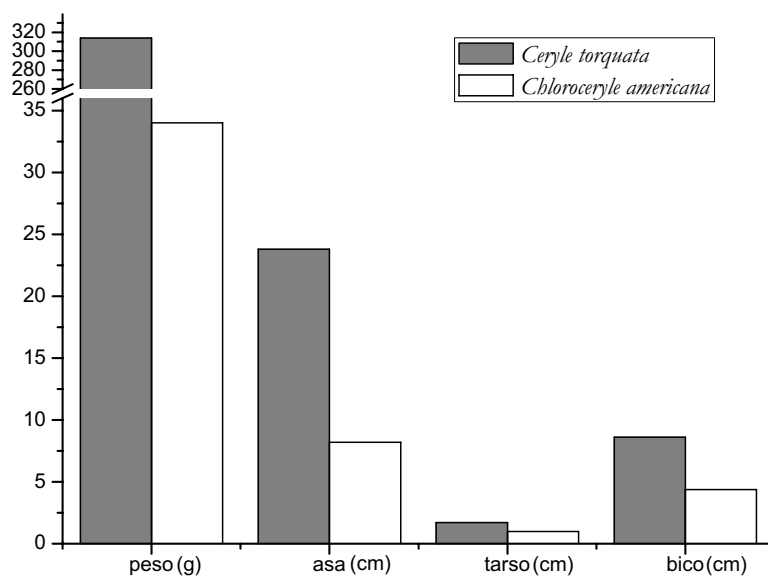


Figura 52 Principais parâmetros biométricos dos exemplares de *Ceryle torquata* e *Chloroceryle americana* capturadas na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG, em março de 2007.



Ceryle torquata



Chloroceryle americana

Figura 53 Imagens dos martins-pescadores capturados na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG, em março de 2006

4.3.7 *Bubulcus ibis*

Foram capturados um total de 19 exemplares da garça-vaqueira, sendo que 3 indivíduos foram capturados na lagoa dos Tropeiros e os 16 indivíduos restantes foram capturados no reservatório Iembó. Os pesos variaram de 280 até 395 gramas

O comprimento das asas variou entre 23,6 cm e 26,2 cm, enquanto que os tarsos apresentaram comprimento variando entre 6,77 e 8,78 cm. O bico apresentou comprimento mínimo de 5,12 cm e máximo de 5,92 cm. Devido ao fato dessa espécie não apresentar dimorfismo sexual, não foi possível estimar a proporção entre machos e fêmeas na amostra. A Figura 54 apresenta um resumo gráfico dos principais parâmetros biométricos das aves desta espécie capturadas, enquanto que os dados brutos podem ser observados na Tabela A.7., nos Anexos.

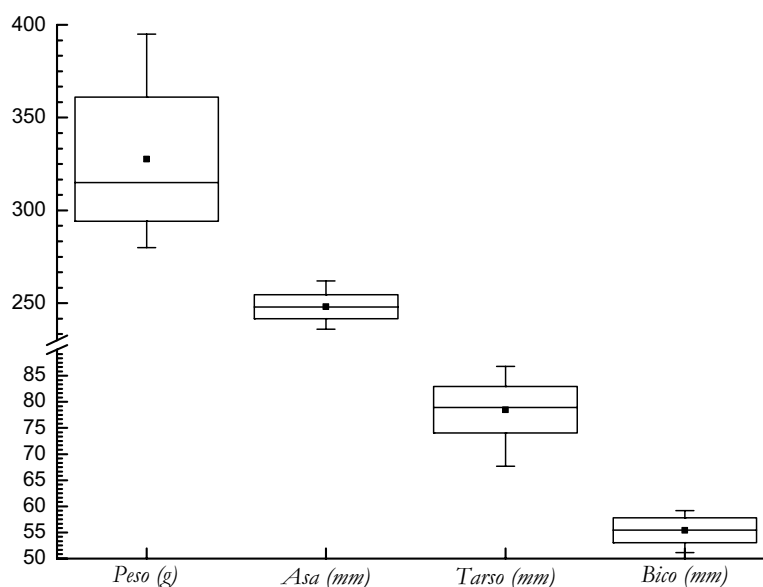


Figura 54 Principais parâmetros biométricos dos exemplares de *Bubulcus ibis* capturadas na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG e no reservatório Iembó, condomínio de chácaras do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, em agosto de 2007.

4.4 Potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas por *Amazonetta brasiliensis*

4.4.1 Algas observadas após o cultivo

Um total de 43 táxons de algas foi registrado em cultivos realizados a partir de inóculos da água de lavagem e das fezes dos indivíduos capturados. Os táxons observados pertencem a 8 classes. As classes com maior riqueza de espécies foram Chlorophyceae e Cyanophyceae, com 19 e 15 taxons, respectivamente. As Bacillariophyceae (diatomáceas) estiveram representadas por 3 taxons, enquanto que as demais classes, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Oedogoniophyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae estiveram representadas por apenas um gênero ou espécie, cada uma. De todos os táxons encontrados, 47% estiveram presentes no material oriundo das fezes e 98% no das penas (Tabela 9). A Figura 55 ilustra algumas das espécies de algas obtidas nos cultivos.

Todos os meios de cultura com inóculos oriundos da água de lavagem das penas apresentaram algas. O número de taxons de algas observado por cultura variou entre 7 e 19 espécies por ave. Destas, *Cryptomonas* sp. e *Trachelomonas* sp. ocorreram nos inóculos obtidos em todas as aves. O táxon *Chlamydomonas* sp. foi observado em 90% das amostras, seguida de *Navicula* sp. com 80% de frequência de ocorrência. Os demais táxons apresentaram frequência de ocorrência variando de 10% a 70%. De maneira geral, cerca de 75% dos táxons de algas registradas nas penas apresentaram frequência de ocorrência inferior a 50%.

Em relação ao material obtido a partir das fezes, apenas 20 táxons de algas foram registrados. Destas, a mais abundante foi *Cryptomonas* sp., em média com 30% de frequência de ocorrência. Em seguida foram mais frequentes *Trachelomonas* sp. e *Pseudoanabaena* sp1, observadas em 20% das amostras. As demais foram observadas em apenas 10% das amostras de fezes. *Pseudoanabaena* sp3 foi a única espécie observada em amostra de material fecal mas que não foi registrada nas culturas contendo água residual da lavagem das penas. No grupo controle, apenas uma amostra apresentou ocorrência de alga a qual foi identificada como *Mallomonas* sp.

De maneira geral, foi observada uma riqueza significativamente superior (teste *t* de Student, $p < 0,05$) de algas nos meios de cultura inoculados com água oriunda da lavagem das penas do que nos meios de cultura inoculados com material oriundo das fezes (Figura 56).

Tabela 9 Composição taxonômica e frequência de ocorrência das espécies de algas identificadas nos cultivos inoculados com água das penas, bico, tarso e das fezes de *Amazonetta brasiliensis* capturados em agosto de 2006 e fevereiro de 2007 no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP.

Classe	Espécie	fezes	penas*	controle
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> sp.	0.3	1	–
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas</i> sp.	0.2	1	–
Chlorophyceae	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	0.1	0.2	–
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.1	0.9	–
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	–	0.1	–
	<i>Golenkinia radiata</i>	0.1	0.2	–
	<i>Kircheneriella contorta</i> var. <i>elongata</i>	0.1	0.1	–
	<i>Kirchneriella obesa</i>	0.1	0.2	–
	<i>Monoraphidium circinale</i>	0.1	0.6	–
	<i>Monoraphidium griffithii</i>	–	0.1	–
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	0.1	0.4	–
	<i>Mougeotia</i> sp.	0.1	0.1	–
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0.1	0.6	–
	<i>Scenedesmus acuminatus</i> cf. <i>malimus</i>	–	0.1	–
	<i>Scenedesmus acutus</i>	–	0.6	–
	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	–	0.3	–
	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	0.1	0.5	–
	<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i>	–	0.4	–
	<i>Scenedesmus opoliensis</i>	–	0.3	–
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.1	0.7	–
	<i>Schroederia</i> sp.	0.1	0.2	–
	Oedogoniophyceae	<i>Oedogonium</i> sp.	–	0.1
Cyanophyceae	<i>Aphanocapsa</i> sp.	–	0.2	–
	<i>Aphanothece</i> sp.	–	0.2	–
	<i>Calothri</i> sp.	–	0.1	–
	<i>Chroococcus minimus</i>	–	0.2	–
	<i>Chroococcus</i> sp.1	–	0.2	–
	<i>Chroococcus</i> sp.2	0.1	0.6	–
	<i>Chroococcus</i> sp.3	–	0.4	–
	<i>Geitlerinema</i> sp.	–	0.1	–
	<i>Limnothri</i> sp.	0.1	0.5	–
	<i>Phormidium</i> sp.1	–	0.1	–
	<i>Phormidium</i> sp.2	–	0.2	–
	<i>Pseudanabaena</i> sp.1	0.2	0.3	–
	<i>Pseudanabaena</i> sp.2	–	0.1	–
	<i>Pseudanabaena</i> sp.3	0.1	–	–
Bacillariophyceae	<i>Scytonema</i> sp.	–	0.2	–
	<i>Gomphonema</i> sp.	–	0.1	–
	<i>Navicula</i> sp.	0.1	0.8	–
	<i>Pinnularia</i> sp.	–	0.1	–
Dinophyceae	<i>Peridinium</i> sp.	–	0.2	–
Chrysophyceae	<i>Mallomonas</i> sp.	0.1	0.3	0.1

*penas, bico e tarso.

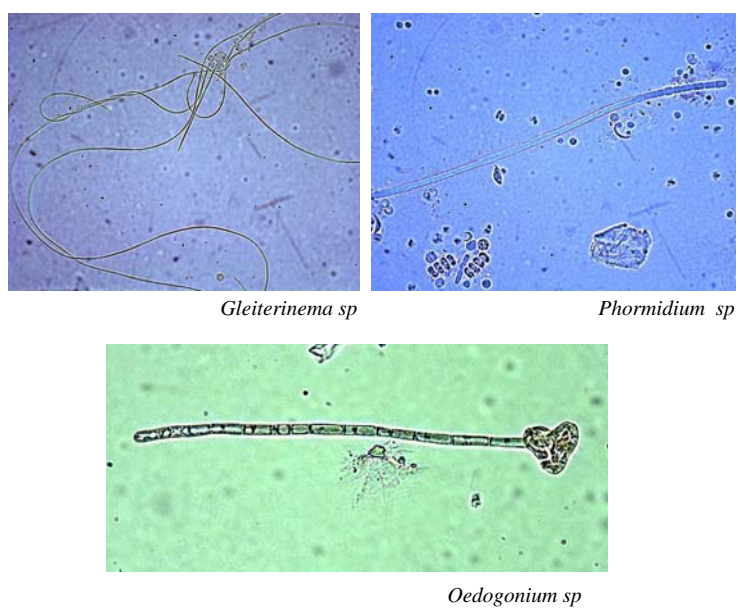


Figura 55 Fotografias em microscópio óptico de algumas das algas observadas nos meios de cultura obtidos a partir de material coletado dos exemplares de *Amazonetta brasiliensis* capturados no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP.

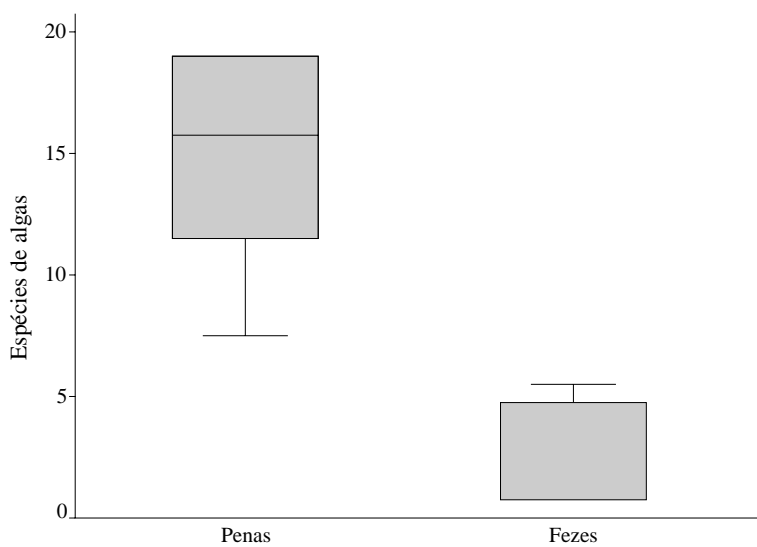


Figura 56 Comparação entre a riqueza de taxa (gêneros ou espécies) de algas observadas nas culturas obtidas a partir do material da lavagem das penas, bico e tarso e das fezes de *Amazonetta brasiliensis*, capturados em agosto de 2006 e fevereiro de 2007 no reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP.

4.5 Potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas por aves aquáticas na lagoa dos Tropeiros

Um total de 6 espécies de aves foram capturadas, totalizando 33 exemplares: *Jacana jacana* (n=15), *Gallinula chloropus* (n=8), *Porphyryla martinica* (n=6), *Butorides striatus* (n=4), *Chloroceryle americana* (n=2) e *Ceryle torquata* (n=1) (Tabela 10). Entretanto, como 3 indivíduos de *J. jacana* ficaram submersos na água quando na rede, foram descartados da amostra, para evitar erros advindos da contaminação com algas da água, visto que esta espécie raramente mergulha durante as suas atividades.

Tabela 10 Composição taxonômica, abundância (N), peso médio e desvio-padrão (P), em gramas, das espécies de aves capturadas com redes de neblina na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

Ordem	Família	Espécie	N	P (DP)
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Butorides striatus</i>	4	179 (4,5)
Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula chloropus</i>	8	342 (24)
		<i>Porphyryla martinica</i>	6	193 (23)
Charadriiformes	Jacanidae	<i>Jacana jacana</i>	12	89 (10)
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Ceryle torquata</i>	1	314
		<i>Chloroceryle americana</i>	2	34 (2,8)

Nos meios de cultura um total de 44 *taxa* de algas foram identificados, sendo que 33 estavam nas culturas de água proveniente da lavagem das aves e 17 nos meios oriundos das fezes (Tabela 11). Apenas 5 espécies de algas foram comuns aos dois meios de cultura: *Ankistrodesmus gracilis*, *Cryptomonas* sp., *Mougeotia* sp., *Pinnularia* sp., *Staurodesmus* sp. e *Trachelomonas* sp.

Tabela 11 Composição taxonômica das algas obtidas nos diferentes meios de cultura a partir de inóculos oriundos das águas de lavagem das penas, bico, tarso e das fezes das aves capturadas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, aflente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

Espécie	Penas*	Fezes
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	X	X
<i>Aphanocapsa</i> sp.	X	-
<i>Aphanothece</i> sp.	X	-
<i>Calothri1</i> sp.	X	-
<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	X
<i>Chroococcus minimus</i>	X	-
<i>Chroococcus</i> sp.1	X	-
<i>Chroococcus</i> sp.2	-	X
<i>Chroococcus</i> sp.3	X	-
<i>Coelastrum microporum</i>	X	-
<i>Coelastrum proboscideum</i>	-	X
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	X	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	X	X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	X	-
<i>Golenkinia radiata</i>	-	X
<i>Gomphonema</i> sp.	X	-
<i>Kircheneriella contorta</i> var. <i>elongata</i>	X	-
<i>Kirchneriella obesa</i>	-	X
<i>Limnothrix</i> sp.	X	-
<i>Mallomonas</i> sp.	X	-
<i>Mallomonas</i> sp.	X	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	X	-
<i>Monoraphidium circinale</i>	X	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	X	-
<i>Monoraphidium irregulare</i>	X	-
<i>Mougeotia</i> sp.	X	X
<i>Navicula</i> sp.	-	X
<i>Oedogonium</i> sp.	X	-
<i>Oscillatoria</i> sp.	X	-
<i>Peridinium</i> sp.	-	X
<i>Phormidium</i> sp.1	-	X
<i>Phormidium</i> sp.2	X	-
<i>Pinnularia</i> sp.	X	X
<i>Pseudanabaena</i> sp.3	X	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	X	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i> cf. <i>malimus</i>	-	X
<i>Scenedesmus acutus</i>	-	X
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	X	-
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	X	-
<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i>	-	X
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	X	-
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	X	-
<i>Staurodesmus</i> sp.	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp.	X	X
Total	33	17

*penas, bico e tarso.

4.5.1 *Jacana jacana*

As culturas obtidas a partir de inóculos oriundos desta ave apresentaram 21 espécies de algas no total. Destas, 13 espécies estavam contidas no cultivo com água das penas, bico e tarso e 11 no cultivo oriundo das fezes. Nas culturas oriundas das penas, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso as algas mais frequentes foram *Cryptomonas* sp. (100%), *Monoraphidium irregulare* (75%), *Trachelomonas* sp., *Scenedesmus* cf. *ecornis* e *Scenedesmus denticulatus* var. *linearis*, com 67% das ocorrências. À exceção de *Coelastrum microporum* (58%), as demais espécies apresentaram frequência de ocorrência inferior a 50% (Tabela 12).

Nos cultivos oriundos das fezes, a espécie mais frequente foi *Trachelomonas* sp., seguida de *Chlamydomonas* sp. e *Monoraphidium irregulare*, com 67% cada. As demais espécies tiveram frequência inferior a 50%. Vale notar que, para essa espécie, algas cianofíceas estiveram presentes apenas nas culturas oriundas das penas, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, enquanto que as bacilariofíceas e dinofíceas ocorreram apenas nas culturas oriundas das fezes.

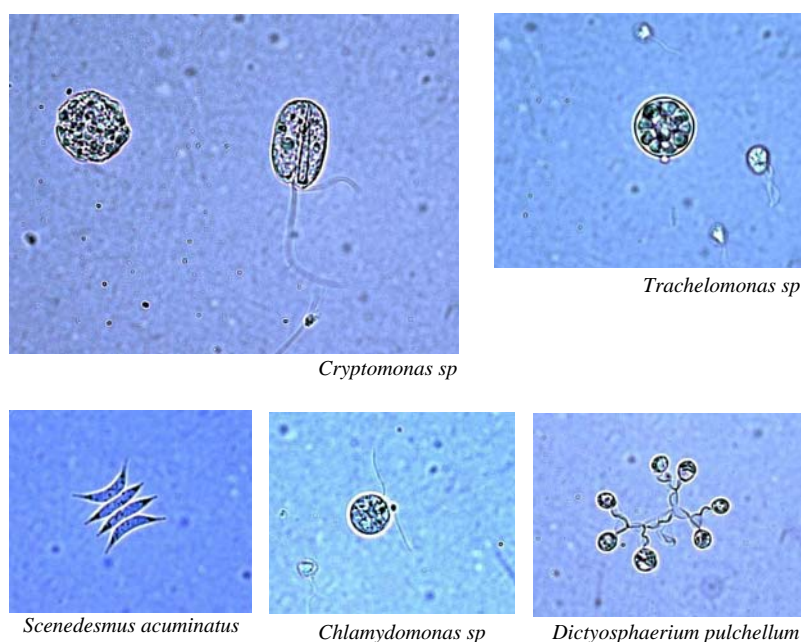


Figura 57 Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura obtidos a partir de inóculos da água de lavagem das penas, bico e tarso e das fezes de *Jacana jacana* capturadas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

Tabela 12 Composição taxonômica e frequência de ocorrência das algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de *Jacana jacana* capturada na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

	Táxons	penas	fezes
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas</i> sp.	1.00	–
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas</i> sp.	0.67	0.75
CHLOROPHYCEAE	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	–	0.33
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	–	0.67
	<i>Coelastrum microporum</i>	0.58	–
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0.25	–
	<i>Kircheneriella contorta</i> var. <i>elongata</i>	0.42	–
	<i>Monoraphidium circinale</i>	0.42	–
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	0.75	0.67
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	–	0.42
	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	0.67	0.50
	<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i>	0.67	–
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.42	–
	<i>Staurodesmus</i> sp.	–	0.50
	CYANOPHYCEAE	<i>Aphanocapsa</i> sp.	0.33
<i>Aphanothece</i> sp.		0.25	–
<i>Calothrix</i> sp.		0.42	–
BACILLARIOPHYCEAE	<i>Gomphonema</i> sp.	–	0.33
	<i>Navicula</i> sp.	–	0.17
	<i>Pinnularia</i> sp.	–	0.42
DINOPHYCEAE	<i>Peridinium</i> sp.	–	0.08
	Total	13	11

4.5.2 *Gallinula chloropus*

Um total de 33 espécies de algas foi identificado nos meios de cultura advindo dos exemplares dessa espécie. 28 espécies de algas estavam presentes nas culturas oriundas das penas, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso e 14 espécies nas culturas oriundas das fezes. Nas culturas oriundas das penas, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso as algas mais frequentes foram *Cryptomonas* sp. (100%), *Scenedesmus opoliensis* e *Chroococcus* sp.3, com 88% das ocorrências. Em seguida vieram *Trachelomonas* sp., *Chlamydomonas* sp., *Coelastrum proboscideum*, *Kirchneriella obesa*, *Monoraphidium griffithii*, *Chroococcus minimus*, *Oscillatoria* sp. e *Navicula* sp., com 75% das ocorrências. Também bastante frequentes foram *Scenedesmus acuminatus*, *Scene-*

desmus cf. *ecornis*, *Limnothrix* sp. e *Pseudanabaena* sp.3, todas com 67% das ocorrências. As demais 11 algas tiveram frequência de ocorrência inferior a 50%, com exceção de *Monoraphidium circinale* (50%) (Tabela 13).

Nos cultivos oriundos das fezes, as algas mais frequentes foram *Cryptomonas* sp., *Trachelomonas* sp., *Monoraphidium circinale*, *Mougeotia* sp. e *Scenedesmus denticulatus* var. *linearis*, ocorrendo em 50% das amostras desse meio. As algas restantes tiveram frequência inferior a 50%.

Vale observar que, nas amostras oriundas dessa ave, Oedogoniophyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae ocorreram apenas nas culturas obtidas das penas, bico e tarso, sendo inclusive pouco frequentes nessas culturas.

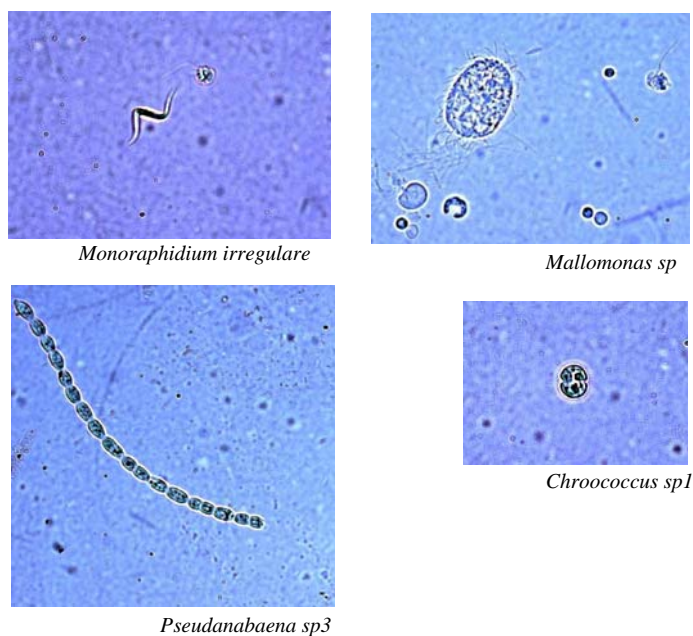


Figura 58 Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura obtidos a partir de inóculos da água de lavagem das penas, bico e tarso e das fezes de *Gallinula chloropus* capturadas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

Tabela 13 Composição taxonômica e frequência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de *Gallinula chloropus* capturada na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

	Táxons	penas	fezes
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas</i> sp.	1	0.5
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas</i> sp.	0.75	0.5
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.75	–
	<i>Coelastrum proboscideum</i>	0.75	–
	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	0.13	–
	<i>Kirchneriella obesa</i>	0.75	0.38
	<i>Monoraphidium circinale</i>	0.5	0.5
	<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.75	–
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	0.13	0.38
	<i>Mougeotia</i> sp.	–	0.5
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0.63	–
	<i>Scenedesmus cf. ecornis</i>	0.63	–
	<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i>	–	0.5
	<i>Scenedesmus opoliensis</i>	0.88	–
	<i>Staurodesmus</i> sp.	0.25	0.25
OEDOGONIOPHYCEAE	<i>Oedogonium</i> sp.	0.13	–
CYANOPHYCEAE	<i>Aphanocapsa</i> sp.	0.38	0.25
	<i>Aphanothece</i> sp.	0.13	–
	<i>Calothrix</i> sp.	0.13	–
	<i>Chroococcus minimus</i>	0.75	–
	<i>Chroococcus</i> sp.1	0.13	–
	<i>Chroococcus</i> sp.2	–	0.38
	<i>Chroococcus</i> sp.3	0.88	–
	<i>Gomphosphaeria</i> sp.	–	0.13
	<i>Limnothrix</i> sp.	0.63	–
	<i>Merismopedia tenuissima</i>	0.75	0.13
	<i>Oscillatoria</i> sp.	0.75	–
	<i>Phormidium</i> sp.1	–	0.25
	<i>Pseudanabaena</i> sp.3	0.63	–
BACILLARIOPHYCEAE	<i>Navicula</i> sp.	0.75	–
	<i>Pinnularia</i> sp.	0.13	0.13
DINOPHYCEAE	<i>Peridinium</i> sp.	0.25	–
CHRYSOPHYCEAE	<i>Mallomonas</i> sp.	0.13	–
	Total	28	14

4.5.3 *Porphyula martinica*

Das 23 espécies de algas observadas nas culturas obtidas dos exemplares desta espécie de ave, 19 foram identificadas nos cultivos obtidos das penas, bico e tarso e 12 nos cultivos das fezes. Nas culturas oriundas da lavagem das penas, bico e tarso, as espécies de algas mais frequentes foram *Cryptomonas* sp. e *Dictyosphaerium pulchellum*, com 83% das ocorrências, seguidas de *Trachelomonas* sp. e *Ankistrodesmus gracilis* com 67% cada. Com 50% das ocorrências vieram *Chlamydomonas* sp., *Monoraphidium irregulare*, *Scenedesmus acuminatus*, *Aphanocarpus* sp. e *Mallomonas* sp.. As demais algas apresentaram frequência igual ou inferior a 33% (Tabela 14).

Nos cultivos oriundos das fezes, das 12 algas observadas nenhuma apresentou frequência de ocorrência superior a 33%. Vale notar que, das algas presentes nos cultivos das penas, Oedogoniophyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae não ocorreram nos cultivos obtidos das fezes.

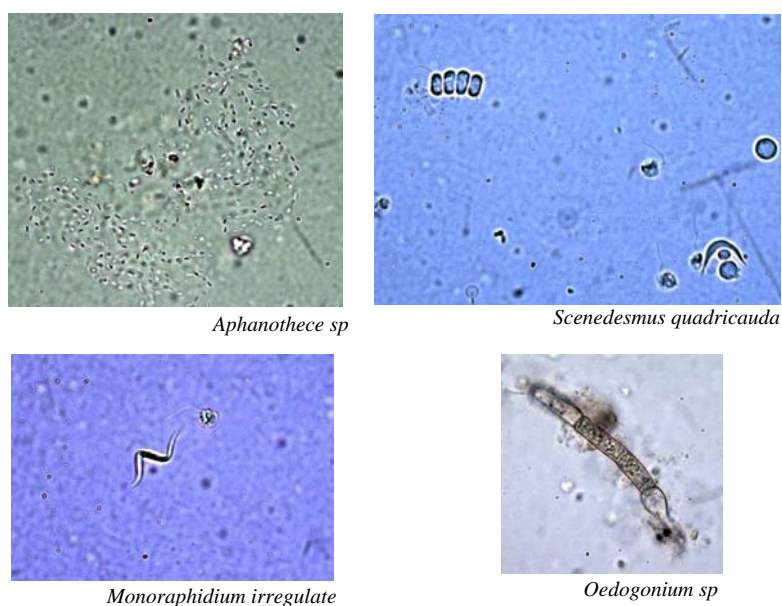


Figura 59 Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura obtidos a partir de inóculos da água de lavagem das penas, bico e tarso e das fezes de *Porphyula martinica* capturadas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

Tabela 14 Composição taxonômica e frequência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de *Porphyryla martinica* capturada na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

	Táxons	penas	fezes
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas</i> sp.	0.83	0.17
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas</i> sp.	0.67	0.33
CHLOROPHYCEAE	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	0.67	–
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.5	0.33
	<i>Coelastrum microporum</i>	0.33	–
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0.83	–
	<i>Kircheneriella contorta</i> var. <i>elongata</i>	0.17	–
	<i>Monoraphidium circinale</i>	–	0.33
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	0.5	0.17
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0.5	–
	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	0.33	–
	<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i>	0.5	0.17
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.33	–
	<i>Staurodesmus</i> sp.	–	0.33
	OEDOGONIOPHYCEAE	<i>Oedogonium</i> sp.	0.17
CYANOPHYCEAE	<i>Aphanocapsa</i> sp.	0.5	–
	<i>Aphanothece</i> sp.	–	0.33
	<i>Calothril</i> sp.	0.17	0.33
BACILLARIOPHYCEAE	<i>Gomphonema</i> sp.	–	0.17
	<i>Navicula</i> sp.	0.17	0.33
	<i>Pinnularia</i> sp.	0.17	0.33
DINOPHYCEAE	<i>Peridinium</i> sp.	0.33	–
CHRYSPHYCEAE	<i>Mallomonas</i> sp.	0.5	–
	Total	19	12

4.5.4 *Butorides striatus*

Um total de 20 espécies de algas foi observado nos cultivos preparados com material oriundo dos exemplares capturados dessa ave, sendo 12 espécies localizadas nos cultivos oriundos do material das penas, bico e tarso e 11 das fezes. Nos cultivos obtidos das penas, bico e tarso *Cryptomonas* sp. ocorreu em todas as amostras e, com exceção de *Navicula* sp., todas as algas que ocorreram nesse meio tiveram frequência relativamente elevada, correndo em pelo menos 50% das amostras.

Em relação ao cultivo do material das fezes, das 11 algas registradas, apenas

Scenedesmus acuminatus e *Scenedesmus acutus* tiveram ocorrência de 25%, estando as demais espécies com ocorrência de 50% e 75%. Das algas presentes nas culturas oriundas das penas, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, bico e tarso, apenas a classe Bacillariophyceae não foi observada no cultivo oriundo das fezes (Tabela 15).

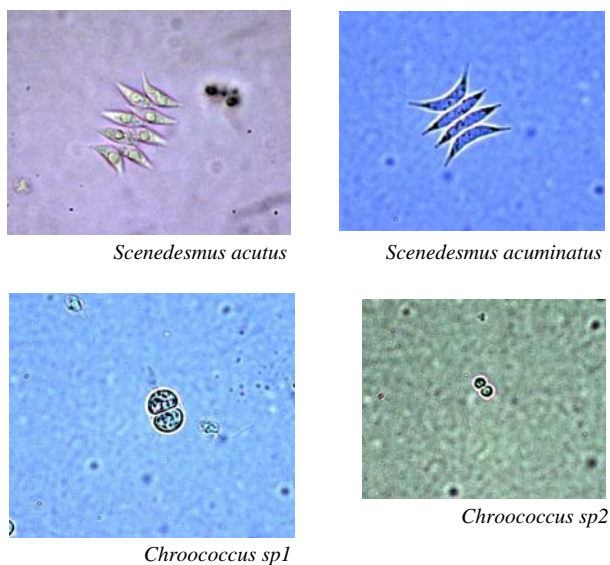


Figura 60 Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura obtidos a partir de inóculos da água de lavagem das penas, bico e tarso e das fezes de *Butorides striatus*, capturados na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

Tabela 15 Composição taxonômica e frequência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de *Butorides striatus* capturados na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

	Táxons	penas	fezes
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas</i> sp.	1	0.75
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas</i> sp.	0.75	0.75
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.75	0.75
	<i>Kirchneriella obesa</i>	–	0.5
	<i>Monoraphidium circinale</i>	–	0.75
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	–	0.5
	<i>Mougeotia</i> sp.	–	0.5
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	–	0.25
	<i>Scenedesmus acutus</i>	–	0.25
	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	0.75	–
	<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i>	–	0.5
	<i>Scenedesmus opoliensis</i>	0.75	–
CYANOPHYCEAE	<i>Chroococcus minimus</i>	0.75	–
	<i>Chroococcus</i> sp.1	0.5	–
	<i>Chroococcus</i> sp.2	–	0.5
	<i>Chroococcus</i> sp.3	0.75	–
	<i>Merismopedia tenuissima</i>	0.5	–
	<i>Phormidium</i> sp.2	0.75	–
BACILLARIOPHYCEAE	<i>Gomphonema</i> sp.	0.75	–
	<i>Navicula</i> sp.	0.25	–
	Total	12	11

4.5.5 Família Alcedinidae (*Ceryle torquata* e *Chloroceryle americana*)

Das 24 espécies de algas registradas nos meios de cultura preparados com material colhido dos exemplares desta família, 22 algas foram observadas nos cultivos oriundos das penas e 10 algas nos cultivos das fezes. Nos cultivos oriundos das penas as algas mais frequentes foram *Cryptomonas* sp., *Trachelomonas* sp., *Kirchneriella contorta* var. *elongata*, *Scenedesmus bicaudatus*, *Aphanocapsa* sp., *Calothrix* sp. e *Chroococcus minimus*, que ocorreram em todas as amostras. As demais algas ocorrem em frequências de 67% e 33% (Tabela 16).

Nos cultivos obtidos das fezes, à exceção de *Cryptomonas* sp. e *Scenedesmus* cf. *ecornis*, que ocorreram em apenas 33% das amostras, as demais algas tiveram frequência de ocorrência de 67%.

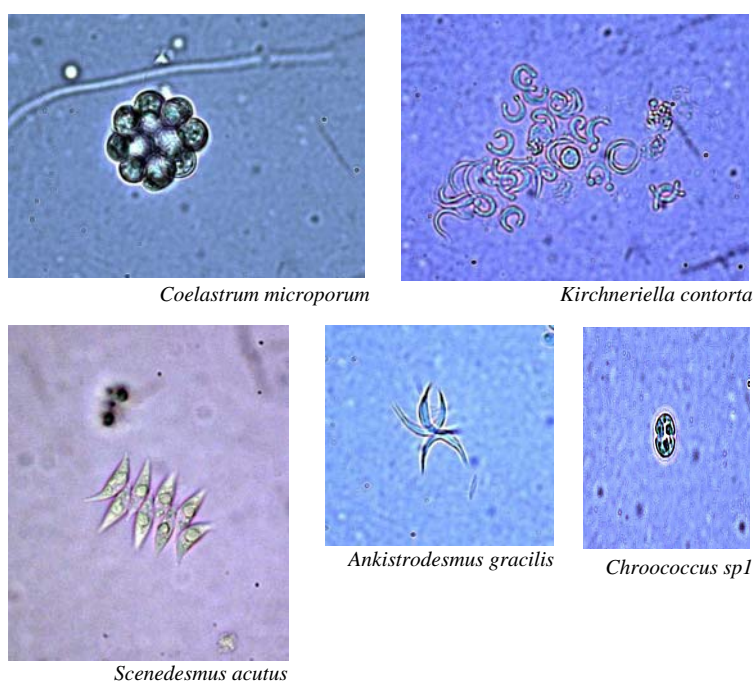


Figura 61 Imagens de algumas espécies de algas presentes nos meios de cultura obtidos a partir de inóculos da água de lavagem das penas, bico e tarso e das fezes de *Ceryle torquata* e *Chloroceryle americana*, capturadas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

Tabela 16 Composição taxonômica e frequência de ocorrência das espécies de algas obtidas nos diferentes meios de cultura oriundos de *Ceryle torquata* e *Chloroceryle americana* (Alcedinidae) capturados na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

	Táxons	penas	fezes
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas</i> sp.	1	0.33
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas</i> sp.	1	0.67
CHLOROPHYCEAE	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	0.67	0.67
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.33	–
	<i>Coelastrum microporum</i>	0.33	–
	<i>Coelastrum proboscideum</i>	–	0.67
	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	0.67	0.67
	<i>Golenkinia radiata</i>	–	0.67
	<i>Kircheneriella contorta</i> var. <i>elongata</i>	1	0.67
	<i>Kirchneriella obesa</i>	0.33	–
	<i>Monoraphidium circinale</i>	0.33	–
	<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.33	–
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	0.67	–
	<i>Mougeotia</i> sp.	0.67	0.67
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0.33	–
	<i>Scenedesmus acuminatus</i> f. <i>maximus</i>	–	0.67
	<i>Scenedesmus acutus</i>	0.67	–
	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	1	–
	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	0.33	0.33
CYANOPHYCEAE	<i>Aphanocapsa</i> sp.	1	–
	<i>Aphanothece</i> sp.	0.33	–
	<i>Calothril</i> sp.	1	–
	<i>Chroococcus minimus</i>	1	–
	<i>Chroococcus</i> sp.1	0.33	–
	Total	22	10

4.6 Algas observadas nos diferentes meios

Com 33 espécies de algas observadas nos cultivos oriundos das penas e 17 espécies observadas nas culturas oriundas das fezes, foi possível observar que, para as culturas oriundas das penas, *G. chloropus* e a família Alcedinidae apresentam números estatisticamente diferentes dos demais grupos (Teste U de Mann-Whitney, $p < 0.05$). Para as amostras oriundas das fezes não foi possível detectar diferenças significativas (Figura 62). *Trachelomonas* sp. foi a única alga observada em todas as aves e presente nos meios de cultura oriundos tanto das penas, bico e tarso quanto das fezes. *Cryptomonas* sp. e *Scenedesmus* cf. *ecornis* estiveram presentes em todas as aves, nos cultivos oriundos das penas, bico e tarso. As algas *Golenkinia radiata*, *Scenedesmus acuminatus* f. *malimus*, *Gomphosphaeria* sp. e *Chroococcus* sp.2 foram as únicas espécies que foram observadas nos meios de cultura das fezes e não das penas, bico e tarso.

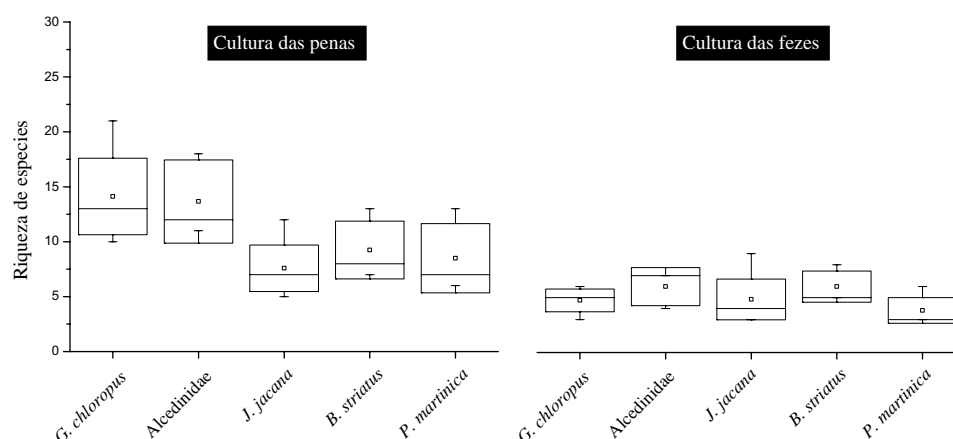


Figura 62 Riqueza de espécies de algas identificadas nos meios de culturas obtidos da lavagem das penas, bico e tarso e das fezes das espécies de aves aquáticas capturadas na lagoa dos Tropeiros, sub-bacia do rio Piumhi, afluente do Rio São Francisco, (MG), no período de maio de 2006 a agosto de 2007

4.6.1 Avaliação comparativa do potencial de dispersão de algas pelas espécies de aves aquáticas por meio de análise de agrupamento

A análise de agrupamento possibilitou a geração de um dendograma que agrupou as aves em 3 grupos principais: um grupo contendo 4 espécies, *J. jacana*, *P. martinica*, *G. chloropus* e a família Alcedinidae, sendo bastante similares quanto às algas observadas nos cultivos com material oriundo das penas; e outros dois grupos contendo as amostras obtidas das fezes de *J. jacana* e *P. martinica*, e *G.*

chloropus e *B. striatus*, também amostras das fezes (Figura 63).

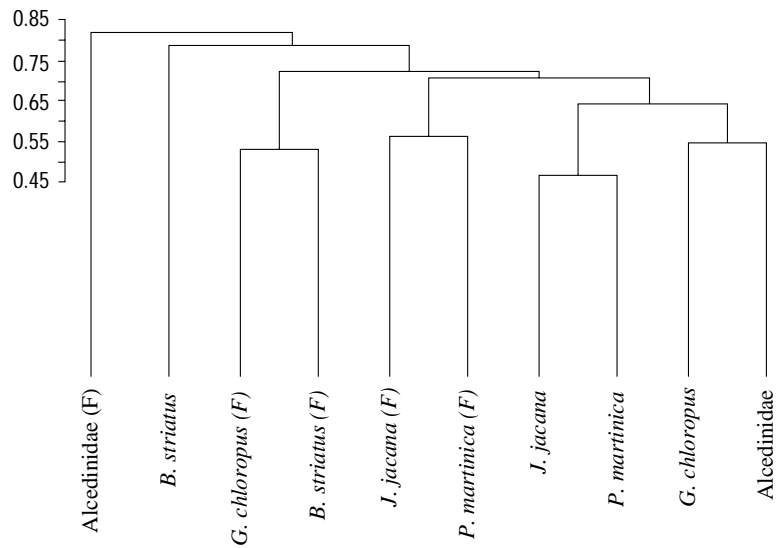


Figura 63 Avaliação comparativa do potencial de dispersão das diferentes espécies de aves aquáticas por meio da análise de agrupamento, relacionando as aves pelos *taxa* de algas obtidos nos meios de cultura, através do índice de Jaccard para dados qualitativos. Coeficiente de correlação cofenético: 0,80

4.7 Contribuição de *Bubulcus ibis* para o aporte de nutrientes em dois sistemas límnicos

4.7.1 Estimativa populacional das colônias

As análises das imagens revelaram uma população média de 1238(+/-28,4) indivíduos para o reservatório Iembó e uma média de 1543 (+/-54,5) indivíduos para a lagoa dos Tropeiros (Figura 64).

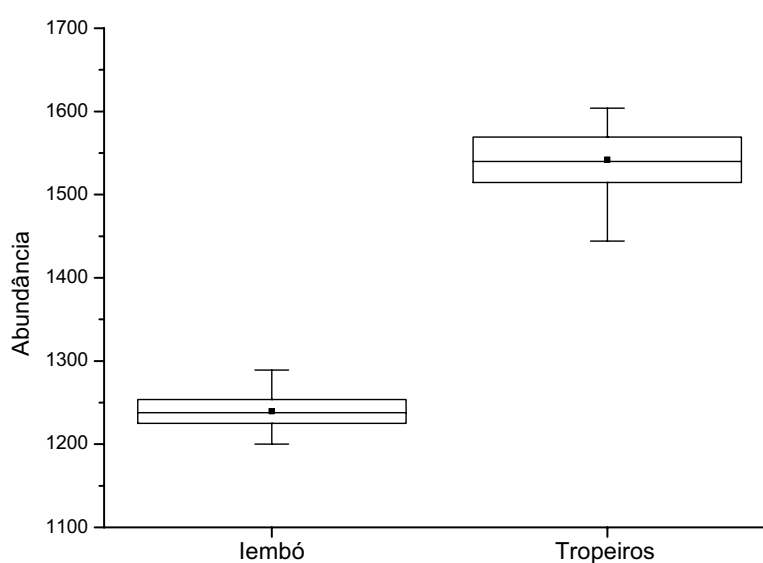


Figura 64 Estimativas populacionais de *Bubulcus ibis*, realizadas no reservatório Iembó, condomínio de chácaras do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, e na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG

4.7.2 Conteúdo de nutrientes nas fezes

As amostras de fezes coletadas durante o manuseio das aves apresentaram valores médios de nitrogênio variando de 21 a 37 mg/amostra, com média de 28 mg. Já os valores de fósforo variaram de 7 a 36 mg/amostra. A proporção média N/P foi de 1,58 (Figura 65).

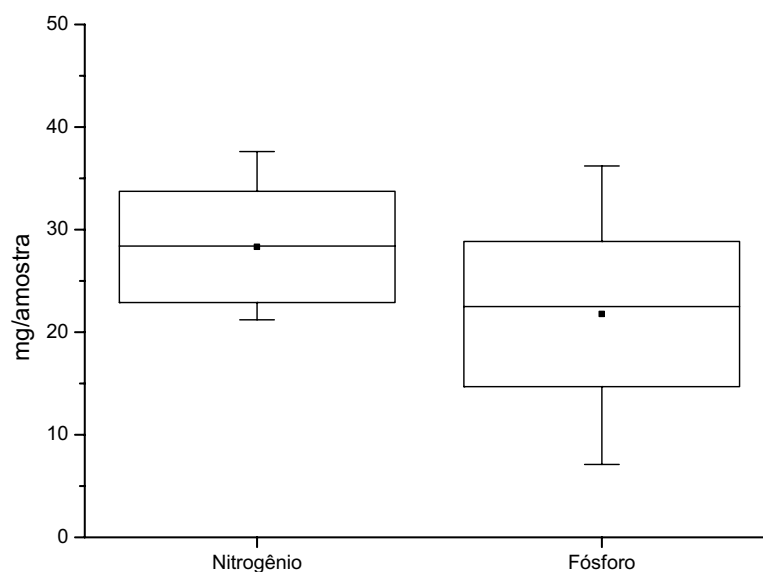


Figura 65 Conteúdo de nitrogênio e fósforo nas fezes de garça-vaqueira capturadas nesse trabalho.

4.7.3 Granulometria

Reservatório Iguá

No reservatório Iguá, a fração de matéria orgânica apresentou um valor mínimo de 1,6% no ponto P1 e um máximo de 11,44% no ponto P3. De maneira geral, a fração de areia média predominou nos pontos P1 (55,26%), P2 (48,30%) e P4 (49,55%). Já a argila foi a fração predominante nos pontos P3 (68,63%) e P5 (79,97%) (Figura 66).

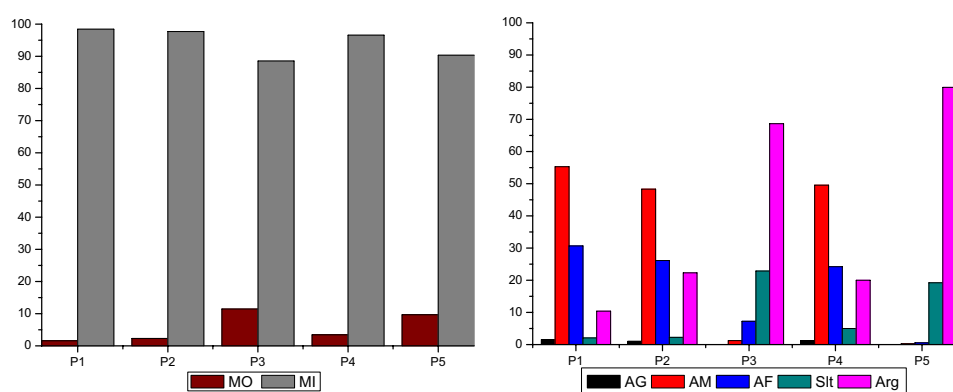


Figura 66 Granulometria do reservatório Iguá, condomínio de chácaras Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, a partir de amostras coletadas em agosto de 2007. MO: matéria orgânica, Mi: matéria inorgânica, AG: areia grossa. AM: areia média, AF: areia fina, Slt: silte e Arg: argila.

Reservatório Igarapaba

No reservatório Igarapaba a fração de matéria orgânica apresentou um valor mínimo de 1,24% no ponto P2 e um valor máximo de 20,6% no ponto P1. A fração de areia média foi a maior no ponto P2 (78,52%), enquanto que nos demais pontos a fração de argila foi a predominante, com valor mínimo de 36,07% (P4) e máximo de 75,12% (P5) (Figura 67).

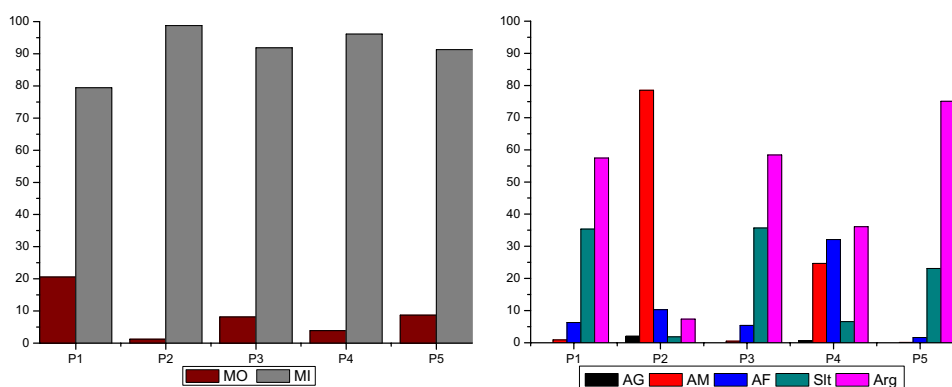


Figura 67 Granulometria do reservatório Igarapaba, condomínio de chácaras Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, a partir de amostras coletadas em agosto de 2007. MO: matéria orgânica, Mi: matéria inorgânica, AG: areia grossa. AM: areia média, AF: areia fina, Sl: silte e Arg: argila.

Reservatório Iembó

No reservatório Iembó a fração de matéria orgânica apresentou um valor mínimo de 4,97% no ponto P4 e um valor máximo de 29,57% no ponto P2. A fração de areia média foi dominante no ponto P4 (60,54%) enquanto que a fração de argila foi dominante nos demais, com um valor mínimo de 53,19% (P2) e máximo de 74,32% (P5) (Figura 68).

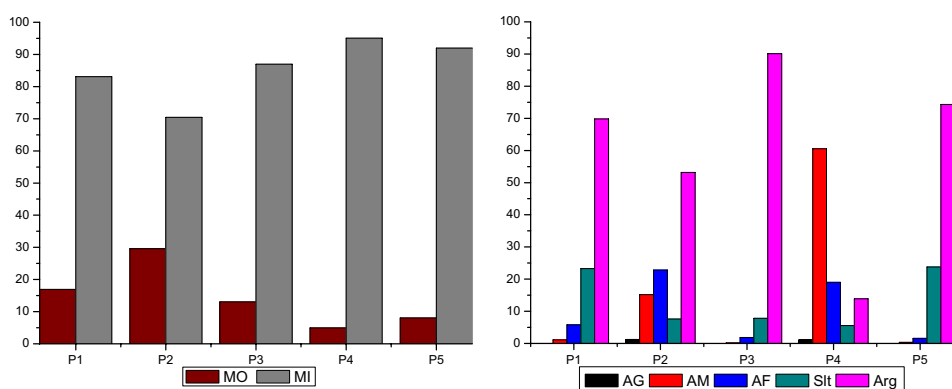


Figura 68 Granulometria do reservatório Iembó, condomínio de chácaras Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, a partir de amostras coletadas em agosto de 2007. MO: matéria orgânica, Mi: matéria inorgânica, AG: areia grossa. AM: areia média, AF: areia fina, Sl: silte e Arg: argila.

4.7.4 Variação espacial do teor de matéria orgânica no sedimento nos reservatórios do Parque Itaipu

O teor de matéria orgânica no sedimento desses reservatórios apresentou uma variação espacial significativa. De maneira geral, os pontos localizados na região limnética de cada reservatório (P1, P3 e P5) apresentaram elevados teores de matéria orgânica, enquanto que nas regiões litorâneas esse teor foi mais baixo. A única exceção foi o ponto P2 do reservatório Iembó, localizado na região litorânea e na área de poleiro desse reservatório, que apresentou o maior teor de matéria orgânica de todos os pontos, chegando a quase 30% de matéria orgânica (Figura 69).

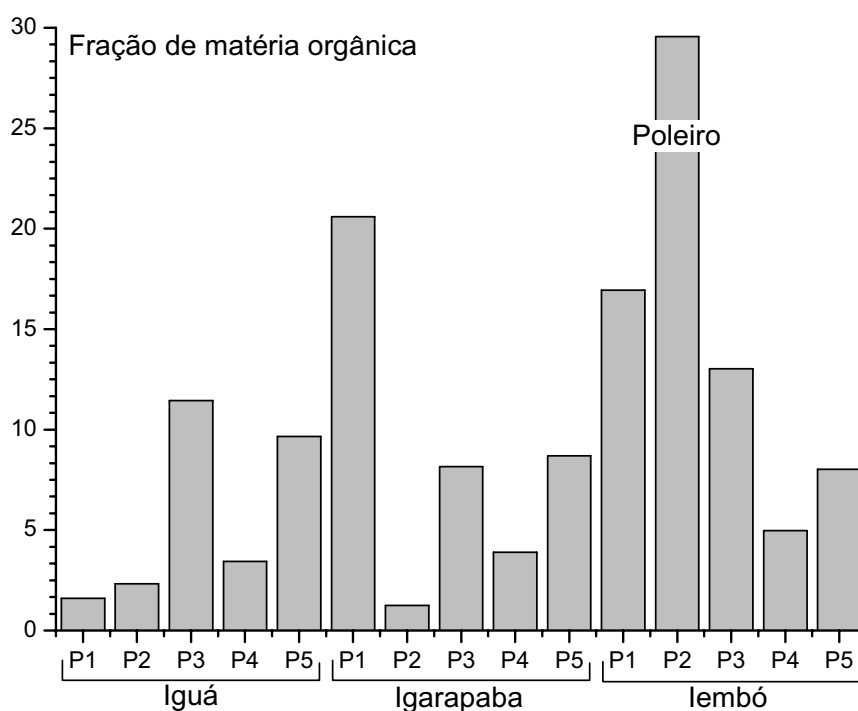


Figura 69 Variação espacial do teor de matéria orgânica no sedimento nos pontos amostrados nos reservatórios do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP. O ponto P2 do reservatório Iembó é onde se localiza o poleiro de *Bubulcus ibis*

4.7.5 Fauna bentônica

Reservatório Iguá

No reservatório Iguá os Chironomidae foram o grupo com maior densidade nos pontos P1 (9183,9 ind/m²), P2 (7893,1 ind/m²) e P4 (7270 ind/m²). Nos pontos P3 e P5 o grupo que apresentou maior densidade foi Chaoboridae, com 1394,6 ind/m² e 4347,1 ind/m², respectivamente. Somente foi registrada a ocorrência de Hirudinea e Oligochaeta no ponto P2 (59,3 e 29,6 ind/m²). Os pontos que apresentaram maior densidade de organismos foram os pontos P1 (9317,5 ind/m²) e P2 (8367,9 ind/m²), enquanto que a menor densidade foi registrada no ponto P3 (1824,9 ind/m²) (Tabela 17).

Tabela 17 Densidade (ind/m²) de organismos bentônicos no reservatório Iguá, Parque Itaipu, coletados em agosto de 2007

Grupo/ponto	p1	p2	p3	p4	p5
Ceratopogonidae	0	74.1	0	0	14.8
Chaoboridae	14.8	0	1394.6	0	4347.1
Chaoboridae(pupa)	0	0	29.6	0	103.8
Chironomidae	9183.9	7893.1	385.7	7270.0	489.6
Chironomidae(pupa)	118.6	311.5	14.8	207.7	14.8
Hirudinea	0	59.3	0	0	0
Oligochaeta	0	29.6	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0
Trichoptera(casa)	0	0	0	0	0
Total	9317.5	8367.9	1824.9	7477.7	4970.3

Reservatório Igarapaba

No reservatório Igarapaba os Chironomidae foram o grupo com maior densidade nos pontos P1 (1498,5 ind/m²), P2 (2047,4 ind/m²) e P4 (7388,7 ind/m²). Nos pontos P3 e P5 o grupo que apresentou maior densidade foi Chaoboridae, com 4465,8 ind/m² e 4985,1 ind/m², respectivamente. Hirudinea, Oligochaeta e Trichoptera só foram observados no ponto P4, enquanto que Ceratopogonidae ocorreu nos pontos P1 e P4 (14,8 ind/m²) (Tabela 18).

Tabela 18 Densidade (ind/m²) de organismos bentônicos no reservatório Igarapaba, Parque Itaipu, coletados em agosto de 2007

Grupo/ponto	p1	p2	p3	p4	p5
Ceratopogonidae	14.8	0	0	14.8	0
Chaoboridae	1290.8	0	4465.8	29.6	4985.1
Chaoboridae(pupa)	103.8	0	103.8	0	44.5
Chironomidae	1498.5	2047.4	905.0	7388.7	489.6
Chironomidae(pupa)	29.7	59.3	0	163.2	0
Hirudinea	0	0	0	29.6	0
Oligochaeta	0	0	0	148.3	0
Trichoptera	0	0	0	14.8	0
Trichoptera(casa)	0	0	0	89.0	0
Total	2937.6	2106.8	5474.8	7878.3	5519.3

Reservatório Iembó

No reservatório Iembó os Chironomidae foram o grupo com maior densidade nos pontos P1 (5860,5 ind/m²), P2 (2789,3 ind/m²), P3 (964,4 ind/m²) e P4 (10178 ind/m²). No ponto P5 o grupo dominante foi Chaoboridae, com 1083 ind/m². Nesse reservatório o grupo Ceratopogonidae foi observado em todos os pontos, com densidades variando de 14,8 a 44,5 ind/m². Hirudinea e Oligochaeta foram observados apenas no ponto P4, com densidades de 14,8 e 44,5 ind/m², respectivamente. Foi observado ocorrência de Trichoptera nos pontos P2, P4 e P5, com 14,8 ind/m² em cada um (Tabela 19).

Tabela 19 Densidade (ind/m²) de organismos bentônicos no reservatório Iembó, Parque Itaipu, coletados em agosto de 2007

Grupo/ponto	p1	p2	p3	p4	p5
Ceratopogonidae	14.8	14.8	14.8	44.5	14.8
Chaoboridae	0	14.8	44.5	0	1083.1
Chaoboridae(pupa)	0	0	0	0	0
Chironomidae	5860.5	2789.3	964.4	10178.0	519.3
Chironomidae(pupa)	192.9	59.3	14.8	474.8	29.7
Hirudinea	0	0	0	14.8	0
Oligochaeta	0	0	0	44.5	0
Trichoptera	0	0	0	59.3	0
Trichoptera(casa)	0	14.8	0	14.8	14.8
Total	6068.2	2893.1	1038.6	10830.8	1661.7

4.7.6 Variação espacial do IET nos reservatórios do Parque Itaipu

O Índice de Estado Trófico apresentou uma variação espacial significativa, sendo que apenas o reservatório Iembó se apresentou como oligotrófico, ficando os demais classificados como ultraoligotróficos. No reservatório Iembó também foi observado uma variação espacial no IET, sendo o ponto p2, onde se localiza a poleiro de *Bubulcus ibis* o mais eutrofizado nesse ambiente (Figura 70).

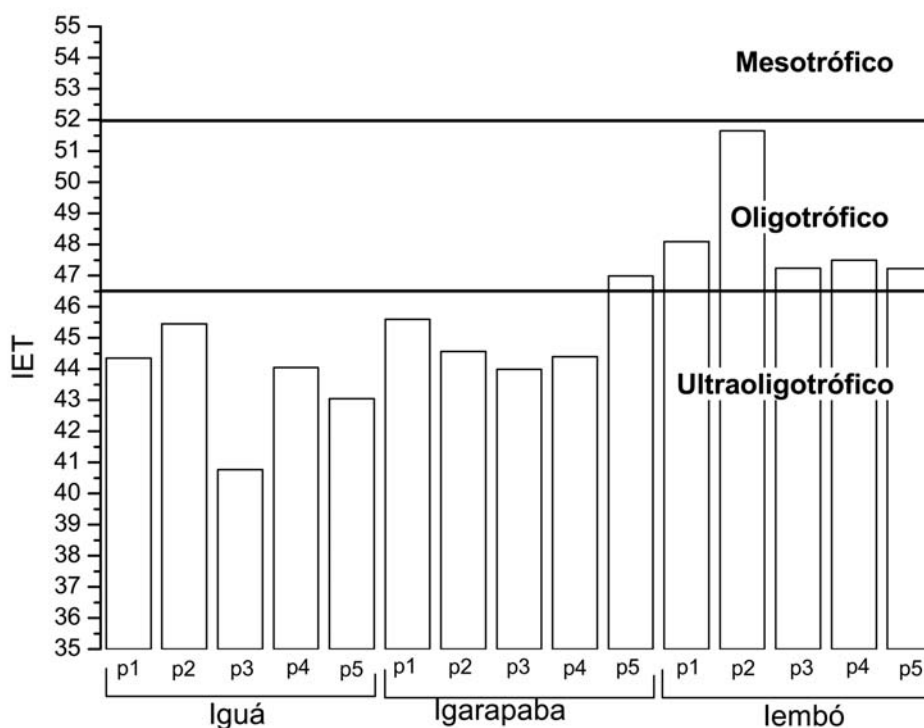


Figura 70 Variação espacial do Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr et al. (1983) para os reservatórios do Parque Itaipu. A colônia de *Bubulcus ibis* se localiza logo acima do ponto p2 do reservatório Iembó

4.7.7 Análise de correspondência canônica - CCA

No reservatório Iguá, a CCA associou aos pontos 3 e 5, ambos da região limnética, a uma elevada concentração de Chaoboridae e matéria orgânica. Os grupos Oligochaeta, Hirudinea, Ceratopogonidae e Chironomidae estiveram associados à região litorânea, nos pontos 1,2 e 4, que possuem um teor mais elevado de areia grossa (Figura 71).

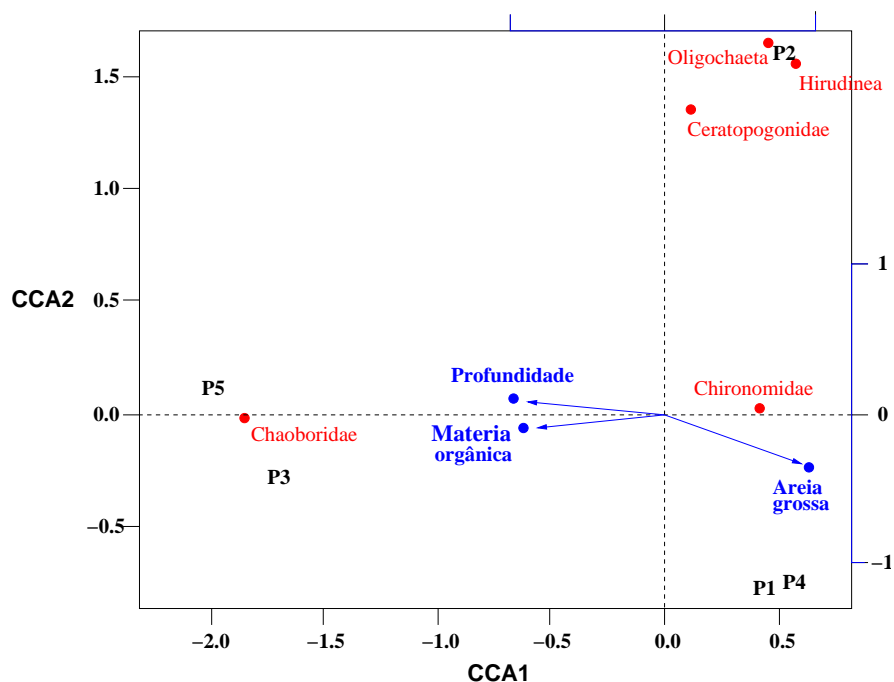


Figura 71 Análise de correspondência canônica entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Iguá, condomínio de chácaras do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP.

No reservatório Igarapaba, foi novamente observada a associação entre os Chaoboridae e os pontos 3 e 5, localizados na região limnética, que também apresentaram maior teor de matéria orgânica. Os demais grupos de macroinvertebrados bentônicos apareceram mais fortemente associados aos pontos da região litorânea (pontos 1, 2 e 4), que possuem maior teor de areia média e grossa (Figura 72).

No reservatório Iembó os padrões de associação foram um pouco diferentes dos observados nos outros reservatórios. A profundidade não apresentou uma associação mais fraca com a matéria orgânica, embora os Chaoboridae continuassem fortemente associados à profundidade. O ponto 4 (região litorânea) ficou fortemente associado à areia grossa e aos grupos Oligochaeta, Hirudinea e Trichoptera, enquanto que os pontos 1 e 2 (região litorânea) e 3 (região limnética) apresentaram forte associação com a matéria orgânica.

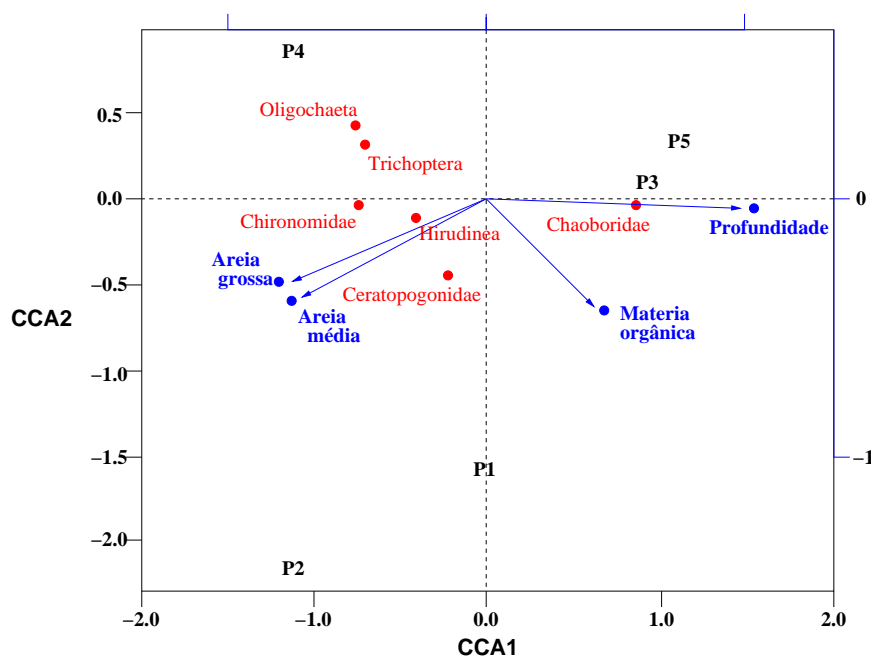


Figura 72 Análise de correspondência canônica entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Igarapaba, condomínio de chácaras do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP.

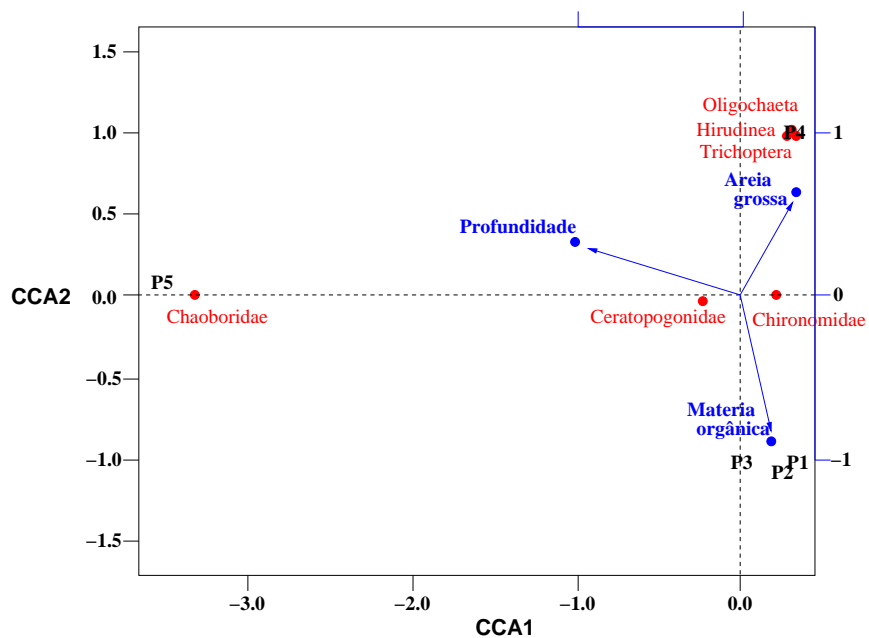


Figura 73 Análise de correspondência canônica entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Iembó, condomínio de chácaras do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP.

4.7.8 Fauna associada às macrófitas aquáticas na lagoa dos Tropeiros

De maneira geral, os grupos Diptera, Oligochaeta, Odonata, Trichoptera, Hemiptera, Arachnida e Hirudinea apresentaram representantes em todos os pontos, e algumas vezes com densidades numéricas bastante elevadas.

Na fauna associada a macrófitas aquáticas, Diptera foi o grupo que predominou numericamente, em todos os pontos amostrados, com densidades variando entre 1042 ind/m² (ponto M1) e 3586 ind/m² (ponto M5). Em seguida vieram os Trichoptera, com as densidades variando de 314 ind/m² (ponto M5) a 1070 ind/m² (ponto M4). Elevadas densidades numéricas também foram observadas nos Ephemeroptera, com densidades variando entre 92 e 1130 ind/m² (Tabela 20).

Os grupos menos representados foram os Homoptera, com apenas 2 ind/m² nos pontos M2 e M6. Lepidoptera também apresentam a mesma densidade nos pontos M3 e M6, e os Psochoptera e Coleoptera, que apareceram em apenas um ponto cada um, com 2 ind/m². Turbellaria, apesar de aparecer apenas no ponto M3, apresentou densidade de 68 ind/m².

Tabela 20 Densidade numérica da fauna associada à macrófitas aquáticas na lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG

Grupo/ponto	M1	M2	M3	M4	M5	M6
Diptera	1042	2394	1720	2500	3586	1120
Oligochaeta	66	438	208	236	320	72
Odonata	96	72	26	50	42	6
Ephemeroptera	286	926	426	1130	530	92
Trichoptera	930	750	314	1070	286	408
Hemiptera	198	160	24	96	48	16
Homoptera	0	2	0	0	0	2
Lepidoptera	0	0	2	0	0	2
Psochoptera	0	2	0	0	0	0
Coleoptera	0	0	2	0	0	0
Arachnida	106	110	52	32	36	48
Hidra	0	2	0	0	0	0
Hirudinea	20	28	30	22	2	8
Turbellaria	0	0	68	0	0	0
Larvas de peixes	0	6	2	6	2	0

4.7.9 Variação espacial do IET na lagoa dos Tropeiros

O Índice de Estado Trófico apresentou uma variação significativa (teste T , $p < 0,05$) entre os pontos onde ocorrem poleiros de garça-vaqueira e os que não ocorrem. Entre os pontos na área dos poleiros, o IET mínimo foi de 48 e o máximo de 55, ficando esse pontos variando entre oligotrófico e mesotrófico. Entre os pontos localizados em áreas onde não haviam poleiros das garças, o IET mínimo foi de 45 e o máximo de 49, ficando o grau de trofia dos pontos localizados nessa área variando entre ultraoligotrófico e oligotrófico (Figura 74).

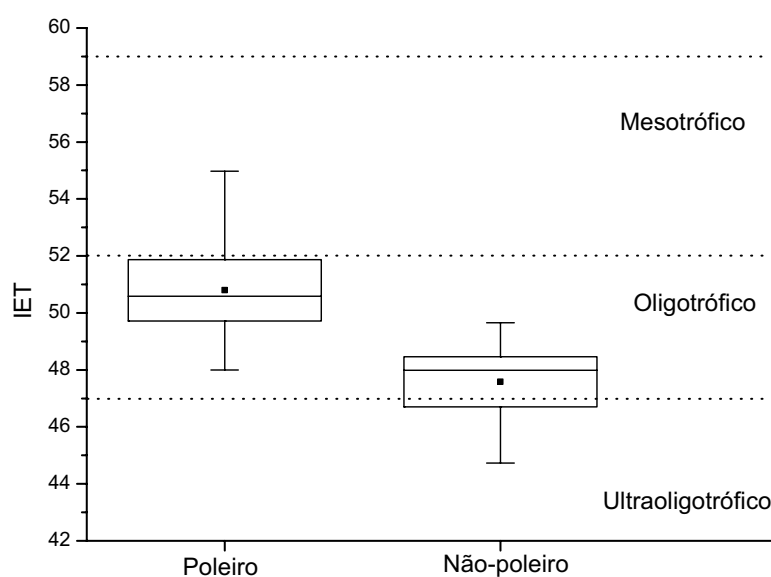


Figura 74 Variação espacial do Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr et al. (1983) na lagoa dos Tropeiros. Dados com as médias dos pontos a região dos poleiros e região sem poleiros

4.7.10 Biomassa de macrófitas aquáticas e fauna associada

Os valores de biomassa de macrófitas aquáticas variaram de 13,16 a 48,55 g/cm^2 de biomassa seca, nos pontos M3, M4 e M5, localizados na área onde as garças pousam para dormida, enquanto que nos demais pontos (M1, M2 e M6) esses valores variaram de 13,34 a 29,50 g/cm^2 (Figura 75).

Em relação à fauna associada, os bancos de macrófitas localizados na área dos poleiros apresentaram densidade mínima de 1441 e máxima de 2574 indivíduos/ m^2 , enquanto que nos bancos que ocorriam na área sem poleiros a densidade de invertebrados associados variou de 887 a 2449 indivíduos/ m^2 (Figura 75).

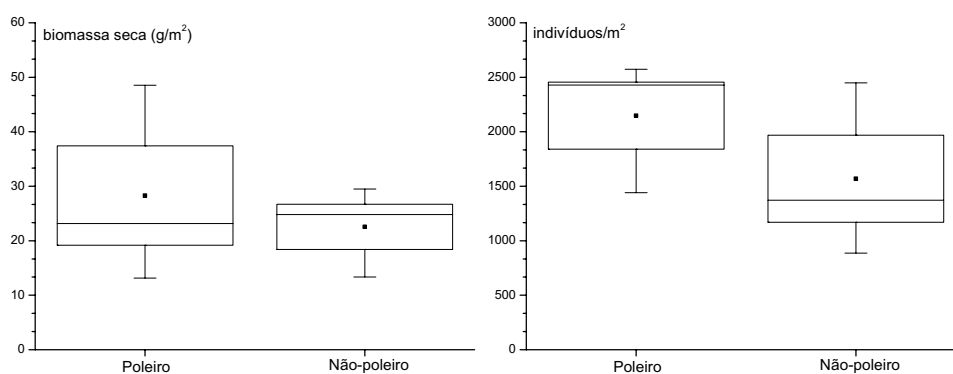


Figura 75 Concentração de indivíduos de fauna associada e biomassa das macrófitas nos bancos amostrados na lagoa dos Tropeiros.

4.7.11 Análise de agrupamento da fauna associada

A análise de agrupamento utilizando o índice de Bray-Curtiss para dados quantitativos revelou dois grupos principais: o primeiro, formado pelos pontos M1 e M6, localizados em áreas que não eram utilizadas pelas garças como poleiro de dormida; e o outro, formado pelos demais pontos, dos quais apenas o ponto M2 não ocorria em área de poleiro das garças (Figura 76).

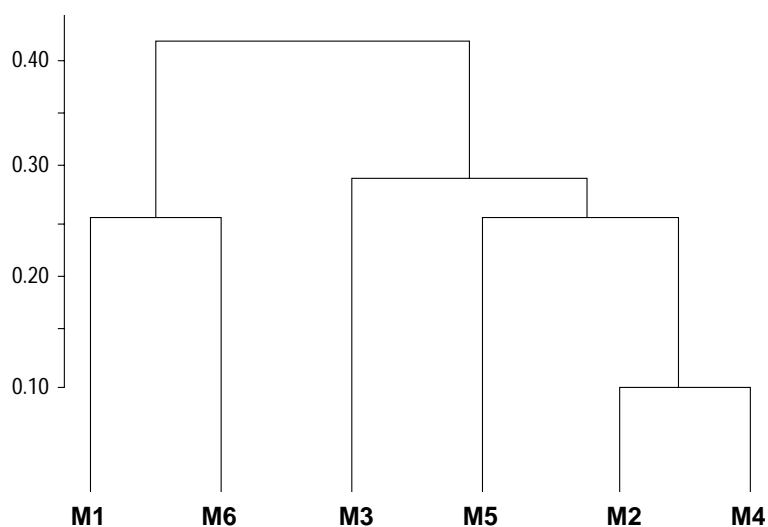


Figura 76 Avaliação comparativa entre os pontos da lagoa dos Tropeiros onde foram coletadas macrófitas aquáticas para análise de fauna associada através da análise de agrupamento, relacionando os pontos pela composição e abundância dos organismos identificados, através do índice de Bray-Curtiss para dados quantitativos. Coeficiente de correlação cofenético: 0,83

5.1 Caracterização morfométrica e limnológica

Por possuir dimensões continentais, o Brasil apresenta climas diversos ao longo de sua extensão territorial, com regimes pluviométricos que vão de 300 mm/ano, na região Nordeste, a cerca de 3000 mm anuais na Amazônia. Essa imensa variação no regime de chuvas é uma das principais causas da grande diversidade de paisagens no país (Ab'Saber, 2003).

Os ambientes estudados nesse trabalho apresentaram climas bastante similares, com o inverno seco e o verão chuvoso, com aproximadamente 3 meses de déficit hídrico. Apesar da lagoa dos Tropeiros estar inserida em região com valores máximos de pluviosidade anual (1778 mm registrados no ano de 2004), a média anual do período avaliado (1387 mm) ficou abaixo da média anual observada para os ambientes localizados no município de São Carlos (1434 mm).

Em relação aos parâmetros morfométricos, os ambientes estudados nesse trabalho apresentaram área variando entre 2,76 e 37,7 hectares. Todos apresentaram índice de desenvolvimento de margem relativamente baixo, variando de 1,17 a 1,62. Este índice é importante, pois expressa a disponibilidade de região litorânea em relação à área total do ambiente, que são áreas que em geral possuem maior produtividade (Margalef, 1983).

Ainda em relação aos parâmetros morfométricos, um caso interessante é o do reservatório do Monjolinho. Comparando-se os dados morfométricos que foram obtidos na literatura e os obtidos através da utilização de imagens de satélite, pode-se verificar que este reservatório tem sofrido um acelerado processo de assoreamento à taxa de 652,4 m³/ano (Oliveira & Santos, 2001), o que tem causado uma diminuição progressiva da área do espelho d'água, variando de 5,46 hectares em 1982 até 4,21 hectares, nesse trabalho. Entretanto, obras de desassoreamento realizadas em 1995 aumentaram o volume para quase 80.000 m³ e a profundidade média em 0,28 metros. Apesar disso, o reservatório encontra-se em processo acelerado de assoreamento, tendo perdido cerca de 0,72 hectares de espelho d'água desde 1997 (Tabela 21).

Os valores de transparência da água obtidos com o disco de Secchi no reservatório do Monjolinho apresentaram uma variação muito estreita, entre 1,0 e 1,1 m. Na lagoa dos Tropeiros essa variação também foi pequena, mas com uma transpa-

¹Laboratório de Planejamento e Análise Ambiental, Universidade Federal de São Carlos. <http://www.lapa.ufscar.br/portugues/monjolinho.htm>, acessado em 18 de setembro de 2007

Tabela 21 Principais parâmetros morfométricos do reservatório do Monjolinho, segundo diversos autores. A: área, P: perímetro, V: volume, Pm: profundidade média, Px: profundidade máxima, IDV: índice de desenvolvimento de volume e IDM: índice de desenvolvimento de margem

ano	autor	A(ha)	P(m)	V(m ³)	Pm(m)	Px(m)	IDV	IDM
1982	(Strixino & Strixino, 1982)	5,46		72.241	1,52	2,9	1,57	–
1990	(Nogueira, 1990)	5,46		73.251	1,54	3,0	2,54	1,61
1997	(Paese, 1997)	4,93		–	–	–	–	–
1998	LAPA ¹	4,69		79.846	1,70	3,0	1,70	1,68
2007	atual	4,37	1.199					1,62

rência maior, entre 1,5 e 1,7 m. A maior variação foi observada nos reservatórios do condomínio Parque Itaipu, onde os valores de transparência variaram entre 1,1 e 2,0 m. De maneira geral, na região litorânea de todos os ambientes estudados a profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi foi total.

Como a zona eufótica se estende até a profundidade onde chega 1% da radiação subsuperficial e a profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi pode corresponder a valores de 1 a 15% da luz que atinge a superfície da água (Wetzel, 1983), na região litorânea dos ambientes estudados a zona eufótica se estende até o fundo, ocorrendo fotossíntese em toda a coluna d'água.

Em seu trabalho no reservatório do Monjolinho, Nogueira (1990) encontrou valores máximos de desaparecimento visual do disco de Secchi de 1 metro, portanto bastante similares aos valores encontrados nesse trabalho, que variaram entre 1,0 e 1,1 metro.

Ao estudar os reservatórios do condomínio Parque Itaipu (Iguá, Igarapaba e Iembó), Galli (1997) encontrou valores médios de desaparecimento visual do disco de Secchi variando de 1,1 m no reservatório Iguá a 1,6 m no reservatório Igarapaba. Foi observada uma tendência a diminuição na transparência da água nesse sistema como um todo, sendo estatisticamente significativa para o reservatório Iguá, que corresponde ao primeiro represamento do córrego Macuco (Figura 77).

Ainda nesse ambiente, foi observado que os valores de fósforo e nitrogênio na água são significativamente menores do que os valores registrados por Galli (1997) (Figura 78). Isso pode ser resultado da substituição da criação extensiva de gado que ocorria antes do reservatório Iguá, por canaviais.

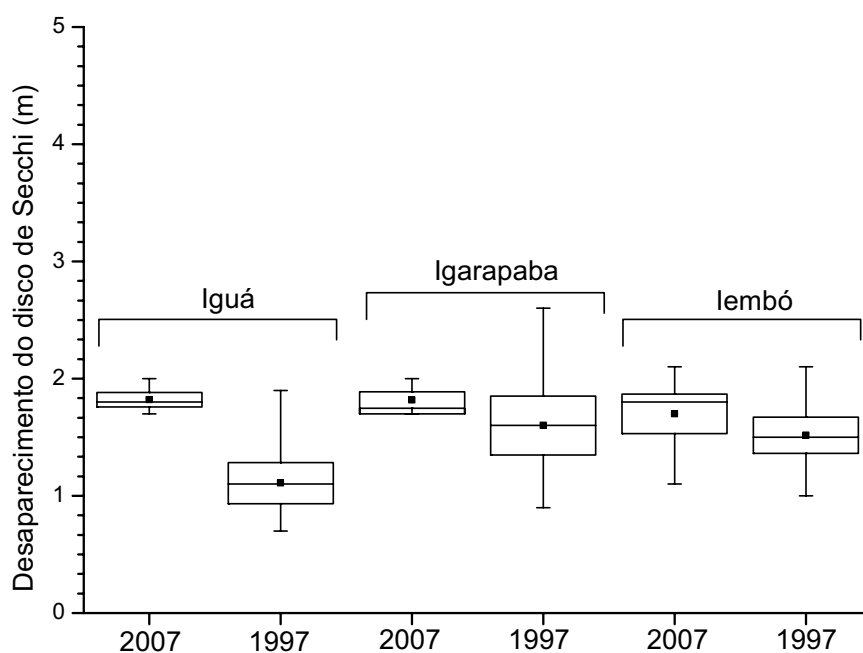


Figura 77 Valores de desaparecimento visual do disco de Secchi nos reservatórios do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, obtidos em 1997 (Galli, 1997) e em 2007 (esse trabalho)

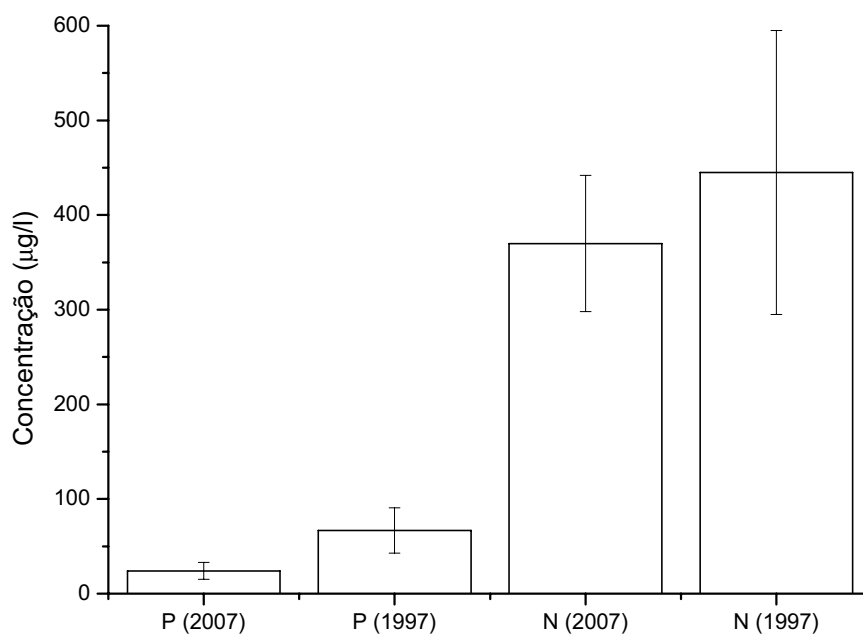


Figura 78 Concentração média de fósforo (P) e nitrogênio (N), em $\mu\text{g/l}$, para os reservatórios do Parque Itaipu, obtidos em 1997 (Galli, 1997) e em 2007 (esse trabalho)

5.2 Riqueza e diversidade de aves aquáticas nos ambientes estudados

São relativamente escassos na literatura levantamentos de aves aquáticas nos ambientes tropicais brasileiros. Alguns dados sobre este grupo são geralmente obtidos de levantamentos mais gerais que foram realizados em áreas com corpos de água doce (Ribon et al., 2004; Donatelli et al., 2007), ou de levantamentos mais específicos, que buscam quantificar as populações de alguns grupos (Telino-Júnior et al., 2003). Isso se dá principalmente pelo fato que só na última década esse grupo vem recebendo a devida atenção, pois até então eram subestimadas pelos limnólogos e ornitólogos (Kerekes, 1990).

Nesse trabalho foram observadas aproximadamente 35% das espécies de aves aquáticas que ocorrem nos Estados de São Paulo e Minas Gerais, comparando-se com as informações encontradas em Sick (2001) e Willis & Oniki (2003). Essa riqueza é significativa, se considerarmos o tamanho dos sistemas amostrados e que dois deles estão em áreas urbanizadas e o outro encontra-se em uma região dedicada à criação extensiva de gado. O Censo Neotropical de Aves Aquáticas realizado em 2005 nos estados de Goiás, Rio Grande do Sul, Maranhão, Mato Grosso, Minas Gerais e Sergipe, registrou 86 espécies de aves aquáticas (Menegheti, 2005).

Ao estudar a avifauna aquática de 11 lagos naturais no Vale do Rio Doce, Minas Gerais, com área variando entre 3,4 e 687 hectares, e dois deles estarem em áreas de mata atlântica preservada, Castelo-Branco (2003) encontrou uma riqueza total de 32 espécies de aves aquáticas não passeriformes. Rodrigues & Michelin (2005) registraram 27 espécies de aves distribuídas em 12 famílias na lagoa do Sumidouro, o maior corpo lacustre (253 ha) da APA da Lagoa Santa, durante 3 anos de observação sistemática (40 visitas). Dias (2000) registrou 38 espécies de aves aquáticas no sistema de lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu, na Reserva Ecológica de Jataí, em um extensivo inventário realizado ao longo de 13 anos. Levando em conta que esta Estação Ecológica possui aproximadamente 4.618 hectares de áreas alagadas (rios, lagoas e banhados) com elevada heterogeneidade de habitats, é de se esperar que a riqueza registrada em cada um dos sistemas abordados nesse trabalho esteja representativa em níveis qualitativos, embora os valores de abundância devam estar subestimados.

É provável que o Censo Neotropical de Aves Aquáticas corrobore a tendência global evidenciada por Slud (1976), de aumento da riqueza de aves aquáticas com o aumento da latitude. A planície costeira do Rio Grande do Sul contém grande extensão de áreas úmidas e uma grande riqueza de aves aquáticas. Levantamentos recentes realizados na Lagoa do Casamento e diversos ecossistemas associados por Bemcke et al. (2006) evidenciaram a existência de uma avifauna aquática extrema-

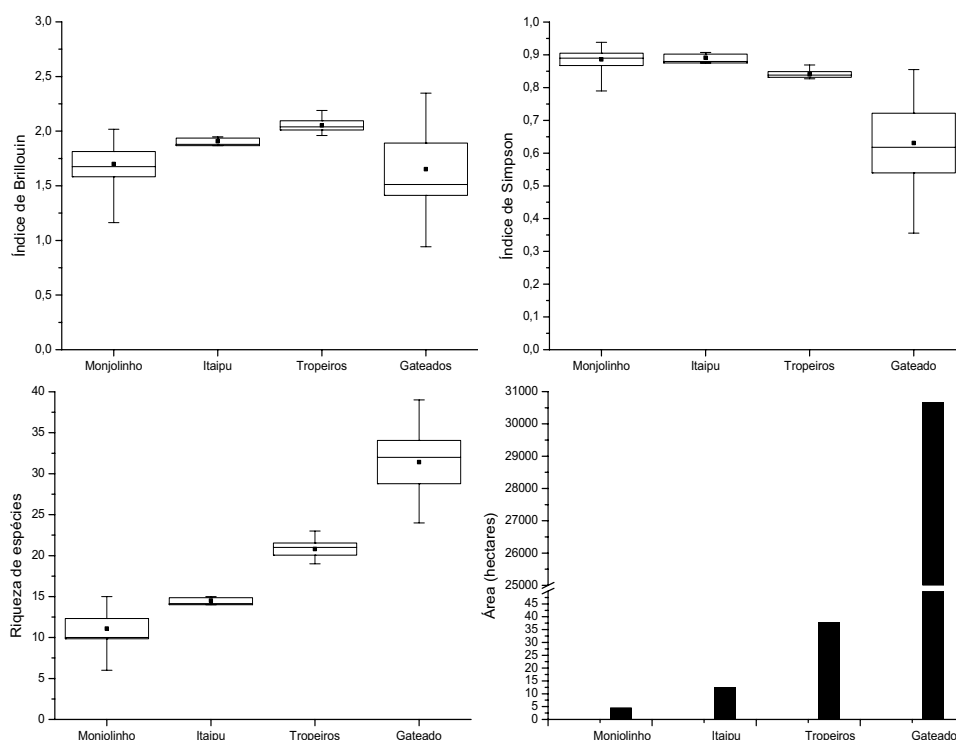


Figura 79 Comparação entre a área e os índices de diversidade de Brillouin, Simpson e a riqueza de espécies nos ambientes estudados nesse trabalho e os obtidos para a lagoa do Gateado. Calculado a partir dos dados de Bemcke et al. (2006)

mente rica e abundante. Foram registradas 69 espécies de aves aquáticas não passeriformes nos levantamentos realizados entre 1997 e 2004. Segundo estes autores, destas cerca de 21 a 28% são migratórias, realizando algum grau de deslocamento. A Figura 79 apresenta uma comparação gráfica entre a área e os indicadores de biodiversidade obtidos nesse trabalho e os dados para a lagoa do Gateado, um sistema límnic de 30,6 mil hectares que foi intensamente inventariado quanto à avifauna aquática durante o ano de 2003 por Bemcke et al. (2006).

Dada a elevada diversidade de habitats encontrada nos lagos desses sistemas, o que favorece um incremento na riqueza de espécies (Williamson, 1998; Begon et al., 1996), é notável como os indicadores populacionais de aves aquáticas obtidos para os três ambientes amostrados nesse trabalho são significativos, apesar da área muito inferior desses ambientes. Destes, a lagoa dos Tropeiros, onde foi registrada a maior riqueza de aves aquáticas (26 espécies), pode ser considerada um ambiente que abriga uma biodiversidade considerável no que se refere a esse grupo.

5.3 Potencial de dispersão de algas fitoplanctônicas por aves aquáticas

Foi observado que diversos *taxa* de algas permanecem viáveis em cultivo inoculado com material obtido das penas e fezes das espécies de aves aquáticas amostradas nesse trabalho.

Devido às inerentes dificuldades em capturar aves aquáticas, foi amostrado apenas uma pequena proporção de algumas das populações presentes na área, e algumas espécies ficaram sub-representadas, como os martins-pescadores. Isso impossibilitou a aplicação de testes estatísticos com poder suficiente para separar diferentes potenciais de dispersão de algas entre as espécies de aves amostradas, mas ficou evidente que um número significativamente superior de algas é transportado externamente ($p < 0,05$), e que as espécies que nadam ou mergulham com frequência, como *Gallinula chloropus* e os martins-pescadores da família Alcedinidae, apresentam mais algas ou propágulos aderidos ao corpo do que as que apenas caminham por entre os bancos de macrófitas ($p < 0,05$).

Os indivíduos de *Amazonetta brasiliensis* amostrados na represa do Monjoli-nho carregavam uma elevada quantidade de propágulos de fitoplâncton nas penas (até 19 espécies por ave) e embora em número menor, uma número apreciável de espécies de algas foram obtidas a partir das fezes (máximo de 5 espécies por ave). *A. brasiliensis* provavelmente dispersa algas fitoplanctônicas tanto por ectozoocoria quanto por endozoocoria. Sendo uma espécie onívora, alimentando-se de macroinvertebrados bentônicos e de material vegetal nas regiões litorâneas dos lagos (Sick, 2001), ela ingere também algas, as quais passam pelo tubo digestivo sem sofrerem lise, sendo ainda viáveis ao serem colocadas em meio de cultivo específico para algas. Para confirmação do papel das aves como dispersoras, é importante não só registrar a presença de células, colônias ou filamentos presas às penas ou presentes nas fezes, mas comprovar sua viabilidade de crescimento após o transporte ou a passagem pelo tubo digestivo (Atkinson, 1970), razão pela qual é necessário mantê-las em meio de cultivo.

Resultados similares aos obtidos para as amostras de *Amazonetta brasiliensis* foram encontrados nas outras espécies de aves amostradas nesse trabalho. Foi observado que as espécies com hábito de nadar ou mergulhar, como *Gallinula chloropus* e os martins-pescadores da família Alcedinidae transportam um número superior de espécies de algas aderidas às penas do que as espécies que apenas caminham pelos bancos de macrófitas, como *Jacana jacana* e *Porphyryula martinica* (Figura 80).

Em relação às amostras obtidas das fezes, todas as amostras apresentaram uma riqueza de algas inferior, sendo aproximadamente constante entre todas as aves,

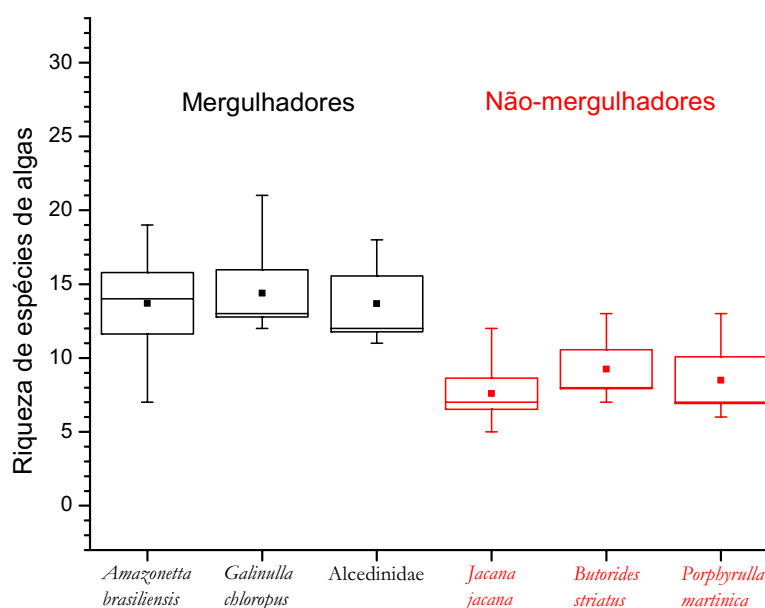


Figura 80 Riqueza de espécies de algas observadas nos meios de cultura inoculados com material oriundo da lavagem das penas, bico e tarso das aves, de acordo com o hábito de locomoção.

independente do hábito de locomoção, provavelmente devido à ação físico-química do sistema digestório dessas aves e, de maneira secundária, hábitos alimentares (Figura 81).

Ao incubar o conteúdo estomacal de 21 aves capturadas, Atkinson (1972) observou que os meios de cultura revelavam que as espécies de algas bentônicas apresentavam uma maior frequência de viabilidade do que as espécies planctônicas. Diferentemente do observado pelo referido autor, no presente estudo a maioria das espécies de algas viáveis registradas e mais abundantes são planctônicas (*Cryptomonas* sp. e *Trachelomonas* sp.) embora tenham ocorrido também espécies de diatomáceas predominantemente bentônicas (*Gomphonema* sp, *Navicula* sp e *Pinnularia* sp).

5.3.1 Dispersão de organismos por aves aquáticas - limitações fisiológicas

Assumindo-se a premissa que os propágulos que permaneceram viáveis nos meios de cultura utilizados nesse trabalho também se comportariam desta maneira nos corpos d'água, as aves amostradas nesse trabalho funcionariam como importantes dispersores de algas fitoplanctônicas.

Outro fator importante é a distância percorrida pelas aves em escalas locais e regionais. Todas as espécies de aves capturadas nesse trabalho movimentam-se

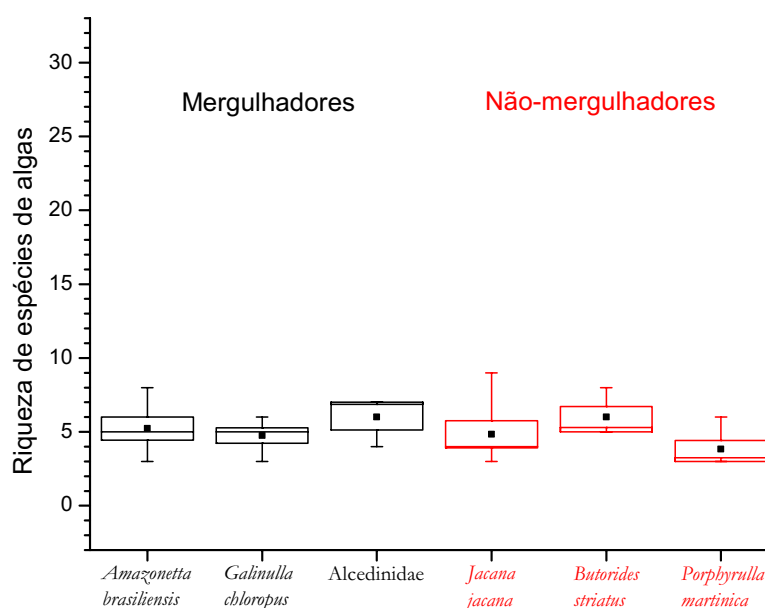


Figura 81 Riqueza de espécies de algas observadas nos meios de cultura inoculados com material oriundo das fezes das aves, de acordo com o hábito de locomoção

constantemente entre os corpos d'água localizados próximos entre si (Sick, 2001), ou mesmo percorrendo distâncias na ordem de centenas de quilômetros. Nascimento & Antas (1990) reportaram que indivíduos de *Amazonetta brasiliensis* anilhados em São Paulo e no Rio Grande do Sul foram recuperados a uma distância de até 400 km do local de anilhamento. Distâncias ainda maiores são percorridas pelos frangos d'água *Gallinula chloropus*, que freqüentemente são observados realizando vôos transatlânticos (Sick, 2001). Essas distâncias são importantes no caso de se estimar o raio provável de dispersão que cada espécie de ave poderia realizar durante esses movimentos.

A literatura científica referente à ecologia de aves aquáticas sugere que os Anatidae e outras aves aquáticas possuem um importante papel na dinâmica das populações e comunidades de diversos organismos aquáticos, como o fitoplâncton e os invertebrados, agindo como vetores de dispersão ecto e endozoozónicas destes grupos entre corpos d'água (Charalambidou & Santamaría, 2002; Clausen et al., 2002; Green et al., 2002). Entretanto, nesse processo, alguns fatores limitantes devem ser levados em consideração:

Em relação aos propágulos carregados externamente (ectozooecoria), a resistência do propágulo à desidratação durante o vôo é o principal obstáculo à dispersão ectozooecórica. Enquanto que algumas larvas de invertebrados se desidratam com-

pletamente e morrem logo após a retirada da água, mesmo com 100% de umidade relativa, algumas sementes de plantas aquáticas e propágulos de algas são extremamente resistentes à desidratação (Bilton et al., 2001).

Em algumas espécies de aves, o alimento é armazenado durante algum tempo no papo, antes de entrar no estômago e intestino. Proctor (1961) observou que o alimento pode ser retido por até 340 horas nesse órgão, e visto que não ocorre digestão nesse estágio, pois não há secreção de enzimas digestivas no papo (Schmidt-Nielsen, 1996), Proctor (1962) sugeriu que o transporte de propágulos que seriam carregados pelo papo e depois regurgitados seria vantajoso para os organismos que não suportassem a ação dos órgãos seguintes do sistema digestório desses animais, como a moela e o intestino. Entretanto, existe um desconhecimento quase que completo nos padrões de regurgitação em aves aquáticas (Green et al., 2002), ao contrário do que ocorre em aves terrestres, onde o padrão de regurgitação de diversas aves frugívoras e granívoras são bem conhecidos (Jordano, 2000).

À exceção do papo, todos os outros estágios do sistema digestório contribuem para a destruição dos propágulos ingeridos pelas aves. Na moela ocorre uma espécie de “mastigação” física, sendo que nesse órgão são destruídos a maior parte dos propágulos ingeridos pelas aves. Isso foi observado pela primeira vez por Malone (1965), que forneceu indivíduos jovens, adultos e ovos de duas espécies de gastrópode, *Physa anatina* e *Helisoma trivolvis* ao mallard *Anas platyrinchos* e, após sacrificar as aves e examinar o sistema digestório, observou que não havia restado material das amostras fornecidas como alimento após a moela, sugerindo que é nesse órgão onde os propágulos perdem a maior parte de sua viabilidade. Somado a esses efeitos, ainda existem os ataques químicos ocasionados pelas enzimas digestivas secretadas no trato intestinal. Todas essas barreiras encontradas pelos propágulos na dispersão endozoocórica justificam os resultados desse trabalho, que evidenciam que uma riqueza muito maior de espécies de algas permaneceram viáveis no material de cultivo oriundo das penas do que o material de cultivo obtido das fezes. Vale ressaltar que, como apontado por Charalambidou & Santamaría (2002), ainda não existem registros na literatura de como as enzimas digestivas de aves aquáticas contribuem para a diminuição da viabilidade dos propágulos de diversos grupos de organismos transportados internamente pelas aves.

Ainda em relação às limitações fisiológicas, vale a pena ressaltar que as aves herbívoras geralmente possuem o sistema digestório mais longo que as aves carnívoras (Sedinger, 1997). Isso significa que, durante vôos de curta ou longa duração, as aves herbívoras possuem uma maior probabilidade de chegarem no destino com propágulos ainda em trânsito pelo sistema digestório, pelo maior tempo de retenção

no sistema. Entretanto, essa mesma retenção prolongada pode afetar a viabilidade dos propágulos carregados internamente, de modo que ainda não está claro que grupo trófico teria um maior potencial de dispersão no que se refere à viabilidade dos propágulos carregados internamente (Figuerola et al., 2003).

Ao observar que diversas populações de organismos aquáticos apresentavam elevada capacidade de dispersão e ao mesmo tempo uma baixa variabilidade genotípica, Meester et al. (2002) formulou a “Hipótese do Monopólio e o Paradoxo do Fluxo de Dispersão de Genes em Organismos Aquáticos”. Esses autores sugerem que as populações já estabelecidas monopolizam os recursos locais e estabelecem um banco de propágulos local que funcionaria como um poderoso tampão que impediria o estabelecimento de populações a partir de propágulos recém chegados. Esse mecanismo seria também um fator limitante que dificultaria uma dispersão efetiva de organismos aquáticos por aves aquáticas.

A literatura nessa campo específico da dispersão de organismos aquáticos por aves aquáticas ainda é bastante escassa. O que pode ser concluído com os resultados aqui apresentados e outros obtidos da literatura é que o transporte ectzoocórico, por conter menos fatores limitantes à viabilidade dos propágulos, possibilita o transporte e viabilidade de mais espécies de organismos aquáticos. Ainda não existem na literatura dados referentes à quantidade de propágulos carregados externamente e internamente, que combinados com a frequência e distância dos movimentos realizados pelas aves aquáticas, poderiam determinar a real contribuição deste grupo para a dispersão de organismos aquáticos (Frisch et al., 2007).

5.4 Contribuição das colônias de *Bubulcus ibis* ao aporte de nutrientes nos ecossistemas aquáticos

A colônia de *Bubulcus ibis* com poleiro de dormida às margens do reservatório Iembó contribuiu notadamente com aporte de nutrientes para este sistema. Observou-se no entanto que apenas no ponto imediatamente em frente ao ninhal a concentração de nutrientes na água é mais elevada, alterando o potencial trófico da mesma. O mesmo pode ser observado para a lagoa dos Tropeiros, pois foi observado que a água coletada nos pontos localizados na área dos poleiros continham concentrações de fósforo e nitrogênio superior a concentração observada nos demais pontos. Também foi observado que o teor de matéria orgânica no sedimento do ponto P2 no reservatório Iembó (logo abaixo do poleiro) era aproximadamente o dobro do teor registrado nos demais pontos nesse reservatório.

Nesse trabalho foi observado que as fezes de *Bubulcus ibis* coletadas possuíam uma concentração média de fósforo de 21,8 mg/amostra e de nitrogênio de 28,3

mg/amostra. Ao estudar o conteúdo de nutrientes nas fezes do ganso-canadense *Branta canadensis*, Kear (1963) encontrou uma concentração de fósforo e nitrogênio de 16 e 35,2 mg/amostra, respectivamente. Já Manny et al. (1994) encontrou, para a mesma espécie, valores similares de fósforo (16,0 mg/amostra), porém o conteúdo de nitrogênio era inferior (35,2 mg/amostra). A mesma quantificação foi feita por Gould & Fletcher (1978) para a gaivota-de-cabeça-preta *Larus ridibundus*, onde foi verificado que o conteúdo de nitrogênio foi bem superior ao de fósforo (Figura 82).

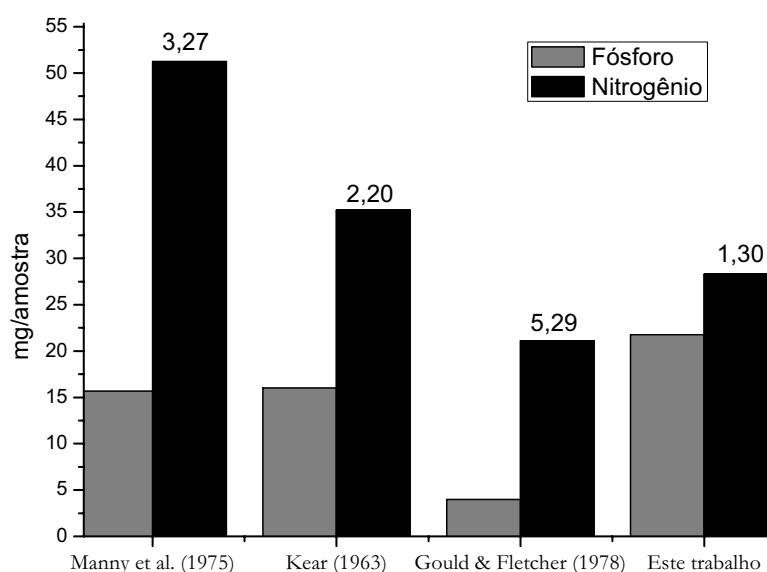


Figura 82 Gráfico comparativo em relação ao conteúdo de fósforo e nitrogênio de amostra fecal de *Bubulcus ibis* (este trabalho) e valores obtidos para o ganso-canadense (Manny et al., 1975; Kear, 1963) e a gaivota-de-cabeça-preta (Gould & Fletcher, 1978). Os valores no alto são as razões N/P.

Hahn et al. (2007) concluíram que, apesar de o aporte alóctone de nutrientes por colônias de aves carnívoras não apresentar impactos no processo de eutrofização em escala regional, pode acelerar significativamente esse processo em escala local, provocando a eutrofização em lagos relativamente pequenos e com um longo tempo de residência da água. Isso foi observado por Manny et al. (1975), que verificaram que uma população de 3000 gansos-canadenses (*Branta canadensis*) foi suficiente para tornar hiper-eutrófico um lago de 15 ha. Olson et al. (2005) observaram que uma população de aproximadamente 100 mil ganso-da-neve *Chen caerulescens atlantica* contribuíram com aproximadamente 93% do fósforo e 44% do nitrogênio que entrava em um reservatório na Pensilvânia, Estados Unidos, contribuindo de maneira significativa para a eutrofização deste ambiente.

Nesse trabalho foi possível observar um aumento no Índice de Estado Trófico nos pontos localizados em áreas que continham poleiros de dormida de *Bubulcus ibis*. Apesar de não terem sido detectadas diferenças na composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos no sedimento dos reservatórios Iguá, Igarapaba e Iembó, no que se refere à presença do poleiro, na lagoa dos Tropeiros foi possível observar uma tendência, ainda que não significativa, do aumento de biomassa nos bancos de macrófitas aquáticas utilizados como poleiro. Isso pode ser resultado da maior disponibilidade de nutrientes disponíveis na coluna d'água, ocasionado pela defecação das aves durante à noite. Apesar de não estarem disponíveis dados sobre as taxas de defecação desta espécie, foi observado para outras espécies de aves aquáticas que essa taxa pode ser superior a uma defecada por hora (Ebbinge et al., 1975; Gwiazda, 1997).

A mesma tendência no aumento da densidade também foi observada em relação à fauna associada à esses bancos de macrófitas, sendo que esse aumento é provavelmente decorrente do aumento da biomassa das macrófitas, o que aumentaria a disponibilidade de habitats nesses bancos.

De maneira geral, pode ser observado que as colônias de *Bubulcus ibis* contribuem de maneira significativa para o aporte alóctone de nutrientes nos ambientes estudados nesse trabalho. São necessários mais dados principalmente sobre as taxas de defecação destas aves durante a noite, e como o teor de nutrientes nas fezes varia temporalmente, para se estimar com precisão a contribuição destas colônias na dinâmica de nutrientes nos ambientes aquáticos.

Conclusões

- Os 3 sistemas límnicos possuem, à despeito de sua área reduzida, riqueza considerável de aves aquáticas.
- As aves aquáticas estudadas são dispersoras potenciais de organismos fitoplanctônicos, principalmente em relação à possibilidade de transporte ectozocórico, tendo sido observadas diferenças quanto ao hábito das aves nesse aspecto. As aves que nadam ou mergulham com frequência carregam mais espécies de algas aderidas às penas do que as espécies que apenas caminham pelos bancos de macrófitas.
- Na lagoa dos Tropeiros, foi verificada uma alteração significativa no grau de trofia na coluna d'água nos pontos onde as garças-vaqueira utilizam de poleiro. Além disso, foi observada uma tendência, ainda que não significativa, de aumento na biomassa dos bancos de macrófitas aquáticas que servem de poleiro para os bandos de *Bubulcus ibis*. Esse aumento na biomassa foi acompanhado de um aumento na densidade dos organismos da fauna associada às macrófitas.
- No reservatório Iguá, no condomínio de chácaras do Parque Itaipu, foi observado um aumento no estoque de nutrientes na coluna d'água no ponto onde as garças-vaqueiras utilizam de poleiro. Foi observado também que o teor de matéria orgânica no sedimento localizado nesse ponto é significativamente superior ao encontrado nos demais. Entretanto, não foi observada qualquer alteração na fauna bentônica nesse reservatório.

Referências

- Ab'Saber, A. N. 2003. *Os domínios de natureza no Brasil*. Atelie Editorial. São Paulo.
- Atkinson, K. M. 1970. Dispersal of phytoplankton by ducks. *Wildfowl*. **21**: 110–111.
- Atkinson, K. M. 1972. Birds as transporters of algae. *British Phycological Journal*. **7**: 319–321.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. *Ecology*. Blackwell Science. Osney Mead, Oxford.
- Bemcke, A. G., Burger, M. I., Dotto, C. P., Guadagnin, L. D. & Leite, T. O. 2006. Aves. in F. G. Becker, R. A. Ramos & L. A. Moura (eds), *Biodiversidade – Regiões da lagoa do Casamento e dos Buritizaís de Tapés, planície costeira do Rio Grande do Sul*. Ministério do Meio Ambiente, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. Capítulo 22, pp. 316–355.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & Mustoe, S. 2000. *Bird Census Techniques*. Academic Press. London, UK.
- Bildstein, K. L., Blood, E. & Frederick, P. 1992. The relative importance of biotic and abiotic vectors in nutrient transport. *Estuaries*. **15**(2): 147–157.
- Bilton, D. T., Freeland, J. R. & Okamura, B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **32**: 159–181.
- Brinkhurst, R. O. & Marchese, M. R. 1993. *Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica*. Asociación de Ciencias Naturales del Litoral. São Tomé.
- Bub, H. 1995. *Bird Trapping and Bird Banding: A Handbook for Trapping Methods All over the World*. Cornell University Press.
- Buckman, H. O. & Brady, N. C. 1979. *Natureza e propriedade dos solos*. Editora Freitas Bastos. Rio de Janeiro.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. **22**(2): 361–369.
- Castelo-Branco, M. B. 2003. *Diversidade de avifauna aquática nas represas do Baixo e Médio Rio Tietê (SP) e no sistema de lagos do Médio Rio Doce (MG): Relação com o estado trófico e a morfometria dos sistemas observados*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos, SP.

- Charalambidou, I. & Santamaría, L. 2002. Waterbirds as endozoochorous dispersers of aquatic organisms: a review of experimental evidence. *Acta Oecologica*. **23**: 165–176.
- Charalambidou, I., Ketelaars, H. A. M. & Santamaría, L. 2003. Endozoochory by ducks: influence of developmental stage of *Bythotrephes* diapause eggs on dispersal probability. *Diversity and Distributions*. **9**: 367–374.
- Clausen, P., Nolet, P. A., Fox, A. D. & Klaassen, M. 2002. Long-distance endozoochorous dispersal of submerged macrophyte seeds by migratory waterbirds in northern Europe—a critical review of possibilities and limitations. *Acta Oecologica*. **23**: 191–203.
- Darwin, C. 1859. *A origem das espécies e a seleção natural*. Editora Madras.
- De la Pena, M. R. & Rumboll, M. 1999. *Birds of Southern South America and Antarctica*. Harpercollins Pub Ltd.
- De Vlaming, V. & Proctor, V. W. 1968. Dispersal of aquatic organisms: viability of seeds recovered from the droppings of captive killdeer and mallard ducks. *American Journal of Botany*. **55**: 20–26.
- Dias, M. M. 2000. Avifauna das estações ecológica de Jataí e experimental de Luís Antônio, São Paulo, Brasil. in J. E. Santos & J. S. R. Pires (eds), *Estação Ecológica de Jataí*. Vol. 1 de *Estudos Integrados de Ecossistemas*. RIMA. pp. 285–302.
- Dodson, S. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology and Oceanography*. **37**(4): 848–856.
- Donatelli, R. J., Ferreira, C. D., Dalberto, A. C. & Posso, S. R. 2007. Comparative analysis of birds community in two forested fragments in the State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*.
- Dunning, J. B. 1987. *South American Birds*. Harrowood Books. Newtown Square.
- Ebbinge, B., Canters, K. & Drent, R. 1975. Foraging routines and estimated daily food intake in barnacle geese wintering in the northern netherlands. *Wildfowl*. **25**: 5–19.
- Epler, J. H. 1992. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida*. Department of Environmental Regulation. Florida.
- Erize, F. & Rumboll, M. 2006. *Birds of South America: Non-Passerines: Rheas to Woodpeckers*. Princeton University Press. Princeton.

- Figuerola, J. & Green, A. J. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*. **47**(3): 483–494.
- Figuerola, J., Green, A. J. & Santamaría, L. 2003. Passive internal transport of aquatic organisms by waterfowl in Doñana, south-west Spain. *Global Ecology and Biogeography*. **12**(5): 427–436.
- Frisch, D., Green, A. J. & Figuerola, J. 2007. High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences*.
- Furness, R. W., Greenwood, J. J. D. & Jarvis, P. J. 1993. Can birds be used to monitor the environment?. in R. W. Furness & J. J. D. Greenwood (eds), *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall. London. pp. 1–41.
- Galli, C. V. S. 1997. *Aplicação da abordagem ecossistêmica ao estudo da microbacia do córrego São José (São Carlos - sp)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada. São Carlos, SP.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S. & Ohnstad, M. A. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater lakes*. 2 edn. Blackwell Scientific Publications.
- Gonçalves, A. R. L. 1986. *Geologia ambiental da área de São Carlos*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências. São Paulo, SP.
- Gotelli, N. J. & Graves, G. R. 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press. Washington.
- Gould, D. J. & Fletcher, M. R. 1978. Gull droppings and their effect on water quality. *Water Research*. **12**: 665–672.
- Green, A. J. & Figuerola, J. 2005. Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions*. **11**: 149–156.
- Green, A. J., Figuerola, J. & Sánchez, M. I. 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica*. **23**: 177–189.
- Groombridge, B. & Jenkins, M. 1998. *Freshwater Biodiversity: a preliminary global assessment*. World Conservation Monitoring Centre. Cambridge, UK.
- Gwiazda, R. 1997. Contribution of water birds to nutrient loading to the ecosystem of mesotrophic reservoir. *Ekologia Polska*. **44**(3-4): 289–297.
- Hahn, S., Bauer, S. & Klaassen, M. 2007. Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats. *Freshwater Biology*. **52**(13): 2421–2433.

- Hoyer, M. V. & Canfield Jr., D. E. 1994. Bird abundance and species richness on Florida lakes: influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*. **279-280**: 107–119.
- Hutchinson, G. E. 1957. *Geography, Physics and Chemistry*. Vol. 2 de *A Treatise on Limnology*. John Wiley & Sons.
- Jongman, R. H. G., Braak, C. J. F. & van Tongeren, O. F. R. (eds) 1995. *Data analyses in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.
- Jordano, P. 2000. Fruits and frugivory. in M. Fenner (ed.), *Seeds: the Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI Publishing. New York. pp. 125–166.
- Karasov, W. H. 1990. Digestion in birds: chemical and physiological determinants and ecological implications. *Studies in Avian Biology*. (13): 391–415.
- Kear, J. 1963. The agricultural importance of wild goose droppings. *Technical report*. The Waterfowl Trust.
- Kerekes, J. 1990. Possible correlation of common loon population with the trophic state of a water body. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*. **24**: 349–353.
- Koroleff, P. J. 1983. Determination of ammonia. in K. Grasshoff, M. Ehrhardt & K. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis: second, revised and extended edition*. Verlag Chemie. Weinheim. pp. 150–157.
- Leentvaar, P. 1967. Observations in guantrophic environments. *Hydrobiologia*. **29**(3-4): 441–489.
- Lorandi, R., Takemoto, F., Salvador, N. N. B. & Torresan, F. E. 2001. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da bacia do córrego do monjolinho (são carlos, sp). *Revista Brasileira de Cartografia*. **53**: 111–117.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton, N.J.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J. & Talling, J. F. 1978. *Water Analyses: some revised methods for limnologists*. number 36 in *Freshwater Biological Association Scientific Publication*. Freshwater Biological Association. 120 pp.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurements*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- Malone, D. A. 1965. Dispersal of aquatic gastropods via the intestinal tract of water birds. *Nautilus*. **78**: 135–139.

- Manny, B. A., Johnson, W. C. & Wetzel, R. G. 1975. Annual contribution of carbon, nitrogen and phosphorus to a hardwater lake by migrating canada geese. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*. **19**: 949–951.
- Manny, B. A., Wetzel, R. G. & Johnson, W. C. 1994. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. *Hydrobiologia*. **279-280**: 121–132.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega. Barcelona.
- McColl, J. G. & Burger, J. 1976. Chemical inputs by a colony of franklins gulls nesting in cattails. *American Midland Naturalist*. **96**(2): 270–280.
- Meester, L. D., Gómez, A., Okamura, B. & Schwenk, K. 2002. The Monopolization Hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica*. **23**: 121–135.
- Menegasse, L. N., Gonçalves, J. M. & Fantinel, L. M. 2002. Disponibilidades hídricas na província cárstica de Arcos-Pains-Doresópolis, Alto São Francisco, Minas Gerais, Brasil. *Revista Águas Subterrâneas*. (16): 1–19.
- Menegheti, J. O. 2005. *Brasil – Informe Anual*. Censo Neotropical de Aves Aquáticas. Wetlands International.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt. Dubuque.
- Moreira-Filho, O. & Buckup, A. P. 2005. A poorly case of watershed transposition between the São Francisco and upper Paraná river basins. *Neotropical Ichthyology*. **3**(3): 449–452.
- Müller, H. 1972. Wachstum und phosphatbedarf von *Nitzschia actinastroides* (lehm.) v. goor in statischer und homokontinuierlicher kultur unter phosphatlimitierung. *Archiv für Hydrobiologie*. **38**: 399–484.
- Nascimento, L. X. & Antas, P. T. Z. 1990. Análise dos dados de anilhamento de *Amazonetta brasiliensis* no brasil. *Ararajuba*. **1**: 85–90.
- Nogueira, M. G. 1990. *Dinâmica das populações planctônicas e fatores físico-químicos de um pequeno sistema artificial raso (Represa do Monjolinho, São Carlos, São Paulo)*. Mestrado em engenharia hidráulica e saneamento. Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada. São Carlos, SP.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B. & Stevens, M. H. H. 2007. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.8-8.

- Oliveira, C. H. & Santos, J. E. 2001. Ambiente e universidade: importância da participação do pós-graduando na gestão ambiental da ufscar. *IV Jornada Científica da UFSCar*. Universidade Federal de São Carlos.
- Olson, M. H., Hage, M. M., Binkley, M. D. & Binder, J. R. 2005. Impact of migratory snow geese on nitrogen and phosphorus dynamics in a freshwater reservoir. *Freshwater Biology*. **50**(5): 882–890.
- Paese, A. 1997. *Caracterização e análise ambiental do campus da universidade federal de são carlos (ufscar), são carlos, sp.*. Mestrado em ecologia e recursos naturais. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP.
- Palmgren, P. 1936. Über die vogelfauna der Binnengewässer Ålands. *Acta Zoologica Fennica*. **17**: 1–59.
- Post, D. M., Taylor, J. P., Kitchell, J. F., Olson, M. H., Schindler, D. E. & Herwig, B. R. 1998. The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conservation Biology*. **12**(4): 910–920.
- Proctor, V. W. 1961. Dispersal of riella spores by waterfowl. *Bryologist*. **64**: 58–61.
- Proctor, V. W. 1962. Viability of chara oospores taken from migratory waterbirds. *Ecology*. **43**: 528–529.
- R Development Core Team 2006. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- Ramsar Convention Bureau 1996. Wetlands and biological diversity: cooperation between the convention of wetlands of international importance especially as waterfowl habitat (Ramsar, Iran, 1971) and the convention on biological diversity. *The Ramsar Convention on Wetlands*. Distributed to the delegates to the Third Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Buenos Aires, Argentina, 4-15 November 1996, by the CBD Secretariat, as document UNEP/CBD/COP/3/Inf.21.
- Ribon, R., Lamas, I. R. & Gomes, H. B. 2004. Avifaunal inventory of the "zona da mata" of Minas Gerais: Goianá and Rio Novo, with some records for Coronel Pacheco and Juiz de Fora municipalities. *Revista Árvore*. **28**(2): 291–345.
- Rice, D. W. 1956. Dynamics of range expansion of Cattle Egrets in Florida. *Auk*. **73**(2): 259–266.
- Righi, G. 1984. Oligochaeta. in R. Schaden (ed.), *Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil*. Vol. 17. CNPq. Brasília.

- Rodrigues, M. & Michelin, V. B. 2005. Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma lagoa natural no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. **22**(4): 928–935.
- Roldán-Pérez, G. 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Editorial Presencia. Bogotá.
- Rutschke, E. 1987. Waterfowl as bio-indicators. *Technical report*. International Council for Bird Preservation. Cambridge.
- Santamaría, L. & Klaassen, M. 2002. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: an introduction. *Acta Oecologica*. **23**: 115–119.
- Schmidt-Nielsen, K. 1996. *Fisiologia Animal – Adaptação e Meio Ambiente*. Livraria Santos Editora.
- Sedinger, J. 1997. Adaptation to and consequences of a herbivorous diet in grouse and waterfowl. *Condor*. **99**: 314–326.
- Sibley, D. A. 2000. *The Sibley Guide to Birds*. Alfred A. Knopf. New York.
- Sick, H. 1965. *Bubulcus ibis* (L.) na ilha de Marajó, Pará: garça ainda não registrada no Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **37**: 567–570.
- Sick, H. 2001. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Slud, P. 1976. Geographic and climatic relationships of avifaunas with special reference to comparative distribution in the neotropics. *Smithsonian Contr. Zool.*
- Soares, J. J., Silva, D. W. & Lima, M. I. S. 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the são carlos region of são paulo state, brazil. *Brazilian Journal of Biology*. **63**(3): 527–536.
- Souza, D. 1998. *Todas as aves do Brasil. Guia de campo para a identificação*. Editora Dall. Feira de Santana, Bahia.
- Sterner, R. W. & Elser, J. J. 2002. *Ecological stoichiometry. The biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press. Princeton.
- Strickland, J. D. & Parsons, T. R. 1960. A manual of water sea analysis. *Bulletin Fisheries Research Board Canada*. **125**: 1–185.
- Strixino, G. & Strixino, S. T. 1982. Macrobentos da represa do Monjolinho (São Carlos, SP). *Brazilian Journal of Biology*. **42**(1): 165–170.
- Suguio, K. 1973. *Introdução à Sedimentologia*. Editora Edgard Blucher. São Paulo, SP.

- Telino-Júnior, W. R., Azevedo-Júnior, S. M. & Neves, R. M. L. 2003. Biologia e censo de *Porphyrylla martinica*, *Gallinula chloropus* e *Jacana jacana* em Dois Irmãos, Pernambuco, Brasil. *Lundiana*. **4**(1): 43–49.
- Thompson, C. F., Lanyon, S. M. & Thompson, K. M. 1982. The influence of foraging benefits on association of cattle egrets with Cattle. *Oecologia*. **52**(2): 167–170.
- Toledo Jr, A. P., Talarico, M., Chinez, S. J. & Agudo, E. G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Camboriú, DENG. pp. 1–34.
- Trindade, M. 1984. *Lagos: origem, classificação e distribuição geográfica*. Editora Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP.
- Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnoses dos gêneros*. PPG-ERN/Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP.
- Tundisi, J. G. 2007. *Água no Século XXI: Enfrentando a escassez*. Rima Artes e Textos. São Carlos, SP.
- Valderrama, J. G. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. **10**: 109–122.
- van Tongeren, O. F. R. 1995. *Cluster analyses*. in Jongman et al. (1995). Capítulo 6, pp. 174–212.
- Vanni, M. J. 2002. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **33**: 341–370.
- Vasconcelos, C. H. & Criscuolo, C. 2000. Uso e ocupação do solo na bacia do rio do Monjolinho-São Carlos/SP.. *Fórum de Debates-Ecologia da Paisagem e Planejamento Ambiental*. Rio Claro, São Paulo.
- Welch, P. S. 1948. *Limnological methods*. Blackiston Co.. Philadelphia.
- Westlake, D. F. 1974. Symbols, units and comparability. in R. A. Vollenweider (ed.), *A manual of methods for measuring primary production in aquatic environments*. IBP Handbook no. 12. Blackwell. pp. 137–141.
- Wetzel, R. G. 1983. *Limnology*. W.B. Saunders. Philadelphia, Pa. 743 pp.
- Williamson, M. H. 1998. Relationship of species number to area, distance and other variables. in A. A. Myers & P. S. Giller (eds), *Analytical Biogeography*. Chapman & Hall. London. pp. 91–115.

-
- Willis, E. O. & Oniki, Y. 2003. *Aves do Estado de São Paulo*. Editora Divisa. Rio Claro, SP.
- Wilson, M. 2005. A portable duck trap. *Afring News*. **34**(1): 5–7.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, N.J.

Anexos

A Parâmetros biométricos das aves capturadas

Tabela A.1. Valores biométricos obtidos dos exemplares capturados de *Amazonetta brasiliensis* capturados no reservatório do Monjolinho. AsaD: asa direita, AsaE: asa esquerda, tarsoD: Tarso direito, TarsoE: tarso esquerdo, BicoT: comprimento do bico da ponta até a base, BicoN: comprimento do bico até a narina, BicoL: largura do bico na base

Anilha	Sexo	Idade	Peso (g)	AsaD (cm)	AsaE (cm)	TarsoD (mm)	TarsoE (mm)	Cauda (cm)	BicoT (mm)	BicoN (mm)	BicoL (mm)
R28545	M	A	428	18,3	17,9	34,56	35,02	7,5	36,28	29,64	11,00
R28533	M	A	437	17,5	17,4	40,34	41,22	–	35,80	27,66	–
R28504	F	A	424	17,4	17,3	39,85	39,89	5,8	34,96	24,22	15,28
R28531	M	A	431	17,9	17,8	39,76	40,31	7,2	31,80	29,06	15,21
R28538	M	A	432	18,6	18,4	40,84	40,71	6,2	39,54	29,04	14,94
R28507	M	J	358	15,5	15,3	40,83	40,94	6,1	36,88	27,36	14,84
R28513	M	J	365	17,1	17,3	43,21	42,75	6,8	36,26	28,14	16,24
R28514	M	A	424	18,4	18,1	41,01	41,16	8,0	36,88	27,56	15,22
R28529	F	J	327	15,7	15,5	40,77	40,75	6,3	34,52	21,94	15,20
R28536	F	A	421	17,9	17,8	42,17	42,12	7,8	37,24	29,72	14,92
R28540	F	A	428	17,9	18,3	41,38	41,84	7,5	37,30	29,68	15,42

Tabela A.2. Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares de *Gallinula chloropus* capturados na lagoa dos Tropeiros em maio de 2007. AsaD: asa direita, AsaE: asa esquerda, tarsoD: Tarso direito, TarsoE: tarso esquerdo, BicoT: comprimento do bico da ponta até a base, BicoN: comprimento do bico até a narina, BicoL: largura do bico na base

Anilha	Idade	Peso (g)	AsaD (cm)	AsaE (cm)	TarsoD (mm)	TarsoE (mm)	Cauda (cm)	BicoT (mm)	BicoN (mm)	BicoL (mm)
S29148	A	318	16,4	16,5	56,24	56,32	6,8	46,00	15,20	10,28
S29152	A	368	19,8	19,8	58,00	58,02	7,2	46,78	15,98	11,02
S29151	A	338	19,7	19,8	58,32	58,36	6,4	45,98	15,22	11,62
S29147	A	343	19,6	19,7	58,02	58,42	6,8	46,62	15,88	10,58
S29144	A	348	19,4	19,1	57,98	57,36	6,5	47,06	15,28	10,08
S29145	A	358	20,0	20,2	58,64	58,36	6,5	47,48	15,64	12,06
R28509	J	297	16,1	15,9	55,20	55,42	6,0	46,86	15,62	10,44
R28508	A	363	19,8	19,3	59,59	59,43	7,0	42,20	15,42	12,14

Tabela A.3. Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares de *Jacana jacana* capturados na lagoa dos Tropeiros em março, maio e agosto de 2007. AsaD: asa direita, AsaE: asa esquerda, tarsoD: Tarso direito, TarsoE: tarso esquerdo, BicoT: comprimento do bico da ponta até a base, BicoN: comprimento do bico até a narina, BicoL: largura do bico na base

Anilha	Idade	Peso (g)	AsaD (cm)	AsaE (cm)	TarsoD (mm)	TarsoE (mm)	Cauda (cm)	BicoT (mm)	BicoN (mm)	BicoL (mm)
M19780	A	98	11,9	12,0	55,28	55,08	4,8	15,36	10,30	9,04
M19782	J	88	11,9	12,1	53,38	53,04	3,8	27,96	16,40	7,30
M19765	J	68	11,9	11,9	53,21	53,43	3,4	28,90	16,22	7,68
M19777	J	98	12,6	12,4	56,54	56,21	3,7	29,62	17,92	8,98
M19792	J	93	13,6	13,5	58,05	58,25	4,0	31,68	18,90	8,32
M19794	A	87	12,6	12,6	54,98	55,90	3,8	31,66	17,80	7,32
M19798	A	96	12,5	12,5	55,60	55,64	3,6	31,12	17,60	8,04
M19799	A	88	11,8	11,9	56,88	56,82	3,8	31,04	17,80	8,16
M19797	A	100	13,0	12,9	57,02	57,00	4,0	30,98	16,88	8,48
M19796	A	90	11,9	11,8	55,64	55,62	3,6	30,64	17,00	7,26
M19752	A	88	11,6	11,7	54,54	55,58	3,6	30,80	16,94	7,88
M19753	A	70	11,4	11,4	53,02	53,04	3,4	28,98	16,28	7,32

Tabela A.4. Valores biométricos obtidos dos exemplares de *Butorides striatus* capturados na lagoa dos Tropeiros. AsaD: asa direita, AsaE: asa esquerda, tarsoD: Tarso direito, TarsoE: tarso esquerdo, BicoT: comprimento do bico da ponta até a base, BicoN: comprimento do bico até a narina, BicoL: largura do bico na base

Anilha	Idade	Peso (g)	AsaD (cm)	AsaE (cm)	TarsoD (mm)	TarsoE (mm)	Cauda (cm)	BicoT (mm)	BicoN (mm)	BicoL (mm)
N00947	A	173	16,5	16,8	47,50	46,78	6,0	58,66	45,66	16,08
N20106	A	184	16,8	16,9	48,90	49,24	6,0	59,12	48,16	14,34
N00949	A	179	16,6	16,5	47,50	47,52	6,0	59,60	48,72	1,52
N00948	A	179	16,7	16,7	47,90	47,90	5,8	58,60	47,00	1,50

Tabela A.5. Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares de *Porphyryla martinica* capturados na lagoa dos Tropeiros em maio de 2006. AsaD: asa direita, AsaE: asa esquerda, tarsoD: Tarso direito, TarsoE: tarso esquerdo, BicoT: comprimento do bico da ponta até a base, BicoN: comprimento do bico até a narina, BicoL: largura do bico na base

Anilha	Idade	Peso (g)	AsaD (cm)	AsaE (cm)	TarsoD (mm)	TarsoE (mm)	Cauda (cm)	BicoT (mm)	BicoN (mm)	BicoL (mm)
R28549	A	224	17,1	17,2	64,04	63,90	6,5	48,74	18,22	11,24
R28523	A	173	16,8	16,7	67,23	67,33	6,5	44,87	18,28	12,40
R28525	A	163	16,5	16,4	63,85	63,23	6,4	42,56	11,62	12,12
R28527	A	198	17,9	17,7	57,09	57,08	6,4	44,28	16,74	11,84
R28501	A	188	16,8	16,6	65,29	64,57	6,2	40,54	15,78	11,26
R28543	A	213	17,2	17,0	70,56	70,27	6,4	44,26	17,90	11,96

Tabela A.6. Valores biométricos obtidos dos exemplares de *Ceryle torquata* e *Chloroceryle americana* capturados na lagoa dos Tropeiros. AsaD: asa direita, AsaE: asa esquerda, tarsoD: Tarso direito, TarsoE: tarso esquerdo, BicoT: comprimento do bico da ponta até a base, BicoN: comprimento do bico até a narina, BicoL: largura do bico na base

Anilha	Espécie	Sexo	Idade	Peso (g)	AsaD (cm)	AsaE (cm)	TarsoD (mm)	TarsoE (mm)	Cauda (cm)	BicoT (mm)	BicoN (mm)	BicoL (mm)
N00944	<i>C. torquata</i>	F	A	314	23,8	23,8	17,20	16,92	12,2	85,92	69,88	34,58
G52842	<i>C. americana</i>	F	A	36	8,6	8,4	9,98	9,96	6,0	46,12	35,22	15,00
G43700	<i>C. americana</i>	F	A	32	7,9	7,9	9,75	9,77	6,0	41,42	34,44	11,90

Tabela A.7. Parâmetros biométricos obtidos dos exemplares de *Bubulcus ibis* capturados na lagoa dos Tropeiros e no reservatório Iembó, condomínio de chácaras do Parque Itaipu, em agosto de 2007. AsaD: asa direita, AsaE: asa esquerda, tarsoD: Tarso direito, TarsoE: tarso esquerdo, BicoT: comprimento do bico da ponta até a base, BicoN: comprimento do bico até a narina, BicoL: largura do bico na base. Os códigos das anilhas seguidos de (**) indicam que a ave foi capturada no reservatório Iembó.

Anilha	Idade	Peso (g)	AsaD (cm)	AsaE (cm)	TarsoD (mm)	TarsoE (mm)	Cauda (cm)	BicoT (mm)	BicoN (mm)	BicoL (mm)
R28515**	A	350	24,2	24,2	69,98	70,20	9,0	51,20	40,42	15,54
R28519**	A	380	25,3	25,2	83,18	83,56	8,5	57,10	43,50	15,30
R28534**	A	345	24,8	24,8	78,84	78,96	8,6	53,50	37,68	17,52
R28505	A	325	24,3	24,2	73,18	73,88	8,4	55,20	40,48	16,64
R28542	A	390	25,6	25,6	78,02	78,92	9,0	59,16	42,58	16,98
R28547	A	315	25,5	25,4	80,08	80,92	9,2	55,86	39,72	15,68
R28544	A	305	24,8	24,7	67,12	68,24	0,0	51,16	37,94	15,90
R28546	A	315	25,2	25,2	81,34	80,96	8,6	57,82	43,28	15,00
R28530	A	330	25,6	25,4	81,64	81,18	9,0	57,94	43,72	15,80
R28524	A	295	24,2	24,7	78,20	78,68	9,2	53,72	39,76	14,82
R28528	A	305	24,1	24,1	78,92	79,30	8,2	57,66	42,92	16,38
R28517	A	315	25,0	25,0	80,44	80,98	8,1	56,34	40,96	14,48
R28535	A	395	26,2	26,2	87,08	86,52	9,6	59,00	42,26	17,40
R28548	A	305	25,0	25,1	80,44	80,26	8,8	54,14	43,44	15,20
R28537	A	280	23,6	23,6	78,42	78,86	7,5	53,58	40,90	16,28
R28539	A	360	24,4	24,3	80,64	80,96	8,2	55,44	42,30	16,56
R28526	A	305	24,3	24,4	74,72	74,84	8,0	53,26	40,08	15,58
R28541	A	295	25,0	25,0	78,78	79,00	8,5	54,64	39,60	14,62
R28522	A	315	24,3	24,3	77,12	78,04	8,5	56,28	43,00	17,48

B Variáveis limnológicas

Tabela B.8. Variáveis físicas e químicas obtidas com o multisensor Horiba U-10 no reservatório do Monjolinho

Ponto 1	Prof. (m)	pH	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	OD (mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)
	0,0	8,06	39	8,41	21,5
	0,5	6,66	47	7,11	21,4
	1,0	7,92	38	8,22	21,2
	1,5	7,85	38	8,26	21,2
	1,9	7,74	38	8,36	21,2
Ponto 2	Prof. (m)	pH	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	OD (mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)
	0,0	7,74	34	8,35	21,6
	0,5	8,12	38	8,57	21,7
	0,8	8,12	38	8,86	21,6
Ponto 3	Prof. (m)	pH	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	OD (mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)
	0,0	8,09	39	8,66	21,6
	0,5	7,91	39	8,82	21,6
	0,8	7,81	38	8,99	21,4

Tabela B.9. Variáveis físicas e químicas obtidas com o multisensor Horiba U-10 na lagoa dos Tropeiros

Ponto 1	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C	Ponto 9	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
secchi 1,70 m	0	7,69	48	6,67	26,3	secchi 1,0 m	0	8,05	41	6,53	26,5
20° 33' 96,4" S	0,5	7,91	47	6,62	26,1	20° 33' 99,3"	0,5	7,99	41	6,8	26,5
46° 03' 10,7" W	1	7,95	46	6,62	25,7	46° 03' 21,6"	1	7,65	45	5,14	25,5
	1,5	7,53	46	4,11	24,6	Ponto 10	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
	2	7,68	47	3,47	24,5	secchi 1,70 m	0	10,2	43	6,92	26,4
Ponto 2	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C	20° 33' 98,6"	0	9,92	43	7,53	26,4
secchi 1,70 m	0	7,94	43	6,76	26,1	46° 03' 15,8"	0,5	10,08	43	7,66	26,4
20° 33' 95,2" S	0,5	7,83	43	6,79	26		1	9,11	43	7,27	25,6
46° 03' 07,3" W	1	7,85	43	6,6	25,5		1,5	8	43	2,59	24,6
	1,5	7,67	44	5,29	24,8		2	7,9	63	0,87	24,1
	2	7,59	46	4,16	25,5	Ponto 11	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
Ponto 3	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C	secchi 1,70 m	0	7,37	41	3,44	24,1
secchi 1,70 m	0	7,6	42	6,73	25,7	20° 33' 95,1"	0,5	7,3	41	3,22	24,1
20° 33' 95,4" S	0,5	7,66	42	6,68	25,7	46° 03' 29,2"	1	7,25	41	2,77	24
46° 02' 99,5" W	1	7,68	43	6,6	25,3		1,5	7,24	44	0,63	23,7
	1,5	7,63	43	6,38	25		2	7,3	54	0,29	23,1
	2	7,42	48	3,06	24,4		2,5	7,43	94	0,24	22,1
Ponto 4	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C		3	7,4	140	0,21	21,9
secchi 1,50 m	0	7,71	41	6,92	26,7	Ponto 12	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
20° 33' 94,4" S		8,23	42	7,39	25,7	secchi 1,0 m	0	7,96	40	5,9	24,9
46° 02' 93,3" W		7,54	42	6,52	25	20° 33' 94,5"	0,5	7,71	39	5,72	25
	1,5	7,25	48	1,15	24,2	46° 03' 19,9"	1	7,51	40	4,1	24,8
Ponto 5	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C	Ponto 13	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
secchi 0,50 m	0	7,08	36	6,38	26,8	secchi 1,0 m	0	7,58	43	4,73	24,4
20° 33' 94,2" S	0,5	6,99	37	5,64	26,5	20° 33' 76,8"	0,5	7,43	43	3,38	24,1
46° 02' 89,4" W						46° 03' 16,4"	1	7,33	54	1,05	22,8
Ponto 6	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C	Ponto 14	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
sem secchi	0	8,08	41	6,57	26,8	secchi 1,50 m	0	8,28	42	5,57	24,7
20° 34' 01,9" S	0,5	7,42	42	5,96	26,1	20° 33' 82,3"	0,5	8	42	5,16	24,6
46° 02' 96,5" W	1	7,48	52	0,99	24,6	46° 03' 03,9"	1	7,82	42	3,78	24,4
	1,5	7,55	78	0,33	23,5		1,5	7,39	60	1,26	23,4
Ponto 7	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C	Ponto 15	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
secchi 1,50 m	0	8,37	40	6,76	26,7	secchi 1,50 m	0	7,88	39	5,37	24,7
20° 34' 08,7" S	0,5	7,89	41	6,04	26,3	20° 33' 82,7"	0,5	7,65	39	4,45	24,6
46° 03' 05,6" W	1	7,8	42	4,94	26,2	46° 02' 98,1"	1	7,31	58	1,4	23,4
	1,5	7,76	42	4,48	25,9		1,5	7,13	83	0,42	22,4
Ponto 8	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C	Ponto 16	Prof.	pH	Cond.	OD	T°C
secchi 1,0 m	0	7,74	41	6,41	26,6	secchi 1,0 m	0	7,88	42	5,42	24,9
20° 34' 07,4" S	0,5	7,6	41	6,5	26,4	20° 33' 86,5"	0,5	7,66	41	4,9	24,8
46° 03' 18,1" W	1	7,24	46	2,4	24,6	46° 02' 92,3"	1	7,4	50	3,07	24,5

Tabela B.10. Concentrações de nutrientes na água dos reservatórios do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, em março de 2007

Ponto	Nitrito ($\mu\text{g/l}$)	Nitrato ($\mu\text{g/l}$)	Amônio ($\mu\text{g/l}$)	Nitrogênio total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato inorg. ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato org. ($\mu\text{g/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	Silicato (mg/l)
Iguá P1	0,30	2,29	22,09	203,85	7,59	1,52	6,07	23,90	2,69
Iguá P2	0,19	18,35	18,98	207,11	8,51	1,82	6,69	24,88	2,88
Iguá P3	0,47	1,82	18,98	344,09	8,82	1,52	7,29	29,12	3,52
Iguá P4	0,36	0,88	19,76	233,20	9,12	1,82	7,31	22,27	2,52
Iguá P5	0,36	0,40	20,54	249,51	8,51	1,52	6,99	22,60	2,45
Igarapaba P1	0,36	0,40	11,99	200,59	6,07	2,40	3,66	16,72	2,74
Igarapaba P2	0,07	3,71	11,99	200,59	6,37	2,11	4,26	16,72	2,65
Igarapaba P3	0,36	0,88	14,32	190,80	7,59	2,70	4,90	17,38	2,64
Igarapaba P4	0,07	1,82	16,65	324,52	5,76	1,82	3,94	17,05	2,82
Igarapaba P5	0,19	1,35	9,65	197,32	8,51	2,70	5,81	15,75	2,50
Iembó P1	0,58	2,29	15,09	448,46	7,90	2,11	5,79	13,46	2,51
Iembó P2	0,36	4,65	18,20	200,59	6,68	1,52	5,15	19,66	2,58
Iembó P3	0,13	1,35	20,54	301,69	5,76	1,52	4,24	20,97	3,89
Iembó P4	0,58	3,24	21,31	288,65	7,90	1,52	6,38	19,01	2,56
Iembó P5	0,30	2,77	21,31	272,34	7,59	1,52	6,07	17,70	2,59

Tabela B.11. Concentrações de nutrientes na água dos reservatórios do Parque Itaipu, município de São Carlos, SP, em agosto de 2007

Ponto	Nitrito ($\mu\text{g/l}$)	Nitrato ($\mu\text{g/l}$)	Amônio ($\mu\text{g/l}$)	Nitrogênio total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato inorg. ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato org. ($\mu\text{g/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	Silicato (mg/l)
Iguá P1	0,87	16,46	75,73	415,19	9,73	3,58	6,16	23,58	2,05
Iguá P2	1,15	17,40	46,19	430,20	10,95	4,75	6,21	24,88	1,95
Iguá P3	1,10	22,13	33,75	564,57	9,73	4,45	5,28	11,18	1,83
Iguá P4	1,10	32,99	60,18	481,73	10,04	5,04	5,00	22,60	1,89
Iguá P5	0,81	19,77	40,75	406,71	9,43	3,58	5,85	20,64	1,65
Igarapaba P1	1,10	29,21	51,63	502,60	13,40	1,82	11,58	20,97	1,66
Igarapaba P2	1,15	29,21	50,85	376,05	10,95	4,75	6,21	20,64	1,64
Igarapaba P3	1,32	26,85	37,64	419,11	9,73	4,16	5,57	20,64	1,72
Igarapaba P4	1,15	25,43	90,50	414,54	10,95	5,04	5,91	22,27	1,65
Igarapaba P5	1,27	23,07	30,64	430,85	9,12	4,45	4,67	48,37	1,67
Iembó 01	1,49	44,79	148,02	647,41	11,26	0,94	10,32	41,84	0,00
Iembó 02	2,34	53,29	151,13	592,62	14,93	2,11	12,82	42,82	3,80
Iembó 03	1,72	39,60	151,91	535,22	12,18	0,94	11,24	34,34	3,57
Iembó 04	1,78	39,60	132,47	618,71	12,18	0,35	11,83	36,30	3,65
Iembó 05	1,61	127,90	140,25	561,31	12,48	0,35	12,13	33,36	3,25

Tabela B.12. Concentrações de nutrientes na água da lagoa dos Tropeiros, município de Piumhi, MG, em outubro de 2006

Ponto	Nitrito ($\mu\text{g/l}$)	Nitrato ($\mu\text{g/l}$)	Amônio ($\mu\text{g/l}$)	Nitrogênio total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato inorg. ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato org. ($\mu\text{g/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	Silicato (mg/l)
P1	0,81	10,79	8,10	152,32	9,43	4,45	4,97	24,88	6,89
P2	1,44	9,38	21,31	195,37	16,76	7,09	9,67	32,38	6,43
P3	1,15	10,79	7,32	196,02	10,95	3,87	7,09	23,25	6,22
P4	0,70	7,02	6,54	151,66	16,15	5,63	10,52	25,21	6,69
P5	1,04	9,85	7,32	282,78	15,54	5,63	9,91	32,06	4,67
P6	0,64	6,54	11,21	159,49	13,40	4,16	9,24	30,43	6,51
P7	1,27	8,43	8,10	368,23	22,26	7,68	14,58	88,50	5,18
P8	0,87	7,96	39,19	177,10	14,01	6,80	7,21	29,12	5,22
P9	1,04	5,13	5,77	216,24	23,18	5,63	17,55	26,51	5,32
P10	1,10	7,49	8,10	126,22	24,40	7,09	17,31	36,95	6,93
P11	0,58	6,54	6,54	385,84	16,46	5,04	11,41	42,50	3,48
P12	0,87	8,43	3,43	193,41	20,12	4,16	15,96	37,60	3,75
P13	0,93	8,90	3,43	100,13	24,40	3,28	21,12	31,73	5,92
P14	0,98	2,29	4,99	94,91	12,48	2,70	9,79	26,51	4,92
P15	1,95	5,60	1,88	186,89	11,57	2,99	8,58	45,43	4,91
P16	1,66	7,49	4,99	227,98	17,07	3,58	13,49	38,26	3,72

Tabela B.13. Concentrações de nutrientes na água do reservatório do Monjolinho, município de São Carlos, SP, em dezembro de 2006

Ponto	Nitrito ($\mu\text{g/l}$)	Nitrato ($\mu\text{g/l}$)	Amônio ($\mu\text{g/l}$)	Nitrogênio total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato total ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato inorg. ($\mu\text{g/l}$)	Fosfato org. ($\mu\text{g/l}$)	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	Silicato (mg/l)
P1	9,95	59,90	102,94	621,32	21,34	6,51	14,84	43,48	5,62
P2	22,72	83,04	103,71	627,19	26,23	15,01	11,22	56,20	6,71
P3	10,23	51,40	50,85	570,44	25,62	9,44	16,18	50,33	7,17

C Análise de Correspondência Canônica

Reservatório Igua

```
> summary(cca_igua)
```

Call:

```
cca(X = biotica_igua, Y = abiotica_igua)
```

Partitioning of mean squared contingency coefficient:

	Inertia	Proportion
Total	0.8493	1
Constrained	0.8493	1

Eigenvalues, and their contribution to the mean squared contingency coefficient

	CCA1	CCA2	CCA3
lambda	0.8365	0.01274	6.535e-05
accounted	0.9849	0.99992	1.000e+00

Scaling 2 for species and site scores

* Species are scaled proportional to eigenvalues

* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions

Species scores

	CCA1	CCA2	CCA3
ceratopogon	0.0983	1.356858	1.156e-01
Chaoboridae	-1.9208	-0.002136	-3.091e-04
Chironomidae	0.4362	-0.009980	6.688e-06
Hirudinea	0.5189	1.608942	-9.749e-02
Oligochaeta	0.5189	1.608942	-9.749e-02

Site scores (weighted averages of species scores)

	CCA1	CCA2	CCA3
p1	0.5169	-0.78250	0.09455
p2	0.5189	1.60894	-0.09749
p3	-1.6857	-0.30110	-3.68341
p4	0.5215	-0.78349	0.10234
p5	-2.0045	0.09644	1.18097

Site constraints (linear combinations of constraining variables)

	CCA1	CCA2	CCA3
p1	0.5169	-0.78250	0.09455
p2	0.5189	1.60894	-0.09749
p3	-1.6857	-0.30110	-3.68341
p4	0.5215	-0.78349	0.10234
p5	-2.0045	0.09644	1.18097

Biplot scores for constraining variables

	CCA1	CCA2	CCA3
prof	-0.9976	0.007196	0.09931
MO	-0.9623	-0.024239	-0.14392
AG	0.9278	-0.295539	0.05573

Reservatório Igarapaba

```
> summary(cca_igarapaba)
```

Call:

```
cca(X = biotica_igarapaba, Y = abiotica_igarapaba)
```

Partitioning of mean squared contingency coefficient:

	Inertia	Proportion
Total	0.6533	1
Constrained	0.6533	1

Eigenvalues, and their contribution to the mean squared contingency coefficient

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4
lambda	0.6494	0.003326	0.000535	3.122e-06
accounted	0.9941	0.999176	0.999995	1.000e+00

Scaling 2 for species and site scores

* Species are scaled proportional to eigenvalues

* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions

Species scores

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4
Ceratopogonidae	-0.1921	-0.449029	0.297904	2.595e-03
Chaoboridae	0.8813	0.001572	-0.001028	5.462e-05
Chironomidae	-0.7427	-0.008773	-0.004598	1.879e-04
Hirudinea	-0.3519	-0.098345	0.012697	-2.581e-02
Oligochaeta	-0.7625	0.421545	0.097982	1.364e-03
Trichoptera	-0.6727	0.307819	0.079326	-4.580e-03

Site scores (weighted averages of species scores)

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4
p1	-0.002955	-1.57834	2.16906	0.22396
p2	-1.115756	-2.16316	-1.97690	-0.57822
p3	0.912759	0.09219	-0.54686	1.49295
p4	-1.121806	0.87645	0.17261	0.02514
p5	1.107785	0.33156	-0.07424	-1.39476

Site constraints (linear combinations of constraining variables)

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4
p1	-0.002955	-1.57834	2.16906	0.22396
p2	-1.115756	-2.16316	-1.97690	-0.57822
p3	0.912759	0.09219	-0.54686	1.49295
p4	-1.121806	0.87645	0.17261	0.02514
p5	1.107785	0.33156	-0.07424	-1.39476

Biplot scores for constraining variables

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4
prof	0.9984	-0.03235	0.04345	0.01886
MO	0.4459	-0.40731	0.79343	0.09192
AG	-0.7528	-0.33135	-0.54193	-0.16662
AM	-0.7410	-0.35474	-0.54466	-0.16204

Reservatório Iembó

```
> summary(cca_iembo)
```

Call:

```
cca(X = biotica_iembo, Y = abiotica_iembo)
```

Partitioning of mean squared contingency coefficient:

	Inertia	Proportion
Total	0.6243	1
Constrained	0.6243	1

Eigenvalues, and their contribution to the mean squared contingency coefficient

	CCA1	CCA2	CCA3
lambda	0.6176	0.00554	0.001161
accounted	0.9893	0.99814	1.000000

Scaling 2 for species and site scores

* Species are scaled proportional to eigenvalues

* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions

Species scores

	CCA1	CCA2	CCA3
cdae	-0.2855	-0.018395	-0.490942
cha	-3.3288	0.003619	0.005978
ccc	0.1869	-0.005968	0.002208
hh	0.3015	1.002594	-0.005840
oo	0.3015	1.002594	-0.005840
tri	0.3015	1.002594	-0.005840

Site scores (weighted averages of species scores)

	CCA1	CCA2	CCA3
p1	0.30072	-1.08302	0.82902
p2	0.26867	-1.08005	-0.31642
p3	0.04408	-1.03461	-4.11128
p4	0.30149	1.00259	-0.00584
p5	-3.51665	0.06113	0.17960

Site constraints (linear combinations of constraining variables)

	CCA1	CCA2	CCA3
p1	0.30072	-1.08302	0.82902
p2	0.26867	-1.08005	-0.31642
p3	0.04408	-1.03461	-4.11128
p4	0.30149	1.00259	-0.00584
p5	-3.51665	0.06113	0.17960

Biplot scores for constraining variables

	CCA1	CCA2	CCA3
prof	-0.9445	0.3277	-0.06242
MO	0.1666	-0.8647	0.05989
AG	0.3400	0.6075	-0.14448