

Equipe Executora

Eng. Pesca William Severi, D.Sc. - Coordenador (UFRPE)

Eng. Pesca MSc. Anderson Antonello (Limnologia e Qualidade de Água) - FADURPE

Oceanóg. DSc. Arno Maschmann de Oliveira (Limnologia e Qualidade de Água) - UFAL

Oceanóg. DSc. Paulo Ricardo Petteriros (Limnologia e Qualidade de Água) - UFAL

Eng. Pesca Isabela Maria da Silva Araújo (Ictiologia) - UFRPE

Biól. DSc. Ana Carla Asfora El-Deir (Ictiologia) - UFRPE

Biól. DSc. Karine Magalhães Matos (Macrófitas Aquáticas) - CA/UFPE

Eng. Pesca DSc. Fernando Porto (Zooplâncton) - UFRPE

Biól. Maria Célia de Andrade Lira (Zooplâncton) - UFAL

Biól. DSc. Tereza Cristina dos Santos Calado (Comunidades Bentônicas) - UFAL

Biól. Viviane Ferreira Melo (Comunidades Bentônicas) - FADURPE

Biól. MSc. Ênio Wocily Dantas (Fitoplâncton) - UEPB

Biól. DSc. Enaide Marinho de Melo Magalhães (Fitoplâncton) - UFAL

Eng. Pesca MSc. Michelle Miranda Biondi Antonello (Geoprocessamento) - FADURPE

Téc. Teresa Cristina Paiva dos Santos (Limnologia e Qualidade de Água) - UFRPE

Equipe de apoio

Biól. MSc. Bruno Dourado F. Costa (Limnologia e Qualidade de Água) – FADURPE

Eng. Pesca Antony Evangelista de Lima (Limnologia e Qualidade de Água) – UFRPE

Bióloga MSc. Aline Alves da Rocha (Ictiologia)

Biól. MSc. Elisabeth Cabral Silva Falcão (Ictiologia) - UFRPE

Eng. Pesca Eduardo Vetromilla Fuentes (Limnologia e Qualidade de Água) – UFRPE

Bióloga Vanessa de Castro Melo (Ictiologia) – UFRPE

Bióloga Janaína Maria Carvalho da Silva da Silva Leal (Ictiologia) - UFRPE

Acad. de Bach. em Biologia - Elizabete Lacerda de Andrade Lima (Comun. Bentônicas)

Acad. de Bach. em Biologia - Felipe Francisco Gomes da Silva (Comun. Bentônicas)

Acad. de Bach. em Biologia - Hugo Leandro F. Borges (Comun. Bentônicas)

Acad. de Bach. em Biologia - Renata Pires Castro (Comun. Bentônicas)

Acad. de Engenharia de Pesca - Fabiana Alves da Silva (Ictiologia)

Acad. de Bach. em Biologia - Giovani Thiago do N. A. Pereira (Ictiologia)

Acad. de Bach. em Biologia - Gérsica Moraes Nogueira da Silva (Ictiologia)

Acad. em Engenharia de Pesca – Raphael de Melo Floro (Ictiologia)

Acad. em Engenharia de Pesca – Filipe Lúcio e Silva (Ictiologia)

Acad. de Bach. em Biologia – Thiago Pereira Guerra (Ictiologia)

Acad. de Licen. em Biologia - Valeria Veronica dos Santos (Macrófitas Aquáticas)

Acad. de Bach. em Biologia - Péricles Araujo Ferraz (Fitoplâncton)

Acad. de Bach. em Biologia - Micheline Kézia Cordeiro de Araújo (Fitoplâncton)

Acad. Ithallo Sathio Bessoni Tanabe (Zooplâncton)

Acad. em Biologia - William Fernandes de Araújo Barbosa (Fitoplâncton)

Sumário

Apresentação	5
Introdução	5
Área de trabalho	7
1. Inventário dos Ecossistemas Aquáticos.....	9
2. Monitoramento da Ictiofauna e Biologia Pesqueira.....	10
2.1. Objetivos	11
2.1.A. Objetivo geral	11
2.1.B. Objetivos específicos.....	11
2.2. Princípios Gerais e Metodologia	12
2.2.A. Estações de coleta	12
2.2.B. Metodologia de coleta	14
2.2.B.1. Ictiofauna	14
2.2.B.2. Ictioplâncton	15
2.2.B.3. Alimentação	17
2.2.B.4. Reprodução.....	18
2.3. Resultados e discussão.....	19
2.3.A.1. Composição e CPUE.....	19
2.3.A.2. Ictioplâncton	42
2.3.A.2.1. Coletas durante o monitoramento limnológico	42
2.3.A.2.2. Coletas durante o monitoramento da ictiofauna	46
2.3.A.3. Alimentação	51
2.3.A.4. Reprodução.....	55
2.4. Considerações finais	59
3. Monitoramento Limnológico e da Qualidade da Água	61
3.1. Objetivos	62
3.1.A. Objetivo geral	62
3.1.B. Objetivos específicos.....	62
3.2. Princípios Gerais e Metodologia	63
3.2.A. Estações de coleta	63
3.2.B. Metodologia de coleta	68
3.2.C. Determinação de variáveis <i>in situ</i>	69
3.2.D. Determinação de variáveis em laboratório	69
3.2.D.1. Análises físicas e químicas	69
3.2.D.2. Análises biológicas	70
3.2.D.2.1. Clorofila-a e feofitina.....	70
3.2.D.2.2. Fitoplâncton	71
3.2.D.2.3. Zooplâncton	73
3.2.D.2.4. Macroinvertebrados bentônicos	75
3.2.E. Avaliação do estado trófico	78
3.2.F. Banco de dados georeferenciado.....	79
3.3. Resultados e discussão.....	79
3.3.A. Análises físicas e químicas	83
3.3.A.1. Temperatura, oxigênio dissolvido e DQO.....	83
3.3.A.2. pH, alcalinidade e dureza totais, cálcio e magnésio	94
3.3.A.3. Condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, salinidade, cloretos e silicatos	106
3.3.A.4. Transparência, zona eufótica, coeficiente de extinção vertical e radiação subaquática, turbidez e sólidos em suspensão	121
3.3.A.5. Nitrogênio.....	135
3.3.A.6. Fósforo	147
3.3.B. Estado trófico	159
3.3.C. Avaliação de fontes potenciais de impacto	161
3.3.C.1. Ocupações populacionais.....	162
3.3.C.2. Captações de água	162

3.3.C.3. Empreendimentos de aquicultura.....	163
3.3.C.4. Lançamento de efluentes domésticos e industriais.....	165
3.3.C.5. Cultivos agropecuários	166
3.3.C.6. Óleos e Graxas.....	167
3.3.D. Análises biológicas.....	168
3.3.D.1. Clorofila-a e feofitina	168
3.3.D.2. Fitoplâncton	173
3.3.D.2.1. Reservatório de Xingó	173
3.3.D.2.2. Trecho à jusante da barragem.....	192
3.3.D.3. Zooplâncton	202
3.3.D.3.1. Reservatório de Xingó	202
3.3.D.3.2. Trecho à jusante da barragem.....	220
3.3.D.4. Macroinvertebrados bentônicos	234
3.3.D.4.1. Reservatório de Xingó	234
3.3.D.4.2. Trecho à jusante da barragem.....	253
3.4. Considerações finais	273
4. Monitoramento e Controle de Macrófitas Aquáticas	277
4.1. Objetivos	280
4.1.A. Objetivo geral	280
4.1.B. Objetivos específicos.....	280
4.2. Metodologia.....	280
4.2.A. Inventário Florístico	281
4.2.B. Biomassa.....	281
4.2.C. Contaminação por metais pesados.....	282
4.2.D. Delimitação dos prados	282
4.3. Resultados do período de dezembro/2007 a dezembro/2008.....	282
4.3.A. Composição Florística	282
4.3.B. Biomassa.....	286
4.3.C. Contaminação por metais.....	288
4.3.D. Delimitação dos Prados.....	288
4.4. Considerações finais	290
5. Monitoramento e Avaliação da introdução da Cunha Salina no Estuário do São Francisco ...	292
5.1. Apresentação	292
5.2. Introdução	292
5.3. Descrição da área com foco no objeto.....	293
5.4. Materiais e Métodos	295
5.5. Resultados e Discussões	296
5.6. Conclusões.....	359
6. Bibliografia	360

Apresentação

O presente Relatório Anual compreende as atividades executadas no trecho entre o reservatório de Xingó até a foz do rio São Francisco, contemplando as metodologias que foram adotadas, com descrição dos resultados obtidos para o período de estudo, entre dezembro de 2007 e novembro de 2008, relativo ao PROGRAMA DE INVENTÁRIO DOS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS DO BAIXO SÃO FRANCISCO, celebrado entre a Companhia Hidro Elétrica do São Francisco – CHESF e a Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional – FADURPE.

O referido Programa é composto dos seguintes subprogramas: 1. Inventário dos Ecossistemas Aquáticos, 2. Monitoramento da Ictiofauna e Biologia Pesqueira, 3. Monitoramento Limnológico e da Qualidade da Água, 4. Monitoramento e Controle de Macrófitas Aquáticas e 5. Monitoramento e Avaliação da introdução da Cunha Salina no Estuário do São Francisco.

Introdução

A crescente preocupação com a disponibilidade mundial da água vem exigindo das autoridades contemporâneas uma nova consciência em relação à utilização desse recurso.

Entre os diversos ecossistemas aquáticos, os reservatórios apresentam fundamental importância no desenvolvimento da região Nordeste brasileira, porém suas características de usos múltiplos, como: produção de energia elétrica, irrigação, criação de peixes, abastecimento de água para consumo, navegação e recreação, tem gerado diversos conflitos. No entanto, para a perfeita relação entre o uso e a conservação faz-se necessário conhecer os processos físicos, químicos e biológicos que interagem nesses ecossistemas, gerando informações, através de estudos mais aprofundados, de sua estrutura e funcionamento para posterior implantação de planos de manejo mais adequados.

O rio São Francisco é o mais importante da região Nordeste. Sua bacia tem 640.000 km², abrangendo os estados de Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco,

Alagoas e Sergipe, além do Distrito Federal. Seu curso principal tem aproximadamente 2.863 km de extensão, sendo composta por cerca de 80 rios perenes e 27 intermitentes (CHESF, 2008). Pela sua diversidade climática, extensão e características topográficas, a Bacia é dividida em quatro regiões: o Alto, Médio, Submédio e o Baixo São Francisco, nas quais podem ser caracterizadas três zonas biogeográficas distintas: a mata, a caatinga e os cerrados.

- O alto São Francisco, da nascente até a confluência com o rio Jequitaí, em Pirapora - MG;
- O médio São Francisco, de Pirapora - MG, onde começa o trecho navegável do rio, até a barragem de Sobradinho, na Bahia;
- E o submédio e o baixo, entre Sobradinho e a foz

O aproveitamento hidrelétrico de Xingó está localizado entre os estados de Alagoas e Sergipe, situando-se a 12 km do município de Piranhas - AL e a 6 km do município de Canindé do São Francisco - SE. A Usina de Xingó está instalada no São Francisco, principal rio da região nordestina, tendo como coordenadas 37° 47' de Longitude Oeste e 9° 37' de Latitude Sul, com capacidade de gerar 3.162.000 kW de energia. Está posicionada com relação ao São Francisco a cerca de 65 km à jusante do Complexo de Paulo Afonso, constituindo-se o seu reservatório, face as condições naturais de localização num canyon, numa fonte de turismo na região através da navegação no trecho entre Paulo Afonso e Xingó, além de prestar-se ao desenvolvimento de projetos de irrigação e ao abastecimento d'água para a cidade de Canindé - SE.

Os reservatórios são sistemas complexos que apresentam um padrão dinâmico em seus mecanismos de funcionamento. Os sistemas terrestres e aquáticos da área de influência, bem como os rios em que os reservatórios estão inseridos, são alterados efetivamente em seus fluxos hídricos quando submetidos às interferências antrópicas. Da construção de um reservatório decorrem mudanças que produzem uma completa reorganização dos elementos que compõem o ecossistema, num curto espaço de tempo.

Diante disto, é necessário, não só acompanhá-las, mas desenvolver mecanismos de previsão e prevenção para controle de eventuais desequilíbrios, bem como para conhecimento científico destes ecossistemas e das interações com a bacia hidrográfica e com os sistemas a jusante e a montante, efetuando assim, uma abordagem sistêmica para um melhor gerenciamento ambiental.

Área de trabalho

A área de trabalho inclui o reservatório de Xingó e o trecho do rio São Francisco à jusante da barragem, compreendido entre as cidades de Paulo Afonso - BA a Piaçabuçu - AL. O represamento de Xingó está posicionado com relação ao São Francisco a cerca de 65 km à jusante do Complexo de Paulo Afonso (Figura 1), e o trecho do rio São Francisco a jusante da barragem até a foz tem uma extensão de aproximadamente 200km (Figura 2).



Figura 1 - Imagem do reservatório de Xingó (Fonte: Google Earth).

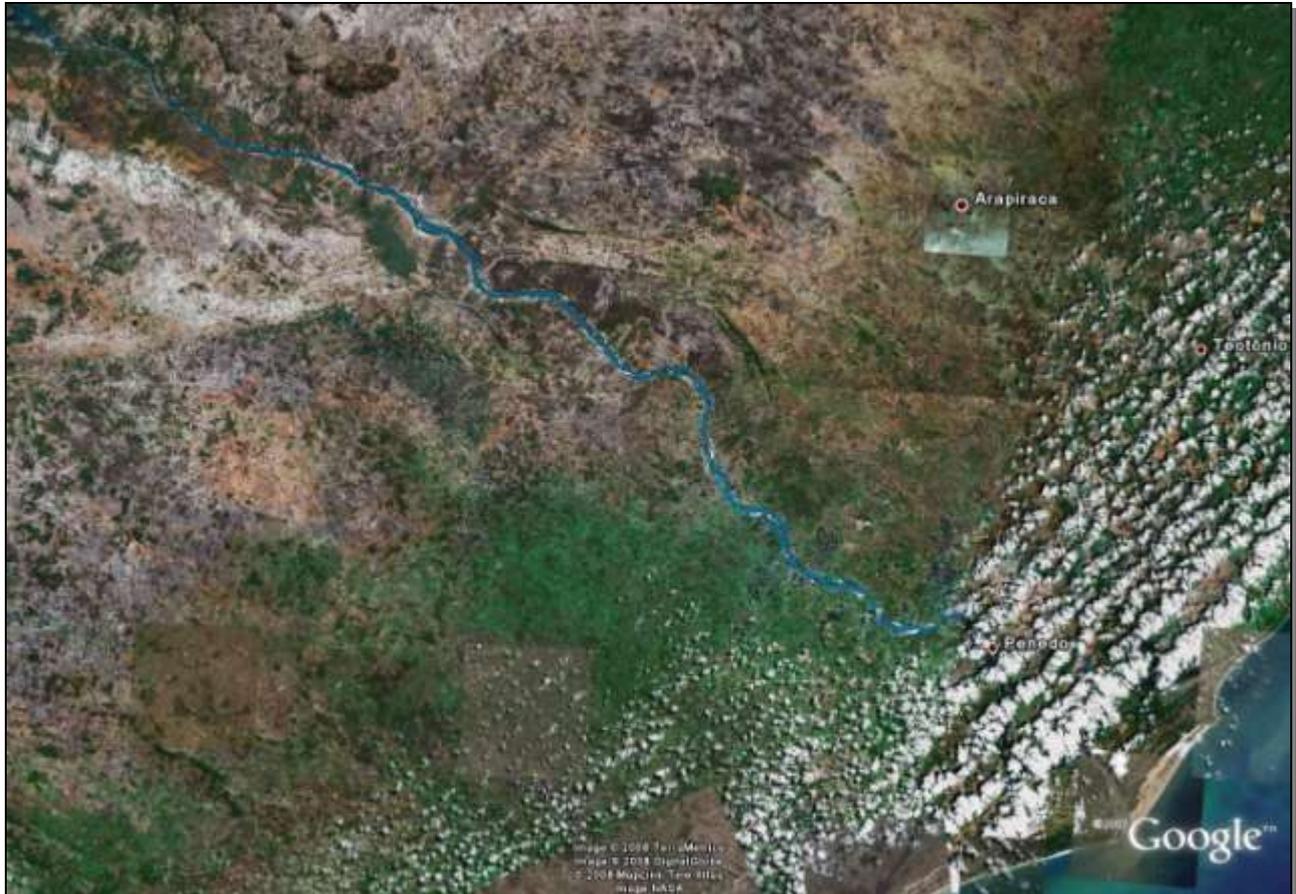


Figura 2 - Imagem do rio São Francisco do trecho a jusante do reservatório de Xingó até a foz. (Fonte: Google Earth).

1. Inventário dos Ecossistemas Aquáticos

Conforme acordado entre a equipe executora deste PROGRAMA DE INVENTÁRIO DOS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS DO BAIXO SÃO FRANCISCO e os membros do DEMG/CHESF, a parte que integra o subprograma 1. Inventário dos Ecossistemas Aquáticos deverá ser apresentado em volume separado, contendo o levantamento de todas as informações coletadas na área de abrangência do referido programa, em periodicidade anual e na forma de relatório da atividade.

2. Monitoramento da Ictiofauna e Biologia Pesqueira

A compreensão da dinâmica da ictiofauna que habita os reservatórios artificiais depende do conhecimento das mudanças decorrentes das alterações nos habitats. Muitas vezes, este conjunto de modificações é tão marcante que o processo equivale à criação de um novo ecossistema (Baxter, 1977 apud Agostinho et al., 2007). No rio São Francisco, a área ocupada por seus reservatórios inundam uma área de cerca de 6.500 km², sendo rico em planícies inundadas e lagoas marginais.

A partir do norte de Minas Gerais, o rio São Francisco sofre forte influência do clima semi-árido, uma vez que está inserido no bioma da Caatinga. A ictiofauna deste ecossistema inclui espécies de diversos grupos tipicamente neotropicais, porém, devido à sua interação com ecossistemas vizinhos, não é possível caracterizar uma ictiofauna específica deste bioma (Rosa et al., 2003).

Após o represamento, a fauna de peixes a se estabelecer é primariamente dependente da fauna pré-existente na região alagada (Agostinho et al., 2007), por isso o conhecimento da ictiofauna existente antes do represamento é fundamental para a compreensão dos processos que levam à alterações na ictiofauna. Infelizmente, na maioria dos reservatórios do São Francisco, principalmente no seu curso médio e baixo, essas informações são praticamente inexistentes.

O represamento de Xingó ocupa uma área de aproximadamente 609.386 km², construído entre 1987 e 1994. Contudo pouco se sabe sobre as comunidades bióticas e as espécies que as dominam, principalmente em se tratando da sua ictiofauna. O presente monitoramento tem por objetivo contribuir de forma significativa ao conhecimento dos padrões de distribuição, composição e do ciclo de vida das espécies de peixes.

2.1. Objetivos

2.1.A. Objetivo geral

Caracterizar, no reservatório de Xingó e no trecho do rio São Francisco à jusante, a composição da ictiofauna e suas relações ecológicas, alguns aspectos biológicos das espécies alvo, como alimentação e reprodução, além de determinar os padrões de abundância, composição e distribuição das fases iniciais dos peixes.

2.1.B. Objetivos específicos

- Diagnosticar a composição da ictiofauna, considerando a presença de migradores e dando ênfase às espécies ameaçadas, raras e de interesse econômico;
- Determinar por espécie a CPUE em número e Biomassa;
- Avaliar a dispersão de formas jovens de peixes, componentes do ictioplâncton, ao longo da área de abrangência do programa;
- Determinar os locais de reprodução e criatórios naturais das espécies migradoras, dando ênfase às espécies ameaçadas, raras e de interesse;
- Realizar estudos de dinâmica populacional e determinar a Captura Máxima Sustentável para as espécies da ictiofauna a serem estudadas;
- Realizar estudos de alimentação e reprodução para a ictiofauna ocorrente na área de abrangência do programa;
- Definir os hábitos alimentares e a época de reprodução das espécies estudadas, relacionando este com o regime hídrico da bacia;
- Relacionar, caracterizar, georeferenciar as áreas e determinar aspectos produtivos e econômicos dos empreendimentos aquícolas;
- Identificar e mapear os pontos de introdução, locais de reprodução e alimentação de espécies introduzidas da ictiofauna;
- Propor Programa de Recuperação da Ictiofauna nativa da região;

- Estabelecer parâmetros bioindicadores para o monitoramento ambiental dos ecossistemas aquáticos, com respectivas justificativas e metodologia.

2.2. Princípios Gerais e Metodologia

A metodologia a ser empregada nos diferentes procedimentos para a realização do monitoramento da Ictiofauna e Biologia Pesqueira, com seus respectivos instrumentos, é apresentada a seguir.

A equipe técnica executora do monitoramento atuará de forma integrada, de modo a permitir uma visão holística das atividades e estimular a percepção dos diferentes profissionais participantes, numa ação interdisciplinar. Ainda, a mesma deverá manter uma articulação permanente com a equipe técnica do DEMG/CHESF visando, desde a definição e acertos metodológicos, até a avaliação contínua das atividades desenvolvidas e dos resultados obtidos, mediante reuniões periódicas de trabalho e a participação conjunta em atividades em campo.

2.2.A. Estações de coleta

Para a coleta da ictiofauna, que serviu como material base para os estudos de composição, CPUE, alimentação e reprodução, foram determinadas estações no reservatório de Xingó e no trecho do rio São Francisco à jusante, priorizando as reentrâncias abrigadas, adotando as nomenclaturas descritas na Tabela 2.2.A-1. Na Tabela 2.2.A-2 constam as estações amostradas e sua localização. As estações tiveram suas posições definitivas devidamente georeferenciadas empregando-se um aparelho portátil de posicionamento global (GPS), marca GARMIN, modelo 12.

As coletas de ictioplâncton foram realizadas em três (3) estações no reservatório de Xingó e em onze (11) estações no trecho de rio à jusante, como mostra a Tabela 2.2.A-3. Buscando investigar áreas mais abrigadas como margens e canais, no reservatório e no rio. Os pontos foram marcados em campo, utilizando-se um GPS (Garmin 12). Além disso, o ictioplâncton também foi amostrado durante o monitoramento limnológico.

Tabela 2.2.A-1 - Descrição das nomenclaturas utilizadas nas estações de coleta.

Local	Pontos de amostragem
Reservatório de Xingó (XI) Trecho do rio São Francisco a jusante da barragem de Xingó (BA)	Rede de emalhar (RD), Ictioplâncton (IP)

Tabela 2.2.A-2 - Estações de amostragens de ictiofauna no reservatório de Xingó e no trecho do rio São Francisco à jusante.

Estação	Coordenada	Ponto de referência
XIRD01	24L 628914 8937294	Xingó – último canal na margem direita
XIRD02	24L 627818 8938148	Xingó – penúltimo canal na margem direita
XIRD03	24L 629844 8936745	Xingó – canal margem esquerda
XIRD04	24L 631150 8938452	Xingó – reentrância na margem esquerda
XIRD05	24L 627153 8936985	Xingó – margem direita
BARD01	24L 779142 8848765	Piaçabuçu – canal norte, margem direita
BARD02	24L 737658 8871559	Propriá – margem esquerda
BARD03	24L 673649 8921012	Pão de Açúcar – margem esquerda
BARD04	24L 777310 8849009	Piaçabuçu
BARD05	24L 738248 8871080	Propriá – canal na margem esquerda
BARD06	24L 672345 8921380	Pão de Açúcar – canal na margem esquerda
BARD07	24L 778083 8848403	Piaçabuçu – margem direita
BARD08	24L 738345 8871250	Propriá – margem esquerda
BARD09	24L 737854 8871457	Propriá – margem esquerda
BARD10	24L 780490 8847199	Piaçabuçu – canal margem esquerda
BARD11	24L 670794 8921041	Pão de Açúcar – margem direita

Tabela 2.2.A-3 - Estações de amostragens de ictioplâncton durante o monitoramento da ictiofauna no reservatório de Xingó e no trecho do rio São Francisco à jusante.

Estação	Coordenadas	Ponto de referência
XI IP 01	24L 627023 8937256	Xingó – área abrigada com bancos de macrófitas
XI IP 02	24L 628664 8937052	Xingó – braço direito
XI IP 03	24L 630752 8937741	Xingó – corpo central
BA IP 05	24L 780415 8848737	Piaçabuçu – margem esquerda
BA IP 06	24L 780371 8848462	Piaçabuçu – centro do canal
BA IP 07	24L 780227 8848351	Piaçabuçu – margem direita
BA IP 10	24L 737912 8871417	Propriá – canal na margem esquerda
BA IP 11	24L 737487 8871631	Propriá – margem esquerda
BA IP 12	24L 737369 8871175	Propriá – centro do canal
BA IP 13	24L 737335 8870823	Propriá – margem direita
BA IP 14	24L 673275 8921026	Pão de Açúcar – margem esquerda
BA IP 15	24L 673514 8720409	Pão de Açúcar – centro do canal
BA IP 16	24L 693923 8919996	Pão de Açúcar – margem direita
BA IP 17	24L 672457 8921350	Pão de Açúcar – canal na margem esquerda

2.2.B. Metodologia de coleta

2.2.B.1. Ictiofauna

O estudo da ictiofauna foi efetuado em estações localizadas em regiões distintas do reservatório de Xingó (XI RD 01, XI RD 02, XI RD 03 e XI RD 04) e no trecho à sua jusante do rio São Francisco a baixo do reservatório de Xingó, referentes as cidades de Pão de Açúcar (BARD03, BARD06 e BARD11), Propriá (BARD02, BARD05, BARD09 e BARD10) e Piaçabuçu (BARD01, BARD04, BARD07 e BARD8).

A coleta foi realizada utilizando-se 22 redes de emalhar, sendo 11 de fundo e 11 de superfície, com malhas de 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 60 e 70 mm de abertura (entre nós opostos), com comprimento total de 25 m cada e altura entre 1,44 e 3,60 m.

As redes foram lançadas, preferencialmente, às 17:00h e recolhidas às 5:00h da manhã do dia seguinte. Para as espécies capturadas foi registrado seu nome vulgar, sendo os exemplares separados por espécie e colocados em sacos plásticos com todas as informações sobre as malhas referidas e estações referidas, para posterior análise.

Todo o material ictiológico coletado, destinado à análise biológica, foi conservado em gelo e transportado para a Base de Campo, em Paulo Afonso, onde foi analisado. Posteriormente, os exemplares destinados ao registro e acervo taxonômico foram fixados com formol a 10% e acondicionados em bombonas plásticas para seu transporte ao laboratório.

No laboratório, estimou-se a captura por unidade de esforço - CPUE, determinada em indivíduos/m² (ind.m⁻²) e gramas/m² (g.m⁻²), como forma de expressão da abundância e biomassa das espécies capturadas com cada rede.

A captura por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) foi avaliada segundo as equações:

$$CPUE_n = \sum_m^{60} (Nm \times EPm^1) \qquad CPUE_b = \sum_m^{60} (Bm \times EPm^1)$$

sendo,

Nm = número de peixes capturados pela malha m

Bm = biomassa de peixes capturados pela malha m

EPm = esforço de pesca em m² das redes da malha m

m = tamanho da malha (12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 60 e 70 mm).

Para complementar os dados qualitativos da ictiofauna, além das redes de espera utilizadas, foram empregadas tarrafas, puçás e rede de arrasto com abertura de 10 mm (entre nós opostos). Os espécimes capturados através destes apetrechos auxiliares não constaram nos cálculos de CPUE pela dificuldade de padronização do esforço de pesca, servindo para análise qualitativa das áreas de influência do reservatório. Em cada trecho foram inventariados diferentes biótopos passíveis de exploração pelas diferentes espécies, como praias, árvores submersas, etc., de acordo com a finalidade das coletas e sua adequação aos diferentes apetrechos a serem empregados.

Os exemplares coletados foram fixados em formol a 10% por 24h e posteriormente conservados em álcool a 70%, em seguida foram medidos para tomada do comprimento padrão (CP), utilizando-se ictiômetro e paquímetro. A identificação foi realizada até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se literatura especializada, como Eigenmann (1917, 1918, 1921, 1927), Eigenmann & Myers (1929), Fowler (1948, 1949, 1950, 1951, 1954), Menezes e Figueiredo (1980; 1985); Figueiredo e Menezes (1980; 1987), Britski et al. (1988), Nelson, (1994), Carpenter (2002), Reis et al. (2003), Buckup et al. (2007).

2.2.B.2. Ictioplâncton

No reservatório de Xingó, o ictioplâncton foi coletado em duas ocasiões distintas: durante o monitoramento limnológico e durante as campanhas de ictiofauna.

As coletas durante o monitoramento limnológico foram feitas durante o período diurno através de arrastos sub-superficiais utilizando-se rede de plâncton com abertura de malha de 500µm e 30 cm de diâmetro de boca. Os arrastos tiveram duração padronizada de 10 minutos e o volume de água filtrado pela rede foi registrado através de um fluxômetro acoplado à mesma.

Nas campanhas de ictiofauna o ictioplâncton foi preferencialmente coletado durante o período noturno, no reservatório de Xingó e no trecho de rio à jusante, nas cidades de Pão de Açúcar, Propriá e Piaçabuçu. Foram realizados arrastos de sub-superfície, com rede de plâncton com abertura de malha de 500 µm e 30 cm de diâmetro

de boca, além de coletas de fundo, em trechos de correnteza, utilizando-se uma rede de plâncton com malha de 500 μm e abertura de boca de 30 cm acoplada a um trenó metálico. O tempo de coleta foi padronizado em 10 minutos e o fluxo de água filtrado foi registrado por um fluxômetro.

Para estimar o volume filtrado foi utilizada seguinte equação:

$$V = \frac{\text{Área.da.rede} \times D \times F}{999999}$$

onde, D = n° de rotações do fluxômetro
F= fator do fluxômetro

O material coletado foi concentrado no copo coletor e armazenado em recipientes plásticos de 500 ml, foi adicionada solução de formalina a 4 % neutralizada com carbonato de cálcio. As amostras foram etiquetadas e, posteriormente transportadas para o laboratório onde foram analisadas.

No laboratório procedeu-se a triagem de ovos e larvas de peixes utilizando-se estereomicroscópio, pinças e câmara de Bogorov. As larvas encontradas foram identificadas ao menor nível taxonômico possível, utilizando como principal fonte o guia de Nakatani *et al.* (2001). Além disso, foi aferido o comprimento padrão (mm) e os estágios de desenvolvimento classificados em larval vitelino (LV), pré-flexão (PF), flexão (FL), pós-flexão (PO) e jovem (JV). Os ovos triados foram contados e observadas algumas características como forma (esférico ou elíptico), diâmetro (mm), presença de gotas de óleo e espaço perivitelino (grande ou pequeno).

A densidade de larvas capturada foi expressa em organismos por metro cúbico (org.m^{-3}) a partir da relação entre o número de indivíduos coletados e o volume de água filtrado. Foi calculada a participação relativa dos estágios de desenvolvimento e dos táxons por estação, a partir dos dados de densidade. Os valores de comprimento padrão foram submetidos a uma análise de variância (Anova - Kruskal-Wallis) a fim de observar prováveis variações no tamanho entre as estações. Diferenças na densidade de ovos e larvas em função de oscilações nas condições abióticas foram analisadas através da análise de componentes principais (ACP) a partir de uma matriz de correlação (r-Pearson), para as variáveis temperatura, oxigênio dissolvido, pH e profundidade.

2.2.B.3. Alimentação

As espécies que foram separadas para o estudo da dinâmica alimentar estão entre as quinze (15) mais importantes da área estudada, sob o ponto de vista pesqueiro e aquelas consideradas como de grande importância comercial, sendo elas: *Acestrorhynchus britski*, *Acestrorhynchus lacustris*, *Bryconops affinis*, *Curimatella lepidura*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus piau*, *Metynis maculatus*, *Myleus micans*, *Pachirus francisci*, *Parauchenipterus galeatus*, *Pimelodus maculatus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Serrasalmus brandtii*, *Tetragonopterus chalceus* e *Triportheus guentheri*.

Após a mensuração do comprimento padrão (mm) e peso (g) dos peixes selecionados, estes foram eviscerados para a retirada do trato digestório (estômago e intestino). Os estômagos foram pesados e os intestinos foram medidos (mm). Os mesmos foram acondicionados em frascos de plásticos etiquetados e fixados em formol 4%, para posterior análise dos itens alimentares.

Antes da análise do conteúdo estomacal, os estômagos foram analisados quanto ao grau de repleção, adotando-se a seguinte escala, baseado em Gomes e Verani (2003): grau 0 - para estômagos vazios, grau I - para estômagos parcialmente vazios, grau II - para estômagos parcialmente cheios e grau III - para completamente cheios. O conteúdo estomacal foi analisado e identificado sob estereomicroscópio com a ajuda de bibliografias especializadas.

Para o estudo do conteúdo estomacal foi utilizado o método de frequência de ocorrência dos itens (FO), que fornece o espectro alimentar, expresso pela quantidade de estômagos que apresentam o ítem em questão, em relação ao total de estômagos com conteúdo analisados, segundo Zavala-Camin (1996) e o método volumétrico (Vi), (Hyslop, 1980), que fornece, semiquantitativamente, o volume de dado ítem alimentar em relação ao volume de todos os ítems alimentares presentes nos estômagos.

Sobre os valores da frequência de ocorrência e volume foi aplicado o índice de importância alimentar (IAi) (Kawakami & Vazzoler, 1980), através da expressão:

$$IAi = \frac{Fi \times Vi}{\sum_{i=1}^n (Fi \times Vi)}$$

onde: IAi = Importância alimentar do item i

i = 1, 2, ..., n = itens alimentares

Fi = frequência de ocorrência (%) de cada item

Vi = volume (%) atribuído a cada item

Para o estudo do intestino foi calculado o quociente intestinal (Barbieri et al., 1994).

$$Qi = \frac{Ci}{CP}$$

onde: Qi = Quociente intestinal
Ci = Comprimento do intestino
CP = Comprimento Padrão

Também foi calculado o Índice de Repleção Gástrica (IR), o qual indica quão repleto está o estômago. A relação utilizada segundo Zavala-Camin (1996), é representada a seguir:

$$IR = \frac{We}{Wp} .100$$

onde: We é a massa do estômago em gramas
Wp é a massa do peixe em gramas

Para os peixes considerados iliófagos, foi determinado o teor de matéria orgânica presente nos estômagos, baseado em APHA (1995), no qual a matéria orgânica é expressa pela diferença do peso seco e peso em cinzas da amostra.

2.2.B.4. Reprodução

As gônadas foram retiradas das espécies mais abundantes, pesadas, inspecionadas e classificadas segundo escala de maturidade gonadal, conforme Vazzoler (1981), sendo classificadas entre: 1 = imaturo, 2 = em maturação, 3 = maduro, 4= parcialmente desovado/esvaziado, 5= repouso; e posteriormente fixadas em solução de formol 4% e acondicionadas para análise histológica e estimativa da fecundidade. A metodologia de análise dos parâmetros mencionados foi aquela proposta por Vazzoler (1981, 1996), e efetuada no Laboratório de Ictiologia do Departamento de Pesca da UFRPE, onde o Índice gonadossomático é obtido através da equação: $IGS = \frac{PG}{PT} .100$ onde, PG (peso da gônada) e PT (peso total).

Quando possível foi realizado para a composição da população das espécies analisadas o teste Qui-quadrado (χ^2) para verificar possíveis diferenças na proporção sexual (Vazzoler, 1996).

2.3. Resultados e discussão

As Tabelas e Figuras constantes no presente item contêm os resultados obtidos no monitoramento da Ictiofauna e Biologia Pesqueira, no reservatório de Xingó e no trecho do rio São Francisco à jusante, amostrados no período de fevereiro a outubro de 2008.

2.3.A.1. Composição e CPUE

No reservatório de Xingó

Durante o período de fevereiro a outubro de 2008, no reservatório de Xingó foi capturado um total de 206 indivíduos, sendo *Plagioscion squamosissimus* a espécie mais abundante com 60,68% dos indivíduos, seguida de *Hypostomus spp.* com 16,50%, *Acestrorhynchus britskii* com 8,25%, *Metynnis maculatus* com 4,85%, *Serrasalmus brandtii* com 2,43% e *Cichla spp.* com 1,46% (Figura 2.3.A.1-1).

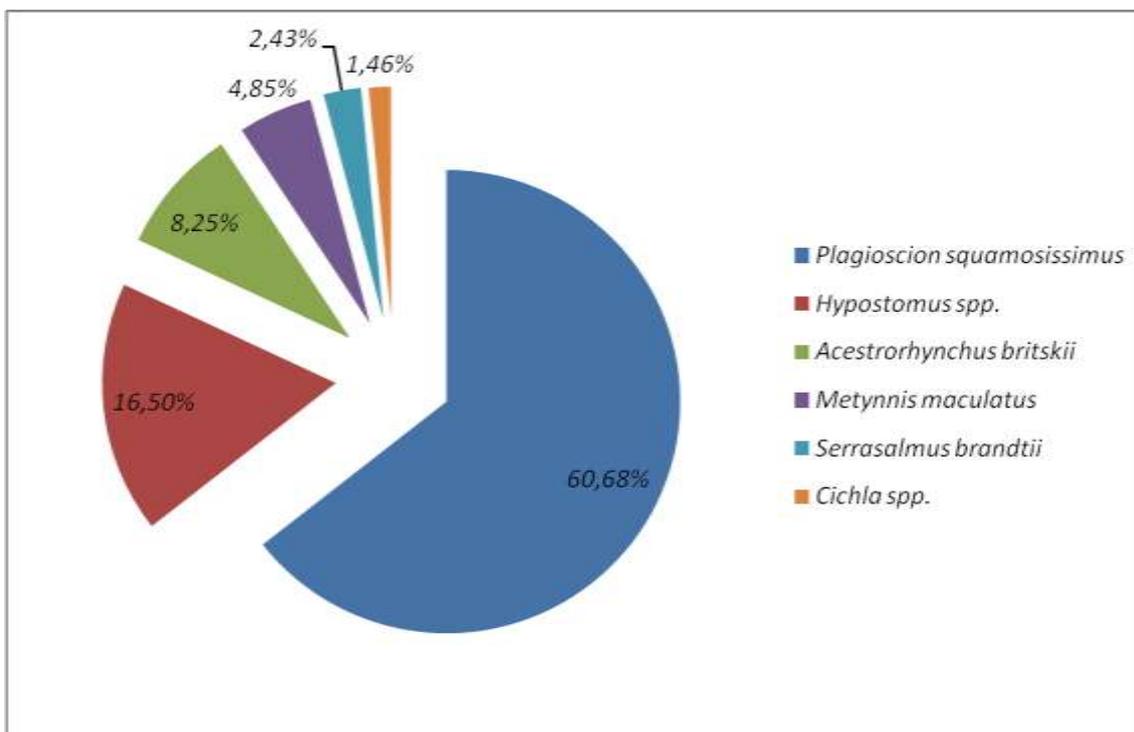


Figura 2.3.A.1-1 - Frequência relativa das espécies mais representativas do reservatório de Xingó no período de fevereiro a outubro de 2008.

Para se avaliar o esforço de pesca em relação às malhas da rede de espera nas estações XI RD 01, XI RD 02, XI RD 03, XI RD 04 e XI RD 05 do reservatório de Xingó, foi analisada a CPUE por número de indivíduos (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b).

No período amostrado foi observado um maior valor de captura em termos de número de indivíduos (CPUE_n) nos meses de abril e junho respectivamente. No mês de abril foi observado um maior valor de captura nas malhas 30, 12 e 35 respectivamente. No mês de junho foi observado um maior valor de captura nas malhas 15, 25 e 40 respectivamente. O mês de fevereiro apresentou o menor valor de captura e só apresentou captura em 3 malhas (Figura 2.3.A.1-2 e Tabela 2.2.A-1).

Os maiores valores de captura por número de indivíduos demonstraram uma maior quantidade de indivíduos representados por *Plagioscion squamosissimus*, sendo está à espécie que ocorreu em um maior número de malhas (Tabela 2.3.A.1-3).

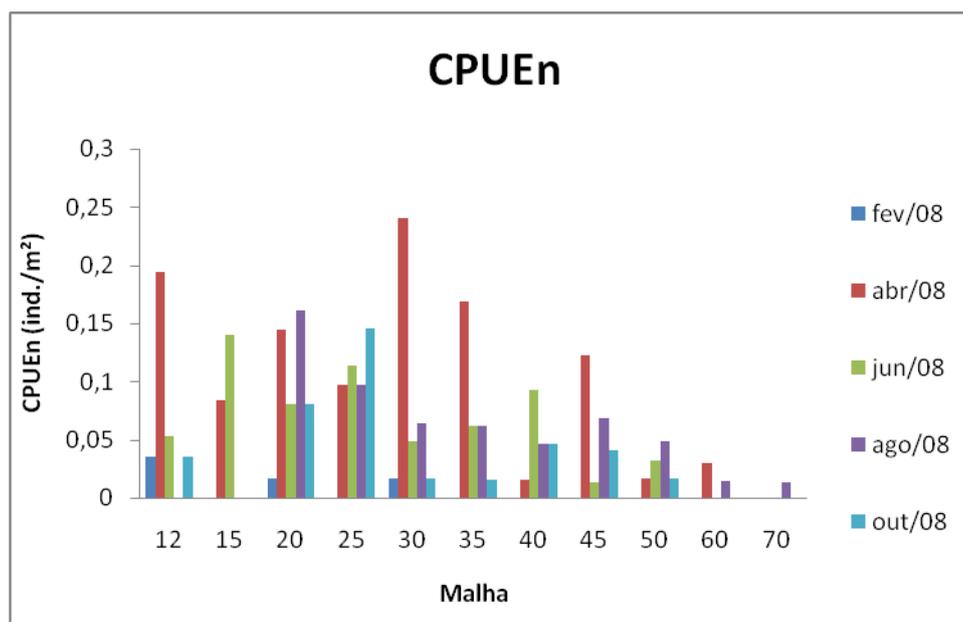


Figura 2.3.A.1-2 - CPUE total por números de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera no reservatório de Xingó entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

Em termos de biomassa (CPUE_b), foi observado um maior valor de captura nos meses de abril e agosto respectivamente. No mês de abril foi observado um maior valor de captura nas malhas 30, 45 e 35 respectivamente. No mês de agosto foi observado um maior valor de captura nas malhas 30, 35 e 45 respectivamente (Figura 2.3.A.1-3 e Tabela 2.3.A.1-2).

Os maiores valores de captura em termos de biomassa foram representados por *Plagioscion squamosissimus* e *Hypostomus* spp. (Tabela 2.3.A.1-4).

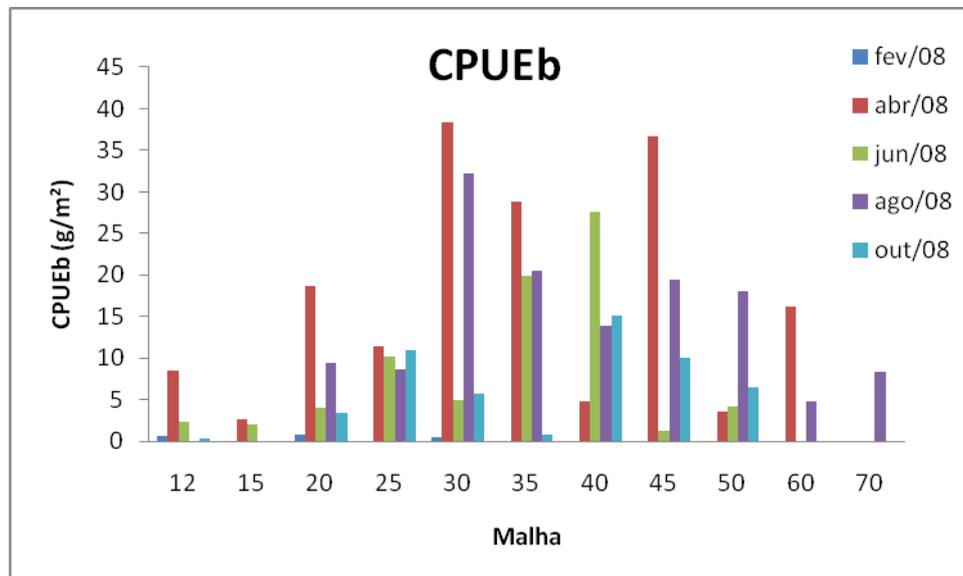


Figura 2.3.A.1-3 - CPUE total por biomassa de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera no reservatório de Xingó entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

Tabela 2.3.A.1-1 - CPUE total por número de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera no reservatório de Xingó entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malhas										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0,035	0	0,016	0	0,016	0	0	0	0	0	0
abr/08	0,193	0,084	0,144	0,097	0,240	0,169	0,015	0,122	0,016	0,029	0
jun/08	0,052	0,140	0,080	0,113	0,048	0,061	0,093	0,013	0,032	0	0
ago/08	0	0	0,160	0,097	0,064	0,061	0,046	0,067	0,048	0,014	0,013
out/08	0,035	0	0,080	0,145	0,016	0,015	0,046	0,040	0,016	0	0

Tabela 2.3.A.1-2 - CPUE total por biomassa de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera no reservatório de Xingó entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malhas										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0,617	0	0,739	0	0,45	0	0	0	0	0	0
abr/08	8,439	2,559	18,604	11,412	38,429	28,863	4,824	36,713	3,514	16,194	0
jun/08	2,379	1,94	4,065	10,244	4,964	19,852	27,635	1,209	4,227	0	0
ago/08	0	0	9,463	8,64	32,244	20,498	13,898	19,477	17,993	4,817	8,337
out/08	0,317	0	3,454	10,893	5,639	0,723	15,061	9,969	6,446	0	0

Tabela 2.3.A.1-3 - CPUE total por número de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera no reservatório de Xingó entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0,123	0,084										
<i>Cichla</i> spp.	0,018				0,016					0,015		
<i>Eigenmannia virescens</i>	0,018											
<i>Hoplias lacerdae</i>				0,016								
<i>Hoplias malabaricus</i>						0,015	0,016					
<i>Hypostomus</i> spp.			0,048	0,016	0,096	0,061	0,093	0,108	0,080	0,015		
<i>Leporellus vittatus</i>				0,016		0,015						
<i>Metynnis maculatus</i>						0,123	0,031	0,014	0,016			
<i>Myleus micans</i>					0,016							
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0,140	0,141	0,417	0,405	0,224	0,061	0,062	0,108	0,016		0,013	
<i>Roeboides xenodon</i>	0,018											
<i>Schizodon knerii</i>					0,016							
<i>Serrasalmus brandtii</i>					0,016	0,031		0,014		0,015		
<i>Triportheus guentheri</i>			0,016									
Total	0,316	0,225	0,481	0,454	0,384	0,307	0,202	0,243	0,112	0,044	0,013	

Tabela 2.3.A.1-4 - CPUE total por biomassa de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera no reservatório de Xingó entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	3,312	2,559										
<i>Cichla</i> spp.	0,141				10,234					11,067		
<i>Eigenmannia virescens</i>	0,211											
<i>Hoplias lacerdae</i>				2,707								
<i>Hoplias malabaricus</i>						5,459	8,182					
<i>Hypostomus</i> spp.			11,133	4,069	20,419	17,929	30,635	29,161	23,483	4,817		
<i>Leporellus vittatus</i>				2,658		5,259						
<i>Metynnis maculatus</i>						24,049	1,691	1,209	1,150			
<i>Myleus micans</i>					0,450							
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	7,963	1,940	24,451	31,754	45,176	14,623	20,908	35,273	7,547		8,337	
<i>Roeboides xenodon</i>	0,123											
<i>Schizodon knerii</i>					4,884							
<i>Serrasalmus brandtii</i>					0,562	2,614		1,725		5,127		
<i>Triportheus guentheri</i>			0,739									
Total	11,751	4,499	36,323	41,188	81,725	69,933	61,416	67,368	32,180	21,011	8,337	

A espécie que apresentou maior amplitude de comprimento padrão foi *Plagioscion squamosissimus* com um total de 325 mm de amplitude. Os exemplares com maior comprimento padrão foram *Plagioscion squamosissimus* e *Hoplias lacerdae* com 395 e 330 mm respectivamente, e os menores foram *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla* spp. com 70 e 72 mm respectivamente (Tabela 2.3.A.1-5).

Tabela 2.3.A.1-5 - Amplitude de comprimento padrão dos diferentes táxons encontrados no reservatório de Xingó no período de fevereiro a outubro de 2008.

Taxa	CP (mm)		N
	Mín	Máx	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	105	145	17
<i>Anchoviella vaillanti*</i>	-	-	1
<i>Cichla</i> spp.	71	316	3
<i>Eigenmannia virescens</i>	218	218	2
<i>Hoplias lacerdae</i>	209	330	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	279	279	1
<i>Hypostomus</i> spp.	156	255	34
<i>Leporellus vittatus</i>	252	198	2
<i>Metynnis maculatus</i>	82	160	10
<i>Myleus micans</i>	89	89	1
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	70	395	125
<i>Roeboides xenodon</i>	72	72	1
<i>Schizodon knerii</i>	228	228	1
<i>Serrasalmus brandtii</i>	97	258	5
<i>Triportheus guentheri</i>	122	122	1

*Exemplar danificado

Através da análise de diversidade observa-se a espécie *Plagioscion squamosissimus* predominou em todos os meses fazendo que a diversidade se apresenta-se baixa em quase todos os meses, com exceção de fevereiro que o número de indivíduos de todas as espécies foi baixo (Figura 2.3.A.1-4). O teste de Kruskal-Wallis demonstrou diferenças significativas entre os meses ($p < 0,05$).

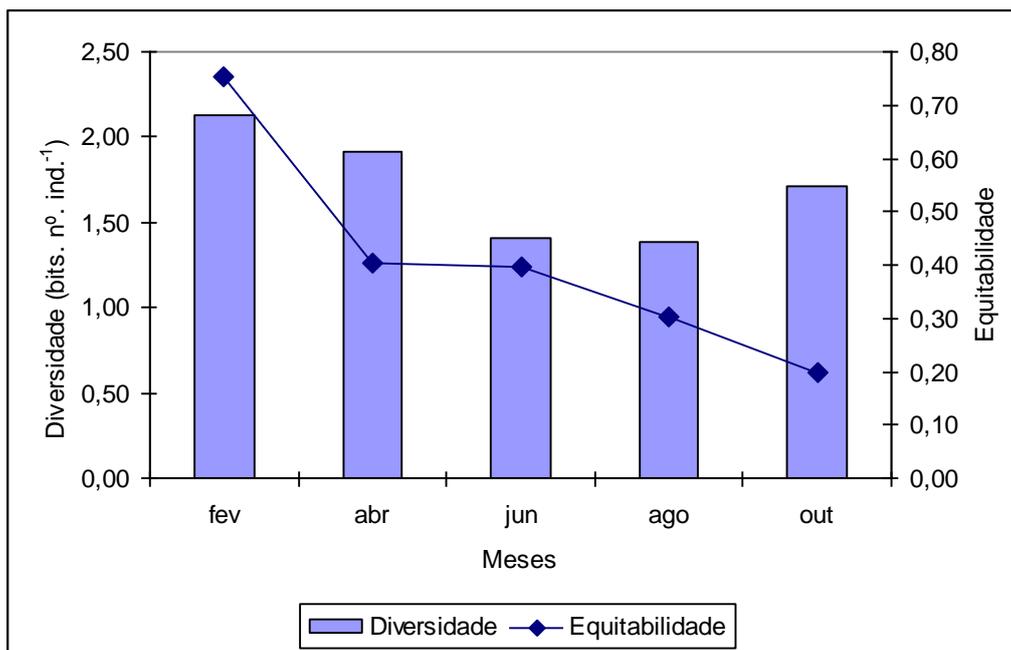


Figura 2.3.A.1-4 - Diversidade e equitabilidade entre os meses de coleta no reservatório de Xingó.

No trecho do rio São Francisco próximo a cidade de Pão de Açúcar

Durante o período de fevereiro a outubro de 2008, na região de Pão de Açúcar, foi capturado um total de 363 indivíduos, sendo *Oreochromis niloticus* a espécie mais abundante com 31,40% dos indivíduos, seguida de *Astyanax fasciatus* com 30,85%, *Anchoviella vaillanti* com 11,29%, *Astyanax gr. bimaculatus* com 9,37% e *Leporinus piau* com 4,13% (Figura 2.3.A.1-5).

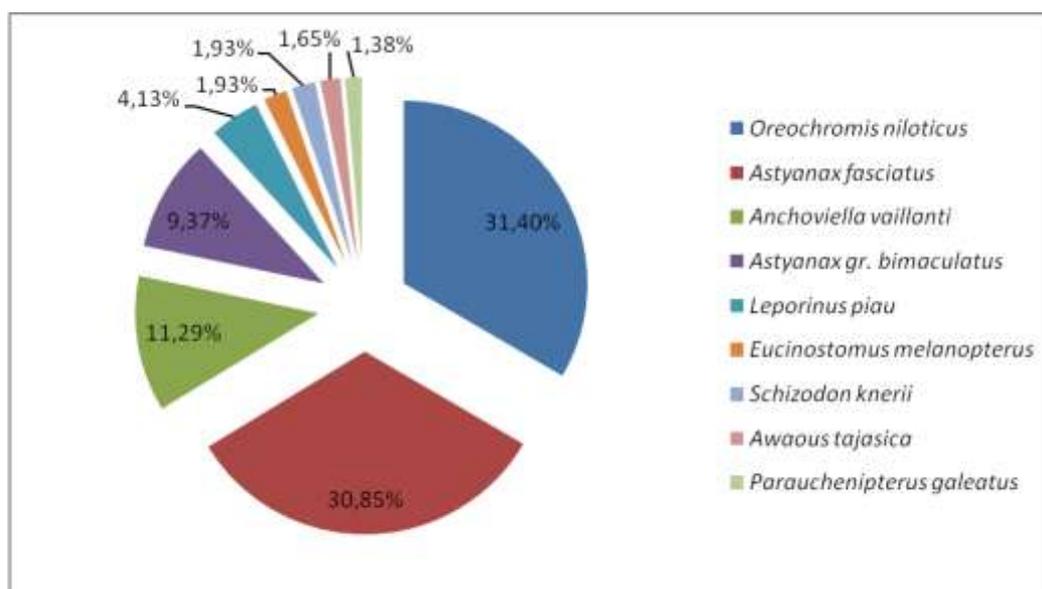


Figura 2.3.A.1-5 - Frequência relativa das espécies mais representativas na região de Pão de Açúcar no período de fevereiro a outubro de 2008.

Para se avaliar o esforço de pesca em relação às malhas da rede de espera, na região de Pão de Açúcar, nas estações BARD03, BARD06 e BARD11, foi analisada a CPUE por número de indivíduos (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b).

No período amostrado foi observado um maior valor de captura em termos de número de indivíduos (CPUE_n) nos meses de outubro e junho respectivamente. No mês de outubro foi observado um maior valor de captura nas malhas 12, 15 e 20 respectivamente. No mês de junho foi observado um maior valor de captura nas malhas 15, 12 e 35 respectivamente. Não houve capturas nos meses de fevereiro e agosto (Figura 2.3.A.1-6 e Tabela 2.3.A.1-6).

Os maiores valores de captura por número de indivíduos demonstraram uma maior quantidade de indivíduos representados por *Astyanax fasciatus* e *Anchoviella vaillanti* (Tabela 2.3.A.1-8).

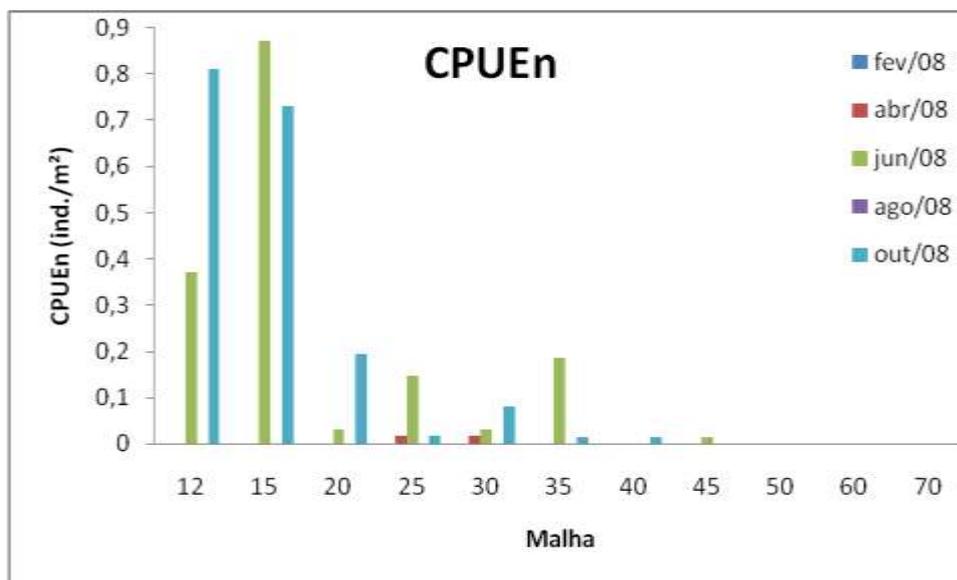


Figura 2.3.A.1-6 - CPUE total por números de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Pão de Açúcar entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

Em termos de biomassa (CPUE_b), foi observado um maior valor de captura nos meses de junho e outubro respectivamente. No mês de junho foi observado um maior valor de captura nas malhas 35, 15 e 25 respectivamente. No mês de outubro foi observado um maior valor de captura nas malhas 15, 12 e 30 respectivamente. O mês de fevereiro apresentou o menor valor de captura (Figura 2.3.A.1-7 e Tabela 2.3.A.1-7).

Os maiores valores de captura em termos de biomassa foram representados por *Schizodon knerii* e *Astyanax fasciatus* (Tabela 2.3.A.1-9).

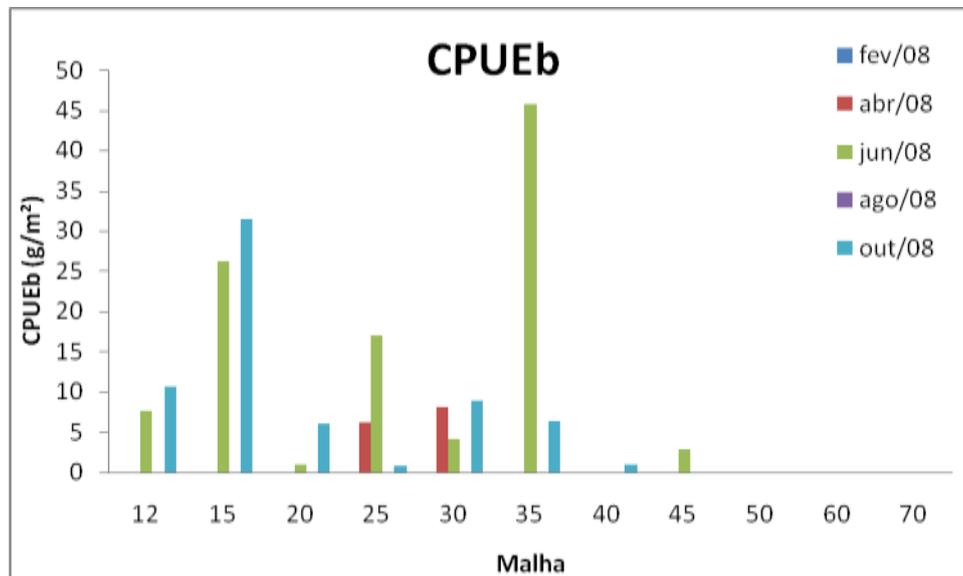


Figura 2.3.A.1-7 - CPUE total por biomassa de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Pão de Açúcar entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

Tabela 2.3.A.1-6 - CPUE total por números de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Pão de Açúcar entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malhas										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
abr/08	0	0	0	0,016	0,016	0	0	0	0	0	0
jun/08	0,369	0,871	0,032	0,145	0,032	0,184	0	0,013	0	0	0
ago/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
out/08	0,810	0,731	0,192	0,016	0,080	0,015	0,015	0	0	0	0

Tabela 2.3.A.1-7 - CPUE total por biomassa de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Pão de Açúcar entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malhas										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
abr/08	0	0	0	6,256	8,122	0	0	0	0	0	0
jun/08	7,628	26,231	0,938	16,960	4,176	45,759	0	2,780	0	0	0
ago/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
out/08	10,677	31,394	6,008	0,810	8,819	6,273	0,946	0	0	0	0

Tabela 2.3.A.1-8 - CPUE total por número de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Pão de Açúcar entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>		0,056										
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>		0,028		0,016								
<i>Anchoviella vaillanti</i>	0,387	0,112	0,016									
<i>Apareiodon</i> spp.		0,028										
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i>		0,028	0,016									
<i>Astyanax fasciatus</i>	0,757	1,124	0,080		0,016							
<i>Awaous tajasica</i>		0,056										
<i>Centropomus parallelus</i>					0,016							
<i>Centropomus undecimalis</i>				0,016								
<i>Cichla</i> spp.					0,016							
<i>Curimatella lepidura</i>			0,032									
<i>Cyphocharax gilbert</i>		0,028										
<i>Eigenmannia virescens</i>	0,018											
<i>Eucinostomus melanopterus</i>		0,028	0,048	0,032	0,016							
<i>Leporinus piau</i>	0,018	0,028		0,113	0,048	0,031						
<i>Metynnis maculatus</i>						0,046						
<i>Oreochromis niloticus</i>								0,014				
<i>Parauchenipterus galeatus</i>		0,028	0,032		0,016		0,016					
<i>Pimelodus maculatus</i>		0,028				0,015						
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i>						0,015						
<i>Schizodon knerii</i>		0,028				0,092						
Total	1,179	1,602	0,225	0,178	0,128	0,200	0,016	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabela 2.3.A.1-9 - CPUE total por biomassa de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Pão de Açúcar entre os meses de fevereiro de 2008 a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>		1,726										
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>		0,872		1,702								
<i>Anchoviella vaillanti</i>	8,756	3,556	0,707									
<i>Apareiodon</i> spp.		0,101										
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i>		0,238	0,450									
<i>Astyanax fasciatus</i>	6,657	16,724	2,121		0,257							
<i>Awaous tajasica</i>		4,194										
<i>Centropomus parallelus</i>					8,123							
<i>Centropomus undecimalis</i>				6,257								
<i>Cichla</i> spp.					3,824							
<i>Curimatella lepidura</i>			1,004									
<i>Cyphocharax gilbert</i>		0,360										
<i>Eigenmannia virescens</i>	0,190											
<i>Eucinostomus melanopterus</i>		1,743	1,187	2,005	0,851							
<i>Leporinus piau</i>	2,701	10,151		14,063	6,537	8,324						
<i>Metynnis maculatus</i>						1,833						
<i>Oreochromis niloticus</i>								2,780				
<i>Parauchenipterus galeatus</i>		2,193	1,478		1,526		0,946					
<i>Pimelodus maculatus</i>		2,306				6,274						
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i>						1,605						
<i>Schizodon knerii</i>		13,460				33,997						
Total	18,304	57,624	6,946	24,026	21,118	52,033	0,946	2,780	0,000	0,000	0,000	0,000

A espécie que apresentou maior amplitude de comprimento padrão foi *Pimelodus maculatus* com um total de 113 mm. Os exemplares com maior comprimento padrão foram *Centropomus parallelus* e *Centropomus undecimalis* com 335 e 327 mm respectivamente, e os menores foram *Apareiodon* spp. e *Astyanax fasciatus* ambos com 60 mm (Tabela 2.3.A.1-10)

Tabela 2.3.A.1-10 - Amplitude de comprimento padrão dos diferentes táxons encontrados na região de Pão de Açúcar no período de fevereiro a outubro de 2008.

Taxa	CP (mm)		N
	Mín	Máx	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	145	155	2
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	136	196	2
<i>Anchoviella vaillanti</i>	114	160	41
<i>Apareiodon</i> spp.	60	60	1
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i>	65	94	2
<i>Astyanax fasciatus</i>	60	107	95
<i>Awaous tajasica</i>	34,5	105	2
<i>Centropomus parallelus</i>	335	335	1
<i>Centropomus undecimalis</i>	327	327	1
<i>Cichla</i> spp.	216	216	1
<i>Curimatella lepidura</i>	102	107	2
<i>Cyphocharax gilbert</i>	89	89	1
<i>Eigenmannia virescens</i>	192	192	2
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	101	145	7
<i>Leporinus piau</i>	165	240	15
<i>Metynnis maculatus</i>	88	105	3
<i>Oreochromis niloticus</i>	166	166	1
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	110	141	5
<i>Pimelodus maculatus</i>	151	264	2
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i>	165	165	1
<i>Schizodon knerii</i>	274	314	7

No trecho do rio São Francisco próximo a cidade de Propriá

Durante o período de fevereiro a outubro de 2008, na região de Propriá, foi capturado um total de 117 indivíduos, sendo *Moenkhausia costae* a espécie mais abundante com 34,19% dos indivíduos, seguida de *Serrasalmus brandtii* com 15,38%, *Leporinus piau* com 14,53%, *Cyphocharax gilbert* com 9,40% e *Microphis brachyurus* com 3,42% (Figura 2.3.A.1-8).

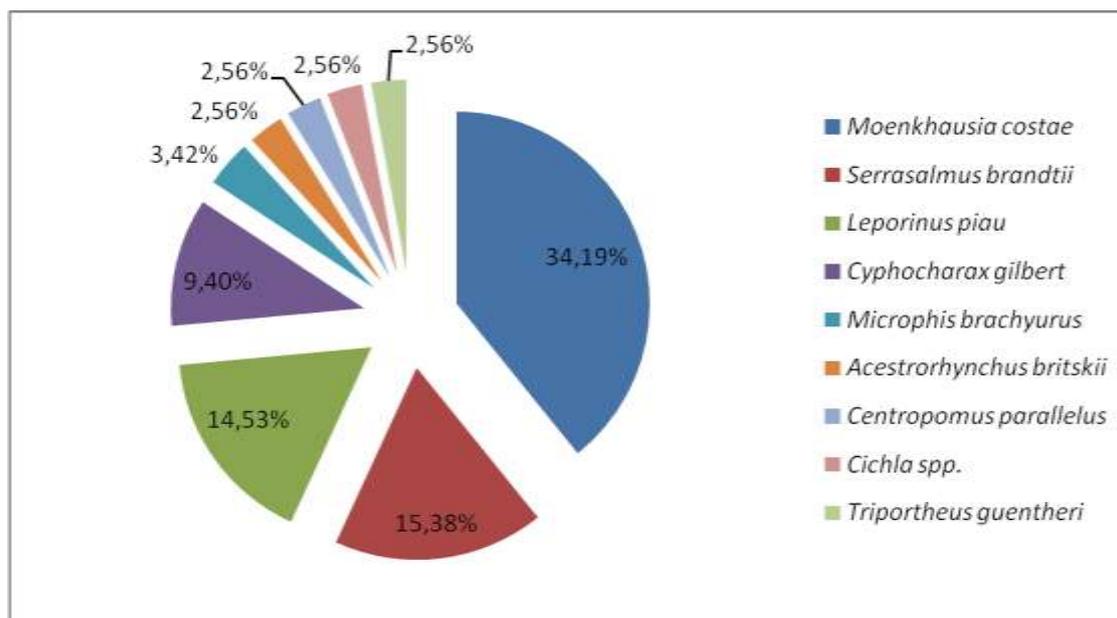


Figura 2.3.A.1-8 - Frequencia relativa das espécies mais representativas na região de Propriá no período de fevereiro a outubro de 2008.

Para se avaliar o esforço de pesca em relação às malhas da rede de espera, na região de Propriá, nas estações BARD02, BARD05, BARD09 e BARD10, foi analisada a CPUE por número de indivíduos (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b).

No período amostrado foi observado um maior valor de captura em termos de número de indivíduos (CPUE_n) nos meses de abril e junho respectivamente. No mês de abril foi observado um maior valor de captura nas malhas 25, 15 e 30 respectivamente. No mês de junho foi observado um maior valor de captura nas malhas 15, 12 e 20 respectivamente. Não houve captura nos meses de fevereiro e agosto (Figura 2.3.A.1-9 e Tabela 2.3.A.1-11).

Os maiores valores de captura por número de indivíduos demonstraram uma maior quantidade de indivíduos representados por *Leporinus piau* e *Cyphocharax gilbert* (Tabela 2.3.A.1-14).

Em termos de biomassa (CPUE_b), foi observado um maior valor de captura nos meses de abril e junho respectivamente. No mês de abril foi observado um maior valor de captura nas malhas 25, 15 e 30 respectivamente. No mês de junho foi observado um maior valor de captura nas malhas 15, 30 e 35 respectivamente (Figura 2.3.A.1-10 e Tabela 2.3.A.1-12).

Os maiores valores de captura em termos de biomassa foram representados por *Leporinus piau* e *Cyphocharax gilbert* (Tabela 2.3.A.1-15).

A espécie que apresentou maior amplitude de comprimento padrão foi *Centropomus parallelus* com um total de 211 mm. Os exemplares com maior comprimento padrão foram *Centropomus parallelus* e *Cichla* spp. com 320 e 226 mm respectivamente, e os menores foram *Moenkhausia costae* e *Tetragonopterus chalceus* com 52 e 57 mm respectivamente (Tabela 2.3.A.1-13).

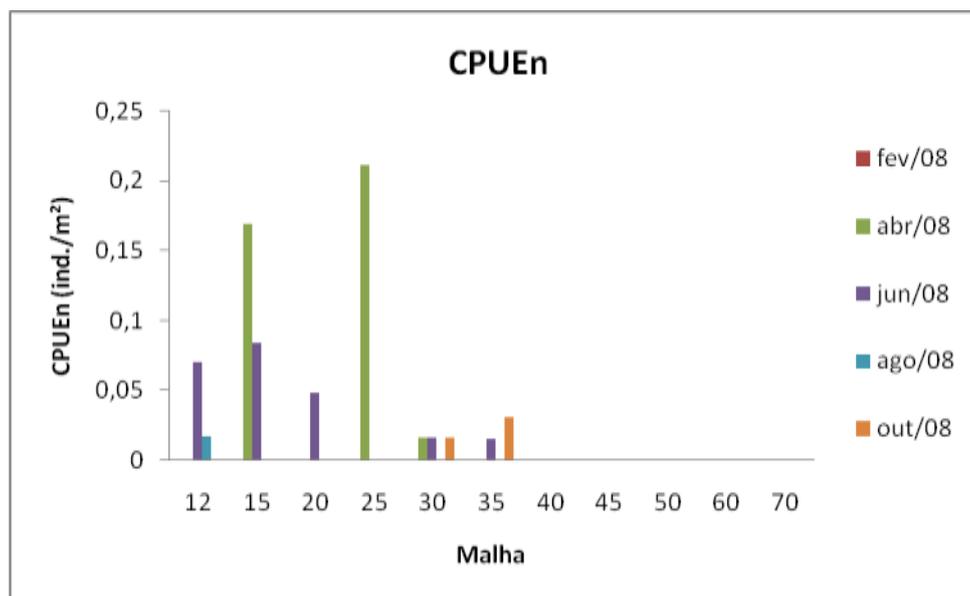


Figura 2.3.A.1-9 - CPUE total por números de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Propriá entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

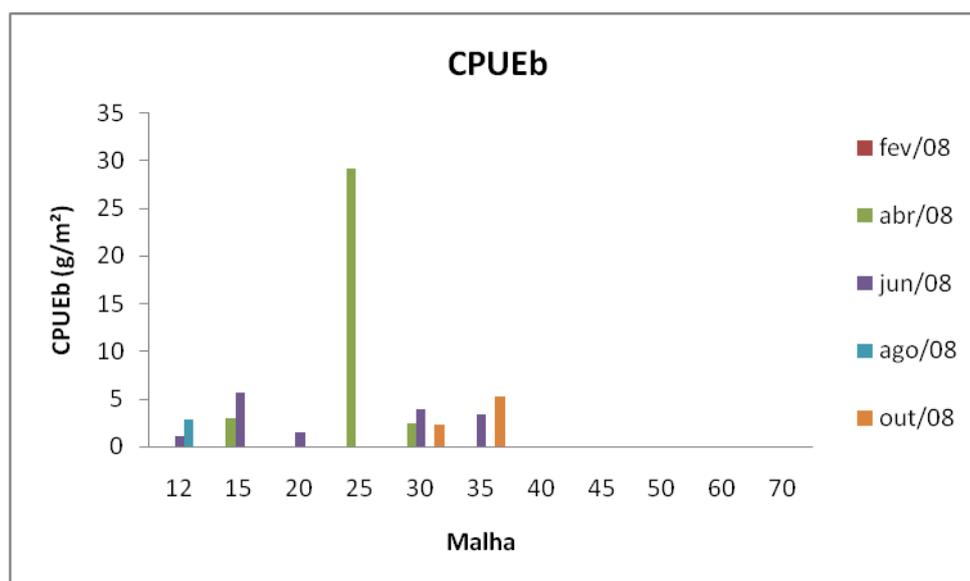


Figura 2.3.A.1-10 - CPUE total por biomassa de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Propriá entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

Tabela 2.3.A.1-11 - CPUE total por números de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Propriá entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malha										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
abr/08	0	0,168	0	0,210	0,016	0	0	0	0	0	0
jun/08	0,070	0,084	0,048	0	0,016	0,015	0	0	0	0	0
ago/08	0,017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
out/08	0	0	0	0	0,016	0,030	0	0	0	0	0

Tabela 2.3.A.1-12 - CPUE total por biomassa de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Propriá entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malha										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
abr/08	0	2,896	0	29,071	2,441	0	0	0	0	0	0
jun/08	1,050	5,674	1,439	0	3,828	3,322	0	0	0	0	0
ago/08	2,854	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
out/08	0	0	0	0	2,313	5,258	0	0	0	0	0

Tabela 2.3.A.1-13 - Amplitude de comprimento padrão dos diferentes táxons encontrados na região de Propriá no período de fevereiro a outubro de 2008.

Taxa	CP (mm)		N
	Mín	Máx	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	125	129	3
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	106	124	2
<i>Anchoviella vaillanti</i>	175	175	1
<i>Centropomus parallelus</i>	109	320	3
<i>Centropomus undecimalis</i>	220	220	1
<i>Cichla</i> spp.	185	226	2
<i>Cyphocharax gilbert</i>	74	80	5
<i>Eigenmannia virescens</i>	156	156	1
<i>Leporinus piau</i>	107	220	17
<i>Leporinus reinhardti</i>	192	192	1
<i>Moenkhausia costae</i>	52	52	1
<i>Myleus micans</i>	103	103	1
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	57	57	1
<i>Triportheus guentheri</i>	109	120	3

Tabela 2.3.A.1-14 - CPUE total por número de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Propriá entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0,018											
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0,035	0,028										
<i>Anchoviella vaillanti</i>		0,028										
<i>Centropomus parallelus</i>				0,032								
<i>Centropomus undecimalis</i>						0,015						
<i>Cichla</i> spp.	0,018					0,015						
<i>Cyphocharax gilbert</i>		0,141										
<i>Eigenmannia virescens</i>		0,028										
<i>Leporinus piau</i>		0,028		0,162	0,032							
<i>Leporinus reinhardti</i>					0,016							
<i>Moenkhausia costae</i>	0,018											
<i>Myleus micans</i>						0,015						
<i>Tetragonopterus chalceus</i>				0,016								
<i>Triportheus guentheri</i>			0,048									
Total	0,088	0,253	0,048	0,211	0,048	0,046	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabela 2.3.A.1-15 - CPUE total por biomassa de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Propriá entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0,257											
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0,728	0,815										
<i>Anchoviella vaillanti</i>		1,861										
<i>Centropomus parallelus</i>				5,171								
<i>Centropomus undecimalis</i>						3,323						
<i>Cichla</i> spp.	2,854					4,413						
<i>Cyphocharax gilbert</i>		2,081										
<i>Eigenmannia virescens</i>		0,239										
<i>Leporinus piau</i>		3,574		23,796	6,141							
<i>Leporinus reinhardti</i>					2,442							
<i>Moenkhausia costae</i>	0,066											
<i>Myleus micans</i>						0,846						
<i>Tetragonopterus chalceus</i>				0,105								
<i>Triportheus guentheri</i>			1,439									
Total	3,905	8,570	1,439	29,071	8,583	8,582	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

No trecho do rio São Francisco próximo a cidade de Piaçabuçu

Durante o período de fevereiro a outubro de 2008, na região de Piaçabuçu, foi capturado um total de 58 indivíduos, sendo *Bryconops cf. affinis* a espécie mais abundante com 13,24% dos indivíduos, seguida de *Anchoviella vaillanti* com 11,76%, *Awaous tajasica* com 5,88%, *Centropomus parallelus* com 5,88%, *Eigenmannia virescens* com 5,88% e *Orthospinus franciscensis* 5,88% (Figura 2.3.A.1-11).

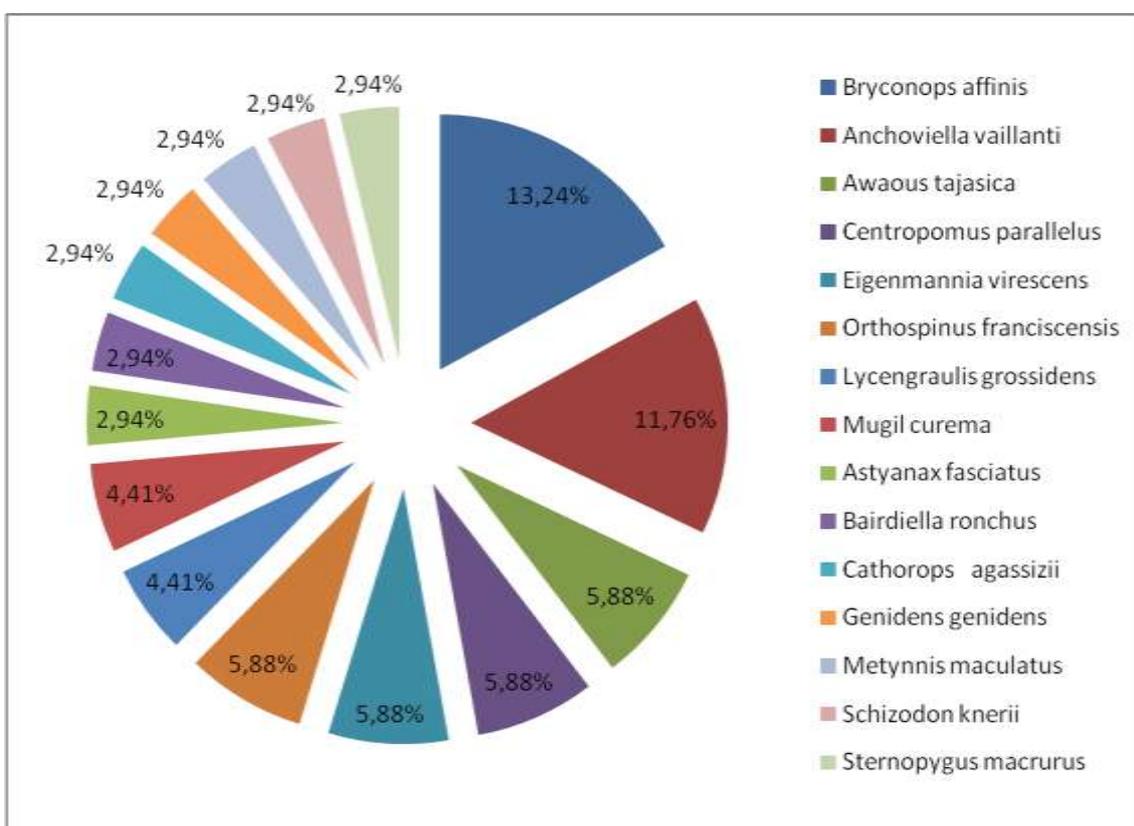


Figura 2.3.A.1-11 - Frequência relativa das espécies mais representativas na região de Piaçabuçu no período de fevereiro a outubro de 2008.

Para se avaliar o esforço de pesca em relação às malhas da rede de espera, na região de Piaçabuçu, nas estações BARD01, BARD04, BARD07 e BARD8, foi analisada a CPUE por número de indivíduos (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b).

No período amostrado foi observado um maior valor de captura em termos de número de indivíduos (CPUE_n) nos meses de outubro e junho respectivamente. No mês de outubro foi observado um maior valor de captura nas malhas 15, 12 e 20 respectivamente. No mês de junho foi observado um maior valor de captura nas malhas

12, 35 e 15 respectivamente. Não houve captura no mês de fevereiro. O mês de agosto apresentou os menores valores de captura (Figura 2.3.A.1-12 e Tabela 2.3.A.1-16).

Os maiores valores de captura por número de indivíduos demonstraram uma maior quantidade de indivíduos representados por *Bryconops cf. affinis* (Tabela 2.3.A.1-18).

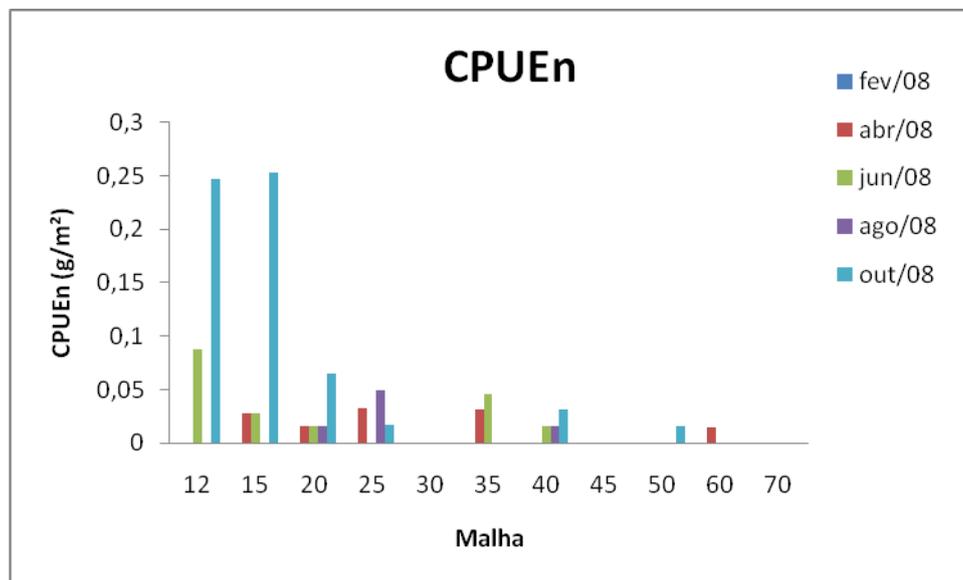


Figura 2.3.A.1-12 - CPUE total por números de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Propriá entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

Em termos de biomassa (CPUEb), foi observado um maior valor de captura nos meses de junho e abril respectivamente. No mês de junho foi observado um maior valor de captura nas malhas 40, 35 e 12 respectivamente. No mês de abril foi observado um maior valor de captura nas malhas 60, 35 e 25 (Figura 2.3.A.1-13 e Tabela 2.3.A.1-17).

Os maiores valores de captura em termos de biomassa foram representados por *Diapterus olisthostomus*, *Sciades proops* e *Schizodon knerii* (Tabela 2.3.A.1-19)

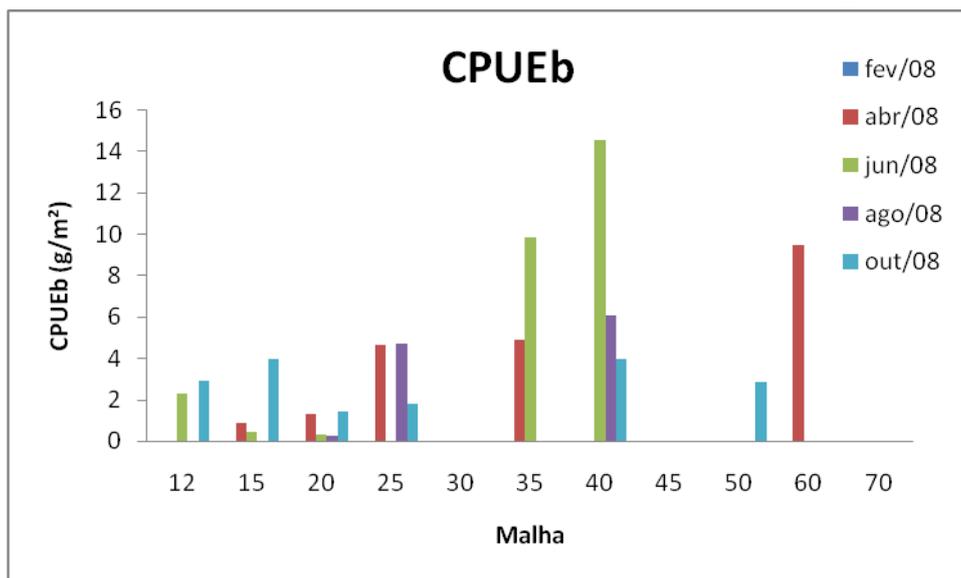


Figura 2.3.A.1-13 - CPUE total por biomassa de indivíduos, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Piaçabuçu entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

Tabela 2.3.A.1-16 - CPUE total por números de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Piaçabuçu entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malha										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
abr/08	0	0,028	0,016	0,032	0	0,031	0	0	0	0,015	0
jun/08	0,088	0,028	0,016	0	0	0,046	0,016	0	0	0	0
ago/08	0	0	0,016	0,049	0	0	0,016	0	0	0	0
out/08	0,247	0,253	0,064	0,016	0	0	0,031	0	0,016	0	0

Tabela 2.3.A.1-17 - CPUE total por biomassa de indivíduos por mês, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Piaçabuçu entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

mês	Malha										
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70
fev/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
abr/08	0	0,846	1,323	4,641	0	4,905	0	0	0	9,450	0
jun/08	2,269	0,453	0,310	0	0	9,826	14,518	0	0	0	0
ago/08	0	0	0,257	4,693	0	0	6,049	0	0	0	0
out/08	2,890	3,965	1,414	1,767	0	0	3,940	0	2,818	0	0

Tabela 2.3.A.1-18 - CPUE total por número de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Piaçabuçu entre os meses de fevereiro a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0,018											
<i>Anchoa spinifer</i>				0,016								
<i>Anchoviella vaillanti</i>	0,088											
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i>	0,018											
<i>Astyanax fasciatus</i>	0,035											
<i>Awaous tajasica</i>	0,018											
<i>Bardiella ronchus</i>		0,056										
<i>Bryconops cf. affinis</i>	0,088	0,084	0,016									
<i>Cathorops agassizi</i>						0,031						
<i>Centropomus parallelus</i>	0,018		0,016	0,032								
<i>Diapterus olisthostomus</i>										0,015		
<i>Eigenmannia virescens</i>		0,084										
<i>Eugerres brasiliensis</i>			0,016									
<i>Genidens genidens</i>							0,016		0,016			
<i>Hexanematichthys spp.</i>				0,016								
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,018			0,016			0,016					
<i>Orthospinus franciscensis</i>	0,018	0,028	0,032									
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	0,018											
<i>Prochilodus costatus</i>							0,016					
<i>Schizodon knerii</i>						0,031						
<i>Sciades herzbergii</i>						0,015						
<i>Sciades proops</i>							0,016					
<i>Sternopygus macrurus</i>		0,028		0,016								
<i>Tetragonopterus chalceus</i>			0,016									
<i>Triportheus guentheri</i>			0,016									
Total	0,335	0,281	0,112	0,097	0,000	0,077	0,062	0,000	0,016	0,015	0,000	

Tabela 2.3.A.1-19 - CPUE total por biomassa de indivíduos por espécie, para as diferentes malhas empregadas nas redes de espera na região de Piaçabuçu entre os meses de fevereiro de 2008 a outubro de 2008.

TAXA	Malhas											
	12	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0,300											
<i>Anchoa spinifer</i>				1,572								
<i>Anchoviella vaillanti</i>	1,110											
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i>	0,088											
<i>Astyanax fasciatus</i>	0,176											
<i>Awaous tajasica</i>	0,264											
<i>Bardiella ronchus</i>		0,844										
<i>Bryconops cf. affinis</i>	1,057	1,436	0,310									
<i>Cathorops agassizi</i>						4,905						
<i>Centropomus parallelus</i>	0,129		1,323	4,494								
<i>Diapterus olisthostomus</i>										9,450		
<i>Eigenmannia virescens</i>		1,265										
<i>Eugerres brasilianus</i>			0,257									
<i>Genidens genidens</i>							3,568		2,818			
<i>Hexanematichthys spp.</i>				0,640								
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,493			1,767			0,372					
<i>Orthospinus franciscensis</i>	0,053	0,084	0,209									
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	1,489											
<i>Prochilodus costatus</i>							6,049					
<i>Schizodon knerii</i>						6,704						
<i>Sciades herzbergii</i>						3,122						
<i>Sciades proops</i>							14,518					
<i>Sternopygus macrurus</i>		0,846		2,626								
<i>Tetragonopterus chalceus</i>			0,337									
<i>Triportheus guentheri</i>			0,868									
Total	5,159	4,476	3,304	11,099	0,000	14,731	24,508	0,000	2,818	9,450	0,000	

A espécie que apresentou maior amplitude de comprimento padrão foi *Centropomus parallelus* com um total de 150 mm. Os exemplares com maior comprimento padrão foram *Sciades proops* e *Sternopygus macrurus* com 373 e 363 mm respectivamente, e os menores foram *Orthospinus franciscensis* e *Astyanax gr. bimaculatus* com 45 e 56 mm respectivamente (Tabela 2.3.A.1-20).

Tabela 2.3.A.1-20 - Amplitude de comprimento padrão dos diferentes táxons encontrados na região de Piaçabuçu no período de fevereiro a outubro de 2008.

Taxa	CP (mm)		N
	Mín	Máx	
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	122	122	1
<i>Anchoa spinifer</i>	182	182	1
<i>Anchoviella vaillanti</i>	96	119	8
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i>	56	56	1
<i>Astyanax fasciatus</i>	66	68	2
<i>Awaous tajasica</i>	100	100	1
<i>Bairdiella ronchus</i>	94	97	2
<i>Bryconops cf. affinis</i>	86	102	9
<i>Cathorops agassizii</i>	187	224	2
<i>Centropomus ensiferus</i>	122	122	1
<i>Centropomus parallelus</i>	75	225	4
<i>Diapterus olisthostomus</i>	285	285	1
<i>Eigenmannia virescens</i>	180	257	4
<i>Eugerres brasilianus</i>	80	80	1
<i>Genidens genidens</i>	146	235	2
<i>Hexanemichthys spp.</i>	120	120	1
<i>Lycengraulis grossidens</i>	141	207	3
<i>Orthospinus franciscensis</i>	45	70	4
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	132	132	1
<i>Prochilodus costatus</i>	257	257	1
<i>Schizodon knerii</i>	219	220	2
<i>Sciades herzbergii</i>	245	245	1
<i>Sciades proops</i>	373	373	1
<i>Sternopygus macrurus</i>	261	363	2
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	85	85	1
<i>Triportheus guentheri</i>	128	128	1

2.3.A.2. Ictioplâncton

2.3.A.2.1. Coletas durante o monitoramento limnológico

Durante este primeiro ano de monitoramento limnológico no reservatório de Xingó, apenas larvas de *Anchoviella vaillanti* estiveram presentes nas amostras. O mês de setembro foi o que apresentou maior densidade acumulada, com $5,12 \text{ org.m}^{-3}$, seguido por dezembro e junho, com $2,41$ e $1,37 \text{ org.m}^{-3}$, respectivamente (Figura 2.3.A.2.1-1). Estatisticamente, houve diferença significativa ($p=0,005$) na densidade larval entre os meses, onde os valores das medianas foram mais elevados em setembro e dezembro, enquanto que em março verificou-se menor amplitude e densidade média (Figura 2.3.A.2.1-2).

Entre as estações, XIN07 apresentou maior densidade acumulada, com $3,83 \text{ org.m}^{-3}$ (Figura 2.3.A.2.1-3). Não houve diferença significativa na densidade média entre as estações ($p=0,37$), sendo que a estação XIN07 apresentou maior amplitude dos valores de densidade (Figura 2.3.A.2.1-4).

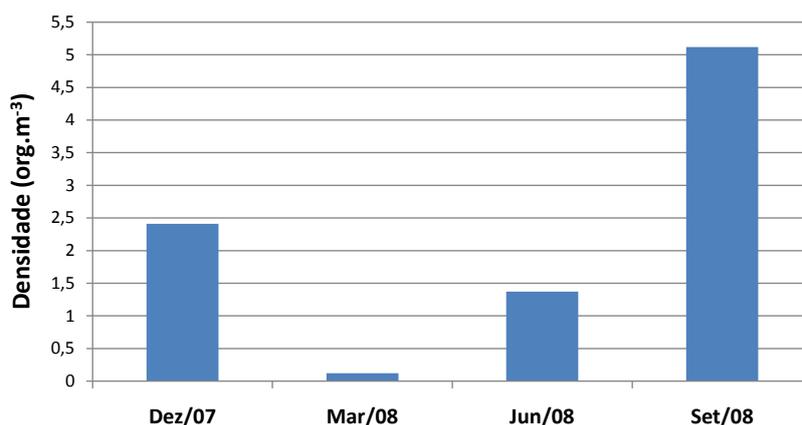


Figura 2.3.A.2.1-1 - Densidade acumulada, por campanha, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

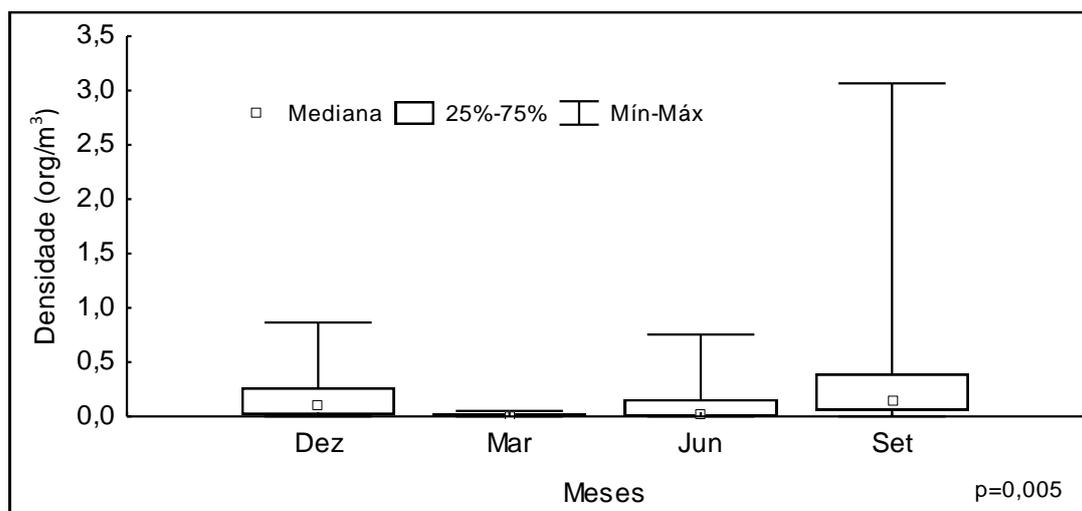


Figura 2.3.A.2.1-2 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade, por campanha, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

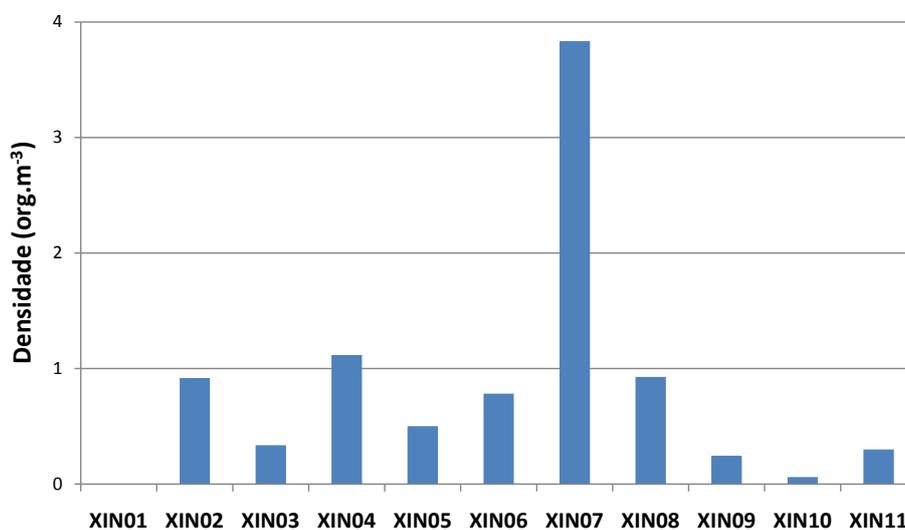


Figura 2.3.A.2.1-3 - Densidade acumulada, por estação, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

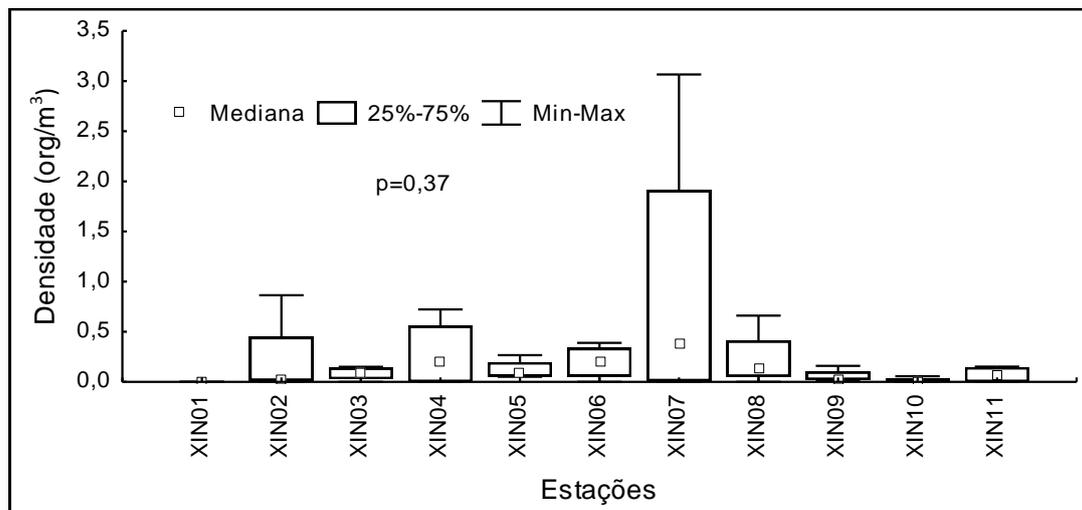


Figura 2.3.A.2.1-4 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade, por estação, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

Durante este primeiro ano, houve predominância do estágio de pré-flexão em todas as estações amostradas. Além deste também ocorreu, em menor quantidade o estágio de flexão na estação XIN04, apenas (Figura 2.3.A.2.1-5). Estes dois estágios larvais são bastante iniciais, o que indica que *A. vaillanti* reproduz-se ao longo do ano em uma grande extensão do reservatório.

Temporalmente, houve diferença significativa no comprimento das larvas coletadas ($p=0,0052$). Maior amplitude e valor médio foram registrados nos meses de setembro e dezembro, enquanto que os menores foram observados em março (Figura 2.3.A.2.1-6).

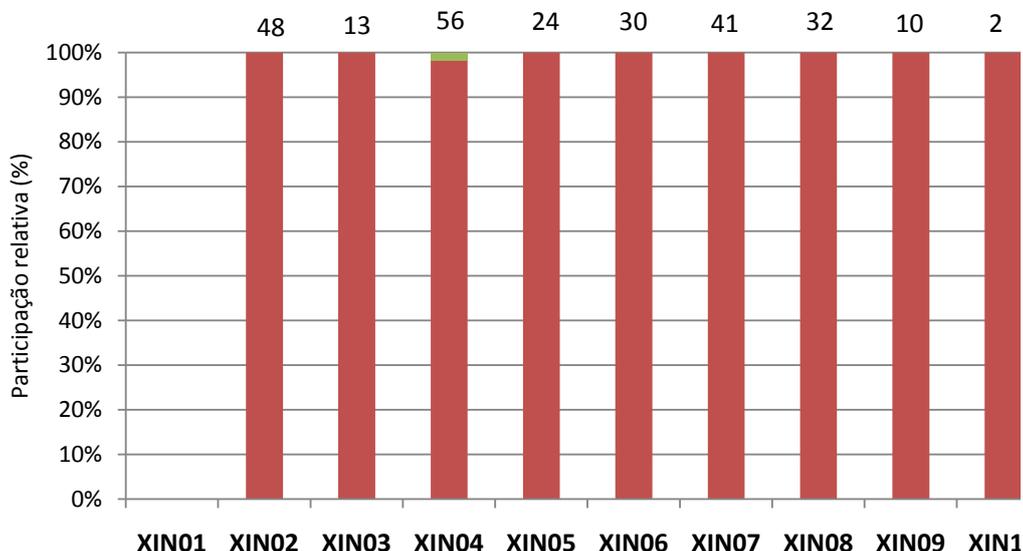


Figura 2.3.A.2.1-5 - Variação dos estágios de desenvolvimento, por estação, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de dezembro de 2007 a setembro de 2008. PF = pré-flexão e FL = flexão. *Os números acima das barras representam o total de larvas analisadas.

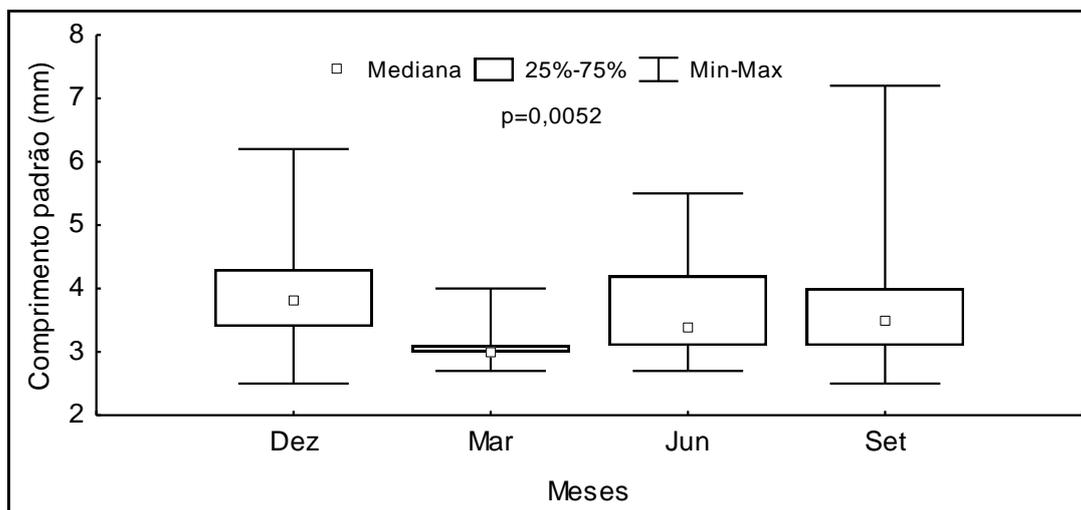


Figura 2.3.A.2.1-6 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do comprimento padrão, por mês, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

2.3.A.2.2. Coletas durante o monitoramento da ictiofauna

Reservatório de Xingó

Comparativamente, as amostras coletadas no reservatório de Xingó durante o monitoramento da ictiofauna, as quais são noturnas, apresentaram densidades bem superiores do que aquelas do monitoramento limnológico. Em escala temporal, a densidade acumulada foi bem maior no mês de fevereiro, com $17,1 \text{ org.m}^{-3}$ (Figura 2.3.A.2.2-1). A análise de variância, porém, não evidenciou diferença significativa nas médias mensais da densidade (0,64) (Figura 2.3.A.2.2-2).

Em escala espacial, dentre as estações amostradas em Xingó, verificou-se que a estação XIIP01 apresentou maior densidade acumulada ($44,96 \text{ org.m}^{-3}$), enquanto que XIIP03 apresentou menor valor ($2,77 \text{ org.m}^{-3}$) (Figura 2.3.A.2.2-3). Não houve diferença significativa nos valores médios de densidade entre as estações ($p=0,33$), mas a estação XIIP01 apresentou maior amplitude e mediana (Figura 2.3.A.2.2-4).

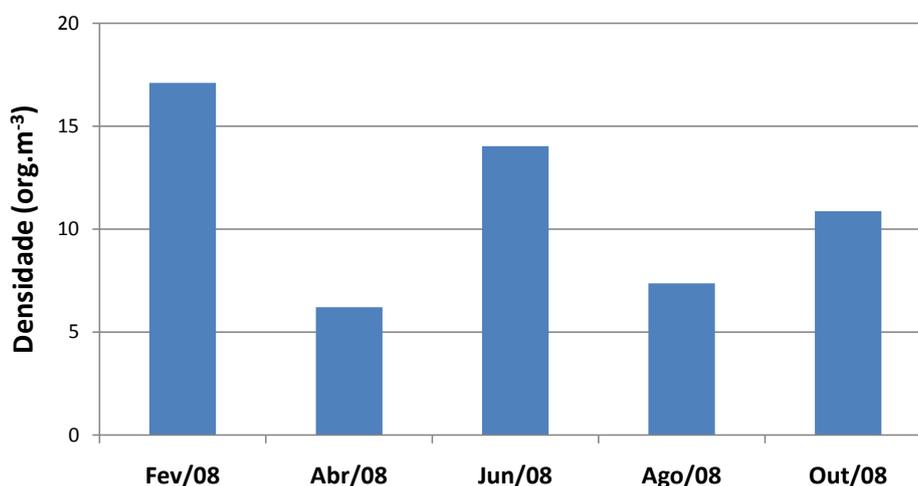


Figura 2.3.A.2.2-1 - Densidade acumulada, por campanha, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro de 2007 a outubro de 2008, nas campanhas de ictiofauna.

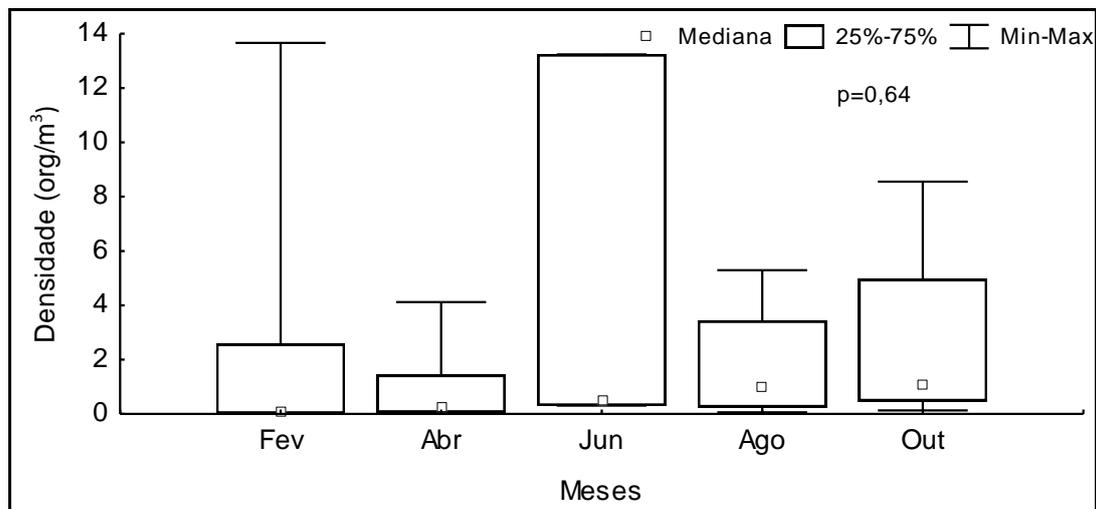


Figura 2.3.A.2.2-2 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade acumulada, por campanha, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro a outubro de 2008.

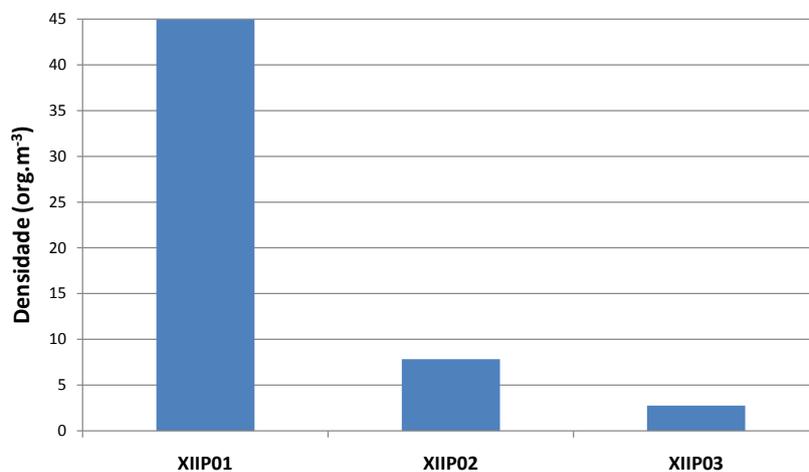


Figura 2.3.A.2.2-3 - Densidade acumulada, por estação, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro de 2007 a outubro de 2008, nas campanhas de ictiofauna.

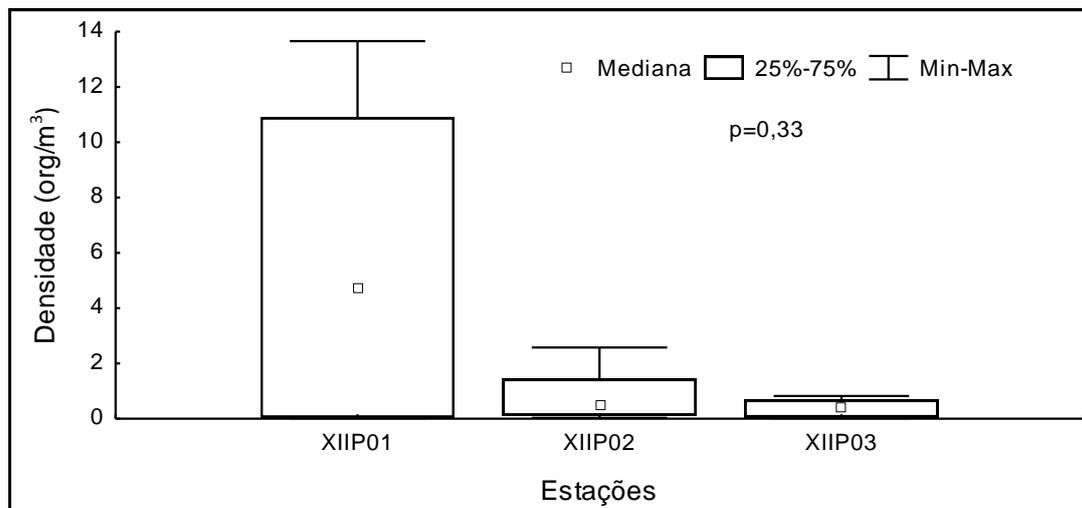


Figura 2.3.A.2.2-4 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade acumulada, por estação, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro a outubro de 2008.

Já entre as ordens taxonômicas identificadas, observou-se elevada média dos valores de densidade dos Clupeiformes, diferindo ($p=0,0003$) dos valores apresentados pelos Characiformes e Perciformes (Figura 2.3.A.2.2-5).

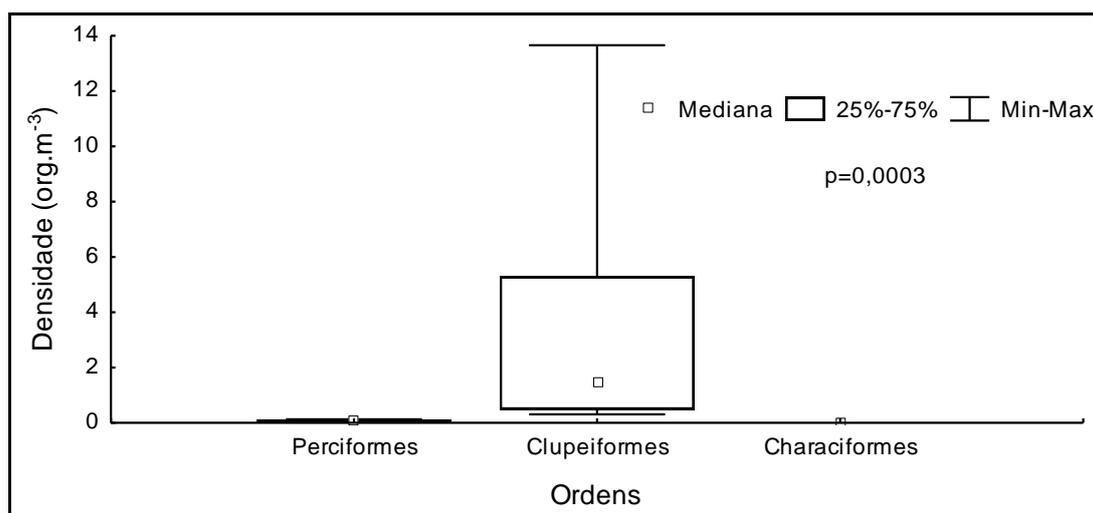


Figura 2.3.A.2.2-5 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade acumulada, por ordem, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro a outubro de 2008.

Durante o período de coleta amostrado até o momento, foram coletadas larvas nos estágios de pré-flexão ao de jovem no reservatório de Xingó. Houve uma nítida predominância do estágio de pré-flexão em todas as estações, seguido pelo de flexão. A contribuição dos estágios mais avançados, como o de pós-flexão e jovem, foi mais tímida, e se deve, em parte, à maior capacidade natatória e visual adquiridas com o desenvolvimento, o que facilita sua fuga ao apetrecho utilizado (Figura 2.3.A.2.2-6).

O comprimento padrão das larvas coletadas apresentou diferença significativa entre os meses ($p=0,0001$) com os maiores indivíduos ocorrendo nos meses de fevereiro e agosto (Figura 2.3.A.2.2-7). Já entre as estações, o comprimento padrão foi maior em XIIP01 e XIIP02 ($p=0,01$), devido à presença de indivíduos em estágios mais avançados (Figura 2.3.A.2.2-8). Entre as ordens identificadas, embora os Clupeiformes tenham apresentado maior amplitude de comprimento, os Characiformes apresentaram valores de mediana de comprimento bastante superiores ($p=0,0043$) (Figura 2.3.A.2.2-9).

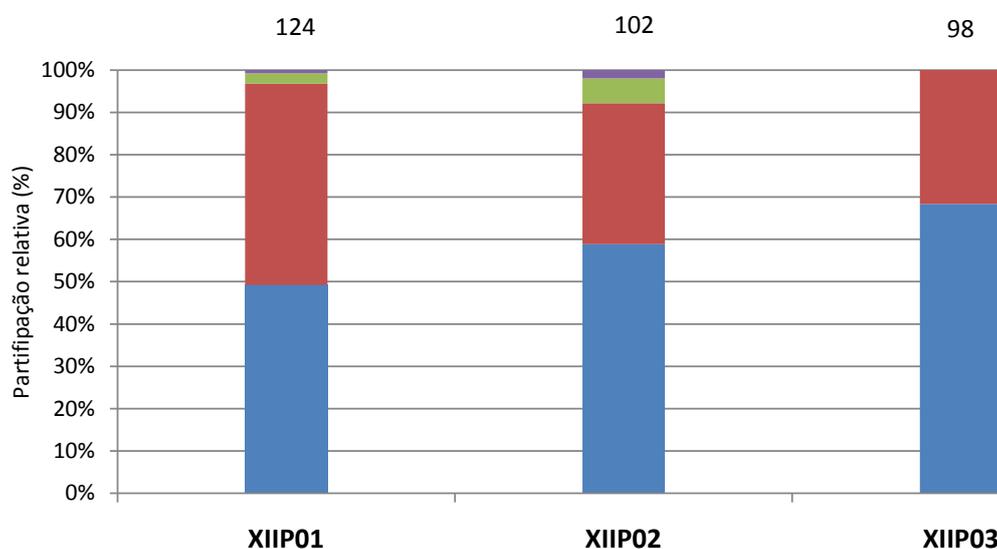


Figura 2.3.A.2.2-6 - Variação dos estágios de desenvolvimento, por estação, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro de 2007 a outubro de 2008, durante as campanhas de ictiofauna. PF = pré-flexão, FL = flexão, PO = pós-flexão e JV = jovem. *Os números acima das barras representam o total de larvas analisadas.

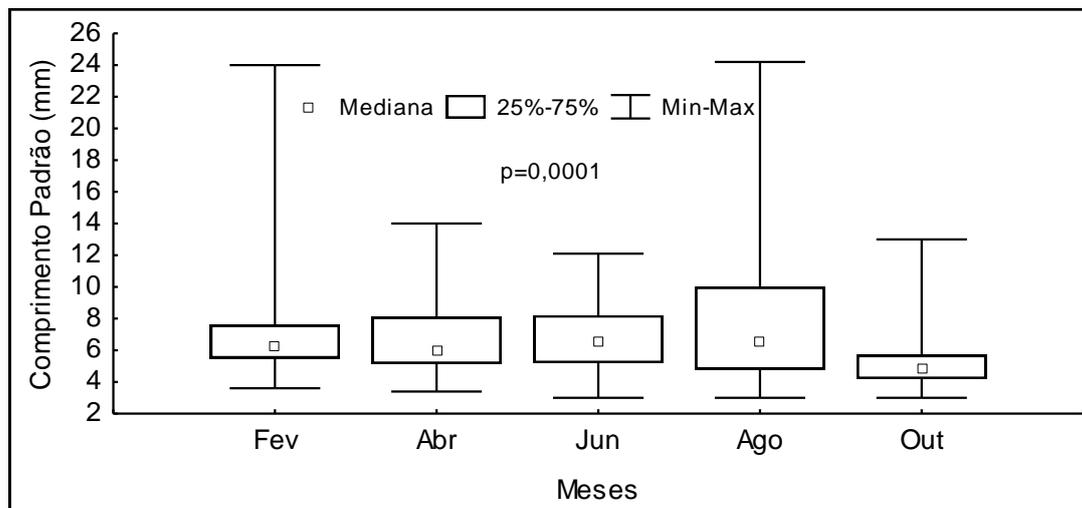


Figura 2.3.A.2.2-7 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do comprimento padrão, por região, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro a outubro de 2008.

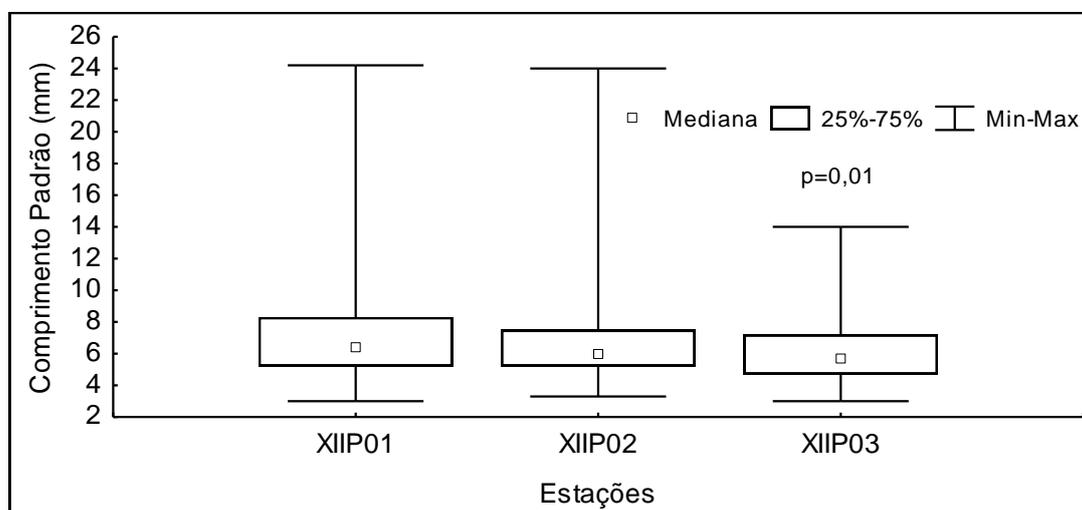


Figura 2.3.A.2.2-8 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do comprimento padrão, por estação, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro a outubro de 2008.

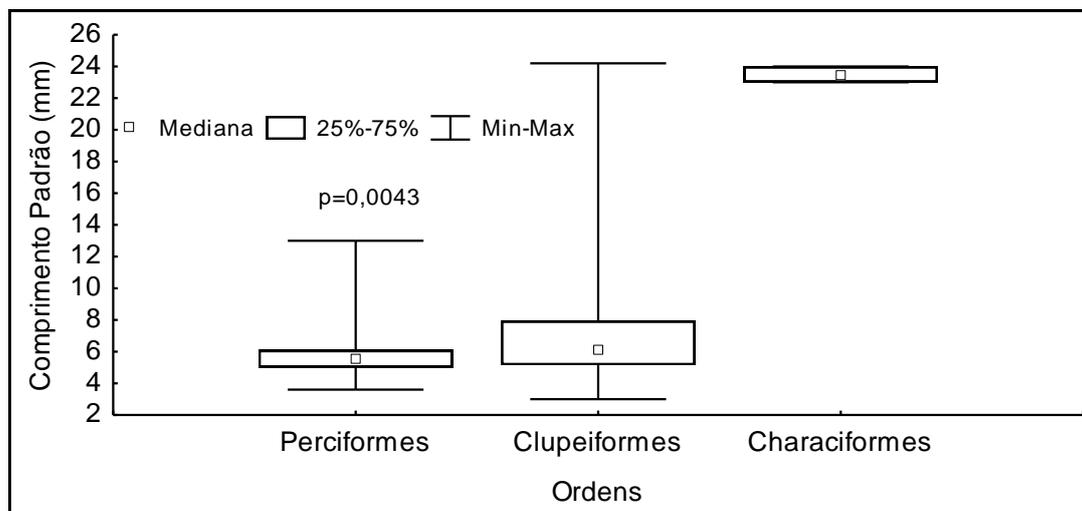


Figura 2.3.A.2.2-9 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do comprimento padrão, por ordem, das larvas de peixes coletadas no reservatório de Xingó, no período de fevereiro a outubro de 2008.

2.3.A.3. Alimentação

Acestrorhynchus britskii

Foi analisado 1 indivíduo de *Acestrorhynchus britskii*, conhecido vulgarmente como cachorro, referente à campanha de fevereiro/2008. Não houve ocorrência desta espécie nos meses de abril/2008, junho/2008, agosto/2008 e outubro/2008.

Em relação ao índice de repleção gástrica, a espécie estudada apresentou um índice de 0,738, no mês de fevereiro/2008 já o quociente intestinal foi de 0,411.

O exemplar analisado apresentou estômago parcialmente vazio e foi registrada a ocorrência de Coleoptera e Peixe (partes) em seu estômago.

Hoplias malabaricus

Foi analisado apenas 1 indivíduo de *H. malabaricus*, coletado no mês de agosto/2008. O exemplar analisado apresentou estômago parcialmente vazio e foi registrada a ocorrência de camarão em seu estômago.

Metynis maculatus

Foram analisados 4 indivíduos de *Metynis maculatus*, conhecido vulgarmente como pacu, sendo 1 referente a abril/2008 e 3 referentes à campanha de junho/2008.

O exemplar coletado em abril/2008 apresentou estômago parcialmente cheio e o Quociente Intestinal (QI) foi de 4,762 e o Índice de Repleção (IR) foi de 0,976. Dos exemplares coletados em junho/2008, 1 apresentou estômago parcialmente cheio e 2 apresentaram estômagos cheios. A média do QI foi de 6.076 e a média do IR foi de 0,258. A dieta foi composta por tecido vegetal e sedimento.

Myleus micans

Foi analisado 1 indivíduo de *Myleus micans*, conhecido vulgarmente como pacu, referente à campanha de fevereiro/2008. Não houve registro desta espécie para a campanha de abril, junho, agosto e outubro/2008. O exemplar referente ao mês de fevereiro/2008 apresentou estômago parcialmente cheio.

Apresentou Índice de Repleção (IR) de 0,818 e o Quociente Intestinal (QI) 4,607. Os itens presentes no estômago do exemplar analisado em fevereiro foram Ostracoda e Microalga.

Plagioscion squamosissimus

Foram analisados 212 indivíduos de *Plagioscion squamosissimus*, conhecido vulgarmente como pescada, referentes às campanhas de abril/2008 (n=28), junho/2008 (n=24), agosto/2008 (n=25) e outubro/2008 (n=12).

Dos indivíduos analisados registrou-se a predominância de estômagos vazios, com valores que variaram de 7% (abril/2008) a 58% (junho e outubro/2008). Estômagos parcialmente vazios tiveram valores entre 12% (junho/2008) a 47% (abril/2008). Já a categoria de estômagos parcialmente cheios variou entre 7% (abril/2008) e 16% (agosto/2008), enquanto que estômago completamente cheio variou entre 17% (outubro/2008) e 39% (abril/2008) (Figura 2.3.A.3-1).

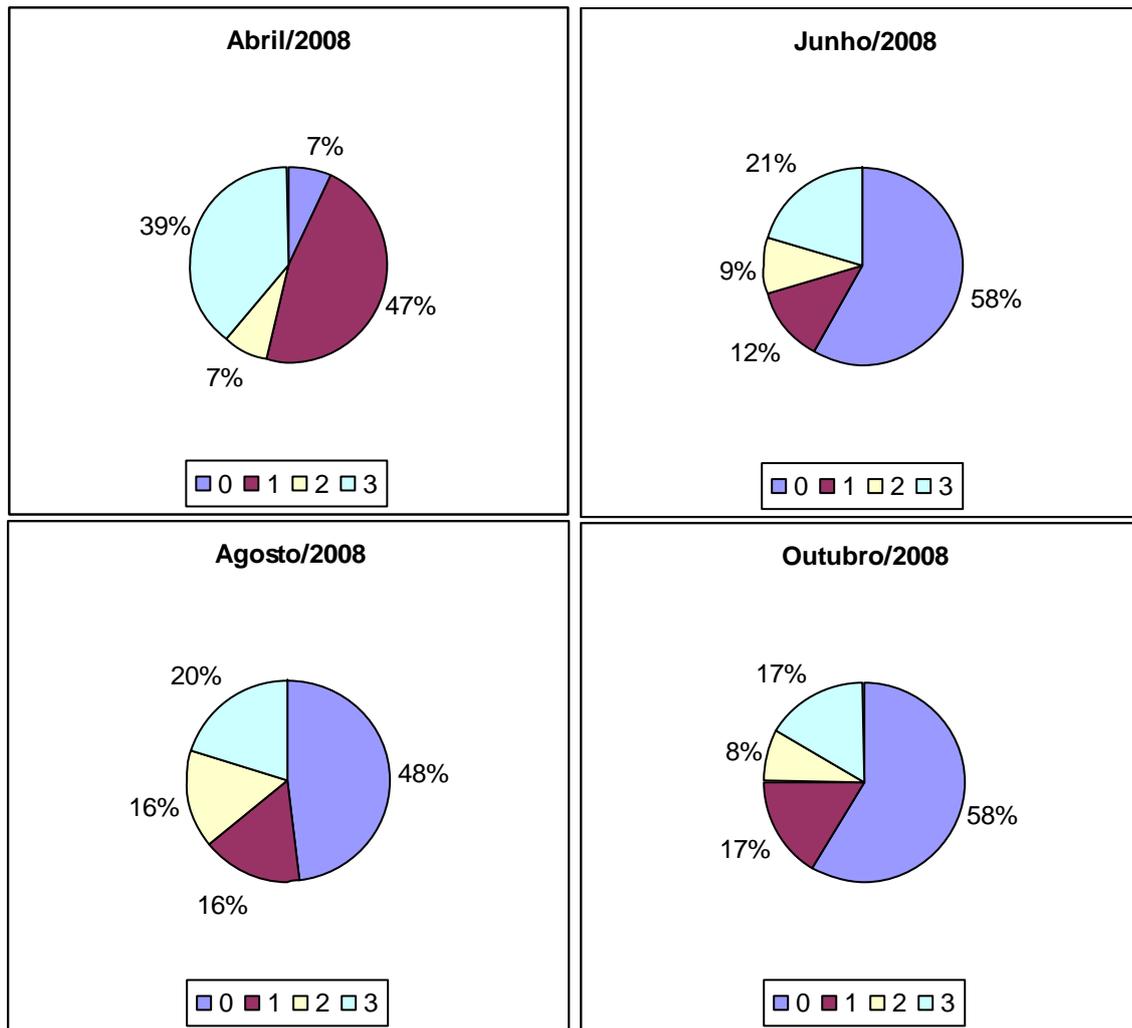


Figura 2.3.A.3-1 - Graus de repleção de *P. squamosissimus* referentes a todo o período de estudo

A alta incidência de estômagos vazios é uma característica de espécies carnívoras (Gerking, 1984) e o fato de presas ingeridas serem relativamente grandes, de elevado valor nutricional e facilmente digeríveis, diminui o tempo necessário para saciar um carnívoro (Hanh *et al.*, 1999). Esta alta incidência de estômagos vazios corrobora com os resultados obtidos para esta mesma espécie no reservatório de Sobradinho (FADURPE, 2008).

Quanto ao índice de repleção gástrica (IR), a espécie apresentou médias de 0,62 (abril/2008); 1,27 (junho/2008); 0,53 (agosto/2008) e 0,64 (outubro/2008).

De acordo com Zavala-camin (1996), dados baseados no índice de repleção gástrica (IR) revelam-se úteis como aproximações acerca da intensidade na tomada de alimento de uma dada espécie.

Em relação aos valores de Quociente Intestinal (QI), a espécie apresentou as seguintes médias: 0,55 (abril/2008); 0,59 (junho/2008); 0,65 (agosto/2008) e 0,58 (outubro/2008).

Os valores elevados de quociente intestinal são característicos de espécies de hábito piscívoro (Gomes e Verani, 2003).

Foram registrados 13 itens alimentares para todo o período estudado: Gastropoda, camarão, Hexapoda, Odonata, Anisoptera, Hymenoptera, Hemiptera, Characiformes, *Pygocentrus piraya*, *Franciscodoras marmoratus*, *Synbranchus marmoratus*, peixes (partes) e Tecido vegetal (Tabela 2.3.A.3-1).

Tabela 2.3.A.3-1 - Itens alimentares, frequência de ocorrência e índices alimentares (IAi) de *P. squamosissimus* referente a todo o período de estudo.

ITENS	abr/08		jun/08		ago/08		out/08	
	FO%	IAi	FO%	IAi	FO%	IAi	FO%	IAi
Gastropoda	2,70	0,0010						
Camarão	24,32	0,3746	40,00	0,5191	40,00	0,7950		
Hexapoda	5,41	0,0009			6,67	0,0000	12,50	0,0020
Odonata					6,67	0,0019		
Anisoptera					6,67	0,0028		
Hymenoptera	2,70	0,0001						
Hemiptera							12,50	0,0002
Characiformes					6,67	0,0162		
<i>Pygocentrus piraya</i>	2,70	0,0330						
<i>Franciscodoras marmoratus</i>	2,70	0,0015						
<i>Synbranchus marmoratus</i>	2,70	0,0045						
Peixe (partes)	54,05	0,5841	60,00	0,4809	33,33	0,1840	75,00	0,9978
Tecido vegetal	2,70	0,0004						

Os itens mais importantes foram Camarão (junho/2008 e agosto/2008) e Peixe (partes) (abril/2008 e outubro/2008).

Trindade (2006), estudando a mesma espécie no reservatório da barragem da pedra na Bahia também registrou a predominância de camarão em sua dieta. No presente estudo, a espécie foi considerada carnívora em virtude de sua dieta ser composta por: moluscos, crustáceos, insetos e peixes.

Serrasalmus brandtii

Foram analisados 5 indivíduos de *S. brandtii*, conhecidos vulgarmente como pirambeba, referentes à campanha de abril/2008 (n=3) e agosto/2008 (n=2).

Dos exemplares analisados em abril/2008 1 apresentou estômago vazio, 1 parcialmente vazio e 1 estômago cheio. Foi registrada a ocorrência dos itens Peixe (partes) e Hexapoda.

Os 2 exemplares analisados no mês de agosto apresentaram estômagos parcialmente vazios e foi registrada a ocorrência de Tecido animal e Camarão em seus estômagos.

Alvin (1999) concluiu que *S. brandtii* é espécie piscívora, contudo, estudos realizados na represa de Três Marias demonstraram que esta espécie ingeriu principalmente insetos e peixes (Gomes e Verani, 2003).

2.3.A.4. Reprodução

Os dados presentes neste relatório dizem respeito às coletas realizadas durante o ano de 2008, entre os meses de fevereiro e outubro.

O número de exemplares escolhidos para análise reprodutiva em alguns casos diferiu da análise alimentar e CPUE, pois alguns indivíduos não apresentaram características morfológicas e histológicas adequadas para tal procedimento. Quanto possível foi realizado para a composição da população das espécies analisadas o teste Qui-quadrado (χ^2) para verificar possíveis diferenças na proporção sexual (Vazzoler, 1996).

Acestrorhynchus britskii

Somente um indivíduo foi analisado durante todo ano, uma fêmea parcialmente desovada. Tal exemplar foi capturado em fevereiro, o índice gonadossomático (IGS) foi de 0,471. Devido ao reduzido número de exemplares capturados não é possível determinar seu padrão reprodutivo.

Hoplias malabaricus

Apenas 1 exemplar foi analisado e identificado como fêmea parcialmente desovada. Este, referente ao mês de agosto/08, tinha IGS igual a 0,264. Este pequeno número de capturas não permite a análise do padrão reprodutivo.

Metynis maculatus

Os exemplares analisados foram referentes ao mês de junho/08, totalizando 3 indivíduos que consistiam de 2 fêmeas maduras e 1 macho esvaziado (IV). Os IGS das fêmeas foram 3,142 e 6,426 e o do macho, 0,123.

Myleus micans

Apenas 1 macho maduro foi analisado em todo o período. Este foi referente ao mês de fevereiro/08 e tinha IGS de 0,593.

Plagioscion squamosissimus

Foram analisados 68 exemplares da pescada, onde 37 eram fêmeas e 31 eram machos. A proporção sexual foi de 1M: 1,19F. Mesmo as fêmeas tendo sido maioria ao final do período estudado, não houve diferença significativa entre os sexos ($X^2=0,78$), apesar da variação na quantidade de indivíduos de um ou outro sexo ao longo dos meses (Tabela 2.3.A.4-1). A disponibilidade de alimento pode influenciar na predominância dos sexos (NIKOLSKY, 1969) e além disso, segundo VAZZOLER (1996), a mortalidade e o crescimento podem também interferir na proporção sexual de uma comunidade.

Mesmo com a ausência de dados em fevereiro/08, é possível observar através da análise da distribuição dos estádios maturacionais e a variação do IGS das fêmeas possibilitam a percepção de que as fêmeas de *P. squamosissimus* desovaram em quase todos os meses estudados, fato evidenciado pela ocorrência de exemplares parcialmente desovados. A identificação de exemplares imaturos – em outubro/08 – também indica que esta espécie pode estar se reproduzindo no local (Figura 2.3.A.4-1).

O IGS de ambos os sexos apresentou comportamento similar em sua variação ao longo dos meses (Tabela 2.3.A.4-2). Nos estudos já realizados com esta espécie em outros locais, constatou-se que esta apresenta picos de desova em fevereiro e junho, reproduzindo-se ao longo do ano (SANTOS et al., 2003; FÉLIX, 2008), dado um pouco diferente do observado aqui, pois a maior parte das fêmeas parcialmente desovadas foi identificada em junho e abril de 2008, respectivamente.

Tabela 2.3.A.4-1 - Frequência de indivíduos e nível de significância entre os sexos por mês de *P. squamosissimus* no reservatório de Xingó.

Meses	Frequência absoluta		Frequência relativa (%)		χ^2
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos	
Fev/08					
Abr/08	10	13	43,48	56,52	1,70
Jun/08	13	2	86,67	13,33	53,78*
Ago/08	8	13	38,10	61,90	5,67*
Out/08	6	3	66,67	33,33	11,11*
TOTAL	37	31	54,41	45,59	0,78

*Diferença significativa para $\chi^2 > 3,84$.

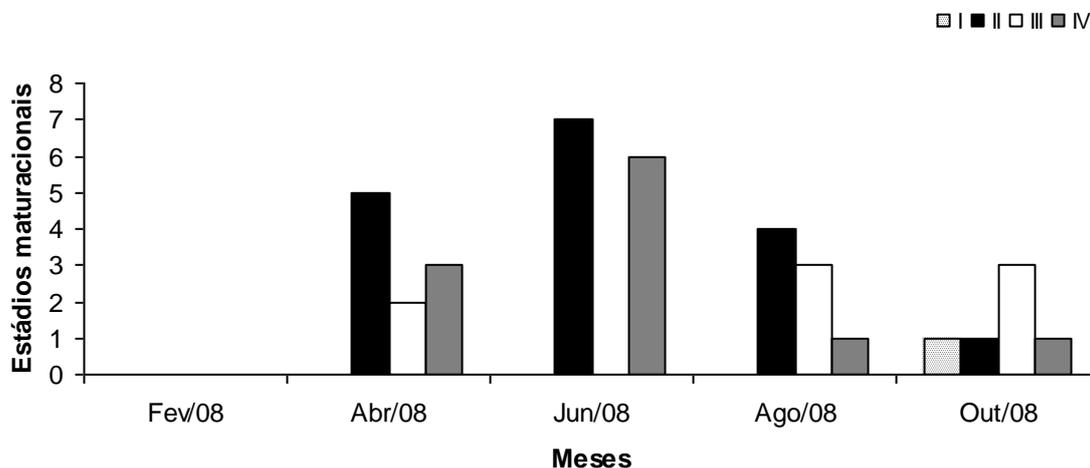


Figura 2.3.A.4-1 - Frequência absoluta dos estádios maturacionais das fêmeas de *P. squamosissimus* no período de fevereiro/08 a outubro/08 no reservatório de Xingó. Legenda: I – imaturo; II – em maturação; III – maduro; IV – parcialmente desovada.

Tabela 2.3.A.4-2 - Variação mensal do Índice Gonadossomático de fêmeas e machos de *P. squamosissimus*, no reservatório de Xingó.

Meses	IGS Fêmeas			IGS Machos		
	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
Fev/08						
Abr/08	0,012	2,519	0,563	0,034	0,487	0,109
Jun/08	0,016	0,018	0,098	0,069	0,137	
Ago/08	0,017	2,113	0,351	0,013	0,351	0,127
Out/08	0,004	0,381	0,118	0,015	0,026	0,022

Serrasalmus brandtii

Apenas 5 exemplares foram analisados. Em abril/08: 1 fêmea madura e 2 machos – 1 em maturação e o outro maduro –; e em agosto/08: 2 fêmeas – 1 em maturação e outra madura. Devido à escassez de dados, não foi possível determinar seus aspectos reprodutivos na região. Os valores de IGS constam da Tabela 2.3.A.4-3.

Tabela 2.3.A.4-3 - Frequência absoluta e variação mensal do Índice gonadossomático de fêmeas e machos de *S. brandtii*, no reservatório de Xingó.

Meses	Total		IGS Fêmeas			IGS Machos		
	Fêmeas	Machos	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
Fev/08								
Abr/08	1	2			0,492	0,128	0,437	
Jun/08								
Ago/08	2		0,109	4,366				
Out/08								

Triportheus guentheri

Somente 1 espécime foi analisado, identificado como macho imaturo com IGS igual a 0,213. A ocorrência deste único exemplar não permite a determinação dos aspectos reprodutivos da espécie, porém é uma indicação de que a sardinha possa estar se reproduzindo na região.

2.4. Considerações finais

No reservatório de Xingó a pescada *Plagioscion squamosissimus* foi a espécie mais abundante com mais de 60% seguida de *Hypostomus* spp. e *Acestrorhynchus britskii*. Ao longo dos meses observou-se uma diversidade baixa pela predominância da pescada e ressalta-se que a espécie só foi coletada no reservatório de Xingó.

Em Pão de Açúcar, Propriá e Piaçabuçu as menores malhas foram as que apresentaram as maiores capturas. Em Pão de Açúcar as espécies mais abundantes foram *Oreochromis niloticus* e *Astyanax fasciatus*, já em Propriá foram *Moenkausia costae*, *Serrasalmus brandtii* e *Leporinus piau*. E em Piaçabuçu foram *Bryconops* cf. *affinis* e *Anchoviella vailanti*.

Em todas as amostras coletadas no reservatório de Xingó, houve predominância de larvas de *Anchoviella vaillanti*, sendo a densidade bem maior no período noturno, isso se deve principalmente ao fato da espécie ter característica pelágica habitando as áreas centrais do reservatório, que são geralmente evitadas por outras espécies.

A predominância do estágio de pré-flexão nas amostras, ao mesmo tempo em que indica a atividade reprodutiva ao longo do ano, no que se refere à *A. vaillanti*, decorre da menor mobilidade destas larvas. Com o seu crescimento e desenvolvimento, adquirem maior mobilidade podendo selecionar áreas mais abrigadas e com maior disponibilidade de alimento do que o ambiente pelágico.

As amostragens de ictioplâncton realizadas no trecho de rio à jusante de Xingó apresentaram uma maior riqueza taxonômica e menor predominância de Clupeiformes. Isto indica que o ambiente lótico é favorável ao desenvolvimento de outros táxons, seja pela maior turbidez da água que diminui a visibilidade, assim como pela maior disponibilidade de alimento e abrigo.

A análise do conteúdo estomacal das espécies revelou que os insetos tiveram papel destacado na dieta de alguns peixes (*P. squamosissimus*, *Serrasalmus brandtii*) revelando a importância do elo entre os ambientes aquático e terrestre.

O pequeno número de exemplares analisados na região ao longo do período de fevereiro a outubro de 2008 não permitiu a determinação de que a maioria das espécies identificadas utiliza a área do reservatório de Xingó para sua atividade reprodutiva. De

fato, apenas a pescada, *Plagioscion squamosissimus*, foi possível verificar que se reproduz no local.

Com a realização de novas coletas e a ampliação da área de amostragem, a utilização desta região para atividade reprodutiva dos demais peixes poderá ser constatada.

3. Monitoramento Limnológico e da Qualidade da Água

O rio São Francisco não tem sido objeto de estudos sistematizados sobre aspectos limnológicos ou de qualidade da água ao longo de toda sua extensão. As informações disponíveis, compiladas de diferentes fontes, referem-se apenas a determinados trechos ao longo dos estados que atravessa, através do monitoramento descontínuo no tempo e no espaço por órgãos ambientais estaduais (principalmente Minas Gerais, Bahia e Pernambuco).

As águas interiores tendem a serem os primeiros habitats a sofrerem degradação antrópica em decorrência da escolha dos homens em se fixarem nas áreas às margens dos rios, e utilizar os recursos hídricos para diversas finalidades. A fragmentação desses habitats, incluindo a construção de barragens e canalização dos rios, provoca perdas ou mudanças em seus ambientes naturais, exigindo adaptações das comunidades às novas condições ambientais, em função das transformações da hidrodinâmica original, que afetam diretamente a biodiversidade dos sistemas aquáticos.

O monitoramento limnológico e avaliação da qualidade da água do reservatório de Itaparica, através da compreensão de variáveis limnológicas e hidrológicas, da quantidade de sólidos suspensos e dissolvidos na água e do seu regime de vazão, permitem reconhecer alterações ocorridas, seus fatores causadores e efeitos sobre as comunidades naturais, em trechos de rio e reservatório, possibilitando uma melhor compreensão de toda a bacia hidrográfica e o gerenciamento sustentável dos recursos hídricos.

Esta atividade, busca ampliar os cuidados com o meio ambiente e com a qualidade da água, através da análise de variáveis físicas, químicas e biológicas, e da concentração de agrotóxicos, bem como a determinação preventiva da concentração de óleos lubrificantes e isolantes no reservatório. A maior disponibilidade de informações sobre as características limnológicas do ambiente de estudo, permitirá estabelecer um quadro referencial ao longo do tempo sobre as principais características de qualidade da água do reservatório e suas diferenças espaciais e sazonais. Permitirá, também, avaliar o seu estado trófico e identificar eventuais locais de contribuição com matéria orgânica de origem doméstica, bem como possíveis contribuições antrópicas no processo de carreamento de material alóctone para o corpo hídrico. Ainda, possibilitará a adoção de

ações reparadoras em equipamentos da UHE, que apresentarem vazamentos de óleos lubrificantes.

3.1. Objetivos

3.1.A. Objetivo geral

Caracterizar o ecossistema aquático da área de abrangência do estudo, bem como suas comunidades aquáticas (bentos, nécton e plâncton), realizando o monitoramento sedimentológico, limnológico, da qualidade da água, das áreas aquícolas, da concentração de agrotóxicos, óleos lubrificantes e graxas, propondo ações de recuperação dos ecossistemas e suas comunidades.

3.1.B. Objetivos específicos

- Monitorar a qualidade da água na área de abrangência do Programa, a partir de estudos de variáveis físicas, químicas e biológicas (fitoplâncton, zôoplancton, bentos, clorofila a e feofitina), com vistas a fornecer subsídios para o gerenciamento ambiental da bacia do rio São Francisco;
- Monitorar as áreas aquícolas na área de abrangência do Programa e avaliar seus efeitos sobre a qualidade da água;
- Realizar monitoramento da presença de óleos lubrificantes e graxas à montante e a jusante das barragens;
- Monitorar a concentração de agrotóxicos no sedimento em diferentes pontos da área de abrangência do programa, levando-se em consideração o uso e ocupação do solo no seu entorno;
- Identificar, mapear, diagnosticar e monitorar as atividades e fontes de poluição externas (urbanas, industriais e agrícolas, etc.) aos reservatórios, em suas características físicas, químicas e biológicas, na área de abrangência do programa;

- Associar às estações de qualidade de água, estações de sedimento para o monitoramento da comunidade zoobentônica e das concentrações de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica em sedimento; bem como de sua granulometria;
- Identificar, caracterizar e monitorar semestralmente as cargas sólidas afluentes aos reservatórios decorrentes de processos erosivos, determinando e acompanhando sazonalmente a taxa de sedimentação;
- Avaliar sazonalmente o transporte de sedimentos dentro dos reservatórios, através de medições de descargas líquidas e sólidas;
- Avaliar os efeitos do transporte de sedimentos nas características físicas, químicas e biológicas da água dos reservatórios;
- Estabelecer parâmetros bioindicadores para o monitoramento ambiental dos ecossistemas aquáticos, com respectivas justificativas e metodologia; e
- Propor enquadramento da água, dos diferentes ecossistemas aquáticos, de acordo com a CONAMA 357/2005.

3.2. Princípios Gerais e Metodologia

A metodologia a ser empregada nos diferentes procedimentos para a realização do monitoramento limnológico e a avaliação da qualidade da água, com seus respectivos instrumentos, é apresentada a seguir.

A equipe técnica executora do monitoramento atuará de forma integrada, de modo a permitir uma visão holística das atividades e estimular a percepção dos diferentes profissionais participantes, numa ação interdisciplinar. Ainda, a mesma deverá manter uma articulação permanente com a equipe técnica do DEMG/CHESF visando, desde a definição e acertos metodológicos, até a avaliação contínua das atividades desenvolvidas e dos resultados obtidos, mediante reuniões periódicas de trabalho e a participação conjunta em atividades em campo.

3.2.A. Estações de coleta

As estações de monitoramento, num total de quarenta e cinco (45), foram distribuídas ao longo do eixo central do reservatório e do rio a jusante (Mapa em anexo),

levando-se em consideração as reentrâncias, a presença de tributários e as cidades ribeirinhas na área de estudo. A Tabela 3.2.A-1 apresenta uma caracterização resumida e sua localização. Todas as estações, após definição conjunta com o DEMG/CHESF, tiveram suas posições definitivas devidamente georeferenciadas (Tabela 3.2.A-2), empregando-se um aparelho portátil de posicionamento global (GPS), marca GARMIN, modelo 12.

Dentre o total de estações citado acima, vinte e nove (29) destinam-se ao monitoramento limnológico, tendo sido denominadas de XIN 01 a XIN 11, no reservatório de Xingó, e BSF 01 a BSF 18, no trecho do rio São Francisco a jusante de Xingó até a foz, cinco (5) ao monitoramento de óleos e graxas e quatorze (14) em captações para abastecimento público. Dentre as estações de monitoramento limnológico, quinze (15) delas têm as comunidades dos macroinvertebrados bentônicos monitorada, sendo três (3) no reservatório e doze (12) no trecho do rio. A concentração de resíduos de agrotóxicos foi monitorada em seis (6) das dezoito estações de monitoramento a jusante.

As estações destinadas ao monitoramento de eventuais contaminações com óleos e graxas, num total de cinco (5), foram denominadas como XIOG 01 a XIOG 05, estando discriminadas na Tabela 3.2.A-1.

Foram implantadas nove (9) estações de monitoramento de áreas aquícolas, sendo sete (7) no reservatório de Xingó (XI PI 01 a XI PI 07) e duas (2) no trecho do rio à jusante (BA PI 01 e BA PI 02), coincidentes com as estações BSF 03 e BSF 04. Os empreendimentos foram escolhidos conjuntamente com o DEMG/CHESF.

Para a realização das atividades de campo, incluindo o deslocamento de Recife - PE até a área de estudo, foi empregado veículo utilitário da executora, bem como embarcação motorizada para navegação nos reservatórios. Uma base operacional de campo foi implantada em Paulo Afonso - BA, para dar suporte às equipes durante a realização das campanhas de monitoramento.

A Tabela 3.2.A-3 resume o conjunto de variáveis analisadas em cada estação.

Tabela 3.2.A-1 - Identificação e caracterização das estações de monitoramento do reservatório de Xingó e do rio São Francisco à jusante.

Nº.	Estação	Características/Justificativa
1	XIN 01	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 6 km a jusante da UHE de Paulo Afonso IV.
2	XIN 02	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 13 km a jusante da UHE de Paulo Afonso IV.

3	XIN 03	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 10 km a jusante da estação XIN 02.
4	XIN 04	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 4 km a jusante da estação XIN 03.
5	XIN 05	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 3,6 km a jusante da estação XIN 04.
6	XIN 06	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 8 km a jusante da estação XIN 05.
7	XIN 07	Ponto no meandro esquerdo do reservatório a aproximadamente 16 km a montante da barragem.
8	XIN 08	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 9,5 km a montante da barragem.
9	XIN 09	Ponto no meandro direito do reservatório a aproximadamente 6,5 km a montante da barragem.
10	XIN 10	Ponto no final do mesmo meandro direito do reservatório da estação XIN 09, a aproximadamente 4 km desta estação.
11	XIN 11	Ponto na calha central do reservatório a aproximadamente 1 km a montante da barragem.
12	BSF 01	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 3 km a jusante da barragem.
13	BSF 02	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 21 km a jusante da barragem.
14	BSF 03	Ponto na calha central do rio São Francisco a montante da cidade de Pão de Açúcar (AL), a aproximadamente 20 km a jusante da estação BSF 02.
15	BSF 04	Ponto na calha central do rio São Francisco a jusante da cidade de Pão de Açúcar (AL), a aproximadamente 3,5 km a jusante da estação BSF 03.
16	BSF 05	Ponto na calha central do rio São Francisco, próximo a Belo Monte (AL), a aproximadamente 18 km a jusante da estação BSF 04.
17	BSF 06	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 8,5 km a jusante da estação BSF 05.
18	BSF 07	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 14 km a jusante da estação BSF 06.
19	BSF 08	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 7 km a montante da localidade de Gararu (SE).
20	BSF 09	Ponto na calha central do rio São Francisco a jusante da localidade de Gararu (SE).
21	BSF 10	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 2 km a montante das localidades de São Brás (AL) e Amparo de São Francisco (SE).
22	BSF 11	Ponto na calha central do rio São Francisco próximo da localidade Porto Real do Colégio (AL).
23	BSF 12	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 10 km a montante da cidade de Penedo (AL).
24	BSF 13	Ponto na calha central do rio São Francisco a montante da cidade de Penedo (AL).
25	BSF 14	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 14 km a jusante da cidade de Neópolis (SE), nas proximidades da localidade de Ilha das Flores (SE).
26	BSF 15	Ponto na calha central do rio São Francisco a montante da cidade de Piaçabuçu (AL).
27	BSF 16	Ponto na calha central do rio São Francisco a aproximadamente 4 km a jusante da cidade de Piaçabuçu (AL).
28	BSF 17	Ponto na região estuarina do rio São Francisco a aproximadamente 4,5 km da foz.
29	BSF 18	Ponto na região estuarina do rio São Francisco a aproximadamente 2,5 km da foz.
30	XIOG 01	Ponto na margem direita do reservatório a aproximadamente 2 km a montante da barragem, próximo ao carrancas.
31	XI OG 02	Ponto na margem direita do reservatório a aproximadamente 0,5 km a montante da barragem.
32	XI OG 03	Ponto na margem esquerda do reservatório a aproximadamente 0,5 km a montante da barragem.
33	XI OG 04	Ponto na margem direita do reservatório a aproximadamente 1 km a jusante da barragem.

34	XI OG 05	Ponto na margem esquerda do reservatório a aproximadamente 0,5 km a jusante da barragem.
35	XI CA 01	Captação de abastecimento público (Delmiro Gouveia).
36	XI CA 02	Captação de abastecimento público (Povoado Lameirão).
37	XI CA 03	Captação de abastecimento público (Olho D'água do Casado).
38	XI CA 04	Captação de abastecimento público (Casal).
39	XI PI 01	Empreendimento aquícola
40	XI PI 02	Empreendimento aquícola
41	XI PI 03	Empreendimento aquícola
42	XI PI 04	Empreendimento aquícola
43	XI PI 05	Empreendimento aquícola
44	XI PI 06	Empreendimento aquícola
45	XI PI 07	Empreendimento aquícola
46	BA PI 01	Empreendimento aquícola
47	BA PI 02	Empreendimento aquícola

Tabela 3.2.A-2 - Coordenadas planas UTM das estações de amostragem do reservatório de Xingó e do rio São Francisco à jusante. Datum SAD 69, Zona 24.

Nº	Estação	Coord. Leste	Coord. Norte	Nº	Estação	Coord. Leste	Coord. Norte
1	XIN 01	592797	8956370	25	BSF 14	769629	8845746
2	XIN 02	599092	8956751	26	BSF 15	779981	8849050
3	XIN 03	607339	8952939	27	BSF 16	782013	8845444
4	XIN 04	609844	8949833	28	BSF 17	783909	8842164
5	XIN 05	610942	8946887	29	BSF 18	784759	8840684
6	XIN 06	618641	8944688	30	XI OG 1	630517	8936895
7	XIN 07	621901	8946635	31	XI OG 2	631696	8936094
8	XIN 08	624910	8942121	32	XI OG 3	633074	8936654
9	XIN 09	626966	8938583	33	XI OG 4	632783	8935645
10	XIN 10	622908	8937963	34	XI OG 5	633013	8935803
11	XIN 11	631590	8936963	35	XI CA 1	606165	8954390
12	BSF 01	634626	8934825	36	XI CA 2	613090	8946743
13	BSF 02	650729	8927034	37	XI CA 3	625517	8948752
14	BSF 03	669481	8921946	38	XI CA 4	633074	8936654
15	BSF 04	673028	8921138	39	XI PI 01	604743	8953075
16	BSF 05	688521	8912612	40	XI PI 02	606997	8952042
17	BSF 06	692866	8905632	41	XI PI 03	608325	8951683
18	BSF 07	705724	8902720	42	XI PI 04	609011	8948614

19	BSF 08	710716	8897568	43	XI PI 05	608896	8947435
20	BSF 09	718183	8896966	44	XI PI 06	621484	8949298
21	BSF 10	727420	8881298	45	XI PI 07	630029	8939762
22	BSF 11	736489	8872646	46	BA PI 01	669481	8921946
23	BSF 12	755710	8863904	47	BA PI 02	673028	8921138
24	BSF 13	764295	8861816				

Tabela 3.2.A-3 - Conjunto de variáveis monitoradas em cada estação de amostragem do reservatório de Xingó e do rio São Francisco à jusante (ML – monitoramento limnológico, AG – resíduos de agrotóxicos, OG – óleos e graxas, PI – áreas aquícolas, BE – macroinvertebrados bentônicos e CA – captações d'água).

Nº	Estação	Variáveis	Nº	Estação	Variáveis
1	XIN 01	ML e BE	24	BSF 13	ML, AG e CA
2	XIN 02	ML	25	BSF 14	ML e CA
3	XIN 03	ML	26	BSF 15	ML, AG, CA e BE
4	XIN 04	ML	27	BSF 16	ML
5	XIN 05	ML	28	BSF 17	ML
6	XIN 06	ML	29	BSF 18	ML
7	XIN 07	ML	30	XI OG 1	OG
8	XIN 08	ML	31	XI OG 2	OG
9	XIN 09	ML	32	XI OG 3	OG
10	XIN 10	ML e BE	33	XI OG 4	OG
11	XIN 11	ML	34	XI OG 5	OG
12	BSF 01	ML	35	XI CA 1	ML
13	BSF 02	ML, AG e BE	36	XI CA 2	ML
14	BSF 03	ML, AG, PI, CA e BE	37	XI CA 3	ML
15	BSF 04	ML, PI e BE	38	XI CA 4	ML
16	BSF 05	ML, CA e BE	39	XI PI 01	PI
17	BSF 06	ML, CA e BE	40	XI PI 02	PI
18	BSF 07	ML e AG	41	XI PI 03	PI e BE
19	BSF 08	ML e BE	42	XI PI 04	PI
20	BSF 09	ML, AG, CA e BE	43	XI PI 05	PI
21	BSF 10	ML e CA	44	XI PI 06	PI
22	BSF 11	ML, CA e BE	45	XI PI 07	PI
23	BSF 12	ML, CA e BE			

3.2.B. Metodologia de coleta

As coletas de campo foram trimestrais, de modo a manter a periodicidade adotada desde 1998 e compatibilizar o período de amostragem com aquele adotado para outros reservatórios administrados pela CHESF, bem como caracterizar as variações ambientais com base num ciclo hidrológico completo.

Amostras de água para determinação das variáveis físicas e químicas foram coletadas com uma garrafa Van Dorn, com capacidade de 3L em duas profundidades relativas em cada estação – superfície e fundo. Após determinação *in situ* das variáveis, as amostras foram acondicionadas em gelo para seu transporte até a base de apoio no campo, onde foram filtradas e congeladas para seu transporte posterior até Recife-PE, onde foram analisadas.

Arrastos verticais ao longo da zona eufótica foram realizados com redes cônico-cilíndricas, com malhas de 25 e 40 μm , respectivamente para a coleta de microfitoplâncton e zooplâncton integrados da coluna. Os volumes filtrados foram calculados a partir da equação:

$$V_F = A \times P$$

onde: o volume filtrado (m^3) = $A \times P$, sendo “A” a área da boca da rede de plâncton (m^2), igual a $\pi \times r^2$, e “P” a profundidade da rede durante o arrasto vertical (m)

No caso de ter sido efetuado mais de um arrasto em cada estação, o volume total filtrado foi computado pelo número de arrastos efetuados.

No trecho à jusante da barragem, foram realizados arrastos próximos à superfície da água, com o barco funcionando em marcha lenta, velocidade em torno de um nó, durante 5 minutos. Tal procedimento foi adotado devido às fortes correntezas, procurando padronizar a metodologia de coleta ao longo deste trecho.

O cálculo da densidade foi obtido através do volume filtrado. O qual foi estimado através da seguinte fórmula:

$$V = \pi r^2 \cdot v \cdot t$$

onde: “ πr^2 ” é a área da boca da rede em m^2 ;
“v” é a velocidade do barco em m/s e
“t” é o tempo do arrasto, em segundos (s)

As amostras de plâncton foram acondicionadas em frascos de plástico com capacidade de e 250 mL e preservadas com lugol.

As amostras de água para análise de agrotóxicos e óleos e graxas foram coletadas à superfície em recipientes de vidro próprios, com capacidade de 3,0 e 1,0L, respectivamente. Todas as amostras foram devidamente acondicionadas e transportadas para análise em Recife - PE.

3.2.C. Determinação de variáveis *in situ*

As variáveis temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), salinidade, oxigênio dissolvido da água – concentração ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{ O}_2$) – e sólidos totais dissolvidos (STD) – concentração ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) –, foram determinadas em perfil vertical em cada estação, mediante o uso de um analisador multiparâmetro YSI 556.

A transparência da água foi estimada através da leitura da profundidade média de extinção de disco de Secchi (Z_{DS}), medida à sombra, e o coeficiente de atenuação vertical (k) foi calculado segundo Kirk (1986).

A radiação solar subaquática foi determinada por leitura direta através de um quantômetro LI-COR 250, a qual foi empregada para a determinação da profundidade da zona eufótica (Z_E), expressa como aquela correspondente a 1% da radiação sub-superficial (I_0).

3.2.D. Determinação de variáveis em laboratório

3.2.D.1. Análises físicas e químicas

A alcalinidade total (CaCO_3), dureza total (CaCO_3), bem como as concentrações de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram determinadas segundo Goltermann *et al.* (1978). A concentração de nitrato (N-NO_3) e nitrito (N-NO_2), segundo Mackereth *et al.* (1978), e de nitrogênio amoniacal total ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4$), segundo Koroleff (1976). O fósforo inorgânico dissolvido (P-PO_4), o fosfato total (P-PO_4) e o fósforo total (P) foram determinados segundo Strickland & Parsons (1960). A concentração de cloretos (Cl), silicatos (SiO_2) e a demanda Química de Oxigênio (DQO) foram analisadas segundo APHA (1995). O material em suspensão foi analisado pelo método gravimétrico (TEIXEIRA *et al.*, 1965 e TUNDISI, 1969), determinando-se a concentração de sólidos

suspensos totais (SST) e frações orgânica (SSO) e inorgânica (SSI). A turbidez (UNT) foi analisada através de turbidímetro de bancada OBERCO-HELLIGE, modelo 966. Tais análises foram efetuadas nas amostras de superfície e fundo, provenientes das estações de monitoramento limnológico (LIMNO) e de piscicultura (PIS), nestas últimas estações, bem como naquelas de superfície provenientes das estações captação para abastecimento público (CA). Todas as análises mencionadas foram realizadas no Laboratório de Limnologia, do Departamento de Pesca e Aquicultura (DEPAq) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), em Recife - PE.

A determinação da concentração de gases totais dissolvidos (GTD) será analisada com um sensor TDG modelo 300E da In-Situ.

A avaliação do estado trófico do reservatório foi baseada no Índice de Estado Trófico de Carlson Modificado (IETM) e a ponderação (IET Médio) proposta por Toledo Jr. *et al.* (1983), considerando os valores de transparência do disco de Secchi (DS), clorofila-a (CHL), fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo ou ortofosfato (PSR).

As análises de óleos lubrificantes e isolantes (óleos e graxas) foram efetuadas no Laboratório do Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco – ITEP, em Recife - PE, segundo a metodologia constante de APHA (1995).

A análise das amostras de agrotóxicos foi realizada segundo a metodologia detalhada em APHA (1995), no Laboratório de Resíduos de Agrotóxicos do ITEP, o qual é credenciado pelo Ministério da Agricultura e devidamente certificado pelo Instituto Nacional de Metrologia – INMETRO e pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. As amostras foram analisadas quanto à concentração de inseticidas (organofosforados, organoclorados, carbamatos e piretróides) e herbicidas.

3.2.D.2. Análises biológicas

3.2.D.2.1. Clorofila-a e feofitina

A concentração de clorofila-a e feofitina foi determinada através do método proposto por Nusch (1980) e recomendações de Wetzel & Likens (2005), empregando-se membrana filtrante HAWP da Millipore™ para filtração das amostras de água e posterior

extração com etanol. A análise foi efetuada no Laboratório de Limnologia da UFRPE, em Recife - PE.

3.2.D.2.2. Fitoplâncton

A análise do material biológico foi realizada no laboratório de Taxonomia de Microalgas de Ambientes Continentais do Programa de Pós-Graduação em Botânica da UFRPE e no laboratório de Ecologia e Taxonomia de Microalgas do LABMAR/UFAL. Para a identificação taxonômica, foram confeccionadas lâminas semi-permanentes e posteriormente observadas em microscópio óptico da marca ZEISS, modelo Jenaval, com ocular de medição acoplada. Lâminas permanentes para a identificação de diatomáceas também foram feitas a partir da metodologia proposta por Simonsen (1979), modificado por Moreira-Filho e Valente-Moreira (1981).

Foram analisadas em cada amostra, características morfológicas dos organismos, as quais foram utilizadas para o enquadramento taxonômico dos mesmos em chaves de identificação disponíveis em artigos e livros especializados para cada grupo algal. Sempre que possível, a identificação foi realizada até o menor nível hierárquico possível, podendo incluir o eventual encaminhamento de material para especialistas em taxonomia.

Os táxons identificados foram classificados de acordo com os trabalhos de Prescott & Vinyard (1982) e Komárek & Fott (1983), para as clorófitas; Komárek & Anagnostidis (1986, 2005) e Anagnostidis & Komárek (1988, 1990), para as cianobactérias; Popovský & Pfiester (1990), para os dinoflagelados; Krammer & Lange-Bertalot (1991a, b), para as diatomáceas, e John et al. (2002), para os outros fitoflagelados.

A análise quantitativa foi realizada através de contagem em microscópio óptico invertido da Marca Zeiss, modelo Axiovert 135 M, em aumento de 400 vezes.

A determinação da densidade celular (cél.L⁻¹) foi realizada segundo o método de Uttermohl (Hasle, 1978). Os organismos (células, colônias, cenóbios, filamentos) foram enumerados em campos por transecto.

A frequência de ocorrência foi expressa em forma de porcentagem, levando-se em consideração o número de amostras em que cada táxon ocorreu, de acordo com as fórmulas e critérios propostos por Mateucci e Colma (1982).

O resultado final é expresso em porcentagem (%), usando-se as seguintes faixas de abundâncias:

> 70%	Muito frequente
70% - 40%	Frequente
40% - 10%	Pouco frequente
< 10%	Esporádico

A diversidade específica e a equitabilidade foram calculadas seguindo equações descritas em Shannon (1948) e Pielou (1977), sendo os índices mais comumente usados para o estudo com comunidades fitoplanctônicas (Figueredo & Giani, 2001). O programa estatístico utilizado para facilitar os cálculos foi o DIVERSITY, versão 1.2 para Windows. Para a diversidade, em particular, os resultados foram expressos em bit.Cél⁻¹, considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação (VALENTIN, 2000), cujos valores podem ser enquadrados nas seguintes categorias:

alta diversidade	≥ 3,0 bit.Cél ⁻¹
média diversidade	< 3,0 ≥ 2,0 bit.Cél ⁻¹
baixa diversidade	< 2 > 1,0 bit.Cél ⁻¹
muito baixa diversidade	< 1,0 bit.Cél ⁻¹

A Equitabilidade (J) através da fórmula:

$$J = H' / \log_2 S$$

onde: H' = índice de Shannon;
S = n^o total de espécies de cada amostra

Apresentando valores entre 0 e 1, sendo considerado alto ou equitativo os valores superiores a 0,50, o qual representa uma distribuição uniforme dos táxons na amostra analisada.

Para o reservatório de Xingó, os dados de presença e ausência das algas nos diferentes locais amostrados foram convertida em uma matriz binária de ausência (0) e presença (1). A matriz de similaridade foi calculada usando o coeficiente de Jaccard com o software NTSYS versão 2.1 e para a construção do dendrograma utilizou-se o algoritmo UPGMA (Sneath & Sokal 1973). Enquanto no Baixo São Francisco, Na análise de agrupamento foi utilizado o índice de similaridade calculado através da distância de Bray-Curtis utilizado se o programa PRIMER 5. Foi elaborada uma matriz de dados considerando-se os táxons com frequência superior a 40%.

3.2.D.2.3. Zooplâncton

As amostragens dos organismos foram realizadas com auxílio de embarcação motorizada, e rede de plâncton com 40 μm de abertura de malha. Em locais onde o fluxo da vazão da água permitiu, foram realizados arrastos verticais a partir da profundidade de zona eufótica, enquanto que nos locais correntosos, por inviabilidade de arrasto vertical, utilizou-se balde, para filtragem de no mínimo 100 litros de água por amostra. O material coletado foi acondicionado em frascos plásticos (250 mL), devidamente etiquetados e preservados em lugol.

Diferenças na metodologia de coleta podem ocasionar divergência de resultados, uma vez que a amostragem por balde pode capturar menos indivíduos, resultando em valores não representativos para estudos de diversidade, sendo essa prática utilizada apenas em caráter emergencial, em função do motivo exposto acima.

A análise taxonômica foi determinada com auxílio de lâminas e lamínulas comuns e câmara de *Sedgwick-Rafter*, sob microscópio óptico (400 x de magnificação). A identificação foi realizada a partir da seguinte bibliografia básica: para rotíferos, Koste (1972, 1978); para Cladocera, Montú e Goeden (1986) e para Copepoda, Einsele (1998).

A densidade de organismos foi determinada para cada taxa nas amostras de acordo com a fórmula de Omori & Ikeda (1984):

$$N = V_T * x / V_C$$

onde: "N" é o número total de organismos na amostra
"V_T" é o volume total de cada amostra,
"x" é o número de indivíduos de cada taxa
"V_C" é o volume de cada sub-amostra.

A densidade (ind.m^{-3}) foi obtida usando-se a fórmula:

$$D (\text{ind.m}^{-3}) = N / V_F$$

onde: "D" é a densidade
"N" é o número total de organismos
"V_F" é o volume de água filtrado pela rede de plâncton.

O volume filtrado para cada amostra foi aquele calculado a partir dos dados anotados nas planilhas de campo, relativos à profundidade e ao número de arrastos verticais efetuados.

A abundância desses organismos também foi determinada com auxílio de câmara de *Sedgwick-Rafter*, sob o microscópio óptico. Os organismos foram contados em três

subamostragens subsequentes, com 2 mL cada, obtidas com pipeta do tipo *Hensen-Stempell* (2,5 mL). A abundância final foi estimada em ind. m⁻³.

O cálculo de abundância também foi calculado por fórmula descrita por Omori & Ikeda (1984):

$$Ra = N * 100 / Ns$$

onde: "N" é o número total de indivíduos para cada taxon na amostra;
"Ns" é número total de organismos da amostra.

O resultado final é expresso em porcentagem (%), usando-se as seguintes faixas de abundâncias:

> 70%	Dominante
70% - 40%	Abundante
40% - 10%	Pouco abundante
< 10%	Raro

A frequência de ocorrência foi calcula usando-se a fórmula (Omori & Ikeda, 1984):

$$F = Ts * 100 / TS$$

onde: "Ts" é o número de amostras no qual os taxa estão presentes;
"TS" é o número total de amostras.

O resultado final é expresso em porcentagem (%), usando-se as seguintes faixas de abundâncias:

> 70%	Muito frequente
70% - 40%	Frequente
40% - 10%	Pouco frequente
< 10%	Esporádico

A diversidade específica e a equitabilidade foram calculadas seguindo equações descritas em Shannon (1948) e Pielou (1977). Para a diversidade, em particular, o resultado foi expresso em bit.cél⁻¹.

Para Xingó, com relação as análises baseadas em matrizes de dados muito grandes, devido a inclusão de taxa que ocorrem raramente (o caso de Xingó), os resultados tornam-se duvidosos, pois se atribui alta correlação aos taxa que possuem grande número de ausências simultâneas. Desta forma, para reduzir este problema, foi excluído da análise os taxa com menos de 50% de frequência de ocorrência.

O método aplicado foi o de agrupamento (“*Cluster analysis*”), após medição de similaridade pelo coeficiente de correlação momento-produto de Pearson segundo a fórmula:

$$\frac{\sum(X_{ij} - X_j)(X_{ik} - X_k)}{\sqrt{\sum(X_{ij} - X_j)^2 \sum(X_{ik} - X_k)^2}}$$

Onde se aplicou a transformação linearizante $\text{Log}(x + 1)$ dos dados, visando homogeneização das variâncias, mais eficaz no caso do plâncton, pois reduz a distorção dos resultados (Valentin, 1983).

A classificação utilizada foi a aglomerativa hierárquica do “Peso proporcional (*Weighted Pair Group Method - WPGMA*)”.

Os resultados da classificação são visualizados sob a forma de dendograma, e após sua construção, o nível de corte que define os grupos é selecionado na base da interpretabilidade ecológica da classificação (Leps et al., 1990).

Os cálculos da análise multivariada foram realizados utilizando-se o software NTSYS (*Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System*).

No Baixo São Francisco, Na análise de agrupamento foi utilizado o índice de similaridade calculado através da distância de Bray-Curtis utilizado se o programa PRIMER 5. Foi elaborada uma matriz de dados considerando-se os táxons com frequência superior a 40%.

3.2.D.2.4. Macroinvertebrados bentônicos

Amostras de sedimento não-consolidado (argiloso-arenoso-lamoso) foram coletadas com um pegador tipo “Petersen” modificado ($0,0345 \text{ m}^2$), em quatro (4) estações selecionadas dentre aquelas de monitoramento limnológico. Em cada estação, foram determinados dois pontos de coleta, sendo um no corpo central do rio ou reservatório, conforme sua localização, e outra numa das margens (pontos limnéticos e litorâneos). Em cada ponto, foram coletadas três amostras para o estudo biológico, armazenadas em sacos plásticos e fixadas em formol a 4%, e uma para análise granulométrica, de nutriente e estimativa do conteúdo de matéria orgânica do sedimento.

Todas as amostras foram devidamente identificadas quanto ao ambiente, biótopo e tipo de substrato.

Em laboratório, todo material coletado para análise biológica foi lavado com água corrente em uma série de peneiras equipadas com as seguintes malhas: 2 mm; 1 mm e 0,2 mm. Os animais retidos nas duas primeiras malhas foram retirados imediatamente e preservados em álcool a 70%, e todo o sedimento retido na última peneira foi preservado em álcool puro.

Após a lavagem, as amostras foram submetidas à técnica de flotação com solução saturada de NaCl, para a separação de seu conteúdo inorgânico. Este método de flotação facilita a triagem das amostras, pois separa os organismos do sedimento, ocorrendo perdas insignificantes dos mesmos (ver detalhes em BRANDIMARTE & ANAYA, 1998). Após a flotação, as amostras foram coradas com uma solução alcoólica de rosa de bengala para facilitar a triagem sob estereomicroscópio. Os procedimentos de subamostragem e contagem foram definidos *a posteriori*, dependendo do número de organismos coletados, conforme considerações apresentadas em Brandimarte *et al.* (2004). Houve uma atenção especial à ocorrência de organismos vetores de doenças para o homem, como planorbídeos transmissores da esquistossomose.

A identificação dos organismos foi efetuada através de estereomicroscópio Zeiss e microscópio óptico ao menor nível taxonômico possível, com base na consulta de literatura especializada, como Dominguez & Fernandez (2001); Brinkhurst & Marchese (1991); Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e Pérez (1988). Os exemplares das larvas de Diptera foram separados, sendo montados em lâminas com meio semipermanente Hoyer para a sua identificação.

A composição granulométrica dos sedimentos foi realizada segundo o método de Reichardt (1990). As concentrações de Fósforo e estimativa do conteúdo de matéria orgânica dos sedimentos foram determinadas pelos métodos da EMBRAPA, 1999. As análises de Nitrogênio nos sedimentos foram realizadas segundo o método de Mendonça & Matos, 2005.

A estrutura da comunidade macrobentônica foi analisada segundo seus atributos (riqueza, diversidade e equitabilidade), além da similaridade entre ambientes, através dos parâmetros indicados por Krebs (1989), empregando-se os aplicativos Statistica e Ecological Methodology (Krebs, 2000).

A densidade dos organismos bentônicos foi calculada a partir da contagem total dos organismos nas amostras e calculada para a área de 1 m², de acordo com a seguinte fórmula:

$$N = O / A$$

onde: "N" é o número de indivíduos por m²,
"O" é número de organismos contados na amostra,
"A" é área do amostrador (m²).

A Frequência de ocorrência dos táxons foi calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$FO = Ta \times 100 / TA$$

onde: "Ta" é número de amostras em que cada táxon ocorreu
"TA" o número total de amostras.

Os organismos foram agrupados em quatro categorias, sendo considerados euconstantes se presentes em mais de 61% das amostras coletadas, constantes se este valor estiver entre 41 e 60%, acessórias caso esteja entre 21 e 40% e acidentais quando presente em menos que 20% (Trojan, 1978; Kasprzak & Niedbala, 1981; Odum, 1982 citados por Jablonska & Paturej, 1999).

A abundância relativa (%) dos organismos foi calculada a partir da contagem total dos organismos nas amostras, de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{Abundância (\%)} = (n/N) \times 100$$

onde: "n" é o número de indivíduos de cada táxon e
"N" é o número total de indivíduos de todos os táxons.

O resultado das percentagens foi enquadrado nos seguintes critérios, de acordo com McCullough & Jackson (1985): dominantes entre 50% e 100%, abundantes entre 30% e 49%, comuns: entre 10 e 29%, ocasionais: entre 1 e 9% e raros: <1%.

Para a classificação do índice de diversidade das amostras, foram consideradas as seguintes categorias: alta = valores maiores que 3 bits/ind., média entre 2,0 e 3,0 bits/ind., baixa entre 1,0 e 2,0 e muito baixa < 1,0, segundo Valentin (1991).

A riqueza taxonômica em cada estação foi expressa através da somatória dos táxons identificados.

Em Xingó, a determinação da similaridade entre as estações e meses foi analisada através do programa "Statistic" 7.0, através da associação por médias aritméticas não-ponderadas (UPGMA), agrupando-se pelo coeficiente de Pearson (r) (KREBS, 1999) sendo os resultados apresentados através de análise de Cluster. Para o Baixo São Francisco, a análise de similaridade foi realizada através do índice de Bray Curtis, pelo

método de ligação do peso proporcional (WPGA – Weigth Pair Group Mathematical Average usando o programa PRIMER 5.

3.2.E. Avaliação do estado trófico

As eutrofizações em lagos e reservatórios ocorrem através do enriquecimento de suas águas com macro nutrientes vegetais, principalmente fósforo e nitrogênio, que entram como soluto e se transformam compostos orgânicos e inorgânicos. O crescimento acelerado e a maior abundância de vegetais aquáticos (micro e macroscópicos) frequentemente causam a deterioração da qualidade hídrica. O aumento das cargas de nutrientes nas águas interiores normalmente decorre de alteração nos mananciais, como remoção de florestas, desenvolvimento agrícola, industrial e urbanização. As condições ambientais dentro dos corpos hídricos, da atmosfera e dos mananciais influenciam a eutrofização. Os fatores dentro do lago que modulam os impactos gerados pelo aumento de nutrientes incluem a estrutura da rede alimentar, trocas entre os sedimentos e a água, forma da bacia e movimentos da água dentro do lago, ou reservatório. Além disso, as condições climáticas e hidrológicas ajudam a alterar os impactos da eutrofização (UNEP-IETC, 2001).

O índice de Carlson (1977) é uma das ferramentas mais empregadas para a estimativa do estado trófico em ambientes aquáticos. O mesmo tem sido usado em diferentes ecossistemas aquáticos, incluindo lagoas costeiras (SCHÄFER, 1988) e reservatórios (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1986; CALEFFI *et al.*, 1994; MERCANTI & TUCCI-MOURA, 1999).

Entretanto, devido às características ecológicas dos ecossistemas tropicais, quando comparados aos temperados, para os quais a maioria dos índices têm sido desenvolvidos, como o modelo clássico de Vollenweider (1976) para estimar a capacidade de suporte de fósforo em lagos, algumas modificações no índice de Carlson têm sido propostas, visando sua adequação e ponderação para variáveis mais adequadas a nossos ambientes aquáticos, como aquela proposta por Toledo *et al.* (1983). Nesta, foram atribuídos diferentes pesos para as variáveis envolvidas na mensuração do índice de Carlson, através dos índices de estado trófico modificado (IETM) da transparência do disco de Secchi (DS), clorofila-a (CHL) e fósforo total (PT), incluindo fósforo solúvel reativo (PSR), com a definição de um índice médio (IET Médio).

Desta forma, a avaliação do estado trófico do reservatório de Itaparica foi efetuada empregando-se apenas o índice de trófico modificado (IETM), através da transparência do disco de Secchi (DS), da clorofila-a (CHL), do fósforo total (PT), do fósforo solúvel reativo (PSR) e do índice médio (IET Médio), por ser mais indicado para ambientes aquáticos tropicais.

3.2.F. Banco de dados georeferenciado

O banco de dados e demais produtos relacionados ao SIG foram elaborados de acordo com os procedimentos adotados como padrão pelo Núcleo de Geoprocessamento – NGeo, do Departamento de Meio Ambiente da CHESF, sendo alimentado e atualizado a cada campanha realizada, de forma a ser apresentado ao término de cada ano do atual trabalho de monitoramento.

A base cartográfica digital da área de estudo, gerada até o momento, foi digitalizada, tomando-se como base cartas na escala 1:100.000. Todos os layers vinculados ao SIG apresentam-se devidamente sobrepostos ao reservatório, sendo georeferenciados com os mesmos Datum (SAD 69) e Projeção (Coordenadas Planas UTM).

Os dados ambientais levantados, com seu respectivo banco de dados, estão sendo incorporados ao sistema de informações geográficas (SIG), empregando-se o aplicativo ArcGis 9.1 da ESRI.

3.3. Resultados e discussão

As Tabelas e Figuras constantes no presente item contêm os resultados das variáveis físicas, químicas e biológicas da água do reservatório de Xingó, amostradas nos meses de dezembro/2007, março/2008, junho/2008 e setembro/2008. Sendo analisadas em função de sua variação espacial (avaliando as diferentes regiões do trecho monitorado), temporal (ao longo deste período de estudo) e profundidades (superfície e fundo).

A Tabela 3.3-1 apresenta os dados descritivos das variáveis monitoradas em campo e analisadas em laboratório, expressas através dos valores máximo, mínimo e

médio, bem como suas respectivas medianas, desvios padrão e variâncias. A Tabela 3.3-3 resume os dados descritivos relativos aos parâmetros de avaliação do estado trófico do reservatório.

Os resultados das análises estatísticas relativas às diferenças entre as estações, meses e profundidades de amostragem dos parâmetros analisados constam na Tabela 3.3-2, enquanto a Tabela 3.3-4 apresenta os resultados correspondentes da análise estatística para os parâmetros de avaliação do estado trófico.

De modo semelhante a diversos reservatórios brasileiros e seus rios formadores, o rio São Francisco e o reservatório de Xingó, ainda não foram devidamente enquadrados. Portanto, os mesmos foram avaliados como pertencentes à classe 2, conforme o Artigo 42 da Resolução CONAMA nº. 357/05, o qual cita textualmente que, “enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente”. A classe 2 do Capítulo II, Seção I, Artigo 4, da Resolução CONAMA nº. 357/2005 contempla águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana e à pesca.

Tabela 3.3-1 - Dados descritivos das variáveis limnológicas monitoradas em campo e analisadas em laboratório, nas diferentes estações, meses e profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro de 2007 a novembro de 2008.

Variável	Unidade	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Amplitude	Variância	Desvio padrão
Nitrogênio amoniacal total	µg.L ⁻¹ N	25,66	17,75	0,00	115,83	115,83	494,33	22,23
Nitrito	µg.L ⁻¹ N	0,63	0,30	0,00	3,60	3,60	0,80	0,90
Nitrato	µg.L ⁻¹ N	44,96	25,17	1,16	249,28	248,12	2521,61	50,22
Fosfato inorgânico	µg.L ⁻¹ P	9,52	8,43	1,44	25,95	24,51	30,62	5,53
Fosfato total	µg.L ⁻¹ P	16,82	15,59	7,32	58,59	51,26	49,15	7,01
Fósforo total	µg.L ⁻¹ P	50,35	46,34	0,00	466,55	466,55	2656,78	51,54
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	30,86	31,00	22,00	38,00	16,00	6,37	2,52
Dureza total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	28,50	28,13	17,22	59,45	42,23	19,35	4,40
Cálcio	mg.L ⁻¹ Ca	6,55	6,33	3,93	10,26	6,33	0,79	0,89
Magnésio	mg.L ⁻¹ Mg	2,95	2,94	1,80	8,22	6,42	0,50	0,71
Cloretos	mg.L ⁻¹ Cl	22,35	20,00	15,60	60,00	44,40	33,83	5,82
Clorofila-a	µg.L ⁻¹	2,65	1,99	0,00	14,11	14,11	5,70	2,39
Feofitina	µg.L ⁻¹	2,68	2,55	0,00	14,44	14,44	4,15	2,04
Sílica	mg.L ⁻¹ SiO ₂	2,77	2,63	0,53	5,05	4,52	0,97	0,98
DQO	mg.L ⁻¹ O ₂	16,95	5,25	0,00	75,05	75,05	390,86	19,77
Turbidez	UNT	3,40	2,75	1,00	12,60	11,60	4,94	2,22
Sólidos suspensos totais	g.L ⁻¹	0,0012	0,0009	0,0001	0,0051	0,0051	0,00000	0,0010
Sólidos suspensos orgânicos	g.L ⁻¹	0,0006	0,0004	0,0000	0,0045	0,0045	0,0000007	0,0008
Sólidos suspensos inorgânicos	g.L ⁻¹	0,0005	0,0002	0,0000	0,0021	0,0021	0,0000003	0,0006
Frações Inorgânicos	%	39,96	33,33	0,00	100,00	100,00	880,03	29,67
Frações Orgânicos	%	60,04	66,67	0,00	100,00	100,00	880,03	29,67
Temperatura	°C	26,75	26,89	24,04	29,90	5,86	2,22	1,49
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹ O ₂	7,18	7,51	0,75	8,64	7,89	1,64	1,28
pH	-	7,75	7,72	5,88	8,49	2,61	0,15	0,38
Condutividade elétrica	µS/cm	81,45	72,50	64,00	296,00	232,00	745,01	27,29
Salinidade	-	0,04	0,03	0,03	0,14	0,11	0,0002	0,01
Sólidos dissolvidos totais	g.L ⁻¹	0,0529	0,048	0,042	0,19	0,15	0,0003	0,02
Transparência da água	m	3,66	3,00	1,80	7,00	5,20	2,41	1,55
Zona eufótica	m	12,43	10,41	5,69	22,76	17,07	23,51	4,85
K	m ⁻¹	0,10	0,10	0,01	0,29	0,28	0,01	0,08

Tabela 3.3-2 - Nível de significância da análise estatística das diferenças entre as estações, meses e profundidades de amostragem no reservatório de Xingó para as variáveis monitoradas em campo e analisadas em laboratório, no período entre dezembro de 2007 a novembro de 2008. Valores em negrito correspondem àqueles considerados significativos ($p \leq 0,05$).

Variável	Valores de "P" para estações	Valores de "P" para meses	Valores de "P" para profundidade
Nitrogênio amoniacal total	0,6945	0,0001	0,2910
Nitrito	0,7772	0,0001	0,0033
Nitrato	0,9290	0,0001	0,0058
Fosfato inorgânico	0,9946	0,0001	0,0002
Fosfato total	0,5257	0,0001	0,0908
Fósforo total	0,3398	0,0001	0,0581
Alcalinidade total	0,0357	0,0007	0,9833
Dureza total	0,2634	0,0001	0,5479
Cálcio	0,1905	0,0001	0,3920
Magnésio	0,2423	0,1143	0,1185
Cloretos	0,6457	0,0001	0,7189
Clorofila-a	0,7842	0,0009	0,0101
Feofitina	0,3087	0,0001	0,3329
Sílica	0,8178	0,0001	0,5044
DQO	0,9916	0,0001	0,6768
Turbidez	0,9683	0,0001	0,0156
Sólidos suspensos totais	0,7961	0,0001	-
Sólidos suspensos orgânicos	0,5693	0,0260	-
Sólidos suspensos inorgânicos	0,7390	0,0001	-
Frações Inorgânicos	0,7980	0,0011	-
Frações Orgânicos	0,8150	0,0011	-
Temperatura	0,8906	0,0001	0,0008
Oxigênio dissolvido	0,5705	0,0001	0,0001
pH	0,3340	0,0036	0,7661
Condutividade elétrica	0,8955	0,0001	0,0001
Salinidade	0,7696	0,0001	0,8367
Sólidos dissolvidos totais	0,8797	0,0001	0,9631
Transparência da água	0,9721	0,0001	-
Zona eufótica	0,8768	0,0001	-
K	0,8350	0,0001	-

Tabela 3.3-3 - Dados descritivos dos parâmetros de avaliação do índice de estado trófico modificado no reservatório de Xingó, para o período entre dezembro de 2007 a novembro de 2008.

Variável	Unidade	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Amplitude	Variância	Desvio padrão
IETM (DS)	-	33,23	34,92	22,69	42,29	19,60	33,98	5,83
IETM (CHL)	-	39,81	40,02	26,71	51,38	24,67	30,94	5,56
IETM (PT)	-	46,97	50,49	19,82	64,53	44,71	122,33	11,06
IETM (PSR)	-	41,94	40,91	20,88	62,60	41,72	80,93	9,00
IET Médio	-	41,27	40,77	32,43	53,84	21,41	25,32	5,03

Tabela 3.3-4 - Nível de significância da análise estatística das diferenças entre as estações e meses de amostragem no reservatório de Xingó, para os parâmetros de avaliação do índice de estado trófico modificado, no período entre dezembro de 2007 a novembro de 2008. Valores em negrito correspondem àqueles considerados significativos ($p \leq 0,05$).

Variável	Valores de "P" para estações	Valores de "P" para meses
IETM (DS)	0,9597	0,0001
IETM (CHL)	0,9652	0,1706
IETM (PT)	0,5999	0,0008
IETM (PSR)	0,9811	0,0002
IET Médio	0,8867	0,0002

3.3.A. Análises físicas e químicas

3.3.A.1. Temperatura, oxigênio dissolvido e DQO

Reservatório de Xingó

A temperatura da água em Xingó apresentou uma distribuição espacial homogênea neste primeiro ano de monitoramento, destacando apenas os valores ligeiramente maiores na estação XIN 10 (Figura 3.3.A.1-1a). Estes valores ocorreram devido a localização desta estação ser na porção final de um meandro, tendo uma menor troca d'água do que as estações do corpo central do reservatório, bem como, menor ação de ventos, por encontrar-se em local protegido, favorecendo o aquecimento da camada superficial da água.

Diferenciando estatisticamente entre meses e profundidades (com $p < 0,05$), a temperatura foi mais elevada no mês de março/2008, com menos valores em setembro/2008 (Figura 3.3.A.1-1b), coincidindo com os períodos finais de verão e inverno na região. Dentre as profundidades de amostragem, houve uma distribuição característica, de maior variação e valores na superfície, com as menores medianas no fundo (Figura 3.3.A.1-1c). Apesar da diferença registrada entre os trimestres, estes não mostraram grandes variações dentro do mesmo período de coleta, de tal forma que amplitude neste primeiro ano foi 5,86 °C, com mínimo e máximo de 24,04 e 29,90 °C e uma média de 26,75 °C neste período de estudo (Tabela 3.3-1).

As mudanças na estrutura térmica em ecossistemas aquáticos devem-se às modificações da radiação solar durante o ano e sua penetração seletiva em profundidade. As radiações com maiores comprimentos de onda (infravermelho) são absorvidas nas camadas superficiais dos lagos e reservatórios e aquecem a água. A turbulência produzida pelos ventos, ondas superficiais e correntes internas promovem a mistura desta camada e distribuem o calor com as camadas mais profundas. O aquecimento superficial muda durante o ano, devido às modificações da incidência da radiação solar, cujo ângulo varia com a latitude (HENRY, 1995).

A amplitude de variação sazonal de temperatura dos corpos d'água depende diretamente da temperatura do ar, de modo que reservatórios localizados em latitudes elevadas apresentam maior variação durante o ano, que aqueles situados em regiões tropicais. Dentre estes, características como profundidade, tempo de residência, ventos e turbidez influenciam no balanço térmico e na transferência de calor entre as diferentes profundidades, deste modo condicionando a estrutura térmica e os processos de estratificação, mistura e desestratificação térmica das camadas d'água (HENRY, 2004).

A amplitude de variação temporal da temperatura de superfície em reservatórios brasileiros apresenta uma relação direta com a latitude. Assim, por exemplo, o reservatório de Tucuruí (4° S) apresentou uma temperatura média da água de superfície de 29,87 °C e uma amplitude térmica da coluna d'água de 1,7 °C, enquanto o de Itaipu (25° 33' S), apresentou uma amplitude da coluna de 5,3 °C (HENRY, 1999). Em Xingó (9° 37' S), a temperatura média de superfície foi de 27,30 °C e a amplitude térmica média da coluna d'água, para todo o período em questão, foi de 1,10 °C, valores compatíveis com ambientes de baixas latitudes.

Em rios, a concentração de oxigênio dissolvido na água depende de sua temperatura, movimentação (grau e tipo de correnteza) e carga orgânica, enquanto em reservatórios, os processos de respiração e fotossíntese, morfometria e ventos assumem papel determinante em sua distribuição espacial (horizontal e vertical).

Tais influências na distribuição do oxigênio dissolvido (OD) permitem uma melhor compreensão de sua variação espacial e sazonal no reservatório de Xingó. Principalmente em relação a estação XIN 10, a qual destaca-se das demais por apresentar uma maior amplitude na coluna d'água (Figura 3.3.A.1-2a), bem como, os menores valores de OD em todo o período estudado (Figura 3.3.A.1-2b). Por ser a única estação do monitoramento limnológico localizada na porção final de um meandro, o qual, proporciona um ambiente mais protegido da ação dos ventos, como também, uma menor

troca e mistura da coluna d'água do que as estações localizadas no corpo central, a estação XIN 10 mostrou temperaturas medianas mais elevadas, como mencionado anteriormente.

Diferenças verticais na concentração de oxigênio em lagos e reservatórios estão relacionados à profundidade e o estado trófico, dentre outros aspectos, sendo fortemente influenciada pela estratificação térmica. Níveis elevados de turbidez, com consequente redução da transparência e limite da zona eufótica restringem não apenas a distribuição de calor, favorecendo a estratificação (ESTEVES, 1998), bem como processos fotossintéticos, grandemente responsável pelo aporte de oxigênio para o meio aquático. Apesar de Xingó não apresentar elevados valores de turbidez, por ser o último reservatório de um sistema em cascata, é provável ter ocorrido uma estratificação térmica na estação XIN 10 devido sua localização, a qual favorece um maior aquecimento superficial da água nos horários de maior incidência solar, possibilitando assim os baixos valores de OD registrados neste local, chegando a um mínimo de $0,75 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ (Tabela 3.3-1).

Em relação ao limite estabelecido pela Resolução nº. 357, do CONAMA para águas da Classe II, de $5,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$, os níveis da concentração de OD na água apresentaram-se normóxicos ao longo do reservatório de Xingó durante este primeiro ano de estudo, com exceção da estação XIN 10 (Figura 3.3.A.1-2a), a qual foi responsável pelos valores abaixo do limite em todos os meses de amostragem (Figura 3.3.A.1-2b), sendo todos estes, valores de fundo (Figura 3.3.A.1-2c). No entanto, numa análise geral, o OD registrou concentrações elevadas com medianas superiores a $5,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ e média de $7,18 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ neste período de estudo. Contribuindo com estas informações, verifica-se os baixos valores de variância e desvio padrão encontrados na Tabela 3.3-1.

A demanda química de oxigênio (DQO) apresentou uma distribuição sazonal bem diferenciada, com valores inferiores a $10 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ nos dois primeiros trimestres de amostragem, mostrando maiores demandas em junho e setembro de 2008 (Figura 3.3.A.1-3b), diferenciando estatisticamente apenas entre os meses ($p < 0,05$). Especialmente, a DQO mostrou picos mais elevados nas estações mais próximas da barragem, porém as maiores medianas ocorreram nas estações XIN 04 e 05 (Figura 3.3.A.1-3a). Estas maiores demandas devem estar associadas a um maior aporte de material alóctone, provocado pelo aumento da vazão dos reservatórios a montante, possibilitando também uma resuspensão da matéria orgânica sedimentada, exigindo um maior consumo de oxigênio nas oxidações na região das estações XIN 04 e XIN 05. Sem grandes diferenças entre as camadas d'água (Figura 3.3.A.1-3c), a DQO apresentou

valores entre um mínimo e máximo de 0,0 e 75,05 mg.L⁻¹ O₂, com média de 7,18 mg.L⁻¹ O₂, neste período de estudo (Tabela 3.3-1).

Trecho à jusante da barragem

Especialmente a temperatura da água mostrou pequena variação ao longo do trecho estudado (Figura 3.3.A.1-4), as estações de coletas apresentaram médias e desvios bastante similares. As estações BSF-1, BSF-2 e BSF-3, em razão de serem estações extras do inventário, foram somente amostradas uma vez. No mês de julho de 2008 as temperaturas foram as mais baixas, variando de 24,18 a 26,19°C, na superfície e 24,18 a 25,93 °C no fundo. Nessa campanha também o valor mediano também foi menor, 25,26 °C. As temperaturas mais elevadas foram encontradas no mês de abril de 2008, exibindo uma variação entre 28,08 a 29,32 °C na superfície e de 28,09 e 29 °C no fundo. O valor mediano também foi o mais elevado, ficando em torno de 28,49 °C. Em todas as campanhas realizadas, mesmo nas estações com maiores profundidades, não ocorreu presença de termoclina, sendo os valores medianos da superfície iguais ou bastante próximo aos valores medianos próximos ao fundo.

Os valores médios de oxigênio dissolvido encontrados indicam que a maioria das estações apresentaram concentrações elevadas, tanto em superfície, quanto próximo ao fundo (Figura 3.3.A.1-5)

Na campanha realizada em janeiro de 2008 oxigênio dissolvido (OD) apresentou variação de 7,71 a 8,2 mg.L⁻¹ na superfície e de 7,27 a 8,0 mg.L⁻¹ próximo ao fundo. O valor mediano na superfície foi ligeiramente superior ao valor mediano junto ao fundo, sendo respectivamente 7,95 mg.L⁻¹ e 7,7 mg.L⁻¹.

Na campanha realizada em abril de 2008, os valores foram menores, variando de 3,23 a 7,08 mg.L⁻¹ na superfície, e de 2,99 a 7,03 mg.L⁻¹ próximo ao fundo. O valor mediano na superfície foi ligeiramente superior ao valor mediano junto ao fundo, sendo respectivamente 6,25 mg.L⁻¹ e 6,04 mg.L⁻¹. Excetuando-se o ponto BSF-19, que apresentou 3,23 mg/L na superfície e 2,99 mg/L junto ao fundo, todos os valores de OD encontrados, foram superiores àqueles recomendados pelo CONAMA – mínimo de 5,0 mg/L. O ponto de coleta BSF-19 localiza-se no Rio Marituba, o qual drena a várzea da Marituba e tem na sua bacia hidrográfica cidades como Arapiraca (AL). Dessa forma ele recebe carga orgânica de origem antrópica. Também recebe aporte de matéria orgânica (decomposição de macrófitas aquáticas) da várzea da Marituba, provocando maior

consumo de oxigênio, causando menores concentrações de oxigênio dissolvido. Esse aporte foi intensificado por chuvas, que aumentaram este carreamento.

A campanha de julho de 2008 apresentou variação de 7,05 a 8,53 mg.L⁻¹ na superfície e de 6,66 a 8,36 mg.L⁻¹ próximo ao fundo. O valor mediano na superfície foi ligeiramente superior ao valor mediano junto ao fundo, sendo respectivamente 7,72 mg.L⁻¹ e 7,61 mg.L⁻¹.

A DQO apresentou ampla variação entre as estações, entretanto os valores médios variaram entre 10 mg/L e 15 mg/L de consumo de oxigênio (Figura 3.3.A.1-6).

Na campanha realizada em janeiro de 2008, a demanda química de oxigênio (DQO) variou de 5,32 a 13,81 mg.L⁻¹ O₂, na superfície e entre 5,46 a 14,12 mg.L⁻¹ O₂, no fundo. O valor mediano na superfície foi de 8 mg.L⁻¹ e no fundo 7,41 mg.L⁻¹, desta forma os valores medianos superficiais foram ligeiramente superiores.

Na campanha realizada em abril de 2008, os valores da demanda química de oxigênio (DQO) foram os mais elevados de todas as campanhas. A demanda química de oxigênio (DQO) variou de 15,19 a 19,90 mg.L⁻¹ O₂, na superfície e entre 15,54 a 21,81 mg.L⁻¹ O₂, no fundo. O valor mediano na superfície foi de 17,08 mg.L⁻¹ e no fundo 17,37 mg.L⁻¹, desta forma o valor mediano superficial foi ligeiramente inferior ao valor encontrado para o fundo.

Na campanha de realizada em julho de 2008, os valores de DQO decresceram em relação a campanha anterior. A demanda química de oxigênio (DQO) variou de a 8 a 13,1 mg.L⁻¹ O₂, na superfície e entre 8 a 13,95 mg.L⁻¹ O₂, no fundo. O valor mediano na superfície foi de 9,9 mg.L⁻¹ e no fundo 10,2 mg.L⁻¹, desta forma o valor mediano superficial foi ligeiramente inferior.

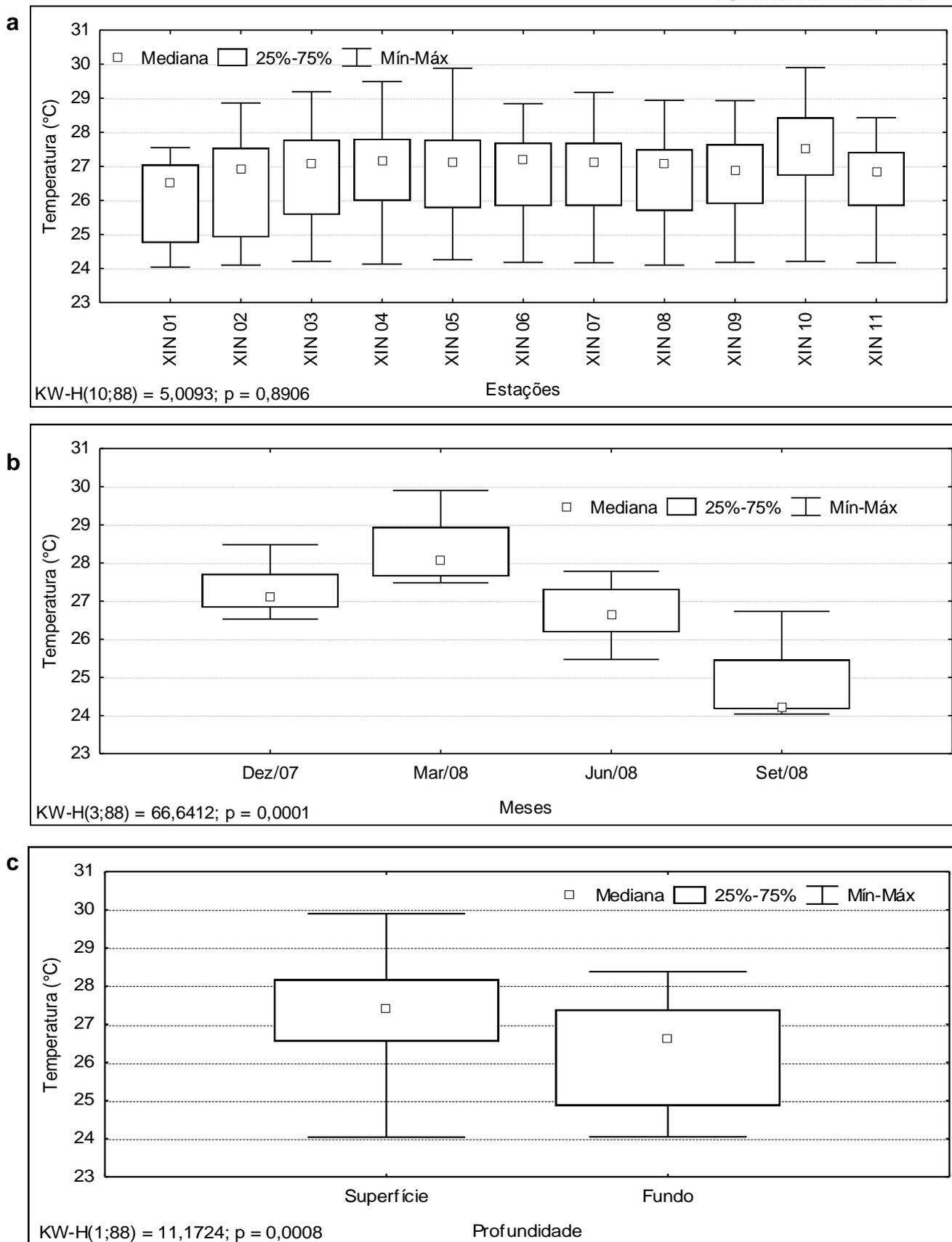


Figura 3.3.A.1-1 - Amplitude de variação e mediana dos valores da temperatura da água, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

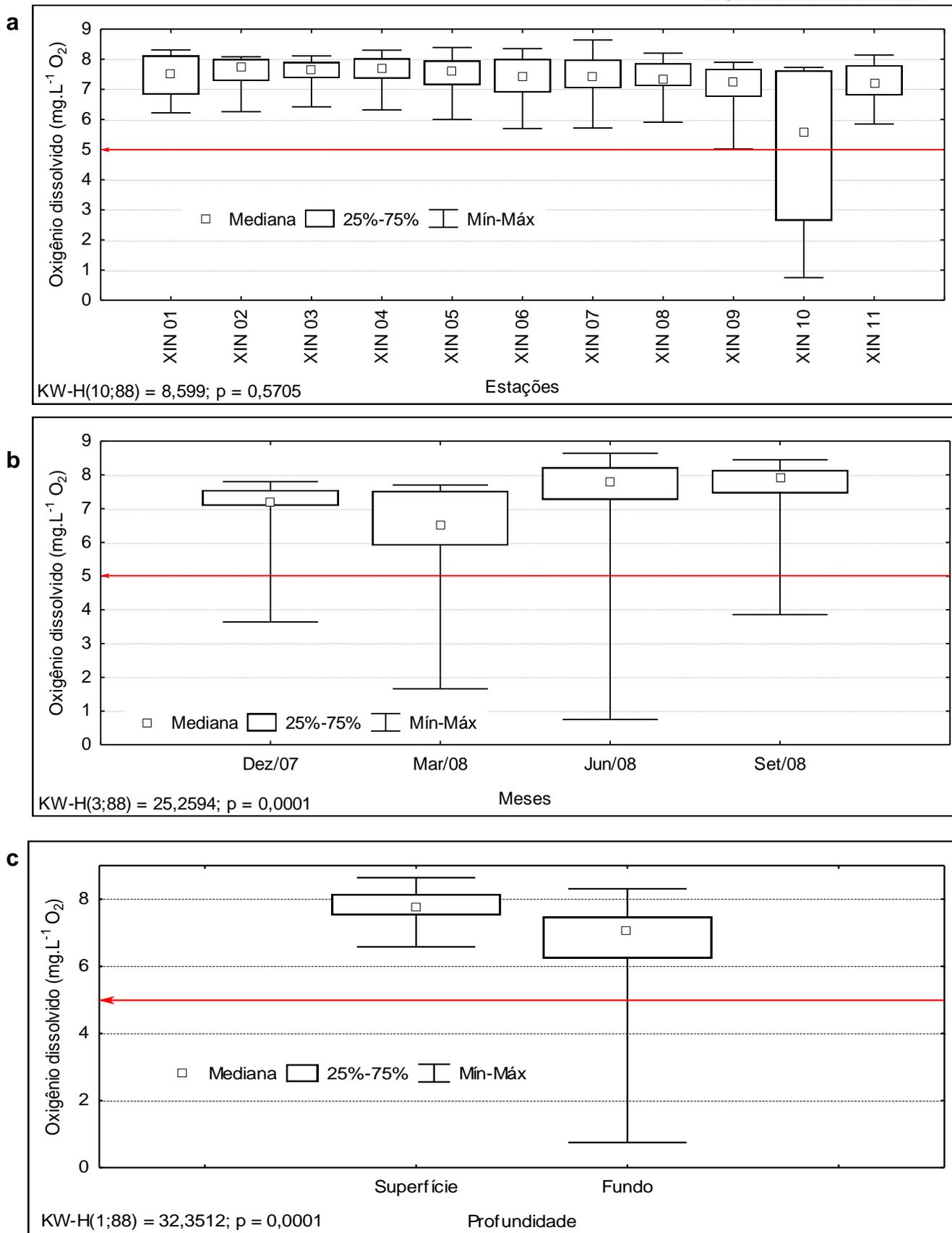


Figura 3.3.A.1-2 - Amplitude de variação e mediana dos valores da concentração de oxigênio dissolvido na água, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008. A linha em destaque indica o valor mínimo estabelecido pela RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005.

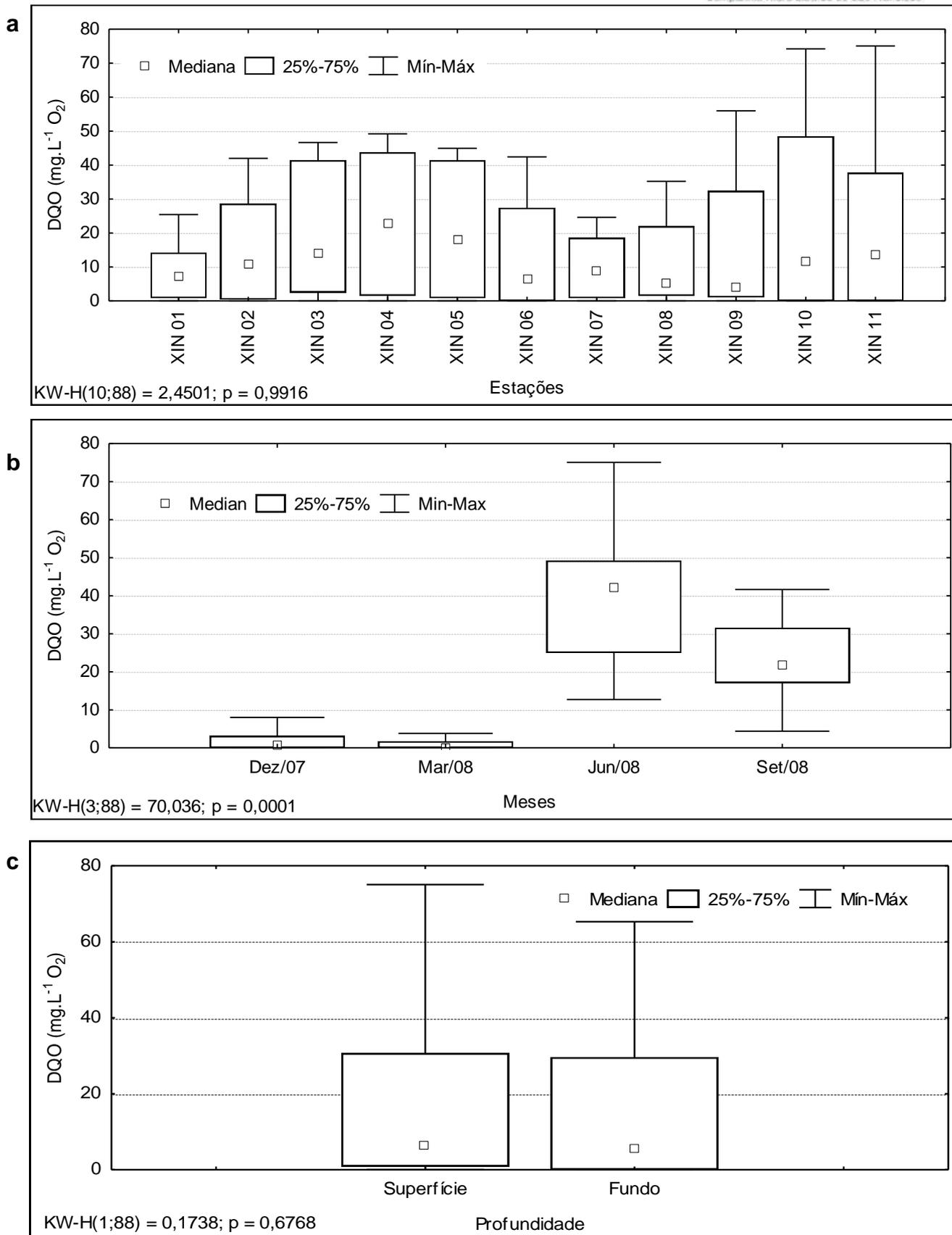


Figura 3.3.A.1-3 - Amplitude de variação e mediana dos valores da DQO, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

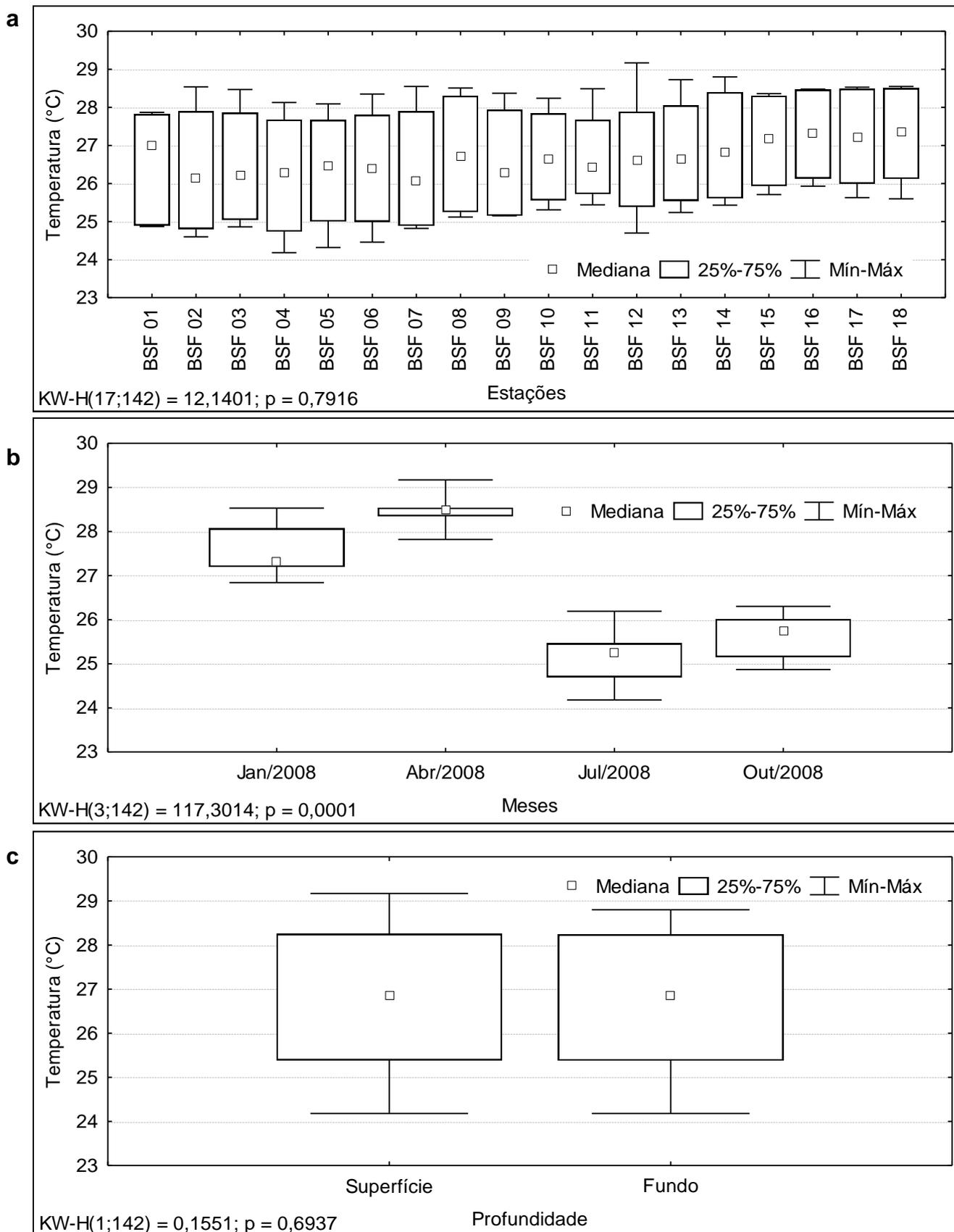


Figura 3.3.A.1-4 - Amplitude de variação e mediana dos valores da temperatura da água, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

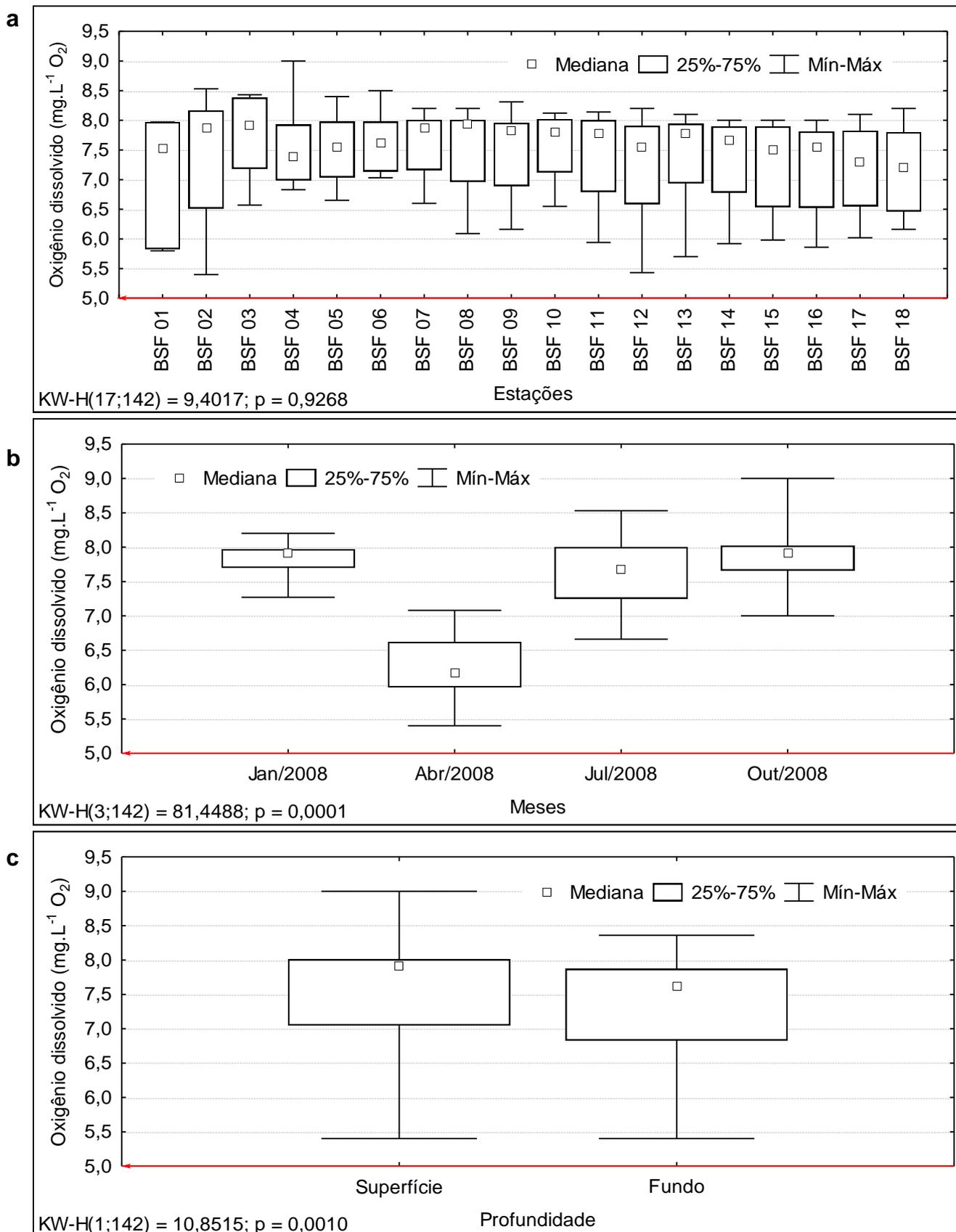


Figura 3.3.A.1-5 - Amplitude de variação e mediana dos valores da concentração de oxigênio dissolvido na água, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008. A linha em destaque indica o valor mínimo estabelecido pela RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005.

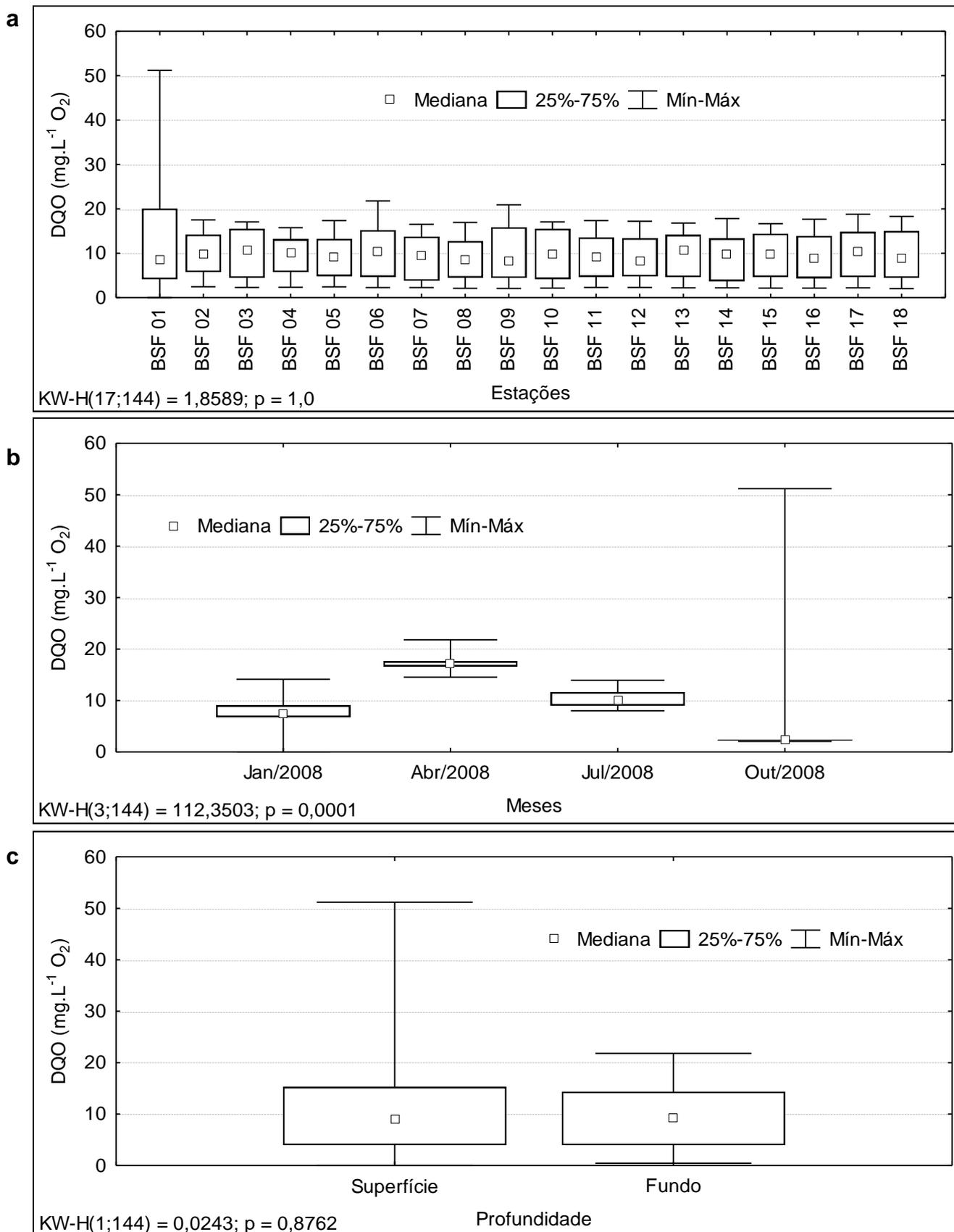


Figura 3.3.A.1-6 - Amplitude de variação e mediana dos valores da DQO, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

3.3.A.2. pH, alcalinidade e dureza totais, cálcio e magnésio

Reservatório de Xingó

O pH da água apresentou valores bem homogêneos neste primeiro ano de monitoramento, com valores medianos entre 7,5 e 8,0 especialmente, sazonalmente e entre as profundidades (Figura 3.3.A.2-1 a, b e c), diferenciando estatisticamente entre os trimestres e as profundidades, com $p < 0,05$ (Tabela 3.3-2). Corroborando com esta estabilidade do pH temos os dados descritivos desta variável na Tabela 3.3-1, mostrando baixos resultados de variância (0,15), desvio padrão (0,38) e em amplitude total de 2,61 neste período de estudo, tendo os máximos (8,49) e mínimos (5,88) valores ocorridos na superfície da estação XIN 09 em setembro/08 e no fundo da estação XIN 10 em março/2008, respectivamente.

Os valores do pH da água apresentaram-se dentro dos limites de máximo e mínimo estabelecidos pela Resolução nº. 357 do CONAMA – 6,0 e 9,0, respectivamente – a exceção de um único valor isolado na estação XIN 10.

Ecossistemas aquáticos localizados em regiões áridas e semi-áridas, onde predomina um balanço hídrico negativo – precipitação menor que evaporação -, usualmente apresentam valores elevados de pH (alcalinos) (ESTEVES, 1998). Diferenças sazonais refletem níveis diferenciados do metabolismo do ecossistema aquático, balanço entre produção e decomposição e a dinâmica das diferentes formas de carbono. Desta forma, valores mais estáveis de pH estão relacionados às reservas alcalinas da água, expressas pelos valores de alcalinidade e dureza totais, as quais conferem o caráter básico da água e sua capacidade de tamponamento.

A alcalinidade e dureza totais apresentaram uma distribuição espacial semelhantes entre si, onde as duas variáveis registraram os valores mais elevados em XIN 10 e menores em XIN 02 e XIN 11 (Figura 3.3.A.2-2a e Figura 3.3.A.2-3a), porém apenas a alcalinidade apresentou diferença significativa entre estações ($p = 0,0357$) e ambas diferiram entre os trimestres ($p < 0,05$, Tabela 3.3-2). Esta última mostrou uma menor variação que a dureza durante neste ano, com máximo e mínimo valores de 22 e 38 $\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$, respectivamente, bem como variância e desvio padrão (Tabela 3.3-1). A dureza com uma maior variação neste mesmo período, teve uma amplitude 42,23 mg.L^{-1}

CaCO_3 , com mínimo de $17,22 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ e máximo de $59,45 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ (Tabela 3.3-1), destacando este pico isolado registrado no fundo da estação XIN 10 em março/2008 (Figura 3.3.A.2-3 a, b e c).

A alcalinidade, expressa por $\text{mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ou meq.L^{-1} ($1 \text{ meq.L}^{-1} = 50 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$), é usualmente entendida como a capacidade de tamponamento do sistema carbonato na água, ou seja, sua capacidade de neutralizar ácidos (ESTEVES, 1998; ARANA, 1997; WETZEL, 2001). Mais recentemente, tem sido também usada como a capacidade de neutralização de ácidos (CNA), que corresponde à capacidade de neutralizar ácidos inorgânicos fortes (WETZEL, 2001).

Como o CO_2 é consideravelmente solúvel em água e relativamente abundante na água nas formas gasosa e dissolvida, e como os carbonatos são comumente os minerais primários na Terra, a propriedade da alcalinidade da maioria das águas doces é determinada pela presença de bicarbonatos e carbonatos, e o sistema de equilíbrio $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$ é o principal mecanismo de tamponamento em águas continentais (WETZEL, 2001).

A alcalinidade total representa a quantidade de ácido necessária para neutralizar os íons hidroxila (OH^-), carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-). A dureza da água, por sua vez, é determinada pela concentração de cálcio e magnésio, predominantemente combinada com carbonatos e bicarbonatos (dureza temporária), além dos íons sulfato, cloretos e outros ânions de ácidos minerais (dureza permanente) (WETZEL, 2001).

A dureza é uma variável usualmente considerada como de interesse no tratamento e abastecimento de água para fins domésticos. Tal fato decorre do processo de deposição e encrustamento de precipitados de cálcio e magnésio em tubulações, implicando em riscos para a integridade de instalações e equipamentos diversos. Neste sentido, as águas são classificadas como brandas ou duras, conforme seus níveis de dureza, havendo diversas unidades empregadas para expressá-la em diferentes graus de dureza.

Analisando a proporção média anual entre alcalinidade e dureza totais, encontrou-se 1,09:1, portanto, a água do reservatório de Xingó contém a “dureza de carbonato” (dureza total - dureza não carbonatada = dureza de carbonato), que também é conhecida como dureza temporal, pelo fato de poder ser removida por ebulição. A dureza não carbonatada também é conhecida como dureza permanente, porque esta não precipita sob um processo de ebulição da água.

Segundo BOYD (1984), em águas de regiões áridas, a concentração de íons por evaporação pode resultar em precipitação de íons responsáveis pela alcalinidade, e a dureza total pode ser consideravelmente maior que a alcalinidade. Quando a alcalinidade total de uma água excede sua dureza total, como no reservatório de Xingó, parte do bicarbonato e carbonato está associada com sódio e potássio, ao invés de cálcio e magnésio. Por outro lado, se a dureza total é maior que a alcalinidade total, parte do cálcio e magnésio está associado com outros ânions diferentes de carbonato e bicarbonato, como sulfato, cloreto, silicato ou nitrato (ARANA, 1997).

Em limnologia, a dureza total é calculada, predominantemente, através das concentrações de cálcio e magnésio. Não sendo surpreendente que tais variáveis apresentem uma distribuição espacial, temporal e entre as profundidades semelhante a da dureza, principalmente o magnésio. No entanto, nas duas variáveis os máximos valores ocorreram no fundo da estação XIN 10 em março/08, e mínimos na superfície da estação XIN 11 em setembro/08 (Figura 3.3.A.2-4 e Figura 3.3.A.2-5 a, b e c).

O cálcio apresentou média de $6,55 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Ca}$, desvio padrão de 0,89 e a variância de 0,79, enquanto para o magnésio teve média de $2,95 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Mg}$, desvio padrão de 0,71 e a variância de 0,50 (Tabela 3.3-1).

Trecho à jusante da barragem

Os valores do pH da água apresentaram-se dentro dos limites de máximo e mínimo estabelecidos pelo CONAMA – 6,0 e 9,0 (Figura 3.3.A.2-6).

Na campanha realizada em janeiro de 2008 o pH variou 7,00 e 7,50, na superfície e de 7,2 a 7,7, no fundo. Os Valores medianos da superfície e fundo foram os mesmos, ficando em torno de 7,2. A distribuição espacial do pH tendeu a ser homogênea entre as estações de coleta, com pequena variação entre a superfície e fundo, excetuando-se a estação BSF-18. Por ser a estação mais próxima a foz, a camada próxima ao fundo sofre influência de águas marinhas, elevando o pH.

Na campanha realizada em abril de 2008 o pH variou de 6,8 e 7,6 na superfície e também de 6,8 a 7,6, no fundo. Os Valores medianos da superfície e fundo foram os mesmos, ficando em torno de 7,4. A Estação BSF-19, localizada no Rio Marituba, apresentou o menor pH (6,8), possivelmente a presença de ácidos húmicos, em razão deste rio drenar uma região de várzea densamente vegetada.

Na campanha realizada em julho de 2008 o pH variou entre 7,60 e 7,92, na superfície e de 7,58 a 7,99, próximo ao fundo. Os valores medianos da superfície e fundo foram iguais, ficando em torno de 7,8. A estação BSF-18, por ser a estação mais próxima a foz, a camada próxima ao fundo sofre influência de águas marinhas, tendo pH mais elevado.

A alcalinidade e dureza totais mostraram um comportamento espacial bastante semelhantes (Figura 3.3.A.2-7 e Figura 3.3.A.2-8), ou seja de maneira geral apresentaram pequena variação espacial e pequena diferença entre a superfície e fundo. Excetuando-se as estações BSF-17 e BSF-18, que pela proximidade da foz sofrem maior influência marinha

Na campanha realizada em janeiro de 2008 BSF-18 a alcalinidade atingiu valores 45,21 mg.L⁻¹ de CaCO₃ de na superfície e de 78,09 mg.L⁻¹ de CaCO₃ no fundo. Enquanto a dureza atingiu valores de 1246,4 mg.L⁻¹ de CaCO₃ na superfície e valores 3913,11 mg.L⁻¹ de CaCO₃ de no fundo. Dentre as estações amostradas, as estações BSF-17 e BSF-18, são as que sofrem grande influência de águas marinhas, causando elevação na dureza e alcalinidade.

Na campanha realizada em abril de 2008 a estação BSF-20, apresentou notável diferença entre os valores de superfície e fundo. Nesta estação a alcalinidade atingiu valores 38,3 mg.L⁻¹ de CaCO₃ na superfície e de 55,33 mg.L⁻¹ de CaCO₃ no fundo. Enquanto a dureza atingiu valores de 936 mg.L⁻¹ de CaCO₃ na superfície e valores 1508 mg.L⁻¹ de CaCO₃ de no fundo. A estação BSF-20 localiza-se num canal (“Rio Parapuva”) que liga uma região de mangue ao canal principal do Rio São Francisco. Dentre as estações desta campanha, foi a que sofreu maior influência de águas marinhas, causando elevação na dureza e alcalinidade. A estação BSF-19 (R. Marituba), apresentou menor pH e alcalinidade que as demais estações, devido a influência da decomposição de vegetação da várzea da Marituba.

Na campanha realizada em julho de 2008, na estação BSF-18 a alcalinidade atingiu valores 45,21 mg.L⁻¹ de CaCO₃ de na superfície e de 78,09 mg.L⁻¹ de CaCO₃ no fundo. Enquanto a dureza atingiu valores de 1246,4 mg.L⁻¹ de CaCO₃ na superfície e valores 3913,11 mg.L⁻¹ de CaCO₃ de no fundo. Dentre as estações amostradas, as estações BSF-17 e BSF-18, são as que sofrem maior influência de águas marinhas, causando elevação na dureza e alcalinidade.

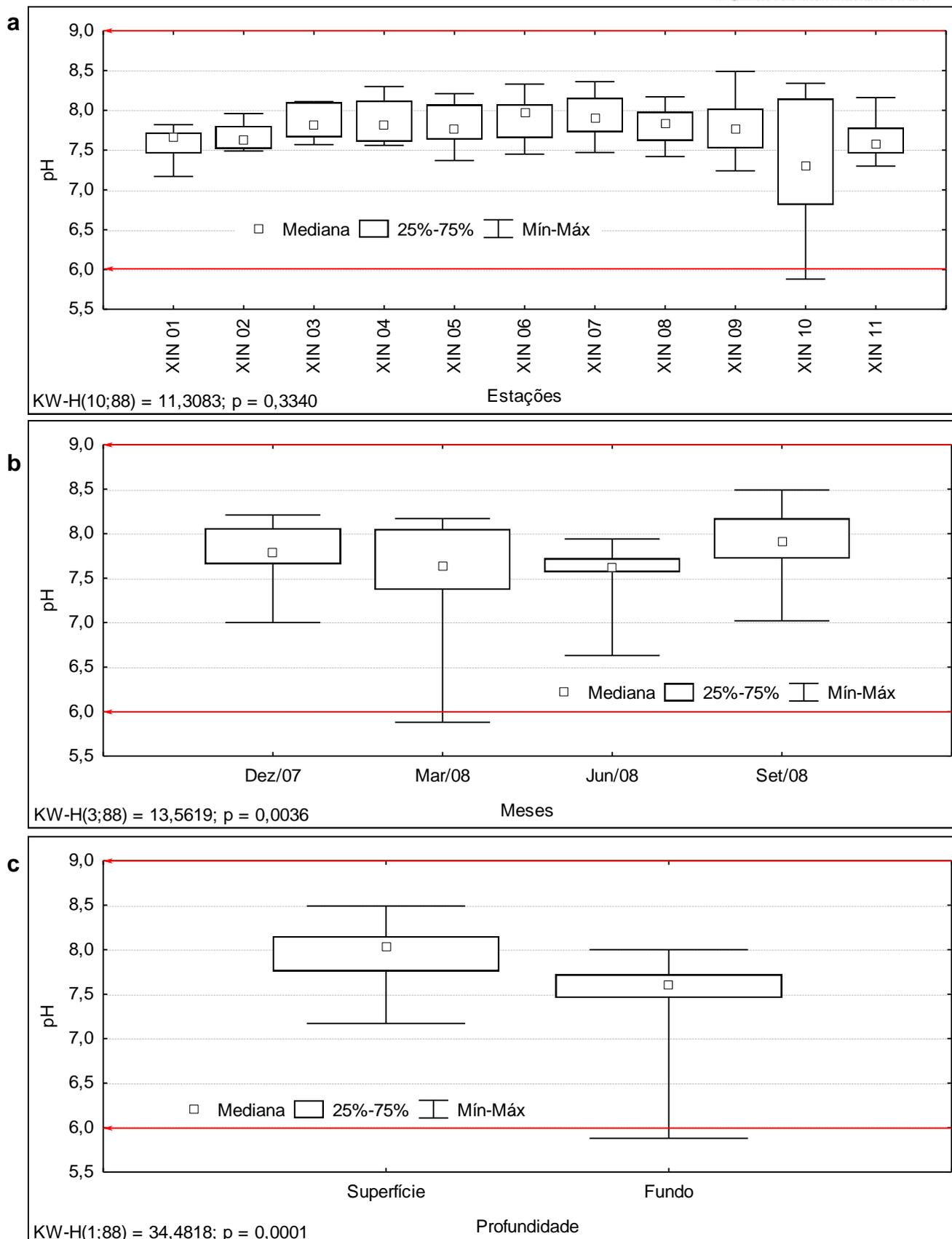


Figura 3.3.A.2-1 - Amplitude de variação e mediana dos valores do pH, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008. As linhas em destaque indicam os valores de máximo e mínimo estabelecidos pela RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005.

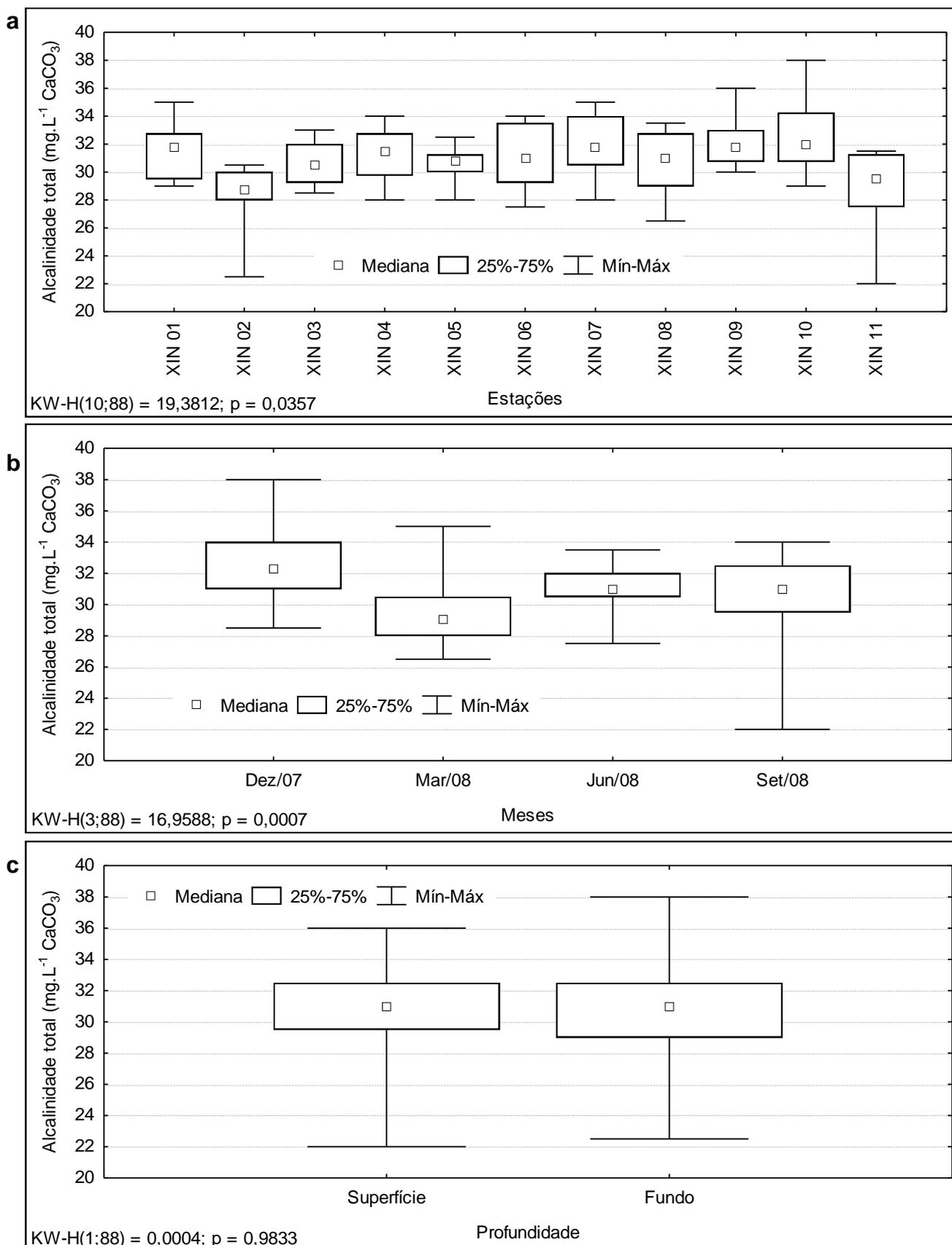


Figura 3.3.A.2-2 - Amplitude de variação e mediana dos valores da alcalinidade total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

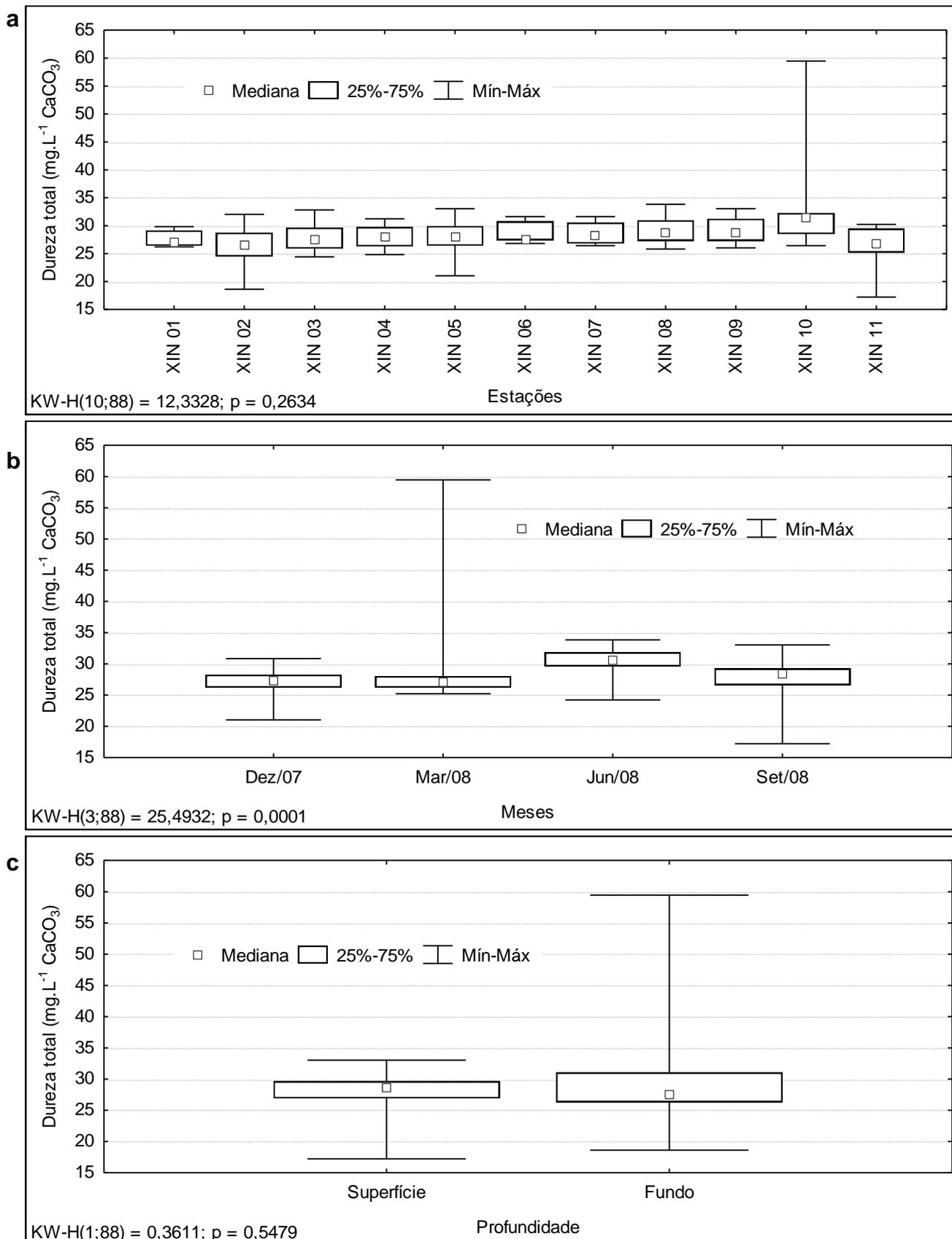


Figura 3.3.A.2-3 - Amplitude de variação e mediana dos valores da dureza total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

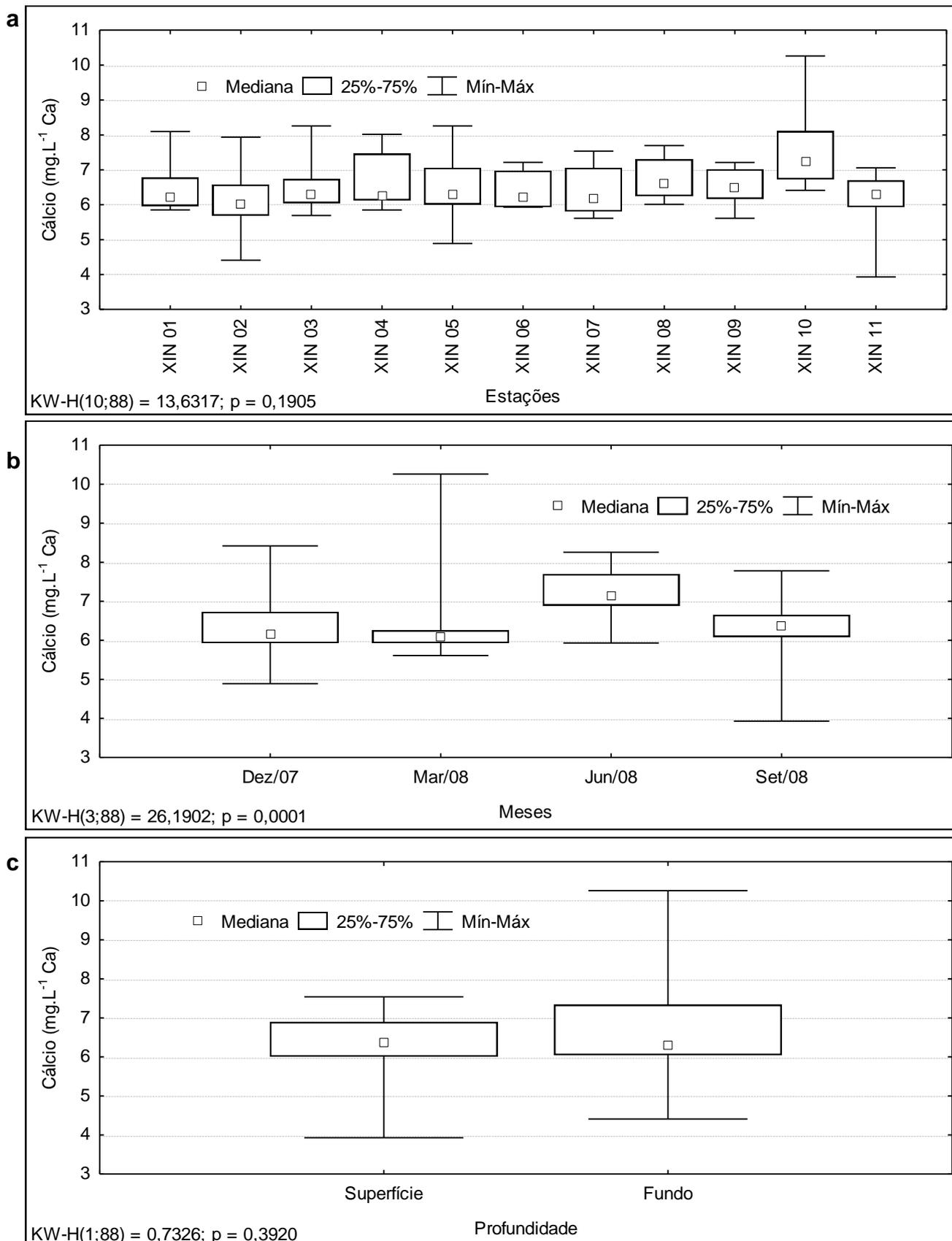


Figura 3.3.A.2-4 - Amplitude de variação e mediana dos valores do cálcio, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

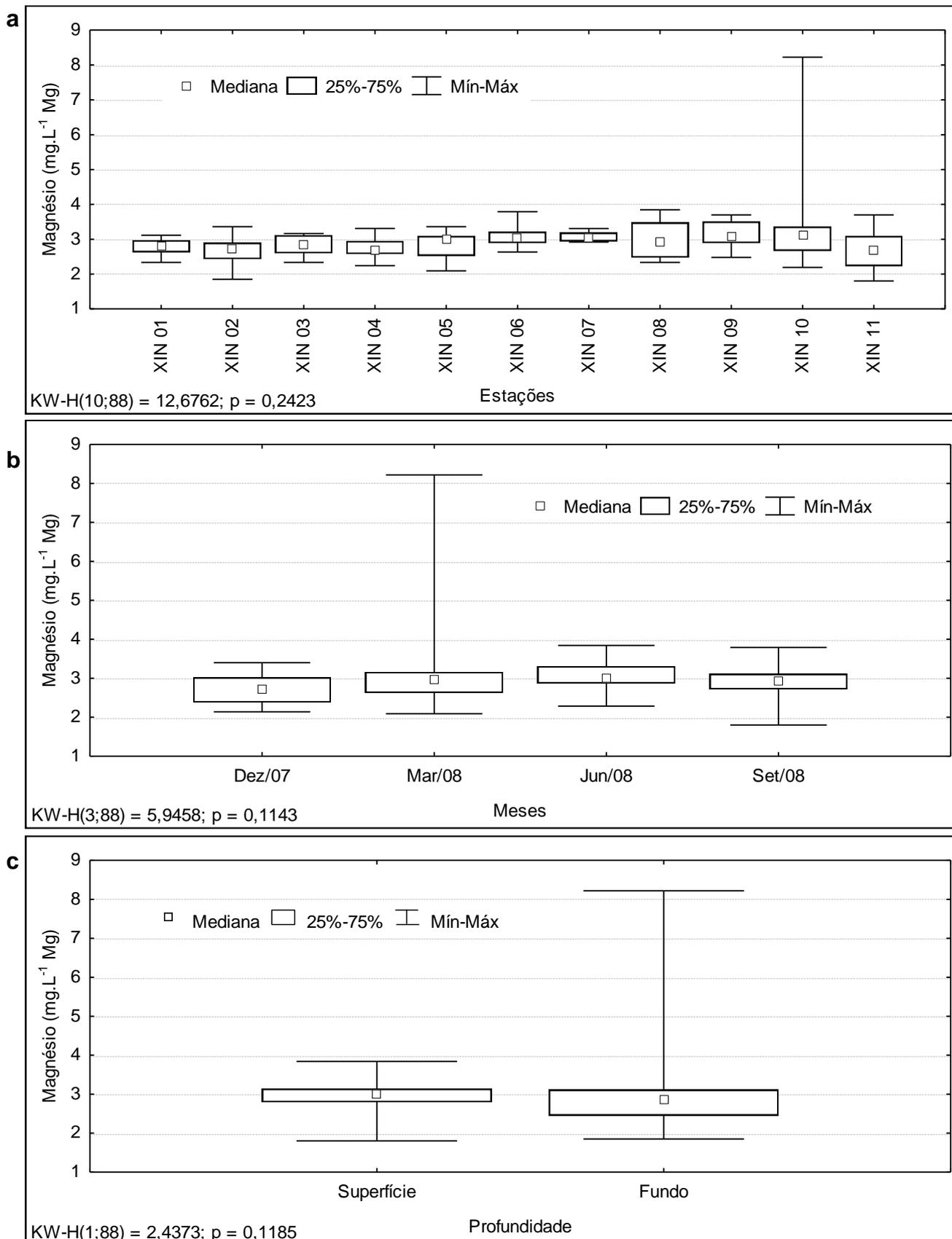


Figura 3.3.A.2-5 - Amplitude de variação e mediana dos valores do magnésio, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

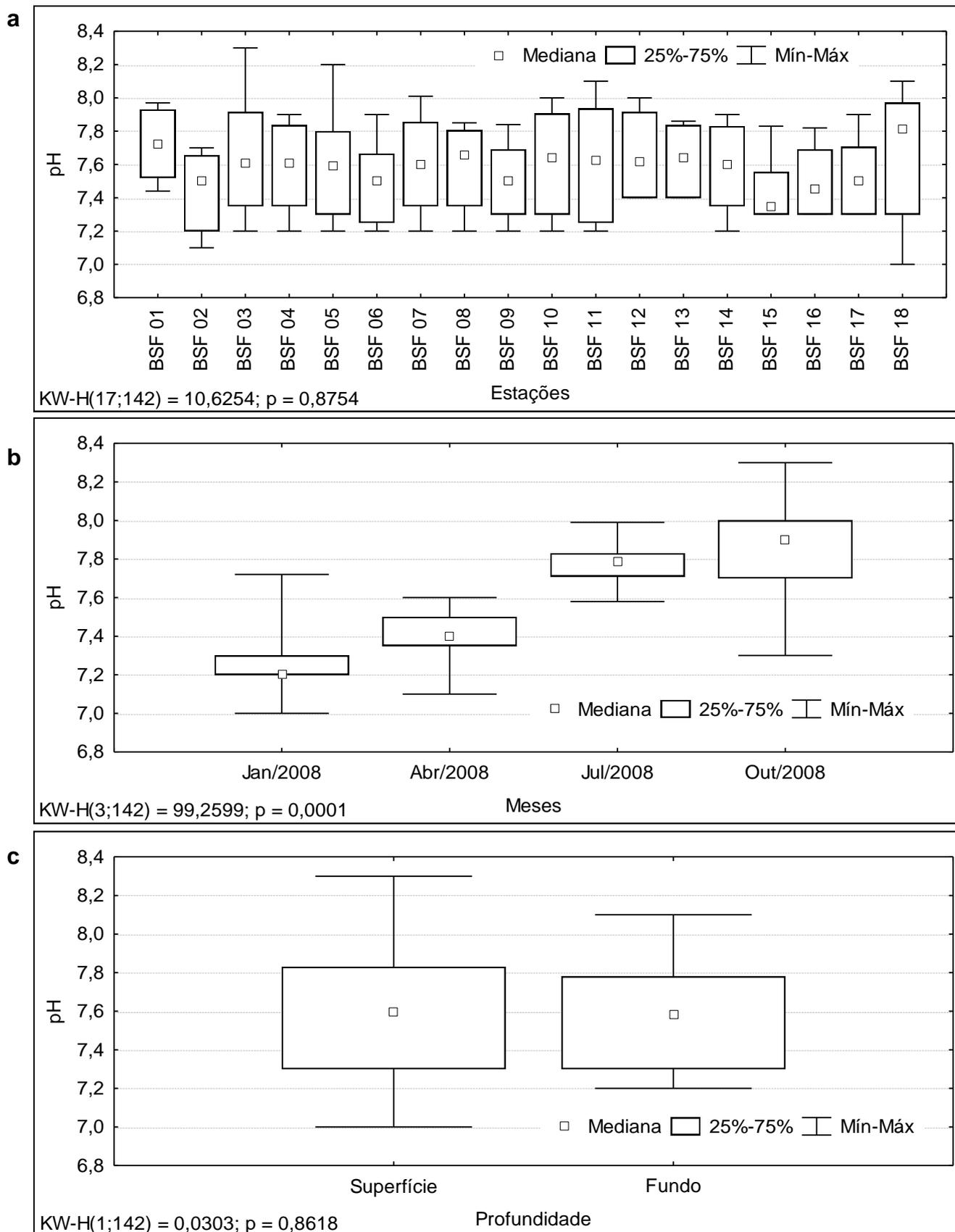


Figura 3.3.A.2-6 - Amplitude de variação e mediana dos valores do pH, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008. As linhas em destaque indicam os valores de máximo e mínimo estabelecidos pela RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005.

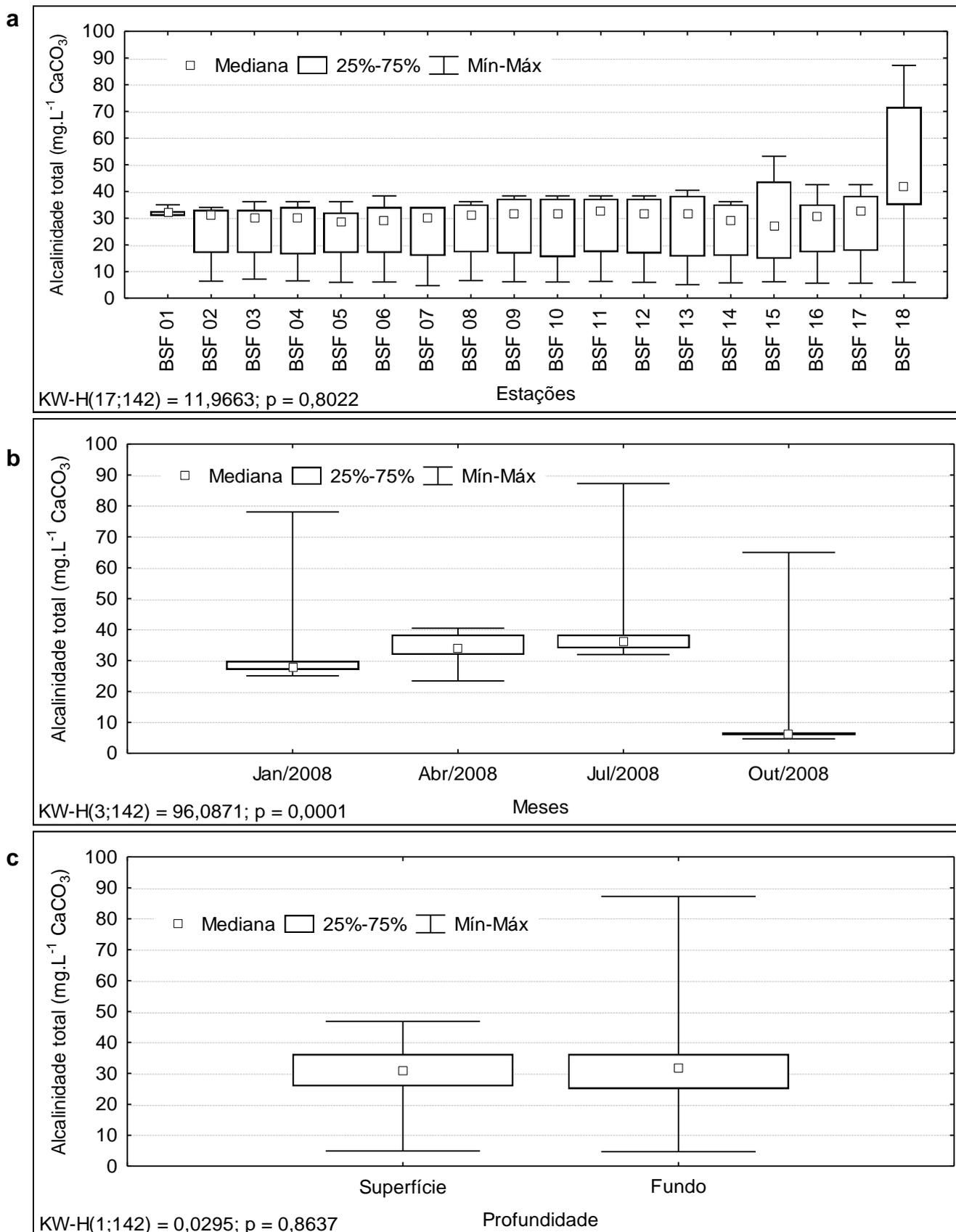


Figura 3.3.A.2-7 - Amplitude de variação e mediana dos valores da alcalinidade total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

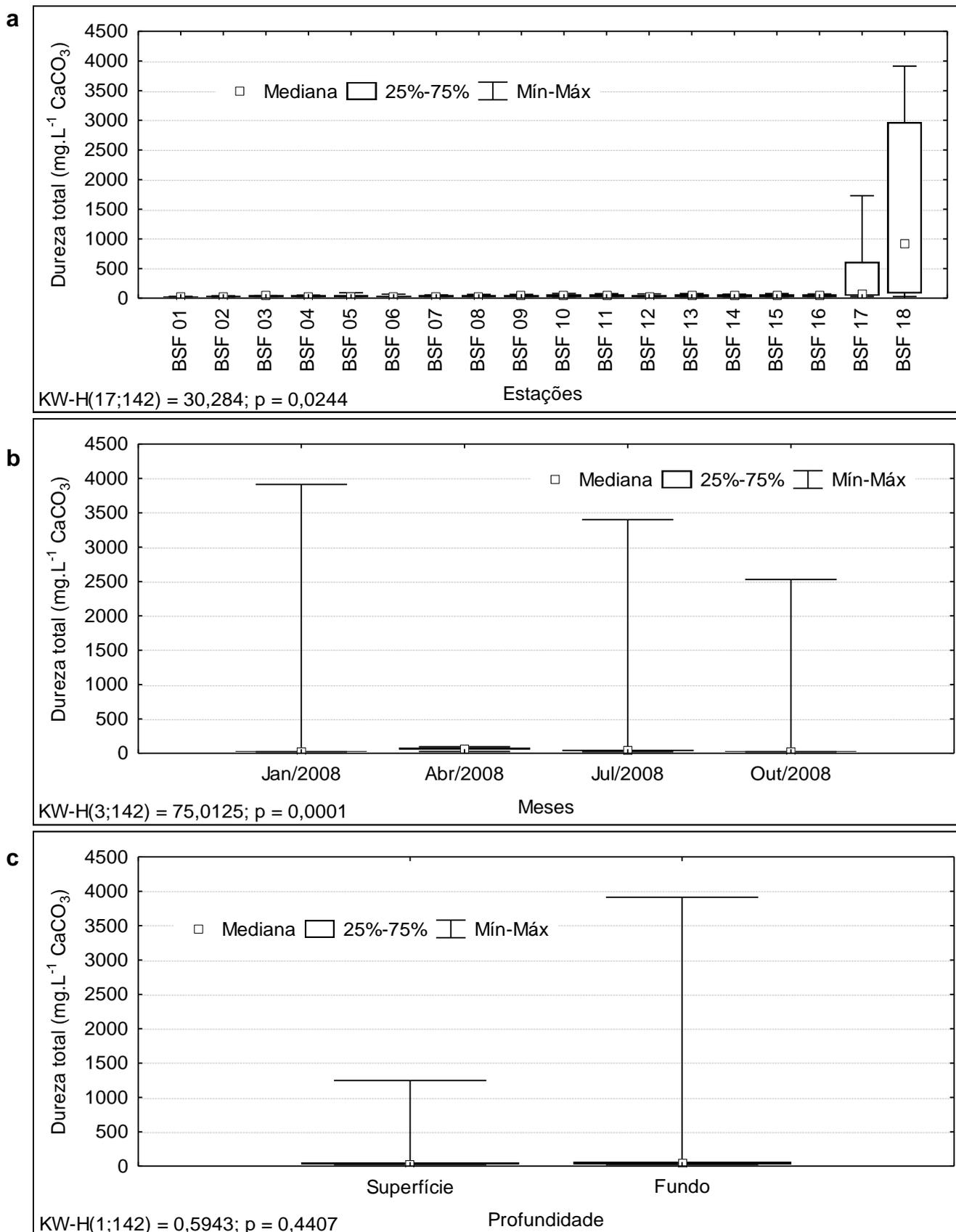


Figura 3.3.A.2-8 - Amplitude de variação e mediana dos valores da dureza total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

3.3.A.3. Condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, salinidade, cloretos e silicatos

Reservatório de Xingó

As variáveis condutividade elétrica da água, salinidade e concentração de sólidos totais dissolvidos (STD), são intimamente correlacionadas entre si, tendo sido determinadas por método potenciométrico. Por esta razão, suas variações temporais, espaciais e entre as profundidades apresentam comportamento semelhantes.

As três variáveis, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e salinidade, apresentaram valores mais elevados na estação XIN 10 (Figura 3.3.A.3-1a, Figura 3.3.A.3-2a e Figura 3.3.A.3-3a). A mesma semelhança pode ser observada nas variações temporais dessas variáveis, que registraram seus picos máximos em março/2008, porém, os dois primeiros trimestres tiveram valores medianos muito próximos e os dois últimos registraram maiores concentrações, com medianas mais elevadas em junho/08 (Figura 3.3.A.3-1b, Figura 3.3.A.3-2b e Figura 3.3.A.3-3b), tendo todas as três diferenciadas estatisticamente entre os trimestres, com $p < 0,05$ (Tabela 3.3-2). Sendo os maiores valores, todos de fundo (Figura 3.3.A.3-1c, Figura 3.3.A.3-2c e Figura 3.3.A.3-3c).

Dentre as três variáveis mencionadas, a condutividade foi a que apresentou a maior variação neste primeiro ano de monitoramento, com amplitude total de $232 \mu\text{S/cm}$, mínimo de $64 \mu\text{S/cm}$ e máximo de $296 \mu\text{S/cm}$ (Tabela 3.3-1). Em quanto a salinidade e STD tiveram os respectivos valores na mesma ordem dos dados descritivos 0,11, 0,03 e 0,14 e 0,151, 0,042 e 0,193 g.L^{-1} (Tabela 3.3-1).

Em relação ao limite estabelecido pelo CONAMA para os sólidos totais dissolvidos, de 500mg.L^{-1} , todos os valores mantiveram-se abaixo.

A condutividade elétrica em ambientes aquáticos tropicais apresenta estreita relação com as características geoquímicas da região e as condições climáticas, usualmente apresentando diferenças sazonais em seus valores. A salinidade em ambientes aquáticos continentais, por sua vez, deve-se à presença dos íons cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, cloreto e sulfato (ESTEVEES, 1998). Dentre os íons citados, cálcio e magnésio (dureza) e cloretos apresentaram padrões semelhantes

de variação no reservatório de Xingó, tendo sido os principais responsáveis pelos níveis registrados e pelo comportamento da salinidade.

Os valores medianos da concentração de cloretos apresentaram-se homogêneos ao longo do reservatório, tendo maiores oscilações nas estações iniciais, com pico máximo em XIN 10 e mediana mais elevada em XIN 06 (Figura 3.3.A.3-4a). Sob o aspecto temporal, ocorreu diferenciação significativa entre os meses, com $p = 0,0001$ (Tabela 3.3-2), ressaltando-se o mês de junho/2008, onde ocorreu a massa de dados mais elevada (Figura 3.3.A.3-4b). A diferença entre as profundidades não foi significativa ($p = 0,7189$, Tabela 3.3-2). A concentração de cloretos teve uma média geral de $22,35 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Cl}$, com máximo e mínimo de 60 e $15,60 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Cl}$, respectivamente (Tabela 3.3-1). Os valores de cloretos mantiveram-se abaixo daqueles recomendados pelo CONAMA, a saber, 250 mg.L^{-1} .

Com uma concentração média total de $2,77 \text{ mg.L}^{-1} \text{ SiO}_2$ (Tabela 3.3-1), os silicatos mostraram um aumento de sua concentração ao longo deste primeiro ano de monitoramento, chegando à seus maiores níveis em setembro/2008, registrando o pico máximo de $5,05 \text{ mg.L}^{-1} \text{ SiO}_2$ (Tabela 3.3-1), na superfície da estação XIN 01 (Figura 3.3.A.3-5 a, b e c). Espacial e verticalmente, os silicatos apresentaram uma distribuição homogênea neste período de estudo, diferenciando significativamente apenas entre os trimestres ($p = 0,0001$, Tabela 3.3-2)

Trecho à jusante da barragem

A condutividade elétrica apresentou-se baixa na maioria das estações de coleta. De maneira geral os valores superficiais foram iguais aos encontrados próximos ao fundo (Figura 3.3.A.3-6). As exceções a esses padrões de comportamento foram as estações BSF 17, BSF 18 e BSF 20. Estas estações sofreram maior influência marinha, principalmente junto ao fundo.

Na campanha realizada em janeiro de 2008 a condutividade elétrica da água na quase totalidade das estações variou entre 73 e $85 \mu\text{S/cm}$, na superfície e também de 73 a $85 \mu\text{S/cm}$, no fundo. As exceções a este padrão de comportamento foram as estações BSF 17 e de maneira mais pronunciada a estação BSF 18 (superfície $8809 \mu\text{S/cm}$; fundo $34.750 \mu\text{S/cm}$).

Na campanha realizada em abril de 2008 a condutividade elétrica da água na quase totalidade das estações, variou em torno de 178 até 352 $\mu\text{S}/\text{cm}$, na superfície e também de 178 a 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no fundo. Mesmo as estações BSF 17 e BSF 18, que na coleta anterior apresentaram condutividades elétricas elevadas, nesta campanha apresentaram valores baixos. Isso ocorreu devido a amostragem dessa campanha ter sido efetuada em situação de maré vazante. Somente a estação BSF 20 apresentou valores elevados de condutividade (superfície 4645 $\mu\text{S}/\text{cm}$; fundo 15.326 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Isso ocorreu devido a proximidade da foz do rio São Francisco, sofrendo desta forma maior influência marinha. Essa estação localiza-se em região de canais, onde a massa de água salina apresenta tempo de residência maior.

Na campanha realizada em julho de 2008 a condutividade elétrica da água, na quase totalidade das estações, variou entre 121 e 187 $\mu\text{S}/\text{cm}$, na superfície e também de 121 a 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no fundo. As exceções a este padrão de comportamento foram as estações BSF 17, e de maneira mais pronunciada a estação BSF 18 (superfície 5500 $\mu\text{S}/\text{cm}$; fundo 33.647 $\mu\text{S}/\text{cm}$). A amostragem foi feita em condições de maré cheia.

Como a condutividade elétrica está relacionada à presença de íons em solução, esta apresentou um comportamento espacial semelhante à salinidade, sólidos totais dissolvidos (STD) e cloretos.

Na campanha de janeiro de 2008 a maioria das estações amostradas, tanto em superfície quanto em profundidade apresentaram baixa salinidade (0,03), sendo desta forma água doce. Somente a estação BSF 18 (superfície 4,89; fundo 21,74) apresentaram salinidade mais elevadas, denominadas salobras, superior a 0,5 e inferior a 30, segundo CONAMA 357.

Na campanha realizada em abril de 2008 todas as estações, excetuando-se a estação BSF 20 (salinidade superficial 2,46; salinidade fundo 8,86 - salobra), apresentaram água doce.

Na campanha realizada em julho de 2008 todas as estações, excetuando-se a estação BSF 17 (salinidade superficial 0,16; salinidade fundo 7,63) e a estação BSF 18 (salinidade superficial 4,89; salinidade fundo 21,74)

Na campanha realizada em outubro de 2008 condutividade elétrica da água na quase totalidade das estações, variou em torno de 72 até 352 $\mu\text{S}/\text{cm}$, na superfície e no fundo. A exceção a este padrão de comportamento foi a estação BSF 18 (superfície 265

$\mu\text{S/cm}$; fundo 25.800 $\mu\text{S/cm}$). Isso ocorreu devido a proximidade da foz do rio São Francisco, sofrendo desta forma maior influência marinha.

Os valores de STD na maioria das estações (Figura 3.3.A.3-7) mantiveram-se abaixo daqueles recomendados pelo CONAMA, a saber, 500 mg.L^{-1} . A exceção das estações BSF 17, BSF 18 e BSF 20, graças a maior influência marinha.

A concentração de cloretos exibiu comportamento semelhante ao da salinidade (Figura 3.3.A.3-9).

Na campanha realizada em janeiro de 2008 concentração de cloretos variou de 1,86 mg.L^{-1} Cl a 4,96 mg.L^{-1} Cl na superfície e 2,48 mg.L^{-1} Cl a 4,96 mg.L^{-1} Cl no fundo, excetuando-se as estações BSF 17 e BSF 18. Estas estações apresentaram valores mais elevados, chegando a atingir 12.858 mg.L^{-1} Cl na estação BSF 18. Na estações BSF 17 (fundo) e BSF 18, os valores de cloretos mantiveram-se acima daqueles recomendados pelo CONAMA, a saber, 250 mg.L^{-1} .

Na campanha realizada em abril de 2008 a concentração de cloretos variou de 4,85 mg.L^{-1} Cl até em torno de 2426,25 mg.L^{-1} Cl na superfície e 4,85 mg.L^{-1} Cl a 129 mg.L^{-1} Cl no fundo, excetuando-se a estação BSF 20. Esta estação apresentou valores mais elevados, chegando a atingir 2.426,25 mg.L^{-1} Cl na superfície e 5143,64 mg.L^{-1} no fundo. Nesta estação os valores de cloretos mantiveram-se acima daqueles recomendados pelo CONAMA, a saber 250 mg.L^{-1} .

Na campanha realizada em julho de 2008 a concentração de cloretos variou de 11,2 mg.L^{-1} Cl a 32,29 mg.L^{-1} Cl na superfície e 12,24 mg.L^{-1} Cl a 32,29 mg.L^{-1} Cl no fundo, excetuando-se as estações BSF 17 e BSF 18. Estas estações apresentaram valores mais elevados, chegando a atingir 9.781,97 mg.L^{-1} Cl na estação BSF 18 (fundo). Nas estações BSF 17 (fundo) e BSF 18, os valores de cloretos mantiveram-se acima daqueles recomendados pelo CONAMA, a saber, 250 mg.L^{-1} .

Na campanha realizada em outubro de 2008 a concentração de cloretos variou de 4,85 mg.L^{-1} Cl até em torno de 2426,25 mg.L^{-1} Cl na superfície e 4,85 mg.L^{-1} Cl a 129 mg.L^{-1} Cl no fundo, excetuando-se a estação BSF 20. Esta estação apresentou valores mais elevados, chegando a atingir 2.426,25 mg.L^{-1} Cl na superfície e 5143,64 mg.L^{-1} no fundo. Nesta estação os valores de cloretos mantiveram-se acima daqueles recomendados pelo CONAMA, a saber 250 mg.L^{-1} .

A concentração de silicatos variou bastante dentre as coletas realizadas, como é evidenciado pelo desvio padrão (Figura 3.3.A.3-10).

Na campanha realizada em janeiro de 2008 a concentração de silicatos variou entre 1,1 e 2,9 mg.L⁻¹ SiO₂, na superfície e entre 0,81 a 3,03 mg.L⁻¹ SiO₂ no fundo. Os valores medianos na superfície e fundo foram bastante próximos, ficando em torno de 2,31 mg.L⁻¹ SiO₂ e 2,32 mg.L⁻¹ SiO₂ respectivamente. Com tendência de redução nas concentrações de silicato, tanto em superfície quanto em profundidade nas estações BSF 17 e BSF 18, possivelmente devido a diluição da água por águas marinhas, uma vez que essas estações apresentam salinidade mais elevada que as demais.

Na campanha realizada em abril de 2008 a concentração de silicatos elevou-se em relação a campanha de janeiro de 2008. A concentração de silicatos variou entre 3,8 e 6,37 mg.L⁻¹ SiO₂, na superfície e entre 4,22 a 5,9 mg.L⁻¹ SiO₂ no fundo. Os valores medianos na superfície e fundo foram bastante próximos, ficando em torno de 5,16 mg.L⁻¹ SiO₂ e 5,15 mg.L⁻¹ SiO₂ respectivamente. Com uma tendência de redução nas concentrações de silicato, tanto na superfície quanto em profundidade nas estações BSF 20 e BSF 21, possivelmente devido a diluição da água por águas marinhas, uma vez que essas estações apresentam salinidade um pouco mais elevada que as demais.

Na campanha realizada em julho de 2008 as concentrações de silicato mantiveram-se elevadas, de maneira semelhante a campanha anterior. A concentração de silicatos variou entre 4 e 6 mg.L⁻¹ SiO₂, na superfície e entre 4,1 a 7,1 mg.L⁻¹ SiO₂ no fundo. Os valores medianos na superfície e fundo foram bastante diferentes, ficando em torno de 4,92 mg.L⁻¹ SiO₂ e 6,72 mg.L⁻¹ SiO₂ respectivamente. Demonstrando uma tendência de redução nas concentrações de silicato, nas estações BSF 17 e BSF 18, possivelmente devido a diluição da água por águas marinhas, uma vez que essas estações apresentam salinidade mais elevada que as demais.

Na campanha realizada em outubro de 2008 a concentração de silicatos variou 2,65 e 2,9 mg.L⁻¹ SiO₂, na superfície e entre 1,99 a 2,8 mg.L⁻¹ SiO₂ no fundo. Os valores medianos na superfície e fundo foram bastante próximos, ficando em torno de 2,8 mg.L⁻¹ SiO₂ e 2,6 mg.L⁻¹ SiO₂ respectivamente. A distribuição espacial mostrou redução nas concentrações de silicato, tanto em superfície quanto em profundidade nas estações BSF 18, possivelmente devido a diluição da água por águas marinhas, uma vez que essa estação apresentou salinidade um pouco mais elevada que as demais.

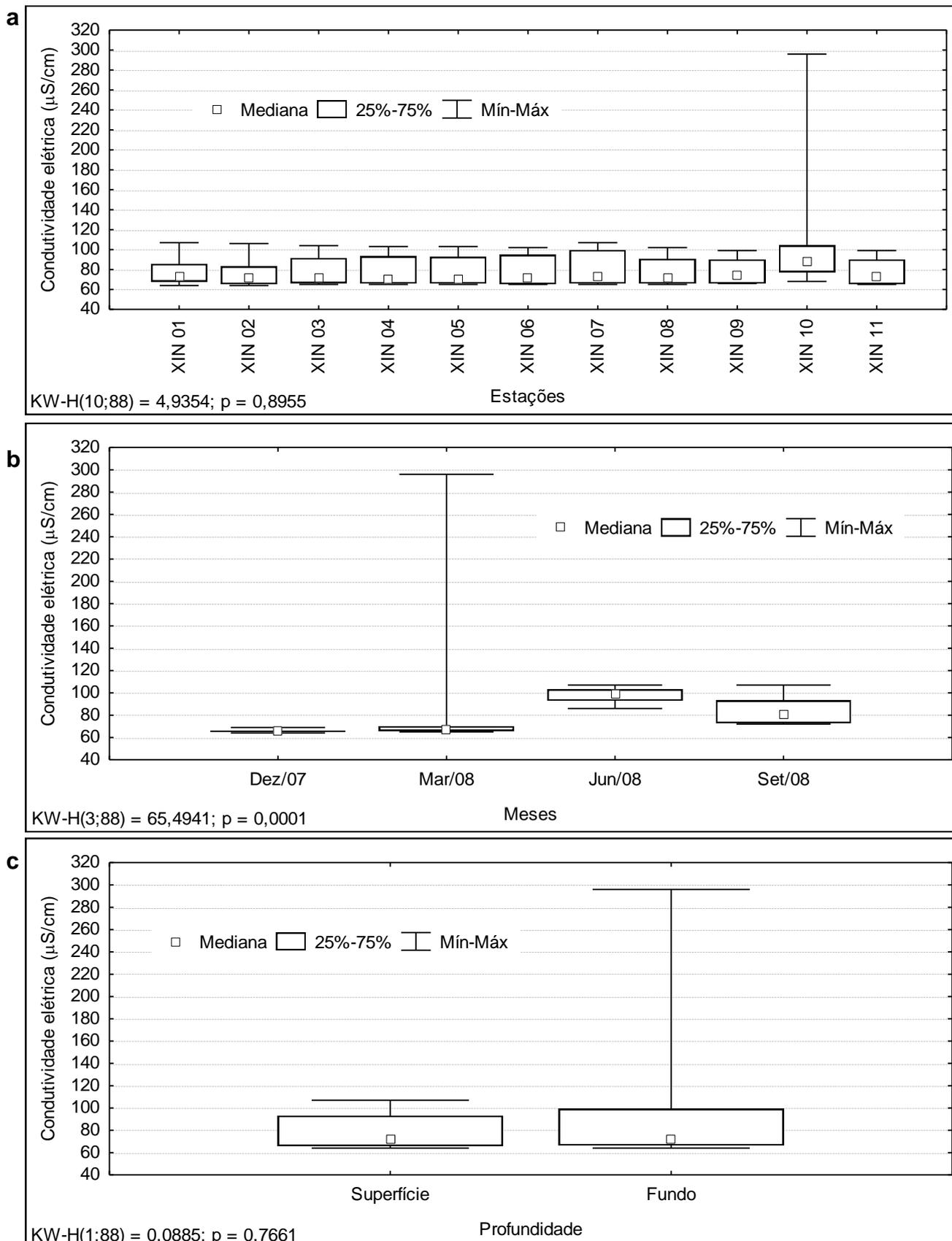


Figura 3.3.A.3-1 - Amplitude de variação e mediana dos valores da condutividade elétrica, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

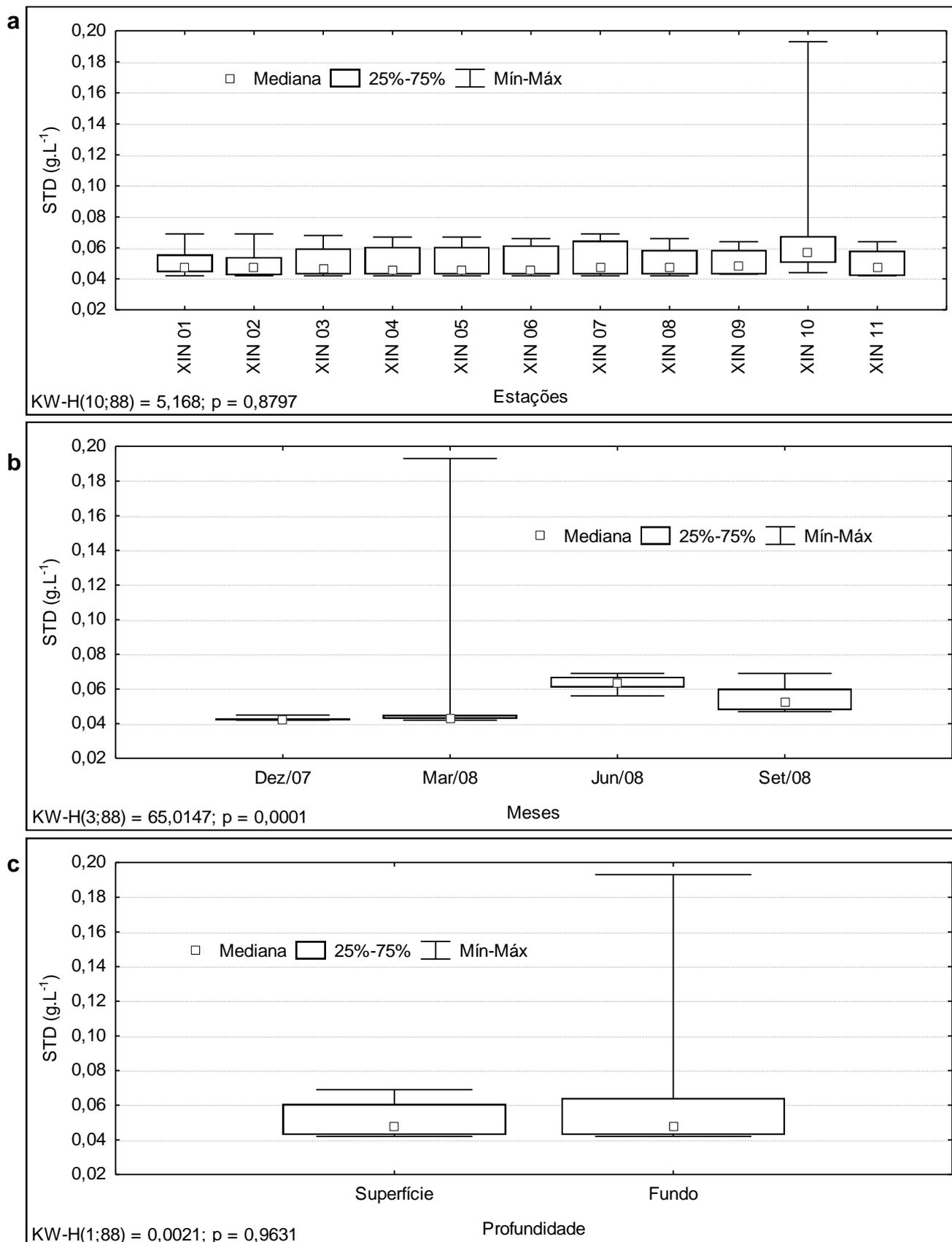


Figura 3.3.A.3-2 - Amplitude de variação e mediana da concentração de sólidos totais dissolvidos (STD), (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

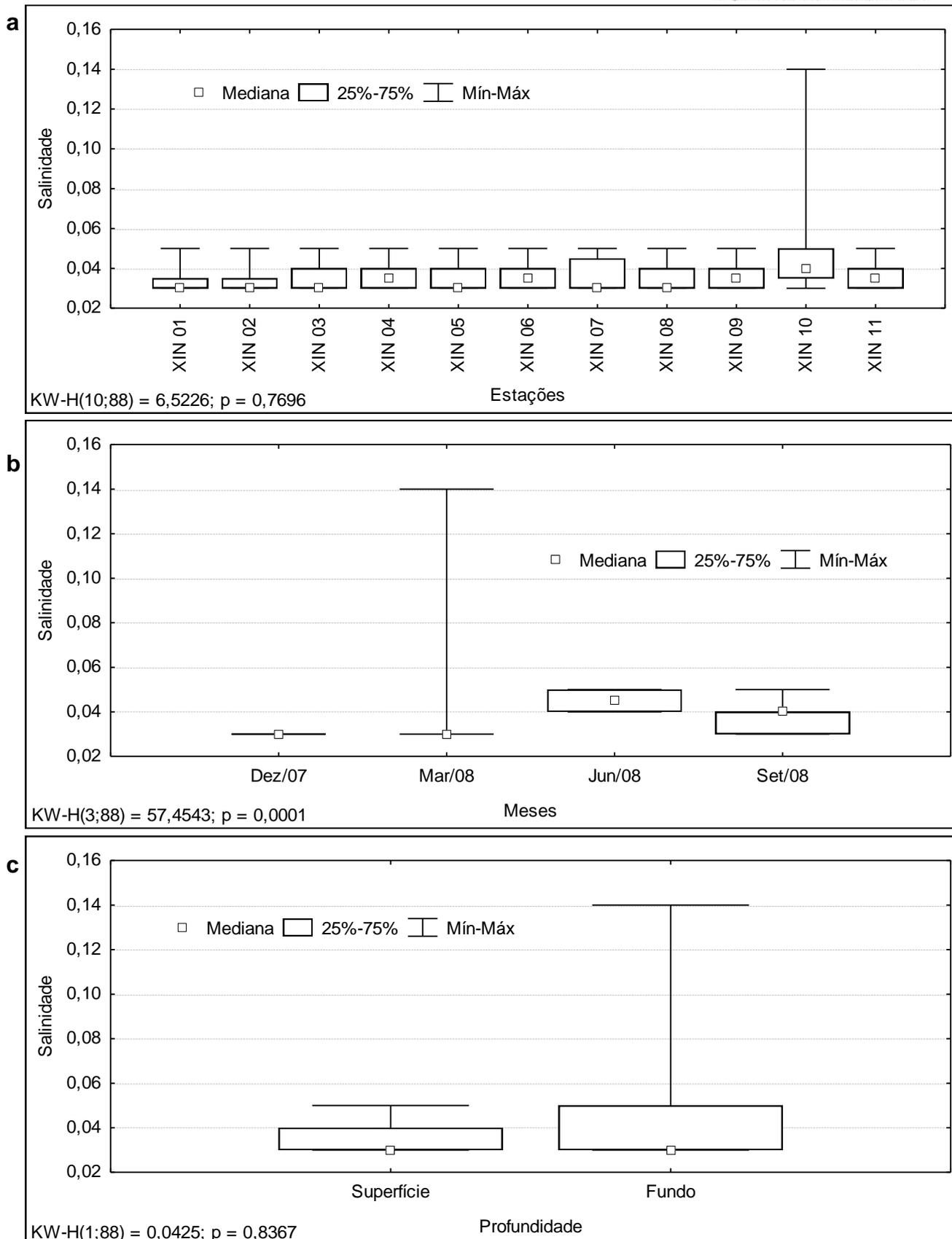


Figura 3.3.A.3-3 - Amplitude de variação e mediana dos valores da salinidade, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

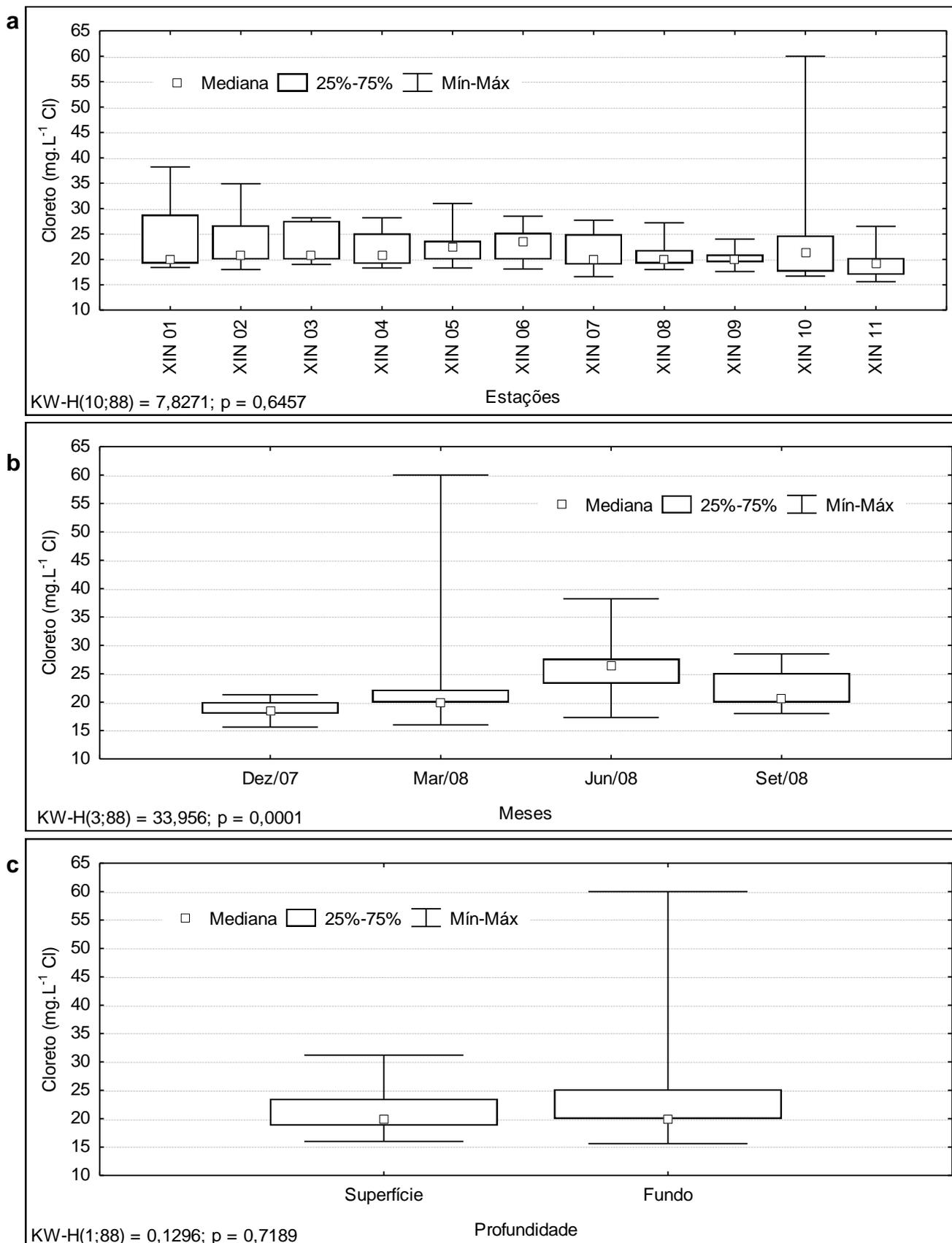


Figura 3.3.A.3-4 - Amplitude de variação e mediana da concentração de cloretos, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

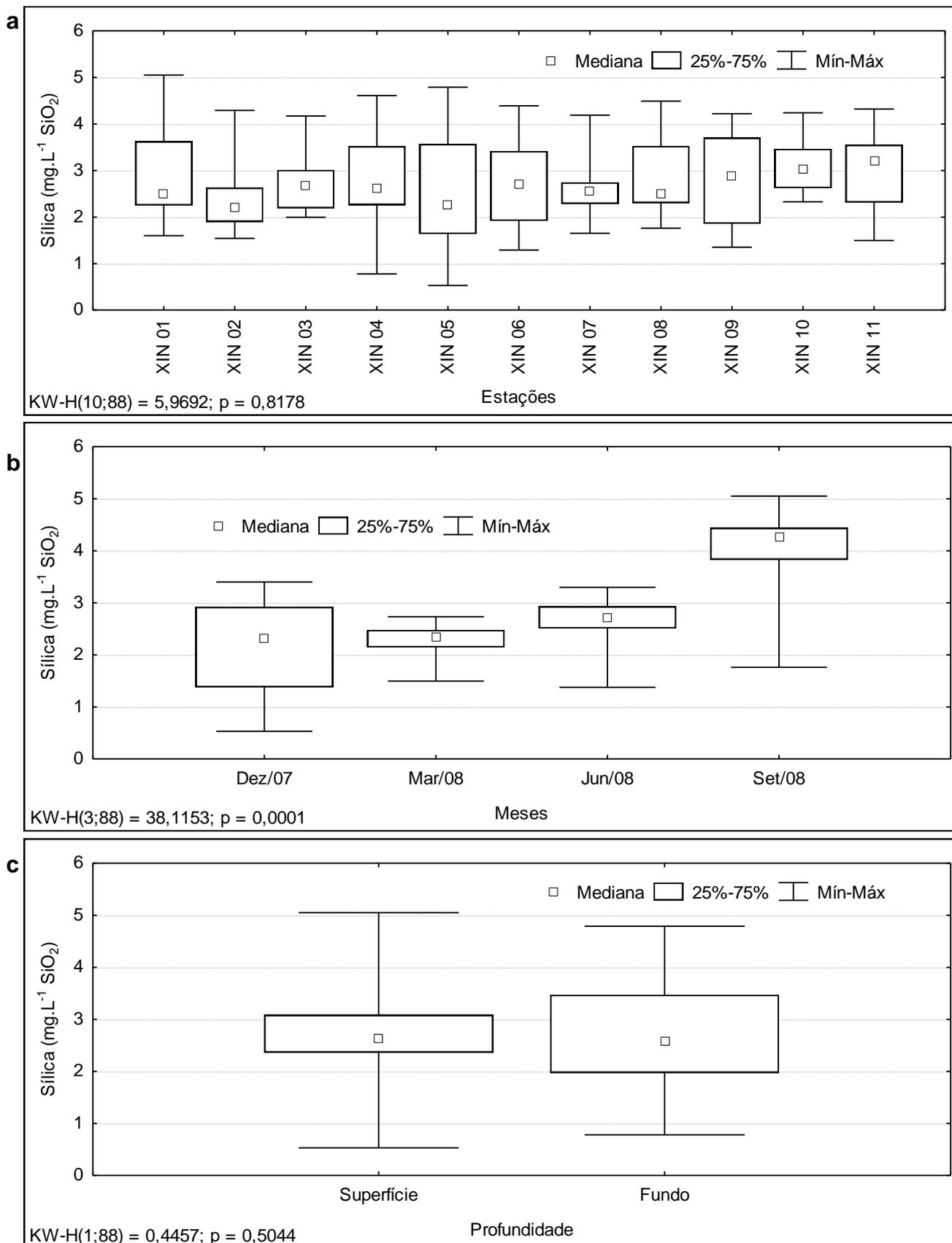


Figura 3.3.A.3-5 - Amplitude de variação e mediana da concentração de silicatos, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

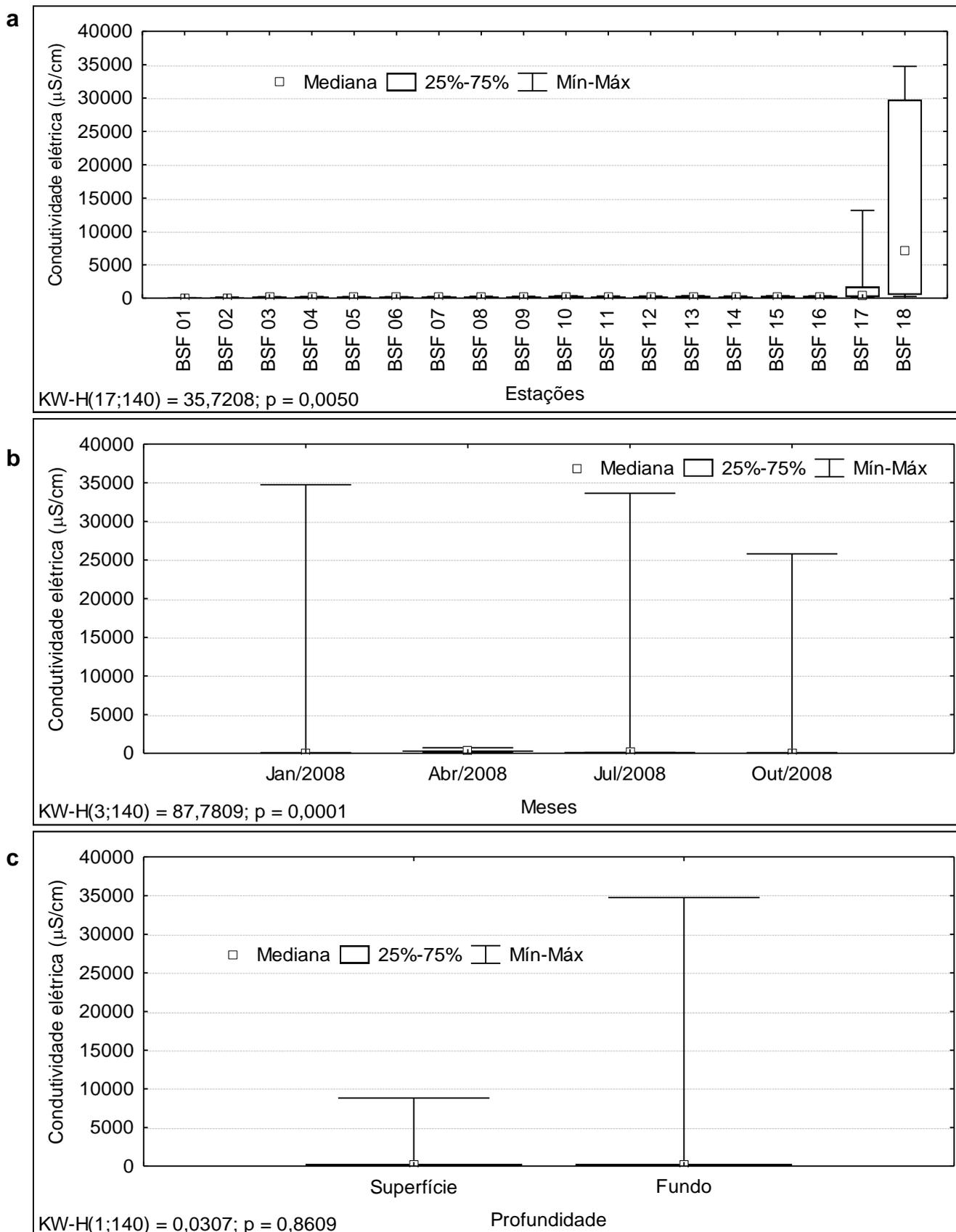


Figura 3.3.A.3-6 - Amplitude de variação e mediana dos valores da condutividade elétrica, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

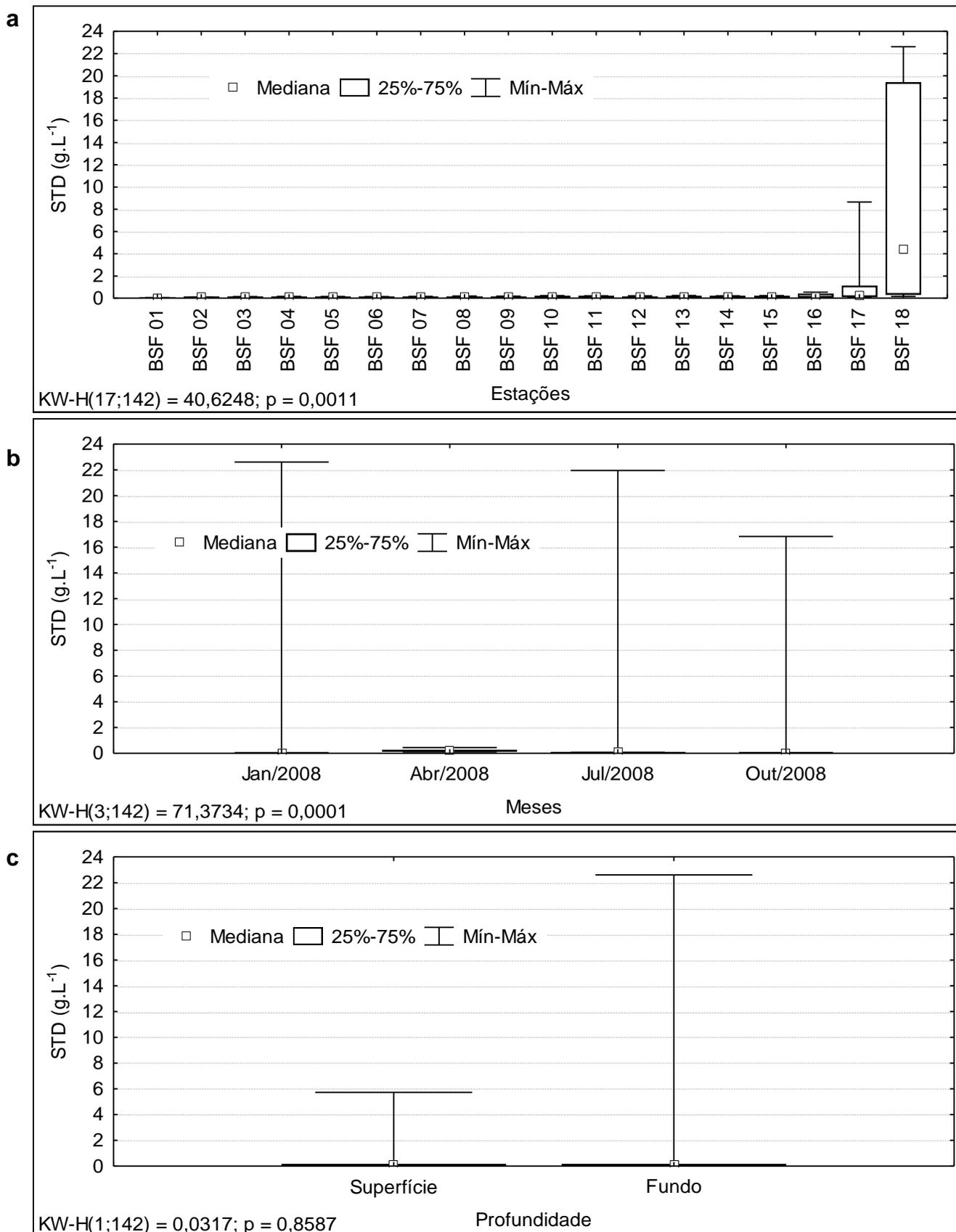


Figura 3.3.A.3-7 - Amplitude de variação e mediana da concentração de sólidos totais dissolvidos (STD), (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

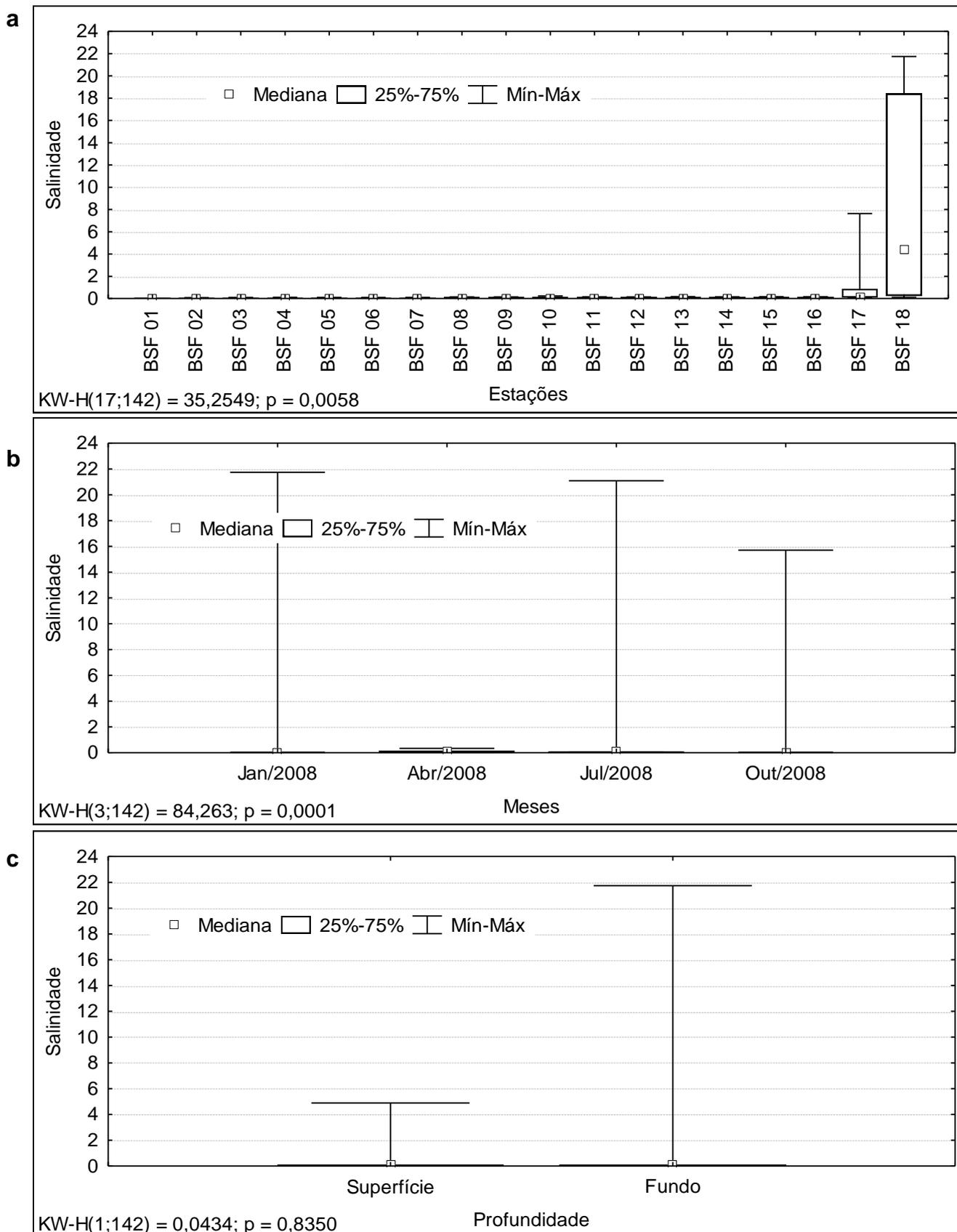


Figura 3.3.A.3-8 - Amplitude de variação e mediana dos valores da salinidade, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

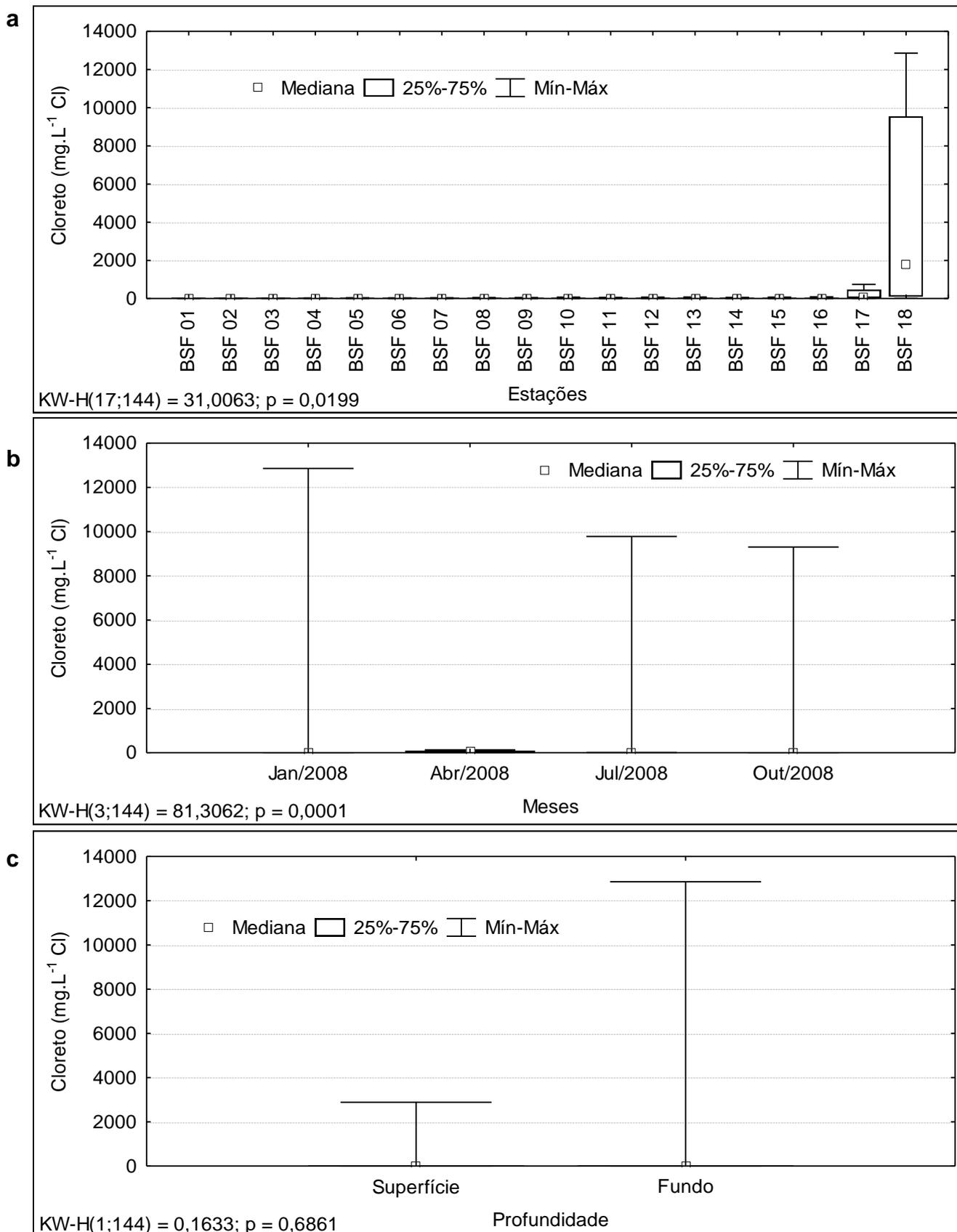


Figura 3.3.A.3-9 - Amplitude de variação e mediana da concentração de cloretos, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

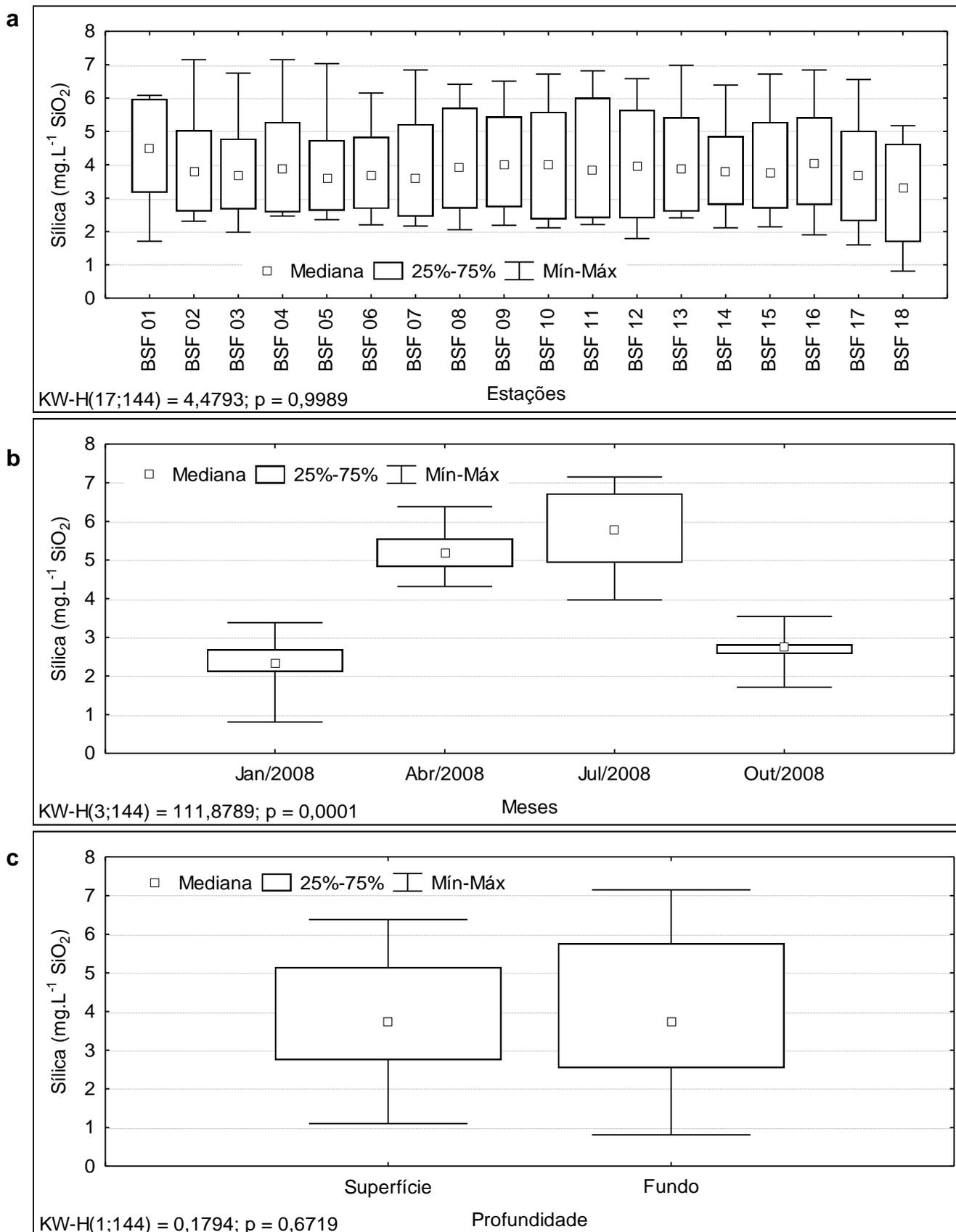


Figura 3.3.A.3-10 - Amplitude de variação e mediana da concentração de silicatos, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

3.3.A.4. Transparência, zona eufótica, coeficiente de extinção vertical e radiação subaquática, turbidez e sólidos em suspensão

Reservatório de Xingó

Por ser o último reservatório do sistema em cascata encontrado no rio São Francisco, os valores da transparência do disco de Secchi (Z_{DS}) e da zona eufótica (Z_E) podem apresentar comportamentos espaciais diferenciado do normalmente encontrado nos outros reservatórios do médio-submédio São Francisco, porém sazonalmente semelhantes.

A profundidade da zona eufótica, medida através da atenuação da radiação solar subaquática tem alta correlação positiva com a transparência do disco de Secchi, apresentando comportamentos espaciais e temporais semelhantes entre si. Onde as duas variáveis mostraram uma redução de suas profundidades no decorrer deste primeiro ano de monitoramento, com maiores valores no mês de dezembro/07 e menores em julho/08 (Figura 3.3.A.4-1), registrando as máximas, de 7,00 (XIN 08 e XIN 11) e 22,76m (XIN 11), e mínimas, de 1,80 (XIN 01 e XIN 10) e 5,69m (XIN 11) profundidades da Z_{DS} e Z_E , respectivamente (Tabela 3.3-1). Ambas apresentaram os valores mais homogêneos espacialmente em setembro/08, diferindo significativamente apenas entre os trimestres ($p = 0,0001$, Tabela 3.3-2). Em relação ao padrão de distribuição sazonal encontrado é provável que o mês de julho/08 coincida com o período de chuvas na região. No entanto, esta redução ocorrida pode estar associada ao aumento da vazão dos reservatórios a montante e não diretamente as chuvas locais.

A penetração da luz depende da combinação de aspectos diversos, como cor (substâncias dissolvidas), partículas inorgânicas e algas. Assim, o comportamento da Z_{DS} e da Z_E estão inversamente correlacionados com a presença de material em suspensão na água. Esses materiais são mais abundantes durante os períodos chuvosos, quando ocorre grande afluência de águas e o carreamento dessas partículas para a bacia hidrográfica. As diferenças registradas nessas variáveis, dentro do reservatório e dos meses de coleta, estão associadas à presença ou ausência de correntezas, além das profundidades de cada trecho, fatores que proporcionam uma maior ou menor suspensão

dos sedimentos, favorecendo ou dificultando a precipitação dessas partículas, e finalmente provocando uma maior ou menor homogeneização da coluna d'água.

A transparência da água nos reservatórios do médio-submédio São Francisco apresenta uma nítida redução no período de chuvas e de aumento da vazão afluente aos reservatórios. Tal fato decorre do aumento da quantidade de partículas em suspensão durante os períodos de maior precipitação na bacia de captação a montante dos mesmos e de seu entorno, com o carreamento de material alóctone. Outro fator importante é o sistema de reservatórios em cascata, onde ocorre uma maior deposição do material em suspensão no primeiro reservatório, proporcionando altos valores de zona eufótica no último.

Os valores do coeficiente de atenuação vertical da radiação (k), que representa a razão de sua atenuação com a profundidade, variaram inversamente com a transparência do disco de Secchi e a zona eufótica, como observado na Figura 3.3.A.4-1. Assim como a Z_{DS} e a Z_E , o k apresentou diferença significativa apenas entre os meses ($p = 0,0001$, Tabela 3.3-2). Cabe ressaltar que os valores de k foram calculados a partir das medidas de radiação subaquática, tomadas diretamente com um quantômetro, não tendo sido estimadas pela transparência do disco de Secchi. Seu valor médio de 0,10 (Tabela 3.3-1) é comparável aos valores obtidos para outros lagos e reservatórios da África (KIRK, 1994), bem como, aqueles estimados por ESTEVES (1998) para lagos de águas claras em diversos ecossistemas brasileiros.

A relação matemática obtida através da correlação entre as duas variáveis foi de $Z_E = 3,275 Z_{DS}$, sendo esta compatível com valores obtidos em outros reservatórios do submédio São Francisco. Pode-se observar na Figura 3.3.A.4-2, uma elevada concentração de pontos com valores intermediários, tendo estes valores uma menor dispersão da curva que aqueles mais elevados. Tal aspecto reforça a observação de ESTEVES (1998) acerca das diferenças na estimativa da profundidade da zona eufótica em águas claras e turbidas, com reflexos sobre as estimativas de k , quando efetuadas com base nos valores de Z_{DS} . Deste modo, se empregada a constante 3,0 para a estimativa da Z_E , com base na leitura da Z_{DS} (ESTEVES, 1998), estas seriam subestimadas para o reservatório de Xingó, em cerca de 9% para o período de estudo.

Segundo Thornton & Rast (1989), a transparência da água em lagos de regiões semi-áridas deveria ser menor quando comparada a de outras regiões, pois no semi-árido ocorre maior concentração de sedimentos em suspensão. Isso ocorre porque as áreas de drenagem de regiões semi-áridas compreendem solos pobres em matéria

orgânica, extremamente susceptíveis à erosão (Lal 1985), promovendo grandes cargas de material em suspensão carregados pelos rios e a ocorrência de corpos d'água turbidos (Davies & Walmsley 1985).

A turbidez apresentou valores extremamente baixos em Xingó, tendo na estação XIN 01, localizada logo a jusante das UHEs de PA I, II, III e IV, as medianas mais elevadas longitudinalmente, as demais estações registraram valores medianos abaixo de 4 UNT (Figura 3.3.A.4-3a). Com um comportamento sazonal inverso ao da Z_{DS} e Z_E , os valores de turbidez foram maiores em junho/08 e menores em dezembro/07 (Figura 3.3.A.4-3b), apresentando diferença estatística entre os meses e profundidades, com $p < 0,05$ (Tabela 3.3-2). Em relação a distribuição vertical, houve uma massa de dados mais elevada no fundo (Figura 3.3.A.4-3c), que está relacionada com a sedimentação das partículas em suspensão.

De acordo com a Resolução nº. 357 do CONAMA de 17 de março de 2005, o limite máximo para turbidez é de 100 UNT, e a máxima turbidez registrada foi de 12,60 UNT no fundo da estação XIN 08 em junho/08, com média geral de 3,40 UNT (Tabela 3.3-1). Sendo estes bem abaixo do limite estabelecido.

As concentrações dos sólidos em suspensão sejam totais (SST), orgânicos (SSO) ou inorgânicos (SSI), apresentaram uma forte correlação com a transparência da água (negativa) e a turbidez (positiva). Todos os sólidos em suspensão apenas diferiram estatisticamente entre os trimestres, com $p = 0,0001$, $p = 0,0026$ e $p = 0,0001$ (Tabela 3.3-2), respectivamente para SST, SSO e SSI. Por ser o último reservatório do sistema em cascata do São Francisco, o reservatório de Xingó não apresenta um padrão longitudinal de distribuição normalmente encontrada em reservatórios, mostrando valores mais baixos e espacialmente homogêneos no mês de dezembro/07, ocorrendo o inverso no mês de junho/08, com maiores valores e variação ao longo das estações (Figura 3.3.A.4-4), destacando neste mesmo mês os picos mais elevados dos SST e SSO, em XIN 01, e dos SSI, em XIN 02, de 0,0051, 0,0045 e 0,0021 $g.L^{-1}$, respectivamente para as três variáveis (Tabela 3.3-1). Tais concentrações registradas na primeira estação, devem ter ocorrido devido o aumento da vazão defluente dos reservatórios a montante (PA I, II, III e IV) e conseqüentemente da correnteza, favorecendo a suspensão dos sedimentos num trecho inicial maior que nos demais trimestres.

A análise da participação relativa das frações orgânica e inorgânica dos sólidos em suspensão (Figura 3.3.A.4-5), mostra um aumento gradativo da fração inorgânica no decorrer deste ano de monitoramento, com respectivos percentuais médios em cada mês

de coleta 13,48, 34,86, 49,21 e 62,28 %. As maiores variações entre as duas frações ocorreu em junho/08, tendo as concentrações orgânicas mais elevadas em XIN 01, XIN 07 e XIN 11.

Diferente dos outros reservatórios no submédio São Francisco, em Xingó não ocorrer uma diminuição da parcela inorgânica no sentido rio-barragem. Essa diminuição, ou substituição da parcela inorgânica pela orgânica, é geralmente recorrente nos reservatórios brasileiros, pois se trata de um fenômeno natural, em função da deposição dos sólidos em locais mais parados. Como a parcela orgânica é representada em grande parte pelo plâncton existente na água, ambientes mais lênticos tornam-se mais propícios ao desenvolvimento dessa comunidade, ocasionando essa substituição, que está condicionada a outros fatores, como a disponibilidade de luz no meio. Períodos chuvosos podem causar uma diminuição dessa disponibilidade de luz, além de ocasionar aumento da turbidez pelo carreamento de sólidos para a bacia, trazendo limitações ao desenvolvimento planctônico e ocasionando, em muitos casos, o desaparecimento desse gradiente em reservatórios.

Os sedimentos que atingem os cursos d'água apresentam granulometria diferenciada e são transportados de acordo com as condições locais e do escoamento. A manutenção das partículas em suspensão ou no fundo do rio, saltando do leito para o escoamento ou rolando sobre o leito, depende das forças que atuam sobre a mesma. Depende, ainda, da forma de escoamento, se laminar ou turbulento, da velocidade da corrente, dos obstáculos no leito e de outros aspectos correlacionados com a declividade do leito, temperatura e viscosidade da água (CHRISTOFOLETTI, 1981).

A carga em suspensão corresponde à fração mais fina do material do leito (silte e argila), a qual é mantida suspensa pela turbulência do meio, ao passo que a fração areia apresenta um gradiente de distribuição ao longo da coluna d'água conforme sua faixa granulométrica, com maior concentração usualmente próxima do leito (SILVA *et al.*, 2003). Assim sendo, as baixas concentrações detectadas em Xingó podem ter refletido a interação entre o tamanho das partículas em suspensão e a velocidade da água nos meses amostrados.

A proporção entre os diferentes sólidos dissolvidos e particulados na água varia enormemente entre os cursos d'água. Em rios brasileiros, a fração particulada tende a ser maior que a dissolvida, sendo que cargas em suspensão inferiores a 100 mg.L^{-1} são consideradas pequenas (CHRISTOFOLETTI, 1981).

Características litológicas e pedológicas, associadas à diferentes tipos de cobertura e formas de uso dos solos, sazonalmente diferenciadas em função do padrão de precipitação pluviométrica e disponibilidade de água, principalmente em regiões de clima semi-árido, podem representar situações propícias a processos de degradação dos recursos naturais. Estes refletem no assoreamento, poluição dos cursos d'água, destruição de estradas, pontes e bueiros, na geração de energia elétrica, na disponibilidade de água para irrigação e abastecimento, na redução da produtividade agrícola, na diminuição da renda líquida e no empobrecimento da população local, com reflexos danosos para a economia nacional (SILVA *et al.*, 2003).

A sedimentação em corpos d'água é uma das principais e mais sérias consequências do processo de erosão. Em reservatórios de usinas hidrelétricas, parte deles destina-se ao acúmulo de sedimentos, embora muitas vezes sua capacidade de retenção seja amplamente superada, com conseqüente perda na capacidade de armazenamento de água e de geração de energia. Em reservatórios com grandes bacias de captação a montante, sobre as quais os empreendedores hidrelétricos não têm controle das formas de ocupação dos solos e das medidas de manejo dos mesmos para reduzir a erosão, há necessidade da construção de pré-reservatórios para retenção do assoreamento, acarretando em custos adicionais com o projeto hidrelétrico. Como exemplo, MERTEN (1995) estima que aproximadamente 12,5 milhões de toneladas de sedimento já foram carreados para o reservatório de Itaipu.

Frente aos resultados obtidos, ficou clara a influência do período chuvoso sobre a transparência e zona eufótica, reduzindo seus valores e diminuindo os gradientes sazonalmente. De forma inversa, o período menos chuvoso influenciou as variáveis, proporcionando gradientes mais visíveis, em função de melhor assentamento de partículas em suspensão e da menor contribuição alóctone recebida na bacia hidrográfica.

Trecho à jusante da barragem

A turbidez (Figura 3.3.A.4-6) apresentou ampla variação durante as 4 campanhas realizadas, o que pode ser evidenciado pela grande variação de sua média e desvio padrão.

Na campanha realizada em janeiro de 2008 a turbidez variou entre 3,85 e 10,75 UNT, na superfície e 5,25 a 15,70 UNT, no fundo, apresentando uma distribuição

espacial semelhante. A média na superfície foi de 7,19 UNT e no fundo foi 8,83 UNT. Isso possivelmente ocorra devido ao maior atrito da água junto ao fundo, provocando re-suspensão de sedimentos, incrementado a turbidez. Nessa campanha não foram registrados valores acima do limite de 100 UNT estabelecido pelo CONAMA.

Na campanha realizada em abril de 2008 a turbidez elevou-se bastante em relação a campanha anterior. Apresentou variação entre 8,61 e 351,2 UNT, na superfície e 8,58 a 380,9 UNT, apresentando uma distribuição espacial semelhante. A média na superfície 87,3 UNT foi e no fundo foi 93,89 UNT, mesma tendência observada na coleta anterior. As estações de coletas BSF 07 até BSF 13, e BSF 15 apresentaram valores acima do limite de 100 UNT estabelecido pelo CONAMA. A elevada turbidez originou-se do aporte de tributários temporários do Baixo São Francisco e enxurradas, em razão de chuvas que ocorreram no mês de abril.

Na campanha realizada em julho de 2008 a turbidez reduziu-se em relação a campanha anterior. A turbidez variou entre 9,75 e 28,1 UNT na superfície, e 10 a 21,7 UNT, apresentando uma distribuição espacial semelhante. A média na superfície 14,1 UNT foi e no fundo foi 13,8 UNT, apresentando desta forma valores bastante próximos. Não foram registrados valores acima do limite de 100 UNT estabelecido pelo CONAMA.

Na campanha realizada em outubro de 2008 a turbidez variou entre 1,45 e 5,12 UNT, na superfície e 1,45 a 5,43 UNT, no fundo, apresentando uma distribuição espacial semelhante. A média na superfície 3,06 UNT foi e no fundo foi 3,16 UNT, os valores de turbidez do fundo foram superiores ao de superfície. Isso possivelmente ocorreu devido ao maior atrito da água junto ao fundo, provocando re-suspensão de sedimentos, incrementado a turbidez. Todas as estações de coletas apresentaram valores abaixo do limite de 100 UNT estabelecido pelo CONAMA.

Semelhante a turbidez, a transparência variou bastante entre as 2 campanhas realizadas (Figura 3.3.A.4-7).

Na campanha realizada em janeiro de 2008 a transparência da coluna d'água (Z_{DS}) variou entre 1,5 a 3,5 m ao longo das estações amostradas no Baixo São Francisco. Apresentou uma distribuição espacial bastante variável. O valor máximo da transparência foi na estação BFS 02, atingindo 3,5 metros. A mediana foi de 2,5 metros

Na campanha realizada em abril de 2008 A transparência da coluna d'água (Z_{DS}) reduziu-se drasticamente. Variou entre 0,7 m a 2 m ao longo do das estações amostradas no Baixo São Francisco. Com uma distribuição espacial relativamente uniforme, a maior parte dos pontos apresentou transparência abaixo de 0,4 m. A mediana foi de 0,4 metros

Na campanha realizada em julho de 2008, a transparência elevou-se em relação a campanha anterior. A transparência da coluna d'água (Z_{DS}) variou entre 1 a 2 metros ao longo das estações. A mediana foi de 1,5 metros.

Na campanha realizada em outubro de 2008 a transparência da coluna d'água (Z_{DS}) variou entre 1,5 a 2,5 m ao longo do das estações amostradas no Baixo São Francisco. Com uma distribuição espacial relativamente uniforme, a maior parte dos pontos apresentou transparência igual ou superior a 1,5 m.

A transparência apresentou correlação linear e logarítmica negativa com a turbidez, evidenciando o efeito do aporte de sedimentos na transparência da água (Figura 3.3.A.4-8).

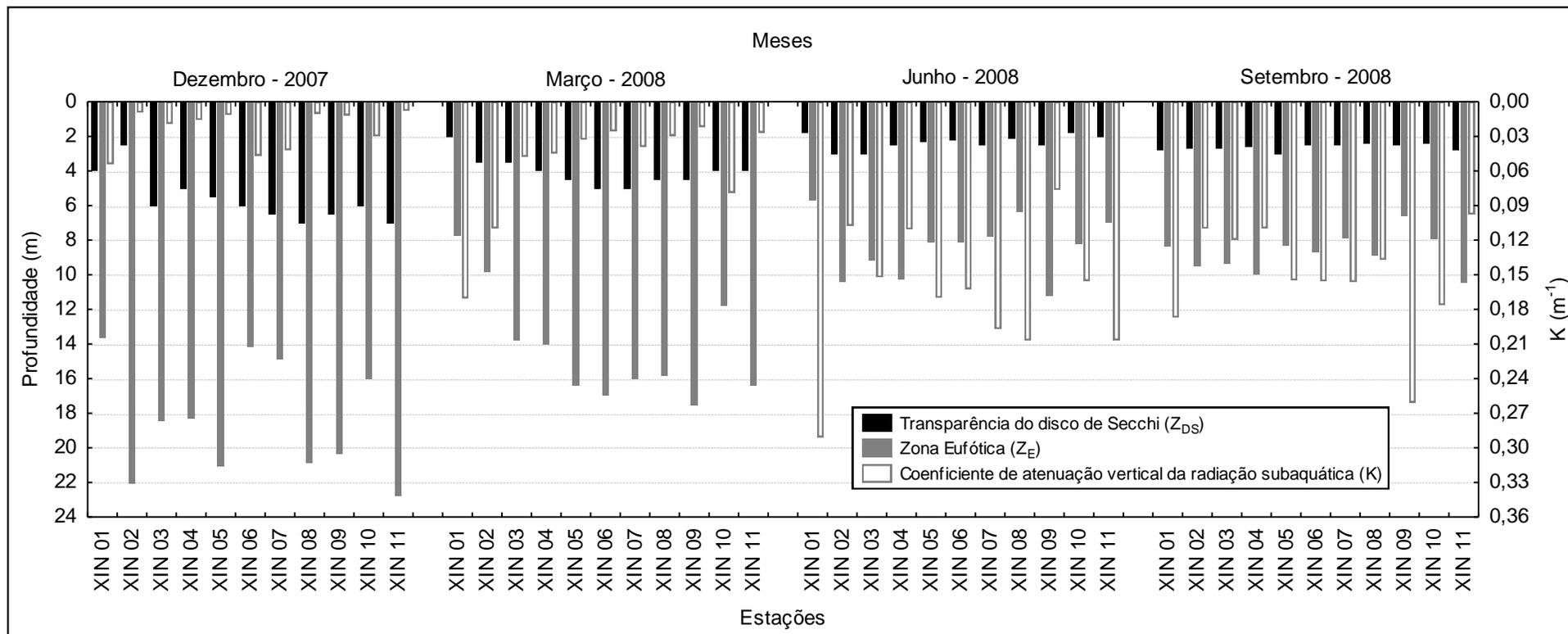


Figura 3.3.A.4-1 - Variação das profundidades de extinção da transparência do disco de Secchi (Z_{DS}), da profundidade da zona eufótica (Z_E) e do coeficiente de atenuação vertical da radiação (k) dentre as estações de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

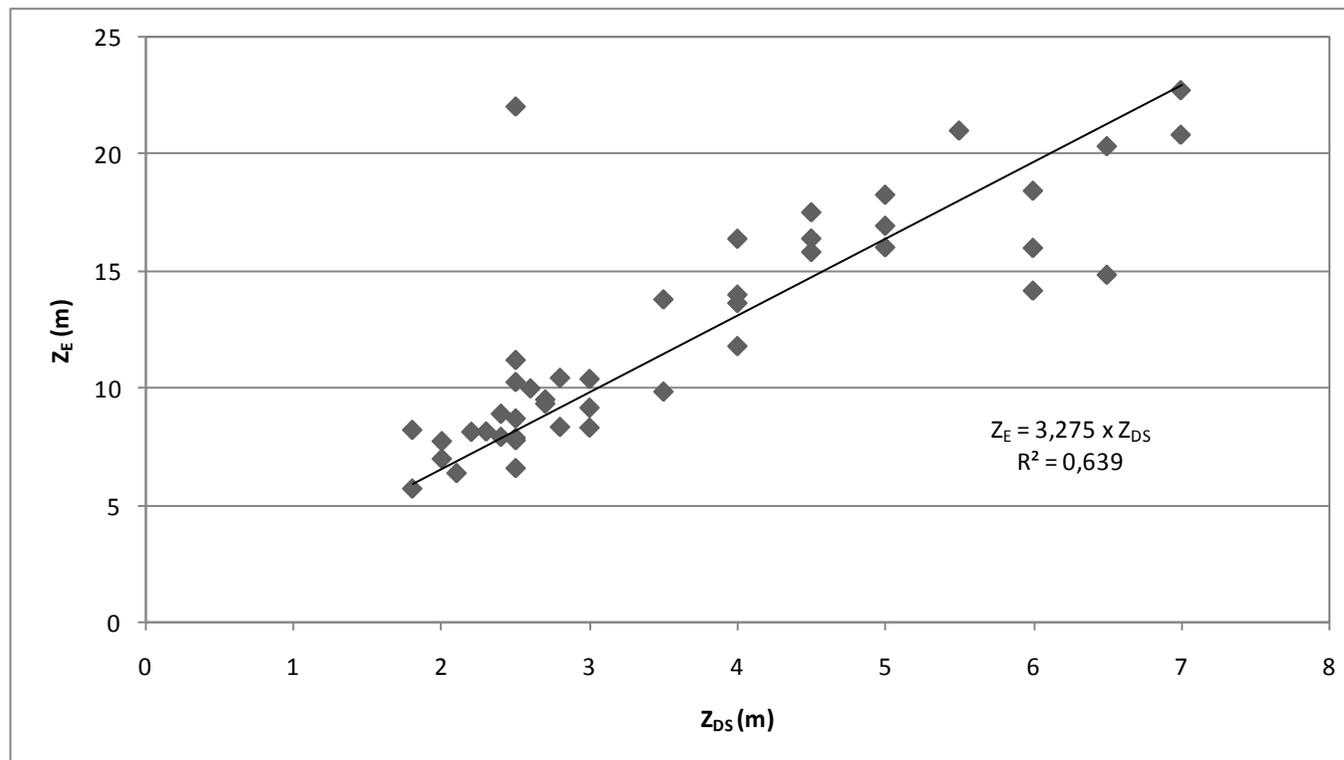


Figura 3.3.A.4-2 - A relação matemática obtida através da correlação entre a transparência do disco de Secchi (Z_{DS}) e da profundidade da zona eufótica (Z_E) no reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

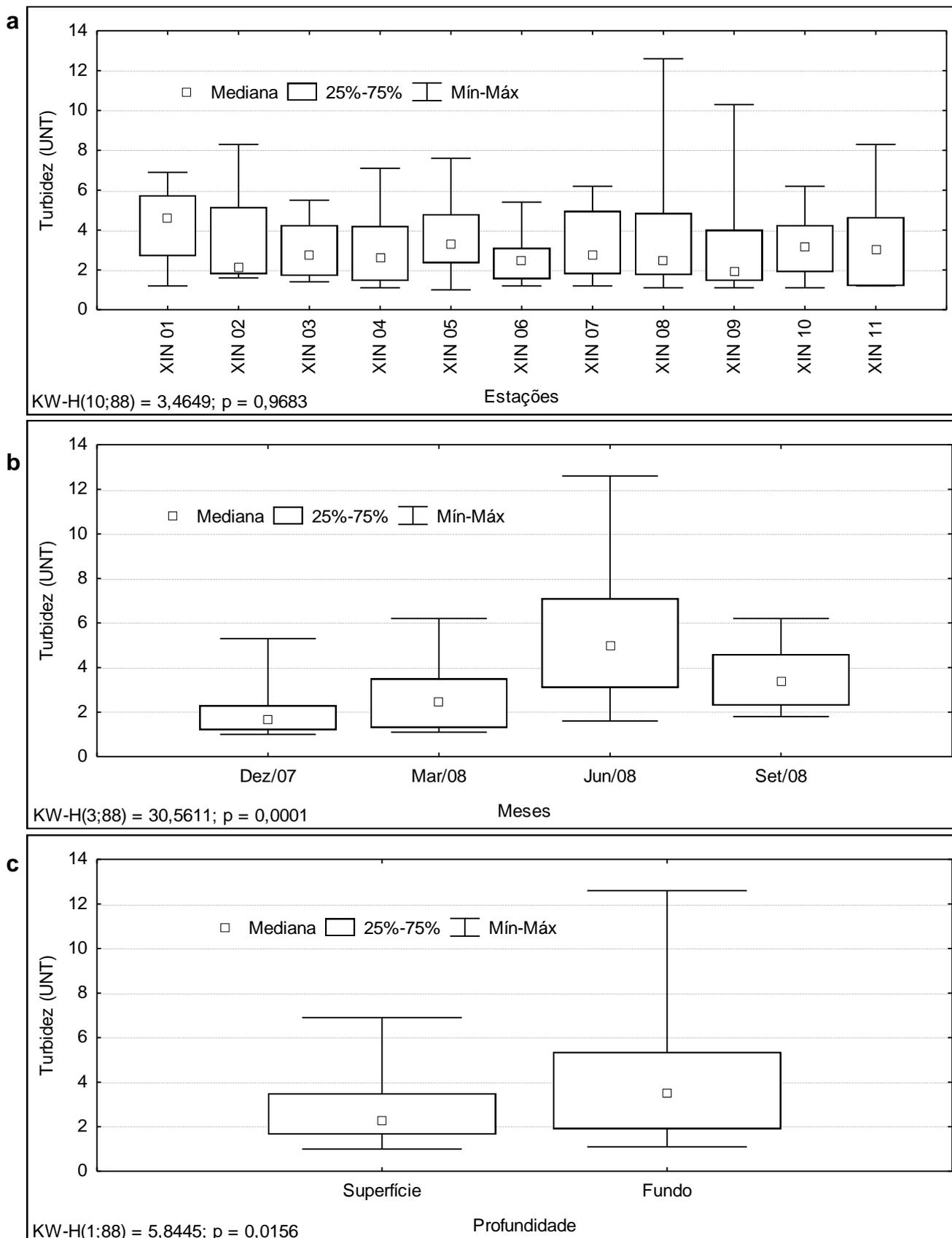


Figura 3.3.A.4-3 - Amplitude de variação e mediana da turbidez da água, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

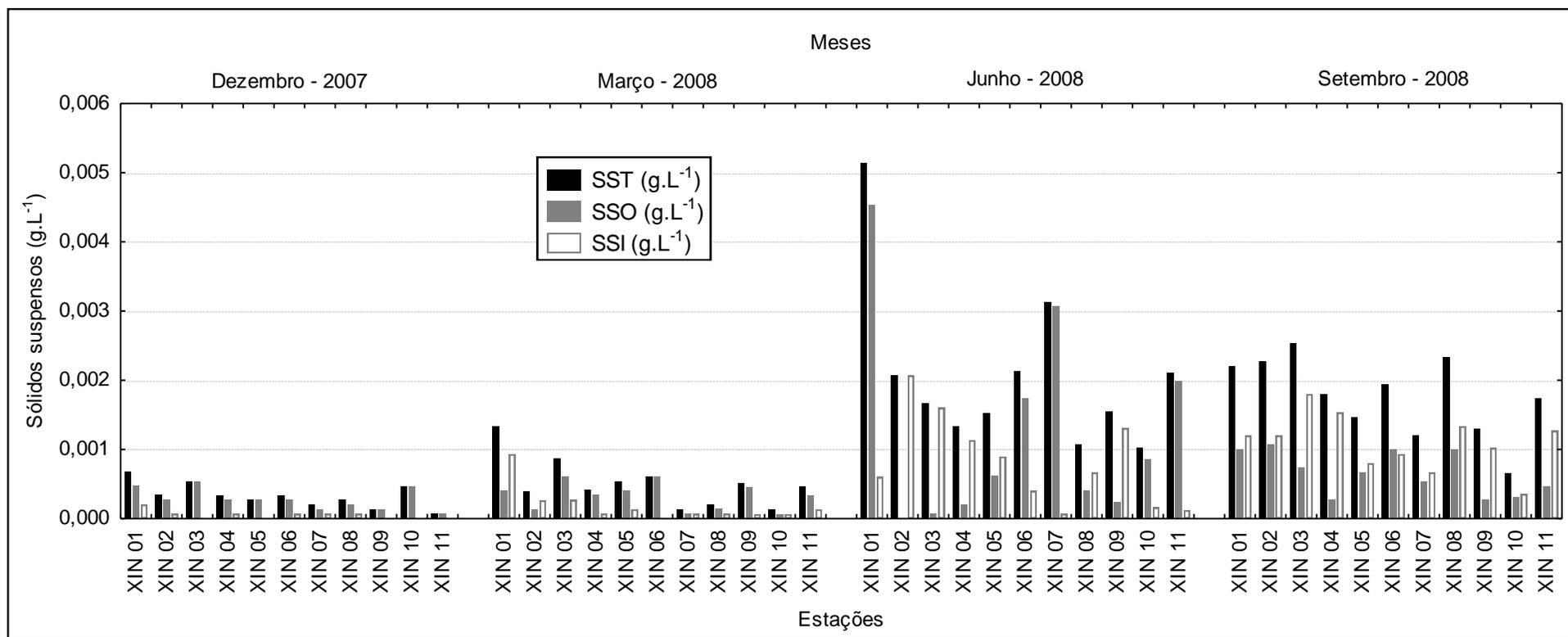


Figura 3.3.A.4-4 - Variação da concentração de sólidos em suspensão dentre as estações de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

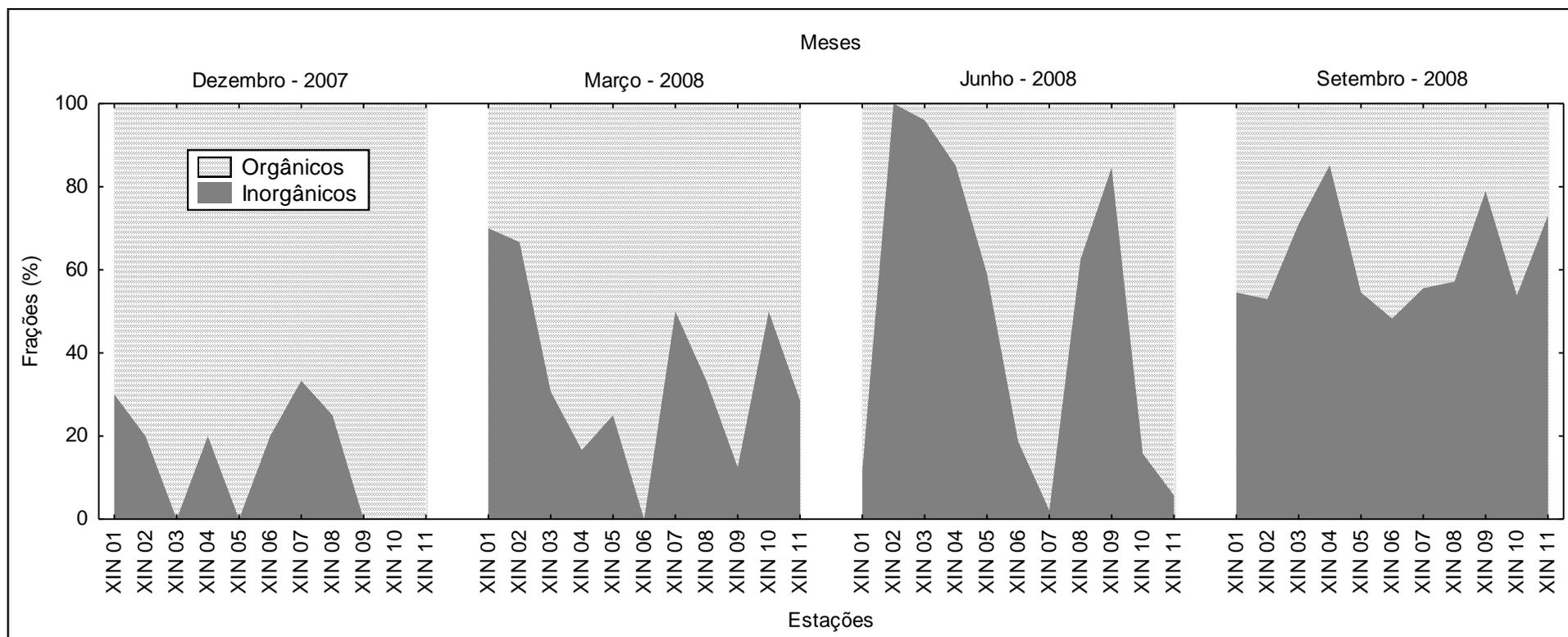


Figura 3.3.A.4-5 - Variações percentuais das frações orgânicas e inorgânicas dos sólidos em suspensão, dentre as estações de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

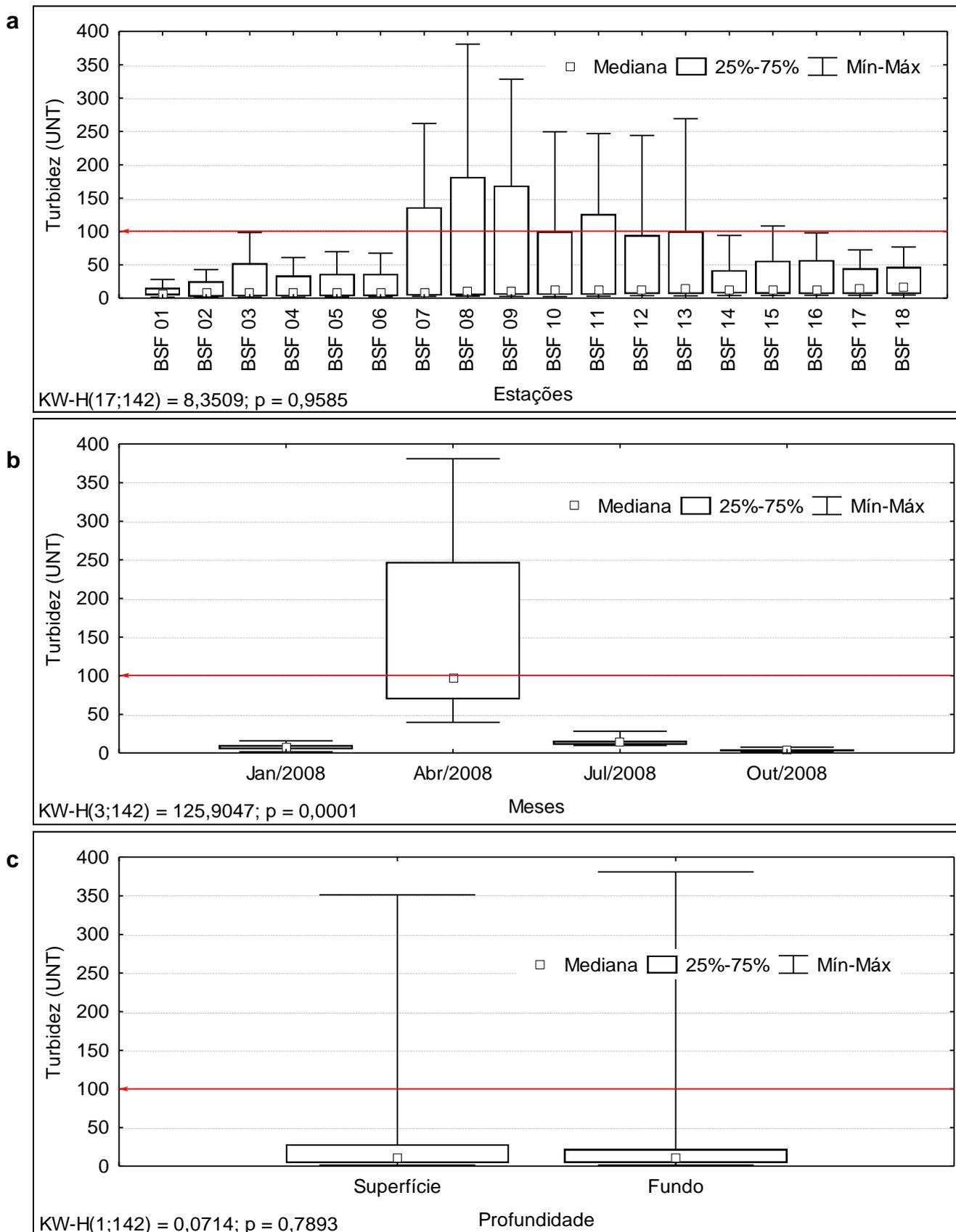


Figura 3.3.A.4-6 - Amplitude de variação e mediana da turbidez da água, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

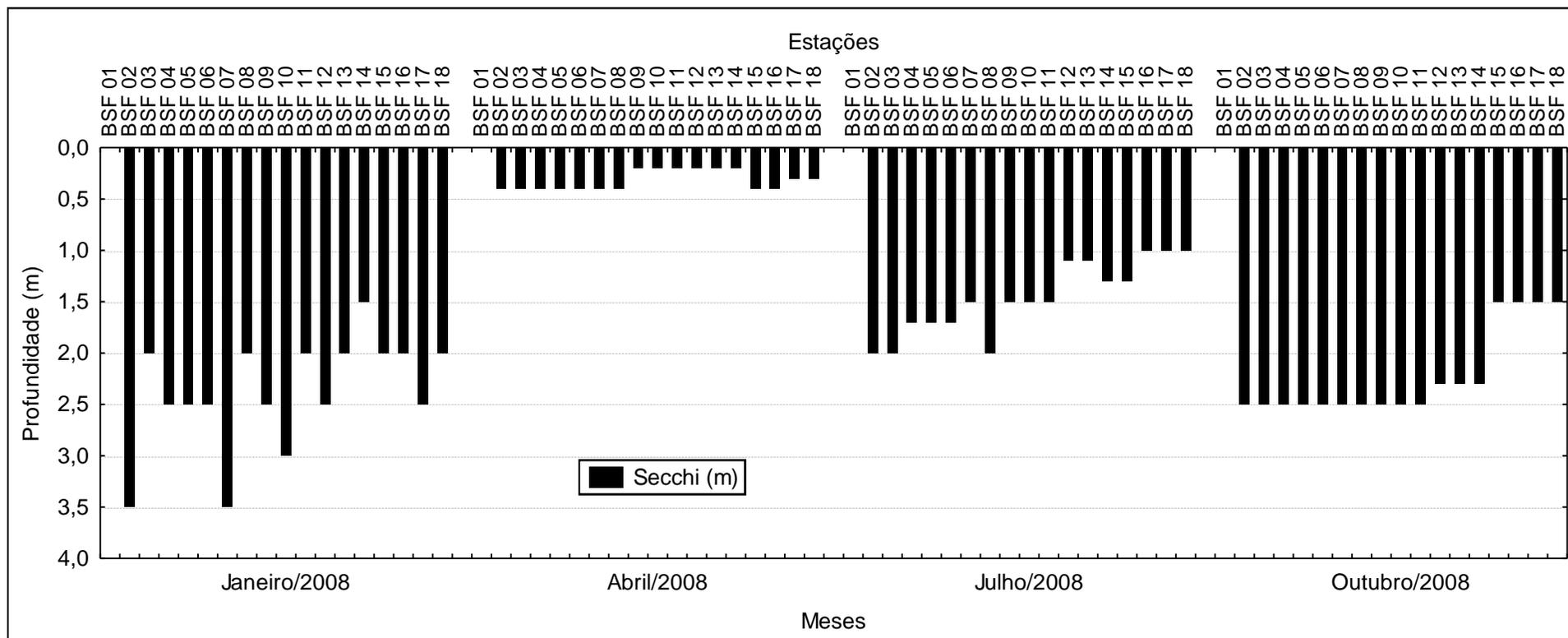


Figura 3.3.A.4-7 - Variação das profundidades de extinção da transparência do disco de Secchi (Z_{DS}) dentre as estações de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

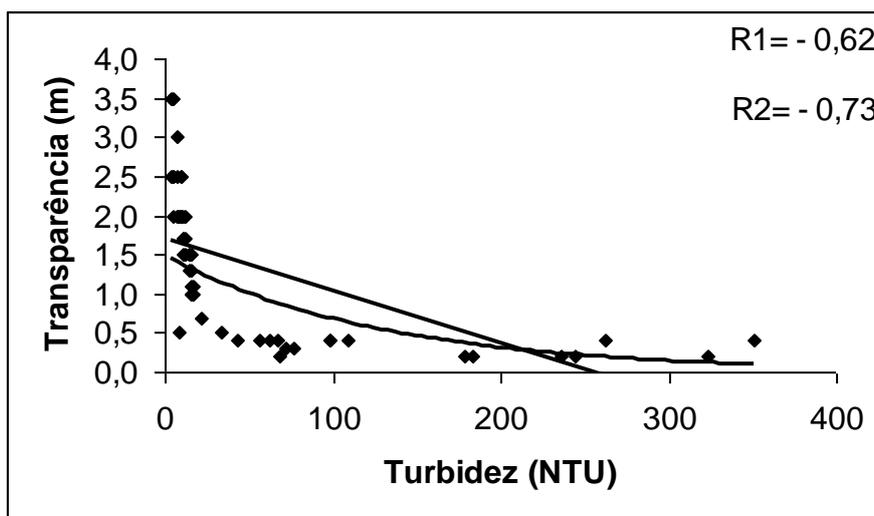


Figura 3.3.A.4-8 - Correlações entre a transparência e turbidez R1 coeficiente de correlação regressão linear; R2 coeficiente de correlação logarítmica.

3.3.A.5. Nitrogênio

Reservatório de Xingó

O nitrogênio é um dos nutrientes mais importantes no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, sobretudo por sua participação na formação das proteínas, constituintes básicos da biomassa. Sua ocorrência em baixas concentrações pode limitar a produção primária dos ecossistemas. Dentre as diferentes formas de nitrogênio – nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), orgânico dissolvido e orgânico particulado, nitrato e o íon amônio assumem papel preponderante por constituírem as principais formas de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVEZ, 1998).

Dentre as formas de nutrientes nitrogenados analisados – nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato –, todas se mantiveram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução nº 357 do CONAMA, a saber, $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, 1 mg.L^{-1} e 10 mg.L^{-1} , respectivamente, ressaltando que o nitrogênio amoniacal tem uma variação de limite dependendo do pH. Assim sendo, o limite considerado para o reservatório de Xingó foi o da faixa entre $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$. Portanto, não foram evidenciados valores acima do estabelecido pelo CONAMA para os nutrientes nitrogenados analisados, em nenhuma das estações, meses e/ou profundidades amostradas neste ano de monitoramento.

Os níveis de nitrogênio amoniacal registrados foram quase sempre inferiores a 60 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, ocorrendo diversos picos acima deste valor nas estações XIN 01, XIN 02, XIN 04, XIN 05 e XIN 10, registrando medianas em torno de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N (Figura 3.3.A.5-1a). Em relação à distribuição sazonal do nitrogênio amoniacal (Figura 3.3.A.5-1b), dezembro/07 mostrou os maiores valores, com uma redução das concentrações até o mês de junho/2008, onde ocorreram os mais baixos resultados de nitrogênio amoniacal, com medianas inferiores a 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, aumentado ligeiramente em setembro/08. Houve diferenciação significativa entre os meses e profundidades, com $p < 0,05$ (Tabela 3.3-2). Esta variável teve média de 25,66 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, com máximo, de 115,83 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, no fundo da estação XIN 04 em dezembro/2007 (Tabela 3.3-1).

Em ambientes aquáticos tropicais, a concentração de nitrogênio amoniacal (amônia) parece estar mais relacionada aos processos de estratificação que ao nível trófico do ecossistema. Durante períodos de estratificação térmica, baixas concentrações no epilímnio e elevadas no hipolímnio sugerem o consumo do íon amônio pelo fitoplâncton no epilímnio e altas taxas de amonificação de nitrato no hipolímnio (ESTEVES, 1998).

A concentração de nitrito apresentou valores extremamente baixos neste período de monitoramento, tendo praticamente medianas inferiores a 0,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, espacial e sazonalmente, a exceção do mês de setembro/2008 (Figura 3.3.A.5-2 a e b), com massa de dados acima deste valor, apresentando mediana de aproximadamente 1,80 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N e diferença significativa entre os meses ($p = 0,0001$, Tabela 3.3-2). Os valores mais elevados registrados no último mês de coleta, foram responsáveis pelos picos ocorridos nas estações ao longo do reservatório, onde houve um aumento na concentração de nitrito do trecho inicial até XIN 05 e XIN 06, chegando ao máximo de 3,60 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, reduzindo em direção a barragem (Figura 3.3.A.5-2 a). Verticalmente, houve uma massa de dados ligeiramente maior na camada superficial (Figura 3.3.A.5-2 c), com $p < 0,05$ (Tabela 3.3-2), com média geral de 0,63 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N neste período de estudo (Tabela 3.3-1).

O nitrito é usualmente encontrado em baixas concentrações, principalmente em ambientes bem oxigenados. Sob condições anaeróbias ou com déficit de oxigênio, como no hipolímnio de lagos ou reservatórios eutróficos durante períodos de estratificação, podem atingir altas concentrações. Por constituir uma forma intermediária entre o nitrogênio amoniacal e o nitrato, o nitrito é rapidamente oxidado em condições normóxicas pelo processo de nitrificação intermediado pelas bactérias *Nitrobacter*.

Os valores de nitrato foram os mais elevados dentre os nutrientes nitrogenados analisados, principalmente em relação aos picos registrados nas estações, chegando ao máximo de 249,28 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N (XIN 10) e média de 44,96 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N (Tabela 3.3-1). Espacialmente houve uma redução dos valores medianos no sentido montante a jusante, com medianas superiores a 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N em XIN 01 e inferiores a 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N em XIN 10, voltando a aumentar na última estação (XIN 11), com mediana semelhante a primeira (Figura 3.3.A.5-3a). O comportamento sazonal ficou claramente visível, revelando um crescimento nos dois últimos trimestres de monitoramento, diferenciando significativamente entre os meses ($p = 0,0001$, Tabela 3.3-2), destacando o mês de setembro/2008, que registrou os maiores valores, a máxima concentração e a mediana mais elevada dentre os meses amostrados (Figura 3.3.A.5-3b). Verticalmente, o nitrato mostrou maiores concentrações no fundo (Figura 3.3.A.5-3c), com $p < 0,05$ (Tabela 3.3-2).

As diferenças sazonais nos níveis dos nutrientes nitrogenados refletem a importância da dinâmica hidrológica imposta ao reservatório pelos padrões de precipitação e afluência da região. O carreamento de detritos e matéria orgânica para o corpo do reservatório durante o período chuvoso, na área de influência direta de tributários ou através do aporte desde o montante da bacia, contribui para as diferenças temporais e verticais nos níveis destes compostos.

Os procedimentos adotados na UHE, quanto ao uso da água represada para a geração de energia, também interferem na dinâmica dos nutrientes, em função de sua influência sobre o tempo de residência das águas do reservatório. No reservatório de Xingó essa influência se dá em função de sua elevada profundidade que favorece uma melhor eficiência energética em relação demais UHEs do rio São Francisco, permitindo uma maior deposição dos nutrientes (diferença vertical) e variações sazonais semelhantes aos reservatórios a montante.

Trecho à jusante da barragem

O nitrogênio amoniacal apresentou ampla variação durante o período amostrado (Figura 3.3.A.5-4), mostrando tendência de apresentar valores mais baixos nas estações localizadas próximas a foz do rio São Francisco.

Na campanha realizada em janeiro de 2008 o nitrogênio amoniacal variou de 14,27 a 77,71 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N na superfície, enquanto que em profundidade a variação foi de 7,13 a

32,11 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. A mediana foi maior na superfície que no fundo, sendo respectivamente de 19,63 e 16,03 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N.

Na campanha realizada em abril de 2008 nitrogênio amoniacal variou de 3,44 a 71 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N na superfície, enquanto que em profundidade a variação foi de 2,58 a 97,06 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. A mediana foi menor na superfície que no fundo, sendo respectivamente de 31,78 e 29,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. Essa coleta apresentou os valores medianos mais elevados.

Na campanha realizada em julho de 2008 o nitrogênio amoniacal variou de 5,15 a 30,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N na superfície, enquanto que em profundidade a variação foi de 4,29 a 24,06 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. A mediana foi ligeiramente maior na superfície que no fundo, sendo respectivamente de 11,17 e 10,71 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, seguindo dessa forma a tendência da média.

Na campanha realizada em outubro de 2008 o nitrogênio amoniacal variou de 0,06 a 0,089 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N na superfície, enquanto que em profundidade a variação foi de 0,03 a 0,02 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. A mediana foi maior na superfície que no fundo, sendo respectivamente de 0,01 e 0,02 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. A variação espacial apresentou uma pequena variabilidade entre os pontos.

O nitrito (Figura 3.3.A.5-5) apresentou tendência de elevação da estação BSF 01 até a BSF 18, embora com ampla variação.

Na campanha realizada em janeiro de 2008 o nitrito apresentou a mesma faixa de variação em superfície quanto em profundidade, variando entre 1,08 a 1,81 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. O valor da mediana em superfície também foi o mesmo que em profundidade (1,09 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N).

Na campanha realizada em abril de 2008, o nitrito variou em superfície de 0,36 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N a 1,81 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, enquanto que em profundidade a de 0,36 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N a 29,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. O valor da mediana em superfície foi de 12,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, em foi profundidade o valor foi ligeiramente menor, 11,60 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. Nesta campanha, exibiu tendência de elevar-se da estação BSF 01 até a estação BSF 13. Nessa campanha os valores medianos foram os mais elevados.

Na campanha realizada em julho de 2008, o nitrito variou em superfície entre 0,36 a 4,71 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, enquanto em profundidade variou de 1,4 a 4,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N. O valor da mediana em superfície foi bastante próximo ao encontrado em profundidade (2,9 e 2,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N).

Na campanha realizada em outubro de 2008 o nitrito apresentou uma variação na superfície de 0,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N a 0,162 $\mu\text{g.L}^{-1}$ N, enquanto que em profundidade foi de 0,01

$\mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$ a $0,062 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$. O valor da mediana em superfície foi de $0,018 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$, tendo valor igual em profundidade. Especialmente ao longo do trecho ocorreu pouca variação.

A concentração de nitrato mostrou tendência de elevar-se da estação BSF 01 até a estação BSF 13 (Figura 3.3.A.5-6).

Na campanha realizada em janeiro de 2008, a concentração de nitrato apresentou ampla variação tanto em superfície quanto em profundidade, variando respectivamente de $1,00$ a $55,48 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$ e de $1,00$ a $90,63 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$. O valor médio em superfície foi superior ao de profundidade, respectivamente $20,55$ e $12,94 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$. Exibindo clara tendência de diminuição de concentração da estação BSF 02 em direção a estação BSF 18, a qual apresenta menores teores deste composto, possivelmente devido a diluição da água doce pela água marinha.

Na campanha realizada em abril de 2008, a concentração de nitrato também apresentou ampla variação tanto em superfície quanto em profundidade, variando respectivamente de $60,49$ a $433,00 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$ e de 81 a $586,11 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$. O valor mediano em superfície foi inferior ao de profundidade, respectivamente $265,63$ e $285,65 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$. Essa coleta apresentou os valores mais elevados de nitrato.

Na campanha realizada em julho de 2008 as concentrações de nitrato reduziram-se em relação a campanha anterior. A concentração de nitrato variou de 5 a $50,6 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$ na superfície, e de $11,29$ a $26,73 \mu\text{g.L}^{-1}$ no fundo. No entanto, os valores medianos na superfície e fundo foram semelhantes ($20,3$ e $20,1 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$). Especialmente, o nitrato exibiu tendência de diminuição de concentração, da estação BSF 02 até BSF 18.

Na campanha realizada em outubro a concentração de nitrato apresentou variação semelhante em superfície e em profundidade, respectivamente de $0,024$ a $0,188 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$ e de $0,039$ a $0,180 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$. O valor mediano em superfície foi próximo ao de profundidade, respectivamente $0,15$ e $0,14 \mu\text{g.L}^{-1}\text{ N}$. A distribuição espacial de nitrato exibiu pouca variação.

As correlações entre nitrito e amônia, e nitrato e amônia (Figura 3.3.A.5-7) indicam processos de nitrificação (amônia \rightarrow nitrito \rightarrow nitrato).

As maiores concentrações de nitrato foram associados a turbidez elevada (Figura 3.3.A.5-8), indicando que o escoamento superficial (tanto na forma de enxurradas quanto aporte através de tributários temporários), juntamente com sedimentos que incrementam a turbidez, é fonte de nitratos. Isso ficou evidente na campanha realizada em abril de

2008, realizada sob forte precipitação e aporte de tributários, onde foram encontrados as maiores concentrações de nitrato.

Dentre as formas de nutrientes nitrogenados analisados – nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato –, todas se mantiveram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução nº 357 do CONAMA, a saber, $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, 1 mg.L^{-1} e 10 mg.L^{-1} , respectivamente.

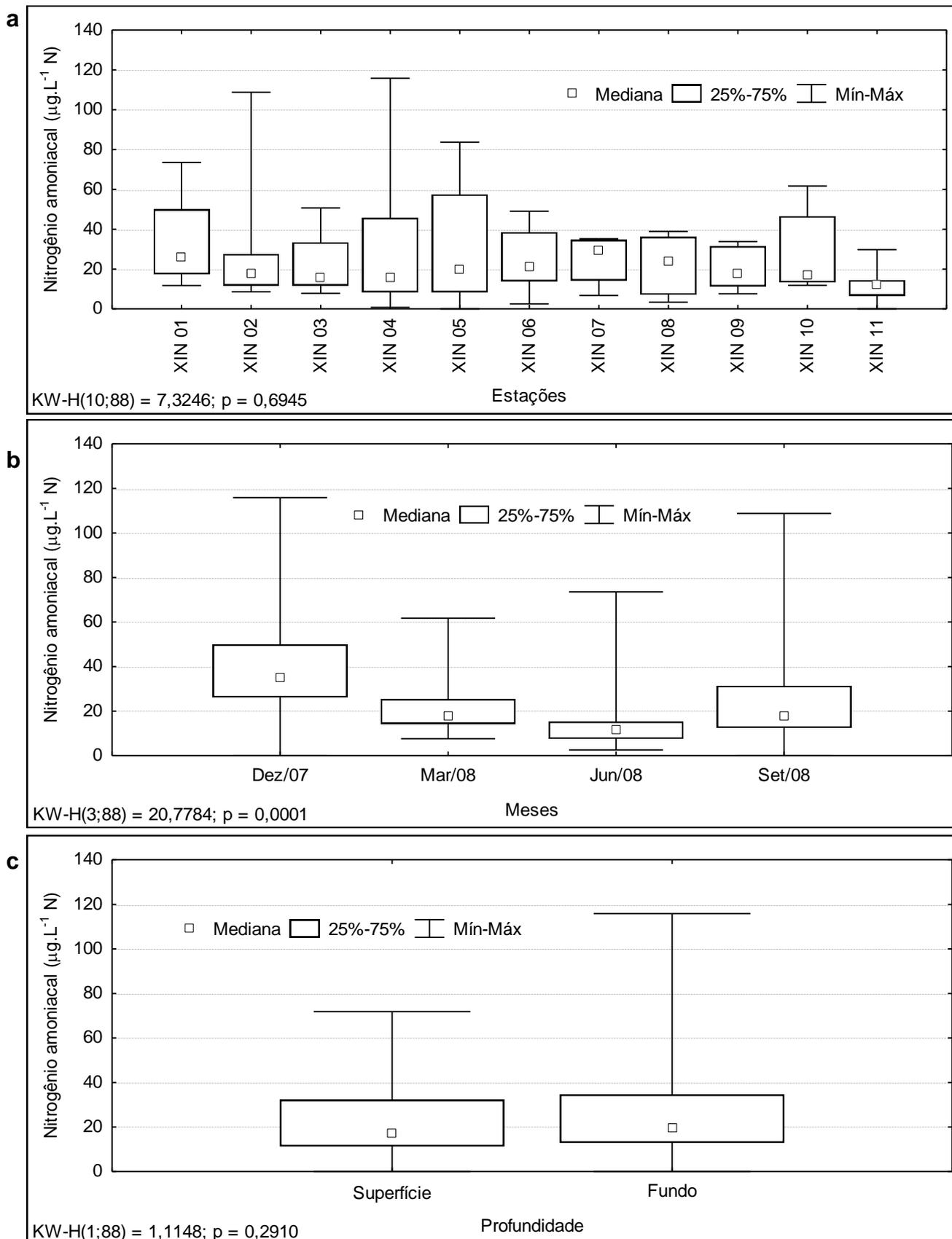


Figura 3.3.A.5-1 - Amplitude de variação e mediana da concentração de nitrogênio amoniacoal, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

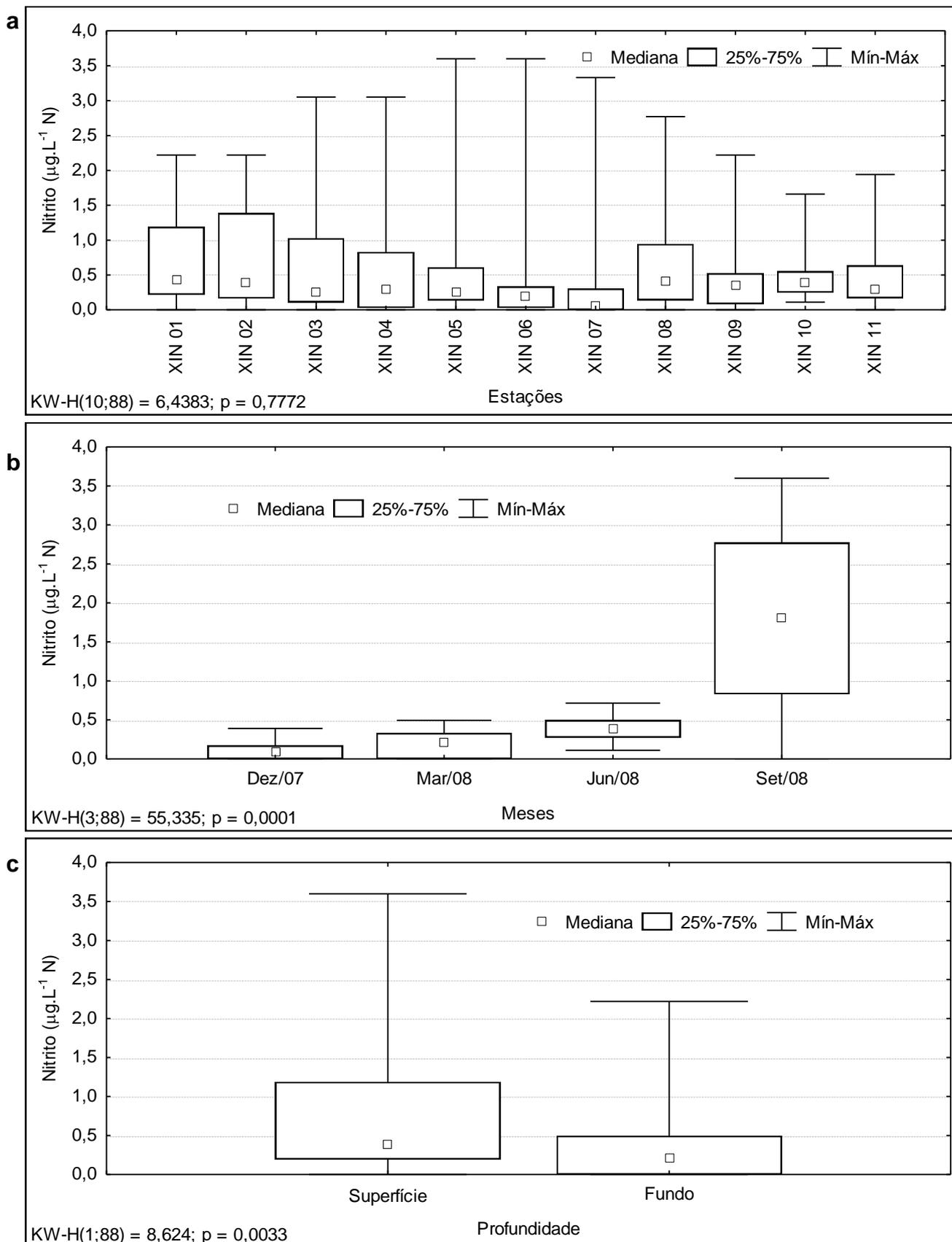


Figura 3.3.A.5-2 - Amplitude de variação e mediana da concentração de nitrito, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

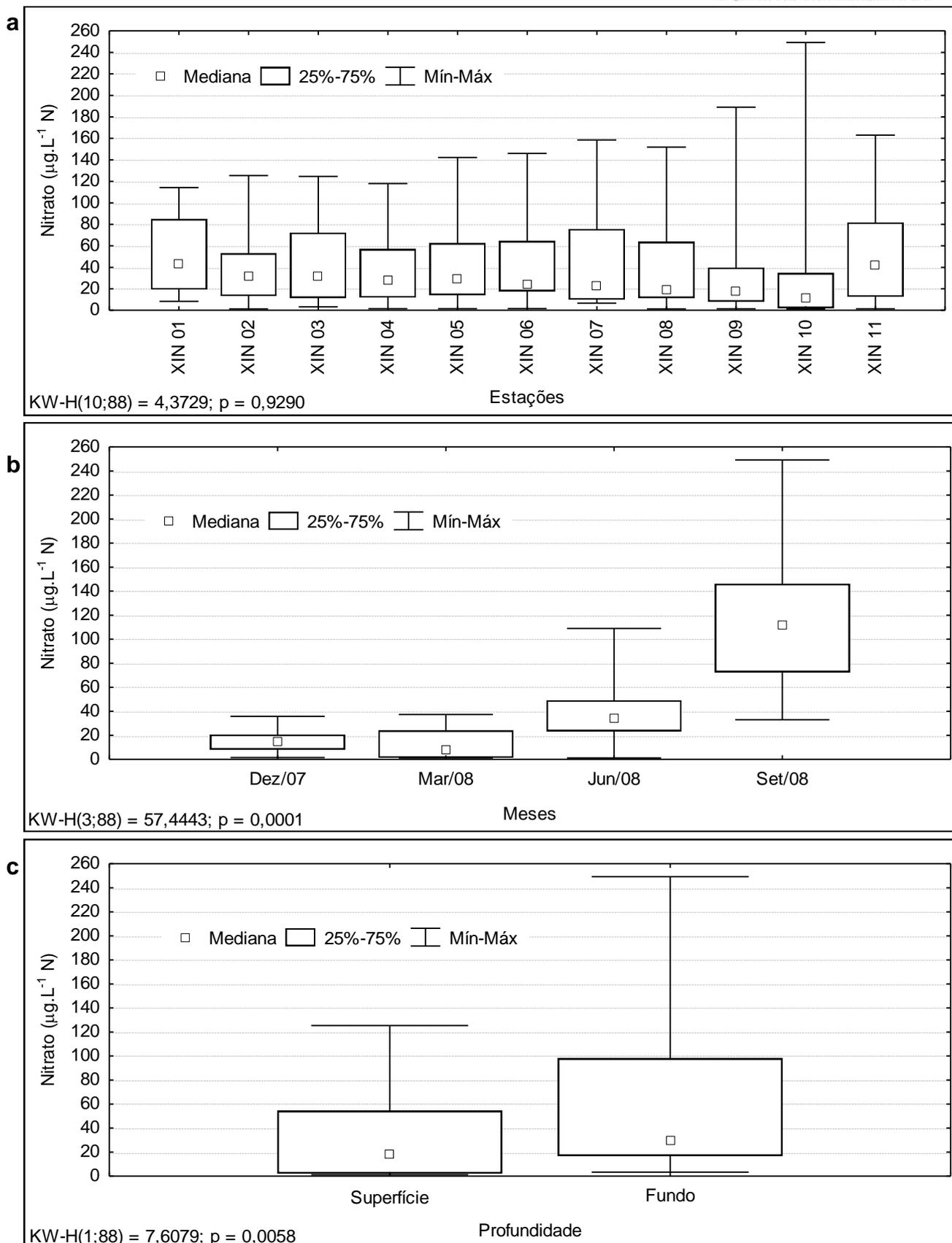


Figura 3.3.A.5-3 - Amplitude de variação e mediana da concentração de nitrato, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

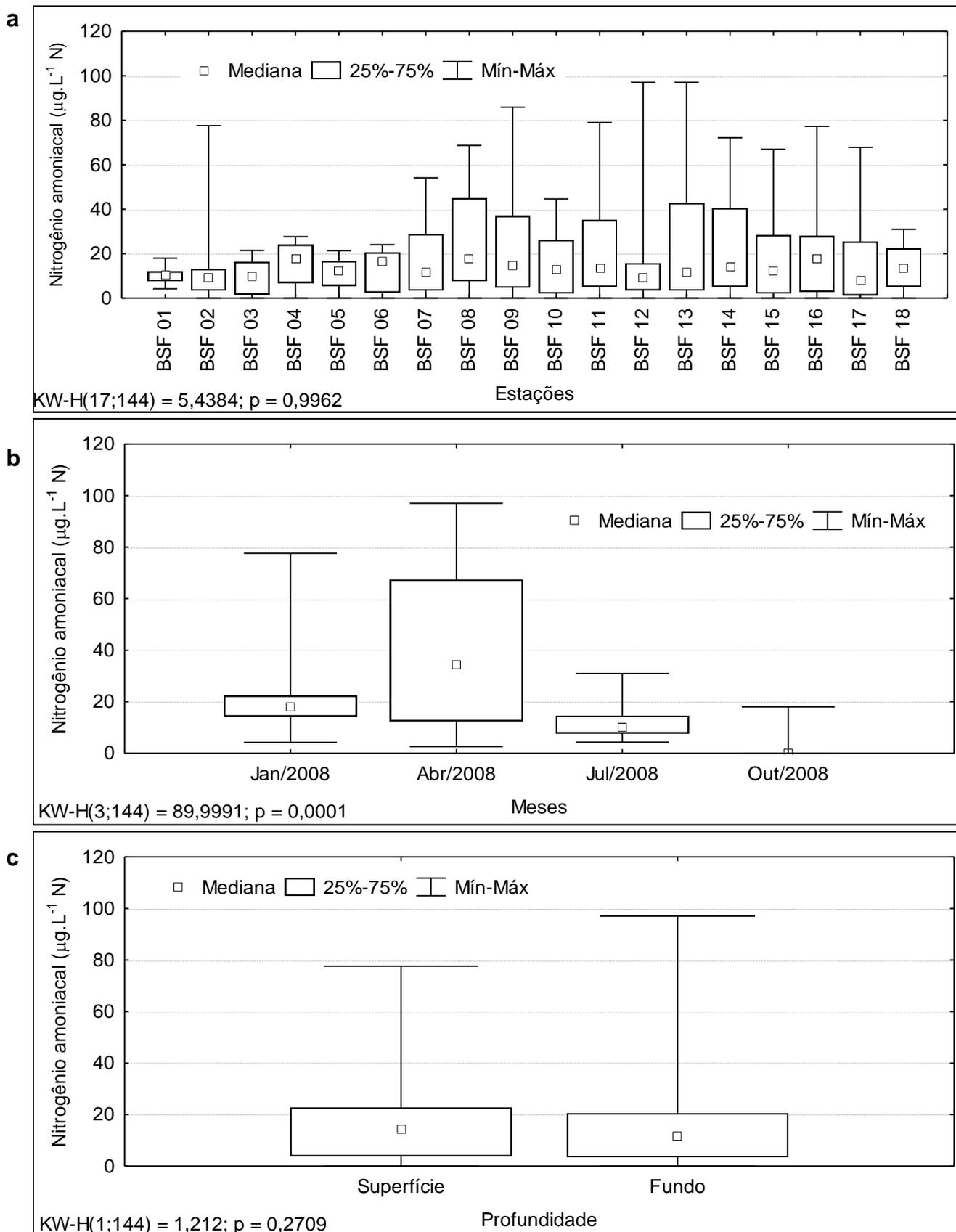


Figura 3.3.A.5-4 - Amplitude de variação e mediana da concentração de nitrogênio amoniacoal, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

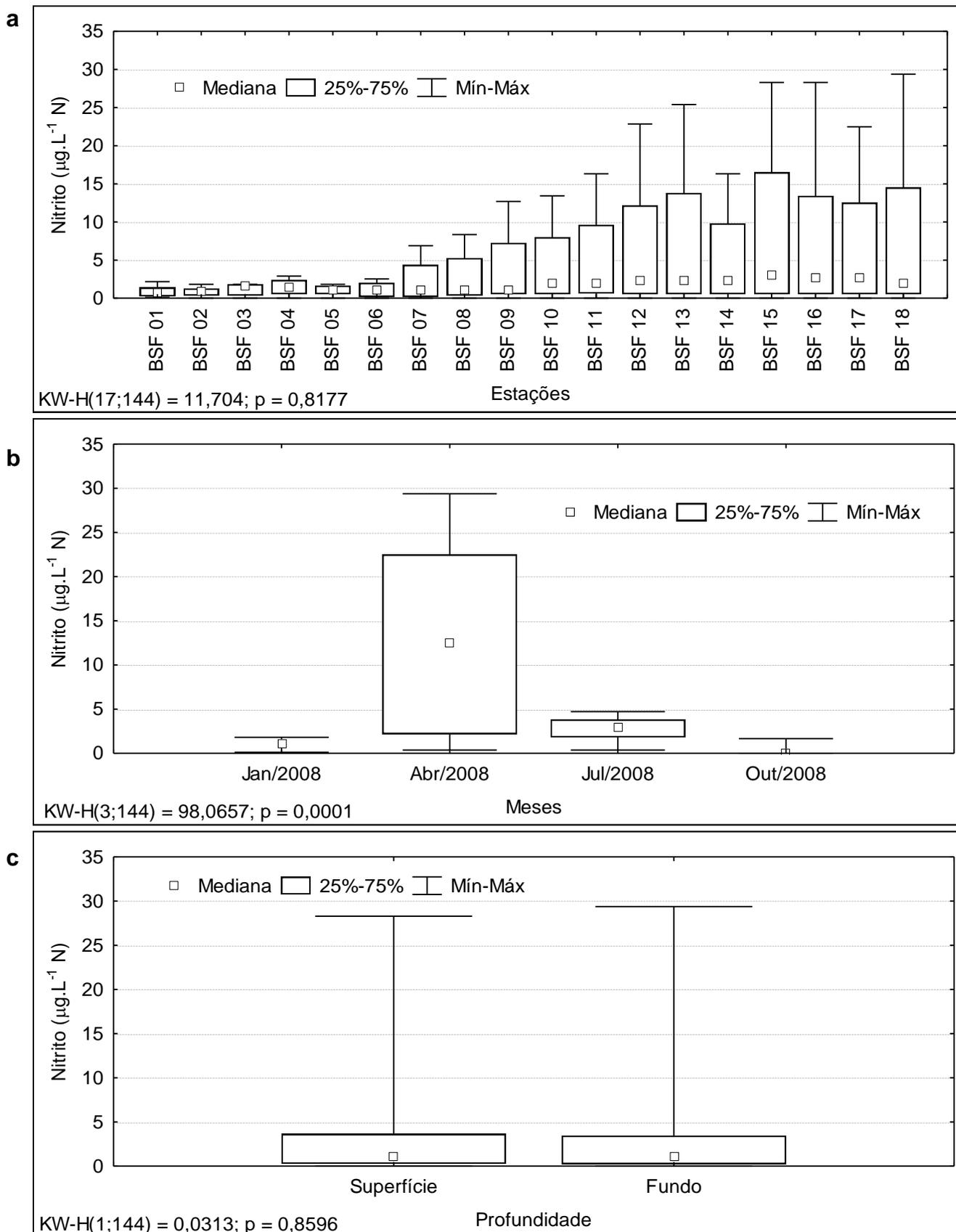


Figura 3.3.A.5-5 - Amplitude de variação e mediana da concentração de nitrito, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

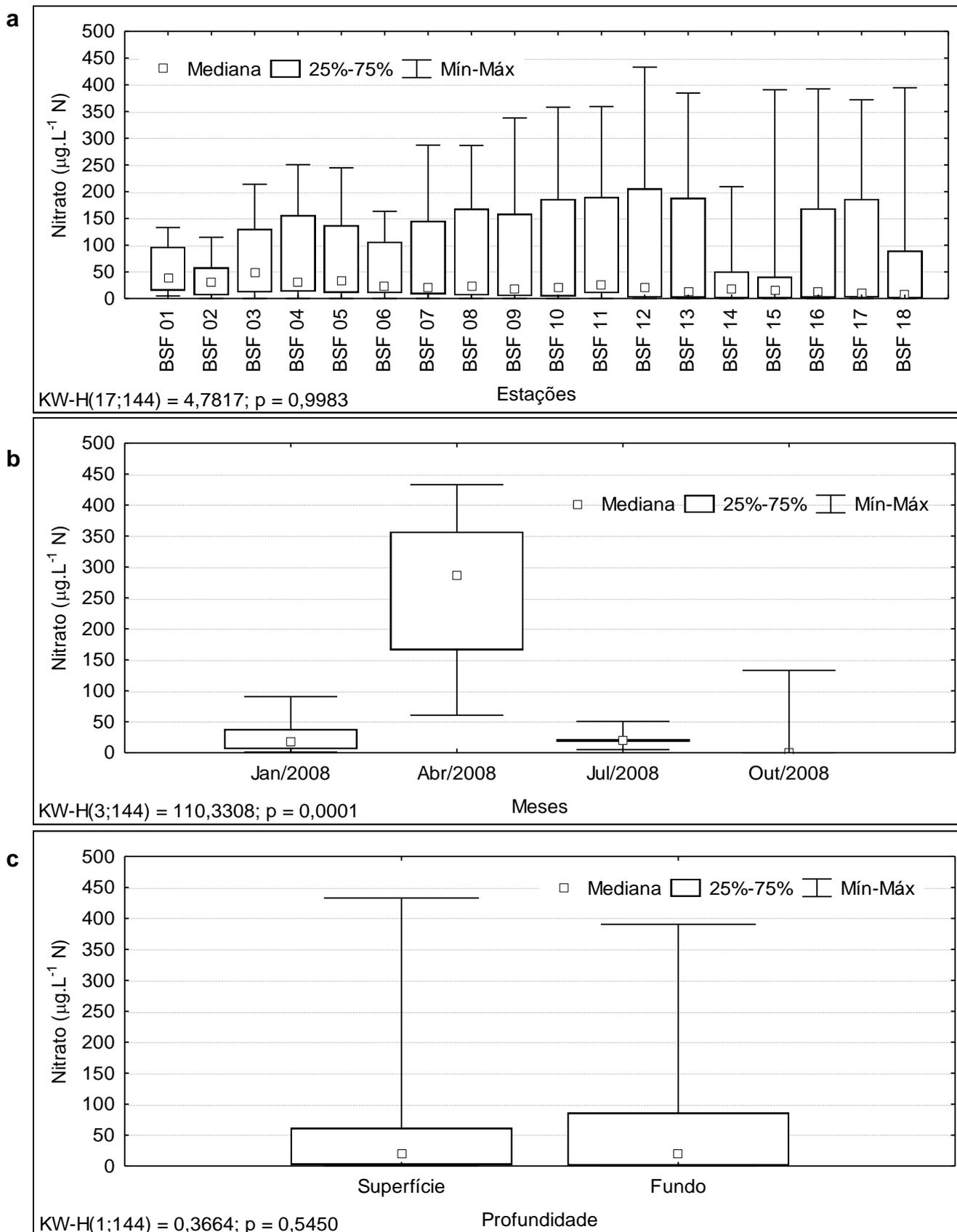


Figura 3.3.A.5-6 - Amplitude de variação e mediana da concentração de nitrato, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

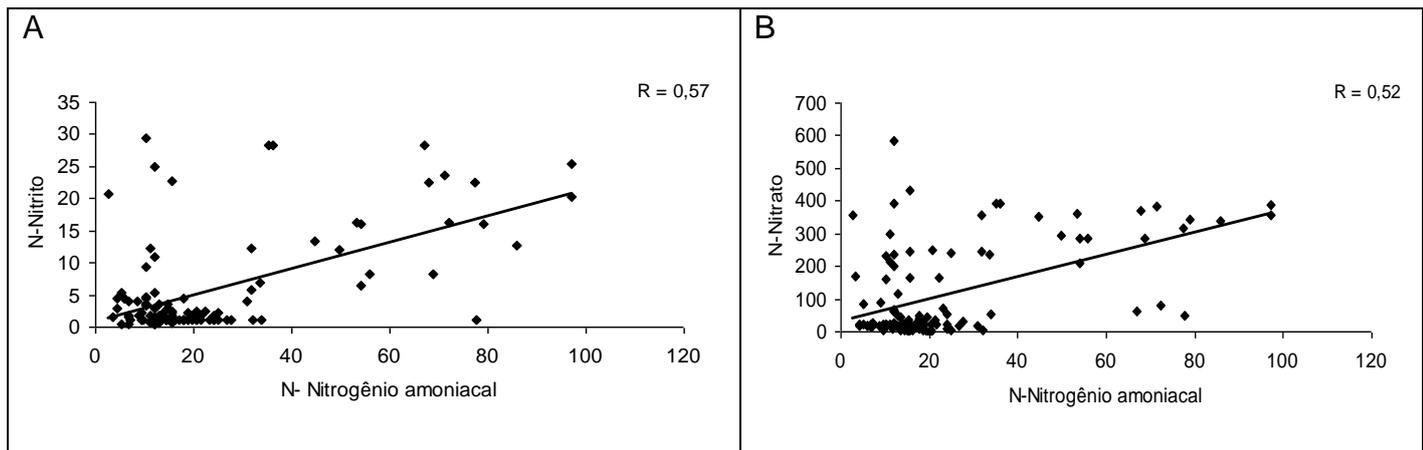


Figura 3.3.A.5-7 - Correlações entre as formas nitrogenadas.

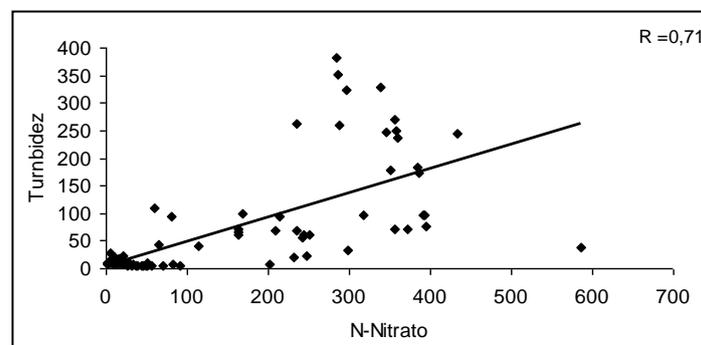


Figura 3.3.A.5-8 - Correlação entre nitrato e turbidez

3.3.A.6. Fósforo

A concentração dos nutrientes fosfatados na água do reservatório de Xingó e do trecho à jusante da barragem foi expressa na forma de fosfato inorgânico dissolvido (ortofosfato), fosfato total e fósforo total, porém apenas o fósforo total tem valores limites estabelecido pelo CONAMA. De acordo com a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, o valor limite de fósforo total depende das características do ambiente, conforme a Tabela 3.3.A.6-1 abaixo.

Tabela 3.3.A.6-1 - Valores máximos de fósforo total estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA.

Características do ambiente	Valor máximo
Ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários.	100 $\mu\text{g.L}^{-1}$
Ambientes lênticos.	30 $\mu\text{g.L}^{-1}$
Ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.	50 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Reservatório de Xingó

O fósforo participa de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, através do armazenamento de energia – como parte essencial da molécula de ATP – e na estruturação da membrana celular – através dos fosfolipídios – (ESTEVES, 1998). Em águas continentais, representa o principal fator limitante de sua produtividade. Por outro lado, também representa o principal nutriente responsável pela eutrofização nestes ecossistemas.

Segundo ESTEVES (1998), as formas de fósforo mais comumente consideradas são fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo, fosfato total dissolvido e fosfato (ou fósforo) total. Dentre estas, o ortofosfato assume relevância em estudos limnológicos por constituir a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (produtores primários).

A concentração de fosfato inorgânico apresentou uma distribuição homogênea ao longo do reservatório, com pequenas variações nos valores medianos, praticamente entre 6 e 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P (Figura 3.3.A.6-1a), ressaltando os picos registrados em XIN 01 e XIN 10. Tendo estes máximos valores (29,95 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P, Tabela 3.3-1) ocorridos no mês de junho/2008, período em que houve uma maior concentração desta variável, com mediana superior a 14 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P (Figura 3.3.A.6-1b), os demais meses mostraram valores medianos semelhantes, entre 6 e 8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P, com menor oscilação em setembro/08. O ortofosfato apresentou diferença significativa sazonal e verticalmente, com $p < 0,05$ (Tabela 3.3-2), com maior massa de dados no fundo (Figura 3.3.A.6-1c).

De forma semelhante ao fosfato inorgânico, o fosfato total apresentou uma distribuição homogênea espacialmente, com medianas entre 10 e 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P (Figura 3.3.A.6-2a), a exceção de XIN 10 com mediana superior a 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P, que registrou a massa de dados mais elevada de todas as estações, porém o máximo valor ocorreu em XIN 01 (58,59 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P), registrando uma média de 16,82 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P neste período de estudo (Tabela 3.3-1). Apresentando diferença estatística apenas entre os trimestres ($p = 0,0001$, Tabela 3.3-2), o fosfato total mostrou uma concentração mais elevada no mês de junho/08, sendo o único com mediana superior a a 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P (Figura 3.3.A.6-2b). Dentre as profundidades de amostragem, não houve muita variação (Figura 3.3.A.6-2c).

O fosfato presente em ecossistemas aquáticos tem origem em fontes naturais e artificiais. Dentre as primeiras, a fonte básica são as rochas da bacia de drenagem, sendo a apatita a mais importante delas. Dentre as últimas, esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (ESTEVES, 1998).

Uma considerável fração do fosfato que atinge os corpos d'água é precipitada no sedimento, muitas vezes não mais participando do metabolismo límnic. Porém, a quantidade de fosfato reciclado depende das características físicas e químicas do meio e da taxa de decomposição da matéria orgânica. Sua liberação para a coluna d'água é favorecida sob baixa concentração de oxigênio. Assim sendo, águas profundas, com baixos níveis de oxigênio dissolvido e termicamente estratificadas, representam uma condição satisfatória para a manutenção de elevados níveis de fosfato livre na água. Por outro lado, em condições aeróbias, uma camada oxidada de alguns milímetros, que se forma sobre outra reduzida nos sedimentos, atua como uma barreira que impede a liberação do fosfato para a coluna d'água.

Com as maiores concentrações dentre os compostos fosfatados analisados, o fósforo total teve uma média total de $50,35 \mu\text{g.L}^{-1}$ P em todo o reservatório, com máximo valor de $466,55 \mu\text{g.L}^{-1}$ P (Tabela 3.3-1), no fundo da estação XIN 02 em dezembro/2007. Apresentando diferença significativa apenas entre os trimestres ($p = 0,0001$, Tabela 3.3-2), o fósforo total, assim como nos demais compostos fosfatados, mostrou uma concentração mais elevada no mês de junho/08, sendo o único com mediana superior a a $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ P (Figura 3.3.A.6-3b). Mostrando uma distribuição homogênea espacial e verticalmente (Figura 3.3.A.6-3a e c).

De acordo com a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, o valor limite de fósforo total para ambientes lênticos ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$ P, Tabela 3.3.A.6-1) os valores espaciais, sazonais e verticais foram superiores.

Trecho à jusante da barragem

O fósforo dissolvido apresentou tendência de diminuição de concentração da estação BSF 01 em direção a estação BSF 18, embora com grande variabilidade.

Na campanha realizada no mês de janeiro de 2008, o fosfato inorgânico exibiu grande variação ao longo das estações de coleta, variando de $3,8$ a $11,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ P na

superfície, em profundidade a variação foi menor variando de 1,9 a 9,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P. O valor mediano em superfície foi o mesmo valor do valor mediano em profundidade, 5,74 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P

Na campanha realizada no mês de abril de 2008, a concentração de fosfato inorgânico elevou-se bastante em relação a coleta anterior. O fosfato inorgânico exibiu grande variação ao longo das estações de coleta variando de 3,78 a 62,38 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P na superfície, em profundidade a variação foi menor variando de 3,78 a 54,82 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P. O valor mediano em superfície foi ligeiramente superior do valor mediano em profundidade, respectivamente 39,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P e 37,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P.

Na campanha realizada no mês de julho de 2008, a concentração de fosfato inorgânico reduziu-se em relação a campanha anterior. O fosfato inorgânico variou de 5,73 a 15,29 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P na superfície, enquanto em profundidade sua variação foi de 1,9 a 15,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P. O valor médio em superfície foi ligeiramente superior do valor mediano em profundidade, respectivamente 11,47 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P e 7,65 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P. Especialmente, mostrou tendência de redução de concentração, nas estações de coletas localizadas próximas a foz do rio São Francisco.

Na coleta realizada em outubro de 2008 o fosfato inorgânico exibiu pequena variação ao longo das estações de coleta, tendo valor médio abaixo de 0,05 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P. Variou de 0,02 a 0,015 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P na superfície, em profundidade a variação foi menor variando de 3,78 a 54,82 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P. O valor médio em superfície foi superior do valor mediano em profundidade, respectivamente 0,015 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P e 0,006 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P.

As concentrações de fosfato total (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) e fósforo total (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) variaram bastante durante o período amostrado.

Na campanha realizada no mês de janeiro de 2008, na superfície variou de 0,121 e 3,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P, e entre 0,057 e 1,69 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P, no fundo. Os valores médios na superfície e em profundidade foram bastante próximos, sendo respectivamente 0,15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P e 0,14 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P.

Na campanha realizada no mês de abril de 2008 a concentração de fosfato sofreu forte elevação em relação a coleta anterior. Na superfície variou o fosfato total (P_2O_5) de 536,77 a 8856,43 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P_2O_5 , e entre 0,057 e 7782,93 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P_2O_5 no fundo. Os valores médios na superfície e em profundidade foram bastante próximos, sendo respectivamente 5635,92 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P_2O_5 e 5367,53 $\mu\text{g.L}^{-1}$ P_2O_5 .

Na campanha realizada no mês de julho de 2008, a concentração de fosfato total reduziu-se em relação a coleta anterior. Na superfície variou o fosfato total (P_2O_5) de 37,68 a 222,36 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$, e entre 37,68 e 180,9 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$ no fundo. O valor médio foi na superfície e foi superior ao valor de profundidade, sendo respectivamente 52,76 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$ e 45,23 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$. Especialmente, não exibiu tendência única de comportamento

Na campanha realizada no mês de outubro de 2008, na superfície variou o fosfato total (P_2O_5) de 0,023 a 0,094 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$, e entre 0,03 e 0,147 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$ no fundo. Os valores médios foram na superfície e em profundidade foram bastante próximos, sendo respectivamente 0,064 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$ e 0,06 $\mu\text{g.L}^{-1} P_2O_5$.

Na campanha realizada no mês de janeiro de 2008, o fósforo total variou de 42 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ a 79, 42 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, O valor médios na superfície de 46,71 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, foi ligeiramente superior ao valor mediano do fundo, 44,25 $\mu\text{g.L}^{-1} P$. Ao longo das estações amostradas, apresentou valores menores e maiores que o limite de 100 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, estabelecido pelo CONAMA.

Na campanha realizada no mês de abril de 2008, semelhante ao ocorrido com a concentração de fósforo dissolvido, a concentração de fósforo total elevou-se. o fósforo total variou de 117,2 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ a 1933,72 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ na superfície, e 117,2 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ 1699,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de P. O valor médio na superfície foi 1230,55 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, sendo superior ao valor médio do fundo, 1171,95 $\mu\text{g.L}^{-1} P$. Todas estações amostradas nessa campanha, apresentaram valores superiores ao limite de 100 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, estabelecido pelo CONAMA.

Na campanha realizada no mês de julho de 2008 as concentrações de fósforo total diminuíram em relação a campanha anterior. O fósforo total variou de 12,29 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ a 72,51 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ na superfície, e de 12,29 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ até 58,99 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ no fundo. O valor médio na superfície foi 17,21 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, sendo superior ao valor médio do fundo de 14,75 $\mu\text{g.L}^{-1} P$. A maioria das estações amostradas, apresentaram valores inferiores ao limite de 100 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, estabelecido pelo CONAMA.

Na campanha realizada em outubro de 2008, o fósforo total variou de 0,07 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ a 0,031 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ na superfície, e 0,01 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ a 0,048 $\mu\text{g.L}^{-1} P$. O valor mediano na superfície foi 0,021 $\mu\text{g.L}^{-1} P$ a, sendo igual ao valor mediano do fundo. Todas as estações amostradas apresentaram valores inferiores ao limite de 30 $\mu\text{g.L}^{-1} P$, estabelecido pelo CONAMA.

A elevada correlação entre P-inorgânico e turbidez (Figura 3.3.A.6-7), sugere aporte através de tributários e enxurradas, que juntamente com fósforo transportam sedimentos para o rio São Francisco.

A mesma tendência é observada quando correlaciona-se P-dissolvido e nitrato (Figura 3.3.A.6-8). A elevada correlação entre ambos indica aporte comum.

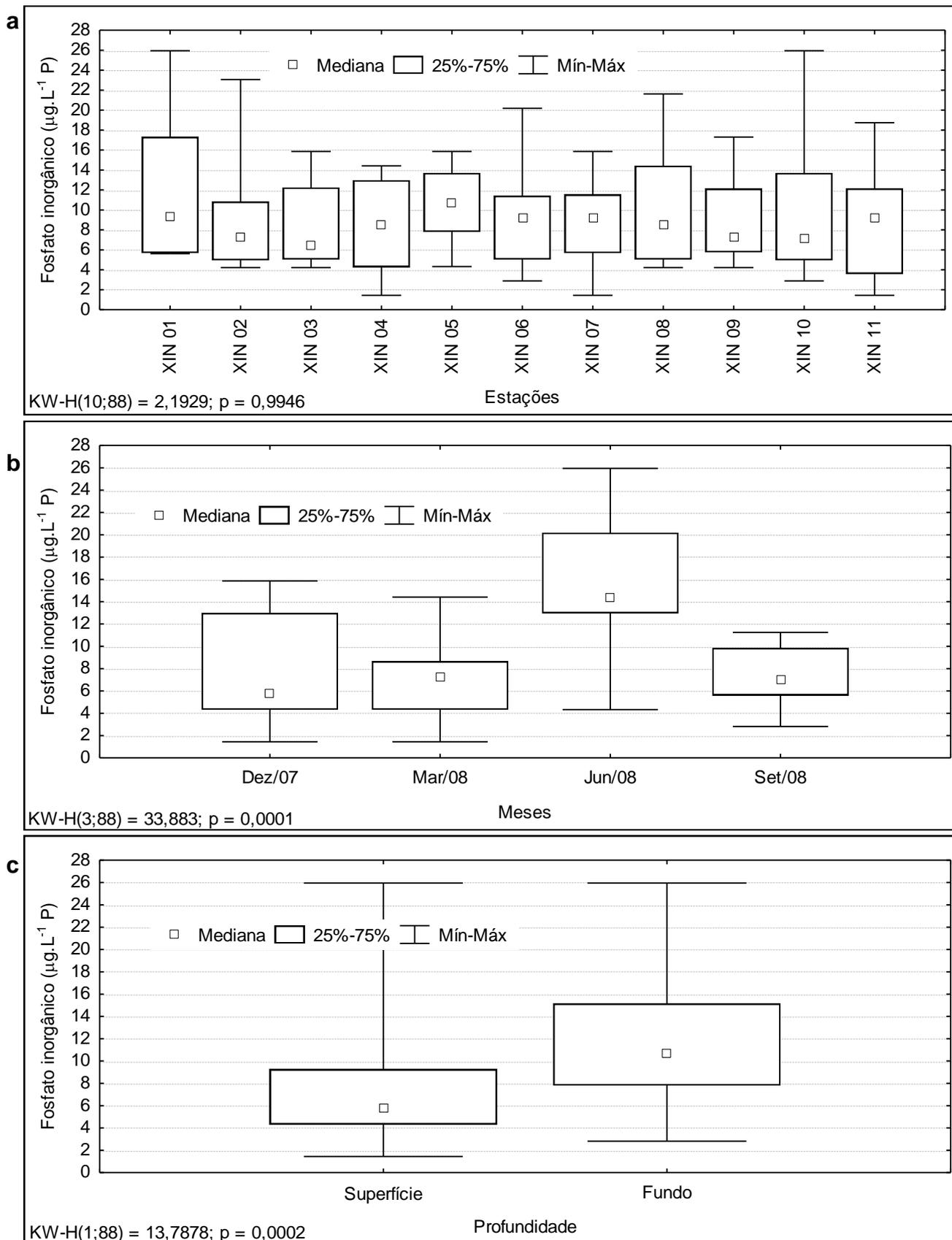


Figura 3.3.A.6-1 - Amplitude de variação e mediana da concentração de fosfato inorgânico, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

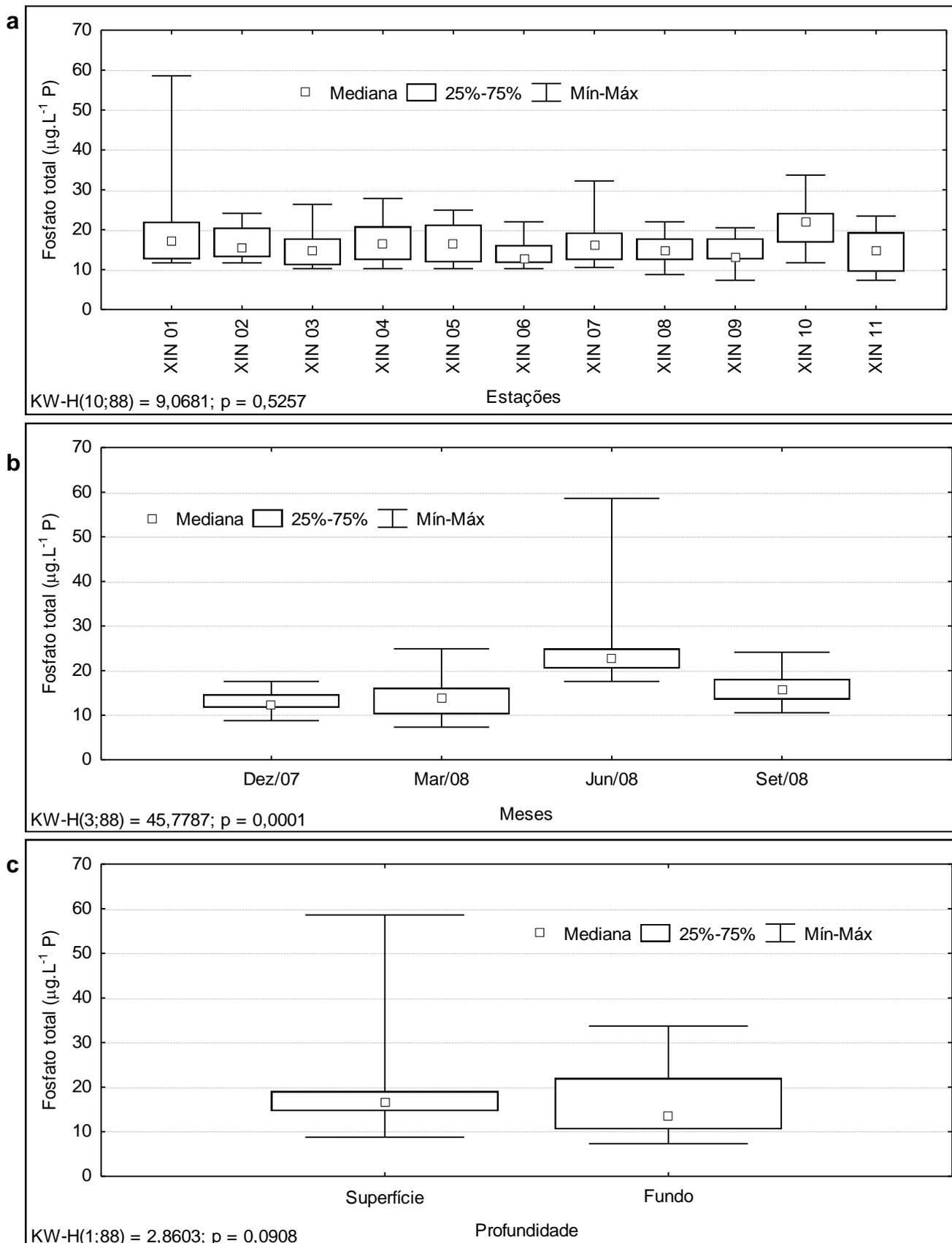


Figura 3.3.A.6-2 - Amplitude de variação e mediana da concentração de fosfato total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

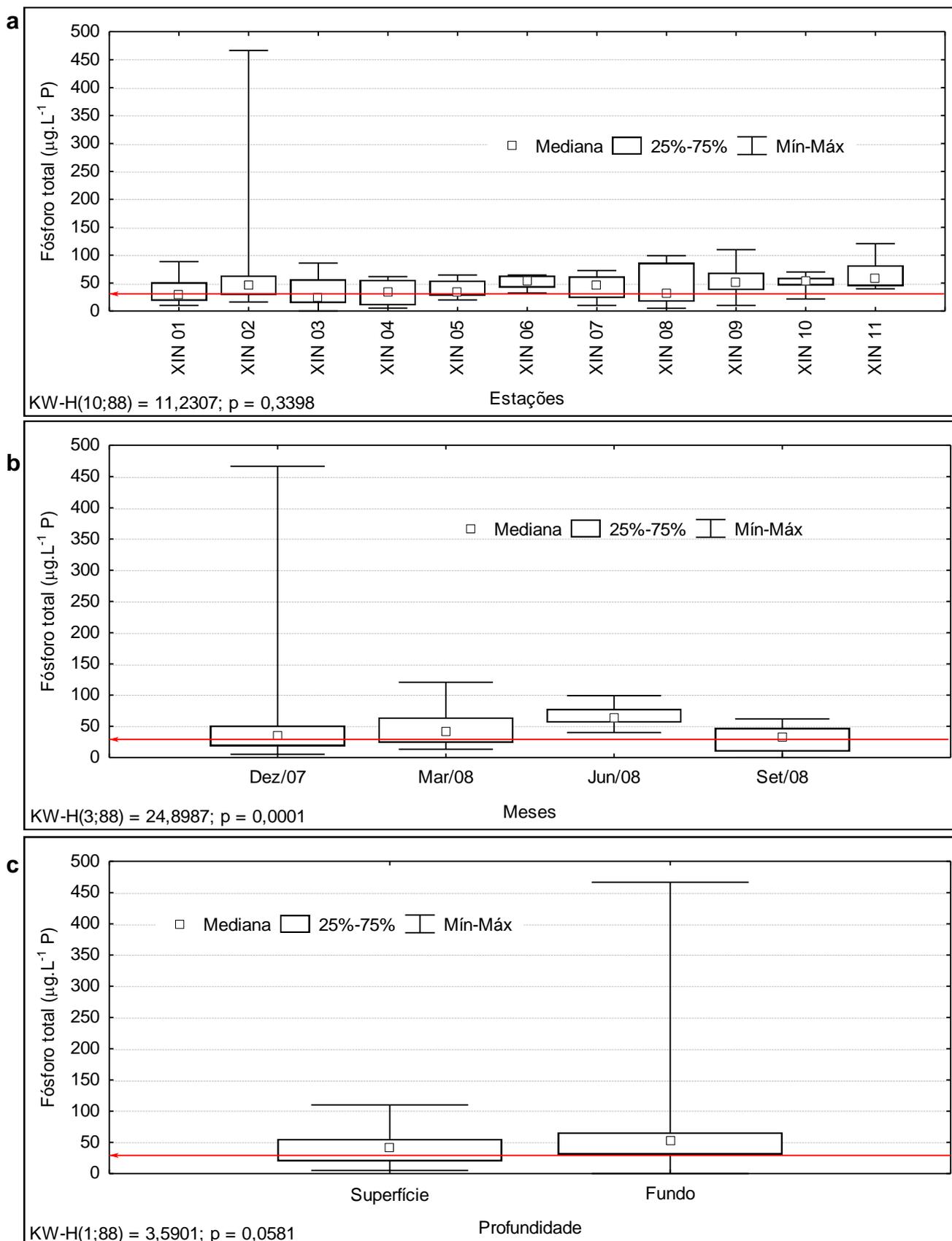


Figura 3.3.A.6-3 - Amplitude de variação e mediana da concentração de fósforo total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008. As linhas em destaque indicam o valor máximo para ambientes lênticos estabelecido pela RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005, em setembro de 2008.

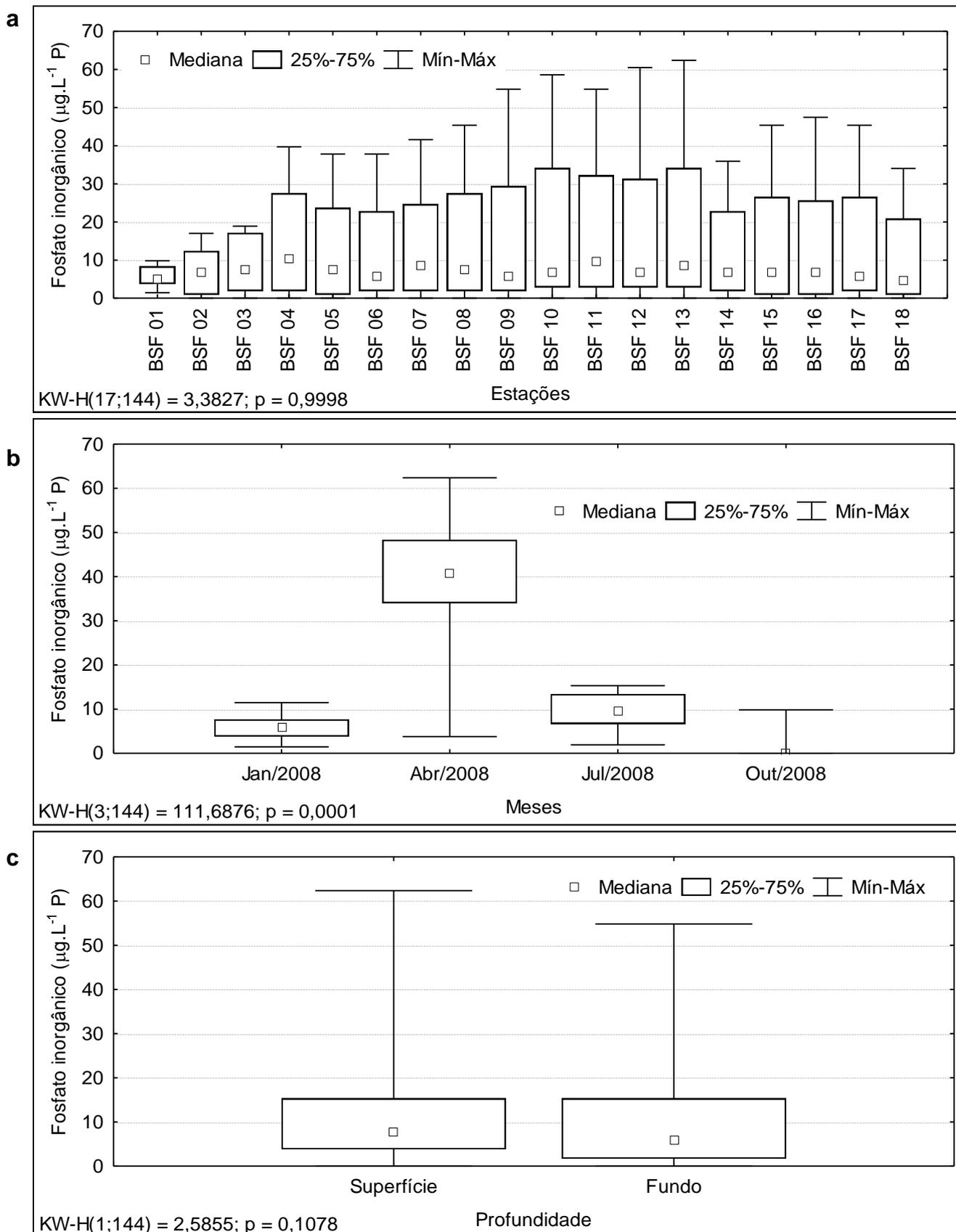


Figura 3.3.A.6-4 - Amplitude de variação e mediana da concentração de fosfato inorgânico, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

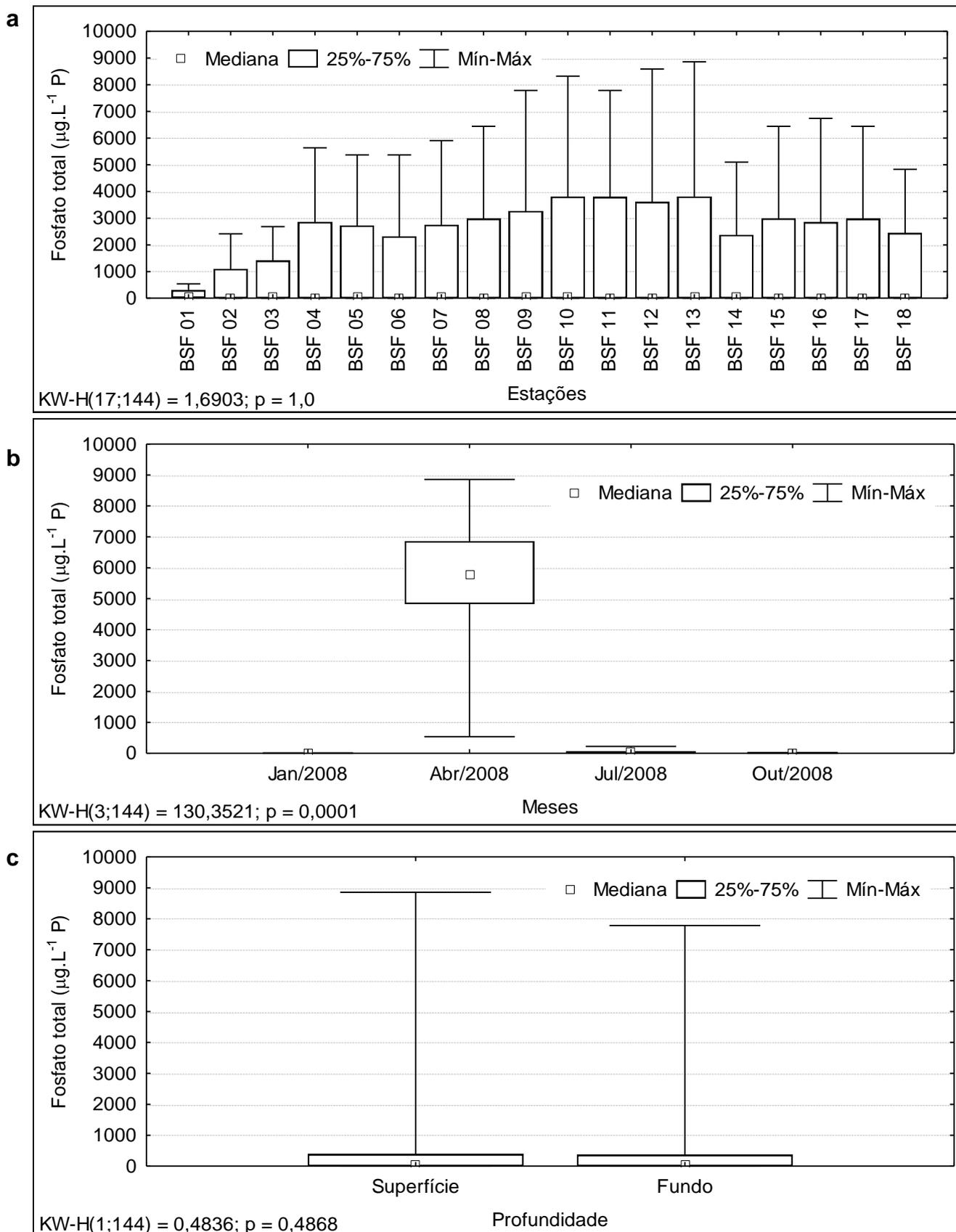


Figura 3.3.A.6-5 - Amplitude de variação e mediana da concentração de fosfato total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

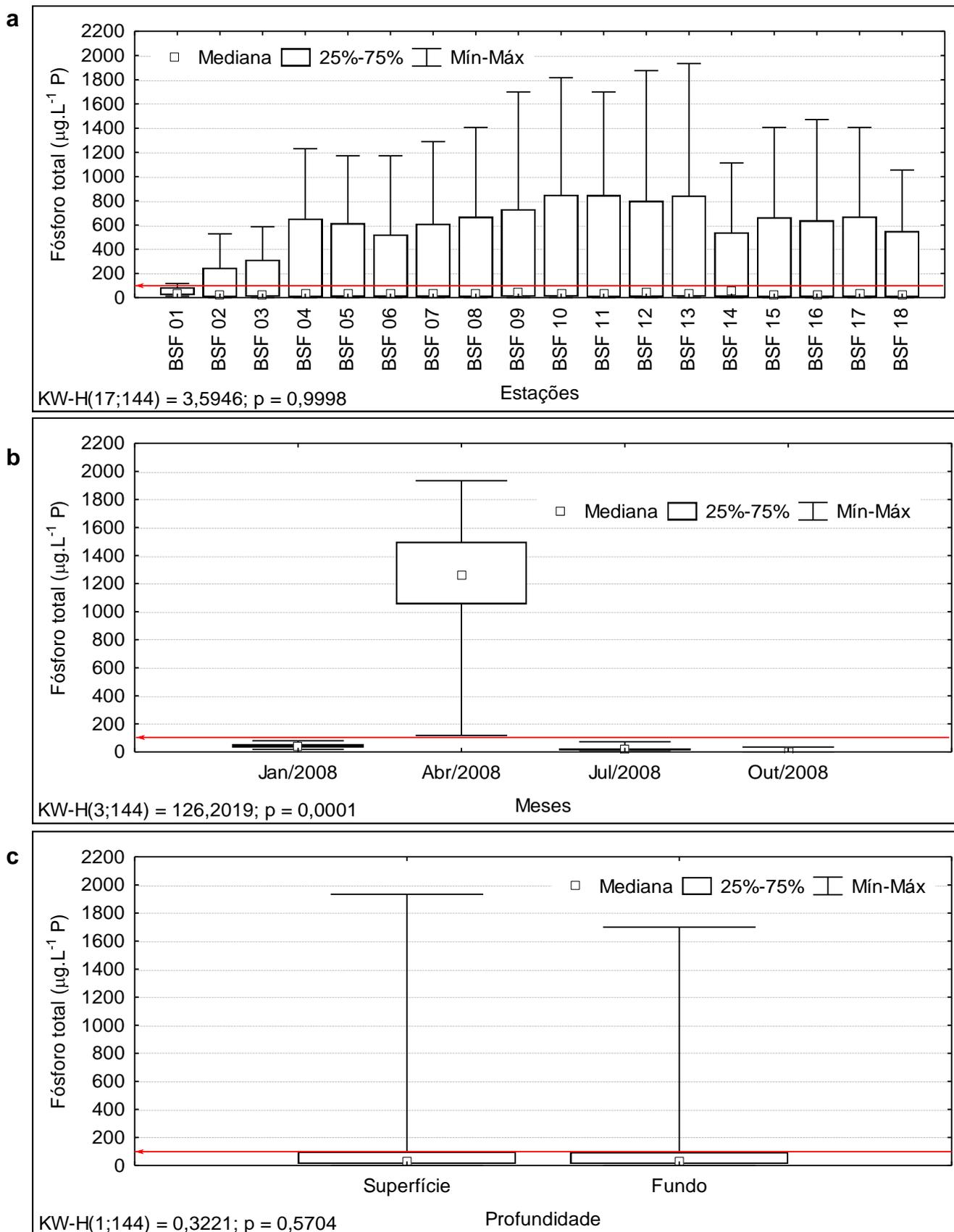


Figura 3.3.A.6-6 - Amplitude de variação e mediana da concentração de fósforo total, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do Baixo São Francisco, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008. As linhas em destaque indicam o valor máximo para ambientes lênticos estabelecido pela RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005, em setembro de 2008.

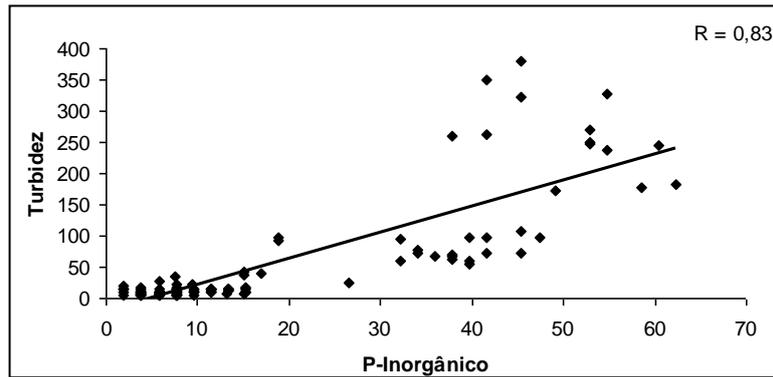


Figura 3.3.A.6-7 - Correlação de P-inorgânico com a turbidez

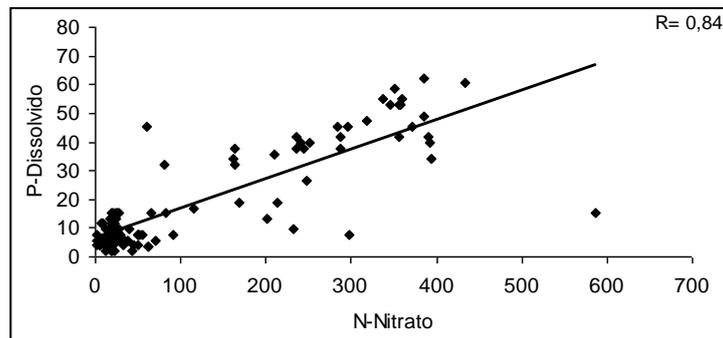


Figura 3.3.A.6-8 - Correlação de P-inorgânico com nitrato.

3.3.B. Estado trófico

Reservatório de Xingó

Empregando-se o índice de estado trófico modificado (IETM), para a transparência do disco de Secchi (DS), a clorofila-a (CHL), o fósforo total (PT) e o fósforo solúvel reativo (PSR), obtendo-se assim a ponderação destes índices através do IET médio, o qual foi proposto por Toledo *et al.* (1983), tornando este índice mais adequado para ambientes tropicais, podemos concluir que o reservatório de Xingó mostrou uma predominância do estado oligotrófico, tendendo a mesotrófia em determinadas épocas do ano (Figura 3.3.B-1). O maior grau de trófia coincide com o mesmo período em que registrou-se as maiores concentrações de clorofila-a, dos compostos fosfatados, bem com, das menores profundidades da transparência do disco de Secchi.

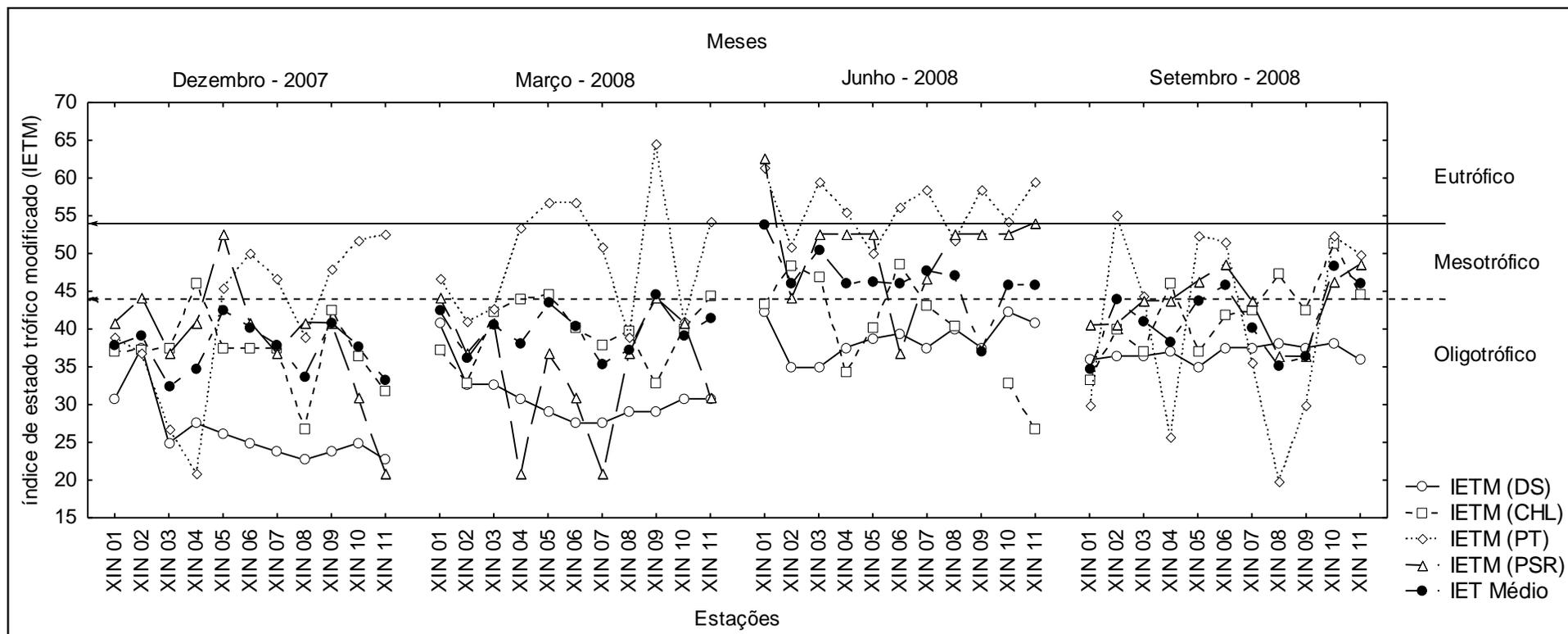


Figura 3.3.B-1 - Variação dos índices de estado trófico modificados da transparência da água (DS), clorofila-a (CHL), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR) e Médio, dentre as estações de amostragem do reservatório de Xingó, para o período de dezembro/2007 a novembro/2008. Com setas separando os limites de cada grau de trófia: Oligotrófico, Mesotrófico e Eutrófico.

3.3.C. Avaliação de fontes potenciais de impacto

Toda atividade humana produz algum impacto sobre o meio em que está situada. Em cidades situadas às margens de rios e reservatórios essas atividades, geralmente, podem ser “sentidas” através do monitoramento da qualidade das águas de seus entornos.

Conforme se verifica, a falta de planejamento urbano, que priorize a conservação dos recursos hídricos existentes, é um dos principais motivos da deterioração da qualidade da água dos rios em geral, devido à grande descarga de efluentes domésticos e industriais sem o devido tratamento em seus leitos.

O consumo intenso de água por parte da população urbana e rural, seja para abastecimento doméstico, industrial ou projetos de irrigação, aliado às atuais propostas de transposição de águas, podem ser potenciais impactantes no volume disponível desse recurso.

O desmatamento das margens para fins diversos, aliado a equivocadas tentativas de reflorestamento, contribuem para o processo de desertificação e assoreamento de bacias hidrográficas.

Nesse contexto, atividades econômicas que dependem estritamente da água para seu desenvolvimento, tais como a aquicultura e a navegação, sofrem as consequências da redução dos níveis dos reservatórios, assim como da piora na qualidade de suas águas.

O monitoramento da qualidade da água é uma importante ferramenta para avaliação e indicação de possíveis fontes de impacto, positivo ou negativo, trazendo a possibilidade de diagnóstico de problemas e apontando possíveis soluções corretivas ou preventivas, tendo sempre em vista a preservação do meio aquático e da cultura regional.

O reservatório de Xingó situa-se na divisa entre os estados de Alagoas, Bahia e Sergipe, abrangendo às suas margens os municípios de Paulo Afonso (BA), Delmiro Gouveia (AL), Olho d'Água do Casado (AL) e Canindé do São Francisco (SE). A população estimada desses municípios é de aproximadamente 178 mil habitantes, com áreas de, aproximadamente, 110 mil hectares de estabelecimentos agropecuários, 11 mil hectares de lavouras, 63 mil hectares de pastagens naturais e 34 mil hectares de matas e

florestas (IBGE, 2008). Neste reservatório foram observadas as seguintes fontes potenciais de impacto:

3.3.C.1. Ocupações populacionais

Por ser um reservatório em forma de cânion, encaixado entre paredes rochosas, com alta declividade e grandes profundidades, não são encontradas grandes ocupações populacionais próximas às margens, embora existam algumas propriedades rurais próximas ao reservatório, sobre as rochas, bastante espaçadas entre si. Também são encontradas casas de pescadores entre as rochas, em número pouco significativo, restando trechos extensos sem ocupação habitacional. As principais ocupações populacionais no entorno são os municípios de Paulo Afonso, na cabeceira do reservatório, Olho d'Água do Casado, e povoado Lameirão, em Delmiro Gouveia.

Para os principais locais de ocupação populacional foram destinados, para fins de monitoramento, as estações de coleta limnológica XIN 01 e XIN 02, à jusante de Paulo Afonso; XIN 06, à jusante do povoado Lameirão; e XIN 07, na saída do braço que mais se aproxima de Olho d'Água do Casado. Os resultados encontrados estão dispostos no item 3.3.A. deste relatório.

3.3.C.2. Captações de água

Foram encontradas poucas captações para abastecimento de propriedades rurais, instaladas em braços do reservatório, acondicionadas em pequenas construções de madeira, alvenaria ou em estruturas flutuantes, sendo todas de pequeno porte. As principais captações urbanas de água estão nos municípios de Delmiro Gouveia, Olho d'Água do Casado e povoado Lameirão, em Delmiro Gouveia.

Para monitoramento das principais captações foram destinadas as estações de coleta de água superficial XI CA 01 (Delmiro Gouveia), XI CA 02 (povoado Lameirão), XI CA 03 (Olho d'Água do Casado) e XI CA 04 (captação de Casal) junto à barragem de Xingó.

Os resultados estatísticos obtidos nas captações de água neste período de estudo não diferem daqueles encontrados nas estações de monitoramento limnológico do corpo

central do reservatório, mostrando seus resultados dentro da mesma faixa de variação de cada período de coleta (Tabela 3.3.C.2-1).

Tabela 3.3.C.2-1 - Estatística descritiva das variáveis físicas, químicas e biológicas da água de superfície das estações de monitoramento das captações de água do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

Variável	Unidade	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Amplitude	Variância	Desvio padrão
Nitrogênio amoniacal total	µg.L ⁻¹ N	33,03	27,90	3,38	98,07	94,69	674,58	25,97
Nitrito	µg.L ⁻¹ N	0,95	0,27	0,00	4,16	4,16	1,78	1,33
Nitrato	µg.L ⁻¹ N	36,48	20,87	1,71	118,70	117,00	1315,46	36,27
Fosfato inorgânico	µg.L ⁻¹ P	5,55	4,22	1,44	12,97	11,53	14,79	3,85
Fosfato total	µg.L ⁻¹ P	14,22	15,07	8,79	21,97	13,18	20,41	4,52
Fósforo total	µg.L ⁻¹ P	59,91	50,94	19,83	117,98	98,15	949,22	30,81
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	29,41	30,00	24,50	34,00	9,50	6,34	2,52
Dureza total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	25,61	26,02	20,22	30,43	10,21	10,16	3,19
Cálcio	mg.L ⁻¹ Ca	6,14	6,09	4,49	7,21	2,73	0,52	0,72
Magnésio	mg.L ⁻¹ Mg	2,50	2,55	1,75	3,26	1,51	0,18	0,42
Cloretos	mg.L ⁻¹ Cl	20,96	20,00	14,90	29,50	14,60	23,25	4,82
Clorofila-a	µg.L ⁻¹	3,74	3,26	1,34	7,40	6,05	3,91	1,98
Feofitina	µg.L ⁻¹	2,67	2,46	1,12	6,20	5,08	2,03	1,43
Sílica	mg.L ⁻¹ SiO ₂	3,09	2,93	1,82	4,75	2,93	0,80	0,89
DQO	mg.L ⁻¹ O ₂	14,67	14,36	0,00	32,20	32,20	172,88	13,15
Turbidez	UNT	2,75	2,25	1,00	8,40	7,40	3,57	1,89
Temperatura	°C	27,62	27,43	24,90	30,65	5,75	2,65	1,63
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹ O ₂	7,60	7,83	5,50	8,93	3,43	0,74	0,86
pH	-	7,96	7,93	7,44	9,16	1,72	0,18	0,42
Condutividade elétrica	µS/cm	81,94	83,00	63,00	111,00	48,00	254,73	15,96
Salinidade	-	0,04	0,04	0,03	0,05	0,02	0,00	0,01
Sólidos dissolvidos totais	g.L ⁻¹	0,053	0,054	0,041	0,072	0,031	0,000	0,010

3.3.C.3. Empreendimentos de aquicultura

As atividades aquícolas estão dispostas de forma difusa e com empreendimentos de portes variados. Essas atividades são realizadas em tanques de piscicultura (cultivo de tilápias), e podem ser encontradas em ambas as margens do reservatório, geralmente em meandros e braços formados entre as paredes rochosas.

Devido ao grande número de empreendimentos encontrados no reservatório, foram determinadas, para fins de monitoramento, sete (7) estações de coleta de águas de superfície e fundo naqueles considerados de médio a grande porte, sendo elas XI PI 01 a 07.

Os resultados estatísticos obtidos nas áreas aquícolas, neste período de estudo, não diferem daqueles encontrados nas estações de monitoramento limnológico do corpo central do reservatório, mostrando seus resultados dentro da mesma faixa de variação de

cada período de coleta (Tabela 3.3.C.3-1), a exceção de alguns valores ligeiramente mais elevados, como: as médias da DQO, fosfato e fósforo totais, e medianas da DQO e fósforo total. As variáveis alcalinidade e dureza totais, cálcio, cloretos, clorofila-a, feofitina, pH, OD, condutividade, salinidade e STD, mostraram máximos valores mais elevados que as estações de monitoramento limnológico do corpo central do reservatório.

Tais aumentos podem ter ocorrido devido a localização de algumas das estações, mais especificamente XI PI 06, ser em reentrância mais abrigada e com maior renovação d'água apenas no período chuvoso, devido a grande sinuosidade entre a localização dos tanques-rede e calha central, proporcionando uma lixiviação de material alóctone ao reservatório e possivelmente uma contribuição local, conforme foi constatado no decorrer deste primeiro ano de monitoramento nos relatórios quadrimestrais.

Tabela 3.3.C.3-1 - Estatística descritiva das variáveis físicas, químicas e biológicas da água de superfície e fundo das estações de monitoramento dos empreendimentos de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

Variável	Unidade	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Amplitude	Variância	Desvio padrão
Nitrogênio amoniacal total	µg.L ⁻¹ N	34,43	27,05	0,85	105,68	104,83	649,42	25,48
Nitrito	µg.L ⁻¹ N	0,72	0,30	0,00	3,61	3,61	0,93	0,97
Nitrato	µg.L ⁻¹ N	43,70	27,98	1,43	211,38	209,94	2217,84	47,09
Fosfato inorgânico	µg.L ⁻¹ P	8,85	7,03	0,00	66,31	66,31	111,00	10,54
Fosfato total	µg.L ⁻¹ P	22,65	17,83	7,32	135,66	128,33	428,44	20,70
Fósforo total	µg.L ⁻¹ P	65,33	60,33	10,73	214,50	203,78	1348,01	36,72
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	31,93	31,50	26,00	53,00	27,00	16,17	4,02
Dureza total	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	28,71	27,62	21,82	65,46	43,64	38,12	6,17
Cálcio	mg.L ⁻¹ Ca	6,61	6,41	4,89	13,47	8,58	1,32	1,15
Magnésio	mg.L ⁻¹ Mg	2,97	2,89	1,80	7,73	5,93	0,94	0,97
Cloretos	mg.L ⁻¹ Cl	23,22	21,00	12,10	72,90	60,80	87,98	9,38
Clorofila-a	µg.L ⁻¹	2,86	2,37	0,00	22,73	22,73	10,52	3,24
Feofitina	µg.L ⁻¹	2,21	1,89	0,00	13,78	13,78	3,78	1,94
Sílica	mg.L ⁻¹ SiO ₂	3,00	2,98	1,12	4,80	3,68	0,65	0,81
DQO	mg.L ⁻¹ O ₂	22,60	18,41	0,00	85,65	85,65	332,75	18,24
Turbidez	UNT	3,80	2,85	0,40	15,80	15,40	9,09	3,01
Temperatura	°C	27,06	27,38	24,06	30,00	5,94	2,53	1,59
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹ O ₂	7,09	7,265	3,16	11,34	8,18	1,29	1,14
pH	-	7,82	7,77	7,16	9,48	2,32	0,14	0,38
Condutividade elétrica	µS/cm	89,21	74	64	337	273,00	2251,62	47,45
Salinidade	-	0,04	0,03	0,03	0,16	0,13	0,00	0,02
Sólidos dissolvidos totais	g.L ⁻¹	0,058	0,048	0,042	0,219	0,177	0,001	0,031

3.3.C.4. Lançamento de efluentes domésticos e industriais

Foram localizados, na cabeceira do reservatório de Xingó, dois (2) pontos de lançamento de efluentes, sendo um deles doméstico e denominado de impacto ambiental, as estações (XI IA 02 - um encanamento de esgoto próximo a ponte de ferro que atravessa o cânion a jusante de PA IV), e outro industrial (XI IA 01), o qual deve ser oriundo da empresa Netuno, indústria de beneficiamento de tilápias e produção de ração, segundo informações locais. Estas deveriam ser monitoradas constantemente, as outras duas estações (XI IA 03 e XI IA 04) foram amostradas apenas em março/2008, onde ambas são só ocorrem devido às chuvas locais, que formam pequenos lagos e/ou represamentos nas proximidades do reservatório, escoando suas águas para o mesmo. A estação XI IA 03 localiza-se próximo da captação de Olho D'água do Casado e a outra (XI IA 04) fica numa queda d'água próximo da estação XIN 04.

Num primeiro momento (dezembro/2007) não foi realizada amostragem nas estações de monitoramento de efluentes domésticos e industriais, sendo realizado apenas um trabalho de reconhecimento deste possíveis pontos impactantes.

Em março/2008, a estação XI IA 01 apresentou valores mais elevados de nitrogênio amoniacal e em todos os compostos fosfatados analisados, principalmente de fósforo total, sendo uma fonte de contribuição dessas variáveis para o reservatório. Em XI IA 02 registrou-se valores semelhantes aos encontrados nas estações de monitoramento limnológico. Dentre as estações criadas para avaliação de possíveis impactos ambientais, XI IA 03 foi a que mostrou uma quantidade de variáveis com valores superiores, sendo estas alcalinidade e dureza totais, cálcio, magnésio, cloreto, DQO e os compostos fosfatados, incluindo a condutividade elétrica e os STD, dentre os parâmetros mensurados. Com um número menor de variáveis com resultados maiores, XI IA 04 teve apenas os compostos fosfatados e a DQO com destaque (Tabela 3.3.C.4-1). As estações XI IA 03 e 04 foram amostradas para caracterizar alguma influência destes pequenos copos d'água situados nas redondezas do reservatório, contudo, estas só podem ser observadas devido as chuvas, proporcionando uma possível alteração nas características da água pontualmente, pois o volume de escoamento é muito pequeno e intermitente.

No mês de junho/2008, dentre as duas estações amostradas, apenas o fosfato total, fósforo total, clorofila-a e a feofina mostraram valores mais elevados, sendo a primeira variável em XI IA 01 e as demais em XI IA 02 (Tabela 3.3.C.4-1).

No mês de setembro/2008, os resultados obtidos em ambas as estações de avaliação de impacto ambiental não diferem daqueles encontrados nas estações de monitoramento limnológico do corpo central do reservatório, mostrando seus resultados dentro da mesma faixa de variação deste período de coleta (Tabela 3.3.C.4-1).

Tabela 3.3.C.4-1 - Valores das variáveis físicas, químicas e biológicas da água de superfície das estações de monitoramento de possíveis impactos ambientais no reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

Variáveis	Março - 2008				Junho - 2008		Setembro - 2008	
	XI IA 01	XI IA 02	XI IA 03	XI IA 04	XI IA 01	XI IA 02	XI IA 01	XI IA 02
Temperatura (°C)	27,54	27,54	28,30	30,40	25,36	25,35	24,05	24,05
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹ O ₂)	6,68	6,65	7,52	7,5	8,30	8,64	7,92	7,92
DQO (mg.L ⁻¹ O ₂)	4,82	1,75	73,21	32,00	0,00	3,86	21,84	16,70
pH	7,43	7,25	8,35	8,09	7,79	7,67	8,16	8,16
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	32,00	31,00	77,00	31,00	31,00	33,50	32,50	31,00
Dureza total (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	23,82	23,82	95,89	28,42	32,03	32,83	23,02	23,42
Cálcio (mg.L ⁻¹ Ca)	5,77	5,93	16,43	8,02	7,37	7,86	5,85	5,77
Magnésio (mg.L ⁻¹ Mg)	2,29	2,19	13,33	2,04	3,31	3,21	2,04	2,19
Condutividade (µS/cm)	75	71	913	83	107	110	72	72
STD (g.L ⁻¹)	0,049	0,047	0,594	0,053	0,070	0,071	0,047	0,047
Salinidade	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,05	0,03	0,03
Cloreto (mg.L ⁻¹ Cl)	18,60	23,10	192,00	26,70	24,70	28,80	20,50	22,00
Silicatos (mg .L ⁻¹ SiO ₂)	2,09	2,26	4,64	3,39	2,05	1,75	3,96	3,33
Turbidez (UNT)	5,90	1,70	2,00	3,20	8,30	6,50	4,20	2,90
Nitrato (µg.L ⁻¹ N)	21,54	15,09	13,27	37,23	40,59	50,61	98,63	108,03
Nitrito (µg.L ⁻¹ N)	0,66	0,27	0,38	0,33	0,38	0,60	3,33	1,94
Nitrogênio amoniacal (µg.L ⁻¹ N)	570,67	57,49	39,74	39,74	55,80	0,00	34,43	22,69
Fosfato inorgânico (µg.L ⁻¹ P)	79,28	5,77	56,22	63,43	27,39	18,74	11,25	5,62
Fosfato total (µg.L ⁻¹ P)	172,83	14,65	71,77	87,88	41,01	33,69	18,09	15,07
Fósforo total (µg.L ⁻¹ P)	225,23	93,85	179,65	142,11	50,94	139,43	34,70	42,13
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	3,32	0,63	2,57	3,85	3,85	41,85	4,49	4,60
Feofitina (µg.L ⁻¹)	1,99	2,54	0,00	3,21	3,21	23,91	3,21	3,94

3.3.C.5. Cultivos agropecuários

Não está prevista inclusão de pontos de monitoramento de cultivos agropecuários dentro do reservatório de Xingó, tendo em vista a pequena atividade existente no local, em função de sua constituição geológica e morfológica.

Para esses fins, foram destinados pontos à jusante da barragem de Xingó, num total de seis estações, sendo AGRO 01 a 06, todas distribuídas ao longo do curso do baixo São Francisco. Sendo estas coincidentes com as estações de monitoramento limnológico BSF 02, BSF 03, BSF 07, BSF 09, BSF 13 e BSF 15.

A análise de agrotóxicos nas amostras de água no trecho do rio São Francisco à jusante da barragem de Xingó, não evidenciou a presença dos diferentes princípios ativos analisados neste período de estudo (**Tabela 3.3.C.5-1**).

Tabela 3.3.C.5-2 - Valores da concentração de agrotóxicos na água de superfície das estações no trecho à jusante da barragem, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

Estações	Agrotóxicos			
	Jan - 2008	Abr - 2008	Jul - 2008	Out - 2008
AGRO 01	ND	ND	ND	ND
AGRO 02	ND	ND	ND	ND
AGRO 03	ND	ND	ND	ND
AGRO 04	ND	ND	ND	ND
AGRO 05	ND	ND	ND	ND
AGRO 06	ND	ND	ND	ND

3.3.C.6. Óleos e Graxas

Para monitoramento limnológico da Usina Hidrelétrica de Xingó, na barragem do reservatório, foram utilizados os dados da estação de coleta limnológica XIN 11. Os resultados encontrados estão dispostos no item 3.3.A. deste relatório.

Além do monitoramento limnológico, foram coletadas amostras de água para detecção da presença de óleos e graxas, nas estações XI OG 01 a 05.

No que concerne ao monitoramento de óleos e graxas, não evidenciou a presença destes compostos nas estações de monitoramento do reservatório de Xingó, com resultados menores que $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$, em todas as estações neste período de estudo (**Tabela 3.3.C.6-1**), a exceção da estação OG 5 no mês de junho/2008, registrando uma concentração de $2,8 \text{ mg.L}^{-1}$ a jusante da barragem. No entanto, nas proximidades desta estação, normalmente é observado a presença de pescadores e algumas vezes até pessoas acampando, podendo ser uma contaminação antrópica local.

Tabela 3.3.C.6-1 - Valores da concentração de óleos e graxas na água de superfície das estações de monitoramento da UHE de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

Óleos e graxas				
Estações	Dez - 2007	Mar - 2008	Jun - 2008	Set - 2008
XI OG 01	< 2,1 mg.L ⁻¹			
XI OG 02	< 2,1 mg.L ⁻¹			
XI OG 03	< 2,1 mg.L ⁻¹			
XI OG 04	< 2,1 mg.L ⁻¹			
XI OG 05	< 2,1 mg.L ⁻¹	< 2,1 mg.L ⁻¹	2,8 mg.L ⁻¹	< 2,1 mg.L ⁻¹

3.3.D. Análises biológicas

3.3.D.1. Clorofila-a e feofitina

Reservatório de Xingó

A clorofila é o principal pigmento responsável pela fotossíntese e sua concentração pode ser utilizada para a estimativa da biomassa fitoplanctônica. Apresentando níveis relativamente baixos ao longo do reservatório, com média e mediana de 2,65 e 1,99 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 3.3-1), registrando o máximo valor de 14,11 $\mu\text{g.L}^{-1}$, na estação XIN 05 (Figura 3.3.D.1-1a), mostrando-se bem abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA, para águas da classe 2, que é de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Houve diferença estatística entre os meses e profundidades ($p < 0,05$, Tabela 3.3-2). Sazonalmente, os valores medianos apresentaram semelhantes entre os meses de dezembro/07 e março/08, aumentando em junho/08, com a massa de dados mais elevada, e um ligeiro aumento no mês de setembro/08 em relação aos dois primeiros períodos (Figura 3.3.D.1-1b). Verticalmente, a camada superficial mostrou valores mais elevados (Figura 3.3.D.1-1c) e espacialmente os valores medianos foram inferiores a 4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, registrando apenas picos isolados a cima deste valor (Figura 3.3.D.1-1a).

A feofitina é um produto da degradação da clorofila-a, que pode interferir de forma sensível nas medidas deste pigmento, por absorver luz na mesma região do espectro óptico. A relação entre clorofila-a e feofitina serve como um bom indicador do estado fisiológico do fitoplâncton. Apresentando níveis relativamente baixos ao longo do reservatório, com as respectivas médias e medianas de 2,68 e 2,55 $\mu\text{g.L}^{-1}$,

respectivamente (Tabela 3.3-1), registrando o máximo valor de $14,44 \mu\text{g.L}^{-1}$, na estação XIN 02 (Figura 3.3.D.1-2a).

Houve diferença significativa apenas entre os meses ($p < 0,0001$, Tabela 3.3-2), mostrando uma distribuição temporal semelhante a clorofila-a, com medianas iguais entre os meses de dezembro/07 e março/08, aumentando em junho/08, onde ocorreram as maiores concentrações, e um ligeiro aumento no mês de setembro/08 em relação aos dois primeiros períodos (Figura 3.3.D.1-2b). Apresentando medianas inferiores a $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ ao longo do reservatório (Figura 3.3.D.1-2a), sem grandes diferenças entre as profundidades (Figura 3.3.D.1-2c)

Trecho à jusante da barragem

A clorofila apresentou valores baixos durante o período amostrado, tendo sua média geralmente abaixo de $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 3.3.D.1-3).

Na campanha realizada no mês de janeiro de 2008 a concentração de clorofila-a variou de $0,88$ a $4,29 \mu\text{g.L}^{-1}$, dentre todas as estações e profundidades de amostragem na atual campanha. Estando todas as estações dentro do limite recomendado pelo CONAMA, para águas da classe 2, que é de $30 \mu\text{g/L}$. O valor mediano nesta campanha foi de $2,69 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Na campanha realizada no mês de abril de 2008, a concentração de clorofila- variou de concentrações de abaixo do limite de detecção do método, representados como $0,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, até concentrações de $2,1 \mu\text{g.L}^{-1}$, dentre todas as estações e profundidades de amostragem na atual campanha. O valor da mediana foi de $0,76 \mu\text{g.L}^{-1}$. De uma maneira geral os valores de clorofila foram bastante baixos, estando todas as estações de coleta, dentro do limite recomendado pelo CONAMA.

Na campanha realizada no mês de julho de 2008, a concentração de clorofila- avariou de concentrações desde abaixo do limite de detecção do método (abaixo de $0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$), até concentração de $28 \mu\text{g.L}^{-1}$. De uma maneira geral os valores de clorofila foram bastante baixos, estando todas as estações de coleta, dentro do limite recomendado pelo CONAMA.

Na campanha realizada no mês de outubro de 2008 a concentração de clorofila-a apresentou variou de concentrações abaixo do limite de detecção do método, representados como $0,27 \mu\text{g.L}^{-1}$, até concentrações de $2,33 \mu\text{g.L}^{-1}$, dentre todas as

estações e profundidades de amostragem atual campanha. O valores da mediana em superfície foi o mesmo do valor encontrado em profundidade, ficando em torno de $1,1\mu\text{g.L}^{-1}$. De uma maneira geral os valores de clorofila foram bastante baixos, estando todas as estações de coleta, dentro do limite recomendado pelo CONAMA, para águas da classe 2, que é de $30\mu\text{g.L}^{-1}$.

A feofitina (Figura 3.3.D.1-4) apresentou valores ligeiramente superiores aos encontrados para clorofila.

Na campanha realizada no mês de janeiro de 2008, valores de feofitina variaram entre $0,59$ a $8,5\mu\text{g.L}^{-1}$, dentre todas as profundidades e estações de amostragem. O valor mediano foi de $4,62\mu\text{g.L}^{-1}$

Na campanha realizada no mês de abril de 2008, a feofitina apresentou valores abaixo do limite de detecção do método, representados como $0,0\mu\text{g.L}^{-1}$ a $12,62\mu\text{g.L}^{-1}$, dentre todas as profundidades e estações de amostragem. O valor mediano foi de $3,48\mu\text{g.L}^{-1}$.

Na campanha realizada no mês de julho de 2008 a feofitina apresentou valores abaixo do limite de detecção do método, representados como $0,0\mu\text{g.L}^{-1}$ a $26,4\mu\text{g.L}^{-1}$, dentre todas as profundidades e estações de amostragem. O valor mediano foi de $1,24\mu\text{g.L}^{-1}$.

Na campanha realizada no mês de outubro de 2008 a feofitina variou $1,5\mu\text{g.L}^{-1}$ a $7,17\mu\text{g.L}^{-1}$, dentre todas as profundidades e estações de amostragem. O valor mediano na superfície foi próximo ao encontrado em profundidade, sendo respectivamente $3,5\mu\text{g.L}^{-1}$ e $3,6\mu\text{g.L}^{-1}$. Em algumas estações, o valor da feofitina foi superior ao da clorofila, podendo indicar fatores ambientais estressantes que causaram a mortalidade do fitoplâncton.

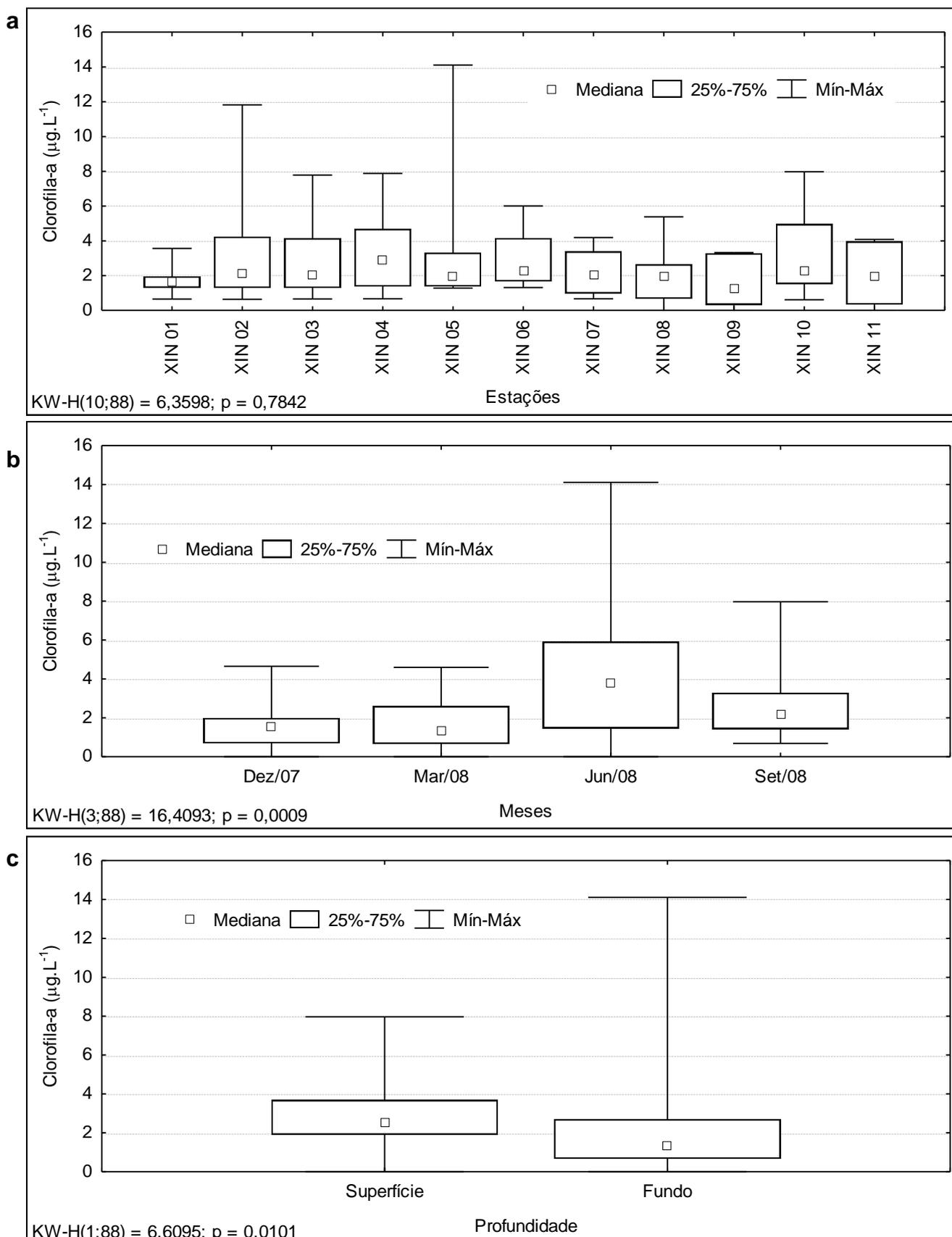


Figura 3.3.D.1-1 - Amplitude de variação e mediana da concentração de clorofila-a, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

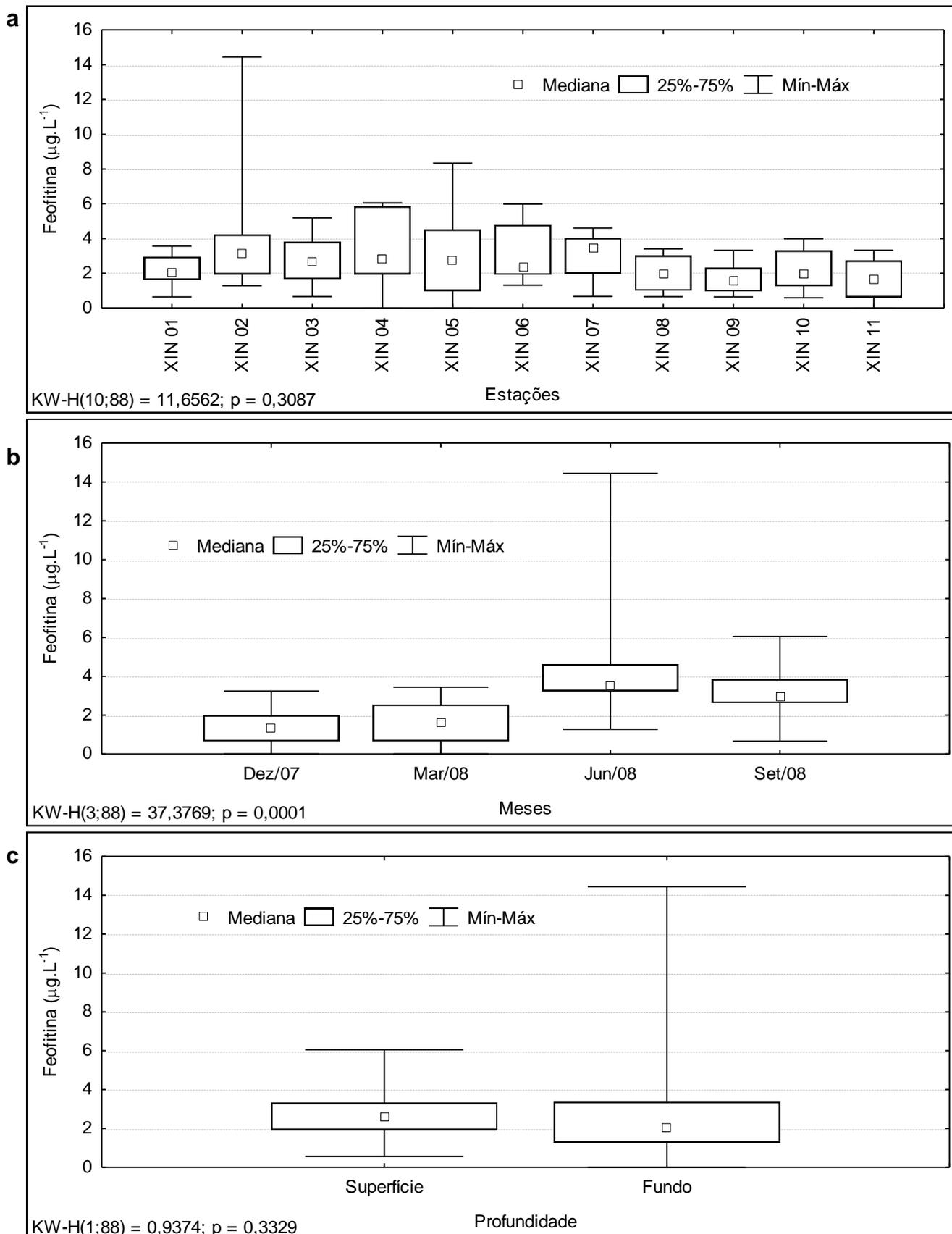


Figura 3.3.D-1-2 - Amplitude de variação e mediana da concentração de feofitina, (a) nas estações, (b) nos meses e (c) profundidades de amostragem do reservatório de Xingó, para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

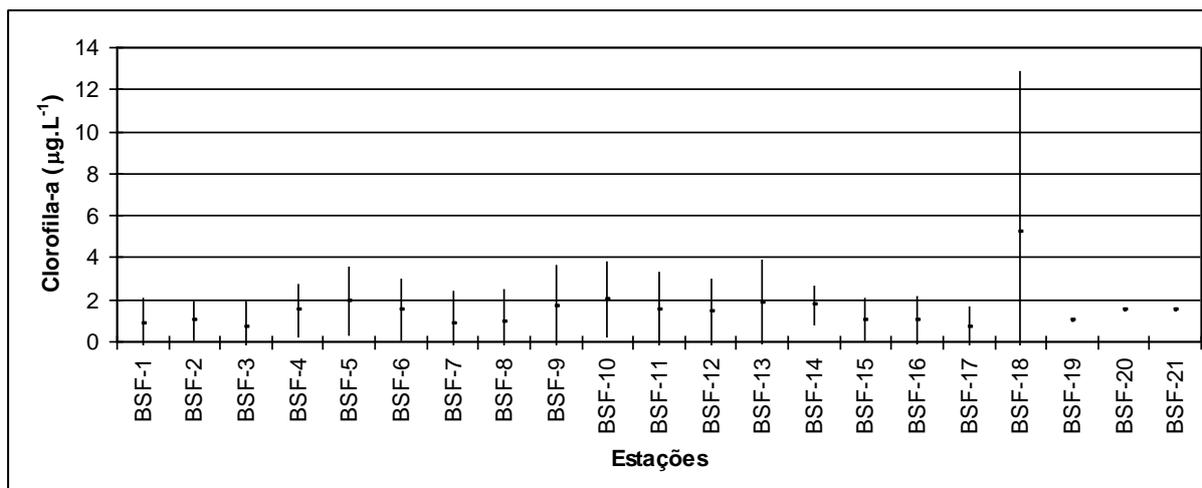


Figura 3.3.D.1-3 - Variação da concentração de clorofila-a dentre as estações do trecho à jusante da barragem.

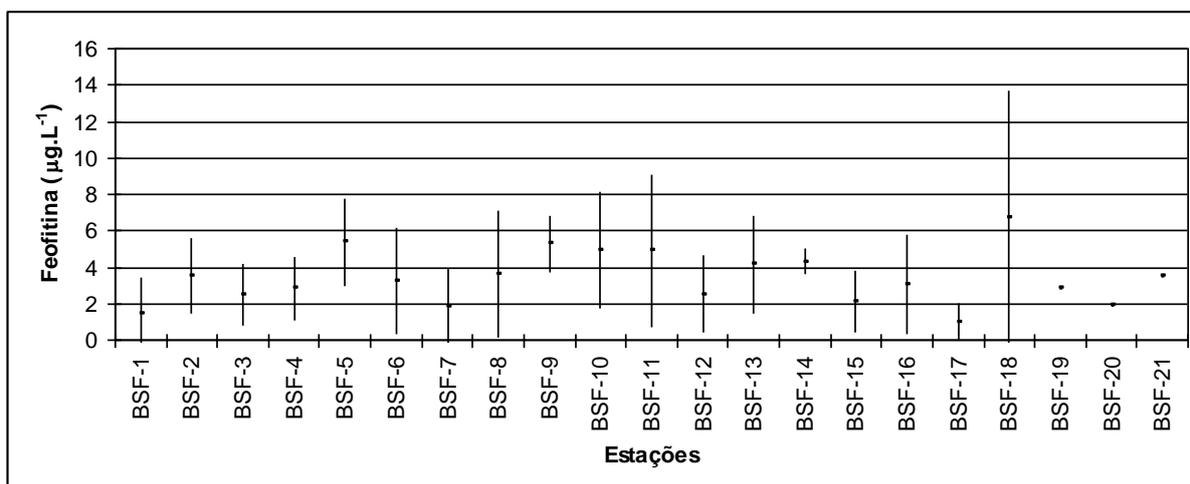


Figura 3.3.D.1-4 - Variação da concentração de feofitina dentre as estações do trecho à jusante da barragem.

3.3.D.2. Fitoplâncton

3.3.D.2.1. Reservatório de Xingó

A análise anual da composição fitoplanctônica para os 12 pontos amostrados no reservatório de Xingó mostrou que as algas estiveram representadas por 110 táxons assim distribuídos:

- 22 táxons pertencentes à divisão Bacillariophyta;

- 50 táxons pertencentes à divisão Chlorophyta;
- 2 táxons pertencentes à divisão Chrysophyta;
- 4 táxons pertencentes à divisão Cryptophyta;
- 22 táxons pertencentes à divisão Cyanophyta;
- 3 táxons pertencentes à divisão Dinophyta;
- 7 táxons pertencentes à divisão Euglenophyta;

Em relação a frequência de ocorrência, as Bacillariophyta apresentaram três espécies muito frequentes: (*Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* e *Fragilaria crotonensis*). Entre as Chlorophyta, que foi a divisão que apresentou a maior riqueza florística, sete espécies ocorreram em todos os meses amostrais, sendo considerados muito frequentes: *Chlorella vulgaris*, *Coelastrum reticulatum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Planktosphaeria gelatinosa*, *Sphaerocystis schroeterii*, *Staurastrum leptocladum* e *S. rotula*. Cyanophyta, cinco táxons foram considerados muito frequentes: *Anabaena circinalis*, *Aphanocapsa elachista*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema amphibium* e *Planktothrix agardhii*.

Quanto à densidade fitoplanctônica total (organismos por litro) no presente monitoramento, estas se situaram entre um mínimo de 3.325 org.L⁻¹ nas estações XIN 05 e XIN 07 no mês de março/2008 a um máximo de 79.108 org.L⁻¹ na estação XIN 08 em junho/2008.

A comunidade fitoplanctônica nos reservatórios de Xingó apresentou diferenças sazonais durante o período compreendido entre dezembro/2007 e setembro/2008. Em dezembro/2007, Chlorophyta (média de 5.588 org.L⁻¹ e uma variação de 64%) e Bacillariophyta (média de 4.690 org.L⁻¹ e uma variação de 59%) destacaram-se como grupos mais importantes quantitativamente alternando dominância no reservatório de Xingó, sendo considerados abundantes em todas as estações analisadas. As espécies mais importantes em termos quantitativos foram as clorófitas *Quadrigula chodatii* e *Sphaerocystis schroeteri* e a diatomácea *Fragilaria crotonensis*.

No mês de março/2008 foram registradas as menores densidades (média de 5.526 org.L⁻¹). A estrutura fitoplanctônica neste mês de coleta foi formado novamente por Chlorophyta (média de 2.227 org.L⁻¹ e uma variação de 51%) e Bacillariophyta (média de 2.126 org.L⁻¹ e uma variação de 52%). As espécies mais importantes foram as clorófitas *Chlorella vulgaris* e *Sphaerocystis schroeteri* e as diatomáceas do gênero *Aulacoseira* e as espécies *Fragilaria crotonensis* e *Urosolenia longiseta*.

Em junho de 2008, foram registradas as maiores densidades (média de 55.230 org.L⁻¹), sendo a estrutura fitoplanctônica formada principalmente por Bacillariophyta

(média de 43.529 org.L⁻¹ e uma variação de 41%). Os táxons mais importantes quantitativamente foram *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* e *Fragilaria crotonensis*.

Em setembro/2008, a comunidade fitoplanctônica no reservatório de Xingo apresentou dominada por Cyanophyta (média de 12.272 org.L⁻¹ e uma variação de 83%), tendo as espécies *Raphidiopsis mediterranea* e *Cylindrospermopsis raciborskii* registrada maiores participações relativas.

No estudo das divisões algais, as Bacillariophyta apresentaram valores de densidade situados entre um mínimo de 424 org.L⁻¹ na estação XIN 10, no mês de setembro/2008, com um valor máximo de 73.290 org.L⁻¹ na estação XIN 09, no mês de junho/2008, onde foi verificado a menor e a maior participação relativa para este grupo algal, com 2,05% e 93,25%, respectivamente. As espécies *Aulacoseira ambigua* e *A. granulata* foram os únicos táxons que chegaram a dominar em pelo menos uma estação amostral no reservatório de Xingó durante este período de tempo.

As Chlorophyta apresentaram valores de densidade situados entre um mínimo de 323 org.L⁻¹ em XIN 09, do mês de setembro/2008, com um valor máximo de 13.600 org.L⁻¹ na estação XIN 01, no mês de dezembro/2007. Quanto à participação relativa apresentou um percentual mínimo de 1,68% em XIN 05, do mês de setembro/2008, e um percentual máximo de 75,00% na estação XIN 10 no mês de março/2008. Apesar da importância qualitativa e quantitativa desta divisão, nenhum táxon foi considerado dominante em pelo menos uma estação amostral do reservatório de Xingó durante este período de tempo.

As Cryptophyta apresentaram valores de densidade situados entre um mínimo de 0 org.L⁻¹ em quase todas as estações dos meses estudados, com um valor máximo de 2.358 org.L⁻¹ na estação XIN 03, no mês de junho/2008. A maior participação relativa desta divisão foi registrada na estação XIN 04, no mês de dezembro/2007, com 5,47%.

As Chrysophyta apresentaram valores de densidade de 0 org.L⁻¹ em quase todas as estações dos meses estudados, com um valor máximo de 4.042 org.L⁻¹ na estação XIN 08, no mês de junho/2008. Quanto à participação relativa apresentou um percentual mínimo de 0,00% nos pontos amostrais supracitados para a ocorrência de menores densidades, e apresentou um percentual máximo de 11,76% na estação XIN 01, no mês de março/2008.

As Cyanophyta apresentaram valores de densidade situados entre um mínimo de 0 org.L⁻¹ em XIN 07 e XIN 10, do mês de dezembro/2007 e um valor máximo de 34.406 org.L⁻¹ na estação XIN 03, no mês de setembro/2008. A maior participação relativa desta

divisão foi registrada em XIN 09, do mês de setembro com 93,20% da densidade total. As espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Raphidiopsis mediterranea* chegaram a dominar em pelo menos uma estação amostral no reservatório de Xingó durante este período de tempo.

As Dinophyta apresentaram valores de densidade situados entre um mínimo de 0 org.L⁻¹ em quase todas as estações dos meses estudados, com um valor máximo de 3.733 org.L⁻¹ na estação XIN 03, no mês de junho/2008. Quanto à participação relativa apresentou um percentual mínimo de 0,00% nos pontos amostrais supracitados para a ocorrência de menores densidades, e apresentaram um percentual máximo de 11,76% na estação XIN 01, no mês de março/2008.

As Euglenophyta apresentaram valores de densidade situados entre um mínimo de 0 org.L⁻¹ em quase todas as estações dos meses estudados, com um valor máximo de 1.886 org.L⁻¹ na estação XIN 03, no mês de junho/2008. Quanto à participação relativa apresentou um percentual mínimo de 0,00% nos pontos amostrais supracitados para a ocorrência de menores densidades, e apresentaram um percentual máximo de 13,43% na estação XIN 04, no mês de março/2008.

Os valores de diversidade variaram de 0,72 bit.cél⁻¹, em XIN 09, no mês de setembro/2008, à 4,01 bit.cél⁻¹, em XIN 05, no mês de dezembro/2007. A diversidade em Xingó variou, pois, de muito baixa a muito alta diversidade. As menores diversidades médias foram registradas no mês de setembro/2008 e as maiores diversidades médias, no mês de março/2008. Estes dados são corroborados com a equitatividade ($r = 0,955$, $p < 0,001$), que mostrou uma variação de 0,24, em XIN 09, no mês de setembro/2008, à 0,96, em XIN 01, no mês de dezembro/2007. A dominância de *Aulacoseira ambigua*, no mês de junho/2008 e de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Raphidiopsis mediterranea*, no mês de setembro/2008 foram os responsáveis pelas menores diversidades e equitatividades no reservatório de Xingó durante o período estudado.

Similaridade

A análise de similaridade entre as campanhas de coleta (Figura 3.3.D.2.1-6) evidenciou haver baixa similaridade, sendo a maior semelhança observada entre a segunda e terceira campanhas, com $r=41,0$. Isto demonstra uma relativa baixa coincidência de espécies entre as campanhas. Isto ratifica o observado na diversidade, equitabilidade e na frequência de espécies.

A análise de similaridade entre as estações de coleta (Figura 3.3.D.2.1-7) evidenciou haver baixa similaridade, separando a estação lótica a jusante do barramento (XIN 12) das outras estações. As outras estações apresentaram uma baixa similaridade ($r=27,0$), podendo ser distinguida três subgrupos: subgrupo 1' ($r=32,0$) que reuniu principalmente as estações de características mais lênticas (XIN 07, XIN 09, XIN 10 e XIN 11), o subgrupo 1'' ($r=41,0$) com as estações XIN 02, XIN 06 e XIN 08, e o subgrupo 1''' ($r=41,0$) que reuniu principalmente as estações de características mais lógicas (XIN 01, XIN 03, XIN 04 e XIN 05).

As espécies *Nitzschia paleaeformis* e *Ankistrodesmus falcatus* ocorreram apenas na estação XIN 12. Esta estação geralmente apresentou as menores riquezas durante o estudo sendo comum a ocorrência de espécies tanto lógicas como lênticas, sendo dissimilares a qualquer estação a montante.

Cinco espécies apresentaram ocorrência restrita no subgrupo 1', sendo elas: as diatomáceas *Cyclotella stelligera*, *Gomphonema* sp. e *Navicula* sp., a criptofíceia *Cryptomonas* sp., e a euglenofíceia *Euglena acus*. Sete espécies ocorreram apenas nas estações do subgrupo 1'': a cianobactéria *Microcystis* sp., as diatomáceas *Melosira varians* e *Pinnularia maior*, as clorófitas *Chlorococcum minutum*, *Golenkinia radiata* e *Tetraspora* sp. e o dinoflagelado *Gymnodinium* sp. Vinte táxons relacionaram-se as estações lógicas a montante, estando agrupadas no subgrupo 1''': as cianobactérias *Aphanizomenon* sp., *Cyanosarcina burmensis*, *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena* sp., as diatomáceas *Aulacoseira herzogii*, *Stauroneis phoenicenterom*, *Suriella* sp. e *Synedra acus*, as clorófitas *Ankistrodesmus gracilis*, *Crucigenia quadrata*, *Gonatozygon monotaenium*, *Nephrocytium agardhianum*, *Oocystis elliptica*, *Staurastrum gracile*, *Stauroidesmus subulatus* e *Volvox* sp. a criptofíceia *Rhodomonas lacustris*, a crisofíceia *Mallomonas caudata*, o dinoflagelado *Peridinium* sp. e a euglenofíceia *Euglena oxyuris*.

No entanto, a pequena similaridade observada no reservatório demonstra uma relativa baixa coincidência de espécie entre as estações. As estações apresentaram uma reduzida riqueza, havendo elevado número de táxons raros ou pouco frequentes. A elevada composição de algas registrada no reservatório de Xingó, com 111 táxons, é um reflexo da heterogeneidade espacial apresentado pelo sistema, sendo ratificada pela reduzida similaridade entre as estações.

Discussão

A estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Xingó apresentou uma variação sazonal bem evidente. As diferenças sazonais podem ser expressas em três fases distintas: um período com dominância de diatomáceas e clorófitas (meses de dezembro/2007 e março/2008), outro com dominância de diatomáceas (junho/2008) e outro com dominância de cianobactérias (setembro/2008).

A maioria dos ecossistemas aquáticos brasileiros apresenta uma maior riqueza de clorófitas, especialmente Chlorococcales e Zygnematales. Em geral, as Chlorococcales se destacam em termos de representatividade florística nos sistemas do Nordeste, como visto por Bouvy *et al.* (1999, 2000), em Pernambuco e por Barbosa & Mendes (2005), na Paraíba. A presença das diatomáceas no reservatório de Boa Esperança foi interpretada por Pompêo *et al.* (1998) como em função de seu habitat. Em seu estudo, as diatomáceas dominaram nos pontos onde apresentavam características lóticicas. Em termos quantitativos, no reservatório de Xingó, predominaram as clorófitas coloniais em consórcio com diatomáceas filamentosas e de arranjo colonial, típicas de ambientes desestratificados. As clorófitas coloniais, por conseguirem tolerar bem as condições lóticicas, ou seja de mistura, podem permitir o consórcio com diatomáceas, especialmente as de arranjo colonial.

A redução da participação de clorófitas no mês junho/2008 deve ser um reflexo do aumento das condições de mistura. Esta condição pode reduzir a disponibilidade subaquática e inviabilizar os processos fotossintéticos destas algas. As clorófitas dependem de uma boa disponibilidade de luz, mesmo quando estabelecidas condições de mistura (Reynolds *et al.*, 2002). Sem as clorófitas e com um nicho ambiental mais estreito, em função, provavelmente, das condições mais instáveis, houve uma eliminação de competidores potenciais com as diatomáceas que dominaram o reservatório de Xingó neste mês.

Em ecossistemas tropicais, como no Brasil, o clima quente constante durante quase todo o ano, associado ao atual estado de eutrofização cultural dos mananciais, tem-se observado uma estrutura fitoplanctônica dominada principalmente por cianobactérias (Marinho & Huszar, 2002). As diferenças deste processo nos trópicos, diferente das altas latitudes, geram sucessão de populações de cianobactérias que frequentemente predominam todo o ciclo sazonal. Segundo Tundisi (1990), as

diatomáceas ocorrem durante um curto intervalo de tempo quando os ventos e as chuvas produzem baixa estabilidade no sistema. Logo em seguida, táxons filamentosos de cianobactérias começam a codominar e, quando a coluna d'água se estabiliza, observa-se o domínio de cianófitas cocóides. No reservatório de Xingó, este período restringiu ao mês de setembro/2008 e, ainda encontra-se no período inicial de sucessão, uma vez que não foi registrada a forte abundância de cianobactérias cocóides.

Os táxons que comumente formam florações em ambientes tropicais são pertencentes ao grupo das cianobactérias. Os *blooms* mais frequentes são de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Bouvy *et al.* 2000), *Microcystis viridis* (A. Braun) Lemmermann (Figueredo & Giani, 2001), *Microcystis aeruginosa* (Kutzing) Kutzing (Chellappa & Costa, 2003), *Anabaena spiroides* Klebahn (Molica *et al.*, 2005) e *Planktothrix agardhii* (Relatório Final Araras, 2006). Vale destacar que os trabalhos consideram floração de cianobactérias quando estas ultrapassam 20.000 cél.mL⁻¹, de acordo com a portaria 518/2004 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2005). A portaria ainda enfatiza a necessidade de monitoramento semanal, caso registre densidades superiores a 10.000 cél.mL⁻¹. O desenvolvimento destes organismos caracterizam-se como um sério problema para as estações de tratamento e configura uma situação de risco a saúde pública, visto sua capacidade de produzirem substâncias neurotóxicas, hepatotóxicas e dermatotóxicas (Bittencourt-Oliveira & Molica, 2003). Intoxicações de populações humanas pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram descritas em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul. O Brasil possui um recente histórico de relatos de contaminação por cianotoxinas. Os registros de florações tóxicas no país concentram-se nas regiões sul (Yunes *et al.*, 1996), sudeste (Lagos *et al.*, 1999) e nordeste (Bouvy *et al.*, 1999; Costa *et al.*, 2006).

Sinopse: Microalgas planctônicas coletadas nas amostras integradas no reservatório de Xingó

CYANOPHYTA

CYANOPHYCEAE

CHROOCOCCALES

CHROOCOCACEAE

Aphanocapsa elachista W. West & G.S. West

Aphanocapsa incerta (Lemmermann) Cronberg & Komárek

Chroococcus minutus (Kutzing) Nägeli

Chroococcus turgidus (Kutzing) Nägeli

Chroococcus sp.

Cyanosarcina burmensis (Skuja) Kováčik

Microcystis aeruginosa (Kutzing) Kutzing

Microcystis panniformis J. Komárek, J. Komárková-Legnerová, C.L. Sant'Anna,
M.T.P. Azevedo, & P.A.C. Senna

Microcystis wesenbergii (Komárek) Komárek

Microcystis sp.

NOSTOCALES

NOSTOCACEAE

Anabaena circinalis Rabenhorst

Anabaena constricta (Szafer) Geitler

Aphanizomenon sp.

Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju

Raphidiopsis mediterranea Skuja

OSCILLATORIALES

OSCILLATORIACEAE

Oscillatoria princeps Vaucher ex Gomont

Oscillatoria sancta Kutzing ex Gomont

Oscillatoria sp.

PHORMIDIACEAE

Planktothrix agardhii (Gomont) Anagnostidis & Komárek

PSEUDANABAENACEAE

Geitlerinema amphibium (C. Agardh) Anagnostidis

Pseudanabaena catenata Lauterborn

Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek

Pseudanabaena sp.

BACILLARIOPHYTA

COSCINODISCOPHYCEAE

RHIZOLENIALES

RHIZOLENIACEAE

Urosolenia eriensis (H.L. Smith) F.E. Round & R.M. Crawford

Urosolenia longiseta (Zacharias) Bukhtiyarova

THALASSIOSIRALES

STEPHANODISCACEAE

Cyclotella meneghiniana Kutzing

Cyclotella stelligera Cleve & Grunow

MELOSIRALES

MELOSIRACEAE

Melosira varians C. Agardh

AULACOSEIRALES

AULACOSEIRACEAE

Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen

Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O.F. Muller) Simonsen

Aulacoseira herzogii (Lemmermann) Simonsen

FRAGILARIOPHYCEAE

FRAGILARIALES

FRAGILARIACEAE

Fragilaria crotonensis Kitton

Fragilaria capucina var. *fragilarioides* (Grun.) Ludwig et Flores

Fragilaria sp.

Synedra acus Kutzing

Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenberg

BACILLARIOPHYCEAE

RHOPALODIALES

RHOPALODIACEAE

Epithemia sp.

NAVICULALES

STAURONEIDACEAE

Stauroneis phoenicenteron Ehrenberg

PINNULARIACEAE

Pinnularia maior (Kutzing) Cleve

NAVICULACEAE

Navicula sp.

CYMBELLALES

GOMPHONEMATACEAE

Gomphonema parvulum (Kutzing) Grunow

Gomphonema sp.

BACILLARIALES

BACILLARIACEAE

Nitzschia paleaeformis Hust

SURIRELLALES

SURIRELLACEAE

Surirella sp.

CHLOROPHYTA

CHLOROPHYCEAE

CHLOROCOCCALES

RADIOCOCCACEAE

Radiococcus planktonicus J.W.G. Lund

HYDRODICTYACEAE

Pediastrum boryanum (Turpin) Meneghini

Pediastrum duplex Meyen

Pediastrum simplex Meyen

OOCYSTACEAE

Nephrocytium agardhianum Nägeli

Oocystis elliptica W. West

Oocystis lacustris Chodat

Oocystis pusilla Hansgirg

Oonephris obesa (W. West) Fott

Planktosphaeria gelatinosa G.M. Smith

GOLENKINIACEAE

Golenkinia paucispina W. West & G.S. West

Golenkinia radiata Chodat

MICRACTINIACEAE

Phytelios viridis Frenzel

CHLOROCOCCACEAE

Chlorococcum minutum R.C. Starr

SCENEDESMACEAE

Crucigenia fenestrata (Schmidle) Schmidle

Crucigenia quadrata Morren

Scenedesmus bijugus (Turpin) Kutzing

Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson ex Ralfs

COELASTRACEAE

Coelastrum microporum Nägeli

Coelastrum reticulatum (P.A. Dangeard) Senn

BOTRYOCOCCACEAE

Dictyosphaerium pulchellum H.C. Wood

CHLORELLACEAE

Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs

Ankistrodesmus gracilis (Reinsch) Korshikov

Ankistrodesmus spiralis (W.B. Turner) Lemmermann

Ankistrodesmus sp.

Chlorella vulgaris Beijerinck

Kirchneriella obesa (G.S. West) Schmidle

Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová

Pseudoquadrigula sp.

Quadrigula chodatii (Tanner-Fullemann) G.M. Smith

Quadrigula lacustris (Chodat) G.M. Smith

TETRASPORALES

TETRASPORACEAE

Tetraspora sp.

PALMELLACEAE

Sphaerocystis schroeteri Chodat

ZYGNEMATALES

ZYGNEMATACEAE

Mougeotia sp.

DESMIDIACEAE

Cosmarium margaritatum (P. Lundell) J. Roy & Bisset

Cosmarium sp.

Desmidium sp.

Onychonema laeve Nordstedt

Staurastrum gracile Ralfs ex Ralfs

Staurastrum leptocladum L.N. Johnson

Staurastrum leptacanthum Nordstedt

Staurastrum rotula Nordstedt

Staurastrum sp. 1

Staurastrum sp. 2

Staurodesmus subulatus (Kutzing) Thomasson

Staurodesmus triangularis (Lagerheim) Teiling

Staurodesmus sp.

PENIACEAE

Gonatozygon monotaenium De Bary

VOLVOCALES

VOLVOACEAE

Eudorina elegans Ehrenberg

Volvox sp.

CRYPTOPHYTA

CRYPTOPHYCEAE

CRYPTOMONADALES

CRYPTOMONADACEAE

Cryptomonas ovata Ehrenberg

Cryptomonas subovalis Ehrenberg

Cryptomonas sp.

PYRENOMONADALES

PYRENOMODACEAE

Rhodomonas lacustris Pascher & Ruttner

DINOPHYTA

DINOPHYCEAE

PERIDINIALES

GYMNODINIACEAE

Gymnodinium sp.

PERIDINIACEAE

Peridinium cinctum (O.F. Muller) Ehrenberg

Peridinium sp.

CHRYSOPHYTA

CHRYSOPHYCEAE

MONOSIGALES

SYNURACEAE

Mallomonas caudata Ivanov

OCHROMONADALES

DINOBRYACEAE

Dinobryon sertularia Ehrenberg

EUGLENOPHYTA

EUGLENOPHYCEAE

EUGLENALES

EUGLENACEAE

Euglena acus Ehrenberg

Euglena oxyuris Schmarda

Euglena sp.

Trachelomonas obesa Ehrenberg

Trachelomonas oblonga Ehrenberg

Trachelomonas volvocina Ehrenberg

Trachelomonas sp.

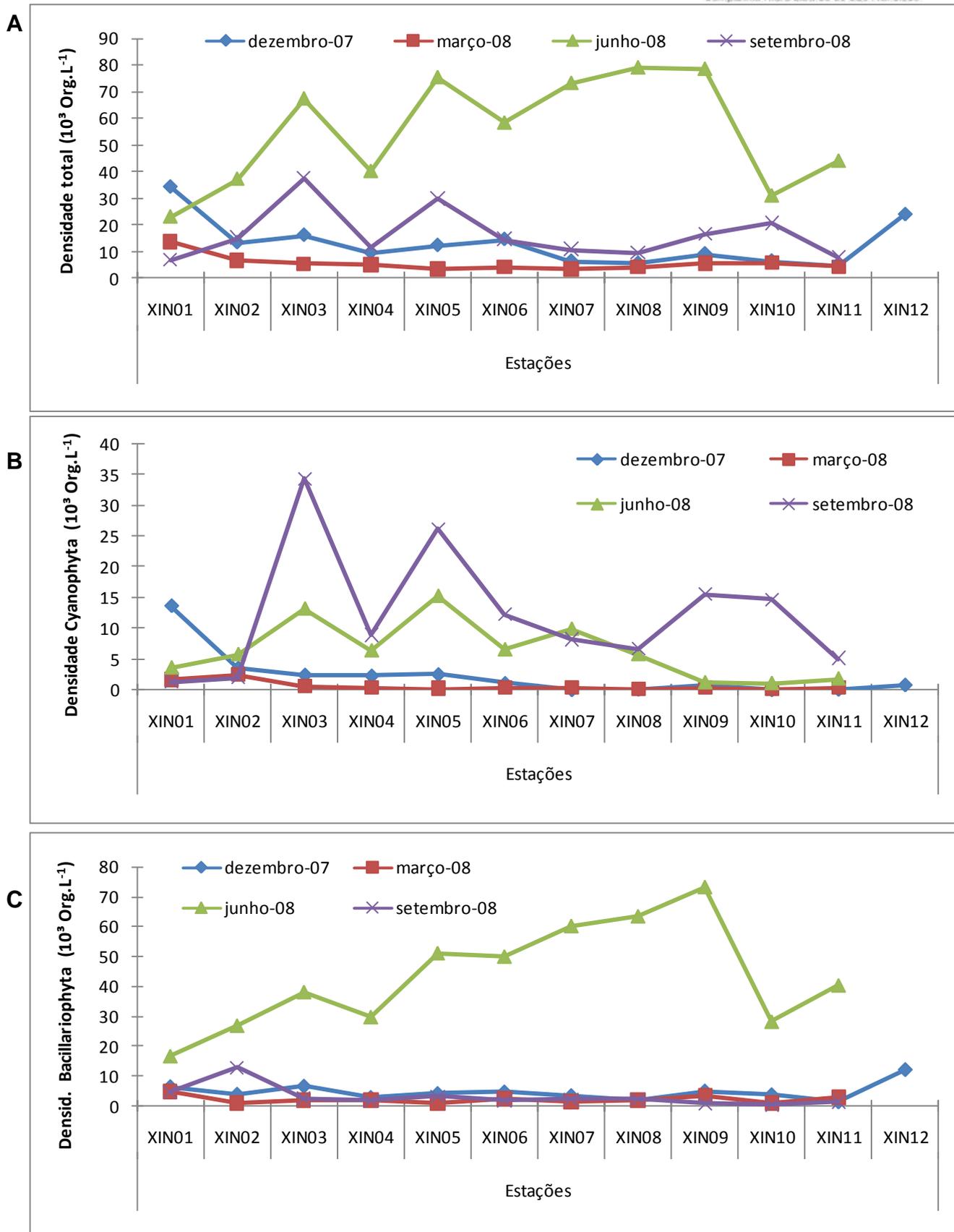


Figura 3.3.D.2.1-1 - Variação anual da densidade fitoplanctônica (10^3 Org.L^{-1}) no reservatório de Xingó, A - Densidade total, B - Densidade Cyanophyta e C - Densidade Bacillariophyta, entre os meses de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

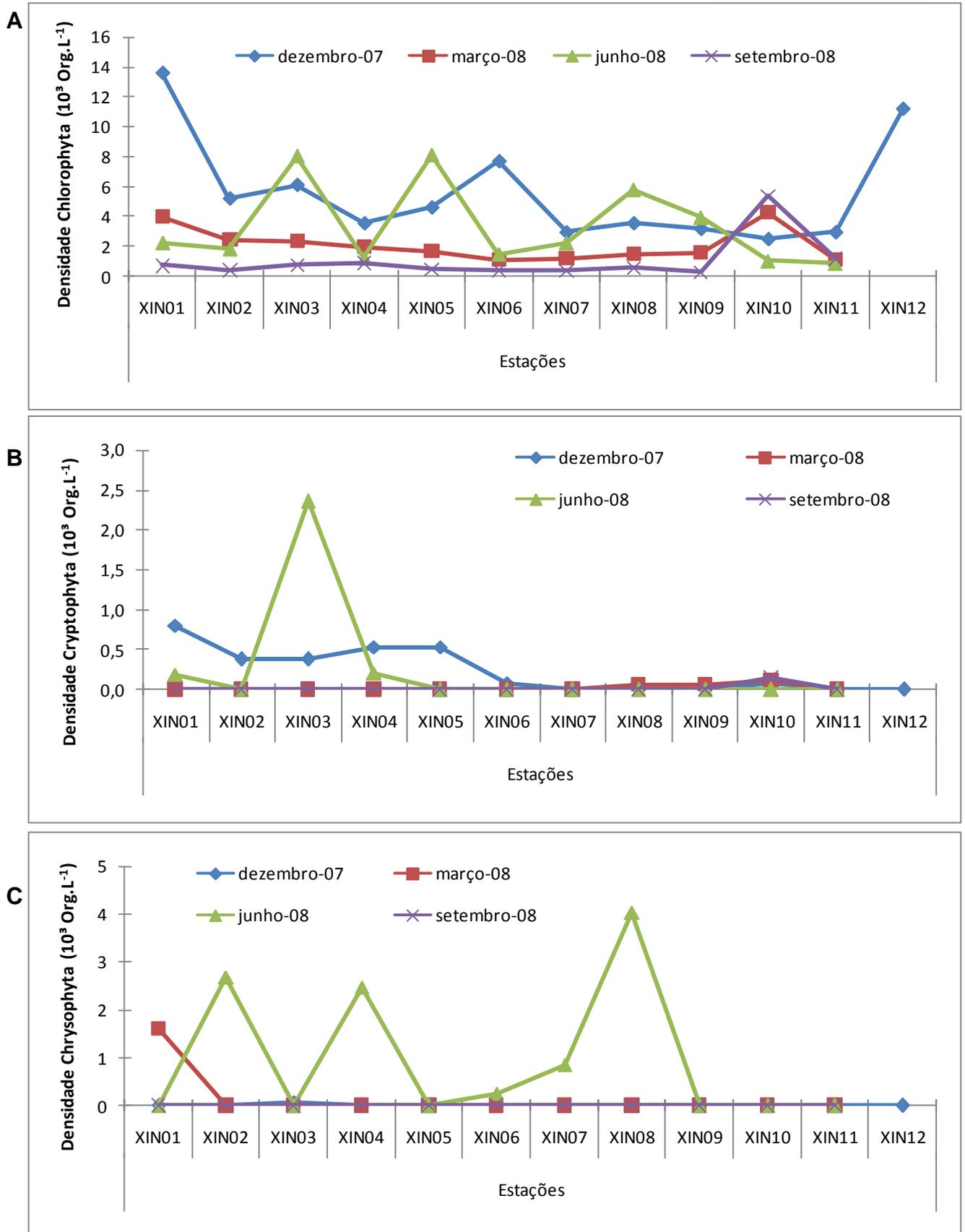


Figura 3.3.D.2.1-2 - Variação anual da densidade fitoplanctônica (10^3 Org.L^{-1}) no reservatório de Xingó, A – Densidade Chlorophyta, B – Densidade Cryptophyta e C – Densidade Chrysophyta, entre os meses de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

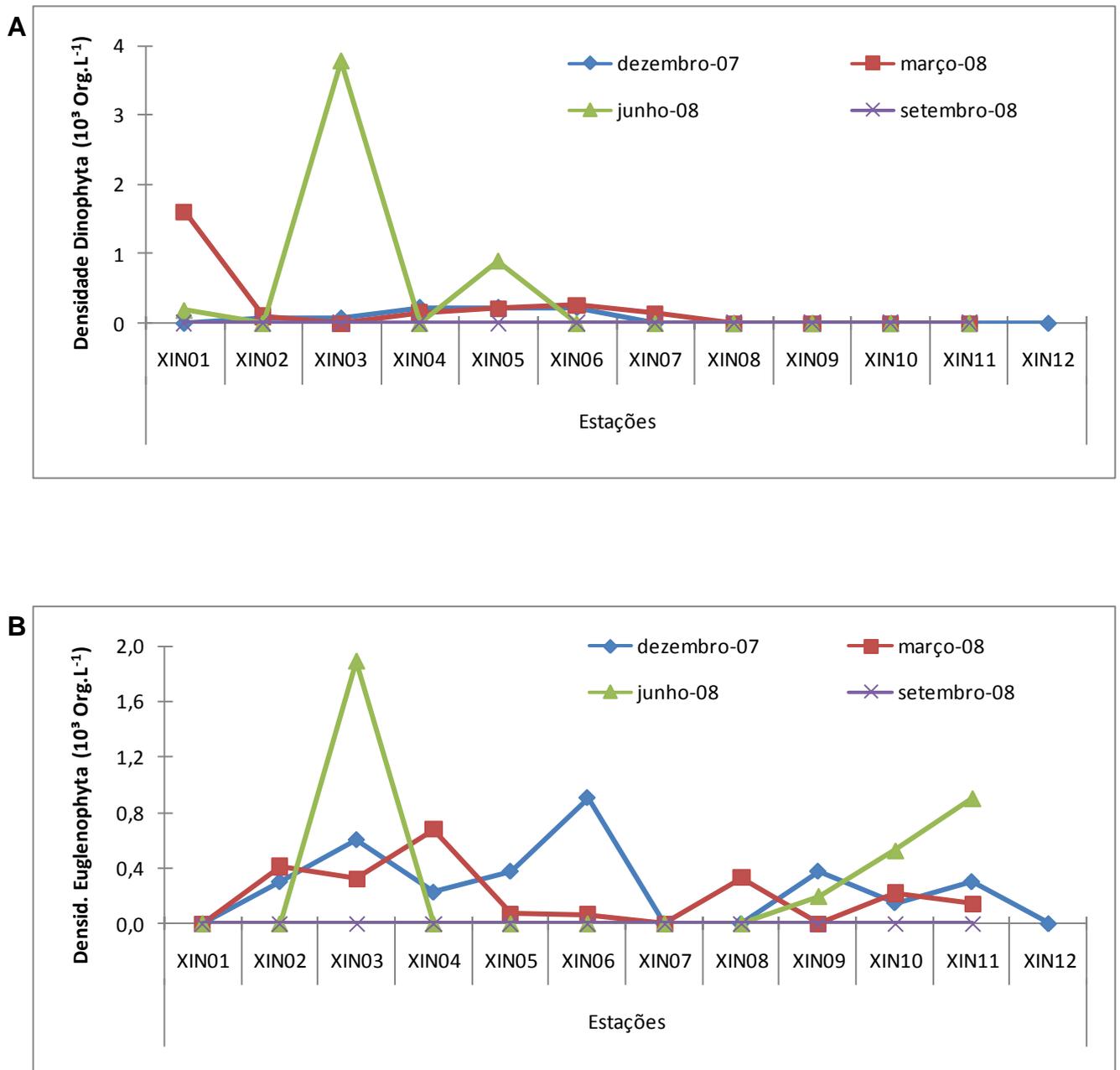


Figura 3.3.D.2.1-3 - Variação anual da densidade fitoplanctônica (10^3 Org.L^{-1}) no reservatório de Xingó, A – Densidade Dinophyta e B – Densidade Euglenophyta, entre os meses de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

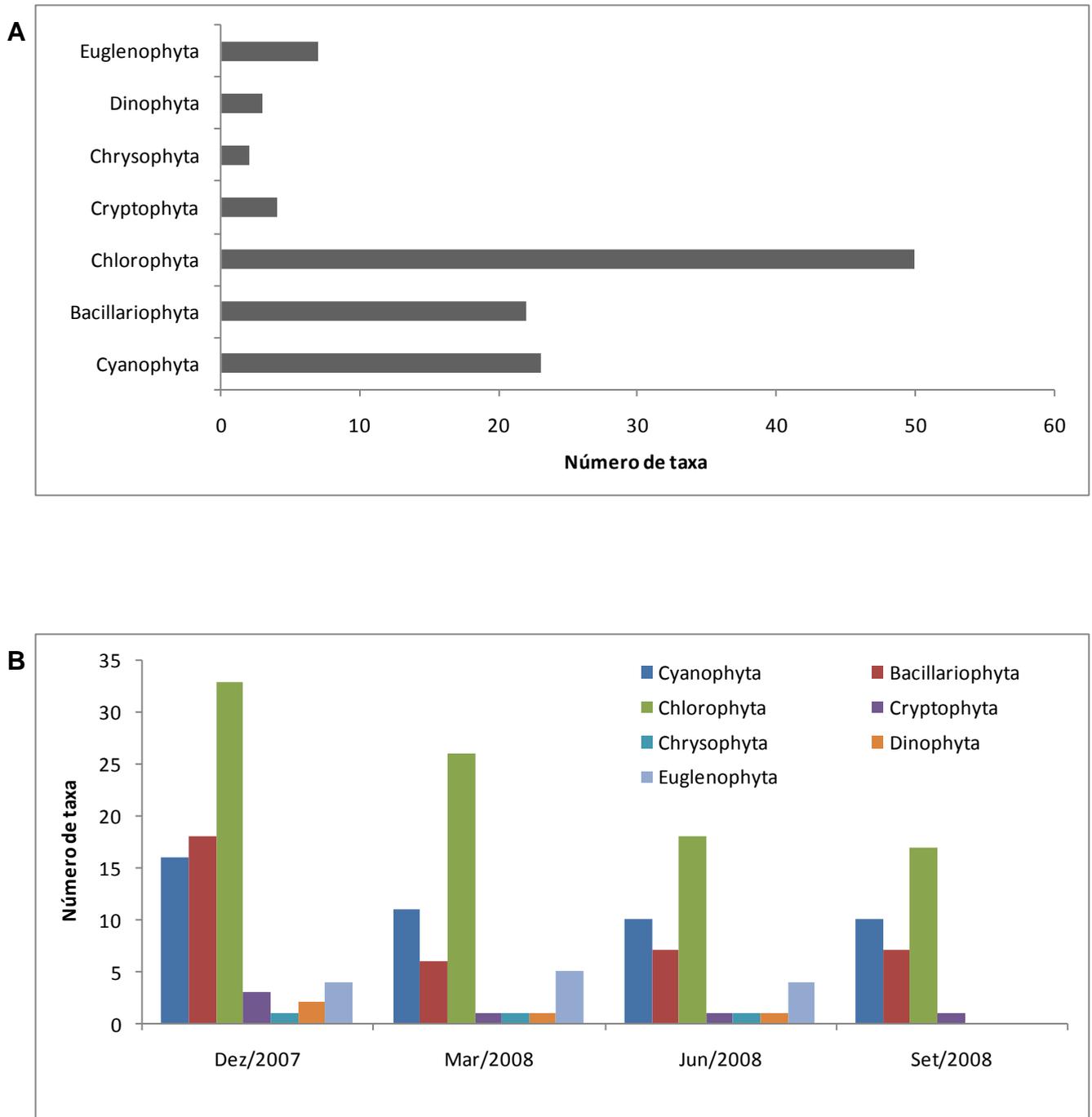


Figura 3.3.D.2.1-4 – Variação anual do número de taxa no reservatório de Xingó, A – número de taxa e B número de taxa, entre os meses de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

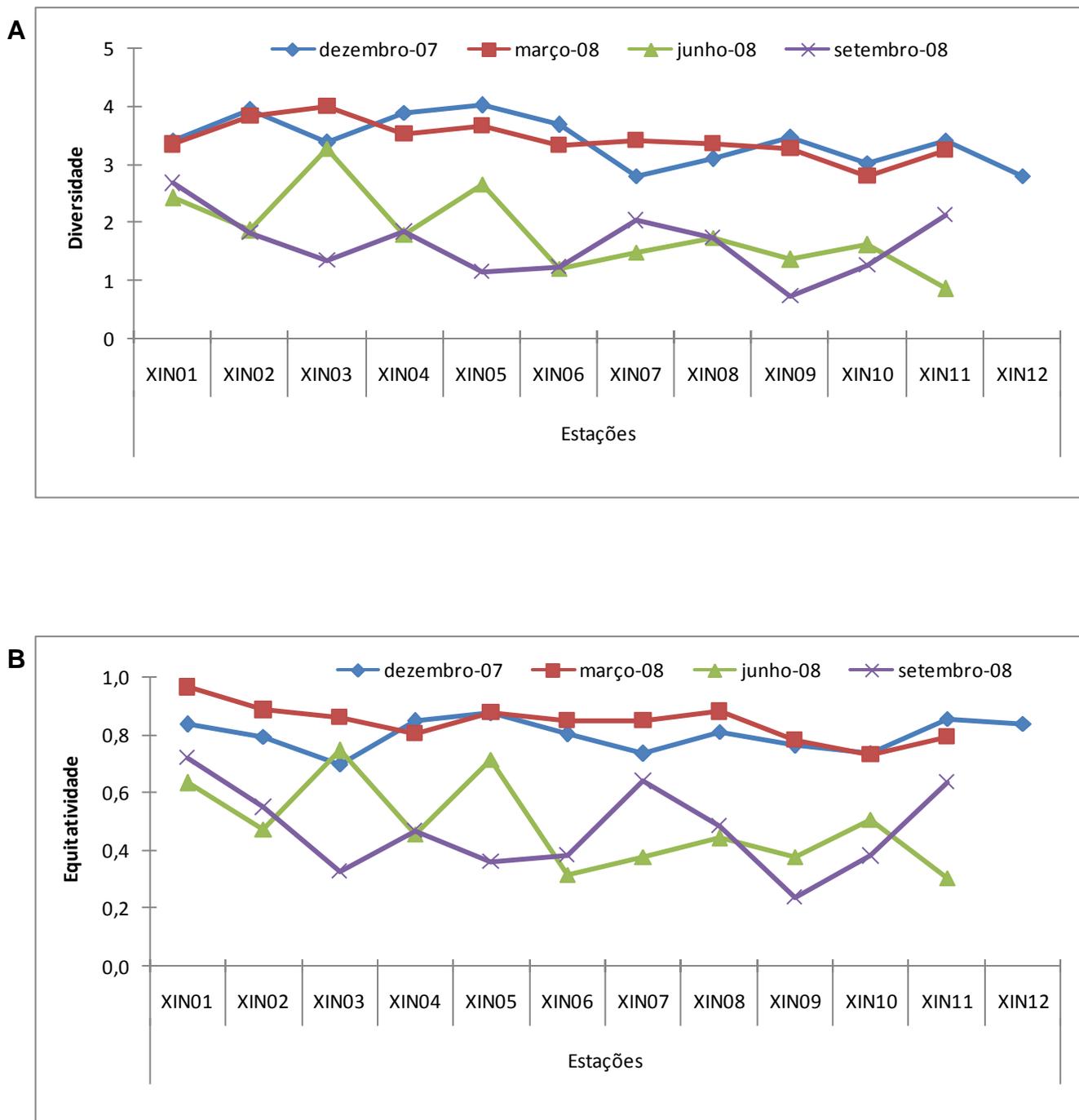


Figura 3.3.D.2.1-5 - Variação anual da diversidade e equitatividade nas estações de coleta no reservatório de Xingó, entre os meses de dezembro de 2007 a setembro de 2008.

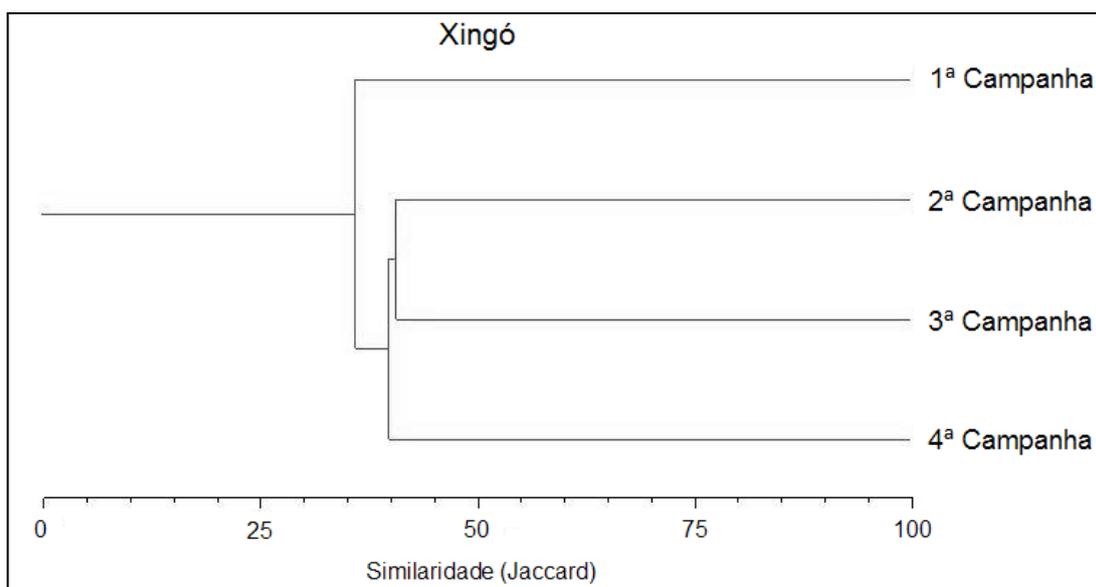


Figura 3.3.D.2.1-6 - Agrupamentos formados com respectivas similaridades, obtidas através da análise da ocorrência de espécies entre as campanhas de coleta, no período compreendido de dezembro/2007 a setembro/2008, no reservatório de Xingó.

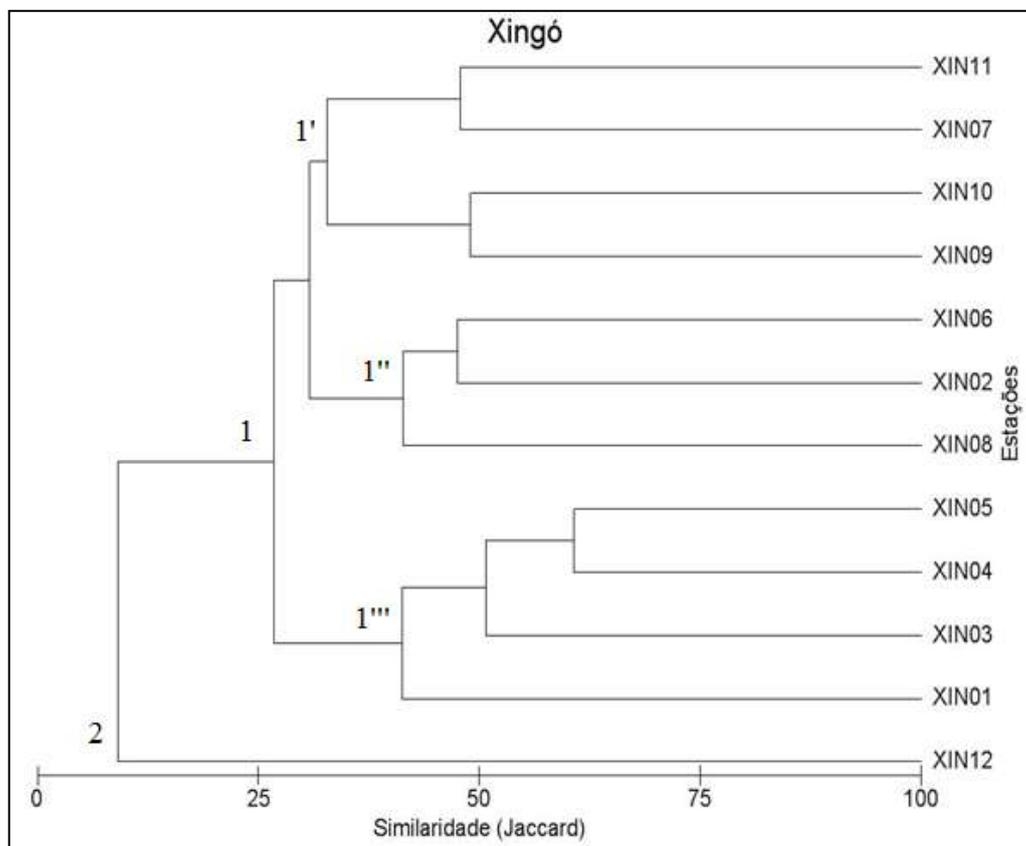


Figura 3.3.D.2.1-7 - Agrupamentos formados com respectivas similaridades, através da análise da ocorrência de espécies entre as estações de coleta, durante um ciclo anual entre dezembro/2007 a setembro/2008, no reservatório de Xingó.

3.3.D.2.2. Trecho à jusante da barragem

Riqueza taxonômica

Os organismos fitoplanctônicos são a base da teia trófica em sistemas aquáticos. O conhecimento da riqueza específica, participação relativa, densidade, diversidade e equitabilidade fitoplanctônica nesses ambientes é um instrumento precioso para caracterização trófica de ecossistemas em geral. Estimativas da diversidade podem ser utilizadas como indicadores das condições de sistemas ecológicos e funcionam como medida da estabilidade de uma comunidade e sua resistência a diversos tipos de distúrbios (MAGURRAN, 1988; BARNESE e SCHELSKE, 1994).

No presente estudo, a composição da comunidade fitoplanctônica esteve constituída por 240 táxons dos quais 10,00% eram Cyanophyta, 2,08% Dinophyta, 2,50% Euglenophyta, 0,42% Chrysophyta, 45,00% Bacillariophyta e 40,00% Chlorophyta (Figura 3.3.D.2.2-1). Esses resultados demonstraram a importância qualitativa dos grupos Bacillariophyta e Chlorophyta nas águas do baixo São Francisco.

Levando-se em consideração a riqueza taxonômica nas estações de coletas, observou-se maior número de táxons (72) na estação BSF05 em outubro seguido das estações BSF17 em Julho e BSF03 em outubro, ambas com 66 táxons (Figura 3.3.D.2.2-2). Nessas estações o grupo Bacillariophyta foi o mais representativo, contando com a participação de 34 táxons (BSF05), 50 (BSF17) e 27 (BSF03), nos respectivos meses. A menor riqueza (22 táxons) foi registrada em janeiro na estação BSF09 (Figura 3.3.D.2.2-2).

Na maioria das estações (exceto BSF01, nos meses de abril e julho) foi registrado maior número de táxons Bacillariophyta. As diatomáceas constituem um importante componente fitoplanctônico nos ecossistemas aquáticos de modo geral e a dominância dessas microalgas é decorrente principalmente de sua alta taxa de crescimento em relação aos demais grupos, bem como devido a sua natureza eurialina e a sua preferência por ambientes eutróficos (EGGE e AKSNES, 1992; PATRICK, 1967).

A divisão Cyanophyta esteve representada por 3 ordens, 6 famílias, 13 gêneros e 13 espécies, destacando-se as famílias Oscillatoriaceae que esteve representadas por 6 táxons. A divisão Euglenophyta contou com a presença de apenas uma família composta

por 7 táxons. As Dinophyta estiveram representadas por 2 classes, 2 ordens, 1 família e 5 táxons. A divisão Chrysophyta esteve representada apenas pelo gênero Dinophyta. A divisão Bacillariophyta contou com a participação de 3 classes, 8 subclasses, 18 ordens, 29 famílias, 47 gêneros e 74 espécies. Nesta divisão destacaram-se as famílias Eunotiacea (9 táxons), Bacillariaceae (11 táxons) e Surirellaceae (9 táxons). A divisão Chlorophyta, esteve representada por 1 classe, 7 ordens, 16 famílias, 38 gêneros e 81 espécies. A família Desmidiaceae destacou-se com a presença de 55 táxons. A exemplo de vários outros grupos de algas, as espécies de desmídias são importantes indicadores da qualidade da água, fornecendo informações importantes como pH, condutividade e estado trófico. De acordo com Reynolds et al. (2002), as desmídias ocorrem principalmente em ambientes mesotrófico a eutrófico, podendo ser bem sucedidas também em sistemas oligotróficos com pH entre ácido e neutro.

Abundância relativa dos táxons

No que se refere à participação qualitativa, foi registrada durante os períodos em estudo a ocorrência de apenas 1 táxon dominante (>70,0%), a diatomácea *Aulacoseira granulata* representando 85,26% do fitoplâncton identificado no mês de julho na estação BSF15. Esta microalga foi considerada abundante, ainda no mês de julho, nas estações BSF07 (51,62%), BSF09 (47,14%), BSF12 (42,27%), BSF13 (50,01%), BSF16 (44,83%), BSF17 (50,41%) e BSF18 (52,78%).

A diatomácea *Fragilaria crotonensis* foi considerada abundante, no mês de janeiro nas estações BSF1 (47,81%), BSF2 (59,14%), BSF8 (55,88%) e BSF12 (40,25%) e em outubro nas estações BSF02 (41,45%), BSF04 (43,42%), BSF05 (53,37%), BSF10 (48,88%), BSF11 (47,44%) e BSF20 (56,0%). *Aulacoseira ambigua* f. *spiralis* foi também espécie abundante nas estações BSF06 (61,08%) e BSF01 (55,56%), em abril e julho, respectivamente.

Os demais táxons (a grande maioria) presentes nas estações do Baixo São Francisco nos meses de janeiro, abril, julho e outubro, foram considerados pouco abundantes e raros, ou seja, participaram com percentuais inferiores a 40%.

Frequência de ocorrência

Com relação à frequência de ocorrência, os táxons considerados muito frequentes representaram 20,80% das microalgas identificadas no período em estudo. Os táxons frequentes representaram 19,2%, os pouco frequentes e esporádicos constituíram a maior parcela, representando com 60,0% do fitoplâncton identificado nos três períodos.

Foram considerados muito frequentes nos quatro períodos estudados ($\geq 70\%$): *Aulacoseira granulata* (janeiro=100,0%; abril=95,5%; julho= 100,0%, outubro=94,7%), *Epithemia* sp. (janeiro= 100,0%; abril=76,2%; julho= 100,0%; outubro=100,0%), *Pediastrum simplex* (janeiro=100,0%; abril= 71,4%; julho=94,4%; outubro=100,0%); *Pleurosira leavis* (janeiro=100,0%; abril=90,5%; julho=94,4%; outubro=94,7%); *Synedra gouldarii* (janeiro= 87,5%; abril=90,5%; julho=94,4%; outubro=84,2%) e *Synedra ulna* (janeiro=93,8%; abril= 90,5%; julho=100,0%; outubro=100,0%).

Levando-se em consideração os meses de coletas, observou-se nos meses de janeiro e outubro maior ocorrência de táxons pouco frequentes (40,9% e 36,94%, respectivamente), já nos meses de abril e julho a maioria dos táxons estiveram posicionados nas categorias esporádicos, representando respectivamente 51,4% e 41,67% (Figura 3.3.D.2.2-3).

Diversidade específica e equitabilidade

Com relação à diversidade nas estações avaliadas, os valores oscilaram entre muito baixos e altos.

A diversidade mais elevada foi registrada no mês de abril na estação BSF15 com 4,41 bits.org⁻¹ e equitabilidade correspondente a 0,84. O menor valor da diversidade foi de 0,96 bits.org⁻¹ com equitabilidade de 0,19 observado no mês de julho na estação BSF15 (Figura 3.3.D.2.2-5).

O grau de complexidade da estrutura de uma comunidade é indicado pela diversidade de suas espécies, considerando o número de táxon e a equitabilidade, isto é, a distribuição dos indivíduos nos táxons. A diversidade decresce quando a comunidade torna-se dominada por uma ou algumas espécies e poderá ser muito baixa sob condições de “blooms” fitoplanctônicos. (OMORI E IKEDA, 1984; PARSONS et al., 1984).

No presente estudo a diversidade fitoplanctônica apresentou valor muito baixo (julho-BSF15) em virtude da dominância da diatomácea *Aulacoseira granulata* nesta

estação. De maneira geral, nos demais pontos amostrados nos quatro períodos estudados não foi constatado a ocorrência de táxons dominantes, por isso a diversidade específica e a equitabilidade foram consideradas entre médias e altas indicando uma uniformidade na distribuição das espécies.

Ecologia dos Táxons Identificados em Nível Específico

Levando-se em consideração as características ecológicas da comunidade fitoplanctônica observou-se que dos táxons identificados em nível específico, 153 (84,07%) foram de origem dulciaquícola, 27 (14,84%) de origem marinha (nerítica ou oceânica) e apenas 2 espécies (1,10%) foram estuarinas. A dominância de espécies de origem dulciaquícolas evidenciaram maior influência do fluxo limnético no ambiente estudado.

Dentre os organismos dulciaquícolas, as espécies planctônicas (P) constituíram a maior parcela do microfitoplâncton local (116 táxons) e apenas 38 táxons eram ticoplanctônicas (T). Das espécies marinhas 12 eram planctônicas (P) e 15 ticoplanctônicas (T); as 2 espécies estuarinas foram consideradas ticoplanctônicas (T) (Figura 3.3.D.2.2-7).

Todas as espécies das divisões Cyanophyta, Euglenophyta, Dinophyta e Chlorophyta foram de origem dulciaquícola. Apenas a divisão Bacillariophyta apresentou táxons de origem dulciaquícola, marinha e estuarina (Figura 3.3.D.2.2-7).

Densidade celular

Nos quatro períodos estudados, observou-se uma grande variação da densidade total (Cyanophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Bacillariophyta e Chlorophyta) nas estações de coletas, com valores variando de 1 org.L⁻¹ em abril (BSF1, BSF5, BSF7, BSF8, BSF9, BSF10, BSF15, BSF16) a 1.470 org.L⁻¹ na estação BSF3 no mês de julho (Figura 3.3.D.2.2-4). De modo geral, valores mais baixos foram registrados no mês de abril e os mais elevados foram observados em julho (Figura 3.3.D.2.2-4).

Considerando a contribuição dos grupos taxonômicos de que é composto o fitoplâncton, observou-se maior densidade da divisão Bacillariophyta na maioria das estações avaliadas nos três períodos de estudo. Apenas no mês de janeiro, na estação

BSF16 e no mês de outubro na estação BSF19 a divisão Chlorophyta superou quantitativamente as diatomáceas.

O táxon Bacillariophyta melhor representado com relação a densidade na campanha realizada em janeiro foi *Aulacoseira granulata* com 34 org.L⁻¹ na estação BSF05 e *Fragilaria crotonensis* que contou com a participação de 32 org.L⁻¹ na estação BSF03.

Em abril, o táxon Bacillariophyta mais representativo com relação à densidade foi *Aulacoseira ambigua* f. *spiralis* na estação BSF06 apresentando uma contribuição quantitativa de 4 org.L⁻¹.

Na campanha de julho, o gênero *Aulacoseira* esteve entre os mais especiosos, estando representado por 5 espécies com elevados valores de densidade, principalmente *Aulacoseira ambigua* que esteve representada com 343 org.L⁻¹ na estação BSF03 e *Aulacoseira granulata* que contou com a participação de 388 org.L⁻¹ na estação BSF03 e 336 org.L⁻¹ na estação BSF07.

Na coleta realizada em outubro destacou-se a diatomácea *Fragilaria crotonensis* que contou com a participação de 42 org.L⁻¹ na estação BSF05 e 40 org.L⁻¹ na estação BSF11.

Similaridade

A análise da similaridade das espécies (Figura 1) evidenciou a existência de dois grupos, ambos formados por dois subgrupos (a e b). O subgrupo 1a apresentou similaridade superior a 50% e esteve representado principalmente por espécies de Chlorophyta consideradas muito frequentes e frequentes; o 1b apresentou similaridade inferior a 50% e esteve constituído por Cyanophyta. Os subgrupos 2a e 2b apresentaram similaridades inferiores a 50%. evidenciando bastante semelhança na composição das espécies. O subgrupo 2a esteve representado por diatomáceas e clorofíceas todas consideradas muito frequentes e o subgrupo 2b agrupou apenas diatomáceas do gênero *Aulacoseir*. Estes táxons foram os mais representativos durante todo período estudado, tanto no que se refere a abundância relativa quanto a frequência de ocorrência.

No que se refere a análise da similaridade das estações de coletas (Figura 2) observou-se a formação de dois grandes grupos caracterizando os períodos seco e chuvoso. O grupo 1 apresentou similaridade inferior a 50% e reuniu todos os pontos

amostrados no mês de janeiro (período seco); já o grupo 2 mostrou similaridades superior a 50%, agrupando todas as estações de coletas do mês de julho (período chuvoso).

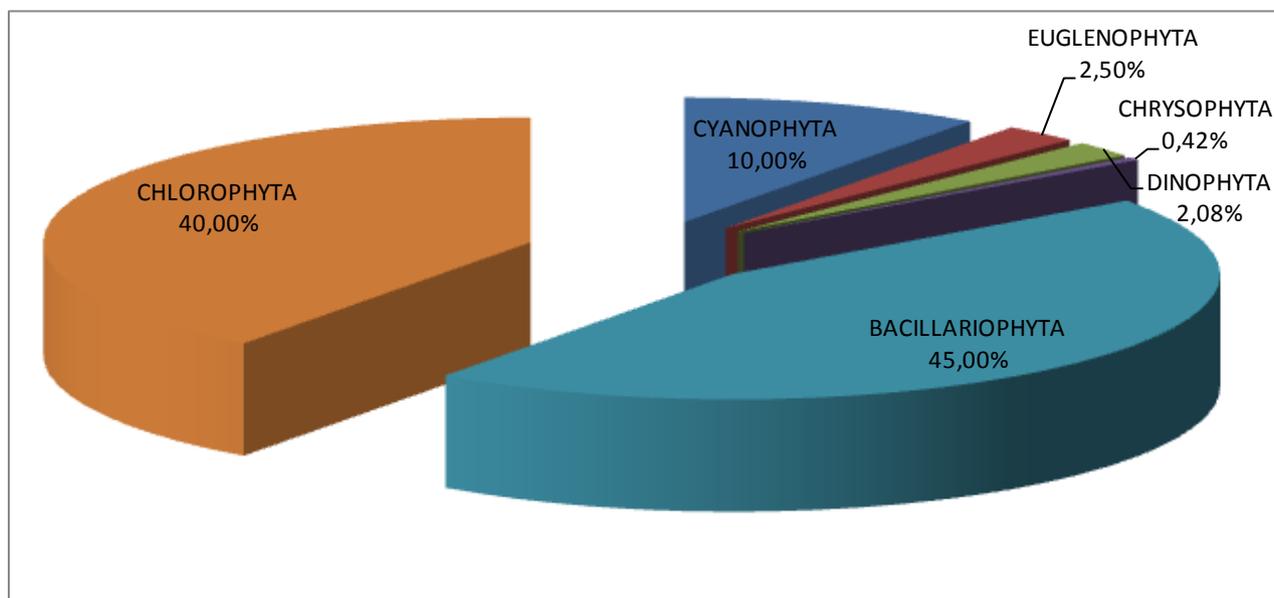


Figura 3.3.D.2.2-1 - Participação relativa dos grupos fitoplanctônicos identificados nas amostras do Baixo São Francisco nos meses de janeiro a outubro/2008.

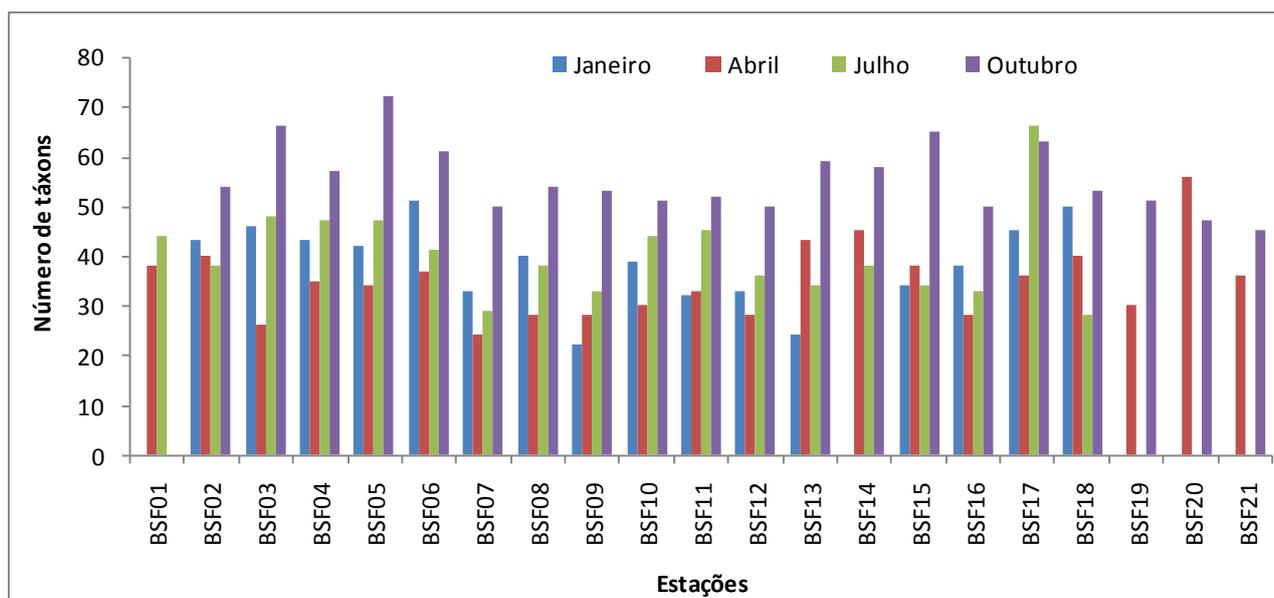


Figura 3.3.D.2.2-2 - Riqueza taxonômica do fitoplâncton identificado nos 21 pontos de coletas no Baixo São Francisco nos meses de janeiro a outubro/2008.

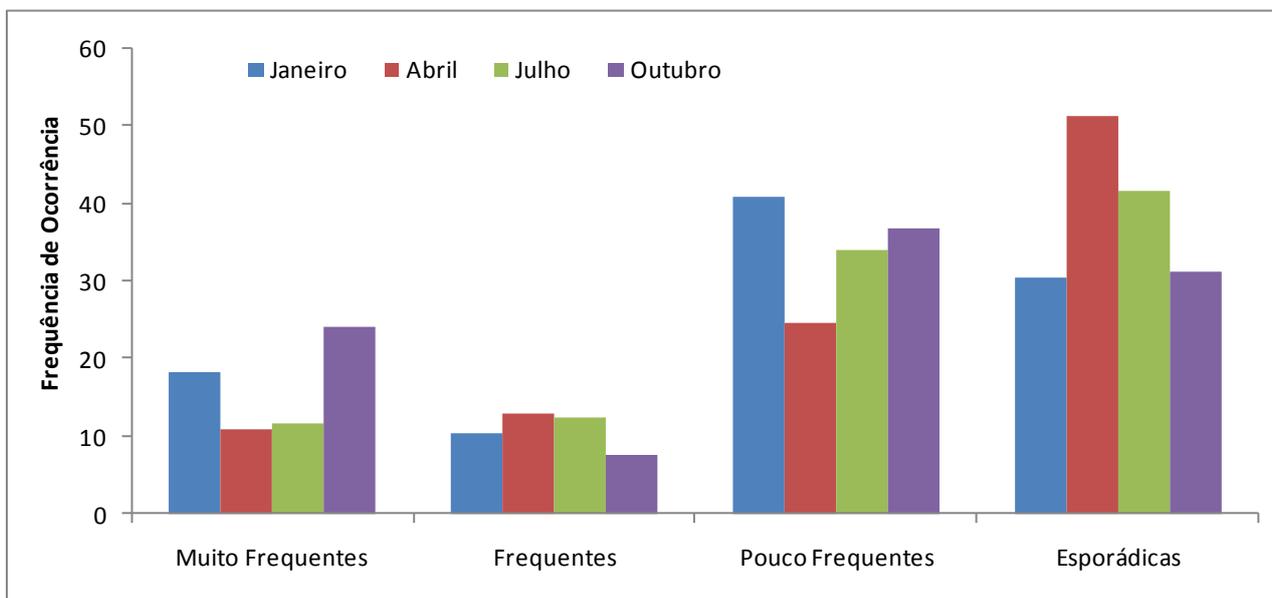


Figura 3.3.D.2.2-3 - Percentual da Frequência de Ocorrência dos táxons fitoplânctônicos no Baixo São Francisco, de janeiro a outubro de 2008.

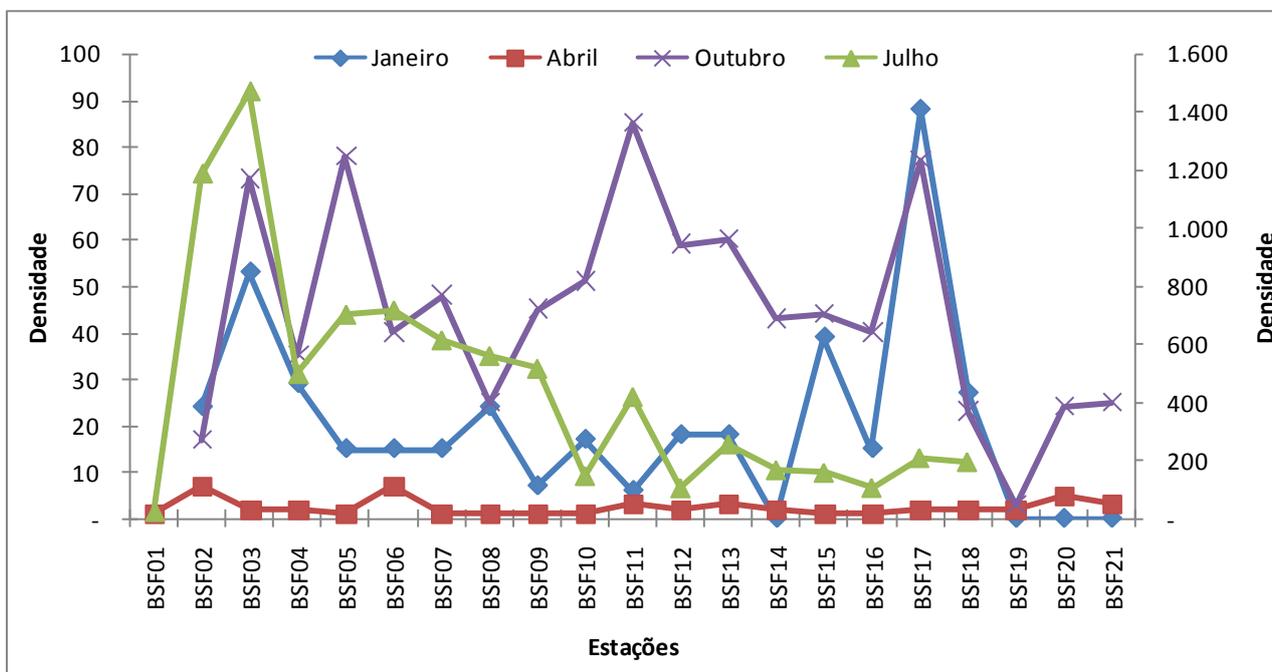


Figura 3.3.D.2.2-4 - Distribuição da densidade total do fitoplâncton identificado nas amostras no Baixo São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

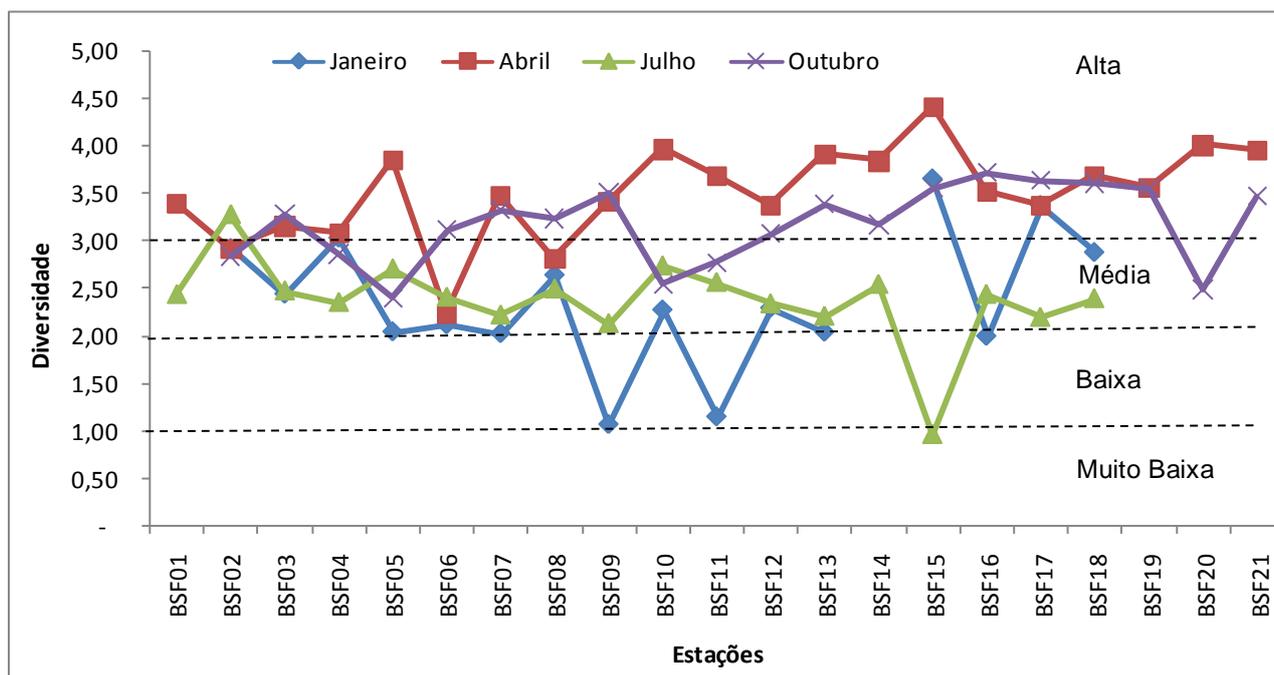


Figura 3.3.D.2.2-5 - Distribuição diversidade específica do fitoplâncton identificado nas amostras no Baixo São Francisco no período de janeiro a outubro/2008.

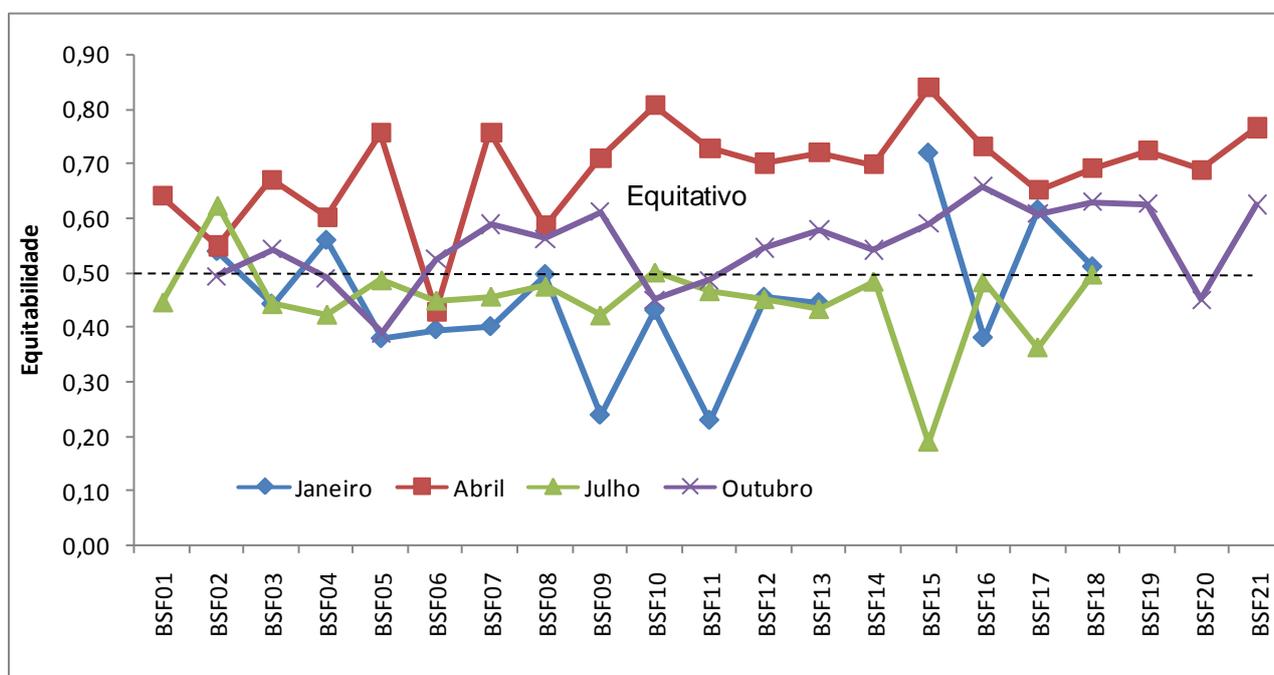


Figura 3.3.D.2.2-6 - Distribuição da equitabilidade do fitoplâncton identificado nas amostras obtidas no Baixo São Francisco no período de janeiro a outubro/2008.

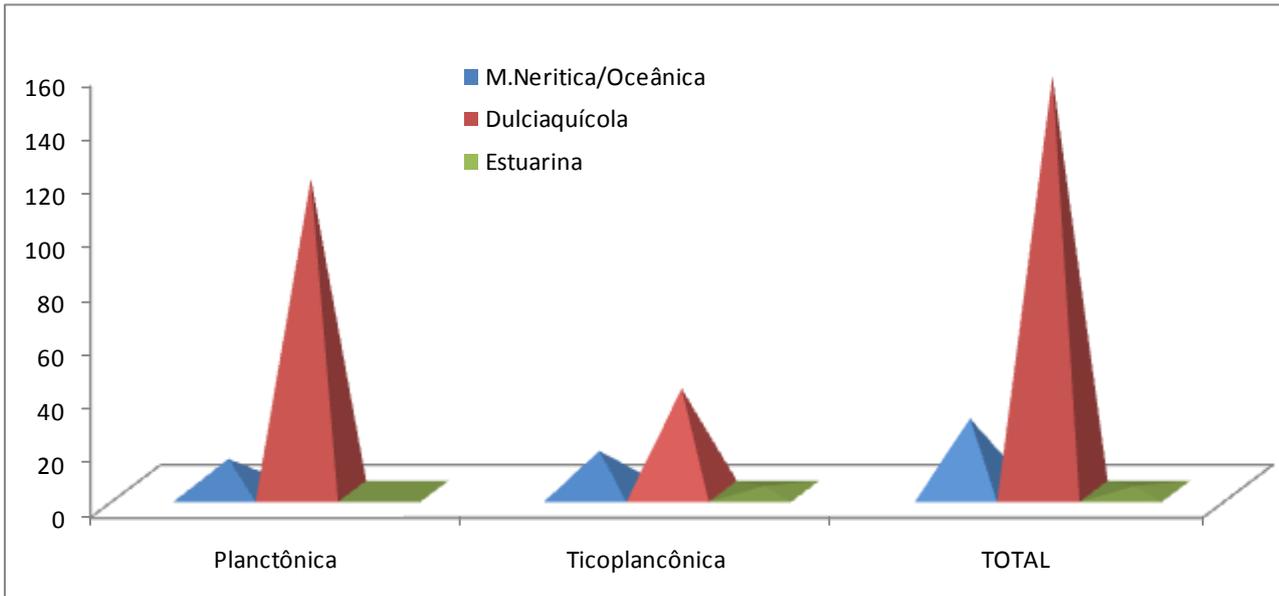


Figura 3.3.D.2.2-7 - Distribuição do número de espécies dulciaquícolas, marinhas e estuarinas nas divisões do fitoplâncton identificado nas do Baixo São Francisco no período de janeiro a outubro/2008.

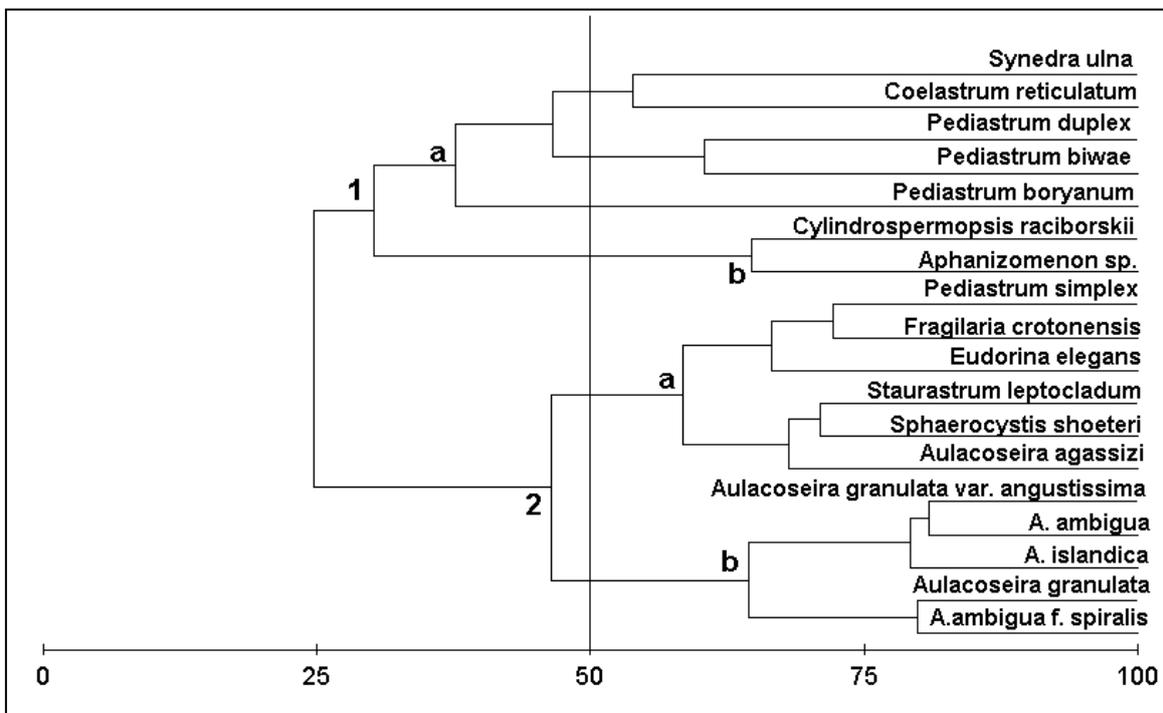


Figura 3.3.D.2.2-8 - Dendrograma da associação dos táxons fitoplancônicas identificados nas 18 estações de coletas no Baixo São Francisco (BSF) no período de janeiro a outubro de de 2008.

3.3.D.3. Zooplâncton

3.3.D.3.1. Reservatório de Xingó

Sinopse taxonômica

No presente estudo, observou-se que a comunidade zooplanctônica apresentou em geral a mais alta diversidade para a região de Paulo Afonso. No entanto, o número de taxa identificados pode ser considerado baixo, o que é fato característico de ambiente lacustre, e muito relatado na literatura por diversos autores.

Durante o período estudado, foram registrados na área de Xingó 24 (vinte e quatro) espécies, 2 (duas) variações, em 50 (cinquenta) taxa, como mostrado na Tabela 3.3.D.3.1-1.

Tabela 3.3.D.3.1-1 - Sinopse taxonômica dos grupos encontrados do reservatório de Xingó

Filo: Protoctista	Família Hexardidae
Família: Diffugiidae	<i>Filinia longiseta</i>
<i>Diffugia</i> sp.	<i>Filinia camasecla</i>
Filo: Nematoda (vários)	<i>Filinia terminalis</i>
Filo: Rotifera	Família Philodinidae
Família: Brachionidae	<i>Rotaria</i> sp.
<i>Brachionus dolabratus</i>	Família Lepadellidae
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Lepadella</i> sp.
<i>Brachionus caldatus</i>	Filo: Arthropoda
<i>Brachionus angularis</i>	Subfilo Crustacea
<i>Brachionus calyciflorus</i>	CLADOCERA
<i>Brachionus patulus</i>	Família Sididae
<i>Brachionus</i> sp.	<i>Diaphanasoma brachyurum</i>
<i>Euchlanis dilatata</i>	Família Bosminidae
<i>Notholca</i> sp.	<i>Bosmina longirostris</i>
Família Keratellidae	Família Monidae
<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Moina micrura</i>
<i>Keratella tropica</i>	<i>Moina minuta</i>
<i>Keratella tropica</i> var. <i>brehmi</i>	<i>Moina</i> sp.
<i>Keratella tropica tropica</i>	Família Daphnidae
<i>Keratella quadrata</i>	<i>Daphnia gessneri</i>
<i>Keratella americana</i>	<i>Daphnia</i> sp.
Família Notommatidae	Família Chydoridae
<i>Notommata</i> sp.	<i>Chydorus</i> sp.
Família Euchlanidae	

Colurella sp.

Família Lecanidae

Lecane luna

Lecane sp.

Família Asplanchnidae

Asplanchna sp.

Família Trichocercidae

Trichocerca similis

Trichocerca sp.

Cephalodella sp.

Família Synchaetidae

Polyarthra vulgaris

Pleosoma truncatum

Família Conochilidae

Conochlus sp.

Família Fosfulariidae

Sinatherina socialis

COPEPODA (Calanoida)

Família Diaptomidae

Notodiaptomus iheringi

Notodiaptomus sp.

Argyrodiaptomus sp.

COPEPODA (Cyclopoida)

Família Cyclopidae

Thermocyclops sp.

Mesocyclops sp.

COPEPODA - Copepoditos (vários)

COPEPODA - náuplios (vários)

OSTRACODA (vários)

SUBFILO INSECTA (Larvas de Diptera)

Densidade de organismos

A densidade de organismos, medida em ind.m⁻³, foi de modo geral, mais alta nos meses de junho e setembro de 2008 (Tabela 3.3.D.3.1-1 e Figura 3.3.D.3.1-1). Em apenas uma estação (XIN 01) as densidades foram mais elevadas em dezembro e março, no entanto com pouco menos diversidade. O mês de março de 2008 também se destaca, quando comparado com o mês de dezembro de 2007, sendo em algumas estações o mês com a maior ou a segunda maior densidade. Nestes casos, um ou mais táxons apresentaram-se com altas densidades, contribuindo de forma desigual para o aumento da densidade total, como o caso do rotífero *Keratella cochlearis* na estação XIN 01, em março de 2008 (88,55 ind.m⁻³).

Em todas as estações estudadas, Rotifera apresentou as maiores densidades, e tal dominância se deve principalmente por rotífero *Keratella cochlearis*, estando presente em praticamente todas as estações, e nas quatro campanhas.

Outros Rotifera contribuíram de forma significativa para os valores de densidade, destacando-se *Keratella tropica* var. *brehmi*, *Polyarthra vulgaris*, *Sinatherina socialis*, *Filinia longiseta* e *F. camasecla*, sendo estas duas últimas espécies um pouco mais frequentes e com maiores densidades entre junho e setembro de 2008.

Em Xingó, as estações XIN 02 e XIN 04 foram as que apresentaram de modo geral os valores de densidades mais baixos. Destacam-se também as estações XIN 01 e XIN 10, que parecem ter uma tendência de valores médios geralmente mais elevados em todos os meses de amostragens.

O valor mínimo de densidade registrado na área ocorreu na estação XIN 05 em dezembro de 2007 (9,11 ind.m⁻³), e o valor máximo foi registrado na estação XIN 01 em março de 2008 (242,65 ind.m⁻³), de acordo com a Figura 3.3.D.3.1-1 e as Tabela 3.3.D.3.1-2 e Tabela 3.3.D.3.1-3.

Com relação ao valor médio total por mês de amostragem, percebe-se que o mês de março de 2008 obteve o maior valor médio (48,32 ind.m⁻³), principalmente devido a contribuição da estação XIN 01, sendo a menor média registrada em dezembro de 2007 (28,71 ind.m⁻³), como mostrado na Tabela 3.3.D.3.1-2 e Figura 3.3.D.3.1-2.

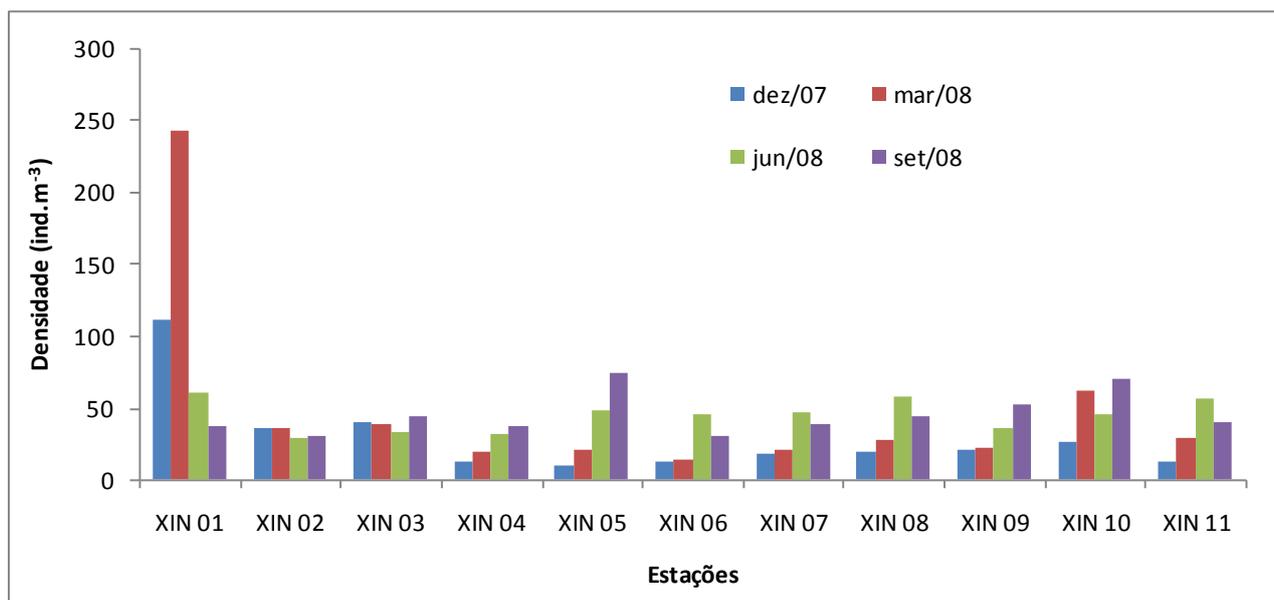


Figura 3.3.D.3.1-1 - Variação da densidade (ind.m⁻³) entre as estações do reservatório de Xingó.

Tabela 3.3.D.3.1-2 - Valores de densidade (ind.m⁻³) entre as estações e meses de amostragens do reservatório de Xingó.

Estações	Meses			
	dez/07	mar/08	jun/08	set/08
XIN 01	111,55	242,65	59,67	36,34
XIN 02	35,26	35,82	28,12	30,62
XIN 03	39,06	38,72	33,07	44,14
XIN 04	12,58	19,20	31,08	36,85
XIN 05	9,11	20,05	47,56	73,59
XIN 06	11,72	13,88	45,02	29,65
XIN 07	17,47	20,46	46,20	37,97
XIN 08	19,64	27,77	58,20	44,15
XIN 09	20,72	22,09	35,80	52,15
XIN 10	26,69	62,31	45,02	69,81
XIN 11	12,04	28,53	56,42	39,33
Média	28,71	48,32	44,20	44,96

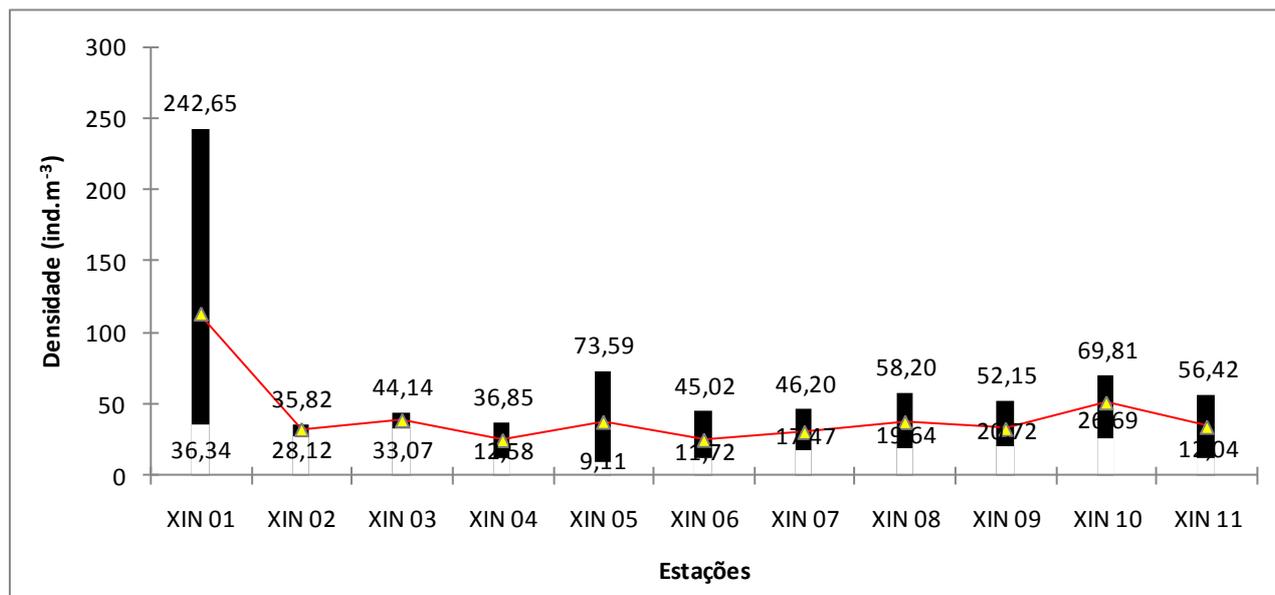


Figura 3.3.D.3.1-2 - Variação dos valores de máximas e mínimas densidades (ind.m⁻³) e médias entre as estações no reservatório de Xingó. Barras pretas representam a amplitude entre máximos e mínimos para cada estação, e a linha vermelha a tendência de valores médios.

Tabela 3.3.D.3.1-3 - Valores de densidades máximas e mínimas, e média de densidades, em ind.m⁻³, entre estações ao longo dos meses de amostragens na área de Xingó (em vermelho os valores para mínimo e máximo).

	XIN 01	XIN 02	XIN 03	XIN 04	XIN 05	XIN 06	XIN 07	XIN 08	XIN 09	XIN 10	XIN 11
Máximo	242,65	35,82	44,14	36,85	73,59	45,02	46,20	58,20	52,15	69,81	56,42
Mínimo	36,34	28,12	33,07	12,58	9,11	11,72	17,47	19,64	20,72	26,69	12,04
Média	112,55	32,46	38,75	24,93	37,58	25,07	30,52	37,44	32,69	50,96	34,08

Abundância relativa

Com relação à abundância relativa, o grupo Rotifera foi sempre o mais significativo, em todas as estações e em todos os meses de amostragens, sempre obtendo valores de abundância variando entre 15 até mais de 90% (ver estação XIN 01, dezembro de 2007), seguido geralmente por Cladocera ou Copepoda. Em nenhuma estação os demais grupos (Protoctista, Ostracoda e Insecta) estiveram a frente de Rotifera, Cladocera e Copepoda.

A maioria das espécies de Rotifera registrada é também típica de viveiros de aquicultura, ou áreas de tanques-rede, e algumas são bem tolerantes à poluição orgânica (Sládeèek, 1983), condições estas encontradas em alguns reservatórios amostrados.

Na maioria das estações, os rotíferos *Keratella cochlearis* (Figura 3.3.D.3.1-3), *Keratella tropica* var. *brehmi*, *Polyarthra vulgaris* e/ou *Filinia longiseta* e *F. camasecla* contribuíram para a dominância do grupo Rotifera em Xingó.

Keratella cochlearis é tolerante a variadas condições térmicas e de oxigenação (Bçrzinš & Pejler, 1989). Bastante abundante em águas continentais de regiões temperadas, levemente ácidas a levemente alcalinas, acreditava-se que esta espécie não ocorresse em águas tropicais (Sládeèek, 1983).

No entanto, trata-se de uma espécie com ampla distribuição e muito comum no Brasil, inclusive em viveiros de peixes. De acordo com Piva-Bertoletti (2001), esta espécie apresenta tolerância à variação de pH e de oxigênio dissolvido na água.

Como já citado, foi notada a dominância do rotífero *Keratella cochlearis*, que obteve valores de abundância muitas vezes superior a 60%. Trata-se de um dos rotíferos mais comuns em águas continentais brasileiras, sendo encontrado em praticamente todas as regiões biogeográficas.



Figura 3.3.D.3.1-3 - *Keratella cochlearis*, rotífero dominante em quase todas as estações e épocas de amostragens.

Durante as duas primeiras amostragens, dezembro de 2007 e março de 2008, *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica* var. *brehmi*, seguido por náuplios de Copepopada, dominaram em todas as estações. Entre junho e setembro de 2008, foram observadas florações de algas filamentosas e algas do grupo *Mycrosistis*, o que parece ter

contribuído em alguns casos para o aumento da diversidade, e possivelmente por competição. As abundâncias relativas de *Keratella cochlearis* e *Keratella tropica* var. *brehmi* diminuíram, muitas vezes para menos da metade do registrado em meses anteriores.

Estas florações de algas também dificultaram os trabalhos de identificação de organismos e contagens de espécimes. As Figura 3.3.D.3.1-4 e Figura 3.3.D.3.1-5 mostram as concentrações destas algas na amostra, em relação ao zooplâncton.

A característica singular de sistemas com elevado aporte de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), causando eutrofização, leva ao acentuado crescimento de algas. Isto pode gerar profundas mudanças na estrutura das cadeias alimentares dos organismos aquáticos, por ser o fitoplâncton o principal produtor nesses ambientes. A comunidade zooplanctônica, e em especial os Rotifera, responde rapidamente a mudanças na oferta alimentar como, por exemplo, quando ocorrem alterações na composição e abundância de algas e outras fontes alimentares, através de modificações em sua estrutura, no caso riqueza de espécies e densidade dos indivíduos (Eler et al, 2003).

São observados assim, organismos indicadores do estado trófico e da qualidade do sistema aquático, como os Rotifera, que sendo altamente oportunistas e r-estrategistas, são extremamente sensíveis aos ambientes submetidos à poluição orgânica (Sládeèek, 1983). Em fato, a diversidade de Rotifera aumentou, em resposta as florações de algas, observadas entre junho e setembro de 2008.

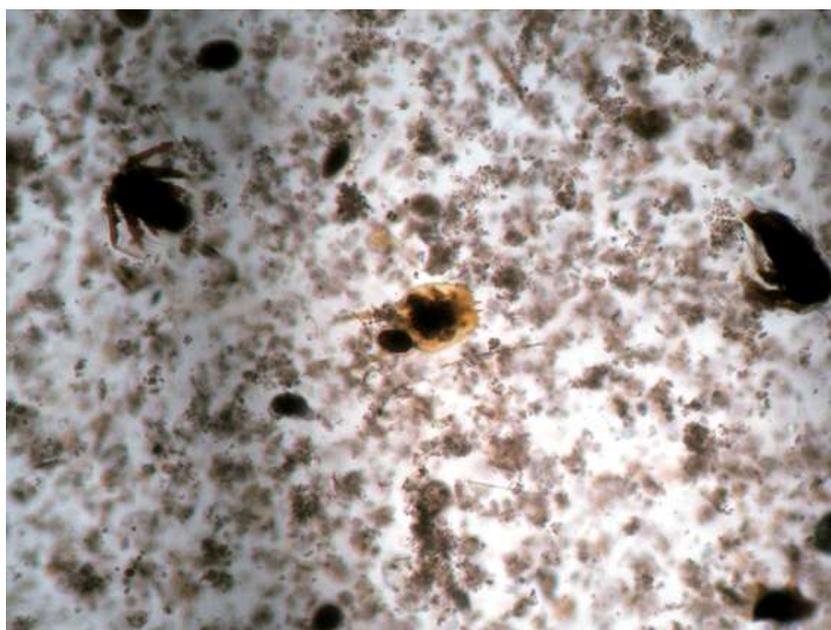


Figura 3.3.D.3.1-4 - Rotífero (*Brachionus*) e náuplios de Copepoda entre algas do tipo *Mycosistis*.

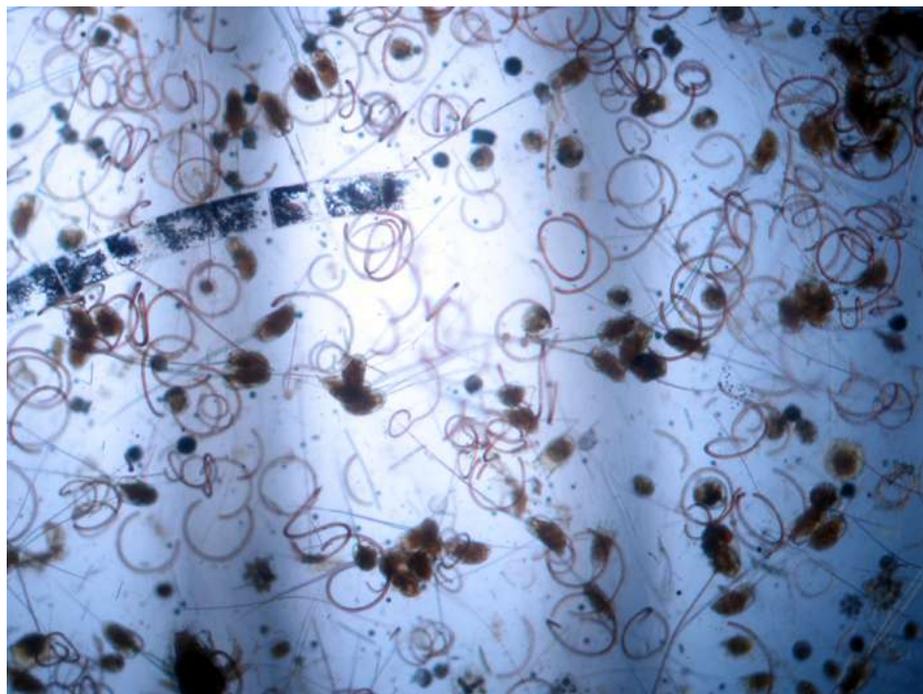


Figura 3.3.D.3.1-5 - Aspecto de uma amostra de região onde ocorreu floração de algas filamentosas.

Do ponto de vista de frequência, destacam-se como os organismos com mais de 90% de ocorrência *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica*, *K. tropica* var. *brehmi*, Copepoda (náuplios), *Bosmina longirostris*, *Thermocyclops* sp., *Diaphanasoma brachyurum*, *Sinatherina socialis*, *Moina micrura*, sendo os últimos quatro citados muito frequentes nos meses de junho e setembro de 2008, apenas (Figura 3.3.D.3.1-6 e Figura 3.3.D.3.1-7).

Em seguida destaca-se em frequência *Polyarthra vulgaris*. Este comportamento foi notado em todos os meses de amostragem, com *Polyarthra vulgaris* ocorrendo com alta frequência nos dois últimos meses de amostragem.

Os rotíferos são organismos que, em certos casos, contribuem com a menor parcela de biomassa total zooplanctônica, entretanto, sua alta taxa reprodutiva, ciclo de vida curto e capacidade de adaptação a ambientes variados conferem a esses organismos alta importância na ciclagem de nutrientes dos ecossistemas aquáticos, possibilitando altas densidades e dominância no ecossistema.

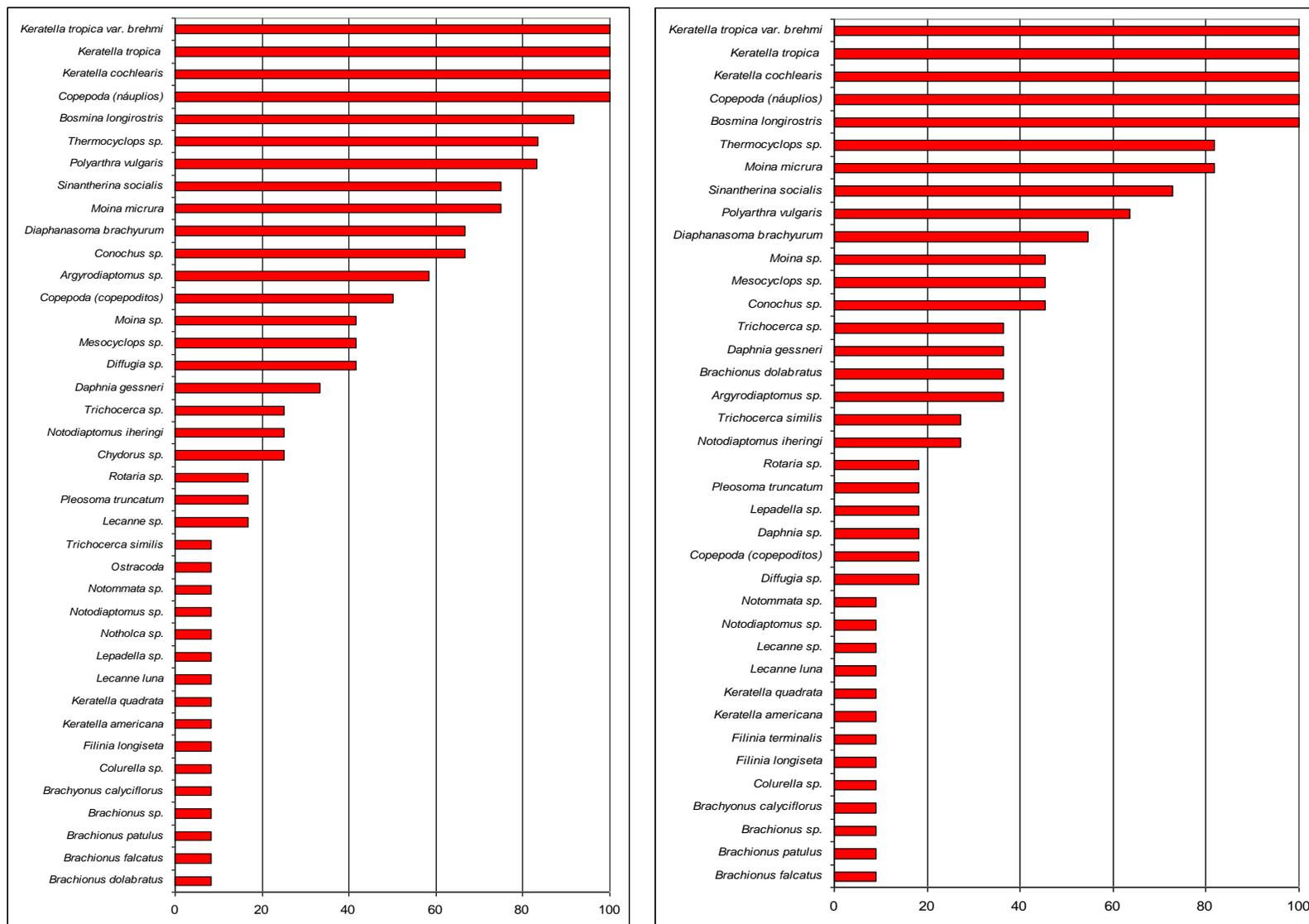


Figura 3.3.D.3.1-6 - Frequência de ocorrência em Xingó, entre os meses de dezembro de 2007 (a esquerda) e março de 2008 (a direita).

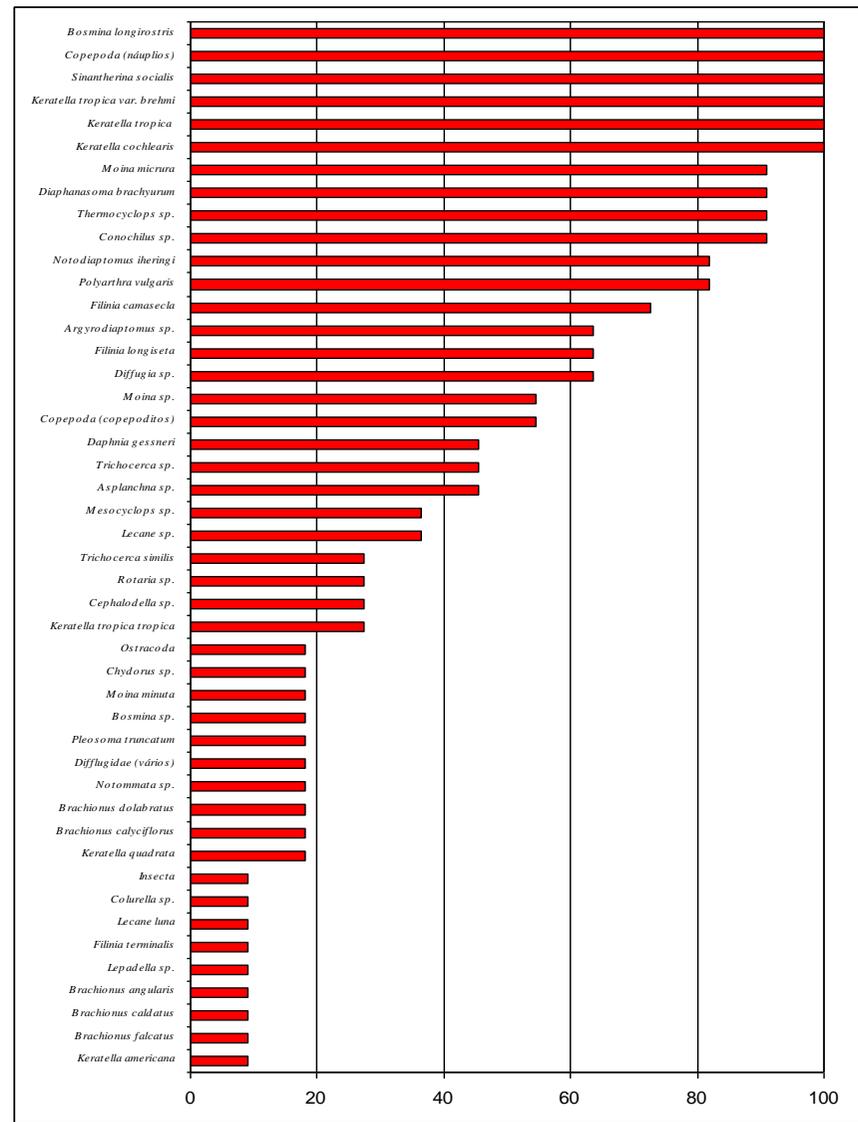
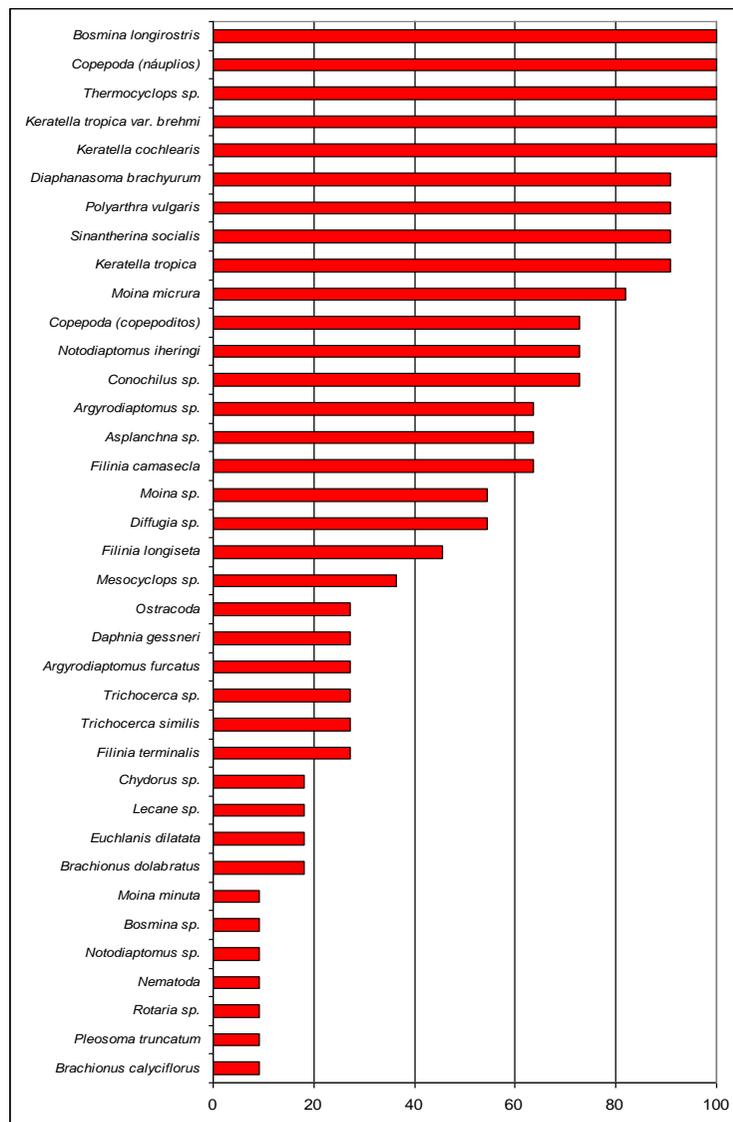


Figura 3.3.D.3.1-7 - Frequência de ocorrência em Xingó, entre os meses de junho de 2008 (a esquerda) e setembro de 2008 (a direita)

De fato, em todas as estações estudadas o grupo Rotifera obteve as maiores densidades. Isto aponta para o fato dos rotíferos estarem tolerando períodos relativamente longos de baixa concentração de oxigênio na área.

Arora (1966) observou em quatro ambientes altamente poluídos as seguintes espécies, também encontradas neste estudo: *Keratella tropica*, *Keratella cochlearis*, *Filinia longiseta* e espécies do gênero *Brachionus* (todas registradas no presente estudo), as quais são consideradas tolerantes à poluição.

Outro rotífero que obteve, de modo geral, a segunda maior densidade foi *Keratella tropica* var. *brehmi*. É um rotífero dotado de carapaça ou lórica, e esta espécie ocorre em abundâncias consideráveis nos reservatórios brasileiros. Possui um padrão de ocorrência muito similar ao de *K. cochlearis*, e a variação *brehmi* ocorre onde não há muitos predadores para este espécie. Tal fato pode estar relacionado ao fato da redução da biodiversidade na área de estudo, por eutrofização ou outros impactos antrópicos.

Na represa Billings, Esteves e Sendacz (1988) constataram a predominância do grupo dos rotíferos, seguidos de cladóceros, e na sequência pelos copépodes ciclopóides e calanóides. Essa mesma sequência de dominância não foi constatada no presente estudo, mas a presença de muitos náuplios pode ser um indicativo que esta condição pode ocorrer na área estudada.

Já *Brachionus dolabratus*, que apesar de ser um rotífero considerado pouco frequente nas amostragens ao longo do ano, do ponto de vista de frequência de ocorrência é uma importante indicação de que, na área de Xingó, existe processos de eutrofização, já que é um organismo que suporta condições limnológicas bastante adversas, tais como a presença de *blooms* de algas e déficit de oxigênio, e seu registro e densidades em futuros trabalhos devem ser levados em consideração como bioindicador aquático.

Vários organismos componentes do zooplâncton tem sido utilizados como indicadores do estado trófico de ambientes aquáticos, mas poucos são os estudos em relação aos rotíferos. Entretanto, as espécies mais frequentes em lagos eutrofizados são: *Trichocerca cylindrica*, *T. pusilla*, *Polyarthra eurytera*, *Brachionus angularis*, *Filinia longiseta* e *Keratella cochlearis* (Esteves, 1988). Na represa de Guarapiranga, *Keratella americana* e *K. cochlearis* foram constantes em todos os pontos, indicando possíveis condições de eutrofização do sistema aquático. Entretanto, no presente estudo, encontrou-se *Polyarthra vulgaris* ao invés de *P. eurytera*.

Brachionus calyciflorus Pallas, 1766, é uma espécie cosmopolita e comum em águas alcalinas, sendo presente frequentemente em viveiros de peixes. Bem tolerante à poluição, a espécie é encontrada até em lagoas de estabilização (Klimowicz, 1973). *Brachionus calyciflorus* e *Asplanchna* sp. são espécies dominantes no zooplâncton de reservatórios eutróficos do Brasil, constituindo organismos indicadores de estado de trofia (Matsumura-Tundisi, 1999). Pejler (1983) também classifica *B. calyciflorus* e *B. angularis* como indicadores de eutrofia. As duas espécies possuem dieta diversificada, alimentando-se de algas, bactérias e detritos, em ambientes com bastante matéria orgânica.

Brachionus angularis Gosse é uma espécie cosmopolita, perene, também encontrada em águas alcalinas, ocorrendo em águas altamente poluídas e lagoas de estabilização (Sládeček, 1983). Radwan & Popiolek (1989) identificam esta espécie como indicadora de eutrofia e Březinš & Pejler (1989) como β -ásapróbica. É uma espécie muito comum em viveiros de piscicultura, e foi registrada em algumas áreas amostradas neste estudo.

Polyarthra vulgaris Carlin, 1943, é uma espécie cosmopolita, euritêmica e perene em águas de regiões temperadas. Encontrada em ampla faixa de concentrações de oxigênio dissolvido (Březinš & Pejler, 1989), é muito comum por exemplo em tanques de piscicultura, juntamente com *K. cochlearis* (Oliveira-Neto, 1993; Eler, 1996), fato também observado por Pareschi (2001) em vários viveiros de peixes da Serra da Mantiqueira (SP), bem como em tanques de criação de peixes enriquecidos com efluente industriais (Sampaio, 1996). Da mesma forma que *K. cochlearis*, a espécie *P. vulgaris* está presente na maioria dos corpos d'água em Paulo Afonso, assim como em Xingó, independente do estado trófico. Portanto, esta espécie não deve ser utilizada como indicadora de qualidade de água (Piva-Bertoletti, 2001).

Filinia longiseta Ehrenberg, 1834, é uma espécie cosmopolita e pode ser considerada indicadora de eutrofização (Mäemets, 1983; Radwan & Popiolek, 1989). Foi classificada como β -sapróbica por Březinš & Pejler (1989) e é uma espécie comum em viveiros de criação de peixes e pequenos lagos, ocorrendo em lagoas de estabilização e esgoto, esporadicamente (Sládeček, 1983). Eler (1996) e Sampaio (1996) registraram esta espécie em viveiros de criação de peixes no Estado de São Paulo. No presente estudo, sua frequência de ocorrência foi de baixa a média. Entretanto, ressalta-se que esta espécie representa um importante bioindicador da qualidade da água do sistema.

Trichocerca similis Wierzejski é uma espécie cosmopolita e planctônica, também associada a eutrofização (Arora, 1966; Piva-Bertoletti, 2001), embora Sládeèek (1983) tenha classificado esta espécie como oligosapróbia. No presente trabalho, foi registrada com pouca frequência (principalmente entre junho e setembro de 2008), e com densidades baixas, mas mesmo assim podendo ser correlacionada com uma possível alta concentração de nitrito nos corpos d'água.

Uma característica interessante do reservatório estudados é a presença de muitas espécies congênicas partilhando do mesmo ambiente. As estratégias de coexistência podem ser comportamentais, com hábito de migração ou atividade em horários diferentes. Além disso, estas espécies podem ainda explorar outros recursos, tendo seus ciclos de vida com duração distinta (Odum, 1986).

Além da coexistência de espécies muito semelhantes, a associação entre elas é uma importante ferramenta a ser investigada em reservatórios, para estudos de bioindicadores.

De acordo com Piva-Bertoletti (2001) as espécies *Brachionus angularis* (não registrada neste estudo), *B. calyciflorus*, *Keratella tropica* e *K. cochlearis*, além de *Trichocerca similis* podem ser utilizadas como indicadoras da qualidade de água, por estarem preferencialmente associadas a condições eutróficas dos corpos d'água. Tal fato é confirmado no presente estudo. Porém, Piva-Bertoletti (2001) observou que a ocorrência de *Keratella cochlearis* nos ecossistemas aquáticos do Estado de São Paulo independe do estado trófico. Assim, desaconselha-se o emprego desta espécie como indicadora de qualidade de água.

Na literatura, verifica-se que em ambientes eutróficos a comunidade zooplanctônica é normalmente dominada pelo microzooplâncton (Rotifera e Protozoa), apesar de os Cladocera e Copepoda Cyclopoida serem importantes (Bays & Crisman, 1983; Matsumura-Tundisi et al., 1990).

Portanto, a comunidade de Rotifera pode aqui ser empregada como indicadora de qualidade de água de determinado sistema quando a sua densidade é comparada com a dos microcrustáceos (Cladocera e Copepoda), ou seja, a proporção entre os grupos que compõem a comunidade zooplanctônica. Além disso, a presença de algumas espécies individuais que apresentam tolerância a diversos graus de poluição podem ser utilizadas como bioindicadoras.

Dentre o zooplâncton total, as espécies que mais ocorreram para Cladocera foram: *Bosmina longirostris*, *Moina micrura* e *Diaphanasoma brachyurum*. As espécies *Bosmina*

hagmani (não encontrada neste estudo) e *B. longirostris* demonstram ter preferências diversas quanto a trofia do meio aquático. *B. longirostris* ocorre principalmente (com maior densidade) sendo associada no reservatório aos meses indicativos do período de estiagem. Segundo Pace (1986), esta espécie é boa indicadora de eutrofia em regiões temperadas, tropicais e subtropicais.

Com relação aos Copepoda, as densidades foram sempre menos significantes, quando comparando com os Rotifera, embora não se deva descartar a participação destes na cadeia trófica como consumidores secundários.

Os Copepoda apresentaram uma baixa riqueza de espécies e a abundância observada foi, sobretudo, devido aos estágios juvenis de náuplios e copepoditos, sendo considerados pouco abundantes os representantes na forma adulta, ao contrário de outros estudos. De forma geral, para o grupo Copepoda, os gêneros *Notodiaptomus* e *Thermocyclops* apresentaram uma relativa densidade, mas em apenas algumas estações, principalmente entre junho e setembro de 2008.

Certos pesquisadores tem demonstrado que em represas oligotróficas, caracterizadas por elevada transparência da água, baixas concentrações de clorofila devido a redução da biomassa fitoplanctônica, baixa disponibilidade de nutrientes, ocorre uma predominância de zooplâncton de grande porte como os copépodes calanóides e os cladóceros.

Enquanto que em ambientes aquáticos eutrofizados (como parece ser o caso da área de Paulo Afonso, incluindo Xingó), caracterizados pelo aumento da quantidade de matéria orgânica em suspensão (detritos foram bastante observados em muitas estações), diminuição da transparência, aumento da concentração de clorofila com o aumento da biomassa do fitoplâncton (florações) e baixa concentração de oxigênio dissolvido, observa-se o aumento de copépodes ciclopóides e de rotíferos, organismos estes de pequeno porte.

Em ambientes aquáticos oligotróficos verifica-se uma maior ocorrência de copépodes calanóides e cladóceros, enquanto que nos ambientes eutrofizados ocorre o predomínio de copépodes ciclopóides e rotíferos, ou rotíferos e cladóceros. As abundancias relativas foram sempre insignificantes comparando-se aos demais grupos. Deve-se então, mais uma vez, descartar a participação destes na cadeia trófica como consumidores secundários.

Diversidade e Equitabilidade

Do ponto de vista de cálculo matemático da diversidade, devido a grande quantidade de identificações à nível de gênero, o que compromete a qualidade dos resultados do cálculo. A identificação apresenta dificuldades, uma vez que os organismos estão escurecidos pelo lugol (usado para conservação das amostras), alguns apresentam-se deformados (provavelmente pela tensão da rede no momento do arrasto vertical), outros apresentam-se envoltos por detritos ou flocos de algas, ou no caso específico do grupo Copepoda, apresentam-se em estágios de desenvolvimento não descrito em chaves de identificação, assim como copepoditos, que passa por seis estágios (copepoditos 1, 2, 3, 4, 5 e 6) até atingir a fase adulta.

Outro fator que pode distorcer os resultados de diversidade seria o fato de certas estações no mesmo reservatório registrarem poucos taxa, com um ou outro táxon com forte dominância, e nas demais estações este fato não ser registrado. Desta forma, conclui-se que uma porcentagem relativamente pequena é dominante, e uma porcentagem grande é de espécies raras (ODUM, 1986).

Para uma maior precisão nos resultados de diversidade e equitabilidade, taxa representando grupos (como Nematoda, Ostracoda ou Insecta) não são incluídos nas matrizes para cálculo da diversidade e equitabilidade. Taxa identificados ao nível de gênero também são descartados das matrizes de cálculo (como exemplo *Brachionus* sp.). São incluídos nas matrizes de cálculo apenas as espécies identificadas, o que pode representar distorções com relação aos reais valores de diversidade e equitabilidade, dependendo do grau de dificuldade de identificação durante o processo de análise de amostras (espécimes incompletos ou quebrados, alta densidade de algas, distorções na coloração da amostra, presença de sedimento ou detritos, deformidades nos organismos em função de problemas relacionados ao método amostral ou conservação, etc.). Vale ressaltar que a amostragem por meio de baldes não é recomendada (e apropriada) para abordagens ecológicas que envolvam diversidade específica e equitabilidade.

É também oportuno lembrar que, o cálculo de diversidade e equitabilidade leva em consideração o número de espécies, e como as espécies estão distribuídas entre si. Em ambientes pouco estáveis, uma lista de espécies muito ampla (em termos de riqueza de espécies - espécies identificadas) pode resultar em valores numéricos para diversidade

que podem ser considerados baixos, caso um ou dois taxa dominantes no ambiente estejam presentes com densidades extremamente elevadas em relação aos demais.

Outro fato a ser levado em consideração seria lista de espécies pouco representativas (em termos de riqueza de espécies), com um ou dois taxa dominantes, e outros que não apresentem dominância numérica exageradamente superior aos demais, sendo estes outros taxa considerados “equilibrados entre si”. Como exemplo, temo o caso de Xingó, que apesar de ter uma lista de espécies não muito extensa, mostra certa semelhança numérica entre vários taxa, que ocorreram com baixas densidades.

No reservatório estudado, a diversidade pode ser considerada de média a alta, levando-se sempre em conta os fatores citados acima (Figura 3.3.D.3.1-8 e Tabela 3.3.D.3.1-4), sendo também eqüitativos (valores próximos a 1). O maior valor registrado para diversidade foi de 3,685 $bits.ind^{-1}$ em XIN 08 (setembro de 2008). O maior valor registrado para diversidade foi de 3,810 $bits.ind^{-1}$ em XIN 05, em setembro de 2008. A estação XIN 07 obteve o menor valor geral deste trabalho para diversidade em dezembro de 2007 (1,524 $bits.ind^{-1}$), sendo a estação XIN 08 a que obteve a menor eqüitabilidade para este reservatório (0,701), em março de 2008. O maior valor para eqüitabilidade foi de 0,846, na estação XIN 10, em setembro de 2008, de acordo com a Figura 3.3.D.3.1-9 e Tabela 3.3.D.3.1-5.

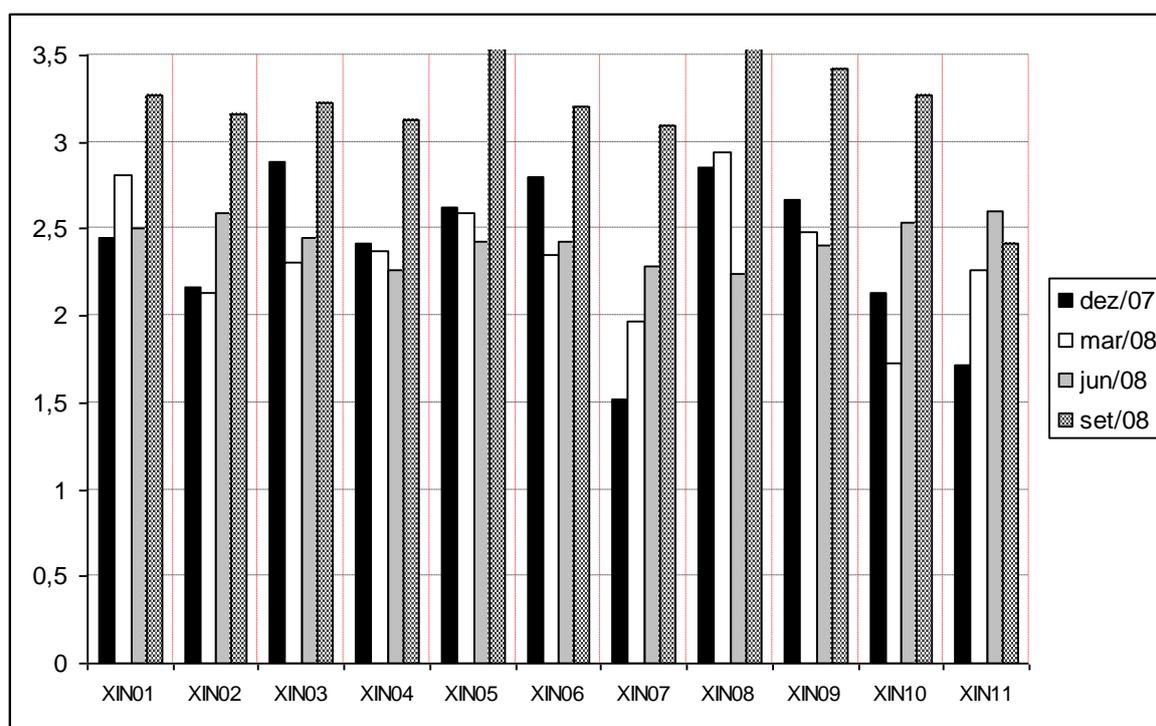


Figura 3.3.D.3.1-8 - Diversidade específica ($bits.ind^{-1}$) entre as estações XIN 01 e XIN 11.

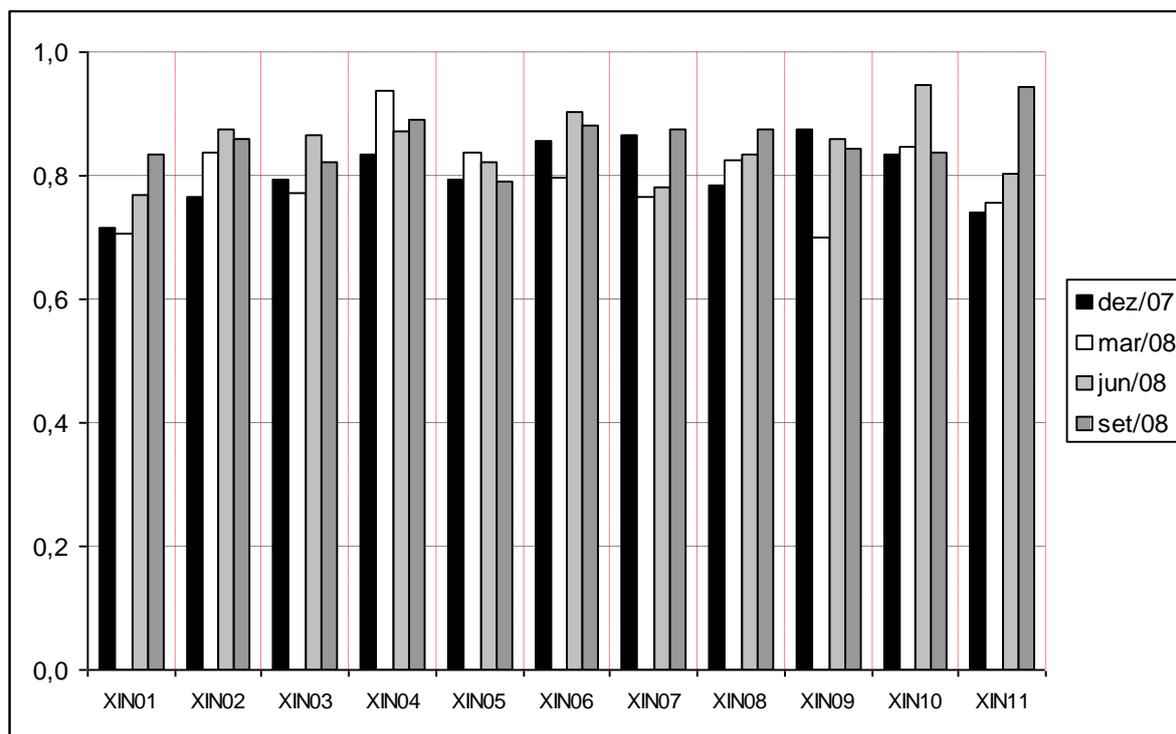


Figura 3.3.D.3.1-9 - Equitabilidade entre as estações XIN 01 e XIN 11.

Tabela 3.3.D.3.1-4 - Valores para diversidade específica entre as estações XIN 01 e XIN 11.

	XIN01	XIN02	XIN03	XIN04	XIN05	XIN06	XIN07	XIN08	XIN09	XIN10	XIN11	Média
dez/07	2,454	2,165	2,892	2,421	2,629	2,796	1,524	2,852	2,67	2,128	1,721	2,386
mar/08	2,816	2,129	2,305	2,372	2,594	2,357	1,965	2,943	2,480	1,727	2,267	2,359
jun/08	2,502	2,597	2,455	2,264	2,426	2,426	2,286	2,24	2,409	2,541	2,600	2,431
set/08	3,270	3,165	3,225	3,125	3,810	3,201	3,090	3,754	3,419	3,270	2,416	3,249

Tabela 3.3.D.3.1-5 - Valores para equitabilidade entre as estações XIN 01 e XIN 11.

	XIN01	XIN02	XIN03	XIN04	XIN05	XIN06	XIN07	XIN08	XIN09	XIN10	XIN11	Média
dez/07	0,717	0,766	0,793	0,835	0,795	0,855	0,865	0,783	0,876	0,833	0,740	0,805
mar/08	0,705	0,836	0,772	0,938	0,837	0,796	0,766	0,701	0,825	0,846	0,756	0,798
jun/08	0,770	0,875	0,866	0,871	0,821	0,903	0,780	0,834	0,858	0,947	0,803	0,848
set/08	0,833	0,860	0,822	0,892	0,791	0,882	0,876	0,874	0,843	0,838	0,944	0,860

Análises de similaridades

Para o reservatório Xingó, o dendograma de amostras (Figura 3.3.D.3.1-10) apresenta dois grupos distintos, sendo o primeiro associando amostras do mês de março de 2008, com poucas amostras de junho de 2008. Neste grupo, todas as amostras da

estação XIN 01 ficaram juntas, associadas estatisticamente em um subgrupamento, indicando possível zonação neste reservatório, sendo esta área um setor lótico.

O segundo grupo associou basicamente amostras dos mês de junho e setembro de 2008 em um subgrupamento “a”, e o mês de dezembro de 2007, ficou separando em um subgrupamento distinto (“b”).

O resultado da análise de similaridade mostra basicamente uma separação em função de período do ano, separando as estações chuvosa e seca na área.

Já o dendograma de espécies (Figura 3.3.D.3.1-11) associa as principais espécies (mais de 50% de frequência de ocorrência total para o período 2007-2008) em um único grupo, separando-se deste grupo apenas *Moina* sp. e *Diffugia* sp.

Os dois subgrupos formados, sugerem uma separação entre micro e mesozooplâncton, sendo o subgrupo “a” formado basicamente por Rotifera, e o subgrupo “b” formado por Cladocera e Copepoda. Todos são taxons bastante representativos da área, em arranjos que levam em conta frequência, densidades e a separação, possivelmente, em função de teia trófica.

Copepoda (náuplios) e *Keratella cochlearis* são espécies que ficam muito próximas no mesmo ramo, assim como notado em outros reservatórios na área de Paulo Afonso.

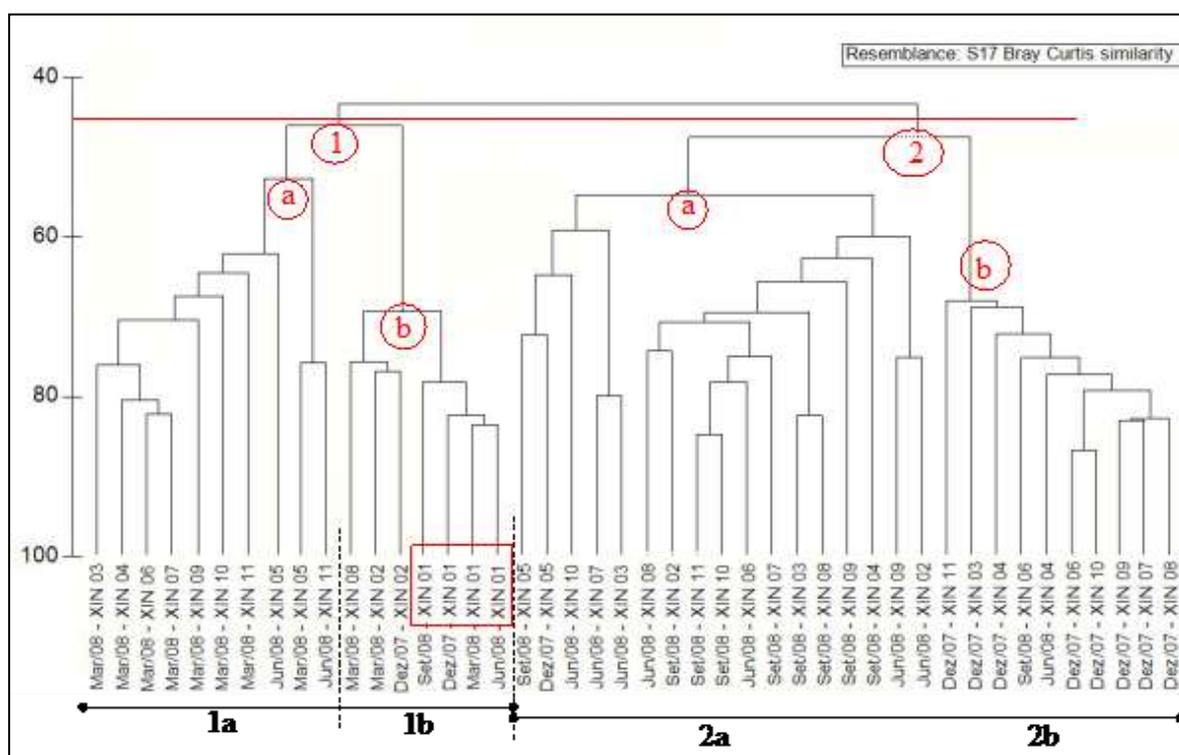


Figura 0-10 - Dendograma para associação de amostras em Xingó (período entre dez 2007 - set 2008).

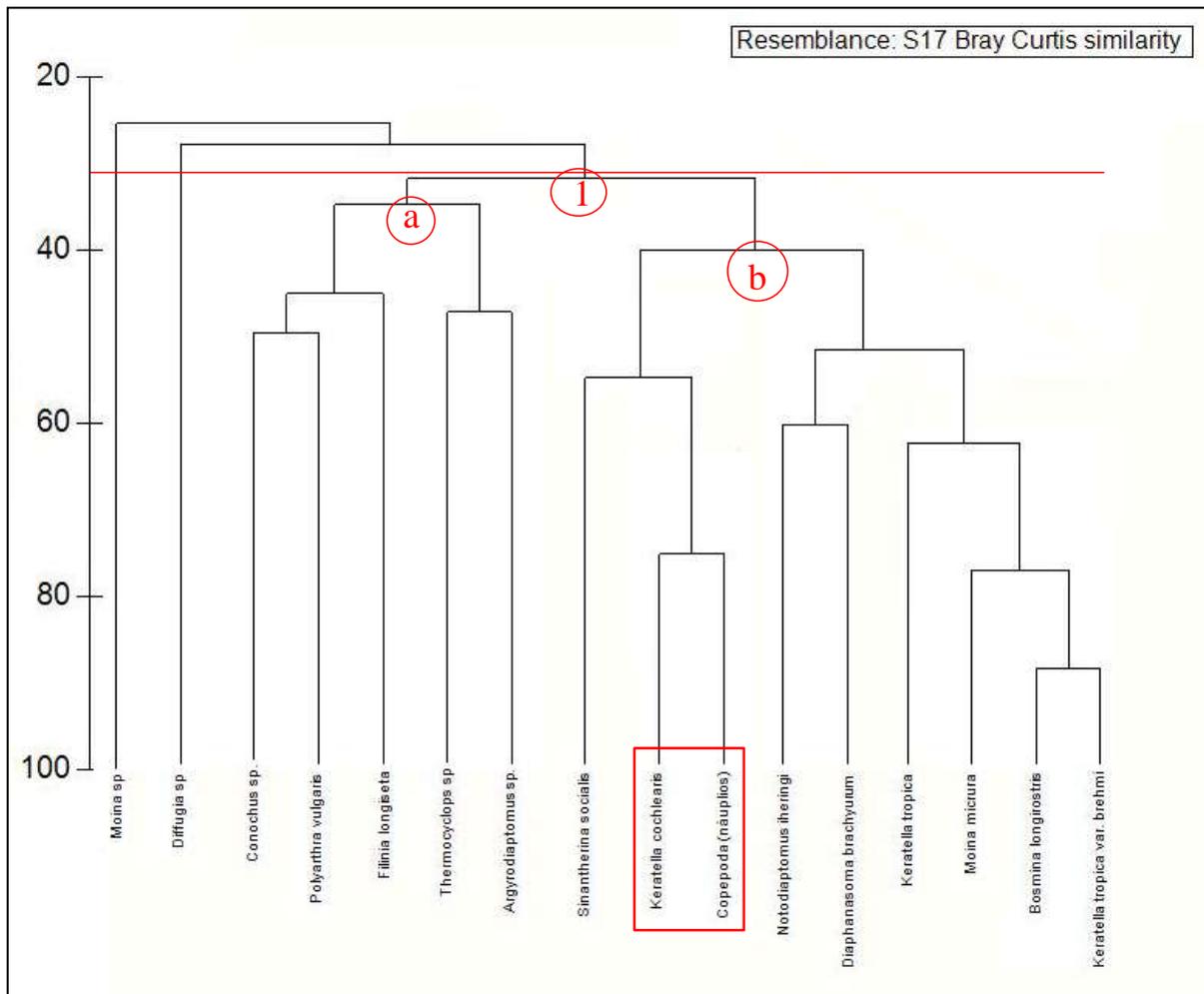


Figura 0-11 - Dendrograma para associação de espécies em Xingó (período entre dez 2007 - set 2008).

3.3.D.3.2. Trecho à jusante da barragem

Foram identificados 85 táxons distribuídos entre os Protoctista (13), Rotifera (44), Cladocera (10), Copepoda (10) e a categoria “outros” (8). Nos meses de janeiro, abril, julho e outubro foram identificados, respectivamente, 67 táxons, 67 táxons, 68 táxons e 69 táxons. O Quadro A apresenta a composição dos táxons analisados em 2008.

Frequência de ocorrência

Considerando-se a frequência de ocorrência dos táxons nos meses estudados verificou-se que houve a predominância de táxons esporádicos com 79%, 73%, 68% e 62%, valores obtidos respectivamente, nos meses de janeiro, abril, julho e outubro (Figura 3.3.D.3.2-1). Em janeiro destacaram-se *Keratella tropica*, *Keratella cochlearis*, *Bosminopsis deitersi* e náuplios de copépodes, como muito frequentes. Por outro lado, no mês de abril foram muito frequentes 12% dos táxons analisados, sendo representados por *Keratella tropica*, *Keratella cochlearis*, *Bosmina longirostris*, náuplios de copépodes, *Arcella vulgaris*, *Brachionus plicatilis*, *Thermocyclops decipiens* e Nematoda.

Em julho, foram muito frequentes: *Arcella vulgaris*, *Centropyxis aculeata*, *Keratella cochlearis*, *Bosminopsis deitersi*, *Notodiaptomus cearensis*, *Bosmina longirostris* e náuplios de Copepoda, totalizando 10%, enquanto que, no mês de outubro 12% correspondeu aos táxons muito frequentes, representados por *Arcella vulgaris*, *A. gibosa*, *Centropyxis aculeata*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Bosmina longirostris*, *Bosminopsis deitersi* e náuplios de copépodes.

Riqueza de espécies

Na distribuição temporal e espacial dos táxons por estação verificou-se que, a maior riqueza foi obtida no mês de janeiro na estação BSF 10 (30 táxons) e, as menores nos meses de janeiro e julho nas estações BSF 04 e BSF 18, ambas, com registro de oito táxons (Figura 3.3.D.3.2-2).

Os rotíferos foram relevantes com 36 e 37 táxons nos meses de janeiro e outubro, respectivamente. Considerado como um dos principais grupos de ecossistemas de água

doce, estes microorganismos possuem um limite de tolerância com relação os teor salino, são bons indicadores de poluição orgânica. Os táxons *Keratella cochlearis*, *Keratella americana* e *Keratella tropica* foram táxons característico do ambiente estudo.

Densidade total

Quanto à densidade os rotíferos se destacaram e apresentaram altos índices de organismos em todos os meses e estações estudadas. O valor máximo registrado foi de 19550 org/m⁻³ no mês de abril e o mínimo, 8689 org/m⁻³ no mês de julho. As menores densidades foram registradas para o grupo de “outros”, especialmente no mês de janeiro, com 126 org/m⁻³ (Figura 3.3.D.3.2-2).

Das estações estudadas no mês de janeiro, BSF 02 teve a maior densidade com 2043 org/m⁻³, coincidindo com a maior densidade de rotíferos na mesma estação. Para o mês de abril o maior registro de densidade ocorreu na estação BSF 18 com um total de 2388 org/m⁻³ e um mínimo de 607 org/m⁻³ na BSF 04 (Tabela 3.3.D.3.2-1).

Do período estudado o mês de julho foi o que apresentou menor densidade de organismos, com destaque para a estação BSF 09 com 1504 org/m⁻³. O menor valor foi verificado na estação BSF 15, totalizando 630 org/m⁻³. Para o mês de outubro, o número de organismos contabilizado apresentou-se, na maioria das estações, semelhantes. A estação BSF 18 teve uma densidade total de 1408 org/m⁻³ a mais expressiva dentre as demais, e BSF 12, teve a menor densidade, 694 org/m⁻³ (Tabela 3.3.D.3.2-1).

Participação relativa

A maior participação relativa foi verificada entre os rotíferos em todas as estações e períodos estudados. No mês de janeiro a participação do grupo foi de 74,5% e a menor foi para categoria “outros” com 0,65% (Figura 3.3.D.3.2-3). Em abril os rotíferos tiveram participação relativa de 77,19%, sendo seguidos pelos copépodes com 11,7%. A menor contribuição foi de “outros” com 2,2% (Figura 3.3.D.3.2-3). Por outro lado, nos meses de julho e outubro, houve um decréscimo no percentual de participação dos rotíferos, que contribuiu com 49,1% e 46,8% respectivamente. Verificou-se que os copépodes e cladóceros tiveram um aumento relevante, na sequência, com participação relativa de 29,3% e 20,5%. Neste período o menor índice de participação foi registrado para os protozoístas, com 9,0% (Figura 3.3.D.3.2-3).

Em termos de participação por estação nos meses estudados, os rotíferos foram dominantes com participação máxima na estação BSF 08 (90%), no mês de janeiro; estação BSF 11 (92%) em abril; estação BSF 11 (85,6%) em julho e na estação BSF 14 (68,4%), no mês de outubro (Tabela 3.3.D.3.2-2). Na maior parte das estações houve ausência da categoria “outros”.

De um modo geral as áreas estudadas apresentaram poucos táxons dominantes, destacando-se o Rotifera *Keratella cochlearis* contribuindo com um índice de 72% na estação BSF 14 no mês de janeiro e com 71%, 70% e 79% nas estações BSF 08, BSF 10 e BSF 11, respectivamente, no mês de julho.

Diversidade específica e Equitabilidade

Os valores de diversidade específica variaram de baixos a altos, oscilando entre um mínimo de 0,7 bits.ind⁻¹ na estação BSF 11 a um máximo de 4,4 bit.ind⁻¹ na estação 10 no mês de janeiro (Figura 3.3.D.3.2-4).

Quanto à equitabilidade variou entre um mínimo de 0,2 na estação BSF 11 no mês de janeiro a um máximo de 1,0 nas estações BSF 04 e BSF 05, no mês de janeiro. Nos meses de julho e outubro os valores foram superiores a 0,5 indicando uma distribuição uniforme dos organismos nas estações analisadas (Figura 3.3.D.3.2-4).

Similaridade

A análise de similaridade aplicada para os meses apresentou valores de similaridade superiores a 50%. Os meses representativos dos períodos secos e chuvoso foram agrupados separadamente, verificando-se a ocorrência de quatro grupos correspondendo aos quatro meses de amostragem, porém com a maior associação das estações, por período, verificada nos meses de outubro e janeiro que ficaram próximos. No mês de julho foi clara a separação das estações por área amostradas havendo a formação de um grupo menor que agregou as estações BSF 15, 16, 17 e 18, constituindo pontos mais próximos de águas marinhas.(Figura 3.3.D.3.2-5).

Ao se analisar o dendograma da Figura 3.3.D.3.2-6 observou-se que a grande maioria dos táxons apresentaram índice de simialridade inferior a 50%, Foram formados dois grupos que estiveram dentro deste padrão: o grupo A que associou *B. longirostris* e

B. deitersi a *C. aculeata* e *A. vulgaris*; *N. cearensis* e *T. decipiens* a náuplios de copépodes. Para o grupo B, apenas os rotíferos *E. dilatata* e *Sinchaeta* sp.

Discussão

As áreas amostradas apresentaram-se com composição específica muito semelhante, embora com diferenças relevantes em termos de densidade por estação e períodos estudados. Houve uma predominância de rotíferos, que foram seguidos pelos protoctistas, especialmente as amebas testáceas, que suplantaram os cladóceros e copépodes, em número de espécies. A presença desses organismos vem sendo muito divulgada em estudos recentemente, inclusive são encontradas em águas correntes de preferência nas zonas litorâneas de rios e lagos, entre as macrófitas, estando associadas à presença de matéria orgânica em decomposição

Os rotíferos são uns dos principais representantes do zooplâncton de águas continentais, cuja distribuição nas bacias hidrográficas sofre influência de sua forma oportunista de ocupação.

Atualmente sabe-se que, em ambientes aquáticos do Brasil os rotíferos são frequentemente dominantes, independentemente do estado trófico, tanto em densidade como em número de espécies. A relativa dominância de certas espécies bem como sua associação com o nível trófico foi discutida por vários autores, que propuseram a associação de *Conochilus unicornis* e *keratella cochlearis* como característica de ambientes bem eutrofizados e de *Polyarthra vulgaris* e *keratella tropica* como indicadora de ambientes menos eutrofizados. No presente estudo foi observada esta associação com a ocorrência das espécies nos meses de janeiro, abril e julho. No mês de outubro houve ausência de ambas. Quanto as espécies *Polyarthra vulgaris* e *keratella tropica* a associação não foi observada no mês de outubro quando houve ocorrência apenas de *Keratella tropica*.

Pelos resultados analisados, verificou-se que no gênero *Brachionus*, houve registro de cinco espécies, o maior número do grupo, seguido do gênero *Lecane* com quatro espécies. Riqueza específica de *Brachionus* está associada a sua capacidade de alimentar-se de qualquer partículas, sendo considerados sobre este aspecto, como estrategistas r ou generalista. Por outro lado o gênero *Lecane* é considerado habitante preferencialmente de substrato, surgindo no plâncton como migrantes temporários, em locais pouco profundos. Também é encontrada associada a plantas aquáticas.

Sob a densidade, os rotíferos foram organismos com valores mais elevados em todas as estações. Dentre os crustáceos, contribuição importante foi dada pelos náuplios de copépodes, o que se justifica pelo fato destes apresentarem espectro alimentar semelhante ao dos rotíferos. Por outro lado, houve uma substituição de comportamento em relação aos crustáceos. Nos meses de abril e julho, as maiores densidades foram registradas para os copépodes, enquanto que, em meses de julho e janeiro foram para os cladóceros. Sugere-se que estas variações ocorram como consequência da variação do regime hidrológico e dos nutrientes ocorrentes no período.

Quanto a diversidade não houve um padrão definido para as áreas estudadas, visto que variou de baixa a alta, sendo que os meses de janeiro e abril apresentaram oscilações consideráveis de baixo a alta, com distribuição homogênea dos táxons. As baixas diversidades obtidas podem estar associadas ao pequeno número de espécies identificadas na maior parte das estações estudadas e também em função da abundância elevada de alguns táxons, como por exemplo, os rotíferos.

Uma ressalva deve ser dada à ocorrência de Nematoda, visto que são muito encontrados em áreas de concentração de nutrientes muito elevada, constituindo-se em um indicador de poluição orgânica.

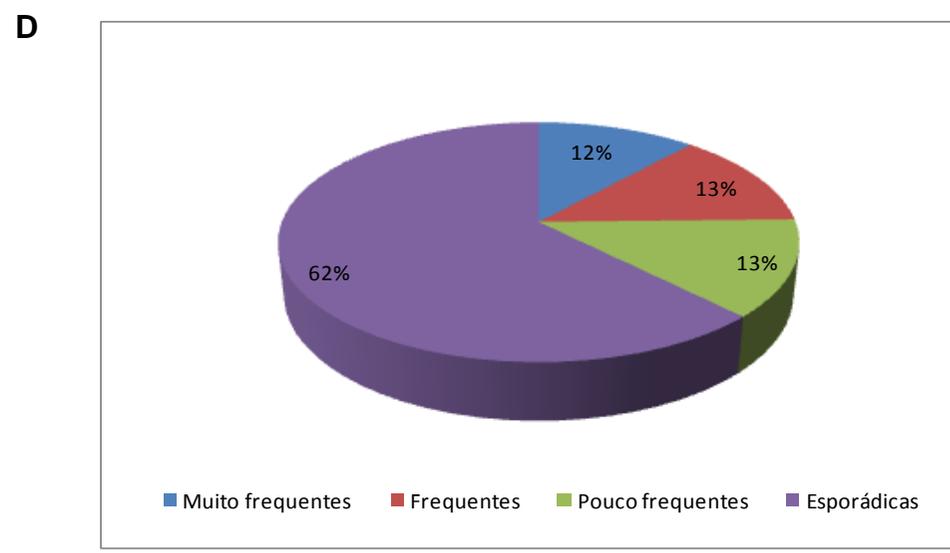
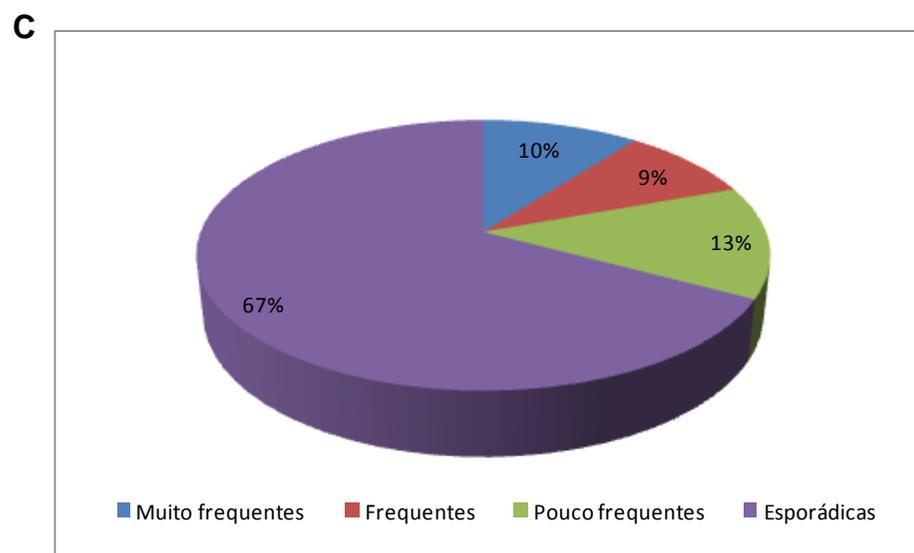
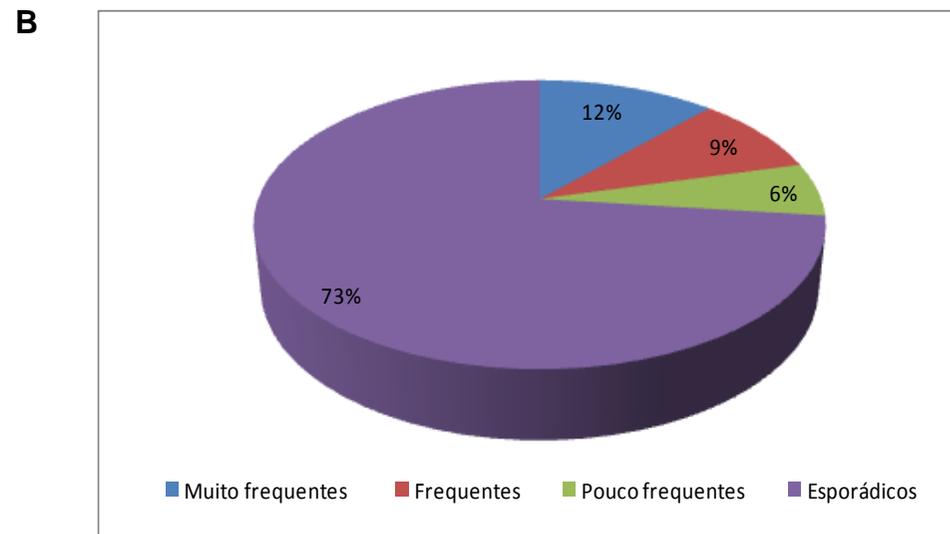
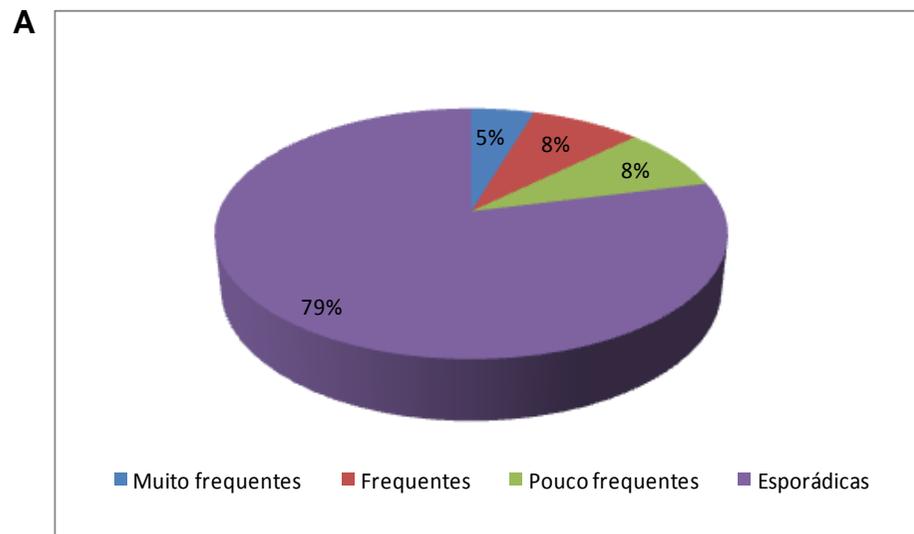
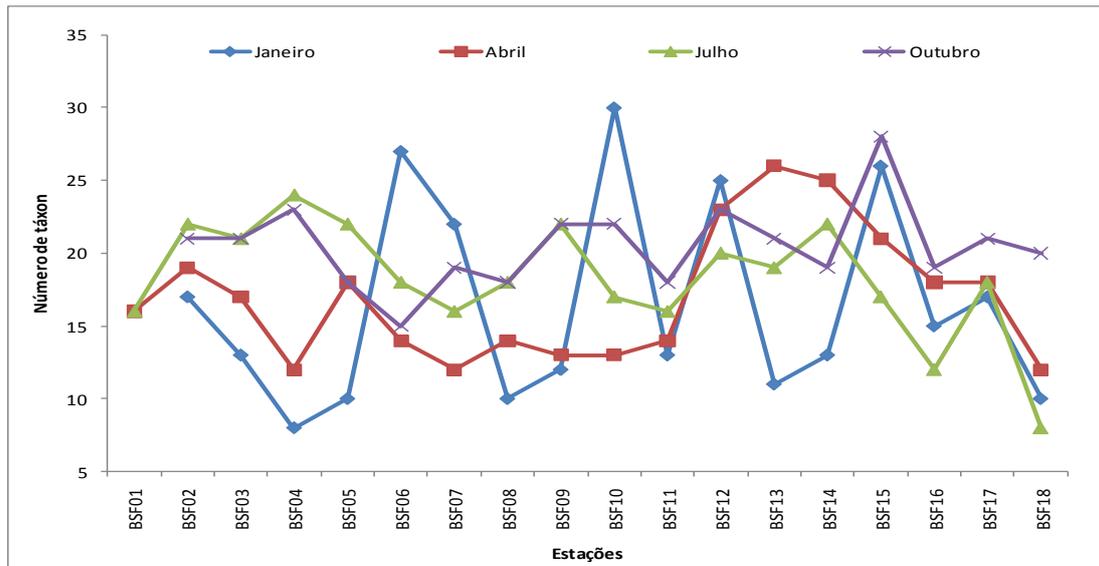
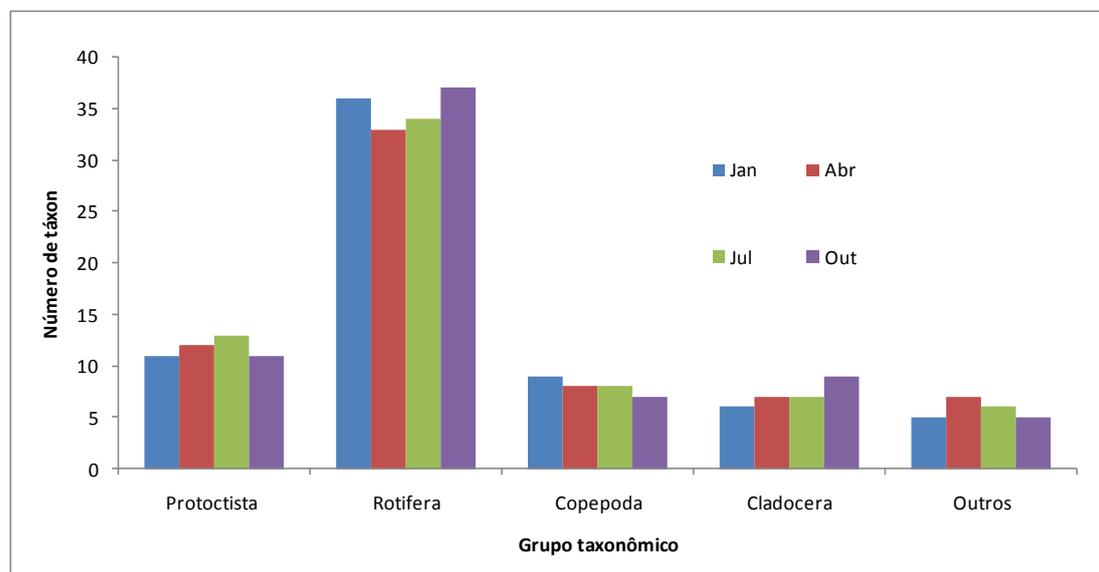


Figura 3.3.D.3.2-1 - Frequência de ocorrência (%) do zooplâncton à jusante do rio São Francisco, nos meses de janeiro (A), abril (B), julho (C) e outubro (D) em 2008.

A



B



C

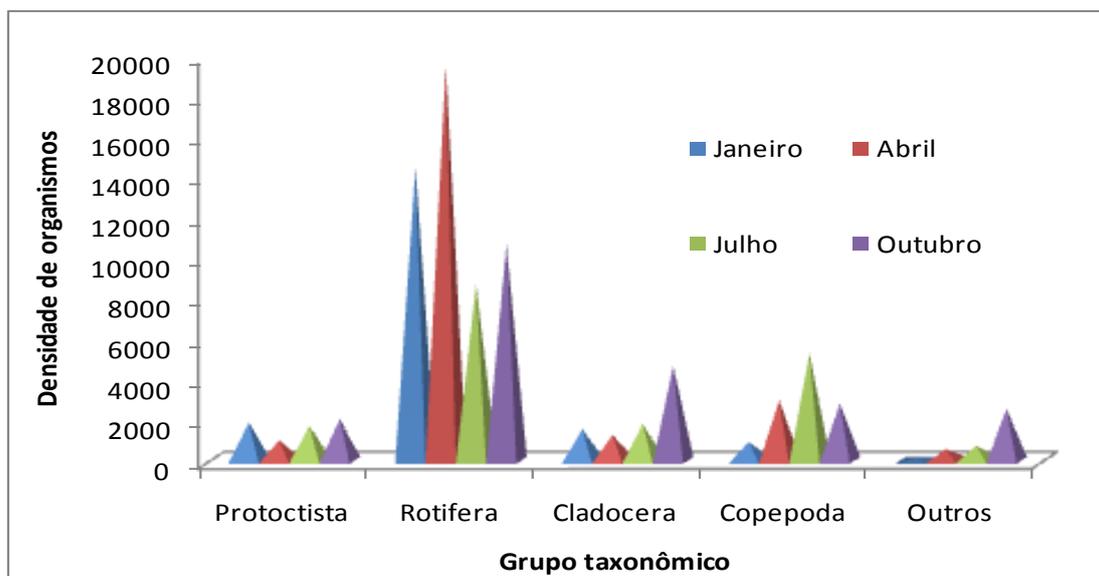


Figura 3.3.D.3.2-2 - Riqueza de espécies por estação (A), nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de 2008 (B) e densidade dos grupos taxonômicos (C) no baixo rio São Francisco.

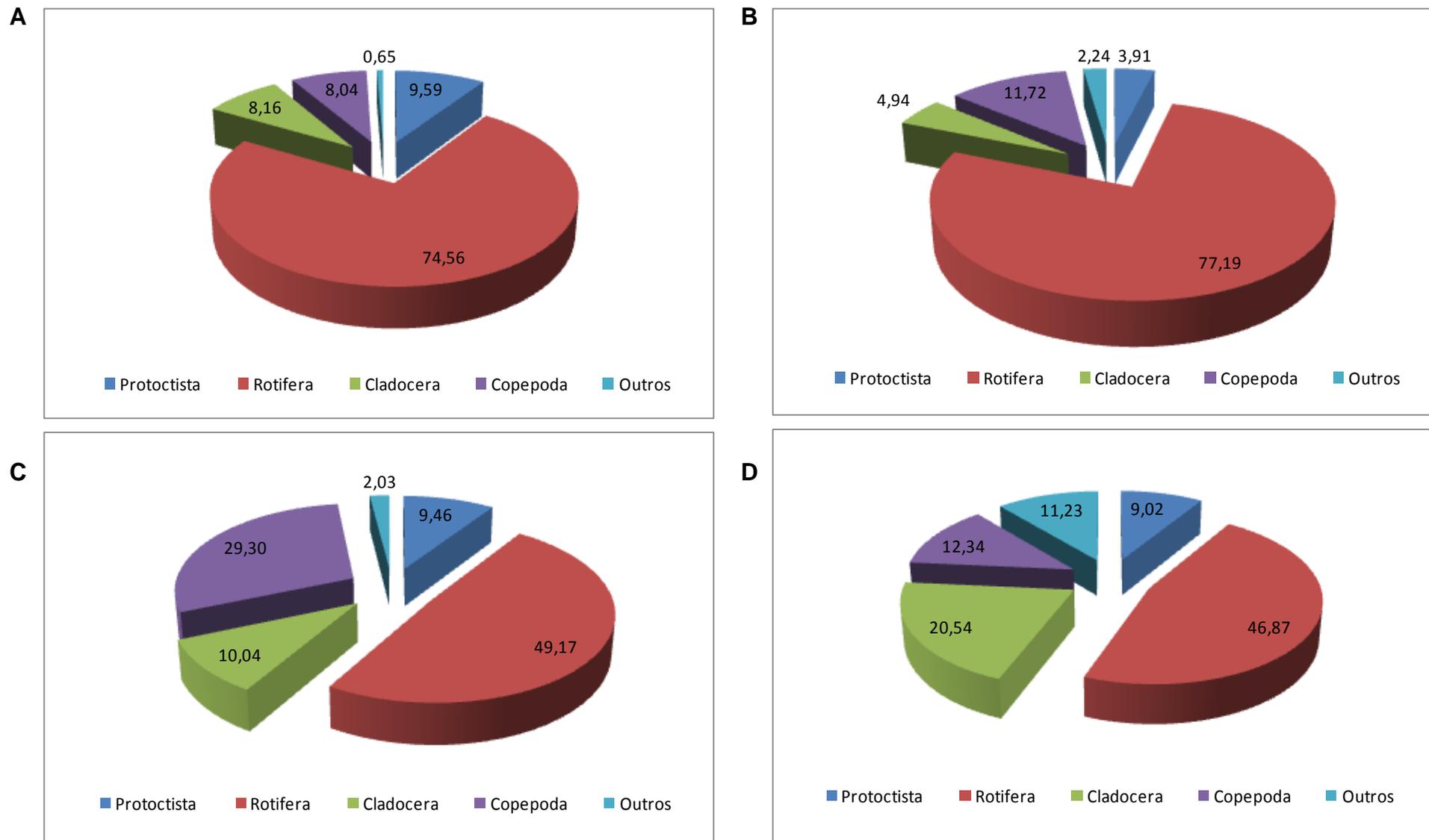


Figura 3.3.D.3.2-3 - Participação relativa dos grupos zooplantônicos nos meses de janeiro (A), abril (B), julho (C) e outubro (D) de 2008, à jusante do rio São Francisco.

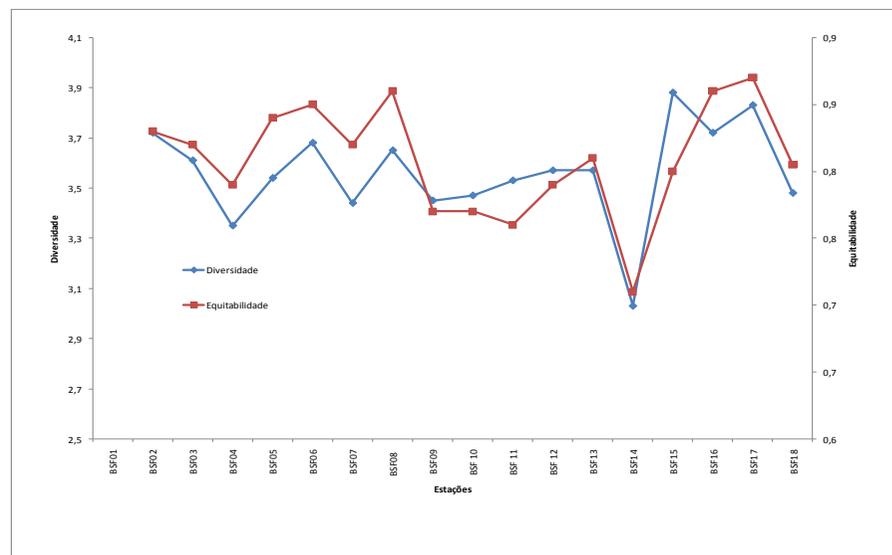
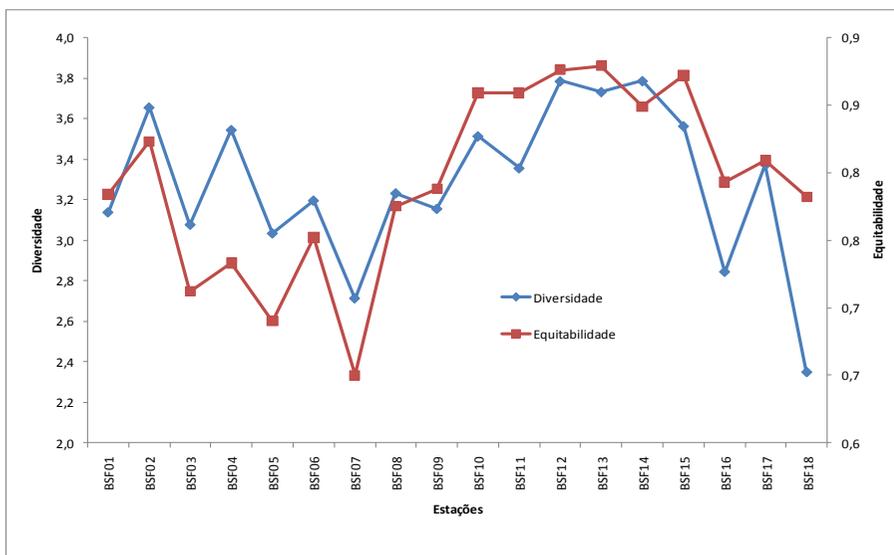
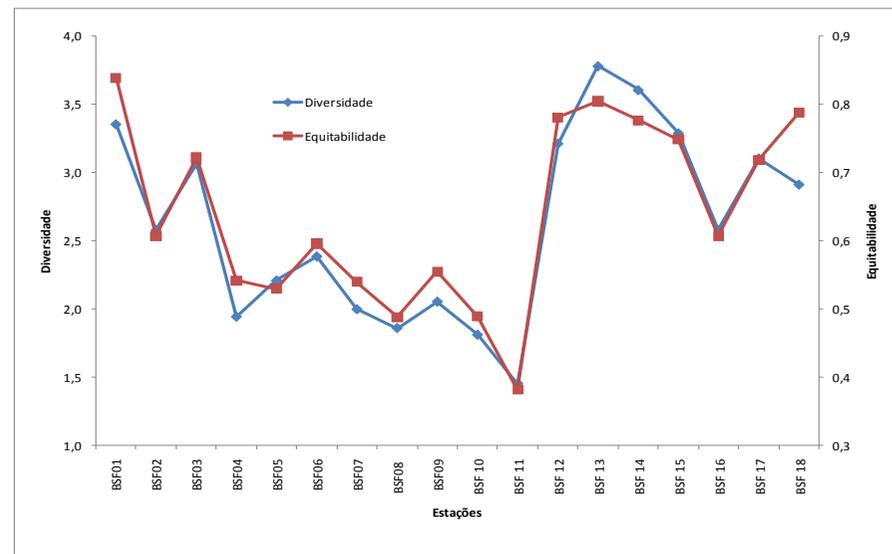
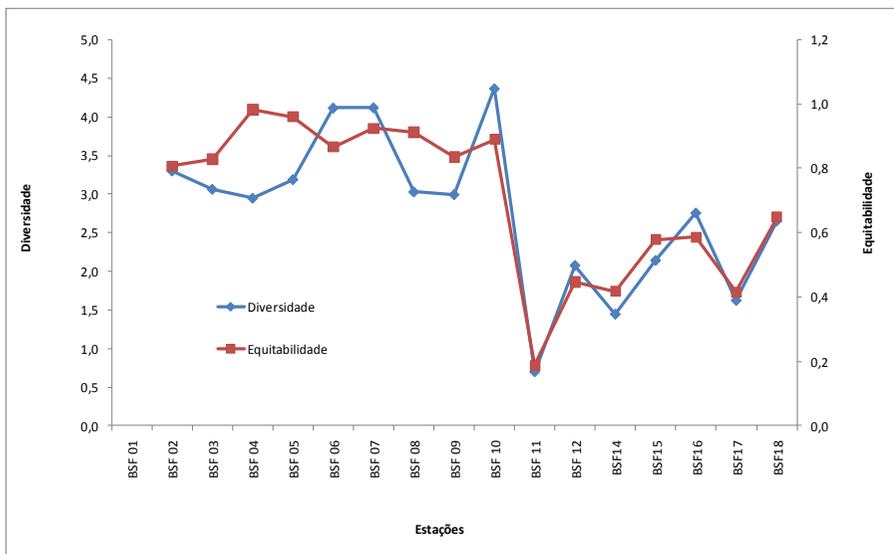


Figura 3.3.D.3.2-4 - Índice de diversidade e equitabilidade nos meses de janeiro (A), abril (B), julho (C) e outubro (D) de 2008 à jusante do rio São Francisco.

Tabela 3.3.D.3.2-1 - Densidade (org.m⁻³) dos grupos zooplanctônicos no trecho à jusante da barragem, nos meses de janeiro (A), abril (B), julho (C) e outubro(D) de 2008.

A	Estações																	
	BSF 01	BSF 02	BSF 03	BSF 04	BSF 05	BSF 06	BSF 07	BSF 08	BSF 09	BSF 10	BSF 11	BSF 12	BSF 14	BSF 15	BSF 16	BSF 17	BSF 18	
Protoctista		448	218	184	126	92	103	11	80	57	46	69	172	138	57	23	34	
Rotifera		1550	1033	1354	888	964	803	723	1136	1125	838	1171	631	448	402	654	746	
Cladocera		34	115	80	57	631	46	46	115	115	172	46			46	34	46	
Copepoda		11	23	57		149	69	23	34	92	34	23	11	11	275	103	448	
Outros			11			69							11		11		23	
Total		2043	1400	1676	1072	1905	1022	803	1366	1389	1090	1309	826	597	792	815	1297	

B	Estações																	
	BSF 01	BSF 02	BSF 03	BSF 04	BSF 05	BSF 06	BSF 07	BSF 08	BSF 09	BSF 10	BSF 11	BSF 12	BSF13	BSF 14	BSF 15	BSF 16	BSF 17	BSF 18
Protoctista	83	46	37	11	11	115	0	57	11	23	57	34	103	253	46	57	46	0
Rotifera	344	900	588	551	1263	1194	1297	1159	941	1320	1205	723	1125	1113	838	1550	1676	1768
Cladocera	83	165	64	0	34	23	80	0	11	46	0	103	115	57	34	46	230	161
Copepoda	165	165	138	34	103	34	161	103	46	34	34	333	321	80	264	275	298	379
Outros	0	37	64	11	11	23	0	23	46	92	11	11	23	34	57	34	11	80
Total	675	1313	891	607	1422	1389	1538	1342	1055	1515	1307	1204	1687	1537	1239	1962	2261	2388

C	Estações																	
	BSF 01	BSF 02	BSF 03	BSF 04	BSF 05	BSF 06	BSF 07	BSF 08	BSF 09	BSF 10	BSF 11	BSF 12	BSF13	BSF 14	BSF 15	BSF 16	BSF 17	BSF 18
Protoctista	45	92	46	92	115	149	46	69	46	34	80	115	23	218	149	138	195	57
Rotifera	574	367	1228	884	735	677	620	425	907	413	367	425	367	425	149	57	69	0
Cladocera	34	184	92	230	80	161	80	46	57	80	126	138	92	103	195	57	57	0
Copepoda	184	459	46	264	184	264	298	471	425	241	230	448	287	287	126	562	344	172
Outros	161		23					11	69			46		23	11	11	11	367
Total	998	1102	1435	1470	1114	1251	1055	1011	1504	768	803	1172	769	1056	630	825	676	596

D	Estações																	
	BSF 01	BSF 02	BSF 03	BSF 04	BSF 05	BSF 06	BSF 07	BSF 08	BSF 09	BSF 10	BSF 11	BSF 12	BSF13	BSF 14	BSF 15	BSF 16	BSF 17	BSF 18
Protoctista		79	23	103	102	34	126	103	80	91	45	103	184	114	229	149	114	182
Rotifera		665	653	630	378	596	734	596	872	561	700	444	515	572	376	562	400	492
Cladocera		241	297	240	70	298	79	148	286	217	184	102	126	126	470	160	194	413
Copepoda		149	114	138	195	402	195	253	57	80	138	34	34	11	11	34	46	46
Outros		11	34	11	0	0	11	0	46	34	11	11	0	11	34	46	298	275
Total		1145	1121	1122	745	1330	1145	1100	1341	983	1078	694	859	834	1120	951	1052	1408

Tabela 3.3.D.3.2-2 - Participação relativa (%) dos grupos taxonômicos do zooplâncton no trecho à jusante do rio São Francisco nos meses de janeiro(A), abril(B), junho(C) e outubro(D).

A	Estações																	
	BSF01	BSF02	BSF03	BSF04	BSF05	BSF06	BSF07	BSF08	BSF09	BSF10	BSF11	BSF12	BSF14	BSF15	BSF16	BSF17	BSF 18	
Protoctista		21,40	15,60	11,00	11,80	4,80	10,10	1,40	5,90	4,10	4,20	5,30	20,80	23,10	7,20	2,80	2,90	
Rotifera		75,30	73,80	80,80	82,80	50,60	78,70	90,00	83,20	81,00	76,80	89,50	76,40	75,00	50,70	80,30	61,90	
Cladocera		1,60	8,20	4,80	5,40	33,10	4,50	5,70	8,40	8,30	15,80	3,50	0,00	0,00	5,80	4,20	3,80	
Copepoda		1,60	1,60	3,40	0,00	7,80	6,70	2,90	2,50	6,60	3,20	1,80	1,40	1,90	34,80	12,70	29,50	
Outros		0,00	0,80	0,00	0,00	3,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	0,00	1,40	0,00	1,90	

B	Estações																	
	BSF01	BSF02	BSF03	BSF04	BSF05	BSF06	BSF07	BSF08	BSF09	BSF10	BSF11	BSF12	BSF13	BSF14	BSF15	BSF16	BSF17	BSF18
Protoctista	12,20	3,50	4,10	1,90	0,80	8,30	0,00	4,30	1,10	1,50	4,40	2,90	6,10	16,40	3,70	2,90	2,00	0,00
Rotifera	51,00	68,50	66,00	90,60	88,70	86,00	84,30	86,30	89,10	87,10	92,10	60,00	66,70	72,40	67,60	78,90	74,10	74,00
Cladocera	12,20	12,60	7,20	0,00	2,40	1,70	5,20	0,00	1,10	3,00	0,00	8,60	6,80	3,70	2,80	2,30	10,20	6,70
Copepoda	24,50	12,60	15,50	5,70	7,30	2,50	10,40	7,70	4,30	2,30	2,60	27,60	19,00	5,20	21,30	14,00	13,20	15,90
Outros		2,80	7,20	1,90	0,80	1,70	0,00	1,70	4,30	6,10	0,90	1,00	1,40	2,20	4,60	1,80	0,50	3,40

C	Estações																	
	BSF01	BSF02	BSF03	BSF04	BSF05	BSF06	BSF07	BSF08	BSF09	BSF10	BSF11	BSF12	BSF13	BSF14	BSF15	BSF16	BSF17	BSF18
Protoctista	4,60	8,30	3,20	6,30	10,30	11,90	4,40	6,80	3,10	4,50	10,00	9,80	3,00	20,70	23,60	16,70	28,80	7,30
Rotifera	57,50	33,30	85,60	60,20	66,00	54,10	58,70	42,10	60,30	53,70	45,70	36,30	47,80	40,20	23,60	6,90	10,20	24,70
Cladocera	3,50	16,70	6,40	15,60	7,20	12,80	7,60	4,60	3,80	10,50	15,70	11,80	11,90	9,80	30,90	6,90	8,50	0,00
Copepoda	18,40	41,70	3,20	18,00	16,50	21,10	28,30	46,60	28,20	31,30	28,60	38,20	37,30	27,20	20,00	68,10	50,90	21,80
Outros	16,10	0,00	1,60	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00	4,60	0,00	0,00	3,90	0,00	2,20	1,80	1,40	1,70	46,40

D	Estações																	
	BSF01	BSF02	BSF03	BSF04	BSF05	BSF06	BSF07	BSF08	BSF09	BSF10	BSF11	BSF12	BSF13	BSF14	BSF15	BSF16	BSF17	BSF18
Protoctista		7,00	2,00	9,20	13,40	2,90	11,00	9,40	6,00	9,30	4,30	18,80	21,30	13,70	18,40	15,70	12,20	13,00
Rotifera		58,00	58,20	56,10	49,30	50,00	64,00	54,20	65,00	57,00	64,90	60,90	60,00	68,50	30,30	59,00	42,70	35,00
Cladocera		21,00	26,40	21,40	11,90	25,00	7,00	13,50	21,40	22,10	17,00	14,10	14,70	15,10	37,60	16,90	20,70	29,30
Copepoda		13,00	10,20	12,20	25,40	22,10	17,00	22,90	4,30	8,10	12,80	4,70	4,00	1,40	0,90	3,60	4,90	3,30
Outros		1,00	3,10	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	3,40	3,50	1,10	1,60	0,00	1,40	12,80	4,80	19,50	19,50

Tabela 3.3.D.3.2-3 - Lista de táxons ocorrentes nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de 2008, à jusante do rio São Francisco.

Táxons	Meses				Táxons	Meses			
	jan	abr	jul	out		jan	abr	jul	out
Protoctista					<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1886	*	*	*	*
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1838	*	*	*	*	<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg, 1832	*	*		*
<i>Arcella dentata</i> Ehrenberg, 1838		*	*	*	<i>Lecane papuana</i>				*
<i>Arcella discoide</i> Ehrenberg, 1838	*	*	*	*	<i>Lecane curvicornis</i> Murray, 1913	*			
<i>Arcella gibosa</i> Ehrenberg, 1838	*	*	*	*	<i>Trichocerca pusilla</i> Harring, 1913	*	*	*	*
<i>Arcella</i> sp.	*				<i>Trichocerca</i> sp.	*			
<i>Centropyxis acureata</i> Stein, 1840	*	*	*	*	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850		*	*	*
<i>Diffugia</i> sp.	*	*	*	*	<i>Synchaeta</i> sp.	*	*	*	*
<i>Diffugia limnetica</i> Ehrenberg, 1838	*	*	*	*	<i>Plyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943		*	*	*
<i>Diffugia spiralis</i> Ehrenberg, 1840	*	*	*	*	<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783	*	*	*	
<i>Diffugia lebes</i> Penard, 1899	*	*	*		<i>Hexarthra fennica</i> Levander, 1892	*	*	*	
<i>Diffugia globulosa</i> Dujardin, 1879	*	*	*	*	<i>Ptygura</i> sp.	*	*	*	
<i>Diffugia acuminata</i> Ehrenberg, 1838	*	*	*	*	<i>Filinia longiseta</i> Ehrenberg, 1834		*		
<i>Tintinnopsis</i> sp.	*	*	*	*	<i>Filinia opoliensis</i> Zacarias, 1891	*	*	*	
Rotifera					Cladocera				
<i>Rotaria rotatoria</i> Pallas, 1766	*	*	*	*	<i>Bosmina havanaensi</i>				*
<i>Rotaria</i> sp.	*	*	*	*	<i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller, 1785	*	*	*	*
<i>Conochillus dossuarius</i>				*	<i>Bosminopsis deitersi</i> Richardi, 1895	*	*	*	*
<i>Conochillus unicornis</i> Rousselet, 1892	*	*	*		<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	*	*	*	*
<i>Cephalodella</i> sp.	*			*	<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	*	*	*	*
<i>Stephanoceros fimbriatus</i> Kellicott, 1885	*				<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886		*	*	*
<i>Collotheca pelagica</i> Rousselet, 1893	*	*	*	*	<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	*	*	*	*
<i>Ploesoma truncatum</i> Levander, 1894	*	*	*	*	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Lievin, 1848	*	*	*	
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	*		*		<i>Daphnia</i> sp.				*
<i>Epiphanes macrourus</i> Barrois & Daday, 1894	*	*	*	*	<i>Alona pulchella</i> King, 1853		*	*	*
<i>Brachionus patulus</i>				*	Copepoda				
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	*	*	*	*	<i>Eudiaptomus</i> sp.	*		*	
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	*	*	*	*	<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> Sars, 1901	*	*	*	
<i>Brachionus falcatus</i> Zacaris, 1998	*	*	*	*	<i>Pseudodiptomus marshi</i> Wright, 1936		*	*	*
<i>Brachionus calyciflorus</i> Brehm, 1909	*	*	*	*	<i>Pseudodiptomus richardi</i> F.Dahl, 1894	*	*	*	*
<i>Brachionus quadridentatus</i> Ehrenberg, 1832		*	*	*	<i>Notodiptomus cearensis</i> Kiefer, 1936	*	*	*	*
<i>Brachionus dolabratus</i> Harring, 1915	*	*	*		<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer, 1929	*	*	*	*
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832			*	*	<i>Thermocyclops minutus</i> Lowndes, 1934	*	*		*
<i>Keratella tropica</i> Apstein, 1907	*	*	*	*	<i>Halicyclops araeaburnensis</i> Lindberg, 1957	*		*	
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	*	*	*	*	<i>Nitokra</i> sp.	*	*	*	*
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	*	*	*		Nauplio de Copepoda	*	*	*	*
<i>Keratella</i> sp.	*		*		Outros				
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	*	*	*		Ostracoda (Náuplio e cypris)	*	*	*	*
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	*		*		Classe Insecta(Larva)	*	*	*	*
<i>Mytilina ventralis</i> Ehrenberg, 1832	*	*	*	*	Acarina	*	*	*	*
<i>Trichotria tetractis</i> Harring, 1830		*	*	*	Classe Nematoda	*	*	*	*
<i>Lepadella ovalis</i> O. F. Müller, 1786	*	*	*	*	Classe Gastropoda (véliger)	*	*	*	*
<i>Lecane luna</i> O. F. Müller, 1776	*	*	*	*	Classe Bivalvia (véliger)		*	*	*
<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913	*	*	*	*	Classe Polychaeta (larvas)		*		*
<i>Lecane leontina</i> Turner, 1892	*	*	*	*	Ostheychtyes(larvas)			*	*

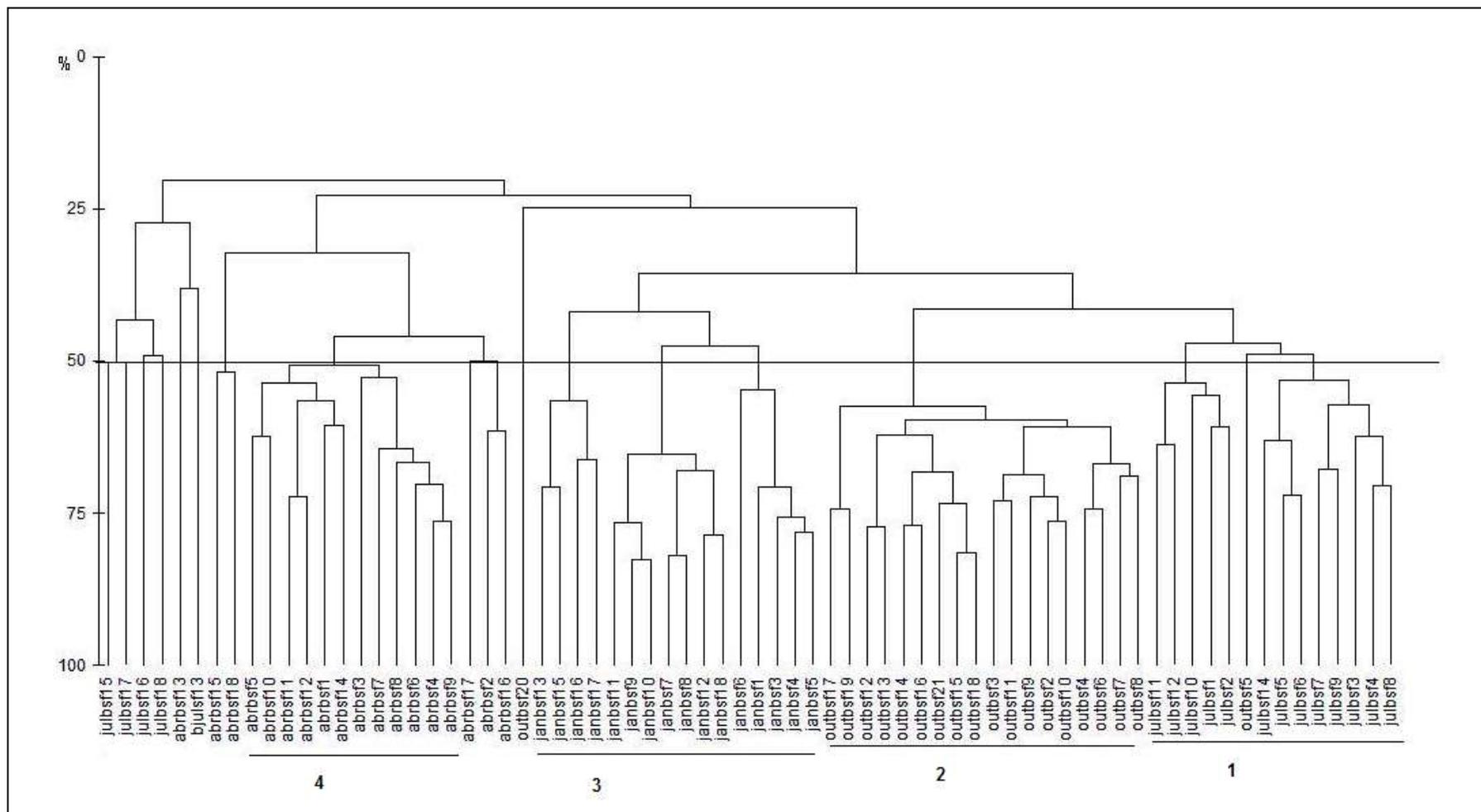


Figura 3.3.D.3.2-5 - Dendrograma dos agrupamentos das amostras zooplânctônicas coletadas no Baixo São Francisco para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

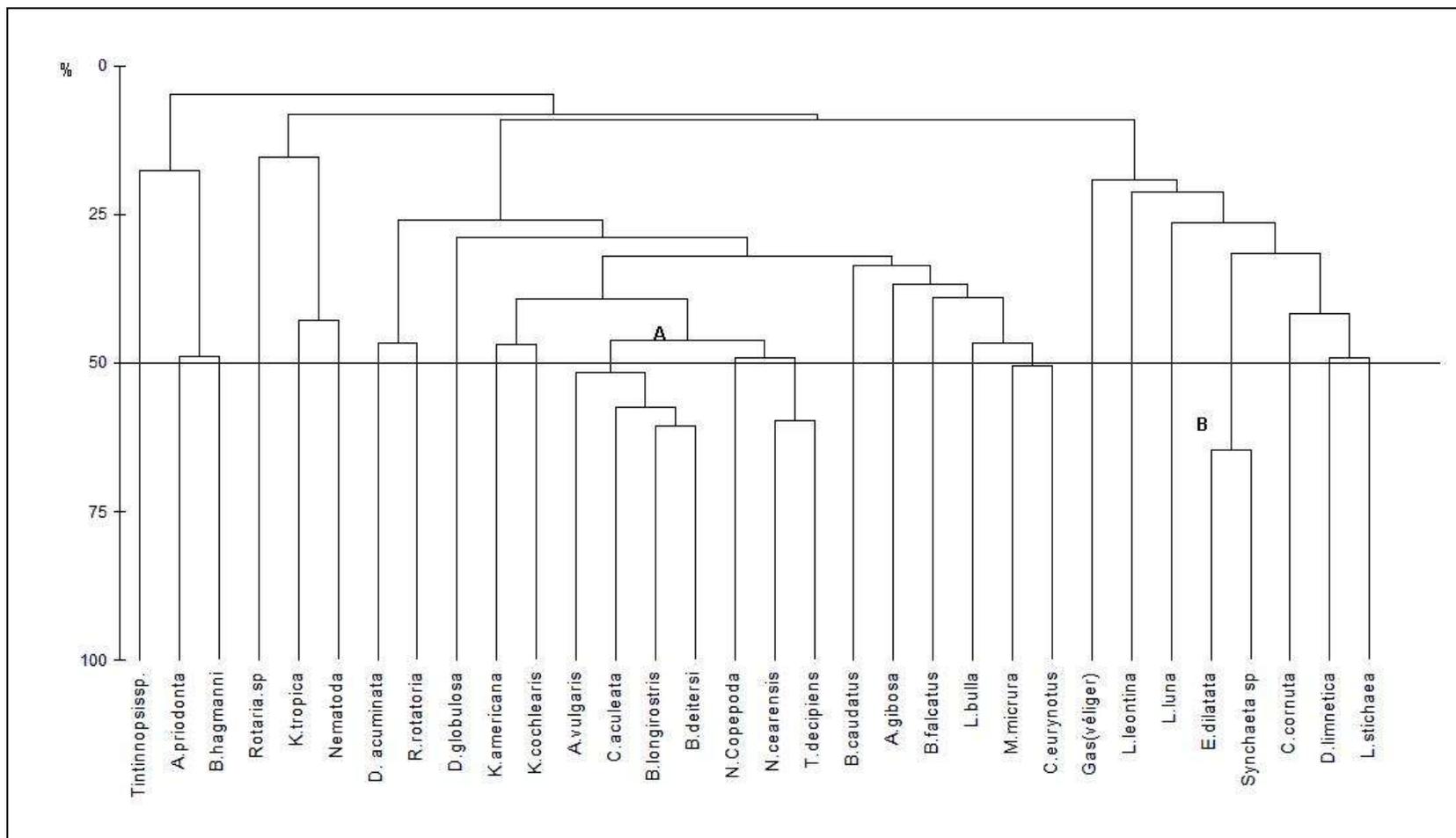


Figura 3.3.D.3.2-6 - Dendrograma dos agrupamentos de espécies zooplânctônicas coletadas no Baixo São Francisco para o período entre dezembro/2007 e novembro/2008.

3.3.D.4. Macroinvertebrados bentônicos

3.3.D.4.1. Reservatório de Xingó

Composição granulométrica

A Tabela 3.3.D.4.1-1 apresenta os dados relativos à composição granulométrica do sedimento, no reservatório de Xingó, durante os meses de dezembro/07, março/08, junho/08 e setembro/08, considerando-se distintamente as regiões central e marginal. Os valores médios foram correspondentes as estações XIN PIS 3 C, XIN PIS 04 C, XIN PIS 04 M, XIN 10 C e XIN 10 M para o mês de dezembro/07 e para os meses de março, junho e setembro/08, as médias foram feitas com as estações XIN PIS 04 C, XIN PIS 04 M, XIN 10 C e XIN 10 M, não sendo realizadas coletas na XIN PIS 03 C, portanto sendo incluídas mais duas estações: XIN 01 C e XIN 01 M.

Tabela 3.3.D.4.1-1 - Valores médios das frações de substrato no reservatório de Xingó, nas diferentes regiões (Central e Marginal) em dezembro/07, março, junho e setembro/08.

	dez/07		mar/08		jun/08		set/08	
	C	M	C	M	C	M	C	M
Cascalho	6,36	16,21	0,00	15,46	0,00	0,00	0,00	0,00
Areia Muito Grossa	4,01	10,65	2,55	17,37	2,63	21,28	4,40	18,22
Areia Grossa	4,80	17,66	2,69	26,43	7,26	22,14	6,20	18,88
Areia Média	3,42	16,73	2,03	17,33	6,71	12,34	5,77	16,28
Areia Fina	2,23	12,29	1,25	8,43	4,97	10,84	4,77	13,57
Areia Muito Fina	5,11	11,77	1,77	5,09	7,49	3,28	10,07	12,50
Argila	31,00	5,20	51,13	5,57	29,67	16,17	27,93	9,90
Silte	43,07	9,50	38,57	4,31	41,27	13,95	40,87	10,65

A fração de substrato que apresentou contribuição mais proeminente durante o mês de dezembro/08 na região central corresponde ao silte, com 43,07% do peso seco do substrato. Já a região marginal analisada no referido mês apresentou como fração mais representativa a areia grossa contribuindo com 17,66%. Com relação ao mês de março/08 as frações de argila e areia grossa predominaram nas regiões central e marginal, respectivamente, contribuindo com valores médios máximos de 51,13% e 26,43%. Em junho/08 as maiores contribuições médias para as regiões central e marginal foram fornecidas pelas frações de silte (41,27%) e areia grossa (22,14 %),

respectivamente. A maior contribuição média registrada no mês de setembro/08 para a região central deriva da fração de silte (40,87%). Para a região marginal, em relação ao referido mês, a areia grossa apresentou maior contribuição média (18,88%).

Conteúdo de matéria Orgânica e concentrações de Nitrogênio e Fósforo total do substrato

A Tabela 3.3.D.4.1-2 apresenta os dados relativos às concentrações médias de fósforo e nitrogênio bem como ao teor de matéria orgânica no sedimento das regiões central e marginal do reservatório de Xingó nos meses de dezembro/07, março, junho e setembro/08. Os valores médios foram correspondentes as estações XIN PIS 3 C, XIN PIS 04 C, XIN PIS 04 M, XIN 10 C e XIN 10 M para o mês de dezembro/07 e para os meses de março, junho e setembro/08, as médias foram feitas com as estações XIN PIS 04 C, XIN PIS 04 M, XIN 10 C e XIN 10 M, não sendo realizadas coletas na XIN PIS 03 C, portanto sendo incluídas mais duas estações: XIN 01 C e XIN 01 M.

Diferenças significativas entre as concentrações de fósforo total com relação às estações, regiões e composições granulométricas do sedimento não foram constatadas. Todavia, verificou-se que a variação das concentrações de fósforo total ao longo dos meses apresentou diferenças significativas, com $p=0,0403$. Em geral os maiores valores médio de fósforo total no sedimento foram registrados no mês de dezembro/07 com 175 mg/dm^3 (Figura 3.3.D.4.1-1).

Os valores referentes às concentrações de nitrogênio total apontaram para a existência de diferenças significativas entre esta variável com relação às regiões (central e marginal) com $p=0,0262$ (Figura 3.3.D.4.1-2). Os valores médios mais elevados para nitrogênio total foram constatados no mês de junho/08, na região central com $1,36 \text{ dag/kg}$. Contudo, não foram observadas diferenças significativas entre a concentração de nitrogênio quando relacionada aos meses, estações e composições granulométricas analisadas.

Não se observou diferenças significativas entre o teor de matéria orgânica em relação aos meses. Entretanto, apresentaram diferenças significativas quando da sua relação com as regiões analisadas, com $p=0,0002$, registrando valores médios mais elevados na região central; estações com $p=0,0149$, com valores mais elevados nas estações XIN PIS 04C e XIN 10C e também entre as composições granulométricas ($p=0,0172$), com valores máximos de 4,32% do peso seco do sedimento no mês de dezembro/07,

registrando-se valores mais elevados em sedimentos mais argilosos (Figura 3.3.D.4.1-3, Figura 3.3.D.4.1-4 e Figura 3.3.D.4.1-5). O reservatório de Xingó apresentou teores muito baixos de matéria orgânica, menos de 10% do peso seco do sedimento, não sendo considerados sedimentos do tipo orgânico. Esses valores baixos são encontrados geralmente em ecossistemas com condições favoráveis à sua decomposição, como as represas que tem tempo reduzido da água. Por outro lado, os que apresentam maiores valores, são aqueles com considerável contribuição de matéria orgânica de origem alóctone ou autóctone, produzida por macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998).

Tabela 3.3.D.4.1-2 - Valores máximos, mínimos, médios, e desvio padrão das concentrações de Fósforo total (P), Nitrogênio (N) e Matéria orgânica (M.O.) no reservatório de Xingó, nas diferentes regiões (Central e Marginal) em dezembro/07, março, junho e setembro/08.

Nutrientes	dez/07		mar/08		jun/08		set/08		
	C	M	C	M	C	M	C	M	
P (mg/dm ³)	Máximo	175,00	118,00	74,00	57,00	107,00	85,00	22,00	36,00
	Mínimo	41,00	1,00	14,00	34,00	27,00	23,00	9,00	12,00
	Média	106,00	59,50	47,00	45,33	68,00	59,33	14,33	20,67
	Desvio Padrão	67,09	82,73	30,45	11,50	40,04	32,35	6,81	13,32
N (dag/Kg)	Máximo	0,28	0,04	0,10	0,06	1,36	0,96	0,15	0,18
	Mínimo	0,06	0,03	0,06	0,00	0,56	0,00	0,14	0,03
	Média	0,17	0,04	0,08	0,03	0,99	0,57	0,15	0,09
	Desvio Padrão	0,11	0,01	0,02	0,03	0,40	0,51	0,01	0,08
Teor de Matéria Orgânica (%)	Máximo	4,32	1,11	3,16	1,55	2,89	2,06	2,60	2,10
	Mínimo	2,16	0,66	2,26	0,21	1,75	0,23	1,84	0,53
	Média	3,26	0,88	2,70	0,95	2,46	1,43	2,28	1,13
	Desvio Padrão	1,08	0,32	0,45	0,68	0,62	1,04	0,39	0,84

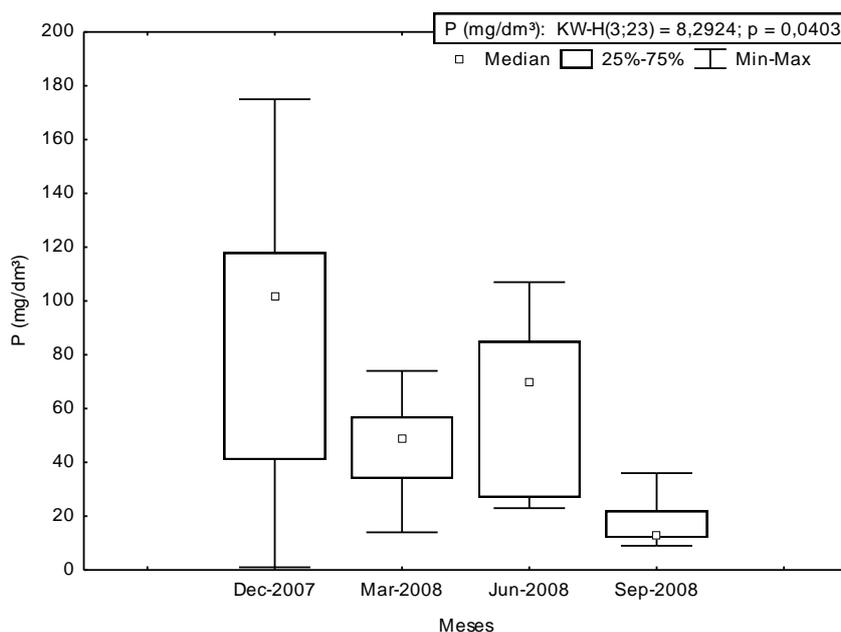


Figura 3.3.D.4.1-1 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da concentração de fósforo total (mg/dm³) por meses no reservatório de Xingó, no período de dezembro/07 a setembro/08.

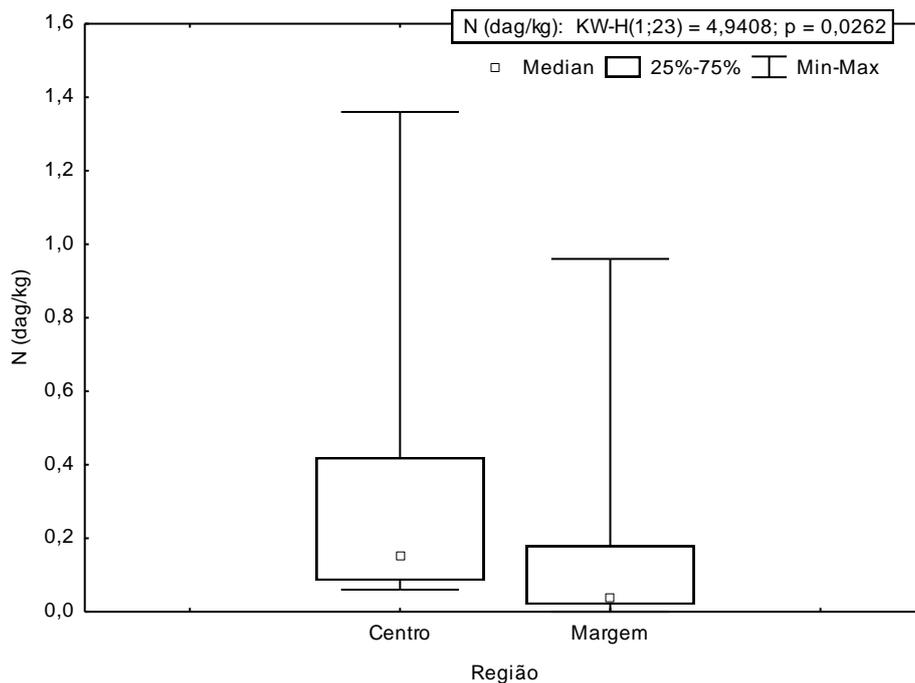


Figura 3.3.D.4.1-2 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da concentração de nitrogênio (dag/Kg) por regiões no reservatório de Xingó, no período de dezembro/07 a setembro/08.

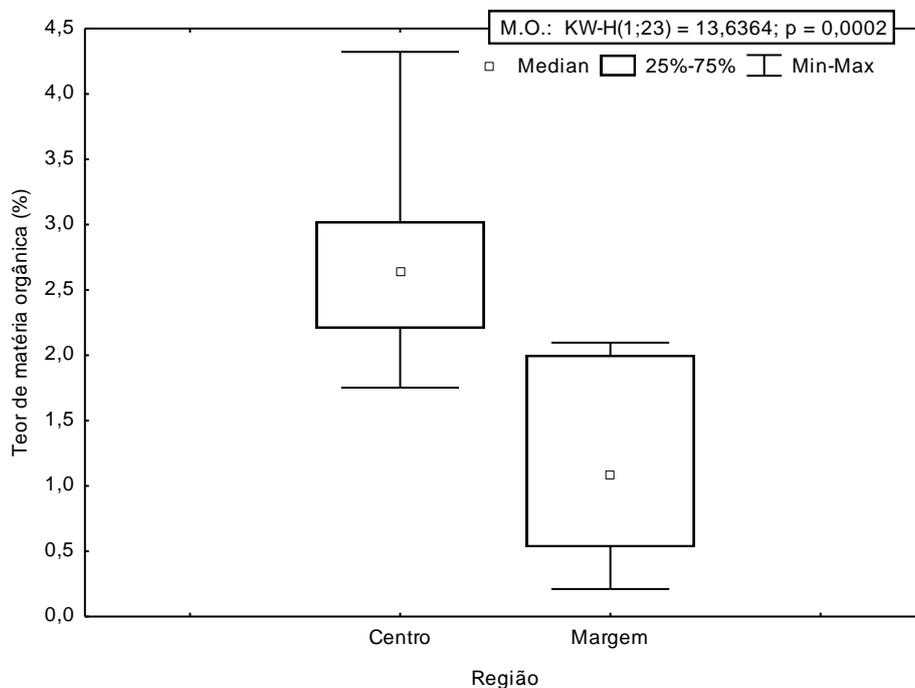


Figura 3.3.D.4.1-3 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do Teor de Matéria Orgânica por regiões no reservatório de Xingó.

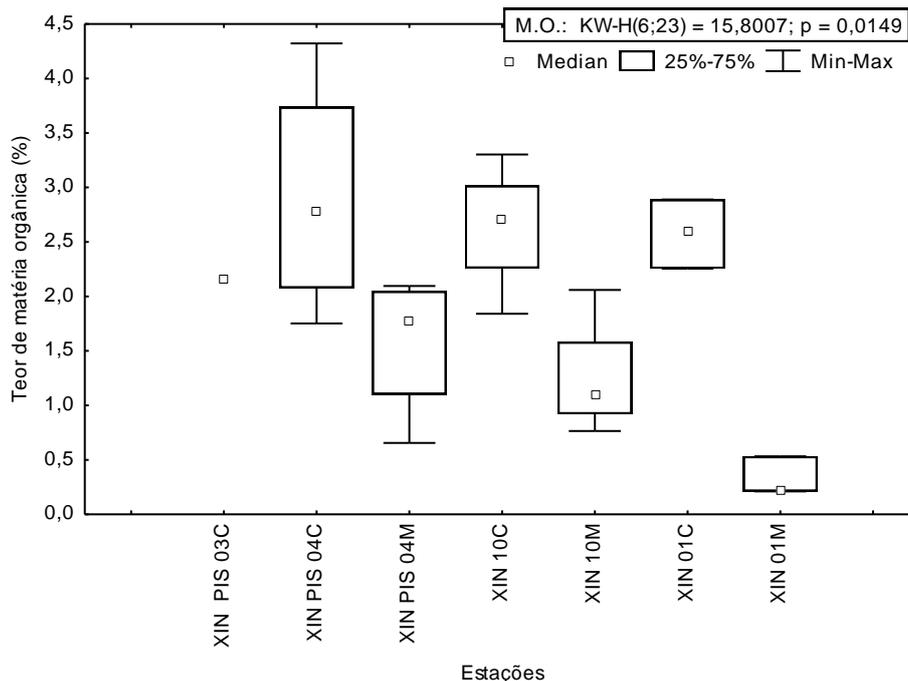


Figura 3.3.D.4.1-4 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do Teor de Matéria Orgânica por estações no reservatório de Xingó.

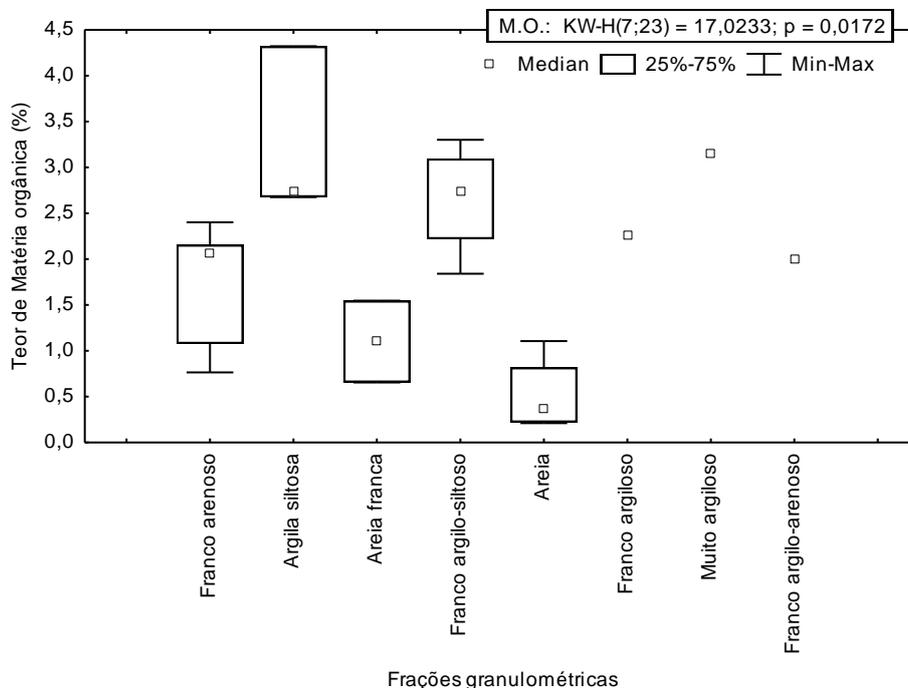


Figura 3.3.D.4.1-5 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do Teor de Matéria Orgânica por frações granulométricas no reservatório de Xingó.

Comunidade zoobentônica

Ao longo do período de estudo no Reservatório de Xingó foram coletados 4.185 indivíduos. Foram identificados 30 táxons, representados por indivíduos pertencentes ao Filo Plathyhelminthes (Turbellaria), Nematoda, Annelida (Hirudinea, Oligochaeta e Polychaeta), Mollusca (Bivalvia e Gastropoda), Insecta (Collembola, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera), Arachnida (Acari) e Crustacea (Decapoda e Ostracoda) (Tabela 3.3.D.4.1-4).

A Tabela 3.3.D.4.1-5 apresenta os dados descritivos da comunidade zoobentônica, compreendendo a média e desvio padrão para a densidade total (ind.m^{-2}) nas estações durante os meses, assim como o número de táxons para cada região.

O mês de março/08 apresentou maiores riquezas taxonômicas – 19 táxons para a região marginal e 7 para a região central, ao todo foram coletados 925 indivíduos nesse mês. Em seguida, as riquezas variaram entre 15 táxons (região marginal) e 6 táxons (região central) no mês de junho/08, com 923 indivíduos. Enquanto que no mês de dezembro/07, 9 táxons foram identificados para a região central e 7 para a marginal, com 1.810 indivíduos coletados, e no mês de setembro/08 também com 9 táxons na região central e 8 para a marginal, sendo 439 indivíduos coletados (Tabela 3.3.D.4.1-3).

Quanto às densidades numéricas totais, estas não diferiram significativamente entre os meses, apresentando valores semelhantes. Porém, registrou-se no Reservatório de Xingó diferenças significativas na quantidade de indivíduos ao longo das estações ($p = 0,0103$), regiões ($p=0,0056$) e tipo de substrato ($0,0436$) (Figura 3.3.D.4.1-7, Figura 3.3.D.4.1-8 e Figura 3.3.D.4.1-9).

A densidade total variou de $850,24 \text{ ind.m}^{-2}$ no mês de setembro/08 a $13.845 \text{ ind.m}^{-2}$ no mês de dezembro/07 na região central. Enquanto que na região marginal, esta variou de $4.241,55 \text{ ind.m}^{-2}$ no mês de setembro/08 a $7.961,35 \text{ ind.m}^{-2}$ no mês de junho/08.

A riqueza e as densidades apresentaram um padrão característico, com redução dos táxons e densidades nas regiões centrais, não ocorrendo para o mês de dezembro/07, cujos valores de densidade e riqueza foram mais elevados na região central.

A estação que apresentou valor mais elevado foi XIN PIS 03C. Nessa estação foram coletados 1.411 indivíduos, destes 1.320 foram Oligochaeta. O número total de indivíduos apresentou correlação positiva com a concentração de Fósforo total no

sedimento (0,50), assim como Oligochaeta que também apresentou correlação positiva com essa variável (0,64), o que pode explicar o fato da estação XIN PIS 03C apresentar um alto valor de Oligochaeta no mês de dezembro/07, pois na mesma foi registrado o valor máximo de concentração de Fósforo total no sedimento (Figura 3.3.D.4.1-1 e Tabela 3.3.D.4.1-7).

Na maioria dos ambientes aquáticos continentais a distribuição do zoobentos é frequentemente heterogênea. Nas regiões marginais as condições ambientais são mais favoráveis para os organismos bentônicos, entre estas, o maior grau de oxigenação da água durante a maior parte do ano e a maior diversidade alimentar, como perífittos e macrófitas aquáticas, que proliferam em menor profundidade. A maior taxa de entrada de folhas e frutos de vegetação ripariana que além de servir como alimento, fornece inúmeros microhabitats, que propiciam refúgios para diversos grupos se instalar e reproduzir (ESTEVES, 1998; TAKEDA et al., 1997).

Estes fatores contribuem para que esta região seja colonizada por grandes números de indivíduos, que podem ser carnívoros, herbívoros, detritívoros e bacteriófagos. Por outro lado, a homogeneidade da região profunda, com pouca variação anual de temperatura, pouca diversidade de cadeias alimentares (predominância da cadeia detritívora e microfágica), faz com que se desenvolva uma comunidade zoobentônica pouco variada (ESTEVES, 1998). O tipo de substrato também é um importante fator que altera a composição, a estrutura e o funcionamento das comunidades zoobentônicas (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

A variação da participação relativa e a frequência dos macroinvertebrados bentônicos dentre as regiões e meses analisados consta na Tabela 3.3.D.4.1-6. Os principais táxons da comunidade zoobentônica no período analisado estão representados na Figura 3.3.D.4.1-6.

Oligochaeta, *Corbicula fluminea* (Bivalvia), *Melanoides tuberculatus*, (Gastropoda), *Biomphalaria* sp. (Gastropoda) e Ostracoda foram os táxons que tiveram maiores participações relativas com relação à fauna total, ocorrendo em mais de 61% das estações analisadas durante o período estudado.

Observou-se que a densidade de Oligochaeta não diferiu significativamente entre os meses, estações, regiões e tipo de substrato analisados. Este foi numericamente dominante em todos os meses. No entanto, foram mais abundantes nos meses de dezembro/07 e junho/08. O número elevado de Oligochaeta contribuiu para a elevada densidade total da fauna registrada na região central no mês de dezembro/07. Este

indivíduo foi registrado com valor médio de 12.898,55 ind.m⁻², tendo uma média de 93,16% de participação nessa região no mês de dezembro/07 e no mês de junho/08, participando com 71,72% da fauna total também na região central (Tabela 3.3.D.4.1-6 e Figura 3.3.D.4.1-6).

Esse táxon também foi dominante nos outros meses, março/08 e setembro/08, nas regiões marginais. Por outro lado, este teve uma redução nas regiões marginais do mês de dezembro/07, sendo substituído pelo molusco invasor *Corbicula fluminea*, cuja participação foi de 74,01% da fauna total nessa região.

Oligochaeta é um dos grupos zoobentônicos mais abundantes e frequentes registrados nos diferentes ambientes aquáticos, são extremamente transigentes à poluição orgânica, dominando em sedimentos arenosos e com muito detrito orgânico. São aptos a viver em condição de anóxia (depleção total de oxigênio) por várias horas, além de serem organismos detritívoros, se alimentando de matéria orgânica assentada no sedimento, o que beneficia a sua adaptação aos mais diversos ambientes (MORENO & CALLISTO, 2005; GOULLART & CALLISTO, 2003). A abundância de espécies desse grupo pode ser uma boa indicação da poluição da água (RUPPERT & BARNES, 1996).

No reservatório de Xingó, Oligochaeta apresentou correlação positiva apenas com Fósforo total (mg/dm³) ($p = 0,64$) (Tabela 3.3.D.4.1-7). A concentração de Fósforo total no mês de dezembro/07 se mostrou elevada em comparação aos outros meses, o que também pode ter influenciado as elevadas densidades de Oligochaeta nesse período (Figura 3.3.D.4.1-1).

Com relação ao molusco invasor *Corbicula fluminea*, observou-se que não diferiu significativamente entre os meses. Entretanto, registrou-se diferenças significativas na quantidade desses indivíduos ao longo das estações ($p = 0,0086$), regiões ($p = 0,00009$) e tipo de substrato (0,0214) (Figura 3.3.D.4.1-10, Figura 3.3.D.4.1-11 e Figura 3.3.D.4.1-12). Estes foram registrados com maiores abundâncias nas estações XIN PIS 04 M, no mês de dezembro/07, regiões marginais e em substratos com maiores porcentagens da fração areia. Este bivalvia apresentou correlação negativa com o teor de matéria orgânica no sedimento do reservatório de Xingo ($p = -0,47$), profundidade ($-0,60$) e positiva com a variável pH (0,51) (Tabela 3.3.D.4.1-7).

Mansur et al. 2004 afirmam que *Corbicula fluminea* é de origem asiática e vivem especialmente em ambientes lóticos, tolerando no máximo 13% de salinidade, vivem no máximo três anos e se reproduzem duas vezes ao ano. Além disso, em todas as bacias que foram ocupadas por essa espécie, esta passou a ocupar em poucos anos

(aproximadamente depois de cinco anos de ocupação de uma área) uma maior densidade populacional que os Corbiculidae nativos e demais espécies de bivalves de água doce autotóctenes (Hyriidae, Mycetopodidae, Sphaeriidae). Segundo o mesmo autor, devido à alta capacidade reprodutiva desses moluscos, há registros de alterações nos sedimentos dos rios, canais e lagos pelo acúmulo de grandes quantidades de pseudofezes e entupimentos ou “macrofouling” de canais, indústrias, usinas atômicas e hidrolétricas). Quando estes bivalves atingem uma densidade acima de 200 indivíduos por m² causam danos a canalizações de água e às usinas hidroelétricas (ISOM, 1986 apud MANSUR et al. 2004).

O Gastropoda *Melanoides tuberculatus* também é um molusco invasor, competindo com outras espécies nativas. Esta espécie tem sido registrada em vários locais do país como nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê – São Paulo (Suriani et al., 2007; França et al., 2007). De acordo com Freitas et al., 1987, este táxon possui características como: alta capacidade migratória e de dispersão; predominância de jovens durante todo o ano; capacidade de se estabelecer em todos os tipos de região litorânea e de substratos, além de sofrerem baixa mortalidade. Embora ainda haja a ocorrência das espécies nativas no reservatório de Xingó, *Melanoides tuberculatus* foi a mais abundante e pode estar causando impactos sobre as populações nativas no reservatório. Alguns estudos demonstraram o impacto da espécie exótica *Melanoides tuberculatus* sobre as espécies nativas. Fernandez et al., 2001 documentaram o deslocamento e declínio das populações de *Biomphalaria glabrata* e *Pomacea lineata* em um pequeno córrego no campus da Fundação Oswaldo Cruz (Rio de Janeiro) em decorrência da competição por *M. tuberculatus*. Em um estudo realizado nas represas do médio rio Tietê, Suriani et al., 2007 verificaram que as espécies exóticas *M. tuberculatus* e *Corbicula fluminea* provavelmente competiram com as espécies nativas na região.

Observou-se no reservatório de Xingó que a densidade de *Melanoides tuberculatus* não diferiu significativamente entre os meses e tipo de substrato analisados, apresentando valores semelhantes. No entanto, diferiram significativamente entre as estações e regiões, com $p=0,0380$ e $p=0,0145$, respectivamente tendo maiores abundâncias nas regiões marginais e na estação XIN PIS 04 M, no mês de setembro/08 (Figura 3.3.D.4.1-14). Este indivíduo foi registrado com valor máximo médio de 714,98 ind.m⁻², tendo uma média de 16,86% de participação nessa região no mês de setembro/08 e um mínimo de 86,96 ind.m⁻² no mês de junho/08, na região central,

participando com 9,09% da fauna total nesse período. Esta espécie não apresentou relação com nenhuma das variáveis ambientais analisadas no reservatório de Xingó, demonstrando portanto seu alto poder de invasão.

Similaridade

Foi realizada uma análise de agrupamento, um dendograma baseado no coeficiente de pearson (Figura 3.3.D.4.1-15 e Figura 3.3.D.4.1-16), para determinar a similaridade entre as estações e os meses a partir das densidades médias dos táxons de macroinvertebrados bentônicos. A estação XIN PIS 03 C não foi inserida na análise por ter sido coletada apenas no mês de dezembro/2007.

Com relação às estações (Figura 3.3.D.4.1-15), notou-se a formação de 3 grupos. O grupo 01 foi representado pelas estações XIN 01 C e XIN PIS 04 C, sendo estas diferenciadas das demais pela presença comum das larvas de Chironomidae *Djalmabatista pulcher*. O grupo 02 formado pelas estações XIN 10 M e XIN PIS 04 M, apresentaram semelhanças na riqueza taxonômica dos macroinvertebrados. No grupo 03 as estações XIN 01 M e XIN 10, apresentaram similaridade devido a altas densidades de Ostracoda em relação as demais estações.

Com relação aos meses (Figura 3.3.D.4.1-16), observa-se a formação de dois grupos distintos: o grupo 01 formado pelos meses de dezembro/07, março/08 e setembro/08; o grupo 02 representado apenas pelo mês de junho/08, sendo esta muito diferente das demais quanto à alta densidade de Ostracoda, média de 114,83 ind.m⁻².

Tabela 3.3.D.4.1-4 - Composição taxonômica da comunidade zoobentônica presente no Reservatório de Xingó, durante o período de dezembro/07 a setembro/08.

Platyhelminthes			
	Turbellaria		
Nematoda			
Annelida			
	Oligochaeta		
	Polychaeta		
	Hirudinea		
Mollusca			
	Bivalvia		
		Corbiculidae	<i>Corbicula fluminea</i>
		Hyriidae	<i>Diplodon</i> sp.
		Ancylidae	<i>Hebetancylus</i> sp.
	Gastropoda		
		Ampullaridae	<i>Asolene</i> sp. <i>Pomacea</i> sp.
		Thiaridae	<i>Aylacostoma</i> sp1 <i>Melanoides tuberculatus</i>
		Planorbidae	<i>Biomphalaria</i> sp.
Insecta			
	Collembola		
	Diptera		
		Chironomidae	
			Chironominae
			<i>Dicrotendipes</i> sp3
			<i>Tanytarsus</i> sp1
			<i>Tanytarsus</i> sp2
			Tanypodinae
			<i>Ablasbemyia (Karelia)</i>
			<i>Coelotanypus</i> sp.
			<i>Djalmabatista pulcher</i>
			Orthoclaadiinae
		Chironomidae não identificado	
		Ephydriidae	
	Ephemeroptera		
		Caenidae	
		Leptohyphidae	
	Odonata		
		Gomphidae	
	Trichoptera		
Arachnida			
	Acari		
Crustacea			
	Decapoda		
	Ostracoda		

Tabela 3.3.D.4.1-5 - Densidade total (ind.m⁻²), média, desvio padrão e riqueza dos táxons da comunidade zoobentônica nas regiões do reservatório de Xingó durante o período de dezembro/07 a setembro/08. C= Centro e M= Margem.

Táxons	Reservatório de Xingó							
	dez/08		mar/08		jun/08		set/08	
	C	M	C	M	C	M	C	M
Turbellaria	28,99	0,00	0,00	164,25	0,00	9,66	0,00	9,66
Oligochaeta	12898,55	1217,39	318,84	4376,81	685,99	125,60	231,88	1603,86
Hirudinea	57,97	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corbicula fluminea	86,96	4043,48	67,63	2009,66	77,29	743,96	193,24	1024,15
Diplodon sp.	0,00	0,00	0,00	96,62	0,00	0,00	0,00	0,00
Hebetancylus sp.	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00	0,00	0,00
Asolene sp.	0,00	14,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pomacea sp.	0,00	28,99	0,00	38,65	0,00	28,99	0,00	28,99
Aylacostoma sp1	0,00	0,00	0,00	28,99	0,00	9,66	0,00	0,00
Melanoides tuberculatus	251,21	101,45	183,57	628,02	86,96	212,56	96,62	714,98
Biomphalaria sp.	48,31	0,00	0,00	106,28	0,00	135,27	9,66	840,58
Collembola	0,00	0,00	19,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chironominae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,66	9,66	0,00
Dicrotendipes sp3	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00	0,00	9,66
Tanytarsus sp1	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00	0,00	0,00
Tanytarsus sp2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00
Ablabesmyia (karelia)	0,00	0,00	0,00	38,65	0,00	19,32	0,00	0,00
Coelotanypus sp.	19,32	0,00	9,66	19,32	19,32	9,66	19,32	0,00
Djalmabatista pulcher	0,00	0,00	38,65	0,00	28,99	0,00	0,00	0,00
Orthoclaadiinae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00
Chironomidae NI*	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00	0,00	0,00
Ephydriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00
Caenidae	0,00	0,00	0,00	19,32	0,00	9,66	0,00	0,00
Leptohyphidae	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00	0,00	0,00
Gomphidae	0,00	14,49	0,00	0,00	0,00	19,32	0,00	0,00
Trichoptera	0,00	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00	0,00	0,00
Acari	9,66	0,00	0,00	9,66	0,00	0,00	0,00	0,00
Decapoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,32	0,00	0,00
Ostracoda	444,44	43,48	444,44	260,87	57,97	6599,03	270,53	9,66
Total	13845,41	5463,77	1082,13	7855,07	956,52	7961,35	850,24	4241,55
Média	477,43	188,41	37,31	270,86	32,98	274,53	29,32	146,26
Desvio Padrão	2390,74	774,96	103,35	877,96	127,78	1224,70	73,06	388,21
Riqueza taxonômica	9	7	7	19	6	15	9	8

* não identificado

Tabela 3.3.D.4.1-6 - Participação relativa (%) e Frequência de ocorrência dos táxons da comunidade zoobentônica nas regiões do reservatório de Xingó durante o período de dezembro/07 a setembro/08. C= Centro e M= Margem.

Táxons	Reservatório de Xingó								FO (%)
	dez/08		mar/08		jun/08		set/08		
	C	M	C	M	C	M	C	M	
Turbellaria	0,21	0,00	0,00	2,09	0,00	0,12	0,00	0,23	50,00
Oligochaeta	93,16	22,28	29,46	55,72	71,72	1,58	27,27	37,81	100,00
Hirudinea	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Corbicula fluminea	0,63	74,01	6,25	25,58	8,08	9,34	22,73	24,15	100,00
Diplodon sp.	0,00	0,00	0,00	1,23	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Hebetancylus sp.	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Asolene sp.	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Pomacea sp.	0,00	0,53	0,00	0,49	0,00	0,36	0,00	0,68	50,00
Aylacostoma sp1	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	0,12	0,00	0,00	25,00
Melanoides tuberculatus	1,81	1,86	16,96	8,00	9,09	2,67	11,36	16,86	100,00
Biomphalaria sp.	0,35	0,00	0,00	1,35	0,00	1,70	1,14	19,82	62,50
Collembola	0,00	0,00	1,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Chironominae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	1,14	0,00	25,00
Dicrotendipes sp3	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,23	25,00
Tanytarsus sp1	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Tanytarsus sp2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	12,50
Ablabesmyia (karelia)	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00	0,24	0,00	0,00	25,00
Coelotanypus sp.	0,14	0,00	0,89	0,25	2,02	0,12	2,27	0,00	75,00
Djalmabatista pulcher	0,00	0,00	3,57	0,00	3,03	0,00	0,00	0,00	25,00
Orthoclaadiinae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,14	0,00	12,50
Chironomidae NI**	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Ephyridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,14	0,00	12,50
Caenidae	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,12	0,00	0,00	25,00
Leptohyphidae	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Gomphidae	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	25,00
Trichoptera	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50
Acari	0,07	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00
Decapoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	12,50
Ostracoda	3,21	0,80	41,07	3,32	6,06	82,89	31,82	0,23	100,00
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	

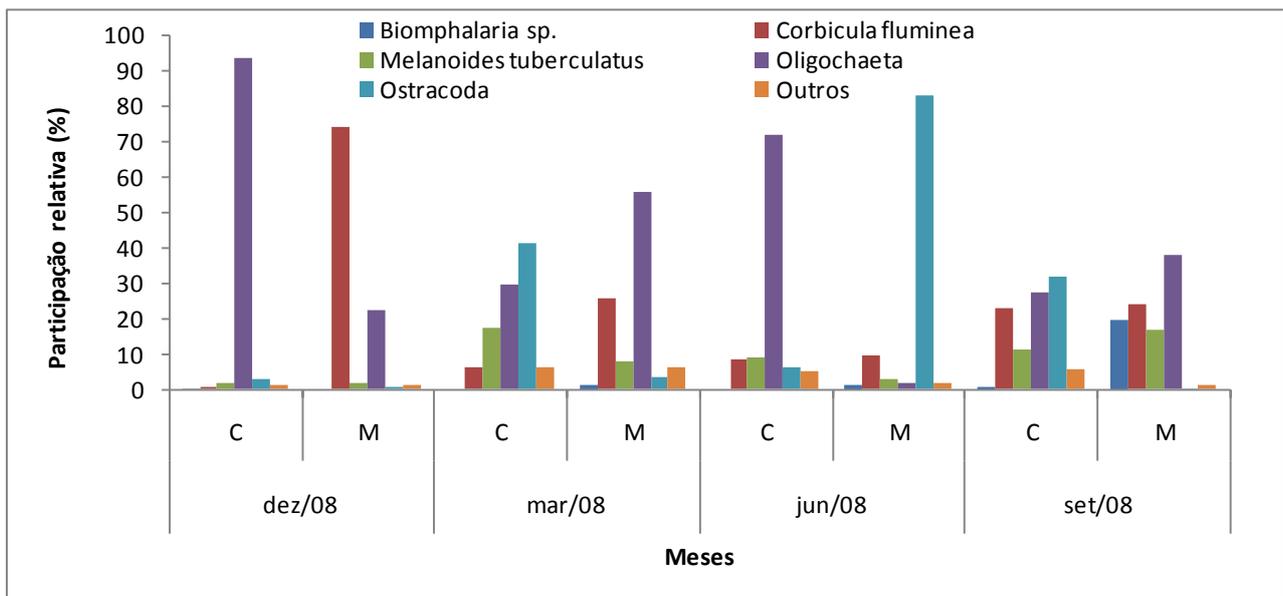


Figura 3.3.D.4.1-6 - Participação relativa (%) dos principais táxons da comunidade zoobentônica nas regiões do reservatório de Xingó durante o período de dezembro/07 a setembro/08. C= Centro e M= Margem.

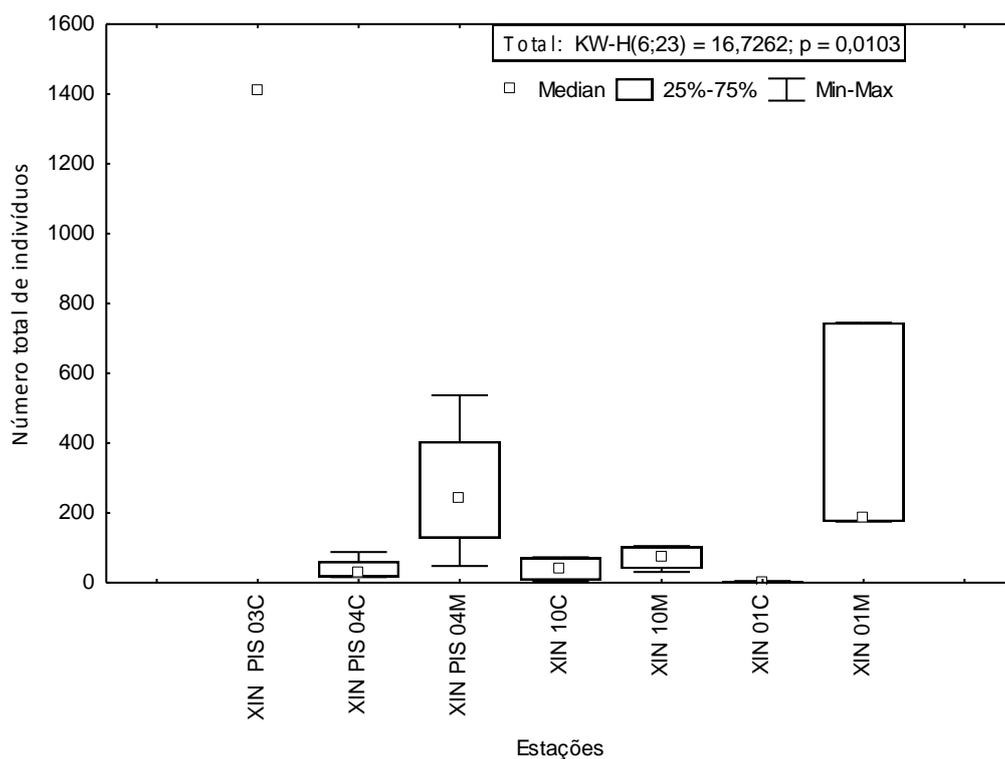


Figura 3.3.D.4.1-7 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do número total de indivíduos por estações no reservatório de Xingó.

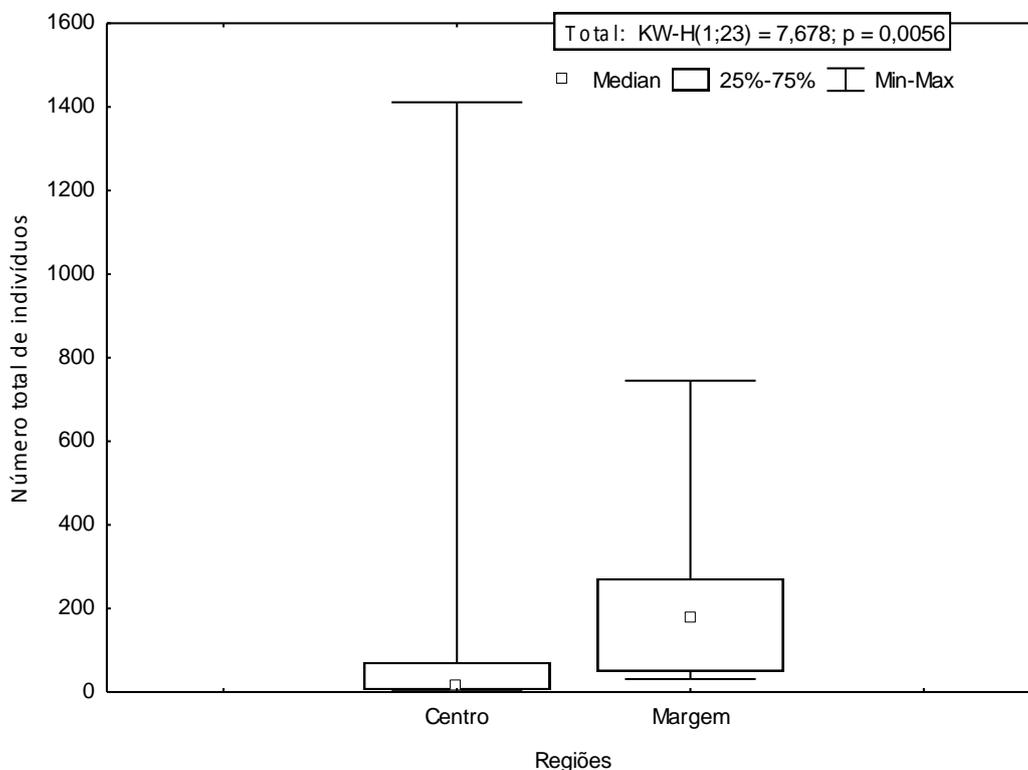


Figura 3.3.D.4.1-8 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do número total de indivíduos por regiões no reservatório de Xingó.

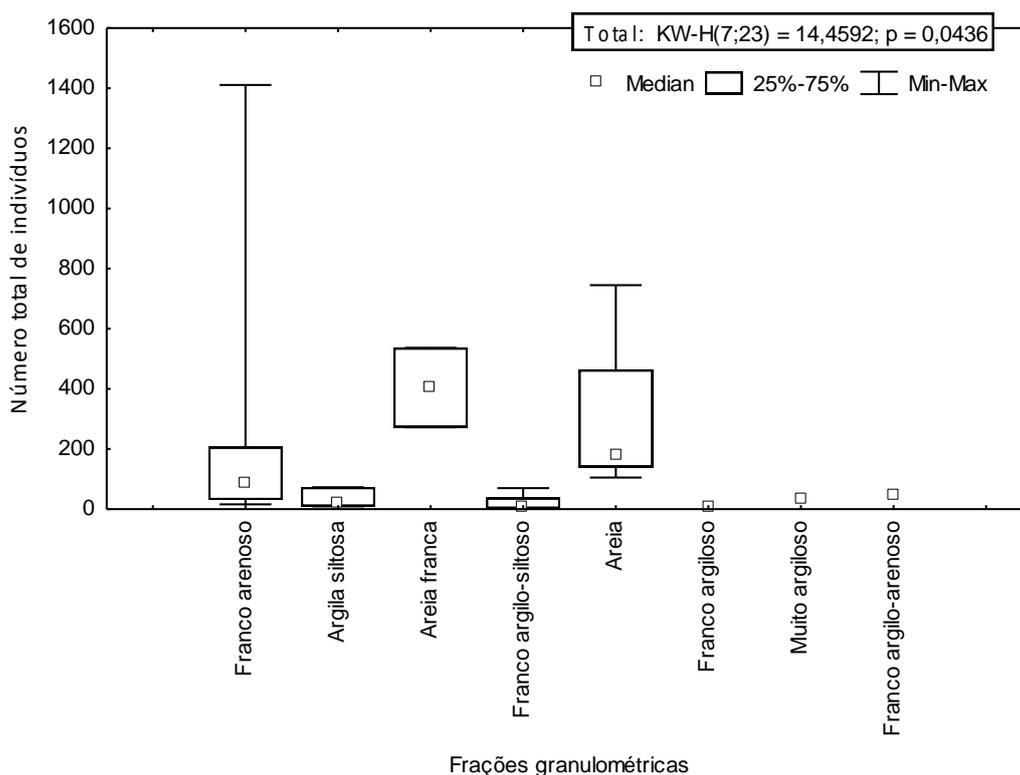


Figura 3.3.D.4.1-9 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) do número total de indivíduos por frações granulométricas no reservatório de Xingó.

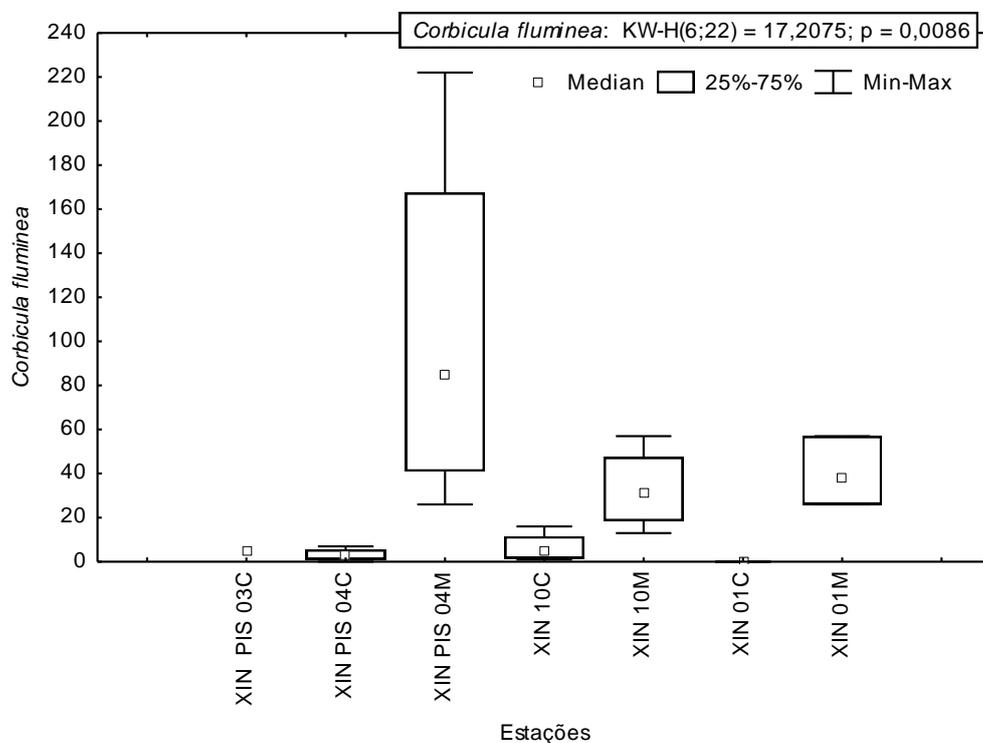


Figura 3.3.D.4.1-10 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade de *Corbicula fluminea* por estações no reservatório de Xingó.

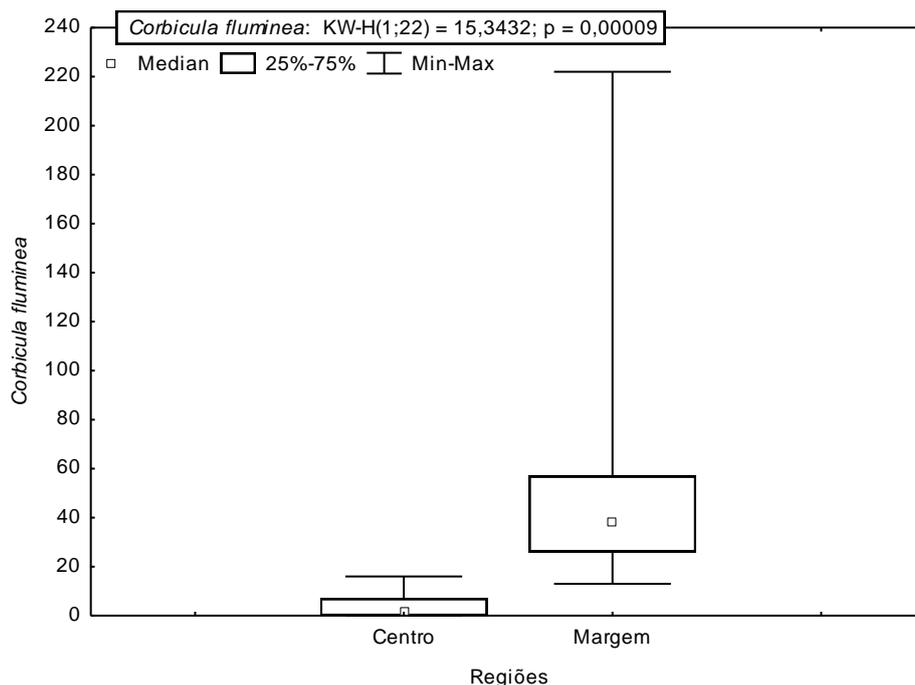


Figura 3.3.D.4.1-11 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade de *Corbicula fluminea* por regiões no reservatório de Xingó.

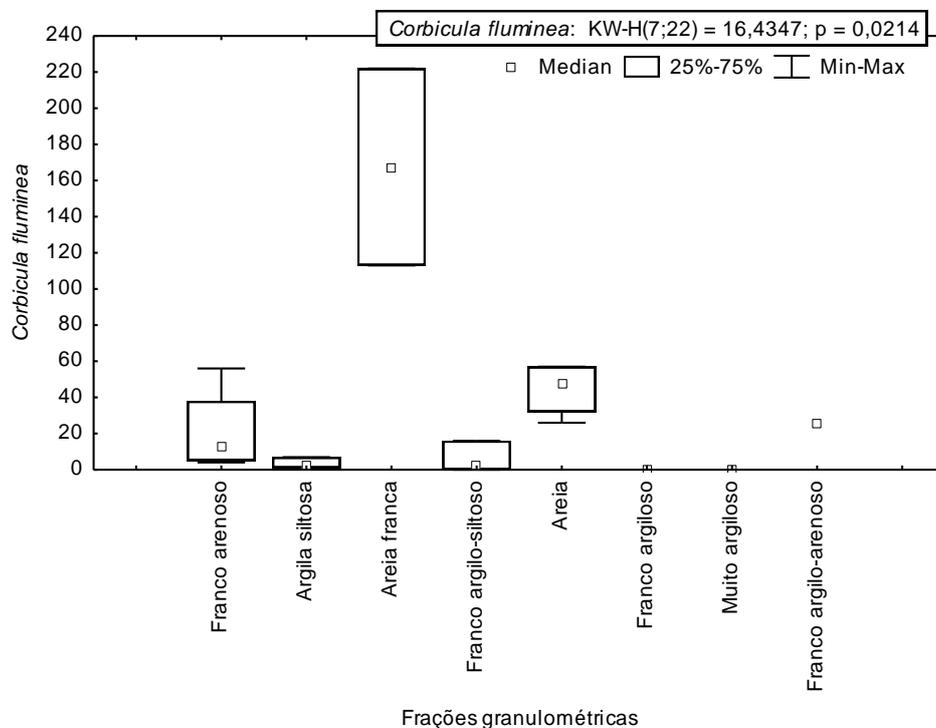


Figura 3.3.D.4.1-12 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade de *Corbicula fluminea* por frações granulométricas no reservatório de Xingó.

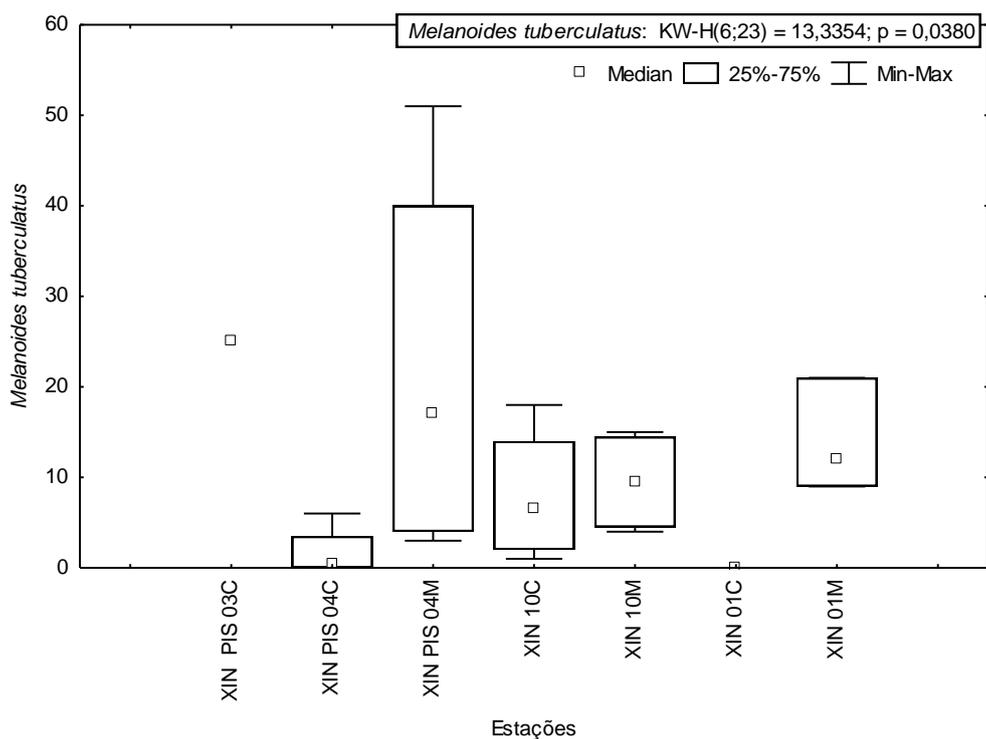


Figura 3.3.D.4.1-13 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade de *Melanooides tuberculatus* por estações no reservatório de Xingó.

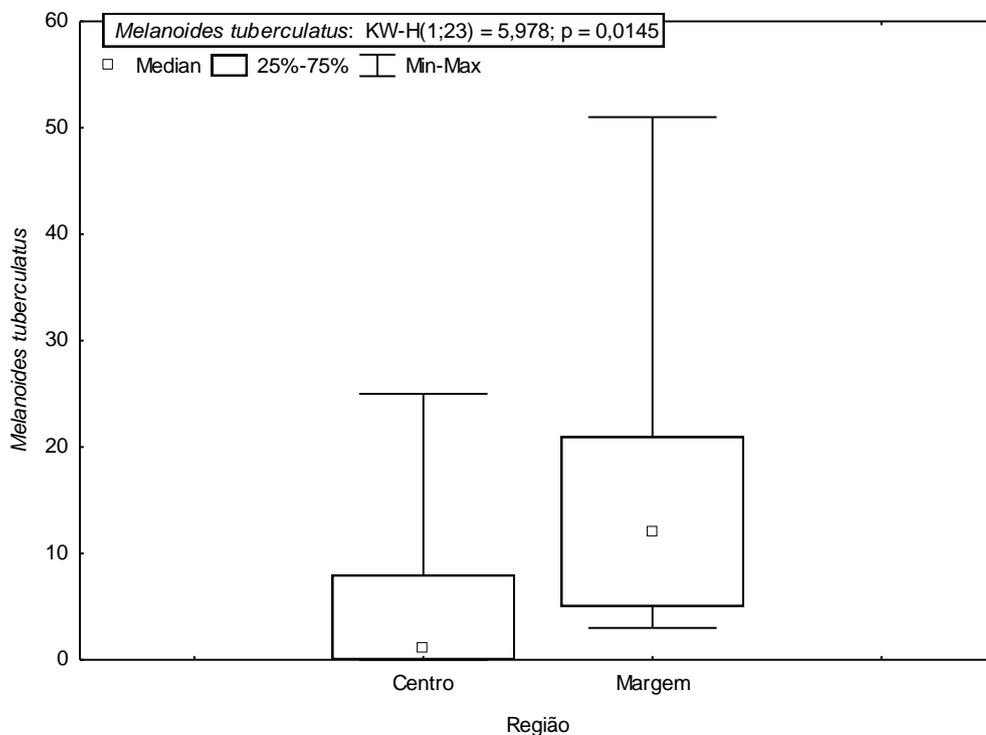


Figura 3.3.D.4.1-14 - Análise de variância (Kruskal-Wallis) da densidade de *Melanooides tuberculatus* por regiões no reservatório de Xingó.

Tabela 3.3.D.4.1-7 - Correlações entre as variáveis físicas e químicas da água do Reservatório Xingó (Fósforo Total (P), Teor de matéria orgânica (M.O.(%)), (Profundidade (m), Condutividade (mS.cm), Sólidos Totais Dissolvidos (STD (g/L)), Salinidade e pH) e o número total de indivíduos da comunidade zoobentônica. Valores significativos para $p < 0,05$ estão sublinhados.

Táxons	P (mg/dm ³)	M.O. (%)	Prof.(m)	Cond.(mS.cm)	STD (g/L)	SAL	pH
Acari	<u>0,70</u>	0,02	0,37	-0,13	-0,13	-0,11	0,09
<i>Biomphalaria</i> sp.	-0,20	-0,05	-0,31	0,00	-0,01	-0,02	<u>0,49</u>
Collembola	-0,07	0,30	0,12	<u>0,62</u>	<u>0,62</u>	<u>0,62</u>	-0,45
<i>Corbicula fluminea</i>	-0,21	<u>-0,47</u>	<u>-0,60</u>	-0,08	-0,08	-0,08	<u>0,51</u>
Hirudinea	<u>0,70</u>	0,02	0,37	-0,13	-0,13	-0,11	0,09
Oligochaeta	<u>0,64</u>	-0,06	0,30	-0,18	-0,18	-0,16	0,14
<i>Pomacea</i> sp.	-0,27	-0,15	<u>-0,54</u>	-0,10	-0,10	-0,10	<u>0,50</u>
Turbellaria	<u>0,57</u>	-0,10	0,30	-0,17	-0,17	-0,15	0,07
Número total de indivíduos	<u>0,64</u>	-0,30	0,06	-0,12	-0,12	-0,12	0,28

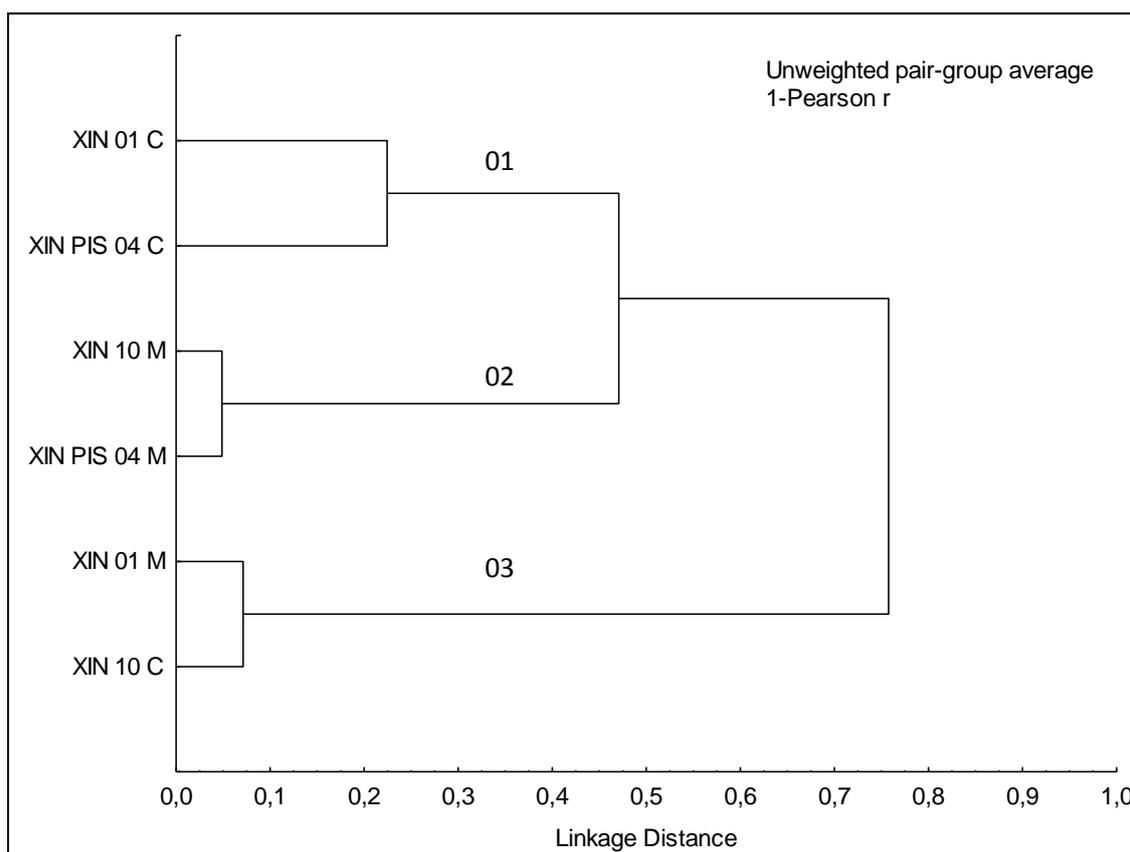


Figura 3.3.D.4.1-15 - Agrupamentos formados com respectivas similaridades, obtidas através da análise da densidade média dos táxons entre as estações de coleta, nos meses de dezembro de 2007 e março, junho e setembro de 2008, no reservatório de Xingó.

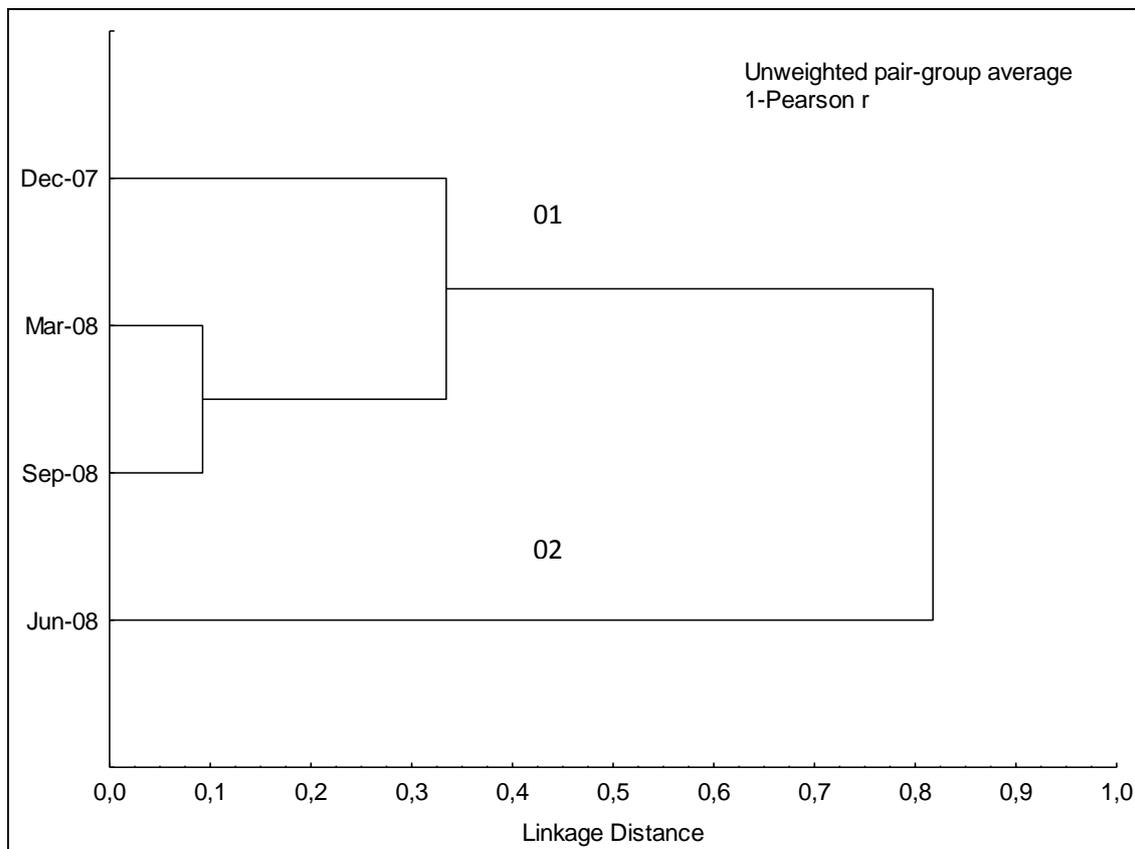


Figura 3.3.D.4.1-16 - Agrupamentos formados com respectivas similaridades, obtidas através da análise da densidade média dos táxons entre os meses de coleta, no reservatório de Xingó.

3.3.D.4.2. Trecho à jusante da barragem

Comunidade zoobentônica

O número total de amostras analisadas foi de 15 na Draga e 16 no Arrasto, sendo encontrados 5419 e 2434 indivíduos respectivamente, distribuídos em diversos grupos de acordo com as Tabela 3.3.D.4.2-1 e Tabela 3.3.D.4.2-2.

Tabela 3.3.D.4.2-1 - Abundância absoluta da fauna zoobentônica do Baixo São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

Filo/Classe/Ordem/Família/Gênero/Espécie	N. de indivíduos
Platyhelminthes-Turbellaria	47
Nematoda	277
Annelida	9
- Polychaeta	116
- Oligochaeta	8
- Hirudínea	75
Mollusca – <i>Corbicula</i> sp. (Bivalvia)	1143
-véliger (Bivalvia)	197
- <i>Iphigenia brasiliiana</i>	2
-Litoridina australis	5
- <i>Melanooides tuberculatus</i>	1188
- <i>Biomphalaria</i> sp.	32
- <i>Pomacea</i> sp.	18
- <i>Neritina zebra</i>	18
- <i>Neritina</i> sp.	1
Crustacea -Ostracoda	153
-Copepoda adulto	36
-Copepoda larva	4
-Anfípoda	1039
-Larva de outro Crustacea	3
-Isopoda	177
Insecta -Diptera-Chironomidae(larvas)	616
-Diptera-Chironomidae(pupa)	20
-Diptera-Chironomidae(adulto)	1
-Diptera-Outras larvas	1
-Diptera-Ceratopogonidae	11
-Diptera	1
-Hymenoptera	1
-Hymenoptera-Mymaridae	2
-Collembola	17
-Collembola Isotomidae	1
-Ephemeroptera	7

-Megaloptera	1
-Trichoptera	2
-Hemiptera	2
-Hemiptera Notonectidae	2
-Coleoptera	9
-Coleoptera larva	5
Chelicerata - Acari	163
- Araneae	9
TOTAL	5.419

Tabela 3.3.D.4.2-2 - Abundância absoluta da fauna zoobentônica do Baixo São Francisco no arrasto no período de janeiro a outubro de 2008.

Filo/Classe/Ordem/Família/Gênero/Espécie	N. de indivíduos
Mollusca - <i>Littoridina australis</i>	3
<i>Melanooides tuberculatus</i>	166
<i>Biomphalaria peregrina</i>	20
<i>Biomphalaria schrami</i>	17
<i>Biomphalaria</i> sp.	12
Teredinidae(Bivalvia)	1
<i>Corbicula</i> sp.(Bivalvia)	348
<i>Streptartenon geriscadensis</i>	1
<i>Neritina virginea</i>	3
<i>Neritina zebra</i>	47
<i>Pomacea</i> sp.	24
<i>Pomacea levior</i>	4
<i>Pomacea lineata</i>	20
<i>Pomacea glauca</i>	13
Crustacea - <i>Macrobrachium denticulatum</i>	438
<i>Macrobrachium holthuisi</i>	423
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	31
<i>Macrobrachium olfersii</i>	6
<i>Macrobrachium carcinus</i>	5
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	268
<i>Macrobrachium jelskii</i>	106
<i>Macrobrachium</i> sp.	5
<i>Potimirim glabra</i>	5
<i>Potimirim potimirim</i>	10
<i>Palaemon pandaliformis</i>	214
<i>Palaemon northropi</i>	1
<i>Alpheus estuariensis</i>	1
<i>Farfantepenaeus subtilis</i>	5
<i>Armases rubripes</i>	67
<i>Armases angustipes</i>	5
<i>Armases benedicti</i>	1
<i>Uca leptodactyla</i>	1
<i>Uca burgersi</i>	3
<i>Uca rapax</i>	1
<i>Uca vocator</i>	10

<i>Aratus pisonii</i>	3
<i>Goniopsis cruentata</i>	7
<i>Panopeus lacustris</i>	1
<i>Sesarma crassipes</i>	2
<i>Pachygrapsus transversus</i>	18
<i>Callinectes danae</i>	12
<i>Callinectes bocourti</i>	6
Larva Crustacea	1
Isopoda	11
Insecta - Hemiptera - Gerridae	16
Hemiptera - <i>Peloris sp.</i>	2
Hemiptera - Notonectidae	18
Hemiptera - <i>Belostoma sp.</i>	4
Coleoptera	16
Coleoptera - Gyrinidae	1
Diptera-Pupa Simuliidae	2
Odonata	3
Odonata - Libellulidae	2
Lepidoptera Noctuidae	1
Orthoptera	7
Ephemeroptera	6
Collembola	1
Chelicerata - Araneae	6
TOTAL	2434

Tabela 3.3.D.4.2-3 - Listagens dos pontos e a fauna encontrada na draga e no arrasto. Dados anuais.

Pontos	Fauna	Total
Ponto 1 Coleta	3 <i>Corbicula sp.</i> , 185 larvas de Chironomidae, 4 Turbellaria, 51 Nematoda, 1 Collembola, 2 Ostracoda, 1 Hirudinea, 20 Acari, 1 Araneae, 15 Véliger de Bivalvia, 15 Pupa Chironomidae, 1 Diptera, 3 <i>Melanoides tuberculatus</i> e 2 Oligochaeta.	304
Ponto 1 Arrasto	53 <i>Macrobrachium denticulatum</i> , 2 <i>M. holthuisi</i> , 1 <i>Corbicula sp.</i> , 2 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 1 <i>Biomphalaria sp.</i> , 2 Notonectidae, 1 Ephemeroptera, 6 Orthoptera, 2 Coleoptera, 1 Gerridae, 1 Noctuidae, 1 Araneae.	73
Ponto 2 Coleta	8 <i>Corbicula sp.</i> , 36 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 9 Turbellaria, 1 Ephemeroptera, 23 larvas de Chironomidae, 66 Acari, 6 Polichaeta, 31 Nematoda, 5 Véliger de Bivalvia, 29 Hirudinea, 1 Pupa de Chironomidae e 1 Araneae	216
Ponto 2 Arrasto	1 <i>Litoridina australis</i> , 2 <i>Biomphalaria sp.</i> , 29 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 37 <i>Macrobrachium holthuisi</i> e 4 <i>Potimirim potimirim</i> .	73
Ponto 3 Coleta	77 <i>Corbicula sp.</i> , 107 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 53 larvas de Chironomidae, 69 Ostracoda, 2 Véliger de Bivalvia, 1 Ephemeroptera, 1 Megaloptera, 3 larvas de Crustacea, 2 Araneae, 3 Oligochaeta, 3 Copepoda, 6 Turbellaria, 7 <i>Biomphalaria sp.</i> , 26 Acari, 18 Hirudinea e 5 larvas de Ceratopogonidae.	383
Ponto 3 Arrasto	2 <i>Biomphalaria peregrina</i> , 13 <i>Corbicula sp.</i> , 1 <i>Pomacea sp.</i> , 5 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 3 <i>Biomphalaria schrami</i> , 21 <i>Macrobrachium holthuisi</i> , 1 <i>M.</i>	53

	<i>amazonicum</i> , 1 <i>Macrobrachium sp.</i> , 3 <i>Callinectes bocourti</i> , 1 Gyrinidae (Coleoptera) e 1 Notonectidae.	
Ponto 4 Coleta	20 <i>Corbicula sp.</i> , 226 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 1 Turbellaria, 64 Nematoda, 1 <i>Biomphalaria sp.</i> , 18 Véliger de Bivalvia, 9 Hirudinea, 26 larvas de Chironomidae, 3 Polichaeta, 1 Copepoda, 1 Pupa de Chironomidae, 3 Acari, 1 Trichoptera, 5 <i>Litoridina australis</i> .	389
Ponto 4 Arrasto	14 <i>Biomphalaria peregrina</i> , 39 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 1 <i>Pomacea levior</i> , 30 <i>Corbicula sp.</i> , 2 <i>Litoridina australis</i> , 14 <i>Biomphalaria schrami</i> , 1 Araneae, 3 <i>Pomacea sp.</i> , 28 <i>Macrobrachium amazonicum</i> , 178 <i>Macrobrachium holthuisi</i> , 29 <i>Macrobrachium jelskii</i> , 13 <i>Macrobrachium denticulatum</i> , 2 Ephemeroptera, 9 Coleoptera, 11 notonectidae, 1 Collembola, 1 Libellulidae, 1 Odonata, 1 <i>Pelocoris sp.</i> , 1 girino.	379
Ponto 5 Coleta	30 <i>Corbicula sp.</i> , 132 <i>melanoides tuberculatus</i> , 1 Hemiptera, 84 larvas de Chironomidae, 3 Pupas de Chironomidae, 1 larva de Trichoptera, 4 Acari, 2 Copepoda, 14 Ostracoda, 12 Véliger, 2 larvas de Copepoda, 5 larvas de Coleoptera, 11 Nematoda, 2 <i>Biomphalaria sp.</i> , 1 Oligochaeta, 1 Polichaeta, 2 Ephemeroptera.	307
Ponto 5 Arrasto	5 <i>Pomacea glauca</i> , 30 <i>Corbicula sp.</i> , 29 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 47 <i>Macrobrachium denticulatum</i> , 28 <i>Macrobrachium holthuisi</i> , 2 <i>Macrobrachium jelskii</i> , 1 <i>Belostoma sp.</i> , 2 Notonectidae, 2 Pupa de Simuliidae.	146
Ponto 6 Coleta	462 <i>Corbicula sp.</i> , 18 <i>Biomphalaria sp.</i> , 547 <i>M. tuberculatus</i> , 27 Véliger, 3 Copepoda, 3 <i>Pomacea sp.</i> , 11 Ostracoda, 4 Hirudinea, 2 larvas de Copepoda, 8 Acari, 4 larvas de Chironomidae, 1 Anelídeo, 2 Notonectidae, 1 Mymaridae, 1 Araneae, 3 Nematoda.	1097
Ponto 6 Arrasto	2 <i>Biomphalaria peregrina</i> , 1 <i>Pomacea sp.</i> , 12 <i>M. tuberculatus</i> , 1 <i>Neritina virginea</i> , 44 <i>Corbicula sp.</i> , 3 <i>Potimirim potimirim</i> , 10 <i>Macrobrachium jelskii</i> , 220 <i>M. denticulatum</i> , 1 Coleoptera, 1 Odonata, 1 <i>Pomacea glauca</i> , 83 <i>Macrobrachium holthuisi</i> .	379
Ponto 7 Coleta	37 <i>Corbicula sp.</i> , 83 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 33 larvas de Chironomidae, 9 Véliger, 1 Ostracoda, 5 Coleoptera, 1 larva de Ceratopogonidae, 12 Acari, 1 Hemiptera, 69 Nematoda, 1 <i>Biomphalaria sp.</i> , 2 <i>Pomacea sp.</i> , 3 Ephemeroptera, 4 Polichaeta, 9 Hirudinea.	270
Ponto 7 Arrasto	2 <i>Pomacea sp.</i> , 105 <i>Corbicula sp.</i> , 9 <i>M. tuberculatus</i> , 2 <i>Biomphalaria peregrina</i> , 1 <i>Streptartenon geriscadensis</i> , 1 Notonectidae, 2 <i>Biomphalaria sp.</i> , 5 <i>Potimirim glabra</i> , 64 <i>Macrobrachium holthuisi</i> , 39 <i>Macrobrachium jelskii</i> , 3 <i>Macrobrachium carcinus</i> , 2 <i>Macrobrachium amazonicum</i> , 10 <i>Macrobrachium denticulatum</i> , 1 <i>Macrobrachium acanthurus</i> .	246
Ponto 8 Coleta	385 <i>Corbicula sp.</i> , 22 larvas de Chironomidae, 12 Véliger, 25 Turbellaria, 19 <i>M. Tuberculatus</i> , 4 Nematoda, 3 Coleoptera, 5 Acari, 1 Polichaeta, 1 larva de Ceratopogonidae, 7 Ostracoda, 1 <i>Biomphalaria sp.</i> , 1 larva de Diptera, 1 Mymaridae.	487
Ponto 8 Arrasto	3 Ephemeroptera, 3 <i>Belostoma sp.</i> , 1 Coleoptera, 1 <i>Pelocoris sp.</i> , 12 <i>Macrobrachium jelskii</i> , 58 <i>M. denticulatum</i> , 3 <i>M. acanthurus</i> , 25 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 82	232

	<i>Corbicula sp.</i> , 19 <i>Pomacea lineata</i> , 15 <i>Pomacea sp.</i> , 3 <i>Pomacea levior</i> , 5 <i>Biomphalaria sp.</i> , 2 anfíbios	
Ponto 9 Coleta	107 <i>Corbicula sp.</i> , 35 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 2 Ostracoda, 35 Véliger, 44 larva de Chironomidae, 1 Chironomidae adulto, 9 Collembola, 5 Polichaeta, 3 Nematoda, 3 <i>Pomacea sp.</i> , 2 <i>Biomphalaria sp.</i> , 2 Araneae, 2 Hirudinea, 2 Annelida, 31 Anfípoda, 1 Acari, 1 Oligochaeta.	285
Ponto 9 Arrasto	2 <i>Biomphalaria sp.</i> , 39 <i>Corbicula sp.</i> , 16 <i>Melanoides tuberculatus</i> , 7 <i>Pomacea glauca</i> , 2 Araneae, 3 coleoptera, 1 Odonata, 2 <i>Potimirim potimirim</i> , 34 <i>Macrobrachium denticulatum</i> , 3 <i>Macrobrachium acanthurus</i> , 2 <i>Macrobrachium holthuisi</i> , 4 <i>Macrobrachium SP.</i>	115
Ponto 10 Coleta	1 Turbellaria, 13 Polichaeta, 7 <i>Corbicula sp.</i> , 3 larvas de Ceratopogonidae, 4 Ostracoda, 12 Véliger, 95 Anfípoda, 3 <i>Neritina zebra</i> , 6 Nematoda, 17 Isopoda, 2 Collembola, 1 Coleoptera, 3 Hirudinea, 1 Hymenoptera, 2 Annelida, 59 larva de Chironomidae	229
Ponto 10 Arrasto	23 <i>Neritina zebra</i> , 2 <i>Corbicula sp.</i> , 19 <i>Palaemon pandaliformis</i> , 20 <i>Armases rubripes</i> , 176 <i>Macrobrachium acanthurus</i> , 4 <i>M. olfersii</i> , 2 <i>M. carcinus</i> , 10 Gerridae, 1 Orthoptera.	257
Ponto 11 Coleta	17 Ostracoda, 292 Anfípoda, 36 Polichaeta, 1 Turbellaria, 4 <i>Corbicula sp.</i> , 1 <i>Neritina sp.</i> , 11 Acari, 1 <i>Iphigenia brasiliana</i> , 2 Annelida, 17 Véliger, 34 Isopoda, 36 larva Chironomidae, 25 nematoda, 1 Isotomidae (Collembola), 13 <i>Neritina zebra</i> , 2 Copepoda	493
Ponto 11 Arrasto	2 <i>Neritina virginea</i> , 5 <i>Neritina zebra</i> , 1 <i>Pomacea lineata</i> , 1 <i>Pomacea sp.</i> , 1 Teredinedae (Bivalvia), 1 <i>Uca rapax</i> , 11 Isopoda, 1 <i>Panopeus lacustris</i> , 9 <i>Callinectes danae</i> , 15 <i>Pachygrapsus transversus</i> , 1 <i>Palaemon northropi</i> , 1 <i>Palaemon pandaliformis</i> , 1 <i>Alpheus estuariensis</i> , 5 <i>Farfantepenaeus subtilis</i> , 3 <i>Macrobrachium acanthurus</i> , 1 <i>Macrobrachium holthuisi</i> , 36 <i>Armases rubripes</i> , 1 Araneae.	96
Ponto 12 Coleta	3 acari, 42 Anfípoda, 5 larva Chironomidae, 1 <i>Iphigenia brasiliana</i> , 7 Ostracoda, 1 Copepoda, 21 Nematoda, 11 Polichaeta, 1 Oligochaeta, 1 Collembola, 38 Isopoda.	131
Ponto 12 Arrasto	7 <i>Neritina zebra</i> , 1 <i>Corbicula sp.</i> , 1 <i>Uca burgersi</i> , 1 <i>Goniopsis cruentata</i> , 2 <i>Aratus pisonii</i> , 3 <i>Callinectes danae</i> , 1 <i>Pachygrapsus transversus</i> , 63 <i>Palaemon pandaliformis</i> , 1 <i>Macrobrachium acanthurus</i> , 1 <i>Armases benedicti</i> .	81
Ponto Marituba Coleta	1 <i>Corbicula sp.</i> , 7 Polichaeta, 11 Véliger, 1 Isopoda, 4 Acari, 6 larva Chironomidae, 14 Copepoda, 2 Ostracoda, 7 Anfípoda, 2 Collembola.	55
Ponto Marituba Arrasto	2 <i>Neritina zebra</i> , 1 <i>Pomacea sp.</i> , 125 <i>Palaemon pandaliformis</i> , 1 <i>Armases rubripes</i> , 14 <i>Macrobrachium jelskii</i> , 2 <i>Macrobrachium olfersii</i> , 3 <i>Macrobrachium denticulatum</i> , 81 <i>Macrobrachium acanthurus</i> , 1 <i>Potimirim potimirim</i> , 3 <i>Callinectes bocourti</i> .	233
Ponto Funil Coleta	2 Annelida, 1 Ostracoda, 22 Isopoda, 308 Anfípoda, 22 Véliger, 2 Polichaeta, 2 copepoda.	359
Ponto Funil	1 <i>Uca lactodactyla</i> , 2 <i>U. burgersi</i> , 5 <i>Goniopsis cruentata</i> , 2 <i>Sesarma crassipes</i> , 1	23

Arrasto	<i>Pachygrapsus transversus</i> , 1 <i>Pachygrapsus sp.</i> , 1 <i>Aratus pisonii</i> , 8 <i>Uca vocator</i> , 1 larva de crustacea, 1 araneae.	
Ponto Potengi Coleta	27 polichaeta, 2 <i>Corbicula sp.</i> , 264 Anfípoda, 16 ostracoda, 2 Araneae, 65 Isopoda, 8 Copepoda, 2 <i>Neritina zebra</i> , 1 larva Ceratopogonidae, 2 Collembola, 36 larva Chironomidae.	425
Ponto Potengi Arrasto	1 <i>Goniopsis cruentata</i> , 6 <i>Palaemon pandaliformis</i> , 3 <i>Armases angustipes</i> , 5 Gerridae.	15
Ponto Uca Arrasto	10 <i>Neritina zebra</i> , 1 <i>Corbicula sp.</i> , 7 <i>Macrobrachium holthuisi</i> , 2 <i>Uca vocator</i> , 2 <i>Armases angustipes</i> , 10 <i>Armases rubripes</i> , 1 Libellulidae.	33

Abundância Relativa

Das espécies encontradas na draga, *corbicula sp.*, *Melanoides tuberculatus* e Amphipoda são considerados Comuns. Nematoda, Polichaeta, Hirudinea, Véliger de Bivalvia, Ostracoda, Isopoda e Acari são Ocasionalmente, e os demais são Raros.

No arrasto, foram classificadas como comuns, *Corbicula sp.*, *Macrobrachium denticulatum*, *Macrobrachium holthuisi* e *Macrobrachium acanthurus*, *Melanoides tuberculatus*, *Neritina zebra*, *Macrobrachium amazonicum*, *Macrobrachium jelskii*, *Palaemon pandaliformis* e *Armases rubripes* são Ocasionalmente. Todos os outros são considerados Raros.

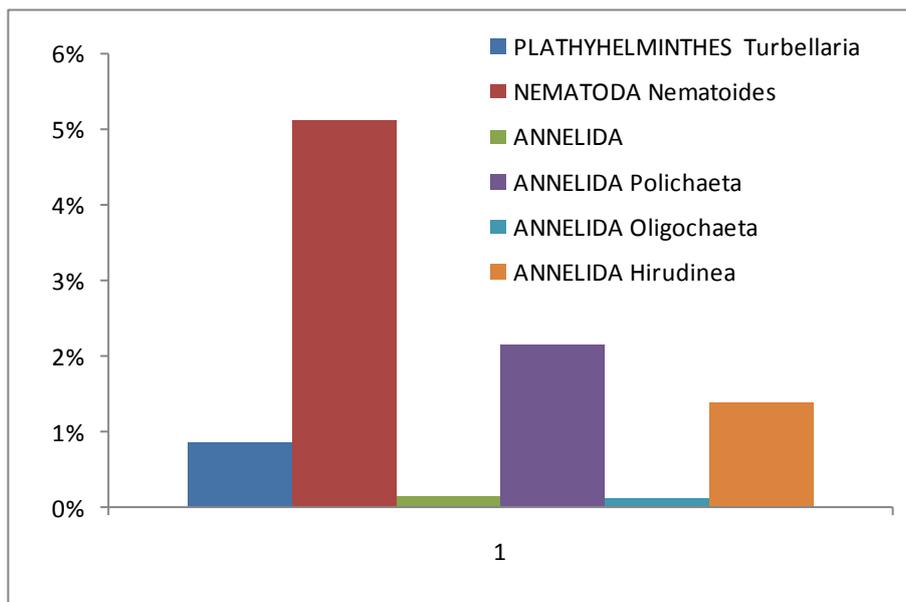


Figura 3.3.D.4.2-1 - Abundância relativa dos Platyhelminthes, Nematoda e Annelida da draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

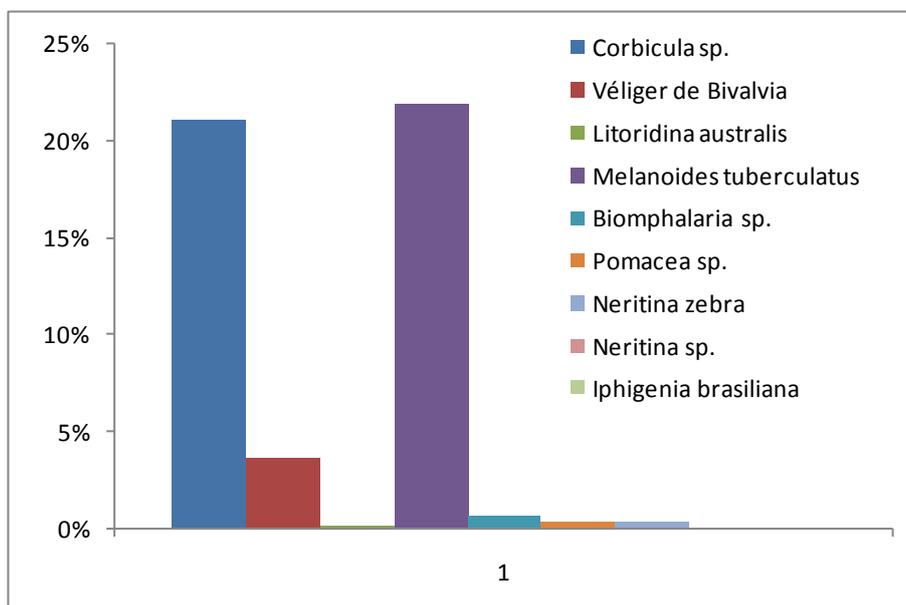


Figura 3.3.D.4.2-2 - Abundância relativa dos Mollusca na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

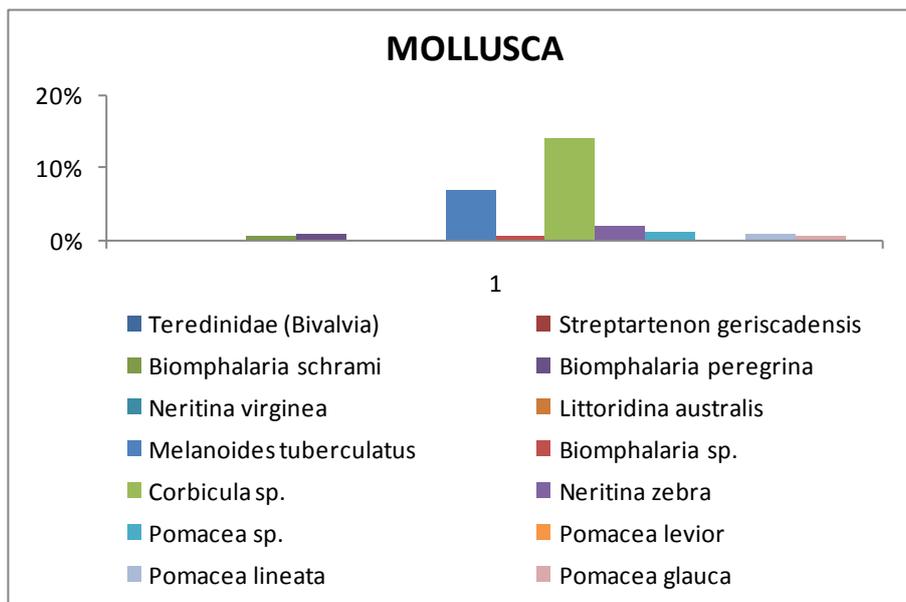


Figura 3.3.D.4.2-3 - Abundância relativa dos Mollusca no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

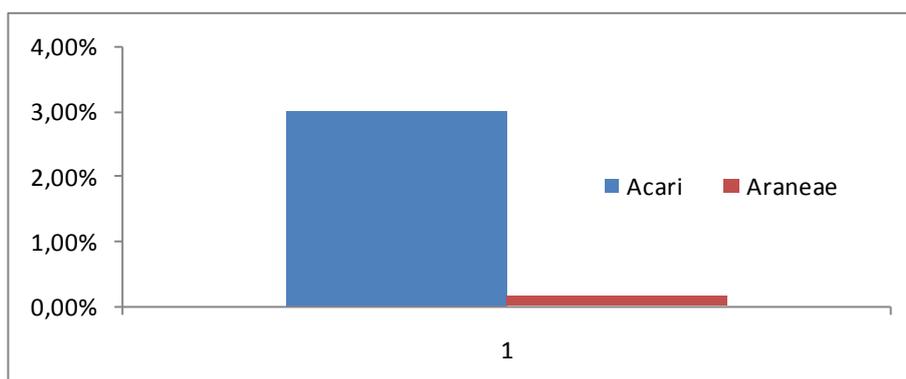


Figura 3.3.D.4.2-4 - Abundância relativa dos Chelicerata na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

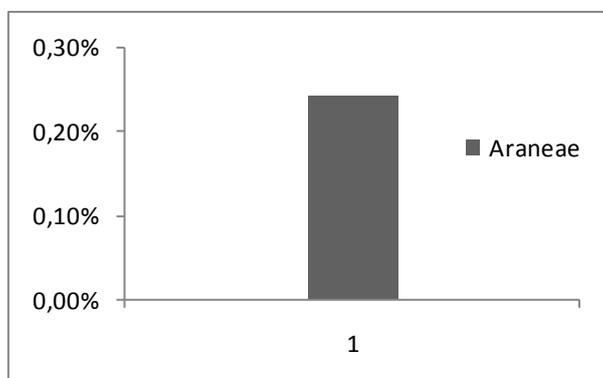


Figura 3.3.D.4.2-5 - Abundância relativa dos Chelicerata no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

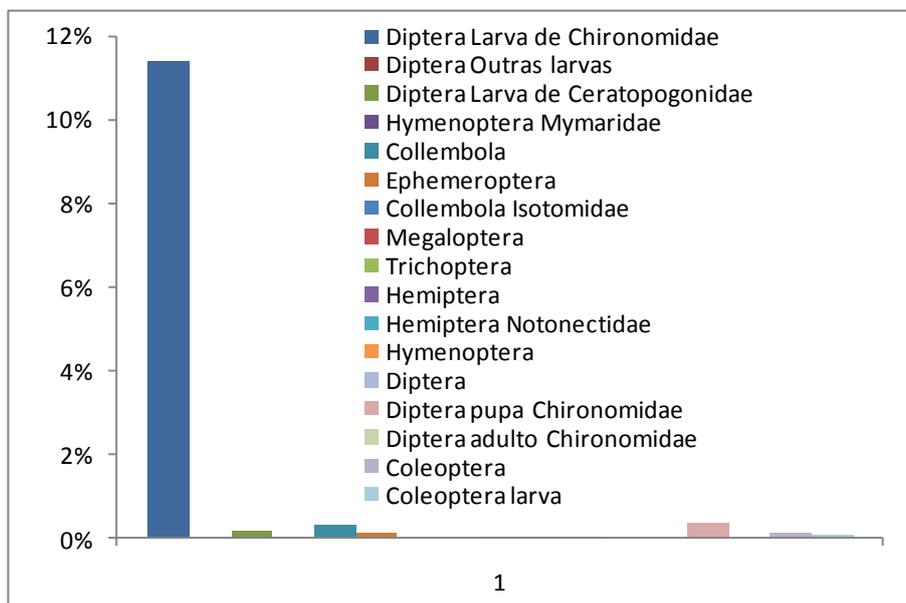


Figura 3.3.D.4.2-6 - Abundância relativa dos Insecta na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

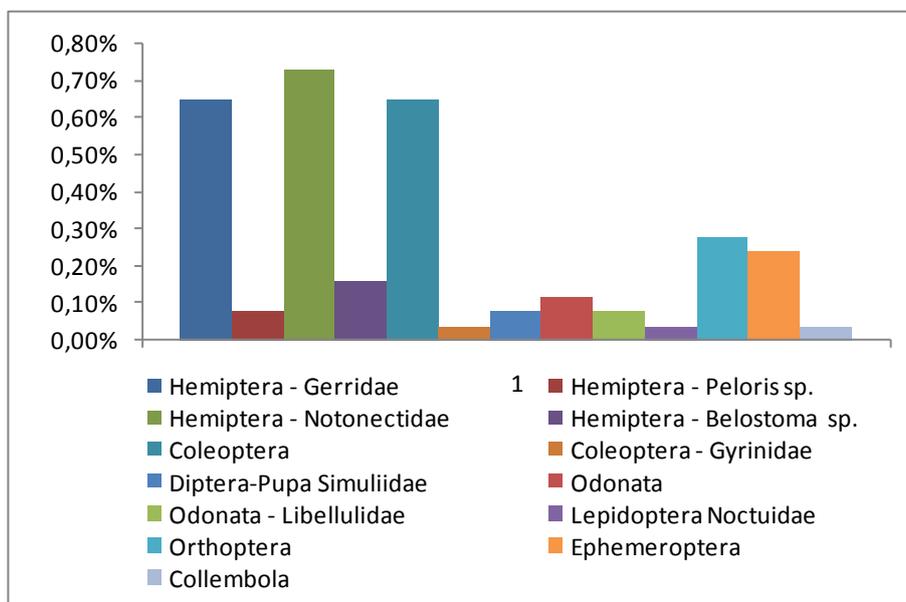


Figura 3.3.D.4.2-7 - Abundância relativa dos Insecta no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

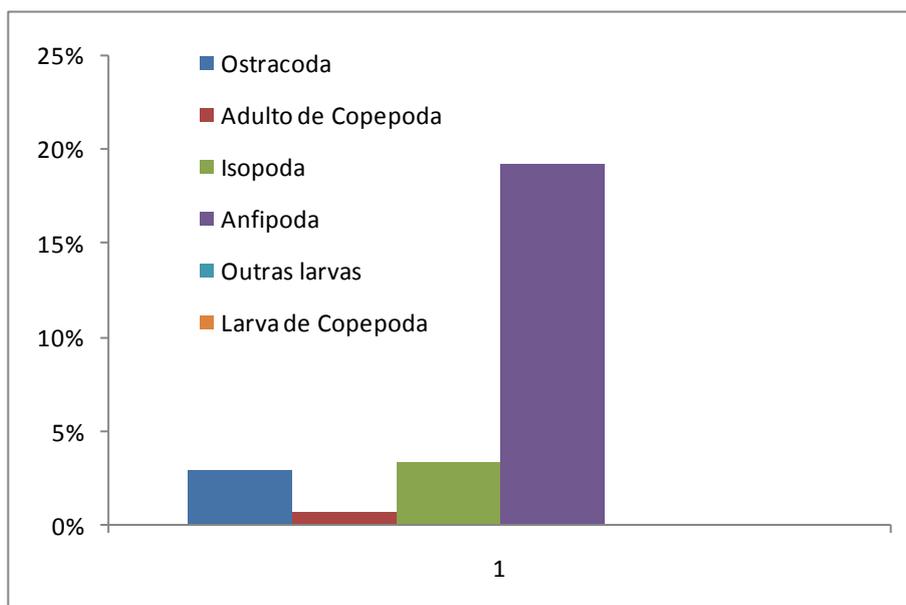


Figura 3.3.D.4.2-8 - Abundância relativa dos Crustacea na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

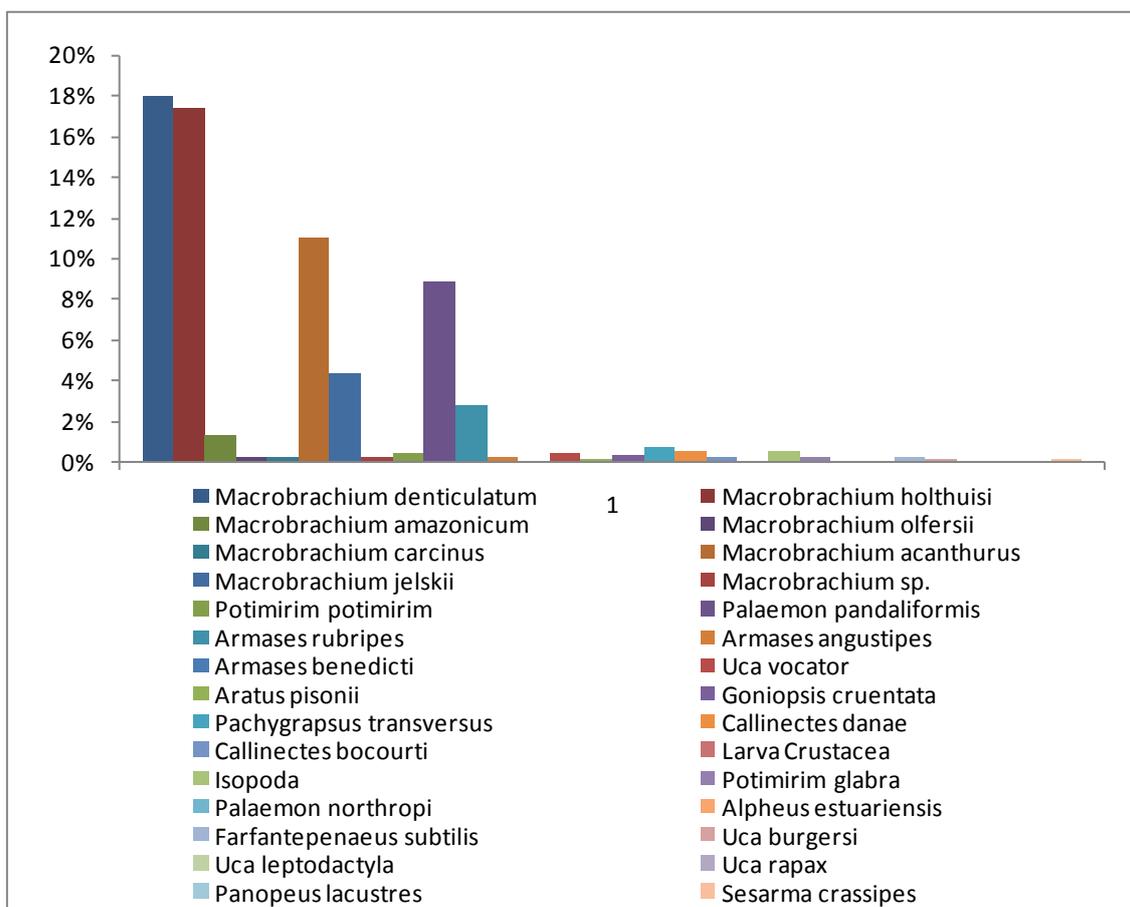


Figura 3.3.D.4.2-9 - Abundância relativa dos Crustacea no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

Frequência de Ocorrência

Para frequência de ocorrência da fauna encontrada na draga, Nematoda, Polichaeta, *Corbicula sp.*, Véliger de Bivalvia, Ostracoda, Larva Chironomidae e Acari são Euconstantes. Turbellaria, Hirudinea, *Melanoides tuberculatus*, *Biomphalaria sp.*, Copepoda e Amphipoda são Constantes. Annelida, Oligochaeta, *Pomacea sp.*, larva de Ceratopogonidae, Collembola, Ephemeroptera, Pupa Chironomidae e Araneae são acessórios. E os demais são Acidentais.

Da fauna encontrada no arrasto, *Corbicula sp.* e *Macrobrachium holthuisi* são Euconstantes. *Melanoides tuberculatus*, *Pomacea sp.*, *Macrobrachium denticulatum* e *Macrobrachium acanthurus* são Constantes. *Biomphalaria sp.*, *Biomphalaria peregrina*, *Neritina zebra*, *Macrobrachium jelskii*, *Potimirim potimirim*, *Armases rubripes*, *Palaemon pandaliformis*, Notonectidae, Coleoptera e Araneae são Acessórios. Os outros são considerados Acidentais.

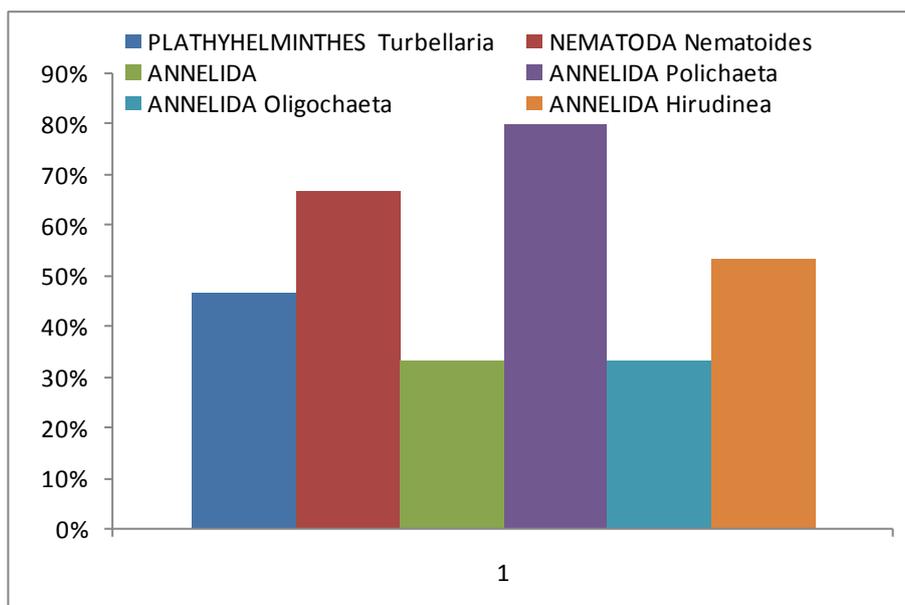


Figura 3.3.D.4.2-10 - Frequência de ocorrência dos Platyhelminthes, Nematoda e Annelida na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

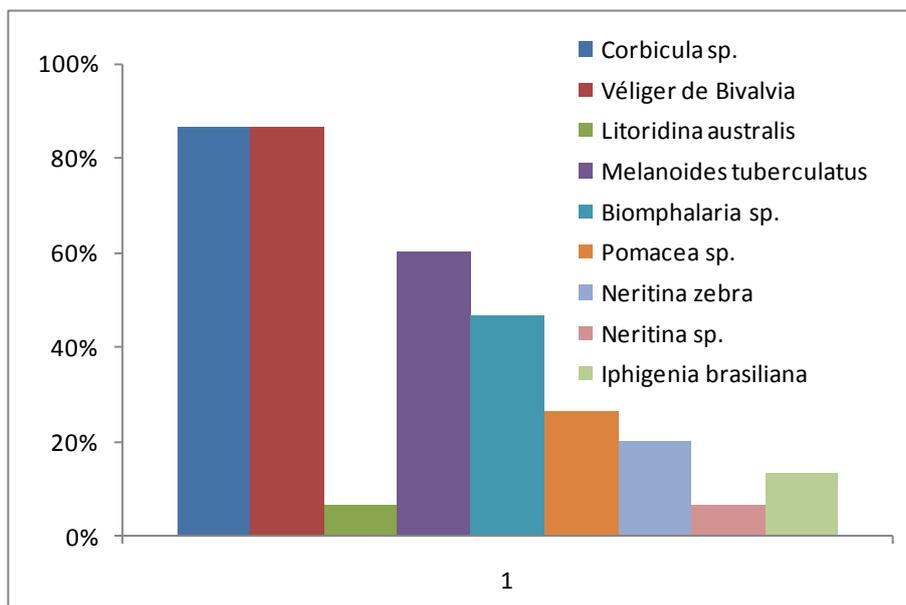


Figura 3.3.D.4.2-11 - Frequência de ocorrência dos Mollusca na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

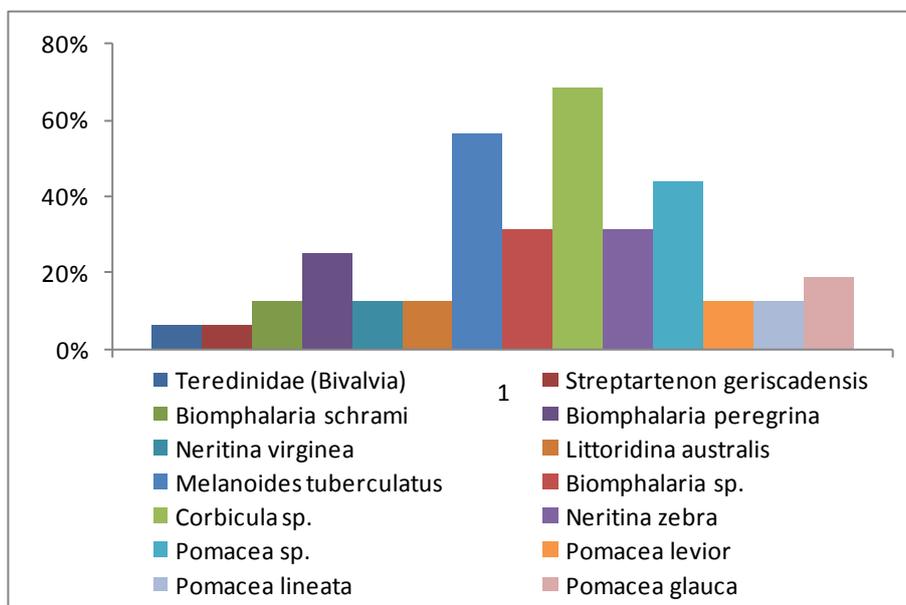


Figura 3.3.D.4.2-12 - Frequência de ocorrência dos Mollusca no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

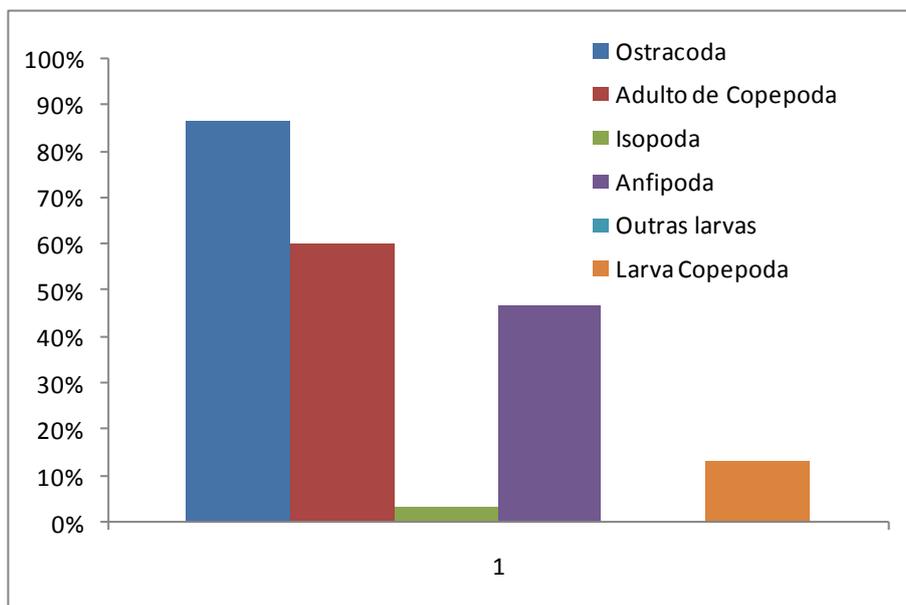


Figura 3.3.D.4.2-13 - Frequência de ocorrência dos Crustacea na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

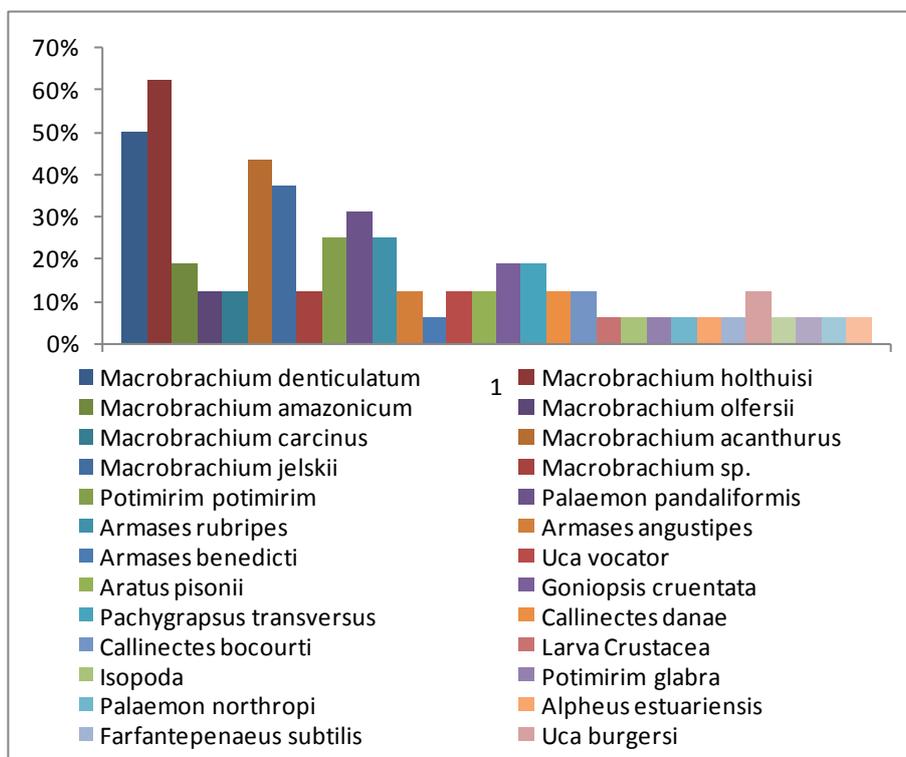


Figura 3.3.D.4.2-14 - Frequência de ocorrência dos Crustacea no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

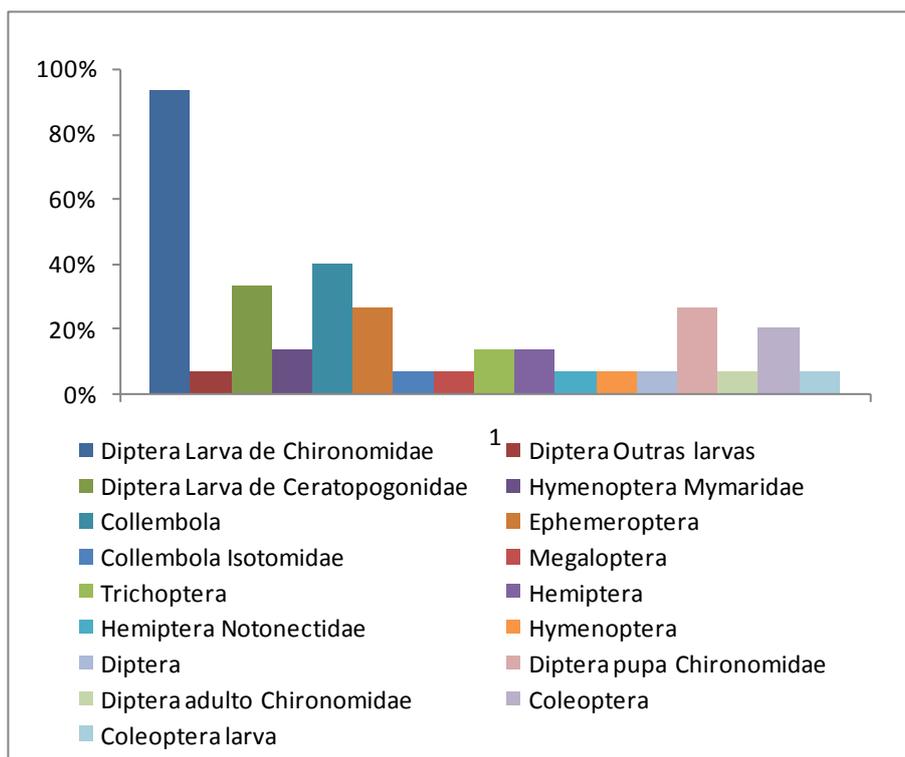


Figura 3.3.D.4.2-15 - Frequência de ocorrência dos Insecta na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

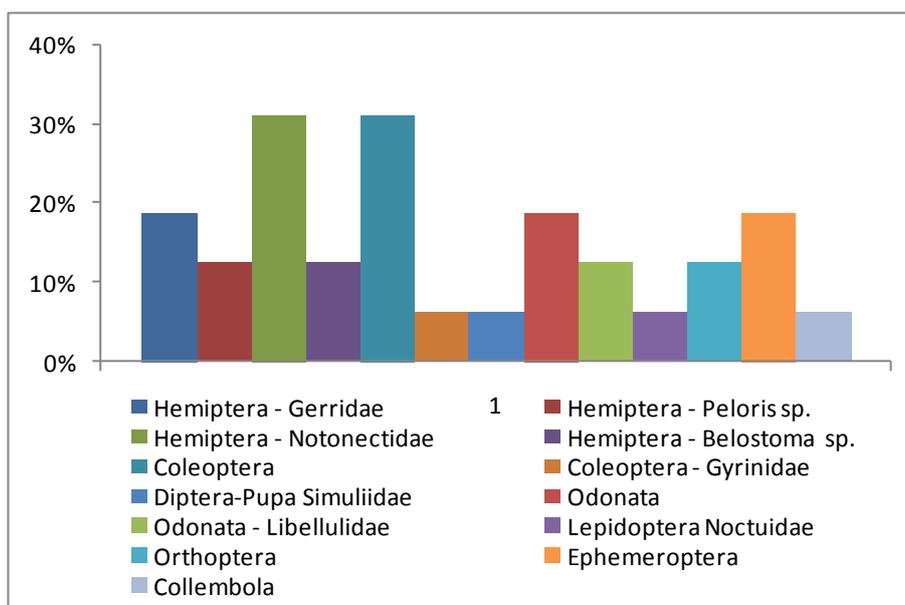


Figura 3.3.D.4.2-16 - Frequência de ocorrência dos Insecta no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

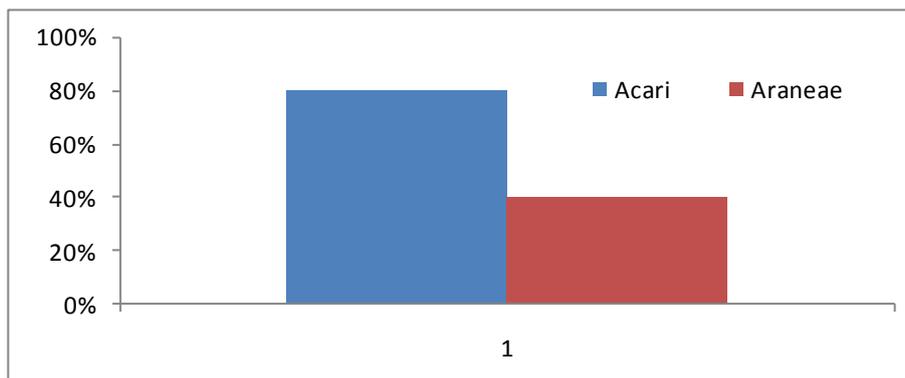


Figura 3.3.D.4.2-17 - Frequência de ocorrência de Chelicerata na draga no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

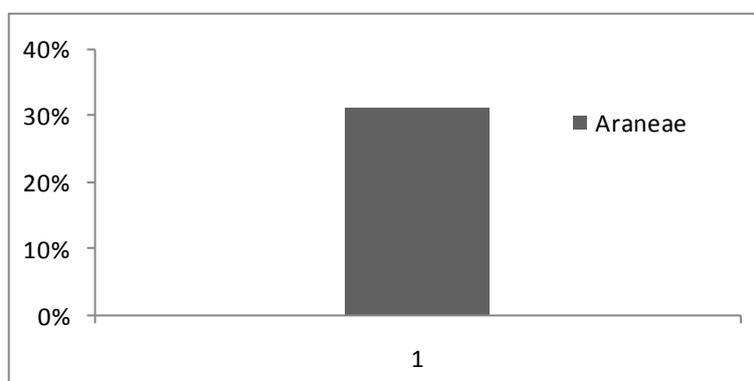


Figura 3.3.D.4.2-18 - Frequência de ocorrência de Chelicerata no arrasto no rio São Francisco no período de janeiro a outubro de 2008.

Diversidade e Equitabilidade

Analisando as Figuras 19 e 20, pode-se verificar que a diversidade zoobentônica e a equitabilidade demonstraram que a maioria das estações possui uma média diversidade. E os resultados da equitabilidade apontam que algumas populações se sobressaem em relação a outras em quase todas as estações.

Similaridade

Analisando a Figura 3.3.D.4.2-21 se observa a associação das diferentes estações de coleta, nas diferentes localidades no ecossistema zoobentônico do Rio São Francisco. Esta análise foi realizada através do índice de Bray Curtis, pelo método de ligação do peso proporcional (WPGA – Weight Pair Group Mathematical Average), demonstrando que os dados encontram-se bem ajustados. Esse resultado evidencia a formação de

cinco grupos: 1, 2, 3, 4 e 5. O grupo 1 é constituído por um subgrupo: a. O Subgrupo a, é formado pelas estações de coleta que apresentaram o maior número de espécies referentes as estações de coleta BSF01 no mês outubro e BSF1 no mês de julho com índice maior que 50% de similaridade.

O grupo 2 está formado pelos subgrupos, a, b e c, estes são formados pelas estações de coleta que apresentaram o maior número de táxons, estes subgrupos apresentaram índices de similaridade maior que 50%. O subgrupo 2a, esta formado pela associação das estações BSF04 abril e BSF02 abril com similaridade maior que 70% e associado a BSF01 abril a um índice maior que 60%. O subgrupo 2b esta constituído pelas estações BSF07 outubro e e BSF05 abril com similaridade maior que 70% de similaridade e associando ainda a BSF02 outubro a um nível de maior que 60% e a BSF07 janeiro a um índice de 50% de similaridade. O subgrupo 2c esteve representado pelas estações BSF 12 abril e BSF11 abril a um índice de associação de mais ou menos 50%.

O grupo 3, foi constituído por sete subgrupos a-g. O subgrupo 3a esteve formado pelas associação das estações BSF05 outubro e BSF06 abril com índice de mais de 70% e associado as estações BSF03 com índice maior que 60% e a estação BSF08 julho com índice de mais de 50%; o subgrupo 3b representado pelas estaçõesBSF03 julho e BSF03 abril com associação de similaridade maior que 70% associado ainda a BSF 07 com índice maior que 60%. O subgrupo 3c está constituído pelas estações BSF 06 janeiro e BSF03 janeiro com índice maior que 60%, seguido por BSF09 abril com índice mior que 50%.O subgrupo 3d esta formado pelas estações BSF06 julho e BSF04 julho a um índice maior que 60% e o subgrupo 3e esta constituído pelas estações BSF07 julho e BSF 04 janeiro a um índice de mais de 60% e a estação BSF02 janeiro a 50% de similaridade. O subgrupo 3f esta formado pelas estações BSF 09 julho e BSF 08 abril com similaridade de associação maior que 50%.o subgrupo g esta formado pela estação BSF06 julho e BSF06 janeiro com índice maior que 60%.

O grupo 4 esta constituído pelo subgrupo a. O subgrupo 4a está representado pelas estações BSF08 outubro e BSF09 janeiro associando-se ainda a estação BSF10 janeiro com similaridade maior que 50%.

O grupo 5 está constituído por um subgrupo a. O subgrupo 5a esta constituído BSF 11 Outubro e BSF 10 abril a um índice de similaridade maior que 60%.

Analisando todas as associações das estações de coleta pode-se observar que não houve separação por período chuvoso ou seco, em algumas estações houve mistura ou

junção dos períodos secos e chuvosos, mostrando que a fauna zoobentônica se comporta da mesma maneira na estação de chuva e na estação de seca.

Analisando a Figura 3.3.D.4.2-22 se verifica que as associações dos grupos foram realizadas de com acordo número táxons semelhantes em cada estação. Este tipo de análise deve ser realizado dentro do mesmo nível taxonômico. Porém, neste dendrograma há vários níveis, tais como ordem, classe, família, gêneros e espécies. As melhores associações estão acima de 50%. No dendrograma acima se constata algumas associações dentro deste padrão, tais como: *Melanoides tuberculata* com *Corbicula* sp. com similaridade de maior de 60%; Ordem Isopoda com a Classe Polychaeta com similaridade de 50%; a Ordem Coeloptera (adultos) com similaridade de 50% com a Família Ceratopogonidae (larvas); a Ordem Trichoptera (larvas) com similaridade maior que 60% com a ordem Coleóptera (larvas). Os 8 grupos formados pelo dendrograma ficou a um nível de similaridade entre 20 e 40% de similaridade.

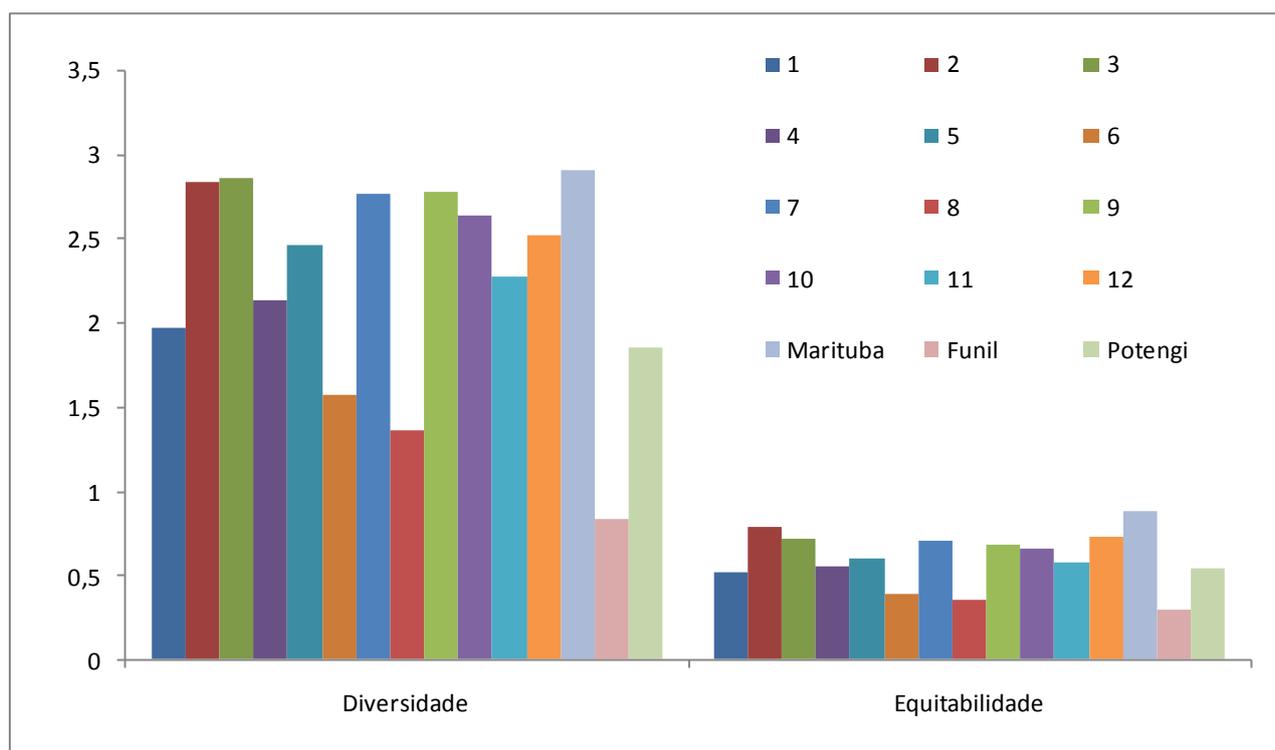


Figura 3.3.D.4.2-19 - Índice de Diversidade em (bits.ind⁻¹) e Equitabilidade da fauna zoobentônica da draga no rio São Francisco/AL no período de janeiro a outubro de 2008.

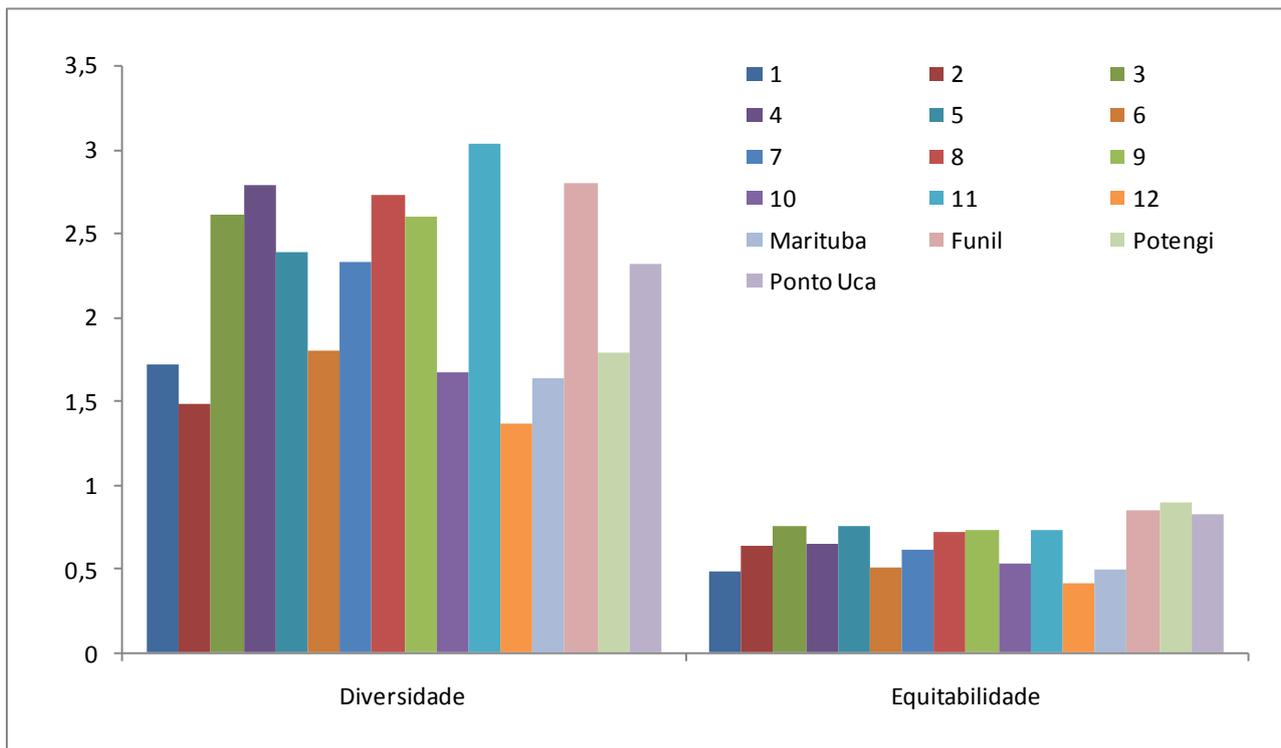


Figura 3.3.D.4.2-20 - Índice de Diversidade em (bits. ind⁻¹) e Equitabilidade da fauna zoobentônica do arrasto no rio São Francisco/AL no período de janeiro a outubro de 2008.

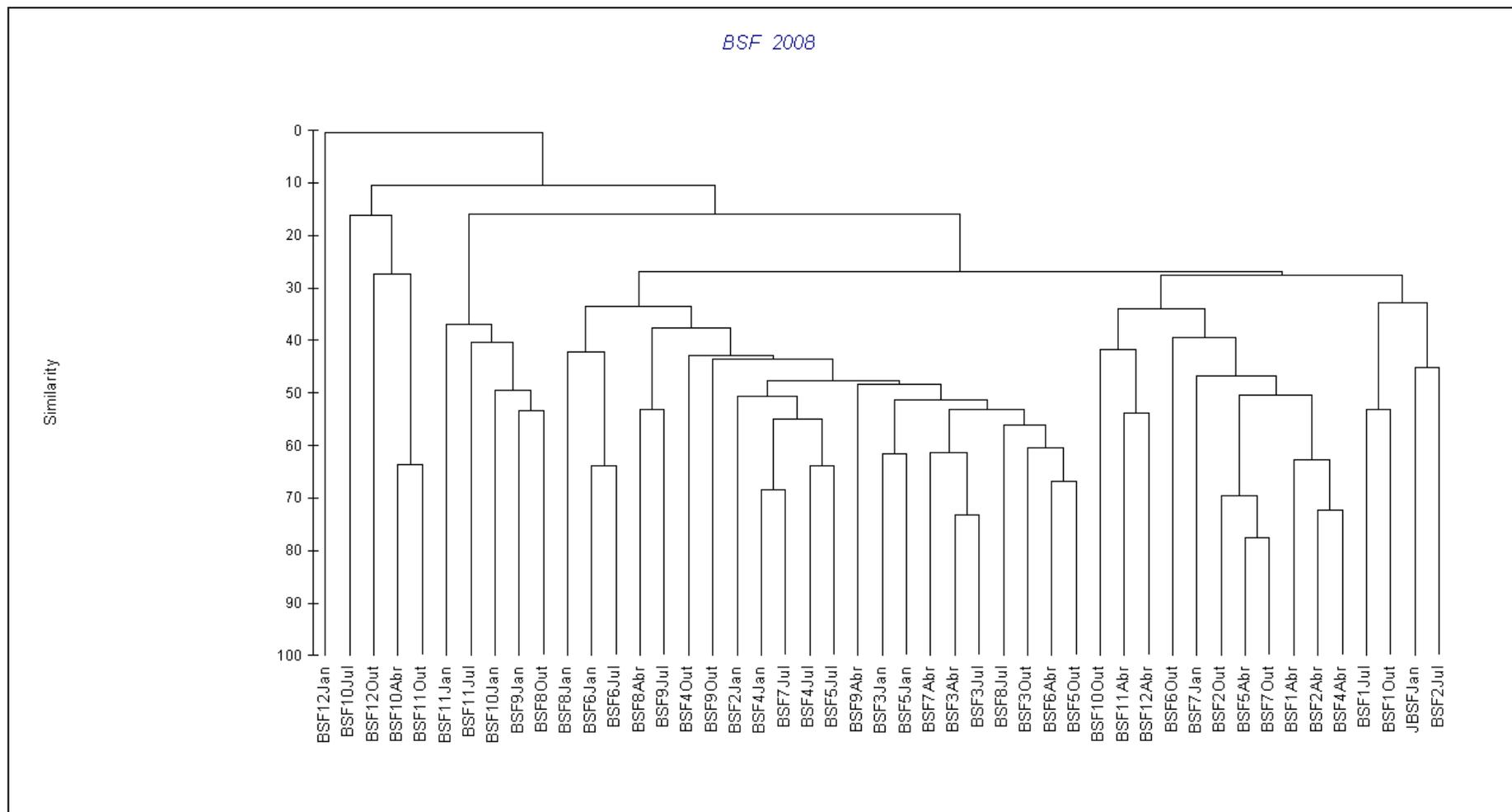


Figura 3.3.D.4.2-21 - Associação das diferentes estações coleta realizadas no ecossistema aquático do Baixo São Francisco no período de monitoramento 2008.

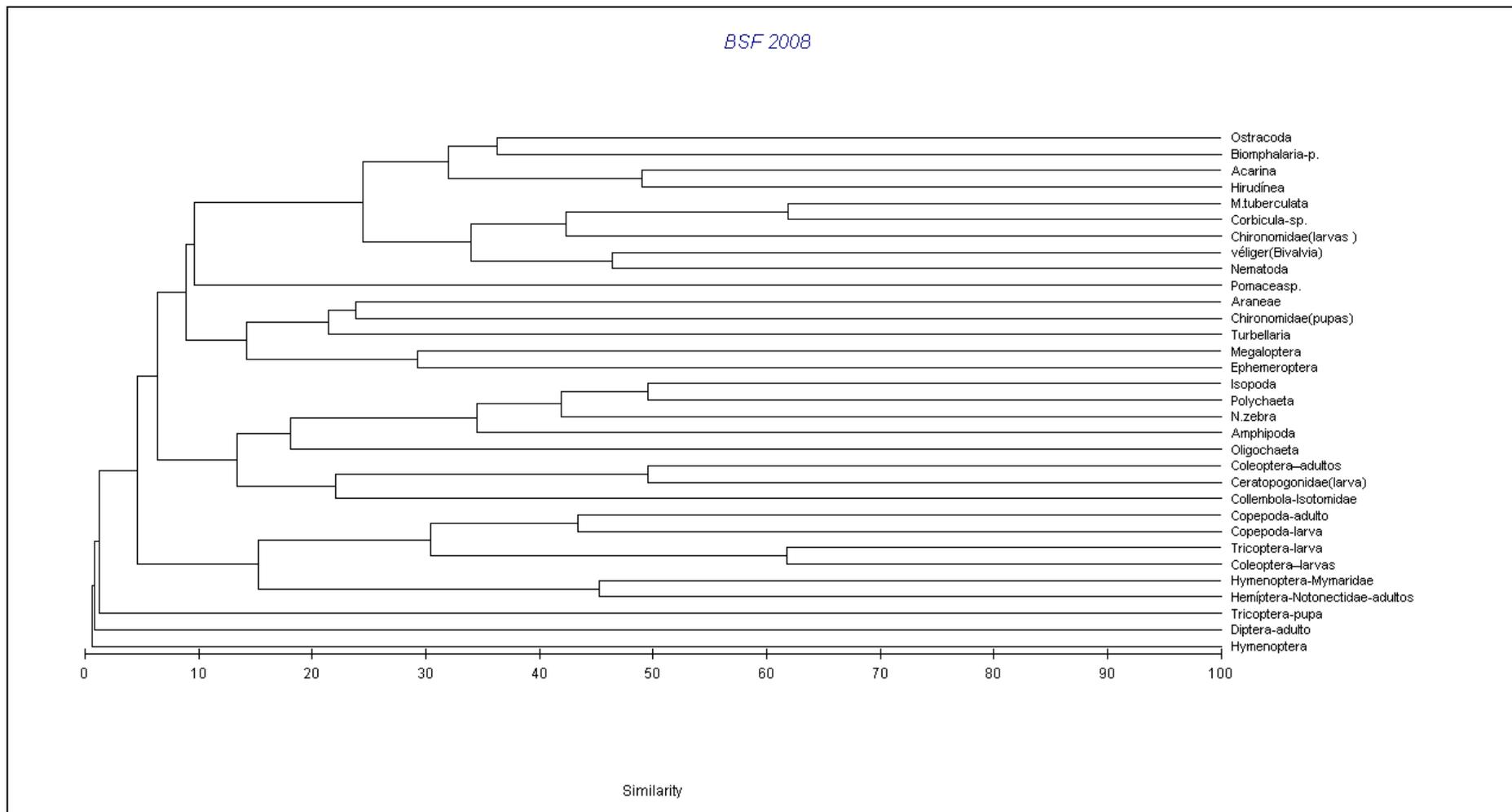


Figura 3.3.D.4.2-22 - Associação dos táxons zoobentônicos do Baixo São Francisco no período de monitoramento de 2008.

3.4. Considerações finais

As águas da bacia do reservatório de Xingó e do trecho do rio São Francisco a jusante da barragem, ainda não foram enquadradas pelo órgão ambiental competente, de modo que os dados de qualidade da água foram analisados, considerando-as como pertencentes à classe II, com base no Artigo 42 da Resolução n.º. 357/05 do CONAMA, datada de 17/03/2005. Portanto, dentre as variáveis monitoradas em campo (pH, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido (OD), salinidade, temperatura e sólidos totais dissolvidos (STD)) e dentre as variáveis físicas e químicas analisadas em laboratório (turbidez; sólidos em suspensão totais (SST), sólidos em suspensão orgânicos (SSO), sólidos em suspensão inorgânicos (SSI) e sólidos sedimentáveis (SSD); alcalinidade e dureza totais, cálcio e magnésio, cloretos; nutrientes nitrogenados dissolvidos (nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato); nutrientes fosfatados dissolvidos (ortofosfato) e nutrientes fosfatados totais (fosfato e fósforo)) apresentaram seus valores nas estações e profundidades amostradas dentro dos limites estabelecidos, com exceção de alguns valores isolados:

- O oxigênio dissolvido apresentou em todos os meses amostrados do reservatório de Xingó, valores abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA na estação XIN 10, sendo todos no fundo;
- O pH registrou um único valor abaixo do limite mínimo estabelecido pelo CONAMA, no fundo da estação XIN 10 em março de 2008; e
- Em relação aos limites estabelecidos pelo CONAMA, para o fósforo total nos diferentes ambientes: lótico ($100 \mu\text{g.L}^{-1}$), intermediário ($50 \mu\text{g.L}^{-1}$) e lêntico ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$); foram registrados valores espaciais, sazonais e verticais superiores acima de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$, com média de $53,87 \mu\text{g.L}^{-1}$ P neste ano de monitoramento no reservatório de Xingó.

Dentre as variáveis físicas, químicas e biológicas analisadas neste primeiro ano de monitoramento apenas a alcalinidade mostrou uma variação espacial significativa, oito dos quatorze parâmetros analisados diferenciaram verticalmente (entre profundidades) e todas as variáveis apresentaram resultados significativos sazonalmente durante o atual

período de estudo, a exceção do magnésio. Assim, as maiores influências registradas em todos os parâmetros ocorreram basicamente em função das variações dos períodos inverno-verão e seco-chuvoso.

Para grande maioria das variáveis, os valores mais elevados ocorreram nos meses de junho e setembro de 2008, período no qual deve coincidir com a maior pluviometria na região, proporcionando o carreamento de material alóctone por lixiviação, aumentando as concentrações dos compostos fosfatados, DQO, clorofila-a e feofitina, nitrito, nitrato, sólidos suspensos, turbidez, silicatos, condutividade, STD, salinidade e cloretos. Estas quatro últimas, são diretamente influenciadas no período chuvoso, pois em algumas regiões do reservatório o solo apresenta características salinas. Contrariando estes resultados apenas o nitrogênio amoniacal apresentou valores mais elevados em dezembro/2007.

Especialmente a estação XIN 10 destaca-se das demais, registrando valores maiores ou menores diferenciados. Tal fato ocorre devido a sua localização ser na porção final de um meandro, promovendo uma menor troca d'água do que as estações localizadas no corpo central do reservatório.

Os resultados estatísticos obtidos nas captações de água neste período de estudo não diferem daqueles encontrados nas estações de monitoramento limnológico do corpo central do reservatório, mostrando seus resultados dentro da mesma faixa de variação de cada período de coleta

Os resultados obtidos nas áreas aquícolas apresentaram algumas diferenças em relação àqueles encontrados nas estações de monitoramento limnológico do corpo central do reservatório, sendo estas nas estações, XI PI 01, XI PI 03, XI PI 04, XI PI 06 e XI PI 07.

Das quatro estações inicialmente implantadas para a avaliação de impacto ambiental, foram mantidas constantes XI IA 01 e XI IA 02, as quais registraram valores diferenciados daqueles encontrados nas estações de monitoramento limnológico do corpo central do reservatório nos meses de março e junho de 2008.

A análise de agrotóxicos nas amostras de água no trecho do rio São Francisco à jusante da barragem de Xingó, não evidenciou a presença dos diferentes princípios ativos analisados neste período de estudo.

No que concerne ao monitoramento de óleos e graxas, não evidenciou a presença destes compostos nas estações de monitoramento do reservatório de Xingó, com resultados menores que $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$, em todas as estações neste período de estudo, a

exceção da estação OG 5 no mês de junho/2008, registrando uma concentração de 2,8 mg.L⁻¹ a jusante da barragem. No entanto, nas proximidades desta estação, normalmente é observado a presença de pescadores e algumas vezes até pessoas acampando, podendo ser uma contaminação antrópica local.

De acordo com Índice de Estado Trófico Modificado (IETM) o reservatório de Xingó apresentou uma predominância do estado oligotrófico tendendo a mesotrófico em determinadas épocas do ano, este último grau de trófia é principalmente observado em junho de 2008.

Para a comunidade fitoplanctônica no trecho a jusante de Xingó, observou-se no presente estudo, a existência de uma flora planctônica variada, constituída por 240 táxons, representados principalmente pela divisão Bacillariophyta, considerada a mais representativa, tanto em termos de riqueza específica, frequência de ocorrência, como de densidade

Os táxons que caracterizaram o fitoplâncton no presente estudo foram *Aulacoseira granulata*, espécie dominante, muito frequente e com os mais elevados valores de densidade na maioria das estações de coletas no mês de julho; *Fragillaria crotonensis*, táxon abundante e mais representativo com relação a densidade em janeiro; *Aulacoseira ambígua f. spiralis*, considerada abundante no mês de abril e julho.

Os elevados valores da densidade fitoplanctônica registrados no mês de julho evidenciaram a ocorrência de “bloom” de *Aulacoseira granulata* nas estações avaliadas.

O estudo da comunidade zooplanctônica no reservatório de Xingó, baseados nas análises qualitativas e quantitativas, torna-se fundamental para avaliar as condições ecológicas do meio aquático. O número total de espécies num componente trófico ou numa comunidade como um todo mostra que uma porcentagem relativamente pequena é dominante, e uma porcentagem grande é de espécies raras (ODUM, 1986). Os resultados aqui apresentados, para este estudo, reforçam tal afirmativa.

Na área estudada verificou-se a presença de organismos dominantes em ambientes eutrofizados e oligotróficos. Entretanto, a presença dos rotíferos foi muito maior que os demais grupos, principalmente a espécie *Keratella cochlearis* constante nos dois pontos, indicando possíveis condições de eutrofização do sistema aquático.

Fora Copepoda, poucos foram os taxa que tem expressividade em abundâncias ou densidades. Este é mais um indicativo de que o ambiente encontra-se em processo de eutrofização, ou eutrofizado. Possivelmente o aporte de matéria orgânica (por esgotos domésticos) influencia a comunidade planctônica, de forma a diminuir a diversidade de

espécies. No entanto, o período compreendido entre junho e setembro de 2008 pareceu ser mais diverso, em termos de riqueza de espécies, mas com florações de microalgas detectadas, podendo isso comprometer a concentração de espécimes de determinadas espécies no ambiente.

Dentre a comunidade bentônica, destaca-se:

- O reservatório de Xingó apresentou teores muito baixos de matéria orgânica no sedimento, considerados como sedimentos do tipo inorgânico.
- Observa-se nítida diferenciação na estrutura da comunidade da região marginal e central, com abundâncias mais elevadas em regiões marginais no reservatório estudado.
- A fauna bentônica do reservatório Xingó foi predominantemente constituída por *Oligochaeta*, *Corbicula fluminea* e *Melanoides tuberculatus*.
- No reservatório estudado pode-se observar que *Melanoides tuberculatus* e *Corbicula fluminea* ocorreram em abundância mais elevada do que os nativos, em todos os meses estudados, evidenciando o alto poder de invasão desses moluscos, o que possivelmente poderá causar danos à malacofauna nativa na região.
- O Baixo São Francisco foi caracterizado por apresentar a predominância de substrato arenoso na composição do substrato em quase todas as estações centrais e marginais em algumas com acréscimo de pequenas pedras (esta conclusão foi visual)
- Os táxons com maior dominância na maioria dos períodos analisados foram os táxons Mollusca Bivalvia *Corbicula sp.* e Gastropoda *Melanoides tuberculatus*, seguida por Insecta Diptera Chironomidae, fato este comum para este tipo de ambiente.
- O táxon com maior dominância em outubro foi Amphipoda, o que provavelmente pode ser explicado pela grande quantidade de fêmeas ovadas, logo este deve ser o seu período reprodutivo.
- Os índices de diversidade e a riqueza registraram uma comunidade zoobentônica pouco diversa e pobre em número de táxons;

4. Monitoramento e Controle de Macrófitas Aquáticas

Macrófita aquática é um termo que se aplica aos vegetais que ocorrem em ambientes úmidos, de uma forma geral, não levando em consideração aspectos taxonômicos nesse agrupamento (Esteves, 1998). Este termo foi proposto por Cook (1974), se referindo “aos vegetais vasculares cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente, ou por alguns meses, submersas ou flutuantes em água e são visíveis a olho nu”. A amplitude de adaptações morfo-fisiológicas que as macrófitas apresentam gera algumas discordâncias entre pesquisadores (Scremin-Dias 1999; Pivari et al., 2008), tendo sido, inclusive, sugeridos outros termos como “limnófitos” (Hoehne 1955) ou “hidrófitas” (Font Quer 1977).

Devido às inúmeras formas de adaptação ao ambiente aquático, diferentes autores dos sistemas de classificação de angiospermas admitem diferentes famílias vegetais como plantas aquáticas. Cronquist (1981) considera 52 famílias enquanto Judd *et al.* (2002), registra apenas 39 famílias em tais condições. Por outro lado, Cook (1990), trabalhando especificamente com macrófitas aquáticas, relata 78 famílias que agrupam espécies distribuídas em áreas úmidas (Pivari et al., 2008).

Pode-se classificar as plantas aquáticas de acordo com seu hábito ou forma de vida em relação ao meio aquático, sobretudo à superfície da água, em: a) **anfíbia ou semi-aquática** – aquelas capazes de viver tanto em área alagada como fora d’água, apresentando ecomorfose (modificação da forma) durante a transição da fase aquática para a terrestre, com o rebaixamento do nível da água; b) **emergente** – as enraizadas no fundo, parte submersas e parte fora d’água; c) **flutuantes fixas** – aquelas enraizadas no fundo, com caule e/ou ramos e/ou folhas flutuantes; d) **flutuantes livres** – as não enraizadas no fundo, que podem ser transportadas pelas correntes, pelo vento e por animais; e) **submersas fixas** – aquelas enraizadas no fundo, com caule e folhas submersos, apresentando geralmente apenas as flores fora da água; f) **submersas livres** – as plantas não enraizadas no fundo, totalmente submersas, e que geralmente apresentam apenas suas flores emersas; e g) **epífitas** – as que se instalam sobre outras plantas aquáticas (Pott & Pott, 2000).

Uma classificação mais recente (Irgang & Gastal Jr., 1996) divide as macrófitas aquáticas em apenas três grupos: a) **flutuantes livres** – abaixo, acima ou na superfície;

b) **enraizadas no substrato** – submersas, com folhas flutuantes, caules flutuantes com folhas emergentes, emergentes, trepadeiras e anfíbias; e c) **enraizadas sobre outras** (epífitas). Algumas espécies podem apresentar diversas formas biológicas, em função do habitat e suas alterações relacionadas ao nível da água, alternando entre submersas a emergentes, ou em função de sua idade e fase do desenvolvimento, como submersa fixa na fase jovem a flutuante fixa ou livre na fase adulta

Esteves (1988) apresenta ainda, outra classificação, a qual denomina grupos ecológicos, são eles: a) **Emersas:** plantas enraizadas com folhas sobre a lâmina d'água, ex: *Echinochloa*, *Typha*; b) **Flutuantes:** plantas flutuantes livres, ex: *Limnobium*, *Lemna*; c) **Submersas enraizadas:** plantas enraizadas e submersas, ex: *Vallisneria*, *Nitella*, etc.; d) **Submersas livres:** plantas que apresentam raízes e flutuam submersas, ex: *Utricularia*; e) **Com folhas flutuantes:** plantas enraizadas com folhas flutuantes na lâmina d'água; ex: *Nymphoides*, etc. (Figura 4-1).

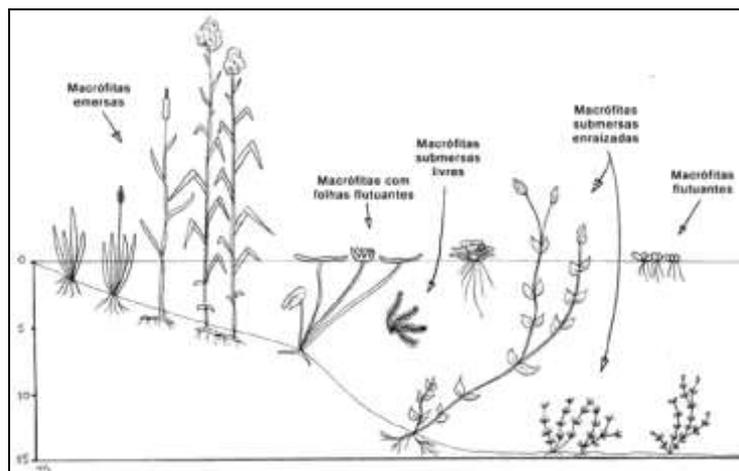


Figura 4-1 - Classificação das macrófitas aquáticas em grupos ecológicos segundo Esteves (1988). Fonte: http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg.

As macrófitas aquáticas desempenham um papel extremamente importante no funcionamento dos ecossistemas onde ocorrem, sendo capazes de estabelecer uma forte ligação entre o sistema aquático e o ambiente terrestre que o circunda. Dentre suas funções pode-se destacar: serem a principal comunidade produtora de biomassa em ambientes aquáticos (Esteves 1988); atuam na dinâmica de ecossistemas aquáticos fornecendo a base da cadeia alimentar (Pedralli, 2000); disponibilizam abrigo a peixes, insetos, moluscos e perifiton (Pott & Pott 2001); reduzem a turbulência da água (efeito “filtro”), que compreende a sedimentação de grande parte do material de origem alóctone, pelo efeito “bombeamento”, de fundamental importância na ciclagem de nutrientes; alta

taxa de produtividade primária (Esteves 1988); Autodepuração das águas pela assimilação de nutrientes e retenção de sedimentos (Hamilton, 1993); uso direto como bioindicadoras da qualidade da água, na despoluição de ambientes aquáticos, na produção de biomassa e obtenção de biogás, na alimentação animal, na culinária, no controle da erosão hídrica, no melhoramento físico e nutricional do solo, na confecção têxtil, como medicinais, ornamentais, apícolas, corantes, herbicidas, algicidas, fungicidas, dentre outras (Pedralli 1990; Cook 1990; Irgang & Gastal Jr. 1996; Pott & Pott 2000).

Apesar de sua importância para o ambiente, o crescimento excessivo dessas plantas, de um modo geral, torna-se indesejável economicamente por comprometer a utilização da água sob diversos aspectos. Isso inclui o impedimento à navegação e à captação da água, invasão de culturas irrigadas, entupimento de canais e tubulações de hidrelétricas (Thomaz & Bini 1999). Além disso, representam uma importante variável na proliferação de vetores de doenças de veiculação hídrica (Pedralli 2000).

Os reservatórios, como ambientes transitórios entre sistemas lóticos (de água corrente) e lênticos (águas paradas) apresentam excelentes condições ecológicas para a proliferação de macrófitas aquáticas. Nos reservatórios localizados ao longo do rio São Francisco são registradas a presenças destas macrófitas que, quando flutuantes, se deslocam a favor dos ventos e com o aumento do nível das águas, para o corpo central do rio em direção às barragens. Há também a presença de submersas enraizadas que, usualmente, constituem problemas para a navegação, recreação, aproveitamento da água para suprimento humano e podem representar uma séria ameaça às turbinas de geração.

Desta forma, o conhecimento sobre a biologia e ecologia das macrófitas aquáticas é hoje prioritária para o adequado manejo e funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

4.1. Objetivos

4.1.A. Objetivo geral

Inventariar e caracterizar as macrófitas aquáticas do ecossistema aquático da área de abrangência do estudo, realizando o monitoramento de bancos, prados e comunidades de macrófitas, bem como possíveis contaminações por metais pesado, procurando propor ações de recuperação dos ecossistemas e suas comunidades.

4.1.B. Objetivos específicos

- Identificação, levantamento florístico, e caracterização dos prados e comunidades de macrófitas aquáticas entre Belém do São Francisco e a barragem de Xingó;
- Monitoramento dos prados e comunidades de macrófitas quanto à diversidade de espécies e variação da biomassa de cada espécie;
- Monitorar nos bancos de macrófitas identificados e nos sedimentos associados as concentrações de cádmio e mercúrio;
- Experimentar e propor plano de manejo, controle ambiental, contenção e retirada de nutrientes (N e P) do ambiente aquático através dos prados e comunidades de macrófitas aquáticas na área de abrangência do programa;
- Estabelecer parâmetros bioindicadores para o monitoramento ambiental dos ecossistemas aquáticos, com respectivas justificativas e metodologia; e
- Elaborar um prognóstico de cenário futuro para as comunidades de macrófitas aquáticas na área de abrangência do programa;

4.2. Metodologia

Entre os meses de dezembro de 2007 e dezembro de 2008 foram realizadas três viagens para o reservatório de Xingó e foz do rio São Francisco, com os objetivos de

realizar o levantamento florístico, delimitação dos maiores prados e quantificação da biomassa das macrófitas nesses ambientes além de coleta de plantas para análise de contaminação por metais pesados.

4.2.A. Inventário Florístico

Para a realização do levantamento florístico foram coletados em vários pontos aleatórios e pré-selecionados ao longo do leito do rio, das margens do reservatório – ilhas flutuantes – além de pontos localizados na área de influência indireta da área de estudo, 2 km das margens do reservatório e do rio.

Ainda em campo os espécimes coletados (de preferência indivíduos inteiros ou amostras de ramos floridos e/ ou frutificados) com auxílio de uma tesoura de poda eram identificados, fotografados e herborizadas (colocados na prensa para secagem) para transporte ao laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos da UFRPE. Informações sobre os indivíduos foram devidamente anotadas em cadernetas de campo dando ênfase a dados como coloração de partes florais e frutos, hábito (anfíbia, emergente, flutuante fixa, flutuante livre, submersa fixa e submersa livre) e habitat. Flores e frutos, quando coletados, foram acondicionados em frascos de vidro, e, posteriormente, fixados em solução de álcool 70%, com objetivo de auxiliar nos estudos morfológicos e de identificação.

Em laboratório as plantas foram identificadas com auxílio de literatura específica (Joly, 1987; Irgang e Gastal Jr., 1996; Pott e Pott, 2000) e prensadas para secagem em estufa à temperatura constante de 60 °C e confecção de exsiccatas segundo as técnicas propostas por Mori *et al* (1989). O material botânico processado e identificado será incorporado ao acervo do Herbário Professor Vasconcelos Sobrinho (PEUFR) e, ao final do projeto, ao acervo particular da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco.

4.2.B. Biomassa

No reservatório de Xingó foram estabelecidas apenas duas estações de coleta devido a pequenas dimensões dos prados. Nestes pontos foram mantidos o levantamento florístico e a determinação da biomassa seca das principais macrófitas. As coletas foram

realizadas utilizando-se quadrados de 50 X 50 cm onde todas as plantas coletadas eram ensacadas, etiquetadas e refrigeradas para transporte ao laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos da UFRPE. Em laboratório, as plantas foram triadas, lavadas e levadas a estufa à temperatura de 60°C até atingirem peso constante para pesagem. Os dados serão apresentados em Kg ps m⁻² com cálculo de médias e os erros-padrão.

4.2.C. Contaminação por metais pesados

Foram amostrados exemplares das espécies *Egeria densa* e *Typha domingensis* e encaminhadas para análises de contaminação por Cádmio (Cd) e Mercúrio (Hg) pelo método MESP 134 cujo limite de detecção é 0,1 µg/g em abril de 2008

4.2.D. Delimitação dos prados

Nos pontos de coleta, alguns prados foram delimitados, com o auxílio de GPS e verificado a predominância da composição florística.

4.3. Resultados do período de dezembro/2007 a dezembro/2008.

4.3.A. Composição Florística

Quinze espécies de macrófitas aquáticas foram registradas para a área estudada representadas pelas Divisões Chlorophyta, Pteridophyta e Magnoliophyta.

DIVISÃO: CHLOROPHYTA

Classe: Chlorophyceae

Ordem: Charales

Família: Characeae

Gênero: *Chara*

Chara fragilis Desvaux

DIVISÃO: PTERIDOPHYTA

Classe: Filicopsida

Ordem: Polypodiales

Família: Parkeriaceae

Gênero: *Ceratopteris*

Ceratopteris pteridoides (Hook.) Hieron.

Ordem: Hydropteridales

Família: Salviniaceae

Gênero: *Salvinia*

Salvinia auriculata Aubl.

DIVISÃO: MAGNOLIOPHYTA

Classe: Liliopsida (Monocotyledoneae)

Subclasse: Aracidae

Ordem: Arales

Família: Araceae

Gênero: *Pistia*

Pistia stratiotes L.

Subclasse: Alismatidae

Ordem: Hydrocharitales

Família: Hydrocharitaceae

Gênero: *Egeria*

Egeria densa Planch.

Subclasse: Liliidae

Ordem: Liliales

Família: Pontederiaceae

Gênero: *Eichhornia*

Eichhornia crassipes Mart.

Subclasse: Caryophyllidae

Ordem: Polygonales

Família: Polygonaceae

Gênero: *Polygonum*

Polygonum ferrugineum Wedd

Subclasse: Commelinidae

Ordem: Cyperales

Família: Cyperaceae

Gênero: *Eleocharis*

Eleocharis minima Kunth

Eleocharis interstincta (Vahl) Roem. & Schult.

Gênero: *Cyperus*

Cyperus virens Michx.

Gênero: *Oxycaryum*

Oxycaryum cubense (Peopp. & Kunth)Lye

Ordem: Thyfales

Família: Typhaceae

Gênero: *Typha*

Typha domingensis Pers.

Classe: Magnoliopsida (Dicotyledoneae)

Subclasse: Rosidae

Ordem: Apiales

Família: Apiaceae

Gênero: *Hydrocotyle*

Hydrocotyle verticillata Thunb.

Subclasse: Asteridae

Ordem: Scrophulariales

Família: Lentibulariaceae

Gênero: *Utricularia*

Utricularia breviscapa Wright ex Griseb

Ordem: Plantaginales

Família: Plantaginaceae

Gênero: *Bacopa* Aubl

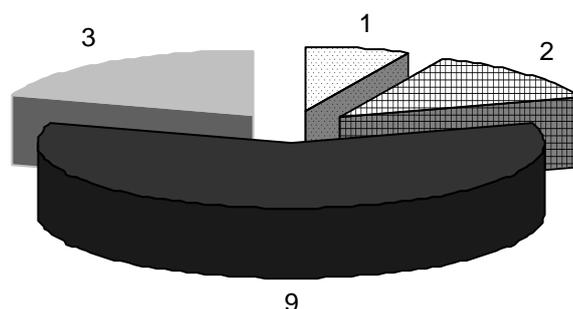
Bacopa sp.

As plantas encontradas estão representadas pelas Divisões Chlorophyta, Pteridophyta e Magnoliophyta, esta última com maior número de representantes e incluindo duas classes: Liliopsida (Monocotyledoneae) com cinco famílias e Magnoliopsida (Dicotyledoneae) com duas famílias. As Divisões Pteridophyta e Chlorophyta estão representadas por uma família cada (Figura 4.3.A-1).

Das quinze espécies identificadas, doze pertencem a Divisão Magnoliophyta, distribuídas nas suas duas classes: nove em Liliopsida: *Pistia stratiotes*, *Egeria densa*,

Eichhornia crassipes, *Polygonum ferrugineum*, *Eleocharis mínima*, *Eleocharis interstincta*, *Cyperus virens*, *Oxycaryum cubense* e *Typha domingensis*.

Três espécies em Magnoliopsida: *Hydrocotyle verticillata*, *Utricularia breviscapa* e *Bacopa* sp.. Uma espécie representa Divisão Chlorophyta: *Chara fragilis* na classe Chlorophyceae e duas espécies representa a Divisão Pteridophyta: *Ceratopteris pteridoides* e *Salvinia auriculata* na classe Filicopsida.



□ Chlorophyceae ▣ Filicopsida ■ Liliopsida ■ Magnoliopsida

Figura 4.3.A-1 - Número de famílias das classes de macrófitas encontradas no Reservatório de Xingó e Baixo São Francisco no período entre dezembro de 2007 e novembro de 2008.

As plantas do gráfico acima encontram-se distribuídas da seguinte forma no reservatório e Rio visitados:

Reservatório de Xingó – *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes*, *Egeria densa*, *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle verticillata*, *Oxycaryum cubense* e *Typha domingensis*.
Baixo São Francisco até a foz – *Chara fragilis*, *Ceratopteris pteridoides*, *Bacopa* sp., *Cyperus viriens*, *Egeria densa*, *Eichhornia crassipes*, *Eleocharis interstincta*, *E. minima*, *Polygonum ferrugineum*, *Salvinia auriculata* e *Utricularia breviscapa*.

4.3.B. Biomassa

O reservatório de Xingó é dominado pela espécie *Egeria densa*, provavelmente, devido a altas profundidades (60 m) do reservatório em questão e pela diminuída área de bordas.

Egeria densa Planch. (Figura 4.3.B-1) é uma espécie da família Hydrocharitaceae sendo também conhecida como Elodea. É uma erva aquática submersa fixa ou flutuante livre, perene ou anual, 10-60 cm de altura. Suas raízes são fasciculadas e apresenta caules eretos, simples delgados ou espaçadamente ramificados. As folhas da espécie são simples, lanceoladas, sésseis, verticiladas, opostas-cruzada, uninérvias, axilas com diminutas escamas intervaginais, 1-2cm de comprimento. As inflorescências unissexuadas, com espatas. As espatas axilares são ovóides, com ápice bífide, contendo uma flor masculina e feminina. Apresenta flores brancas, solitárias, actinomorfas, trímeras, sépalas 3. Estames 9. Ovário unilocular. Os frutos são do tipo cápsula e as sementes são cilíndricas, fusiformes. Os indivíduos da espécie propagam-se vegetativamente por divisão da planta.

E. densa pode ser encontrada em regiões quentes e temperadas da América do sul. Os indivíduos podem ser utilizados como adubo orgânico, também serve como substrato para desova de peixes. Grandes populações são potencialmente prejudiciais à geração de energia das usinas hidroelétricas como verificado pela própria empresa Chesf.



Figura 4.3.B-1 - Aspecto da espécie *Egeria densa* florida.

A biomassa entre os pontos variou entre 0,293 Kg.ps m⁻² para o ponto XIN 02 e 0,696 Kg os m⁻² para o ponto XIN 11 (Tabela 4.3.B-1 e Figura 4.3.B-2). Os valores médios de biomassa de *E densa* são comparáveis aos de outras partes do mundo como a Colômbia (0,522 Kg ps m⁻²; Carrillo et al., 2006), sendo, contudo, mais baixos do que outras regiões do Brasil (0,792 Kg os m⁻²; Chagas et al. 2003).

Os valores encontrados para o ponto XIN 02 foram significativamente menores do que os do ponto XIN 11 (H= 6,63; p<0,001). Esta diferença pode ser explicada pela disponibilidade de luz entre os dois pontos registrada através da profundidade de Secchi aproximadamente 2 m para o ponto XIN 02 e 7 m para o ponto - XIN 11, contudo, esta diferença significativa deve ser acompanhada deve ser acompanhada nas próximas coletas para confirmação de variação de biomassa ao longo do Reservatório.

Tabela 4.3.B-1 - Biomassa seca (Kg ps m⁻²) das macrófitas no reservatório de Xingó.

Estação	Quadrado 1	Quadrado 2	Quadrado 3	Média	Erro
XIN 02	0,364	0,316	0,200	0,293	0,049
XIN 11	0,624	0,74	0,724	0,696	0,036

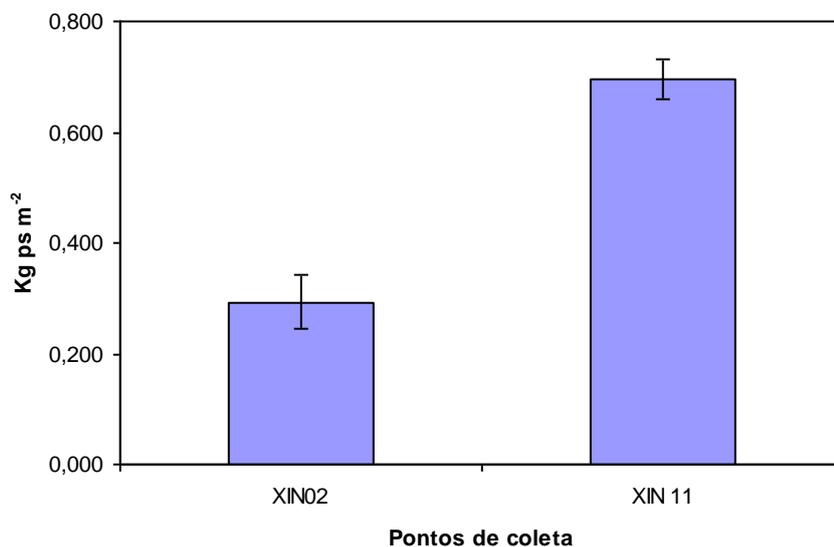


Figura 4.3.B-2 - Biomassa seca (Kg ps m⁻²) das macrófitas no reservatório de Xingó.

4.3.C. Contaminação por metais

Assim como as amostras de água e sedimento, nenhuma das análises realizadas com amostras das espécies *Egeria densa* e *Typha domingensis*, coletadas em abril de 2008, apresentou contaminação por Cádmio (Cd) e Mercúrio (Hg) pelo método MESP 134 cujo limite de detecção é 0,1 µg/g (Tabela 4.3.C-1)

Tabela 4.3.C-1 - Resultados das análises dos níveis de metais pesados Cádmio (Cd) e Mercúrio (Hg) em macrófitas aquáticas, água e sedimento no reservatório de Xingó 1º ano de atividades do projeto.

Ponto de coleta	Espécies amostradas	Data de coleta	Data do ensaio	Parâmetro	
				Cádmio (Cd) Planta - (µg/g) Água - (mg/L) Sedimento - (mg/kg)	Mercúrio (Hg) Planta - (µg/g) Água - (mg/L) Sedimento - (mg/kg)
Ponto: XIMP-01	Elodea	23/04/08	04/06/08 e 29/05/08	Planta – ND Água – ND Sedimento – ND	Planta – ND Água – ND Sedimento – ND
Ponto: XIMP-01	Taboa	23/04/08	04/06/08 e 29/05/08	Planta – ND Água – ND Sedimento – ND	Planta – ND Água – ND Sedimento – ND

*Legenda: ND = Não Detectado. J = Analítico detectado, mas abaixo do Limite de Quantificação do Método (3,3 LDMs).

4.3.D. Delimitação dos Prados

Devido ao tipo de relevo apresentado no reservatório de Xingó, a área de ocupação pelas macrófitas é extremamente reduzida. Os prados encontrados localizam-se em pequenas baías, não chegando a ser representativo, provavelmente, pela elevada profundidade média (60m) e pela pouca área de borda (Figura 4.3.D-1). Apesar de ter sido observado a presença de outras macrófitas, ficou claro o predomínio de *Egeria densa*, demonstrando ser a macrófita problema neste reservatório, com prados de tamanho máximo atingindo 60 m de comprimento e largura variável (até aprox. 12m de profundidade), próximo a UHE Xingó (Figura 4.3.D-2).

A jusante de Xingo, os prados observados eram escassos, de tamanho reduzido e o seu desenvolvimento está relacionado a vazão do rio. Porém, foi observado que, em época de baixa vazão, devido a pequena profundidade do leito do rio, as macrófitas não encontram área para se desenvolver em quantidade. Já na época de grande vazão, devido ao grande volume de água, elas não conseguem se fixar e se desenvolver. Porém, estas duas observações precisam ainda serem comprovadas com estudos posteriores.



Figura 4.3.D-1 - Aspecto das bordas com pouca ou nenhuma vegetação.



Figura 4.3.D-2 - Aspecto da espécie dominante no reservatório de Xingó, *Egeria densa*.

4.4. Considerações finais

O trecho do rio São Francisco entre o reservatório de Xingó e a foz do rio São Francisco, neste ano de 2008, apresentou a composição florística representada por 15 espécies, distribuídas em três divisões – Chlorophyta, Pteridophyta e Magnoliophyta, sendo esta última a mais representativa.

Se comparada a outros trechos estudados ao longo do rio São Francisco a diversidade de espécies pode ser considerada baixa. Este baixo número de espécies encontrado até o momento para Xingó é reflexo do relevo apresentado na área, cuja alta profundidade média do reservatório, aliada à baixa penetração de luz, impede a colonização e estabelecimento de extensos prados na área.

Um maior esforço de coleta de inventário em corpos d'água na área de influência indireta do reservatório (cerca de 2km ao redor do rio e do reservatório, poderá incrementar o número de espécies encontradas na área, o que será verificado nas próximas campanhas de inventário.

Cyperaceae foi a família predominante. Porém, a família Hydrocharitaceae, representada por *Egeria densa* demonstrou ser, a partir dos dados coletados, as mais representativas em biomassa e em áreas de infestação. As outras espécies encontradas não apresentaram predominância específica, caracterizando uma distribuição mais heterogênea na margem e na região litorânea, a jusante de Xingó.

Na margem superior do reservatório e do rio, próximo a linha de inundação, predominaram as Cyperaceae. Vários trabalhos têm demonstrado os efeitos negativos dessas espécies em rios e reservatórios por todo o mundo (Junk et al., 1981; Piedade et al., 1991; Pompêo & Henry, 1996, entre outros).

Há diferenças significativas entre os pontos de biomassa estudados sendo necessária a implantação de um novo ponto para observações e estimativa da produção de *E. densa* na área. As campanhas de biomassa serão efetuadas continuamente para comparação com outros pontos de coleta ao longo da Bacia do rio São Francisco e, também, para avaliação do potencial de infestação da *Egeria densa* na área.

Não indicação de contaminação da macrófitas do reservatório de Xingó. Desta forma, caso haja a necessidade de indicações de formas de uso da plantas (ex.

alimentação animal), as indicações podem ser sugeridas sem a preocupação até o presente momento, de contaminação por metais pesados.

Em resumo, neste segundo ano de trabalho, será dada continuidade as coletas de levantamento taxonômico, sendo dando ênfase, também, monitoramento dos prados de *Egeria densa* no trecho estudado.

5. Monitoramento e Avaliação da introdução da Cunha Salina no Estuário do São Francisco

5.1. Apresentação

O presente relatório com o Monitoramento e Avaliação da Introdução da Cunha Salina no Estuário do São Francisco durante o inverno de 2008 faz parte do Programa de **Inventário dos Ecossistemas Aquáticos do Baixo São Francisco**, em atendimento às condicionantes específicas de Xingó.

Os serviços de levantamentos de campo na Foz do rio São Francisco requerem a utilização de uma equipe de profissionais capacitados e com experiência suficiente com trabalhos anteriores realizados na região (Oliveira, 2003, Medeiros 2003^a e 2003^b), inclusive para providenciar as devidas adequações no desenvolvimento das atividades programadas e constantes do Plano de Trabalho Consolidado, em especial, quando o rigor dos ventos ocasionais torna bastante arriscado à realização das coletas próximas a foz do rio São Francisco.

Os procedimentos metodológicos aqui detalhados foram seguidos, visando proporcionar à realização das atividades no tempo programado previsto, evitando-se possíveis atrasos no cumprimento do cronograma de execução.

5.2. Introdução

A salinização do estuário do rio São Francisco é forçada pela vazão do rio e correntes de marés. A advecção da água oceânica ocorre pelo bombeamento do fluxo das marés, mais notadamente durante as marés de Sizígia e também pelo fluxo invertido pela estratificação tipo cunha salina, este fluxo intensifica a formação da cunha salina e a estende na direção de montante do rio.

Ainda que em menor escala a direção e a intensidade do vento também pode incrementar ou reduzir os efeitos do fluxo de marés. Apesar de ser pouco significativa em intensidade, a cunha salina, é o fenômeno que consegue salinizar o rio mais a montante

do que o bombeamento pelo fluxo na direção de montante. Este fenômeno deve ser adequadamente monitorado, considerando o mesmo poder passar despercebido na camada de água superficial e estar ocorrendo nas águas mais profundas, justamente nos níveis das tomadas de água para irrigação e abastecimento humano.

5.3. Descrição da área com foco no objeto

A costa Leste-Nordeste do Brasil tem se submetido a uma queda relativa no nível do mar em torno de 5 m durante os últimos 5.000 anos. À medida que o nível do mar baixou, uma extensa plataforma rica em areia foi erodida e redepositada como uma série de cordões litorâneos progradantes, mesmo onde não existem sistemas fluviais. A fonte de sedimentos para esta progradação pode ter sido alimentada inteiramente pela convergência de ondas, induzidas pela deriva litorânea em uma plataforma arenosa rasa, a onde se formou o Delta do rio São Francisco.

O baixo curso do rio São Francisco se inicia em um “canyon” nos Maciços remobilizados do Pediplano da região do Baixo São Francisco, na cidade de Paulo Afonso (BA), se estendendo em forma de cachoeiras em um leito rochoso com cascalhos por cerca de 100 km até as proximidades da cidade de Pão de Açúcar (AL), interrompidos recentemente pelo lago da barragem da Usina Hidroelétrica de Xingó.

A partir de Pão de Açúcar (AL) até a foz do rio, à aproximadamente 165 km de distância, a declividade do leito do rio é reduzida, produzindo meandros que erodem as barrancas arenosas do rio formando bancos de sedimentos na calha do mesmo. A geomorfologia deste setor se inicia dentro do escudo exposto do Patamar Colinoso Marginal até a região de Propriá (SE), passando para a bacia sedimentar com predominância dos tabuleiros do grupo Barreiras, do período Terciário, os quais se estendem até a região de Penedo (AL), neste local fica o vértice interno da região deltaica com campos de areias e remanescentes de dunas vegetadas.

A área estudada está situada na região do Baixo São Francisco, no seu trecho final junto a Foz. O baixo curso do rio São Francisco tem uma extensão de 265 km. Isto representa menos de 10% da sua extensão total, possuindo compartimentos com características bem distintas.

Na região costeira adjacente ao rio São Francisco os sistemas de cordões litorâneos são associados ao rio e tem sido interpretado como delta dominado por ondas,

embora seja alimentado principalmente pela deriva litorânea. A deriva litorânea de sedimentos retrabalhados da plataforma interna durante descidas do nível do mar resulta em pronunciada assimetria lateral na distribuição de fácies e taxa de progradação na foz do rio.

No lado de Alagoas, acima da deriva (“updrift”), rápida acreção de sucessivos cordões litorâneos resultou em um lençol de areia de origem marinha relativamente bem selecionadas. No lado de Sergipe, abaixo da deriva (“downdrift”), a progradação é mais lenta, e recentemente vem sendo erodida, através da incorporação de ilhas arenosas que protegem os manguezais, sendo formada, tanto pela progradação de esporões ou pelo retrabalhamento de barras da foz pelas ondas. As areias apresentam arredondamento variável, com areias arredondadas de origem marinha e areia sub-arredondadas a sub-angular de origem fluvial. Neste caso a progradação é afetada tanto pela deriva litorânea quanto pelo suprimento fluvial.

A região estuarina, com o seu pulso de oscilação de nível da água devido às marés, se estende por cerca de 40 km, até a ponte da BR101 entre Própria (SE) e Porto Real do Colégio (AL), entretanto a região com inversão do fluxo de correntes, com a vazão normal do rio, é menor do que a metade desta distância, podendo ser ampliado se a vazão do rio for reduzida. Sendo esta a área a onde ocorre a salinização das águas. Com pequenas vazões do rio a salinização é inferior a 7 km, ou seja, a jusante da cidade de Piaçabuçu (AL), localizada a aproximadamente 12 km da foz. Entretanto os residentes da cidade afirmam de que com as grandes estiagens, anteriores à regularização das vazões do rio, a água ficava salinizada nas tomadas de água para abastecimento de Piaçabuçu (AL).

5.4. Materiais e Métodos

Metodologia para determinação da variação temporal do perfil salino.

O ambiente estuarino do rio São Francisco tem um comportamento estacionário, de acordo com as marés astronômicas e vazão do rio, e esta última está regularizada, com pequenas variações sazonais. Então os eventos de marés de Sizígia foram monitorados durante sete períodos contínuos de dois ciclos de marés nos entre janeiro e agosto de 2008 e nos eventos de marés de quadratura foram monitorados em dois períodos contínuos de dois ciclos de marés em janeiro e em julho de 2008.

Os níveis da maré oceânica foram calculados a partir das tábuas de marés para o porto de Maceió, com intervalos de tempo de uma hora, simultaneamente foram medidos, no local do barco fundeado, velocidade do vento e perfis verticais de velocidades das correntes temperatura e salinidade com intervalos de meia hora durante um período de dois ciclos completos de marés semi-diurnas.

Metodologia para a distribuição longitudinal da salinidade

As estações ao longo do talvegue do canal principal, por onde se propaga a cunha salina durante as preamares foram determinados durante a campanha de medição do dia 9 de janeiro de 2008, contando com 18 estações distanciadas entre si de 500 a 1000 m e denominadas ESF1 a ESF18, de acordo com a variabilidade espacial da salinidade, sendo todos os pontos referenciados em UTM de Córrego Alegre.

Parâmetros medidos e equipamentos utilizados

- a) Navegação: Barco Mestre Graça: com cabine e convés cobertos, equipado com todos os acessórios de navegação e segurança requeridos pela Capitania dos Portos;
- b) Georreferenciamento: um GPS marca Garmim modelo II Plus, com indicação de 1 m no plano horizontal;

- c) Determinação da profundidade: um ecobatímetro marca MAVMAN modelo Fish450 com indicação de 0,1 m;
- d) Determinação da temperatura e salinidade: um termosalinômetro marca WTW modelo 197, com indicação de 0,1 °C e 0,1 ups;
- e) Determinação da velocidade da corrente: um correntômetro com hélice de savonius marca e modelo Mini-digi-Kartran com indicação de velocidades de 0,01 m/s, equipado com guincho hidrométrico marca hidrologia com 20 m de cabo e defletor de correntes de 25 kg;
- f) Determinação da velocidade e direção do vento: um anemômetro digital com indicação de 0,1 m/s.

5.5. Resultados e Discussões

Os períodos amostrados apresentaram situações de marés com amplitudes de 100 cm a 200 cm na Quadratura e sizígia, respectivamente. As vazões liberadas pela Usina Hidroelétrica de Xingó aumentaram de 1100 m³/s em fevereiro para cerca de 2200 m³/s em agosto (Figura 5.5-1), sempre com as oscilações semanais, devido a menor geração nos finais de semana.

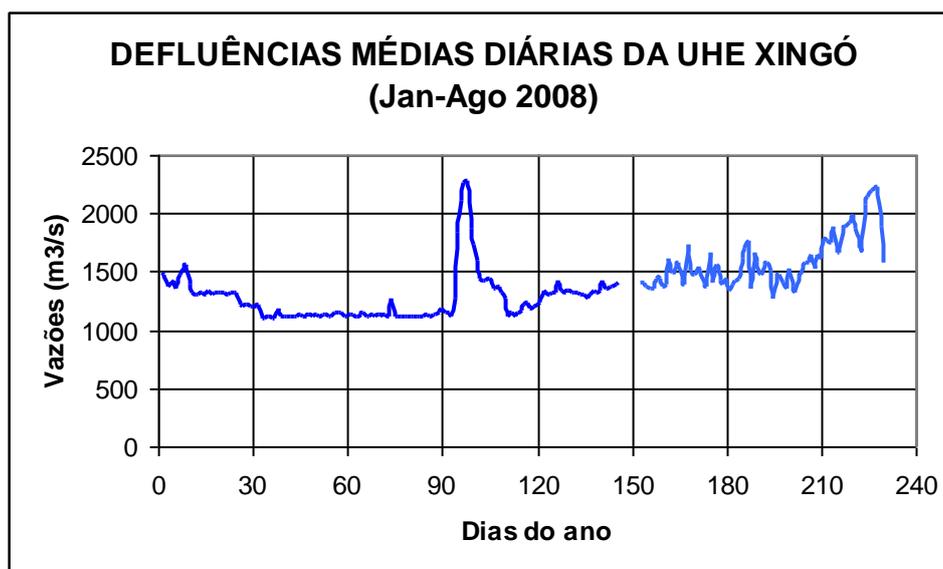


Figura 5.5-1 - Vazões médias diárias defluentes da Usina Hidroelétrica de Xingó entre os dias 1 de janeiro e 17 de agosto de 2008.

Tabela 5.5-1 - Localização em UTM (Córrego Alegre) das estações utilizadas na distribuição longitudinal da salinidade no estuário durante as preamares.

Estação	Coordenadas		Dist. da Foz (m)
	24L		
ESF1	785349	8838060	0
ESF2	785295	8838629	572
ESF3	784870	8839162	1253
ESF4	784704	8839955	2063
ESF5	784676	8840635	2744
ESF6	784638	8841109	3220
ESF7	784450	8841592	3738
ESF8	784112	8842020	4283
ESF9	783812	8842432	4793
ESF10	783578	8842872	5291
ESF11	783336	8843313	5794
ESF12	783086	8843764	6310
ESF13	782809	8844185	6814
ESF14	782473	8844557	7315
ESF15	782178	8844959	7814
ESF16	781986	8845413	8307
ESF17	781836	8845893	8808
ESF18	781729	8846381	9308

MARÉS DE QUADRATURA

Perfil salino de quadratura e sua variação temporal

Para melhor entendimento da dinâmica da formação das cunhas salinas durante as marés de Quadratura são apresentados, a seguir, figuras com perfis verticais de correntes e salinidades durante marés de Quadratura em janeiro e julho de 2008.

Os períodos de medições de salinidades e correntes, durante as marés de Quadratura de 2008, foram dos dias 16 e 17 de janeiro, com alturas de marés de 100 cm e vazão do rio São Francisco a jusante da UHE Xingó de 1300 m³/s e nos dias 25 e 26 de julho com alturas de marés de 110 cm e vazão do rio São Francisco a jusante da UHE Xingó de 1600 m³/s. Desta maneira fica evidente a variação das vazões do verão para o inverno de 2008.

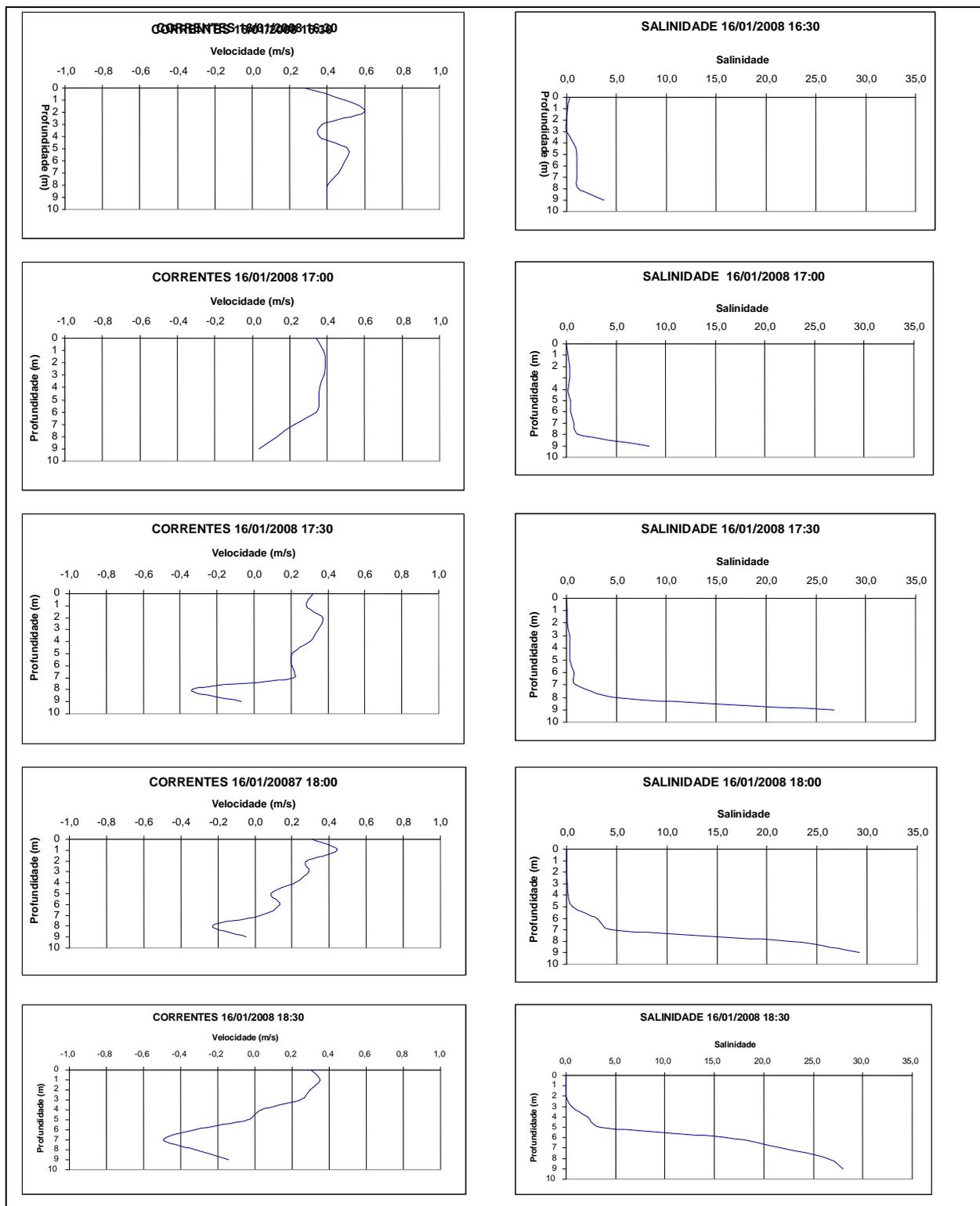


Figura 5.5-2 - Distribuição vertical das correntes e salinidade de Quadratura na estação próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 16h30min e as 18h30min do dia 16 de janeiro de 2008.

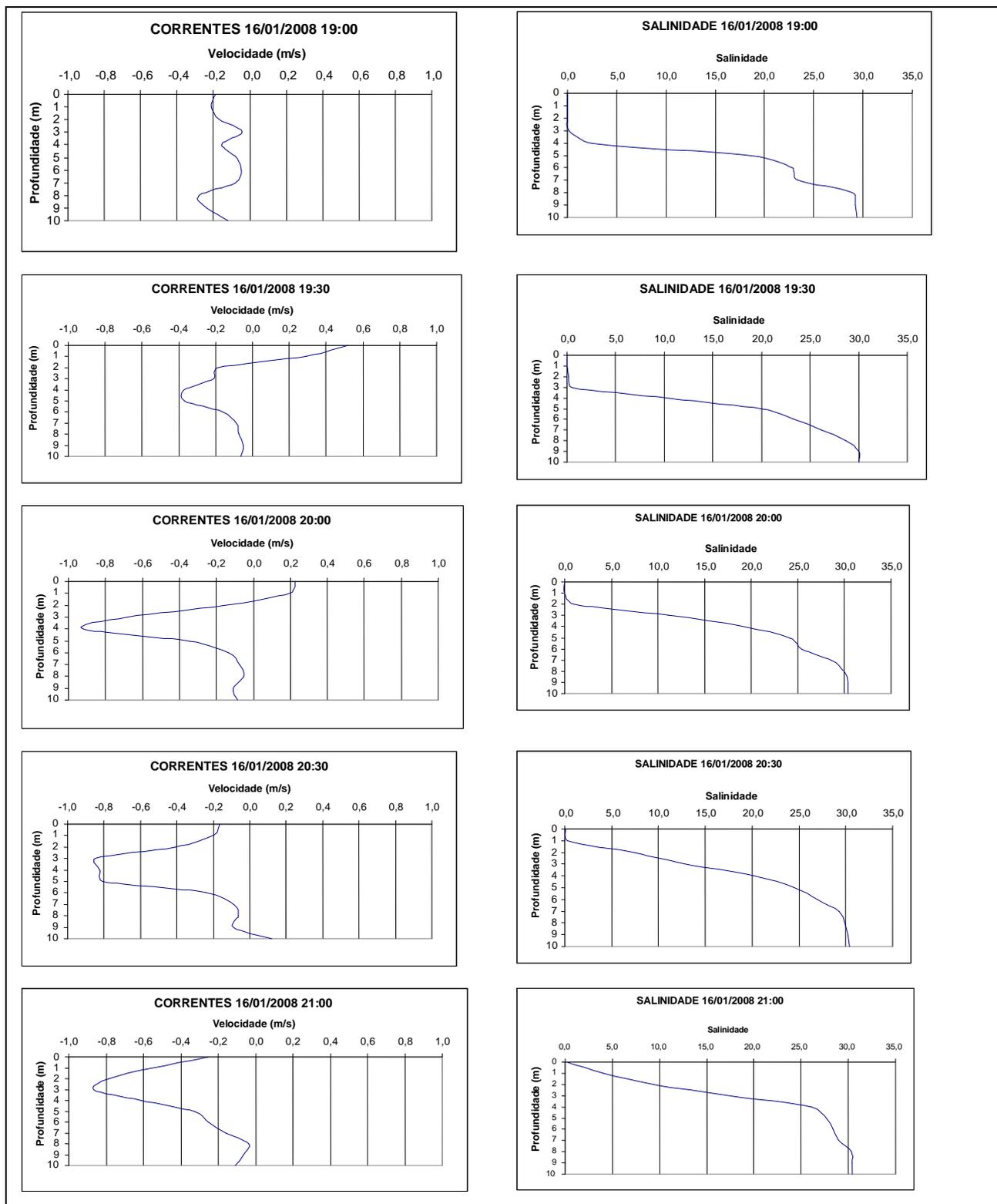


Figura 5.5-3 - Distribuição vertical das correntes e salinidade de Quadratura na estação próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359,8841571), entre as 19h00min e as 21h00min do dia 16 de janeiro de 2008.

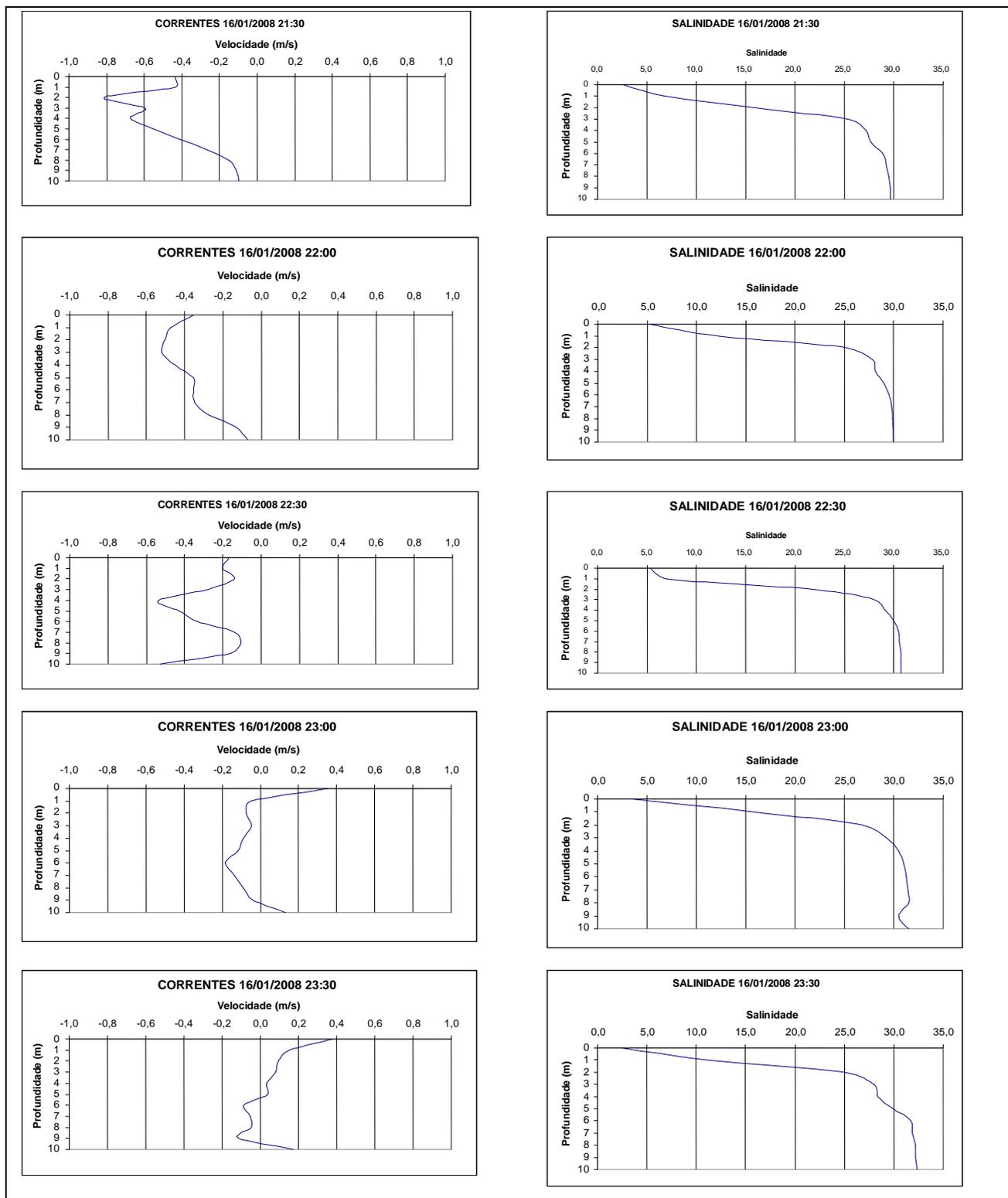


Figura 5.5-4 - Distribuição vertical das correntes e salinidade de Quadratura na estação próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 21h30min e as 23h30min do dia 16 de janeiro de 2008.

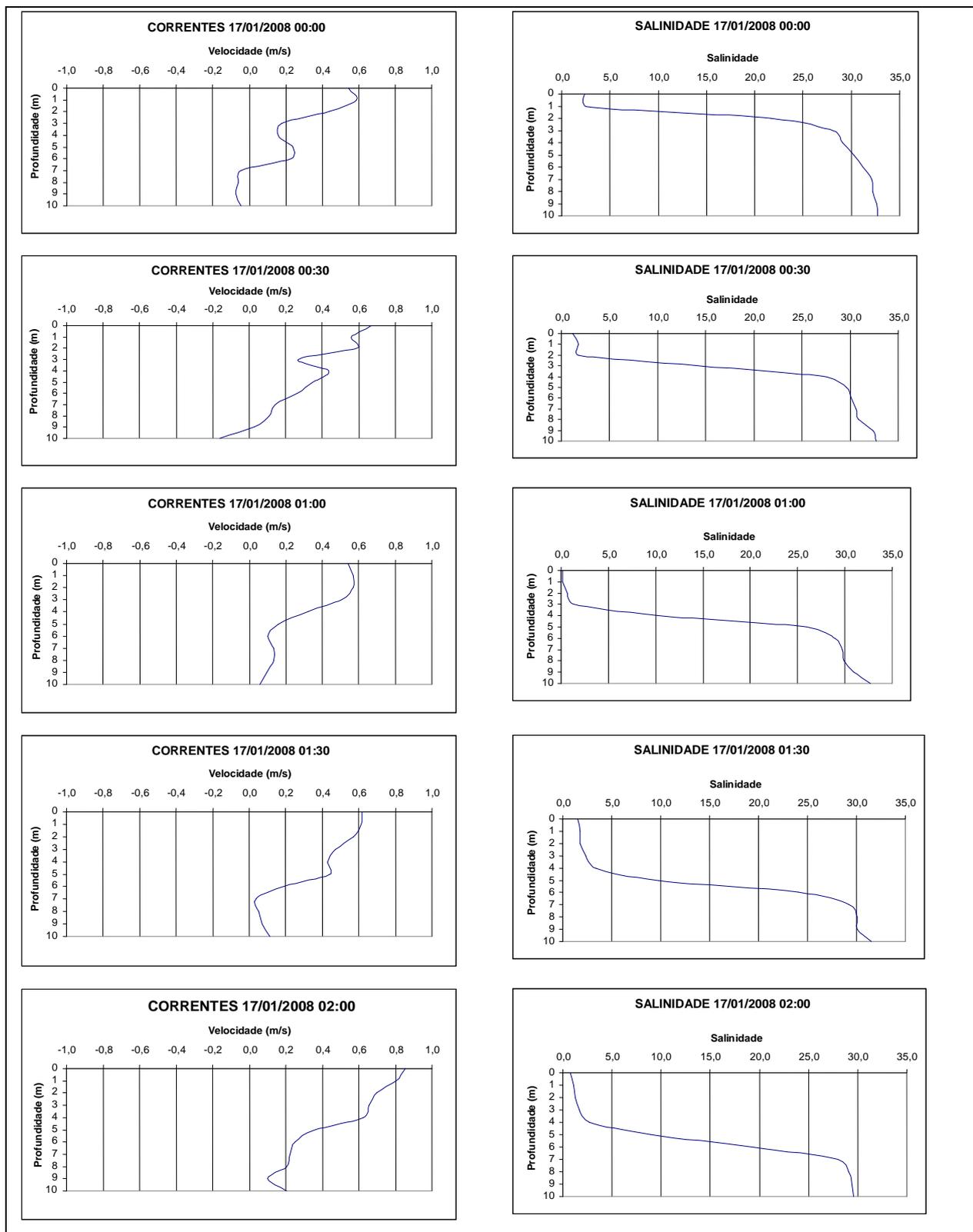


Figura 5.5-5 - Distribuição vertical das correntes e salinidade de Quadratura na estação próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre a 00h00min e as 02h00min do dia 17 de janeiro de 2008.

As medições de Quadratura de verão tiveram início na baixamar do dia 16 de janeiro de 2008 (Figura 5.5-2 a Figura 5.5-5). Naquele momento, as correntes apresentavam uma pequena inversão junto ao fundo e a salinidade apresentava uma forte estratificação ao nível de sete metros de profundidade. A partir deste momento as correntes se intensificaram no sentido do oceano em todas as profundidades e salinidade ficou muito reduzida em toda a coluna de água, isto se manteve até as 17h00min. Na medição das 17h30min horas, as correntes voltaram a se inverter junto ao fundo produzindo uma circulação gravitacional, a qual gerou uma forte cunha salina, que continuou se intensificando até as 21h00min horas. Das 21h30min horas até as 23h00min do dia 16, as correntes fluíram para montante em todas as profundidades, o que produziu uma forte advecção de água do oceano para o rio e um grande incremento na salinidade em todas as profundidades, depois das 23h00min as correntes voltaram a apresentar uma circulação gravitacional, com correntes superficiais para o mar e correntes profundas para o continente, recriando uma forte cunha salina com água de baixíssima salinidade na superfície, esta situação se manteve até a meia noite do dia 16 de janeiro. Nas primeiras horas do dia 17, as correntes passaram a fluir em toda a sua coluna na direção de montante para o oceano, o que veio novamente a dissipar a cunha salina.

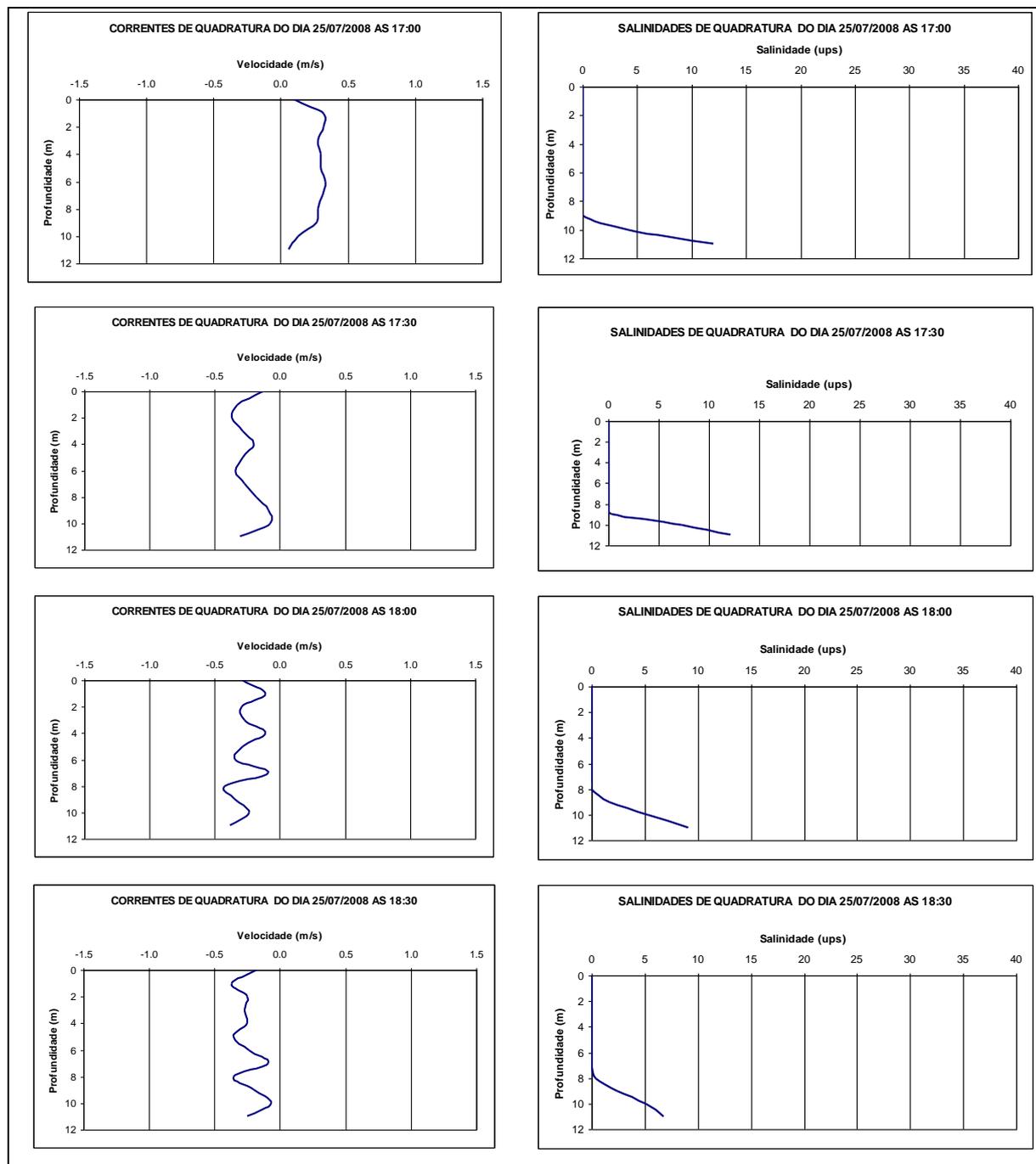


Figura 5.5-6 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Quadratura na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 17h00min e às 18h30min do dia 25 de julho de 2008.

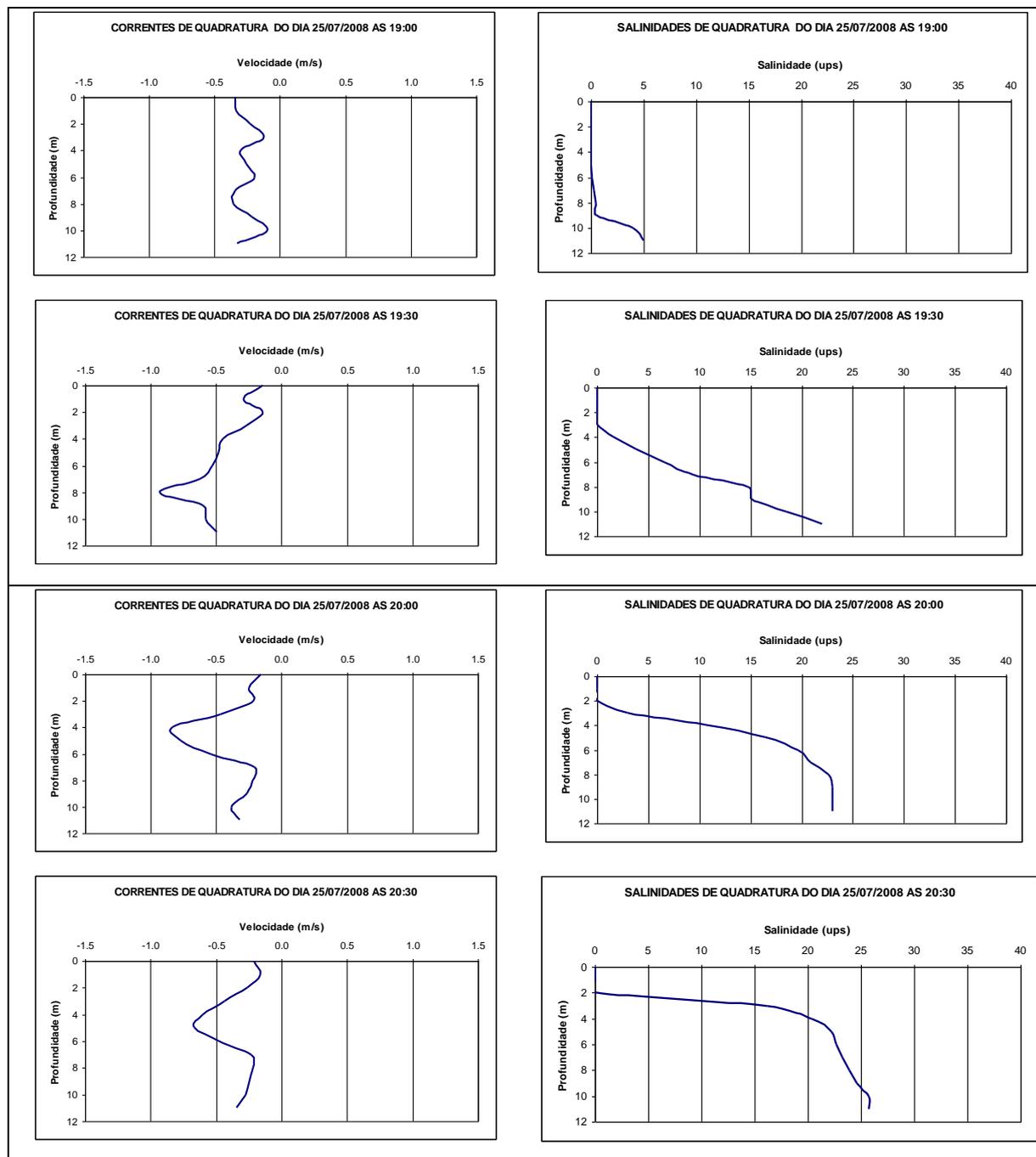


Figura 5.5-7 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Quadratura na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 19h00min e às 20h30min do dia 25 de julho de 2008.

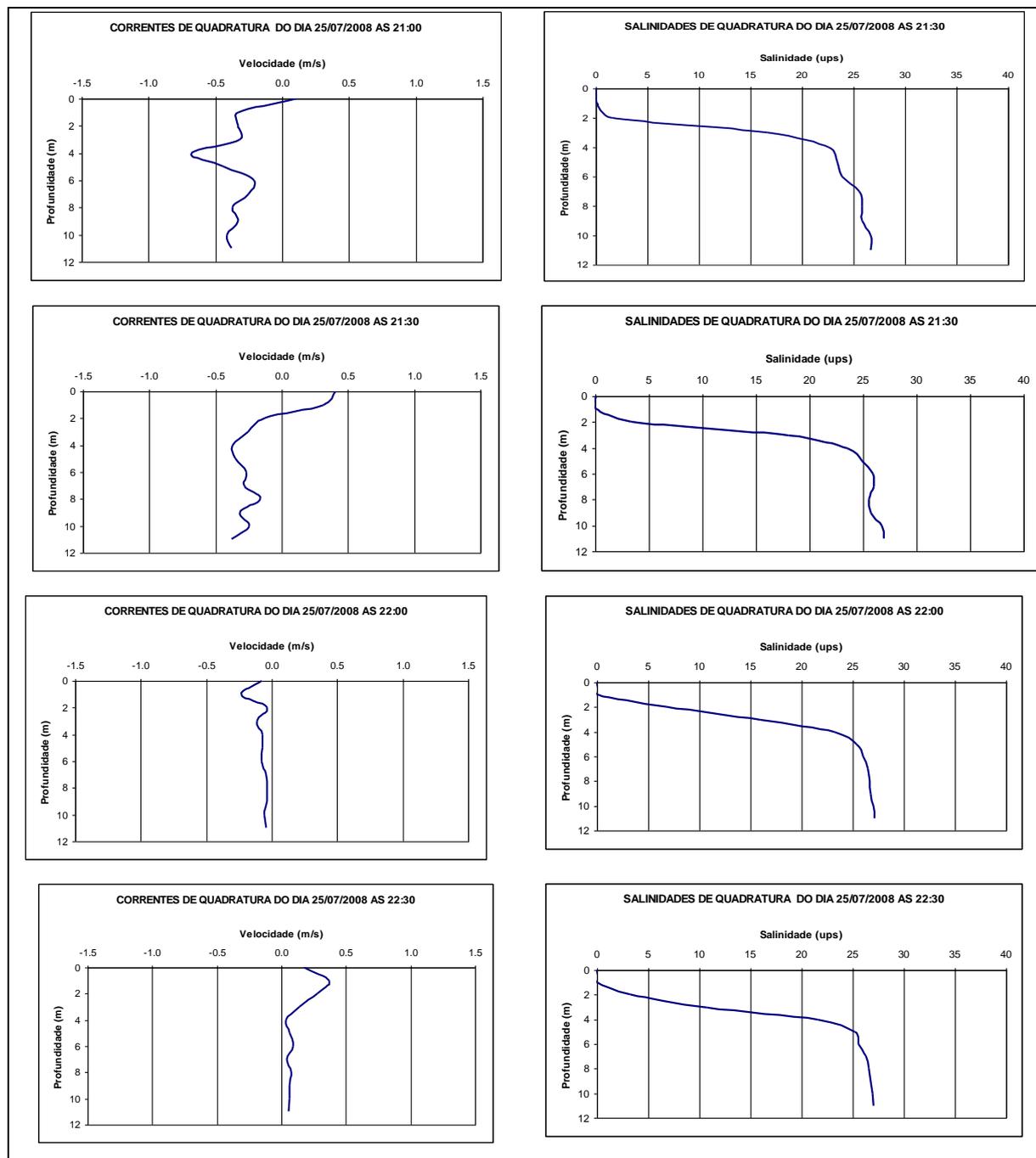


Figura 5.5-8 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Quadratura na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 21h00min e às 22h30min do dia 25 de julho de 2008.

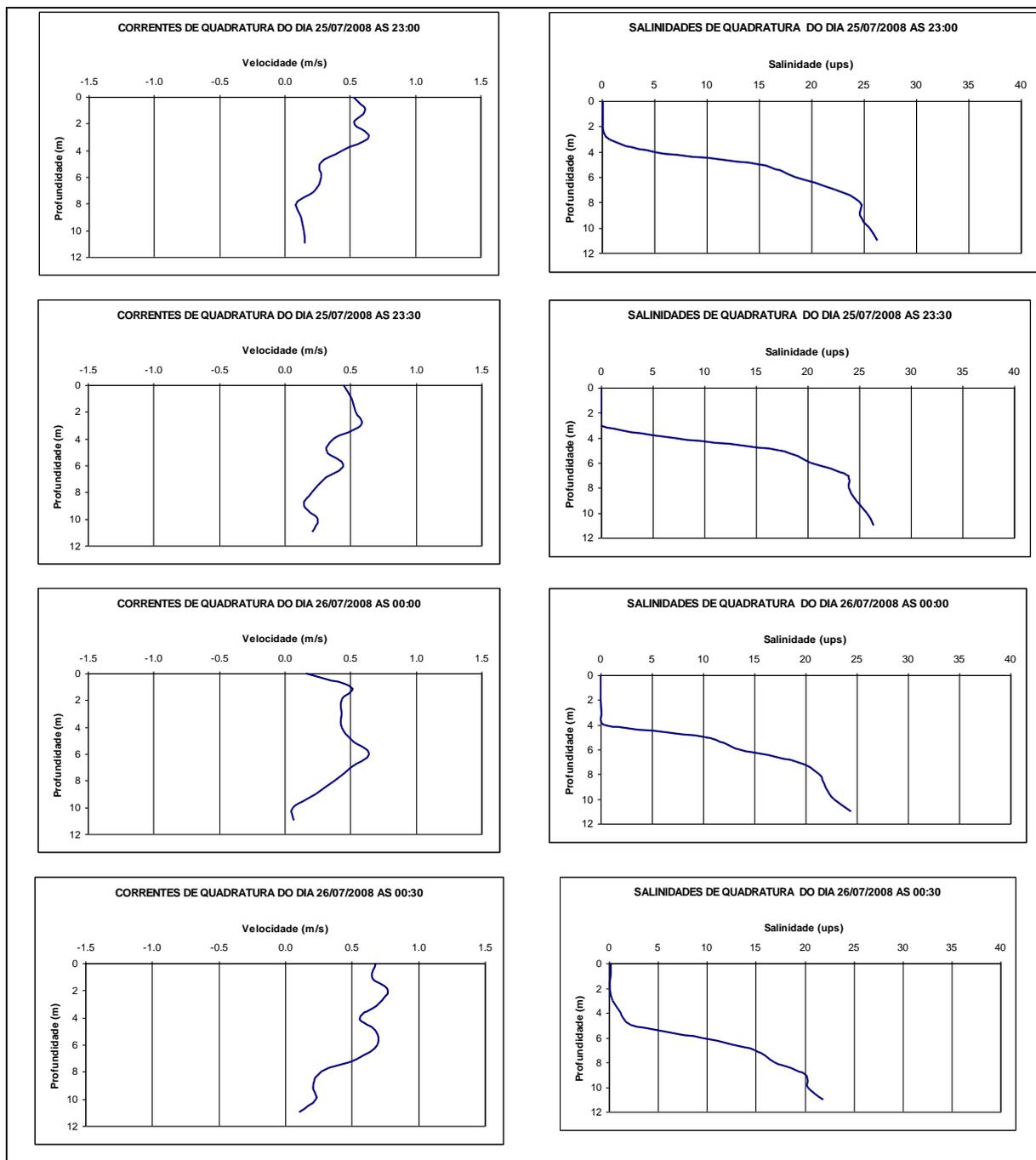


Figura 5.5-9 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Quadratura na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 23h00min do dia 25 e à 00h30min do dia 26 de julho de 2008.

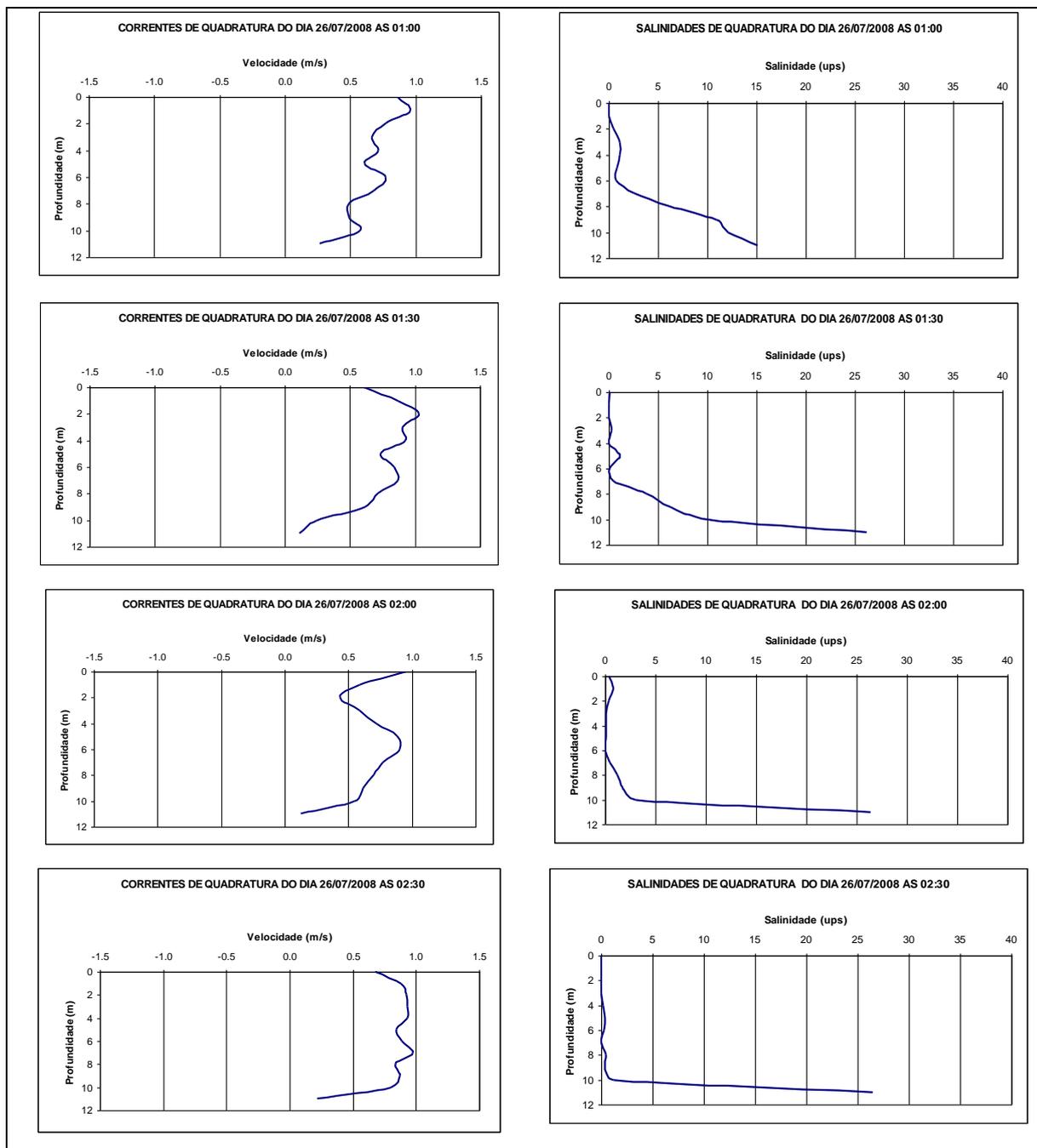


Figura 5.5-10 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Quadratura na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre a 01h00min e às 02h30min do dia 26 de julho de 2008.

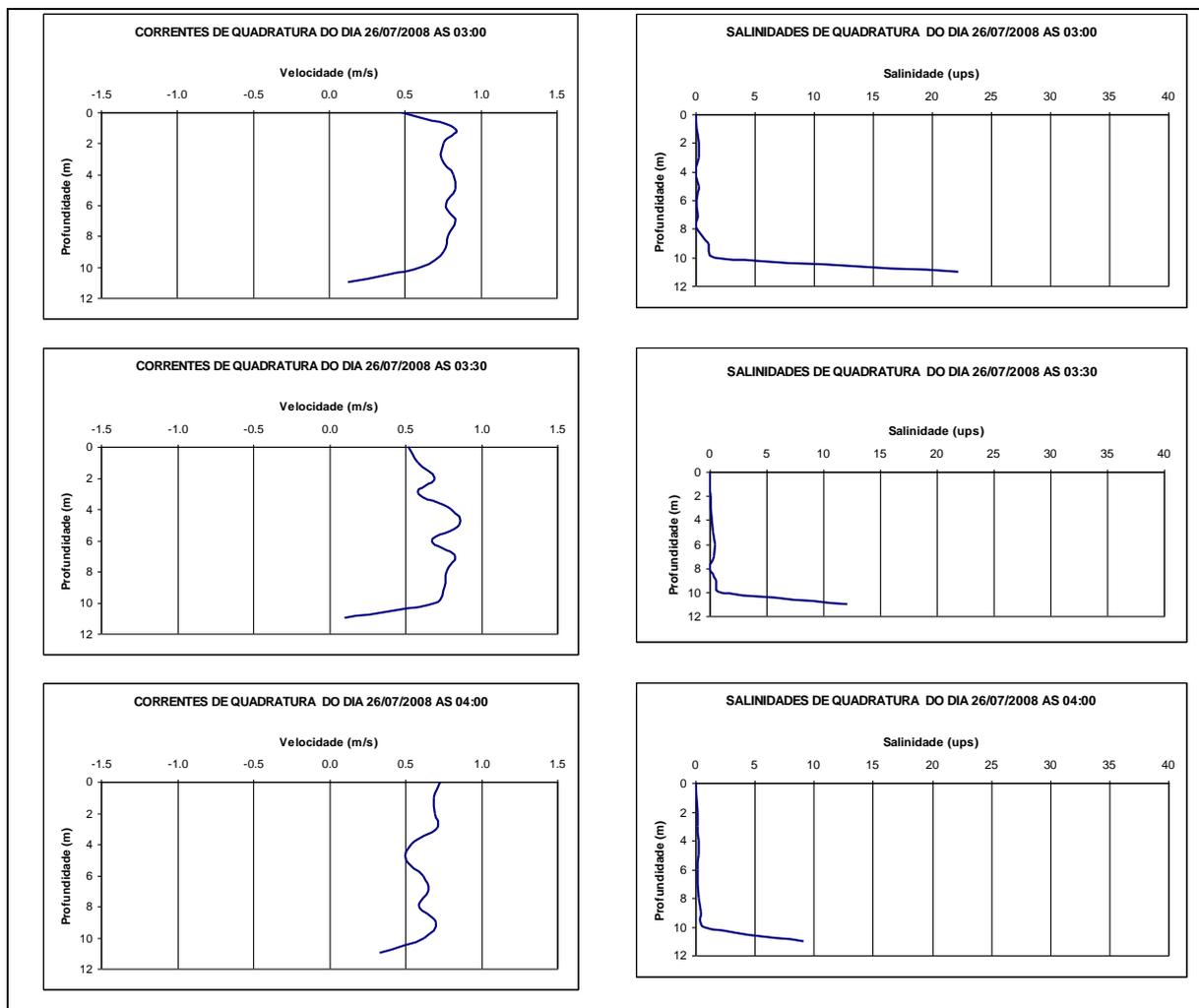


Figura 5.5-11 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Quadratura na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 03h00min e às 04h00min do dia 26 de julho de 2008.

Às 17 horas e 30 minutos do dia 25 de julho de 2008 as correntes começam a fluir, em todas as profundidades, do oceano para o continente, esta salinização, em toda a coluna da água, começa a se incrementar do fundo para a superfície até às 21 horas e 30 minutos. A partir deste momento uma nova inversão de correntes, com a camada superficial fluindo para o oceano durante uma hora de duração intensifica a estratificação superficial. A partir das 22 horas e 30 minutos toda a coluna de água passa a fluir para o oceano iniciando assim um novo processo de dessalinização, que se estende além das 04 horas dia 26 de julho (Figura 5.5-6 a Figura 5.5-11).

Distribuição Longitudinal da Salinidade Durante a Quadratura.

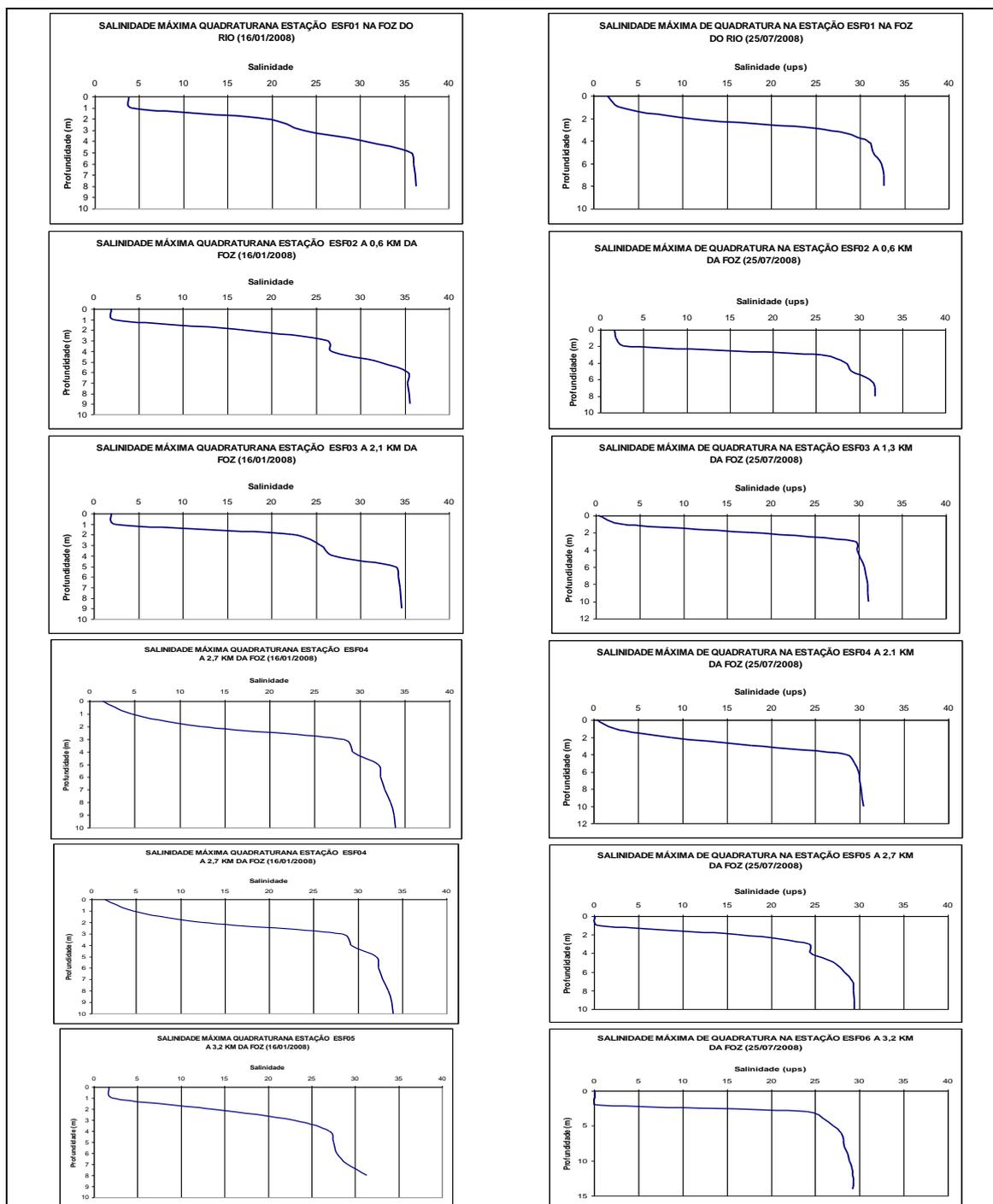


Figura 5.5-12 - Comparação dos perfis verticais da salinidade das preamares de Quadratura, com vazões defluentes na UHE Xingó de 1300 e 1600 m³/s e alturas de marés de 100 e 110 cm, em janeiro e julho de 2008, respectivamente, desde a foz até 3,2 km a montante.

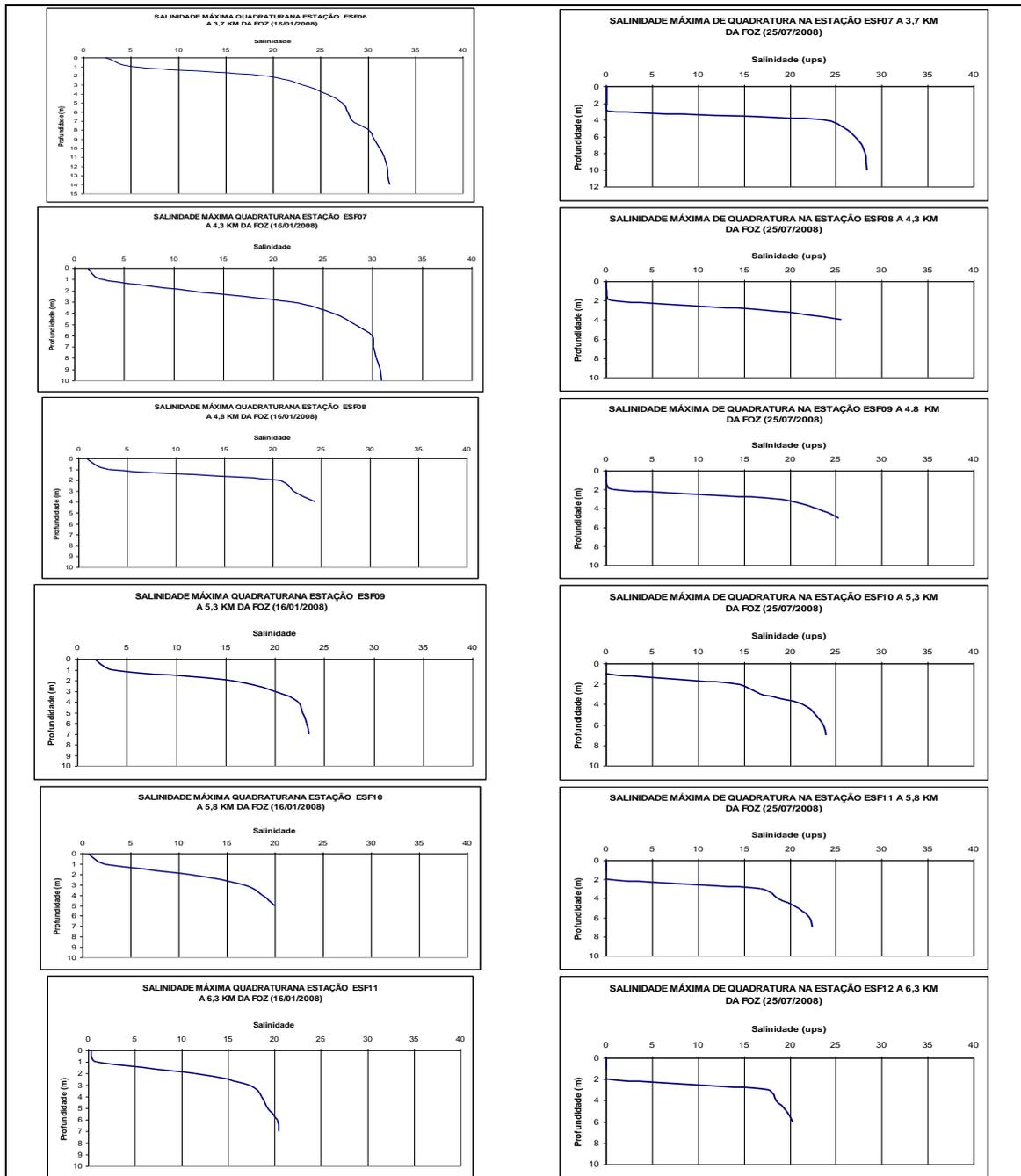


Figura 5.5-13 - Comparação dos perfis verticais da salinidade das preamares de Quadratura, com vazões defluentes na UHE Xingó de 1300 e 1600 m³/s e alturas de marés de 100 e 110 cm em janeiro e julho de 2008, respectivamente, de 3,7 até 6,3 km a montante.

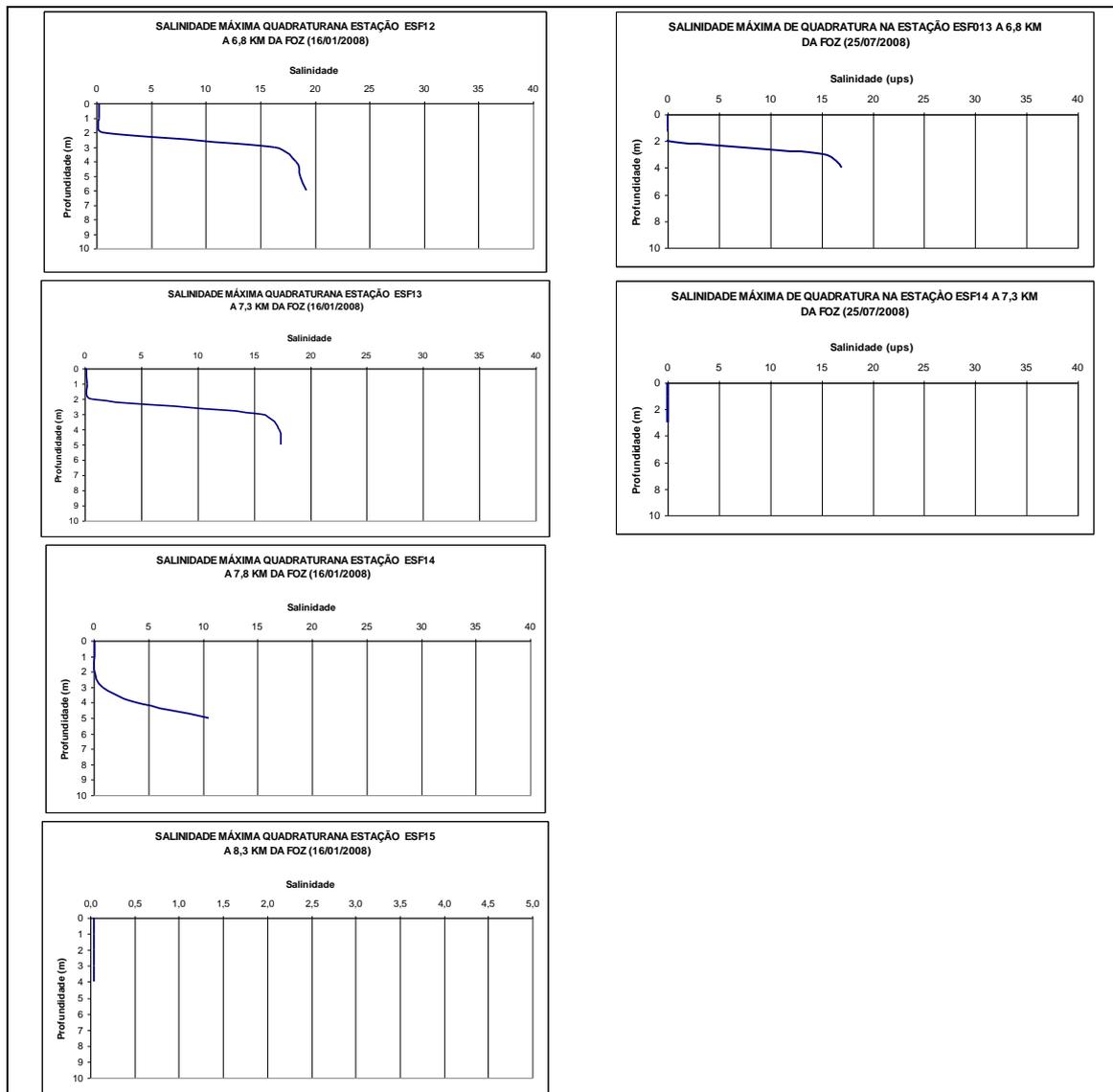


Figura 5.5-14 - Comparação dos perfis verticais da salinidade das preamares de Quadratura, com vazões defluentes na UHE Xingó de 1300 e 1600 m³/s e alturas de marés de 100 e 110 cm em janeiro e julho de 2008, respectivamente, de 6,8 a 7,8 km a montante da foz.

As distribuições longitudinais das salinidades máximas nas preamares de Quadratura de janeiro e de julho (Figura 5.5-12 a Figura 5.5-14) apresentam estratificações na forma de cunhas salinas em todos os perfis com sal. Na região próxima da foz mostram uma distribuição similar, diferenciando-se apenas pela salinidade das águas costeiras encontradas junto ao fundo em janeiro e em julho.

A montante de 3 km da foz fica evidente que em julho está ocorrendo uma maior descarga no rio, levando a formação de uma camada superficial sem sal e uma completa dessalinização a cerca de 7 km da sua foz, ao passo que em janeiro somente ocorreu

uma camada superficial sem sal a cerca de 6 km e uma completa dessalinização de toda coluna de água a cerca de 8 km de sua foz.

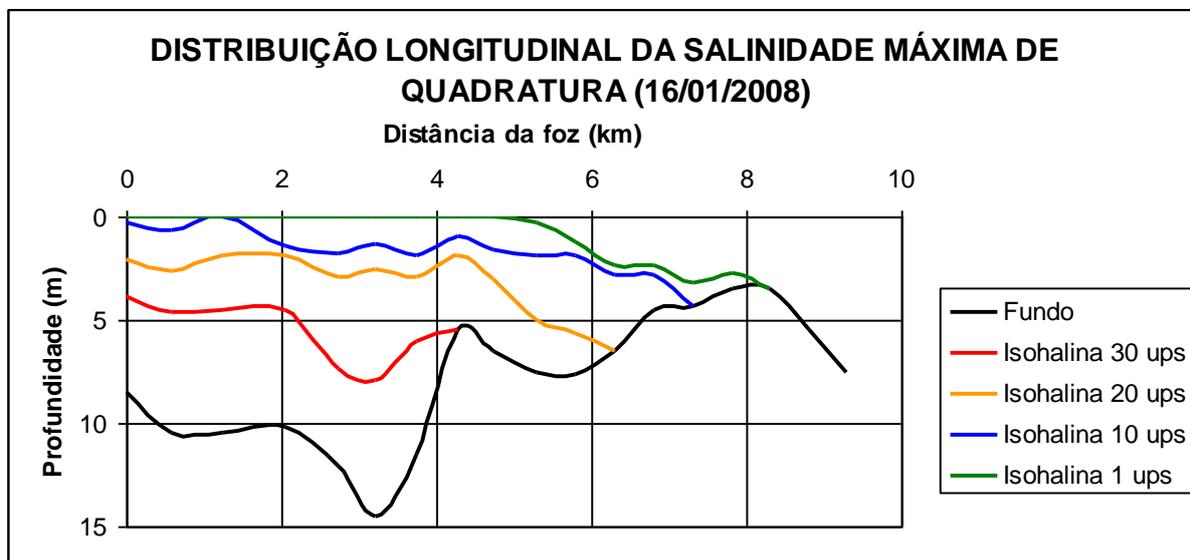


Figura 5.5-15 - Distribuição da salinidade máxima na preamar de Quadratura no dia 16 de janeiro de 2008, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

Observando a distribuição longitudinal da salinidade máxima de Quadratura de janeiro de 2008 (Figura 5.5-15) pode ser observada uma constante estratificação ao longo de todo o estuário, interrompida apenas pelos baixios, a cerca de 7 km da sua foz.

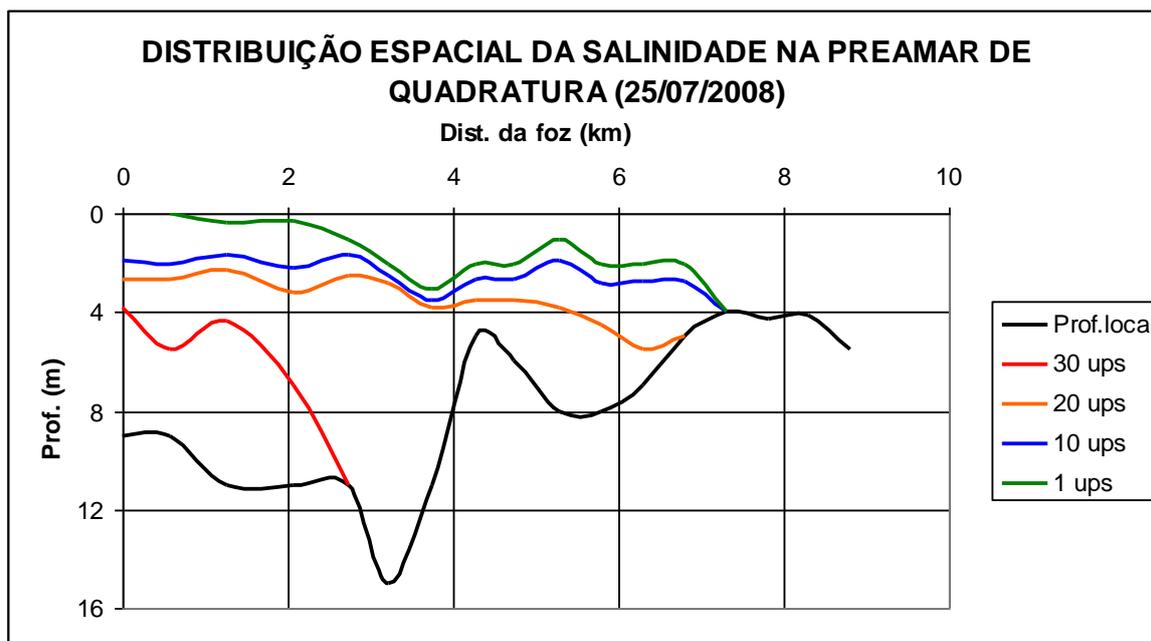


Figura 5.5-16 - Distribuição da salinidade máxima na preamar de Quadratura de 25 de julho de 2008, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

Observando a distribuição longitudinal da salinidade máxima de Quadratura de julho de 2008 (Figura 5.5-16) pode ser observada uma constante estratificação ao longo de todo o estuário, interrompida apenas pelos baixios, a cerca de 7 km da sua foz. O que diferencia esta cunha salina da ocorrida em janeiro é a redução na sua intensidade devido ao incremento das vazões do rio São Francisco.

MARÉS DE SIZÍGIA

Perfil Salino de Sizígia e sua Variação Temporal

Para melhor entendimento da dinâmica da formação das cunhas salinas durante as marés de Sizígia são apresentados, a seguir, figuras com perfis verticais de correntes e salinidades durante marés de Sizígia entre janeiro e agosto de 2008.

Às duas horas do dia 09 de janeiro as correntes começam a inverter para o sentido do oceano para montante em toda a coluna vertical, implicando num aumento de salinidade em todos os níveis. Tal situação permanece até as cinco e meia quando o fluxo volta ser do continente para o oceano com velocidades mais intensas na superfície o que vem a estratificar a coluna de água com uma massa de água de menor salinidade na superfície e uma massa de água de origem oceânica no resto da coluna de água (Figura 5.5-17, Figura 5.5-18 e Figura 5.5-19).

A partir das 03h30min do dia 03 de fevereiro a água oceânica tomou conta de toda a coluna vertical da estação ESF0, entre as 05h30min e 06h00min horas ocorreu um curto pulso de circulação gravitacional, com estratificação no primeiro metro superficial da coluna de água (Figura 5.5-20 e Figura 5.5-21)

À uma hora do dia 21 de março se inicia o fluxo para montante em todas as profundidades e começam a aparecer os primeiros traços de sal junto ao fundo (Figura 5.5-22), este comportamento das correntes, com maiores intensidades junto ao fundo, permanece até as 04h00min (Figura 5.5-23), quando já havia ocorrido uma advecção de uma massa homogênea água oceânica costeira abaixo de 4 m de profundidade e uma forte haloclina na direção da superfície.

As 04h30min as correntes superficiais começam a fluir para o oceano, enquanto o resto da coluna de água continua fluindo para o continente, intensificando, desta maneira, a estratificação salina. As 06h00min a circulação gravitacional e a cunha salina atingem o auge, com uma massa de água homogênea, pouco salobra, no primeiro metro superficial

e outra massa de água homogênea, de origem oceânica, abaixo de 5 metros de profundidade, unindo estas duas massas de água ocorreu uma camada de mistura com forte haloclina. A partir das 06h30min toda a coluna de água passa a fluir para o oceano, dissipando a cunha salina (Figura 5.5-24).

Às 11h30min do dia 20 de abril, quando a salinidade, em toda a coluna, já havia desaparecido e começou a ocorrer uma pequena inversão de correntes para o sentido do continente, junto ao fundo. Esta inversão de correntes se manteve até às 12h30min, quando já havia transportado uma massa de água mais salina para estes níveis inferiores (Figura 5.5-25).

Às 13h00min toda coluna de água começou a fluir do oceano para o continente, intensificando a salinização do estuário até as dezessete horas, quando toda a coluna de água abaixo de dois metros já apresentava salinidade maior do que 30 ups e a camada superficial estava com uma haloclina variando de 30 a 15 ups (Figura 5.5-26 e Figura 5.5-27). Entre as 17h30min e às 18h00min ocorreram circulações gravitacionais, com o fluxo superficial para o oceano enquanto todo o resto da coluna de água fluía para o continente (Figura 5.5-28). Esta circulação intensificou a haloclina superficial, a qual foi, em seguida, reduzida pela inversão de correntes no sentido do oceano em todas as profundidades, e uma rápida advecção de água menos salina na metade superior da coluna de água.

As 13h00min as correntes fluem do oceano para o continente em toda a coluna de água com o gradativo incremento de sal em toda coluna de água e significativa salinização junto ao fundo se estendendo até às 15h30min (Figura 5.5-29 e Figura 5.5-30), quando as correntes começam a fluir do continente para o oceano nas camadas superficiais e se inicia uma gradual redução da salinidade nesta região, intensificando a estratificação da cunha salina. As 16h30min as correntes passam a fluir, em todas as profundidades na direção do continente para o oceano, trazendo água sem sal pela superfície e o retorno da cunha salina nas camadas mais profundas, o que torna as massas de água inicialmente bem estratificadas.

A formação da cunha salina por advecção no dia 21 de junho tem início às 16h30min, vai se intensificando neste processo até as 19h00min, quando tem início a outra circulação gravitacional. A circulação gravitacional se estendeu por uma hora, formando uma fina camada superficial que fluía do rio para o oceano, enquanto todo o resto da coluna continuava fluindo do oceano para o rio, este fenômeno criou uma forte estratificação próxima da superfície (Figura 5.5-31 e Figura 5.5-32). As 20h00min, as

correntes passam a fluir, em todas as profundidades, do rio para o oceano e a cunha salina inicia o seu processo de retorno para o oceano (Figura 5.5-33). As 02h30min o estuário apresentava correntes com o sentido do oceano para o continente (Figura 5.5-34), demorando até as 03h00min para aparecer a primeira massa de água salina, vindo inicialmente pelas camadas abaixo de 4 metros. A partir deste momento a salinização de toda a coluna de água vai ocorrendo de baixo para cima até as 05h00min, quando quase toda a coluna de água já apresentava altos teores de sal.

Às 05h30min ocorreu uma breve circulação gravitacional (Figura 5.5-35) seguido de uma completa inversão de fluxo em todas as profundidades, no sentido do rio para o oceano. Este fluxo positivo acelera a dessalinização da coluna de água a partir da superfície (Figura 5.5-36).

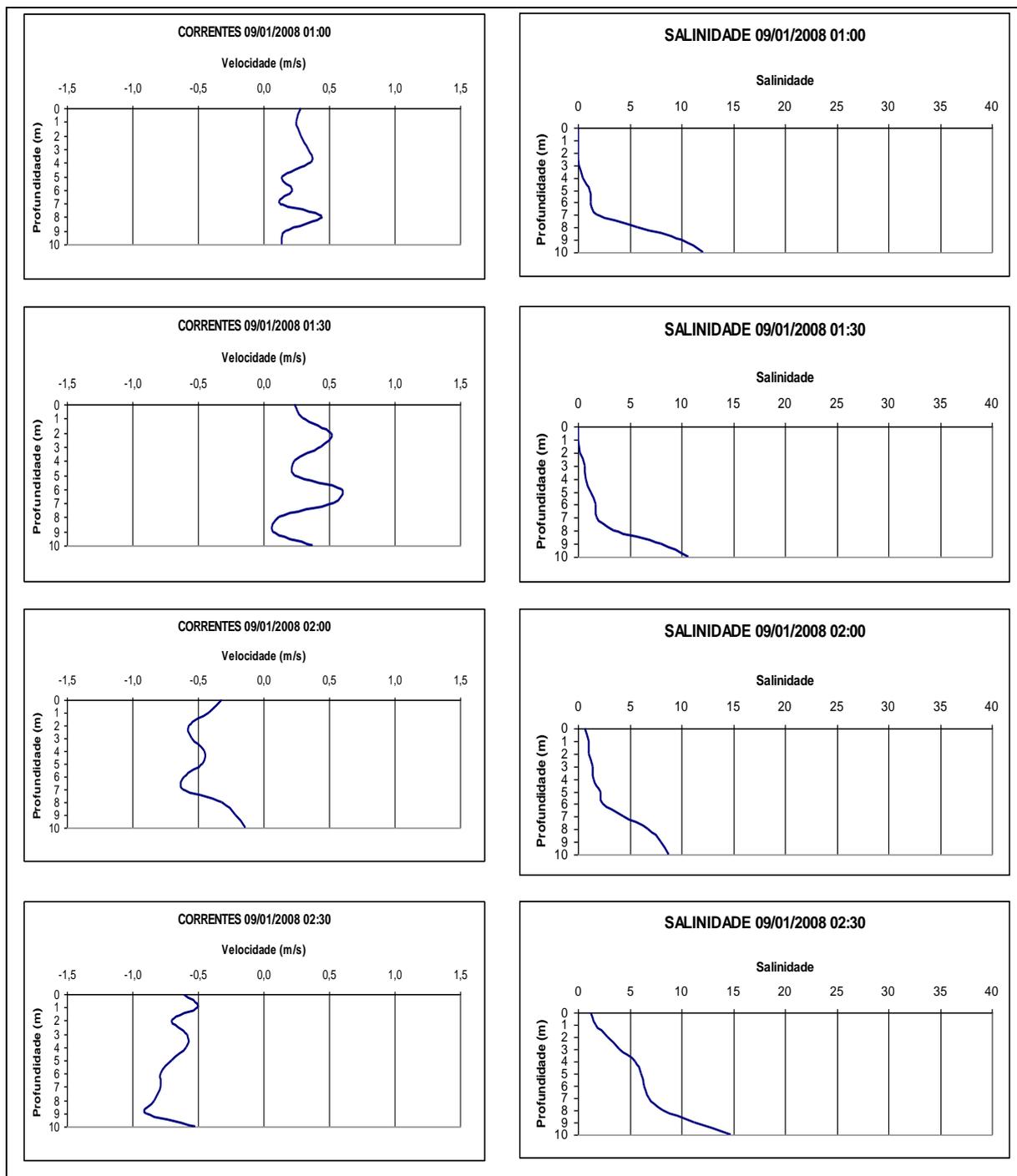


Figura 5.5-17 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sízigia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 01h00min e às 02h30min do dia 01 de janeiro de 2008.

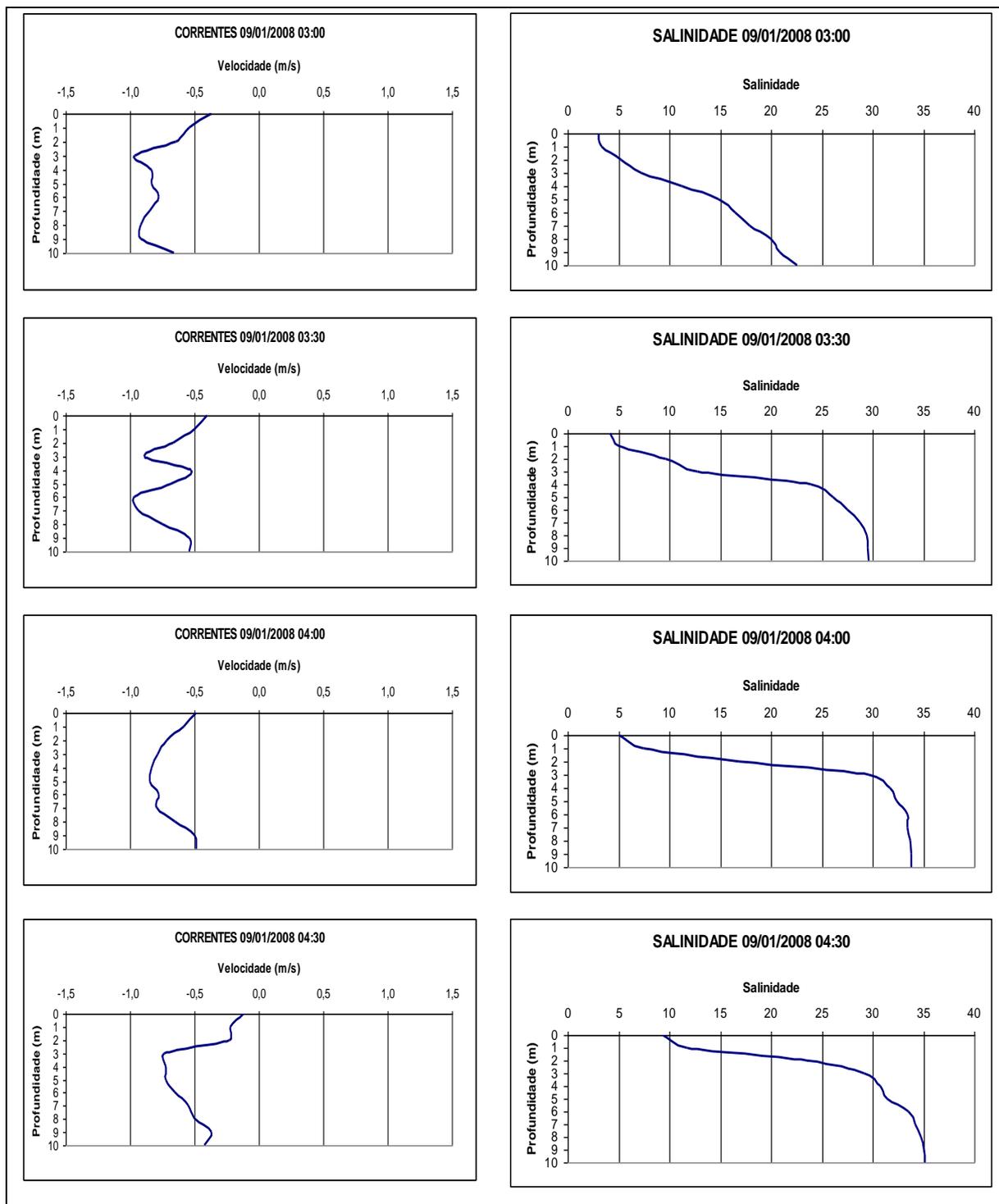


Figura 5.5-18 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 03h00min e às 04h30min do dia 01 de janeiro de 2008.

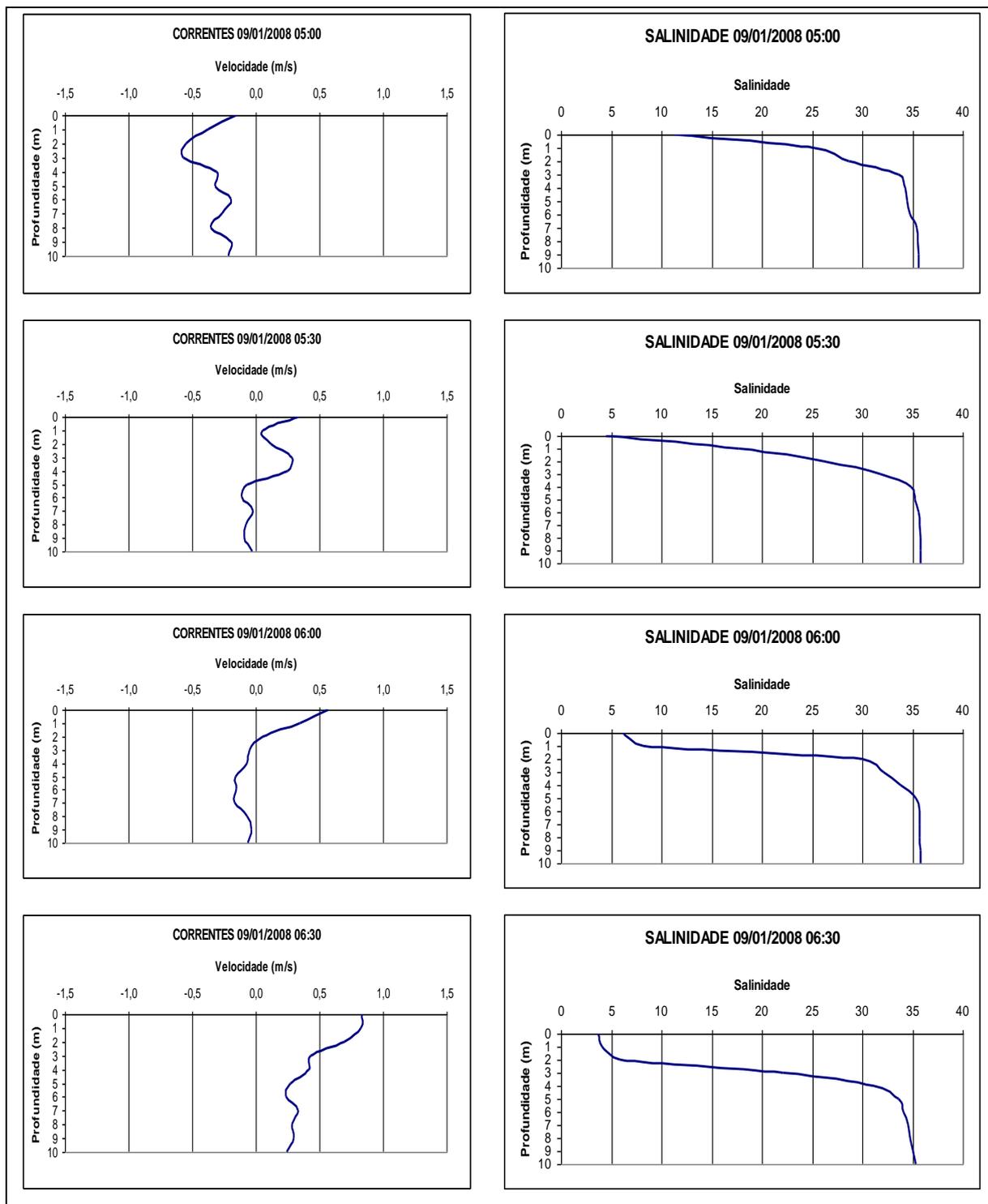


Figura 5.5-19 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 05h00min e às 06h30min do dia 01 de janeiro de 2008.

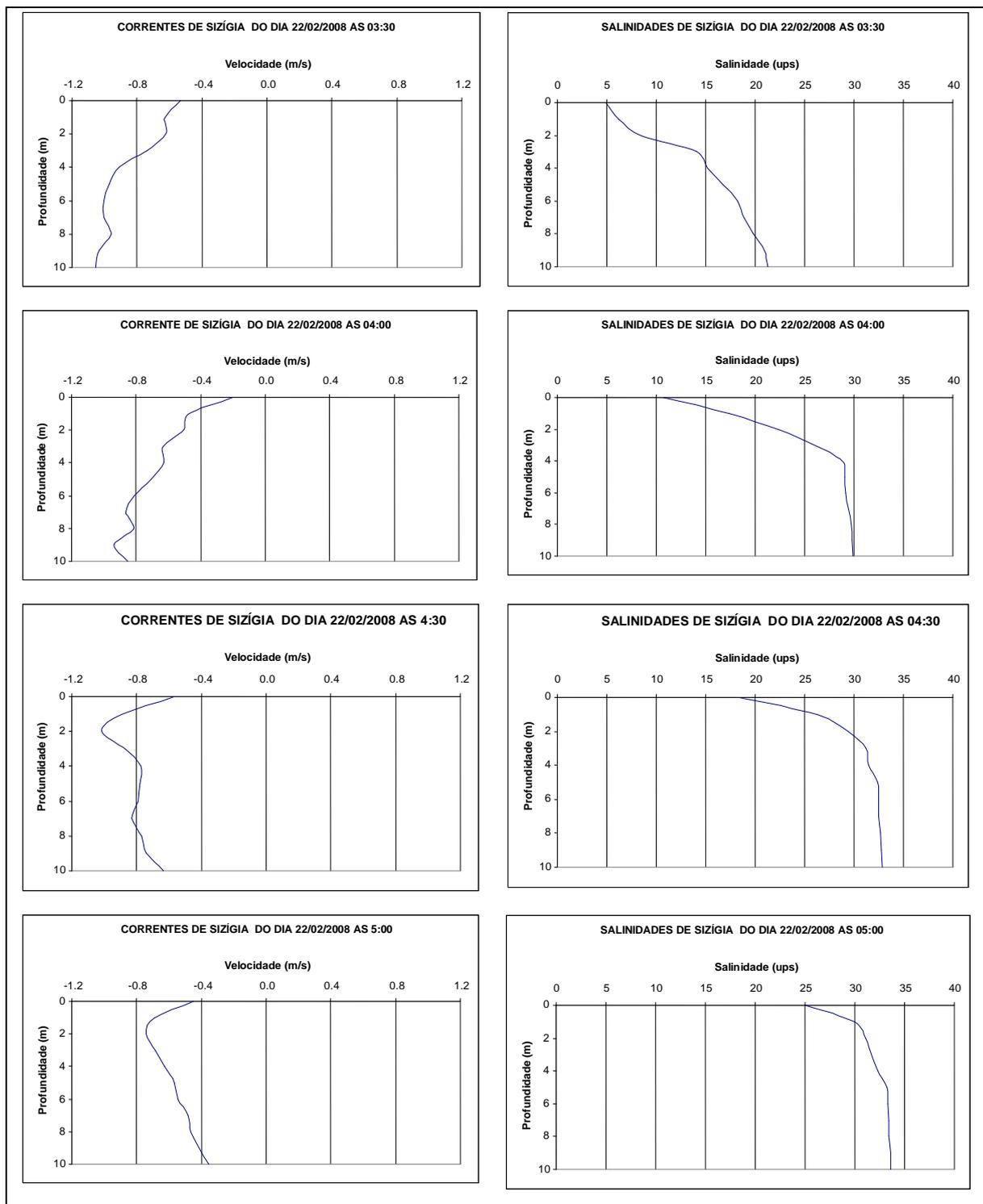


Figura 5.5-20 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 03h30min e às 05h00min do dia 22 de fevereiro de 2008.

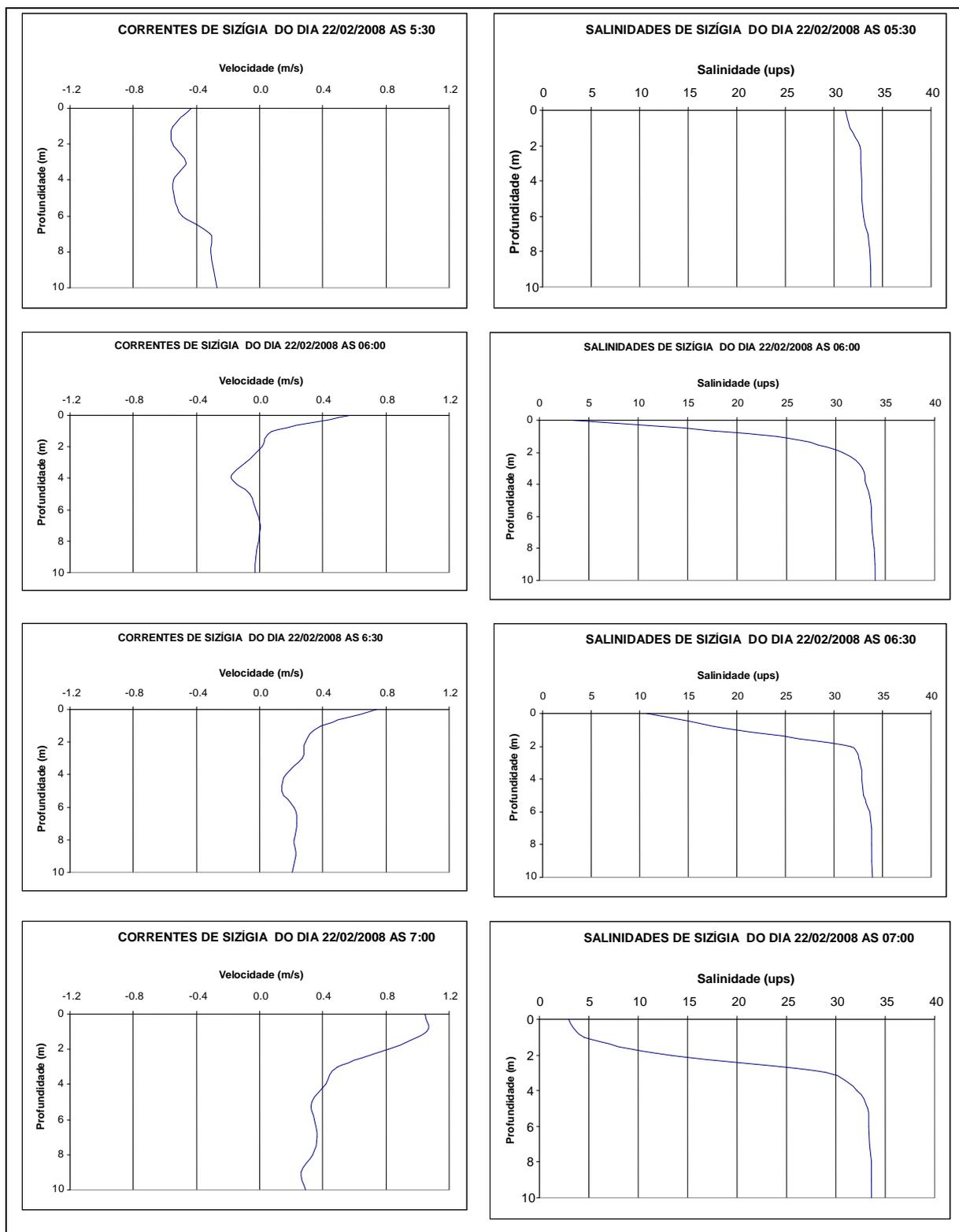


Figura 5.5-21 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 05h30min e às 07h00min do dia 22 de fevereiro de 2008.

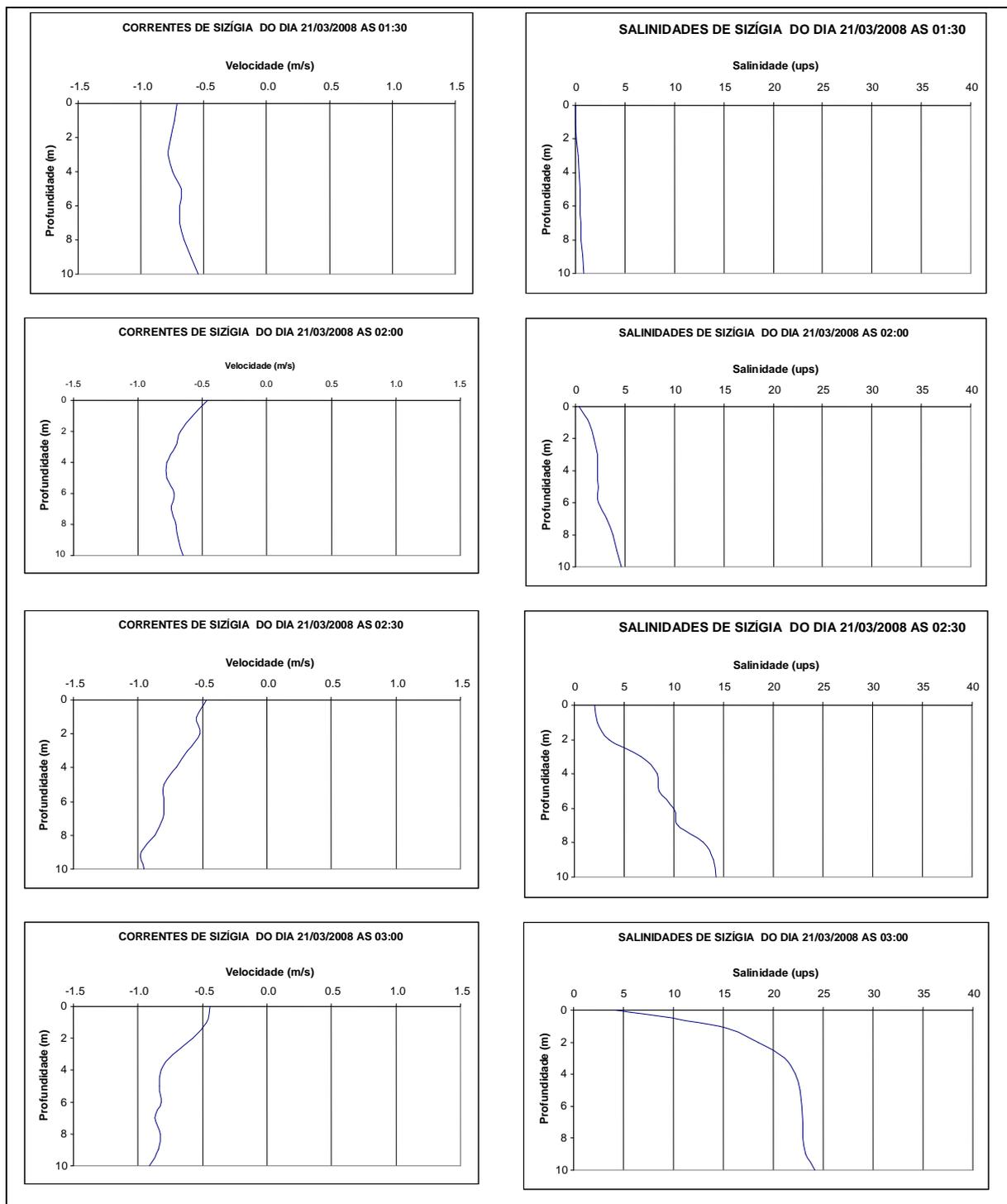


Figura 5.5-22 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 01h30min e às 03h00min do dia 21 de março de 2008.

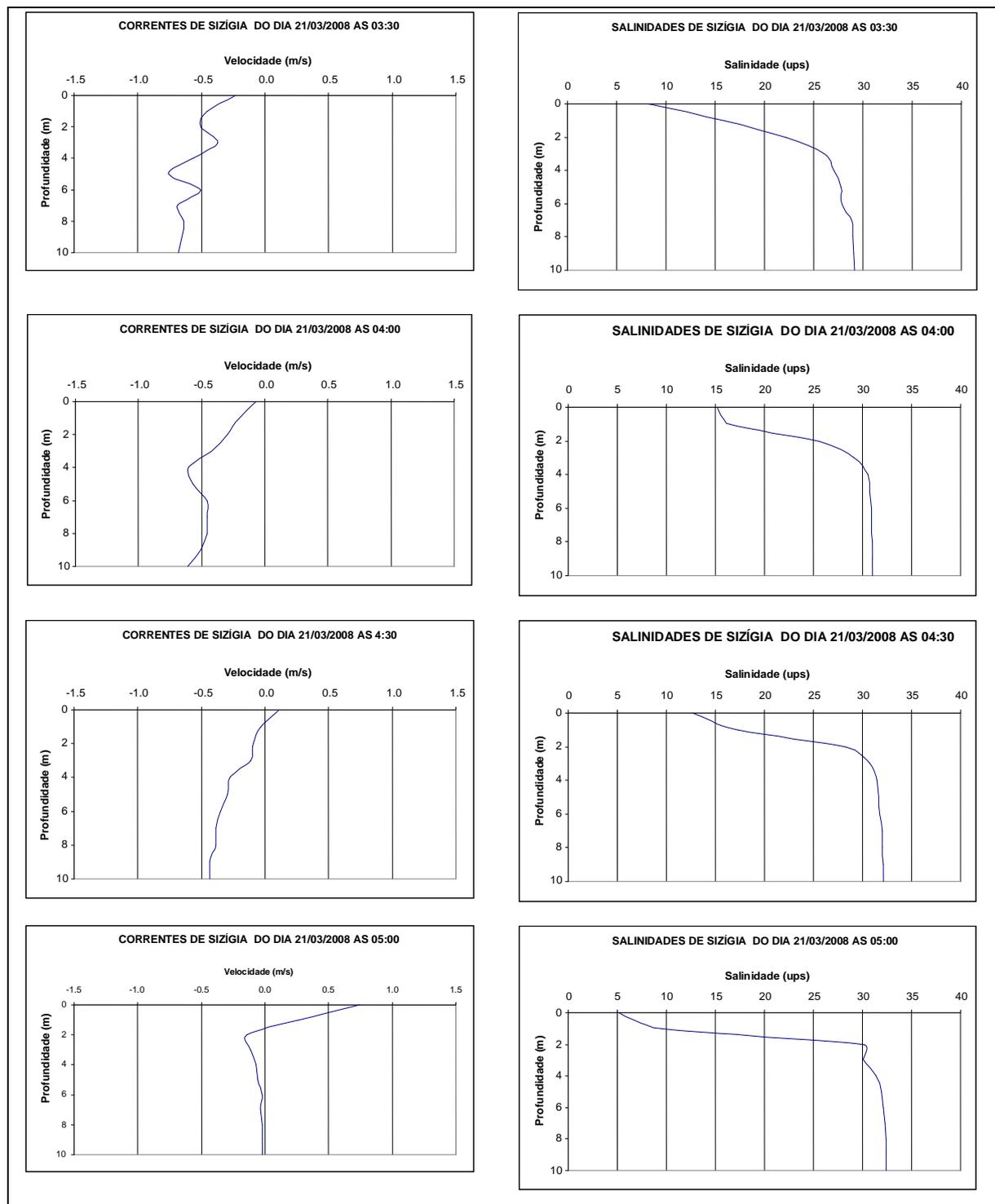


Figura 5.5-23 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 03h30min e às 05h00min do dia 21 de março de 2008.

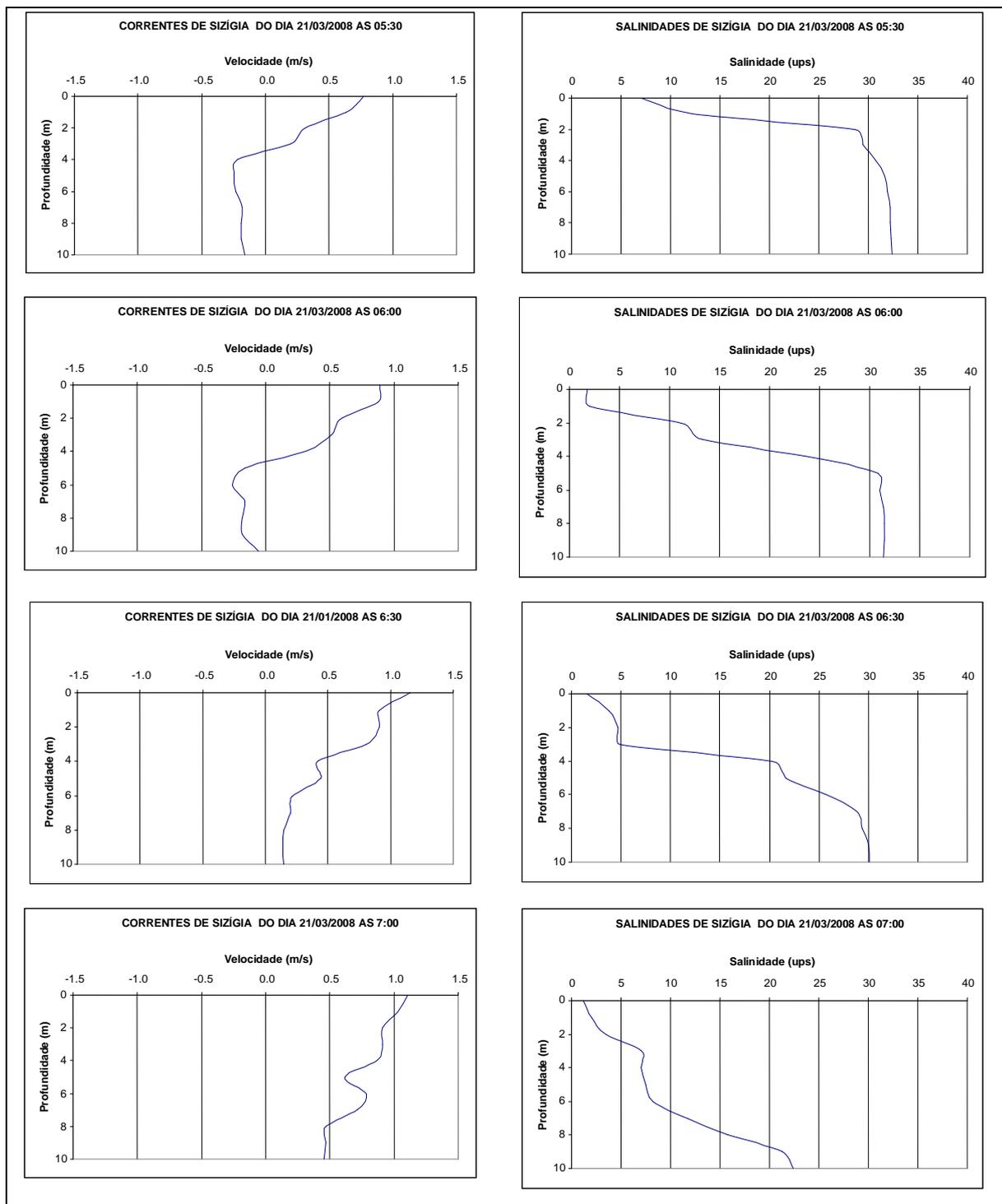


Figura 5.5-24 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 05h30min e às 07h00min do dia 21 de março de 2008.

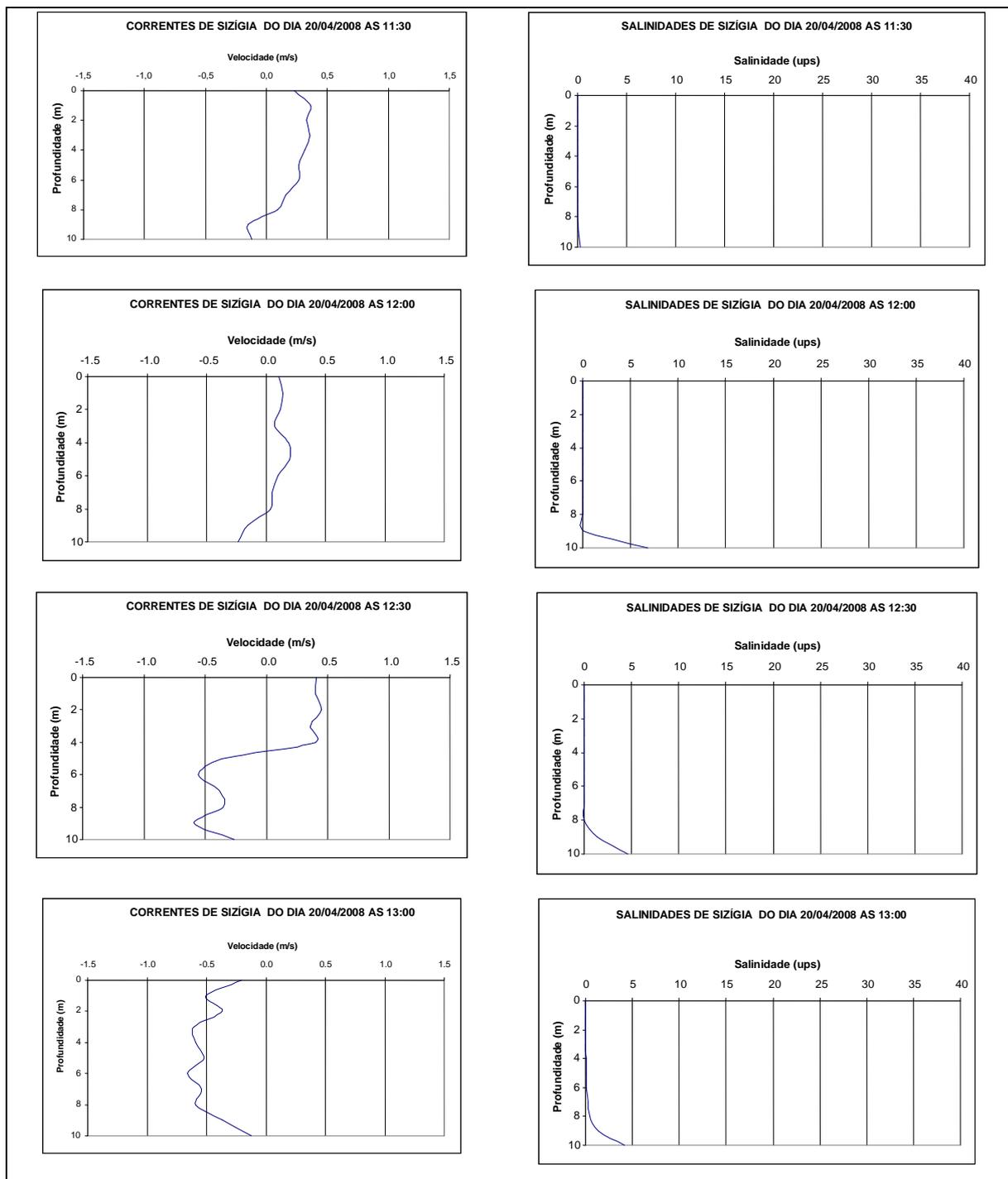


Figura 5.5-25 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 11h30min e às 13h00min do dia 20 de abril de 2008.

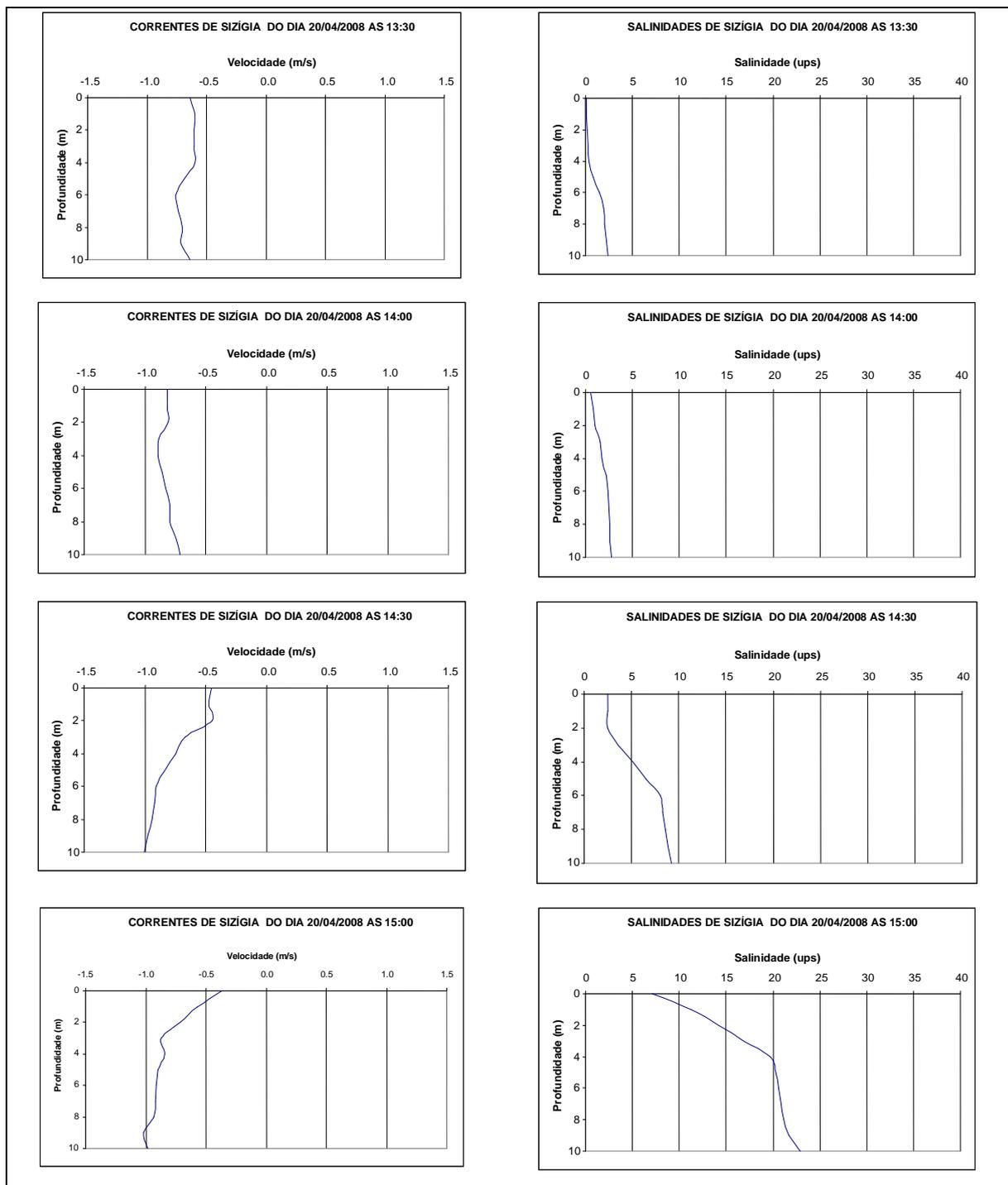


Figura 5.5-26 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 13h30min e às 15h00min do dia 20 de abril de 2008.

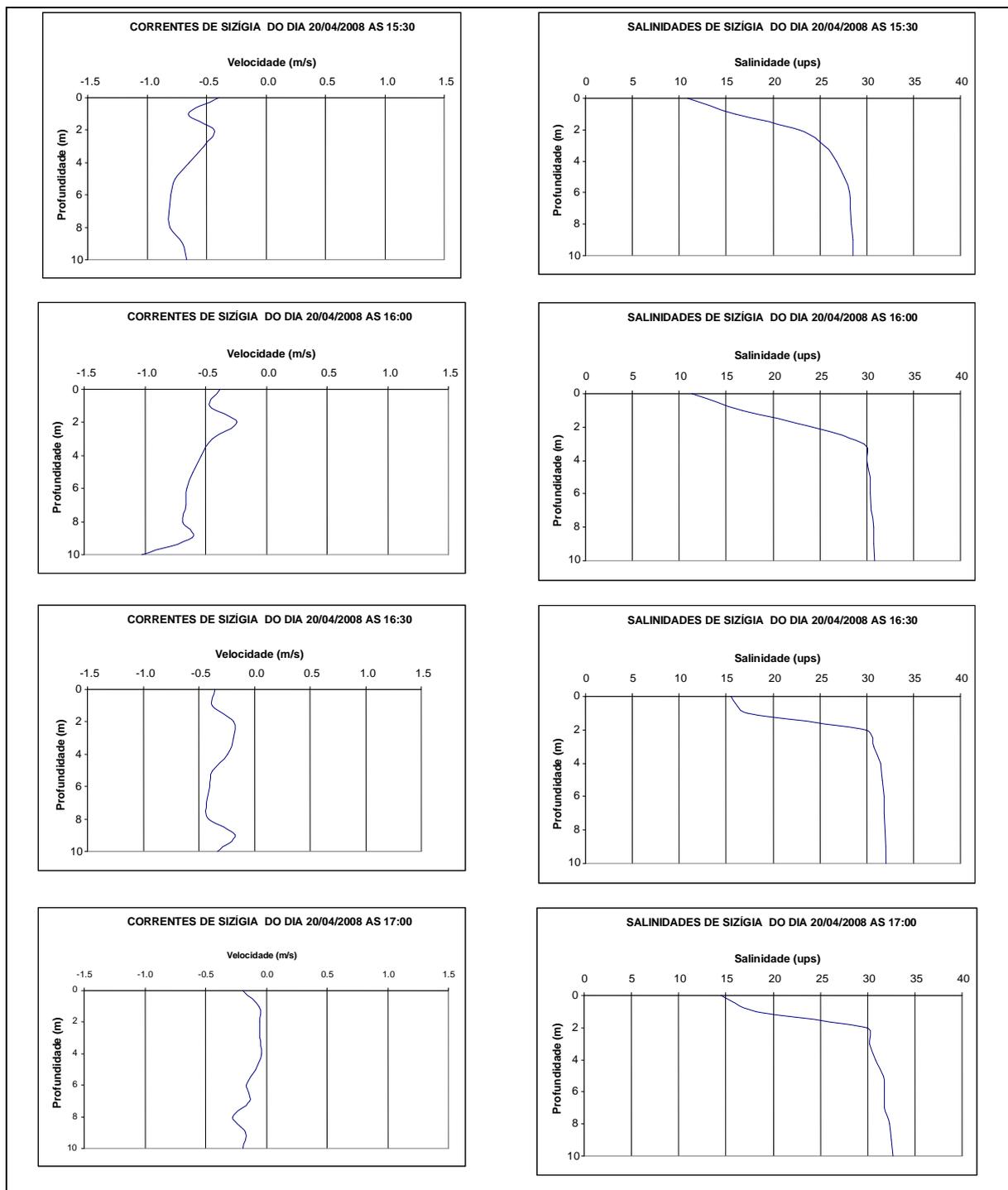


Figura 5.5-27 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 15h30min e às 17h00min do dia 20 de abril de 2008.

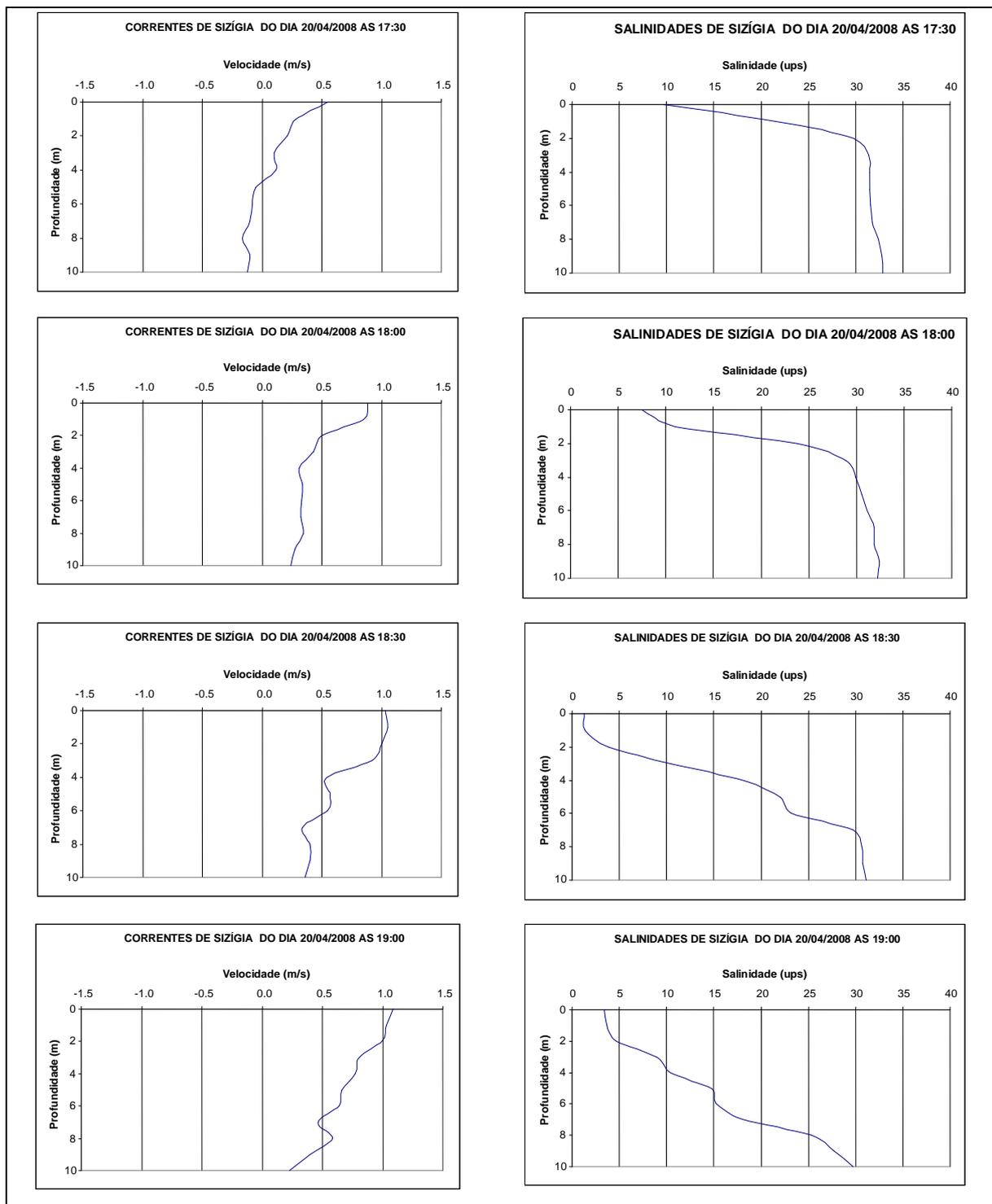


Figura 5.5-28 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 17h30min e às 19h00min do dia 20 de abril de 2008.

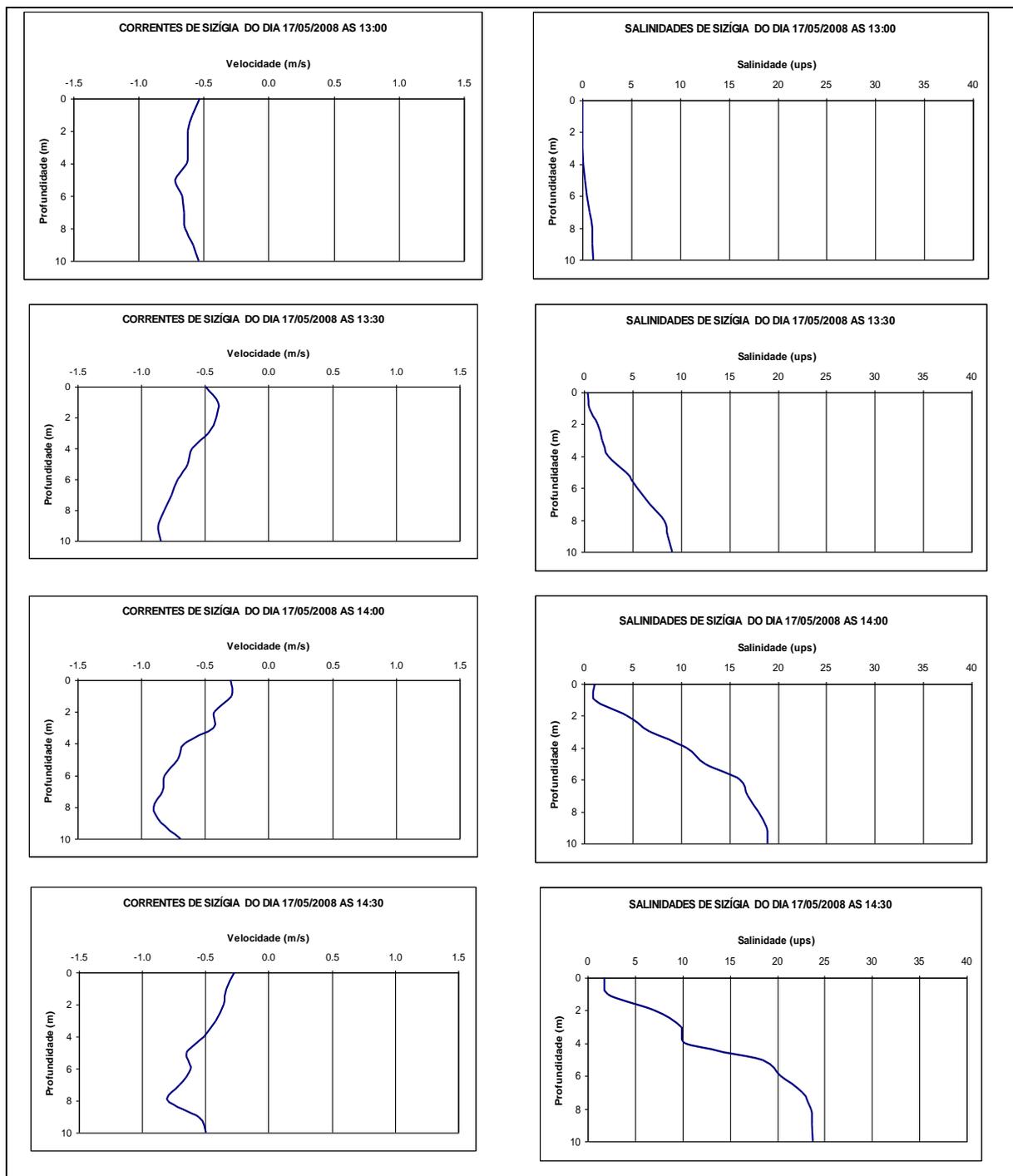


Figura 5.5-29 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 03h00min e às 14h30min do dia 17 de maio de 2008.

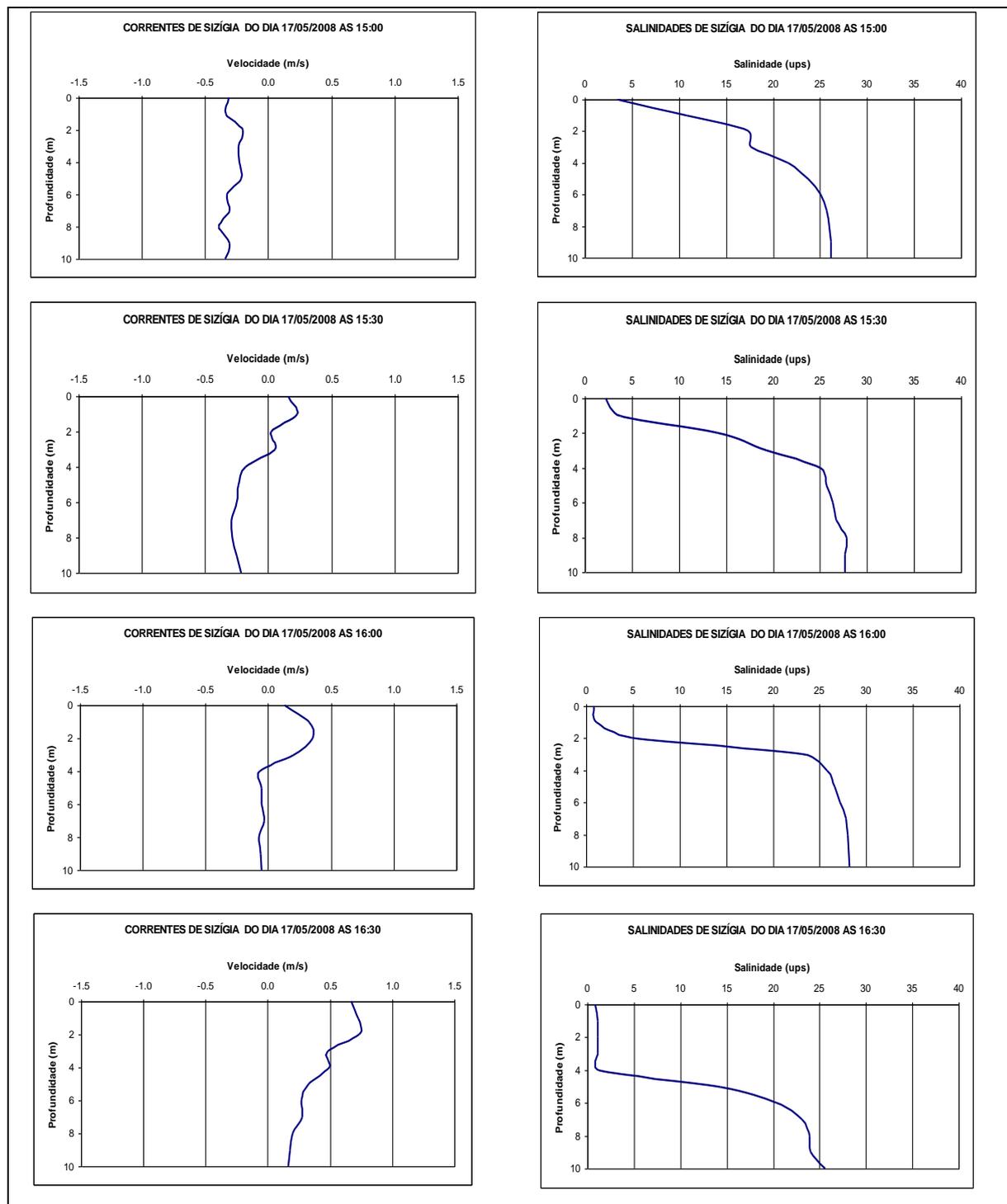


Figura 5.5-30 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sízigia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 15h00min e às 16h30min do dia 17 de maio de 2008.

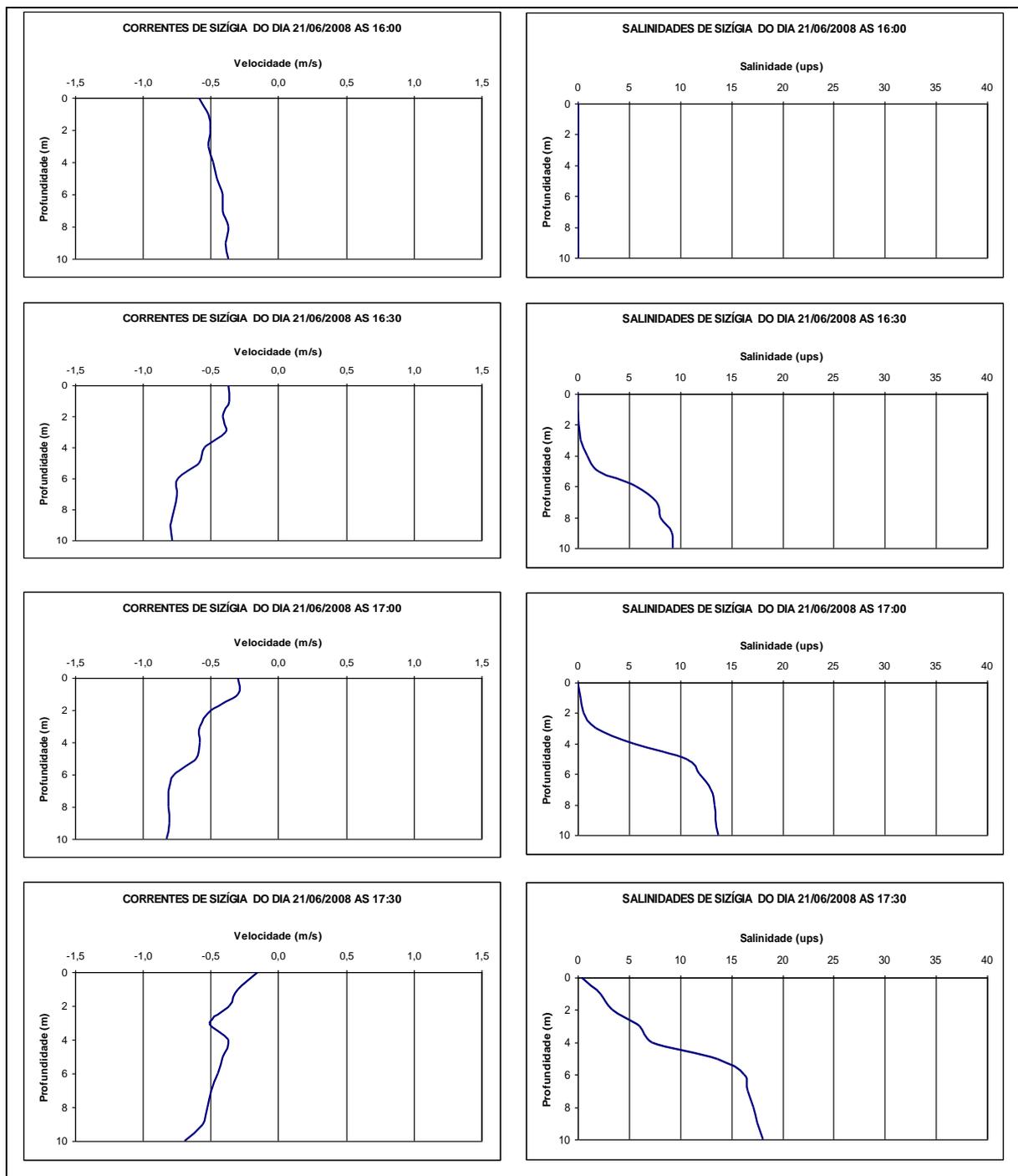


Figura 5.5-31 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 16h00min e às 17h30min do dia 21 de junho de 2008.

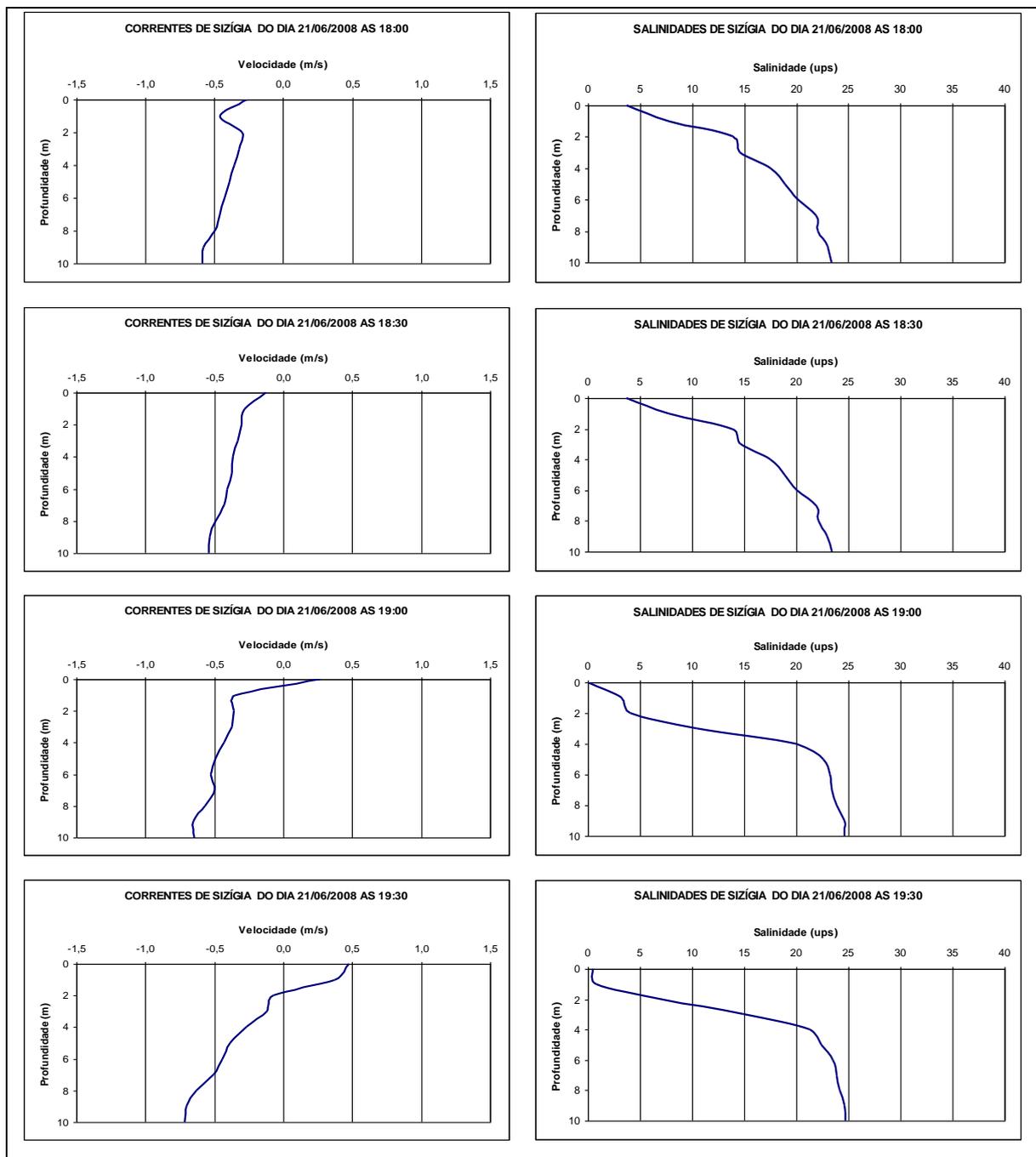


Figura 5.5-32 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 18h00min e às 19h30min do dia 21 de junho de 2008.

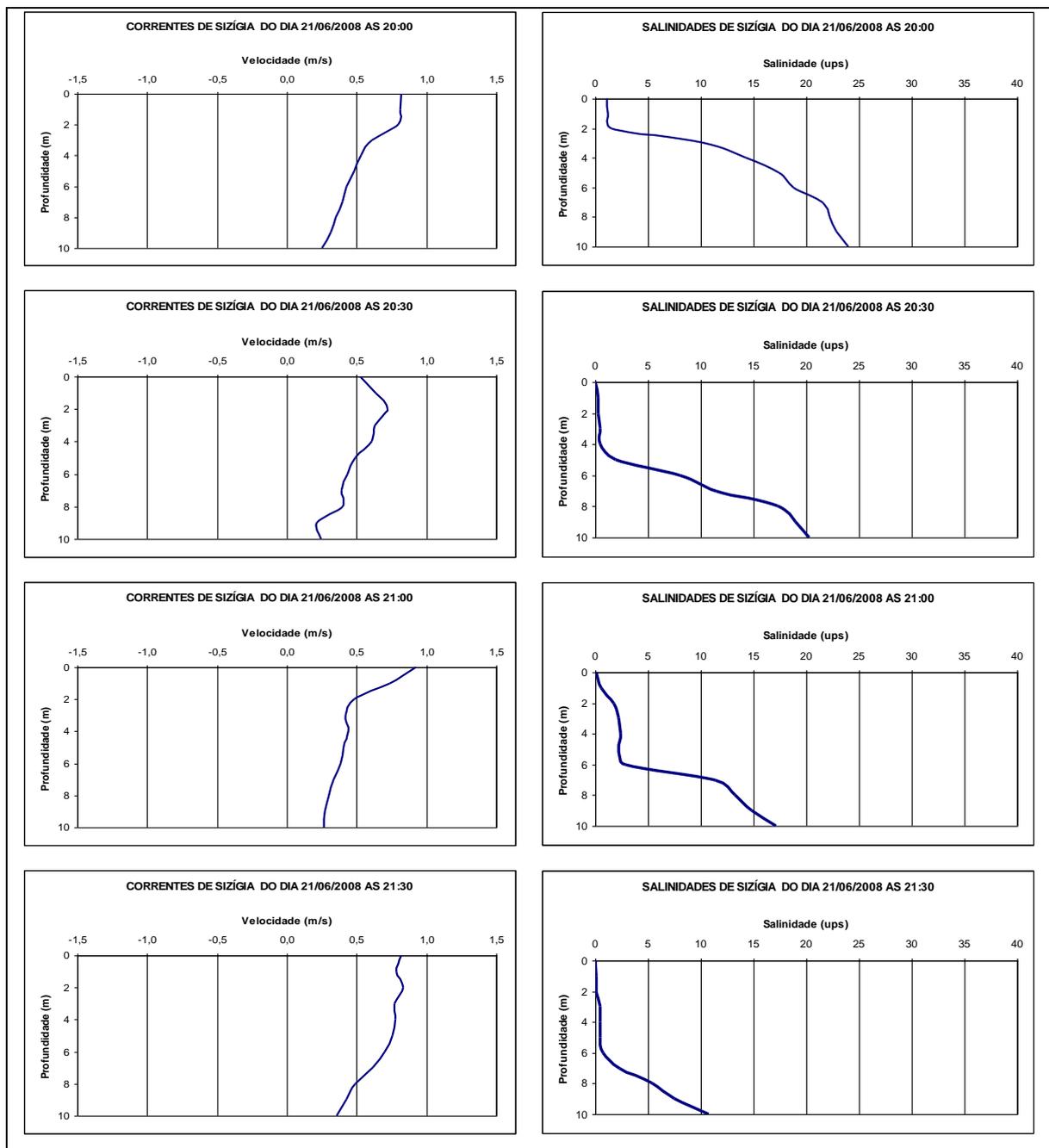


Figura 5.5-33 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 20h00min e às 21h30min do dia 21 de junho de 2008.

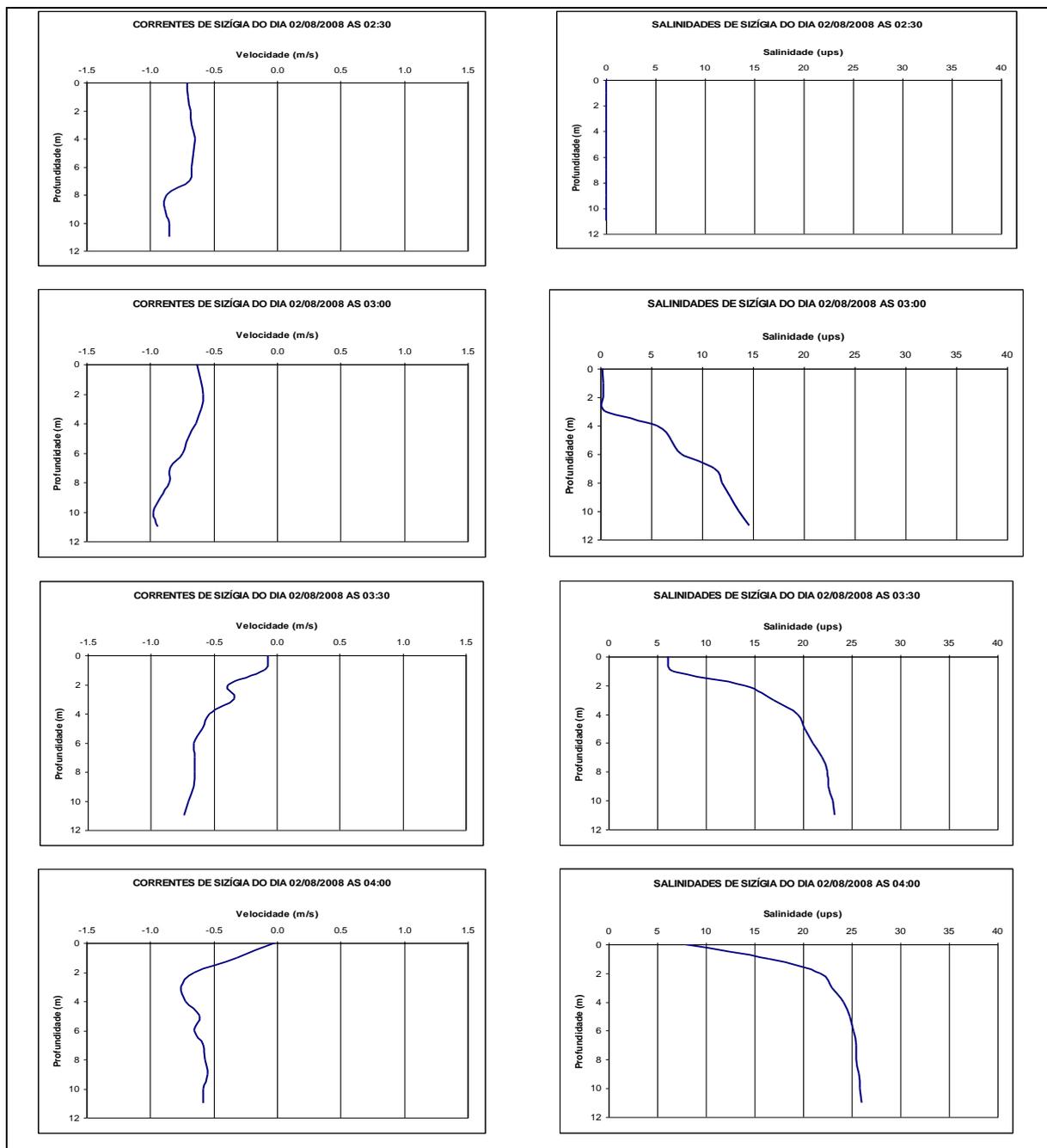


Figura 5.5-34 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 02h30min e às 04h00min do dia 02 de agosto de 2008.

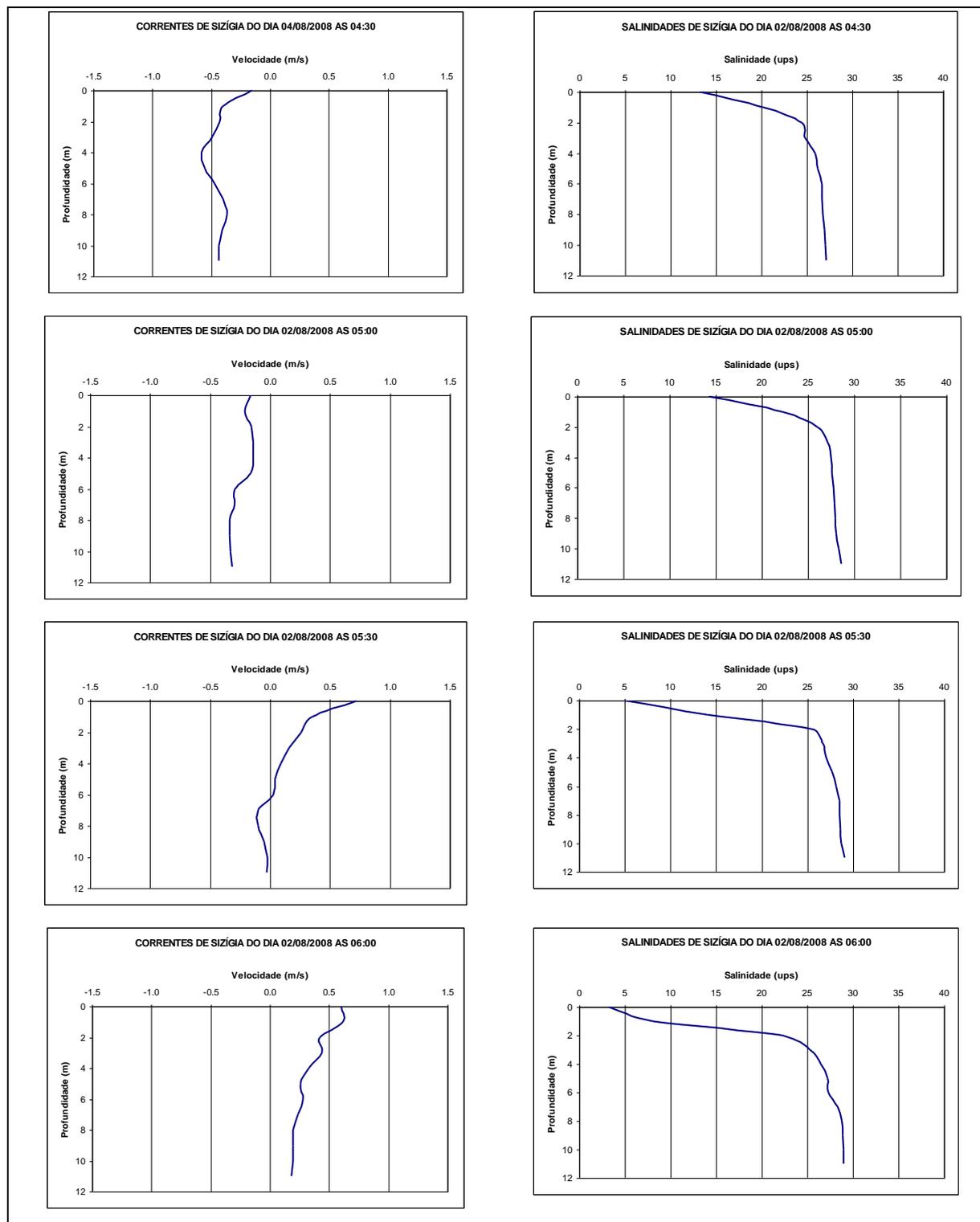


Figura 5.5-35 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sизіgia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengí (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 04h00min e às 06h00min do dia 02 de agosto de 2008.

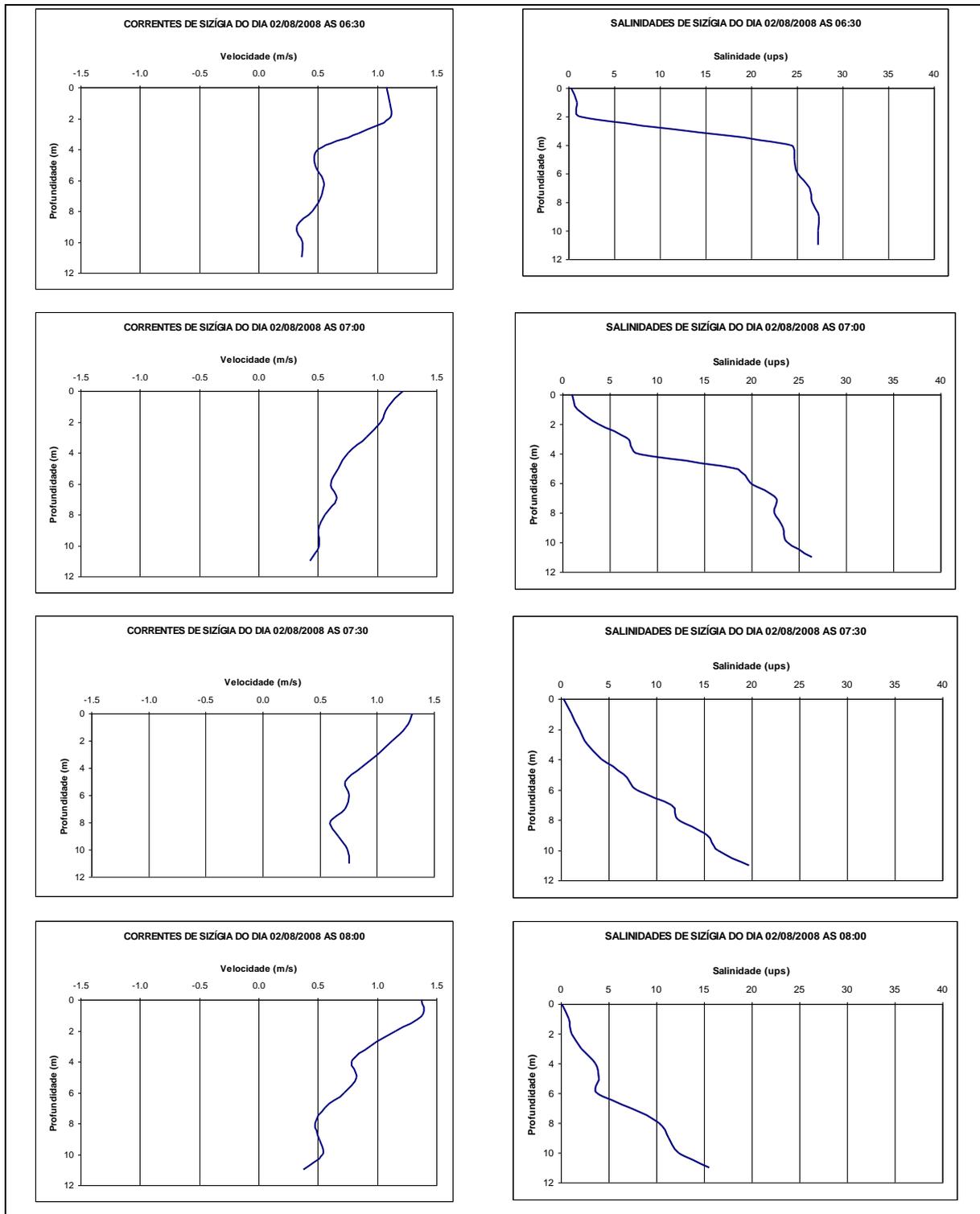


Figura 5.5-36 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ESF0, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 06h30min e às 08h00min do dia 02 de agosto de 2008.

Distribuição Longitudinal da Salinidade Durante a Sizígia

Os resultados com a distribuição longitudinal da cunha salina de Sizígia dos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, estão apresentados na forma de gráficos (Figura 5.5-37 a Figura 5.5-54). As estações de medições se aproximam das coordenadas das medições de janeiro (Tabela 5.5-1), mas não coincidem devido aos obstáculos das redes dos pescadores.

A salinidade na foz do rio São Francisco, durante a preamar de Sizígia, incrementou de janeiro para fevereiro devido a uma maior advecção de água oceânica, resultante da redução da vazão do rio (Figura 5.5-37). Em março voltou a aparecer uma camada superficial menos salina, devido às chuvas do período, na região do Baixo São Francisco, e de maio a agosto esta camada superficial, com menor salinidade, se estendeu para o fundo inversamente proporcional ao incremento das vazões do rio. Este padrão se manteve até 2 km à montante da foz (Figura 5.5-38, Figura 5.5-39 e Figura 5.5-40).

Na estação ESF05, localizada a 2,7 km da foz, ficou evidente, todos os meses, uma camada superficial menos salina, com água oceânica costeira até o mês de abril e a partir de maio a haloclina se estendeu da superfície até o fundo (Figura 5.5-41). Nas estações ESF06 e ESF07 (Figura 5.5-42 e Figura 5.5-43) o padrão superficial da haloclina se manteve todos os meses de forma similar à estação ESF05, mas como esta região do talvegue do rio possui uma maior profundidade ela acumula água de origem oceânica costeira, abaixo de 5 metros de profundidade.

Entre 4 a 6 km à jusante da foz, nas estações ESF08 a ESF11, a camada superficial do estuário apresentou uma haloclina superficial a partir 1 a 2 m até 4 metros de profundidade, seguido por uma massa de água homogênea, com salinidade intermediária entre a da oceânica costeira e a do rio, de maneira inversamente proporcional à vazão defluente na UHE Xingó (Figura 5.5-44 a Figura 5.5-47).

A partir da estação ESF12, localizada a 6,3 km da foz, somente no mês de fevereiro, aparece uma camada profunda com salinidade próxima à da água oceânica costeira e a partir de maio já ocorre uma completa dessalinização de toda a coluna de água (Figura 5.5-48 e Figura 5.5-49). Na estação ESF14, a 7,3 km da foz, o sal fica muito reduzido nos meses de menor vazão, exceto em abril, quando ainda apresenta uma camada mais salina junto ao fundo e o sal quase desaparece por completo com o

incremento das vazões do rio a partir de maio (Figura 5.5-50). A montante de 7,8 km da foz, nas estações ESF15 a ESF18, somente é encontrado água salobra nas camadas mais profundas e durante os meses de menor vazão (Figura 5.5-51 a Figura 5.5-54).

Na maré de Sizígia do dia 09 de janeiro de 2008 ocorreu uma pequena estratificação superficial do estuário do rio São Francisco e a camada mais profunda apresentou a isohalina de 30 ultrapassando 4 km a montante da foz (Figura 5.5-55). Em fevereiro a isohalina de 30 se estendeu por 2 km da foz, junto à superfície, e até 6 km da foz, junto ao fundo (Figura 5.5-56). Em março ocorreu uma distribuição de salinidade, no estuário do rio, similar a de janeiro (Figura 5.5-57), porque a redução da vazão defluente na UHE Xingó neste mês foi compensada pelas chuvas a jusante da mesma.

Durante a maré de Sizígia de abril é observada uma estratificação na salinidade do estuário que vai desde a foz para montante e uma significativa penetração da cunha salina com a isohalina de 30 se estendendo até 5 km a montante da foz (Figura 5.5-58). Em maio, a estratificação superficial ocorreu, tal como em abril, desde a foz para montante, mas junto ao fundo a isohalina de 30 não se estendeu além do primeiro kilometro (Figura 5.5-59), isto pode ser devido a menor altura da maré durante esta sizígia.

Nas campanhas de medições das marés de Sizígia de junho e agosto ocorrem camadas superficiais com baixa salinidade desde a foz do estuário para montante e junto ao fundo a isohalina de 30 somente apareceu nos primeiros 2 km da foz (Figura 5.5-60 e Figura 5.5-61), isto se explica pelo incremento da vazão do rio.

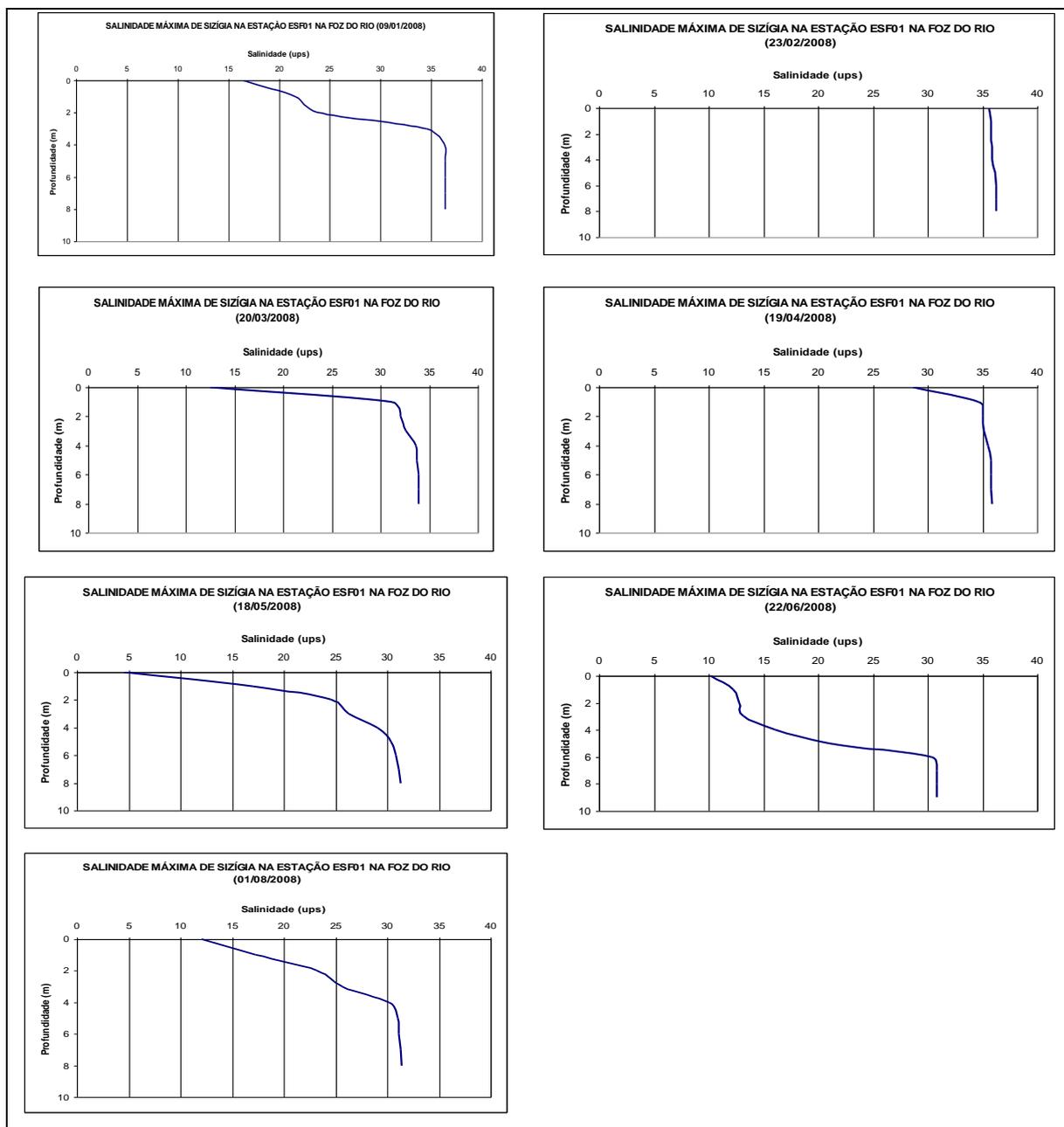


Figura 5.5-37 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF01, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

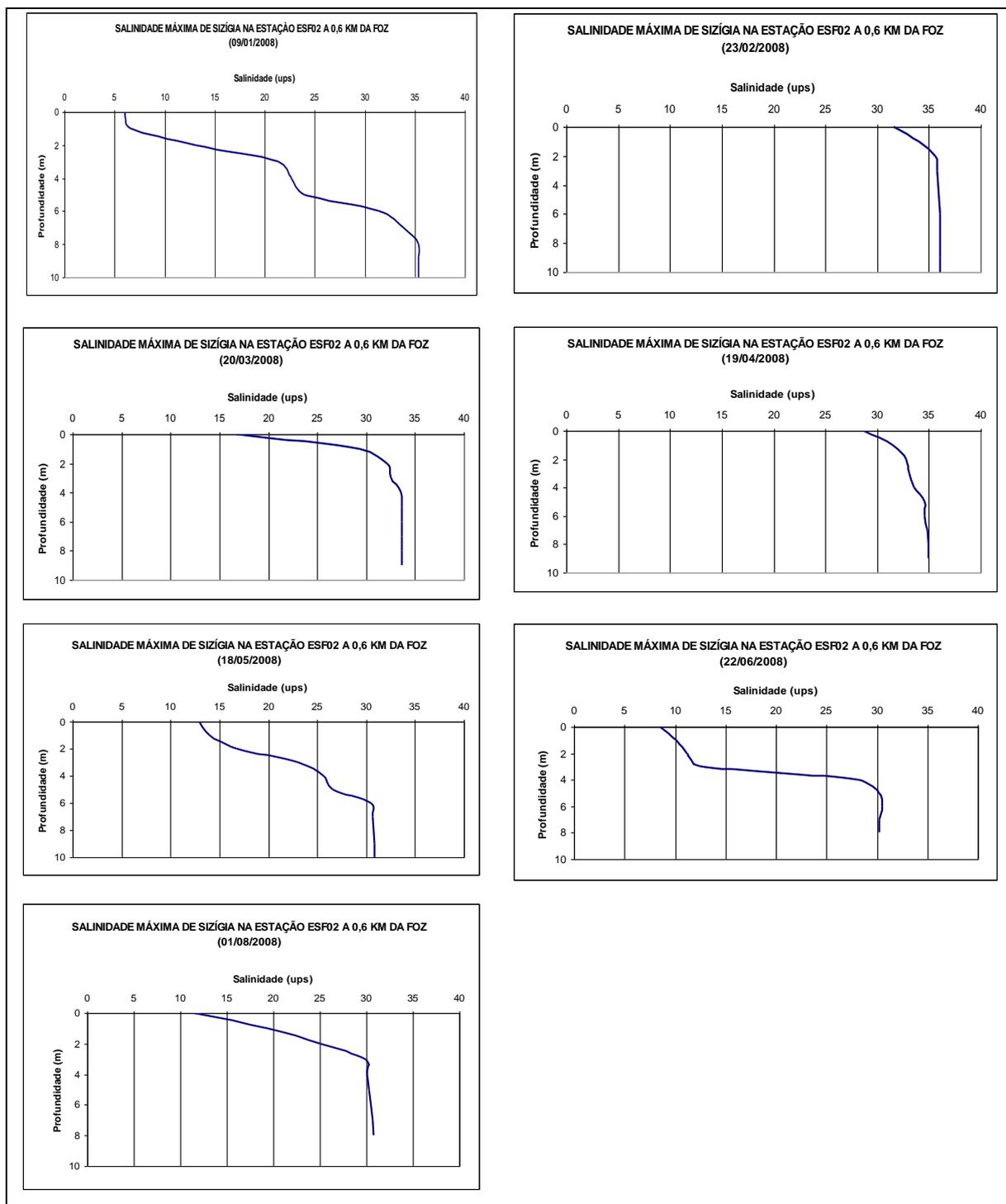


Figura 5.5-38 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF02, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

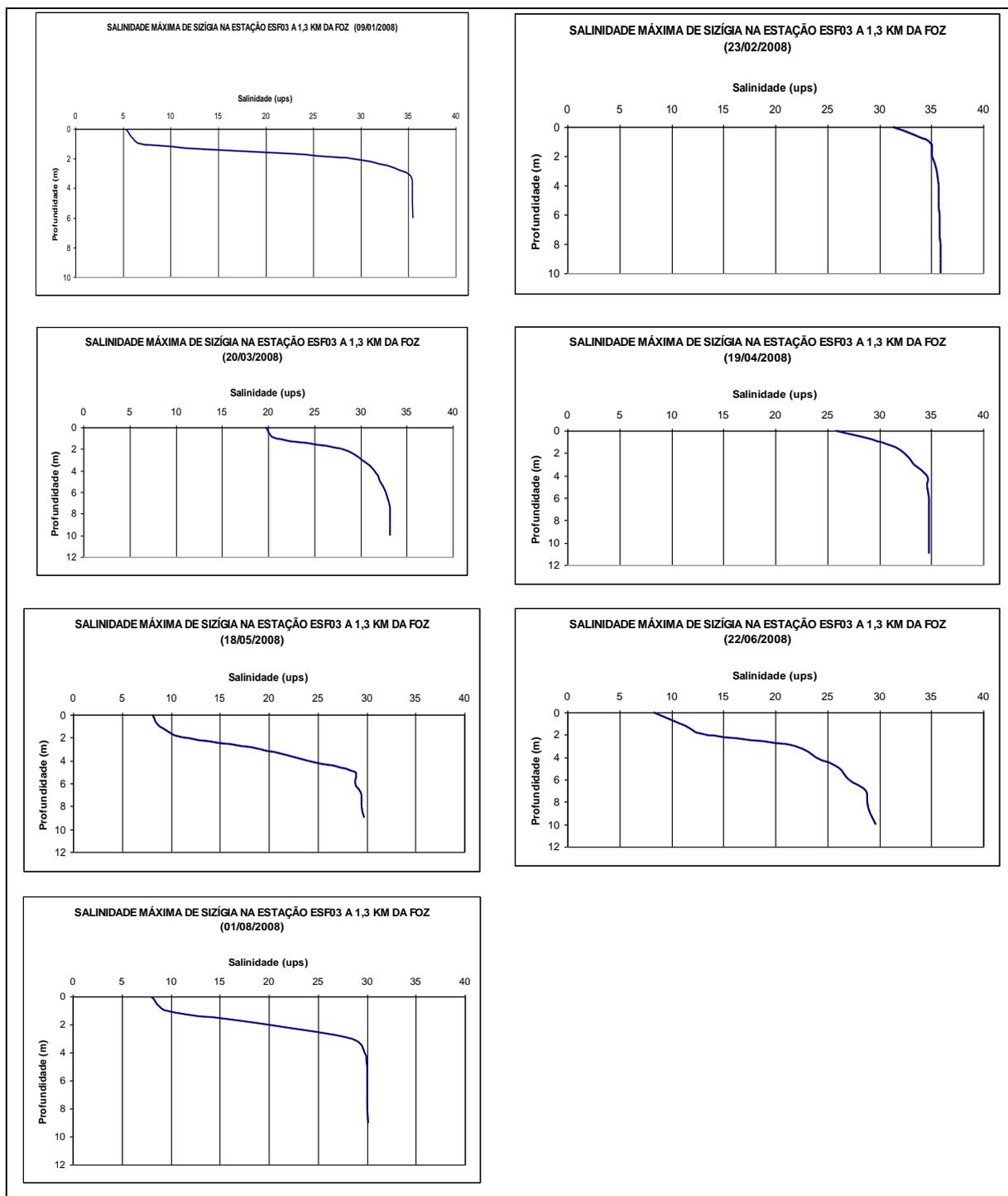


Figura 5.5-39 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF03, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

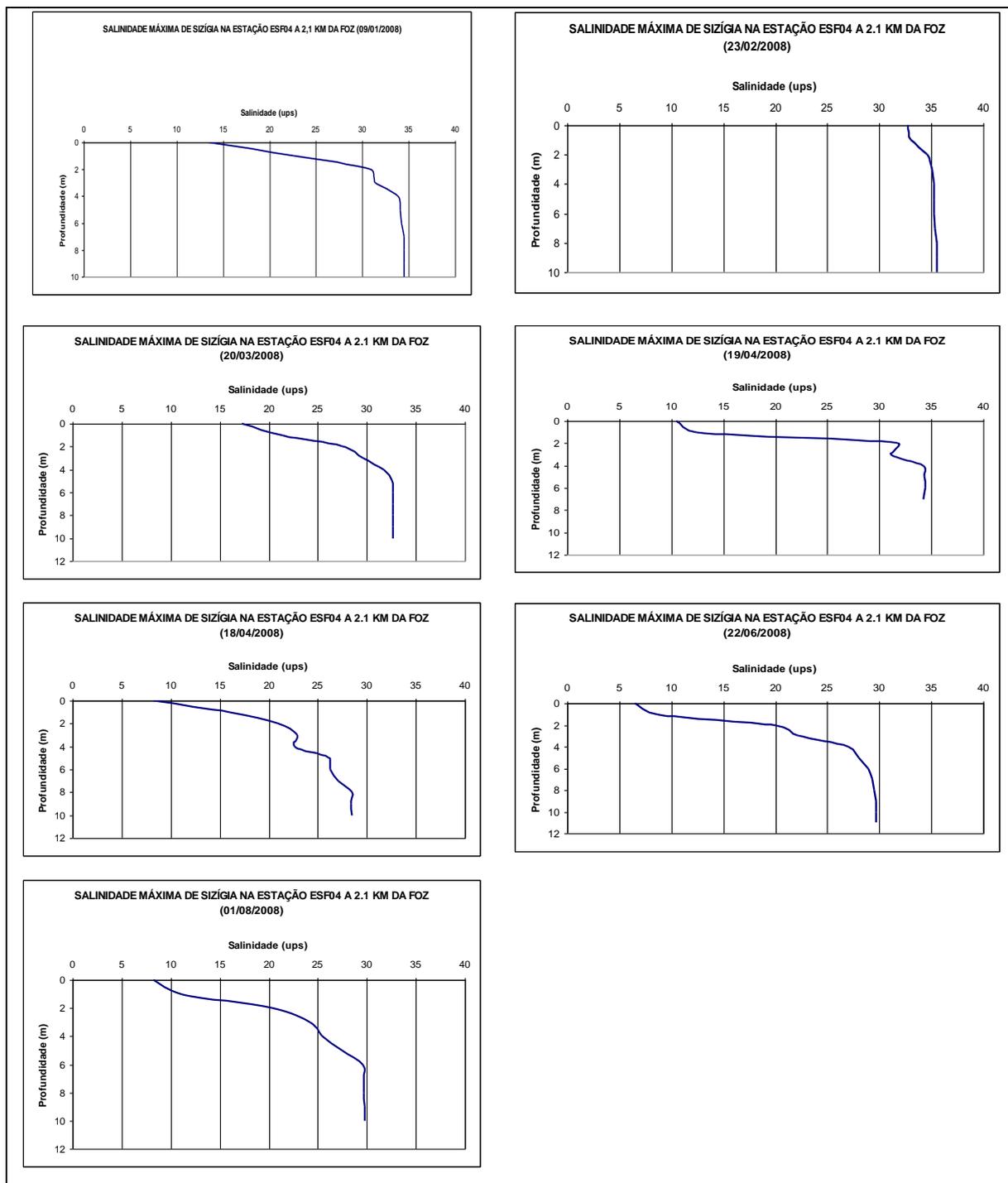


Figura 5.5-40 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF04, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

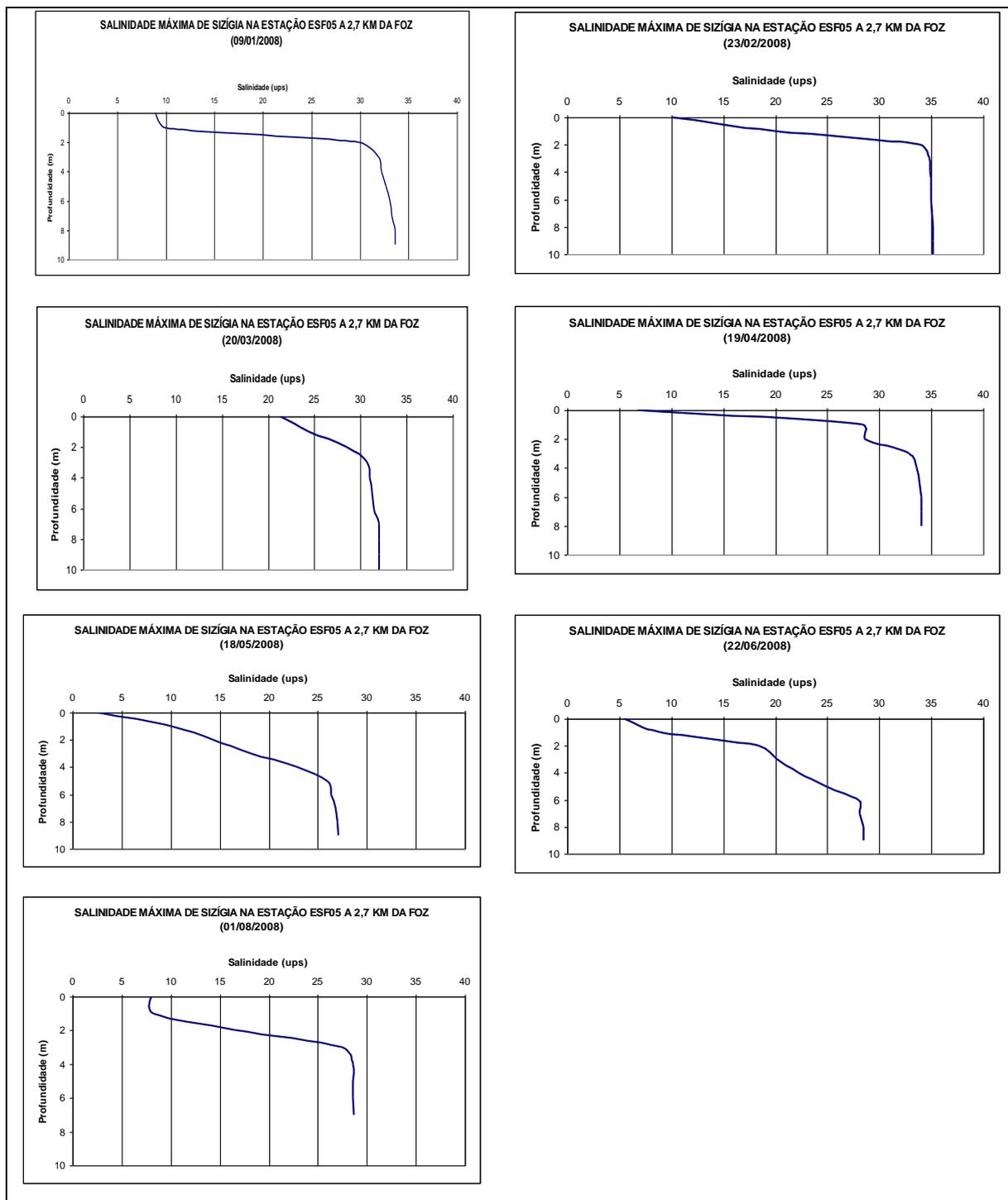


Figura 5.5-41 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF05, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

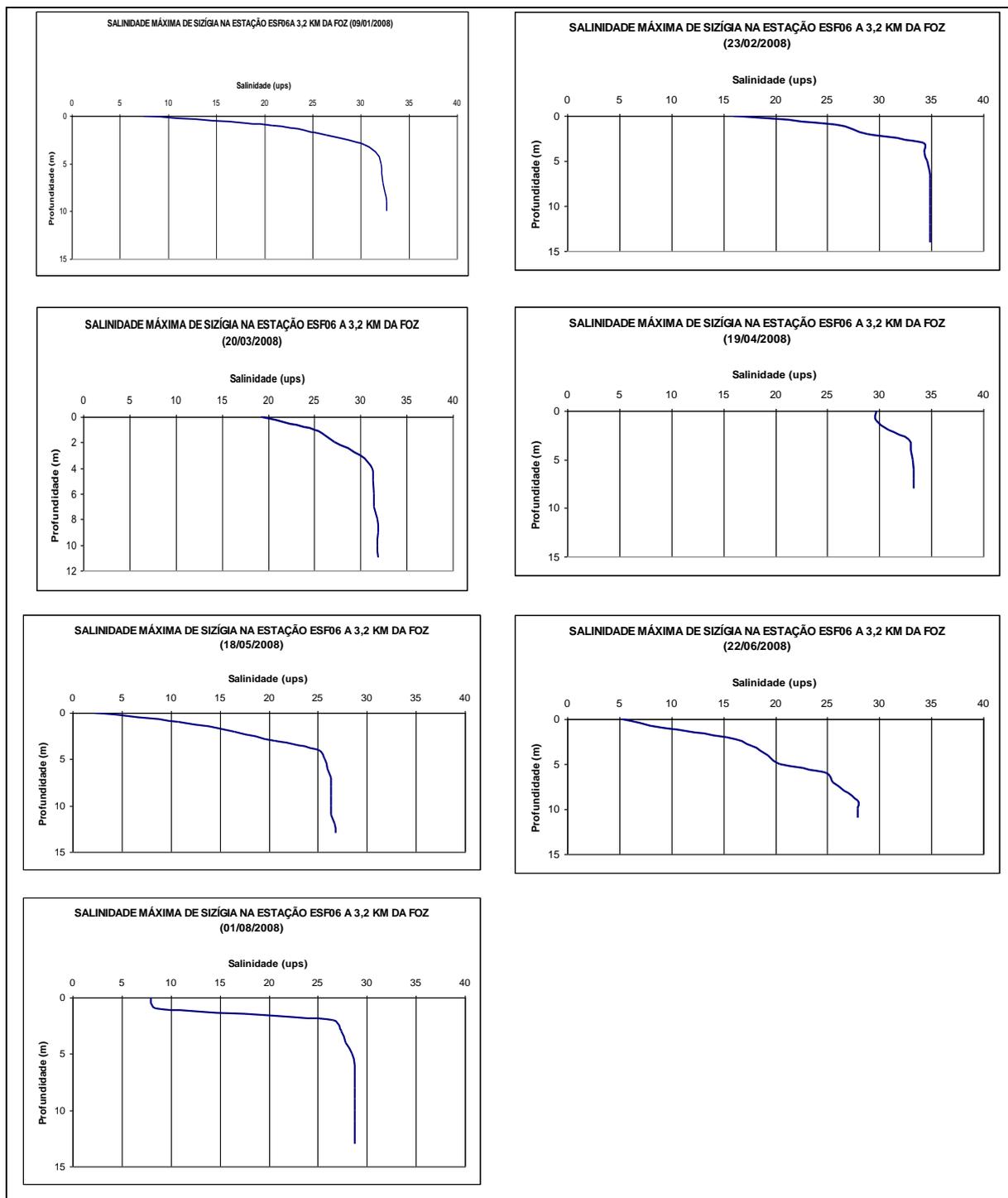


Figura 5.5-42 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF06, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

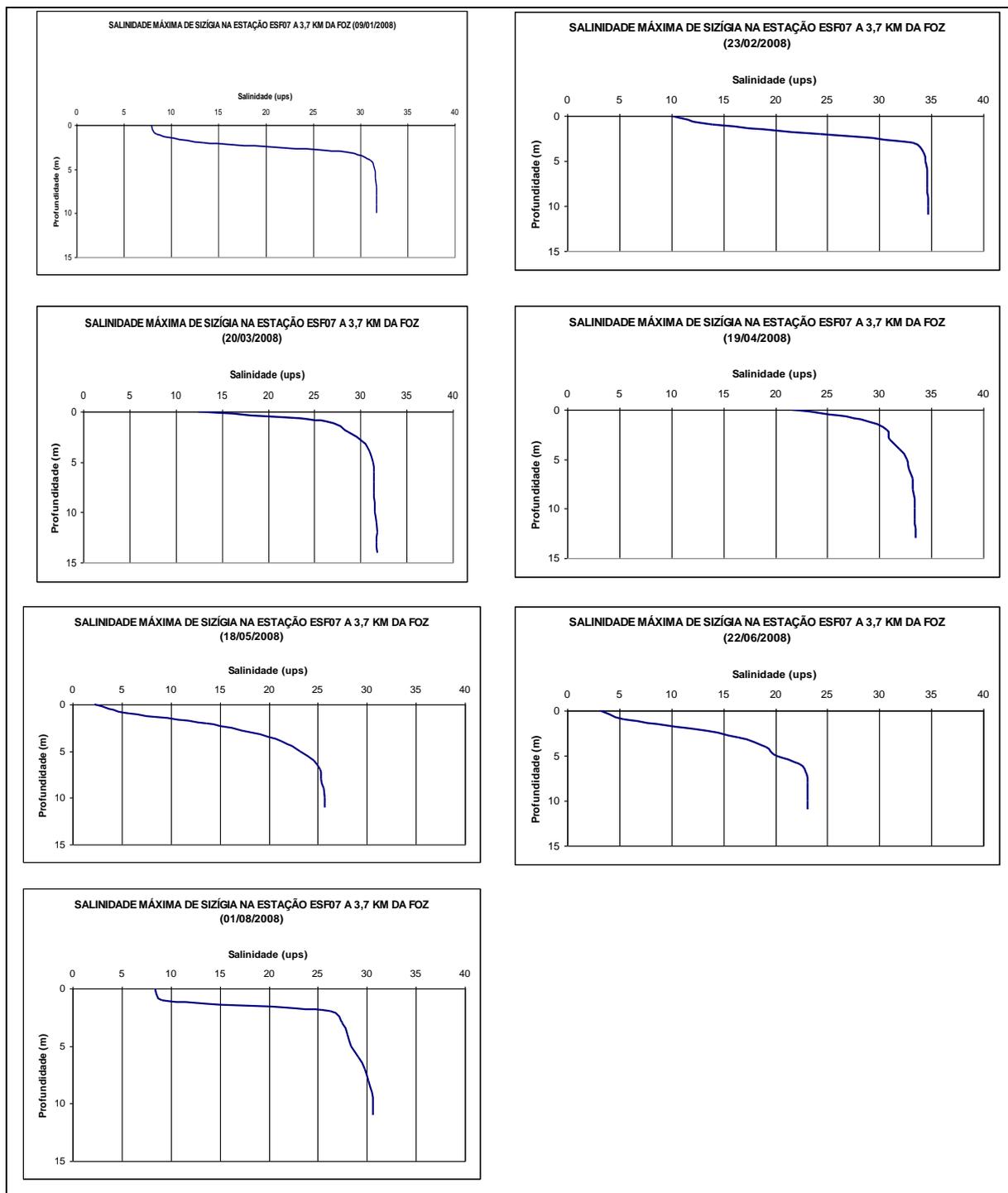


Figura 5.5-43 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF07, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

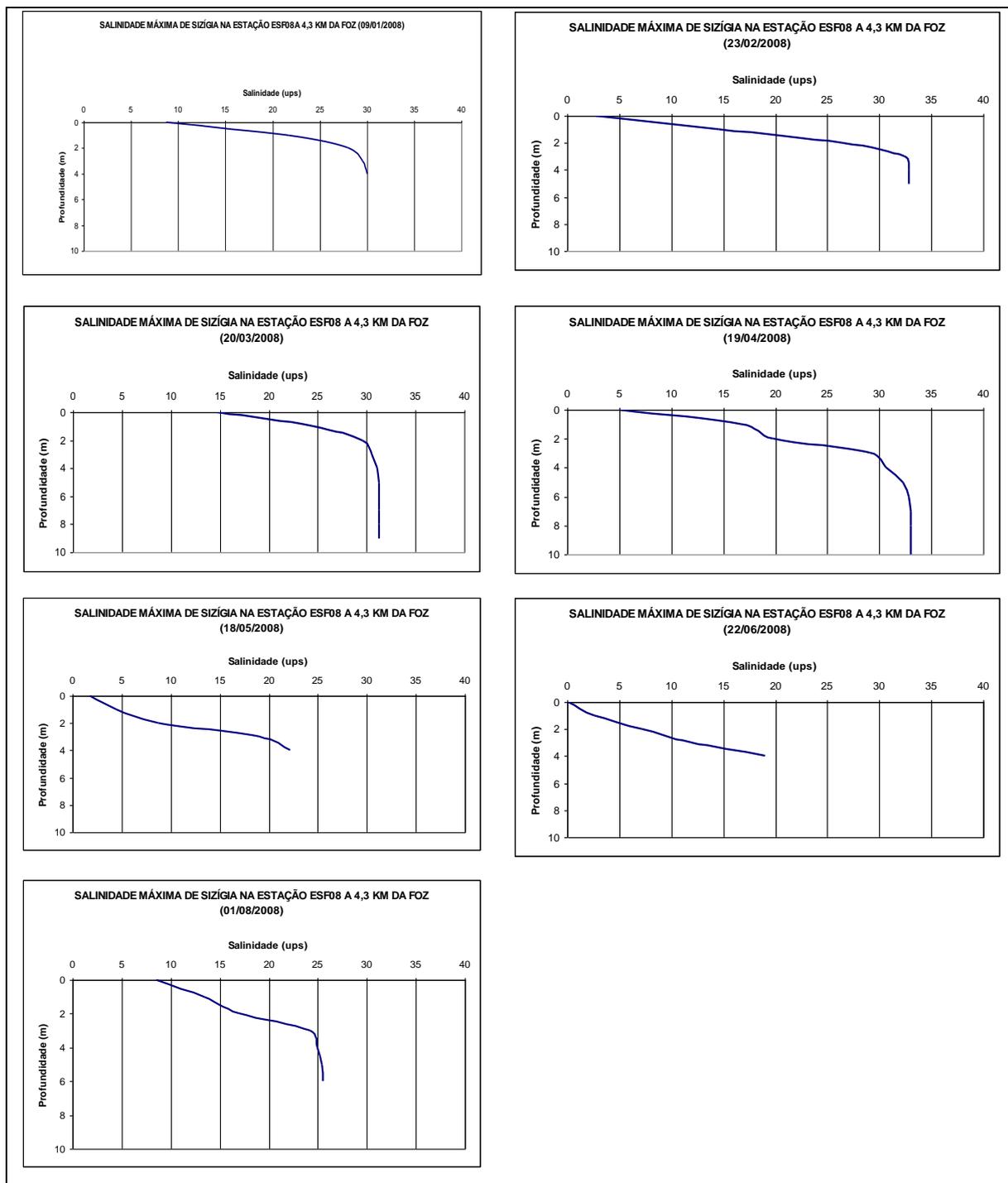


Figura 5.5-44 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF08, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

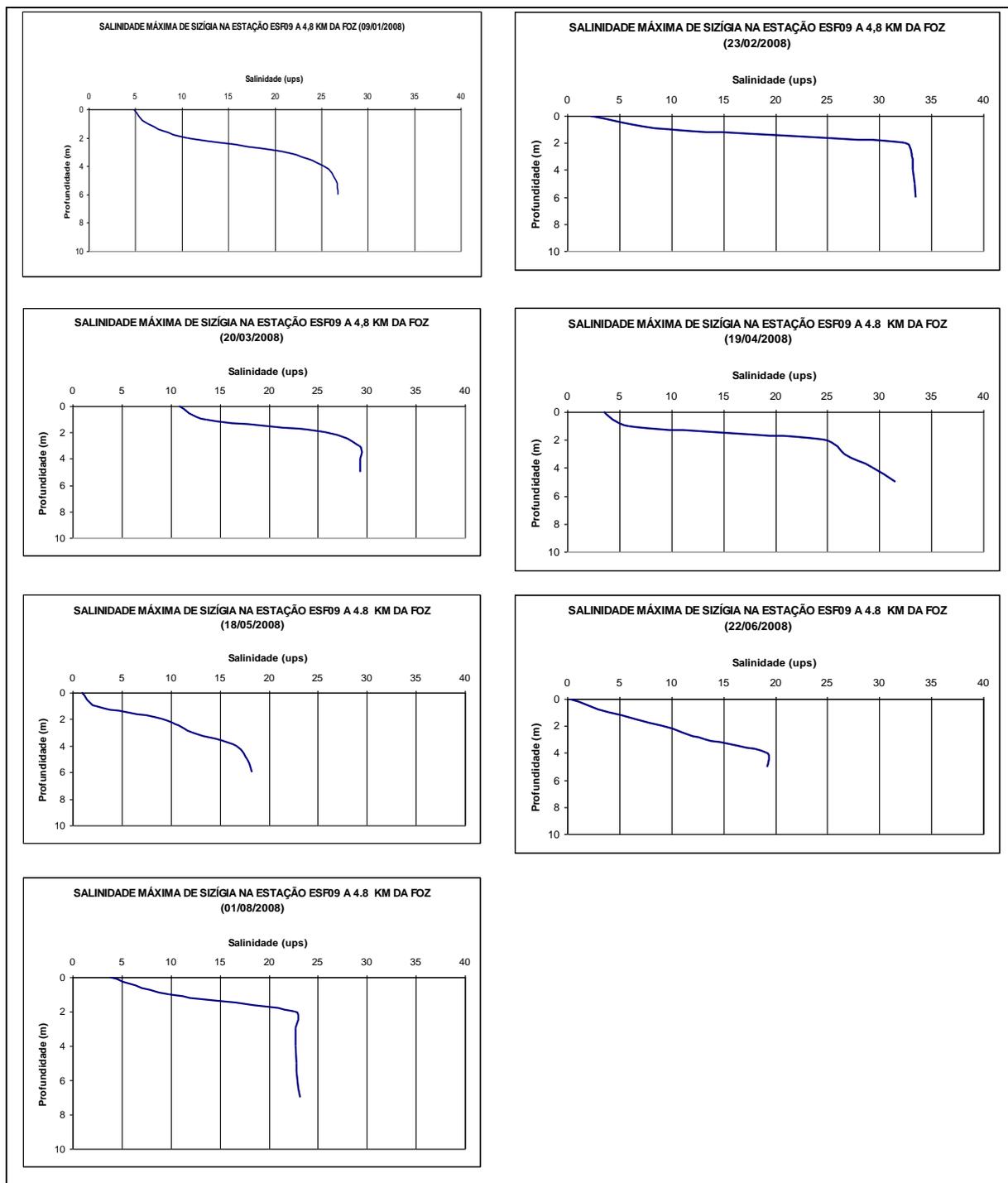


Figura 5.5-45 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF09, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

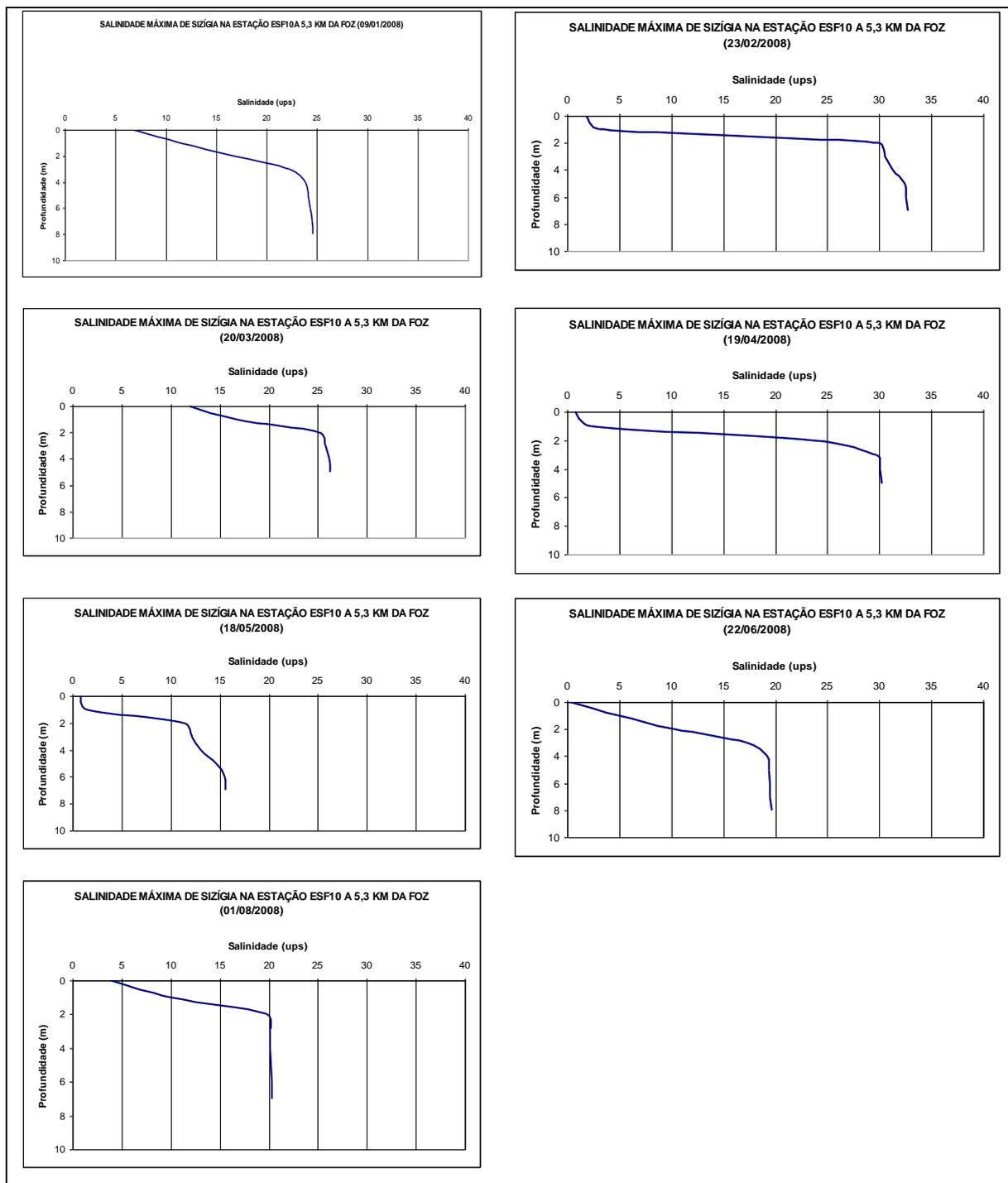


Figura 5.5-46 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF10, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

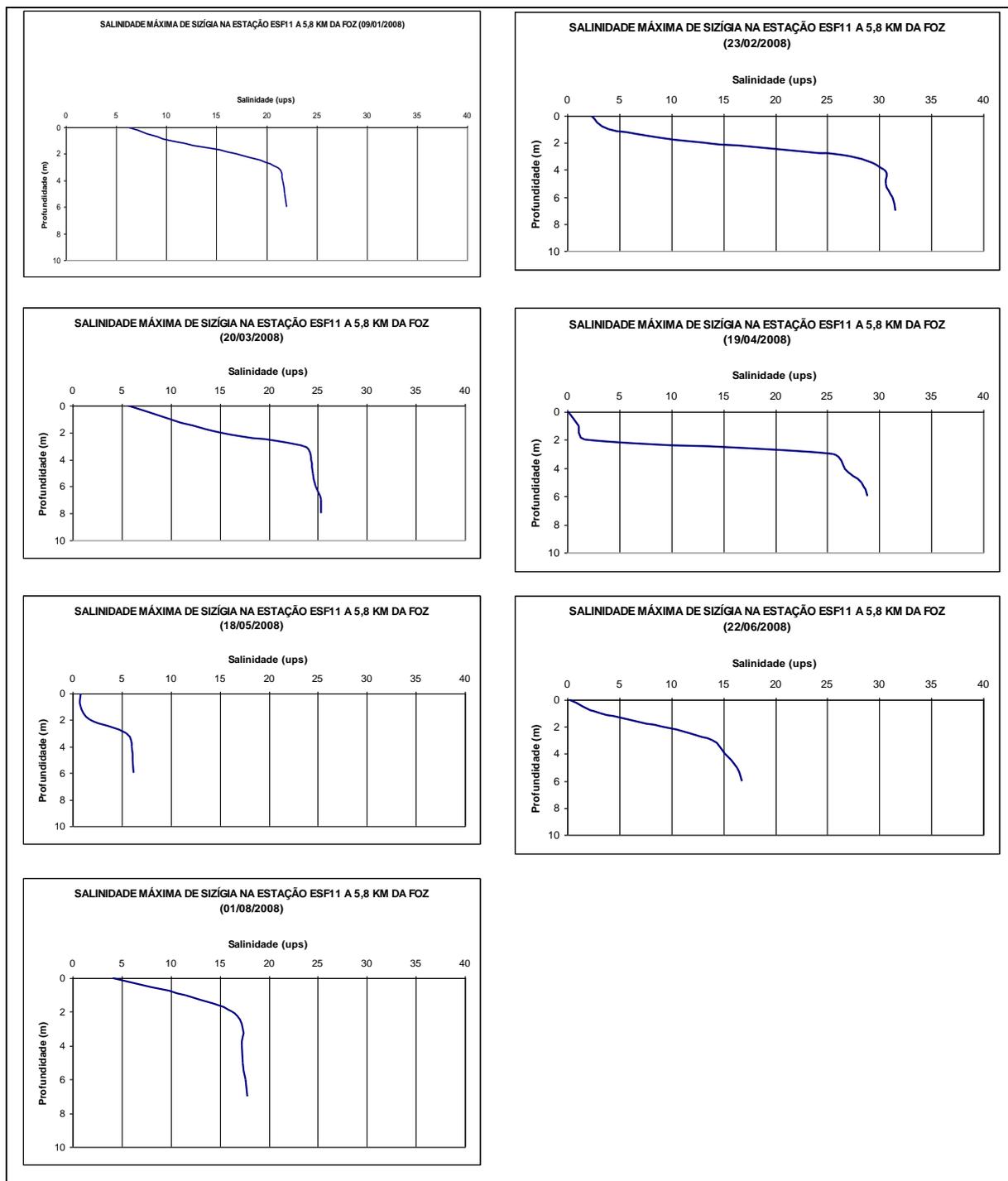


Figura 5.5-47 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF11, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

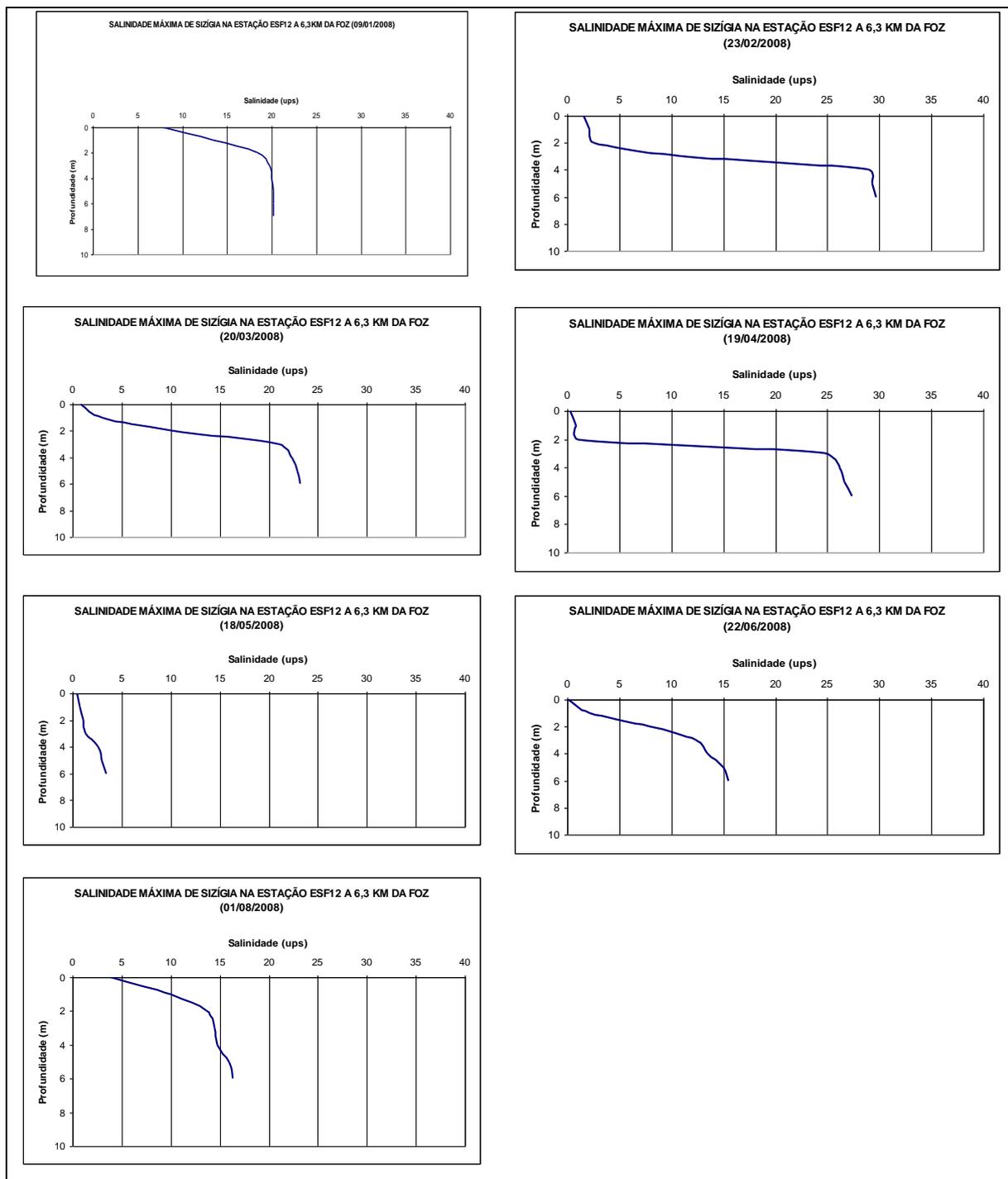


Figura 5.5-48 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF12, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

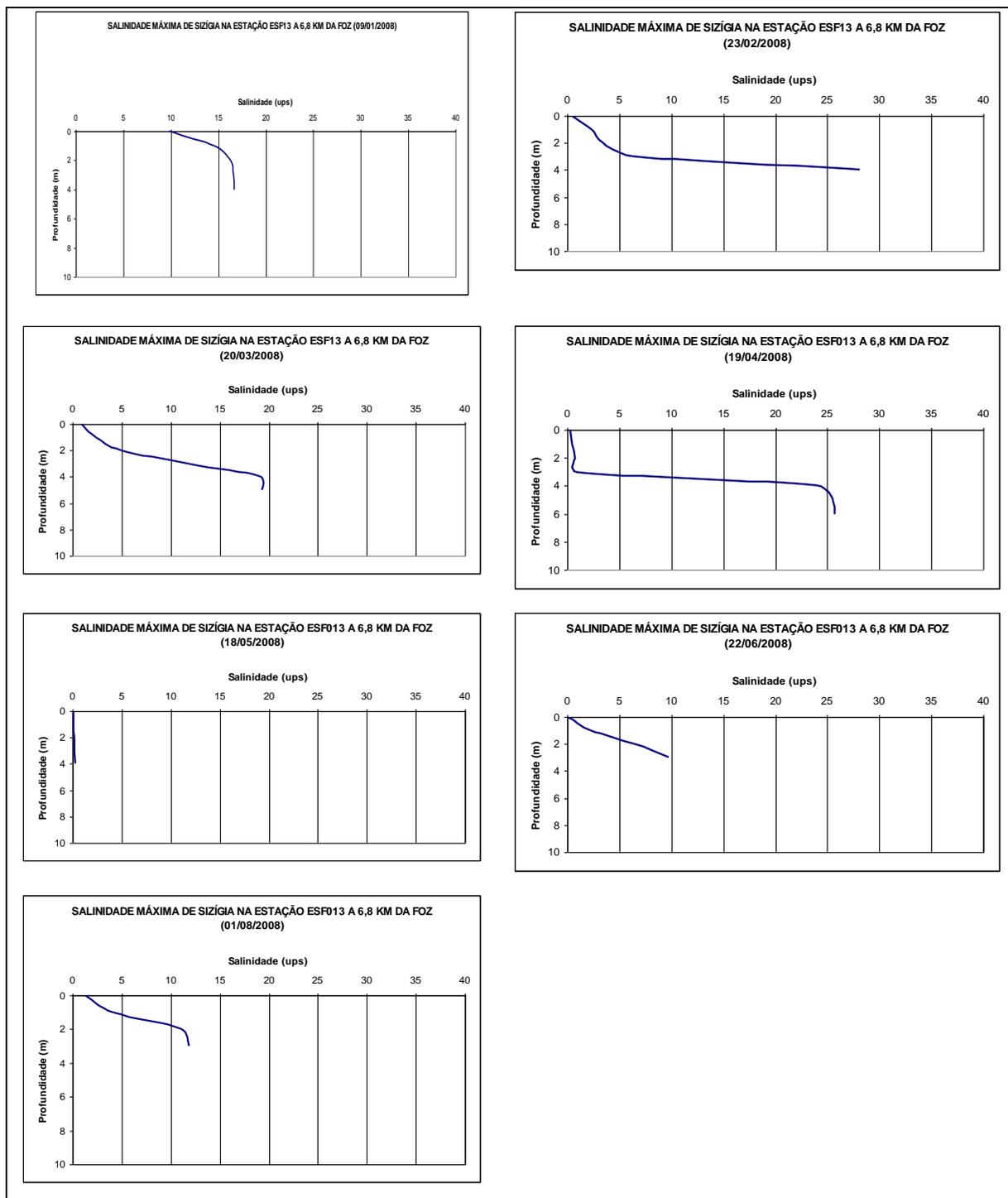


Figura 5.5-49 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF13, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

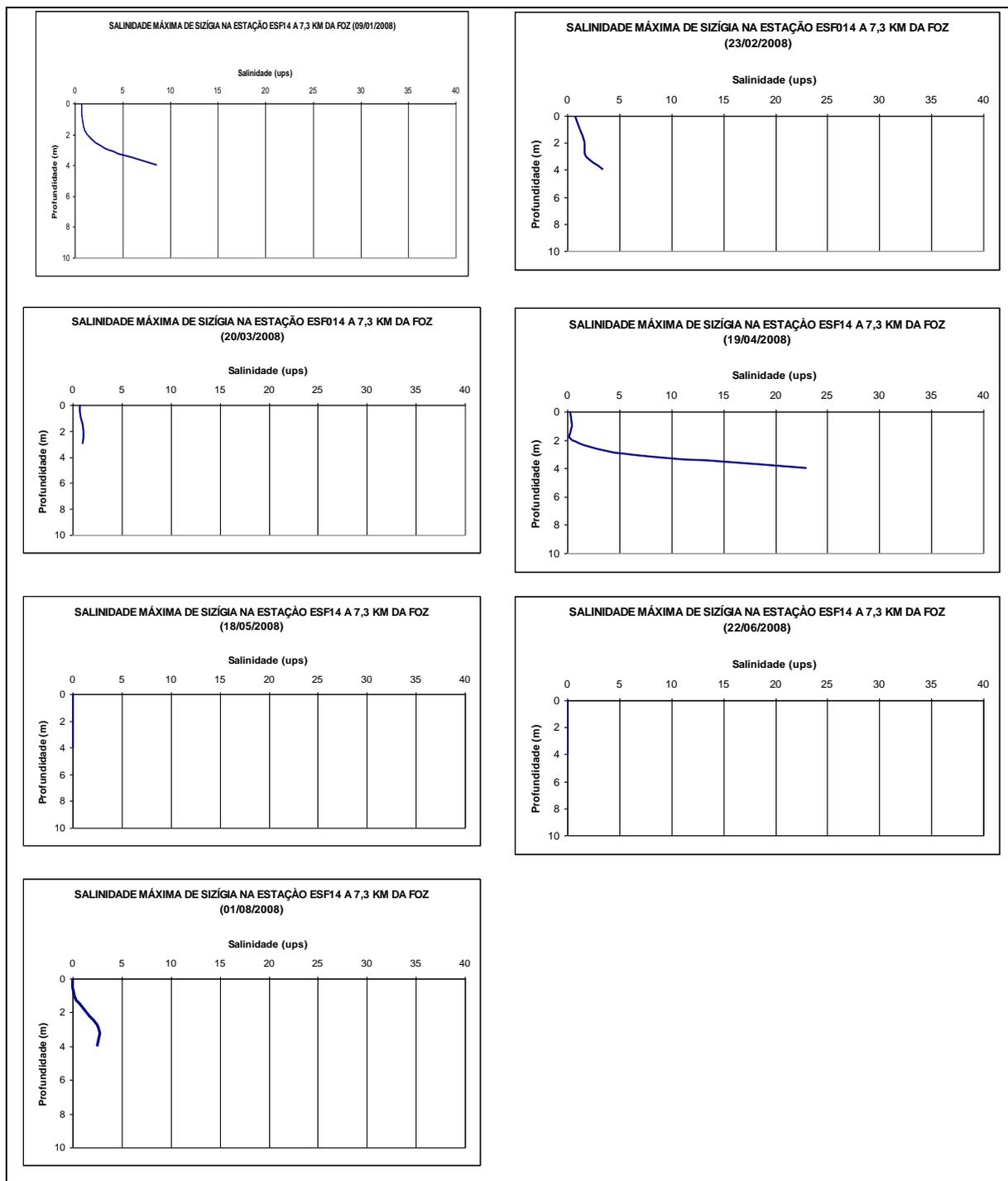


Figura 5.5-50 - Distribuição vertical das correntes e salinidades de Sizígia na estação ES14, próxima à junção do Canal Potengi (UTM Córrego Alegre 24L784359, 8841571), entre as 07h00min e às 08h30min do dia 02 de agosto de 2008.

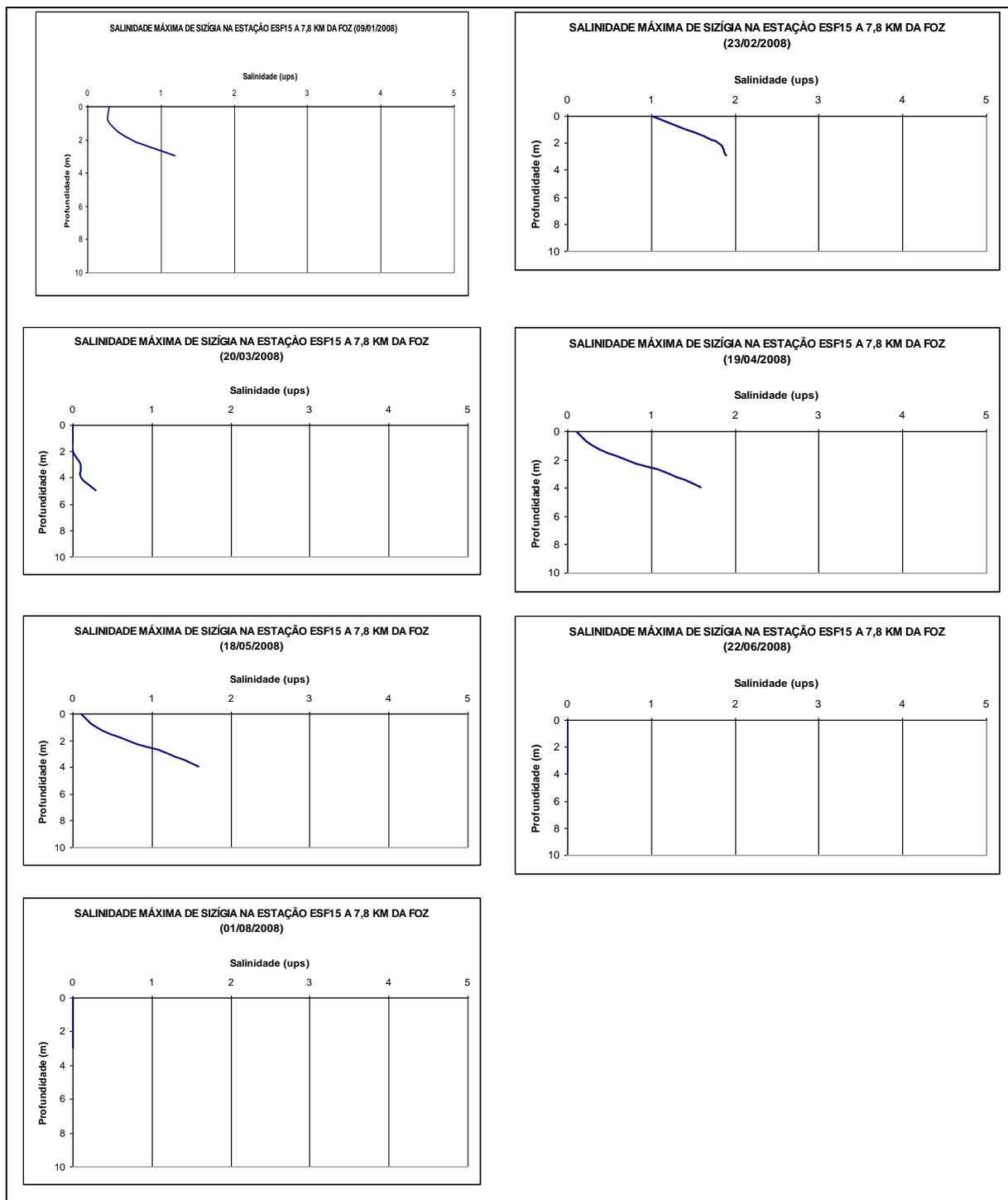


Figura 5.5-51 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF15, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

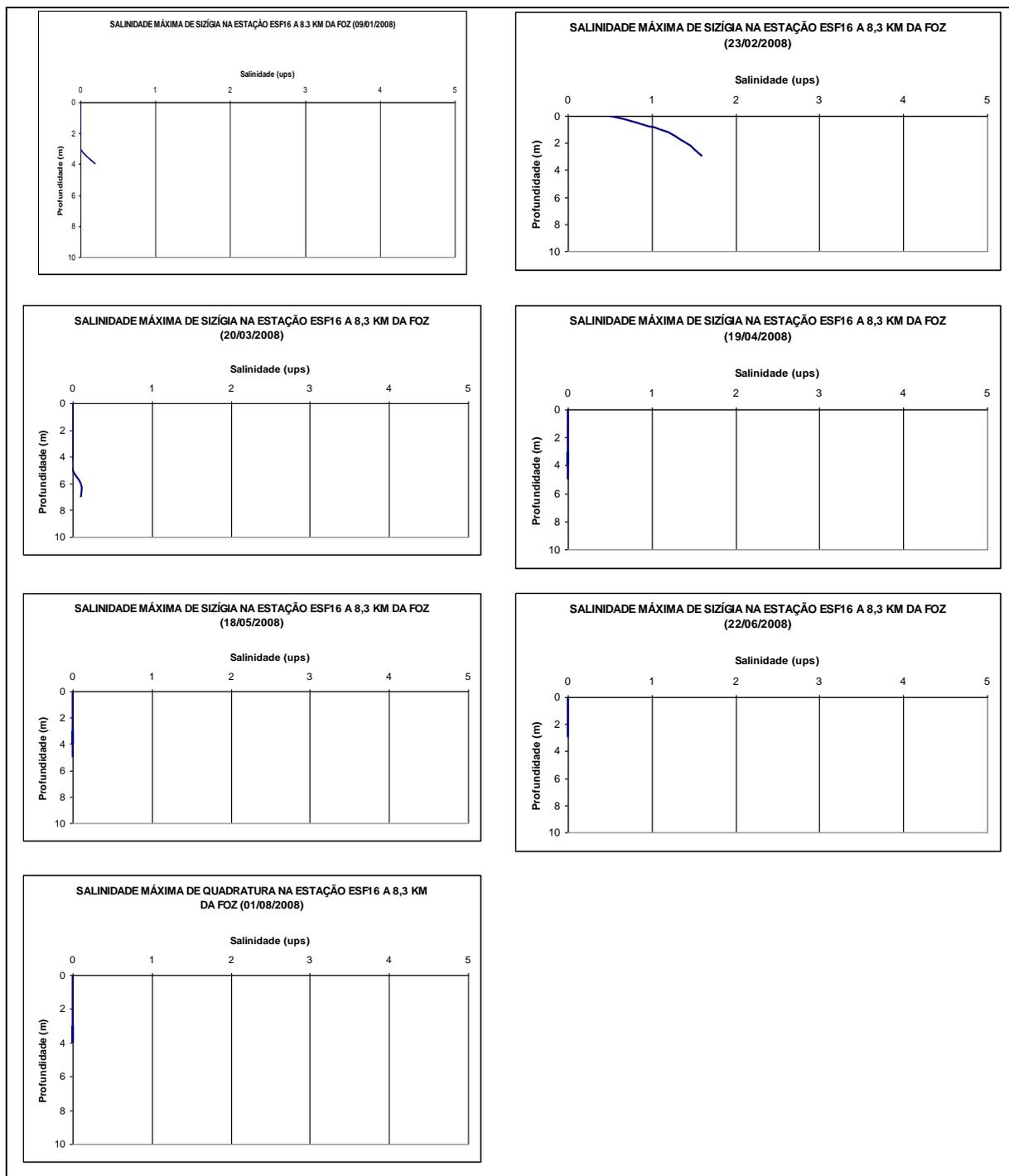


Figura 5.5-52 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF16, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

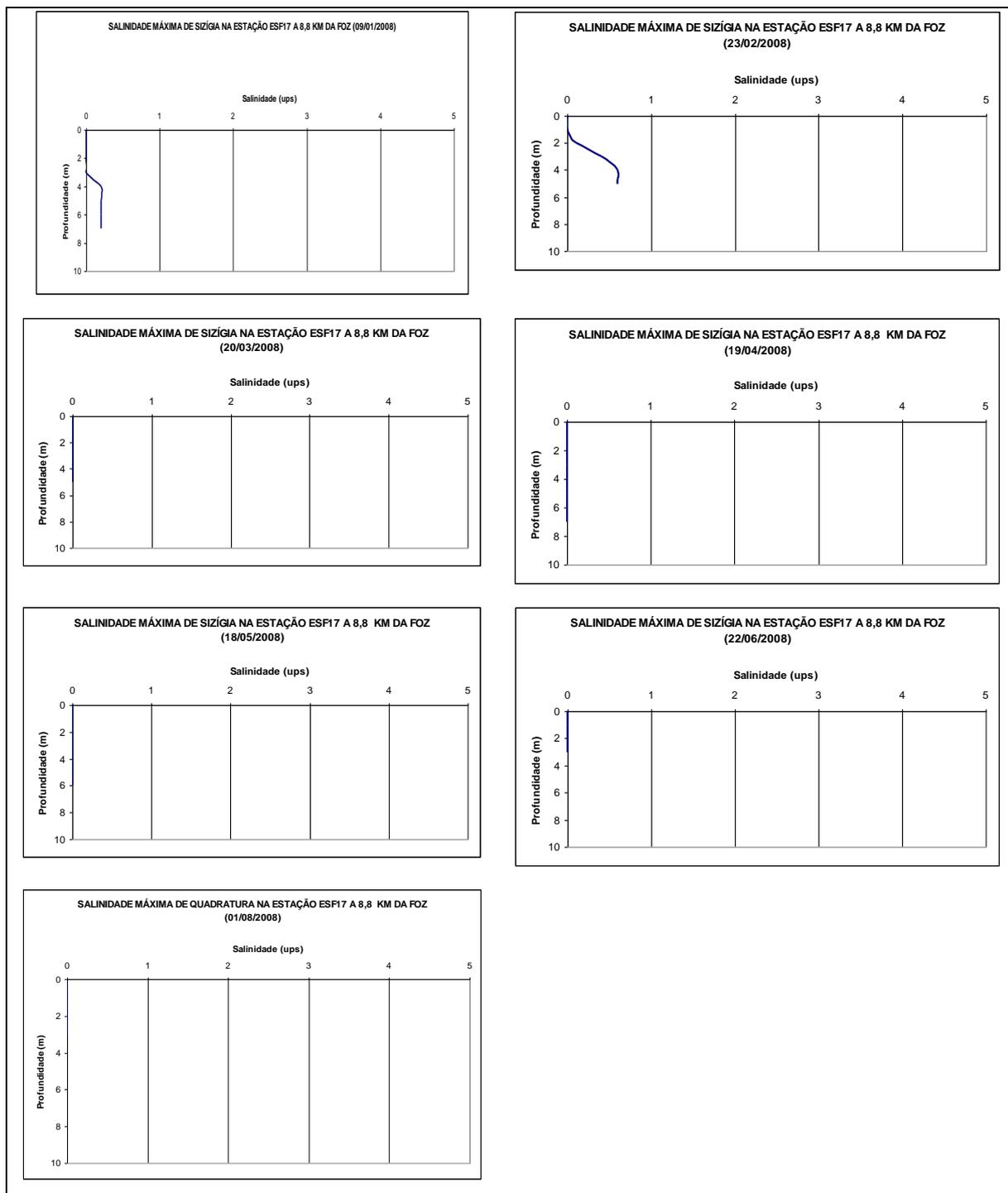


Figura 5.5-53 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF17, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

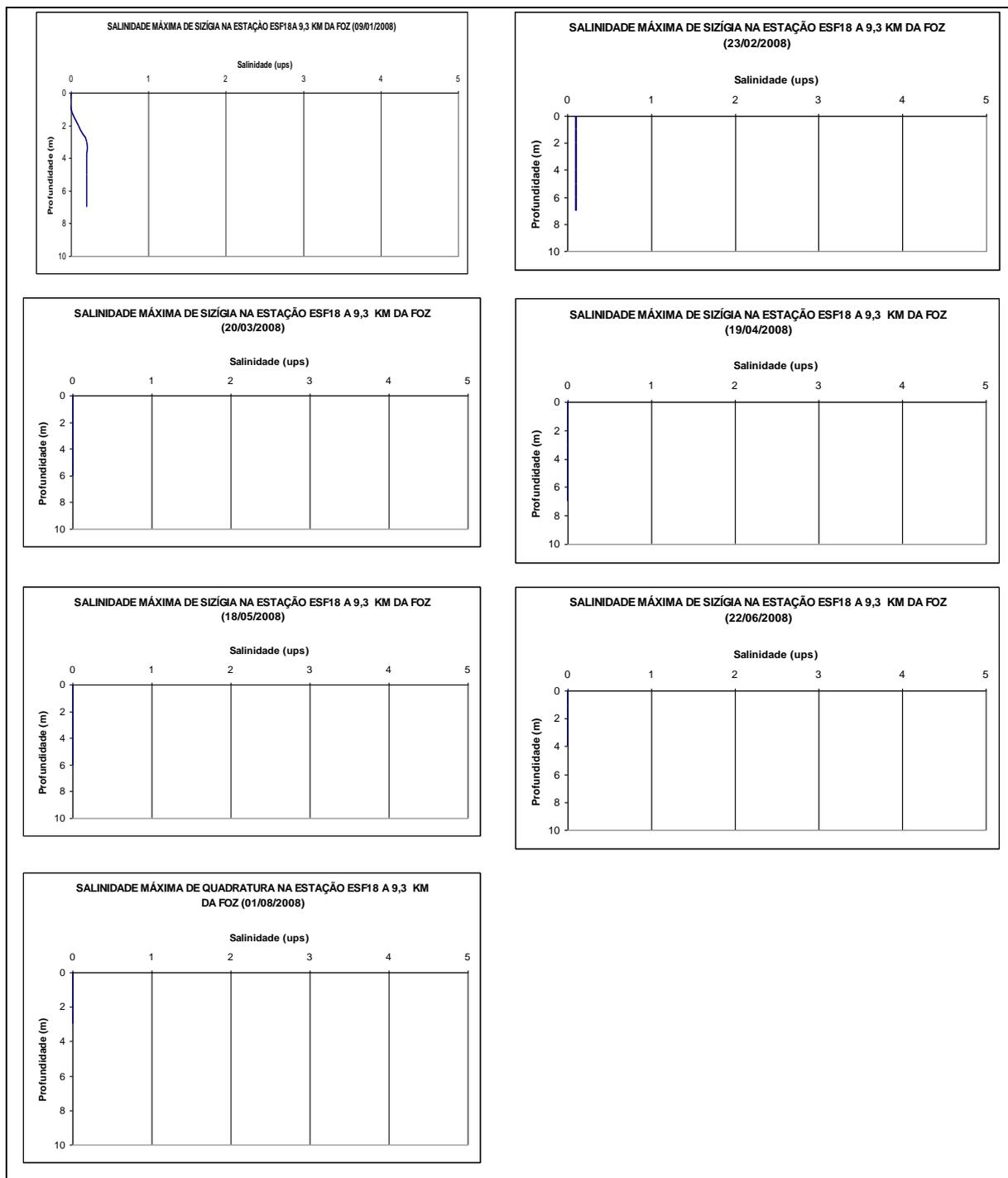


Figura 5.5-54 - Distribuição vertical das salinidades na preamar de Sizígia na estação ESF18, com as vazões defluentes em UHE Xingó de 1500, 1100, 1100, 1300, 1300, 1500 e 1750 m³/s nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e agosto de 2008, respectivamente.

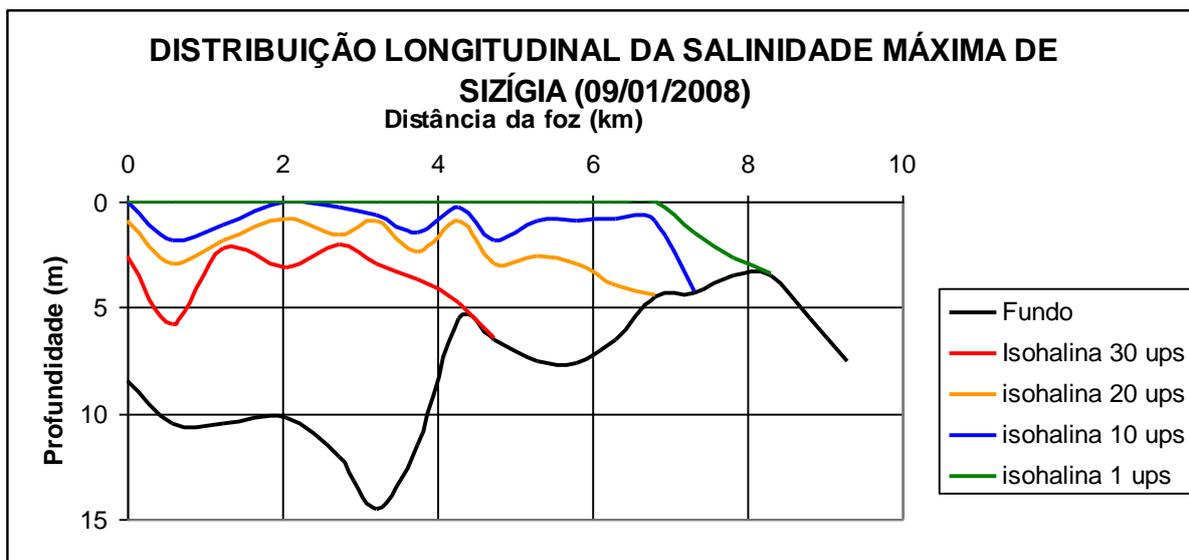


Figura 5.5-55 - Distribuição da salinidade na preamar de Sizígia no dia 09 de janeiro de 2008, com vazão defluente na UHE Xingó de 1500 m³/s e altura de maré de 170 cm, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

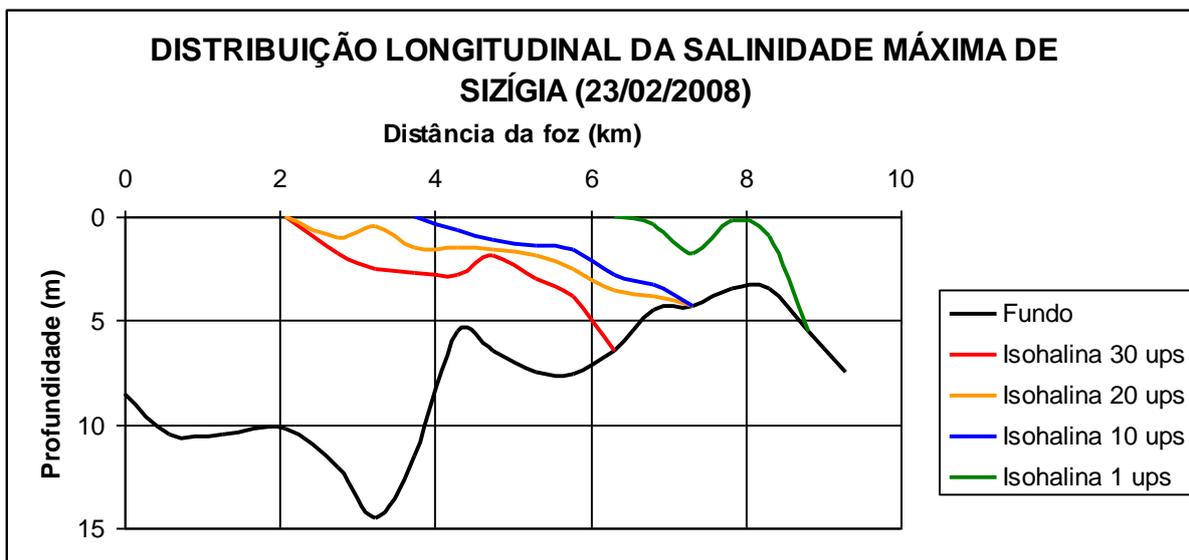


Figura 5.5-56 - Distribuição da salinidade na preamar de Sizígia no dia 23 de fevereiro de 2008, com vazão defluente na UHE Xingó de 1100 m³/s e altura de maré de 190 cm, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

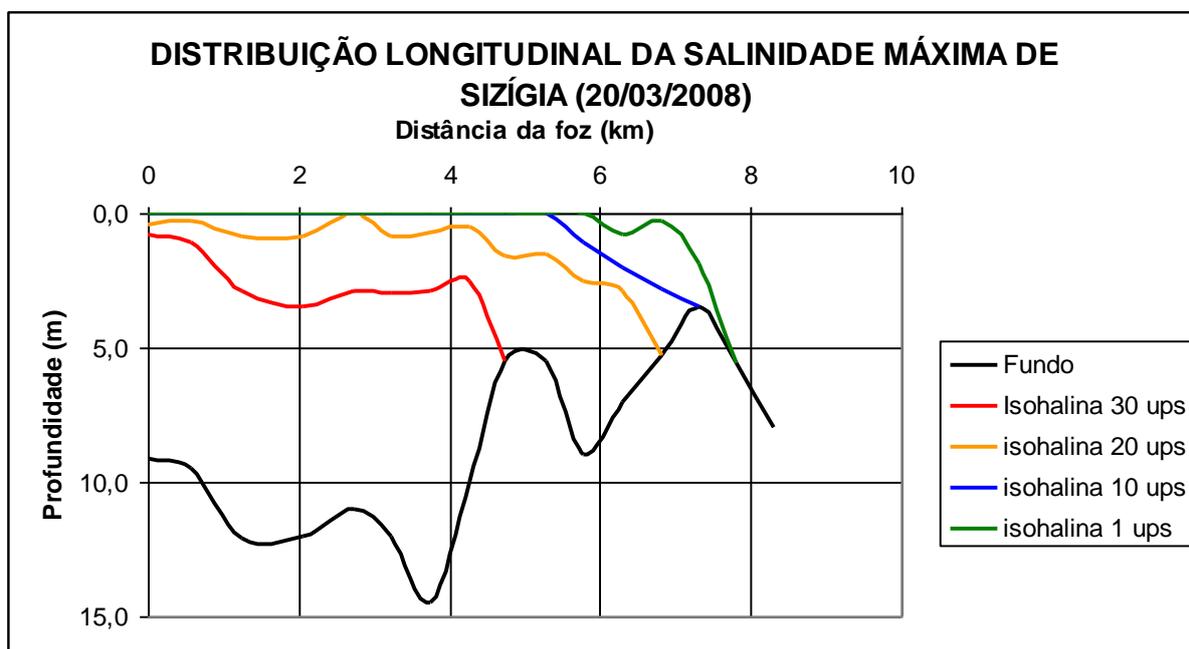


Figura 5.5-57 - Distribuição da salinidade na preamar de Sizígia no dia 20 de março de 2008, com vazão defluente na UHE Xingó de 1100 m³/s e altura de maré de 200 cm, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

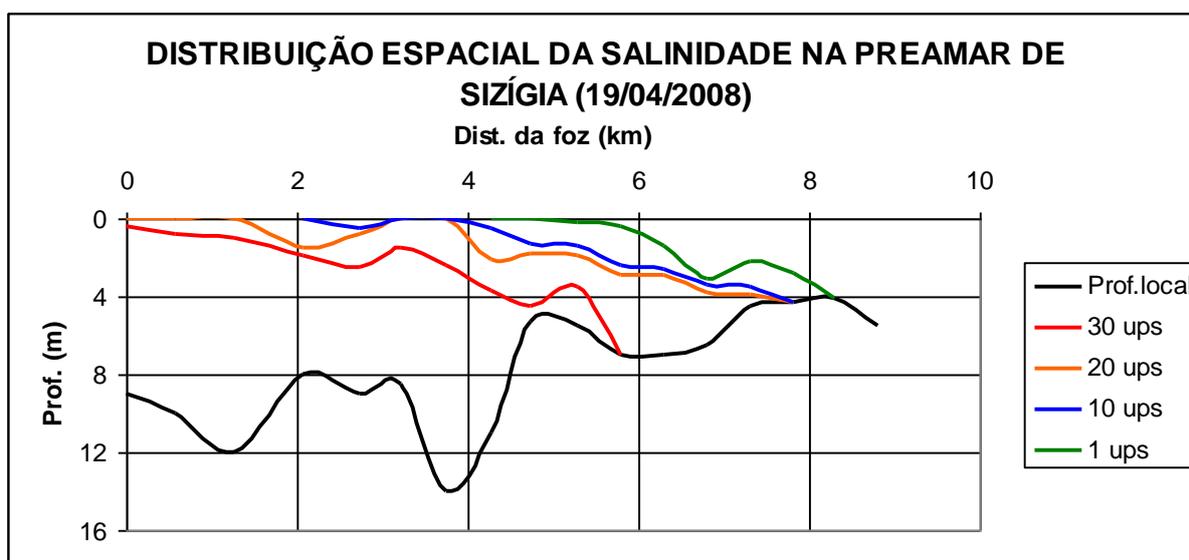


Figura 5.5-58 - Distribuição da salinidade na preamar de Sizígia no dia 19 de abril de 2008, com vazão defluente na UHE Xingó de 1300 m³/s e altura de maré de 180 cm, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

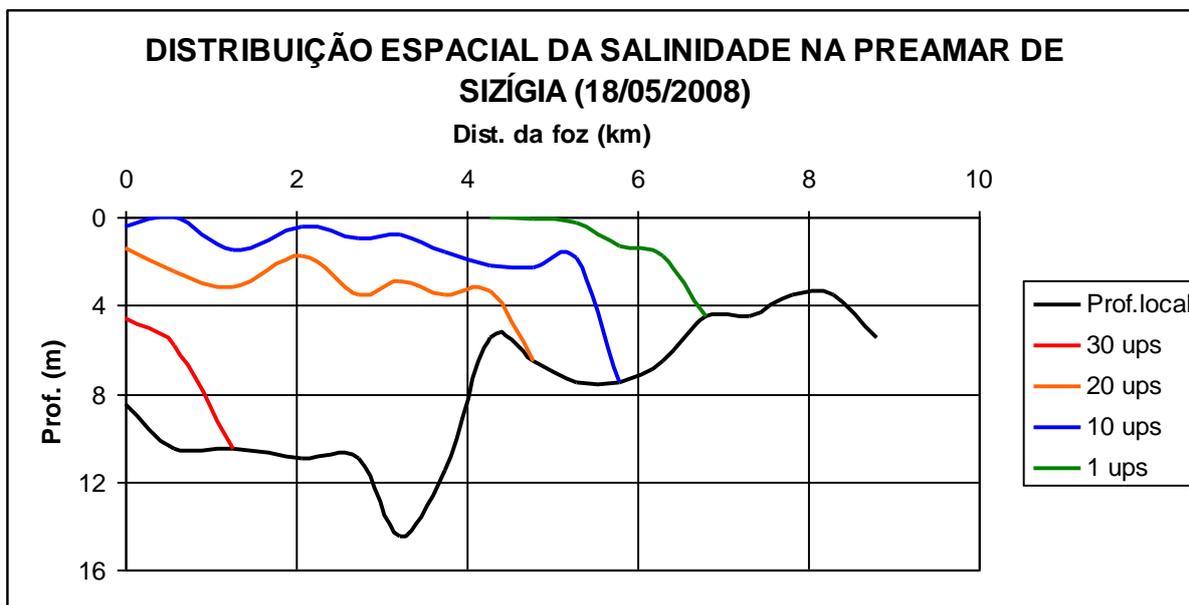


Figura 5.5-59 - Distribuição da salinidade na preamar de Sizígia no dia 18 de maio de 2008, com vazão defluente na UHE Xingó de 1300 m³/s e altura de maré de 150 cm, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

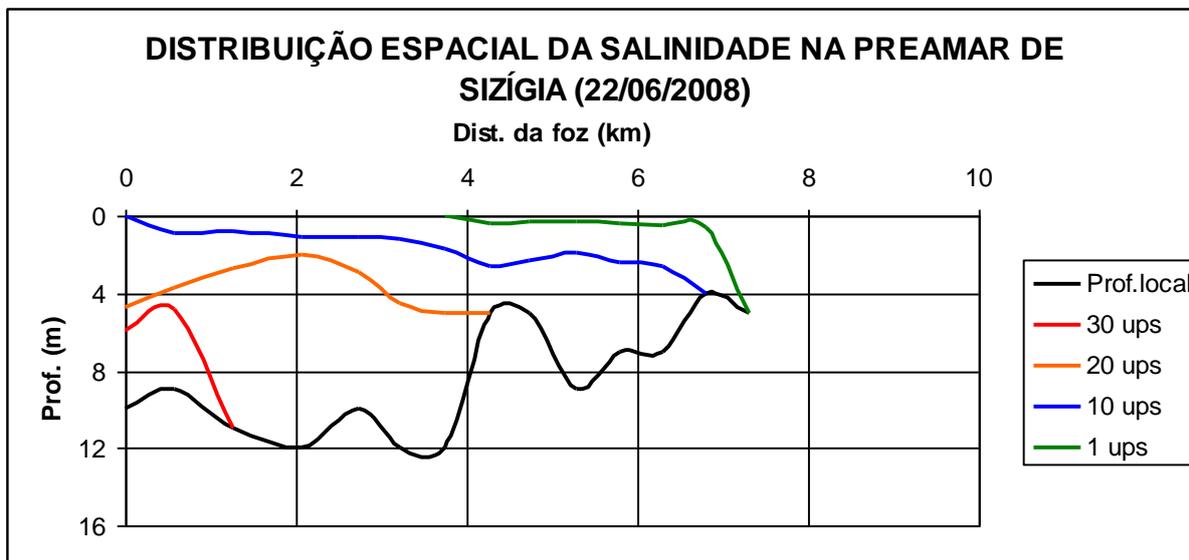


Figura 5.5-60 - Distribuição da salinidade na preamar de Sizígia no dia 22 de junho de 2008, com vazão defluente na UHE Xingó de 1500 m³/s e altura de maré de 170 cm, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

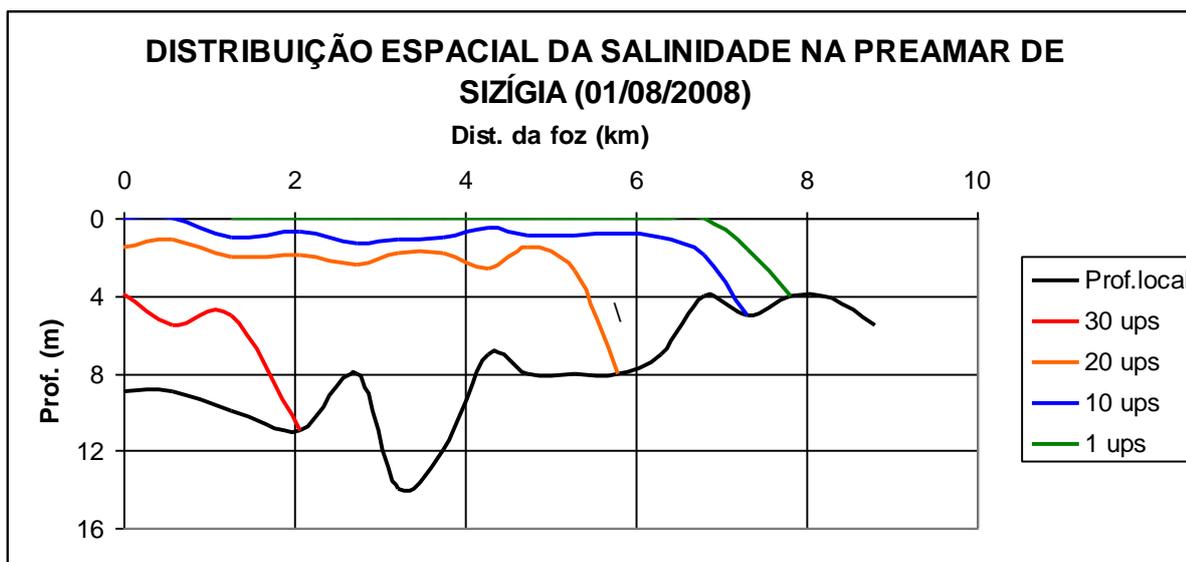


Figura 5.5-61 - Distribuição da salinidade na preamar de Sízigia no dia 01 de agosto de 2008, com vazão defluente na UHE Xingó de 1750 m³/s e altura de maré de 200 cm, ao longo do Talvegue do canal principal do estuário do rio São Francisco.

5.6. Conclusões

Nas marés de Quadratura e de Sízigia as correntes superficiais são maiores nas camadas de água mais superficiais, ou seja, durante as vazantes ocorrem maiores intensidades de correntes positiva junto da superfície e durante as marés enchentes ocorrem maiores intensidades de correntes negativas nas camadas mais profundas. Podendo, inclusive, se formar uma circulação gravitacional com as camadas superficiais com correntes positivas e as camadas inferiores com correntes negativas.

As estratificações são mais intensas com as menores marés de Quadratura, quando as massas de água superficiais permanecem com baixíssima salinidade e as camadas junto ao fundo sofrem a salinização na forma de cunha salina.

Durante as marés de Sízigia, à distância percorrida pela cunha salina no estuário é maior do que durante as marés de Quadratura, inclusive, também é maior, a proporção da água de origem oceânica na mistura da massa de água estuarina.

A dimensão da cunha salina de inverno, nas marés de Quadratura e de Sízigia é menor durante o inverno de 2008 comparado com a dimensão ocorrida no verão deste mesmo ano, devido ao incremento da vazão do rio.

6. Bibliografia

ALDER, V. A. 1999. Tintinnoinea. In: **South Atlantic Zooplankton**. Boltovskoy, D., (ed). Backhuys Publishers, Leiden. The Nertherlands. Vol. I. p. 321-384.

ALVIN, M. C.C. **Caracterização alimentar da ictiofauna em um trecho do alto rio São Francisco, município de Três Marias – MG**. São Carlos: Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, UFScar, 1999. 32p. (Tese, Mestrado em Ecologia e recursos naturais).

A.P.H.A./A.W.W.A./W.E.F. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19^a ed., Washington: A . P.H. A ., 1995.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophyta, 3: Oscillatoriales. **Algological Studies**, v. 80, n.1/4, p. 327-472.1988.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophyta, 5: Stigonematales. **Algological Studies**, n.59, p. 1-73.1990.

ARORA, A. **Rotifera as indicator of trophic nature environments**. Hydrobiologia, v. 27: **146-159, 1966**.

BARBOSA, J.E.L., MENDES, J.S. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e aspectos físicos e químicos das águas do reservatório Acauã, semi-árido paraibano. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE FICOLOGIA (Org.), **Formação de Ficólogos: um compromisso com a sustentabilidade dos recursos aquáticos**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2005, p. 339-360.

BARNESE, L. E; SCHELSKE, C. L. Effects of nitrogen, phosphorous and carbon enrichment on planktonic and periphytic algae in a softwater, oligotrophic lake in Florida, USA, **Hydrobiologia**, v. 289, p. 199-214, 1994.

BAYS, J.S.; CRISMAN, T.L. **Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes**. Can. J. Fish Aquat. Sci., v. 140: **1813-1819, 1983**.

BÇRZINŠ, B.; PEJLER, B. **Rotifer occurrence in relation to oxygen content**. Hydrobiologia, v. 183: **165-172, 1989**.

BEVERIDGE, M. **Cage aquaculture**. Oxford, Fishing News Books. 1991. 351p.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Biotecnologia: Ciência e Desenvolvimento**, 2003. v.30, p.82-90.

BJÖRNENBERG, T. K. S. On the marine free-living copepods of Brazil. *Bol. Ins. Oceanogr.* São Paulo, T. 13, fasc, 1: 3-143, 1963.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les algues vertes.** Paris: Ed. N. Boubée, 572 p. 1966.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome II: Chrysophycées, Xanthophycées et Diatomées.** Paris: Ed. N. Boubée, 517 p. 1968.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: les algues brues et rouges, les Eugléniens, Peridiniens et Chryptomonadiens.** Paris: Ed. N. Boubée, 512 p. 1970.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce.** Paris: Editions Boubée, 1971.

BOUVY, M., MOLICA, R., DE OLIVEIRA, S., MARINHO, M., BECKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, n. 3, p. 285-297, 1999.

BOUVY, M., FALCÃO, D., MARINHO, M., PAGANO, M., MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13-27, 2000.

BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M. 1998. **Bottom fauna using a solution of sodium chloridæ.** *Verhandlungen fur Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, v.26, p.2358-2359.

BRANDINI, F. P. et al. **Planctologia na plataforma continental do Brasil:** diagnose e revisão bibliográfica. Rio de Janeiro: [s.n.], 1997. 196 p.

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CARRILLO, Y.; GUARÝ, A.; GUILLOT, G. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in atropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). **Aquatic Botany** 85 (2006) p. 7–15.

CHAGAS, G. G.; FONSECA, M. N.; SUZUKI, M. S. Produção primária da macrófita aquática *Egeria densa* Planch, na lagoa do Campelo. In: Vi Congresso de Ecologia do Brasil, 2003, Fortaleza. Ecosistemas Brasileiros: manejo e conservação, 2003.

CHELLAPPA, N.T; COSTA, M.A.M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v.24, p.S3-S10. 2003

CHESF. **Levantamento dos potenciais poluidores dos reservatórios do Complexo de Paulo Afonso**: Relatório Técnico Final Nº 003 / 2005. Recife, CHESF/DMA/DEMG, 2005. 44p + anexos.

CHESF. Dados técnicos do rio São Francisco. Disponível em: http://www.chesf.gov.br/riosaofrancisco_dadostecnicos.shtml. Acesso em: 25/01/2008.

CLEVE-EULER, A. **Die Diatomeen von Schweden und Finnland**. Stokholm: Almqvist & Wiksells, 1955. 232 p. (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4 ser.,v.4,n.4).

CLEVE-EULER, A. **Die Diatomeen von Schweden und Finnland**. Stokholm: Almqvist & Wiksells, 1953a. 158p. (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4 ser.,v.4,n.1).

CLEVE-EULER, A. **Die Diatomeen von Schweden und Finnland**. Stokholm: Almqvist & Wiksells, 1953b. 255p. (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4. Serie v.4, n.5).

CLEVE-EULER, A. **Die Diatomeen von Schweden und Finnland**. Stokholm: Almqvist & Wiksells, 1952. 153p. (Kungl.Svenska vetenskapsademiens handlingar, 4. Serie v.3, n.3).

COLE, G.A. **Textbook of limnology**. Saint Louis: The C.V. Mosby, 1975. 283p.

COOK, C. D. K.; GUT, B. J.; RIX, E. M. ; SCHNELLER, J. & SEITZ, M. 1974. **Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes**. The Hague, W. Junk.

COOK, C. D. K. **Aquatic Plant Book**. The Hague, SPB Academic Publishing. 228p. 1990.

COSTA, I.A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.C.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M.; CHELLAPPA, N.T. Occurrence of toxin producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p.211-219, 2006.

CRONQUIST, A. **An Integrated System of Classification of Flowering Plants**. New York. Columbia Univ. Press. 1262 p. 1981.

CUPP, E. E. Marine Plankton Diatoms of the West Coast of North America. **Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography of the University of California**, La Jolla, v. 5. p 1-238, 1943.

Davies, B. R. & Walmsley, R. D., 1985. Perspectives in Southern Hemisphere Limnology. Developments in Hydrobiol. 28.

DAY JUNIOR, J. W. et al. **Estuarine ecology**. New York: J.Wiley, 1989. 555 p.

DESIKACHARY, T. V. **Cyanophyta**, New Dehli : Indian Council of Agricultural Research, 1959. 686p.

DILLON, P.J. & RIGLER, F.H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorous concentration in a lake water. **J. Fish. Res. Bd. Can.**, 31: 1771-1778. 1974.

DOMÍNGUEZ, E. FERNANÁNDEZ, H. R. (eds). 2001. **Guia para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Argentina. 282p

EGGE, J. K.; AKSNES, D. L. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. **Marine Ecology Progress Series**, v. 83, p. 281-289, 1992.

EINSELE, U. **Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida**. Spektrum Akademischer Ver. 1998, 782 p.: ill.

ELER, M.N. **Influência do pacu (*Piaractus mesopotamicus*, Holmberg, 1887) e do fluxo contínuo de água nas características limnológicas de viveiros de piscicultura**. 158 f. Dissertação (Mestrado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1996.

ELER, M. N.; PARESCHI, D. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BARBOSA, D. S. Ocorrência de Rotifera e sua relação com o estado trófico da água em pesque-pague na bacia do rio Mogi-Guaçu – SP. **Boletim Técnico do CEPTA, Pirassununga**, v. 16: 41-56, 2003.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de Identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Ed. Universa: Brasília, 1997. 155p.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, EMBRAPA/Embrapa Solos/Embrapa Informática. 1999. 370p.

ESKINAZI-LEÇA, E. Shelf off Alagoas and Sergipe (Northeastern Brazil) 3. Diatoms from São Francisco River Mouth. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, v.9/11, p. 131-192, 1967/1969.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2^a ed. Rio de Janeiro, Interciência. 1998. 602p.

ESTEVES, K. E. & SENDACZ, S. - Relações Entre a Biomassa do Zooplâncton e o Estado Trófico de Reservatório do Estado de São Paulo. **Acta Limnol. Brasil.**, II: 587-604, 1988

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Programa de zoneamento da piscicultura em tanques-rede no reservatório de Boa Esperança**: Diagnóstico ambiental, Zoneamento de áreas aquícolas e estimativa da capacidade de suporte. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2003. 126 p. + anexos.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Redimensionamento da capacidade de produção em tanques-rede do Reservatório de Xingó**: Relatório Técnico. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2002a. 85p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Redimensionamento da capacidade de produção em tanques-rede do Reservatório de Xingó**: Sumário Executivo. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2002b. 33p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Zoneamento da piscicultura em tanques-rede nos reservatórios do submédio São Francisco**: Introdução e Zoneamento do Reservatório de PA-IV. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2000a. 50 p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Zoneamento da piscicultura em tanques-rede nos reservatórios do submédio São Francisco**: Zoneamento do Reservatório de Xingó. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2000b. 90 p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Zoneamento da piscicultura em tanques-rede nos reservatórios do submédio São Francisco**: Zoneamento do Reservatório de Moxotó. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2000c. 63 p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Zoneamento da piscicultura em tanques-rede nos reservatórios do submédio São Francisco**: Zoneamento do Reservatório de Itaparica. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2001. 110 p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do reservatório de Sobradinho**. 1^o. Relatório Anual das Atividades Outubro/2006 a Setembro/2007. FADURPE/CHESF/UFRPE, Recife, 2008.

FÉLIX, R.T.S. 2008. **Atividade reprodutiva de Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840) (Actinopterygii, Perciformes), no reservatório de Pedra, rio de Contas, Bahia**. Recife. 92p. (Trabalho para obtenção do título de Mestre em Recursos pesqueiros e Aqüicultura. Dept^o de Pesca e Aqüicultura, UFRPE).

FERNANDEZ, M. A.; THIENGO, S. C.; BOAVENTURA, M. F. 2001. **Gastrópodes límnicos do Campus de Manguinhos, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, RJ.** Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical. V. 34. Nº 3, p.279-282.

FIGUEREDO, C.C.; GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v.445, n.1-3, p.165-174. 2001.

FONT QUER, P. 1977. **Diccionario de Botánica.** Barcelona: Labor, 1244 p.

FRANÇA, R. S.; SURIANI, A. L.; LUCCA, J. V.; ROCHA, O. 2007. Presença de moluscos exóticos invasores na malacofauna dos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos (baixo rio Tietê), SP. **Anais da Jornada Sobre Espécies Invasoras.** Universidade Federal de São Carlos. 27 pp.

FREITAS, J.R.; BEDÊ, L.C.; MARCO Jr, P.; ROCHA, L. A.; SANTOS, M. B. L. 1987. Population dynamics of aquatic snails in Pampulha Reservoir. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz.** 82 (supl). p. 299-305.

FREITAS, L.M. 2004. **Avaliação da qualidade da água do rio Manguaba, estado de Alagoas, Brasil, com ênfase na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.** Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Federal de São Carlos – São Paulo, 135p.

GEITLER, L. **Cyanophyceae.** Akademische Verlagsgesellschaft. m.b.h., Leipzig, 1196p. 1932.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fish.** Califórnia: Academic Press, 1994.

GOLTERMAN, H.J.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.** London: Blackwell Sci. Pub., 1978. 214p. (IBP Handbook, 8)

GOMES, J.H.C.; VERANI, J.R. 2003. Alimentação de peixes do reservatório de Três Marias, p. 195-227. In H. P. Godinho (org). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais.** Belo horizonte: PUC Minas, 468p.

GOULART, M., CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, 2, nº1. p.153-164.

GRAGNANI, A.; SCHEFFER, M.; RINALDI, S. Top-down control of cyanobacteria: a theoretical analysis. **American Naturalist**, v. 153, p. 59-72. 1999.

HAKANSON, L. & CARLSSON, L. Fish farming in lakes and acceptable total phosphorous loads: Calibrations, simulations and predictions using LEEDS model in Lake Southern Bullaren, Sweden. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 1: 1-24. 1998.

HAKANSON, L.; CARLSSON, L.; JOHANSSON, T. A new approach to calculate the phosphorous load to lakes from fish farm emissions. **Aquacultural Engineering**, 17: 149-166. 1998.

HAMILTON, S. K. 1993. Características limnológicas de importância para as plantas aquáticas no Pantanal. In: Encontro de Botânicos no Centro-oeste, 2, Corumbá. **Resumos**. Brasília SBB, Corumbá: UFMS/CEUC, p.14.

HANH, N. S.; LOUREIRO, V. E.; DELARIVA, R. L. Atividade alimentar da corvina, *Plagioscion squamosissimus* (HECHEL, 1940), no rio Paraná, *Acta Scientiarum* vol 2 p. 11-12, 1999.

HAVENS, K.E. & SCHELSKE, C.L. The importance of considering biological processes when setting total maximum daily loads (TMDL) for phosphorous in shallow lakes and reservoirs. **Environmental Pollution**, 113: 1-9. 2001.

HOEHNE, F.C. 1955. Relatório anual do Instituto de Botânica: exercício de 1951. Secretaria da Agricultura, São Paulo.

HORECKÀ, M.; KOMAREK, J. Taxonomic position of three planktonic blue-green algae from the genera *Aphanizomenon* and *Cylindrospermopsis*. **Preslia**, v. 51, p. 289-312, 1979.

HUSTEDT, F. Die Kieselalgen. **L.Rabenhorst Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz**, v. 7, n.1-4, p.1-920, 1961-1966.

HUSTEDT, F. Die Kieselalgen. **L. Rabenhorst Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz**, v. 7, n.1-6, p. 1-920, 1959.

HUSTEDT, F. Die Kieselalgen. **L. Rabenhorst Kryptogamen-Flora Von Deutschland, Österreichs und der Schweiz**, v.7, p. 1-920, 1930. pt. 1).

HUSZAR, V.L.M. Floristic composition and biogeographical aspects of the phytoplankton of an Amazonian floodplain lake (lake Batata, Pará, Brazil) **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 127-136, 1996.

IBGE. **Dados estatísticos de cidades**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Acesso em 20/01/2008.

IRGANG, B. E.; GASTAL Jr., V. C. S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**. Porto Alegre. Edição dos autores, 1ª ed., 290 p. 1996.

JABLONSKA, I.; PATUREJ, E. 1999. The domination and constancy of occurrence of invertebrate communities in the Hancznska Bay, Lake Wigry, NW Poland. **Acta Hydrobiol.**, Cracow, v.41, n.6, p.249-253.

JERJOUR, S.; PANKOW, H.; KELL, V. Die Algenvegetation der Unterwarnow. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, N-Reihe, v.39, n° 3, p-29-37, 1990.

JOHANSSON, T.; HAKANSON, L.; BORUM, K.; PERSSON, J. Direct flows of phosphorous and suspended matter from a fish farm to wild fish in Lake Southern Bullaren, Sweden. **Aquacultural Engineering**, 17: 111-137. 1998.

JOLY, A. B. 1987. Botânica: introdução a taxonomia vegetal. São Paulo: Ed. Nacional.

JUDD, W. S.; KELLOG, E. A.; STEVENS, P. F. **Plant Systematics: a Phylogenetic Approach**. Sinauer Associates, Sunderland. 2002.

JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J. VIEIRA, I. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-uma, a primeira represa hidroelétrica da Amazônia central. *Acta amazônica*, 11(4): 689 – 716.

KINNE, O. **Marine Ecology**. London: Wiley – Interscience, 1970. p.321-514.

Kirk, J.T. Optical limnology: a manifesto. In: Williams, W.D. & Dekker, O. (eds.). *Limnology in Australia*. Australian Limnological Society, p. 33-62. 1986.

KLIMOWICZ, H. Microfauna of activated sludge. Part III. The effects of physico-chemical factors on the occurrence of microfauna in the annual cycle. **Acta Hydrobiol.**, v. 15: 167-188, 1973.

KOMÁREK, J. Sobre las cianofíceas de Cuba: 3 especies planctónicas que forman florecimientos de las aguas. **Acta Botánica Cubana**, v. 19, p. 1- 33, 1984.

KOMÁREK, J. A review of water-bloom forming. In: *Microcystis: species, with regard to populations from Japan*. **Algological Studies**, v. 64, p. 115-127, 1991.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophyte, 4: Nostocales. **Algological studies**, v. 56, p. 242-345, 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophyte: 2- Chroococcales. **Algological Studies**. 43:157-226. 1986.

KOMÁREK, J.; KOVÁČIK, L. Trichome structure for *Aphanizomenon* taxa (Cyanophyceae) from Czechoslovakia, with notes on the taxonomy and delimitation of the genus. **Plant Systematics and Evolution**, v. 164, p. 47-64, 1989.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.) **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie Weinheim. 117-187. 1976.

KOSTE, W. **Rotatoria; Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk Begundet von Max Voigt. Uberordnung Monogononta**, 2 Auflage neubearbeitet von. (I. Textband – Mit 63 Textabbildungen) Berlin: Gerbruder Borntraeger, 1978a. 673p.

KOSTE, W. **Rotatoria; Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk Begundet von Max Voigt. Uberordnung Monogononta**, 2 Auflage neubearbeitet von. (II. Textband – Mit 234 Textabbildungen) Berlin: Gerbruder Borntraeger, 1978b.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper-Collins, 1989. 654p.

KUBITZA, F. Tanques-rede, razões e impacto ambiental. **Panorama da Aquicultura**, 9(51): 44-50. 1999.

Lal, R., 1985. Soil erosion and sediment transport research in tropical Africa. *Hydrol. Sci. J.* 30:239-256.

LANGE, C. B.; HASLE, G. R.; SYVERSTEN, E. E. Seasonal cycle of diatoms in the Skagerrak, North Atlantic, with emphasis on the period 1980-1990. **Sarsia**, Oslo, v.77, p. 173-187, 1992.

LINDERGAARD, C. 1995. Classification of water-bodies and pollution. In: ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L. C. V. (Eds). **The Chironomidae**. The biology and ecology of non-biting midges. London: Chapman & Hall, p.385-404.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biologia Marina**, [s.l.] n. 22, p. 1-29. 1986.

MÄEMETS, A. Rotifers as indicators of lake types in Estonia. **Hydrobiologia**, v. 104: 357-361, 1983.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. **Water analysis**: some revised methods for limnologists. London: Scient. Public., 1978. 121p.

MAFALDA-JÚNIOR, P. O.; OLIVEIRA, O.C.; SOUZA C. S. Análise de Padrões Espaciais e Sazonais na Distribuição e Abundância do Fitoplâncton, Zooplâncton e Ictioplâncton na Região da Foz do Rio São Francisco Dezembro de 2002. In: **Relatório final do Projeto**

de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco Ana/Gef/Pnuma/Oea. Maceió, AL. 2002.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement.** New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179 p.

MANSUR, M.C.D.; CALLIL, C. T.; CARDOSO, F. R.; IBARRA, J. A. A. 2004. Uma retrospectiva e mapeamento da invasão de espécies de *Corbicula* (Mollusca, Bivalvia, Veroneida, Corbiculidae) oriundas do sudeste Asiático, na América do Sul. In: SILVA, J.S.V. & SOUZA, R. C. C. L. (eds.) **Água de lastro e bioinvasão.** Interciência, Rio de Janeiro. p.39-58.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p. 39-54.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, S.N.; AGUENA, L.S.; MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Rev. Bras. Biol., v. 50, n. 4:** 923-935, 1990.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetacion.** Washington: Secretaria General de la Organizacion de los Estados Americanos, 1982. 168p. (Programa Regional de Desarrollo Cientifico y Tecnológico, Washington).

MEDEIROS, P. R. P. **Aporte Fluvial, Transformação e Dispersão da Matéria em Suspensão e Nutrientes no Estuário do Rio São Francisco, Após a Construção da Usina Hidroelétrica do Xingó (AL/SE).** UFF, 2003a. 183 p. (Tese de Doutorado).

MEDEIROS, P. R. P. **Determinação da Carga de Nutrientes do Rio São Francisco na Região de sua Foz.** Projeto GEF São Francisco (ANA/ GEF/ PNUMA /OEA). UFAL, 2003b. 131 p. (Relatório Final).

MELO-MAGALHÃES, E. M. Comunidade Fitoplanctônica do Reservatório da UHE de Xingo. In: **Relatório final do Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco Ana/Gef/Pnuma/Oea.** Maceió, AL. 2003.

MENDONÇA, E.S. & MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises.** Viçosa, UFV, 1ª. Ed. 2005. 107p.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. 1996. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America.** Kendall/Hunt Publishing Company. 862p.

MIRANDA, B. M.; CASTRO, B. M.; KJERVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 2002. 441 p.

MIZUNO, T. **Illustrations of freshwater plankton of Japan**. Osaka: Hoikusha, 1968. 351p.

MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, v.4, p.743-753. 2005.

MONTÚ, M.; GOEDEN, I. **Atlas dos Cladocera e Copepoda (Crustacea) do estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande, Brasil)**. Pontal do Sul, PR: Universidade Federal do Paraná. 1986, 134 p.: ill.

MOREIRA FILHO, H. et al. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta-Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos estados do Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Alagoas, Brasil. **Biologica brasileira**, v. 6, n.1,2, p. 87-110, 1995.

MORENO, J. L.; LICEA, S.; SANJOYO, H. **Diatomeas del Golfo de California**. Mexico: Universidad Autonoma de Baja California, 1996, 172p.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Indicadores ecológicos: a vida na lama. **Ciência Hoje**, Março de 2005.

MORI, S. A. SILVA, L.A.M.; LISBOA, G.; CORANDIN, L. **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. Ilhéus: Centro de Pesquisas do Cacau, 103p. 1989.

MOSCHINI-CARLOS, V., POMPEO, M.L.M. Dinâmica do fitoplâncton de uma lagoa de duna (Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, MA, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, n. 2, p. 53-68, 2001.

MULLER-MELCHER, F. C.; FERRANDO, H. J. Técnicas para el estudio de las diatomeas. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v.7 n.1/2, p. 151-160, 1956.

MYERS, N. 1996. Recursos oceânicos e costeiros. In: _____. Manual global de ecologia: o que você pode fazer a respeito da crise do meio ambiente. 2 ed. São Paulo, Ed. Augustus.p.2-4.

NASCIMENTO, P. R. F. 2002. *Produção de biomassa de Egeria densa Planchon, nos reservatórios da Hidroelétrica de Paulo Afonso – Bahia*. Dissertação de Mestrado (Universidade Federal Rural de Pernambuco).

NIKOLSKY, G. V. **Theory of Fish Population Dynamics as the Biological Background for Rational Exploitation and Management of Fishery Resources**. Edinburgh: Oliver & Boyd, 1969. 323p.

NOGUEIRA, N.M.C. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica, em cinco lagos marginais do rio Turiaçu, (Maranhão, Brasil) e sua relação com o pulso de inundação**. 2003. 122f. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

NUSCH, E.A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, v. 14, p.14-36, 1980.

ODUM, E.P. 1975. **Ecologia**. São Paulo; Editora Pioneira. 201 p.

OECD. 1982. **Eutrophication of waters**. Monitoring, assessment and control. Paris, OECD, 154p.

OLIVEIRA, A. M. **Estudo Hidrodinâmico-Sedimentológico do Baixo São Francisco, Estuário e Zona Costeira Adjacente (AL/SE)** Projeto GEF São Francisco (ANA/ GEF/ PNUMA /OEA). UFAL, 2003. 81 p. (Relatório Final).

OLIVEIRA-NETO, A.L. **Estudo da variação da comunidade zooplanctônica, com ênfase na comunidade de Rotifera, em curtos intervalos de tempo (variações diárias e nictimerais) na represa do Lobo (Broa) - Itirapina, SP**. 74 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. 1993.

OLIVEIRA, N. M. B.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PEREIRA, S. M. B. & MOURA JUNIOR, A. M. 2005. Capacidade de regeneração de **Egeria densa** nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. *Planta daninha*. 23(2): 363 – 369.

OMORI, M.; IKEDA, T. **Methods in marine zooplankton ecology**. Wiley-Interscience Publication. New York. 1984. 331 p.: ill.

PACE, M. L. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. **Limnol.Oceanogr.**, 31(10): 45-55, 1986

PAMPLIN, P. A. 2004. **Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças nos graus de eutrofização**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 125p.

PARESCHI, D.C. **Caracterização da fauna de Rotifera em corpos da Serra da Mantiqueira (SP)**. 72 f. Monografia (Graduação) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos. 2001.

PARRA, O. O.; GONZALEZ, M.; DELARROSA, V. **Manual taxonomico del fitoplancton de aguas continentales**: com especial referencia al fitoplancton de Chile: chlorophyceae: Parte I: Vovocales, tetrasporales, chlorococcales y ulotricales. Concepción: Editorial Universidad de Concepción, 1983. 151p.

PARRA, O. O. et al. **Manual taxonomico del fitoplancton de aguas continentales. Con especial referencia al fitoplancton de Chile**: cyanophyceae: Concepción: Universidad de Concepcion, 1982. 99p.

PARSONS T. R.; TAKAHASHI, M. HARGRAVE, B. **Biological oceanographics processes**. 3. ed. Oxford: Pergamon Press. 1984. 320 p.

PATRICK, R. Diatoms communities in estuaries. In: LAUFF. G.H.. **Estuaries**. Washington: American Association for the Advancement of Science, 1967. p. 311-315.

PEDRALLI, G. Macrófitos aquáticos: Técnicas e métodos de estudo. **Estudos de Biologia**, v. 26, p.5-24. 1990.

PEDRALLI, G. Padrões Florísticos Como Subsídios à Conservação da Biodiversidade de Macrófitas Aquáticas. In: Tópicos atuais em Botânica: palestras convidadas do 51º Congresso Nacional de Botânica, 2000, Brasília. **Anais EMBRAPA Recursos Genéticos e Biotecnologia**, Brasília. p. 335-339. 2000.

PÉRAGALLO, H.; PÉRAGALLO, M. **Diatommées marines de France et des districtes maritimes voisins**. Paris: J.Tempere, 1897-1908. 491 p.

PEJLER, B. Zooplanktic indicators of trophy and their food. **Hydrobiologia**, v. 101: 111-114, 1983.

PIEIDADE, M.T.F.; JUNK, W.J.; LONG, S.P. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. **Ecology**. 72(4), 1456-1463. 1991.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O, G. L.; HEEMANN, C. 2006. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**. Santa Maria, v.35, n.2, p.494-500.

PIELOU, E. C. **Mathematical ecology**. New York: J. Wiley, 1977. 385p.

PIVA-BERTOLETTI, S.A.E. **Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplancônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo**. 253 f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. 2001.

POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R. 1996. Variação sazonal dos teores de n e p no sedimento do rio Paranapanema (zona de desembocadura na represa de jurumirim, SP). Anai... I Simpósio de Ciências da Engenharia Ambiental. São Carlos, CRHEA/EESC/USP.

POTT V. J.; POTT, A. Distribuição de macrófitas aquáticas do Pantanal. Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal – Os desafios do novo milênio, 3. Corumbá. **Anais... Embrapa Pantanal**, 26 p. 2001.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. EMBRAPA. Corumbá: Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal. 2000.

PRESCOTT, G. W. **How to know the freshwater algae**. 3 ed. Dubuque: WM.C. Brown Company, 1978. 293 p.

PRESCOTT, G. W. **Algae of the western Great lakes area**. 6. ed. Dubuque: WM.C. Brown Company, 1975. 962 p.

RADWAN, S.; POPIOLEK, B. Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophy. **Hydrobiologia**, v. **186/187**: 325-238, 1989.

REID, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Bolm. Zool., Univ. S. Paulo**, v. 9, p. 17- 143, 1985.

RELATÓRIO FINAL ARARAS. **Monitoramento limnológico e avaliação da qualidade da água do açude da UHE Araras** (Proc. CT – E - 1.92.2005.0040.00). 2006. 59p.

REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L., MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

ROUND, F. E. The taxonomy of the chlorophyta II. **British Phycological Journal**, v. 6, n. 2. p. 235-264, 1971.

ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN, D. G. **The diatoms: biology e morphology of the genera**. Cambridge: Cambridge University, 1990. 653p.

RUPERT, E.E.; BARNES, R. 1996. **Zoologia dos Invertebrados**. São Paulo: Roca. 1125p.

SAMPAIO, E.V. **Composição e abundância da comunidade zooplanctônica em tanques enriquecidos com efluente de indústria de processamento de frutas**

cítricas (Citrosuco S.A., Matão SP). 158 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1996.

SANTELICES, B. **Ecologia de algas marinas bentônicas:** efeitos de fatores ambientais. [S.l.: s.n.], 1977. 487p. (Documento de la dirección general de investigaciones).

SANTOS, S. B. A. F., SILVA, A. C.; VIANA, M. S. R. 2003. Aspectos reprodutivos da pescada-do-piauí, *Plagioscion squamosissimus* (HECKEL, 1840), capturada no açude Pereira de Miranda (Petencoste-Ceará). **Rev. Ciência Agronômica**, v.34, n.1, p.5-10.

SCHINDLER, D.W. Eutrophication and recovery in experimental lakes – Implications for lake management. **Science**, **184**: 897-899. 1974.

SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; HORA, R. C. & SOUZA, P. R. 1999. **Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação das plantas aquáticas de Bonito e região.** MS, Campo Grande. Ed. da UFMS, 160p.

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **Bulletin of System Technology Journal**, v. 27, p. 379-423, 1948.

SILVA-CUNHA, M. da G. G. da; ESKINAZI-LEÇA, E. **Catálogo das diatomáceas (Bacillariophyceae) da Plataforma Continental de Pernambuco.** Recife: SUDENE, 1990. 308 p.

SMAYDA, T. J. The plankton of estuaries. In: KETCHUM, B. H. (ed.) *Estuaries and enclosed seas*. Amsterdam: Elsevier, p. 65-112. 1983.

SNEATH, P. H.; SOKAL, R. R. **Numerical taxonomy:** The principles and practice of numerical classification. San Francisco: W.H. Freeman, 1973. 573p.

SIMONSEN, R. The Diatom System; Ideas on Phylogeny. **Bacillaria**, n. 2, p. 9-69. 1979.

SOURNIA, A. Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Rhaphiddophycées. In: **Atlas du phytoplancton marin.** Paris: Centre National de la Recherche Scientifique, 1986. v.1.

SOUZA, M. R. M.; SILVA CUNHA, M. G. G. S; MONTES, M. J. F.; NEUMANN LEITÃO, S.; PORTO NETO, F. F.; MOURA, M. C. O.; CHAMIXAES LOPEZ, C. C. B. Hidrologia e Fitoplâncton do Sistema Estuarino do Rio São Francisco, Nordeste do Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, v. 27 (1), p. 15-31, 1999.

SLÁDEÈEK, V. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia**, v. **100**: 169-201, 1983.

STEIDINGER, K. A.; TANGEN, K. Dinoflagellates. In: TOMAS, C. R. **Identifying marine phytoplankton**. San Diego: Academic Press, 1997. p.387-589.

STREBLE, H. & KRAUTER, D. **Atlas de los Microorganismos de Agua Dulce**. Barcelona: Ed. Omega, 1987. 371p.

STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. **A manual of sea water analysis**. Ottawa: Fish. Res. Board Canada, 1965. 202p.

SURIANI, A. L. 2006. A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três represas do médio rio Tietê (SP), com ênfase nas espécies exóticas *Melanoides tuberculata* (Gastropoda, Thiaridae) e *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae). Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 164.

TAKEDA, A. M.; SHIMIZU, G.Y.; HIGUTI, J. 1997. Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos**. Maringá, EDUEM. P. 157-177.

TEIXEIRA, C. et al. Plankton studies in a mangrove. II. The standing-stock and some ecological factors. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v. 24, p. 23-41, 1965.

Thornton, J.A. and Rast, W., 1989. Preliminary Observations on Nutrient Enrichment of Semi-arid, Manmade Lakes in the Northern and Southern Hemispheres. *Lake and Reservoir Management* 5(2): 59-66.

THOMAS, S.M.; BINI, L.M. Limnologia: enfoques e importância para o manejo dos recursos hídricos. **Cadernos de Biodiversidade**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 11-26, 1999.

THORP, J. H.; COVICH, A. P. 2001. **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates**. Academic Press. 1056p.

TOLEDO Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Anais do 12º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. P. 1-34. 1983.

TOMAS, C. R. **Identifying marine phytoplankton**. □S.I.□: Academic Press, 1997. 858p.

TRAIN, S.; RODRIGUES, Luzia Cleide. Phytoplankton Assemblages. In: Angelo Antonio Agostinho; Sidnei Magela Thomaz; Norma Segatti Hahn;. (Org.). **THE UPPER PARANÁ RIVER AND ITS FLOODPLAIN: PHYSICAL ASPECTS, ECOLOGY AND**

CONSERVATION. Leiden: Backhuys Publishers, 2004, v. , p. 103-124.

TRAIN, S.; JATI, Susicley ; RODRIGUES, Luzia Cleide ; PIVATO, Bianca Matias .
Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do rio
Paraná. In: Liliana Rodrigues; Sidinei Magela Thomaz; Angelo Antonio Agostinho; Luís
Carlos Gomes. (Org.). **Biocenoses em reservatórios** : Padrões espaciais e temporais.
Sao Carlos -SP: Rima, 2005, v. 6, p. 73-85

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. 1995. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do
estado de São Paulo – Guia de identificação e diagnose dos gêneros.** São Carlos –
SP. 229p.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; QUEIROZ, J. F. Biomonitoramento da qualidade da água no
sub-médio do rio São Francisco. In: FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S.C.N.; SILVEIRA, M.
P. **Bioindicadores de qualidade da água.** EMBRAPA, São Paulo, cap.4, 2004, p. 64-94.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. Limnologia. São Paulo, Oficina de
textos, 623p.

TUNDISI, J.G. **Produção primária, “standing crop” e fracionamento do fitoplâncton
na região lagunar de Cananéia.** 1969. 131f. Tese (Doutorado) - Universidade de São
Paulo, São Paulo.

UTERMOHL, H. Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitt it
Verein. Theor. Angew. Limnol.**, v. 10, p. 109-122. 1958.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica:** uma introdução à análise multivariada de dados
ecológicos. Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 117 p.

VAZ, J. F.; TELES, H. M. S.; CORREA, M. A.; LEITE, S. P. S. 1986. Ocorrência no Brasil
de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (O.F. Muler, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia)
primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Corbold, 1875) (Trematoda,
Plathyhelminthes). **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 20, n.4, p.318-322.

VAZZOLER, A.E.A. de M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e
prática.** Maringá: EDUEM, 169p.

VOLLENWEIDER, R.A. Input-output models with special reference to the phosphorous
loading concept in limnology. **Schweiz. Zeit. Hydrol.**, **37**: 53-84. 1975.

XAVIER, M. B. Criptógamas do Parque Estadual das Fontes de Ipiranga, São Paulo, SP. Algas,
5: Euglenophyceae (Euglenaceae pigmentadas). **Hoehnea**, v. 21, n.1/2, p. 47-73, 1994.

WETZEL, R.G. **Limnology.** Philadelphia, Saunders College Pub. 1983.

YUNES, J.S.; SALOMON, P.S.; MATTHIENSEN, A. ; BEATTIE, K.A. ; RAGGETT, S.L.; CODD, G.A. Blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon estuary, In Southern Brazil. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**, v.5, p.223-229, 1996.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1996. 662p.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá:Nupelia, EDUEM, 129 p., 1996.