



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PESCA**  
**MESTRADO EM ENGENHARIA DE PESCA E RECURSOS PESQUEIROS**

**ANA CAROLINE BENTO DA SILVA**

**QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADE ÍCTIA DO AÇUDE MARENGO  
(MADALENA, CE) DURANTE O PERÍODO DE ESTIAGEM**

**FORTALEZA**

**2014**

ANA CAROLINE BENTO DA SILVA

QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADE ÍCTIA DO AÇUDE MARENCO  
(MADALENA, CE) DURANTE O PERÍODO DE ESTIAGEM

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros, do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros. Área de concentração: Meio Ambiente.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Elisabeth de Araújo.

Coorientador: Prof. Dr. José Carlos de Araújo.

FORTALEZA

2014

ANA CAROLINE BENTO DA SILVA

QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADE ÍCTIA DO AÇUDE MARENGO  
(MADALENA, CE) DURANTE O PERÍODO DE ESTIAGEM

Dissertação de Mestrado apresentada ao Departamento de Engenharia de Pesca, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros. Área de concentração: Meio Ambiente.

Aprovada em: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Profa. Dra. Maria Elisabeth de Araújo (Orientadora)  
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

---

Profa. Dra. Eunice Maia de Andrade  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Moisés Almeida de Oliveira  
Membro externo ao programa

Aos meus pais, Antônio e Cleide. Por todas as  
lutas e renúncias. A minha eterna gratidão.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre me dar força de vontade para correr atrás de todos os meus objetivos.

À minha família, pela luta diária, total altruísmo e apoio incondicional. Aos meus pais (Antônio e Cleide) por serem exemplos na minha vida e por sempre acreditarem no meu potencial. Ao meu irmão (Leandro) por todo apoio, agradeço.

Ao meu companheiro, Diego Ribeiro. Meu grande amigo de todas as horas. Agradeço o grande amor, paciência, companheirismo e compreensão. Além de todo o suporte técnico e psicológico durante a realização da pesquisa.

Ao meu estimado povo de Madalena, Ceará. Bolsistas de campo do HIDROSED e moradores locais que ficarão para sempre na minha memória e no meu coração. Serei extremamente grata pela hospitalidade e apoio em campo. Cleidson, Auderice, Seu Pepino e Dona Gorete, muito obrigada!

Ao amigo Mário Wiegand, por tudo. Sou imensamente grata pela amizade, coorientação e apoio em campo. Agradeço pela enorme disposição em ajudar sempre que necessário.

Ao famoso Thiago Xavier, pela antiga amizade, realização das coletas de campo e apoio nas análises de água.

À amiga Tatiana Pinheiro, pela amizade e enorme apoio nas análises laboratoriais.

Ao professor José Carlos de Araújo. Agradeço por ter me acolhido de braços abertos e ter acreditado no desenvolvimento da pesquisa. Sou grata pela amizade, impagável coorientação e oportunidade de trabalho.

À professora Beth Araújo, por ter acreditado no meu potencial. Agradeço a amizade, orientação e confiança.

À professora Emília Santos, por disponibilizar o Laboratório de Química, Água e Resíduos, IFCE - Maracanaú. Agradeço por sempre estar de portas abertas para ajudar nas análises de água.

À professora Alessandra Cristina, pela imensa ajuda na análise estatística dos dados.

À professora Carla Rezende, pelo apoio, esclarecimento de dúvidas e disponibilidade laboratorial.

Ao Lucas Moura, aluno da profa. Carla Rezende. Agradeço pela identificação dos peixes coletados.

À professora Eunice Maia de Andrade, pelo exemplo de profissional e participação na banca.

Ao professor Moisés Almeida de Oliveira pela participação na banca.

Aos colegas do grupo HIDROSED, pela convivência diária.

À CAPES pela concessão de bolsa de estudos.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, muito obrigada!

“Um dia... Sim, quando as secas desaparecessem e tudo andasse direito... Seria que as secas iriam desaparecer e tudo andaria certo? Não sabia.”

(Vidas Secas - Graciliano Ramos)

## RESUMO

Na região semiárida do nordeste brasileiro, períodos de escassez prolongados podem ocasionar profundas modificações nas variáveis limnológicas. Organismos aquáticos percebem rapidamente as alterações que ocorrem no ambiente e são boas ferramentas para o conhecimento do estado de conservação da área de interesse. A presente pesquisa buscou observar os impactos sobre a qualidade da água e a ictiofauna do açude Marengo (localizado no assentamento São Joaquim, em Madalena, Ceará) decorrentes do extenso período de estiagem. Foram realizadas sete coletas mensais (de março a setembro de 2013) para avaliar o volume de água acumulado, o estado trófico da água e a ictiofauna local. As variáveis limnológicas analisadas foram a transparência de Secchi (zona eufótica), oxigênio dissolvido, temperatura, pH, condutividade elétrica, fósforo total, clorofila *a*, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e nitrogênio total. O estado trófico foi estimado mediante as equações propostas por Lamparelli (2004). A ictiofauna local foi analisada através de índices ecológicos (diversidade de Shannon, riqueza de Margalef e equitabilidade de Pielou). Os resultados mostraram que houve uma significativa redução de 1,60 hm<sup>3</sup> no volume de água do açude Marengo, devido à ausência de chuvas e elevadas taxas de evaporação e demanda populacional. As concentrações de clorofila *a* e fósforo total apresentaram valores acima do limite máximo estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA. O Índice de Estado Trófico de Lamparelli (2004) indicou que o açude pode estar eutrofizado em todos os pontos de coleta, atingindo nível hipereutrófico. Foram coletados 1.129 peixes pertencentes a 12 espécies diferentes. Os valores de diversidade e riqueza foram considerados baixos para os três locais de coleta. A estimativa da equitabilidade local mostrou que houve maior abundância de peixes pequenos das espécies *A. bimaculatus*, *C. orientale* e *S. notonota* no ponto 3, devido ao aspecto morfológico do local, conferindo maior possibilidade de refúgio. Dentre os pontos analisados, o ponto 1 foi caracterizado como o mais diverso, mais rico e com maiores valores de equitabilidade, devido a movimentação de pessoas e animais no local. A seca prolongada ocasionou a redução do nível da água do açude Marengo e proporcionou a concentração de nutrientes na coluna d'água, atingindo o nível hipereutrófico. Devido à má qualidade da água, a comunidade de peixes poderá entrar em desequilíbrio ecológico e atingir altas taxas de mortalidade, semelhante ao ocorrido no açude Paus Branco (Madalena).

**Palavras-chave:** Seca. Semiárido. Reservatório. Eutrofização. Ictiofauna.



## ABSTRACT

In the semiarid region of northeastern Brazil, long scarcity may cause big changes in limnological variables. Aquatic organisms quickly realize the changes occurring in the environment and they are good tools to understand the preservation of interest area. This research aimed to observe the impacts about the water quality and ichthyofauna of the Marengo reservoir (localized in the Assentamento São Joaquim, Madalena, Ceará) due long scarcity. They were performed seven monthly collections (March to September of 2013) to evaluate the volume of water accumulated, the water's trophic status and local ichthyofauna. The limnological variables analyzed were the Secchi transparency (euphotic zone), dissolved oxygen, temperature, pH, electrical conductivity, total phosphorus, chlorophyll *a*, Chemical Oxygen Demand (COD) and total nitrogen. The trophic status was estimated by the Lamparelli (2004) equations. The local ichthyofauna was analyzed by ecological indexes (Shannon's diversity, Margalef's richness and Pielou's evenness). The results showed a significant reduction of 1,60 hm<sup>3</sup> in the volume of water of Marengo reservoir, due to absence of rains and high rate of evaporation and population demand. The chlorophyll *a* and total phosphorus showed values above the maximum limit set by CONAMA Resolution 357/2005. The trophic status by Lamparelli (2004) indicated the reservoir can be eutrophic in all collections points, reaching hypereutrophic level. They were collected 1.129 fishes belong to 12 different species. The evenness showed high abundance of small fishes (*A. bimaculatus*, *C. orientale* and *S. notonota*) in the point 3, due to morphological aspect, giving refuge possibilities. The point 1 was characterized as the most diverse, richest and largest values of evenness, due to high movement of people and animals. The prolonged drought caused reduction of level of water in the Marengo reservoir and it provided high concentration of nutrients in the water column, reaching the highest trophic level (hypereutrophic). Due to poor water quality, the ichthyofauna will may enter into ecological imbalance and reach high rates of mortality for several species, similar to what occurred in Paus Branco reservoir (Madalena, Ceará).

**Keywords:** Drought. Semiarid. Reservoir. Eutrophication. Ichthyofauna.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Áreas de incidência de seca no nordeste brasileiro .....	20
Figura 2	– Usos múltiplos em açudes do assentamento São Joaquim, Madalena, Ceará, em 2013 .....	22
Figura 3	– Mortandade de peixes no açude Paus Branco, Madalena, Ceará ...	25
Figura 4	– Mapa do assentamento São Joaquim, com destaque para o açude Marengo (Quieto) (UTM-SAD69) .....	26
Figura 5	– Avaliação topográfica da área não submersa do açude Marengo ...	28
Figura 6	– Mapa dos pontos de coleta no açude Marengo .....	29
Figura 7	– Coleta de sedimento no açude Marengo, utilizando draga metálica.	29
Figura 8	– Coleta de água no açude Marengo, na profundidade do disco de Secchi e utilizando garrafa de van Dorn .....	31
Figura 9	– Vista parcial do Laboratório de Química, Águas e Resíduos, IFCE - Campus Maracanaú .....	31
Figura 10	– Imagens que ilustram a impossibilidade de outras artes de pesca, além da rede de espera, para o açude Marengo .....	34
Figura 11	– Armazenamento dos peixes em formalina 10% ainda em campo (Marengo, CE) .....	35
Figura 12	– Variação do volume do açude Marengo durante novembro de 2011 a junho de 2012 .....	38
Figura 13	– Redução do espelho d'água do açude Marengo, evidenciada por imagens de diferentes períodos .....	39
Figura 14	– Imagem do açude Paus Branco em diferentes períodos .....	40
Figura 15	– Fotos ilustrativas das espécies de peixes coletadas no açude Marengo .....	61
Figura 16	– Fatores antrópicos e hidrológicos determinando a variação em assembleias de peixes .....	67

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1	– Alterações no volume de água do açude Marengo durante março de 2013 a setembro de 2013 .....	37
Gráfico 2	– Concentração de O <sub>2</sub> D no açude Marengo, com destaque para o limite mínimo estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2, representado pela linha tracejada em vermelho .....	41
Gráfico 3	– Valores de temperatura (°C) no açude Marengo, medidos entre 9 horas e 10 horas da manhã, à profundidade do disco de Secchi .....	42
Gráfico 4	– Valores de pH no açude Marengo .....	42
Gráfico 5	– Concentração de clorofila <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> ) no açude Marengo, com destaque para o limite máximo estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2, representado pela linha tracejada em vermelho .....	45
Gráfico 6	– Valores de transparência da água, medida com disco de Secchi (m), no açude Marengo .....	45
Gráfico 7	– Concentração de fósforo total (µg.L <sup>-1</sup> ) no açude Marengo, com destaque para o limite máximo estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2, representado pela linha tracejada em vermelho .....	48
Gráfico 8	– Concentrações da DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ) no açude Marengo .....	50
Gráfico 9	– Concentrações de condutividade elétrica (µS.cm <sup>-2</sup> ) no açude Marengo .....	51
Gráfico 10	– Concentrações de nitrogênio total (mg.L <sup>-1</sup> ) no açude Marengo .....	51
Gráfico 11	– IET de clorofila <i>a</i> (LAMPARELLI, 2004) para o açude Marengo, com a faixa eutrófica destacada na cor verde .....	56
Gráfico 12	– IET de transparência de Secchi (LAMPARELLI, 2004) para o açude Marengo, com a faixa eutrófica destacada na cor verde .....	57
Gráfico 13	– IET de P <sub>T</sub> (LAMPARELLI, 2004) para o açude Marengo, com a faixa eutrófica destacada na cor verde .....	57
Gráfico 14	– Riqueza de Margalef para os três pontos de coleta do açude Marengo .....	62

Gráfico 15	–	Equitabilidade de Pielou para os três pontos de coleta do açude Marengo .....	62
Gráfico 16	–	Diversidade de Shannon para os três pontos de coleta do açude Marengo .....	63

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Características hídricas do açude Marengo .....	27
Tabela 2	– Descrição dos pontos de coleta no açude Marengo .....	30
Tabela 3	– Variáveis limnológicas analisadas e respectivos métodos utilizados	32
Tabela 4	– Classificação adotada para IET, segundo Lamparelli (2004).....	33
Tabela 5	– Lista das espécies e famílias de peixes capturados no açude Marengo (CE), ordenada em número de abundância e contendo os tamanhos máximos dos indivíduos coletados e segundo a literatura	60
Tabela 6	– Dados de estatística descritiva para as variáveis limnológicas do açude Marengo .....	68
Tabela 7	– Extração de fatores após rotação, sendo as maiores cargas fatoriais de cada variável destacadas em vermelho .....	69
Tabela 8	– Resultados da análise de regressão linear múltipla para a ictiofauna e as variáveis limnológicas, considerando $n=21$ e $\alpha=0,05$ . Os coeficientes estatisticamente significativos estão destacados em vermelho .....	70

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
HIDROSED	Grupo de Estudos Hidrossedimentológicos do Semiárido
IET	Índice de Estado Trófico
IFOCS	Inspetoria Federal de Obras Contrás as Secas
MSA	Medida de Adequação da amostra
N <sub>T</sub>	Nitrogênio Total
O <sub>2</sub> D	Oxigênio Dissolvido
P <sub>T</sub>	Fósforo Total
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>19</b>
<b>2.1</b>	<b>A problemática da seca</b> .....	<b>19</b>
<b>2.2</b>	<b>Impactos da estiagem sobre o meio ambiente</b> .....	<b>22</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>26</b>
<b>3.1</b>	<b>Caracterização da Área de Estudo</b> .....	<b>26</b>
<b>3.2</b>	<b>Alteração no volume de água do açude</b> .....	<b>28</b>
<b>3.3</b>	<b>Análise físico-química da água</b> .....	<b>28</b>
<b>3.3.1</b>	<i>Análise do Índice de Estado Trófico (IET)</i> .....	<b>32</b>
<b>3.4</b>	<b>Análise da ictiofauna</b> .....	<b>33</b>
<b>3.5</b>	<b>Análise estatística</b> .....	<b>36</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>37</b>
<b>4.1</b>	<b>Alteração no volume de água do açude</b> .....	<b>37</b>
<b>4.2</b>	<b>Análise físico-química da água</b> .....	<b>40</b>
<b>4.2.1</b>	<i>Análise do Índice de Estado Trófico (IET)</i> .....	<b>56</b>
<b>4.3</b>	<b>Análise da ictiofauna</b> .....	<b>59</b>
<b>4.4</b>	<b>Análise estatística</b> .....	<b>67</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>73</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>75</b>
	<b>ANEXO A - Decreto-Lei nº 1998, 02 de fevereiro de 1940</b> .....	<b>87</b>
	<b>ANEXO B - Análise física do substrato dos pontos de coleta do açude Marengo</b> .....	<b>89</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Na região semiárida do nordeste brasileiro, a construção de açudes torna-se o núcleo de vida e de atividade social nos períodos calamitosos da seca, assegurando a redução do êxodo rural e a utilização da água para usos múltiplos, tais como dessedentação de animais, agricultura familiar, implantação de polos agrícolas, aquicultura, entre outros (GUERRA; GUERRA, 2001; DANTAS *et al.*, 2011). Esta região destaca-se por apresentar o maior índice de açudagem do mundo, englobando cerca de 70 mil açudes de pequeno porte que representam aproximadamente 80% do total de açudes construídos (MALVEIRA; DE ARAÚJO; GÜNTNER, 2012).

Os açudes na região semiárida são utilizados para usos múltiplos. A qualidade da água dos reservatórios que compõem uma determinada bacia hidrográfica é influenciada diretamente pelo uso do solo e pelo grau de controle sobre as fontes poluidoras (TUCCI, 1993). Períodos de escassez prolongados podem ocasionar profundas modificações nas variáveis limnológicas. A estação seca pode ser caracterizada através da observação de variações na concentração de oxigênio dissolvido e pH, altos valores de condutividade elétrica e alcalinidade, elevadas concentrações de matéria orgânica particulada (carbono, nitrogênio e fósforo) e de clorofila *a*, dentre outros indicadores (BOUVY *et al.*, 2003).

O baixo fluxo de água, relacionado a períodos de seca, causa diversas consequências. Entre elas é possível citar o aumento do tempo de residência da água, causando seu “envelhecimento” (VÖRÖSMARTY; SAHAGIAN, 2000). Esteves (2011) afirma que o fenômeno de “envelhecer” é caracterizado pelo processo de eutrofização, onde há o aumento da concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, em um determinado corpo hídrico, causando diversas modificações no ambiente aquático, tais como o acréscimo da produtividade de níveis tróficos e alterações no funcionamento do ecossistema.

A eutrofização pode ser natural ou artificial. O processo natural é considerado lento e contínuo, sendo ocasionado pelo aporte de nutrientes carreados pelas chuvas e águas superficiais. Esse fato corresponde a um “envelhecimento natural” da água. Em contrapartida, a eutrofização artificial ocorre por indução do homem. Esse processo é considerado um “envelhecimento precoce” do corpo hídrico e uma forma de poluição. A eutrofização reduz as características naturais dos lagos, deteriorando a qualidade da água e encarecendo o processo de tratamento (TUNDISI, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).



Para a estimativa do estado trófico de um lago é necessário um índice (IET – Índice de Estado Trófico). A trofia de um ecossistema aquático deve ser estimada levando em consideração vários fatores ambientais, pois o mesmo ambiente pode ser classificado como oligotrófico, mesotrófico ou eutrófico, dependendo do índice aplicado. Vários indicadores devem ser considerados, tais como concentração de nutrientes, carga alóctone e autóctone de nutrientes inorgânicos, taxa de consumo do oxigênio hipolimnético, produção primária do fitoplâncton, clorofila *a*, transparência do disco de Secchi, características hidrológicas e fatores geográficos do corpo hídrico (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O processo de eutrofização constitui um importante agente na degradação da qualidade da água, causando vários impactos ecológicos, econômicos e sociais. Essa situação se agrava quando a região apresenta indisponibilidade hídrica (*e.g.* semiárido brasileiro) (OLIVEIRA, 2009). Os ecossistemas inseridos em ambientes semiáridos são modelados pela perturbação hidrológica local. Em períodos com grandes diferenças entre os regimes de cheia e seca, o ciclo hidrológico é o agente que mais influencia na organização geral do ecossistema, quando observadas as concentrações de nutrientes e as interações biológicas (MALTCHIK, 1999). Impactos causados pela seca são decorrentes de alta taxa de evaporação, redução no nível da água do reservatório, fluxo de entrada ausente ou irregular e retirada de água não balanceada (CHELLAPA; COSTA, 2003).

Alterações em ecossistemas aquáticos podem ser rapidamente percebidas pelos organismos, sinalizando a existência de problemas ambientais. Peixes podem ser utilizados como bioindicadores, pois permitem a identificação das causas e efeitos entre os agentes estressores e as respostas biológicas. Ademais, permitem avaliar a eficiência de ações mitigadoras empregadas para contornar os problemas causados pelas ações antrópicas (LINS *et al.*, 2010).

A composição da comunidade de peixes reflete a integração das características do ambiente. Caso o ecossistema esteja sob influência de alterações ambientais, uma análise desta composição poderá revelar os agentes causadores do impacto (ARAÚJO, 1998). Assim, a presença ou a ausência de determinadas espécies, as densidades de cada uma delas, a estrutura por grupos de idade em uma dada população, as taxas de sobrevivência e mortalidade, o potencial reprodutivo e a presença de más-formações ou parasitas são boas ferramentas para se conhecer o estado de conservação da área de interesse (MEDEIROS; AGUIAR, 2007).

Os índices ecológicos podem ser utilizados como instrumento de avaliação ambiental, sendo aplicados concomitantemente com outras metodologias. Em corpos hídricos,

ações antrópicas estão destruindo a biodiversidade existente em taxas alarmantes. Porém, há uma grande dificuldade de encontrar uma maneira de expressar ou medir esta complexidade, tendo em vista que a biodiversidade pode ser considerada a soma de todas as variações bióticas desde o nível de gene a ecossistema. A maioria dos índices que combinam riqueza e equitabilidade perde informação devido a redução dessas duas variáveis em apenas uma (PURVIS; HECTOR, 2000; LOPES; CETRA; MALABARBA, 2010).

A variação na abundância de espécies de peixes entre as estações do ano pode estar relacionada ao uso de diversos recursos do ambiente, permitindo a coexistência dos indivíduos. As maiores taxas de diversidade são registradas quando ocorrem os maiores picos de precipitação (MONTENEGRO *et al.*, 2012; MEDEIROS; MALTCHIK, 2001). Ademais, o período chuvoso atua como o principal fator nas alterações limnológicas e no tempo de desova para várias espécies reofílicas (GURGEL; VERANI; CHELLAPPA, 2012). Durante o regime de seca ocorrem alterações na composição da comunidade, incluindo a diminuição da abundância de espécies mais sensíveis (BENEJAM *et al.*, 2010).

A estiagem causa efeitos diretos e indiretos sobre o ecossistema aquático, tais como perda de volume de água, redução de hábitat para organismos, ausência de conectividade com outros cursos d'água, deterioração da qualidade da água, alteração de fontes de alimento e mudanças na força e na estrutura de interações interespecíficas. Durante esse período há alterações na composição e diversidade das comunidades e nos processos do ecossistema. Alguns animais podem sobreviver devido à capacidade de refúgio, influenciando fortemente na biota durante os períodos de recuperação do ambiente (LAKE, 2003).

Para os organismos aquáticos o período de estiagem é frequentemente considerado um distúrbio (BONIS; LEPART; GRILLAS, 1998; BOULTON, 2003; MAGOULICK; KOBZA, 2003), mas não deve ser visto como uma situação adversa ou catastrófica para os organismos que evoluíram para viver em ambientes temporariamente úmidos (NIELSEN *et al.*, 2002). Os levantamentos dos parâmetros limnológicos dos reservatórios e o entendimento da ecologia trófica dos peixes nativos da região semiárida são fundamentais para uma melhor avaliação das unidades populacionais de estoques pesqueiros, controles de gestão e administração dos recursos da pesca em bases sustentáveis (CHELLAPPA *et al.*, 2009a).

Considerando-se as questões supracitadas, este trabalho buscou observar as possíveis alterações na qualidade da água e ictiofauna de um reservatório localizado na região semiárida cearense, resultantes do período de estiagem prolongado. Para isso, foram realizadas coletas de campo para análise dos parâmetros físico-químicos, estimativa da

variação do volume de água disponível no açude e a análise do estado trófico. Ademais, foram identificadas as espécies de peixes capturadas, obtendo-se suas medidas. Índices ecológicos foram aplicados para inferir sobre as possíveis variações na estrutura da comunidade de peixes.

A pesquisa foi norteada por hipóteses sugeridas a partir da seguinte pergunta de partida: De que forma o período de estiagem prolongado afeta a qualidade da água e, conseqüentemente, a ictiofauna do reservatório?

- Hipótese 1: Com a diminuição do nível de água disponível no açude, há a redução na qualidade da água, refletindo na análise de parâmetros tais como: transparência da água e concentrações de fósforo total, nitrogênio total e clorofila *a*.

- Hipótese 2: A redução da qualidade da água prejudica a ictiofauna local, limitando os valores de diversidade, densidade e riqueza de indivíduos.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 A problemática da seca

O termo “seca” pode ser definido de diversas formas, variando de acordo com os interesses específicos de cada área de estudo. No ponto de vista dos geofísicos a seca pode ser climatológica, meteorológica geral, hidrológica, limnológica, glaciológica ou relacionada aos aspectos físicos do solo. Para os engenheiros o período de escassez pode ser caracterizado por um conjunto de variáveis que afetam a precipitação, escoamento e armazenamento de água em determinado local. Um economista observa as atividades humanas que podem ser afetadas em épocas de estiagem, podendo classificar a seca em agrícola (quando incide sobre a produção de grãos), sobre o suprimento de água e seca envolvendo peixes e animais selvagens. Deste modo, ainda não foi encontrada uma definição capaz de abranger todos os campos de pesquisa, sendo este um dos principais entraves para o entendimento do processo (YEVJEVICH, 1967).

Neste contexto, seca hidrológica pode ser definida como um período imprevisível de baixo fluxo, em que são incomuns sua duração, sua extensão, sua severidade e/ou sua magnitude, podendo ter importância ambiental em longo prazo. Outros autores indicam que a seca hidrológica pode ser definida basicamente como um déficit de abastecimento de água em função do tempo, em uma determinada área ou em ambos. O estudo deste fenômeno em regiões continentais requer a identificação das principais causas e o desenvolvimento de possíveis metodologias que podem ser aplicadas com o intuito de prever o início, a duração e a severidade do período de estiagem (PALMER, 1965; HUMPHRIES; BALDWIN, 2003).

Apesar da dificuldade na definição do termo, o que se torna mais importante é o entendimento do regime hidrológico durante os períodos de baixo fluxo. Em rios da Austrália, as secas podem causar perturbações graves nesses sistemas, mas quaisquer comunidades ou espécies incapazes de lidar com essa magnitude e distribuição de eventos de fluxo parece não ter lugar no sistema (MCMAHON; FINLAYSON, 2003).

Um método tradicional para a avaliação da seca hidrológica é o cálculo do déficit total de água. Esta medida é considerada um sinônimo de severidade da seca e leva em consideração a duração e a magnitude do evento (KEYANTASH; DRACUP, 2002). Durante o período de escassez não há a falta absoluta de água, mas sim a má distribuição das chuvas no tempo e no espaço. No semiárido do nordeste brasileiro, alguns fatores regionais intensificam o período de seca, tais como: as irregularidades da distribuição de chuvas no

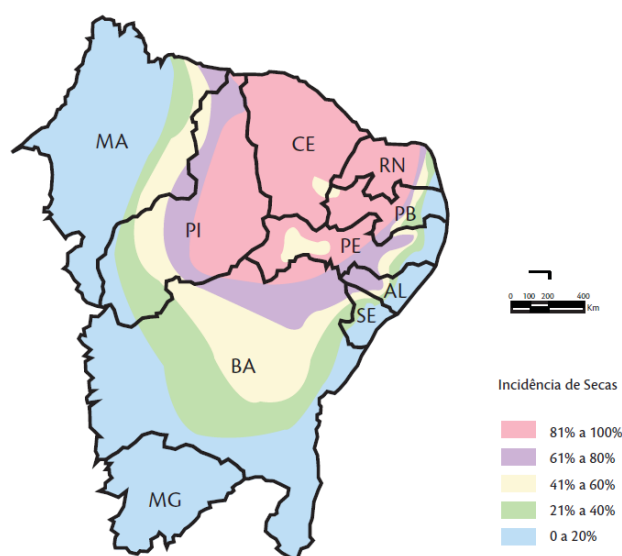
tempo e a baixa capacidade de absorção de água pelos solos da região, causando elevadas perdas por escoamento e evaporação (BOTELHO, 2000; PESSOA, 2002).

A seca é um problema natural, econômico e social de grande complexidade. Em períodos de estiagem prolongados a ausência de água proporciona a destruição das lavouras e dos rebanhos, além de potencializar os problemas acerca da quantidade e qualidade da água disponível nos mananciais de abastecimento. Desse modo, as populações da zona semiárida do nordeste têm a quantidade de água racionada e a dieta alimentar empobrecida pelo baixo poder aquisitivo, intensificando a necessidade de tecnologias apropriadas para a captação, armazenamento e conservação dos mananciais (MOREIRA FILHO, 2002).

Períodos de estiagem atingem o semiárido brasileiro periodicamente. Este fato deve-se a deficiência e/ou irregularidade de chuvas na região e taxas de evaporação superiores à precipitação pluviométrica. Desse modo, ocorre uma elevada perda de água superficial, contribuindo para a intermitência da maior parte da rede hidrográfica. Essa situação é considerada um grave problema para captação e armazenamento da água na região (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006).

No semiárido nordestino, o Ceará é uma das regiões mais impactadas pelo período de escassez (FIGURA 1). Porém, a seca também pode ocorrer em áreas úmidas, tendo em vista que tal fenômeno tem sido definido como um período seco (*dry spell*), comparado com as condições meteorológicas normais do determinado local (CARVALHO, 2012).

**Figura 1** – Áreas de incidência de seca no nordeste brasileiro



Fonte: Carvalho *op. cit.*

No Ceará, uma seca anual pode ser atribuída a uma deficiência nas alturas pluviométricas anuais (seca absoluta) ou uma inadequada repartição das chuvas no ano (seca relativa). A ocorrência de dois meses consecutivos com anormalidade apresenta um efeito cumulativo no déficit hídrico (PESSOA, 2002; CAVALCANTE, 2002).

As famílias que vivem na zona rural cearense sofrem com problemas gerados pela seca. A migração do homem do campo ocorre principalmente pela escassez de água e alimentos durante o período de estiagem. As condições climáticas da região não são das piores quando se observa outros lugares do mundo. Porém, é nítida a necessidade de tecnologias que possibilitem a adaptação do homem à vida do campo através da produção de alimentos e acesso à água de qualidade (ANDRADE; PEREIRA, 2010).

No nordeste brasileiro, a seca tornou-se um problema de política governamental a partir da segunda metade do século XIX, especialmente depois da grande seca de 1877, devido à elevada mortalidade da população. De um modo geral, ocorreram nove secas por século, ou seja, uma a cada onze anos. Durante o período de estiagem vários tipos de ações emergenciais foram realizadas com o objetivo de criar um fluxo de renda para as pessoas desempregadas, garantir o abastecimento de água para consumo humano e dar assistência geral às populações atingidas (MAGALHÃES, 1991; GUERRA, 1981).

A seca não é apenas uma questão meteorológica. Este fenômeno atinge diversas esferas, entre elas o âmbito social. Desde a época do Império, o governo brasileiro procura pôr em prática medidas e políticas com o objetivo de reduzir os efeitos da seca na renda e nos empregos regionais, e assim, dar estabilidade econômica à região. A seca desencadeia uma crise de desemprego e de desocupação nas zonas rurais, reduzindo a produção agrícola e diminuindo o poder aquisitivo da população. A intensificação das obras na região, nessas épocas, visa dar ocupação à mão de obra desocupada (DUARTE, 2002b).

Em 2010, o Ceará foi afetado por uma seca meteorológica bem caracterizada, onde as chuvas foram registradas com 47% abaixo da média local. Essa seca foi resultante da ação do *El Nino*, que impediu a movimentação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) para posições mais ao sul (aproximadamente 2 a 4°S), comprometendo seriamente o armazenamento de água no estado. O Governo do Ceará chegou a decretar situação de emergência em 79 municípios, conforme Decreto publicado em 29.10.2010 no Diário Oficial do estado (FERREIRA; MELLO, 2005; CARVALHO, 2012).

## 2.2 Impactos da estiagem sobre o meio ambiente

O represamento de águas pluviais é considerado o principal instrumento contra a falta ou irregularidade de chuvas. Tal recurso pode ser utilizado para o consumo humano, dessedentação de animais, produção agrícola e produção de peixes (FIGURA 2) (ARARIPE, 1983).

**Figura 2** – Usos múltiplos em açudes do assentamento São Joaquim, Madalena, Ceará, em 2013



Fonte: Autora.

- A:** Dessedentação de animais no açude Nova Vida I.
- B:** Abastecimento de carro pipa no açude Marengo.
- C:** Plantio de vazante na área correspondente ao açude Paus Branco.
- D:** Dessedentação de animais no açude Raiz.

Em reservatórios, a qualidade da água está intimamente relacionada com o regime hidrológico da região, envolvendo principalmente a precipitação e evaporação (PAULINO; TEIXEIRA, 2012). Na maioria dos estados do nordeste brasileiro, a operação de pequenos açudes é realizada sem o conhecimento dos órgãos gestores. Poucas unidades são monitoradas de modo eficiente para o controle da disponibilidade hídrica e qualidade das águas (ALEXANDRE, 2012).

Em áreas rurais os pequenos reservatórios armazenam água para superar a escassez em anos normais, ajudando a reduzir a vulnerabilidade das pessoas à seca e aumentando seus meios de subsistência. Porém, tais reservatórios tornam-se indisponíveis durante secas plurianuais (LIEBE; GIESEN; ANDREINI, 2005; KROL; BRONSTERT, 2007).

Em 1919, foi instalada a Inspetoria Federal de Obras Contra as Secas (IFOCS) que iniciou estudos sobre os ambientes do Polígono das Secas, com especial atenção às águas dos rios e dos açudes e à fauna ictiológica. O Decreto-Lei 1998, de 02 de fevereiro de 1940 (ANEXO I) delegou ao IFOCS a competência para desenvolver a piscicultura nas águas represadas da zona seca, trazendo para o nordeste espécies de valor comercial das bacias amazônica e são-franciscana, tais como: pirarucu, tucunaré, apaiari, pescada, mandi, piau preto e curimatã-pacu. Posteriormente foram introduzidos a tilápia e o tambaqui (GUERRA, 1981).

Em rios periódicos do semiárido nordestino (*e.g.* Parnaíba e São Francisco), a maioria das espécies de peixes não atingem grandes dimensões devido à escassa alimentação e as árduas condições de aprisionamento. Desse modo, algumas espécies possuem adaptações à ecologia regional, tais como: reprodução durante o período de chuvas, rápida evolução embrionária, precoce maturidade sexual, dieta alimentar variada e capacidade de habitar águas com alternância de regimes (PAIVA, 1977 *apud* PAIVA, 2008). Estudos sobre peixes da caatinga devem ser realizados em longo prazo, caracterizando historicamente as espécies existentes e monitorando a introdução de espécies exóticas (ALBUQUERQUE *et al.*, 2012).

As secas e a redução dos níveis de água podem prejudicar a alimentação, o crescimento e condição corporal de peixes de água doce. Na Austrália, durante o período de estiagem, peixes com dietas incluindo algas, detritos e plantas foram melhores sucedidos do que insetívoros obrigatórios, sugerindo que onívoros podem encontrar comida mais facilmente em condições de secas (CHESSAN, 2013). Dentro do cenário mundial, a redução de peixes em água doce está mais relacionada com as mudanças climáticas (alta evaporação e precipitação reduzida) do que com a retirada de água por demanda populacional (XENOPOULOS *et al.*, 2005).

O período de estiagem causa grandes impactos sobre os peixes, podendo ocasionar altas taxas de mortalidade através de mudanças físicas (elevação na temperatura da água e secagem completa de corpos d'água), químicas (aumento na concentração da salinidade e redução do oxigênio dissolvido) e biológicas (maior exposição a parasitas,



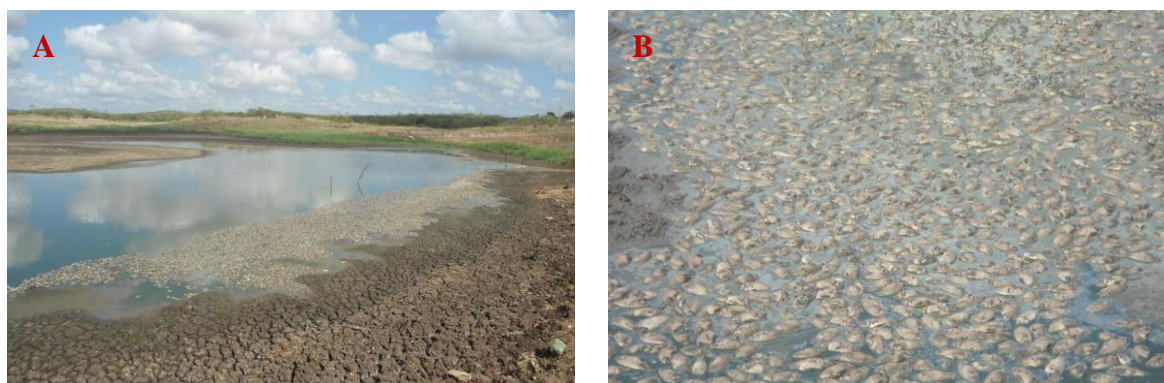
patógenos e predadores) (MAGOULICK; KOBZA, 2003; BOND; LAKE; ARTHINGTON, 2008).

A redução do volume de água pode contribuir para o aumento da taxa de parasitismo sobre algumas espécies de peixes, tais como *Astyanax bimaculatus* e *Prochilodus brevis*. O esforço metabólico que os peixes fazem para sobreviver durante a seca corresponde a um gasto adicional de energia, resultando em aumento do estresse, queda imunológica e aumento na vulnerabilidade ao parasitismo. Além disso, há o aumento da competição (por espaço, alimento e água de qualidade) e da predação que favorece as espécies mais aptas ao ambiente hostil (MEDEIROS; MALTCHIK, 1999).

Na Austrália, troncos de árvores submersos são utilizados como hábitat e refúgio para um grande número de espécies. Em épocas de seca, há a redução do nível da água e as árvores ficam expostas, reduzindo a abundância de peixes no local. As árvores submersas melhoram a resistência e a resiliência da fauna com relação a distúrbios hidrológicos, tais como secas e inundações (BOND; LAKE, 2005). Em Wisconsin (EUA) a seca reduziu o nível do lago Little Rock em 1,1 m, durante o período de 2001 a 2009. Mais de 75% do habitat lenhoso submerso foi perdido, coincidindo com a redução de espécies de peixes forrageiros (GAETA; SASS; CARPENTER, 2014).

Estudos realizados no Mediterrâneo afirmaram que os corpos hídricos são afetados por fortes períodos de escassez. Nesses ambientes, os peixes são encontrados em pequena quantidade, pois o período de seca reduz a sobrevivência e a taxa reprodutiva, promovendo a emigração de muitas espécies (KEATON; HANEY; ANDERSEN, 2005; DAVEY; KELLY, 2007; MATTHEWS; MARSH-MATTHEWS, 2003).

As secas podem causar maior taxa de morte de espécies exóticas do que espécies nativas (SCOTT; HELFMAN, 2001). No açude Paus Branco (Madalena, Ceará), o longo período de estiagem proporcionou a redução drástica do volume de água a nível alarmante, causando uma elevada mortalidade de peixes da espécie tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) (FIGURA 3). Segundo relatos dos pescadores locais, as outras espécies de peixes existentes no açude não resistiram à água com baixa qualidade e morreram em poucos dias, após a redução drástica do volume de água, sendo consideradas menos resistentes do que a tilápia.

**Figura 3** – Mortandade de peixes no açude Paus Branco, Madalena, Ceará

Fonte: Autora.

**A:** Açude Paus Branco em fevereiro de 2013.

**B:** Detalhe de peixes mortos no açude Paus Branco, em fevereiro de 2013.

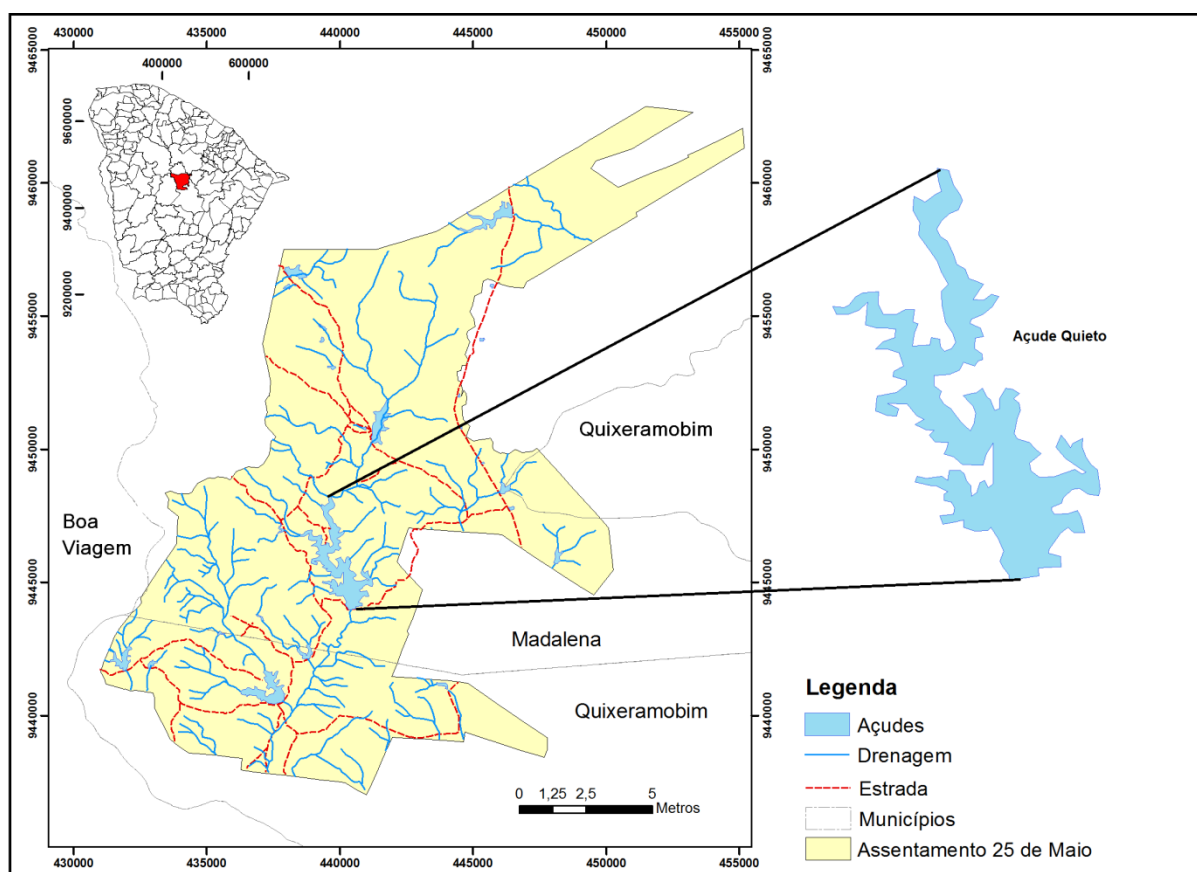
Em períodos de estiagem, os maiores impactos sobre os recursos hídricos estão relacionados à redução das fontes de abastecimento, especialmente das águas armazenadas em açudes de menor capacidade. Considerando as altas taxas de evaporação na zona semiárida nordestina em períodos de seca e durante o intervalo de dois anos, os açudes com profundidade inferior a seis metros secam completamente. Porém, açudes com maior capacidade de acumulação de água podem tornar-se indisponíveis devido a problemas de qualidade da água. Esta se torna salobra por causa da evaporação, com alta concentração de material particulado devido ao assoreamento do leito ou eutrofizada em decorrência da decomposição de materiais orgânicos (CARVALHO, 2012; DUARTE, 2002a).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida no açude Marengo (Quieto), localizado no assentamento São Joaquim (25 de Maio), em Madalena, Ceará (FIGURA 4). O assentamento possui área total de 22.992 hectares e está inserido nos limites de três municípios (Madalena, Boa Viagem e Quixeramobim). Cerca de 75% do território do assentamento pertencem ao município de Madalena (INCRA, 1994).

**Figura 4** – Mapa do assentamento São Joaquim, com destaque para o açude Marengo (Quieto) (UTM-SAD69)



Fonte: Silva, 2011.

A área de estudo localiza-se no sertão central do estado do Ceará. O relevo é parte da Depressão Sertaneja, com vegetação regional do tipo Caatinga Arbórea Densa e Floresta Caducifólia Espinhosa. Os solos são rasos e com textura arenosa, retendo pouca água da chuva e causando rápido escoamento e evaporação (PEREIRA; SILVA, 2005). O clima é do tipo Tropical Semiárido, caracterizado por períodos de estiagem prolongados e variabilidade

temporal das chuvas. A região apresenta temperatura média entre 26 a 28°C e está sujeita a ventos fortes e secos, contribuindo para a formação da paisagem seca durante o segundo semestre (LÓPEZ, 2011).

O assentamento 25 de Maio possui 13 comunidades que somam 430 famílias assentadas e 156 agregadas, totalizando 586 famílias. Entre essas, a comunidade Quieto possui 36 famílias e dispõe do maior reservatório da região (açude Marengo) (FEITOSA, 2011; RIBEIRO, 2010).

O açude Marengo possui bacia hidrográfica de 75,38 km<sup>2</sup>, bacia hidráulica de 2,84 km<sup>2</sup> e capacidade de armazenamento de 15,3 hm<sup>3</sup>. A região apresenta déficit hídrico natural, devido às altas temperaturas e altas taxas de evaporação, associado com a irregularidade pluviométrica (LOPES, 2013).

A barragem do Marengo foi construída em 1934 com estudos sendo realizados durante o período de 15.02 a 31.03.1923 por meio do projeto de açudagem cooperativa do IFOCS. Em 1956, a barragem foi ampliada pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS, sendo os estudos realizados durante 24.11.1952 e 21.02.1953 (período caracterizado por grande seca no nordeste brasileiro) (TABELA 1).

**Tabela 1** – Características hídricas do açude Marengo

<b>Características hídricas</b>	<b>Construção (1934)</b>	<b>Ampliação (1956)</b>
Capacidade (hm <sup>3</sup> )	7,0	16,8
Bacia hidrográfica (km <sup>2</sup> )	119,9	120,0
Bacia hidráulica (km <sup>2</sup> )	167,1	321,0
Precipitação média anual (mm)	787,7	787,7
Descarga fluvial (m <sup>3</sup> /s)	401,0	291,0

Fonte: PINHEIRO, 2004.

O açude Marengo foi formado devido ao represamento do rio Ipueiras ou Marengo, sendo este um dos componentes do subsistema do Rio Quixeramobim, por sua vez afluente do Rio Banabuiu, inserido no sistema Rio Jaguaribe.

### 3.2 Alteração no volume de água do açude

O acompanhamento do volume do açude Marengo foi feito mensalmente durante o período de março de 2013 a setembro de 2013. A análise da alteração do volume de água disponível foi realizada através do método do nível de mangueira (FIGURA 5), baseando-se nas medições de Cota-Área-Volume (CAV) estimada através da batimetria realizada em 2012 pelo grupo HIDROSED. Conforme cita Lopes (2013), foram registradas as profundidades de 3000 pontos ao longo da bacia hidráulica do açude Marengo.

**Figura 5** – Avaliação topográfica da área não submersa do açude Marengo



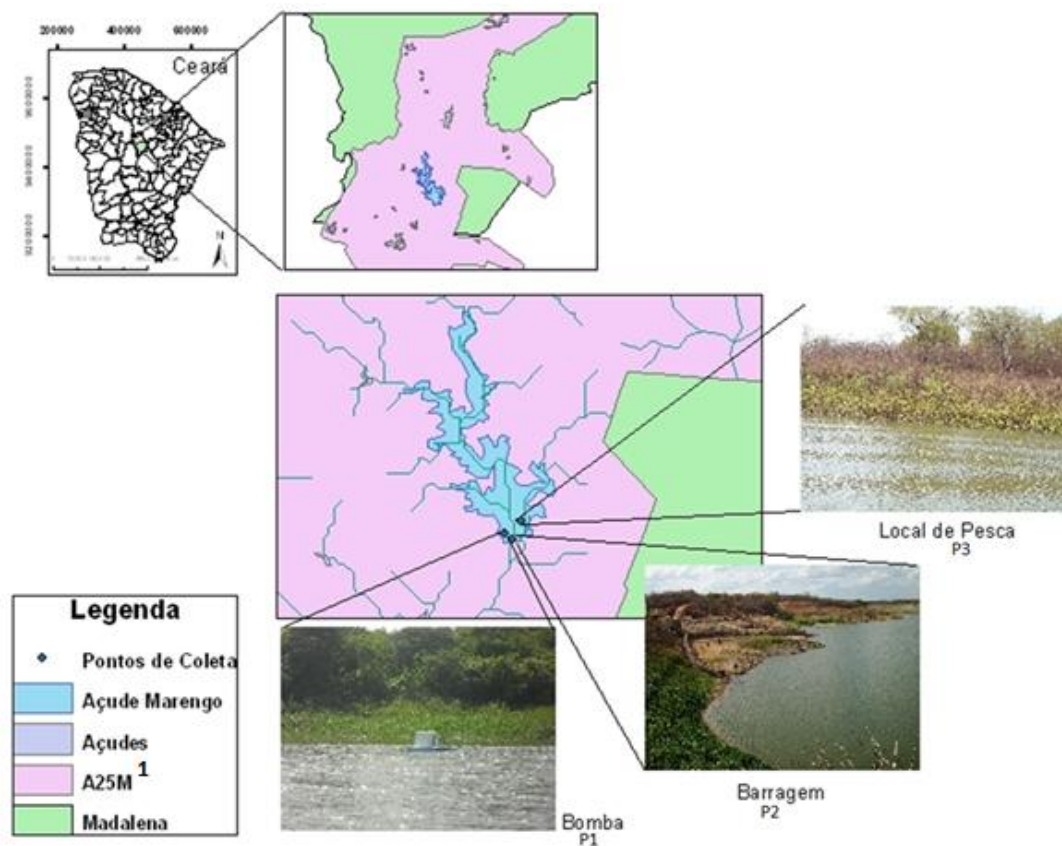
Fonte: Autora.

### 3.3 Análise físico-química da água

A análise físico-química da água foi realizada mediante coletas mensais durante o período de março de 2013 a setembro de 2013, totalizando sete coletas. As amostras de água foram coletadas em três pontos distintos (P1, P2 e P3) na região do açude próxima à barragem (FIGURA 6). A caracterização do substrato em cada ponto de coleta foi realizada através da análise do sedimento. O sedimento foi coletado com o auxílio de uma draga e posteriormente foi transportado para o Laboratório de Solos e Água da Universidade Federal do Ceará (ANEXO II) (FIGURA 7). A descrição dos pontos de coleta segue na Tabela 2.



**Figura 6** – Mapa dos pontos de coleta no açude Marengo



<sup>1</sup> Assentamento 25 de Maio (A25M).

**Figura 7** – Coleta de sedimento no açude Marengo, utilizando draga metálica



Fonte: Autora.

**Tabela 2** – Descrição dos pontos de coleta no açude Marengo

<b>Pontos de coleta</b>	<b>Coordenadas (WGS84 UTM)</b>	<b>Classificação textural do substrato</b>	<b>Classificação natural e antrópica</b>
<b>Bomba de abastecimento (P1)</b>	E:440467 N: 9444157	Argiloso	Próximo à bomba de abastecimento da comunidade. Acesso fácil ao açude. Local de tomada de água por carros pipa. Região de lazer. Plantio de vazante.
<b>Barragem (P2)</b>	E: 440466 N: 9444029	Argiloso	Local de maior acúmulo de água, permanecendo com maior tempo de residência. Difícil acesso à população. Maior probabilidade de acúmulo de matéria orgânica.
<b>Local de pesca (P3)</b>	E: 440632 N: 9444360	Franco-Argilo arenoso	Região onde é comum a realização da atividade pesqueira. Instalação de redes de espera. Plantio de vazante.

Fonte: Autora.

As amostras foram coletadas por volta das 10 horas da manhã, na profundidade de visibilidade máxima observada no disco de Secchi (FIGURA 8). As concentrações de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH e condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) foram feitas *in situ*, além da medição da transparência de Secchi (m). A profundidade da zona eufótica foi estimada multiplicando a medida obtida pelo disco de Secchi (m) por um fator de conversão de 2,7, conforme cita Esteves (2011).

As amostras foram acondicionadas em gelo e transportadas para o laboratório de Química, Águas e Resíduos, no Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Ceará (IFCE), em Maracanaú, Ceará (FIGURA 9).

**Figura 8** – Coleta de água no açude Marengo, na profundidade do disco de Secchi e utilizando garrafa de van Dorn



Fonte: Autora.

**Figura 9** – Vista parcial do Laboratório de Química, Águas e Resíduos, IFCE - Campus Maracanaú



Fonte: Autora.

Em laboratório, foram feitas análises de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), Demanda Química de Oxigênio (DQO) ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) e nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), seguindo a metodologia proposta por APHA; AWWA; WPCF (2005). Na Tabela 3 estão expostas as variáveis limnológicas analisadas e os respectivos métodos utilizados.



**Tabela 3** – Variáveis limnológicas analisadas e respectivos métodos utilizados

<b>Variável limnológica</b>	<b>Método utilizado</b>
Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Espectrofotometria
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	Condutivímetro portátil
DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ )	Colorimetria de refluxo fechado
Fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Digestão com Persulfato seguido do Método do Ácido Ascórbico
Nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Método do Persulfato para Determinação Simultânea do Nitrogênio Total e Fósforo Total seguido do Método da Redução de Nitrato a Nitrito em Coluna de Cádmio
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Oxímetro portátil
pH	Peagâmetro portátil
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	Oxímetro portátil
Transparência de Secchi (m)	Disco de Secchi
Zona eufótica (m)	Multiplicação por fator de correção (ESTEVES, 2011)

Fonte: Autora.

### 3.3.1 Análise do Índice de Estado Trófico (IET)

Para estimar o nível trófico da água do açude Marengo, foi aplicado o modelo de IET proposto por Lamparelli (2004). Esta proposta de índice foi desenvolvida para ambientes tropicais, utilizando equações que consideram as medidas de transparência do disco de Secchi e concentrações de clorofila *a* e fósforo total. O IET de Lamparelli (2004) é descrito conforme as equações 1, 2 e 3, expostas a seguir.

$$IET(SD) = 10 \times \left( 6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$IET(Pt) = 10 \times \left( 6 - \frac{1,77 - 0,42 \times \ln Pt}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$IET(Cla) = 10 \times \left( 6 - \frac{0,92 - 0,34 \times \ln Cla}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

Sendo:

SD: Transparência de Secchi (m);

Cl<sub>a</sub>: Concentração de clorofila *a* (µg.L<sup>-1</sup>);

Pt: Concentração de fósforo total (µg.L<sup>-1</sup>).

A Tabela 4 indica as classificações dos níveis tróficos, a partir do cálculo do IET de Lamparelli (2004).

**Tabela 4** – Classificação adotada para IET, segundo Lamparelli (2004)

Classificação	Valor	Fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	Clorofila <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	Transparência de Secchi (m)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	≤ 0,008	≤ 1,17	≥ 2,4
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	0,008 < Pt ≤ 0,019	1,17 < Cl ≤ 3,24	2,4 > SD ≥ 1,7
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	0,019 < Pt ≤ 0,052	3,24 < Cl ≤ 11,03	1,7 > SD ≥ 1,1
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	0,0052 < Pt ≤ 0,120	11,03 < Cl ≤ 30,55	1,1 > SD ≥ 0,8
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,120 < Pt ≤ 0,233	30,55 < Cl ≤ 69,05	0,8 > SD ≥ 0,6
Hipereutrófico	IET > 67	> 0,233	> 69,05	< 0,6

Fonte: Lamparelli (2004).

### 3.4 Análise da ictiofauna

Os peixes foram coletados mensalmente, durante o período de março de 2013 a setembro de 2013, com redes de espera (redes de emalhar). A área do açude onde foi realizada a coleta permite apenas a utilização destas artes de pesca, pois o substrato irregular, lamoso e repleto de árvores submersas causa diversas avarias nos apetrechos, impossibilitando a utilização de tarrafas e redes de arrasto. Além disso, a ausência de macrófitas aquáticas inviabilizou a utilização de puçás e peneiras (FIGURA 10).

**Figura 10** – Imagens que ilustram a impossibilidade de outras artes de pesca, além da rede de espera, para o açude Marengo



Fonte: Autora.

**A:** Tarrafa avariada por um pedaço de árvore submerso.

**B:** Cercas submersas.

**C:** Presença de ilhotas.

**D:** Margem do açude Marengo, demonstrando a ausência de macrófitas aquáticas e vegetação próxima às margens.

As redes de espera utilizadas possuíam 35 metros de comprimento e 1,5 metros de altura, totalizando uma área de  $52,5 \text{ m}^2/\text{rede}$ . As coletas foram realizadas em três pontos distintos (P1, P2 e P3), sendo os mesmos pontos onde houve a coleta de água (ver FIGURA 6). Em cada local foram instaladas baterias de redes de espera com malhas de 3 cm, 5 cm, 7 cm e 9 cm entre nós. As redes foram instaladas durante a noite e retiradas no período matutino, totalizando 13 horas de espera para captura.

Os indivíduos capturados foram analisados morfometricamente para a obtenção de dados de peso médio (g), comprimento total (cm) e comprimento padrão (cm). Os peixes foram armazenados em uma bombona plástica, devidamente etiquetados, com solução de formalina 10% por 48 horas (FIGURA 11). Logo após esse período, os animais foram transferidos para solução de álcool 70% para posterior identificação.

**Figura 11** – Armazenamento dos peixes em formalina 10% ainda em campo (Marengo, CE)

Fonte: Autora.

A análise da estrutura da comunidade íctia do açude Marengo foi realizada a partir da aplicação de índices ecológicos. Foram observadas a diversidade de Shannon, riqueza de Margalef e equitabilidade de Pielou.

A diversidade pode ser definida como a variação e a abundância de espécies em uma determinada unidade de estudo (MAGURRAN, 2004). O índice de Shannon constitui-se em uma das mais tradicionais medidas de diversidade (Equação 4).

$$H' = \sum_{i=1}^S (p_i) \times (\log_2 p_i) \quad (4)$$

Sendo:

$H'$ : Diversidade de Shannon;

$p_i$ : Proporção da espécie  $i$  em relação ao total da amostra;

$S$ : Número de espécies.

A riqueza de Margalef indica o número de espécies em uma comunidade (KREBS, 1989) (Equação 5).

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln N} \quad (5)$$

Sendo:

$D_{Mg}$ : Índice de riqueza de espécies de Margalef;

$S$ : Número de espécies registradas;

$N$ : Número total de indivíduos na amostra.

A equitabilidade de Pielou tem o objetivo de representar as diferenças na proporção de espécies (dominantes e raras) em uma comunidade. Essa medida é baseada no índice de diversidade de Shannon (Equação 6).

$$J' = \frac{H'}{H \text{ max}} \quad (6)$$

Sendo:

J': Equitabilidade de Pielou;

H': Diversidade de Shannon;

H max: Diversidade máxima que pode ser encontrada caso todas as espécies possuam igual abundância.

### 3.5 Análise estatística

Os dados das variáveis limnológicas foram inseridos em uma planilha eletrônica para o cálculo da estatística descritiva. Em seguida, foi aplicada a análise fatorial tendo em vista que tal técnica de estatística multivariada permite analisar as variáveis de modo que todas elas são analisadas de forma simultânea. Essa técnica permite reduzir as informações contidas em diversas variáveis estatísticas com uma perda mínima de informação (HAIR JR *et al.*, 2005).

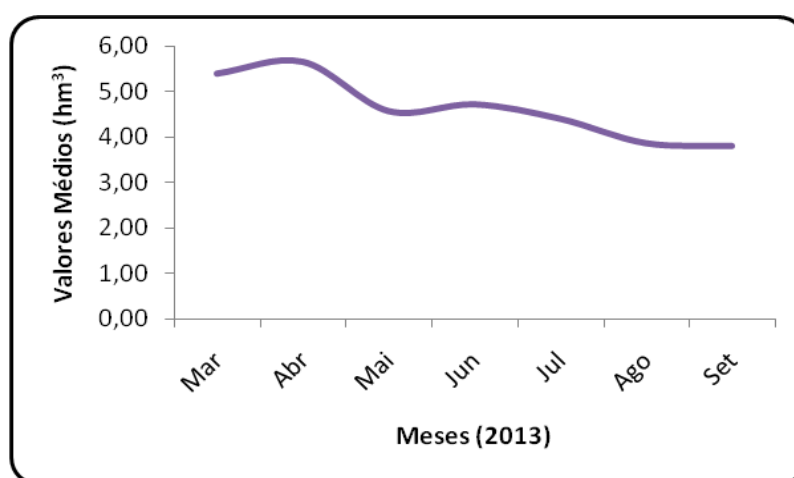
Para quantificar o efeito das características ambientais sobre a ictiofauna, foi realizada a análise de regressão linear múltipla, tendo como variáveis dependentes a riqueza e a equitabilidade. As variáveis consideradas independentes foram pH, O<sub>2</sub>D, condutividade elétrica, transparência de Secchi, DQO, clorofila *a*, N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub>. O nível de significância adotado foi de  $\alpha = 0,05$ . As técnicas de análise fatorial e regressão linear múltipla foram aplicadas mediante a utilização do programa *Statistica 7.0*.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

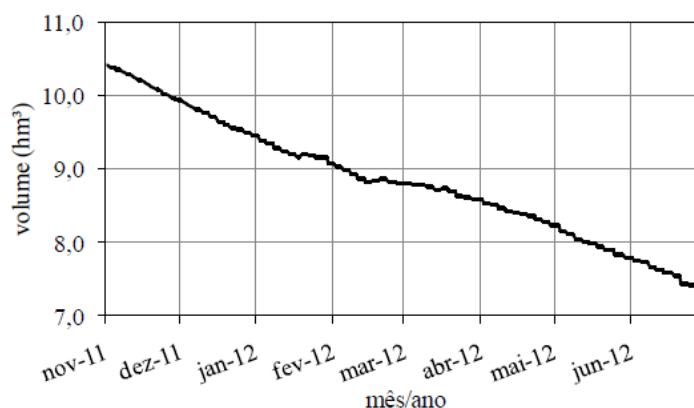
### 4.1 Alteração no volume de água do açude Marengo

O acompanhamento da variação do volume acumulado no açude Marengo foi realizado através do acompanhamento de seu nível, utilizando a relação entre volume e nível d'água. Em um período inferior a um ano, o volume apresentou uma significativa redução de  $1,60 \text{ hm}^3$  (30% do volume registrado inicialmente) ao longo tempo (GRÁFICO 1).

Gráfico 1 – Alterações no volume de água do açude Marengo entre março de 2013 e setembro de 2013



A redução do volume de água disponível no referido açude foi observada por Lopes (2013), em estudos realizados entre novembro de 2011 e junho de 2012, através da leitura de réguas linimétricas. Desse modo, foi possível observar o decréscimo da quantidade de água disponível em relação ao tempo, sendo a última medição do volume (junho de 2012) estimada em aproximadamente  $7,8 \text{ hm}^3$  (FIGURA 12).

**Figura 12** – Variação do volume do açude Marengo durante novembro de 2011 a junho de 2012

Fonte: Lopes, 2013.

A tendência de redução do volume é confirmada na atual pesquisa. De fato, a primeira medição de volume acumulado (março de 2013) indicou  $5,4 \text{ hm}^3$ . Considerando que a capacidade de acumulação do açude Marengo é de  $15,3 \text{ hm}^3$ , o valor medido no mês de março corresponde a apenas 35% da capacidade total. Na última medição realizada (mês de setembro), o volume foi calculado em  $3,81 \text{ hm}^3$ , correspondendo a menos de 25% da capacidade total de acumulação.

A quantidade de água disponível no reservatório reduziu drasticamente ao longo do tempo devido à ausência de chuvas regulares na região, demanda populacional e perdas por infiltração e evaporação (PESSOA, 2002; DUARTE, 2002a). Entre esses fatores, a evaporação é o mais efetivo processo de perda de água em corpos d'água naturais, representando uma fração importante da água armazenada. Na Turquia, estudos indicam que mais água é perdida por evaporação do que é utilizada para fins domésticos e industriais (GÖKBULAK; ÖZHAN, 2006; MARTÍNEZ-ALVAREZ *et al.*, 2008; MUGABE; HODNETT; SENZANJE, 2003). Araújo e Piedra (2009) estudaram duas bacias hidrográficas de regiões tropicais localizadas em áreas de diferentes climas (úmido e semiárido). A análise mostrou que a alta taxa de evaporação consome 55% da água nos reservatórios do semiárido (considerando vazão utilizada com 90% de garantia anual), contra somente 12% dos corpos hídricos de regiões úmidas em condições semelhantes.

No reservatório Tapacurá (PE) houve uma redução gradual no volume acumulado durante o período de maio de 1998 (54% da capacidade) e abril de 1999 (4 % do volume total) devido à escassa precipitação (BOUVY *et al.*, 2003). Reservatórios do nordeste brasileiro estão sujeitos a grande variação anual do nível de água, sendo esta a principal fonte reguladora dos processos ecológicos. A alteração no volume acumulado está atrelada a alguns



fatores climáticos regionais e globais, tais como a ocorrência do *El Nino* em anos de seca (BARBOSA, 2002).

Nessa região, a baixa profundidade dos reservatórios e a escassa precipitação pluviométrica são fatores determinantes para reduzir o volume de água e concentrar os compostos químicos, proporcionando o aumento do processo de eutrofização. Nos reservatórios da bacia de São João do Cariri (PB) foi observada a acentuada deterioração da qualidade da água no período de estiagem, devido ao clima e ao uso recursos naturais da bacia (VILAR, 2009; BARBOSA *op. cit.*).

Em períodos de estiagem, a qualidade da água é extremamente afetada. Quando os pequenos reservatórios atingem cerca de 10% da capacidade de armazenamento, a água não se enquadra nos padrões exigidos pelas autoridades de saúde para consumo humano, mesmo após tratamento secundário (ALEXANDRE, 2012).

No açude Marengo, a redução do volume de água foi notória ao longo do tempo de análise (FIGURA 13). Segundo Lopes (2013) as maiores perdas de água no açude Marengo são decorrentes do processo de evaporação, atingindo 72% do volume total. Caso o cenário de estiagem predomine em 2014, o reservatório poderá apresentar apenas 10% da capacidade de armazenamento ao final daquele ano e volume de alerta em meados de 2015.

**Figura 13** – Redução do espelho d'água do açude Marengo, evidenciada por imagens de diferentes períodos



Fonte: Autora.

**A:** Imagem do açude Marengo em novembro de 2012.

**B:** Imagem do açude Marengo em setembro de 2013.

Pequenos e grandes reservatórios são sensíveis a mudanças climáticas. Porém, pequenos reservatórios são mais propensos ao período de estiagem do que aqueles com maior



capacidade de acumulação. A frequência de secas<sup>1</sup> para pequenas barragens é estimada em torno de 70 a 80%. Em grandes reservatórios esse valor decresce para 20%. Desse modo, é nítido que a magnitude da seca aumenta com a diminuição do tamanho do reservatório. Na bacia do rio Jaguaribe a média da frequência de secas para pequenos açudes da classe 4 (4-10 hm<sup>3</sup>) foi de 80%, com valor médio da duração da seca estimado em 8,7 meses, severidade de 66,35 hm<sup>3</sup> e a magnitude de 7,65 hm<sup>3</sup>/mês (KROL *et al.*, 2011; ARAÚJO; BRONSTER, no prelo).

Neste contexto é possível citar o exemplo do açude Paus Branco. Este reservatório está localizado no assentamento 25 de Maio (CE) e possui volume de acumulação inferior ao açude Marengo (alvo da atual pesquisa). O volume do açude Paus Branco foi estimado em aproximadamente 5,5 hm<sup>3</sup> (CEARÁ, 2005). Porém, este açude não resistiu ao longo período de estiagem e secou completamente (FIGURA 14). Segundo relatos locais, este fato nunca havia ocorrido em anos anteriores.

**Figura 14** – Imagem do açude Paus Branco em diferentes períodos



Fonte: Autora.

**A:** Imagem do açude Paus Branco em outubro de 2010.

**B:** Imagem do açude Paus Branco em maio de 2013.

## 4.2 Análise físico-química da água

Segundo a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), para a determinação da classe de um reservatório, faz-se necessário um estudo apurado das variáveis limnológicas. A água do açude Marengo enquadra-se como água doce pertencente à classe 2. Portanto, destina-se ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, aquicultura e pesca, recreação de contato primário (tais como

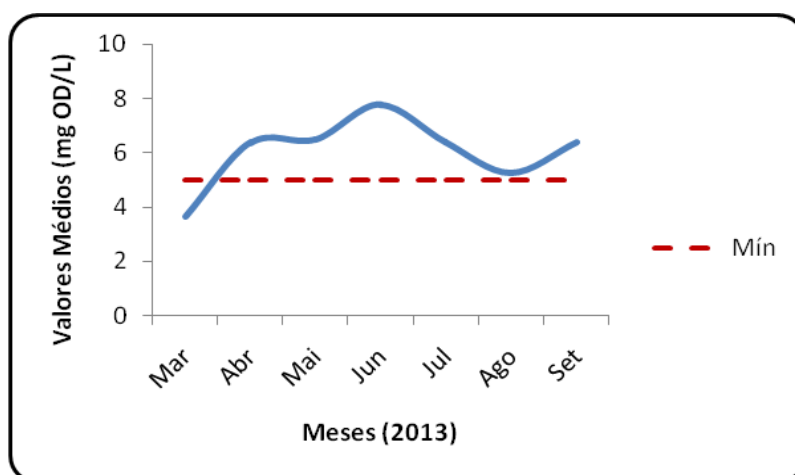
---

<sup>1</sup> Frequência de secas é definida como a razão entre o número de meses de seca e o total de meses na série analisada (ARAÚJO; BRONSTER, no prelo).

natação, esqui aquático e mergulho) e irrigação de hortaliças, plantas frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto (BRASIL, 2005).

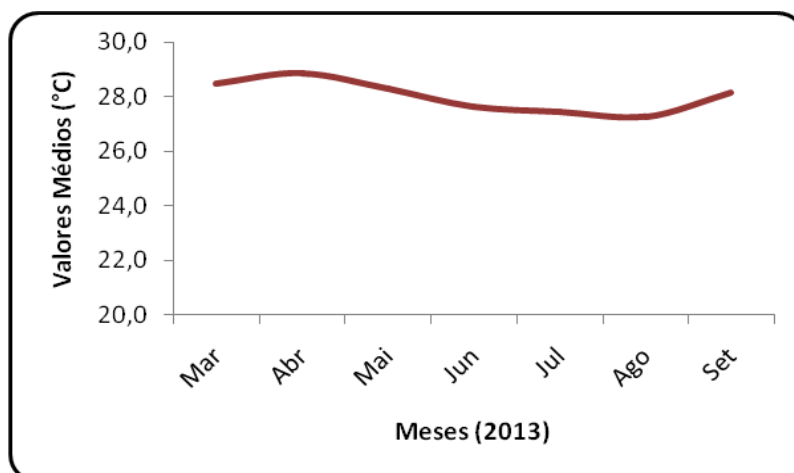
Os parâmetros limnológicos analisados foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2. Os valores de oxigênio dissolvido ( $O_2D$ ) ( $mg.L^{-1}$ ) oscilaram ao longo das observações. Porém, permaneceram dentro do valor mínimo correspondente a  $5,0$  ( $mg.L^{-1}$ ). O primeiro mês de observação (março) foi evidenciado com o menor valor de concentração. As medições apresentaram um acréscimo até atingir um pico no mês de junho. Posteriormente, a concentração de  $O_2D$  oscilou, mas permaneceu acima do limite mínimo estabelecido (GRÁFICO 2).

**Gráfico 2** – Concentração de  $O_2D$  no açude Marengo, com destaque para o limite mínimo estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2, representado pela linha tracejada em vermelho



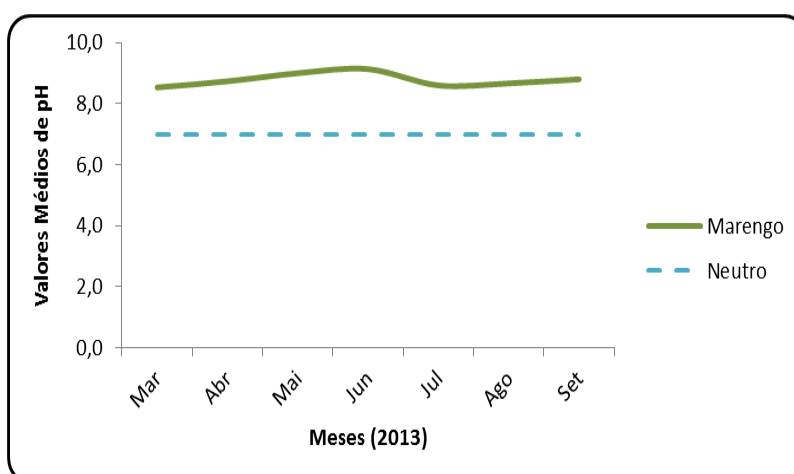
A temperatura ( $^{\circ}C$ ) apresentou poucas oscilações, com maior média no mês de abril e menor valor no mês de agosto (GRÁFICO 3). Ao longo da pesquisa, não houve alterações bruscas na medição da temperatura, sendo a média estimada em torno de  $28^{\circ}C$ . Nos meses de junho, julho e agosto foi possível observar uma diminuição na temperatura. Este fato está de acordo com a média histórica da região encontrada nos dados das Normas Climatológicas do Brasil, referentes ao município de Quixeramobim – Ceará (INMET, 2009).

**Gráfico 3** – Valores de temperatura (°C) no açude Marengo, medidos entre 9 horas e 10 horas da manhã, à profundidade do disco de Secchi



As medições de pH indicaram que a água do açude Marengo apresentou caráter alcalino. Durante os meses de maio e junho, as concentrações foram bastante elevadas, atingindo os maiores valores registrados. Todas as medições estiveram acima do valor neutro (7,0). Ao longo da pesquisa, foram detectadas poucas oscilações significantes, sendo a média calculada em torno de 8,8 (GRÁFICO 4).

**Gráfico 4** – Valores de pH no açude Marengo



A análise físico-química da água deve ser realizada de forma conjunta. Em ecossistemas aquáticos as variáveis limnológicas são totalmente interdependentes. A alteração de um determinado fator pode ocasionar mudanças na concentração dos demais. A análise de água do açude Marengo foi realizada levando em consideração quatro importantes fatores:

- A coleta de água foi realizada em torno das 10 horas da manhã;

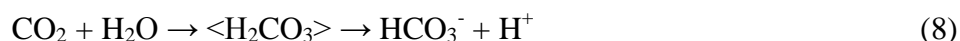
- As amostras foram coletadas na profundidade do desaparecimento do disco de Secchi;
- O açude Marengo está submetido a um longo período de estiagem;
- A área circunvizinha ao açude sofre impactos antrópicos, tais como: plantio de vazante com uso de fertilizantes e retirada da mata ciliar.

A medição de  $O_2D$  no mês de março evidenciou que havia um déficit na concentração desta variável, podendo este fato estar relacionado à alta temperatura observada nesse mesmo período. A solubilidade do  $O_2D$  na água está inversamente relacionada com a temperatura e a salinidade (WETZEL, 2001). Nos meses de abril a junho houve um aumento na concentração de  $O_2D$ , seguido por uma pequena redução no valor da temperatura e um acréscimo no valor do pH. Em julho e agosto  $O_2D$ , pH e temperatura reduziram concomitantemente e apresentaram um pequeno aumento no mês de setembro.

Desse modo, tornou-se notório que as oscilações nos valores de  $O_2D$  foram ocasionadas principalmente pela temperatura, pH e taxa fotossintética. As oscilações de temperatura foram relacionadas com a radiação solar. As mudanças nos valores de pH tiveram relação direta com o  $O_2D$  e a taxa fotossintética. Tais variáveis limnológicas apresentam uma espécie de ciclo sazonal, podendo ser observado na plotagem dos pontos em um gráfico de dispersão.

No reservatório Marechal Dutra (RN), os baixos níveis de  $O_2D$  ( $5,4 \text{ mg.L}^{-1}$ ) durante o período seco foram atribuídos à alta utilização de oxigênio para fins respiratórios de organismos e material orgânico em decomposição. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica, maior será o número de micro-organismos decompositores e conseqüentemente maior será o consumo de oxigênio (CHELLAPPA; COSTA, 2003; LUNA, 2008). No reservatório Taperoá II (PB), o elevado teor de  $O_2D$  foi atribuído principalmente à atividade fotossintética (BARBOSA, 2002).

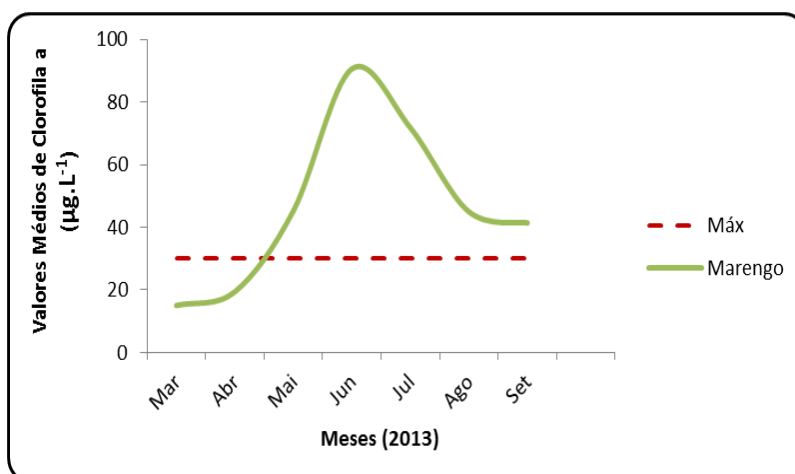
Oscilações na concentração de  $O_2D$  dependem da biomassa, dos ciclos de estratificação térmica, influxos estacionais de água de precipitação e processos de advecção. Os organismos fitoplancctônicos consomem  $O_2D$  e liberam dióxido de carbono ( $CO_2$ ) durante o processo de fotossíntese, causando a acidificação da água. Em solução, o  $CO_2$  é convertido a ácido carbônico ( $H_2CO_3$ ). Por ser altamente instável, este composto é dissociado em bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) e íon hidrogênio ( $H^+$ ), alterando, desse modo, a concentração de pH (Equações 7 e 8) (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; CÂMARA, 2007).



O aumento do pH pode estar associado à proliferação de algas. Ecossistemas aquáticos com valores de pH alcalino podem ser encontrados em áreas onde há balanço hídrico negativo, refletindo a realidade dos reservatórios na região nordeste do Brasil. Durante o período de estiagem prolongada, o pH pode atingir valores superiores a 9 (VON SPERLING, 2005; CHELLAPA, 2009b). Esta situação corrobora com os resultados da presente pesquisa. Do mesmo modo, estudos realizados nos reservatórios Tapacurá (PE), Acauã (PB), Castanhão (CE) e Marechal Dutra (RN) evidenciaram que a temperatura média da água foi estimada em aproximadamente 28°C e o pH mostrou-se alcalino com valores em torno de 8. Nas águas superficiais do açude Tapacurá, os elevados valores de pH coincidiram com a alta concentração de O<sub>2</sub>D. No fim do período seco, foi observado alto pH e alcalinidade, indicando alta atividade fotossintética (BOUVY *et al.*, 2003; CHELLAPPA *et al.*, 2008; LUNA, 2008; VILAR, 2009; MOLISANI *et al.*, 2010). Elevados valores de pH também podem ser atribuídos às consideráveis concentrações de bicarbonatos nos solos do semiárido nordestino (BARBOSA *et al.*, 2006).

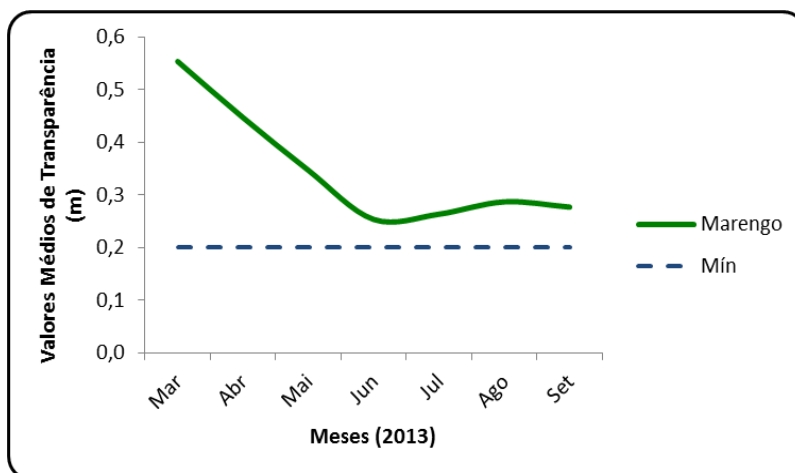
Durante os meses de março e abril (2013), a concentração de clorofila *a* (µg.L<sup>-1</sup>) manteve-se abaixo do valor limite estipulado pelo CONAMA (30 µg.L<sup>-1</sup>). Ao longo da pesquisa, no entanto, a concentração aumentou rapidamente até atingir um pico de quase três vezes o valor máximo permitido no mês de junho. Em seguida, houve uma redução dos valores de clorofila *a* nos meses de julho, agosto e setembro. Nos dois últimos meses, a concentração assumiu uma tendência à estabilização, porém superior ao valor máximo permitido (GRÁFICO 5).

**Gráfico 5** – Concentração de clorofila *a* ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) no açude Marengo, com destaque para o limite máximo estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2, representado pela linha tracejada em vermelho



A transparência da água apresentou grande variação ao longo do atual estudo. Durante o período de março a junho, houve uma queda vertiginosa dos valores, onde foi possível detectar que a redução equivaleu a 10 cm/mês. Nos meses seguintes (julho, agosto e setembro) ocorreram pequenas oscilações nos valores, sendo notória a tendência à estabilização, porém, em condições inferiores àquelas observadas inicialmente (GRÁFICO 6). A profundidade da zona eufótica (m) apresentou a mesma tendência de valores da transparência de Secchi. A variação da profundidade da zona eufótica durante o período de março a junho, mostrou uma grande redução, correspondente a uma taxa de 0,27 m/mês. Apesar dos valores terem apresentado um pequeno aumento nos meses seguintes (julho, agosto e setembro), tais oscilações não foram suficientes para alterar a tendência de estabilização dos pontos.

**Gráfico 6** – Valores de transparência da água, medida com disco de Secchi (m), no açude Marengo



Foi possível observar que a concentração de clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) relacionou-se de forma inversa com a transparência da água e a zona eufótica (m). Durante os meses de março a maio houve um aumento da clorofila *a* e conseqüente redução na profundidade da zona eufótica. Este fato pode estar relacionado à disponibilidade de nutrientes. A variação temporal na biomassa fitoplanctônica de lagos tropicais é controlada principalmente pela disponibilidade de nutrientes e radiação subaquática (ESTEVES, 2011).

Em junho de 2013, a concentração de clorofila *a* e a transparência da água atingiram os seus maiores e menores valores, respectivamente. Após o *bloom* fitoplanctônico, houve uma redução nos valores de clorofila *a* nos meses posteriores, podendo estar relacionada com a dificuldade de penetração de luz, devido à elevada biomassa algal. Ao atingir uma biomassa crítica, o fitoplâncton entra num processo de senescência e morte (*die-offs*) parcial ou total devido à elevada temperatura e pH, acúmulo de resíduos tóxicos oriundos do metabolismo, baixa quantidade de nutrientes ou alcance da capacidade de suporte do meio (KUBTIZA, 1998; REYNOLDS, 1998; SÁ, 2012).

No presente estudo, a clorofila *a* possuiu uma relação inversa com a profundidade da zona eufótica. Sabe-se que a transparência da água infere sobre a atenuação da radiação solar. Substâncias dissolvidas, organismos planctônicos, detritos orgânicos e inorgânicos particulados em suspensão e a própria molécula de água podem atenuar a radiação solar na coluna d'água devido processos de absorção e dispersão (ESTEVES, *op cit.*).

A precipitação pluviométrica ocasiona a entrada de matéria orgânica e sedimento nos corpos hídricos, redução da biomassa algal, queda do pH e favorecimento da amonificação do nitrogênio, com conseqüente desoxigenação da água (BARBOSA, 2002). Observando que o açude Marengo está submetido a um longo processo de estiagem, pode-se considerar que não houve aporte considerável de material alóctone capaz de alterar a turbidez da água.

Outra situação que pode ser considerada é o fato de a redução da transparência de Secchi estar relacionada com a possível ressuspensão do hipolímnio. Tal processo poderia ocorrer devido à entrada de uma grande quantidade de água no açude ou através de fortes ventos. Na estação meteorológica de Quixeramobim, foram registrados ventos com velocidade média entre 2 e 3  $\text{m.s}^{-1}$  durante o período compreendido entre março e agosto de 2013, e com velocidade média de 6  $\text{m.s}^{-1}$  em setembro de 2013 (INMET, 2014). Considerando que o açude Marengo apresenta profundidade média de 5 metros nos pontos de coleta, os ventos registrados não apresentaram intensidade suficiente para movimentar de

forma brusca uma grande quantidade de água. Porém, a dinâmica de distribuição dos nutrientes no epilânio pode ser influenciada por ventos desta magnitude.

Contudo, o processo de ressuspensão poderia ser identificado através da alteração de outras variáveis limnológicas, tais como temperatura, pH, fósforo total, nitrogênio total, DQO, entre outros. Tal fato não foi evidenciado, sendo possível afirmar que a redução na transparência de Secchi e da zona eufótica no açude Marengo, durante a atual pesquisa, foi resultante do aumento da comunidade fitoplanctônica no ambiente. Este resultado corrobora com a situação encontrada no reservatório Tapacurá (PE), onde a transparência da água variou negativamente com a concentração de clorofila *a* e matéria orgânica particulada. Em alguns reservatórios do semiárido nordestino, a clorofila *a* atinge elevados valores durante o período de estiagem, diminuindo na época chuvosa (CHELLAPA; COSTA, 2003; BOUVY *et al.*, 2003).

A análise de clorofila *a* em 13 reservatórios localizados no nordeste do Brasil, permitiu classificar os referidos açudes como eutróficos ou hipereutróficos, considerando a média da concentração de clorofila *a* em torno de  $47,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ , com o máximo de  $129 \mu\text{g.L}^{-1}$  (LAZZARO *et al.*, 2003). Estudos realizados no açude Orós (CE) observaram que a clorofila *a* atingiu o valor máximo de  $76,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ , caracterizando o ponto de coleta como eutrófico (BATISTA *et al.*, 2013). Nesse mesmo ambiente, observou-se que as maiores concentrações de clorofila *a* foram observadas durante a estação seca. Tal situação pode ter sido favorecida pela redução da turbidez, tendo em vista que nesse período há a ausência de aporte de sedimento. Desse modo, há um aumento na zona eufótica e, conseqüentemente, na taxa fotossintética (SANTOS *et al.*, 2014).

No assentamento 25 de Maio (CE), os açudes Paus Branco e Mel foram monitorados durante trabalhos anteriores. Nesses reservatórios, houve uma pequena tendência de aumento da transparência de Secchi, chegando a 1,84 m no Paus Branco. Porém, deve-se considerar a ausência de chuvas no determinado período e as baixas concentrações de clorofila *a* ( $3,2 \mu\text{g.L}^{-1}$  no Paus Branco e  $13,7 \mu\text{g.L}^{-1}$  no Mel) (FEITOSA, 2011). A redução da transparência de Secchi durante a estação chuvosa pode estar relacionada à suspensão do séston (CÂMARA, 2007).

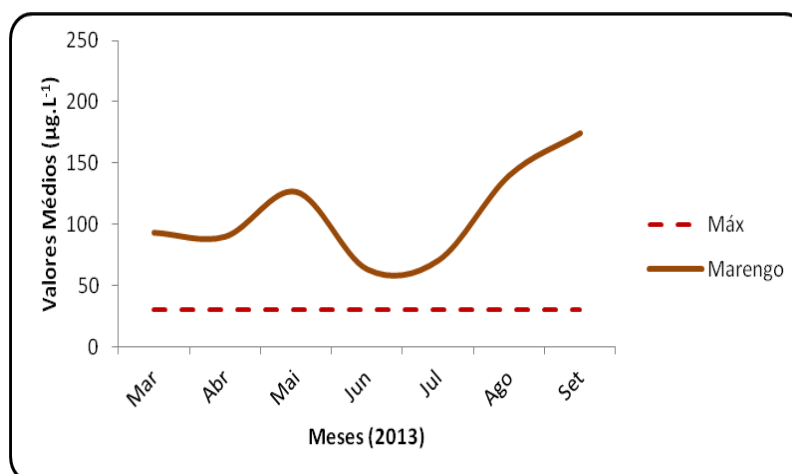
No açude Castanhão (CE), a resuspensão da matéria orgânica na coluna d'água foi a principal causa da atenuação da transparência de Secchi, explicando a baixa densidade de organismos fitoplanctônicos e valor de clorofila *a* (MOLISANI *et al.*, 2010).

A concentração de fósforo total ( $P_T$ ) ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) apresentou grandes oscilações ao longo da atual pesquisa. Todas as medições realizadas ultrapassaram o limite permitido pela



Resolução n° 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2 ( $30 \mu\text{g.L}^{-1}$  para ambientes lênticos). No mês de junho, houve uma grande redução na concentração, porém o valor ainda permaneceu elevado. A maior concentração foi registrada em setembro, conferindo uma tendência crescente à concentração desse nutriente na coluna d'água (GRÁFICO 7).

**Gráfico 7** – Concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) no açude Marengo, com destaque para o limite máximo estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2, representado pela linha tracejada em vermelho



Durante os meses de março e abril a concentração de  $P_T$  foi mensurada em quase o dobro do limite permitido. Pode-se observar que nesse período, as concentrações de clorofila *a* são baixas e tendem a aumentar. Portanto, o fósforo total existente pode ser oriundo da excreção dos organismos aquáticos e de um processo de decomposição anteriormente iniciado, tendo em vista que as formas mais comuns de fósforo orgânico são de origem biológica (TUNDISI, 2008). No mês de maio houve uma elevação nas concentrações de  $P_T$  e clorofila *a*. Considerando-se que não foi observada uma brusca ressuspensão das camadas mais profundas no açude Marengo, o aumento nos valores de  $P_T$  pode estar relacionado a uma carga de matéria orgânica autóctone.

Em alguns ecossistemas, a redução dos níveis de  $P_T$  pode ser relacionada com a precipitação do fósforo reativo (ortofosfato) devido à presença de íons de ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonato. Esse processo de precipitação é influenciado pela concentração de  $O_2D$  e pH na água. Em solos ácidos, os elementos metálicos presentes (p.ex. ferro) estão na forma solúvel ( $Fe_2^+$ ) e podem atingir camadas mais superficiais da coluna d'água. Ao encontrar uma região oxigenada, o ferro volta à condição insolúvel ( $Fe_3^+$ ) e precipita carreando os íons fosfato ( $FeOOHPO_4$ ) (ESTEVEZ, 2011; SÁ, 2012). No açude

Marengo, este fato não foi observado na região de coleta de água. Para ocorrer a co-precipitação do ortofosfato pelo ferro é necessário que haja um ambiente hipóxico, com pH ácido. Esta situação não foi observada, pois o pH do açude Marengo foi considerado alcalino.

No mês de junho as concentrações de  $P_T$  e clorofila *a* atingiram o menor e o maior valor, respectivamente. Logo, observou-se que o  $P_T$  disponível na coluna d'água pode ter sido absorvido em grande parte pela elevada biomassa fitoplanctônica ou precipitado para camadas de água mais profundas. Em meses de vento fraco, estratificação térmica e maior oxigenação da água, o fósforo se acumula nas camadas mais inferiores (BARBOSA, 2002).

Posteriormente, no mês de julho, ocorreu um pequeno aumento na concentração de  $P_T$ . Analisando o gráfico de clorofila *a*, percebe-se que nesse mesmo período houve a senescência do fitoplâncton. Porém, apesar da morte dos indivíduos, a biomassa restante ainda foi capaz de absorver o  $P_T$  ativamente. Considerando que o período de *die-offs* ainda estava no início, grande parte do fósforo orgânico particulado (presente na biomassa algal) precipitou para o hipolímnio para ser decomposto por bactérias.

Nos meses de agosto e setembro as concentrações de  $P_T$  atingiram elevados valores, com o pico sendo registrado nesse último mês. Nesse intervalo de tempo, a concentração de clorofila *a* estava baixa, tendendo a uma estabilização. Portanto, o  $P_T$  analisado na água foi decorrente do processo de decomposição da biomassa fitoplanctônica. Notou-se que os valores de  $P_T$  aumentaram devido ao aporte de matéria orgânica, oriunda principalmente do processo de decomposição e diminuíram devido à absorção pelos organismos aquáticos. No reservatório Tapacurá (PE) houve forte correlação positiva entre a concentração de clorofila *a* e  $P_T$ , sugerindo que a comunidade fitoplanctônica contribuiu grandemente para matéria orgânica particulada (BOUVY *et al.*, 2003).

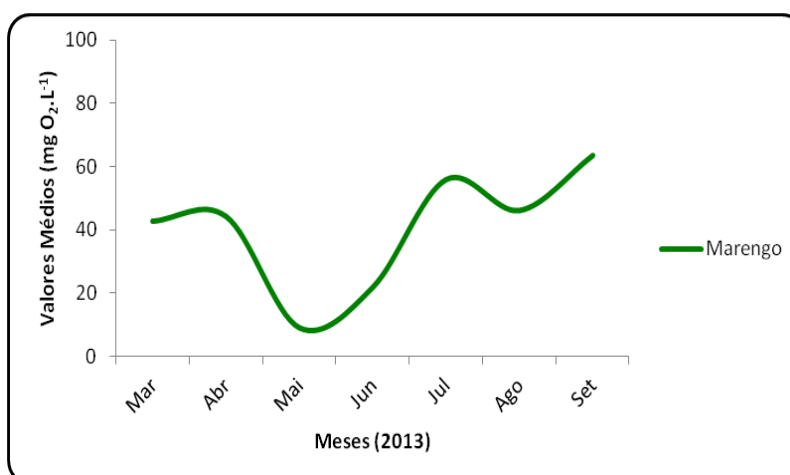
Ecossistemas de águas tropicais apresentam maior capacidade assimilação de fósforo do que corpos d'água de climas temperados, devido à sedimentação ou assimilação por produtores primários, diminuindo a concentração na coluna d'água (VON SPERLING; 2005).

O reservatório Marechal Dutra (RN) apresentou elevados valores de  $P_T$  chegando a concentração de  $640 \mu\text{g.L}^{-1}$  (CHELLAPA *et al.*, 2008). Na bacia de São João do Cariri (PB), os açudes apresentaram valores semelhantes àqueles encontrados no açude Marengo, oscilando entre  $39,09 - 166,71 \mu\text{g.L}^{-1}$  (VILAR, 2009). No Castanhão (CE) o  $P_T$  atingiu valores entre  $11 - 369 \mu\text{g.L}^{-1}$  (MOLISANI *et al.*, 2010). Os açudes Paus Branco e Mel apresentaram valores de  $P_T$  em torno de  $32 \mu\text{g.L}^{-1}$  e  $55 \mu\text{g.L}^{-1}$ , sendo considerados inferiores aos valores obtidos na atual pesquisa (FEITOSA, 2011).

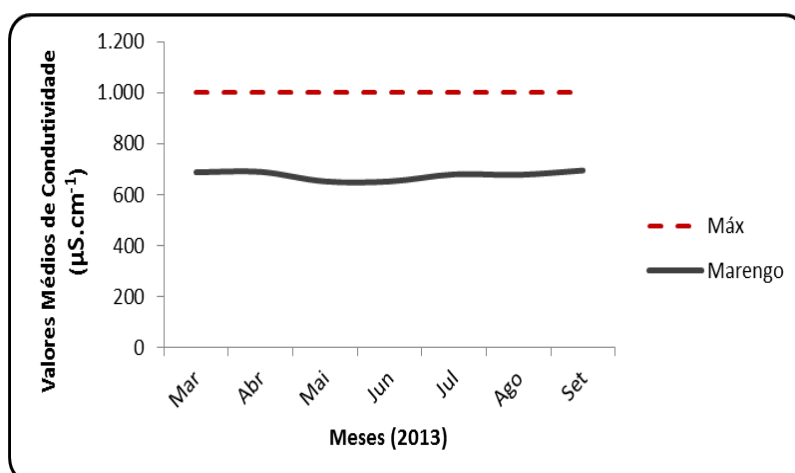
A concentração de fósforo é considerada um importante parâmetro para a classificação trófica de corpos hídricos, juntamente com outros parâmetros, tais como a concentração de nitrogênio e clorofila *a* (ESTEVES, 2011). Elevadas concentrações de fósforo também podem ser detectadas durante o período chuvoso devido à influência do escoamento superficial (VASCO *et al.*, 2011).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) ( $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) oscilou ao longo da pesquisa, apresentando um pequeno ciclo com picos e reduções. A menor e a maior concentrações verificadas foram registradas no mês de maio e setembro, respectivamente (GRÁFICO 8).

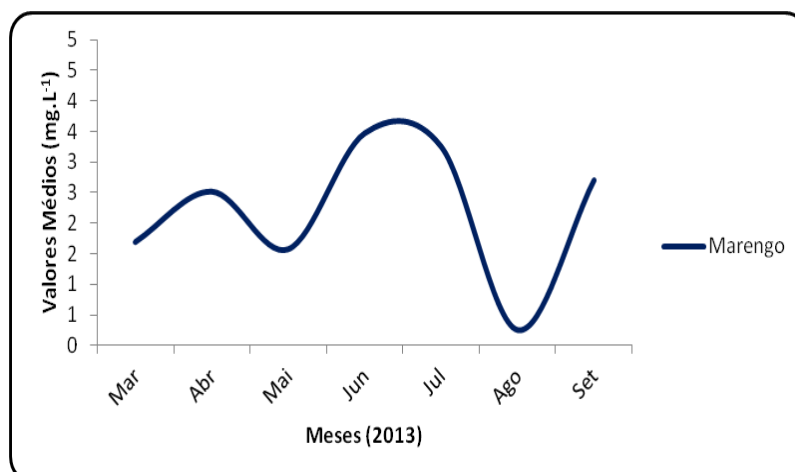
**Gráfico 8** – Concentrações da DQO ( $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) no açude Marengo



A condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) apresentou pouca variação, estando em torno de 652-695 ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Os menores valores foram observados durante os meses de maio e junho, sendo o maior valor registrado no mês de setembro (GRÁFICO 9).

**Gráfico 9** - Concentrações de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) no açude Marengo

A concentração de nitrogênio total ( $\text{N}_T$ ) ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) apresentou baixos valores ao longo da atual pesquisa. Porém, foram notáveis elevadas oscilações. Em junho houve um pico na concentração e posterior redução até atingir um valor próximo de zero (correspondente ao mês de agosto). Em setembro (2013), a concentração voltou a se elevar (GRÁFICO 10).

**Gráfico 10** – Concentrações de nitrogênio total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) no açude Marengo

A análise da DQO identifica a concentração de matéria orgânica presente na água por meio do processo de oxidação, utilizando permanganato de potássio ( $\text{K}_2\text{MnO}_4$ ) como agente oxidante (SÁ, 2012). Analisando o gráfico da DQO, foi possível observar que nos meses de março e abril a concentração apresentou-se elevada. Tal fato pode ser comparado com os valores de  $\text{P}_T$ ,  $\text{N}_T$  e clorofila *a* durante o mesmo período, indicando que o valor de DQO observado foi decorrente de um processo de decomposição anteriormente iniciado.

Em maio foi registrada a menor concentração de DQO coincidindo com uma elevada concentração de  $P_T$  e biomassa fitoplanctônica. Portanto, pode-se afirmar que a DQO analisada foi oriunda do mesmo processo de decomposição citado anteriormente.

No mês de junho, houve um pequeno aumento na DQO. Observando que nesse período a temperatura e a concentração de  $P_T$  foram baixas (considerando a média de temperatura de 28°C) e houve um *bloom* fitoplanctônico, a matéria orgânica detectada foi oriunda principalmente do metabolismo de organismos aquáticos.

Em julho há um grande aumento na concentração de DQO, acompanhado por baixas concentrações de clorofila *a*. Portanto, tem-se que a elevação nos valores de DQO foi devido ao processo de *die-offs* do fitoplâncton.

No mês de agosto esperava-se que a concentração de DQO permanecesse alta, devido ao elevado valor de clorofila *a*. Porém, houve uma pequena diminuição da concentração. Este fato pode ser atribuído à precipitação de parte da matéria orgânica para camadas mais profundas da coluna d'água.

Em setembro a DQO atingiu o maior valor, seguido por elevados valores de  $P_T$  e  $N_T$  durante o mesmo período. Tendo em vista que a hipótese de ressuspensão do hipolímnio não foi passível de ser considerada nesta situação, torna-se provável que a grande quantidade de matéria orgânica seja ainda oriunda da senescência do fitoplâncton. Portanto, tem-se que a DQO teve relação inversa com a concentração de clorofila *a*, podendo também ser analisada mediante a condutividade elétrica e a concentração de nutrientes na coluna d'água, tais como o  $P_T$  e  $N_T$ .

A condutividade elétrica é basicamente definida como a capacidade da água de conduzir corrente. A determinação desta variável limnológica é importante no entendimento dos processos biológicos nos ecossistemas. A redução nos valores de condutividade está, principalmente, relacionada com a absorção pelos produtores primários. De outro modo, o aumento da concentração é atribuído ao processo de decomposição (ESTEVES, 2011).

Ao analisar o gráfico de condutividade elétrica, é possível observar que houve pequenas variações. Porém, a disposição dos pontos seguiu o comportamento observado nas concentrações de DQO. Grande parte da matéria orgânica acumulada no fundo do reservatório aumenta a condutividade elétrica em relação à superfície (CLETO FILHO, 2006).

Durante os meses de março e abril, os valores de DQO e temperatura foram elevados, conferindo alta condutividade elétrica. Tal fato pode estar relacionado à ocorrência de um processo de decomposição durante esse período, proporcionando a liberação de íons para a coluna d'água que foram detectados pelo condutivímetro.

Os meses de maio e junho apresentaram as menores concentrações de condutividade, seguindo os gráficos de temperatura e DQO. Essa análise significa que a concentração de íons na coluna d'água diminuiu, podendo ser atribuído à ocorrência de chuvas, absorção pelos organismos aquáticos ou precipitação para as camadas de água mais profundas. Considerando o longo período de estiagem, com ausência de chuvas significativas, pode-se afirmar que a redução na condutividade ocorreu devido à absorção por indivíduos ou precipitação dos íons.

Durante os meses de julho, agosto e setembro, a condutividade assumiu uma tendência de elevação do mesmo modo que a temperatura e a DQO. Portanto, é possível afirmar que a condutividade elétrica se relacionou de forma direta com a DQO.

A concentração de nitrogênio na água depende da taxa de fixação atmosférica, chuvas, aporte orgânico e inorgânico, efluentes domésticos, dentre outros. Este composto pode assumir formas orgânicas e inorgânicas (dissolvidas e particuladas). Amônia ( $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) são as formas de nitrogênio inorgânico mais estudadas em ecossistemas aquáticos. A ocorrência na coluna d'água e no sedimento está relacionada com os processos de produção e decomposição (ESTEVES, 2011; WETZEL, 2001).

O gráfico de  $\text{N}_T$  apresentou um comportamento oscilatório. Nos meses de março e abril os valores de  $\text{N}_T$ ,  $\text{O}_2\text{D}$ , pH, clorofila *a* e DQO tenderam a aumentar. Portanto, a concentração detectada de  $\text{N}_T$  foi oriunda de um processo de decomposição iniciado anteriormente (nitrogênio orgânico particulado e nitrogênio inorgânico).

No mês de maio houve uma redução da concentração de  $\text{N}_T$  e DQO, seguido por um alto valor de pH,  $\text{O}_2\text{D}$  e clorofila *a*. Esta situação pode ser atribuída à redução na concentração de matéria orgânica, presumindo que o nitrogênio nas formas inorgânicas ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ ) assume maior importância.

Em junho houve um pico na concentração de  $\text{N}_T$ , coincidindo com os elevados valores de pH,  $\text{O}_2\text{D}$ ,  $\text{P}_T$ , DQO e clorofila *a*. Neste âmbito é provável que o  $\text{N}_T$  detectado foi aquele correspondente à elevada concentração de matéria orgânica oriunda do *die-offs* fitoplanctônico e as formas de nitrogênio inorgânico.

Em agosto, o  $\text{N}_T$  atingiu um valor próximo de zero. Porém, neste mesmo período, houve uma elevada concentração de DQO e pH, seguidos por baixo valor  $\text{O}_2\text{D}$ , temperatura e clorofila *a*. O processo de senescência do fitoplâncton proporcionou a precipitação da matéria orgânica para as camadas mais profundas da coluna d'água, tornando o nitrogênio orgânico particulado indisponível de ser analisado. Logo, o reduzido valor verificado foi decorrente principalmente de formas inorgânicas. Condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal e

ortofosfato podem precipitar para camadas mais profundas, sendo encontrados em maior concentração (VILAR, 2009).

Em setembro, a concentração de  $N_T$  voltou a aumentar, seguido por elevados valores de DQO,  $P_T$ , pH,  $O_2D$  e temperatura. Esta situação pode ser compreendida como um resultado do processo de decomposição da biomassa algal. Outro importante fator a ser considerado é o longo período de estiagem a qual o ambiente está exposto. A redução do volume de água disponível proporciona o aumento na concentração de nutrientes na coluna d'água.

Desse modo, torna-se notório que a concentração de  $N_T$  apresentou relação direta com a DQO e inversa com o  $P_T$ . Tal comportamento pode ser detectado ao comparar os gráficos de dispersão das variáveis limnológicas citadas.

DQO é um parâmetro químico que retrata de forma indireta o teor de matéria orgânica no corpo d'água. Desse modo, é considerada indicação do potencial do consumo de  $O_2D$  (VON SPERLING, 2005).

Semelhante aos resultados da atual pesquisa, estudos realizados no açude Marechal Dutra (RN) indicaram pouca variação nos valores de condutividade elétrica. A concentração foi maior na superfície devido a elevada taxa de evaporação no período seco. A concentração de nitrogênio total variou de 0,62 a 1,1 mg.L<sup>-1</sup> aproximadamente (CHELLAPA; COSTA, 2003). Estudos realizados no açude Edson Queiroz na bacia do Acaraú (CE) indicaram que o aumento na concentração de sais (cloretos e condutividade elétrica) foi decorrente da redução do volume de água do açude. Além disso, a drástica oscilação dessas variáveis é decorrente do processo de estratificação. Neste local, o maior valor de condutividade elétrica observado foi de 460  $\mu S/cm^{-1}$  (MEIRELES; FRISCHKORN; ANDRADE, 2007).

Os elevados valores de condutividade elétrica nas águas superficiais dos reservatórios nordestinos estão relacionados em grande parte à alta taxa de evaporação e à concentração de matéria orgânica particulada. No açude Tapacurá (PE), os maiores valores de condutividade coincidiram com o mais baixo nível de água. A maior concentração de  $N_T$  foi registrada durante o declínio do fitoplâncton. Considerando a alta quantidade de matéria orgânica no fundo do reservatório, torna-se evidente que a demanda de oxigênio no hipolímnio é muito alta e explicaria o desenvolvimento de condições anaeróbias (BOUVY *et al.*, 2003; LAZZARO *et al.*, 2003).

No reservatório Acauã (PB) a condutividade elétrica apresentou uma média elevada de 1.257  $\mu S.cm^{-1}$ , com máximo de 1800  $\mu S.cm^{-1}$  e mínimo de 858  $\mu S.cm^{-1}$  (LUNA,

2008). Altos valores de condutividade elétrica estão relacionados com elevadas concentrações iônicas provenientes do processo de decomposição. As formas nitrogenadas exercem correlação negativa com o volume de água no açude (BARBOSA, 2002).

A DQO é utilizada para medir a concentração da matéria orgânica biodegradável e a quantidade de O<sub>2</sub>D consumido durante o processo de decomposição, podendo ser utilizada como um indicador de qualidade da água nos estudos de poluição orgânica. Estudos realizados no Canal do Pataxó (RN) mostraram que as maiores concentrações de nutrientes na barragem foram encontradas na superfície, demonstrando a ausência de forte mistura da coluna d'água (CÂMARA, 2007).

A DQO e a clorofila *a* são utilizadas como parâmetros de avaliação do estado trófico dos ecossistemas aquáticos. Em situação de alta concentração de DQO, o O<sub>2</sub>D é consumido em demasia, podendo proporcionar danos aos organismos aquáticos. O fitoplâncton seria afetado pela dificuldade na penetração de luz e presença de substâncias tóxicas no meio, resultantes dos processos metabólicos dos organismos (ARAÚJO, 1977 *apud* CÂMARA, 2007).

Ações antrópicas podem impactar os corpos hídricos, tornando a água indisponível para o aproveitamento humano e animal. Na comunidade do Borzeguim (Itapicoca, CE) a construção de lixão e Estação de Tratamento de Efluente (ETE) causaram diversas alterações ao ambiente e ao sistema hídrico adjacente, ocasionando desequilíbrio ecológico e alterações nos padrões de qualidade de água (TÁVORA, 2010). No assentamento 25 de Maio, os reservatórios são impactados por atividades antrópicas, tais como: criação de animais e/ou presença destes nas margens dos açudes, uso de agrotóxicos, cultivo de vazante e desmatamento das matas ciliares (RIBEIRO, 2010; FEITOSA, 2011). Nesta região, os açudes apresentaram baixa qualidade de água durante o período chuvoso, devido ao aporte de matéria orgânica carregada pelo escoamento superficial. Durante o período de estiagem a entrada de nutrientes nos açudes pelo escoamento é nula (PINHEIRO, 2011).

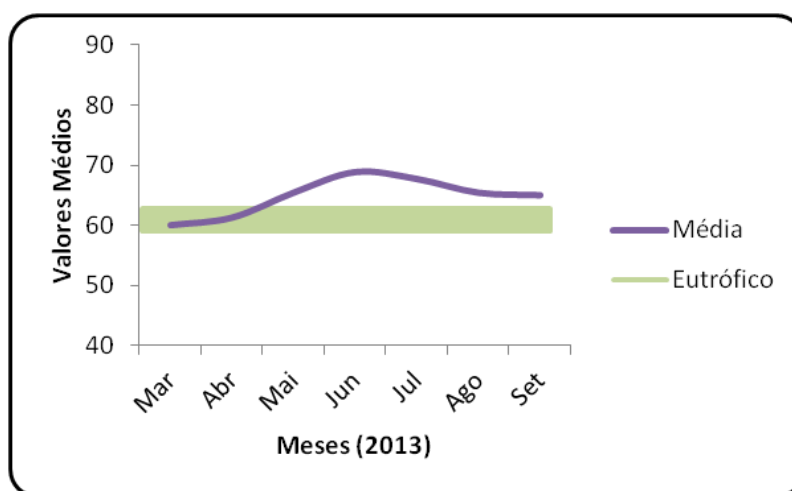


#### 4.2.1 Análise do estado trófico

O IET proposto por Lamparelli (2004) classifica o corpo hídrico como eutrófico quando o valor do IET está compreendido entre 59 e 63. A transparência de Secchi e as concentrações de clorofila *a* e  $P_T$  são as variáveis limnológicas levadas em consideração para a análise do estado trófico da água.

O IET de clorofila *a* durante os meses de março e abril permaneceu dentro da faixa de eutrófico. Em maio, a concentração de clorofila *a* aumentou, classificando a água no nível de supereutrófica. O pico na concentração de clorofila *a* durante o mês de junho, causou uma elevação no valor do IET e conseqüente enquadramento do reservatório no nível hipereutrófico, permanecendo nesta situação até o mesmo de julho. A partir de agosto, os valores de clorofila *a* tenderam a estabilização, proporcionando a alteração do IET para o nível supereutrófico (GRÁFICO 11).

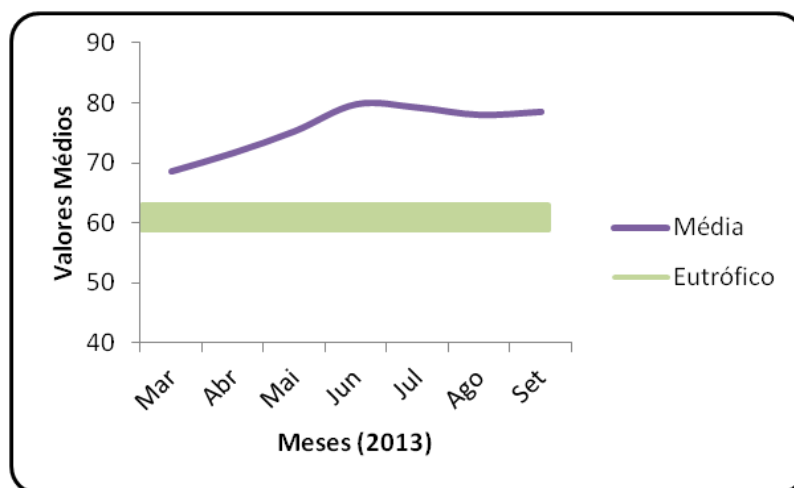
**Gráfico 11** – IET de clorofila *a* (LAMPARELLI, 2004) para o açude Marengo, com a faixa eutrófica destacada na cor verde



O IET da transparência de Secchi se comportou de forma semelhante ao IET de clorofila *a*, levando em consideração que tais variáveis foram inversamente proporcionais. No mês de março o IET da transparência indicou que a água estava no nível máximo de classificação, ou seja, na faixa hipereutrófica. Durante os meses de abril, maio e junho os valores aumentaram, mas a classificação do estado trófico permaneceu constante, tendo em vista que já estava enquadrada no nível máximo de eutrofização. Os meses de julho, agosto e setembro mostraram uma pequena redução e tendência a estabilização dos valores, porém, em

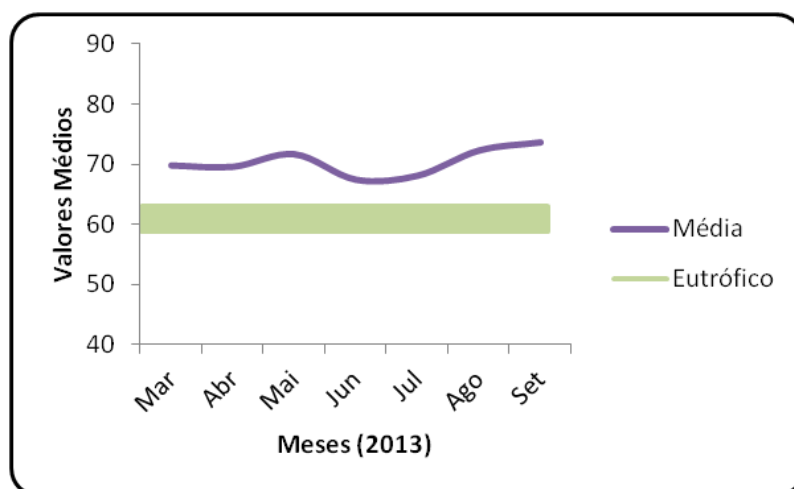
condições inferiores àsquelas observadas no início da pesquisa. Desse modo, o açude Marengo ainda permaneceu classificado como hipereutrófico (GRÁFICO 12).

**Gráfico 12** – IET de transparência de Secchi (LAMPARELLI, 2004) para o açude Marengo, com a faixa eutrófica destacada na cor verde



O IET de  $P_T$  também apresentou altos valores. Nos meses de março, abril e maio, o açude Marengo foi classificado na faixa de hipereutrófico. Apesar da pequena redução nos valores durante os meses de abril e maio, o IET permaneceu no nível de hipereutrófico. Nos meses de agosto e setembro, os valores voltaram a subir (GRÁFICO 13).

**Gráfico 13** – IET de  $P_T$  (LAMPARELLI, 2004) para o açude Marengo, com a faixa eutrófica destacada na cor verde



De acordo com os IET's empregados (clorofila *a*, transparência de Secchi e fósforo total) é possível observar que o açude Marengo está em alto nível de eutrofização.

Reservatórios com alta concentração de nutrientes inorgânicos tem reduzida transparência, hipolímnio anóxico, elevados valores de condutividade elétrica e dominância de cianobactérias durante o período seco (CHELLAPPA; COSTA, 2003).

O estado trófico de reservatórios no nordeste do Brasil pode ser influenciado por fatores hidrológicos, tais como a fase de preenchimento e fluxos de entrada. Este fato pode ser corroborado com a análise de  $P_T$ , transparência do disco de Secchi e clorofila *a*. É importante considerar os impactos hidrológicos, distúrbios e características de resiliência dos períodos secos e chuvosos (CHELLAPPA *et al.*, 2009b).

Segundo o acompanhamento da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) a maioria dos açudes localizados na bacia Banabuiú (CE) está em nível eutrófico, com destaque para os açudes Umari e Pirabibu que atingiram o estado hipereutrófico. A última análise do açude Quixeramobim (30.07.2013) indicou que a água possuía  $40 \mu\text{g.L}^{-1}$  de fósforo total e  $79,30 \mu\text{g.L}^{-1}$  de clorofila *a* (CEARÁ, 2014).

Em alguns açudes do semiárido nordestino, a biomassa algal se relacionou com a concentração de clorofila *a*, turbidez e pH. De outro modo, a concentração de ortofosfato,  $O_2D$  e coliformes fecais, tiveram relação direta com estado sanitário e o nível de eutrofização. Nesses ambientes, a descarga de esgoto e escoamento da agricultura e pasto constituiu na principal influência antropogênica (CEBALLOS, 1998).

O cálculo do IET em reservatórios da Paraíba indicou ambientes hipereutróficos nos períodos de seca e de chuva, sendo influenciados principalmente pela transparência, fósforo total e clorofila *a*. As atividades humanas de maior impacto na qualidade da água dos reservatórios se restringem a criação de animais, culturas de vazantes, cultivos irrigados de milho, feijão e palma e ocorrência esporádica de piscicultura extensiva em alguns reservatórios (VILAR, 2009).

A eutrofização em reservatórios no nordeste brasileiro pode causar diversos danos às comunidades aquáticas. No açude Acari (RN) houve mortalidade de peixes devido a toxinas produzidas por cianobactérias. As espécies de peixes mais afetadas foram: *Oreochromis niloticus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Cichla monoculus*, *Prochilodus brevis*, *Hoplias malabaricus* e *Leporinus friderici* (CHELLAPPA *et al.*, 2008).

No ano de 2010 estudos realizados nos açudes Paus Branco e Mel (CE) observaram que esses ambientes poderiam ser enquadrados no nível de eutrófico e supereutrófico/hipereutrófico, respectivamente (FEITOSA, 2011; RIBEIRO, 2010). Coletas de água realizadas no açude Orós (CE), indicaram que em alguns pontos o reservatório pode

estar em nível eutrófico devido ao uso da terra sem aplicação de práticas conservacionistas (SANTOS *et al.*, 2014).

### 4.3 Análise da ictiofauna

No reservatório Marengo foram coletados 1.129 indivíduos pertencentes a 12 espécies diferentes (TABELA 5). Estudos anteriores mostram que a presença de espécie *Astronotus ocellatus* (apaiari) na região (SILVA, 2011a), porém, nenhum exemplar foi capturado na atual pesquisa. Este fato pode ser atribuído à redução do nível da água durante o período de estiagem, proporcionando a migração dos indivíduos para regiões mais profundas do açude e/ou a inadequação da arte de pesca utilizada (rede de espera). Além disso, é possível citar a privação do período reprodutivo devido à ausência de chuvas.

*A. ocellatus* é uma espécie oriunda da Amazônia e foi introduzida no Ceará em 1938 (GURGEL, 2009). No estado do Amapá a arte de pesca utilizada para a captura desse peixe varia de acordo com a estação do ano. No verão, quando há a redução do nível da água em rios e lagos, a pesca é realizada através da rede de espera com malhas entre 8-11 cm. Durante o período chuvoso, os indivíduos tornam-se mais susceptíveis à captura devido ao processo de reprodução da espécie. Nessa época, a pesca é realizada mediante uso de lança, flecha e caniço (fio de *nylon* amarrado a uma vara fina e com um anzol na extremidade) (DAADY, 2012). No nordeste brasileiro, o apaiari concentra as desovas entre outubro e abril, correspondendo ao período chuvoso, de maior fotoperíodo e com temperaturas elevadas (FONTENELE, 1951).

Durante as coletas no açude Marengo houve uma predominância de espécies de pequeno porte, tais como *Astyanax bimaculatus*, *Cichlasoma orientale* e *Steindachnerina notonota*. A maioria das espécies capturadas foi classificada como onívora, com exceção de *Hoplias malabaricus*, que foi considerada carnívora/piscívora (PAIVA, 1974). . Devido à escassez de alimento no ambiente, os peixes alimentam-se do que está disponível nas condições ambientais da região, aproveitando uma ampla variedade de itens (ZAVALLA-CAMIN, 1996). As comunidades de peixes dos reservatórios tropicais e sub-tropicais são dominadas por espécies onívoras, apresentando como principal característica alta flexibilidade alimentar (FILHO, 2006; PETRY; THOMAZ; ESTEVES, 2011) (FIGURA 15).

**Tabela 5** – Lista das espécies e famílias de peixes capturados no açude Marengo (CE), ordenada em número de abundância e contendo os tamanhos máximos dos indivíduos coletados e segundo a literatura

<b>Espécie<sup>1</sup></b>	<b>Família<sup>1</sup></b>	<b>Nome vulgar<sup>1</sup></b>	<b>Tamanho máximo (cm) citado na literatura<sup>1</sup></b>	<b>Tamanho máximo (cm) coletado no açude Marengo</b>	<b>Número de indivíduos</b>
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	Curimatidae	Piabussu; Piavuçu	9,8 (CP <sup>2</sup> )	9,6 (CP)	603
<i>Cichlasoma orientale</i> (Kullander, 1983)	Cichlidae	Cará preto	13,6 (CP)	12,05 (CP)	175
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Characidae	Piaba	17,5 (CT <sup>3</sup> )	9,98 (CT)	130
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	Anostomidae	Piau	33 (CF <sup>4</sup> )	17,6 (CF)	110
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Erythrinidae	Traíra	55,2 (CP)	33,8 (CP)	47
<i>Hypostomus johnii</i> (Steindachner, 1877)	Loricariidae	Bodó; Cascudo	11,3 (CP)	19,47 (CP)	27
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Cichlidae	Tilápia	60 (CP)	22,7 (CP)	13
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	Cichlidae	Sabão	14,6 (CP)	10,3 (CP)	7
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Auchenipteridae	Cangati	22 (CP)	18,6 (CP)	7
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Characidae	Piaba	16,8 (CT)	9,26 (CT)	5
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875	Prochilodontidae	Curimatã	27 (CP)	25,2 (CP)	3
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Triportheidae	Sardinha	16,3 (CP)	14,9 (CP)	2

Fonte: FROESE; PAULY (2011) adaptado.

<sup>1</sup> dados retirados do *Fishbase* (FROESE; PAULY, 2011).

CP<sup>2</sup>- Comprimento Padrão

CT<sup>3</sup>- Comprimento Total

CF<sup>4</sup>- Comprimento Furcal

**Figura 15** – Fotos ilustrativas das espécies de peixes coletadas no açude Marengo (CE)



Fonte: Autora.

**A:** *Astyanax gr. bimaculatus*

**B:** *Astyanax fasciatus*

**C:** *Crenicichla menezesi*

**D:** *Cichlasoma orientale*

**E:** *Hoplias malabaricus*

**F:** *Hypostomus johnii*

**G:** *Leporinus piau*

**H:** *Oreochromis niloticus*

**I:** *Prochilodus brevis*

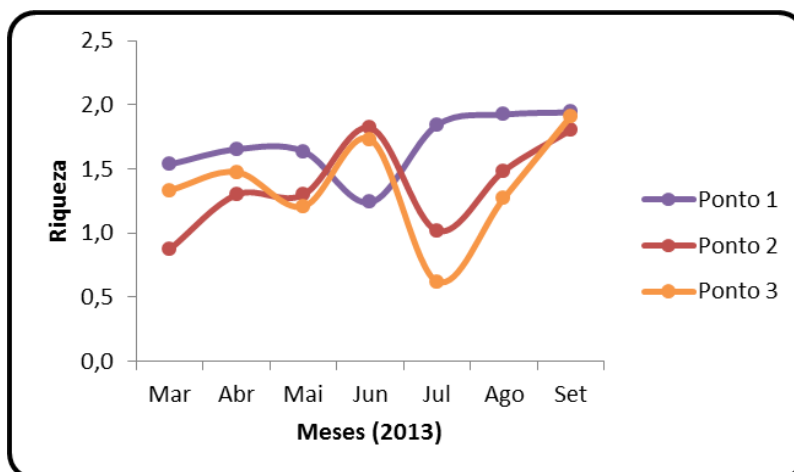
**J:** *Trachelyopterus galeatus*

**K:** *Triportheus angulatus*

**L:** *Steindachnerina notonota*

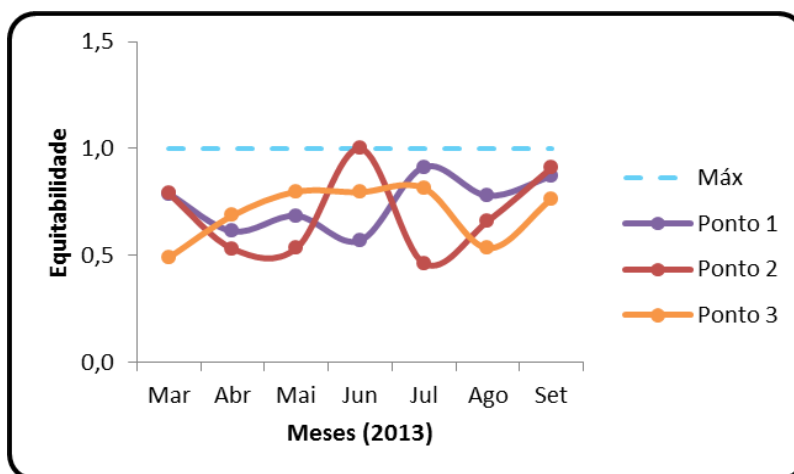
A ictiofauna do açude Marengo foi analisada através de índices de diversidade, riqueza e equitabilidade. Dentre os três pontos analisados, o ponto 1 foi caracterizado como o mais rico ( $D_{mg}$  média= 1,84), seguido pelo ponto 2 ( $D_{mg}$  média= 1,37) e pelo ponto 3 ( $D_{mg}$  média= 1,36). (GRÁFICO 14).

**Gráfico 14** – Riqueza de Margalef para os três pontos de coleta do açude Marengo



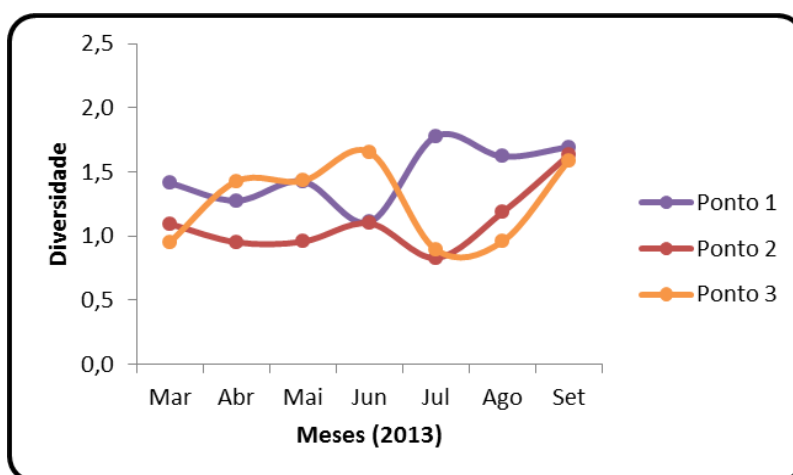
Dentre os três pontos de coleta, o ponto 1 apresentou maiores valores de equitabilidade ( $J' = 0,75$ ). Os pontos 2 e 3 apresentaram o mesmo valor médio ( $J' = 0,70$ ). No mês de junho a equitabilidade no ponto 2 atingiu o valor máximo ( $J' = 1,0$ ). Para esta situação, deve-se considerar que houve a coleta de três indivíduos, cada um de uma espécie distinta: *Leporinus piau*, *Steindachnerina notonota* e *Hoplias malabaricus* (GRÁFICO 15).

**Gráfico 15** – Equitabilidade de Pielou para os três pontos de coleta do açude Marengo



A análise da diversidade de Shannon indicou que o ponto 1 foi considerado o mais diverso ( $H' = 1,47$ ), seguido pelos pontos 3 ( $H' = 1,27$ ) e 2 ( $H' = 1,11$ ). Os valores de diversidade variaram de acordo com riqueza de espécies (GRÁFICO 16).

**Gráfico 16** – Diversidade de Shannon para os três pontos de coleta do açude Marengo



No ponto 1 foram capturados 379 indivíduos. Este ambiente é caracterizado como o de maior movimentação antrópica, sendo o local onde está inserida a bomba de abastecimento da comunidade. As redes foram instaladas em torno de 4,5 metros de profundidade. A movimentação de pessoas e animais confere maior quantidade de aporte de matéria orgânica, tornando-se uma grande atratividade para os peixes. Os baixos valores de diversidade registrados neste estudo foram correspondentes à baixa quantidade de espécies capturadas (12 espécies) e elevados valores de equitabilidade.

No reservatório Lajes (RJ) a grande disponibilidade de alimento e habitat pode estar correlacionada com a maior abundância e diversidade de peixes (ARAÚJO; SANTOS, 2001). Estudos realizados em lagos da Índia indicam que a diversidade da ictiofauna possui alta correlação com a riqueza e a equitabilidade de espécies. A variação nos valores de diversidade indica que locais alterados suportam menos indivíduos do que ambientes preservados (MONDAL, KAVIRAJ, SAHA; 2010; LAKRA *et al.*, 2010).

No ponto 2 foram capturados 308 espécimes, sendo considerado o local de maior profundidade (em torno de 5,5 metros), por ser próxima a barragem. A região é caracterizada pelo acúmulo de água com maior concentração de matéria orgânica (DQO) e clorofila *a*. É um local de “águas abertas” com poucas oportunidades de refúgio para as espécies de peixes menores. No lago Cavalos (PR) a pesca com rede de espera indicou que a diversidade de



peixes foi menor durante o período de estiagem, sendo os indivíduos adultos encontrados mais facilmente em locais com alta concentração de oxigênio. Em ambientes com alta condutividade elétrica os peixes tornam-se menos abundantes (CARVALHO *et al.*, 2005). Em diferentes áreas no entorno do rio Paraná, a baixa diversidade de peixes pode estar relacionada com a alta dominância de espécies pequenas (baixa equitabilidade) (DELARIVA *et al.*, 1994).

No ponto 3 foram capturados 442 indivíduos, indicando que a movimentação de peixes nesse local é maior do que nos demais pontos observados. Os valores de equitabilidade não indicam a dominância de espécies no açude Marengo. Porém, este local foi caracterizado pela captura de peixes de pequeno porte, tais como *A. bimaculatus*, *S. notonota* e *C. orientale*.

O ponto 3 é considerado tradicional em pescarias da região e é caracterizado por uma reentrância do açude Marengo com águas mais calmas. Além disso, apresenta aporte de matéria orgânica devido a realização do plantio de vazante. Essas características podem ter influenciado na disposição dos peixes, favorecendo a ocupação do local por espécies de pequeno porte. Levando-se em consideração a diversidade da ictiofauna, este ponto foi considerado o mais pobre e inapropriado para a pesca. Mesmo assim, a quantidade de indivíduos capturados foi maior neste local, quando comparados com os demais pontos de coleta durante o período da pesquisa.

Normalmente, os elevados valores de diversidade estão associados a melhor qualidade ambiental. Alguns estudos mostram que o índice de riqueza de Margalef pode diminuir à medida que ocorre um aumento na qualidade da água. Este fato pode estar relacionado com as características físicas do local, a presença de espécies exóticas e resistentes a alterações ambientais e dominância de espécies (FERREIRA; CASATTI, 2006; CETRA; FERREIRA; CARMASSI, 2009; FLORES-LOPES; CETRA; MALABRABA, 2010; VIEIRA; SHIBATTA, 2007).

O longo período de estiagem é considerado como uma força seletiva que aumenta a densidade local de peixes, alterando as fontes de alimento e afetando a força das interações interespecíficas nas comunidades de peixes (MAGOULICK; KOBZA, 2003; DAVEY; KELLY, 2007). Essas mudanças comprometem o tamanho da população e a riqueza de espécies, especialmente de espécies nativas e sensíveis (MATTHEWS; MARSH-MATTHEWS, 2003; MAGALHÃES *et al.*, 2007).

Os índices ecológicos analisados na atual pesquisa mostraram valores inferiores àqueles observados em outros locais. Considerando que a ictiofauna do açude Marengo está distribuída de forma equitativa, os baixos valores de diversidade foram influenciados pela quantidade de espécies capturadas no local. Também a pesca com rede de espera é bastante

seletiva, podendo subestimar a presença de algumas espécies (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Além disso, esse tipo de petrecho (passivo) está sujeito à grande possibilidade de escape, pois mantém o peixe preso por um longo período, adverte outros peixes em volta e atrai predadores (MEDEIROS *et al.*, 2010). Somado a este fato, a ausência de lugares de refúgio pode ter contribuído para os baixos valores de diversidade. No reservatório Gramame (PB) os lugares mais diversos foram os que apresentaram vegetação ripária presente ( $H' = 2,2$ ), tornando indispensável a necessidade de restaurar a mata ciliar a fim de minimizar os efeitos da erosão e proporcionar habitat para a fauna aquática (BELTRÃO; MEDEIROS; RAMOS, 2009).

Na bacia do Rio Itapecuru (MA), a diversidade e equitabilidade apresentaram maiores valores durante o período seco ( $H' = 4,334$ ;  $J' = 0,885$ ), sendo o valor mais baixo registrado na parte superior do rio durante a estação chuvosa ( $H' = 3,226$ ;  $J' = 0,678$ ) (BARROS, FRAGA; BIRINDELLI, 2011). No açude Taperoá II (PB), foram capturadas dez espécies e a diversidade apresentou valores entre 2,11 e 2,80. Não houve correlação com a precipitação e o volume do açude. Entretanto, o valor de diversidade mais elevado foi registrado durante o pico do período chuvoso, podendo ser uma consequência da grande quantidade de alimento disponível causada pelo alto aporte de material alóctone carregado pelas chuvas (MONTENEGRO *et al.*, 2012).

Os valores ecológicos estimados no açude Marengo foram similares àqueles observados no açude Namorados, na bacia do rio Taperoá (PB). Neste reservatório, foram contabilizadas sete espécies de cinco famílias distintas. Contudo, os maiores índices de biodiversidade foram registrados durante o período chuvoso e refletiram a predominância de espécies nativas ( $H' = 1,5$ ,  $D = 1,26$ ,  $J' = 0,78$ ) (MARINHO *et al.*, 2006).

Durante o período de análise, não foi observada alteração na ictiofauna do açude Marengo. Apesar da hipertrofia da água, o volume acumulado pelo açude assegura a sobrevivência das espécies. Estudos realizados no Mediterrâneo observaram que há pouca variação na composição das assembleias de peixes ao longo de um período de estiagem, pois a comunidade tende a se recuperar depois das mudanças ocorridas. Porém, severas secas alteram as condições climáticas e podem causar o declínio ou a extinção local de algumas espécies mais sensíveis e sua substituição por outras mais resistentes (MAGALHÃES *et al.*, 2007).

Na atual pesquisa uma espécie parece ter pouca capacidade de resiliência à seca, pois não foi observada, *Astronotus ocellatus*. Contudo, este fato pode ter relação com a

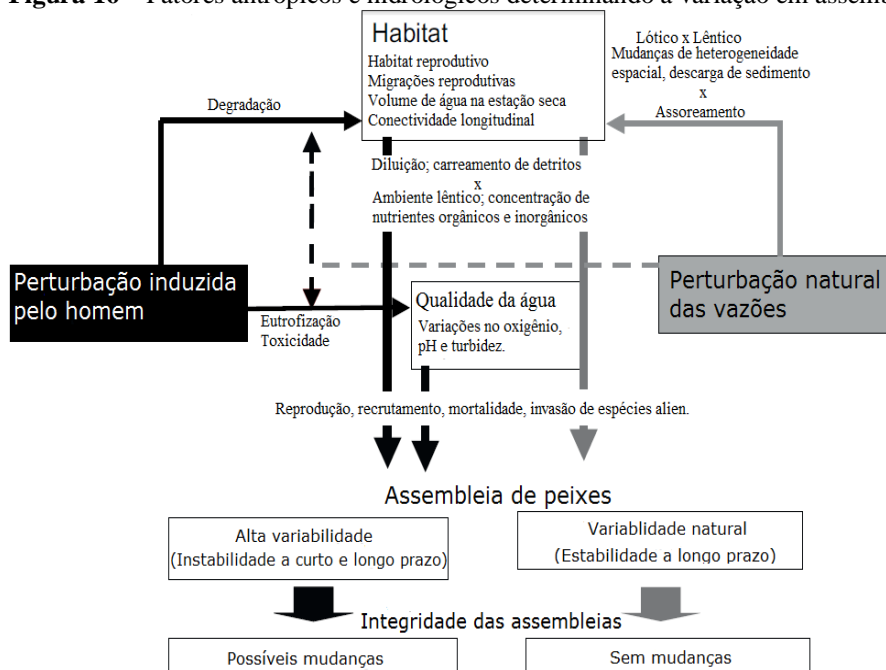
ausência de chuvas e conseqüente privação do processo reprodutivo da espécie. A migração e o período de reprodução dos peixes de águas interiores nos reservatórios do nordeste do Brasil são fortemente influenciados por grandes estiagens, ciclo e regime de chuvas (SALES, 2001).

A alteração nos fatores hidrológicos e na qualidade de água podem causar impactos sobre a ictiofauna. No rio Paraíba do Sul, os impactos oriundos da atividade agrícola, envolvendo canalização e destruição da vegetação ripária, alteram o regime hidrológico e modificam o canal. A vegetação escassa proporciona o aumento do aporte de sedimento, alterando as assembleias de peixes nativos (ARAÚJO *et al.*, 2003; MATONO, 2012).

Mudanças climáticas globais podem ter conseqüências futuras graves para a fauna de peixes locais ou regionais. Porém, ainda há poucos estudos sobre como as assembleias podem ser alteradas pela seca (resistência) e como podem se recuperar (resiliência). É importante identificar os mecanismos sobre os quais o longo período de estiagem tem efeito direto ou indireto sobre os peixes e como secas de diferentes durações ajudam a estabelecer relações entre o presente e o futuro da ictiofauna nos ecossistemas aquáticos (FIGURA 16) (MATTHEWS; MARSH-MATTHEWS, 2003).

A redução na relação superfície/volume e na qualidade de água dos reservatórios durante o período de estiagem causa o aumento na mortalidade, redução nos nascimentos e aumento nas taxas de migração, competição e predação. Muitos organismos aquáticos procuram refúgio ou possuem adaptações fisiológicas (MAGOULICK; KOBZA, 2003).

Estudos realizados no oeste da África (Burkina Faso) mostraram que há diferenças entre a ictiofauna de locais preservados e impactados. A comparação desses ambientes mostrou que há uma redução de 40% na riqueza de peixes em locais impactados por represamentos, agricultura de sequeiro, horticultura irrigada, retirada de água, mineração, sobrepesca, desmatamento, criação de gado e assentamentos humanos (MELCHER, 2012).

**Figura 16** – Fatores antrópicos e hidrológicos determinando a variação em assembleias de peixes

Fonte: MATONO *et al.*, 2012 adaptado.

Em regiões semiáridas a expansão humana pode ser considerada a principal ameaça ao ecossistema, causando alterações na integridade biótica. Os processos de eutrofização e poluição são considerados fatores importantes que afetam a biodiversidade dos sistemas aquáticos na região semiárida do Brasil. Tendo em vista que os açudes na região nordeste são utilizados para usos múltiplos, a qualidade da água assume importância fundamental para as comunidades ribeirinhas, obrigando os sertanejos a refletir e desenvolver ações visando a racionalidade do seu uso (SALES, 2001; BARBOSA *et al.*, 2012).

#### 4.4 Análise estatística

A organização das variáveis limnológicas em uma planilha eletrônica proporcionou a elaboração de uma tabela com a estatística descritiva dos dados (TABELA 6). As concentrações de fósforo total e clorofila *a* atingiram as maiores médias. Porém, nessas variáveis também foram observados os maiores valores de desvio padrão.

**Tabela 6** – Dados de estatística descritiva para as variáveis limnológicas do açude Marengo

Variáveis limnológicas	Média ±Desvio padrão	Mín	Máx
Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	46,92 ± 28,76	1,07	130,94
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	676 ± 17,45	646	702
DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ )	40,62 ± 18,89	1,13	67,40
Fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	108,36 ± 39,99	40,00	183,16
Nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	2,21 ± 1,07	0,17	3,61
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	6,0 ± 1,49	2,6	8,3
pH	8,8 ± 0, 218	8,5	9,3
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	27,9 ± 0,72	26,6	29,1
Transparência de Secchi (m)	0,35 ± 0,11	0,23	0,56
Zona eufótica (m)	0,94 ± 0,29	0,62	1,51

Fonte: Autora.

A análise multivariada pode ser definida como um conjunto de métodos estatísticos capazes de analisar medidas de  $n$  variáveis simultaneamente. Os métodos são empregados com o propósito de simplificar ou facilitar a interpretação dos dados (MINGOTI, 2005). No presente estudo, as variáveis limnológicas foram analisadas mediante a aplicação da técnica multivariada de análise fatorial. A medida de adequação da amostra (MSA) foi determinada em uma planilha eletrônica, mediante o cálculo de matrizes de correlação total e correlação parcial. Desse modo, variáveis com valores de MSA menores do que 0,5 foram retiradas da análise. Essa medida foi aplicada para a concentração de  $P_T$ , sendo tal variável excluída da análise para melhor adequação dos dados à técnica estatística escolhida. Este fato é corroborado com a análise dos valores de KMO (KMO = 0,682 com a presença do  $P_T$  e KMO = 0,739 após a retirada do  $P_T$  da análise). Posteriormente, foi realizado a extração dos fatores, considerando apenas aqueles que possuíam auto-valor (*eigenvalues*) maior do que 1,0. Logo, foram extraídos três principais fatores (TABELA 7).

**Tabela 7** – Extração de fatores após rotação, sendo as maiores cargas fatoriais de cada variável destacadas em vermelho

Variável limnológica	Cargas fatoriais ( <i>Varimax raw</i> )		
	Fator 1 (Produt. primária)	Fator 2 (Relações iônicas)	Fator 3 (Nitrogenados)
Clorofila <i>a</i>	-0,714008	-0,310836	0,405592
Nitrogênio total	-0,065352	0,083185	0,856679
DQO	-0,127909	0,969805	0,024645
Condut. Elétrica	0,303815	0,908648	-0,048968
pH	-0,188342	-0,731683	0,517376
Temperatura	0,929122	0,010683	0,267468
O <sub>2</sub> D	-0,308220	-0,290931	0,777034
Secchi	0,907934	0,080230	-0,320919
Zona eufótica	0,907934	0,080230	-0,320919
Auto-Valor	3,265170	2,502691	2,050386
Porcentagem de explicação	36,279 %	27,808 %	22,782 %

Fonte: Autora.

A carga fatorial representa a correlação entre uma variável original e seu fator. Cargas fatoriais maiores do que  $\pm 0,30$  atingem o mínimo de significância, enquanto que cargas de  $\pm 0,40$  são consideradas mais importantes e cargas de  $\pm 0,50$  (ou maiores) são consideradas com significância prática. Desse modo, quanto maior o valor absoluto da carga fatorial, mais importante é a carga na interpretação do fator (HAIR JR *et al.*, 2005).

Após a rotação (*Varimax raw*) dos fatores, zona eufótica, transparência de Secchi, temperatura e clorofila *a* foram alocados no fator 1. Desse modo, tornou-se notório que este fator esteve relacionado com a produtividade primária. A condutividade elétrica, DQO e pH foram agrupados no fator 2, correspondendo a relações iônicas. O fator 3 abrangeu o N<sub>T</sub> e o O<sub>2</sub>D estando relacionado aos compostos nitrogenados. O fator 1 é considerado o mais explicativo, pois representa 36,279 % da variabilidade dos dados. Os fatores 2 e 3 explicam 27,808 % e 22,782 % a variação. Os três fatores juntos explicam 86,869 % da variabilidade dos dados.

Técnicas de análise fatorial possibilitam a identificação dos parâmetros limnológicos com maior contribuição para as variações temporais e espaciais da qualidade da água (SINGH *et al.*, 2004). Na bacia do Alto Iguaçu a análise fatorial indicou a extração de cinco fatores, que explicaram 87,08 % da variabilidade dos dados. O fator 1 (31,02 %) foi o mais explicativo e abrangeu nitrogênio amoniacal, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido (FRANÇA, 2009). Na análise da qualidade de água da bacia do Gama foram extraídos oito fatores que explicaram 70,88 % da variabilidade dos dados (MOURA; BOAVENTURA; PINELLI, 2010).

De acordo com a análise fatorial empregada na atual pesquisa, a transparência de Secchi, zona eufótica e temperatura se correlacionaram de forma inversa com a clorofila *a*. O mesmo fato foi observado entre DQO e condutividade elétrica, e pH. De outro modo, nitrogênio total e oxigênio dissolvido apresentaram uma alta correlação positiva. Portanto, tem-se que para o estudo de produtividade primária, é necessária a análise concomitante de clorofila *a*, temperatura e transparência de Secchi. Para pesquisas que envolvam concentrações iônicas é importante a análise de DQO, pH e condutividade elétrica. Em estudos abrangendo concentrações de nitrogênio (orgânico ou inorgânico), devem-se observar os níveis de oxigênio dissolvido na água.

A regressão linear múltipla foi realizada em quatro combinações distintas, visando obedecer ao tamanho mínimo da amostra de 5:1, ou seja, cinco observações para cada variável independente presente na análise. Desse modo, foram realizadas as seguintes combinações: Riqueza x clorofila *a*, DQO, P<sub>T</sub> e N<sub>T</sub>; Riqueza x pH, O<sub>2</sub>D, condutividade elétrica e transparência de Secchi; Equitabilidade x clorofila *a*, DQO, P<sub>T</sub> e N<sub>T</sub>; Equitabilidade x pH, O<sub>2</sub>D, condutividade elétrica e transparência de Secchi (TABELA 8).

**Tabela 8** – Resultados da análise de regressão linear múltipla para a ictiofauna e as variáveis limnológicas, considerando n=21 e  $\alpha=0,05$ . Os coeficientes estatisticamente significativos estão destacados em vermelho

Variável dependente	Coef. de determinação (R <sup>2</sup> )	Variável independente	Coefficiente $\beta^2$
Riqueza	26%	Clorofila <i>a</i>	0,234
		DQO	0,008
		P <sub>T</sub>	<b>0,585</b>
		N <sub>T</sub>	0,186
Riqueza	34%	Cond. Elétrica	<b>0,649</b>
		Secchi	-0,100
		pH	0,571
		O <sub>2</sub> D	0,174
Equitabilidade	31%	Clorofila <i>a</i>	0,443
		DQO	0,280
		P <sub>T</sub>	0,375
		N <sub>T</sub>	0,284
Equitabilidade	14%	Cond Elétrica	0,268
		Secchi	-0,340
		pH	0,443
		O <sub>2</sub> D	-0,330

Fonte: Autora.

<sup>2</sup> Coeficientes beta são aqueles resultantes de dados padronizados, eliminando o problema de lidar com diferentes medidas. O coeficiente beta elevado ao quadrado se iguala ao coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) (HAIR JR, *op. cit.*).

Para os dados do açude Marengo (N= 21; 5 variáveis independentes e  $\alpha= 005$ ), o  $R^2$  mínimo que pode ser considerado estatisticamente significativo com um poder de 0,80 é de 48% (HAIR JR *et al.*, 2005). Logo, ao analisar as variáveis independentes de forma simultânea, observou-se que não houve correlação significativa para a riqueza e a equitabilidade. Porém, ao analisar as variáveis de forma individual, foi possível observar uma pequena correlação positiva entre os valores de riqueza e as concentrações de  $P_T$  e condutividade elétrica. Tais variáveis limnológicas explicam a variação da riqueza de espécies em 34% e 42%, respectivamente. Portanto, a riqueza de espécies tende a ser maior em regiões que possuem maiores valores de  $P_T$  e condutividade elétrica. Este fato pode estar associado com o aporte de matéria orgânica, conferindo maior atratividade à ictiofauna.

Em lagos na China, o fósforo total foi a variável química mais importante na predição da comunidade de peixes (56,5%), podendo ser encontrada alta diversidade em locais onde a concentração de fósforo total foi elevada. A predição entre a assembleia de peixes e os fatores abióticos obteve 60,7% de sucesso, estando mais relacionada com a profundidade da água, área do lago, cobertura de macrófitas, transparência e fósforo total (CHENG *et al.*, 2012). Estudos realizados em riachos do alto rio Paraná durante os períodos de chuva e seca indicaram que a variação na riqueza e na equitabilidade foram explicadas pela condutividade, profundidade e largura dos riachos. A condutividade elétrica da água foi identificada como o principal preditor da riqueza de espécies (FELIPE; SÚAREZ, 2010). Porém, estudos realizados em 14 reservatórios da Espanha indicaram que os efeitos da qualidade da água sobre a diversidade e a riqueza de espécies de peixes não foram estatisticamente significativos (CAROL *et al.*, 2006).

A análise de regressão da equitabilidade de peixes no açude Marengo não apresentou valores estatisticamente significativos, indicando que não houve correlação entre a equitabilidade e a qualidade de água. Do mesmo modo, no ribeirão João Leite (no alto da bacia do rio Paraná, Goiás) não foi encontrada nenhuma relação significativa entre a equitabilidade e os parâmetros ambientais (SANTANA, 2008).

No rio Joqui (MS), a riqueza de espécies foi correlacionada com o pH, oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez e altitude, permitindo explicar 78,3% da variação na riqueza. Não foi constatada influência significativa das características ambientais sobre a equitabilidade, sendo que somente 41,1% da variação nos dados foi explicada pelo modelo (SÚAREZ; JÚNIOR, 2006).

Para identificar possíveis impactos, decorrentes da qualidade da água, sobre a ictiofauna do açude Marengo, seria necessária a identificação de um ponto com águas de



melhor qualidade ou a realização de coletas durante o período chuvoso. Índices de riqueza de espécies podem inferir sobre o estado de “saúde” do corpo d’água. Porém, para delimitar o correto cenário do ambiente, é necessário englobar diversas variáveis, tais como: a qualidade da vegetação ripária, qualidade da água e habitat físico. No contexto regional, é importante desenvolver modelos que incorporem qualidade de água e eventos hidrológicos extremos, tais como inundações e secas (OLAYA-MARÍN *et al.*, 2012).

No córrego Japira (bacia do alto rio Paraná), os baixos valores de diversidade, equitabilidade e riqueza foram associados com a baixa qualidade dos habitats, indicando a má conservação do local. Este fato pode estar associado a grande quantidade de residências na área de entorno, favorecendo a degradação ambiental do córrego (SOUZA *et al.*, 2013). A maioria dos estudos que envolvem as relações entre peixes e fatores ambientais são realizados em zonas temperadas, demonstrando a necessidade de pesquisas que envolvam ambientes tropicais (SILVA, 2011b).

## 5 CONCLUSÃO

O longo período de estiagem ocasionou a redução de 1,6 hm<sup>3</sup> no nível da água do açude Marengo durante o período de março a setembro de 2013, atingindo 25% da capacidade total de acumulação. A redução no nível da água pode ser atribuída principalmente à ausência de precipitação pluviométrica e altas taxas de evaporação.

A análise de água foi realizada em comparação com os valores estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas doces da classe 2. Houve uma redução na qualidade da água ao longo do tempo, observando que:

- As alterações na concentração de O<sub>2</sub>D foram ocasionadas principalmente pela temperatura e taxa fotossintética.
- Os valores de pH, apesar de pouca variação, conferiram à água caráter alcalino.
- As concentrações de clorofila *a* apresentaram relação inversa com a transparência do disco de Secchi.
- Os valores de fósforo ultrapassaram o limite estabelecido pelo CONAMA (2005). As variações nas concentrações foram decorrentes da excreção dos organismos aquáticos, processos de decomposição, aporte de matéria orgânica (principalmente autóctone), absorção por organismos ou precipitação para camadas mais profundas.
- A DQO se relacionou de forma direta com a condutividade elétrica e a concentração de nutrientes, tendo relação com o processo de decomposição.

A análise de estado trófico indicou que o açude Marengo pode estar eutrofizado nos três pontos onde houve coleta de água, atingindo o nível hipereutrófico segundo os IET's de Secchi e fósforo.

O número de indivíduos capturados variou ao longo da pesquisa, mostrando tendência à redução. Dentre os três pontos de coleta, o ponto 1 foi o mais diverso, rico e de maior equitabilidade devido ao aporte de matéria orgânica através da movimentação de pessoas e animais nesse local.

A análise fatorial resumiu as variáveis limnológicas em três fatores principais, explicando 86,869 % da variabilidade dos dados e mostrando quais delas têm maior importância dentro do tema abordado. No fator 1, a transparência de Secchi, zona eufótica e

temperatura se relacionaram de forma inversa com a clorofila *a*. Este fator esteve relacionado com a produtividade primária. No fator 2, condutividade elétrica e DQO se relacionaram de forma inversa com o pH, indicando relação com os fatores iônicos. No fator 3 nitrogênio total e oxigênio dissolvido foram alocados juntos, com correlação direta. A regressão linear múltipla indicou que a riqueza foi influenciada pela concentração de fósforo total (34 %) e condutividade elétrica (42 %). Não foi encontrada nenhuma predição entre a equitabilidade e as variáveis limnológicas.

Como recomendações para futuras pesquisas envolvendo este mesmo contexto, tem-se que:

- É importante desenvolver pesquisas de qualidade de água que envolvam todos estratos de diferentes profundidades. Desse modo, é possível observar a correta distribuição vertical de nutrientes.
- É necessária a realização de estudos com uma série de dados contínuos, abrangendo período seco e chuvoso. Além de coleta de dados meteorológicos da região.
- É indispensável o reconhecimento do local de coleta, identificando quais as práticas da comunidade circunvizinha que podem influenciar direta e indiretamente a qualidade da água.
- É aconselhável a realização da análise de compostos nitrogenados. Assim é possível observar quais as formas (orgânica ou inorgânica) tem maior influência sobre o comportamento do nitrogênio total.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. EDUEM, Maringá. 2007. 501p.
- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. **The Scientific World Journal**, v.2012. 2012.
- ALEXANDRE, D. M. B. **Gestão de pequenos sistemas hídricos no semiárido nordestino**. 2012. 151f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.
- ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J. Alternativas de convivência com o semiárido. In.: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Org), **Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural**. Fortaleza, 2010. 396p.
- APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19° ed., Washington: 2005.
- ARARIPE, A. A. **O problema das secas e outros ensaios**. Fortaleza, BNB. 1983. 252p.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.
- ARAÚJO, F. G. *et al.* A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.
- ARAÚJO, F. G.; SANTOS, L. N. Distribution of fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 61, n. 4, p. 563-576, 2001.
- ARAÚJO, J. C.; BRONSTERT, A. Hydrological droughts in a densely impounded semi-arid basin: the case of the Jaguaribe River, Brazil. **Water Resources Management**. No prelo.
- ARAÚJO, J. C.; PIEDRA, J. I. G. Comparative hydrology: analysis of a semiarid and a humid tropical watershed. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 1169-1178, 2009.
- BARBOSA, J. E. L. *et al.* Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000030>> Acesso em: 14 de janeiro de 2014.
- BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semiárido nordestino**. 2002. 201f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2002.

- BARBOSA, J. E. L. *et al.* Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Taperoá, trópico semi-árido brasileiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. Suplemento Especial, n. 1, 2º Semestre, 2006.
- BARROS, M. C.; FRAGA, E. C.; BIRINDELLI, J. L. O. Fishes from the Itapecuru River basin, State of Maranhão, northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.71, n.2, maio, 2011. Disponível em:  
<[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-69842011000300006&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-69842011000300006&script=sci_arttext)>  
Acesso em: 14 de janeiro de 2014.
- BATISTA, A. A. *et al.* Parâmetros interferentes na eutrofização das águas superficiais do açude Orós, Ceará. **Revista Caatinga**. Mossoró, v. 26, n. 2, p. 1-8, abr.-jun., 2013.
- BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, 2009.
- BOND, N. R.; LAKE, P. S. Ecological Restoration and Large-Scale Ecological Disturbance: The Effects of Drought on the Response by Fish to a Habitat Restoration Experiment. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 1, p. 39–48, 2005.
- BOND, N. R.; LAKE, P. S.; ARTHINGTON, A. H. The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. **Hydrobiologia**, v. 600, p. 3–16, 2008.
- BENEJAM, L. *et al.* Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 628-642, 2010.
- BONIS, A.; LEPART, J.; GRILLAS, P. Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. **Oikos**, v. 74, p. 81–92, 1995.
- BOTELHO, C. L. **Seca: visão dinâmica, integrada e correlações**. Fortaleza: ABC Fortaleza, 2000. 300p.
- BOULTON, A. J. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1173–1185, 2003.
- BOUVY, M. *et al.* Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115–130, 2003.
- BRASIL. Resolução 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. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005.
- CÂMARA, F. R. A. **Demanda Química de Oxigênio, Clorofila a e comunidade fitoplanctonica como indicadores da qualidade da água no Canal do Pataxó/RN**. 2007. 111f. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

CAROL, J. The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. **Ecology of Freshwater Fish**, n. 15, p. 66–77, 2006.

CARVALHO, E. D. *et al.* Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17, n. 1, p. 45-56, 2005.

CARVALHO, O. As secas e seus impactos. In: **A Questão da Água no Nordeste**/Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. – Brasília, DF: CGEE, 2012. 432p.

CAVALCANTE, C. V. **A seca de 1979/80: uma avaliação pela Fundação Joaquim Nabuco**. Fortaleza: Banco do Nordeste; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 2002. 224p.

CHESSMAN, B. C. Identifying species at risk from climate change: Traits predict the drought vulnerability of freshwater fishes. **Biological Conservation**, n. 160, p 40–49, 2013.

CEARÁ, Associação de Cooperação Agrícola do Estado do Ceará (ACACE). **Plano de recuperação do projeto de assentamento São Joaquim**. Madalena-CE, 2005.

CEARÁ, Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH). **Sistema de qualidade de água: Estado Trófico**. Disponível em:

<http://www.hidro.ce.gov.br/reservatorios/qualidade/eutrofizacao>

Acesso em: 20 janeiro 2014.

CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, J. F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water Research**, v. 32, n. 11, p. 3477-3483, 1998.

CETRA, M.; FERREIRA, F. C.; CARMASSI, A. L.. Caracterização das assembléias de peixes de riachos de cabeceira na bacia do rio Cachoeira (sudeste da Bahia). **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, 2009. Disponível em:

<<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/pt/abstract?article+bn01609022009>>

Acesso em: 09 de dezembro de 2013.

CHELLAPPA, N. T. *et al.* Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologia**, v. 39, p. 273–282, 2009b.

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, S3-S10, 2003.

CHELLAPPA, S. *et al.* Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologia**, v. 39, p. 325-329, 2009a.

CHENG, L. *et al.* Predicting fish assemblages and diversity in shallow lakes in the Yangtze River basin. **Limnologia**, n. 42, p. 127– 136, 2012.

CLETO-FILHO, S. E. N. O clima e a vida no ambiente aquático. **Ciência Hoje**, v. 38, n. 224, 2006.

DAADY, M. D. V. **Caracterização da pesca e etnobiologia do apaiari *Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1831), no município de Pracuúba estado do Amapá, como subsídio à piscicultura**. 2012. 107f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade tropical) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2012.

DANTAS, S. P. *et al.* Análise da distribuição dos recursos hídricos do açude Orós: bacia hidrográfica do Jaguaribe/CE – Brasil. **Revista Geográfica de América Central**, Número Especial EGAL, p. 1-11, 2011.

DAVEY, A. J. H.; KELLY, D. J. Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream: a landscape perspective. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1719-1733, 2007.

DELARIVA, R. L. et al., Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Paraná river floodplain. **Revista UNIMAR**, v. 16, suplemento 3, p. 41-60, 1994.

DUARTE, R. S. (organizador). **A seca de 1958: uma avaliação pelo ETENE**. Fortaleza: Banco do Nordeste; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 2002b. 200p.

DUARTE, R. S. **Do desastre natural à calamidade pública: a seca de 1998-1999**. Fortaleza: Banco do Nordeste; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 2002a. 144p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.

FEITOSA, L. S. **Aspectos Limnológicos da Pequena Açudagem no Semiárido: Estudo de Caso dos Açudes do Assentamento 25 de Maio, Madalena-CE**. 2011. 130f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-25, 2006.

FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. S.; Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região nordeste do Brasil e a influência dos oceanos Pacífico e Atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, 2005.

FILHO, R. A. R. **Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: Uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades fitoplanctônicas**. 2006. 139f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação e Área de

Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

FLORES- LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010.

FONTENELE, O. Contribuição para o conhecimento da biologia do apaiari, *Astronotus ocellatus* (Spix) (Pisces, Cichlidae). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 467-484. 1951.

FRANÇA, M. S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento de qualidade de água da bacia do Alto Iguçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos**. 2009. 150f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

FROESE, R.; PAULY, D. (Editors). **FishBase**. World Wide Web electronic publication. 2011. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) Acesso em: 02 março 2014.

GAETA, J. W.; SASS, G. G.; CARPENTER, S. R. Drought-driven lake level decline: effects on coarse woody habitat and fishes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 71, p. 315-325, 2014.

GÖKBULAK, F.; ÖZHAN, S. Water loss through evaporation from water surfaces of lakes and reservoirs in Turkey. **Official Publication of The European Water Association (EWA)**. E-Water, 2006.

GUERRA, P. B. **A civilização da seca**. Fortaleza, DNOCS, 1981. 324 p.

GUERRA, P. GUERRA, T. **Seccas contra a secca**. 4º ed. Mossoró: Fundação Vingt-un Rosado, 2001. 226p.

GURGEL, J. J. S. **A biocenose melhorada**: a história do transplante de espécies animais e vegetais e da transferência de tecnologia de cultivo gerada pelo DNOCS no seíarido nordestino. Fortaleza: DNOCS/ BNB – ETENE, 2009. 160 p.

GURGEL, L. L.; VERANI, J. R.; CHELLAPPA, S. Reproductive ecology of *Prochilodus brevis* an endemic fish from semiarid region of Brazil. **The Scientific World Journal**, v. artigo ID 810532, 2012. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/tswj/2012/810532/>> Acesso em: 09 de dezembro de 2013.

HAIR JR., J. F. *et al.* **Análise multivariada de dados**. Ed. Bookman. 5ª edição. 2005. 593p.

HUMPHRIES, P.; BALDWIN, D. S. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1141-1146, 2003.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. INCRA/CE. **Relatório do PA São Joaquim**. Fortaleza, 1994.



INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990** (Org. Ramos, A. M.; Santos, L. A. R.; Fortes, L. T. G.. Brasília, DF : INMET, 2009. 465 p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Dados de velocidade do vento**. Disponível em: [http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede\\_estacoes\\_conv\\_graf](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_conv_graf)  
Acesso em: 10 junho 2014.

KEATON, M.; HANEY, D.; ANDERSEN, C. B. Impact of drought upon fish assemblage structure in two South Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia**, v. 545, p. 209-223, 2005.

KEYANTASH, J.; DRACUP, J. A. The quantification of drought: an evaluation of drought indices. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 83, p. 1167–1180, 2002.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. New York: Harper Collins Publishers, 1989. 654p.

KROL, M. S. *et al.* Sustainability of small reservoirs and large scale water availability under current conditions and climate change. **Water Resources Management**, v. 25, p. 3017-3026, 2011.

KROL, M.; BRONSTERT, A. Regional integrated modeling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, p. 259-268, 2007.

KUBTIZA, F. Qualidade da água na produção de peixes. Parte III (Final). **Panorama da Aquicultura**. v. 8. n.47, 1998.

LAKE, P.S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1161–1172, 2003.

LAKRA, W. S. *et al.* Fish diversity, habitat ecology and their conservation and management issues of a tropical River in Ganga basin, India. **The Environmentalist**, v. 30, n. 4, p. 306-319, 2010.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238f. Tese (Doutorado em ecossistemas terrestres e aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LAZZARO, X. *et al.* Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? **Freshwater Biology**, v. 48, p. 649-668, 2003.

LIEBE, J.; GIESEN, N.; ANDREINI, M. Estimation of small reservoir storage capacities in a semi-arid environment: a case study in the Upper East Region of Ghana. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, p. 448–454, 2005.

LINS, J. A. P. N. *et al.* Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica, Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.

LOPES, F. F.; CETRA, M. MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007>> Acesso em: 09 de dezembro de 2013.

LOPES, J. W. B. **Modelagem hidrossedimentológica em meso-bacia no semiárido**. 2013. 72f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

LÓPEZ, O. C. **Estudio comparativo del manejo de los recursos hídricos en dos cuencas tropicales latinoamericanas en diferentes condiciones ambientales: la cuenca de Madalena, Ceará, Brasil y la cuenca del Río San Diego, Pinar Del Río, Cuba**. 2011. 66f. Relatório – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LUNA, B. J. C. **Características espaço-temporais do sistema do açude Acauã-PB, e seu atual Índice de Estado Trófico**. 2008. 118f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA), Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2008.

MAGALHÃES, A. R. **Respostas Governamentais às secas: a experiência de 1987 no nordeste**. Imprensa Oficial do Ceará. Governo do Estado do Ceará. Secretaria de Planejamento e Coordenação. 1991. 231p.

MAGALHÃES, M. F. *et al.* Effects of multi-year droughts on fish assemblages on seasonally drying Mediterranean streams. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1494–1510, 2007.

MAGOULICK, D. D.; KOBZA, R. M. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1186–1198, 2003.

MAGURRAN, A. F. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Science Ltda. Blackwell Publishing Company. 2004. 256p.

MALTCHIK, L. Ecologia de rios intermitentes tropicais. In: Pompêo, M.L.M. (ed.) **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. 198 p.

MALVEIRA, V. T. C.; DE ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A. Hydrological impact of a high-density reservoir network in the semiarid north-eastern Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, p. 109-117, 2012.

MARINHO, R. S. A. *et al.* Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Suplemento Especial, n. 1, 2º Semestre, 2006.

MARTÍNEZ-ALVAREZ, V. *et al.* Regional assessment of evaporation from agricultural irrigation reservoirs in a semiarid climate. **Agricultural Water Management**, v. 95, p. 1056–1066, 2008.

MATONO, P. *et al.* Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: Implications for ecological assessment. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 467–481, 2012.

MATTHEWS, W. J.; MARSH-MATTHEWS, E. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1232–1253, 2003.

MCMAHON, T. A.; FINLAYSON, B. L. Droughts and anti-droughts: the low-flow hydrology of Australian rivers. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1147–1160, 2003.

MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. Fish assemblage stability in an intermittently flowing stream from Brazilian semiarid region. **Austral Ecology**, v. 26, p. 156–164, 2001.

MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. The effects of hydrological disturbance on the intensity of infestation of *Lernaea cyprinacea* in an intermittent stream fish community. **Journal of Arid Environments**, v. 43, p. 351–356, 1999.

MEDEIROS, E. S. F. *et al.* Effects of fishing technique on assessing species composition in aquatic systems in semi-arid Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 70, n. 2, p. 255–262, 2010.

MEDEIROS, Y. D. P.; AGUIAR, M. C. P. Caracterização de ictiofauna bioindicadora da vazão ecológica para o Baixo Curso do Rio São Francisco. Título da rede: Estudo do regime de vazões ecológicas para o baixo curso do rio São Francisco: uma abordagem multicriterial. **Projeto**. 2007. 12p. Disponível em:

<<http://www.grh.ufba.br/%5Cecovazao%5CPlano%20de%20Trabalho-%20Projeto%202.4%20Ictio-Marlene.pdf>> Acesso em: 09 de dezembro de 2013.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no Semi-Árido cearense. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, n.1, p.25-31, 2007.

MELCHER, A. H.; OUEDRAOGO, R.; SCHMUTZ, S. Spatial and seasonal fish community patterns in impacted and protected semi-arid rivers of Burkina Faso. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 117–129, 2012.

MINGOTI, S.A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Editora UFMG, Belo Horizonte, 2005. 295p.

MOLISANI, M. M. *et al.* Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 1–12, 2010.

MONDAL, D. K.; KAVIRAJ, A.; SAHA, S. Water quality parameters and fish biodiversity indices as measures of ecological degradation: a case study in two floodplain lakes of India. **J. Water Resource and Protection**, v. 2, p. 85–92, 2010.

MONTENEGRO, A. K. A. *et al.* Ichthyofauna diversity of Taperoá II reservoir, semiarid region of Paraíba, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 1, p. 113–120, 2012.

MOREIRA FILHO, J. C. **A seca de 1993: crônica de um flagelo anunciado**. Fortaleza: Banco do Nordeste; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 2002. 138p.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade da água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama – Distrito Federal. **Quim. Nova**, v. 33, n. 1, p. 97-103, 2010.

MUGABE, F. T.; HODNETT, M. G.; SENZANJE, A. Opportunies for increasing productive water use from dam water: a case study from semiarid Zimbabwe. **Agricultural Water Management**, v. 62, p. 149–163, 2003.

NIELSEN, D. L. *et al.* The influence of seasonality and duration of flooding on zooplankton in experimental billabongs. **River Research and Applications**, v. 18, p. 227–237, 2002.

OLAYA-MARÍN, E. J. *et al.* Modelling native fish richness to evaluate the effects of hydromorphological changes and river restoration (Júcar River Basin, Spain). **Science of the Total Environment**, v. 440, p. 95–105, 2012.

OLIVEIRA, R. R. A. Estudo da qualidade ambiental do reservatório Pentecoste por meio do Índice de Estado Trófico modificado. 2009. 124f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

PAIVA, M. P. **Crescimento, alimentação e reprodução da traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch), no nordeste brasileiro**. Editora da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1974. 216 p.

PAIVA, M. P. **Trabalhos esparsos, agora reunidos**. Fortaleza: Edições Livro Técnico, 2008. 656 p.

PALMER, W. C. Meteorological drought. **Research Paper** n°45. Office of Climatology. U.S. Weather Bureau, Washington, D. C. 1965.

PAULINO, W. D.; TEIXEIRA, F. J. C. A questão ambiental e a qualidade da água nas bacias hidrográficas do Nordeste. In: **A Questão da Água no Nordeste**/Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. – Brasília, DF: CGEE, 2012. 432p.

PEREIRA, R. C. M.; SILVA, E. V. Solos e vegetação do Ceará: características gerais. In: SILVA, J. B. et al. (eds.). **Ceará: um novo olhar geográfico**. Edições Demócrito Rocha. Fortaleza, 2005. 480p.

PESSOA, D. M. **Caráter e efeitos da seca nordestina de 1970**. Banco do Nordeste; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 2002. 302p.

PETRY, A. C., THOMAZ, S. M., ESTEVES, F. A. Comunidade de peixes. In: ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790 p.

PINHEIRO, F. D. **Açudagem particular em cooperação no Ceará**. Série conViver, 1. Fortaleza: DNOCS, 2004. 736p.

PINHEIRO, L. S. **Proposta de índice de priorização de áreas para saneamento rural: estudo de caso assentamento 25 de Maio, CE**. 2011. 110f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

PURVIS, A.; HECTOR, A. Getting the measure of biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 212-219, 2000.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Água Doce no Mundo e no Brasil. In: \_\_\_\_\_. **Águas Doces no Brasil**. São Paulo: Institutos de Estudos Avançados da USP. Academia Brasileira de Ciências. 3ª Ed, 2006, 748p.

REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11–26, 1998.

RIBEIRO, D. C. **Diagnóstico da pesca e análise preliminar do estado trófico de um açude do semiárido: estudo de caso açude Paus Branco, Madalena – CE**. 2010. 48f. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

SÁ, M. V. C. **Limnocultura: limnologia para aquicultura**. Fortaleza: Edições UFC, 2012. 218 p.

SALES, L. T. **Avaliação dos peixamentos realizados em açudes das bacias hidrográficas dos rios Brígida, Terra Nova, Pajeú e Moxotó (Pernambuco – Brasil)**. 2001. 90f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2001.

SANTANA, A. O. **Diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  das assembléias de peixes, qualidade do ambiente aquático e interação peixe-ambiente, alto do rio Paraná, Brasil Central**. 2008. 65f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.

SANTOS, J. C. N. *et al.* Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, jan-mar, 2014.

SCOTT, M.C.; HELFMAN, G.S. Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. **Fisheries**, v. 26, p. 6–15, 2001.

SILVA, A. C. B. **Características limnológicas e estrutura trófica de peixes em açudes do semiárido: o caso do açude Quietó, Madalena – CE**. 2011. 51f. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011a.

SILVA, L. M. A. A relação entre peixes e habitat: métodos de análises. **Macapá**, v. 1, n. 2, p. 17-29, 2011b.

SINGH, K. P. *et al.* Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. **Water Research**, n. 38, p. 3980-3992, 2004.

SOUZA, F. *et al.* Relação entre parâmetros ecológicos e qualidade ambiental em três córregos na bacia do alto rio Paraná. **Biotemas**, v. 26, n. 4, p. 101-110, 2013.

SÚAREZ, Y. R.; JÚNIOR, M. P. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, v. 96, n. 2, p. 197-204, 2006.

TÁVORA, M. A. **Impacto sócio ambiental do lançamento de percolato e esgoto nos recursos hídricos: o caso da lagoa do Borzeguim, Itapipoca-CE.** 2010, 115f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará. 2010.

TUCCI, C. E. **Hidrologia: Ciência e Aplicação.** Porto Alegre: Editora da Universidade; UFRGS; Edups; ABRH. 1993. 943p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos. RiMa; IIE, 2003. 248p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

VASCO, A. N. *et al.* Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O.A. Peixes com indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, Município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/fullpaper?bn01407012007+pt>> Acesso em: 09 de dezembro de 2014.

VILAR, M. S. A. **Condições ambientais e da qualidade da água no processo de eutrofização de açudes em cascata no semi-árido paraibano.** 2009. 82f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol. 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 3ª ed. 2005. 456 p

VÖRÖSMARTY, C. J.; SAHAGIAN, D. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. **Bioscience**, v. 50, p. 753–765, 2000.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems.** 3ª edição. San Diego, California : Academic Press/Elsevier. 2001. 1006p.

XENOPOULOS, M. A. *et al.* Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. **Global Change Biology**, v. 11, p. 1557–1564, 2005.

YEVJEVICH, V. An objective approach to definitions and investigations of continental hydrologic droughts. **Hydrology papers.** Colorado State University. Fort Collins, Colorado. 1967.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes.** Maringá: EDUEM, 1996. 129p.

**ANEXO A – Decreto-Lei nº 1998, 02 de fevereiro de 1940**

Delega a competência à inspetoria Federal de Obras contra as secas, do Ministério da Viação e Obras Públicas, para desenvolver a aquicultura nas águas represadas da zona seca.

O PRESIDENTE DA REPÚBLICA, usando das atribuições que lhe confere o art. 180 da Constituição, e

CONSIDERANDO que a execução do Código de Pesca baixado com o Decreto-lei nº 794, de 19 de outubro de 1938, compete à Divisão de Caça e Pesca, do Ministério da Agricultura:

CONSIDERANDO que os serviços a que se referem os Capítulos IX, X e XI, do Código de Pesca já vêm sendo executados pela Inspetoria Federal de Obras contra as Secas, do Ministério da Viação e Obras Públicas, nas águas represadas sob sua jurisdição;

CONSIDERANDO que a permanência desses serviços sob a direção da citada Inspetoria permite, em benefício da fauna aquícola local, a continuação dos trabalhos que a mesma vem realizando:

RESOLVE:

Art. 1º A Inspetoria Federal de Obras contra as Secas, do Ministério da Viação e Obras Públicas, fica autorizada a executar o disposto nos Capítulos IX, X e XI do Código de Pesca, nas águas represadas, públicas ou particulares, da região seca compreendida nos limites estabelecidos pela Lei nº 175, de 7 de janeiro de 1936.

Art. 2º Fica estabelecido, visando o mais amplo fomento da aquicultura nacional, um regime da mais estreita colaboração, referente a pessoal técnico e material especializado, entre a Inspetoria Federal de Obras contra as Secas e a Divisão de Caça e Pesca, do Ministério da Agricultura.

Art. 3º Fica extensivo à Inspetoria Federal de Obras contra as Secas o disposto nos artigos 5º, 7º, 9º, 10, 11 e 12 do Regulamento baixado com o Decreto-lei nº 1.159, de 15 de março de 1939.

Art. 4º Fica autorizada a Inspetoria Federal de Obras contra as Secas a explorar a aquicultura nas águas públicas sob a sua jurisdição para o que deverá baixar instruções especiais para essas águas, que só poderão entrar em vigor depois de aprovadas pelo Ministério da Agricultura à vista do parecer da Divisão de Caça e Pesca, do Departamento Nacional da Produção Animal, que sobre elas se manifestará dentro do prazo máximo de noventa dias contados da data do recebimento dos respectivos textos.

Art. 5º A renda total obtida pela exploração das águas públicas represadas de que trata o artigo anterior deste decreto, será recolhida aos cofres da União e reverterá, no ano seguinte, à Inspetoria Federal de Obras contra as Secas nos termos do artigo 10 do



Regulamento baixado com o Decreto-lei nº 1.159, de 15 de março de 1939, sem o acréscimo de 20% a que o mesmo se refere, para fins de fomento da aquicultura nessas águas.

Art. 6º Compete ao Departamento Nacional da Produção Animal por intermédio da Divisão de Caça e Pesca, fiscalizar periodicamente o exato cumprimento das disposições do presente decreto, cabendo-lhe representar ao Ministro da Agricultura sobre a infração de qualquer de seus dispositivos para o cancelamento da presente delegação de competência.

Art. 7º A presente lei entrará em vigor na data do sua publicação.

Rio de Janeiro, 2 de fevereiro de 1940; 119º da Independência e 52º da República.

GETÚLIO VARGAS  
João de Mendonça Lima  
Fernando Costa

**Publicação:**

- Diário Oficial da União - Seção 1 - 7/2/1940, Página 2167 (Publicação Original)
- Coleção de Leis do Brasil - 1940, Página 65 Vol. 1 (Publicação Original)

**ANEXO B – Análise física do substrato dos pontos de coleta do açude Marengo**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO				GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ SRH/FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS - FUNCEME						
LABORATÓRIO DE SOLOS/ÁGUA										
CAMPUS DO PICI - BLOCO 807 - CAIXA POSTAL 12168 - CEP 60021 - 970 - FORTALEZA - CE (Fone/Fax: (085) 3366 9689)										
Interessado: Ana Caroline Bento da Silva										
Procedência: DENA-Hidrores-UFC-Ce						Perfil -		Data: 10/06/2013		
RESULTADOS DA ANÁLISE DE SOLO										
Amostra	Horizonte		Composição Granulométrica (g/kg)					Classificação Textural		
	Simbolo	Prof (cm)	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Argila Natural			
356	AM 01	-	4	42	330	624	163	Argila		
357	AM p+2	-	2	57	375	566	124	Argila		
358	AM -p+3	-	39	99	507	355	81	Franco arg. Arenosa		
Grau de Floculação (g/100g)	Densidade (g/cm <sup>3</sup> )		Umidade(g/100g)			pH		CE (dS/m)		
	Global	Partícula	0,033MPa	1,5MPa	Água Útil	Água	KCl			
74	1,13	2,19	52,92	44,69	8,23	-	-	-		
78	1,17	2,21	48,89	42,06	6,83	-	-	-		
77	1,16	2,06	44,52	36,23	8,29	-	-	-		
Complexo Sortivo (cmol./kg)										
Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	H <sup>+</sup> + Al <sup>3+</sup>	Al <sup>3+</sup>	S	T	V (%)	m (%)	PST
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C (g/kg)	N (g/kg)	C/N	MO (g/kg)	P Assimilável (mg/kg)	Micronutrientes					
-	-	-	-	-						
-	-	-	-	-						
-	-	-	-	-						

\*Responsável



**LABORATÓRIO DE SOLOS**  
**UFCE/FUNCEME**