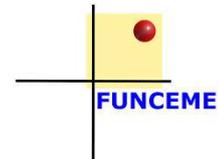




GOVERNO DO  
ESTADO DO CEARÁ



Banco Mundial



# DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA DE MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA OS RESERVATÓRIOS DO ESTADO DO CEARÁ



## RELATÓRIO 3

ESTRATÉGIA PROPOSTA E ANÁLISE DOS RESULTADOS

JULHO 2016









**DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA  
DE MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA OS  
RESERVATÓRIOS DO ESTADO DO CEARÁ**

**RELATÓRIO 3**

**ESTRATÉGIA PROPOSTA E ANÁLISE DOS RESULTADOS**

**ÍNDICES**

<b>TEXTO</b>	<b>PÁG.</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 CONSIDERAÇÕES.....	1
1.2 ESTRUTURA DO RELATÓRIO 3.....	1
<b>2 ANTECEDENTES .....</b>	<b>3</b>
2.1 PRODUTOS E RELATÓRIOS ELABORADOS .....	3
2.2 TRABALHOS DE CAMPO REALIZADOS .....	4
<b>3 APRESENTAÇÃO DA ESTRATÉGIA DE MODELAGEM PROPOSTA .....</b>	<b>7</b>
<b>4 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA EM ESTUDO .....</b>	<b>11</b>
<b>5 DESCRIÇÃO GERAL DOS PROCESSOS QUE OCORREM EM UM RESERVATÓRIO.....</b>	<b>13</b>
5.1 CONSIDERAÇÕES.....	13
5.2 BALANÇO TÉRMICO .....	13
5.3 DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO .....	14
5.4 CICLO DOS NUTRIENTES .....	15
5.4.1 Nitrogênio.....	16
5.4.2 Fósforo.....	17
5.5 PRODUÇÃO PRIMÁRIA .....	19
<b>6 MODELAGEM HIDROLÓGICA.....</b>	<b>21</b>
6.1 MODELO SWAT .....	21
6.1.1 Escoamento superficial (Q) .....	23
6.1.2 Evapotranspiração real (ET).....	25
6.1.3 Evapotranspiração potencial (Eo).....	25
6.1.4 Evaporação da copa das plantas (Ecan).....	25
6.1.5 Transpiração das plantas (Et) .....	26

6.1.6	Evaporação do solo (Es) .....	26
6.1.7	Percolação (P) .....	27
6.1.8	Escoamento lateral ( $q_{lat}$ ) .....	28
6.1.9	Transporte de sedimentos.....	29
6.2	<b>DADOS DE ENTRADA E IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO</b>	<b>31</b>
6.2.1	Considerações .....	31
6.2.2	Declividade .....	31
6.2.3	Hydrografia e delineamento das sub-bacias hidrográficas .....	34
6.2.4	Usos do solo .....	36
6.2.5	Tipo do solo .....	39
6.2.6	Fontes pontuais e difusas .....	41
6.2.7	Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Units – HRUs) .....	43
6.2.8	Clima.....	45
6.3	<b>ANÁLISE E APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS</b> .....	<b>47</b>
6.3.1	Dados para calibração e validação do modelo hidrológico.....	47
6.3.2	Calibração e validação do modelo hidrológico.....	50
6.3.3	Resultados e cenários .....	58
6.4	<b>DESAFIOS PARA O USUÁRIO</b> .....	<b>73</b>
6.4.1	Delimitação da bacia e definição da rede hidrográfica .....	74
6.4.2	Usos de Solo/Solo/Declividade.....	75
6.4.3	HRUs.....	76
6.4.4	Meteorologia .....	78
<b>7</b>	<b>MODELAGEM DO RESERVATÓRIO</b> .....	<b>81</b>
7.1	<b>MODELO CE-QUAL-W2</b> .....	<b>81</b>
7.1.1	Dados de entrada e implementação do modelo do reservatório.....	84
7.1.2	Período de simulação .....	84
7.1.3	Batimetria e malha computacional.....	84
7.1.4	Condições Iniciais .....	90
7.1.5	Condição de Fronteira Meteorológica.....	90
7.1.6	Vazões.....	92
7.1.7	Condições de exploração do açude e sangramento .....	93
7.2	<b>ANÁLISE E APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS</b> .....	<b>93</b>
7.2.1	Calibração e validação do modelo do reservatório .....	93
7.2.2	Resultados da modelagem do reservatório.....	116
7.3	<b>DESAFIOS PARA O USUÁRIO</b> .....	<b>128</b>
7.3.1	Elaboração da batimetria.....	128
7.3.2	Dados de entrada .....	131
7.3.3	Interface .....	131
<b>8</b>	<b>DIFICULDADES ENCONTRADAS</b> .....	<b>133</b>

---

<b>9</b>	<b>SUGESTÕES PARA OS PROGRAMAS DE MONITORAMENTO .....</b>	<b>136</b>
9.1	CONSIDERAÇÕES.....	136
9.2	PERIODICIDADE E MÉTODO DE AMOSTRAGEM .....	136
9.2.1	Qualidade da água .....	136
9.2.2	Quantidade de água .....	138
9.3	LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	139
9.3.1	Qualidade da água .....	139
9.3.2	Quantidade de água .....	139
9.4	PARÂMETROS RELEVANTES .....	139
9.5	PRODUTORES PRIMÁRIOS.....	140
9.6	NOTAS FINAIS .....	141
<b>10</b>	<b>PERSPECTIVAS PARA OS PRÓXIMOS PRODUTOS.....</b>	<b>142</b>
<b>11</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>143</b>

## **QUADROS DO TEXTO**

**Pág.**

Tabela 6.1 – Classificação da declividade segundo EMBRAPA (1979) e porcentagem na bacia hidrográfica em estudo. ....	33
Tabela 6.2 – Descrição das classes de usos de solo, sua respectiva área na bacia e correspondência com nomenclatura do SWAT .....	37
Tabela 6.3 – Parâmetros dos solos utilizados como entrada no banco de dados do SWAT ....	41
Tabela 6.4 – Estações pluviométricas com influência na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.....	45
Tabela 6.5 – Parâmetros alterados no modelo durante o processo de calibração.....	52
Tabela 6.6 – Análise estatística diária e mensal. ....	56
Tabela 7.1 – Características da malha computacional para o Açude Acarape do Meio.....	89
Tabela 7.2 – Temperatura às 12h00min e velocidade do vento média nas Estações Fortaleza e Guaramiranga e temperatura registrada no Açude Acarape do Meio.....	91
Tabela 7.3 – Parâmetros alterados no modelo de reservatório no processo de calibração.....	114
Tabela 8.1 – Dificuldades encontradas no desenvolvimento da modelagem. ....	134
Tabela 9.1 – Listagem de parâmetros fundamentais e adicionais a serem considerados na modelagem.....	140

<b>FIGURAS DO TEXTO</b>	<b>Pág.</b>
Figura 3.1 - Esquema da metodologia de modelagem de qualidade de água para os reservatórios do Ceará.....	9
Figura 4.1 – Localização do Açude Acarape do Meio na Bacia Hidrográfica Metropolitana com divisão das bacias.....	11
Figura 5.1 – Representação esquemática do ciclo do nitrogênio.....	16
Figura 5.2 – Representação esquemática do ciclo do fósforo.....	18
Figura 6.1 - Esquema do balanço hídrico no modelo SWAT.....	22
Figura 6.2 - Relação entre <i>runoff</i> e precipitação no método “curva número” do SCS.....	24
Figura 6.3 – Interface gráfica do QSWAT para carregar o modelo numérico do terreno.....	32
Figura 6.4 – Modelo numérico do terreno da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.....	32
Figura 6.5 – Declividade da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.....	34
Figura 6.6 - Bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio gerada pelo SWAT.....	35
Figura 6.7 – Divisão em sub-bacias, canais principais e pontos medidos.....	36
Figura 6.8 – Interface gráfica do QSWAT para carregar o mapa de usos de solo.....	37
Figura 6.9 – Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio.....	38
Figura 6.10 – Uso de solo com correspondência das classes de uso do banco de dados do SWAT.....	39
Figura 6.11 – Solos na Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio.....	40
Figura 6.12 – Interface gráfica do QSWAT para editar as práticas de gestão agrícolas.....	43
Figura 6.13 – Interface gráfica do QSWAT para criação das HRU.....	44
Figura 6.14 – HRU definidas para a bacia de drenagem do Açude Acarape do Meio.....	44
Figura 6.15 – Área de influência de cada estação pluviométrica de acordo com o modelo SWAT.....	46
Figura 6.16 – Menu da interface gráfica “SWAT Weather Database”.....	47
Figura 6.17 – Vazões médias diárias afluentes ao Açude Acarape do Meio.....	48
Figura 6.18 – Vazões monitoradas na seção Canadá em 2008 e precipitação diária na Estação Pacoti.....	49
Figura 6.19 – Aportes mensais ao açude no ano de 2008.....	50
Figura 6.20 – Comparação das vazões diárias medidas e modeladas com o SWAT.....	53
Figura 6.21 – Comparação dos escoamentos anuais medidos e modelados (em mm).....	55
Figura 6.22 – Comparação dos escoamentos mensais medidos e modelados (em mm).....	56
Figura 6.23 Comparação dos resultados de concentração de fósforo total obtidos no modelo SWAT e as medidas realizadas na seção Canadá.....	57
Figura 6.24 Comparação dos resultados de concentração de nitrogênio total obtidos no modelo SWAT e as medidas realizadas na seção Canadá.....	58
Figura 6.25 – Balanço hídrico mensal da bacia obtido com o modelo SWAT (em mm).....	59

Figura 6.26 – Carga de nitrogênio de origem difusa: 1. Ano úmido; 2. Ano seco (tonN/ha/ano).....	61
Figura 6.27 – Carga de fósforo de origem difusa: 1. Ano úmido; 2. Ano seco (tonP/ha/ano).	62
Figura 6.28 – Carga de sedimentos resultantes da erosão: 1. Ano úmido; 2. Ano seco (ton/ha/ano).....	63
Figura 6.29 – Distribuição mensal da precipitação e escoamento na bacia de drenagem, em um exemplo de ano úmido e seco, respectivamente.....	67
Figura 6.30 – Carga de nitrogênio de origem difusa: 1. Fertilização automática; 2. Fertilização imposta duplicada com relação à 1. (tonN/ha/ano).....	71
Figura 6.31 - Esquema geral das relações entre arquivos no funcionamento do modelo SWAT.....	74
Figura 6.32 - Comparação do detalhamento da rede hidrográfica para o Açude Acarape do Meio com diferentes áreas definidas pelo usuário.....	75
Figura 6.33 - Esquema da relação entre os dados de entrada e o banco de dados do SWAT.	76
Figura 6.34 - Relatório das HRUs gerado pelo modelo SWAT.....	77
Figura 6.35 - Esquema da obtenção dos dados para o gerador climático do SWAT. ....	78
Figura 6.36 - Exemplo do arquivo de localização das estações de precipitação. ....	79
Figura 6.37 - Exemplo de arquivo de dados de precipitação.....	79
Figura 7.1 – Esquema com os principais processos representados na versão do modelo CE-QUAL-W2 utilizada neste estudo.....	83
Figura 7.2 – Batimetria do Açude Acarape do Meio, elaborada a partir de levantamentos realizados em 2010 e 2011. ....	85
Figura 7.3 – Definição dos segmentos do Açude Acarape do Meio (a) e geometria do açude no modelo CE-QUAL-W2 (b), onde se pode visualizar a representação da área superficial, um exemplo de seção do braço principal e perfil longitudinal.....	87
Figura 7.4 – Comparação entre curvas cota-volume geradas com dados de campo e com modelo CE-QUAL-W2.....	89
Figura 7.5 – Localização dos pontos de monitoramento do Açude Acarape do Meio.....	95
Figura 7.6 – Comparação das cotas simuladas pelo CE-QUAL-W2 e registradas no Açude Acarape do Meio.....	96
Figura 7.7 – Série temporal de temperatura da água à superfície no Açude Acarape do Meio (pontoACA-09).....	97
Figura 7.8 – Perfis de temperatura no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2006. ....	99
Figura 7.9 – Perfis de temperatura no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2007. ....	100
Figura 7.10 – Medições de clorofila-a no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09 no dia 23 de Janeiro de 2007. ....	101
Figura 7.11 – Série temporal de oxigênio dissolvido à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. ....	103
Figura 7.12 – Perfis de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2006. ....	104

Figura 7.13 – Perfis de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2007. ....	105
Figura 7.14 – Série temporal de clorofila-a à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. ....	107
Figura 7.15 – Perfis de clorofila-a no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2006. ....	108
Figura 7.16 – Série temporal de nitrato à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. ....	110
Figura 7.17 – Série temporal de nitrogênio total à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. ....	111
Figura 7.18 – Série temporal de amônia à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. ....	112
Figura 7.19 – Série temporal de fósforo total à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. ....	113
Figura 7.20 – Série temporal de ferro à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. ....	114
Figura 7.21 – Evolução temporal do perfil vertical de temperatura (°C) simulado pelo modelo CE-QUAL-W2, no barramento do Açude Acarape do Meio, para o período de simulação entre 1/1/2004 e 31/12/2006. ....	117
Figura 7.22 – Perfil longitudinal de temperatura no Açude Acarape do Meio no dia 20 de Maio de 2007 (período úmido). ....	118
Figura 7.23 – Perfil longitudinal de temperatura no Açude Acarape do Meio no dia 26 de Novembro de 2007 (período seco). ....	118
Figura 7.24 – Perfil longitudinal de concentração de produtores primários fitoplanctônicos no Açude Acarape do Meio no dia 20 de Maio de 2007. ....	120
Figura 7.25 – Perfil longitudinal de concentração de produtores primários fitoplanctônicos no Açude Acarape do Meio no dia 26 de Novembro de 2007. ....	120
Figura 7.26 – Perfil longitudinal de concentração de fosfato no Açude Acarape do Meio no dia 20 de maio de 2007 (período úmido). ....	122
Figura 7.27 – Perfil longitudinal de concentração de fosfato no Açude Acarape do Meio no dia 26 de novembro de 2007 (período seco). ....	122
Figura 7.28 – Perfil longitudinal de concentração de nitrato no Açude Acarape do Meio no dia 20 de maio de 2007 (período úmido). ....	123
Figura 7.29 – Perfil longitudinal de concentração de nitrato no Açude Acarape do Meio no dia 26 de novembro de 2007. ....	124
Figura 7.30 – Perfil longitudinal da concentração de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio (período úmido). ....	126
Figura 7.31 – Perfil longitudinal da concentração de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio (período seco). ....	127
Figura 7.32 – Exemplo de perfil transversal e longitudinal elaborados para o Açude Acarape do Meio para auxílio na definição do modelo de batimetria. ....	129
Figura 7.33 – Interface de pré-processamento do modelo CE-QUAL-W2. ....	132
Figura 7.34 – Interface de pós-processamento do modelo CE-QUAL-W2. ....	132

---

## **ANEXOS**

### **ANEXO 1** – Descritivos Estatísticos







## 1 INTRODUÇÃO

### 1.1 CONSIDERAÇÕES

Este documento constitui-se do Relatório 3, intitulado “*Estratégia Proposta e Análise dos Resultados*”, referente à **Atividade 3.1 - Aplicação da Estratégia Proposta – Modelagem e Sistema de Monitoramento para o Acarape do Meio**. Este produto e atividade estão previstos no âmbito do estudo “*Desenvolvimento de uma Metodologia de Modelagem de Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará*”.

O presente volume aborda os tópicos indicados a seguir e que se referem à metodologia adotada.

- Origem e utilização dos dados para condições iniciais e de contorno.
- Limitações relacionadas à disponibilidade de dados.
- Relação entre os resultados do modelo de bacia e o modelo de reservatório.
- Estratégia de calibração e modelagem dos modelos.
- Análise gráfica dos resultados dos modelos.

Neste documento são apresentadas, ainda, as alterações e os ajustes necessários para a modelagem da qualidade da água nos demais açudes componentes deste estudo, sendo o Açude Araras e Açude Olho d’Água.

A metodologia aqui apresentada estabelece as bases de trabalho para a recomendação final da abordagem que será adotada para a modelagem da qualidade da água, assunto que será posteriormente desenvolvido na **Atividade 3.2** e enquadrado no **Produto/Relatório R3**. Desta forma, a metodologia desenvolvida e testada neste relatório para o Açude Acarape do Meio, será posteriormente validada nos Açudes Araras e Olho d’Água.

Ademais, o presente relatório ilustra a aplicação dos modelos com calibração por meio de dados históricos. Posteriormente será realizada a validação por meio dos dados obtidos nas campanhas realizadas durante o programa de trabalhos.

### 1.2 ESTRUTURA DO RELATÓRIO 3

O presente documento se organiza em 11 capítulos, após o item introdutório, nos quais são apresentadas as atividades realizadas até o momento, no âmbito do estudo, bem como as atividades previstas para a sua composição. Tais capítulos são indicados a seguir.

- Capítulo 2 – Antecedentes.

Desenvolvimento de uma Metodologia de Modelagem de  
Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará  
Relatório 3 – Documentação da Estratégia proposta e análise dos resultados

---

- Capítulo 3 – Apresentação da estratégia de modelagem proposta.
- Capítulo 4 – Caracterização do sistema em estudo.
- Capítulo 5 – Descrição geral dos processos que ocorrem em um reservatório.
- Capítulo 6 – Modelagem hidrológica.
- Capítulo 7 – Modelagem do reservatório.
- Capítulo 8 – Dificuldades encontradas.
- Capítulo 9 – Sugestões para os programas de monitoramento.
- Capítulo 10 – Perspectivas para os próximos produtos.
- Capítulo 11 – Referências bibliográficas.

## 2 ANTECEDENTES

### 2.1 PRODUTOS E RELATÓRIOS ELABORADOS

No escopo do trabalho de *Desenvolvimento de uma Metodologia de Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará*, foram elaborados e entregues os documentos listados a seguir.

- Produto 1 – Diagnóstico e Caracterização dos Reservatórios.
- Produto 2 – Estudo de viabilidade e hierarquia dos modelos identificados e avaliados.
- Relatório 1 – Proposição de um Sistema de Monitoramento da Qualidade da Água visando à Modelagem.
- Produto 3 – Protocolo de Coleta de Dados para o Monitoramento da Qualidade de Água.
- Relatório 2 – Documentação da Atividade de Coleta de Dados e Dificuldades Encontradas.
- Produto 4 – Banco Dados.

No **Produto 1** foi realizada a caracterização de cada um dos três (3) açudes e suas bacias de drenagem, especificamente quanto aos dados necessários ao estudo que será desenvolvido. Para a elaboração deste produto foi realizado um reconhecimento prévio dos açudes a partir de trabalho de campo em executado em novembro de 2015. Foram obtidos, ainda, a partir de consultas em *sites* da internet, dados já publicados sobre os Açudes Acarape do Meio, Araras e Olho d'Água.

Dados específicos sobre o monitoramento da qualidade das águas foram obtidos por meio de contato com os órgãos ambientais do Estado do Ceará, responsáveis por estes monitoramentos. A partir deste contato, dados históricos dos Açudes Acarape do Meio, Araras e Olho d'Água foram disponibilizados, o que permitiu um conhecimento mais aprofundado de cada um dos casos. Isto foi essencial para a elaboração do produto e será, também, na implementação de modelos, uma vez que cria maior sensibilidade para respostas mais reais possíveis.

No **Produto 2** foi apresentado um estudo detalhado dos potenciais modelos a serem utilizados no trabalho. Após várias análises e ponderações foram escolhidos os modelos de bacia e reservatórios que mais se adequam aos açudes em estudo e que facilmente poderão ser replicados para os demais açudes do Estado do Ceará.

É sabido que no exercício de modelagem é fundamental um conhecimento mais detalhado possível do local de estudo. Desta forma, no âmbito deste trabalho foi desenvolvido um sistema de monitoramento da qualidade de água (apresentado detalhadamente no **Relatório 1**), assim como o respectivo protocolo de coleta de dados para o monitoramento (apresentado no **Produto 3**). Foram apresentadas, ainda, a documentação da atividade de coleta de dados e as dificuldades encontradas durante a execução das duas primeiras campanhas para o monitoramento da qualidade da água, bem como para o monitoramento das vazões e cargas poluentes nos Açudes Acarape do Meio, Araras e Olho d'Água (conforme **Relatório 2**).

Já o **Produto 4** refere-se ao banco de dados do trabalho e apresenta todos os dados do monitoramento realizado até o momento. Este banco de dados será atualizado durante todo o período de execução do estudo e encontra-se disponível em *website* já informado.

O presente documento (**Relatório 3**), refere-se ao primeiro produto de modelagem e será aplicado ao Açude Acarape do Meio. Os dados aqui apresentados definirão a abordagem que será aplicada posteriormente nos demais açudes em estudo. A metodologia definida poderá, ainda, ser replicada a qualquer reservatório do Estado do Ceará, permitindo que, em casos de estudos semelhantes as aqui desenvolvido, os problemas possam ser mais facilmente resolvidos, uma vez que o usuário estará mais sensibilizado à estratégia de modelagem a ser seguida.

## 2.2 TRABALHOS DE CAMPO REALIZADOS

De acordo com o cronograma previsto para o estudo, até o momento foram realizados os trabalhos de campo descritos a seguir.

### **Reconhecimento dos locais de estudo:**

Para o reconhecimento dos Açudes Acarape do Meio, Araras e Olho d'Água foi realizada uma campanha de campo em novembro de 2015, na qual estiveram presentes integrantes do Consórcio Aqualogus/Azurit, bem como da FUNCEME e COGERH.

### **Campanhas para o Monitoramento da Qualidade de Água:**

Com relação à coleta de dados para o monitoramento da qualidade de água, foram realizadas, até o momento, três (3) campanhas:

- Campanha 01 (coletas simples): fevereiro de 2016.
- Campanha 02 (coletas simples e nictemerais): abril de 2016.
- Campanha 03 (coletas simples): junho de 2016.

As atividades realizadas nas Campanhas 01 e 02 foram documentadas no **Relatório 2 – “Documentação da Atividade de Coleta de Dados e Dificuldades Encontradas”**. Os resultados da Campanha 01 foram carregados no banco de dados referente ao **Produto 4** e o mesmo será feito para os dados das Campanhas 02 e 03, quando disponibilizados pelo Laboratório responsável pelas análises.

– Campanhas para o Monitoramento de Vazões e Cargas Poluentes:

Para o monitoramento das vazões foi realizada uma campanha, em março de 2016. Durante esta campanha foram realizados, também, contatos com observadores locais para a coleta de nitrogênio e fósforo (cargas poluentes) e leituras dos níveis das réguas dos Açudes Acarape do Meio, Araras e Olho d’Água. Tais atividades foram documentadas no **Relatório 2 – “Documentação da Atividade de Coleta de Dados e Dificuldades Encontradas”**. As coletas de amostras para a análise de nitrogênio e fósforo foram realizadas semanalmente, durante os meses de março, abril e maio de 2016. Já as leituras dos níveis das réguas foram realizadas diariamente, nos meses citados.

Conforme o cronograma do estudo deverá ser realizada, ainda, uma campanha para a qualidade de água (coletas simples e nictemerais - Campanha 04). Tal campanha será realizada no mês de setembro de 2015.



### 3 APRESENTAÇÃO DA ESTRATÉGIA DE MODELAGEM PROPOSTA

Após caracterização dos açudes; definida a proposta de modelagem da qualidade da água na **Atividade 1** e descrição da coleta de dados para o monitoramento, necessário ao trabalho na **Atividade 2**, é descrita no presente relatório a implementação da metodologia de modelagem dos açudes selecionados (**Atividade 3**).

Conforme especificado no **Produto 2 (Atividade 1)**, além de permitir o estudo detalhado dos processos nos reservatórios e uma análise contínua, a modelagem permite a avaliação de cenários de gestão do reservatório e bacia de drenagem. Esta capacidade dos modelos permite às entidades gestoras identificar e quantificar os impactos das pressões exercidas nas bacias e reservatórios estudados.

Neste relatório é apresentada uma primeira abordagem de implementação da modelagem para o Açude Acarape do Meio, sendo que esta modelagem será posteriormente replicável aos demais reservatórios do Estado do Ceará, conforme indica a **Figura 3.1**. No **Produto 2 “Metodologia de Qualidade de Água para Reservatórios do Estado do Ceará – Estudo de Viabilidade e Hierarquização dos Modelos Identificados e Avaliados”**, foram analisadas as limitações e vantagens dos modelos considerados, concluindo-se que a utilização dos modelos SWAT, para a bacia de drenagem, e CE-QUAL-W2, para o reservatório, seria a mais adequada.

O modelo SWAT foi escolhido pela sua facilidade de implementação, quando comparado a outros modelos semelhantes. Esta facilidade é encontrada devido à aplicação generalizada do modelo em todo o mundo, e pelo fato de seus manuais serem completos e explicativos. Este modelo será aplicado nas bacias que drenam para os reservatórios.

O modelo CE-QUAL-W2 foi selecionado pelo fato de ser bastante utilizado em nível mundial, possuir interface intuitiva e detalhamento na parametrização dos processos físicos, químicos e biológicos que controlam a qualidade da água nos reservatórios. O CE-QUAL-W2 foi desenvolvido especificamente para simular a qualidade de água em reservatórios, sendo, por isso, um dos modelos mais utilizados para a gestão deste tipo de sistema (YU *et al.*, 2010; ANNETT *et al.*, 2013; DEUS *et al.*, 2013; MATEUS *et al.*, 2014). Este modelo apresenta ainda a vantagem de ser um modelo de domínio público, sendo possível baixar o *software*, assim como ferramentas de pré e pós processamento, no *site* da Universidade de Portland, local onde está sediado um dos grupos de investigação que mais tem desenvolvido este sistema de modelagem.

O CE-QUAL-W2 será utilizado para a modelagem dos processos nos reservatórios, considerando as vazões e cargas provenientes do modelo de bacia. A estratégia de modelagem aqui descrita integra os processos da bacia e reservatório.

O modelo SWAT irá simular os processos decorrentes na bacia de drenagem ao reservatório e o modelo CE-QUAL-W2 utilizará os resultados da bacia de drenagem obtidos anteriormente para estimar as cargas, os processos e os volumes do reservatório, conforme indica a **Figura 3.1**.

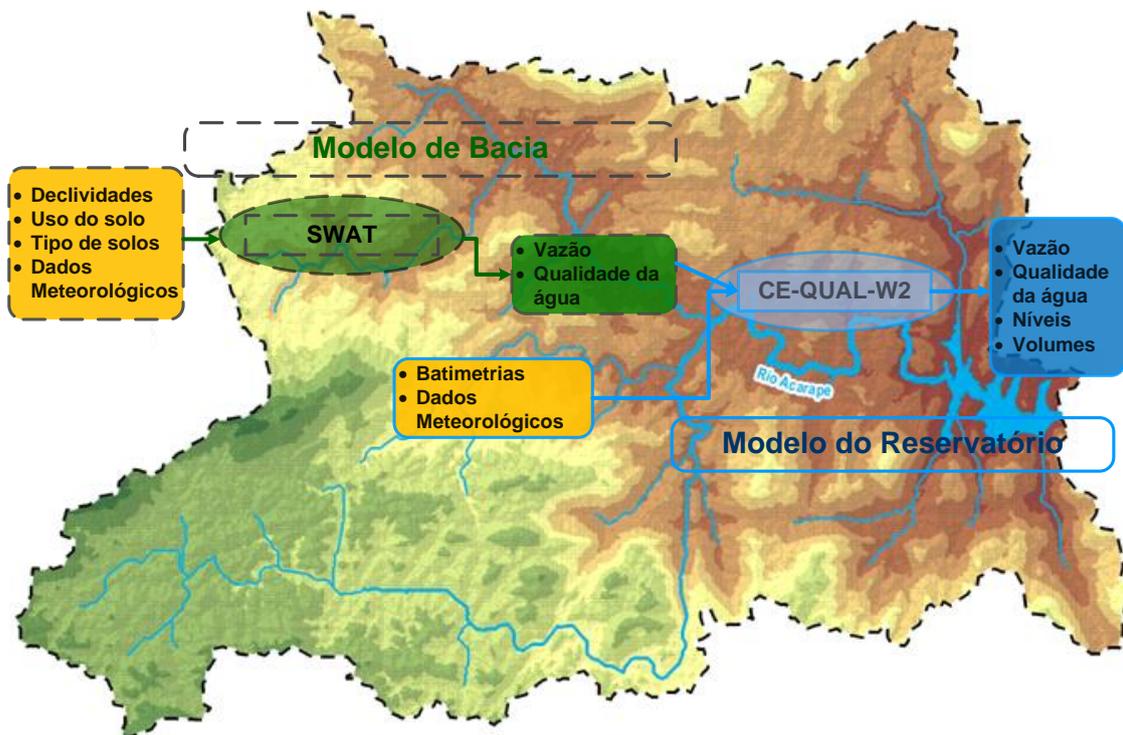
Para a implementação do **modelo de bacia** é necessário reunir os dados que irão definir as condições de fronteira e inicial (**Figura 3.1**), sendo eles:

- Declividade.
- Usos do solo.
- Solos.
- Meteorologia.

Além dos dados de entrada fixos, são também necessárias, quando disponíveis, fontes pontuais. Os dados de entrada necessários são preparados e tratados de modo que possam ser assimilados pelo modelo. Para o caso específico do modelo SWAT, os arquivos de informação espacial deverão ser fornecidos em formato *raster* ou *shape*, sendo a informação detalhada das características dos solos integrada na base de dados do modelo. A meteorologia deverá ser fornecida em formato de série temporal com frequência diária, assim como a localização da proveniência das mesmas séries de dados.

Para a implementação do modelo CE-QUAL-W2, é necessário que se detalhe o perfil longitudinal do reservatório, as condições iniciais (nível de armazenamento considerado inicialmente, estado do corpo d'água e da coluna d'água), as condições de fronteira e condições atmosféricas (**Figura 3.1**).

As condições iniciais e de fronteira dos modelos serão obtidas a partir dos dados adquiridos no sistema de monitoramento (**Atividade 2**), assim como a partir do conhecimento local. As fases de calibração e validação dos modelos serão sustentadas igualmente com dados já existentes e complementadas por dados adquiridos no monitoramento desenvolvido ao longo do projeto ou aqueles já existentes (**Atividade 2**).



**Figura 3.1 - Esquema da metodologia de modelagem de qualidade de água para os reservatórios do Ceará.**

Após a implementação dos modelos no Açude Acarape do Meio, a replicação para os demais açudes poderá ser realizada com a alteração das condições de fronteira e iniciais, sendo aplicada a mesma metodologia empregada no Açude Acarape do Meio.



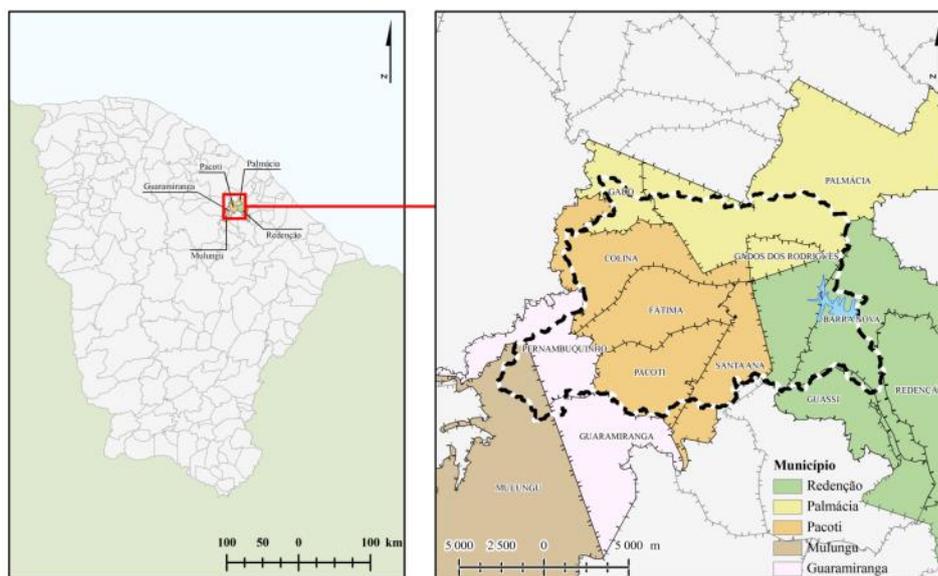
## 4 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA EM ESTUDO

O Açude Acarape do Meio está localizado no Município de Redenção, pertencendo à região de Baturité, a nordeste do Estado do Ceará, fazendo parte da bacia hidrográfica do rio Pacoti e integrando o sistema das Bacias Metropolitanas.

O clima dominante no local, de acordo com Köppen, é classificado como Amw (Tropical chuvoso de monção), caracterizado por apresentar temperaturas médias elevadas e ocorrência de precipitações torrenciais no período seco (CEARÁ, 2010). O seu regime pluviométrico é definido por período úmido que se estende entre os meses de dezembro a junho, cujo volume maior ocorre em março, e por índices pluviométricos médios superiores a 1.400 mm (CEARÁ, 2010).

A ocupação da terra é majoritariamente marcada pelo uso agropecuário ( $\approx 67\%$ ), seguido do uso agrícola ( $\approx 23\%$ ). Merece destaque, também, a reduzida área urbanizada, que não atinge 3% (IBGE, 2010).

Quanto ao tipo de solos, na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio predomina o tipo de solo Argilossolo Vermelho-Amarelo, bem drenados, que refletem em drenagem moderada/imperfeita, havendo predominância de solos moderadamente ácidos a ácidos. Sua coloração é variada, indo desde tonalidades vermelho amarelas até bruno-acinzentado (PEIXOTO, 2014).



**Figura 4.1 – Localização do Açude Acarape do Meio na Bacia Hidrográfica Metropolitana com divisão das bacias.**

Fonte: Elaborado a partir de IBGE (2015).

O regime fluviométrico intermensual na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio é bastante irregular (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2015), se identificando, de forma notória, um período de maior carência hídrica na bacia hidrográfica, ocorrendo este entre os meses de agosto e fevereiro, decorrente da estiagem.

Na bacia de drenagem do Açude Acarape do Meio foram encontrados 61 registros de usos de água subterrânea e apenas um (1) uso de águas superficiais.

Tal como na maior parte dos cursos d'água do Ceará, como consequência do clima, o regime é intermitente, ocorrendo um *déficit* hídrico devido às precipitações irregulares.

Dessa forma, os períodos de seca resultam na diminuição dos níveis nos açudes, estando os municípios abastecidos pelo Açude Acarape do Meio em estado de alerta.

## **5 DESCRIÇÃO GERAL DOS PROCESSOS QUE OCORREM EM UM RESERVATÓRIO**

### **5.1 CONSIDERAÇÕES**

No que se refere ao estudo da qualidade de água em um reservatório, são conhecidos vários fatores físicos, químicos e biológicos que devem ser levados em consideração. Nas seções seguintes são descritos alguns desses fatores.

### **5.2 BALANÇO TÉRMICO**

São fatores físicos determinantes para a qualidade da água em um reservatório:

- a mistura vertical que determina a acumulação ou dispersão de microalgas à superfície, disponibilidade de nutrientes e luz, além de promover a homogeneização da distribuição vertical de nutrientes e oxigênio. Por outro lado, a mistura vertical pode também disponibilizar nutrientes do fundo para a coluna d'água.
- a temperatura, que promove ou condiciona a atividade biológica e que pode induzir a estratificação vertical térmica, condicionando os processos de mistura no corpo d'água.

Os processos hidrodinâmicos são particularmente relevantes na promoção da mistura da coluna d'água. Não menos importantes são os processos como a estratificação vertical térmica, que reduz o transporte da água, sobretudo na vertical. Por este motivo, a modelagem de sistemas como lagos e reservatórios depende essencialmente da boa modelagem das condições térmicas. Assim, temperatura é um parâmetro essencial nos modelos de reservatório pelo controle que exerce em processos físico-químicos e pela sua influência nas atividades biológicas.

As diferenças na distribuição vertical de temperatura da água originam o que se designa por estratificação térmica, sendo muito importante para a difusão e dispersão de poluentes. A estratificação térmica promove consequência em nível da solubilidade de sais e gases e na dissociação de substâncias dissolvidas, aumentando a condutividade do meio. Desta forma, e considerando que a temperatura condiciona a velocidade das taxas metabólicas, a distribuição de temperatura exerce grande influência sobre toda a ecologia do reservatório, afetando de forma determinante os processos biológicos na coluna d'água.

A temperatura da água, e em especial a sua distribuição vertical, depende muito de dois (2) fatores concorrentes: o efeito estabilizador da radiação solar que tende a induzir uma estratificação estável na coluna d'água; e o vento, que tende a destruir essa estratificação. Mudanças sazonais na radiação solar incidente induzem alterações na temperatura da água, resultando em um ciclo de eventos de mistura e estratificação que controlam a dispersão de nutrientes e gases dissolvidos em toda coluna d'água. As diferenças de temperatura e densidade dificultam a mistura das camadas superiores e inferiores do reservatório. Conseqüentemente, quando estratificados, os reservatórios apresentam uma camada superior (epilímnio) com temperatura elevada e uniforme (geralmente superior a 20°C), e uma camada inferior mais fria e mais densa (hipolímnio). Entre as duas existe uma camada com um acentuado gradiente de temperatura, chamada metalímnio. A estratificação, na maioria das vezes térmica, ocorre em muitos sistemas aquáticos e depende de vários fatores, como a forma, profundidade e orientação do corpo d'água e a intensidade do vento (KLAF, 2002). Nos períodos de estratificação, as águas do hipolímnio são isoladas das camadas superiores e da atmosfera, podendo apresentar problemas de anoxia, caso a taxa de consumo de oxigênio seja elevada em função, principalmente, da decomposição de matéria orgânica acumulada no fundo. Esta condição, geralmente comum em lagos eutrofizados, persistirá até que ocorra novamente a mistura e conseqüente reoxigenação das águas do fundo.

Qualquer modelo destinado a simular os processos de qualidade da água em lagos ou reservatórios tem que possuir, obrigatoriamente, estrutura vertical com várias camadas para assim permitir variações nos perfis dos vários parâmetros.

### **5.3 DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO**

A quantidade do oxigênio dissolvido (OD) nos cursos d'água e nos reservatórios é uma das características mais importantes do sistema, pelo fato de este parâmetro ser crítico para a sobrevivência dos organismos aquáticos, mas também porque a sua presença ou ausência afeta muitas das reações químicas que ocorrem na coluna d'água e no sedimento. O OD no corpo d'água depende das trocas com a atmosfera e das afluências oxigenadas. Além disso, durante o dia, os produtores primários produzem OD nas águas superficiais onde há luz para realização da fotossíntese. O OD é removido dos reservatórios pela decomposição da matéria orgânica e pelo processo de respiração dos organismos.

Conforme citado anteriormente, a estratificação inibe a mistura vertical e isto não afeta só o perfil de temperatura em um reservatório. A sedimentação e posterior decomposição da

matéria orgânica junto ao fundo levam ao consumo de oxigênio dissolvido que não pode ser repostado a partir das camadas superficiais. Isto origina frequentemente a existência de uma área onde as concentrações de oxigênio dissolvido são muito baixas nas camadas subjacentes à camada superficial, podendo mesmo ser atingida a depleção total em camadas mais profundas. Nas camadas com esta condição, assim como junto ao fundo e no leito, o meio se torna redutor, fazendo com que o  $\text{Fe}_3\text{PO}_4$  seja solúvel, originando o aumento da concentração de fosfato na água. De igual forma, o ferro, a amônia, o manganês e outros compostos são liberados dos sedimentos.

## 5.4 CICLO DOS NUTRIENTES

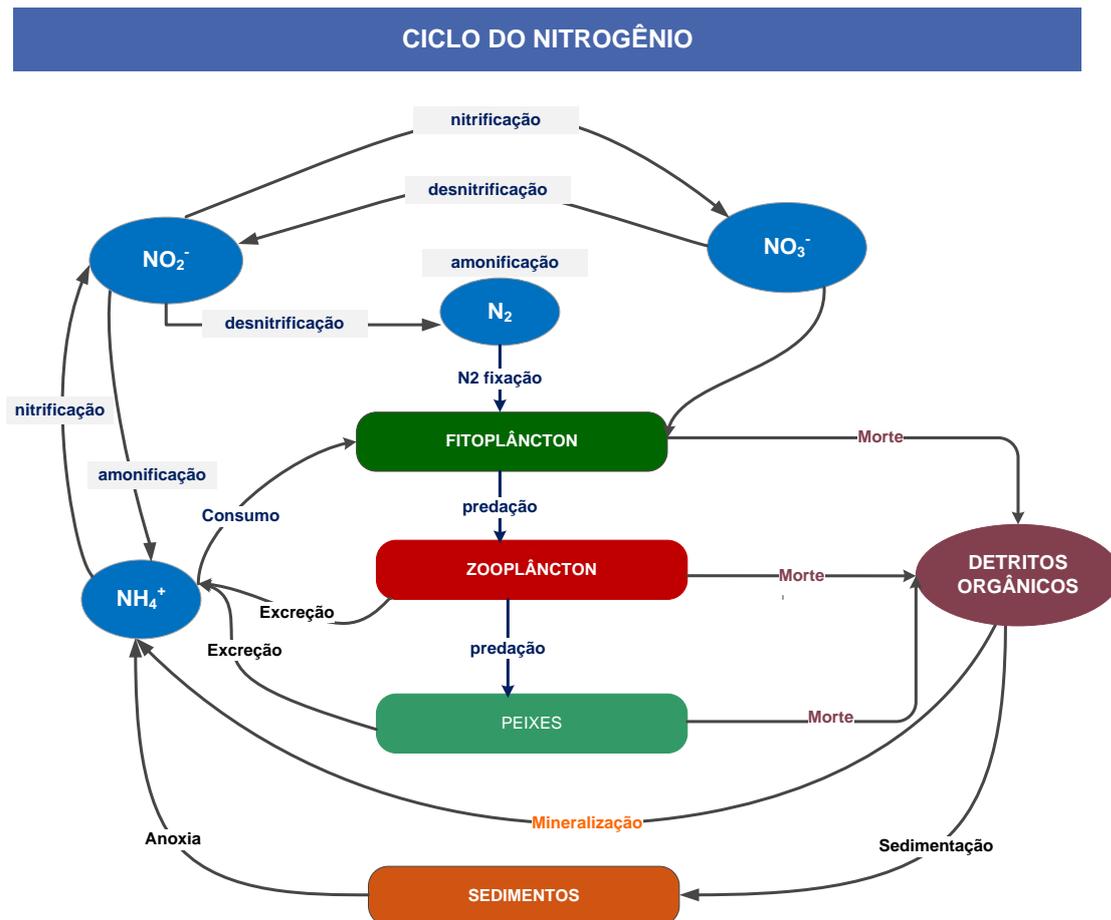
Os nutrientes entram em um reservatório por meio do escoamento superficial nas bacias e erosão dos solos; da atividade agrícola (fertilização); das descargas das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), e dos efluentes industriais. Devido ao elevado tempo de detenção da água nos reservatórios, quando comparados com rios e estuários, a taxa de retenção de nutrientes é maior e, conseqüentemente, estes sistemas são mais suscetíveis à eutrofização. Algumas das conseqüências habituais deste processo são o aumento da produção primária, tanto por organismos fitoplanctônicos, como por macroalgas, e o consumo de oxigênio associado à decomposição da matéria orgânica decorrente da sua morte. O Nitrogênio e o Fósforo são os principais agentes de eutrofização dos reservatórios causando, frequentemente, o aparecimento de *blooms* de cianobactérias e condições de anóxia a profundidades não atingidas pela luz solar.

Um dos maiores desafios na gestão da qualidade de água nos reservatórios está relacionado ao processo de eutrofização que frequentemente estão sujeitos. Os nutrientes, embora sejam elementos essenciais ao desenvolvimento da biota aquática, podem provocar a eutrofização dos lagos e reservatórios quando em excesso.

Os lagos e reservatórios têm tempo de detenção maior do que o de rios e estuários, o que permite que as algas sejam dominantes e sensíveis aos nutrientes inorgânicos. Os modelos devem, por isso, apresentar parametrização detalhada de todos os processos que controlam a disponibilidade de nutrientes sob as suas diferentes formas. Os modelos devem, igualmente, permitir a entrada de parâmetros orgânicos e minerais ao longo do período de simulação, para que, dessa forma, consigam aferir o impacto que as cargas orgânicas e de nutrientes possam ter na qualidade da água do reservatório.

### 5.4.1 Nitrogênio

O Nitrogênio (N) desempenha um papel central por ser necessário no metabolismo de ecossistemas aquáticos, graças à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos dos seres vivos (PIDWIRNY, 2002). O seu ciclo é representado por meio do esquema indicado na **Figura 5.1**.



**Figura 5.1 – Representação esquemática do ciclo do nitrogênio.**

A nitrificação ( $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ ) prevalece no hipolímnio rico em oxigênio dos lagos e reservatórios Oligotróficos, enquanto a amonificação ( $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_3$ ) prevalece com escassez de oxigênio, ou anóxia, do hipolímnio das águas Eutróficas. Das diferentes formas químicas, o nitrato, juntamente com o íon amoníaco, são os mais importantes uma vez que são as principais fontes de alimento para os produtores primários.

Somente quando a concentração das formas inorgânicas atinge valores muito baixos ou é esgotada, é que as formas orgânicas são aproveitadas pelos organismos aquáticos. O íon amoníaco é a forma preferencial de nitrogênio inorgânico para as atividades de bactérias e

fungos, estando presente na água como  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_4\text{OH}$ , em proporção dependente da temperatura e do pH. Somente em lagos poluídos a concentração de nitrito pode assumir valores significativos. Durante o período de estratificação térmica nos lagos eutróficos, a concentração deste íon aumenta no hipolímnio em consequência, principalmente, da desnitrificação que ocorre durante o período de anóxia.

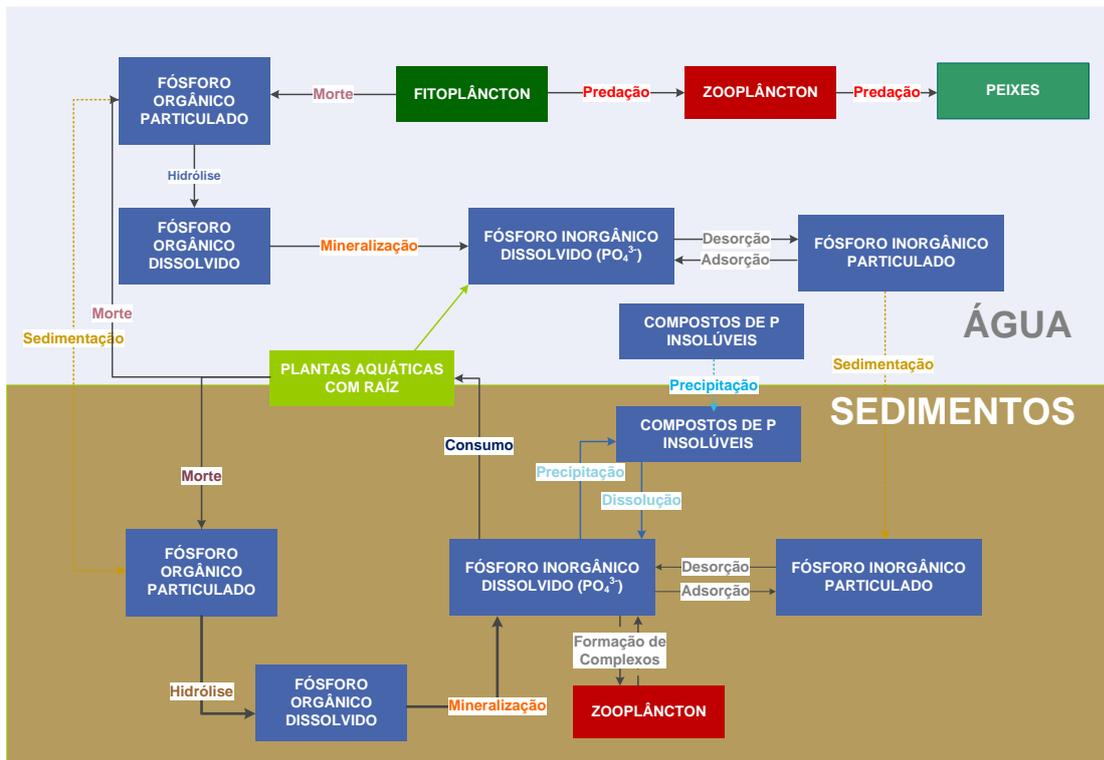
#### 5.4.2 Fósforo

O fósforo desempenha um papel importante no metabolismo biológico. Em comparação com outros macro-nutrientes requisitados pela biota, o fósforo é o menos abundante e frequentemente é o primeiro elemento a limitar a produtividade primária, apesar de as quantidades de fósforo necessárias serem menores do que as de C, Si ou N (HORNE & GOLDMAN, 1994).

Embora as concentrações de fósforo total e solúvel em lagos oligotróficos exibam pouca variação em profundidade, os lagos eutróficos com perfis de oxigênio com forte gradiente, geralmente apresentam um evidente aumento no conteúdo em fósforo no baixo hipolímnio. Grande parte do aumento no hipolímnio tem origem no fósforo solúvel junto à interface água-sedimento.

O fósforo é consumido essencialmente sob a forma de ortofosfato pelo fitoplâncton e incorporado nas células durante o crescimento. Uma fração do fósforo consumido é liberada em formas prontamente disponíveis para outras células algais. Outros compostos de fósforo liberados têm de passar por um processo de mineralização e/ou hidrólise na forma inorgânica antes de poderem ser usados para o crescimento.

O crescimento e morte de algas produzem um aumento no **fósforo orgânico particulado** (POP). Parte do POP é transformada em fósforo inorgânico dissolvido (PID) por ação de microrganismos, à medida que as partículas decaem na coluna d'água. Parte do POP ainda é sedimentada no fundo. Nos sedimentos, e da mesma forma, pode ocorrer uma degradação adicional do fósforo orgânico que sedimentou para fósforo inorgânico dissolvido (PID) e parte deste PID formado pode ser consumido pelas plantas aquáticas nos sedimentos, precipitado ou liberado para a coluna d'água. O ciclo do fósforo, anteriormente descrito, é indicado na **Figura 5.2**.



**Figura 5.2 – Representação esquemática do ciclo do fósforo.**

Em contraste com as numerosas formas de nitrogênio que ocorrem nos lagos, a forma mais significativa de fósforo inorgânico é o ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). O ortofosfato é a única forma do fósforo inorgânico solúvel, diretamente utilizável pelas algas, bactérias e plantas.

Durante a respiração e morte do fitoplâncton uma fração do fósforo é liberada na forma inorgânica. A fração restante é liberada na forma orgânica, que tem de ser mineralizada e/ou hidrolisada na forma inorgânica para que se torne disponível para outros organismos. Estas transformações geralmente ocorrem nos sedimentos em ecossistemas pouco profundos e onde o processo de sedimentação é mais efetivo. Após a transformação, o fósforo inorgânico pode ficar adsorvido ou formar precipitados, ser consumido ou liberado para a água sobrejacente e se tornar disponível para o crescimento de algas.

A liberação do fósforo disponível a partir dos sedimentos estimula a produção primária na coluna d'água, processo que é conhecido como a regeneração do fósforo. As taxas de renovação do fósforo são geralmente mais rápidas sob condições oligotróficas de baixa disponibilidade de fósforo (WETZEL, 2001).

A retenção do fósforo e subsequente liberação dos sedimentos para a água sobrejacente podem ser importantes no atraso do melhoramento da qualidade da água. As trocas entre

a interface água-sedimento são reguladas por mecanismos associados com o equilíbrio mineral-água, processos de adsorção (troca iônica notável), reações redox dependentes do oxigênio e atividades microbianas, assim como o controle ambiental dos compostos orgânicos e inorgânicos (reações enzimáticas). A liberação do fósforo adsorvido do sedimento é controlada por fatores físico-químicos como a temperatura, pH e potencial redox (WETZEL, 1983). Valores de Potencial Redox baixos e valores de pH mais elevados na superfície dos sedimentos causam a liberação do fósforo durante o verão, enquanto baixas temperaturas, Potencial Redox elevado e pH neutro ajudam a reter o fósforo nos sedimentos durante o inverno (USEPA, 2000).

As taxas de liberação são também influenciadas por taxas variáveis de difusão turbulenta e pela atividade dos invertebrados bentônicos (WETZEL, 1983).

## 5.5 PRODUÇÃO PRIMÁRIA

A produção primária, realizada pelos organismos fotossintéticos (macroalgas, fitoplâncton, etc.) tem um papel central nos sistemas aquáticos. A produção primária é determinada pela concentração destes organismos nos reservatórios e esta, por seu lado, com o estado trófico do corpo d'água. Há um conjunto de fatores ambientais que determinam a produção primária nos lagos e reservatórios, sendo os principais a temperatura do sistema, a disponibilidade de radiação solar e a disponibilidade de nutrientes. A influência de cada um destes fatores varia entre grupos de produtores primários e, em consequência, há, em geral, uma sucessão de espécies diferentes de algas no reservatório ao longo do ano e de ano para ano.

Alguns modelos simulam os produtores primários como um único grupo, expressando a sua biomassa total na forma de um único valor de Clorofila-a. O CE-QUAL-W2, por outro lado, simula vários grupos funcionais de acordo com as principais características fisiológicas, tais como: tamanho, predominância de pigmentos e dependência de nutrientes.

Este método de simular o fitoplâncton é mais adequado a lagos e reservatórios, uma vez que a dominância de determinados grupos é fundamental na avaliação da qualidade da água. Como exemplo, o enriquecimento por nutrientes representa um risco para a saúde humana, uma vez que cria condições para a proliferação de algas tóxicas, como os *blooms* de cianobactérias.



## 6 MODELAGEM HIDROLÓGICA

### 6.1 MODELO SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), desenvolvido pelo *Grassland, Soil and Water Research Service* do Departamento de Agricultura dos EUA (USDA), tem como objetivo principal prever os impactos das práticas de gestão na água, sedimentos e cargas de químicos agrícolas em bacias. O modelo SWAT simula as vazões e o ciclo dos nutrientes com base em dados meteorológicos, de solos, de uso do solo e de práticas agrícolas, tendo a capacidade de simular longos períodos de tempo, com frequência temporal diária, computando os efeitos das mudanças de gestão.

No SWAT a bacia simulada é dividida em várias sub-bacias. Cada sub-bacia pode ser dividida em várias *Hydrologic Response Units* (HRU), que são unidades com o mesmo tipo de solo e cobertura vegetal. De outra forma, a bacia pode ser ela mesma uma HRU. Cada HRU tem como fronteira superior a superfície do solo e como fronteira inferior o aquífero. Recebe pela fronteira superior a precipitação, a qual parte é convertida em escoamento, e outra parte é convertida em infiltração. Na componente hidrodinâmica, o balanço da água se dá com base na interação de processos entre atmosfera, solo, vegetação e aquífero. Na componente de qualidade da água, se dá o crescimento de vegetação, os ciclos de nitrogênio e fósforo no solo e o transporte de sedimentos e pesticidas.

A parcela de precipitação que é convertida em escoamento é encaminhada para o canal da sub-bacia. A parcela que infiltra é transportada ao longo do perfil de solo, podendo ser evapotranspirada, percolada para o aquífero, ou transportada lateralmente ao longo do perfil de solo até atingir o canal.

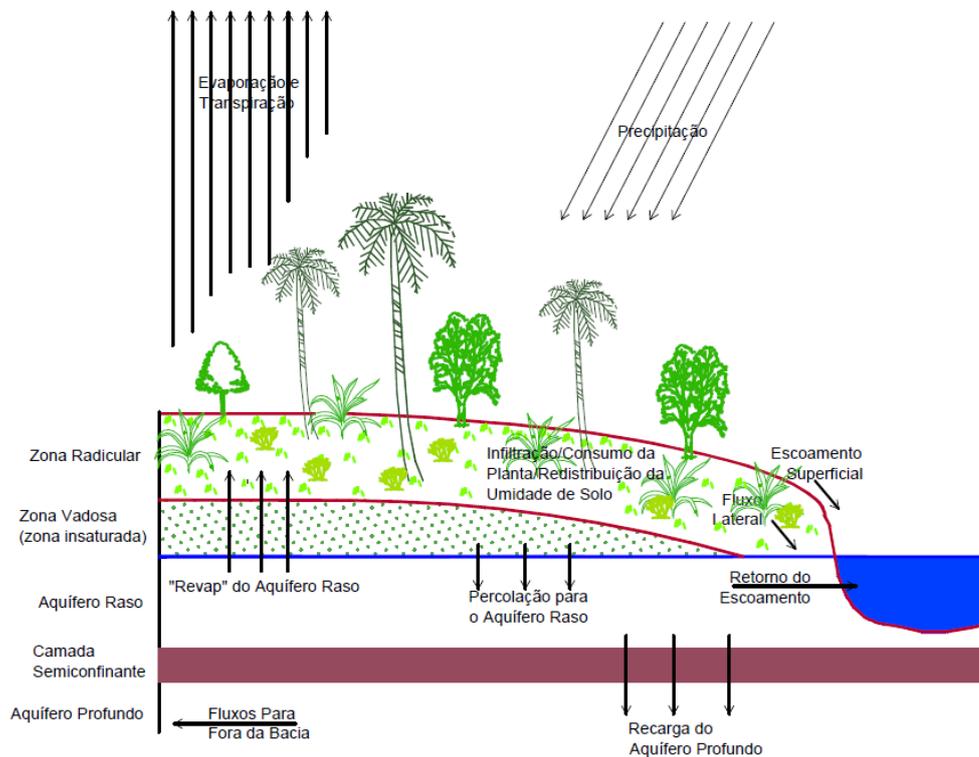
A água que atinge o aquífero se perde para o canal, para o aquífero profundo ou finalmente para a atmosfera. Desta forma, indiretamente se simula o efeito de ascensão capilar que não pode ser simulado explicitamente com a hidrodinâmica implementada no solo do SWAT, que apenas permite estimar percolação e não ascensão capilar.

As cargas transportadas no escoamento são calculadas separadamente para cada HRU e posteriormente somadas para se determinar a carga total da sub-bacia. No caso de haver interação entre dois (2) tipos de usos do solo, devem ser definidas duas sub-bacias. A cada sub-bacia está associado um (1) curso d'água principal. Os canais tributários são utilizados para calcular o tempo de concentração da sub-bacia e as perdas por transmissão

do escoamento. As áreas com capacidade de armazenamento localizadas na rede de cursos d'água são modeladas como reservatórios sejam eles naturais ou artificiais.

O SWAT inclui um banco de dados de práticas agrícolas *standard*. O modelo permite ainda avaliar os impactos de alterações das culturas e práticas agrícolas na exportação de nutrientes, mas também na contaminação dos aquíferos.

Em seguida, são apresentados os processos associados ao balanço de água na fase de terra do modelo, conforme **Figura 6.1**, e o transporte de sedimentos. Na referida figura é apresentado o balanço de água que o modelo SWAT faz para cada unidade hidrológica, incluindo a precipitação; escoamento superficial e sub-superficial; evapotranspiração; percolação no solo; encaminhamento para o aquífero superficial, e etc. O balanço é feito em nível diário e resulta para cada unidade hidrológica na descarga no rio (de origem superficial, sub-superficial ou do aquífero) onde é depois encaminhado ao longo dos diferentes trechos até a saída da bacia (e entrada no corpo d'água).



**Figura 6.1 - Esquema do balanço hídrico no modelo SWAT.**

Na fase de terra, a produção de água superficial da bacia hidrográfica é baseada na equação do balanço hídrico, conforme indicado a seguir.

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i + q_{lat} + w_{revap})$$

Onde:

- SW<sub>t</sub> – umidade do solo final em mm;
- SW<sub>o</sub> – umidade do solo inicial em mm;
- t – tempo (dias);
- R – precipitação no dia *i* em mm;
- Q – escoamento superficial no dia *i* em mm;
- ET – evapotranspiração no dia *i* em mm;
- P – percolação no dia *i* em mm;
- q<sub>lat</sub> – escoamento lateral no dia *i* em mm;
- w<sub>revap</sub> – retorno de água do aquífero superficial ao solo *i* em mm.

Nas seções seguintes são apresentadas as equações usadas pelo modelo para o cálculo de cada um destes escoamentos: Escoamento superficial (Q), Evapotranspiração (ET), Percolação (P), Escoamento lateral (q<sub>lat</sub>) e retorno de água do aquífero superficial ao solo (w<sub>revap</sub>). A precipitação é um *input* do sistema.

### 6.1.1 Escoamento superficial (Q)

O escoamento superficial é estimado usando a equação de *runoff* do *Soil Conservation Service-SCS* (NEITSCH *et al*, 2000).

$$Q = \frac{(R - 0,2s)^2}{R + 0,8s}, R > 0,2s$$

$$Q = 0, R \leq 0,2s$$

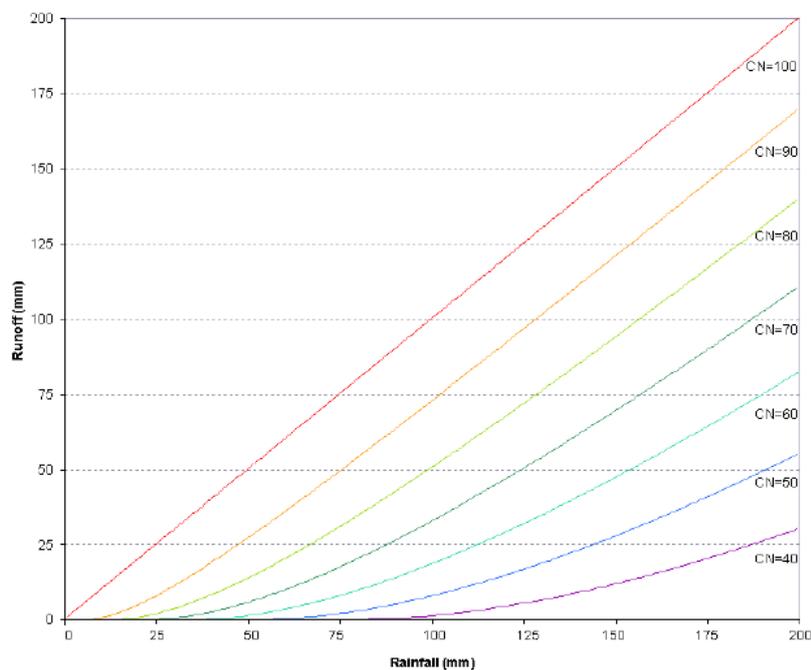
Onde:

- Q - escoamento superficial diário em mm;
- R - precipitação diária em mm;
- S - parâmetro de retenção em mm;

O parâmetro de retenção varia de acordo com: (i) a sub-bacia, em função do solo, uso do solo e declividade, e (ii) com o tempo, em função das alterações de umidade do solo. Este parâmetro está relacionado com a curva número (CN) pela seguinte equação:

$$s = 254 \left( \frac{100}{CN} - 1 \right)$$

A escala da CN não é linear, variando entre 1 e 100. Estes valores extremos correspondem, respectivamente, a uma cobertura totalmente permeável até uma cobertura impermeável, conforme **Figura 6.2**.



**Figura 6.2 - Relação entre *runoff* e precipitação no método “curva número” do SCS.**

A infiltração vai ainda depender do teor de água do solo. Assim, para os valores de curva número são consideradas três (3) condições:

- CN<sub>1</sub>: corresponde à curva número para a condição I de umidade, situação em que os solos estão secos.
- CN<sub>2</sub>: corresponde à curva número para a condição II de umidade, ou seja, a situação média em que os solos apresentam a umidade da capacidade de campo. Este valor é dado pelo usuário.
- CN<sub>3</sub>: corresponde à curva número para a condição III de umidade, situação em que os solos estão saturados.

Para computar os valores corrigidos de  $CN_1$  e  $CN_3$ , estes foram relacionados com o  $CN_2$  por meio das seguintes equações:

$$CN_1 = CN_1 - \frac{20(100 - CN_2)}{100 - CN_2 + e^{[2,533-0,036(100-CN_2)]}}$$

$$CN_3 = CN_2 e^{[0,00673(100-CN_2)]}$$

### 6.1.2 Evapotranspiração real (ET)

A evapotranspiração real é estimada com base em uma evapotranspiração potencial que irá ser satisfeita (ou não) recorrendo a três (3) processos: i) evaporação da água retida na copa das plantas, ii) transpiração das plantas e iii) evaporação do solo.

$$ET = E_{can} + E_t + E_s$$

### 6.1.3 Evapotranspiração potencial (Eo)

A evapotranspiração potencial pode ser calculada no modelo SWAT com três (3) métodos diferentes: Penman-Monteith (1965), Hargreaves & Samani (1985) e Priestley & Taylor (1972). Neste trabalho se optou por utilizar o método de Penman-Monteith, por ser o que tem mais larga aceitação na comunidade científica.

O método de Penman-Monteith requer dados de radiação solar, temperatura do ar, velocidade do vento e umidade relativa.

### 6.1.4 Evaporação da copa das plantas (Ecan)

O modelo SWAT estima a água que fica retida na copa da vegetação ( $R_{INT}$ ). Essa água está sujeita a evaporação ( $E_{can}$ ):

$$E_{can} = E_o \text{ se } R_{INT} \geq E_o$$

$$E_{can} = R_{INT} \text{ se } R_{INT} < E_o$$

No caso de  $R_{INT} \geq E_o$  a evapotranspiração real que ocorre na bacia em um determinado dia será igual à evaporação a partir da copa das árvores ( $E_{can}$ ). No caso de  $R_{INT} < E_o$  fica parte da evapotranspiração para ser satisfeita ( $E_o'$ ):

$$E_o' = E_o - E_{can}$$

### 6.1.5 Transpiração das plantas ( $E_t$ )

A transpiração das plantas é calculada a partir das seguintes equações:

$$E_t = \frac{E_o' * LAI}{3.0} \quad 0 < LAI \leq 3.0$$

$$E_t = E_o' \quad LAI > 3.0$$

Onde:

$E_t$  – transpiração das plantas em mm/dia;

$E_o'$  – evapotranspiração potencial corrigida pela evaporação da copa (mm/dia);

LAI – Índice de Área Foliar.

O LAI é simulado com um modelo de crescimento de plantas. Este modelo estima o crescimento em função da temperatura e do tipo de planta. O crescimento pode ser limitado por *stress* hídrico e por *stress* de nutrientes.

### 6.1.6 Evaporação do solo ( $E_s$ )

A evaporação da água no solo é simulada considerando a cobertura no solo, de acordo com a seguinte equação:

$$E_s = E_o' * cov_{sol}$$

Onde:

$E_s$  – evaporação máxima do solo (mm/dia);

$E_o'$  – evapotranspiração potencial corrigida pela evaporação da copa (mm/dia);

$cov_{sol}$  – índice de cobertura do solo.

O índice de cobertura do solo é calculado do seguinte modo:

$$cov_{sol} = \exp(-5.0 \times 10^{-5} * CV)$$

Onde  $CV$  é a biomassa acima da superfície do solo (kg/ha).

A Evaporação real a partir do solo é calculada a partir da relação:

$$E'_s = \min \left[ E_s, \frac{E_s * E'_o}{E_s + E_t} \right]$$

Onde  $E'_s$  é a evaporação máxima a partir do solo após correção com a evapotranspiração.

Quando  $E_t$  tende para zero,  $E'_s$  tende para  $E'_o$ . Quando todas as camadas de solo estão acima da capacidade de campo a evaporação vai ser igual  $E'_s$ . Quando estão abaixo a evaporação vai ser limitada pela disponibilidade de água no solo. Por norma, o modelo considera que 95% da água evaporada são retiradas da camada superficial com 10 cm de profundidade.

### 6.1.7 Percolação (P)

Em cada camada de solo é calculada uma percolação e esta ocorre sempre que o teor de água da camada é superior à capacidade de campo:

$$SW_{ly,excess} = SW_{ly} - FC_{ly} \quad se \quad SW_{ly} > FC_{ly}$$

$$SW_{ly,excess} = 0 \quad se \quad SW_{ly} \leq FC_{ly}$$

Onde  $SW_{ly,excess}$  é o volume de água drenável na camada de solo (mm),  $SW_{ly}$  é o teor de água na camada de solo (mm) e  $FC_{ly}$  é a capacidade de campo na camada de solo (mm).

A equação utilizada para estimar o que passa de uma camada para outra é apresentada a seguir.

$$w_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \cdot \left( 1 - \exp \left[ \frac{-\Delta t}{TT_{perc,ly}} \right] \right)$$

Onde:

$\Delta t$  - intervalo de tempo (24 h);

$TT_{perc,ly}$  - tempo de propagação (h);

$w_{perc,ly}$  - percolação em mm/dia.

O tempo de propagação,  $TT_{perc,ly}$ , é computado para cada camada de solo  $ly$ , por meio da equação:

$$TT_{perc.ly} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}}$$

Onde:

$SAT_{ly}$  - teor de água na saturação em mm;

$K_{sat}$  - condutividade hidráulica em mm/h;

$FC_{ly}$  - capacidade de campo em mm.

O teor de água na saturação, bem como a capacidade de campo, é definido pelo modelo como função de três (3) parâmetros definidos pelo usuário: i) densidade do solo, ii) teor de argila e iii) água disponível.

A percolação no fundo do perfil de solo (ou seja na última camada) é denominada de recarga do aquífero.

### 6.1.8 Escoamento lateral ( $q_{lat}$ )

O escoamento lateral é calculado simultaneamente com a percolação, utilizando o modelo de armazenamento cinemático. O escoamento lateral de saída é representado por:

$$q_{lat} = 0,024 \cdot \left( \frac{2 \cdot SW_{ly,excess} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\phi_d \cdot L_{hill}} \right)$$

Onde:

$SW_{ly,excess}$  - volume de água drenável na camada de solo (mm);

$K_{sat}$  - condutividade hidráulica em mm/h;

$slp$  - declive (-);

$L_{hill}$  - comprimento da encosta (m);

$\phi_d$  - porosidade drenável do solo (-) – porosidade entre a capacidade de campo e a saturação.

### 6.1.9 Transporte de sedimentos

O modelo base dos processos de erosão utilizado no SWAT é o modelo *Universal Soil Loss Equation* (USLE). Este modelo teve origem no trabalho de Wischmeier e Smith (1978) cujo objetivo era prever a erosão em campos de cultivo e gerir a sua evolução.

No modelo USLE a erosão é vista como uma multiplicação da erosividade da precipitação (fator EI, que representa a energia potencial) pela resistência do ambiente, que inclui o fator de erodibilidade do solo (fator K), o fator topográfico (fator LS), o fator de práticas de cultura (fator C), o fator de práticas de erosão (fator P) e a fração de rocha presente (fator CFRG).

Como se trata de uma multiplicação, se um fator tende para zero então a erosão também tende para zero.

A equação universal de perda de solo (USLE) (WILLIAMS, 1995) é composta por:

$$sed = 1,292 \times EI \times K \times C \times P \times LS \times CFRG$$

Onde:

sed – produção de sedimentos num determinado dia, t/ha;

EI - fator precipitação – erosividade, m.t.cm/m<sup>2</sup>.hr;

K - fator solo – erodibilidade, t.m<sup>2</sup>.hr/m<sup>3</sup>.t.cm;

C - fator de práticas de cultura (adimensional);

P - fator práticas conservacionistas (adimensional);

LS - fator topográfico (adimensional);

CFRG - fator de fragmento grosseiro (adimensional).

O **índice de erosividade da precipitação** (EI) resulta da multiplicação da energia cinética da precipitação pela máxima intensidade de precipitação em 30 minutos.

O **fator de erodibilidade do solo** (K) é definido como a taxa de perda de solo medida em uma parcela de solo com dimensões e declive pré-definidos (22 m de comprimento e 9 % de declive). O K depende da textura e quantidade de matéria orgânica do solo, da sua permeabilidade e estrutura.

O **fator de práticas de cultura** (C) é uma relação entre a erosão em solo nu e a erosão observada sobre um sistema de cultura. A cobertura vegetal intercepta as gotas de chuva e

atua como redutor da energia efetiva da precipitação. O fator C combina cobertura vegetal, o seu nível de produção e as técnicas de cultura associadas.

O **fator que leva em consideração as práticas de controle de erosão (P)**, representa a relação entre a intensidade de perda de solo utilizando determinada prática e utilizando a cultura plantada no sentido do declive.

O **fator topográfico (LS)** é a relação entre a perda de solo verificada em um determinado declive e a perda de solo nas parcelas de solo pré-definidas (22 m de comprimento e 9 % de declive). Este fator depende do comprimento e gradiente do declive.

O **fator CFRG**, depende da fração de rocha na primeira camada de solo.

As principais limitações do modelo USLE surgem pelo fato de a fonte de energia ser a precipitação, não se aplicando a casos de erosão linear ou erosão em massa, em que o escoamento superficial pode ser a principal fonte de energia para a erosão (e.g. terrenos com declives elevados).

Ademais, o modelo não distingue certas interações entre fatores de modo a contemplar mais facilmente o efeito individual de cada um deles. Como exemplo, o modelo não contabiliza o efeito combinado do declive e da cobertura de solo ou o efeito do tipo de solo no efeito do declive.

O modelo USLE não pode ser aplicado a acontecimentos tempestuosos individuais, desta forma foi criado um modelo modificado (*Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE) (WILLIAMS, 1995), no qual a energia é proveniente do *runoff* ao invés da precipitação:

$$sed = 11,8 \times (Q_{surf} \times Q_{peak} \times area)^{0,56} \times K \times C \times P \times LS \times CFRG$$

Onde

*sed* é a produção de sedimentos em um determinado dia (t);

*Q<sub>surf</sub>* é o escoamento superficial (mm H<sub>2</sub>O/ha);

*Q<sub>peak</sub>* é o escoamento máximo atingido (m<sup>3</sup>/s);

*area* é a área da bacia ou sub-bacia (ha);

K, C, P, LS e CFRG já foram discutidos anteriormente.

O modelo modificado da equação de perda de solo é o modelo efetivamente utilizado no SWAT para o cálculo do transporte de sedimentos.

## 6.2 DADOS DE ENTRADA E IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO

### 6.2.1 Considerações

São descritas neste subcapítulo as condições de simulação e os dados de base recolhidos para a aplicação do modelo SWAT à bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.

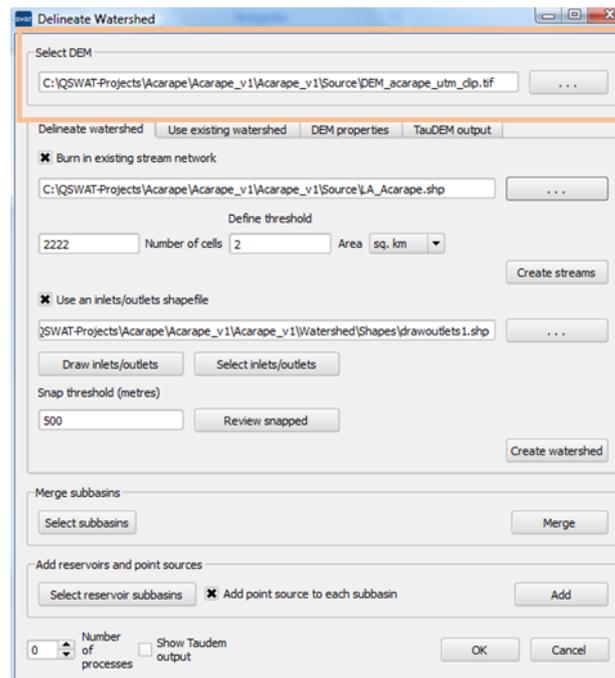
O modelo SWAT foi aplicado recorrendo à interface QSWAT, que funciona como uma extensão ao QGis, um *software* oficial da Open Source Geospatial Foundation (OSGeo) (). O SWAT está também disponível como extensão do ArcGis/ArcView ou no MapWindow, este último também de fonte aberta. Para todas as opções de interface existem manuais no *website* do modelo (<http://swat.tamu.edu/>). Todo o projeto foi desenvolvido em coordenadas UTM - Universal Transverse Mercator 24S, sendo os dados de entrada do projeto armazenados em um banco de dados georreferenciado. Os dados de entrada – **dados topográficos**, **dados do uso do solo**, **tipo de solo** e **dados meteorológicos** – estão todos em formato *raster* e *shape* da ESRI.

### 6.2.2 Declividade

O processo de simulação hidrológica de uma bacia tem início no desenvolvimento do modelo numérico do terreno (MNT), podendo este ser definido como a representação numérica de uma superfície.

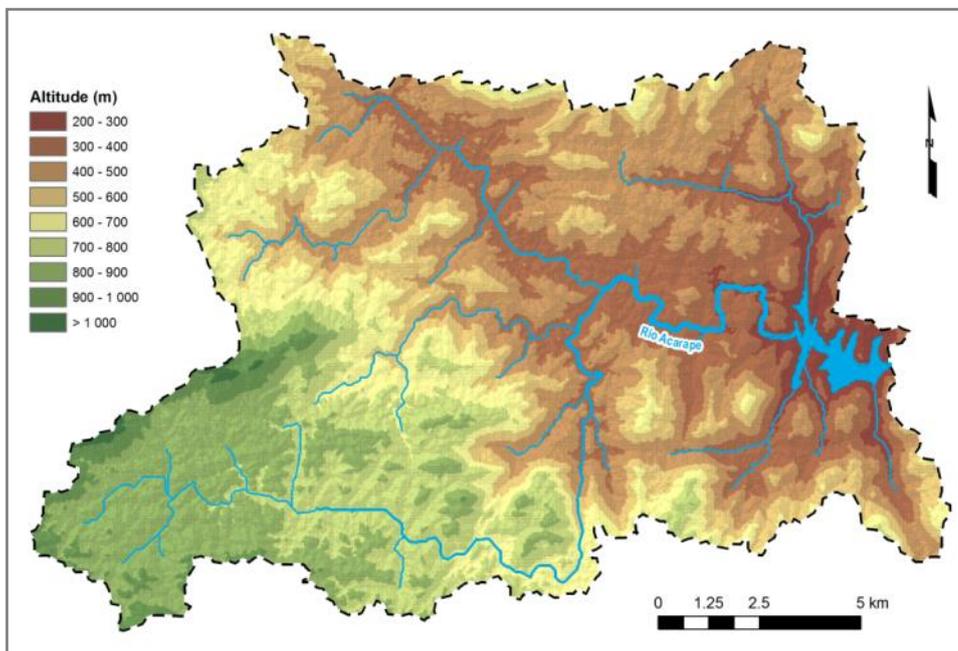
De fato, a topografia desempenha um papel importante nos processos hidrológicos na bacia hidrográfica. A declividade do terreno está diretamente ligada ao escoamento superficial e a capacidade de transporte de sedimentos e nutrientes para jusante.

O modelo SWAT utiliza o modelo numérico do terreno para definir a rede hidrográfica e delimitar a bacia hidrográfica. A *Shuttle Radar Topography Mission* - <https://lta.cr.usgs.gov/> (SRTM) tem disponíveis mapas do modelo numérico do terreno para todo o mundo com resoluções espaciais de 30 e 90 metros, sendo que, quanto mais detalhada a resolução, melhores serão os resultados alcançados. Neste trabalho foi escolhida a topografia com 30 metros de resolução. O modelo numérico do terreno foi gerado com as ferramentas do QGis, conforme **Figura 6.3**.



**Figura 6.3 – Interface gráfica do QSWAT para carregar o modelo numérico do terreno.**

Na **Figura 6.4** é apresentado o modelo numérico do terreno da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio, com diferenciação de altitudes por classes.



**Figura 6.4 – Modelo numérico do terreno da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.**

Fonte: Elaborado a partir de ASTER GDEM do METI & NASA.

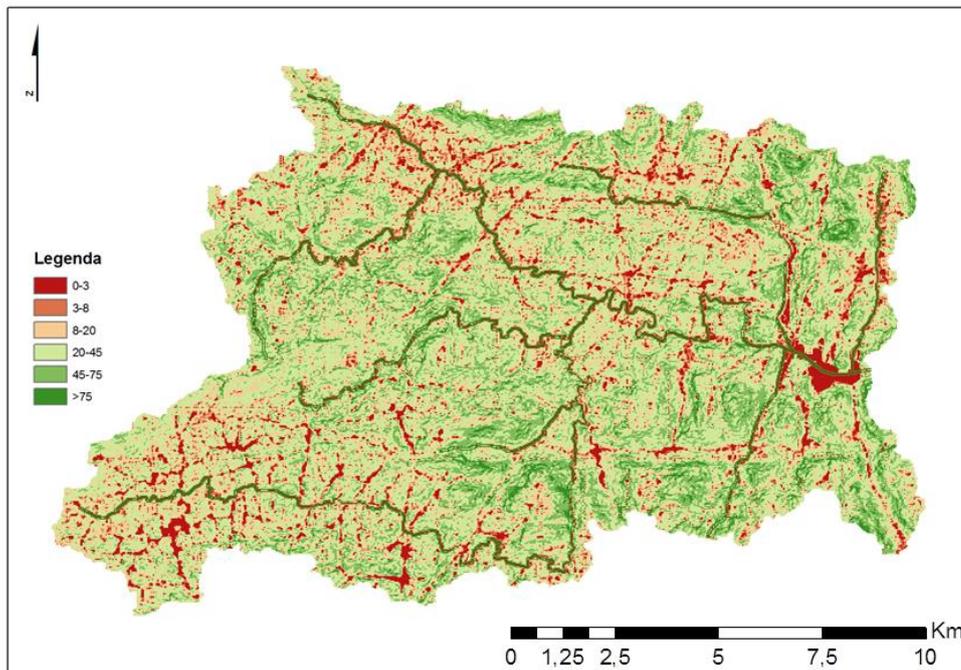
A **Figura 6.5** mostra a declividade da área de estudo. O intervalo das classes foi definido de acordo com os valores sugeridos por EMBRAPA (1979), conforme **Tabela 6.1**. Na **Tabela 6.1** é apresentada ainda a porcentagem de cada classe de declividade na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.

**Tabela 6.1 – Classificação da declividade segundo EMBRAPA (1979) e porcentagem na bacia hidrográfica em estudo.**

Declividade (%)	Descrição	Porcentagem na bacia hidrográfica
0 a 3	Relevo Plano	7,35
3 a 8	Relevo suave ondulado	5,38
8 a 20	Relevo ondulado	16,14
20 a 45	Relevo forte ondulado	46,73
45 a 75	Relevo montanhoso	18,56
> 75	Relevo forte montanhoso	5,84

Observando a **Tabela 6.1** e a **Figura 6.5**, nota-se que a bacia possui, na maior parte de sua área, relevo forte ondulado (aproximadamente 47%) e relevo montanhoso (aproximadamente 20%).

Para a implementação do modelo SWAT em outros reservatórios, o procedimento de preparação da declividade é semelhante, apenas alterando a área do foco.

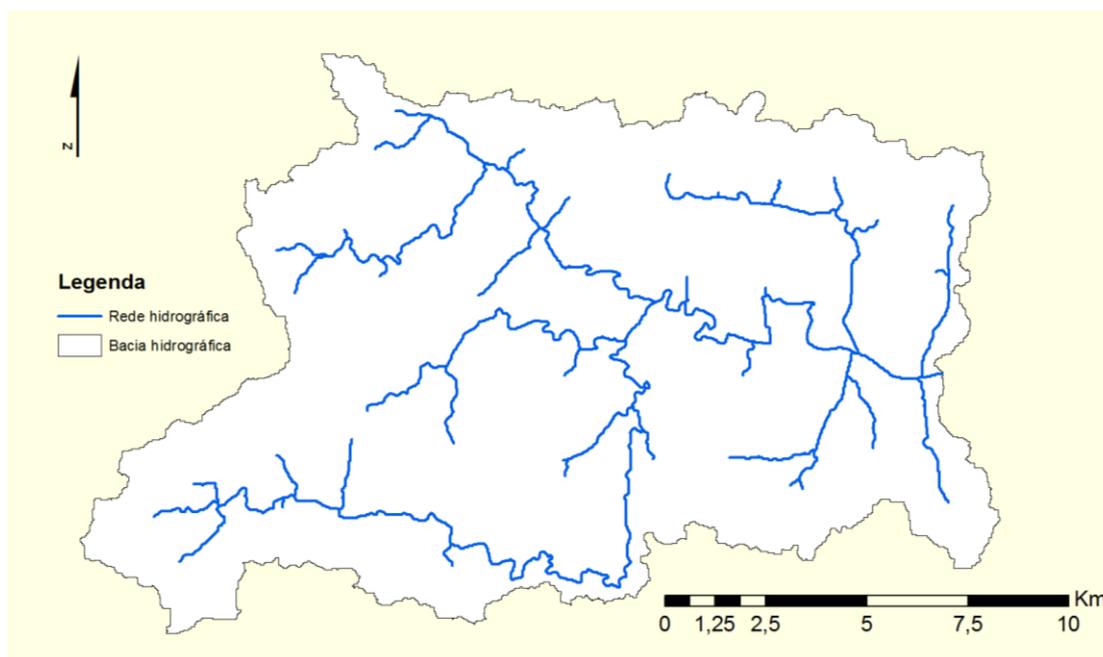


**Figura 6.5 – Declividade da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.**

### 6.2.3 Hidrografia e delineamento das sub-bacias hidrográficas

Posteriormente à declividade, a etapa seguinte na aplicação do modelo SWAT consiste na geração da rede de drenagem na qual o modelo simula as vazões líquidas, fluxo de sedimentos, componentes de qualidade, etc. Ademais, é nesta etapa que também se determinam os limites geográficos da bacia hidrográfica em função do modelo numérico do terreno (MNT), sendo posteriormente dividida em sub-bacias para detalhamento da rede hídrica. Nesta fase são definidos ainda os locais de escoamento superficial dos cursos d'água, nos quais são obtidos os *outputs*/resultados da modelagem.

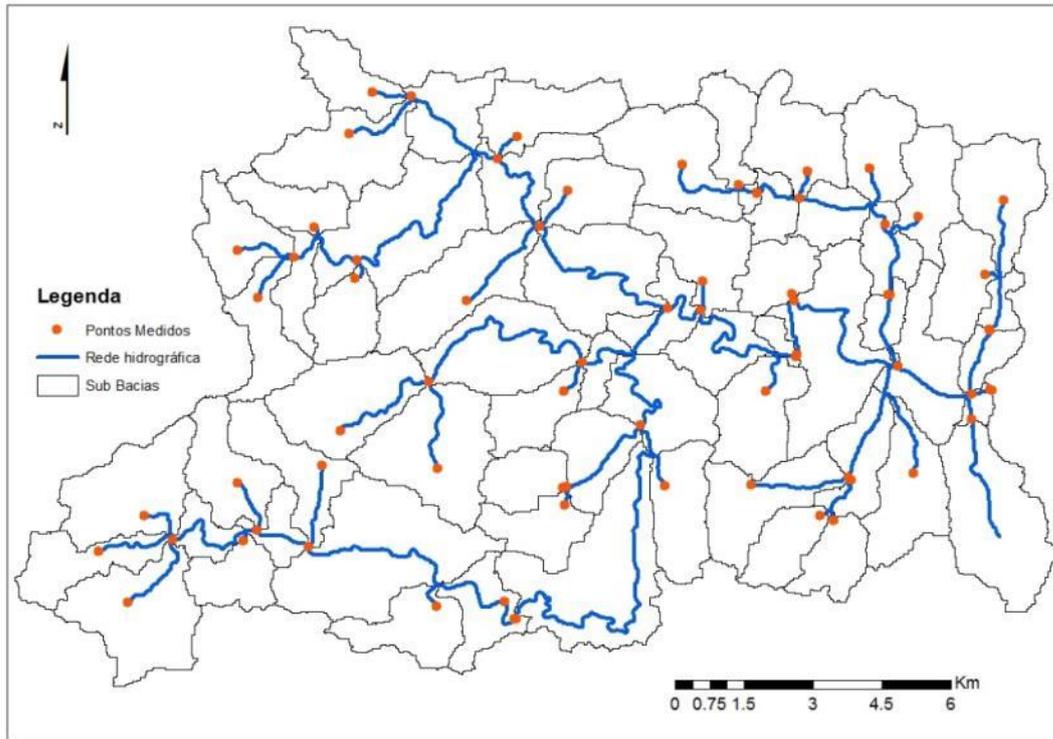
A rede hidrográfica é assim obtida e a inclusão de uma rede hidrográfica conhecida do local (em formato de *shape*) é opcional, contudo é bastante útil nos casos em que a resolução do MNT é baixa, permitindo que o modelo considere de forma correta o caminhamento dos cursos d'água. Assim, foi considerada a hidrografia disponibilizada em ANA (2013). A **Figura 6.6** expõe a hidrografia gerada pelo SWAT. A delimitação automática gerou uma bacia com área de 211,6 km<sup>2</sup>, muito próxima à área referida na Ficha Técnica do Açude Acarape do Meio (aproximadamente de 205 km<sup>2</sup>).



**Figura 6.6 - Bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio gerada pelo SWAT.**

No procedimento para a divisão das sub-bacias, o programa SWAT adiciona por norma os pontos de confluência de cursos d'água que são divisórios das sub-bacias a partir do MNT e da malha hidrográfica. Foram adicionadas ainda, as localizações que coincidem com o local de monitoramento realizado no âmbito do presente estudo (Seção Canadá) e com os demais locais do monitoramento realizado em 2008 (Seção Canabrava, Riacho Calção, Sítio Jordão, etc.), de forma a obter resultados do modelo em cada um, para que sejam comparados com as medidas. Foram também consideradas as localizações das confluências dos principais tributários ao Açude Acarape do Meio (rio Pacoti e riachos Calção, Canabrava e Araticum) uma vez que estes serão as condições de fronteira ao modelo de qualidade do reservatório (CE-QUAL-W2) conforme referido no **Capítulo 7**.

Assim, foram geradas 65 sub-bacias, conforme **Figura 6.7**.

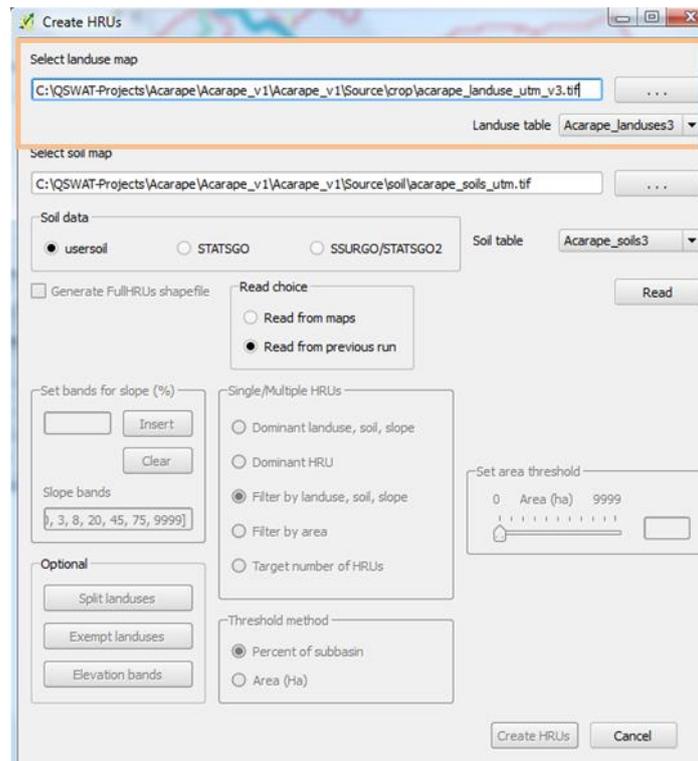


**Figura 6.7 – Divisão em sub-bacias, canais principais e pontos medidos.**

#### 6.2.4 Usos do solo

O modelo SWAT tem um extenso banco de dados para todos os usos de solo, desde culturas florestais variadas, agrícolas, áreas edificadas, entre outras. Este banco de dados apresenta os parâmetros de crescimento das culturas, tendo em atenção que estes parâmetros são tabelados principalmente com base no crescimento vegetativo dos EUA. Existem parâmetros de crescimento vegetativo regionais e estes deverão ser adaptados com o conhecimento da área de estudo, como, por exemplo, o índice de área foliar das culturas agrícolas. Citam-se, ainda, os parâmetros associados ao índice da área foliar, que influenciam o comportamento do crescimento, associado aos ciclos das culturas. Como exemplo, cita-se o ciclo da FAO.

Conforme **Figura 6.8**, os usos do solo são fornecidos ao modelo SWAT em formato *shape* ou *raster* de forma a dar ao modelo a distribuição espacial da área em estudo. O uso do solo identificados no mapa fornecido pelo usuário, para cada área de estudo, deverão ser correspondentes aos tipos de uso existentes no banco de dados do modelo.



**Figura 6.8 – Interface gráfica do QSWAT para carregar o mapa de usos de solo.**

Para o caso de estudo da bacia de drenagem ao Açude Acarape do Meio, foi utilizada como fonte a representação dos usos de solos do IBGE (2010), apresentados espacialmente na **Figura 6.9**.

Os usos predominantes e sua respectiva correspondência com o código do banco de dados do modelo SWAT são os apresentados na **Tabela 6.2**. A representação espacial é indicada na **Figura 6.10**.

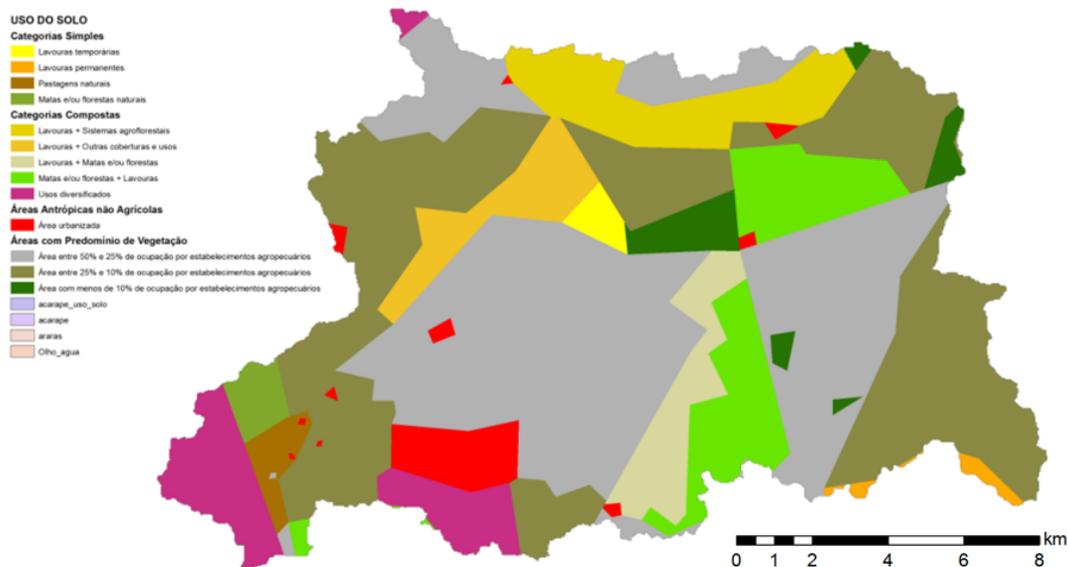
Vale frisar que no seguimento de uma análise de imagens de satélite da área de estudo, notou-se que grande parte das áreas das classes 9 a 12, conforme classificação do IBGE (2010) apresentada na **Tabela 6.2**, são ocupadas por floresta. A dependência de mapas de usos ou imagens de satélite para a caracterização dos usos na bacia poderá ser uma fonte de incerteza adicionada ao modelo, sendo que o conhecimento da área em estudo é fundamental.

**Tabela 6.2 – Descrição das classes de usos de solo, sua respectiva área na bacia e correspondência com nomenclatura do SWAT**

Classe	Descrição dos Usos de Solos	%	Código SWAT
1	Lavouras + Matas e/ou florestas	3,9	AGRL
2	Lavouras + Outras coberturas e usos	3,6	AGRL

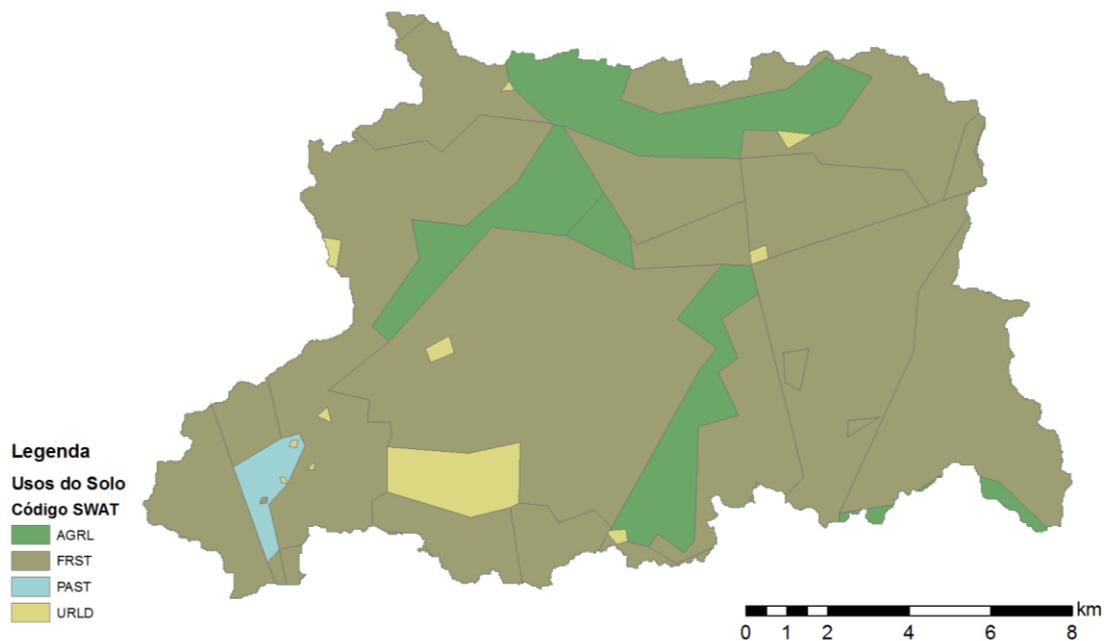
Desenvolvimento de uma Metodologia de Modelagem de  
Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará  
Relatório 3 – Documentação da Estratégia proposta e análise dos resultados

Classe	Descrição dos Usos de Solos	%	Código SWAT
3	Lavouras + Sistemas agroflorestais	5,8	AGRL
4	Lavouras permanentes	0,4	AGRL
5	Lavouras temporárias	0,7	AGRL
6	Matas e/ou florestas + Lavouras	8,1	FRST
7	Matas e/ou florestas naturais	1,1	FRST
8	Pastagens naturais	1,1	PAST
9	Usos diversificados	5,7	FRST
10	Área com menos de 10% de ocupação por estabelecimentos agropecuários	2,4	FRST
11	Área entre 25% e 10% de ocupação por estabelecimentos agropecuários	29,8	FRST
12	Área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários	34,5	FRST
13	Área urbanizada	2,8	URLD



**Figura 6.9 – Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio.**

Fonte: IBGE (2010).



**Figura 6.10 – Uso de solo com correspondência das classes de uso do banco de dados do SWAT.**

### 6.2.5 Tipo do solo

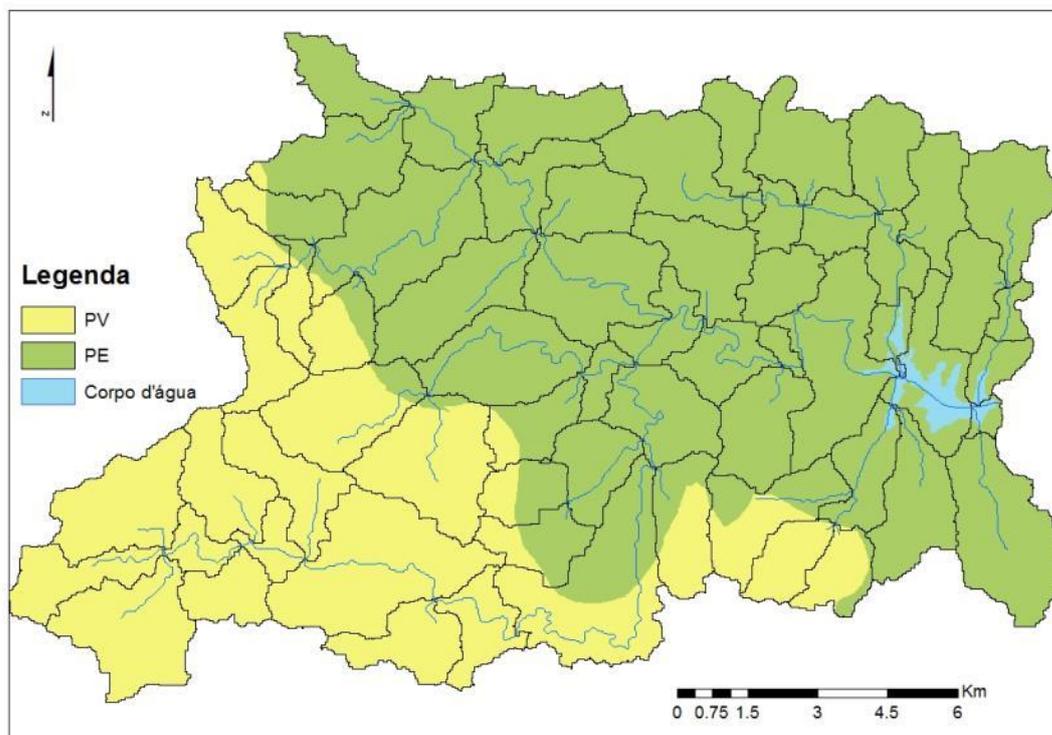
O solo tem grande importância no que diz respeito ao balanço da água em uma bacia hidrográfica. Propriedades como a textura, profundidade ou condutividade hidráulica, são determinantes na caracterização dos solos, tendo estes a capacidade de armazenar maior ou menor quantidade de água, ou escoar com maior ou menor velocidade a água para outros meios, por exemplo.

O modelo SWAT apresenta um banco de dados com solos típicos Americanos, podendo este ser utilizado, caso os solos da área em estudo sejam coincidentes. O usuário deverá adicionar no banco de dados (em formato Microsoft Access) os solos que irá considerar na sua implementação do modelo. Além dos parâmetros de caracterização dos solos, o modelo necessita da distribuição espacial, podendo esta ser em formato *raster* ou *shape*.

Para cada tipo de solo é necessário saber suas características tais como, classes de textura, densidade aparente, profundidade, número de camadas, condutividade hidráulica, etc. A textura permite obter os parâmetros hidrodinâmicos que regulam a circulação da água no solo como a condutividade, densidade, porosidade, etc. Para tal se utilizam as equações de pedotransferência, sendo que hoje em dia existem *softwares* especializados que permitem calcular os parâmetros hidráulicos dos solos com base nas texturas (*e.g.* Rosetta - <http://www.ars.usda.gov/>). A maior incerteza nos dados de solos está principalmente relacionada à profundidade a ser considerada no modelo, uma vez que este dado é

geralmente pontual, sendo muito difícil a generalização para uma bacia hidrográfica (áreas muito extensas). A profundidade dos solos está diretamente relacionada à quantidade de água armazenada na bacia, assim como a água disponível para as plantas (evapotranspiração).

No entanto, tendo em vista a vasta aplicação do modelo SWAT em todo o mundo, facilmente se encontram os parâmetros para variados tipos de solo preparados para o banco de dados do modelo. Para o trabalho em questão foram encontrados dois (2) estudos (BALDISSERA, 2005 e LELIS, 2011) onde estão disponíveis os parâmetros dos tipos de solos presentes na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio. Assim, nesta área se observou que estão presentes dois (2) tipos de solos, com os parâmetros definidos na **Figura 6.11.** e **Tabela 6.3.** Como se pode constatar na tabela e figura apresentadas, na área de estudo existem dois (2) solos muito distintos no que diz respeito às suas propriedades. Um solo é tipicamente arenoso (PE) e um é franco argiloso (PV), tendo assim comportamento completamente diferente no movimento da água. O tipo PE - Podzólico Vermelho-Amarelo é predominante (62% da porção territorial), enquanto os PV - Argissolo Vermelho-Amarelo ocupam aproximadamente 37 % (1% da área da bacia é o corpo de água).



**Figura 6.11 – Solos na Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio.**

Fonte: FUNCEME (2015).

**Tabela 6.3 – Parâmetros dos solos utilizados como  
entrada no banco de dados do SWAT**

SWAT	Solos				
SNAM	PE			PV	
S5ID	0			0	
CMPPCT	0			0	
NLAYERS	3			2	
HYDGRP	B			B	
SOL_ZMX	1300			800	
ANION_EXCL	0,32			0,55	
SOL_CRK	0,5			0,5	
TEXTURE	SANDY_LOAM			CLAY_LOAM	
SOL_Z	200	550	1300	200	800
SOL_BD	1,7	1,7	1,7	1,5	1,5
SOL_AWC	0,4	0,4	0,7	0,06	0,15
SOL_K	90	90	12,5	12,5	12,5
SOL_CBN	1,3	0,6	0,3	1,71	0,73
CLAY	11,7	18,8	20,8	32	42
SILT	18,1	17,2	18,3	30	31
SAND	70,2	64	60,9	38	27
ROCK	0	0	0	0	0
SOL_ALB	0,15	0,15	0,15	0,18	0,36
USLE_K	0,14	0,15	0,16	0,13	0,15
SOL_EC	0	0	0	0	0

### 6.2.6 Fontes pontuais e difusas

Os nutrientes considerados no modelo SWAT são o nitrogênio e o fósforo, estando o ciclo destes parâmetros incluído para simular as transformações que ocorrem no solo, assim como o seu transporte do solo para o rio por meio do escoamento superficial e lateral.

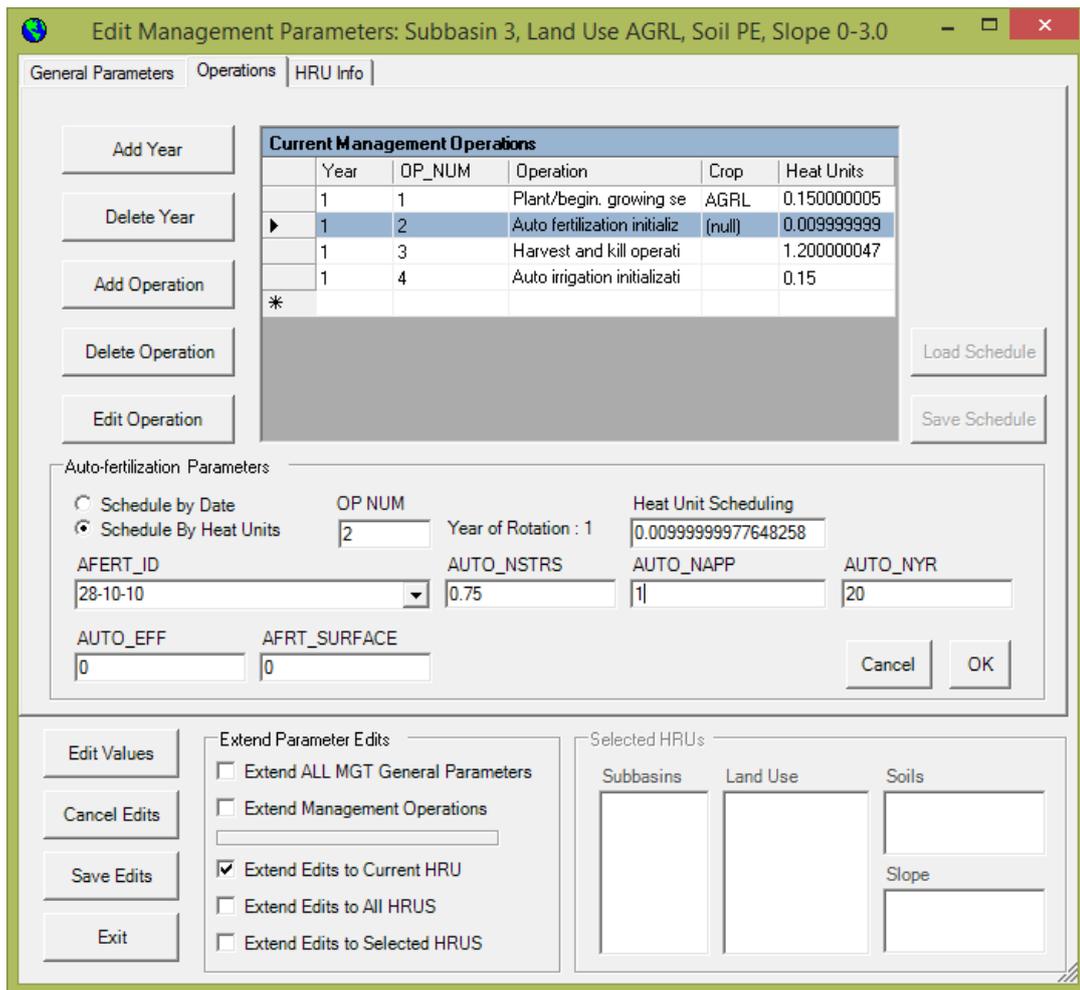
O modelo SWAT tem a possibilidade de integrar as diferentes fontes pontuais e difusas existentes na bacia de drenagem. Como fontes difusas, as práticas agrícolas e florestais podem ser introduzidas no modelo por HRU, sendo possível ao usuário aplicar irrigação (automática ou valor dado), fertilizantes, pesticidas e imposição de datas de plantio e colheita das culturas.

As fontes pontuais podem ser consideradas diretamente como séries temporais, e representam, por exemplo, descargas de ETE. A consideração é especialmente relevante no caso de bacias altamente exploradas, com grandes áreas edificadas, estações de tratamentos de águas ou outro tipo de descargas, como as industriais, que sejam conhecidas e que afetem a qualidade de água.

As séries temporais que serão consideradas como descargas pontuais deverão ter o mesmo período contínuo que o considerado para a simulação do modelo. Ou seja, deverão ser coincidentes com os dados climáticos.

Para a imposição das fontes difusas no modelo SWAT é necessário conhecer as diferentes práticas de gestão agrícolas/florestais. O calendário das práticas de gestão exige um conhecimento mais específico e real sobre as práticas existentes nas bacias.

O crescimento das plantas poderá ser limitado pela água, pelos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e pela temperatura (além da temperatura de base cada espécie tem uma temperatura ótima de crescimento). No modelo SWAT o crescimento das plantas é limitado sempre que as plantas não têm pelo menos 50% das quantidades de nitrogênio e fósforo que são esperadas em cada fase de seu desenvolvimento. Esta situação ocorre sempre que não são encontrados estes nutrientes no solo em quantidades suficientes. Quando o crescimento da planta decresce com a falta de nitrogênio, o modelo automaticamente aplica o fertilizante. Esta operação é opcional, mas tem a vantagem de reproduzir a situação típica de uma cultura agrícola. Isto porque garante o crescimento ótimo da planta, que é genericamente o objetivo da agricultura. Esta opção se apresenta particularmente útil no caso em que as práticas agrícolas não são bem conhecidas. Para a primeira implementação do modelo SWAT no caso de estudo da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio, foi considerada a opção citada, a qual está indicada na **Figura 6.12**.



**Figura 6.12 – Interface gráfica do QSWAT para editar as práticas de gestão agrícolas.**

### 6.2.7 Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Units – HRUs)

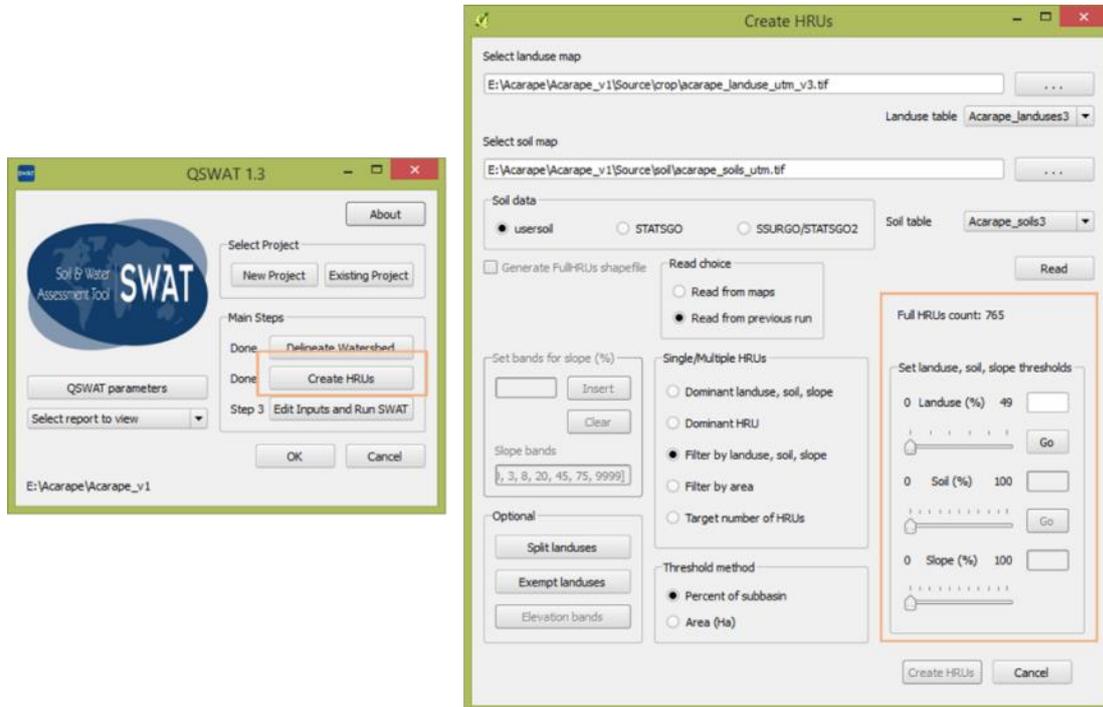
Após a delimitação das sub-bacias, o SWAT permite a sua parametrização por meio de combinações entre o uso e ocupação do solo, tipos de solos e declividade, dando origem as Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Units – HRUs).

Devido à subdivisão em HRU, o modelo SWAT estima a evapotranspiração para os diferentes cultivos e tipos de solos, bem como o escoamento superficial separadamente para cada HRU, para que se obtenha uma melhor representação física dos processos hidrológicos na bacia hidrográfica.

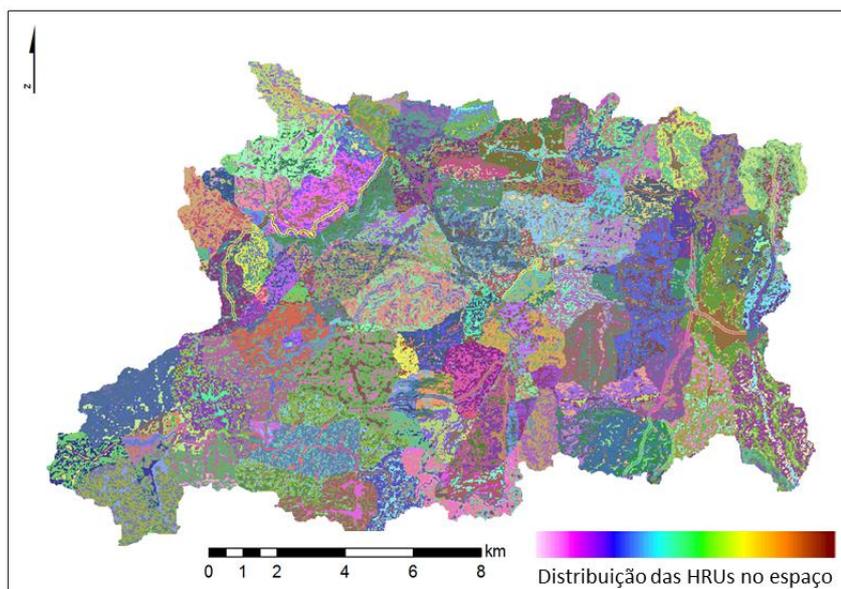
Para a criação das HRU, foram utilizados os limites máximos de sensibilidade, ou seja, nenhuma classe pouco representativa de uso do solo, tipo de solo ou declividade em cada

sub-bacia foi desconsiderada (**Figura 6.13**). Como resultado, foram criadas 765 HRU conforme **Figura 6.14**.

O usuário deverá escolher a opção que represente melhor o seu caso de estudo, observando com detalhe o que o modelo está realmente a utilizar após esta etapa.



**Figura 6.13 – Interface gráfica do QSWAT para criação das HRU.**



**Figura 6.14 – HRU definidas para a bacia de drenagem do Açude Acarape do Meio.**

### 6.2.8 Clima

A meteorologia, e principalmente a precipitação, tem caráter altamente variável e tem que ser obtida a partir de séries temporais que, de preferência, devem incluir distribuições espaciais.

Sendo assim, é necessário analisar as estações de precipitação disponíveis e avaliar a representatividade na área abrangente. Uma vez que o modelo irá utilizar os valores da estação mais próxima para cada sub-bacia, esta deverá ser consistente. É necessário ter especial atenção às altitudes onde estão localizadas as estações e as áreas que estas representam, pois uma estação localizada em altitudes elevadas não deve ser representativa de áreas planas.

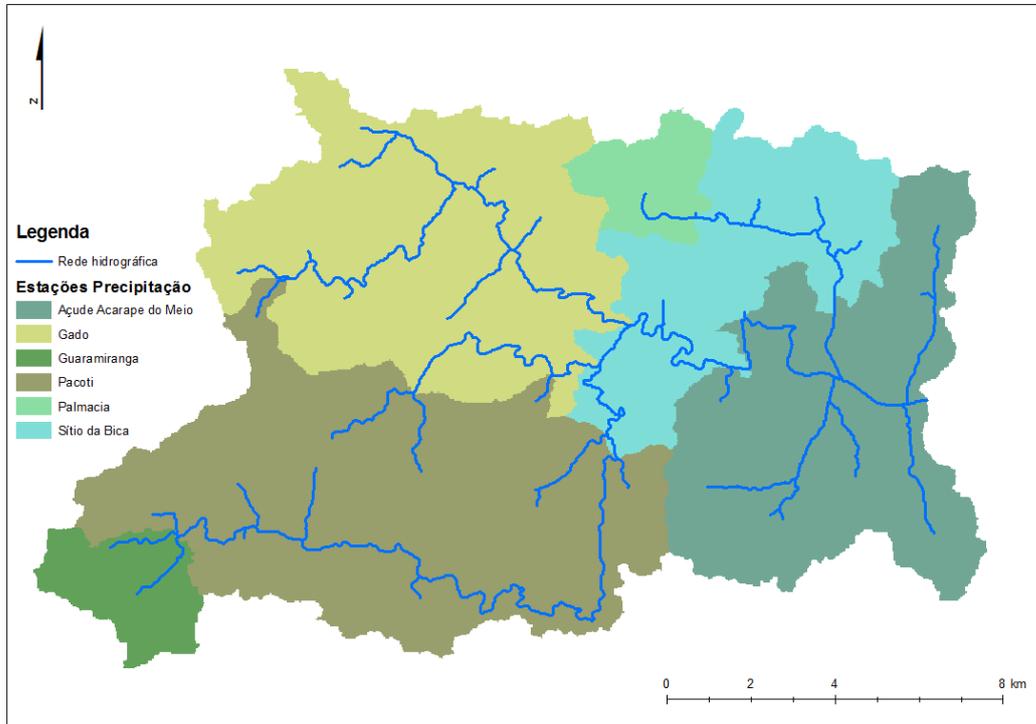
Para a bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio e levando em consideração os dados já reunidos para o Tomo 2 do Produto 1, foram considerados os dados de precipitação diários da rede meteorológica disponibilizada por FUNCEME (2015), em um total de 54 anos (1962 a 2015). Complementarmente, foram utilizadas algumas estações identificadas no portal *HidroWeb* da ANA (ANA, 2015). As características das estações pluviométricas são apresentadas na **Tabela 6.4**. Os dados de precipitação são fornecidos ao modelo em formato de arquivo de texto, com a data e o valor de chuva para cada dia, em milímetros. As falhas das séries de precipitação foram preenchidas e completadas por meio do método proposto pelo *U.S. Weather Bureau*, conforme detalhado no **Tomo 1 do Produto 1**. Na seleção das estações contíguas foi considerada a correlação entre as respectivas séries de precipitação.

**Tabela 6.4 – Estações pluviométricas com influência na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.**

Estação Pluviométrica			Município	Coordenadas		Responsável	Período com registros	N.º de anos
Nome	Código	Código Adicional - FUNCEME		Lat.	Long.			
GUARAMIRANGA	438100	54	Guaramiranga	-4°16'00	-38°55'60	FUNCEME	1974 - atual	40
PACOTI	438036	105	Pacoti	-4°13'00	-38°55'00	FUNCEME	1932 - atual	74
GADO	438027	-	Palmácia	-4°09'00	-38°54'00	SUDENE	1962 - 2000	19
SÍTIO BICA	438038	545	Palmácia	-4°09'00	-38°51'00	FUNCEME	1922 –2009	52
PALMÁCIA	438114	108	Palmácia	-4°09'00	-38°49'60	FUNCEME	1979 - atual	34
AÇUDE ACARAPE DO MEIO	438005	777	Redenção	-4°10'60	-38°49'01	FUNCEME	1911 - 1999	49
REDENÇÃO	438095	125	Redenção	-4°12'00	-38°49'00	FUNCEME	1978 - 2014	36

Fonte: Elaborado a partir de ANA (2015) e FUNCEME (2015).

Na **Figura 6.15** é indicada a representatividade que o SWAT adota para cada uma das estações. O modelo considera para cada sub-bacia a estação que está mais próxima.



**Figura 6.15 – Área de influência de cada estação pluviométrica de acordo com o modelo SWAT.**

Com relação às demais variáveis climáticas a serem providenciadas ao modelo, o modelo SWAT pode gerá-las por meio do gerador climático, utilizando valores mensais para cada área de estudo. Esta é uma boa opção quando existem falhas nas séries temporais ou quando as variáveis são completamente inexistentes. As variáveis climáticas, além da precipitação, utilizadas como dados de entrada no modelo são:

- Temperaturas máxima e mínima (°C),
- Velocidade do vento (m/s),
- Radiação solar ( $W/m^2$ ),
- Umidade relativa (%),

Para o caso específico da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio se optou por utilizar o gerador climático do modelo para gerar as variáveis, com exceção da precipitação já descrita acima. Para facilitar a obtenção do gerador climático para o caso de estudo, foi utilizada a ferramenta “SWAT Weather Database” (**Figura 6.16**), disponível no *website* do modelo (ESSENFELDER, 2016).

Nos modelos de bacia, o uso de períodos de clima mais extensos possíveis é algo primordial. No entanto, dificilmente são encontrados períodos coincidentes para todas as variáveis necessárias. Assim, com esta ferramenta é possível gerar dados climáticos que estejam em falta para o período coincidente com a precipitação disponível.



**Figura 6.16 – Menu da interface gráfica “SWAT Weather Database”.**

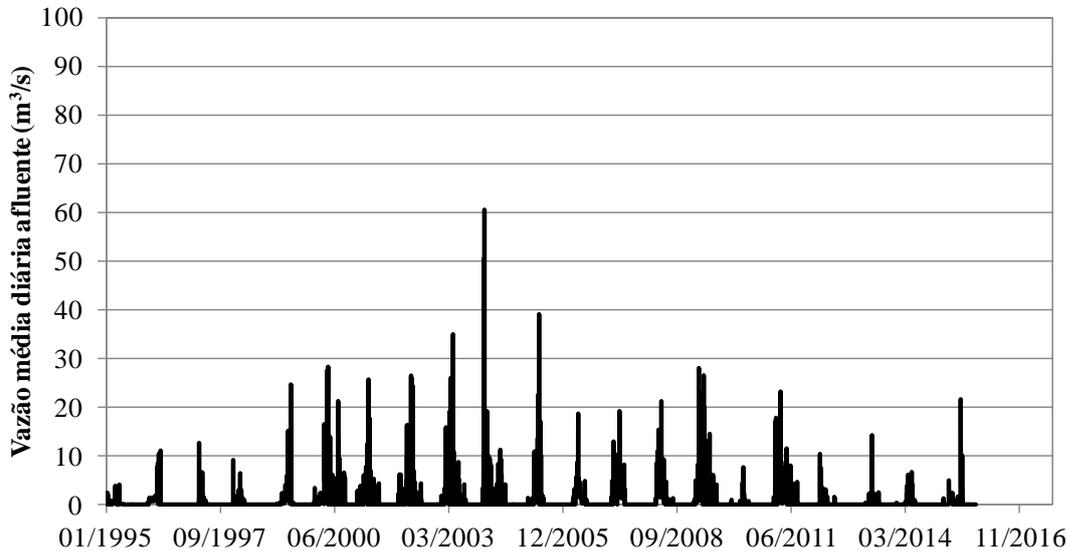
## 6.3 ANÁLISE E APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

### 6.3.1 Dados para calibração e validação do modelo hidrológico

Os dados de base para calibração e validação do modelo numérico são essencialmente de quantidade e qualidade de água no rio. Os dados de maior importância são relativos às vazões localizadas a jusante de forma a representar a maior área possível da bacia drenante ao reservatório. Assim, os dados de vazões e de qualidade da água (nutrientes como nitrato e nitrogênio totais) devem ser amplamente analisados, de forma a terem a consistência necessária para serem utilizados no processo de calibração e de validação do modelo.

Face à inexistência de estações fluviométricas a montante do Açude Acarape do Meio, e uma vez que existem poucos registros de vazão nas seções monitoradas pela COGERH em 2008 (seção Canabrava, Riacho Calção, Sítio Jordão, etc.) e no âmbito do presente estudo somente a seção Canadá no rio Pacoti, foram estimadas as vazões médias diárias afluentes ao Açude Acarape do Meio tendo por base a planilha: *Memória dos Aportes ao Açude Acarape do Meio* - disponibilizada em FUNCEME (2015).

Na **Figura 6.17** são apresentadas as vazões médias diárias afluentes ao açude entre os anos de 1995 e 2015.



**Figura 6.17 – Vazões médias diárias afluentes ao Açude Acarape do Meio.**

Fonte: Elaborado a partir de FUNCEME (2015)

Foram também analisadas as vazões monitoradas em 2008 pela COGERH para eventual utilização no âmbito do presente estudo. Na **Figura 6.18** são apresentadas as vazões registradas na campanha do monitoramento de 2008 na seção Canadá, localizada no rio Pacoti, e a precipitação registrada na Estação Pacoti (estação que apresenta maior influência na bacia hidrográfica da seção Canadá de acordo com o método de *Thiessen*). Conforme **Figura 6.18**, nota-se que durante o período de maior precipitação na bacia hidrográfica foi registrada vazão praticamente nula na seção Canadá. O tempo de concentração estimado para a bacia hidrográfica é inferior ao dia, sendo de aproximadamente 5 h de acordo com a fórmula de *Kirpich* (CHIN, 2000).

$$t = G \cdot k \left( \frac{L}{S^{0,5}} \right)^{0,77}$$

Onde:

$G$  – constante de 0.0078;

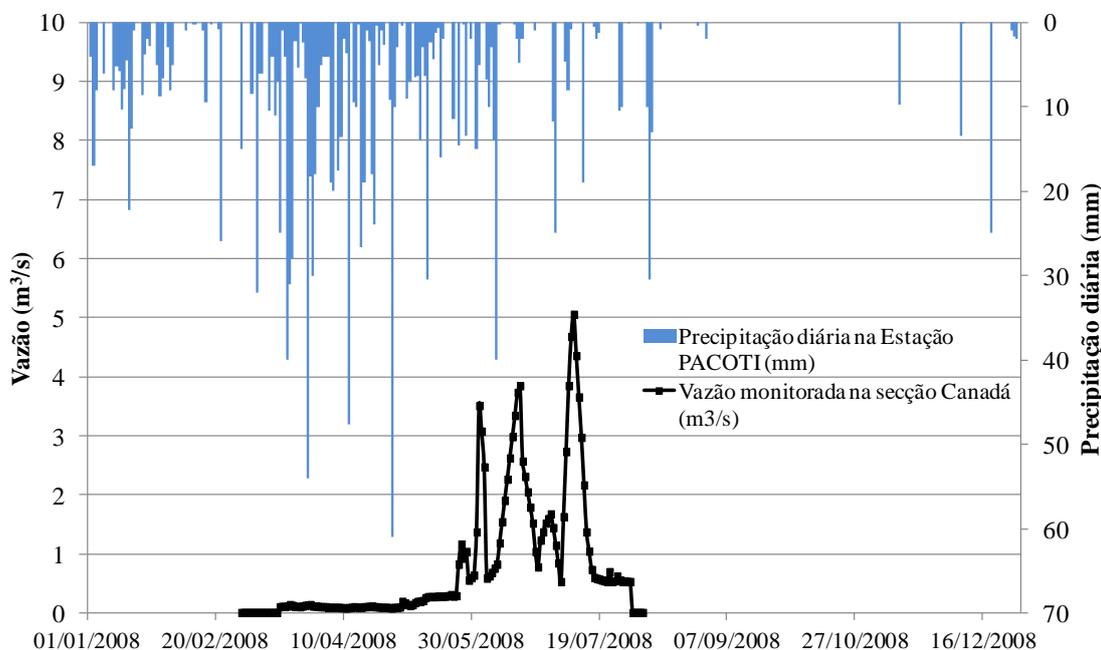
$k$  – fator de ajustamento de Kirpich (CHOW, 1988; CHIN, 2000);

$L$  – comprimento mais longo do curso do rio (m);

$S$  – média do declive do curso de água (m/m).

Ademais, os maiores registros de vazões na estação Canadá surgem após eventos de precipitação pouco significativos, comparativamente aos eventos para os quais se registraram vazões praticamente nulas.

A discrepância nos resultados (precipitação e vazão registrada) se julga resultante do regime modificado na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio, face à existência de pequenos açudes e barramentos no curso d'água. Ademais, ressalta-se que a incerteza associada às medições de precipitação, sendo estas medidas pontuais, poderão ser pouco representativas da área considerada. Também existem incertezas referentes às medições das vazões, geralmente associadas às curvas-chave das seções que vão sofrendo alterações ao longo do tempo.



**Figura 6.18 – Vazões monitoradas na seção Canadá em 2008 e precipitação diária na Estação Pacoti.**

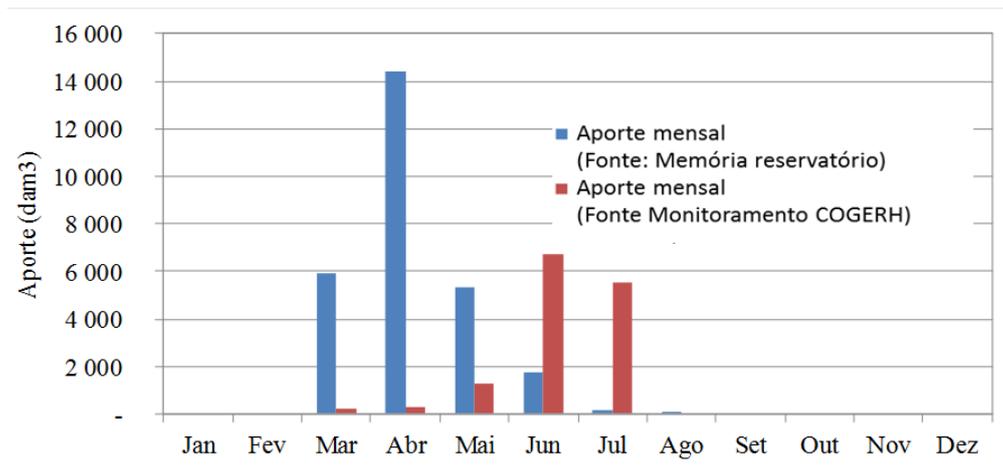
Fonte: Elaborado a partir de FUNCEME (2015) e ANA (2015)

Adicionalmente, foram comparados os aportes mensais ao Açude Acarape do Meio no ano de 2008, estimados por meio dos dados existentes na *Memória dos Aportes ao Açude Acarape do Meio* - disponibilizada em FUNCEME (2015), com os aportes mensais considerando as vazões monitoradas pela COGERH no rio Pacoti na seção Canadá<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Os aportes estimados ao açude tendo por base as vazões registradas pela COGERH foram corrigidos de forma simplificada, uma vez que a bacia hidrográfica na seção Canadá representa aproximadamente 73% da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio.

Conforme **Figura 6.19**, verifica-se alguma inconsistência entre as duas bases de dados. Assim, considerando que (i) o monitoramento do nível de água no açude será menos suscetível a erros de medição e (ii) os aportes ao açude são consistentes com os registros de precipitação na bacia hidrográfica, optou-se por usar os aportes ao Açude Acarape do Meio para calibrar e validar o modelo hidrológico SWAT desenvolvido nesta primeira implementação do modelo.

Uma vez que os aportes diários ao Açude são estimados tendo por base um balanço de volumes, estes apresentam alguma incerteza. De fato, além da incerteza associada às vazões liberadas e dos consumos realizados diretamente no açude, existe ainda, a dificuldade em estimar com rigor a evaporação no local. Por fim, é importante destacar que serão futuramente consideradas as vazões monitoradas no âmbito do presente estudo na modelagem hidrológica.



**Figura 6.19 – Aportes mensais ao açude no ano de 2008.**

Fonte: Elaborado a partir de FUNCEME (2015) e ANA (2015)

### 6.3.2 Calibração e validação do modelo hidrológico

A calibração dos modelos numéricos é realizada alterando os parâmetros que irão influenciar a quantidade de água e o comportamento das vazões ao longo do tempo, com o objetivo de estas serem o mais próximas possíveis dos dados medidos. Para atingir melhores resultados nos modelos numéricos, os dados medidos de vazão deverão ser preferencialmente diários, para que o comportamento na bacia de drenagem seja representado. Após a calibração do modelo, a validação deve ser realizada sem qualquer alteração dos parâmetros utilizados na calibração. Comparam-se assim os mesmos resultados do modelo com as medidas, mas para um período de tempo posterior e não coincidente com o período considerado na calibração.

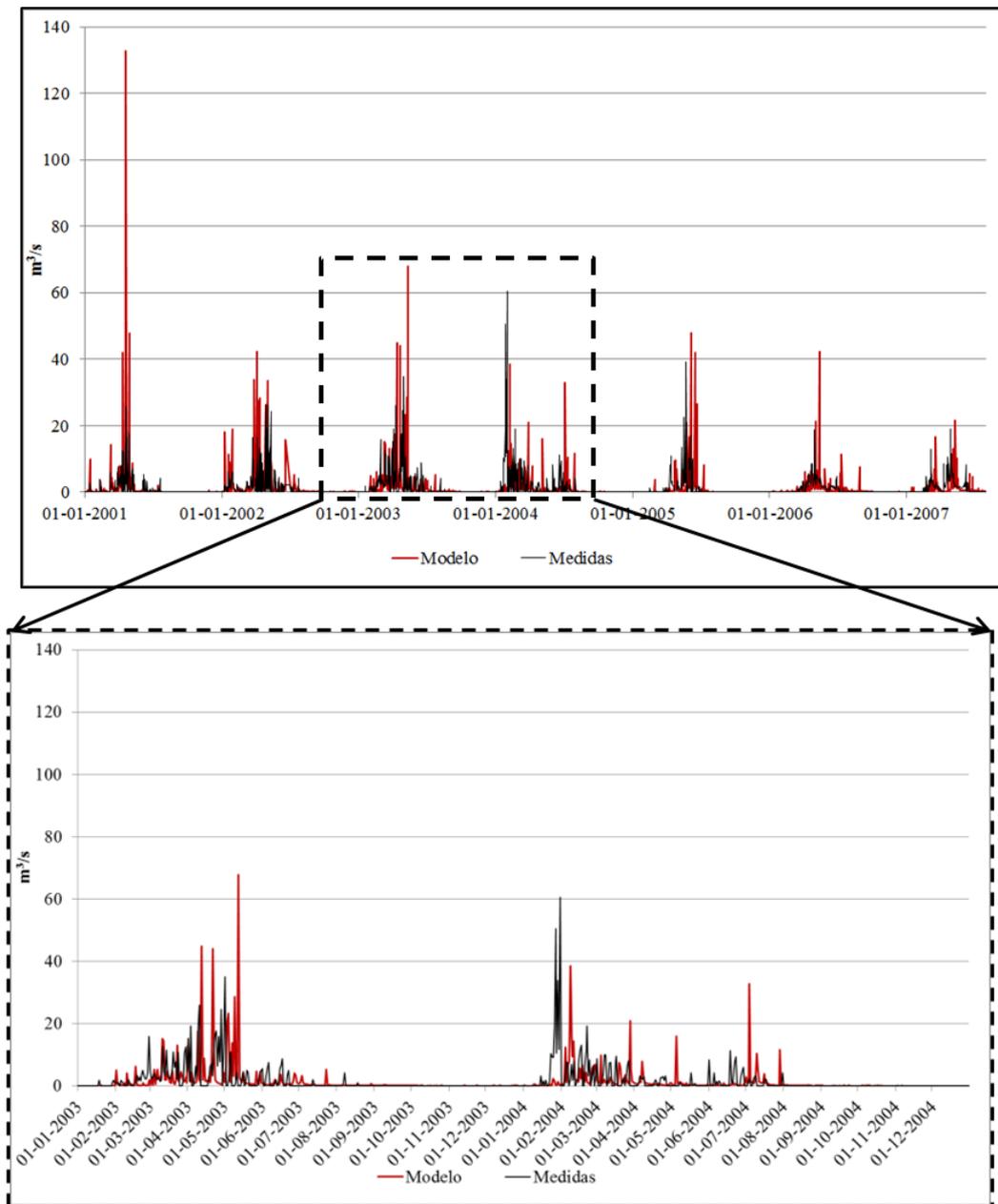
Para o Açude Acarape do Meio, as aflúências foram estimadas pelo modelo de bacia SWAT. Uma vez que o modelo de reservatório será aplicado apenas para quatro (4) anos (devido essencialmente aos dados disponíveis e ao tempo computacional exigido), optou-se assim por considerar o modelo SWAT para um total de 10 anos, no período de 2000 a 2010, sendo considerada parte deste período para a calibração (2001-2003) e período posterior para validação do modelo (2004-2007).

Os parâmetros de calibração modificados são apresentados na **Tabela 6.5**. A alteração mais relevante realizada no modelo no processo de calibração foi a diminuição do comprimento médio do declive-rampa lateral de cada HRU (SLBUBBSN), relativamente ao valor inicial no modelo. Este parâmetro é usado para o cálculo do tempo de concentração, sendo por isso diminuído para que o tempo de concentração necessário a atingir o canal principal fosse menor.

Os parâmetros GWQMN e REVAPMN melhoraram substancialmente o ajuste do fluxo base, sendo este diminuído para representar melhor as vazões observadas. A alteração dos parâmetros é efetuada levando sempre em consideração a comparação diária das vazões medidas e modeladas, conforme **Figura 6.20**. Ressalta-se, mais uma vez, que os aportes diários considerados apresentam grande incerteza, sendo a análise dos resultados de modelagem posteriores focada nas médias mensais e anuais.

**Tabela 6.5 – Parâmetros alterados no modelo durante o processo de calibração.**

Parâmetro	Original	Calibrado	Unidades	Descrição
<b>GWQMN</b>	1000	5000	[mm]	Profundidade mínima do aquífero superficial para ocorrer escoamento subterrâneo
<b>REVAPMN</b>	750	0	[mm]	Limite de nível de água do aquífero para evaporação ou para infiltração no aquífero profundo
<b>SLSUBBSN</b>	9 a 121	6 a 48	[m]	Comprimento médio do declive-rampa lateral
<b>SOL_Z1</b>	600	1500	[mm]	Profundidade a partir da superfície do solo para o fundo da camada.



**Figura 6.20 – Comparação das vazões diárias medidas e modeladas com o SWAT.**

De modo a avaliar a qualidade dos processos de modelagem é recorrente a utilização de indicadores estatísticos e de diagramas de dispersão. Os indicadores estatísticos, detalhadamente explicados no **ANEXO 1**, mais comuns na comparação de amostras emparelhadas devem ser usados com cautela. Particularmente no caso de avaliação da modelagem hidrológica ou climatológica, os pares de valores (observado; modelado) são muitas vezes caracterizados pela ocorrência de alguns valores extremos. Estes são motivados pela aleatoriedade de eventos pontuais que caracterizam as variáveis destes modelos.

Os estimadores de **correlação**, ou baseados na correlação, são os estimadores mais comuns para avaliar o ajustamento de valores modelados aos valores observados (ex. coeficiente de correlação e erro quadrático médio). São úteis por serem adimensionais e terem uma interpretação intuitiva. Estes estimadores são bastante sensíveis a valores extremos (*outliers*<sup>2</sup>) e insensíveis a diferenças sistemáticas, aditivas ou proporcionais, entre os valores observados e os valores modelados.

Estes estimadores são úteis na avaliação da eficácia do modelo na simulação dos valores observados, contudo, produzem um indicador enviesado para o estudo da eficiência do modelo, não devendo ser utilizados como única ferramenta de avaliação.

Com o objetivo de chegar a indicadores adimensionais que traduzissem diferenças aditivas ou proporcionais em um decréscimo da eficiência do modelo, Nash *et al.* (1970) propôs o **coeficiente de eficiência** (E) (**ANEXO 1**). Embora este decresça com a existência de diferenças sistemáticas, o seu termo quadrático contribui ainda para uma elevada ponderação dos *outliers*.

Para enquadrar a estratégia de validação adotada, se deve levar em consideração alguns pressupostos, indicados a seguir.

- Os únicos valores medidos são as vazões estimadas, com algum grau de incerteza.
- A validação com base nos valores de vazões representa apenas a validação de cerca de 10-30% do balanço hídrico resultante da precipitação.

Assim, o principal objetivo da validação deve ser a adequação dos parâmetros de cálculo e das condições de fronteira a uma descrição consistente dos volumes de água evapotranspirados, escoados superficialmente e perdidos para o aquífero. Deve ainda ser salientado que se considera englobado no escoamento superficial o chamado *baseflow*, isto é, a água que entra na rede hidrográfica superficial proveniente do escoamento subterrâneo.

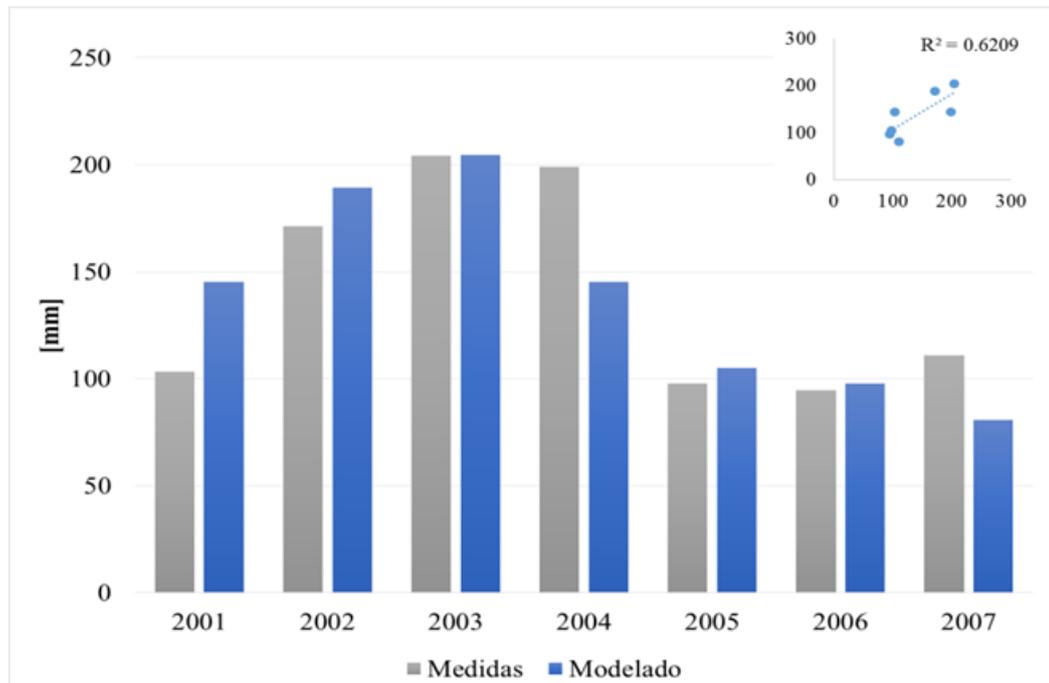
A análise estatística do escoamento (em milímetros) foi realizada em nível anual e mensal, sendo considerado o período de 2001 a 2007, comparando os escoamentos medidos e modelados. É observada uma proximidade do modelo aos valores reais com elevadas correlações lineares. Ao nível anual (**Figura 6.22**) observa-se que o modelo

---

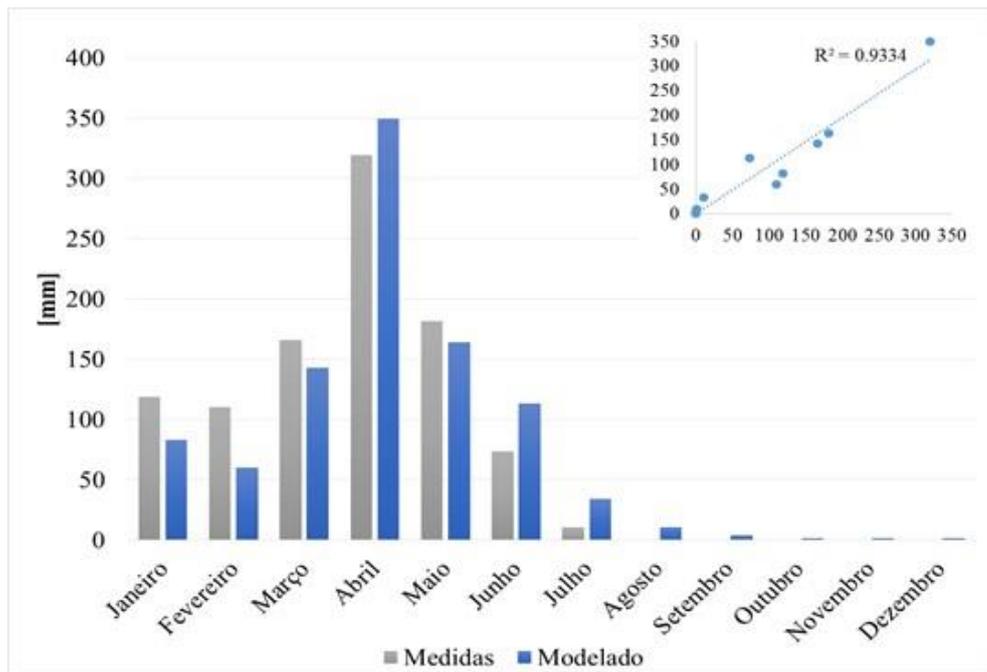
<sup>2</sup> Termo inglês usado em estatística que se refere a valores de uma elevada distância das observações centrais.

SWAT reproduz o escoamento medido observado com uma correlação de aproximadamente 62%.

Ao nível mensal o escoamento da bacia de drenagem foi estimado com base nas médias de cada mês de todos os anos considerados. Quando comparadas as medidas e os valores modelados observa-se uma correlação de aproximadamente 93% (**Figura 6.22**).



**Figura 6.21 – Comparação dos escoamentos anuais medidos e modelados (em mm).**



**Figura 6.22 – Comparação dos escoamentos mensais medidos e modelados (em mm).**

Na **Tabela 6.6** são apresentados os parâmetros estatísticos relativos aos valores diários e mensais para as vazões em local imediatamente a montante do Açude Acarape do Meio. A análise mensal difere da análise anterior, pois não são consideradas as médias de todos os meses, sendo por isso uma análise mais realista e com menores aproximações.

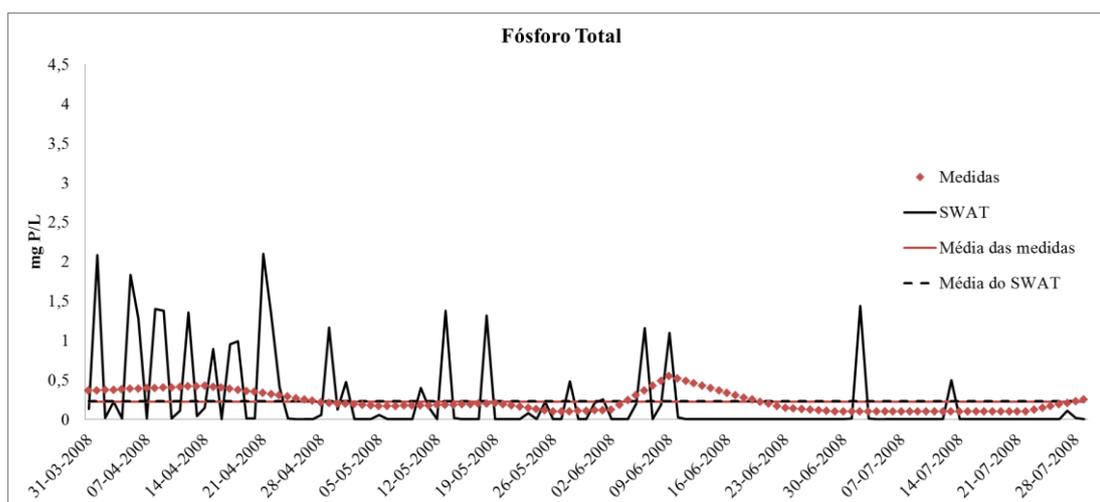
Relativamente aos valores mensais, obteve-se uma correlação de 81%, uma eficiência do modelo de 0,80 e raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE- *Root mean Square Error*) de 0,82 m<sup>3</sup>/s. A análise diária, como previsto, é mais fraca uma vez que os valores de vazões foram estimados com base em um balanço de reservatório, sendo portanto suscetíveis a maior incerteza. Ainda assim, as médias diárias de vazões modeladas são bastante semelhantes às medidas, o que vai de encontro ao objetivo principal deste trabalho de modelagem, uma vez que a quantidade de água que entra no reservatório vai ter impacto direto na qualidade da água.

**Tabela 6.6 – Análise estatística diária e mensal.**

Indicador	Diário	Mensal
Média observada [m <sup>3</sup> /s]	1,19	1,21
Média modelada [m <sup>3</sup> /s]	1,17	1,18
Bias	-0,02	-0,03

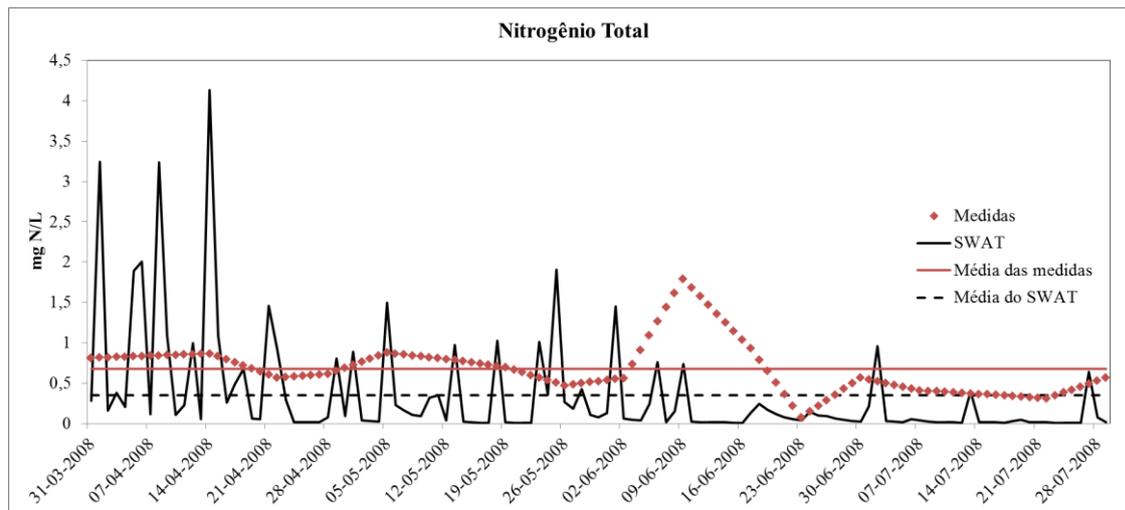
Indicador	Diário	Mensal
RMSE	1,32	0,82
R <sup>2</sup>	0,26	0,811
Eficiência do modelo	-0,5	0,8

Foram também comparados os resultados de nutrientes no rio com as medidas realizadas no ponto Canadá, à semelhança dos valores de vazões apresentados anteriormente. A partir da análise do gráfico de fósforo total (**Figura 6.23**), constata-se que as variações de concentração são mais acentuadas no modelo, tendo um comportamento de resposta aos eventos de precipitação. Esta constatação é contrária ao que se observa nas medidas efetuadas, tendo estas um comportamento pouco variável. Ainda assim, pode-se constatar que em média os valores obtidos no modelo e nas medidas são da mesma ordem de grandeza (ambos com uma média aproximada de 0,2 mgP/L).



**Figura 6.23 Comparação dos resultados de concentração de fósforo total obtidos no modelo SWAT e as medidas realizadas na seção Canadá.**

A partir da análise do gráfico referente ao nitrogênio total, na **Figura 6.24**, observa-se comportamento semelhante ao anterior, quer do modelo, quer das medidas. Neste caso o modelo superestima ligeiramente os valores de nitrogênio total, com uma média de aproximadamente 0,7 mgN/L, para 0,4 mgN/L obtido nas medidas.



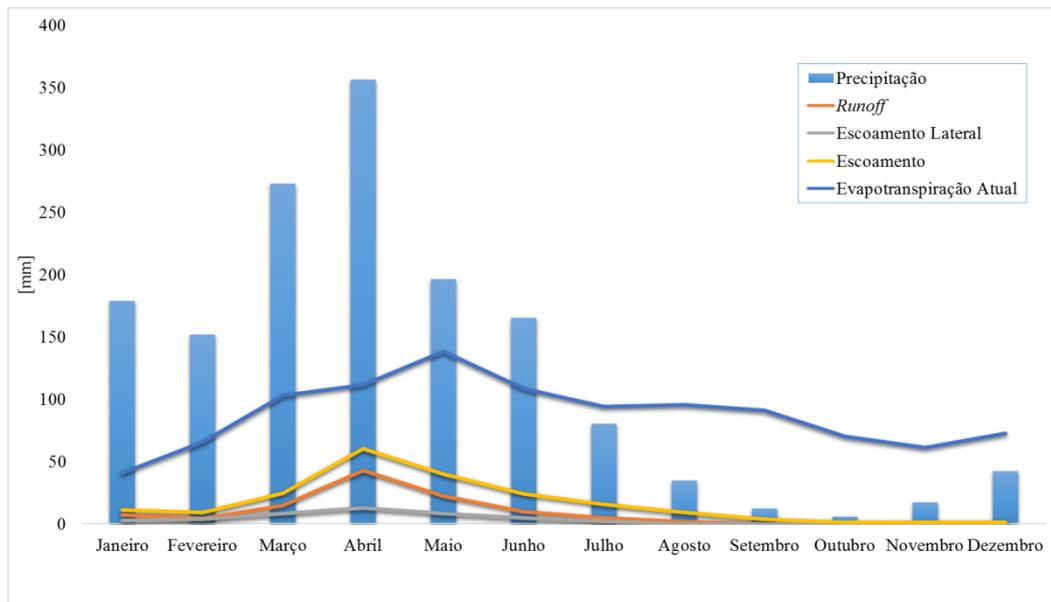
**Figura 6.24** Comparação dos resultados de concentração de nitrogênio total obtidos no modelo SWAT e as medidas realizadas na seção Canadá.

### 6.3.3 Resultados e cenários

Os modelos numéricos são extremamente úteis para analisar balanços de água nas bacias hidrográficas nas quais, geralmente, apenas se conhecem valores de vazão medidos nos cursos d'água e não o comportamento hidrológico global da bacia. No entanto, as medidas de vazão existentes, assim como o conhecimento local, são bastante importantes para que a análise crítica dos resultados da modelagem seja bem sucedida.

Como exemplo, na **Figura 6.25** é possível observar o balanço hídrico mensal médio dos 10 anos simulados, considerando a precipitação, evapotranspiração real, escoamento, escoamento lateral e o superficial (*runoff*), em milímetros. Na bacia drenante ao Açude Acarape do Meio é observado que a evapotranspiração real varia pouco ao longo dos meses do ano. Isto se deve ao fato de a temperatura não sofrer grande oscilação ao longo do ano, e também ao fato de a bacia ser predominantemente florestal, não se observando, por exemplo, diminuição drástica da cobertura vegetal na bacia ao longo do ano (como, por exemplo, em áreas agrícolas).

Com estes tipos de análises é possível observar o comportamento hidrológico da bacia, onde neste exemplo se observa que nos meses entre março e junho há um aumento substancial do escoamento e que entre agosto e dezembro o escoamento é praticamente nulo (tal como demonstrado nas medidas existentes).



**Figura 6.25 – Balanço hídrico mensal da bacia obtido com o modelo SWAT (em mm).**

As práticas agrícolas utilizadas na aplicação do modelo SWAT, apresentadas anteriormente, foram definidas utilizando auto fertilização e auto irrigação, o que significa que o modelo fertiliza e irriga a planta à medida das suas necessidades. Este cenário não contabiliza, portanto, possíveis práticas com fertilização que não considerem as necessidades das culturas, que podem gerar maiores lixiviações. O trabalho de modelagem pode ser bastante vantajoso, pois permite analisar o comportamento das bacias hidrográficas a partir de atividades humanas, como, por exemplo, mudanças de práticas de gestão, de usos do solo e aumento das áreas de agricultura ou urbanizadas. Neste trabalho, como primeira abordagem e a título de exemplo, optou-se pela análise de dois (2) cenários, focados na qualidade da água, sendo a qualidade da água dos rios a maior influência na qualidade de água nos reservatórios.

Primeiramente, foram comparados dois (2) anos hidrológicos extremos no período considerado, sendo descritos a seguir:

- Ano hidrológico úmido (em 2009, onde se observou precipitação de aproximadamente 2070 mm).
- Ano hidrológico seco (em 2008, onde se observou precipitação de aproximadamente 690 mm).

O escoamento tem influência direta nos nutrientes (nitrogênio e fósforo) que chegam ao rio. O nitrogênio e o fósforo movem-se para jusante: o nitrogênio porque é altamente móvel; e o fósforo, não sendo facilmente lixiviado, acaba por ser arrastado adsorvido nos

sedimentos, movendo-se no processo de erosão. Como resultado da aplicação do modelo descrito, foram estimadas as cargas de nitrogênio (**Figura 6.26**), fósforo (**Figura 6.27**) e sedimentos (**Figura 6.28**) em toneladas por hectare (por ano). As figuras mostram a média dos resultados do modelo para as condições climáticas ocorridas, entre o ano hidrológico 2008 e 2009, adicionadas às massas de água de forma difusa, por sub-bacia. Nas sub-bacias onde existem áreas com explorações agrícolas (fertilizadas e irrigadas) observa-se carga de nutrientes e erosão superior. Estas perdas são ainda mais acentuadas no ano mais úmido, como previsto.

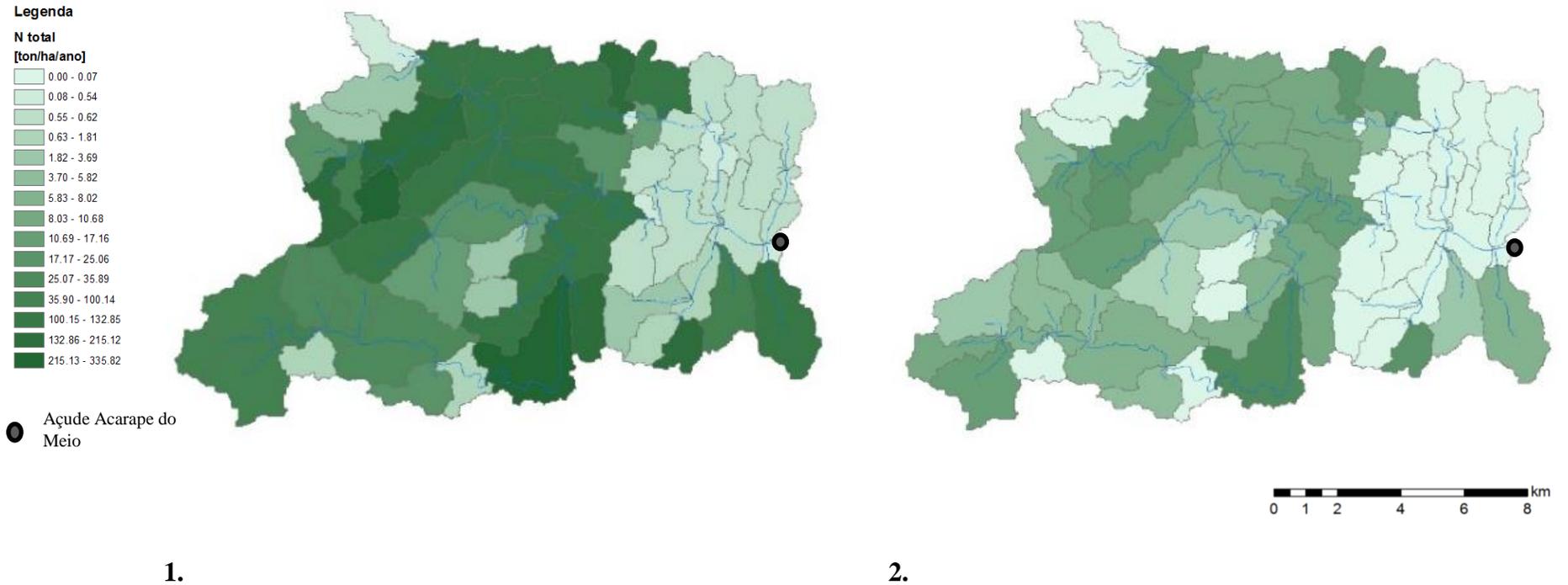
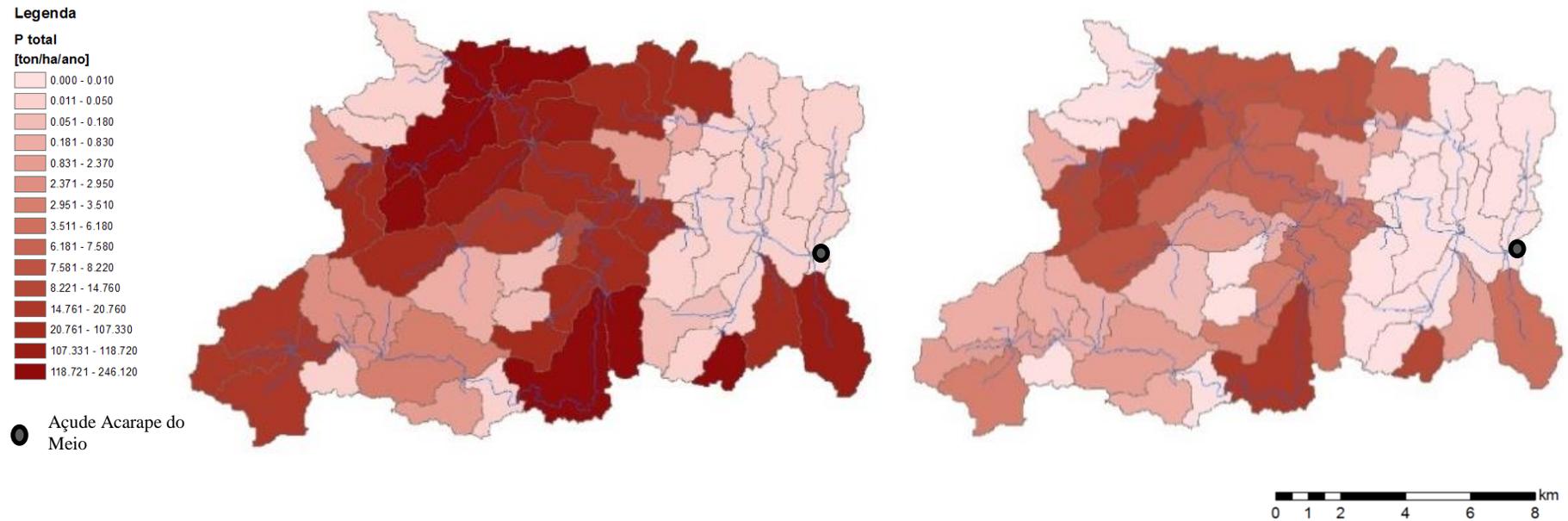


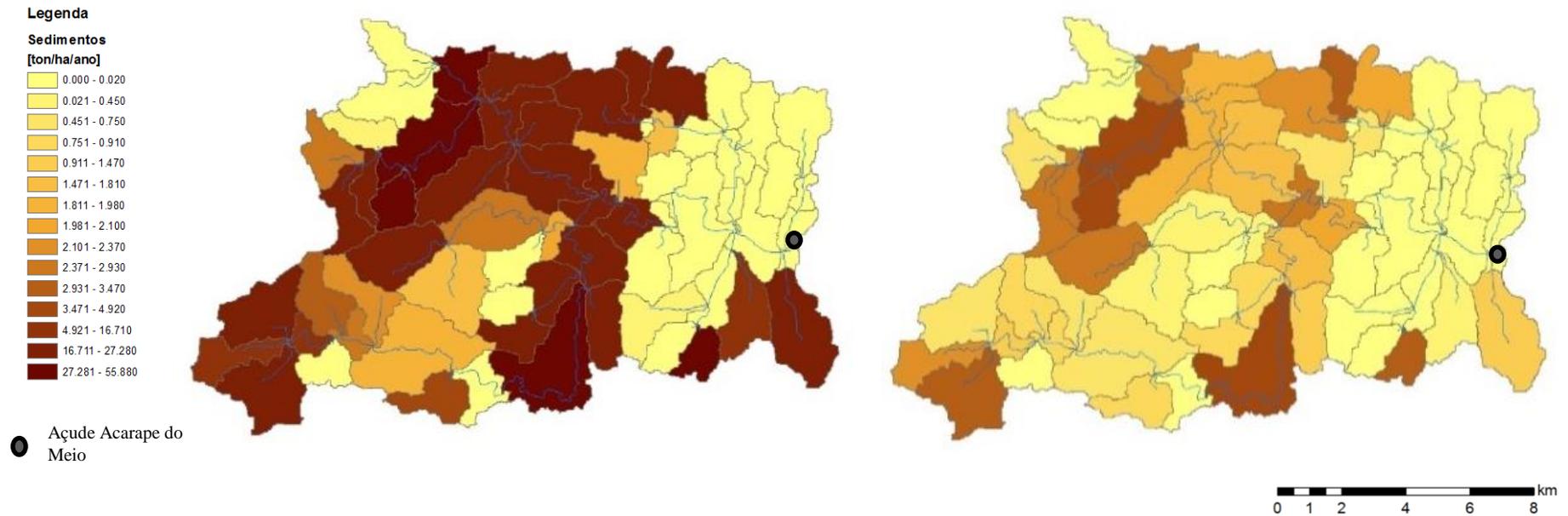
Figura 6.26 – Carga de nitrogênio de origem difusa: 1. Ano úmido; 2. Ano seco (tonN/ha/ano).



1.

2.

**Figura 6.27 – Carga de fósforo de origem difusa: 1. Ano úmido; 2. Ano seco (tonP/ha/ano).**



1.

2.

Figura 6.28 – Carga de sedimentos resultantes da erosão: 1. Ano úmido; 2. Ano seco (ton/ha/ano).



Foram também analisadas as distribuições mensais da precipitação e escoamento na bacia, durante o período do ano úmido e seco (**Figura 6.29**).

Ressalta-se mais uma vez que aqui se pretende apenas apresentar uma metodologia de análise de resultados, pois análises mais aprofundadas requerem maior conhecimento do local (trabalho de campo) e acima de tudo de medidas disponíveis que sustentem estas hipóteses.



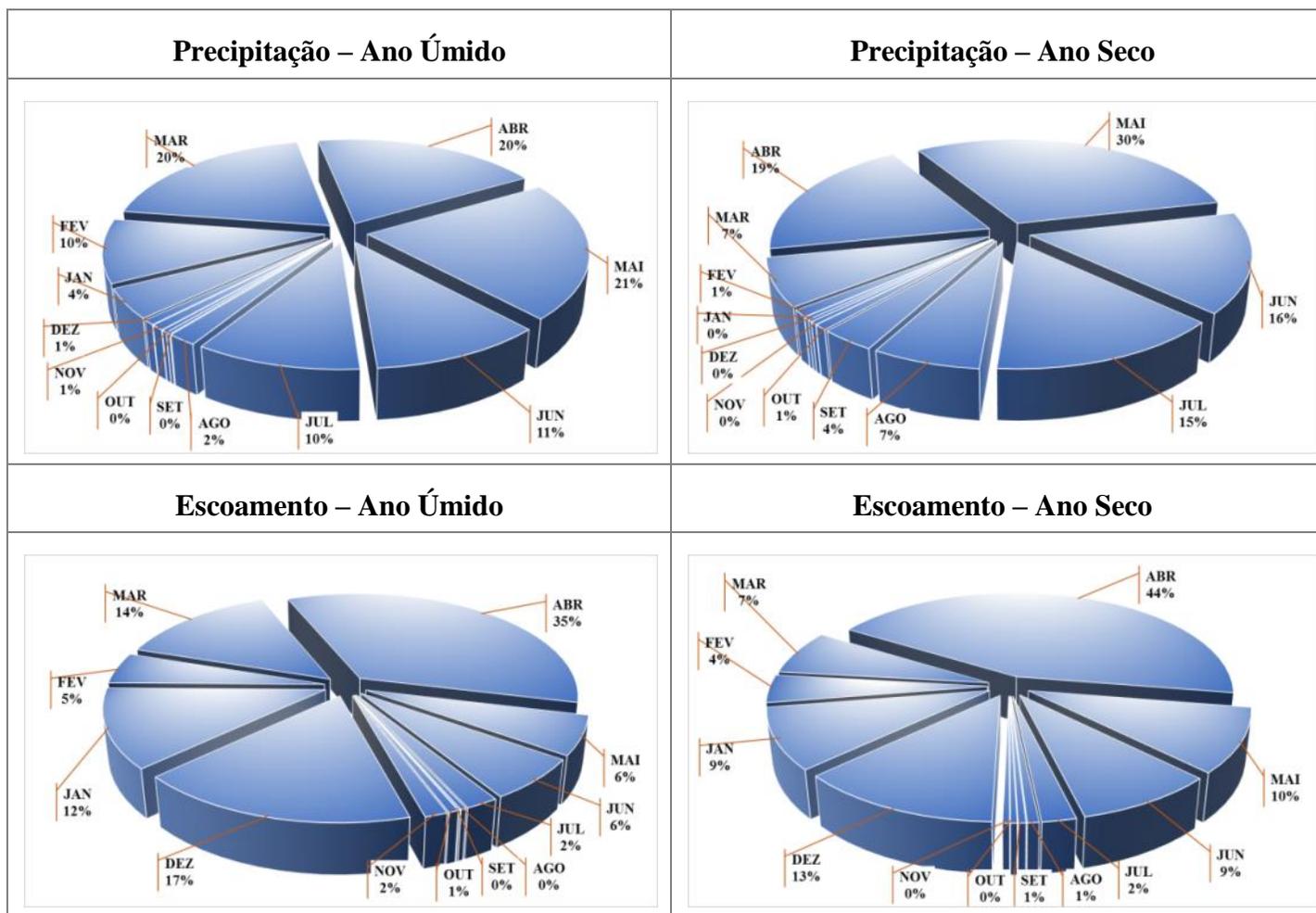


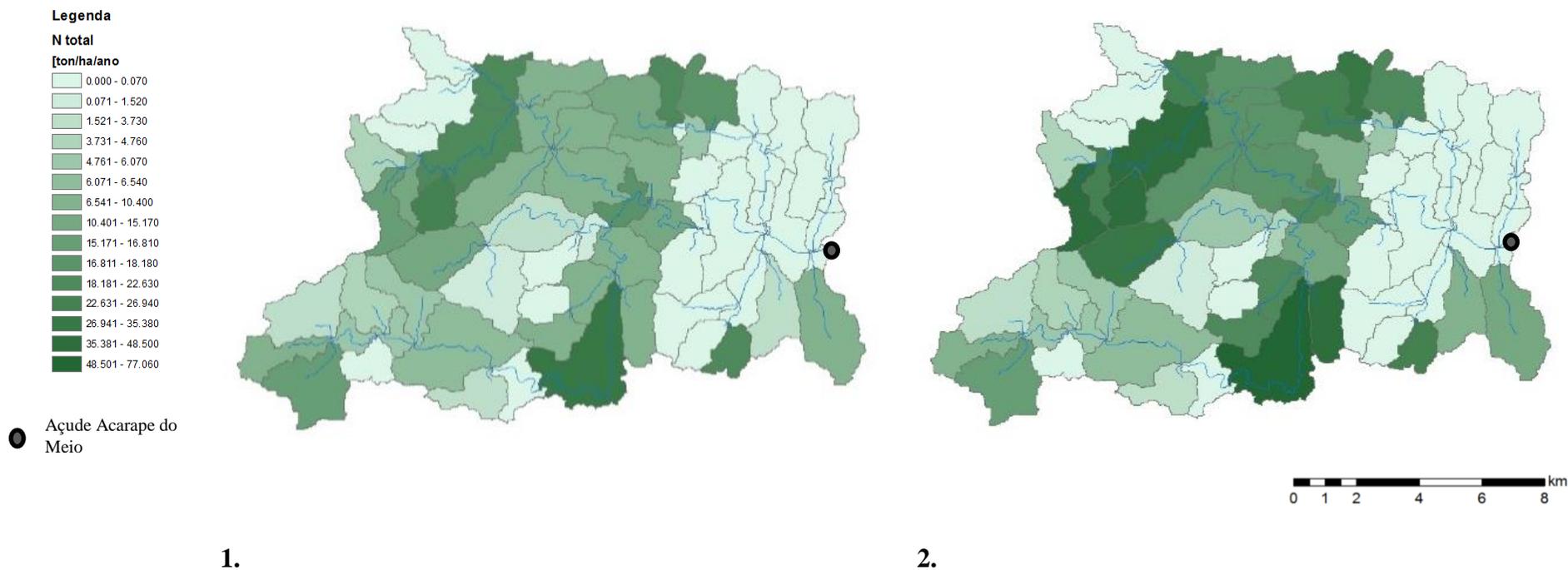
Figura 6.29 – Distribuição mensal da precipitação e escoamento na bacia de drenagem, em um exemplo de ano úmido e seco, respectivamente.



Além dos cenários apresentados nas figuras anteriores, foi também simulado um cenário no qual foram aplicadas maiores quantidades de fertilizante nas sub-bacias que apresentam agricultura.

De forma geral, observou-se, conforme **Figura 6.30**, que com a aplicação praticamente duplicada da fertilização, a carga de nitrogênio na bacia é aumentada proporcionalmente (um total de aproximadamente 770 tonNha/ano, para 410 tonN/ha/ano, obtido com a fertilização automática apresentada anteriormente).





**Figura 6.30 – Carga de nitrogênio de origem difusa: 1. Fertilização automática;  
2. Fertilização imposta duplicada com relação à 1. (tonN/ha/ano).**



## 6.4 DESAFIOS PARA O USUÁRIO

Este capítulo pretende esclarecer o usuário a respeito dos desafios que possam surgir ao longo do exercício de implementação do modelo SWAT. No entanto, esta é apenas uma primeira abordagem, uma vez que no **Relatório 5**, a ser desenvolvido, esta temática será abordada mais detalhadamente.

Como referido anteriormente, a implementação de modelos de bacia é desafiante dada a complexidade que o exercício de modelagem apresenta. O modelo SWAT, apesar de ser muito completo em manuais e fóruns informativos na internet, é um modelo que exige o conhecimento da interface gráfica que está a ser considerada, assim como da estrutura dos arquivos e unidades do próprio modelo.

Como referido anteriormente, no presente estudo foi implementado o modelo SWAT na interface gráfica de acesso livre, o QGIS (QSWAT). Na implementação do modelo SWAT existem detalhes que o usuário deve ter especial atenção.

A preparação dos arquivos de entrada requer ao usuário que todos os arquivos tenham a formatação específica exigida pelo modelo. Também, ao longo da implementação, os arquivos que serão considerados como dados de entrada do modelo, deverão ser detalhadamente analisados e comparados com a realidade, de forma a estarem em conformidade. Assim, neste item é indicado o detalhamento que deverá ser levado consideração na preparação dos arquivos dos dados de entrada e durante a implementação do modelo.

Primeiramente, todo o processo de preparação dos dados de entrada é moroso e requer conhecimento dos diferentes tipos de arquivos exigidos pelo modelo, quais sejam:

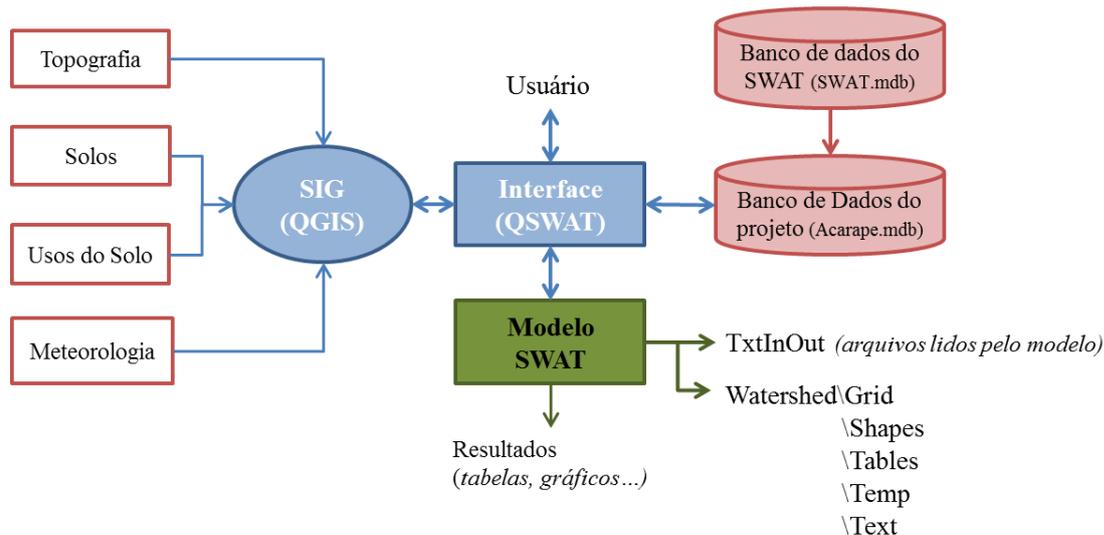
- texto (.txt/dat)
- *shapefile* (.shp)
- *raster* (.tif, etc.)

A estrutura do diretório utilizada pelo modelo pode ser complexa, dada a diversidade de formatos e quantidade de arquivos produzidos pelo modelo. Na **Figura 6.31** é apresentado um esquema geral das ligações entre os diferentes arquivos ao longo da implementação do modelo.

Assim, se observa que a interface QSWAT é o centro de toda a implementação, onde o usuário interage, adiciona os arquivos de entrada, parametriza o modelo e observa os resultados.

Observa-se também, a existência de dois (2) arquivos em *MS Access*: o *SWAT.mdb*, que representa o Banco de Dados global do modelo SWAT, fornecendo informação ao *Acarape.mdb*, sendo este o arquivo que contém apenas informações do projeto que está sendo desenvolvido.

No final da implementação, o diretório “*TxtInOut*” contém toda a informação que foi adicionada ao longo do processo de modelagem e é efetivamente o conteúdo deste diretório que o modelo vai ler quando for iniciado.



**Figura 6.31 - Esquema geral das relações entre arquivos no funcionamento do modelo SWAT.**

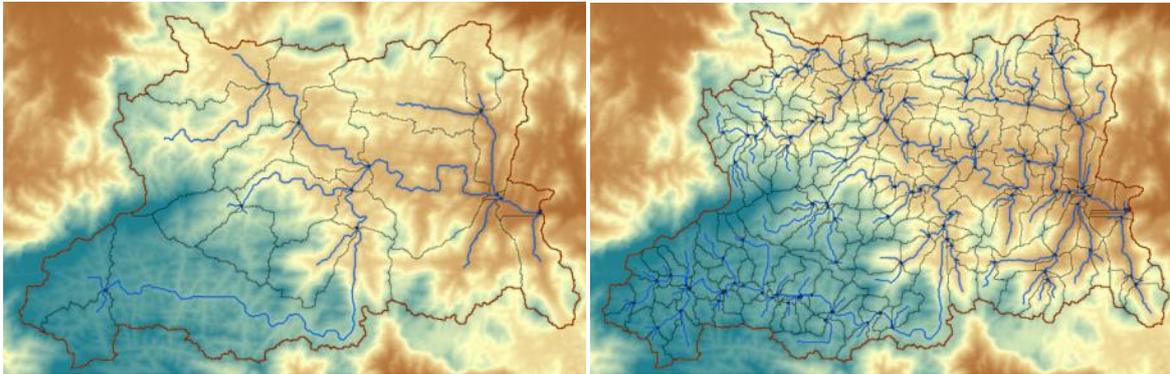
#### 6.4.1 Delimitação da bacia e definição da rede hidrográfica

A primeira etapa de implementação do modelo diz respeito à delimitação da bacia hidrográfica e definição dos rios na bacia. Para isto é necessário que o usuário insira no modelo o arquivo do modelo numérico do terreno, conforme apresentado no **item 6.2.2**.

Na interface gráfica do QSWAT, o usuário precisa definir a área mínima para drenar para um ponto e dessa forma gerar o canal (*Threshold area*).

O usuário deve observar o resultado do valor da área escolhida e visualizar se é realista, comparando com dados disponíveis do caso de estudo. De fato, quanto maior a área definida, menos detalhada será a rede hidrográfica. Consequentemente, os resultados do modelo (principalmente vazões) são afetados uma vez que são obtidos baixos níveis de precisão.

Ainda, o usuário deve ter especial atenção para que a relação “qualidade dos resultados *versus* tempo computacional” não seja comprometida. Muitas vezes o aumento de detalhe não proporciona aumento da qualidade nos resultados e apenas aumenta o tempo computacional. Na **Figura 6.32** é apresentado um exemplo da bacia drenante ao Açude Acarape do Meio com maior e menor área delhada.

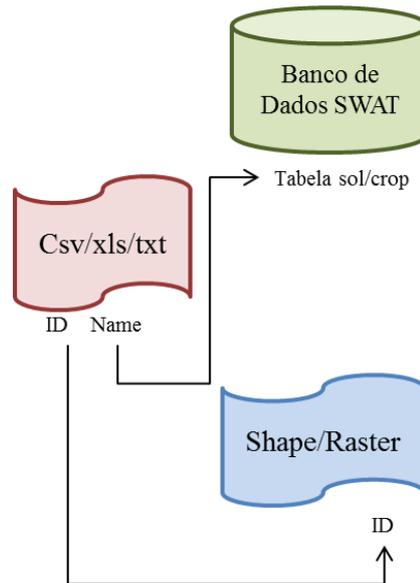


**Figura 6.32 - Comparação do detalhamento da rede hidrográfica para o Açude Acarape do Meio com diferentes áreas definidas pelo usuário.**

#### 6.4.2 Usos de Solo/Solo/Declividade

A etapa seguinte na implementação do modelo SWAT é a definição das classes de uso de solo, de tipo de solo e de declividade.

Nesta fase, o usuário deverá possuir os arquivos em formato *shape/raster* já preparados no formato, sendo que os arquivos que serão importados na interface gráfica deverão ter incorporados na tabela de atributos os IDs correspondentes à tabela que o usuário carregará posteriormente. Esta tabela poderá ser em formato *txt*, *csv* ou *xls* e deverá incluir uma coluna com o ID (escolhido pelo usuário) e uma coluna com o nome referente ao tipo ou uso de solo. A coluna correspondente ao nome deverá apresentar o nome designado na tabela correspondente no banco de dados em *MS Access*, denominado SWAT2012.mbd (tabela *crop* para o uso de solo; tabela *sol* para o tipo de solos).



**Figura 6.33 - Esquema da relação entre os dados de entrada e o banco de dados do SWAT.**

No que se refere às declividades, na etapa de definição das classes, o usuário deverá ter conhecimento da realidade do caso de estudo. No presente estudo, e tal como demonstrado no **item 6.2.2**, foi levado em consideração os dados de EMBRAPA (1979) para definição das classes de declividade.

### 6.4.3 HRUs

É de extrema importância o usuário entender as unidades que definem a bacia hidrográfica no modelo SWAT. O modelo SWAT é dividido em sub-bacias, sendo a sub-bacia o primeiro nível de divisão. Cada sub-bacia é definida pelo nível topográfico, fluindo para um *outlet* e pode ter pelo menos uma HRU. Cada HRU apresenta um tipo de uso de solo, práticas de gestão e tipos de solo. Assim, no momento de sua definição, deverá ser dada atenção especial e cuidado para que a bacia de estudo represente a realidade. Desta forma, logo após a inserção dos dados espaciais e intemporais (no que diz respeito ao exercício de modelagem), o usuário poderá definir as HRUs com base nas opções indicadas a seguir.

– **HRU simples:**

- **Solo/uso/declividade dominante:** é assumida para cada sub-bacia uma única HRU com o uso de solo, tipo de solo e declividade dominantes (apenas uma HRU por sub-bacia).
- **HRU dominante:** é assumida para cada sub-bacia a HRU mais representativa (apenas uma HRU por sub-bacia).

– **Múltiplas HRUs:**

- **Por uso de solo, declividade e solo:** o usuário define a porcentagem a ser excluída, o modelo ignora assim potenciais HRUs cujo uso/solo/declive são pouco representativos em termos de área;
- **Por área:** o mesmo que o anterior, porém é definido um valor em área pelo usuário;
- **Número de HRUs:** o usuário limita o número de HRUs por sub-bacia.

No presente estudo e como demonstrado no **item 6.2.7**, para que a bacia drenante apresente dados mais próximos da realidade possível, foi escolhida a opção de múltiplas HRUs por uso de solo, declividade e solo. Para esta opção o usuário deverá manter as porcentagens nulas (0%). O usuário poderá também admitir porcentagens e após processamento poderá visualizar no arquivo de texto (que se encontra no diretório: \Watershed\text) “*HruLanduseSoilSlopeRepSwat.txt*” (**Figura 6.34**), e confirmar se para os usos de solo e tipos de solo mais representativos, as porcentagens do mapa inserido são semelhantes aos criados pelo modelo.

```
HruLanduseSoilSlopeRepSwat.txt - Bloco de notas
Ficheiro Editar Formatar Ver Ajuda
Detailed Landuse/Soil/Slope Distribution 18 May 2016 12.22
Using percentage of subbasin as a threshold
Multiple HRUs Landuse/Soil/Slope option Thresholds: 0/0/0 [%]
Number of HRUs: 765
Number of subbasins: 65
Numbers in parentheses are corresponding values before HRU creation
-----
watershed Area [ha] 21157.38
-----
Landuse Area [ha] %watershed
PAST 227.43 (227.43) 1.07 (1.07)
AGRL 2915.73 (2915.73) 13.78 (13.78)
URLD 568.62 (568.62) 2.69 (2.69)
FRST 17445.59 (17445.42) 82.46 (82.46)
Soil PV 7509.27 (7509.15) 35.49 (35.49)
PE 13648.11 (13648.05) 64.51 (64.51)
Slope 0-3.0 1555.57 (1555.56) 7.35 (7.35)
3.0-8.0 1137.70 (1137.69) 5.38 (5.38)
8.0-20.0 3415.07 (3415.05) 16.14 (16.14)
20.0-45.0 9887.32 (9887.22) 46.73 (46.73)
45.0-75.0 3926.65 (3926.61) 18.56 (18.56)
75.0-9999 1235.08 (1235.07) 5.84 (5.84)
-----
```

**Figura 6.34 - Relatório das HRUs gerado pelo modelo SWAT.**

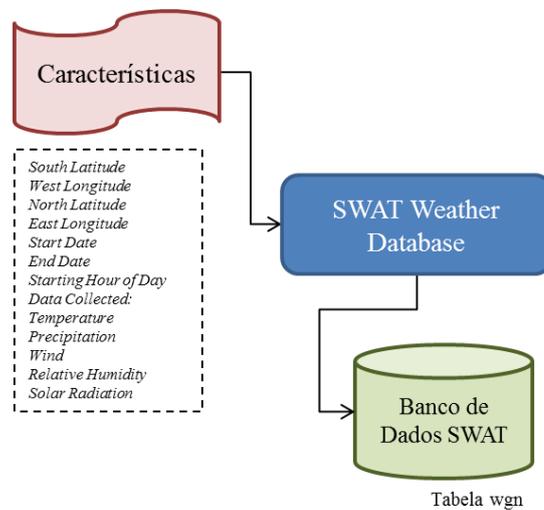
O usuário pode criar o arquivo correspondente às HRUs criadas (*FullHRU*), para visualização futura, no entanto este exige tempo para sua criação, de forma que o usuário deverá levar este fato em consideração.

Os dados de entrada de caráter espacial estão assim definidos, restando então definir os dados de caráter temporal, como será demonstrado no capítulo seguinte.

#### 6.4.4 Meteorologia

Os dados de caráter temporal nos modelos numéricos são geralmente definidos pelos dados de meteorologia. Tal como demonstrado no **item 6.2.8**, o usuário pode recorrer à ferramenta do SWAT, que com base nas características inseridas (localização, período escolhido, dados escolhidos), seleciona uma estação com as características escolhidas e estima automaticamente os valores para serem utilizados no gerador climático do modelo (**Figura 6.35**).

O gerador climático é extremamente útil, pois não limita o usuário na escolha do período de simulação escolhido, estando apenas dependente dos dados de precipitação.



**Figura 6.35 - Esquema da obtenção dos dados para o gerador climático do SWAT.**

Os dados de precipitação deverão ser fornecidos ao modelo sem falhas. O número de estações de precipitação a serem analisadas deve ser o máximo possível e o mesmo para a sua representatividade.

Na interface gráfica, o usuário deverá inserir um arquivo de texto (*formato .txt*) com informação relativa às estações que serão consideradas no caso de estudo. O arquivo deverá ter informação do nome, localização e altitude de cada estação, como apresentado na **Figura 6.36**.



Desenvolvimento de uma Metodologia de Modelagem de  
Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará  
Relatório 3 – Documentação da Estratégia proposta e análise dos resultados

---

O modelo SWAT escreve para cada HRU as características adicionadas ao longo do processo de implementação do modelo, no diretório “*TxtInOut*”. Neste diretório toda a informação é armazenada e lida pelo modelo (em arquivos **.txt**), assim como alguns dos resultados criados.

## 7 MODELAGEM DO RESERVATÓRIO

### 7.1 MODELO CE-QUAL-W2

Os modelos de reservatórios pretendem, acima de tudo, simular os principais processos físicos, químicos e biológicos que afetam e controlam a qualidade da água. Para tal, estes modelos abrangem vários destes processos, sendo a sua complexidade determinada pelo número de processos incluídos e pelo detalhamento da sua parametrização. Sendo impossível abranger todos os processos envolvidos no estado da qualidade da água, os modelos tentam, ainda assim, incluir aqueles que tem uma maior influência ou controle nesses processos.

Entre os processos que ocorrem em um reservatório e que têm influência direta e significativa na qualidade da água, destacam-se os apresentados a seguir:

- processos físicos de transporte da água horizontais e verticais (hidrodinâmica);
- evolução da estrutura térmica vertical da coluna d'água, no desenvolvimento, consolidação e destruição da termoclina;
- transporte horizontal das propriedades dissolvidas e particuladas, assim como a sua mistura por difusão;
- ciclo dos principais parâmetros (oxigênio, nitrogênio, fósforo e carbono);
- produção primária realizada por diferentes grupos planctônicos;
- fluxos de calor na interface ar-água.

Para uma modelagem realista do açude os modelos devem, obrigatoriamente, simular estes processos. Neste sentido, foi escolhido para este estudo o modelo CE-QUAL-W2, um modelo de simulação do estado do corpo d'água em reservatórios com duas componentes interligadas: um modelo hidrodinâmico bidimensional longitudinal-vertical, e um modelo de qualidade da água para reservatórios, mas igualmente apto a simular a qualidade da água de outros sistemas de água doce (lagos e rios).

O modelo CE-QUAL-W2 foi originalmente desenvolvido pela equipe de Engenharia do Exército dos Estados Unidos da América (*US Army Corp's of Engineer's*) e é atualmente mantido e desenvolvido juntamente com a Universidade de Portland (*Portland State University*). Ao longo das suas várias versões, este modelo tem incorporado novos processos químicos e biológicos, aumentando o número de variáveis de estado, assim como a complexidade da sua parametrização. Na sua mais recente versão (versão 4.0), é possível simular 39 parâmetros de qualidade da água, entre os quais constam três (3) grupos genéricos de algas (COLE & WELLS, 2016).

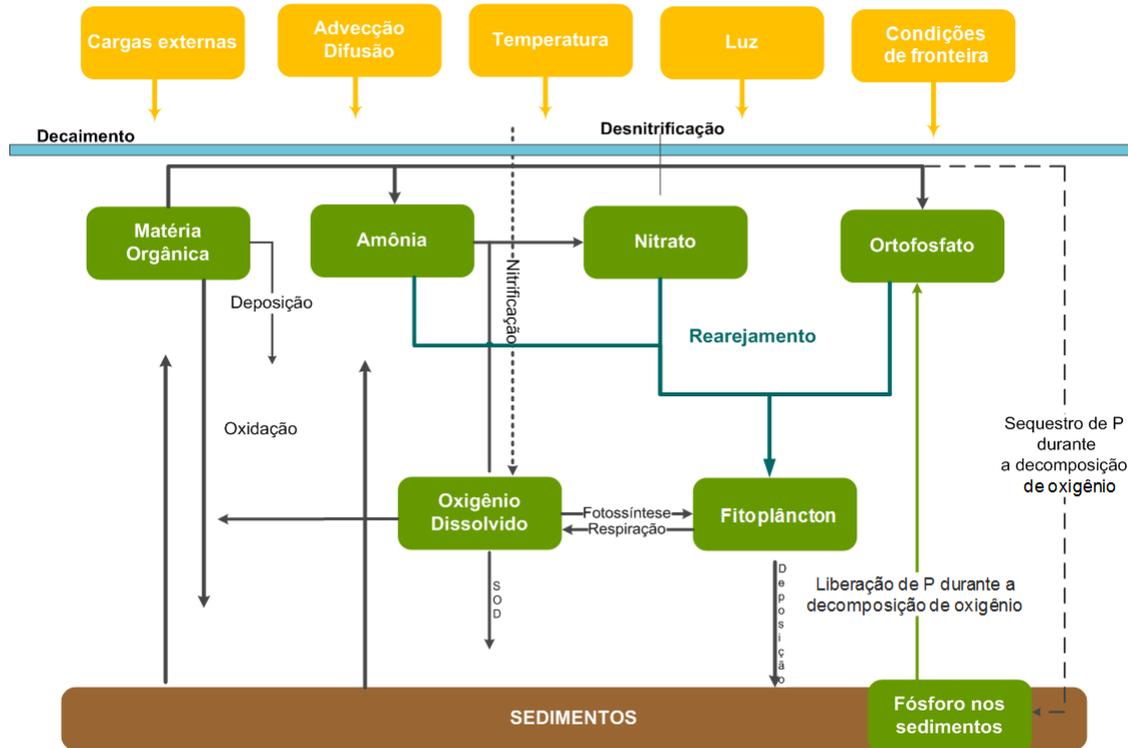
O CE-QUAL-W2 possui parametrização detalhada dos processos químicos em sistemas aquáticos, assim como dos principais processos biológicos e componentes ecológicos. O modelo assume homogeneidade lateral, método particularmente adequado a sistemas aquáticos com pouca variação lateral na qualidade da água.

O modelo é capaz de descrever geometrias complexas e permite aumentar a resolução espacial de determinadas áreas do reservatório, pelo uso de uma malha de espaçamento variável. O transporte é calculado por meio da resolução das equações bidimensionais de Navier-Stokes para escoamentos incompressíveis. A solução destas equações determina o campo de velocidades da massa d'água, utilizado posteriormente no cálculo dos coeficientes de difusão turbulenta, considerando assim a mistura induzida por processos com uma resolução espacial superior à da malha (*sub-grid*). Este cálculo considera uma situação de equilíbrio hidrostático e as aproximações de Boussinesq. Desta forma, os termos relativos ao transporte horizontal e difusão de propriedades são determinados por meio do campo de velocidades e dos coeficientes de viscosidade turbulenta.

A elevação da superfície livre é calculada com o método implícito, evitando algumas restrições relacionadas com o passo temporal. Ademais o algoritmo de cálculo utiliza uma função de “*autosteping*”, com ajuste do passo temporal em cada iteração, permitindo manter a estabilidade numérica do método de cálculo da evolução das propriedades.

A evolução das propriedades de estado do modelo é calculada por meio do balanço de massa das suas fontes e poços, incluindo os processos físicos de transporte, a difusão turbulenta, as reações químicas e os processos biológicos. No balanço dos gases dissolvidos e da temperatura são igualmente considerados os fluxos de troca com a atmosfera. Este balanço permite determinar a variação temporal e espacial da concentração em cada célula (**Figura 7.1**).

Conforme mencionado anteriormente, o modelo CE-QUAL-W2 possui também um algoritmo que permite simular três (3) grupos genéricos e distintos de fitoplâncton, o que permite considerar os principais grupos no sistema escolhido para modelagem. Esta versatilidade confere ao modelo uma vantagem na sua capacidade de modelagem de açudes, uma vez que a qualidade das suas águas poderá estar relacionada com os grupos dominantes de fitoplâncton, como as cianobactérias.



**Figura 7.1 – Esquema com os principais processos representados na versão do modelo CE-QUAL-W2 utilizada neste estudo.**

O modelo CE-QUAL-W2 permite ao usuário incluir a rede hidrográfica em conjunto com reservatórios, bem como infra-estruturas hidráulicas lineares (canais e condutas), sangradouros e comportas.

Segundo COLE & WELLS, 2016, este modelo permite ainda as seguintes opções:

- o uso de rearejamento atualizado (incluindo os efeitos dos sangradouros) e de modelos teóricos de evaporação;
- o uso de uma variedade de cálculo da turbulência;
- inserção de seções internas no domínio computacional;
- o uso do esquema numérico ULTIMATE-QUICKEST atualizado para o transporte advectivo da massa/energia;
- a adição de bombas ativadas por flutuação;
- o uso de um algoritmo dinâmico baseado na topografia e na cobertura vegetal para o controle do sombreamento;
- permite ao usuário incluir um valor definido de algas, epífitos/peripífitos, CBOD, sólidos suspensos e de parâmetros genéricos de qualidade da água.

Uma das vantagens do CE-QUAL-W2, em relação a outros modelos de qualidade da água para rios e reservatórios, consiste na detalhada parametrização dos processos físico-químicos e biológicos, bem como no número significativo de parâmetros que simula, sejam eles diretos (variáveis de estado do modelo) ou derivados (variáveis de diagnóstico).

Por este motivo, é impraticável apresentar uma ampla descrição da parametrização do modelo, uma vez que seria bastante extensa e detalhada, o que não se aplica ao escopo do presente relatório. Esta informação poderá ser consultada na bibliografia do modelo, considerando que o CE-QUAL-W2 possui manuais atualizados com informação explicativa de toda a sua parametrização.

### **7.1.1 Dados de entrada e implementação do modelo do reservatório**

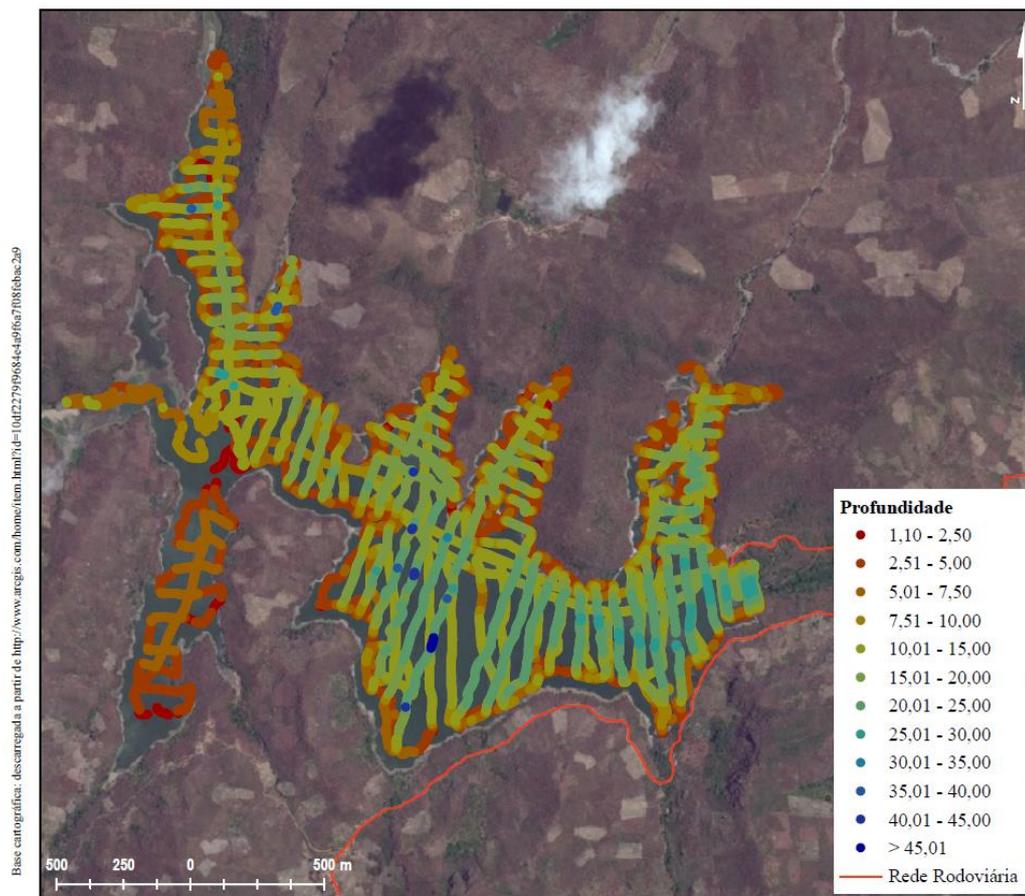
### **7.1.2 Período de simulação**

O modelo Ce-QUAL-W2 foi aplicado ao Açude Acarape do Meio para o período de três (3), compreendido entre 01/01/2004 e 31/12/2007.

### **7.1.3 Batimetria e malha computacional**

A batimetria do Açude Acarape do Meio foi gerada a partir da batimetria fornecida pela COGERH (ver **Figura 7.2**). O trabalho de campo do levantamento batimétrico foi realizado em novembro de 2010, quando o açude apresentava cota 124,74, e novamente em maio de 2011, quando o açude estava sangrando.

Foram também definidas informações sobre a altura do açude, cotas do NPA (Nível Pleno de Armazenamento) e NME (Nível Médio de Enchimento), localização da descarga de fundo e tomada d'água.



Fonte: Elaborado a partir de COGERH (2015).

**Figura 7.2 – Batimetria do Açude Acarape do Meio, elaborada a partir de levantamentos realizados em 2010 e 2011.**

Para a construção da malha computacional, foi criado um modelo numérico do terreno (MNT) por meio dos levantamentos batimétricos referidos anteriormente.

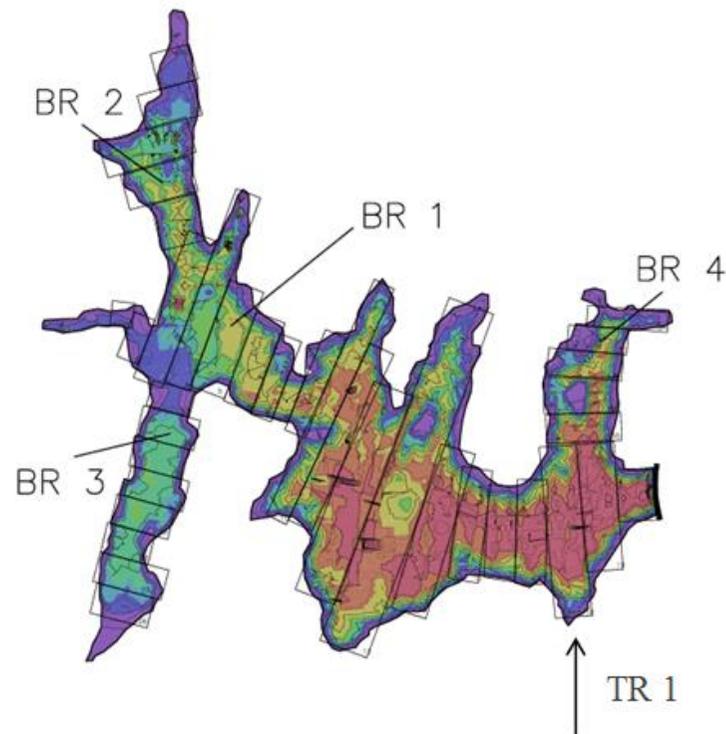
Depois, foram determinadas as curvas de nível por interpolação dos dados existentes utilizando o *software* AutoCAD Civil 3D.

No mesmo *software* foram definidos os segmentos nos braços/ramos que serão considerados no modelo CE-QUAL-W2 e que constituem o Açude Acarape do Meio, atendendo aos seus perfis longitudinais e transversais (de modo a garantir transições suaves de inclinação entre segmentos).

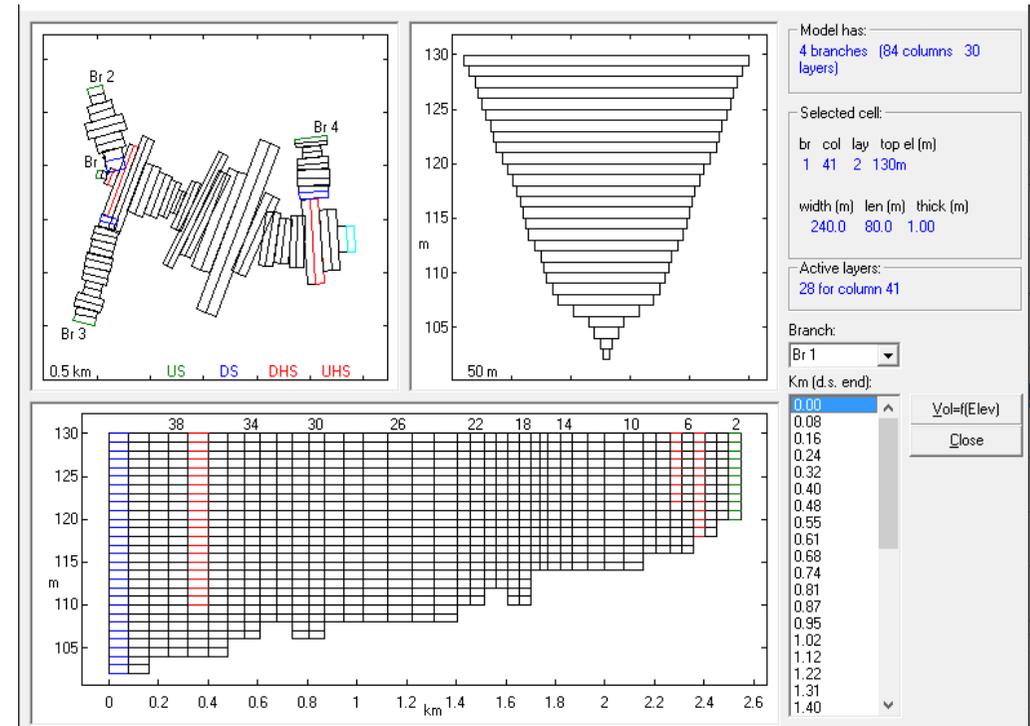
Assim, foram definidos quatro (4) braços (BR) no modelo CE-QUAL-W2 que representam os principais cursos d'água afluentes ao açude e um tributário (TR), conforme **Figura 7.3**.

As características da malha estão representadas na **Figura 7.3** e **Tabela 7.1**.





(a)



(b)

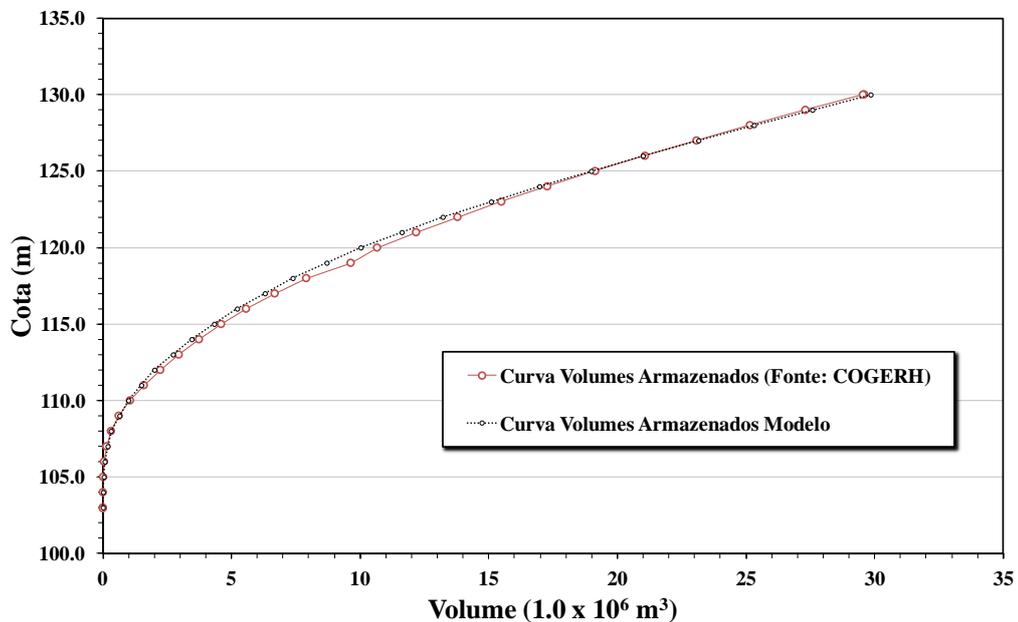
**Figura 7.3 – Definição dos segmentos do Açude Acarape do Meio (a) e geometria do açude no modelo CE-QUAL-W2 (b), onde se pode visualizar a representação da área superficial, um exemplo de seção do braço principal e perfil longitudinal.**



**Tabela 7.1 – Características da malha computacional  
para o Açude Acarape do Meio.**

Braço	Resolução Vertical (m)	Número de Camadas Ativas	Número de Segmentos Ativos	Máximo $\Delta x$ (m)	Mínimo $\Delta x$ (m)
BR 1 (rio Pacoti)	1	28	40	100	35
BR 2 (riacho Canabrava)	1	14	10	100	75
BR 3 (riacho Calção)	1	16	16	65	55
BR 4 (riacho Araticum)	1	25	10	80	40

Para validar os volumes da geometria elaborada, foi realizada uma comparação entre a curva de volumes armazenados obtida com base na discretização descrita atrás e na curva de volumes fornecida por COGERH. Os resultados representados na **Figura 7.4** indicam que o modelo descreve uma curva de volumes semelhante à dos dados fornecidos, significando que a geometria construída reproduz adequadamente a relação cota-volume do açude.



**Figura 7.4 – Comparação entre curvas cota-volume geradas com  
dados de campo e com modelo CE-QUAL-W2.**

#### 7.1.4 Condições Iniciais

As condições iniciais da simulação são definidas no arquivo de controle do modelo, no arquivo de batimetria e em arquivos com perfis verticais e/ou longitudinais dos diferentes parâmetros que serão simulados.

No caso de estas informações não estarem disponíveis na forma de dados, podem ser utilizados valores típicos do sistema em estudo para o período do ano em que se inicia a simulação.

Assim, uma vez que o período de simulação teve início em 01/01/2004, a definição das condições iniciais levou em consideração o nível no açude no dia 01/01/2004.

Com relação aos dados de qualidade da água, uma vez que não se dispunha de registros no início do período simulado, considerou-se como condição inicial o perfil de temperatura, oxigênio dissolvido e nutrientes correspondentes aos resultados do monitoramento de 23/01/2007 realizado por COGERH.

Este cenário corresponde a uma aproximação para a condição inicial no açude, uma vez que o período de simulação se inicia em janeiro, durante o período seco. Vale ressaltar que os registros do monitoramento realizado em 2006 não foram utilizados como condição inicial, uma vez que só existem registros em maio (período chuvoso), em que o açude encontra-se, geralmente, menos estratificado.

#### 7.1.5 Condição de Fronteira Meteorológica

Os dados para a imposição da condição de fronteira meteorológica requerida pelo CE-QUAL-W2 (temperatura do ar e do ponto de orvalho, umidade relativa, velocidade, direção do vento e nebulosidade) foram obtidos no banco de dados do INMET (BDMEP) para as Estações Guaramiranga e Fortaleza.

A estação Guaramiranga localiza-se na região serrana do Estado do Ceará (Serra de Baturité) a uma altitude de, aproximadamente, 871 m. Por sua vez, a estação Fortaleza situa-se no litoral Atlântico a uma altitude de 26 m.

Para aferir a estação que melhor caracteriza o comportamento meteorológico no Açude Acarape do Meio foram comparados os registros de temperatura e velocidade do vento das duas estações meteorológicas (Fortaleza e Guaramiranga) com os registros presentes em FIRMINO *et al.*, (2009) para os dias da campanha de monitoramento de 2008 e 2009. Conforme **Tabela 7.2**, a estação Fortaleza apresenta temperaturas mais próximas das

registradas no Açude Acarape do Meio, sendo isto esperado uma vez que esta se encontra a uma altitude próxima da altitude do açude (130 m).

Ademais, conforme FIRMINO *et al.*, (2009), a velocidade do vento ao longo das campanhas variou (i) no período seco (setembro a novembro) entre 0 e 2,5 m/s, com valor médio de aproximadamente 1,5 m/s e (ii) no período úmido (março a maio) entre 0 e 1 m/s, com valor médio de aproximadamente 0,2 m/s. Conforme **Tabela 7.2**, as estações Fortaleza e Guaramiranga apresentam registros semelhantes de velocidade do vento, que apresenta um valor médio de aproximadamente 4 m/s no período seco e 2 m/s no período úmido. Assim, nota-se que estes registros são superiores àqueles identificados no Açude Acarape do Meio.

No entanto, não estando disponível outra estação meteorológica na proximidade do Açude Acarape do Meio, para a primeira implementação do modelo de qualidade da água no local foram considerados os dados meteorológicos registrados na estação Fortaleza. Esta escolha foi definida, uma vez que a estação Fortaleza apresenta temperaturas mais próximas das registradas no Açude Acarape do Meio. Foram consideradas as variáveis meteorológicas registradas às 00h00min; 12h00min e 18h00min para cada dia.

Durante o processo, que se encontra em desenvolvimento, estão sendo avaliadas outras fontes de dados meteorológicos, especificamente sobre modelos climáticos, radares, etc.

**Tabela 7.2 – Temperatura às 12h00min e velocidade do vento média nas Estações Fortaleza e Guaramiranga e temperatura registrada no Açude Acarape do Meio.**

Ano	Mês	Dia	Estação Fortaleza		Estação Guaramiranga		Açude Acarape do Meio (conforme FIRMINO <i>et al.</i> , 2009)
			Temp. (°C)	Vel. Vento (m/s)	Temp. (°C)	Vel. Vento (m/s)	Temp. (°C)
2008	Setembro	23	27,8	3,9	22,3	3,7	28
2008	Setembro	24	28,4	3,9	22,3	3,7	28
2008	Setembro	25	27,3	3,9	21,7	3,7	28
2008	Setembro	26	28,7	3,9	21,7	3,7	28
2008	Outubro	28	28,6	4,0	22,9	3,8	30
2008	Outubro	29	29,2	4,0	20,9	3,8	30
2008	Outubro	30	29,8	4,0	20,5	3,8	30
2008	Outubro	31	30,0	4,0	21,3	3,8	30

Ano	Mês	Dia	Estação Fortaleza		Estação Guaramiranga		Açude Acarape do Meio (conforme FIRMINO <i>et al.</i> , 2009)
			Temp. (°C)	Vel. Vento (m/s)	Temp. (°C)	Vel. Vento (m/s)	Temp. (°C)
2008	Novembro	25	29,8	3,7	22,3	3,6	27
2008	Novembro	26	29,8	3,7	20,7	3,6	29
2008	Novembro	27	29,7	3,7	20,9	3,6	28
2008	Novembro	28	29,8	3,7	23,1	3,6	28
2009	Março	10	27,6	1,5	21,3	2,3	21
2009	Março	11	23,6	1,5	20,1	2,3	21
2009	Março	12	24,4	1,5	19,5	2,3	21
2009	Março	13	26,5	1,5	19,9	2,3	26
2009	Abril	18	27,0	1,3	20,9	1,4	19
2009	Abril	19	28,4	1,3	21,9	1,4	26
2009	Abril	20	24,2	1,3	20,7	1,4	23
2009	Abril	21	27,4	1,3	21,7	1,4	23
2009	Maio	12	12,00	1,4	27,8	1,8	24,1
2009	Maio	13	12,00	1,4	28,0	1,8	22,9
2009	Maio	14	12,00	1,4	27,4	1,8	20,9
2009	Maio	15	12,00	1,4	25,7	1,8	20,1

### 7.1.6 Vazões

As vazões afluentes ao açude constituem a condição de fronteira a montante para o modelo. Como referido anteriormente, é muito importante conhecer com algum rigor os dados relativos às vazões dos principais tributários ao Açude Acarape do Meio (especificamente as do rio Pacoti e riachos Calção, Canabrava e Araticum), uma vez que estes caracterizarão as condições de fronteira ao modelo de qualidade da água do açude.

No caso do Açude Acarape do Meio, as afluições foram definidas da seguinte maneira:

- em termos de balanço hídrico; e
- em termos de concentrações de parâmetros.

Conforme referido anteriormente, a montante do Açude Acarape do Meio não estão disponíveis dados de vazão, por não existirem estações fluviométricas. Assim, e conforme referido no **Capítulo 6**, as vazões afluentes ao açude consideradas resultaram da

modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio por meio da aplicação do modelo SWAT.

Além das vazões, o modelo SWAT foi ainda utilizado para estimar a concentração de nutrientes afluentes ao açude, sob a forma de nitrogênio e fósforo total.

Para atingir os objetivos do estudo e levando em consideração a escala temporal dos processos aqui simulados, é necessário proceder-se à simulação de vários anos para uma efetiva verificação de consistência dos resultados e evolução dos processos. Assim, decidiu-se nesta primeira implementação do modelo, realizar uma simulação de quatro (4) anos (entre 2004 e 2007).

No caso das fontes difusas, recorreu-se, nesta fase ao modelo SWAT para quantificar estas contribuições – concentrações de entrada.

### **7.1.7 Condições de exploração do açude e sangramento**

De modo a reproduzir adequadamente as variações de volume de água armazenada no açude ao longo do período de simulação, foi necessário considerar os consumos de água do açude e as vazões liberadas pelo sangradouro.

De fato, uma das principais funções do Açude Acarape do Meio é o abastecimento de água ao distrito industrial de Maracanaú, bem como das cidades de Pacatuba, Guaiuba, Maranguape, Redenção, Acarape, Barreira e distrito de Antônio Diogo.

Desta forma, foram considerados os dados disponíveis que constam na Memória dos Aportes ao Açude Acarape do Meio - disponibilizada em FUNCEME (2015).

## **7.2 ANÁLISE E APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS**

### **7.2.1 Calibração e validação do modelo do reservatório**

#### **7.2.1.1 Considerações**

A primeira etapa de calibração do modelo consiste, geralmente, em analisar a evolução do nível de água no reservatório ao longo do período de simulação, que depende do nível de água na data inicial da simulação, das entradas e saídas de água no sistema ao longo do período de simulação (vazões afluentes, sangramento, consumos, evaporação, precipitação sobre o reservatório, etc.), e da curva cota-volume obtida a partir da representação batimétrica considerada.

Posteriormente, é realizada a calibração da temperatura do sistema. Por fim, é realizada a calibração dos valores das concentrações dos parâmetros descritores da qualidade da água. Uma vez que a calibração se alcança por meio da comparação dos resultados das simulações com dados de campo, este exercício é fortemente condicionado pela sua disponibilidade.

No presente estudo foi efetuada a calibração do modelo no período entre 2004 e 2007. A escolha deste período diz respeito, sobretudo, à disponibilidade de dados primários essenciais para a realização do processo de calibração.

Desta forma, foi consultado o Banco de Dados de Qualidade da Água do Açude Acarape do Meio, disponibilizado pela FUNCEME, no qual constam medições (por sonda e em laboratório) de vários parâmetros físicos e químicos da água do açude no período que compreende os anos de 2000 a 2015.

Para a calibração do modelo foram consideradas as medições realizadas na superfície da coluna d'água (mais precisamente a 0,3 m de profundidade) referentes à temperatura, ao oxigênio dissolvido, a clorofila-a, ao nitrogênio total, ao fósforo total e ao ferro no ponto de monitoramento (ACA-09), com localização representada na **Figura 7.5**.

Ademais, foram ainda comparados os perfis de temperatura, oxigênio dissolvido e clorofila-a registrados em 2006 e 2007 nos pontos de monitoramento (ACA-05) e (ACA-09), com localização representada na **Figura 7.5**.

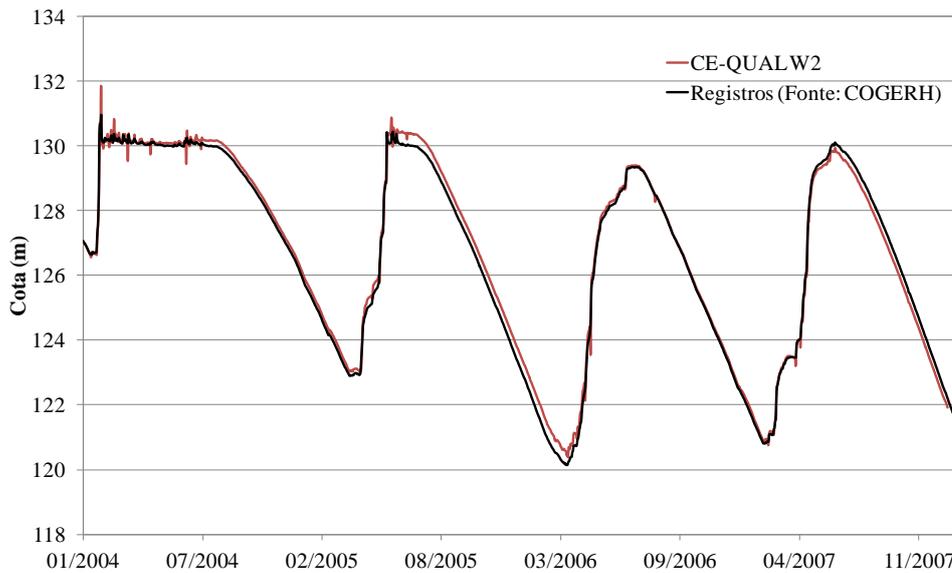


**Figura 7.5 – Localização dos pontos de monitoramento do Açude Acarape do Meio.**

#### 7.2.1.2 Verificação do balanço de volumes no reservatório

É essencial que o modelo reproduza corretamente as variações de volume de água armazenada no reservatório ao longo do período de simulação, bem como as correspondentes cotas, em função das entradas e saídas de água. A calibração da cota de água no reservatório é, portanto, uma tarefa essencial na aplicação do modelo, pois só assim é possível avaliar se o balanço hídrico no açude é calculado com realismo pelo modelo. De fato, apenas com a demonstração da capacidade do modelo em reproduzir as cotas de água observadas nos anos em estudo, é possível avaliar a capacidade do modelo em reproduzir a dinâmica dos parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Assim, estabeleceu-se a comparação entre as cotas de água simuladas pelo modelo com as cotas registradas no açude no período de 2004 a 2007. Essa comparação é apresentada na **Figura 7.6.**



**Figura 7.6 – Comparação das cotas simuladas pelo CE-QUAL-W2 e registradas no Açude Acarape do Meio.**

Conforme **Figura 7.6**, pode concluir-se que as cotas de água no reservatório foram simuladas adequadamente, obtendo-se uma boa representação da sua evolução ao longo do período simulado (2004 a 2007). As pequenas divergências entre o nível calculado e registrado resultam de diferenças entre a batimetria real e a estimada para uso do modelo. No entanto, estas diferenças são de pequena magnitude (inferior a 30 cm), e o volume que representam não tem um impacto na modelagem dos processos no açude.

#### 7.2.1.3 Temperatura da água no reservatório

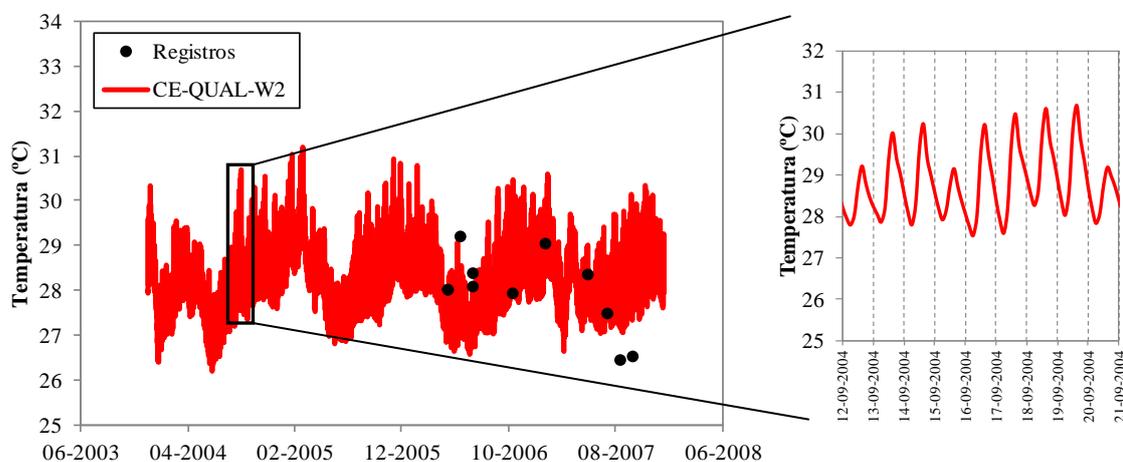
Na utilização de modelos numéricos de simulação da qualidade da água em reservatórios é particularmente importante a calibração do comportamento térmico do sistema, no sentido em que este condiciona em larga medida a hidrodinâmica do corpo d'água e, conseqüentemente, as respostas do sistema às pressões a que este se encontra sujeito.

Conforme apresentado na **Figura 7.8** e **Figura 7.9**, onde se estabelece a comparação entre os resultados do modelo e perfis de temperatura registrados para o ano de 2006 e 2007, conseguiu-se um bom ajustamento entre os dois (2) conjuntos de resultados.

Esta situação significa que, face aos dados disponíveis, pode-se concluir que o modelo descreve adequadamente a evolução do comportamento térmico do açude, no que diz respeito à sua estrutura térmica vertical, podendo sugerir que este deverá descrever o seu comportamento hidrodinâmico de uma forma igualmente adequada.

Ademais, apresenta-se na **Figura 7.7** a série temporal de temperatura medida na superfície da coluna d'água (especificamente a 0,30 m de profundidade) no Açude Acarape do Meio (ponto ACA-09). Conforme apresentado na **Figura 7.7**, os resultados obtidos pelo modelo são bastante próximos dos registros existentes, com um erro médio absoluto de 0,85 °C e erro médio quadrático de 1,05 °C, para os nove (9) pares de dados comparados (modelados e registrados).

Conforme igualmente referido em FIRMINO *et. al.*, (2009), verifica-se ainda a existência de uma significativa variabilidade diária de temperatura da água no Açude Acarape do Meio que, durante o período seco, atinge frequentemente uma amplitude térmica de aproximadamente 3°C.



**Figura 7.7 – Série temporal de temperatura da água à superfície no Açude Acarape do Meio (ponto ACA-09).**



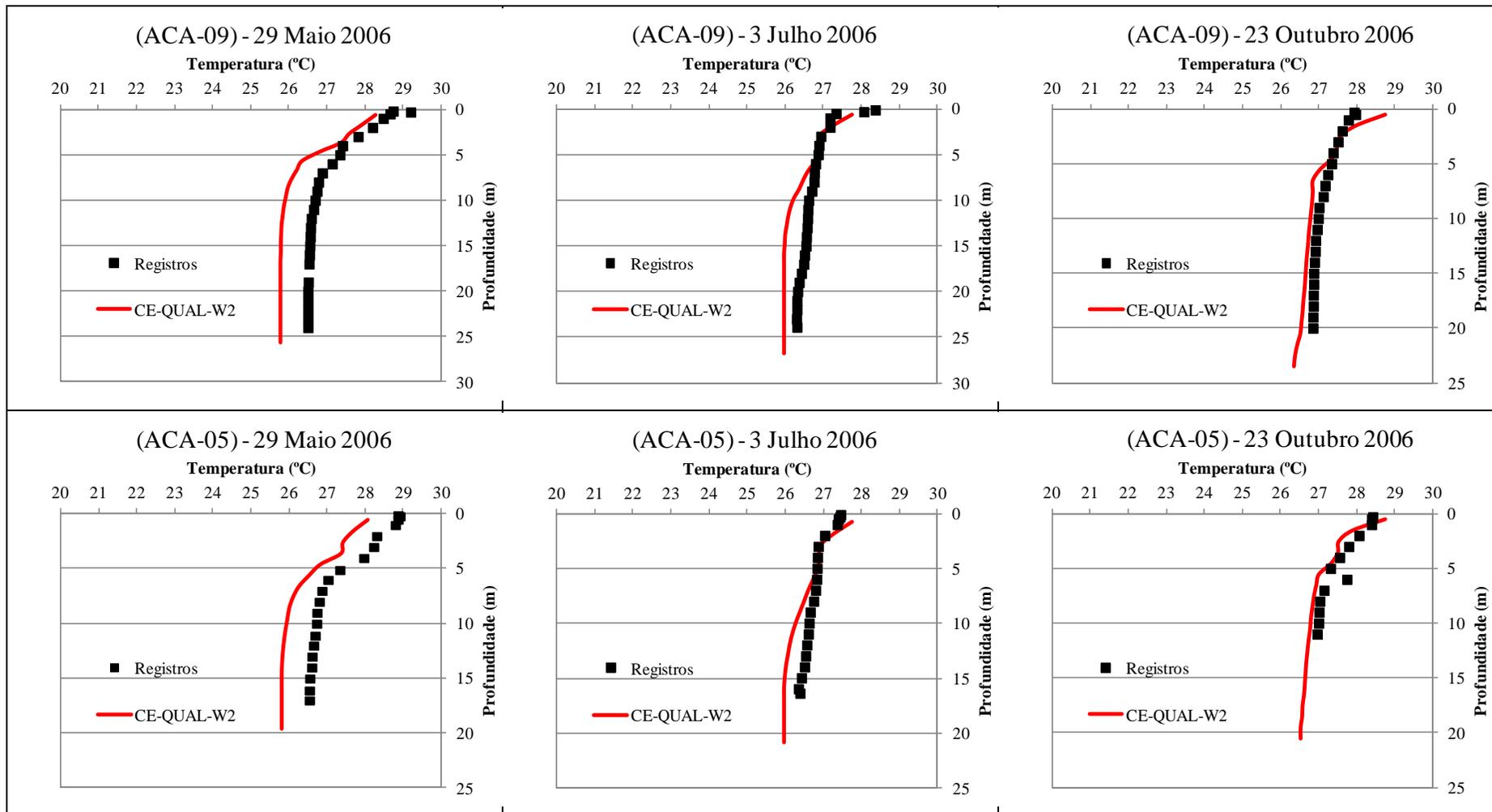


Figura 7.8 – Perfis de temperatura no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2006.

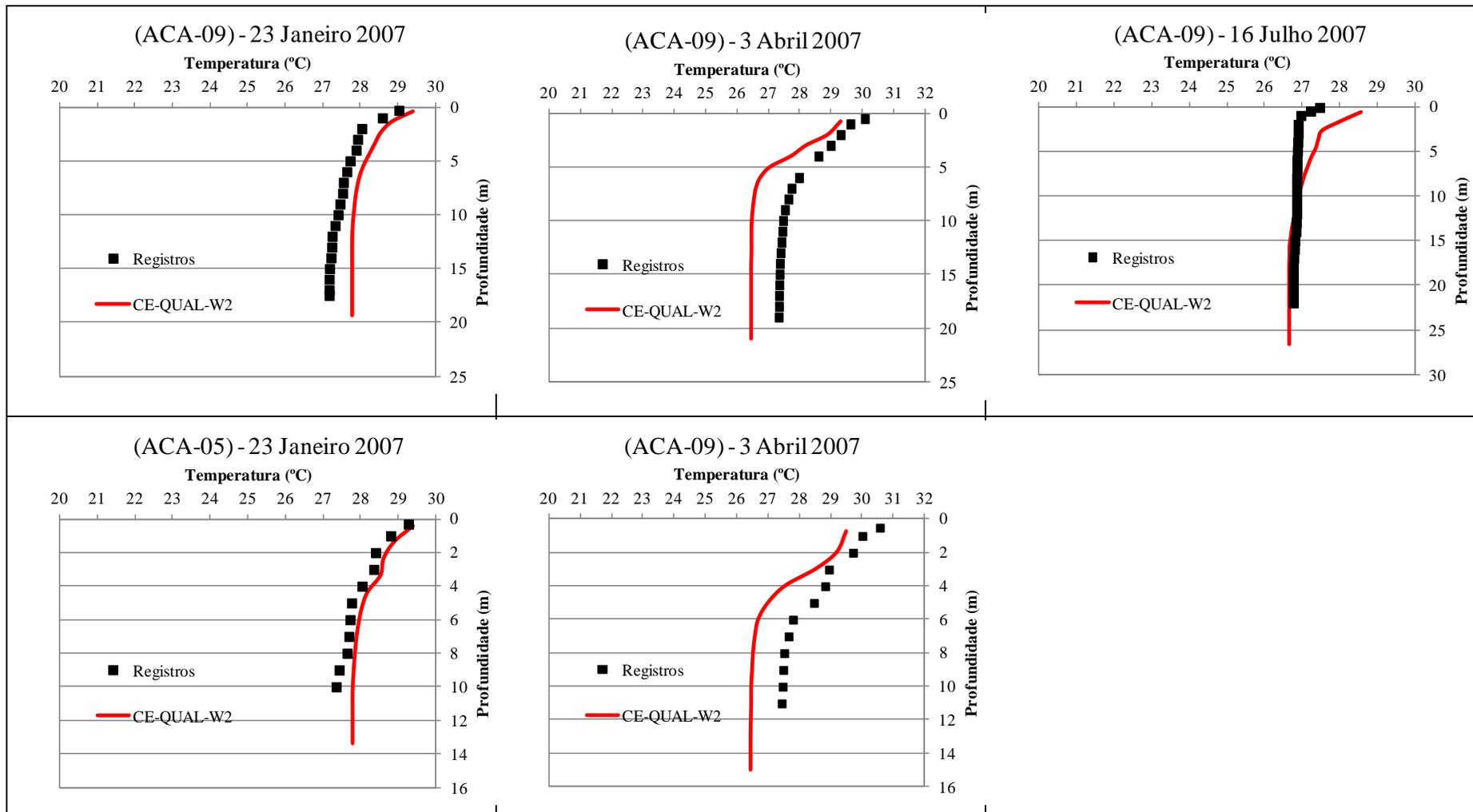
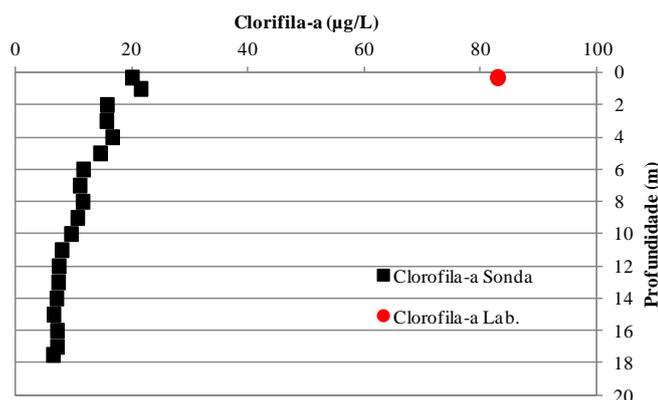


Figura 7.9 – Perfis de temperatura no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2007.

#### 7.2.1.4 Qualidade da água

No seguimento da calibração da temperatura no sistema, procedeu-se à calibração do modelo para representar adequadamente os parâmetros de qualidade da água. Para isto, deverão existir dados suficientes de qualidade da água que permitam representar a sua variabilidade sazonal.

Neste contexto, vale frisar que foram detectadas várias discrepâncias nas medições existentes no Banco de Dados de Qualidade da Água do Açude Acarape do Meio, realizadas em campo (por sonda) e em laboratório. A título de exemplo, na **Figura 7.10** é possível observar as medições de clorofila-a realizadas no dia 23 de Janeiro de 2007 por sonda e em laboratório. Conforme indica a **Figura 7.10**, a medição da clorofila-a em laboratório foi bastante superior aos registros de campo realizados com a sonda multiparamétrica.



**Figura 7.10 – Medições de clorofila-a no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09 no dia 23 de Janeiro de 2007.**

Deste modo, o desempenho do modelo será novamente avaliado com base nos resultados das campanhas de medição de qualidade da água realizada no âmbito do presente estudo.

De igual forma, foi realizada a calibração do modelo do Açude Acarape do Meio para os parâmetros de qualidade da água com base nos dados disponíveis, sendo que nas descrições a seguir são apresentados os principais resultados e comentários.

#### *a) Oxigênio Dissolvido*

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) de uma massa d'água representa uma importância primordial em estudos de qualidade da água, uma vez que qualquer alteração

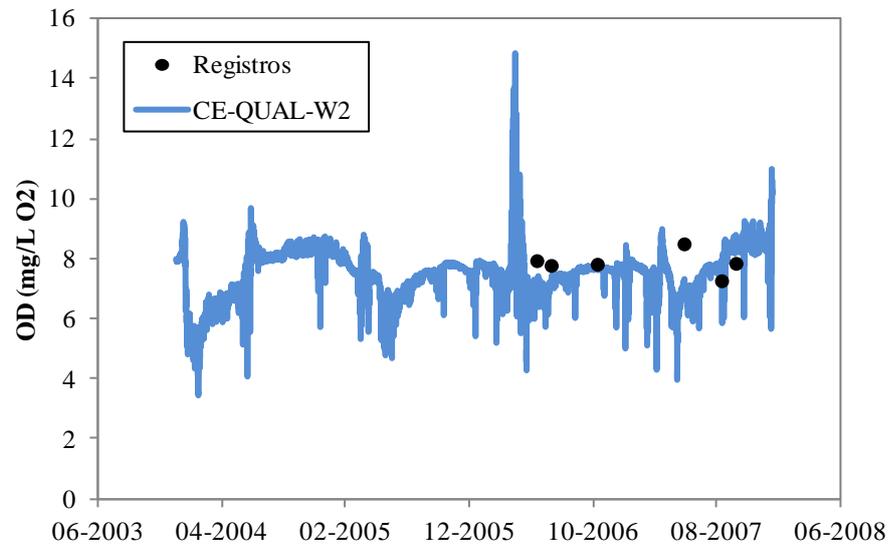
dos valores deste parâmetro no sistema tem influência nos ciclos de nutrientes que afetam toda a sua dinâmica biológica e química.

Conforme **Figura 7.11**, a comparação dos resultados de OD do modelo com as medições disponíveis no Banco de Dados, na superfície para os anos de 2004 a 2007, permite verificar um bom ajustamento entre os dois (2) conjuntos de resultados, com um erro médio absoluto de 0,62 mg/l O<sub>2</sub> e erro médio quadrático de 0,83 mg/l O<sub>2</sub>, para os seis (6) pares de dados comparados (modelados e registrados). Ainda assim, se ressalva que a falta de dados não permite uma avaliação adequada dos resultados do modelo sugerindo-se, para o futuro, um aumento na intensidade deste tipo de amostragem.

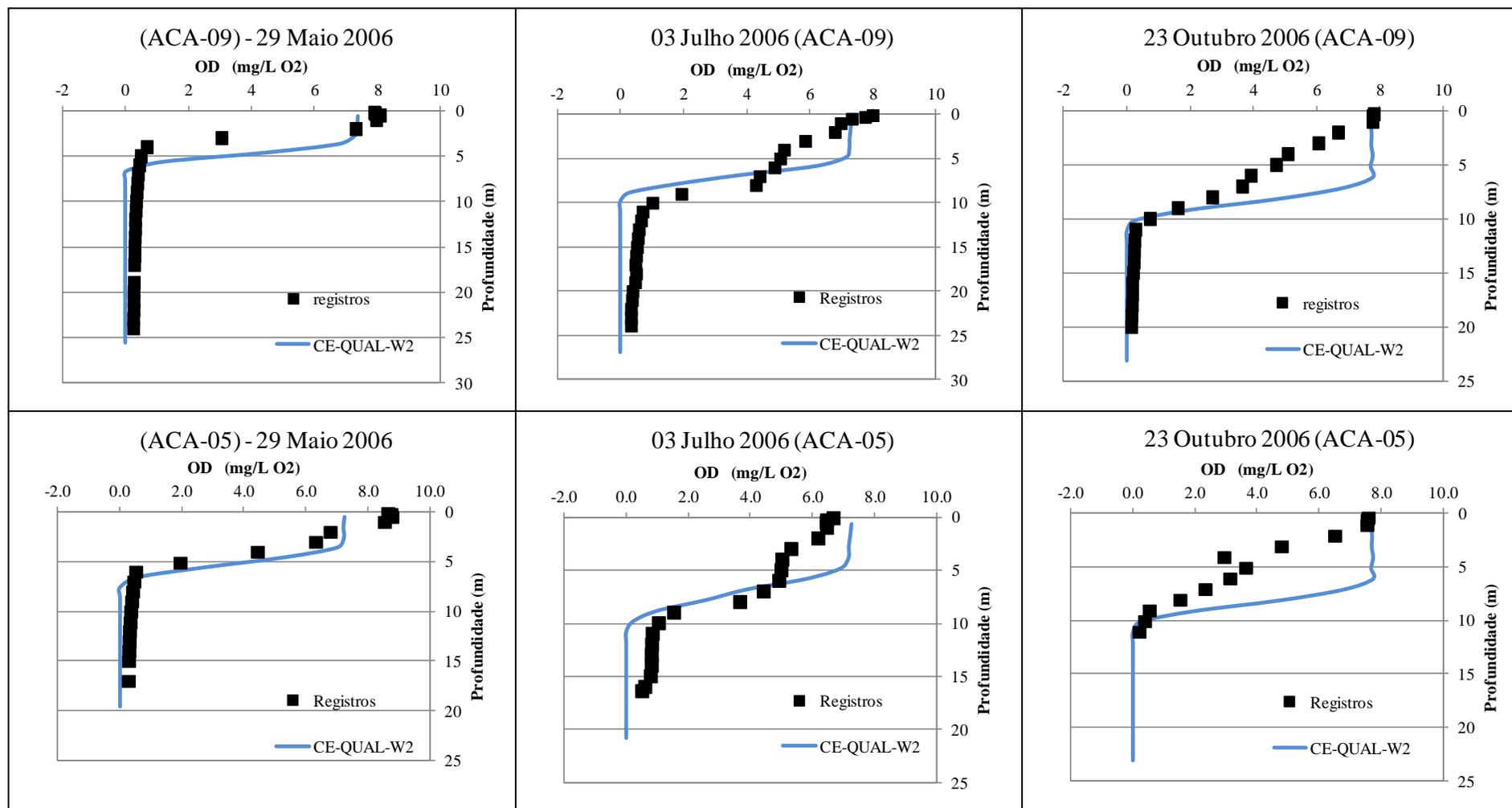
Ademais, a **Figura 7.12** e a **Figura 7.13** indicam as concentrações de OD registradas e modeladas em diferentes profundidades nos anos de 2006 e 2007, respectivamente. Verifica-se que, no geral, o modelo representa adequadamente os perfis de OD em profundidade, em particular, o forte gradiente na sua concentração. Os valores mais elevados são observados à superfície, diminuindo drasticamente nos primeiros metros em profundidade e atingindo concentrações muito baixas, ou mesmo a depleção, por volta dos 10 m de profundidade. Ao reproduzir este padrão, o modelo demonstra ser capaz de simular os principais processos físicos, químicos e biológicos que controlam a concentração deste gás dissolvido na água.

Assim, é possível concluir que a tendência de evolução dos dois (2) conjuntos de resultados (modelo e registrados), seja na superfície ou ao longo da coluna d'água, é semelhante, e que, face aos dados disponíveis, o modelo descreveu de forma bastante satisfatória o comportamento do OD no açude, sendo este parâmetro o mais crítico para a fauna no sistema e um dos parâmetros que mais influência tem na sua dinâmica química.

Vale frisar que foram excluídas desta análise as medições realizadas por sonda no dia 23-01-2007, uma vez que foram registrados valores de OD superiores a 40 mg/L O<sub>2</sub>, tendo-se considerado estas medições como *outliers*, possivelmente resultantes de um problema de calibração da sonda.



**Figura 7.11 – Série temporal de oxigênio dissolvido à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09.**



**Figura 7.12 – Perfis de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2006.**

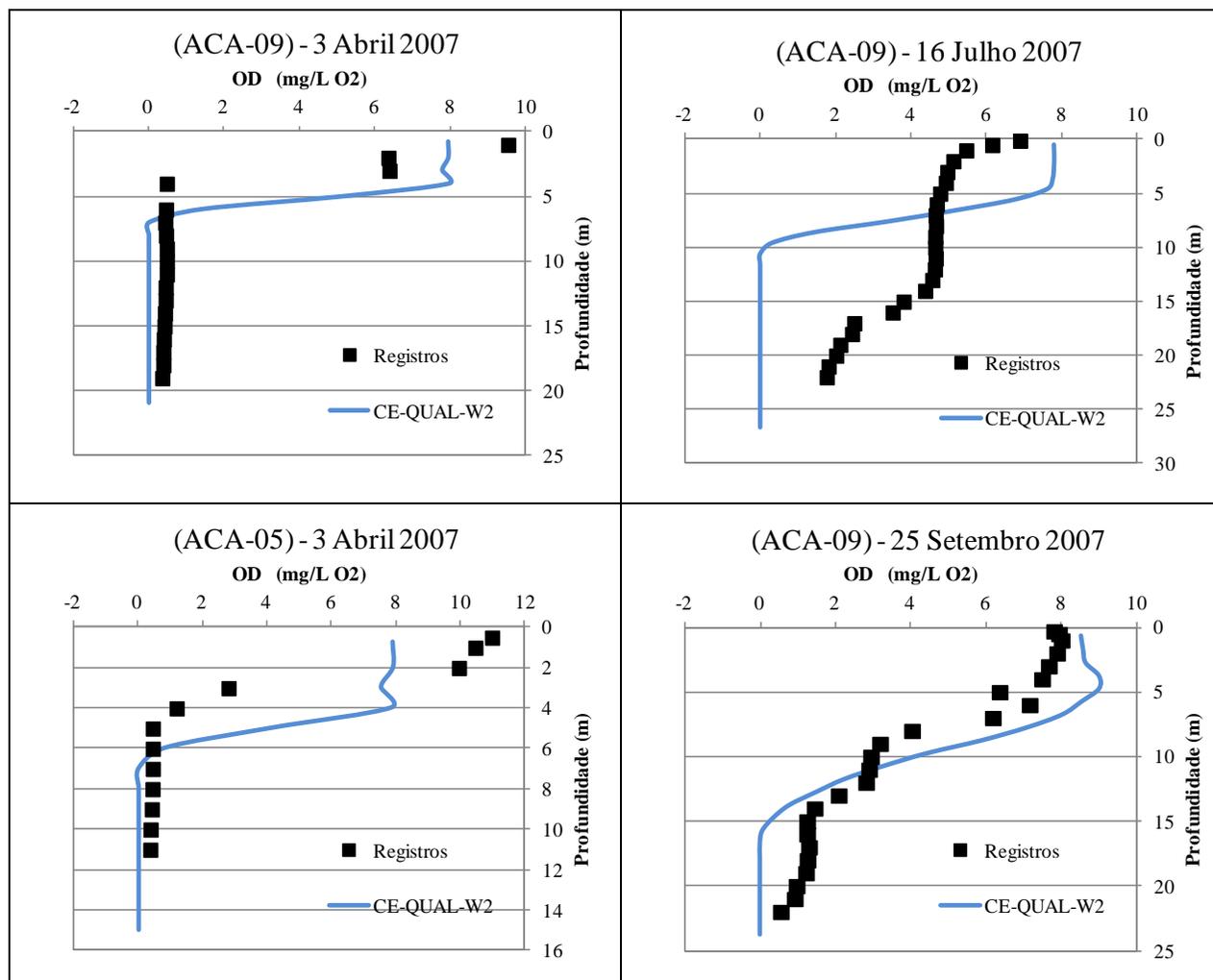


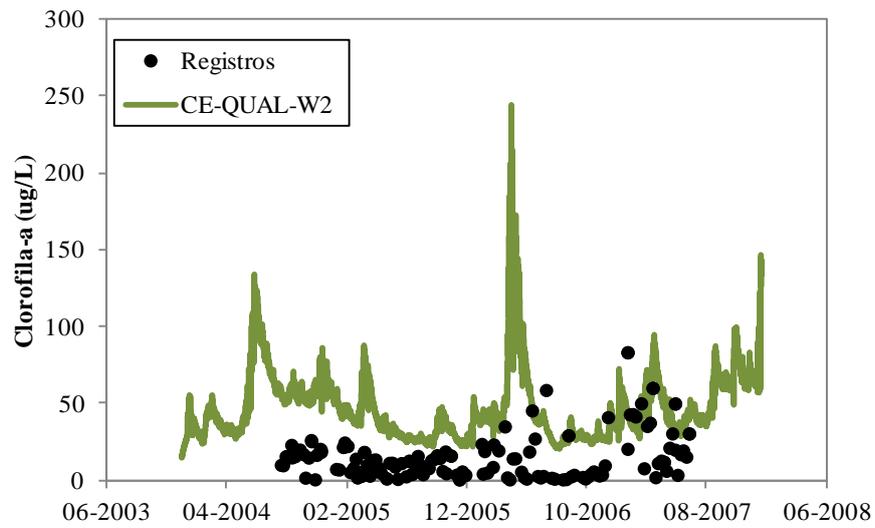
Figura 7.13 – Perfis de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2007.

*b) Clorofila-a*

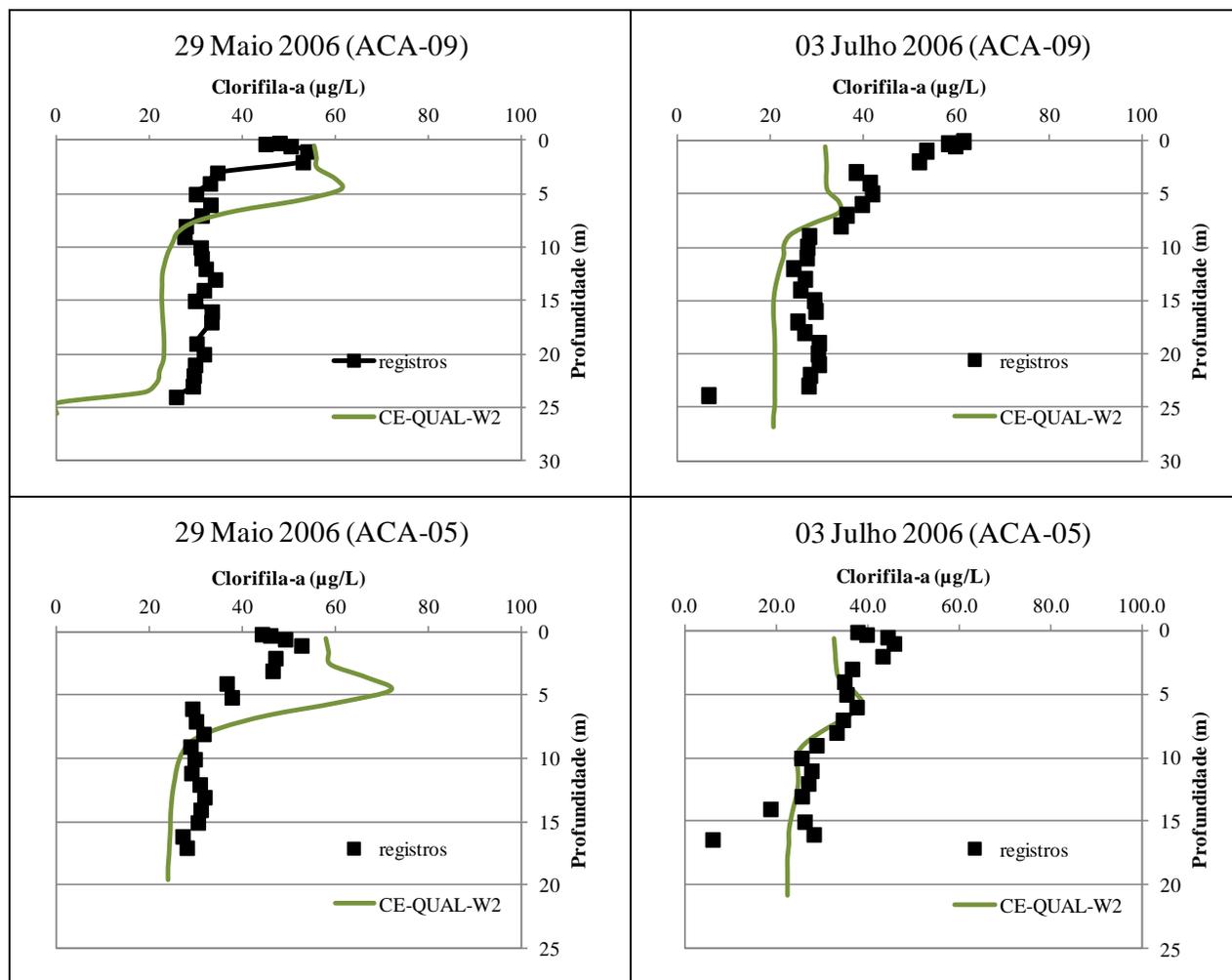
Relativamente à clorofila-a, vale frisar que, durante a análise dos registros disponíveis no Banco de Dados, foram detectadas diferenças significativas dos valores medidos por sonda e em laboratório, como mencionado anteriormente. Assim, excluíram-se da análise as medições por sonda que apresentava diferenças superiores a 50% das medições realizadas em laboratório para o mesmo dia.

Conforme **Figura 7.14**, a comparação dos resultados do modelo com as medições disponíveis no Banco de Dados, na superfície para os anos de 2004 a 2007, indicou fraco ajustamento entre os dois (2) conjuntos de resultados, com um erro médio absoluto de 32,1  $\mu\text{g/l}$  e erro médio quadrático de 37,3  $\mu\text{g/l}$ , para os 155 pares de dados comparados (modelados e registrados). Face às diferenças significativas de valores entre os dados de laboratório e das medições por sonda, e não sendo possível aferir qual dos conjuntos está correto, não será adequado avaliar o comportamento do modelo utilizando os dados de laboratório. Para tal foram escolhidos os dados da sonda, uma vez que permitem calibrar o modelo a partir de um conjunto de pontos na coluna de água e não somente à superfície.

No entanto, conforme indica a **Figura 7.15**, o ajustamento dos resultados do modelo aos perfis de clorofila-a medidos em 2006 é bastante próximo. Desta forma, admitiu-se que o modelo representa adequadamente a dinâmica da biomassa algal em profundidade. No entanto, vale frisar que o desempenho do modelo será novamente avaliado com base nos resultados das campanhas de medição de qualidade da água realizadas no âmbito do presente estudo.



**Figura 7.14 – Série temporal de clorofila-a à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09.**



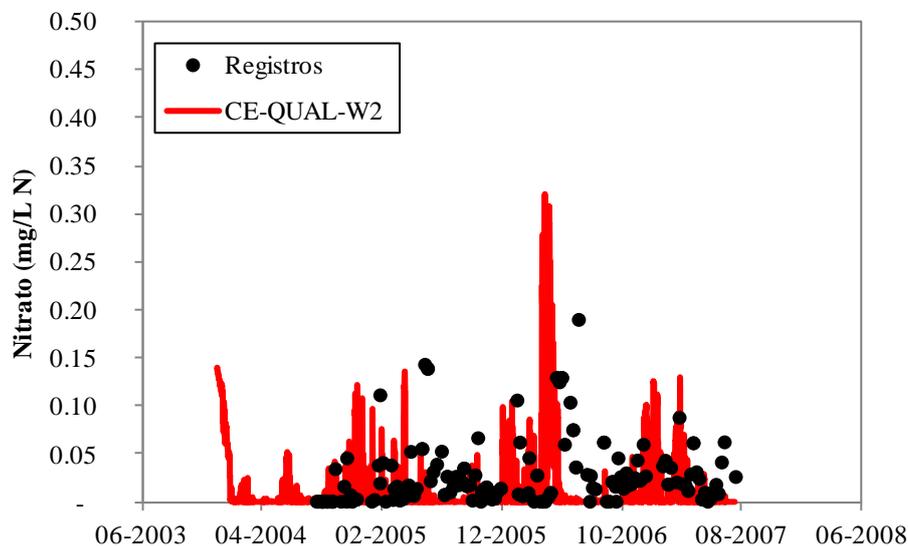
**Figura 7.15 – Perfis de clorofila-a no Açude Acarape do Meio nos pontos de monitoramento ACA-09 e ACA-05 no ano de 2006.**



### c) Nitrato

Na **Figura 6.15** apresenta-se a série temporal de nitrato medido na superfície da coluna d'água do Açude Acarape do Meio, no ponto de monitoramento ACA-09. A série foi estimada pelo modelo entre os anos de 2004 e 2007. Na mesma figura apresentam-se, ainda, os registros de nitrato disponíveis para o período em análise.

A análise da **Figura 6.15** indica que se obteve um bom ajustamento entre os dois (2) conjuntos de resultados, com um erro médio absoluto de 0,016 mg/l N e erro médio quadrático de 0,053 mg/l N, para os 184 pares de dados comparados (modelados e registrados).



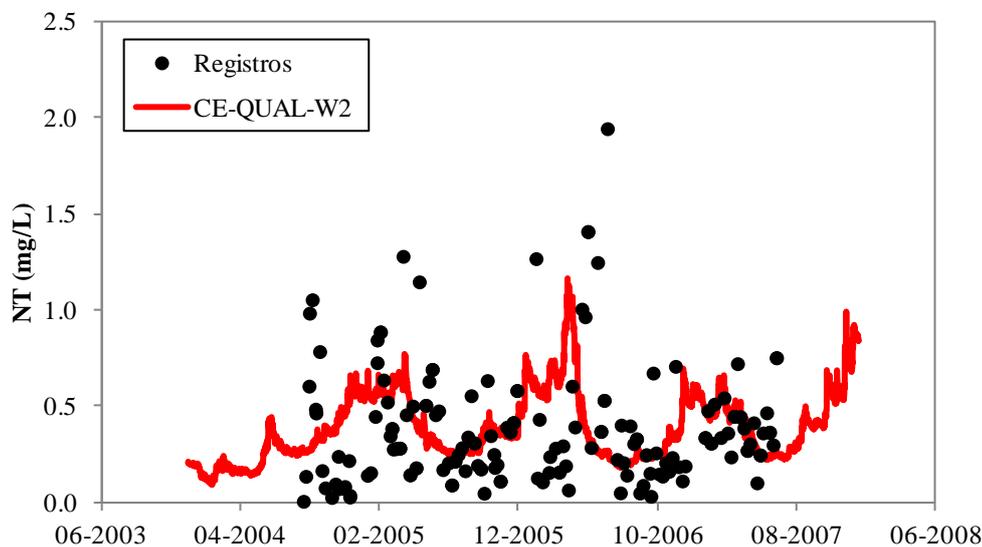
**Figura 7.16 – Série temporal de nitrato à superfície da coluna d'água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09.**

### d) Nitrogênio Total

A **Figura 7.17** apresenta a série temporal de nitrogênio total medido na superfície da coluna d'água do Açude Acarape do Meio, no ponto de monitoramento ACA-09. A série foi estimada pelo modelo entre os anos de 2004 e 2007. A mesma figura apresenta, ainda, os registros de nitrogênio total disponíveis para o período em análise.

A análise da **Figura 7.17** permite verificar que se obteve um bom ajustamento entre os dois (2) conjuntos de resultados, com um erro médio absoluto de 0,153 mg/l e erro médio

quadrático de 0,350 mg/l, para os 164 pares de dados comparados (modelados e registrados).

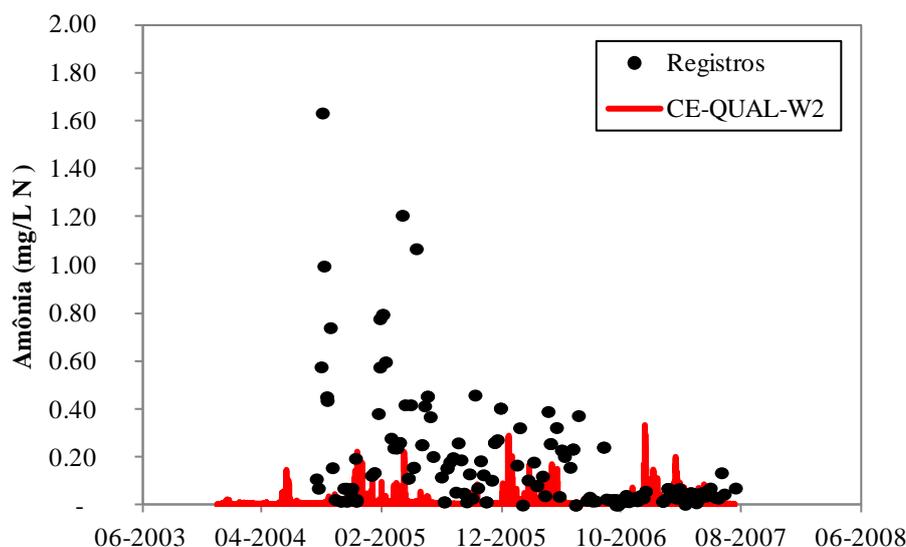


**Figura 7.17** – Série temporal de nitrogênio total à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09.

#### *e) Amônia*

A **Figura 7.18** apresenta a série temporal de amônia à superfície da coluna d’água do Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09 estimada pelo modelo entre os anos de 2004 e 2007. A mesma figura apresenta, ainda, os registros de amônia disponíveis para o período em análise.

Conforme **Figura 7.18**, os registros disponíveis para os anos de 2004 e 2005 não permitem identificar um padrão ou relação com outros indicadores. Assim sendo, não foi possível avaliar a qualidade do ajustamento entre o conjunto de resultados do modelo e os registros no período.

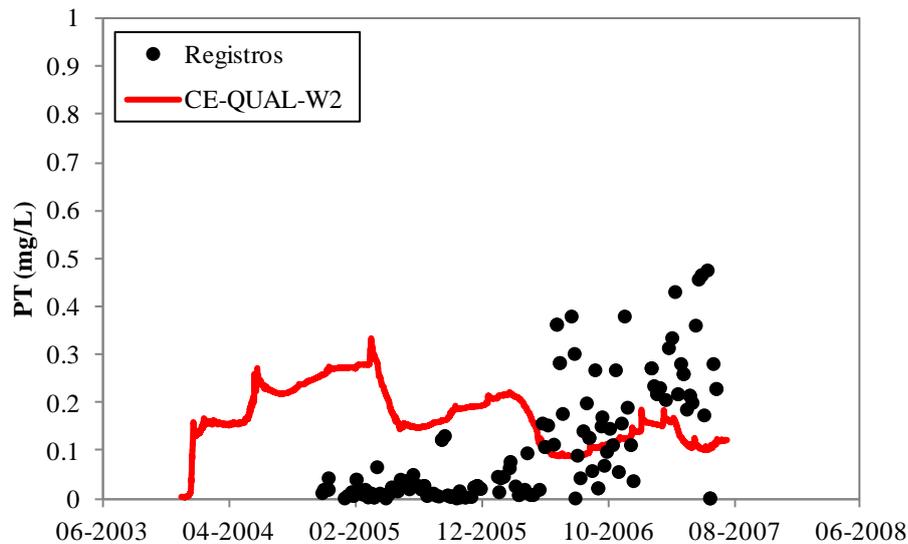


**Figura 7.18 – Série temporal de amônia à superfície da coluna d'água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09.**

#### *f) Fósforo Total*

A **Figura 7.19** apresenta-se a série temporal de fósforo total à superfície da coluna d'água do Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. A série foi estimada pelo modelo entre os anos de 2004 e 2007. A mesma figura apresenta, ainda, os registros disponíveis para o período em análise.

De forma semelhante ao verificado para a amônia, para o fósforo total não foi possível identificar um padrão ou relação com outros indicadores. Desta forma, também não foi possível avaliar a qualidade do ajustamento entre o conjunto de resultados do modelo e os registros no período de análise.

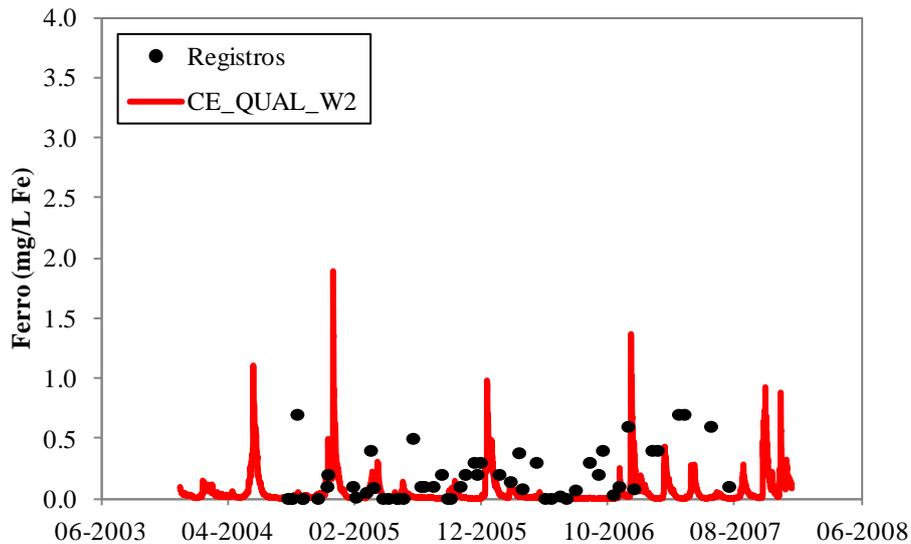


**Figura 7.19 – Série temporal de fósforo total à superfície da coluna d’água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09.**

#### *g) Ferro*

A **Figura 7.20** apresenta a série temporal de ferro à superfície da coluna d’água do Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09. A série foi estimada pelo modelo entre os anos de 2004 e 2007. A mesma figura apresenta, ainda, os registros de ferro disponíveis para o período em análise.

Conforme **Figura 7.20**, foi possível obter um ajustamento aceitável entre os dois (2) conjuntos de resultados, com um erro médio absoluto de 0,064 mg/l e *Root Mean Squared Error* de 0,261 mg/l, para os 54 pares de dados comparados (modelados e registrados).



**Figura 7.20 – Série temporal de ferro à superfície da coluna d'água no Açude Acarape do Meio no ponto de monitoramento ACA-09.**

#### 7.2.1.5 Parâmetros de calibração

Os parâmetros de calibração modificados são apresentados na **Tabela 7.3**.

**Tabela 7.3 – Parâmetros alterados no modelo de reservatório no processo de calibração.**

Parâmetro	Descrição conforme Cole (2015)	Unidades	Original	Calibrado
WSC	<i>Wind sheltering coefficient</i>	-	-	0,40
DYNSH1	<i>Dynamic shading or static shading</i>	-	1,00	0,80
TSED	<i>Sediment temperature</i>	°C	10	30
CBHE	<i>Coefficient of bottom heat exchange</i>	Wm <sup>-2</sup> °C <sup>-1</sup>	0,3	0,4
BETA	<i>Fraction of incident solar radiation absorbed at the water surface</i>	-	0,45	0,90
EXH2O	<i>Extinction coefficient for pure water</i>	m <sup>-1</sup>	0,25 - 0,45	0,35
AFW	<i>Coefficient in the wind speed formulation</i>	Wm <sup>-2</sup> mm Hg <sup>-1</sup>	9,2	10,2
EXA	<i>Algal light extinction</i>	m <sup>-1</sup> /gm <sup>-3</sup>	0,2	0,1
AR	<i>Maximum algal respiration rate</i>	day <sup>-1</sup>	0,04	0,1
AM	<i>Maximum algal mortality rate</i>	day <sup>-1</sup>	0,1	0,01

Desenvolvimento de uma Metodologia de Modelagem de  
Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará  
Relatório 3 – Documentação da Estratégia proposta e análise dos resultados

Parâmetro	Descrição conforme Cole (2015)	Unidades	Original	Calibrado
ASAT	<i>Light saturation intensity at maximum photosynthetic rate</i>	W m <sup>-2</sup>	100	40
AT1	<i>Lower temperature for algal growth</i>	°C	5	25
AT2	<i>Lower temperature for maximum algal growth</i>	°C	25	30
ALGP	<i>Stoichiometric equivalent between algal biomass and phosphorus</i>	-	0,005	0,002
ACHLA	<i>Ratio between algal biomass and chlorophyll a in terms of mg algae/µg chl a</i>	-	0,05	0,035
O2AR	<i>Oxygen stoichiometry for algal respiration</i>	-	1,1	0,9
O2AG	<i>Oxygen stoichiometry for algal primary production</i>	-	1,4	1,6
LDOMDK	<i>Labile DOM 2 decay rate</i>	day <sup>-1</sup>	0,1	0,012
LPOMDK	<i>Labile POM 3 decay rate</i>	day <sup>-1</sup>	0,08	0,4
PO4AR	<i>Sediment release rate of phosphorus</i>	-	0,001	0,05
NH4REL	<i>Sediment release rate of ammonium</i>	-	0,001	0,15
NH4DK	<i>Ammonium decay rate</i>	day <sup>-1</sup>	0,12	0,05
NO3S	<i>Denitrification rate from sediments</i>	m day <sup>-1</sup>	0,001	0,01
SOD	<i>Zero-order sediment oxygen demand for each segment</i>	g O <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup>	0,3 - 5,3	0,8
O2LIM	<i>Dissolved oxygen half-saturation constant or concentration at which aerobic processes are at 50% of their maximum</i>	g m <sup>-3</sup>	0,7	0,1
FEREL	<i>Iron sediment release rate</i>	-	0,5	1,2
FESETL	<i>Iron settling velocity</i>	m day <sup>-1</sup>	2,0	0,5
CO2REL	<i>Sediment carbon dioxide release rate</i>	-	1,2	0,05
O2NH4	<i>Oxygen stoichiometry for nitrification</i>	-	4,57	4,33

<sup>1</sup> Por exemplo DYNOSH = 0.8 representa que 80% da radiação solar incidente atinge a superfície do corpo d'água

<sup>2</sup> DOM – Dissolved Organic Matter

<sup>3</sup> POM – Particulate Organic Matter

## 7.2.2 Resultados da modelagem do reservatório

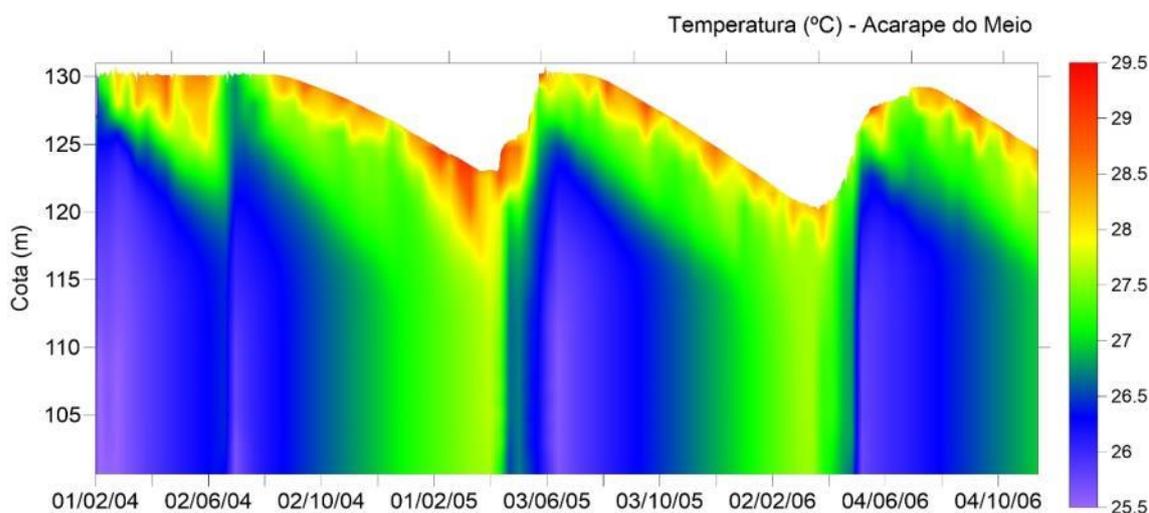
### 7.2.2.1 Temperatura da água

Conforme apresentado no *“Produto 2 – Metodologia de Qualidade de Água para Reservatórios do Estado do Ceará – Estudo de Viabilidade e Hierarquização dos Modelos Identificados e Avaliados”*, as condições do semiárido do Nordeste brasileiro apresentam especificidades que devem ser reproduzidas pelos modelos de qualidade de água. Entre estas especificidades está o fenômeno de estratificação da massa d’água, distinto das regiões temperadas no intervalo de temperaturas. No sistema em estudo, a estratificação ocorre, mas com uma amplitude térmica vertical significativamente inferior à amplitude térmica verificada em corpos d’água semelhantes, localizados em latitudes mais elevadas e que frequentemente ultrapassam os 10°C.

Na perspectiva da modelagem, é necessário que o modelo seja capaz de simular corretamente os processos que controlam a estratificação vertical térmica do sistema, e que determinam o desenvolvimento e destruição da termoclina. Para isso são necessárias condições adequadas de fronteira meteorológica, assim como uma resolução espacial (camadas em profundidade) e temporal (frequência temporal de poucas horas) adequada.

Os resultados do modelo para a evolução do perfil vertical de temperatura simulada (**Figura 7.21**) indicam um comportamento dinâmico da estrutura térmica vertical, resultante das variações de radiação solar, temperatura do ar, vento e quantidade de água no açude. Os valores mais elevados são observados nas camadas superficiais, ultrapassando frequentemente os 28°C.

O perfil de temperatura indica, ainda, que a termoclina apresenta maior amplitude térmica (4°C) quando o açude está mais cheio. Por outro lado, quando a quantidade de água no açude é menor (entre março e maio de 2005 e 2006) a variação de temperatura entre a superfície e o fundo é menor (~2.5°C).



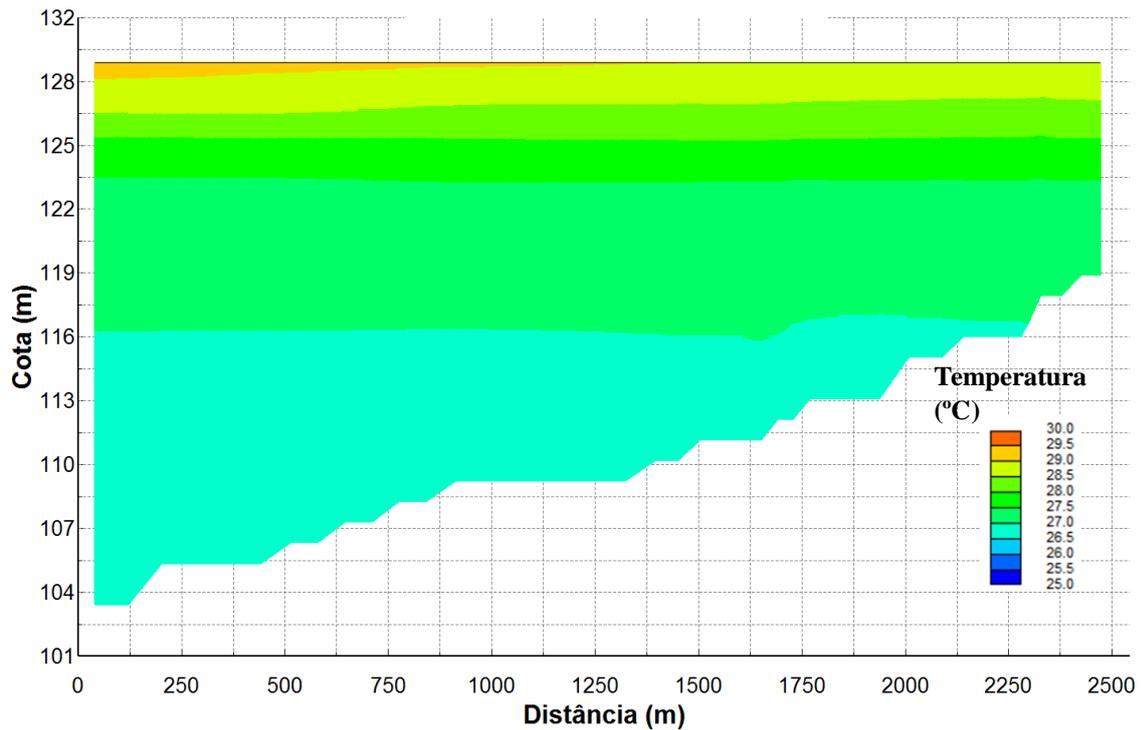
**Figura 7.21 – Evolução temporal do perfil vertical de temperatura (°C) simulado pelo modelo CE-QUAL-W2, no barramento do Açude Acarape do Meio, para o período de simulação entre 1/1/2004 e 31/12/2006.**

Os resultados do modelo para a evolução da estrutura térmica da coluna d'água no açude mostram, de uma forma clara, que as condições ambientais entre março e maio são propícias a uma maior mistura da coluna d'água. Esta ocorrência é devida, sobretudo, à conjugação de dois (2) fatores: diminuição da altura da coluna d'água e intensificação dos processos de mistura vertical.

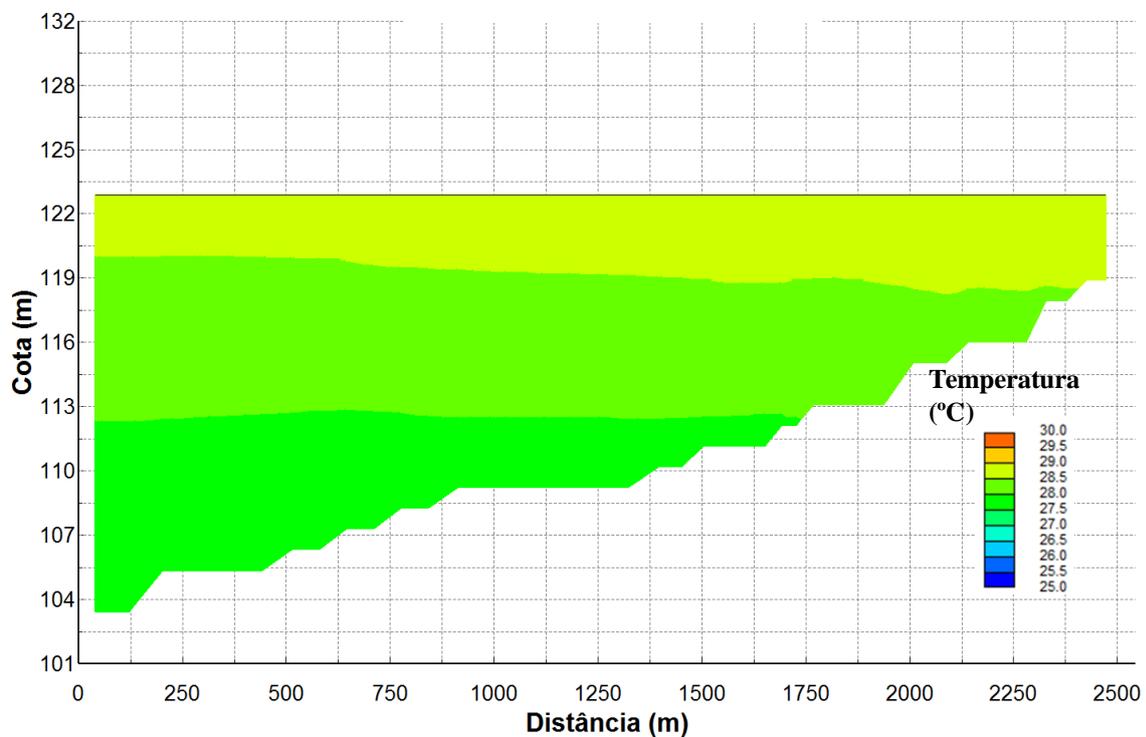
A **Figura 7.22** e **Figura 7.23** apresentam o perfil longitudinal da temperatura da água no ramo principal (ramo 1) do Açude Acarape do Meio. Estes perfis correspondem ao dia 20 de maio de 2007 (período úmido) e ao dia 26 de novembro 2007 (período seco), respectivamente.

Conforme sugere a **Figura 7.22**, no período úmido, verifica-se uma significativa estratificação térmica da coluna d'água, com temperaturas mais elevadas devido ao balanço de energia na interface ar-água, conforme igualmente referido em FIRMINO *et al.*, (2009).

Por outro lado, a partir da análise dos resultados apresentados na **Figura 7.23**, verifica-se que no período seco os gradientes de temperatura da água são bastante inferiores aos que se verificam no período úmido.



**Figura 7.22 – Perfil longitudinal de temperatura no Açude Acarape do Meio no dia 20 de Maio de 2007 (período úmido).**



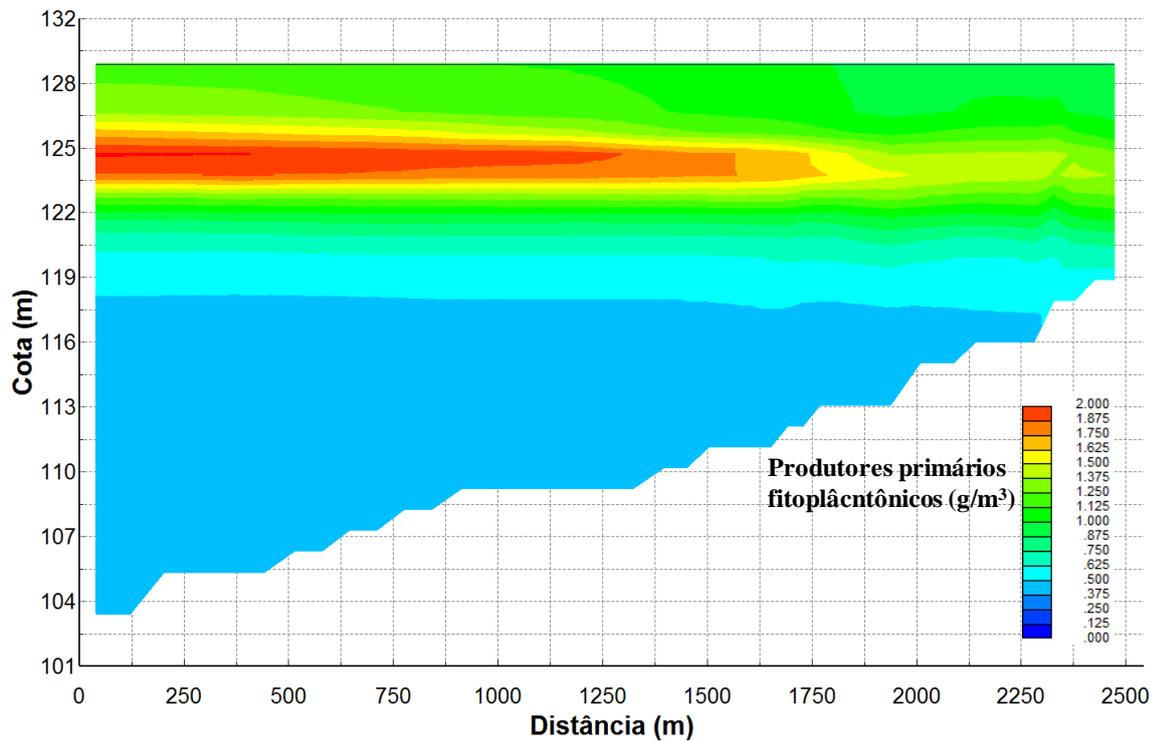
**Figura 7.23 – Perfil longitudinal de temperatura no Açude Acarape do Meio no dia 26 de Novembro de 2007 (período seco).**

#### 7.2.2.2 Produtores primários fitoplanctônicos

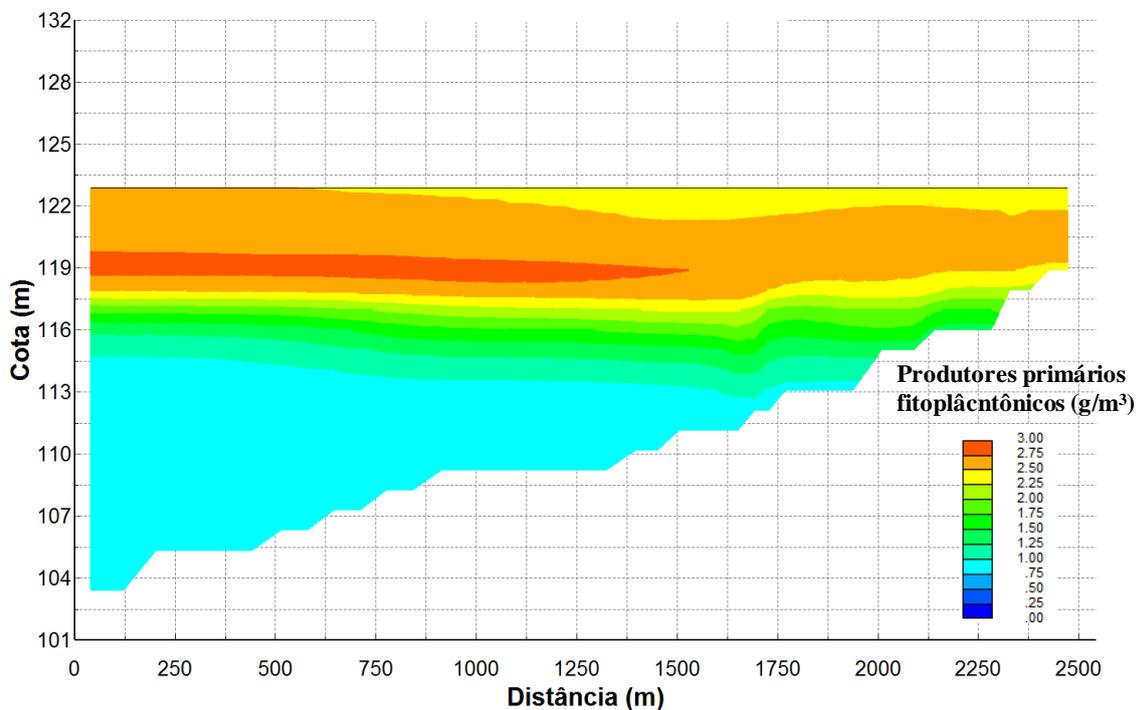
A **Figura 7.24** e a **Figura 7.25** apresentam o perfil longitudinal da biomassa de produtores primários fitoplanctônicos no ramo principal (ramo 1) do Açude Acarape do Meio. O perfil corresponde ao dia 20 de maio de 2007 (período úmido) ao dia 26 de novembro 2007 (período seco), respectivamente.

Nas duas situações a biomassa destes organismos fotossintéticos é mais elevada no epilimnío, dada a disponibilidade de luz e aparente abundância de nutrientes. No período úmido esta camada pode estender-se até aos 8 m de profundidade, enquanto que nos meses secos tem uma espessura próxima de 5 m. Os resultados do modelo permitem ainda inferir que este padrão, assim como a magnitude dos valores, é homogêneo ao longo de toda a seção do açude, apenas apresentando valores ligeiramente superiores com a aproximação do barramento. Não é possível observar esta característica por meio de dados de campo, dada a impossibilidade logística de se realizar uma amostragem contínua ao longo do açude.

O modelo mostra ainda que os valores máximos de biomassa de fitoplâncton se encontram a alguns metros abaixo da superfície, estando esta distribuição vertical relacionada à depleção de nutrientes na superfície e a sua disponibilidade em profundidade.



**Figura 7.24 – Perfil longitudinal de concentração de produtores primários fitoplânctônicos no Açude Acarape do Meio no dia 20 de Maio de 2007.**



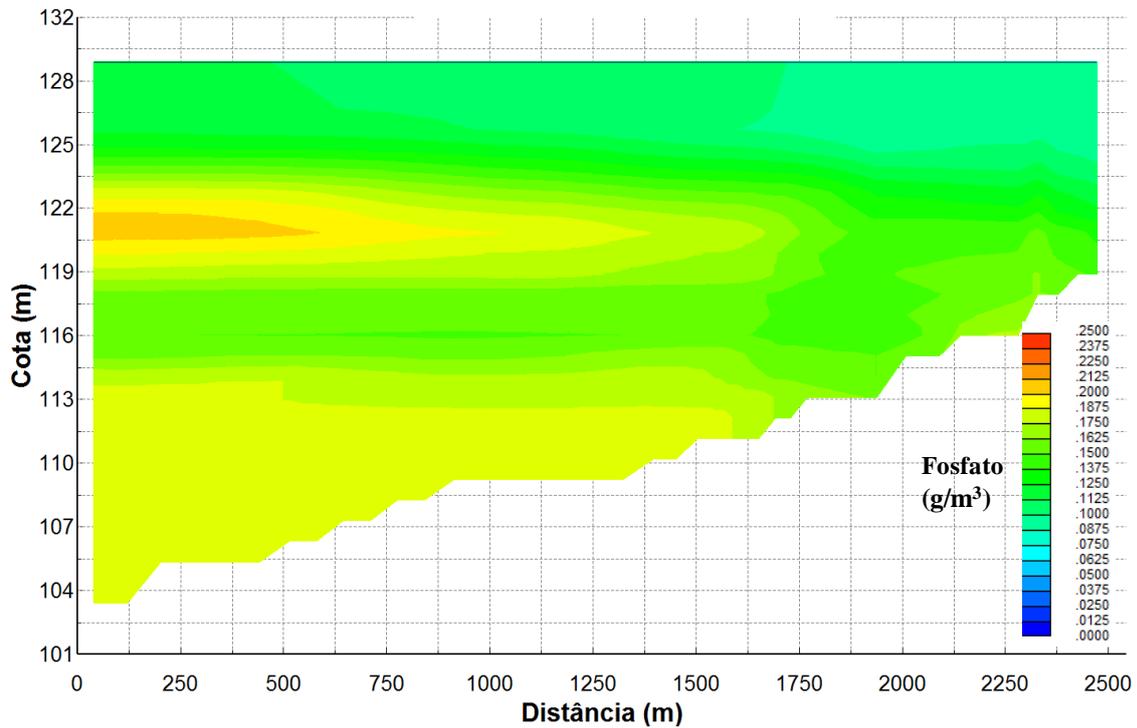
**Figura 7.25 – Perfil longitudinal de concentração de produtores primários fitoplânctônicos no Açude Acarape do Meio no dia 26 de Novembro de 2007.**

### 7.2.2.3 Nutrientes

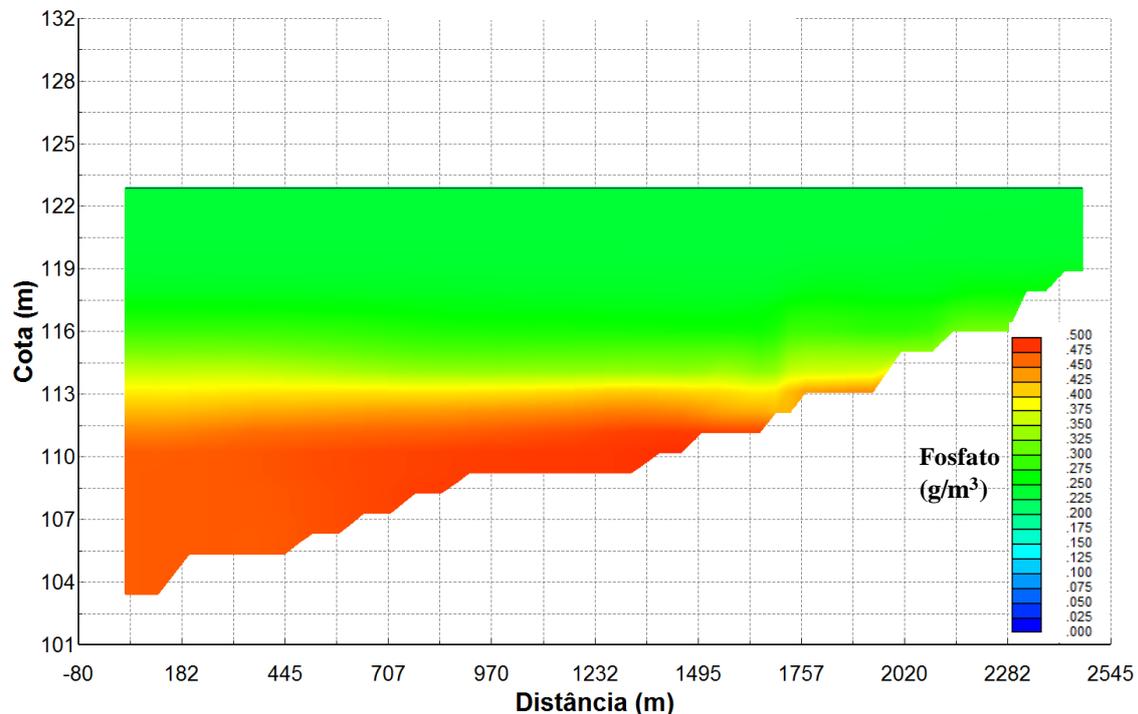
A **Figura 7.26** e a **Figura 7.27** apresentam o perfil longitudinal de concentração de fosfato no ramo principal (ramo 1) do Açude Acarape do Meio. O perfil corresponde ao dia 20 de maio de 2007 (período úmido) e ao dia 26 de novembro 2007 (período seco), respectivamente.

Os resultados do modelo revelam dois (2) cenários distintos nestes dois (2) períodos, com uma distribuição mais homogênea no período úmido e um maior gradiente em profundidade no período seco. Em ambas as situações, no entanto, são verificadas concentrações mais elevadas junto ao fundo, em resultado da liberação de fosfato dos sedimentos em consequência das reações químicas de diagênese em condições anóxicas.

Durante o período úmido é também possível verificar a ocorrência de um máximo subsuperficial de fosfato imediatamente abaixo da camada de valores máximos de biomassa de fitoplâncton (**Figura 7.24**). Estes valores podem estar relacionados à mineralização da matéria orgânica originada pela mortalidade dos produtores primários nas camadas imediatamente superiores. Apesar de ser um dos nutrientes essenciais aos produtores primários, o fosfato não é esgotado nas camadas superficiais, onde a produção primária é contínua, o que significa que o sistema é capaz de manter a sua produção por meio de um fornecimento constante deste elemento das camadas mais profundas.



**Figura 7.26 – Perfil longitudinal de concentração de fosfato no Açude Acarape do Meio no dia 20 de maio de 2007 (período úmido).**

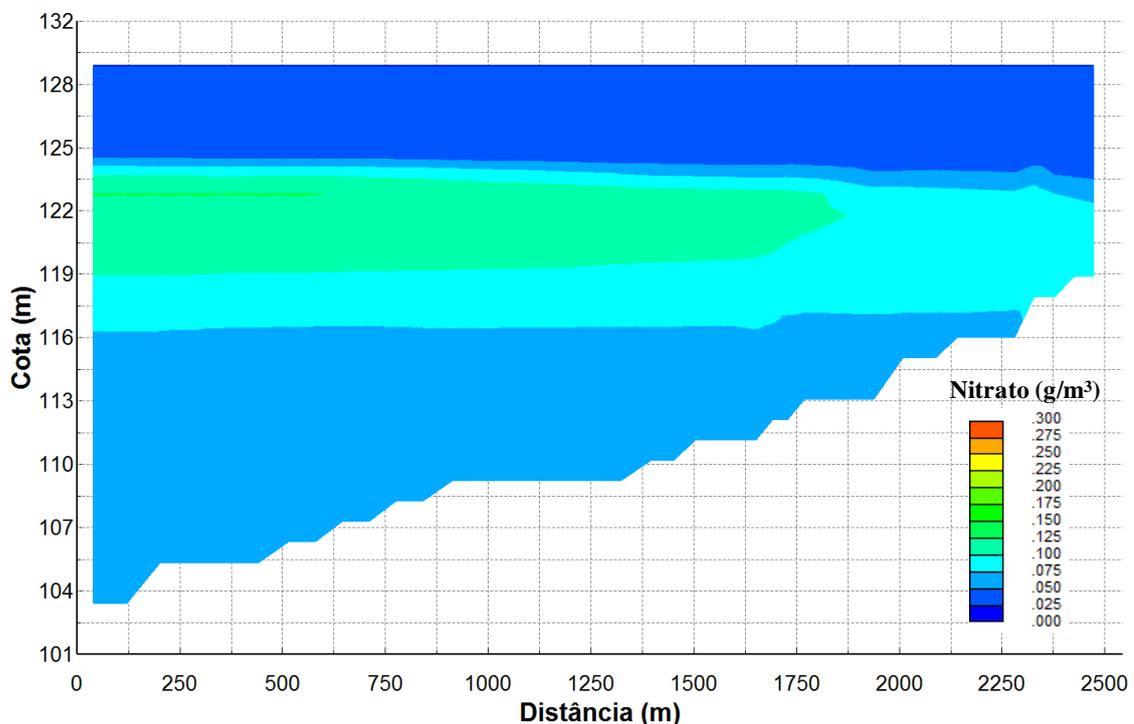


**Figura 7.27 – Perfil longitudinal de concentração de fosfato no Açude Acarape do Meio no dia 26 de novembro de 2007 (período seco).**

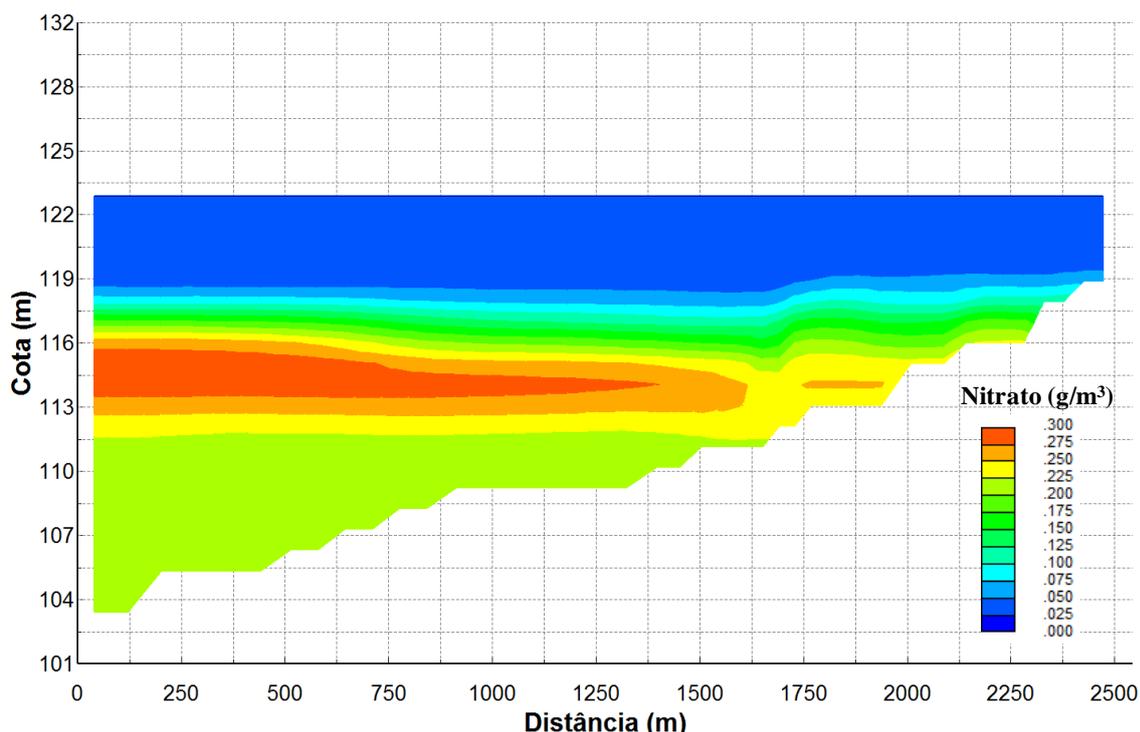
A **Figura 6.28** e a **Figura 7.29** apresentam o perfil longitudinal da concentração de nitrato no ramo principal (ramo 1) do açude Acarape do Meio. O perfil corresponde ao dia 20 de maio de 2007 (período úmido) e ao dia 26 de novembro 2007 (período seco), respectivamente.

Tal como o fosfato, o nitrato apresenta dois (2) padrões claramente distintos entre o período úmido e seco. No primeiro é possível verificar que as concentrações são baixas em toda a coluna d'água (inferiores a 0,2mg/L). Na estação seca, por outro lado, existe também um gradiente em profundidade, com concentrações mais elevadas no hipolímnio. Nos dois casos verifica-se que as concentrações mais elevadas ocorrem a meio da coluna d'água, estando relacionada à matéria orgânica que resulta da produção primária nas camadas superiores.

Salienta-se que, ao contrário do fosfato, o nitrato está frequentemente ausente nas camadas superiores, o que indica que é consumido à medida que vai estando disponível. De acordo com estes resultados do modelo, a produção primária parece estar condicionada pela disponibilidade de nitrato, o que significa que o sistema é limitado por nitrogênio, uma característica típica de sistemas lênticos eutrofizados.



**Figura 7.28 – Perfil longitudinal de concentração de nitrato no Açude Acarape do Meio no dia 20 de maio de 2007 (período úmido).**



**Figura 7.29 – Perfil longitudinal de concentração de nitrato no Açude Acarape do Meio no dia 26 de novembro de 2007.**

#### 7.2.2.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

A **Figura 7.30** representa o perfil longitudinal da concentração de OD no ramo principal (ramo 1) do Açude Acarape do Meio. No período úmido o perfil corresponde aos dias 29 de maio de 2005 e 20 de maio de 2007. Por sua vez, a **Figura 7.31** representa o perfil longitudinal para o mesmo ramo durante o período seco, nos dias 26 de dezembro de 2006 e 26 de novembro de 2007.

A análise da **Figura 7.30** e **Figura 7.31** permite verificar que mesmo entre períodos secos e entre períodos úmidos poderá existir uma variação significativa da concentração máxima de OD e da sua estratificação no corpo d'água. Este fato resulta da influência não somente dos aspectos meteorológicos como o vento, que promove o arejamento das camadas superficiais, mas também da quantidade de água no açude, produção primária e eventuais entradas de carga orgânica após eventos de precipitação.

Ademais, a variação da concentração de OD é caracterizada por um elevado dinamismo, podendo os seus valores alterarem drasticamente em um período de poucas horas. Os resultados do modelo aqui apresentados indicam alguns dos padrões típicos para este parâmetro, mas o modelo tem igualmente a capacidade de reproduzir adequadamente estas variações rápidas e significativas na concentração de OD.

A análise da **Figura 7.30** e da **Figura 7.31** permite, ainda, verificar que durante os períodos seco e úmido são registrados níveis bastante baixos de concentração de OD no fundo. A existência de camadas profundas com ausência de OD é uma característica comum deste tipo de sistema, com elevada produção primária à superfície e mistura vertical condicionada.

A capacidade do modelo em reproduzir este padrão revela que os principais processos que influenciam a concentração do OD em profundidade (mistura vertical, produção primária e carga orgânica) poderão ser adequadamente simulados.

Não obstante, a partir da análise da **Figura 7.30**, é possível verificar que durante o período úmido existe uma concentração bastante baixa de OD a partir dos 6 a 8 m de profundidade. Por outro lado, durante o período seco (**Figura 7.31**), poderá ocorrer um processo de mistura, tanto por advecção como por difusão turbulenta, que permite que os gradientes de OD sejam inferiores comparativamente com o período úmido, tal como referido em FIRMINO *et al.*, (2009).

A partir das análises pode-se concluir que os resultados do modelo revelam algumas características deste sistema, no que se refere à dinâmica do OD. Embora a sua concentração seja dinâmica, variando significativamente em valor e no tempo, existem camadas do hipolímnio que estão constantemente em condições de anóxia. A profundidade em que se inicia esta zona de depleção do OD, assim como a sua espessura, varia ao longo do ano em função das condições meteorológicas, produção primária e quantidade e temperatura da água no açude. O mesmo acontece em relação às camadas superficiais bem oxigenadas. Esta característica do açude implica a existência contínua de um forte gradiente de OD entre a superfície e o fundo.

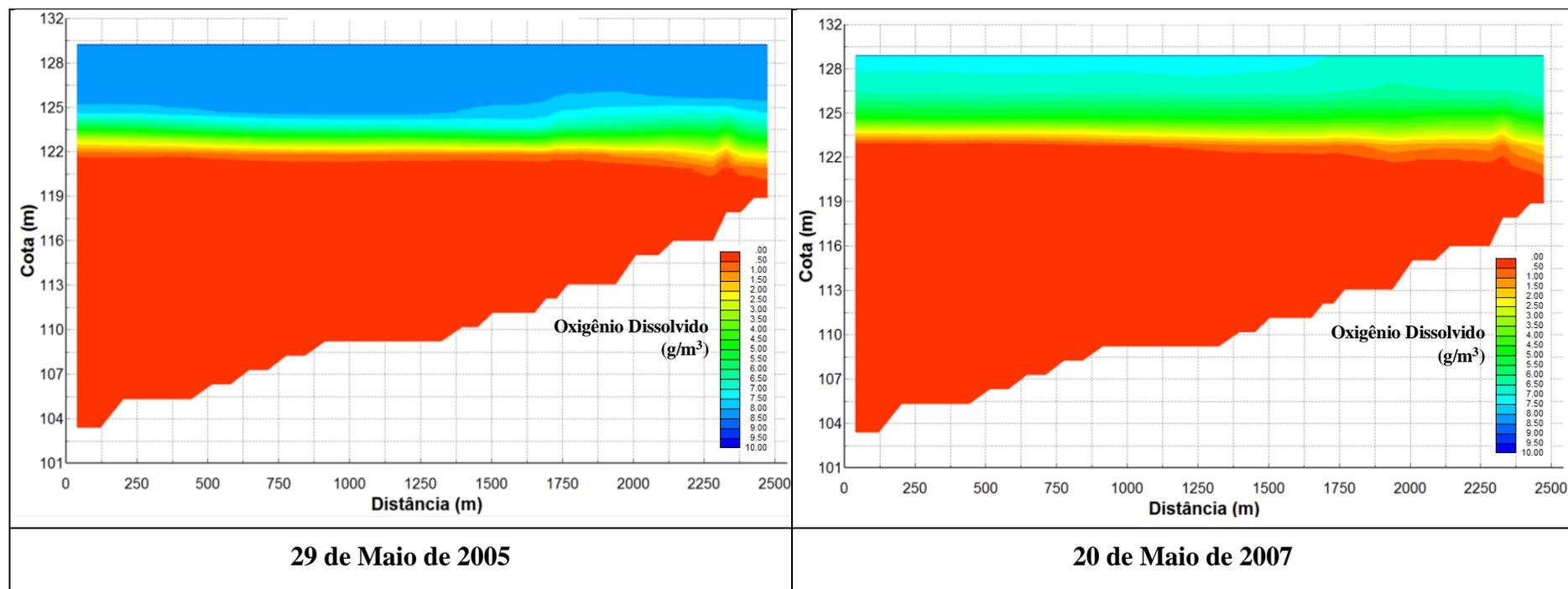


Figura 7.30 – Perfil longitudinal da concentração de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio (período úmido).

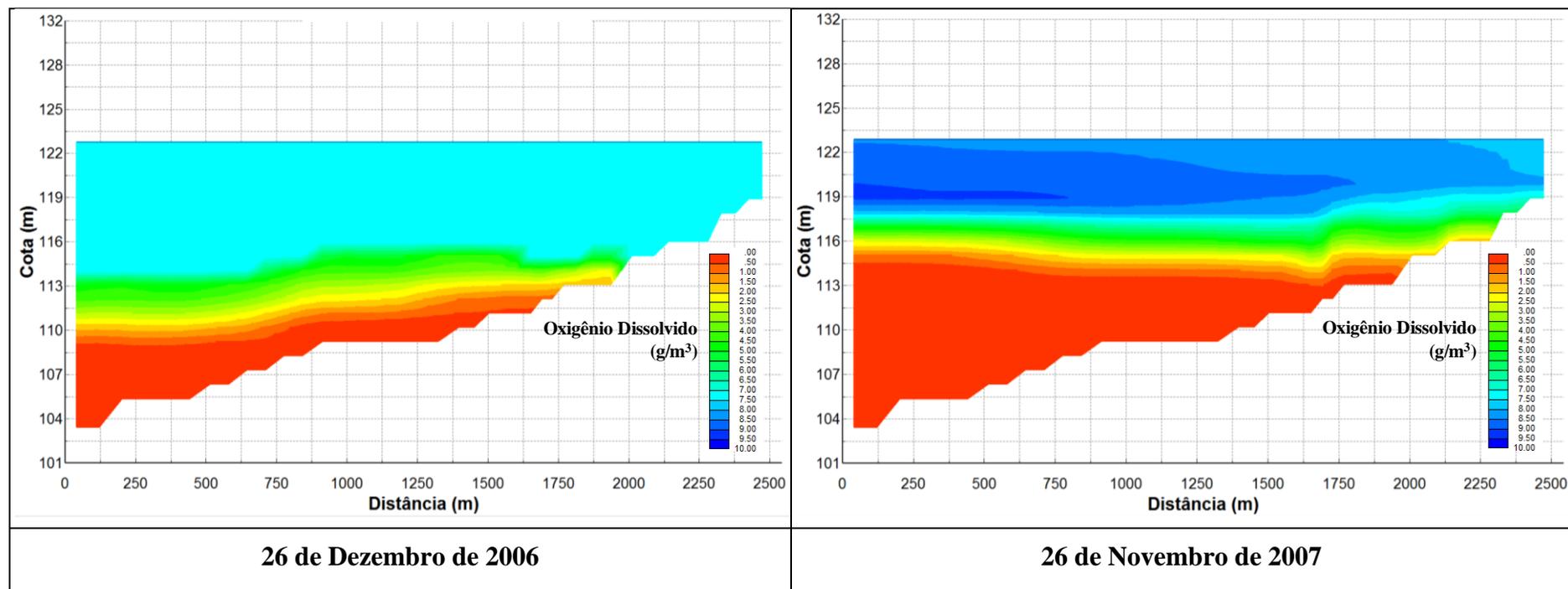


Figura 7.31 – Perfil longitudinal da concentração de oxigênio dissolvido no Açude Acarape do Meio (período seco).

## 7.3 DESAFIOS PARA O USUÁRIO

### 7.3.1 Elaboração da batimetria

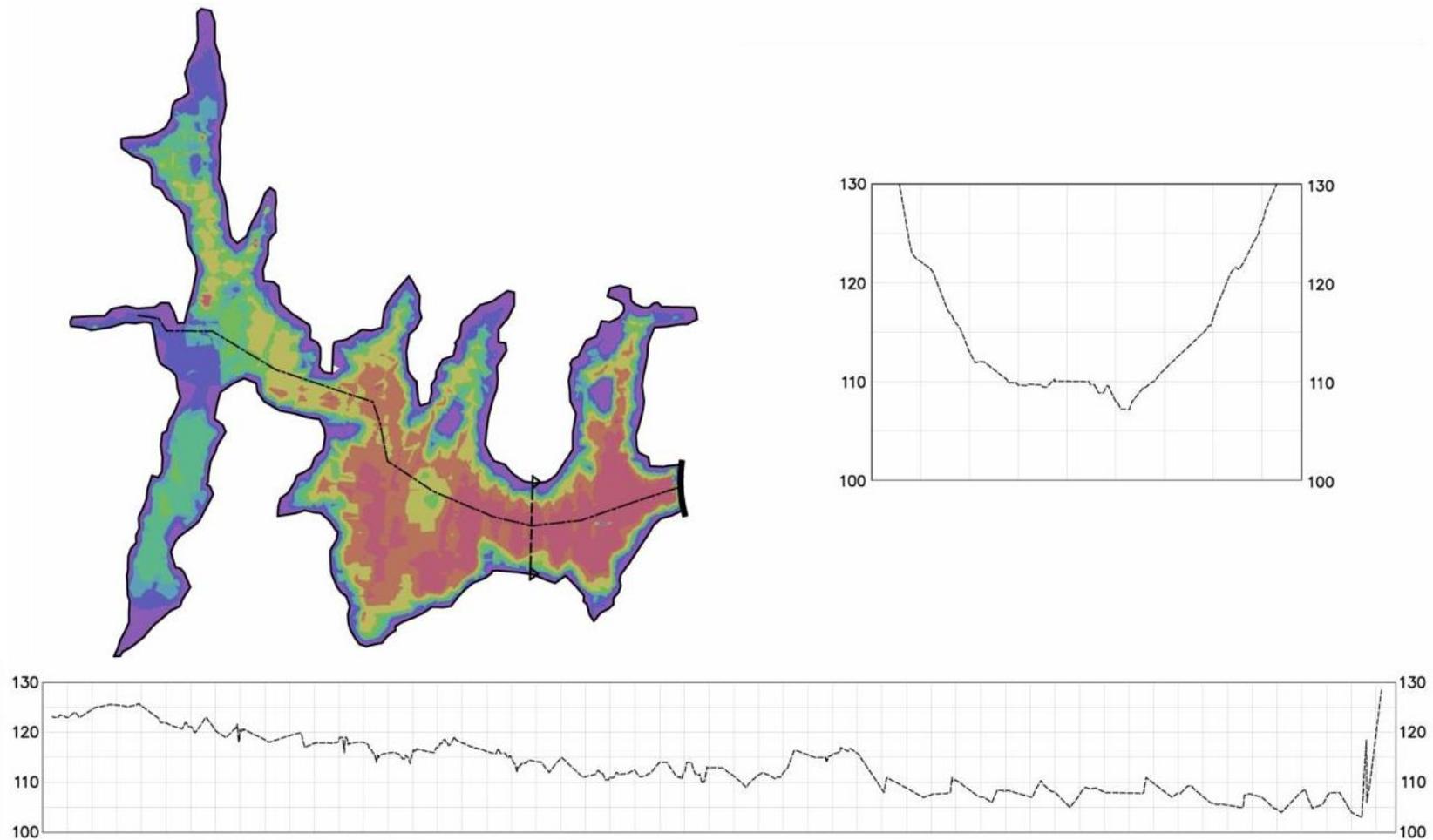
A elaboração do modelo de batimetria é uma das etapas fundamentais na aplicação de modelos de qualidade da água em reservatórios, rios e estuários. No caso do modelo CE-QUAL-W2, a representação conceitual do corpo d'água é realizada por meio da definição de uma malha computacional, obtida a partir da batimetria disponível. Esta malha é definida por braços/ramos divididos em segmentos (espaçamento longitudinal) e camadas (espaçamento vertical). Nesta etapa é necessário ainda definir a largura média de cada segmento e o declive do fundo de cada um dos braços.

O espaçamento longitudinal e vertical pode variar de segmento para segmento e de camada para camada. Contudo, esta variação deverá ser o mais gradual possível, de modo a evitar problemas de estabilidade numérica e erros de discretização.

A etapa de definição do modelo de batimetria é geralmente bastante complexa e trabalhosa. Para facilitar o processo, o usuário deverá recorrer a ferramentas computacionais auxiliares, tais como os aplicativos AutoCAD Civil 3D e aplicativos de SIG (como, por exemplo, o software livre QuantumGIS). Estas ferramentas permitem auxiliar na definição dos espaçamentos longitudinais e verticais, bem como na criação do modelo digital de elevação e na compartimentação do corpo d'água.

De fato, é frequente existir a necessidade de se recorrer ao geoprocessamento da informação topobatimétrica, no caso de esta ser disponibilizada no seu formato bruto (como, por exemplo, como uma nuvem de pontos). Este geoprocessamento visa a definição do modelo digital de elevação para possibilitar a posterior criação das curvas de nível, perfis transversais e longitudinais, etc.

A **Figura 7.32** representa um exemplo de perfil transversal e longitudinal criado por meio do aplicativo AutoCAD Civil 3D para o auxílio na definição do modelo de batimetria.



**Figura 7.32 – Exemplo de perfil transversal e longitudinal elaborados para o Açude Acarape do Meio para auxílio na definição do modelo de batimetria.**



### 7.3.2 Dados de entrada

Os modelos de qualidade da água são, por norma, particularmente complexos no seu modo de funcionamento. O CE-QUAL-W2, como já foi explicado, é um modelo que simula vários processos e, como tal, requer uma quantidade significativa de informação fornecida de uma forma estruturada por meio dos arquivos de entrada. Particularmente, deve-se dar destaque ao arquivo de controle (.con), pois é ele que contém toda a informação relevante para rodar o modelo. Desde o nome dos demais arquivos (batimetria, vazões de entrada, valores meteorológicos, etc.) até aos valores dos parâmetros.

É imprescindível que o usuário consulte os manuais do modelo para acompanhar a organização dos arquivos de entrada dos dados, assim como a sua estrutura. Só assim é possível alterar condições de contorno e valores iniciais das propriedades (variáveis de estado), assim como dos parâmetros do modelo. Informação pertinente pode ser encontrada nos seguintes *sites* da internet:

- página do modelo, onde se pode consultar o manual do usuário:  
<http://www.ce.pdx.edu/w2/>
- página do *wiki* com um conjunto de instruções práticas para os novos usuários:  
[http://www.cequalw2wiki.com/First-time\\_Users:First-time\\_Users](http://www.cequalw2wiki.com/First-time_Users:First-time_Users)

### 7.3.3 Interface

Modelos com a complexidade do CE-QUAL-W2 produzem, frequentemente, um elevado volume de resultados, levantando dificuldades ao usuário. Organizar, interpretar e visualizar os resultados é uma tarefa que torna-se difícil caso não haja recursos e ferramentas de pós-processamento adequadas. O modelo CE-QUAL-W2, na sua mais recente versão, é disponibilizado juntamente com uma interface gráfica para apoio ao usuário em algumas tarefas de pré e pós-processamento. Esta interface permite, entre outras coisas, visualizar a batimetria e os valores dos parâmetros do modelo (entrada de dados), conforme é apresentado na **Figura 7.33**.

Desenvolvimento de uma Metodologia de Modelagem de  
Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará  
Relatório 3 – Documentação da Estratégia proposta e análise dos resultados

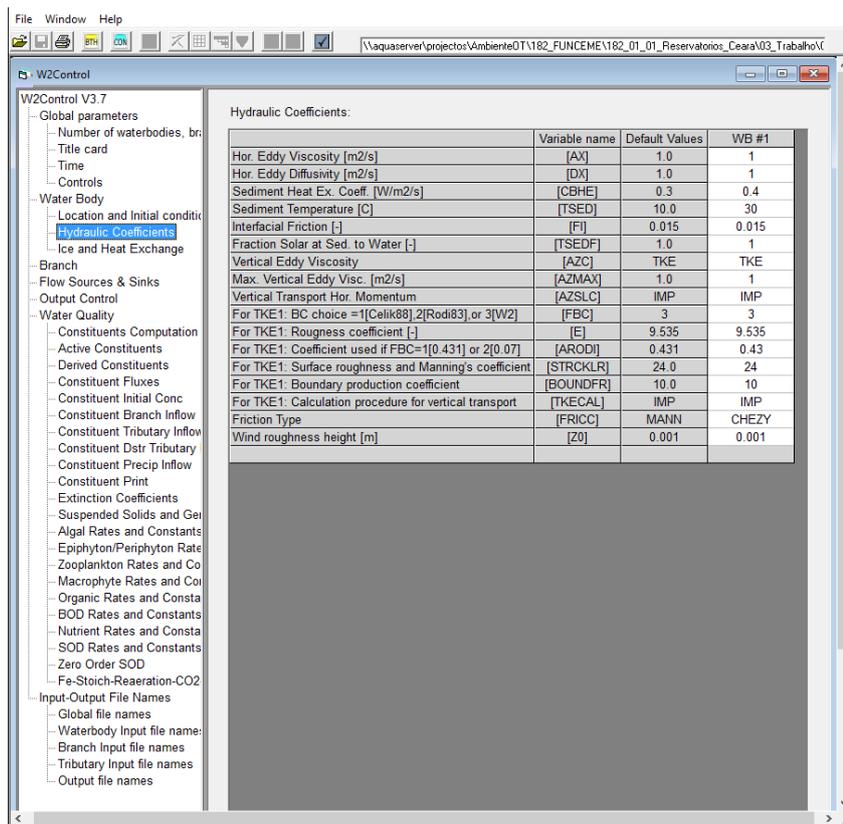


Figura 7.33 – Interface de pré-processamento do modelo CE-QUAL-W2.

A interface gráfica permite, igualmente, a ligação a uma ferramenta de pós-processamento que permite visualizar os resultados do modelo de diferentes formas. Séries temporais, seções longitudinais ou animações da evolução dos parâmetros no tempo são apenas alguns exemplos (Figura 7.34).

Recomenda-se aos usuários, desta forma, a utilização das ferramentas de visualização dos resultados. Assim, poderão ser minimizadas as dificuldades relacionadas ao tratamento dos resultados.

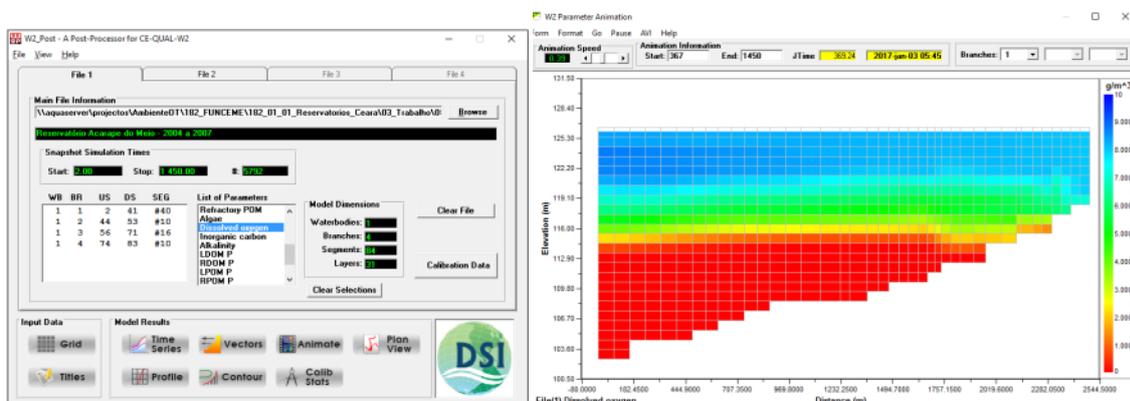


Figura 7.34 – Interface de pós-processamento do modelo CE-QUAL-W2.

## 8 DIFICULDADES ENCONTRADAS

O exercício de modelagem requer um conhecimento, tanto de princípios de informática, como dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica e em reservatórios. Além dos conhecimentos técnicos e dos processos, o conhecimento local da área que se pretende modelar é de extrema importância, pois permite avaliar a qualidade dos dados e melhor aferir a influência das incertezas desses dados nos resultados obtidos a partir da modelagem.

A partir das análises realizadas, julgou-se conveniente, nesta fase do desenvolvimento da metodologia de modelagem, sistematizar as dificuldades encontradas no desenvolvimento do modelo. Tais dificuldades são apresentadas na **Tabela 8.1**.

No desenvolvimento da estratégia de modelagem é necessário considerar a natureza dos estudos de modelagem de sistemas naturais. Como em toda a aplicação de modelos numéricos, as fases de calibração e validação são essenciais, pois só assim se pode garantir que o modelo reproduz a dinâmica do sistema em estudo, tornando-se, por isso, adequado o seu uso na avaliação de cenários e implementação de medidas de gestão. Estas tarefas, no entanto, são dependentes da disponibilidade e qualidade de dados primários, pois só com estes é possível avaliar a capacidade do modelo e a sua adequação. Ainda, no que se refere aos dados de poluição difusa e pontual, serão analisados mais detalhadamente calendários de práticas agrícolas e localização de descargas na bacia drenante ao Açude Acarape do Meio. Estas melhorias serão implementadas no [Relatório 4](#).

Na proposta de modelagem apresentada neste volume, o enfoque do trabalho está na calibração dos modelos utilizados. No presente momento, o esforço de monitoramento dos Açudes Acarape do Meio, Araras e Olho d'Água encontra-se em desenvolvimento. Como tal, foram realizadas simulações para os anos de 2004 a 2006, para os quais estão disponíveis dados fundamentais do açude Acarape do Meio para a calibração do modelo, especificamente quanto aos valores de temperatura em profundidade para vários momentos. No entanto, para estes anos, os dados disponíveis não permitem uma calibração adequada dos parâmetros da qualidade da água, sendo este exercício realizado nas próximas etapas desta atividade. A metodologia aqui proposta será posteriormente complementada com a validação dos modelos e utilizando dados atuais, assim que o esforço das campanhas for finalizado. Este novo aporte de informação permitirá realizar uma avaliação mais detalhada do modelo, uma vez que disponibilizará dados de qualidade da água em profundidade, além dos perfis térmicos.

**Tabela 8.1 – Dificuldades encontradas no desenvolvimento da modelagem.**

MODELO DE BACIA HIDROGRÁFICA				
Característica	Dificuldades		Melhorias já implementadas	Melhorias a serem implementadas
	Identificação	Caracterização		
Potenciais fontes poluidoras	Informação de fontes difusas	Não se conhecem em detalhe as culturas agrícolas, podendo haver discrepância em relação à área agrícola estimada. Não se conhecem também as práticas agrícolas concretas e os calendários associados.	As práticas agrícolas implementadas foram: fertilização e irrigação automáticas. Desta forma, o modelo aplica fertilizante e água nas quantidades ótimas para que não ocorra <i>stress</i> na planta. O crescimento vegetativo não é comprometido, não sendo afetadas também as variáveis do balanço hídrico estimados pelo modelo, como evapotranspiração.	Aprofundamento da caracterização agrícola da área, procurando um detalhamento das culturas e práticas, que confira maior rigor à modelagem. A ser implementado no Relatório 4.
	Informação de fontes pontuais	Verificou-se pouco detalhamento quanto à localização e cargas reais das fontes pontuais (e igualmente das difusas).	Não aplicável.	Aprofundamento da caracterização da área, procurando um detalhamento das fontes pontuais, que confira maior rigor à modelagem. A ser implementado no Relatório 4.
Fulviometria	Estações fluviométricas a montante do Açude Acarape do Meio	Não existem dados contínuos de vazões medidas ao longo dos cursos d'água afluentes ao açude durante um período suficientemente longo para a calibração e validação.	As vazões disponíveis foram estimadas com base nos aportes ao reservatório. Os aportes diários ao reservatório são estimados tendo por base um balanço de volumes.	Serão incorporados na modelagem os dados de níveis que estão sendo coletados no campo pela equipe e serão incorporados no Relatório 4.
MODELO DE RESERVATÓRIO				
Característica	Dificuldades		Melhorias já implementadas	Melhorias a serem implementadas
	Identificação	Caracterização		
Clima	Estação meteorológica na proximidade do Açude Acarape do Meio	A estação mais próxima (Estação Guaramiranga) se localiza na área serrana do Ceará a uma altitude de 870 m. Estas características poderão não ser representativas das condições meteorológicas próximas ao Açude Acarape do Meio. Por outro lado, a estação Fortaleza se localiza no litoral Atlântico a uma altitude de 35 m, e apresenta uma temperatura mais próxima da que se verifica no Açude Acarape do Meio. Contudo, face à sua proximidade do Oceano Atlântico, poderá não representar adequadamente algumas variáveis meteorológicas importantes para a hidrodinâmica do açude, tais como a velocidade do vento e a nebulosidade.	Foram considerados os dados meteorológicos da estação Fortaleza. Para a velocidade do vento, foi considerado um fator de redução ( <i>wind shelter coefficient</i> ) para atender ao fato de a velocidade do vento ser inferior na proximidade do açude em comparação com os registros da estação.	Será avaliada a aplicação de outras fontes de dados meteorológicos, especificamente quanto aos geradores climáticos, modelos climáticos, radares, etc.
Usos do açude	Quantidade de dados das condições de exploração do açude	Disponibilidade de poucos dados detalhados de exploração do açude estudado, especificamente quanto aos consumos para abastecimento, em nível mensal, e dos sangramentos.	Foram consideradas as vazões liberadas e os sangramentos existentes na <i>Memória dos Aportes ao Açude Acarape do Meio</i> .	Serão incorporados dados mais precisos da exploração do açude, caso disponíveis.



## 9 SUGESTÕES PARA OS PROGRAMAS DE MONITORAMENTO

### 9.1 CONSIDERAÇÕES

Neste capítulo é discutida a utilização dos dados de campo no exercício da modelagem, em uma perspectiva construtiva de avançar com sugestões que deverão ser consideradas no planejamento de futuros programas de monitoramento ou, caso se verifique necessário, na adaptação dos programas atuais.

Os programas de monitoramento dão resposta à necessidade de obter informação útil para descrever o estado do sistema e, simultaneamente, criar um banco de dados com informação que possa ser utilizada nas tarefas de modelagem. Neste contexto, a questão fundamental não é tanto a quantidade dos dados, mas antes a sua utilidade. Assim, os conjuntos de dados coletados com o objetivo de dar apoio ao exercício da modelagem devem ter as características adequadas para o efeito.

Com a experiência adquirida por meio da aplicação dos modelos no Açude Acarape do Meio, verificou-se que parte significativa dos dados de campo disponíveis foi útil neste estudo. No entanto, julga-se adequado e útil avançar com algumas considerações e recomendações que podem ser relevantes no futuro. Estas estão organizadas nos tópicos indicados a seguir.

- Periodicidade e tipo de amostragem.
- Localização dos pontos de amostragem.
- Parâmetros relevantes.

Este capítulo pretende apresentar sugestões para os protocolos de monitoramento, para que melhor se adequem à obtenção de dados relevantes para os trabalhos de modelagem. Estas considerações, embora genéricas na sua natureza, devem ser interpretadas considerando alguns aspectos particulares dos modelos utilizados neste trabalho, sendo o modelo de bacia SWAT e o modelo de reservatório CE-QUAL-W2.

### 9.2 PERIODICIDADE E MÉTODO DE AMOSTRAGEM

#### 9.2.1 Qualidade da água

A **periodicidade** da amostragem deve ser caracterizada por amostragens suficientemente aproximadas no tempo para permitir uma caracterização contínua dos principais padrões temporais das características físico-químicas e biológicas do corpo d'água. Neste sentido,

caso existam padrões sazonais distintos, como, por exemplo, épocas úmida e seca, a periodicidade de amostragem deve caracterizar as diferenças entre ambas. Atualmente o volume de dados disponíveis é significativo, no entanto faltam séries temporais de medições mensais contínuas para vários anos consecutivos.

Considerando que os modelos têm a capacidade de simular longos períodos (de anos a décadas), valores semanais ou mensais são mais adequados do que valores registrados em períodos de alta resolução, tais como diários ou horários. Isto significa que a caracterização do sistema com a resolução temporal sub-diária, a exemplo dos dados obtidos em campanhas nictemeraias, tem uma utilização limitada no exercício da modelagem. As campanhas nictemeraias realizadas no âmbito do presente estudo inserem-se em um contexto de caracterização do sistema e, mais especificamente, no que se refere à modelagem, fornecem dados que são utilizados para avaliar a capacidade do modelo em reproduzir a dinâmica da estrutura térmica vertical do sistema. No entanto, em um programa continuado de modelagem do reservatório para fins de gestão, a realização destas campanhas não representa necessariamente uma vantagem.

No que diz respeito ao **método de amostragem**, vários procedimentos têm sido utilizados nos programas de monitoramento até ao momento. Estes incluem amostragem em superfície, em vários níveis (como, por exemplo, em superfície, meio e fundo) ou então medição em contínuo da superfície até ao fundo por meio de sonda multi-paramétrica (perfis verticais).

Para maior utilidade dos dados monitorados, recomenda-se que sejam realizados perfis verticais em todas as campanhas, uma vez que permitem avaliar os resultados do modelo ao longo de toda a coluna d'água. Esta avaliação permite verificar a capacidade do modelo em reproduzir um dos processos físicos que maior impacto tem na qualidade da água do reservatório, sendo ele a **presença ou ausência de estratificação vertical térmica**. Esta poderá induzir estratificação ambiental de outros parâmetros, sobretudo do oxigênio.

Para as campanhas de medições simples (superfície, meio, fundo) é necessário que as mesmas tenham sempre indicações exatas da profundidade (em metros) as quais foram realizadas. Em uma perspectiva de modelagem, dados de qualidade da água sem referência à profundidade a que dizem respeito não têm qualquer utilidade. São exceção os dados para os quais há referência à coleta de dados em superfície.

### 9.2.2 Quantidade de água

A **periodicidade** da amostragem no que diz respeito à quantidade de água deve ser, à semelhança da qualidade de água, o mais próxima possível e o mais extensa possível, uma vez que no estudo de bacias hidrográficas deve-se considerar longos períodos de tempo. Desta forma, é possível analisar a bacia hidrográfica em termos de anos secos, intermediários e úmidos, essenciais na sua caracterização, assim como a variabilidade inter-anual. Uma vez que a quantidade de água nos afluentes está diretamente relacionada aos eventos de precipitação (geralmente muito variável ao nível horário), é importante que as medidas consigam reproduzir a realidade, mesmo que o modelo seja na escala diária. Os dados sub-diários são extremamente importantes para os casos de estudo onde o escopo é a modelagem de eventos de cheias (em geral pontuais, acontecendo em uma escala horária). Para o presente estudo, uma vez que o foco é a qualidade de água do reservatório, uma escala diária é suficiente, onde o modelo de bacia apenas terá que fornecer a quantidade de água certa para entrada no modelo de reservatório.

Em um contexto mais operacional de utilização dos modelos, recomenda-se a continuidade de campanhas simples de monitoramento (mensais), mas sugere-se a implementação de sistemas de medição contínua, tanto para a quantidade e qualidade da água nas afluições ao reservatório, quanto para a qualidade da água. Estes sistemas automáticos de monitoramento têm sido utilizados por vários órgãos de gestão de recursos hídricos por todo o mundo, representando a forma mais eficaz de obter dados para condições de contorno (afluentes) e para avaliação de performance dos modelos.

No contexto deste estudo, observou-se que as medidas de vazão para a realização da calibração e validação do modelo de bacia (SWAT) foram insuficientes, existindo apenas meses de medidas de vazões para o ano de 2008. Foi assim necessário recorrer ao balanço hídrico do reservatório para estimativas de vazões mais recentes e para um período superior. Estas limitações devem ser consideradas na definição de futuros programas de amostragem ou, em alternativa, na adaptação do atual.

No que diz respeito ao **método de amostragem** para a quantidade de água, esta deverá ser realizada com base em réguas ou escalas linimétricas e respectivas curvas-chave, que idealmente deverão ser automáticas, estando conectadas a um sistema telemétrico. Assim, para casos de medidas de vazões manuais, são utilizadas réguas linimétricas, sendo a leitura realizada manualmente. Já nas estações fluviométricas automáticas, as medidas são obtidas com sensores e com o auxílio de uma plataforma de coleta de informação e os dados são transmitidos remotamente para um banco de dados. As medidas realizadas de

forma automática têm menor erro associado, pois os valores ficam registrados automaticamente, assim como a ocorrência de falhas nas medidas é menor, pois as manuais, por exemplo, estão dependentes da disponibilidade do responsável da leitura.

## **9.3 LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM**

### **9.3.1 Qualidade da água**

Para o estudo em desenvolvimento, as estações de monitoramento utilizadas mostraram ser adequadas para caracterizar o sistema, assim como para serem utilizadas no âmbito da modelagem. Para outros reservatórios, no entanto, esta adequação deverá ser avaliada.

Na utilização dos dados de campo no âmbito da modelagem de qualidade de água, poderá ocorrer que algumas estações utilizadas, sobretudo por questões de antecedente histórico e continuidade de programas de monitoramento, não representem contribuição significativa. Sempre que possível as estações de monitoramento devem estar localizadas na proximidade do barramento.

### **9.3.2 Quantidade de água**

O fator mais relevante no monitoramento da quantidade da água é a localização dos pontos de monitoramento na bacia hidrográfica. Assim, os pontos deverão estar localizados mais a jusante, podendo desta forma a vazão medida ser representativa de toda a bacia de drenagem. São importantes também medidas em pontos de localização relevantes para o estudo, como, por exemplo, em casos de existência de barreiras significativas ao longo do rio (conhecendo as vazões a jusante), etc.

## **9.4 PARÂMETROS RELEVANTES**

A escolha de parâmetros de monitoramento está frequentemente condicionada por questões práticas, tais como limitações metodológicas ou analíticas, e por questões financeiras. Existem igualmente outros determinantes fundamentais na escolha dos parâmetros, especificamente quanto a obrigatoriedade legal para fins de caracterização do estado dos corpos d'água e avaliação da sua qualidade e quantidade para diferentes usos.

Pontualmente podem também ser escolhidos parâmetros para avaliar a qualidade da água em resultado de episódios de poluição. De igual forma, podem ser monitorados parâmetros específicos de qualidade para acompanhar o impacto de fontes conhecidas de poluição crônica.

No entanto, quando os programas de monitoramento são delineados com o objetivo da utilização dos dados para modelagem, existem alguns aspectos que devem ser considerados.

Independentemente da complexidade e natureza dos modelos utilizados (bacia e reservatório), existe um conjunto de parâmetros (**Tabela 9.1**) que, por norma, é considerado em todos os modelos - **Parâmetros fundamentais** -, por descrever as características fundamentais dos afluentes e qualidade do corpo d'água. Outros parâmetros (**Tabela 9.1**) podem ainda fornecer informação importante - **Parâmetros adicionais**. Embora exista a possibilidade de não serem utilizados diretamente pelo modelo, podem ter uma utilidade indireta na avaliação a sua eficácia.

**Tabela 9.1 – Listagem de parâmetros fundamentais e adicionais a serem considerados na modelagem**

	<b>Parâmetro</b>	<b>Modelo</b>
<b>Parâmetros fundamentais</b>	Temperatura da água (°C)	Reservatório
	Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ou $\text{mg/m}^3$ )	Reservatório
	Oxigênio dissolvido ( $\text{mg/L}$ e % saturação)	Reservatório
	Nitrogênio amoniacal ( $\text{mgN/L}$ )	Reservatório
	Ortofosfato ( $\text{mgP/L}$ )	Reservatório
	Nitrato ( $\text{mgN/L}$ )	Reservatório e bacia
	Fósforo total ( $\text{mgP/L}$ )	Reservatório e bacia
	Vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Bacia
<b>Parâmetros Adicionais</b>	Carbono orgânico total ( $\text{mg C/L}$ )	Reservatório
	Nitrogênio total ( $\text{mgN/L}$ )	Reservatório e bacia
	pH	Reservatório
	Sólidos suspensos totais ( $\text{mg/L}$ )	Reservatório e bacia

## 9.5 PRODUTORES PRIMÁRIOS

Os programas de monitoramento consideram, frequentemente, vários parâmetros que descrevem a composição dos produtores primários fitoplanctônicos em termos dos principais grupos (Phyla), tais como diatomáceas, cianobactérias, etc. Estas análises quantificam a sua concentração em indivíduos (número de células/mL), biomassa

(mgC/L) ou, em casos excepcionais, em concentração de clorofila de cada Filo ( $\mu\text{g/L}$ ). Estas análises são frequentemente exigidas por lei, uma vez que permitem identificar a presença ou predominância de espécies potencialmente nocivas para a saúde humana e animal, tais como as cianobactérias que produzem cianotoxinas.

Os dados relativos à composição fitoplanctônica são importantes na utilização de modelos de qualidade da água, uma vez que estes simulam, por norma, os principais grupos de fitoplâncton. O CE-QUAL-W2 simula três (3) grupos funcionais distintos de algas. Neste sentido, os dados de campo da composição da comunidade fitoplanctônica são relevantes. No entanto, os métodos analíticos de aferição desta composição raramente fornecem resultados em termos de biomassa (carbono) ou concentração de clorofila dos principais grupos, sendo o resultado apresentado em células por volume.

Para que estes resultados sejam adequados à modelagem, devem ser expressos em concentração de clorofila sempre que possível. De outra forma será difícil, ou mesmo impossível, estimar esta concentração a partir do número de células por volume ou a partir da biomassa, uma vez que estes cálculos necessitam de razões estequiométricas para determinar a quantidade de carbono nos indivíduos ou, então, de razões carbono:clorofila *a* (C:Chl-*a*) quando a concentração em carbono é determinada. Para cada uma destas razões é possível encontrar uma gama de valores considerável na literatura levando, por isso, a sua utilização a estimativas que podem não serem reais para os sistemas em estudo.

## 9.6 NOTAS FINAIS

É necessário, por vezes, reformular o esforço de monitoramento para que este se complemente com o esforço de modelagem. Esta reformulação pode significar alteração dos protocolos experimentais estabelecidos no que diz respeito à periodicidade das amostragens, localização das estações e inclusão ou alteração de parâmetros analisados.

Este capítulo avança com algumas sugestões que devem ser analisadas na tentativa de se realizarem alterações aos protocolos de monitoramento, sempre que se considerar necessário. Salienta-se, no entanto, que esta análise deverá ser sempre realizada a partir das características dos modelos que se pretendem utilizar, uma vez que os parâmetros e processos simulados variam entre modelos.

## 10 PERSPECTIVAS PARA OS PRÓXIMOS PRODUTOS

No escopo deste trabalho de *Documentação da Estratégia proposta para análise dos resultados* a equipe prosseguirá os estudos por meio da execução das tarefas apresentadas a seguir.

**ATIVIDADE 3.2:** *Aplicação da Metodologia Proposta e Recomendação final da abordagem a ser adotada para a Modelagem da qualidade da água*

Durante esta atividade serão produzidos os itens indicados a seguir.

- **Relatório 4** – Relatório com avaliação da metodologia/ estratégia proposta.
- **Produto 5** – Modelo da qualidade de água para os três (3) açudes objetos do estudo calibrado e validado, banco de dados atualizado e versão fonte do modelo, acompanhado de manual de utilização e calibração detalhado.
- **Relatório 5** – Relatório com recomendações e detalhamento do que necessita ser feito para implementar a metodologia em outros açudes do Ceará.

O **Relatório R4** consistirá no relatório onde será explanada a avaliação da metodologia /estratégia proposta. Neste relatório serão descritos todos os processos desenvolvidos ao longo da ATIVIDADE 3.2. Nesta fase serão apresentados os resultados prévios da modelagem dos Açudes Araras e Olho d'Água, respectivos dados de coletas de campo devidamente carregados no Banco de Dados e a estratégia final de abordagem à modelagem que no futuro poderá ser aplicada a outros reservatórios do Ceará.

O **Produto P5** consistirá no modelo da qualidade de água para os três (3) açudes objeto do estudo, devidamente validados e calibrados. Será também entregue o Banco de Dados devidamente atualizado e a versão fonte do modelo.

O **Relatório R5** consistirá no relatório com as recomendações e detalhamento do que necessita ser feito para implementar a metodologia em outros açudes do Ceará. Este relatório será estruturado de forma sistematizada e sintética, podendo funcionar também como um manual de procedimentos.

## 11 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Hidroweb*: Sistema de Informações Hidrológicas. 2015. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 03 de nov. de 2015.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, ANA, 2013 – Shapefile digital da hidrografia Ottocodificada Ceara.

ANNETT B, SULLIVAN H, JAGER I & RALPH M, 2003. Modeling white sturgeon movement in a reservoir: the effect of water quality and sturgeon density. *Ecological Modelling* 167(1): 97–114.

BALDISSERA, G. C., 2005 Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (soil and water assessment tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/MT. Dissertação (Mestrado em física e meio ambiente) - Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá.

CARACO N, COLE JJ, LIKENS G.E. 1989. Evidence for sulfate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 341-318.

CEARÁ. Revisão do Plano de Gerenciamento das Águas das Bacias Metropolitanas - *Fase 1: Estudos Básicos e Diagnóstico*. Relatório Final - Edição Definitiva (RFED). Novembro de 2010. Disponível em: < <http://www.cogerh.ce.gov.br/planos-de-bacias/category/54-relatorio-final-edicao-definitiva-fase-i?download=172:bacias-metropolitanas-relatorio-final-definitivo-fase-i> >. Acesso em: 27 out. 2015.

CHIN, D.A., 2000. *Water-Resources Engineering*. Prentice-Hall.

CHOW, V. T., MAIDMENT D. R., MAYS .L. W., 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill.

COELHO H., LEITÃO P. C., 2010. Modelação integrada de bacias e albufeiras: os casos do Pocinho e do Enxoé. *Integrated modelling of watershed and reservoirs: Pocinho and Enxoés cases*. Revista da APRH. Vol. 31, nº1.

COLE, T.M., WEELS, S. A. 2016 "CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydro-dynamic and water quality model, version 4.0," Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University, Portland, OR.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS - COGERH. Açude - Acarape do Meio. 2015. 6 p. Tabela.

CORREL, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 28:261–266.

DEUS R, BRITO D, MATEUS M, KENOV I, FORNARO A, NEVES R, ALVES C N., 2013. Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Para, Brazil) using a two-dimensional water quality model. *Journal of Hydrology* 487: 1–12..

ESSENDELDER, A. H., 2016. SWAT Weather Database: A Quick Guide. Version: v.0.16.06. doi: 10.13140/RG.2.1.4329.1927

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. *In: REUNIÃO TÉCNICA DE LEVANTAMENTO DE SOLOS*, 10, 1979. Rio de Janeiro, 1979.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS – FUNCEME 2015c. *Shapefile* digital de uso dos solos. Fortaleza,

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS – FUNCEME. BD qualidade ACARAPE DO MEIO.xls. Planilha digital: monitoramento da qualidade da água no Açude Acarape do Meio. Fortaleza, 2015b.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS – FUNCEME. 2015c. Planilha de dados (Microsoft Excel).

FIRMINO, M.B.M, PAULINO, W.D., JÚNIOR, D.S.R., MARTINS, E.S.P.R, 2009. Avaliação do monitoramento da qualidade das águas do reservatório Acarape do Meio integrado com o monitoramento meteorológico e hidrológico, XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.

HARGREAVES, HARGREAVES G.L., G.H., RILEY J.P. 1985. Agricultural benefits for Senegal River Basin. *J. Irrig. and Drain. Engr.* 111(2):113-124.

HORNE, A.J. & GOLDMAN, C.R. *Limnology*, 2ª Edição, Nova Iorque: McGraw-Hill, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Cidades: Redenção – CE: Informações Completas: Censo Demográfico 2010. 2010. Disponível em:

<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=231160&search=ceara|redencaoinfograficos:-informacoes-completas> >. Acesso em: 09 out. 2015.

KLAFF, J, 2002. *Limnology* . Prentice Hall.

LELIS, T.; 2011. Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na bacia do Ribeirão São Bastolomeu, zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT. Tese de Doutorado na Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais – Brasil.

MATEUS, M.; ALMEIDA, C.; BRITO, D.; NEVES, R., 2014. From Eutrophic to Mesotrophic: Modelling Watershed Management Scenarios to Change the Trophic Status of a Reservoir. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2014, 11, 3015-3031..

MONTEITH, J.L., 1965. Evaporation and the environment. p. 205-234. *In The state and movement of water in living organisms. In 19th Symposia of the Society for Experimental Biology*. Cambridge Univ. Press, London, U.K.

MONTEITH, J.L., 1977b. Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transaction Royal society of London, Ser. B*, 281, 277-294.

NASH, J.E. & SUTCLIFFE, J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*.

NEITSCH, S.L., ARNOLD J.G., J.R. KINIRY, WILLIAMS J.R., KING K.W. 2009, SWAT2009 Theoretical Documentation. Grassland, Soil and water Research Laboratory Agricultural research service.

PEIXOTO, F. S. , 2014 Análise da Relação Espaço-Temporal do Uso e Ocupação do Solo com a Qualidade da Água na Bacia do Açude Acarape do Meio. Novembro de 2014. 123f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Agrícola, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza.

PIDWIRNY, M. J., 2002. *Fundamentals of Physical Geography. Introduction to Biogeography and Ecology, The Nitrogen Cycle*.

PRIESTLEY, C.H.B., TAYLOR R.J., 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Mon. Weather Rev.* 100:81- 92.

USEPA. 2000. *Clean Water Action Plan: The Second Year Report: Progress Through Partnerships*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.

WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 1006 pp.

WETZEL, R.G. 1983. Limnology. Second Edition. Saunders College Publishing. 860 pp.

WILLIAMS, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds. Water Resour. Bull. 11(5):965-974.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D., 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington, DC: USDA. (Agriculture handbook, 537).

YU S J, LEE J Y, HA S R., 2010. Effect of a seasonal diffuse pollution migration on natural organic matter behavior in a stratified dam reservoir. Journal of Environmental Sciences 22(6): 908–914.