

RITA CHRISTIANNE SBRISSIA

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE RESERVATÓRIOS DE
PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS: ESTUDO DE CASO PCH
SALTO NATAL, CAMPO MOURÃO - PARANÁ**

CURITIBA

2008

RITA CHRISTIANNE SBRISSIA

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE RESERVATÓRIOS DE
PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS: ESTUDO DE CASO PCH
SALTO NATAL, CAMPO MOURÃO - PARANÁ**

**Dissertação apresentada como
requisito parcial à obtenção do grau
de Mestre em Engenharia de Recursos
Hídricos e Ambiental, Curso de Pós-
Graduação de Engenharia de Recursos
Hídricos e Ambiental, Setor de
Tecnologia, Universidade Federal do
Paraná**

**Orientador: Prof^o Cristovão Vicente
Scapulatempo Fernandes, Ph.D.**

**Co-Orientadora: Prof^a Maria Cristina
Borba Braga, Ph.D.**

CURITIBA

2008

FOLHA DA DEDICATÓRIA

FOLHA DE AGRADECIMENTOS

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES	VII
RESUMO.....	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	3
1.1 EVIDÊNCIAS DE INTERESSE	3
1.2 OBJETIVOS GERAIS.....	7
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
1.4 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO.....	8
2. ASPECTOS TEÓRICOS E CONCEITUAIS RELACIONADOS À EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA	10
2.1 EFEITO ESTUFA.....	10
2.2 ÍNDICE DE AQUECIMENTO GLOBAL - IAG	11
2.3 CICLO DO CARBONO	11
2.4 BALANÇO DO CARBONO	13
2.5 PRODUÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR RESERVATÓRIOS	16
2.6 FORMAS DE EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA PROVENIENTE DE RESERVATÓRIOS	19
2.7 FATORES QUE INFLUENCIAM A EMISSÃO DE CO ₂ E CH ₄	21
2.8 MÉTODOS DE AMOSTRAGEM DOS FLUXOS EBULITIVOS E DIFUSIVOS DOS GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESERVATÓRIOS	24
2.8.1. Amostragem do Fluxo Difusivo Através de Câmaras Submersas	24
2.8.2. Amostragem do Fluxo Ebulitivo Através de Funil.....	26
2.9 ESTUDOS REALIZADOS SOBRE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PROVENIENTES DE RESERVATÓRIOS LOCALIZADOS NO BRASIL.....	26
2.9.1. Brasil.....	26
2.9.2. Outros países.....	28
2.10 CONSIDERAÇÕES SOBRE A METODOLOGIA DESENVOLVIDA NESTA PESQUISA E SOBRE O ESTUDO DE CASO	32
3. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO CAUSADO PELA FORMAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESERVATÓRIOS DE PCH.....	33
3.1 DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA	33
3.1.1. Área de Estudo	33
3.1.2. Rede de Amostragem e Freqüência de Amostragem	36
3.1.3. Variáveis Analisadas e Procedimento de Coleta.....	40
3.1.4. Coeficiente de Correlação de Pearson.....	42
3.2 MODELO DE BALANÇO DE MASSA DO CARBONO	42
3.2.1. Modelo Hidrodinâmico	42
3.2.2. Modelo de Balanço de Massa	43
3.2.2.1 Definição do sistema e diagramas conceituais	43

3.2.2.2	Concepção do Modelo do Ciclo Biogeoquímico do Carbono	45
3.2.2.3	Formulação Matemática	51
3.2.2.4	Método de Estimação dos Parâmetros	54
3.2.2.5	Geração de Variáveis para Simulação.....	55
3.2.2.6	Estimativa de Emissão de Gases de Efeito Estufa Proveniente da Água Turbinada.....	56
3.2.2.7	Análise de Sensibilidade.....	56
3.2.2.8	Plano de Simulações	57
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	58
4.1	ANÁLISE DAS VARIÁVEIS DO MONITORAMENTO	58
4.1.1.	Caracterização Hidrológica do Reservatório	58
4.1.2.	Alcalinidade Total	59
4.1.3.	Condutividade	60
4.1.4.	Potencial Hidrogeniônico – pH	61
4.1.5.	Turbidez	61
4.1.6.	Oxigênio Dissolvido	62
4.1.7.	Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	63
4.1.8.	Demanda Química de Oxigênio.....	63
4.1.9.	Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amônia, Nitrito e Nitrato	64
4.1.10.	Fósforo Total e Fosfato.....	65
4.1.11.	Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Particulado (COP), Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e Carbono Inorgânico Dissolvido (CID).....	66
4.1.12.	Carbono Orgânico Total no Sedimento (CS).....	67
4.1.13.	Sólidos Totais, Suspensos e Dissolvidos	68
4.1.14.	Estratificação Térmica e Química do Reservatório	70
4.1.15.	Análise de Pearson (r) e Avaliação Geral da Qualidade da Água do Reservatório	71
4.2	MODELAGEM DO BALANÇO DE CARBONO NO RESERVATÓRIO	73
4.2.1.	Considerações Iniciais.....	73
4.2.2.	Resultados da Modelagem do Carbono com os Dados de Monitoramento.....	76
4.3	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	85
4.3.1.	Simulações do Modelo para Concentrações de Carbono Diferentes das Identificadas no Monitoramento	88
5.	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	91
5.1	AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA DESENVOLVIDA.....	91
5.2	CONCLUSÕES DO ESTUDO DE CASO	92
5.3	RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	93
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

ANEXOS E APÊNDICES....LEMBRAR...

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 2. 1: ESQUEMA SIMPLIFICADO DO CICLO DO CARBONO.....	13
FIGURA 2. 3: CAMINHOS DOS GASES D EFEITO ESTUFA EM RESERVATÓRIOS	17
FIGURA 3. 1: LOCALIZAÇÃO DA PCH SALTO NATAL.....	34
FIGURA 3. 2: RESERVATÓRIO DE SALTO NATAL (A) E ÁREA INUNDADA DO LEITO ORIGINAL DO RIO MOURÃO (B).....	35
FIGURA 3. 3: PONTOS RECOMENDADOS PARA MONITORMANTO	37
FIGURA 3. 4: LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	39
FIGURA 3. 5: PONTO DE COLETA 1: COLETA COM COMPORTAS DA REPRESA ABERTAS (A) E COLETA COM POUCA VAZÃO (B).....	39
FIGURA 3. 6: LOCALIZAÇÃO DO PONTO DE AMOSTRAGEM 2 (A) E COLETA DE ÁGUA DE PROFUNDIDADE (B)	40
FIGURA 3. 7: LEITO ORIGINAL DO RIO MOURÃO (A) E PROCEDIMENTO DE COLETA (B) NO PONTO DE AMOSTRAGEM Nº 3	40
FIGURA 3. 8: DIAGRAMA SIMPLIFICADO DO CICLO DO CARBONO DE UM LAGO	45
FIGURA 3. 9: DIAGRAMA DO MODELO	46
FIGURA 4. 1 COLOCAR A FIGURA.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
FIGURA 4. 2: RESULTADO DO ESTUDO ESTRATIFICAÇÃO	71
FIGURA 4. 3: ESTIMATIVA TEMPORAL DO DECAIMENTO DO COT NO SEDIMENTO (CS).....	75
FIGURA 4. 4: RESULTADO DA SIMULAÇÃO PARA OS DADOS DE MONITORAMENTO.....	76
FIGURA 4. 5: DIAGRAMA CONCEITUAL DO MODELO COM OS VALORES DOS PARÂMETROS IDENTIFICADOS PELO MÉTODO DA PREDIÇÃO DE ERRO.....	78
FIGURA 4. 6: COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DO INVENTÁRIO BRASILEIRO DE EMISSÕES DE CO ₂ E OS ESTIMADOS PELO MODELO PARA PCH SALTO NATAL.	80
FIGURA 4. 7: COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DO INVENTÁRIO BRASILEIRO DE EMISSÕES DE CH ₄ E OS ESTIMADOS PELO MODELO PARA PCH SALTO NATAL.	81
FIGURA 4. 8: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O CID.	86
FIGURA 4. 9: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O FLUXO DIFUSIVO	86

FIGURA 4. 10: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O COD.....	87
FIGURA 4. 11: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O CS.....	88
FIGURA 4. 12: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O FLUXO EBULITIVO.....	88

RESUMO

ABSTRACT

1. INTRODUÇÃO

A produção de energia elétrica a partir de usinas hidroelétricas foi considerada por muito tempo uma forma de produção limpa e renovável. A partir da década de noventa, começaram a aparecer evidências, em alguns estudos, sugerindo que os reservatórios de usinas hidrelétricas poderiam ser emissores potenciais de gases de efeito estufa (RUDD et al., 1993), produto da decomposição do material orgânico em sua bacia de acumulação. Neste caso, os gases produzidos são principalmente o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) que comprovadamente interagem com a radiação infravermelha na atmosfera causando a intensificação do efeito estufa natural.

Este fato se tornou um forte argumento contra a construção de novas barragens. Portanto, para poder justificar novos projetos de usinas hidroelétricas deve-se mostrar, entre outros aspectos, que esta é a melhor solução em termos ambientais para uma dada capacidade instalada, e o potencial de redução de gases de efeito estufa em relação a outras fontes de energia deve ser demonstrado.

Pretende-se com este projeto, através de medições em reservatórios de Pequenas Centrais Hidrelétricas - PCHs instaladas no estado do Paraná, dar subsídios para aprimorar a metodologia de determinação das emissões e confrontar seus resultados com os dados de estudos anteriores realizados em grandes barragens.

1.1 EVIDÊNCIAS DE INTERESSE

Através do Tratado de Kyoto da United Nation Framework Convention on Climate Change – UNFCCC, países industrializados se comprometeram a reduzir suas emissões de gases de efeito estufa, incluindo metano e gás carbônico. Um instrumento de flexibilização do Protocolo de Kyoto utilizado para atingir estas reduções é o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo - MDL (UNFCCC, 1997), no qual está especificado que países podem reduzir suas emissões através da compra

de créditos de carbono (crédito de emissões) de outros países que investem em projetos e programas que evitam a emissão de gases de efeito estufa e produzem uma redução líquida global de emissões.

As primeiras edições das diretrizes dos inventários de gases de efeito estufa do Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC não consideravam as emissões de reservatórios de usinas hidrelétricas, mas, em 2006, tanto o IPCC, como o comitê administrativo do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, através do documento UNFCCC (2006), reconheceram que a emissão gases de efeito estufa proveniente de reservatórios deve ser considerada na avaliação da elegibilidade do projeto de MDL de uma usina hidrelétrica.

As emissões de reservatórios variam amplamente com a localização geográfica, tipo de vegetação do entorno do reservatório, temperatura, sazonalidade, tamanho e profundidade do reservatório, profundidade da tomada de água das turbinas, operação da barragem, dentre outros fatores. Todos estes elementos influenciam no ciclo biogeoquímico do reservatório que determina o padrão de emissão de um reservatório ao longo do tempo. A avaliação do fator de emissão de reservatórios, portanto, envolve muitas incertezas, principalmente quando se define um valor *default* para os reservatórios em todo mundo.

Enquanto as incertezas fizerem parte da discussão deste assunto, e considerando que estas incertezas não serão esclarecidas em curto prazo, a UNFCCC (2006) adotou um critério para o cálculo das emissões de reservatórios e elegibilidade da usina hidrelétrica para projetos MDL, baseado na densidade de força do reservatório (capacidade de geração da usina dividida pela área inundada). Novos projetos de hidrelétricas com reservatório, proponentes para o MDL, devem considerar o seguinte critério para calcular as emissões do reservatório:

- (i) usinas hidrelétricas com densidade de força de projeto menor que 4 W m^{-2} não estão aptas para aplicar para o MDL;
- (ii) Se a densidade de força de projeto for maior ou igual a 4 W m^{-2} e menor ou igual a 10 W m^{-2} deve ser considerado o valor de $90 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}/\text{MWh}$

como valor *default* para o fator de emissão do reservatório usado para o cálculo de emissão do reservatório expresso como $\text{tCO}_{2\text{eq}}/\text{ano}$;

- (iii) se a densidade de força do projeto da usina for maior que 10 W m^{-2} a emissão do reservatório pode ser considerada zero.

O IPCC (2006) recomenda que para reduzir as incertezas no cálculo das estimativas das emissões dos reservatórios, cada país deve desenvolver estratégias de amostragem apropriadas e estatisticamente válidas de emissão de gases de efeito estufa de reservatórios e que leve em conta a variabilidade espaço-temporal dos ecossistemas estudados.

De acordo com IPCC (2006), fatores de emissão específicos de cada país requerem medidas diretas do fluxo de gases de efeito estufa da superfície do reservatório. Fatores de emissão diferentes devem ser estimados para os tipos predominantes de reservatório no território nacional. Para minimizar o requerido esforço, os reservatórios devem ser primeiramente agrupados em categorias que levam em conta os principais fatores responsáveis pela variabilidade entre reservatórios, especialmente zona climática e a geologia (que influência no pH da água). Dentro de cada categoria de reservatório, uma estratégia de medição deve ser definida para obterem-se fluxos representativos para idade do reservatório, morfologia, regime de operação, nível trófico e outros fatores relevantes, se necessário. Finalmente, para cada reservatório estudado, um esquema de amostragem rigoroso (representativo) do fluxo dos gases de efeito estufa deve ser aplicado com finalidade de levar em conta as variações espaciais devido à profundidade, tempo de retenção hidráulica, proximidade das margens, e presença de vegetação aquática; e também das variações temporais causadas pelos ciclos diários e sazonais. As medidas de fluxos devem ser realizadas durante um ano completo, e de preferência, por vários anos.

As grandes diferenças constatadas entre os valores médios de emissão de fluxo de gases nos estudos realizados sobre este tema, se devem provavelmente a natureza não linear do processo de emissão como também, a utilização de

diferentes métodos de amostragem de emissões de gases de efeito estufa e diferentes metodologias de interpretação dos resultados. Por isso a importância de se realizar mais estudos nesta área para subsidiar o aperfeiçoamento e padronização dos métodos utilizados nesta área de pesquisa.

Quanto à importância das Pequenas Centrais Hidrelétricas - PCH na matriz energética nacional, o Plano Decenal de Expansão de Energia de 2006 a 2015 (MME, 2005) descreve as PCHs como um tipo de expansão de geração de energia amplamente utilizado. Este tipo de usina, segundo este plano, é interessante principalmente por proporcionar geração distribuída, apresentar menor impacto ambiental, menores investimentos e tratamento diferenciado por parte da regulamentação vigente. No Brasil, existem atualmente 253 PCHs em operação, que correspondem a um total de 1277 MW junto ao sistema interligado nacional. Levando em consideração o número de usinas em operação, construção e outorga, há cerca de 2450 MW de potência instalada apenas com PCHs. Para todo o Brasil tem-se identificado um potencial da ordem de 14.865 MW em 2989 aproveitamentos. No entanto, estima-se que o potencial nacional seja bem superior a este pelo simples fato de não se ter investido em estudos de identificação de PCHs. Além disso, as PCHs estão entre as fontes alternativas de energia alternativa financiáveis pelo PROINFA (Programa de Incentivo a Fontes Alternativas), do Governo Federal (MME, 2005).

As pesquisas existentes sobre emissões de gases de efeito estufa no Brasil têm sido realizadas para avaliar as emissões procedentes de grandes reservatórios. Muito pouco se sabe sobre emissões de reservatórios de PCHs. Estes reservatórios são bem distintos dos reservatórios de grandes usinas, tanto nas características morfométricas (tamanho, área alagada, profundidade), como nas hidrológicas (tempo de residência). Portanto, para diminuir as incertezas na definição de um fator de emissão para este tipo de reservatório, é necessário que se realizem mais estudos sobre este tema.

De acordo com **KORTELAINEM (2006)**, devido ao fato de águas

continentais cobrirem uma porção pequena da superfície terrestre, estes corpos de água têm sido negligenciados como componentes potenciais importantes no ciclo global e regional de carbono. Entretanto trabalhos empíricos realizados tanto em climas tropicais na bacia Amazônica (RICHEY et al., 2002), como temperados, em lagos em Wisconsin (HANSON et al, 2004), sugerem que os ecossistemas formados por águas continentais contribuem significativamente para o balanço regional do carbono e os ecossistemas aquáticos tem importância significativa na transferência do carbono fixado no ecossistema terrestre para a atmosfera.

De acordo com o que foi exposto acima, os desafios científicos que envolvem o diagnóstico das emissões de gases de efeito estufa durante o ciclo de vida de um reservatório de PCHs são muitos, e não necessariamente iguais aos reservatórios de grandes usinas hidrelétricas. Para superar estes desafios é importante, cada vez mais, a realização de estudos nesta área.

Desta maneira, pode-se afirmar que uma pesquisa neste campo do conhecimento é de grande importância tendo em vista que o aprimoramento desta ferramenta é importante para o gerenciamento dos recursos hídricos de maneira racional e sustentável.

1.2 OBJETIVOS GERAIS

Este trabalho tem como objetivo avaliar o potencial de emissão de gases de efeito estufa do reservatório de uma Pequena Central Hidrelétrica, através da medição e da utilização de um modelo de balanço de massa para o carbono, em conjunto com a avaliação das características morfológicas, hidrológicas e ambientais do reservatório e sua bacia de influência. Pretende-se com isso criar algumas diretrizes para avaliar o impacto das emissões dos gases de efeito estufa do reservatório no ambiente.

Cumprido destacar que experiências anteriores de avaliação similares descritas na literatura destacam estudos de casos em usinas de grande porte com reservatórios com áreas maiores.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste estudo são:

- (a) Elaborar um programa de monitoramento da qualidade da água do reservatório da PCH Salto Natal, instalada no Estado do Paraná;
- (b) Desenvolver um balanço de carbono, tendo como volume de controle o reservatório e usina, de forma a permitir a avaliação da participação de diversas fontes e sumidouros de gases de efeito estufa;
- (c) Criar um modelo matemático computacional baseado no balanço de carbono para estimar a emissão de gases de efeito estufa do reservatório para PCHs e ajudar a avaliar em que condições este corpo de água é uma fonte ou sumidouro de carbono e se a matéria orgânica do reservatório é autóctone ou alóctone;
- (d) Estimar as emissões liberadas pela água que passa pela turbina;
- (e) Avaliar em que condições de carga o reservatório é uma fonte ou sumidouro de carbono e se a matéria orgânica do reservatório é autóctone ou alóctone.

1.4 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação tem como objetivo avaliar a emissão de gases de efeito estufa de uma pequena central hidrelétrica através do desenvolvimento do balanço de carbono para o reservatório além de identificar os diferentes caminhos (pathways) do carbono no reservatório, e avaliar em que condições de carga o reservatório é uma fonte ou sumidouro de carbono e se a matéria orgânica que gera os gases de

efeito estufa é alóctone ou autóctone.

O Capítulo 2 apresenta aspectos teóricos relacionados ao ciclo do carbono, a emissão de gases de efeito estufa. Este capítulo traz também uma breve descrição da metodologia utilizada para estimar a emissão de gases de efeito estufa em reservatórios recomendada pela comunidade científica, além de resultados de pesquisas realizadas no Brasil e em outros países.

O Capítulo 3 apresenta os métodos e ferramentas utilizadas no monitoramento da qualidade da água e no desenvolvimento do balanço de carbono e modelo computacional.

No Capítulo 4 são apresentados os resultados e as discussões do monitoramento, a estimativa dos fluxos de gases de efeito estufa para os dados do monitoramento, a análise de sensibilidade das variáveis do carbono e do fluxo de gases de efeito estufa em relação aos parâmetros do modelo e também simulações com cargas diferentes de carbono das identificadas no monitoramento.

O Capítulo 5 apresenta as conclusões do estudo e recomendações para pesquisas futuras.

2. ASPECTOS TEÓRICOS E CONCEITUAIS RELACIONADOS À EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

Este capítulo apresenta uma revisão dos conceitos necessários para compreender o processo de emissão de gases de efeito estufa e os fatores que influenciam a emissão destes gases. O capítulo traz também alguns resultados de pesquisas realizadas no Brasil e em outros países.

2.1 EFEITO ESTUFA

A terra tem um sistema de controle de temperatura natural. Certos gases são críticos para este sistema e são conhecidos como gases de efeito estufa. Cerca de um terço da radiação que chega à Terra é refletida de volta para o espaço (radiação de onda curta ultravioleta) . Da energia remanescente, parte é absorvida pela atmosfera e a outra pelos solos e oceanos. Por conseguinte, a superfície da terra se aquece e emite radiação infravermelha (UNEP, 2005).

Os gases responsáveis pelo efeito estufa absorvem a radiação infravermelha e como consequência a atmosfera é aquecida. Ocorrem naturalmente os seguintes gases de efeito estufa: vapor de água, dióxido de carbono, ozônio, metano, óxido nitroso, juntos estes gases criam o efeito estufa natural. Entretanto, as atividades humanas estão causando um aumento nas concentrações destes gases na atmosfera, o que faz que a temperatura no planeta Terra aumente. Este fenômeno é denominado aquecimento global (UNEP, 2005; BRAGA et al., 2002).

Desde a revolução industrial, a concentração de dióxido de carbono, um dos principais gases de efeito estufa tem crescido significativamente. Isto tem contribuído para aumentar o aquecimento global. A concentração de dióxido de carbono na atmosfera é atualmente 370 ppm (30 % a mais que 1750), (UNEP, 2005). Este crescimento é causado por emissões antropogênicas de dióxido de carbono, principalmente, devido ao uso de combustíveis fósseis, a mudança no uso do solo e a combustão de biomassa.

2.2 ÍNDICE DE AQUECIMENTO GLOBAL - IAG

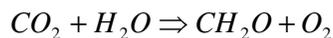
O índice de aquecimento global – IAG (Global Warming Potencial – GWP), define a força radiativa cumulativa causada por unidade de massa de um gás emitido. O índice é definido entre o momento que o gás foi emitido e algum horizonte de tempo escolhido, é expresso em relação a algum gás de referência como, por exemplo, o dióxido de carbono. O IAG é uma tentativa de providenciar uma medida simples do efeito da radiação relativa de diferentes gases de efeito estufa (UNEP, 2005).

2.3 CICLO DO CARBONO

O ciclo do carbono é o ciclo biogeoquímico que mostra a troca do carbono entre a atmosfera, hidrosfera, biosfera, geosfera e antroposfera. Uma parte do carbono está presente na atmosfera como dióxido de carbono (CO_2), que constitui uma parte relativamente pequena mas importante da porção global do carbono. Uma outra parte do carbono está dissolvida na água superficial e subterrânea, principalmente como bicarbonato (HCO_3^-) e dióxido de carbono molecular $\text{CO}_{2(aq)}$. Uma grande parte do carbono está presente nos minerais, particularmente nos carbonatos de cálcio e magnésio. A fotossíntese fixa o carbono inorgânico na forma de carboidratos (CH_2O), o qual é constituinte de todas as moléculas dos seres vivos. Uma outra fração do carbono está fixada no petróleo e no gás natural (STANLEY e MANAHAM, 1994).

Um importante aspecto do ciclo do carbono é que este é ciclo da matéria pela qual a energia solar é transferida para os sistemas biológicos e então para antroposfera e geosfera como carbono fóssil e carbono combustível (STANLEY e MANAHAM, 1994).

Cerca de 0,3 % da energia solar que chega na superfície da terra é convertida através da fotossíntese em energia química na forma de carboidratos. A reação geral da fotossíntese é:



Os produtos desta reação são menos estáveis que os reagentes, por uma quantidade de energia que corresponde a cerca de 460 kJ mol^{-1} de carbono. Esta energia é extraída da luz do sol. Pode ser liberada pela reação reversa por combustão e, biologicamente, por respiração. A respiração fornece energia que os organismos aeróbios necessitam para todas as suas funções vitais. Os vegetais utilizam cerca de metade dos seus carboidratos para sua sobrevivência. O restante é acumulado no tecido vegetal da planta; esta energia é representada pela produção primária líquida (PPL) (SPIRO e STIGLIANI, 1996)

O balanço entre o processo de fotossíntese e respiração é praticamente fechado, e o ciclo de carbono entre o dióxido de carbono da atmosfera e os compostos orgânicos reduzidos dos seres vivos também é essencialmente um ciclo fechado. Entretanto, uma fração pequena do carbono de plantas e animais, estimada em uma parte menor que um para dez mil, é enterrada e isolado do contato com o oxigênio.

Os microorganismos são muito importantes no ciclo do carbono. As algas fotossintéticas são os principais organismos que fixam o carbono na água. Durante a fotossíntese, estes organismos consomem o dióxido de carbono dissolvido na água e, conseqüentemente, o pH da água é elevado. Este fato favorece a precipitação dos carbonatos de cálcio e magnésio. O carbono orgânico fixado por microorganismos é transformado por processos biogeoquímicos em petróleo, querogênios (parte insolúvel da matéria orgânica), carvão e lignita. Os microorganismos degradam o carbono orgânico da biomassa, petróleo e proveniente das fontes xenobióticas (compostos químicos estranhos a um organismo ou sistema biológico) para forma de dióxido de carbono para atmosfera. A FIGURA 2.1 apresenta um esquema simplificado do ciclo de carbono (SPIRO e STIGLIANI, 1996).

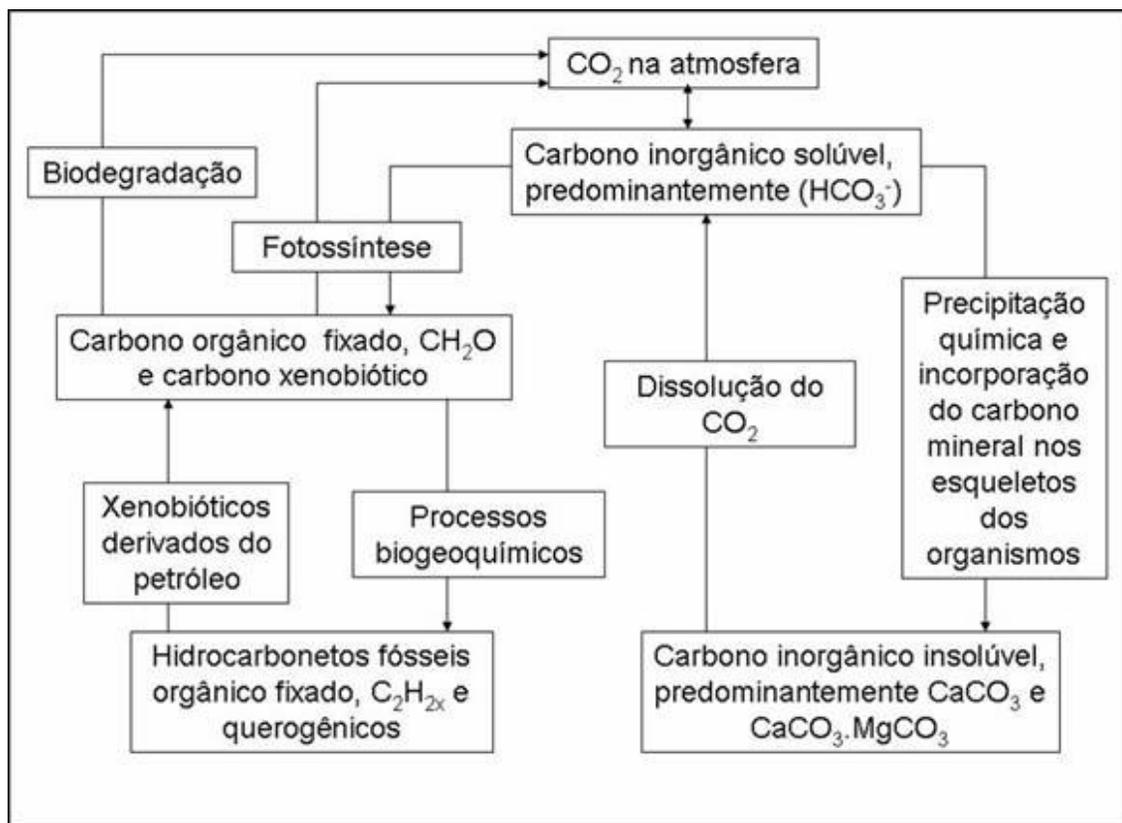


FIGURA 2. 1: ESQUEMA SIMPLIFICADO DO CICLO DO CARBONO

FONTE: Adaptado de SPIRO e STIGLIANI (1996)

2.4 BALANÇO DO CARBONO

O balanço de carbono descreve o ciclo da matéria orgânica dentro de um ecossistema e, portanto, é um instrumento importante no estudo da biogeoquímica de vários tipos de ecossistemas. Através do estudo deste balanço, é possível entender os possíveis destinos do carbono dentro de um ecossistema, e conseqüentemente avaliar em que condições o ecossistema em estudo é uma fonte ou sumidouro de carbono. Os lagos tradicionalmente têm sido considerados sistemas autótrofos, com produção primária excedendo a respiração bacteriana, e conseqüentemente funcionando como um sumidouro de carbono. Entretanto, muitos estudos nos últimos anos têm demonstrado que muitos lagos funcionam como

sistemas heterótrofos líquidos, isto é funcionam como fontes de dióxido de carbono para atmosfera. Estudos têm demonstrado que alto grau de respiração de muitos lagos se deve ao Carbono Orgânico Dissolvido (COD) alóctone proveniente da bacia de drenagem do lago ou reservatório (ANDERSON et al., 2006).

A transição entre autotrofia e heterotrofia tem sido reportado entre 4 a 6 mg COD l⁻¹, apesar de condições autótrofas terem sido encontradas em concentrações maiores que 20 mg COD l⁻¹(ANDERSON et al., 2006).

Outros fatores afetam o metabolismo líquido do ecossistema do lago como concentração de fósforo ou a extensão da produção primária. De acordo com 10, lagos com produção primária de 100 µg C l⁻¹dia⁻¹ tendem a serem heterotróficos líquidos, implicando que a maioria dos lagos do mundo pode ser considerada heterotrófica líquida e, portanto fonte de dióxido de carbono para atmosfera. Simultaneamente, lagos enterram quantidades significativas de carbono orgânico no sedimento, e agem, portanto como sumidouros de carbono. Com base nestes dados, pode-se observar que lagos são ecossistemas importantes em termos do ciclo de carbono global (ANDERSON et al., 2006).

O balanço de carbono pode ser calculado através do modelo do ecossistema ou pelo balanço de massa. No primeiro caso, o fluxo de carbono dentro e entre diversos grupos de organismo (produção, respiração e consumo) e descrito e, o metabolismo geral do carbono é estimado como diferença entre a produção primária e respiração. Este método requer uma quantidade significativa de dados sobre os organismos existentes no lago, e as cargas de entrada e saída de carbono do lago. O cálculo através do balanço de massa, não requer dados sobre os organismos do lago, mas apenas dados sobre todas as cargas de entrada e saída de carbono do lago (ANDERSON et al., 2006).

O carbono, junto com outros elementos, é considerado nutriente porque é essencial para os processos biológicos em ambientes aquáticos. Os principais nutrientes são o carbono, nitrogênio, fósforo e silício. Os nutrientes são importantes para a modelagem da qualidade da água porque a dinâmica destes elementos é

essencial no controle de vários processos como, por exemplo, eutrofização e intoxicação por amônia.

Para o estudo de emissão de gases de efeito estufa de um corpo de água, particularmente o metano e o dióxido de carbono, o nutriente mais importante é o carbono. Normalmente, este elemento, que é abundante na natureza, não é limitante nos processos biológicos no ambiente aquático. Mas, no estudo da emissão de dióxido de carbono e metano proveniente de corpos de água, é através do balanço de massa do carbono que se estimam as concentrações destas substâncias na água (EPA, 1985).

Os nutrientes estão presentes em várias formas no sistema aquático: nutrientes inorgânicos dissolvidos, nutrientes orgânicos dissolvidos, nutrientes orgânicos particulados (detritos), nutriente do sedimento, nutriente biótico (algas, plantas aquáticas, zooplâncton; peixes, e organismos bênticos).

Somente as formas de nutrientes dissolvidos estão disponíveis para as algas (dióxido de carbono, amônia, nitrato e nitrito, ortofosfato e sílica dissolvida). Cada nutriente é continuamente reciclado entre as formas citadas acima através dos processos físico-químicos e biológicos que ocorrem no ambiente aquático. Incluindo as trocas de dióxido de carbono dissolvido com a atmosfera. Além dos ciclos internos de nutrientes, existe o aporte destas substâncias (difuso e pontual) através de tributários, escoamento superficial, e precipitação atmosférica (BOWIE, 1985).

As dinâmicas dos nutrientes são controladas pelos seguintes processos:

(a) Nutriente Inorgânico Dissolvido:

Assimilação através da fotossíntese;

Excreção;

Transformação química;

Hidrólise de Nutrientes Orgânicos Dissolvidos;

Decomposição de detritos;

Decomposição do sedimento e liberação;

Carga externa.

(b) Nutriente Orgânico Dissolvido:

Excreção;

Hidrólise;

Decomposição de sedimento e liberação;

Carga externa.

(c) Nutriente Orgânico Particulado:

Excreção particulada;

Mortalidade de plânctons;

Decomposição;

Sedimentação;

Crescimento do zooplânctons;

Carga externa.

(d) Nutriente no sedimento:

Sedimentação de detritos;

Sedimentação de algas;

Decomposição de sedimento e liberação.

De acordo com HANSON et al. (2004), compreender o ciclo de carbono requer, então, quantificar as cargas de carbono alóctone e autóctone, compreender os processos biológicos e físico-químicos que envolvem o ciclo de carbono, e conhecer os efeitos combinados das cargas de carbono no metabolismo do lago, no processo de sedimentação e no fluxo de carbono para atmosfera.

2.5 PRODUÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR RESERVATÓRIOS

O metano e o dióxido de carbono são os dois principais gases de efeito

estufa associados aos reservatórios de usinas hidroelétricas. Ambos afetam o clima, entretanto o metano tem uma vida mais curta na atmosfera, possivelmente diminuindo sua influência no aquecimento global ao longo do tempo (BAIRD, 2002).

Os gases emitidos pelos reservatórios se originam da decomposição de três fontes: da biomassa original inundada, da biomassa formada pelo processo de fotossíntese nas águas do reservatório e da matéria orgânica proveniente da bacia de drenagem do reservatório. A decomposição diminui progressivamente a quantidade de biomassa inundada, e a proporção da sua contribuição para a emissão de gases diminui com o tempo, sendo a maior contribuição gerada nos primeiros três anos depois da inundação (SANTOS et al., 2005). A FIGURA 2.2 mostra os caminhos dos gases de efeito estufa em reservatórios.

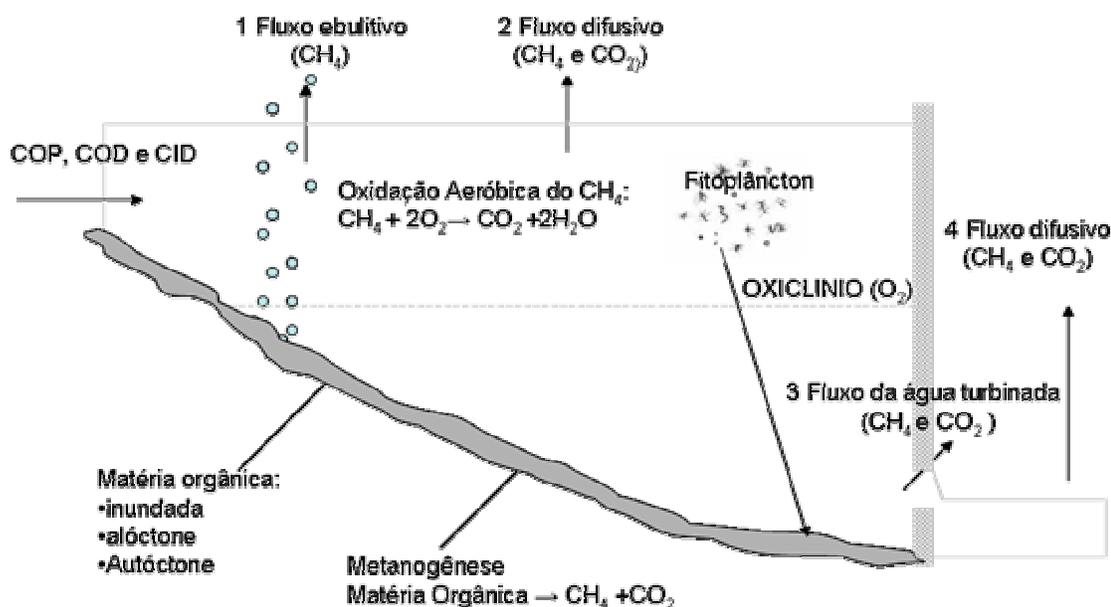


FIGURA 2. 2: CAMINHOS DOS GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESERVATÓRIOS

FONTE: Adaptado de SANTOS et al. (2005)

A matéria orgânica biodegradável pode ser produzida no reservatório (matéria orgânica autóctone), transportada para o reservatório através da área de drenagem (matéria orgânica alóctone) e proveniente das áreas inundadas na

formação do reservatório. A contribuição relativa destas diferentes fontes na emissão de gases de efeito estufa por reservatórios ainda não é bem compreendida (HUTTUNEM; MARTIKAINEM; 2005).

Quando as pesquisas sobre as emissões dos gases de efeito estufa provenientes de reservatórios de hidroelétricas começaram, o interesse estava principalmente no destino da matéria orgânica biodegradável após a inundação da biomassa terrestre. Logo se tornou claro que a degradação da vegetação inundada era apenas uma parte do problema da emissão dos gases de efeito estufa dos reservatórios. A degradação da matéria orgânica autóctone disponível não poderia explicar as altas emissões de metano e dióxido de carbono em determinados reservatórios. A quantidade de matéria orgânica de origem alóctone, proveniente das regiões a montante do reservatório, é responsável pela produção de uma parte significativa dos gases de efeito estufa formados no ambiente lântico. Independente da origem, se a matéria orgânica do reservatório é continuamente renovada, e se a decomposição da matéria orgânica resulta em emissões maiores de metano e dióxido de carbono do que haveria na ausência do reservatório, então as superfícies destes reservatórios serão sempre emissores líquidos de gases de efeito estufa para a atmosfera (SVENSSON, 2005).

No fundo do reservatório existe a biomassa que foi inundada, na sua formação, sedimentos formados por detritos de plâncton e matéria orgânica alóctone. A decomposição do sedimento por bactérias aeróbias demanda altas taxas de oxigênio que muitas vezes não podem ser supridas. Quando não há oxigênio suficiente para decompor a matéria orgânica, o regime anaeróbio é estabelecido. Nos primeiros estágios da decomposição são produzidos ácidos orgânicos, os quais são decompostos originando metano e dióxido de carbono. A reação $\text{CH}_3\text{-COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$ representa a metanogênese a partir do ácido acético. Nestes ambientes, o nitrogênio gasoso é também gerado pela decomposição de aminoácidos e denitrificação (SANTOS et al., 2005).

Junto com a produção de metano e dióxido de carbono, resíduos inertes,

como o ácido fúlvico, ácido húmico e húmus são formados. Estes compostos inertes são polímeros fenólicos originados principalmente da lignina, presente na madeira. Então, parte do carbono originalmente presente é emitida na forma de gás, e a outra parte é carregada pela água como ácido fúlvico e húmico que são solúveis na água. A parte insolúvel e inerte dos resíduos fenólicos, o húmus, é incorporada no fundo do reservatório como sedimento. A biomassa gerada pela fotossíntese fornece alimento para a base da cadeia trófica. A seqüência desta cadeia é: algas, protozoários, microcrustáceos e peixes. Nessa seqüência há produção de dióxido de carbono e metano, os quais junto com organismos de animais superiores mortos servem de alimento para as bactérias que geram os gases (SANTOS et al., 2005).

Fitoplânctons, que são algas, realizam a fotossíntese usando o dióxido de carbono dissolvido na água. Dados sobre o crescimento da biomassa em reservatórios tropicais brasileiros, obtidos através da análise de ^{14}C estão disponíveis através de várias fontes. Tundisi, citado por SANTOS et al. (2005), apresenta dados de seis medições realizadas em três reservatórios importantes na Amazônia, que estão situados em latitudes de até 9° S . A média dada em carbono fixado é de $158 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Este dado possui uma variabilidade de 143 %. Dados similares foram apresentados por TUNDISI (1977): $155 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, para o reservatório Broa, que é relativamente limpo, situado na latitude 22° S . Para um reservatório situado nos Estados Unidos, na latitude 23° S , pequeno, eutrofizado, e recebendo esgoto bruto de uma região de um milhão de habitantes, os valores variam de $320\text{-}1060 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (SANTOS et al., 2005).

2.6 FORMAS DE EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA PROVENIENTE DE RESERVATÓRIOS

A emissão dos gases de efeito estufa em reservatórios é controlada pelo transporte físico destes gases a partir do sedimento e da coluna de água. Os modos de transportes mais importantes em ambientes continentais (não marinhos) são: difusão molecular, ebulição, advecção causada pela mistura turbulenta da água e

transporte via plantas aquáticas (HUTTUNEM; MARTIKAINEM; 2005).

Os gases de efeito estufa são gerados no sedimento do reservatório e, inicialmente, ficam dissolvidos na água intersticial. O metano e nitrogênio gasoso, que são menos solúveis que o dióxido de carbono, se agregam em forma de bolhas. Estas bolhas crescem até um ponto que não conseguem mais ficar presas dentro do sedimento e, então, se soltam e migram para a superfície da água. O dióxido de carbono tende a ficar retido na água porque é mais solúvel, mas uma fração pequena entra nas bolhas. Nem todo metano gerado no sedimento é liberado em forma de bolhas. Em águas rasas, parte do metano se difunde até a superfície. Geralmente, em profundidades maiores que 30 metros, todo metano pode ser emitido através do processo de difusão porque a pressão da coluna de água não possibilita a formação de bolhas. Nas camadas mais superficiais do reservatório, a concentração de oxigênio aumenta. As bactérias presentes nestas camadas do reservatório podem produzir dióxido de carbono a partir do metano e oxigênio. Então, a camada oxigenada do reservatório funciona como sumidouro de metano. Da mesma maneira que a fotossíntese é um sumidouro para o dióxido de carbono (SANTOS et al., 2005).

A maioria dos estudos sobre emissões de gases de efeito estufa de reservatórios tem se concentrado no gás metano. Águas lóxicas e turbulentas são bem oxigenadas e não apresentam condições para a formação de metano, que é produto da degradação da matéria orgânica em condições anaeróbias. Em águas lânticas, particularmente em águas estratificadas, o hipolímnio, parte da água no fundo do reservatório, é anóxico, e apresenta condições para a metanogênese. O metano, então formado, se difunde através da coluna de água ou forma bolha, no sedimento, que irão se mover em direção a superfície da água. O metano que difunde é um substrato para a bactéria metanotrófica e é rapidamente consumido por estes microorganismos, se houver disponibilidade de oxigênio. Portanto, se o corpo de água for profundo, somente uma pequena quantidade de metano alcançará a superfície da água. Quando a metanogênese é intensa, a concentração de oxigênio

diminui, expandindo a zona anóxica. A zona oxigenada do reservatório irá diminuir e se a profundidade do corpo de água não for grande o suficiente, o processo de oxidação será insuficiente para remover todo o metano. Por outro lado, a ebulição, transporte de massa através das bolhas, faz o metano indisponível para as bactérias metanotróficas enquanto ele se move do sedimento do reservatório até a superfície da água, o que faz com o metano entrar direto na atmosfera (SVENSSON, 2005).

Quando o transporte de sedimentos é intenso na bacia de contribuição do reservatório, como, por exemplo, em muitas bacias tropicais, estes sedimentos cobrem a matéria orgânica presente no fundo do reservatório antes da diagenese. A decomposição da matéria orgânica coberta pelos sedimentos é mais lenta que a matéria orgânica coberta pela água (SVENSSON, 2005).

Ebulição e difusão parecem não ser os únicos fenômenos de emissão de gases de efeito estufa por reservatórios. Estudos recentes mostram que um dos principais caminhos de emissão pode ser a difusão de gases quando a água passa na turbina da usina. Isto ocorre porque a turbina cria uma mudança brusca na pressão e temperatura da água, o que reduz a solubilidade do metano e dióxido de carbono na água. Conseqüentemente, a maior parte do metano e dióxido de carbono presente na água antes de passar pela turbina é liberado para atmosfera assim que a água passa pela turbina. Apesar de que, tanto o dióxido de carbono quanto o metano são liberado quando a água passa pela turbina, a emissão do metano é mais acentuada neste processo. A razão para isso é que a concentração de metano cresce com a profundidade da coluna de água. A água que passa pela turbina é geralmente tomada na parte de baixo da barragem e contém uma concentração maior de metano (FEARNSIDE, 2002).

2.7 FATORES QUE INFLUENCIAM A EMISSÃO DE CO₂ E CH₄

Três fatores parecem ser particularmente importantes na emissão de gases de efeito estufa de reservatórios: quantidade de matéria orgânica na água, profundidade do reservatório e condições climáticas. Estes mesmos fatores têm uma

forte influência na produção primária de lagos e reservatórios considerando um nível constante de nutrientes (normalmente há uma relação linear entre a quantidade de carbono e o conteúdo de nitrogênio e fósforo) (SVENSSON, 2005).

O fluxo de gases de efeito estufa em lagos e reservatórios, na interface sedimento e água e através da superfície da água para a atmosfera apresentam uma correlação positiva com o estado trófico do ecossistema (HUTTUNEM; MARTIKAINEM; 2005).

LIMA et al. (2005) estudaram o efeito das frentes frias nos parâmetros limnológicos do reservatório Corumbá (17° 45' 56,1"; 48° 34' 6.2") e no fluxo dos gases de efeito estufa, entre os dias 12 a 20 de março de 2005. A frente fria aumentou a velocidade dos ventos e diminuiu a temperatura da água e o fluxo dos gases de efeito estufa. A turbidez e a clorofila aumentaram até o dia 15 de março e mantiveram-se elevadas até o final da campanha.

Enquanto a emissão média do dióxido de carbono aumentava, o tamanho e a frequência das bolhas de metano diminuía depois da frente de chuva. A causa destes fatos se deve provavelmente a mistura da água, resultante da quebra da estratificação térmica e química. A energia do vento também pode ser responsável pela mistura das águas do reservatório. Tanto a chuva quanto o vento forneceram oxigênio para o hipolímnio possibilitando a conversão do metano para dióxido de carbono pelas bactérias metanotróficas (LIMA et al., 2005).

Uma evidência clara da mistura da água é o fato que a turbidez duplicou de valor depois da chuva e o aumento da concentração da clorofila-a possivelmente ocorreu devido ao crescimento da disponibilidade de nutrientes devido à ressuspensão e ao escoamento superficial. Poderia-se esperar que a concentração de dióxido de carbono e o fluxo para a atmosfera diminuíssem devido ao consumo do dióxido de carbono pela comunidade de fitoplânctons (algas). Entretanto, enquanto a chuva aumentava, a concentração de dióxido de carbono (através da oxidação do metano) também aumentava, a indução da mistura da água era acompanhada pela intensificação da nebulosidade, limitando a quantidade de luz e

conseqüentemente a produtividade do fitoplâncton. A diminuição dos valores do pH corresponde ao dióxido de carbono excedente a capacidade de absorção do carbono pelas algas nestas condições (LIMA et al., 2005).

LIMA et al. (2005) também estudaram o efeito da pressão atmosférica e hidrostática no fluxo das bolhas de metano. O efeito da diminuição da pressão atmosférica pode induzir a liberação de bolhas através do aumento do volume de gás, causando rupturas na estrutura do sedimento. Existem evidências em dados que tanto o vento como a pressão atmosférica tem influência no fenômeno de ebulição. Considerando a variabilidade espacial do fenômeno de ebulição no reservatório antes da frente fria, as áreas rasas são responsáveis por borbulhamentos fortes e repentinos.

Existem vários fatores que influenciam a quantidade de dióxido de carbono e metano existente no reservatório. Um dos mais importantes parece ser o clima da área onde está localizado o reservatório. Os reservatórios localizados em áreas tropicais apresentam taxas de emissão maiores que aqueles situados em regiões boreais e temperadas. Uma razão possível para este fato é que a temperatura da água em regiões tropicais é muito mais alta, conseqüentemente, a taxa de decomposição da matéria orgânica é maior, elevando o fluxo de emissão do metano e do dióxido de carbono (ST. LOUIS et al., 2000).

A idade do reservatório também deve ser considerada como fator de influência das emissões através do tempo. Inicialmente, achava-se que o total das emissões diminuiria com o tempo. Achava-se que logo após o enchimento havia uma grande quantidade de emissão devido à decomposição da vegetação inundada, mas depois deste fato, as emissões diminuiriam a níveis insignificantes. Entretanto, estudos recentes mostram que a emissão não diminui após os primeiros anos de operação do reservatório, mas permanecem constantes ao longo do tempo. Isto ocorre porque parte da vegetação demora muitos anos para se decompor e, também, porque a decomposição das plantas aquáticas e algas fazem com que o reservatório continue emitindo gases de efeito estufa ao longo do tempo. Outros

fatores que devem ser levados em consideração, antes de chegar a alguma conclusão no que diz respeito à relação entre a emissão e o ciclo de vida do reservatório, são o tipo de ecossistema inundado e a quantidades de biomassa inundada. Além destes fatos, há vários fatores que podem afetar a quantidade de gases de efeito estufa emitido em diferentes áreas do mesmo reservatório. Por exemplo, a quantidade de vegetação e o crescimento de plantas aquáticas em certas áreas do reservatório, que por sua vez dependem da quantidade de luz a que o reservatório está exposto, como também, do clima e da estação do ano. Mudanças na profundidade dentro do reservatório afetam a habilidade dos gases de efeito estufa escapar para superfície e serem liberados para a atmosfera (ST. LOUIS et al., 2000).

2.8 MÉTODOS DE AMOSTRAGEM DOS FLUXOS EBULITIVOS E DIFUSIVOS DOS GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESERVATÓRIOS

Apesar do avanço da tecnologia de medição das emissões, SANTOS et al. (2005) recomendam o uso de funil para o fluxo por ebulição e de câmaras estáticas para o fluxo difusivo como padrões de metodologia e indica estas metodologias para novos estudos, mesmo em paralelo com outras técnicas de medição.

2.8.1. Amostragem do Fluxo Difusivo Através de Câmaras Submersas

De acordo com ANDERSON (2005) o método de medição de campo através de câmaras é bastante simples. Mas não existe uma norma técnica que especifique como estas câmaras devem ser fabricadas (tamanho, material, etc) e nem uma norma técnica sobre a metodologia de amostragem. É importante usar na fabricação da câmara um material que não adsorva o gás de interesse e nem seja afetado pela difusão do ambiente. O ar dentro das câmaras estáticas deve ser bem misturado para evitar áreas vazias, particularmente em câmaras retangulares.

A metodologia operacional consiste em colocar a parte aberta da câmara

(geralmente em forma de cilindro), que possui uma parte aberta e outra fechada (como um copo) sobre a superfície da água, permitindo que emissões da superfície se acumulem dentro da câmara (se a concentração subsuperficial for maior) ou reduzida (se a concentração subsuperficial for menor). A mudança da concentração na câmara pode ser expressa como:

$$\frac{dC}{dt} = -k(C_w - C) \quad 2.1$$

A parcela $C_w - C$ é a diferença máxima da concentração entre o ar e a água, e k é a taxa de transferência de gás. A relação ideal entre a mudança da concentração e o tempo dC/dt apresenta três estágios (formando uma curva em forma de S alongado): uma forma inicial exponencial, seguida por uma linear crescente com o tempo, terminando com uma forma assintótica enquanto a concentração gradualmente aproxima-se do valor máximo. A porção linear da curva é normalmente avaliada para avaliar o fluxo. A maior parte das câmaras é instalada em uma bóia que permite que a câmara flutue sobre a superfície da água. Este tipo de câmara pode apresentar problemas se usada em corpos de água rasos, onde elas podem encalhar, ou quando uma medição em um ponto fixo é desejada.

As câmaras têm a vantagem de permitir a análise dos fluxos em escala local. A análise de uma variedade de gases pode ser realizada com instrumentos mais sofisticados no ambiente controlado do laboratório. Entretanto, a câmara pode influenciar a superfície em estudo. Os efeitos sobre o fluxo são complexos e dependem do ambiente onde elas são colocadas. As câmaras podem superestimar o fluxo real, aumentando o fluxo da superfície. Câmaras superficiais podem aumentar as taxas de renovação da superfície devido à deformação que elas causam na superfície da água, e também, devido aos movimentos superficiais desordenados. Elas aumentam a turbulência na subcamada aquosa. As câmaras podem subestimar o fluxo protegendo a superfície da água das ondas capilares, da umidade das ondas e protegendo a superfície do vento e, desse modo, reduzindo a

velocidade de fricção (u_*w). Além disso, enquanto a concentração de ar aumenta na câmara, a concentração potencial ou gradiente que faz o fluxo, diminui. Isto leva a uma estimativa menor do fluxo que ocorreria em condições naturais.

2.8.2. Amostragem do Fluxo Ebulitivo Através de Funil

O fluxo ebulitivo pode ser medido através de funis que capturam espontaneamente as bolhas ascendentes. SANTOS et al. (2005) relatam o uso de funis com o diâmetro da base circular de 0,7metros e altura também de 0,7metros. No caso em estudo, os funis foram pendurados em bóias, cerca de 30 centímetros abaixo da superfície da água. Na ponta do funil, foi acoplado um frasco para coletar o gás. O volume acumulado de gás foi, então, medido uma vez por dia e amostras foram tiradas para análise em cromatógrafo a gás. Através da análise dos dados e das taxas temporais de volume coletados de bolha, a taxa de emissão de metano e dióxido de carbono para cada local amostrado foi calculada e expressa em $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$. O fluxo médio de emissão de dióxido de carbono foi obtido como média dos valores de todos os lugares amostrados. O fluxo médio de metano para o reservatório é calculado como média ponderada. As medidas das taxas de emissão para cada faixa de profundidade foram combinadas com a distribuição conhecidas das profundidades do reservatório para encontrar o total de metano emitido pelo reservatório por unidade de tempo. Este resultado então foi dividido pela área superficial total do reservatório.

2.9 ESTUDOS REALIZADOS SOBRE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PROVENIENTES DE RESERVATÓRIOS LOCALIZADOS NO BRASIL

2.9.1. Brasil

No Brasil, já foram realizados alguns estudos sobre emissão de gases de efeito estufa, principalmente em grandes reservatórios. SANTOS et al. (2005)

realizaram estudos em nove reservatórios de usinas hidrelétricas situadas de 4°S a 26° de latitudes, com diversos tipos de vegetação de entorno. O tempo de fechamento da barragem variou de 1 a 38 anos.

Algumas conclusões deste estudo foram que áreas profundas de reservatórios emitem menos metano que as rasas. Somente uma faixa que varia de 20 a 40 metros a partir das margens emitem metano por ebulição. Por outro lado, gás carbônico é emitido uniformemente não apenas na faixa de ebulição do metano como também pelo resto do reservatório (SANTOS et al., 2005).

Os resultados do estudo demonstraram uma tendência dos reservatórios mais novos emitirem mais metano por ebulição que os antigos. O fluxo de gás por difusão molecular é muito maior que o ebulitivo. Aproximadamente 99 % do gás carbônico é emitido para atmosfera por difusão. Para o metano, o processo de difusão para a atmosfera é responsável por uma faixa que varia de 14 % a 90 % do fluxo total (SANTOS et al., 2005).

De acordo com este mesmo artigo, a intensidade do fluxo varia com o tempo, mas estas flutuações parecem ser moduladas por um componente fortemente aleatório. A existência na água de fontes e sumidouros de carbono e metano, que são regidos por fatores complexos é provavelmente a causa desta aparente aleatoriedade e explica a presença de resultados extremos. A atividade das fontes e sumidouros de gás carbônico varia com uma série de fatores como: temperatura, velocidade do vento, radiação solar, parâmetros físico-químicos da água, composição da biomassa (SANTOS et al., 2005).

Um das principais conclusões do estudo foi que o fluxo de emissão do metano não apresenta dependência com a latitude. O valor médio para os nove reservatórios estudados é $81 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, +/- 80% , variando de 9,1 a $196 \text{ mg}^{-2} \text{ d}^{-1}$. O estudo conseguiu achar uma correlação entre a latitude e a emissão de dióxido de carbono Enquanto nas nossas latitudes foi sempre encontrado metano sendo emitido, dióxido de carbono freqüentemente era absorvido. Em cada reservatório estudado, tipicamente 20 a 30 medidas de fluxo difusivo foram de absorção

(SANTOS et al., 2005). Algumas recomendações deste estudo foram:

As medidas experimentais de uma área de estudo podem fornecer apenas uma visão parcial sobre o assunto. Reservatórios variam amplamente de um para outro. Por esta razão o tipo de estudo em questão é necessário para fornecer dados sobre esta variação;

Diagnóstico do ciclo de vida do reservatório deve ser incluído em estudos futuros, bem como considerar as emissões existentes antes da formação do reservatório. O ciclo do carbono deve ser estudado para determinar a sua origem (natural ou antropogênica) na bacia hidrográfica;

Apesar do avanço da tecnologia de medição das emissões, o artigo recomenda o uso de funil para o fluxo por ebulição e de câmaras estáticas para o fluxo difusivo como uma metodologia padrão internacional e estas técnicas devem ser indicadas para novos estudos, mesmo em paralelo com outras técnicas de medição;

Em novos estudos, a emissão de gases a jusante das turbinas deve ser incluída.

2.9.2. Outros países

HANSON et al. (2004) estudaram a importância da contribuição da emissão de gases de efeito estufa provenientes de lagos na estimativa da Terrestrial Net Ecosystem Exchange (NEE) na região Northern Highlands Lake District, Wisconsin, USA. O balanço dentro dos lagos entre o carbono emitido para atmosfera e o retido no sedimento (carbon burial and evasion) determina se o lago é uma fonte ou sumidouro de carbono para atmosfera. Foi desenvolvido um modelo para estudar o processamento no lago de fontes de carbono proveniente de fontes alóctone e autóctone. Através deste modelo, que considerou os gradientes de carbono orgânico dissolvido (COD) e fósforo total (FT) para região de estudo, estimou-se que os lagos processam entre 5 a 28 g C m⁻² ano⁻¹ da bacia. Este valor representa aproximadamente dez por cento para ecossistemas similares sem lagos.

Aproximadamente 60% deste carbono retornam para atmosfera através da emissão de dióxido de carbono. Comparando a emissão de carbono pelos lagos com a emissão líquida de carbono pelos ecossistemas terrestres da região dos lagos, o estudo concluiu que um único lago numa bacia hidrográfica pode processar e emitir para atmosfera de 3 a 9 % da emissão líquida do ecossistema terrestre. Outra conclusão deste estudo foi que a maior parte dos lagos estudados é heterotrófica e apresenta, na maioria dos casos, emissão de carbono ao invés de retenção, o que caracteriza os lagos como fontes de carbono para atmosfera. Somente lagos com baixas concentrações de carbono e concentrações moderadas a altas de FT apresentaram comportamento autotrófico e conseqüentemente, se comportaram como sumidouro de carbono. Muito do carbono alóctone remanescente foi exportado do lago como COD e COP através da vazão efluente. Considerando que a maior parte do carbono está numa forma que não sedimenta, HANSON et al. (2004) especularam se esta forma também não poderia mineralizar e ser emitida para a atmosfera. Combinando os resultados do fluxo atmosférico líquido e a concentração de exportação do lago, a porcentagem de carbono alóctone emitida para atmosfera pelo lago aumentou para 90% da carga de carbono. Este valor representa de três a quatro por cento da toca líquida do ecossistema.

HUTTUNEM et al. (2002) estudaram o fluxo de gases de efeito estufa entre a atmosfera e dois lagos boreais situados na zona boreal na Finlândia, em bacias hidrográficas com coberturas vegetais com características diferentes, no caso, turfas (peatlands) e florestas. As concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O na coluna de água foram estudadas durante o período livre de gelo. Os dois lagos apresentaram concentrações supersaturadas de CO₂ e CH₄, em relação ao equilíbrio com a atmosfera, e as concentrações de N₂O se apresentaram perto do equilíbrio. A emissão média de CO₂ foi maior no lago onde a área de drenagem era dominada por turfas (peatlands) (22 mg m⁻² h⁻¹). O lago em que a bacia de drenagem era dominada por florestas apresentou emissão média de CO₂ de 0,7 mg m⁻² h⁻¹. O mesmo fato foi observado para o CH₄ que apresentou valores de emissão de

7,6 mg m⁻² h⁻¹ para o lago situado em região dominada por turfas (peatlands) e 3,5 mg m⁻² h⁻¹ para o lago situado na bacia dominada por floresta. O fluxo de N₂O foi geralmente desprezível. As maiores concentrações de CO₂ na água e fluxo de CO₂ emitido pelo lago situado na bacia de drenagem dominada por turfas (peatland) foram atribuídos principalmente a maior carga de carbono alóctone neste lago proveniente da bacia de drenagem. Este estudo mostra a importância da avaliação das características da área de drenagem do lago e sua influência no ciclo de carbono aquático e conseqüentemente na compreensão da dinâmica da emissão de gases de efeito estufa de um corpo de água.

CASPER et al. (2000) estudaram o fluxo de metano e dióxido de carbono para a atmosfera, e a contribuição relativa dos processos de emissão por ebulição e difusão molecular, proveniente de um pequeno lago produtivo na Inglaterra, durante o período de maio a outubro de 1997. Os fluxos médios de metano e dióxido de carbono, estimado através de uma rede de amostragem composta de sete pontos, foram de 12 e 40 mmol m⁻² d⁻¹ para o CH₄ e o CO₂, respectivamente. A contribuição do processo de transporte por difusão molecular através da interface água-ar foi de 0,4 mmol m⁻² d⁻¹ para CH₄ e 40 mmol m⁻² d⁻¹ para o CO₂. As perdas do lago por ebulição para o CH₄ foram de 12 mmol m⁻² d⁻¹ e para o CO₂ foram de 0,23 mmol m⁻² d⁻¹. Pode-se constatar através dos valores citados que a maior parte do CH₄ foi emitida por ebulição, enquanto que a maior parte do CO₂ foi perdida por processos difusivos. A emissão do gás através do processo ebulitivo mostrou uma grande variação espaço-temporal. As amostras coletadas em maiores profundidades apresentaram uma quantidade maior de CH₄. Durante o estudo foram observados pulsos de emissão de gás através do processo de ebulição durante quedas abruptas da pressão barométrica.

MATTHEWS et al. (2005) realizaram um experimento que consistiu no alagamento de áreas com diferentes quantidades de carbono no solo e na vegetação a fim de avaliar o impacto da criação de um reservatório no ciclo de carbono de uma floresta boreal, através da avaliação da produção de gases de

efeito estufa (CH_4 e CO_2) por estas áreas alagadas. As tendências temporais na produção de gases de efeito estufa foram examinadas durante os estágios iniciais da inundação, foi considerada, também, a diferença líquida entre os fluxos antes e depois da inundação a fim de estimar o efeito real da criação do reservatório nas concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera. Três áreas florestais, com diferentes concentrações de carbono orgânico armazenado no solo e na vegetação, foram experimentalmente inundadas de junho a setembro, entre os anos de 1999 a 2001. Através deste estudo, observou-se que a produção líquida de CO_2 e CH_4 em todos os três reservatórios analisados não estava relacionada com a quantidade de carbono orgânico armazenado na área inundada, pois a quantidade de gases de efeito estufa produzida foi similar em todos os três reservatórios. Durante a primeira estação de inundação, a produção líquida de CO_2 nos três reservatórios variou de 703 a 797 kg C ha^{-1} . Estes valores diminuíram durante a segunda e a terceira estações de inundação para valores entre 408-479 kg C ha^{-1} . Entretanto, a produção de CH_4 cresceu em todos os reservatórios e em todas as estações da seguinte maneira: de 3,2 a 4,6 kg C ha^{-1} em 1999, para 12,8 a 24,9 kg C ha^{-1} em 2000 e finalmente 29,7 a 35,2 kg C ha^{-1} em 2001. Através dos resultados obtidos por esta pesquisa, conclui-se que o efeito da criação de um reservatório boreal nos níveis de concentração de gases de efeito estufa na atmosfera pode ser principalmente sentido nas mudanças da produção líquida de CH_4 entre as áreas antes da inundação e inundada. Outro fato importante observado neste experimento foi o resultado do estudo de decomposição da matéria. Os reservatórios com quantidade média e baixa de matéria orgânica na vegetação e solo apresentarão uma taxa de decomposição maior que o reservatório com grande quantidade de matéria orgânica. Este fato sugere que nos primeiros estágios de alagamento outros fatores, como a biodegradabilidade compostos de carbono e temperatura do solo alagado, são importantes para determinar a produção de GEE em regiões como a estudada.

DILLON e MOLOT (1997) realizaram um balanço de massa para o COD e CID baseado nas concentrações das vazões afluentes e efluentes e precipitação

para sete lagos improdutivos na região central de Ontário, Canadá, entre os anos de 1981 e 1989. A emissão líquida de CO₂ ocorreu em seis dos sete lagos estudados. Foi observado um pequeno fluxo de CO₂ da atmosfera para o lago em apenas um lago estudado. Este fato deve ter sido significativo em certas épocas do ano, particularmente na estação de florescimento de algas. As taxas de emissão líquida observadas eram maiores que as taxas de aporte de CID, indicando a mineralização parcial do COD alóctone dentro dos lagos.

2.10 CONSIDERAÇÕES SOBRE A METODOLOGIA DESENVOLVIDA NESTA PESQUISA E SOBRE O ESTUDO DE CASO

Este trabalho tem como objetivo principal avaliar as emissões de gases de efeito estufa de uma pequena central hidrelétrica. Tanto a metodologia desenvolvida neste estudo como o estudo de caso, uma pequena central hidrelétrica, é uma proposta original não descrita na literatura nacional. A maior parte das pesquisas realizadas sobre este tema enfatiza as medições de fluxo dentro do reservatório. Esta pesquisa adiciona ao contexto da revisão bibliográfica o olhar sobre a bacia hidrográfica, não apenas sobre o monitoramento dos gases de efeito estufa, mas também, sobre a modelagem da matéria orgânica.

A metodologia desenvolvida neste estudo apresenta um modelo simplificado do ciclo do carbono que culmina com a estimativa do fluxo de dióxido de carbono e metano. Este trabalho é uma evolução dos trabalhos desenvolvidos por VILLA (2005) que desenvolveu um balanço de carbono para o lago do Parque Barigüi, localizado na cidade de Curitiba, PR. Este trabalho difere do trabalho de VILLA (2005), principalmente, porque insere as variáveis carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e as frações de massa do carbono relacionadas aos gases de efeito estufa no balanço de carbono do reservatório.

3. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO CAUSADO PELA FORMAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESERVATÓRIOS DE PCH

Este capítulo está dividido em duas partes. A primeira parte mostra a metodologia utilizada para o diagnóstico da qualidade da água do reservatório da PCH Salto Natal. A segunda parte traz a metodologia e os recursos empregados para realizar o balanço de carbono no reservatório.

3.1 DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Neste item será apresentado um resumo do diagnóstico do meio físico e biológico da área de estudo, a definição da rede de amostragem do monitoramento da qualidade da água, definição das variáveis estudadas.

3.1.1. Área de Estudo

A área escolhida para o estudo de caso foi o reservatório da PCH Salto Natal, no rio Mourão, afluente da margem esquerda do rio Ivaí, integrante da bacia do Paraná, situando-se no paralelo 24°04'20" S e meridiano 52°17'30" W, a aproximadamente 8 km da área urbana do município de Campo Mourão, a jusante da UH Mourão I, propriedade da Companhia Paranaense de Energia - COPEL e a cerca de 95 km da foz do rio Mourão, FIGURA 3.1, (COPEL, 2000).

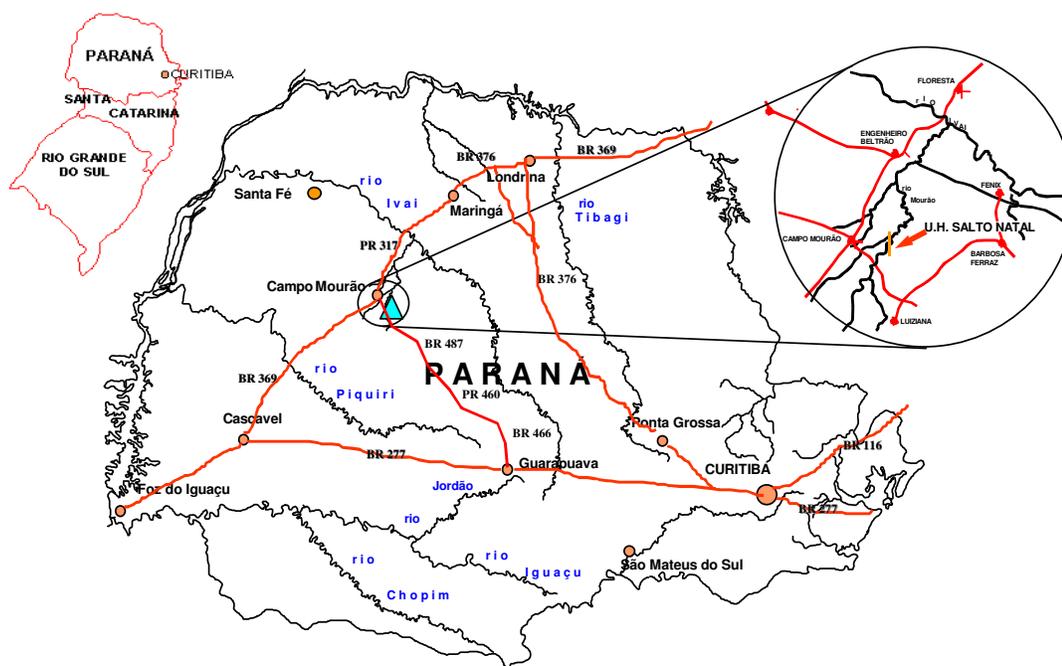


FIGURA 3. 1: LOCALIZAÇÃO DA PCH SALTO NATAL

FONTE: Adaptado de COPEL (2000)

A área de drenagem do reservatório é de 585 km², e a cota é de 510 metros. O reservatório possui uma área de 62 ha, sendo que 17 ha corresponde ao leito do rio e um volume de 4,25 hm³. Para vazão média de longo termo para a mesma estação, estabeleceu-se o valor de 17,0 m³ s⁻¹. Com base no volume do reservatório e na vazão média de longo termo, estimou-se o tempo de residência do reservatório em aproximadamente 3 dias (COPEL, 2000). Na Figura 3.2 é apresentadas a área principal do reservatório e a parte inundada do leito original do rio.

O clima para a região da PCH Salto Natal, segundo a classificação de Köppen é Cfa. O tipo climático Cfa indica: clima subtropical, que apresenta temperatura média no mês mais frio inferior a 18 °C (mesotérmico) e temperatura média no mês mais quente acima de 22 °C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (COPEL, 2000).

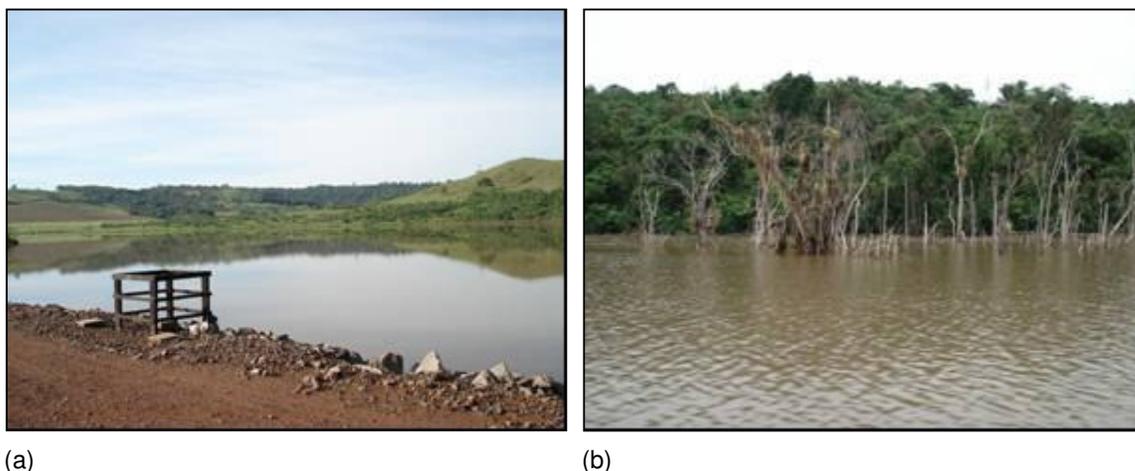


FIGURA 3. 2: RESERVATÓRIO DE SALTO NATAL (a) E ÁREA INUNDADA DO LEITO ORIGINAL DO RIO MOURÃO (b)

FONTE: Fotos (a) e (b): KNAPIK (2007)

A precipitação média anual na região da PCH Salto Natal resultou 1.642,9 mm ano⁻¹; a máxima mensal observada foi de 428,1 mm em dezembro de 1964; o mês que apresentou maior média foi dezembro (222,2 mm); a precipitação média anual resultou em 1.679,1 mm ano⁻¹; a direção predominante do vento é leste (E) em todos os meses (COPEL, 2000).

A tipologia vegetal da área do projeto pode ser assim considerada, adotando o sistema de classificação do IBGE (1992):

(a) Sistema Primário:

- Floresta Estacional Semidecidual Montana – FE
- Floresta Estacional Semidecidual Aluvial – FA

(b) Sistema Secundário:

- 4ª Fase da Sucessão Vegetal - C4 (capoeira)
- 5ª Fase da Sucessão Vegetal - C5 (capoeirão/floresta secundária)
- Agropecuária - AP
- Reflorestamento - RE

Quanto à área inundada, através de observação de campo, aproximadamente 50% é formada por pastagens, 30% por cultura de soja e 20% por mata ciliar (COPEL, 2000).

3.1.2. Rede de Amostragem e Freqüência de Amostragem

De acordo com STRASKRABA e TUNDISI (1999), o número de estações de amostragem, tanto em escala horizontal como vertical, é uma relação tempo, dinheiro, disponibilidade de recursos humanos e objetivos. Na seleção dos locais de amostragem devem ser considerados aspectos como tamanho do reservatório, sazonalidade e a estrutura térmica.

A freqüência e o número de locais de amostragem, de acordo com STRASKRABA e TUNDISI (1999), dependem do grau de variabilidade temporal esperado. Os intervalos de amostragem regular são mais fáceis de analisar estatisticamente, mas, amostragens mais freqüentes em períodos de grandes mudanças irão permitir um aumento na precisão das variáveis que são dependentes do tempo.

Para a avaliação geral da qualidade da água, STRASKRABA e TUNDISI (1999) sugerem dois planos de amostragem. Um esquema mais simples, usado em reservatórios pequenos, no qual teoricamente não há problemas sérios de qualidade da água; e um esquema sistemático, usado em outros tipos de reservatórios.

No esquema mais simples, proposto acima, as amostras de água são coletadas somente em um ponto do reservatório, durante período de máxima estratificação e também, durante o período de completa homogeneização. No esquema sistemático, as amostras devem ser coletadas no tributário principal a montante do reservatório, no corpo principal e a jusante da barragem, Figura 3.3. A análise da qualidade da água nestes três pontos é necessária para um diagnóstico acurado do reservatório. Em reservatórios maiores, principalmente aqueles com formas mais complexos e muitos tributários, que apresentam características diferentes, mais pontos de amostragem devem ser definidos e monitorados. A

freqüência da amostragem deve ser no mínimo em intervalos mensais (USEPA, 2001; STRASKRABA e TUNDISI, 1999).

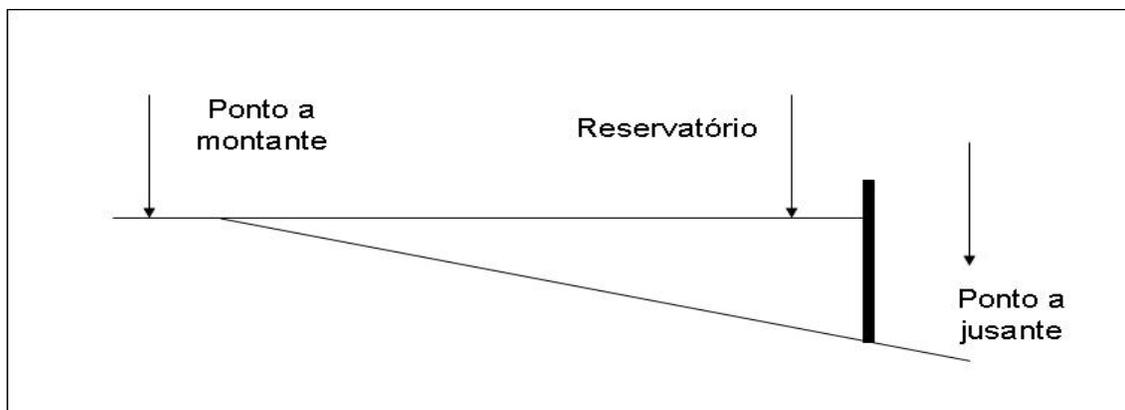


FIGURA 3. 3: PONTOS RECOMENDADOS PARA MONITORMANTO

FONTE: Adaptado de Straskraba e Tundisi (1999)

A amostragem do corpo principal do reservatório deve ser realizada na parte mais profunda, normalmente localizada perto da barragem. O número e distância de coleta na profundidade da coluna de água dependem da profundidade do reservatório e do grau de estratificação térmica e química do reservatório. Amostras que são coletadas sistematicamente na mesma profundidade no período do ano são mais fáceis de serem analisadas estatisticamente, mas informações importantes adicionais podem ser obtidas se a água é amostrada profundidades onde mudanças importantes ocorrem. Uma estimativa da profundidade do epilímnio pode ser obtida considerando que esta profundidade é aproximadamente três vezes a profundidade do disco de Secchi. A amostragem da água superficial deve ser realizada de 20 a 30 centímetros da superfície da água, para evitar a interferência de partículas que se acumulam na superfície. A água do fundo do reservatório deve ser amostrada de 1 a 2 metros acima do fundo do reservatório. Em corpos de água estratificados, o intervalo da profundidade das amostras da coluna da água não deve passar de 10 metros (USEPA, 2001; STRASKRABA e TUNDISI, 1999).

Normalmente, um perfil de amostragem da coluna de água é o suficiente em reservatórios de pequeno e médio porte. Em reservatórios maiores, que

possuem trechos que podem ter tamanhos de pequenos e médios reservatórios, a diferença na qualidade de água entre estes trechos pode ser suficiente para justificar mais locais de amostragem (STRASKRABA e TUNDISI, 1999).

Com base nos critérios estabelecidos acima, foram definidos os seguintes locais de amostragem:

- (a) Ponto 1: região localizada a jusante do reservatório, na saída das turbinas. Com o objetivo de determinar um padrão de emissão para a água turbinada e fundamentar os estudos de balanço de carbono e qualidade da água;
- (b) Ponto 2: região localizada no reservatório, próxima a barragem, região mais profunda em diferentes profundidades. Com a finalidade de avaliar a qualidade da água e fundamentar os estudos de balanço de carbono do reservatório e estratificação térmica do reservatório;
- (c) Ponto 3: localizado a montante do reservatório da PCH Salto Natal, no rio Mourão, principal tributário do reservatório. Com a finalidade de fundamentar o balanço de carbono e avaliar a qualidade da água antes de entrar no reservatório.

Nas Figuras 3.4 a 3.7 estão localizados os pontos de amostragem no reservatório. Neste estudo, foram realizadas quatro campanhas, no período de maio de 2007 a março de 2008, na Tabela 3.1 estão as datas em que as campanhas foram realizadas.

TABELA 3. 1: DATAS DAS CAMPANHAS DE MONITORAMENTO

Data	Campanha
18/5/2007	Primeira
3/9/2007	Segunda
19/11/2007	Terceira
1/3/2008	Quarta

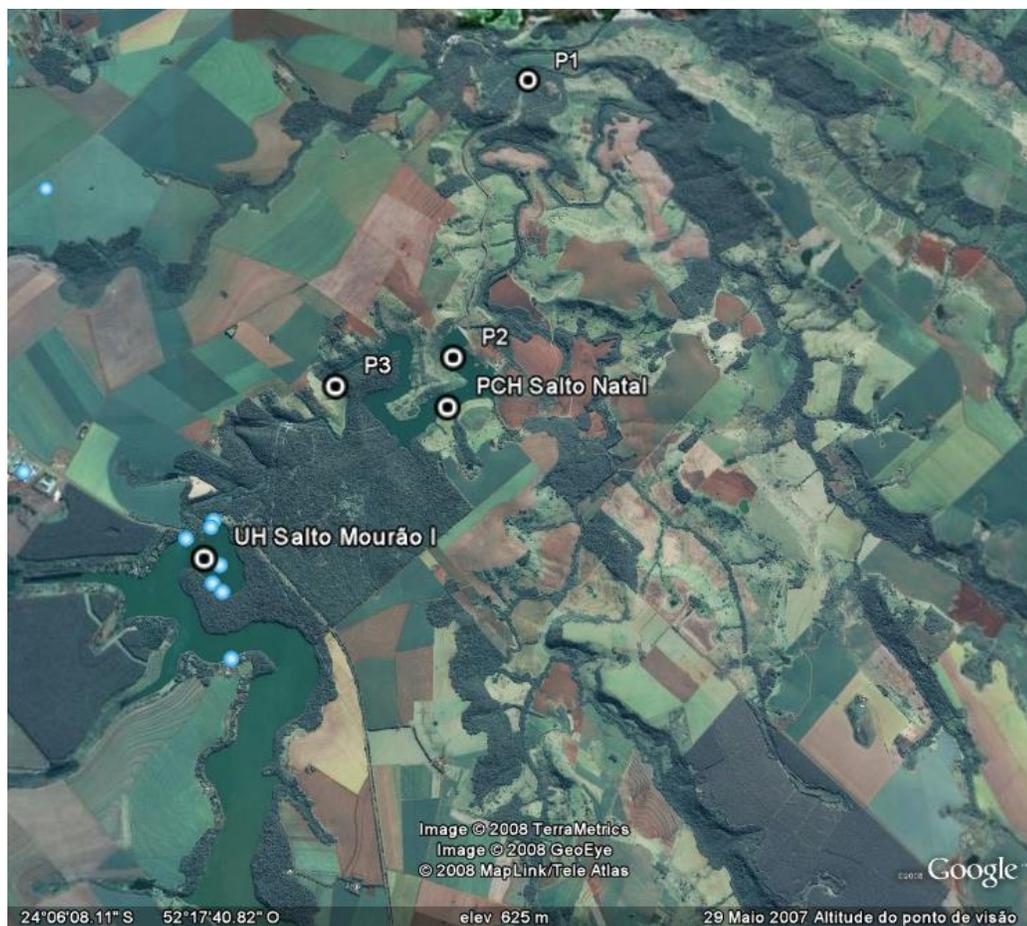
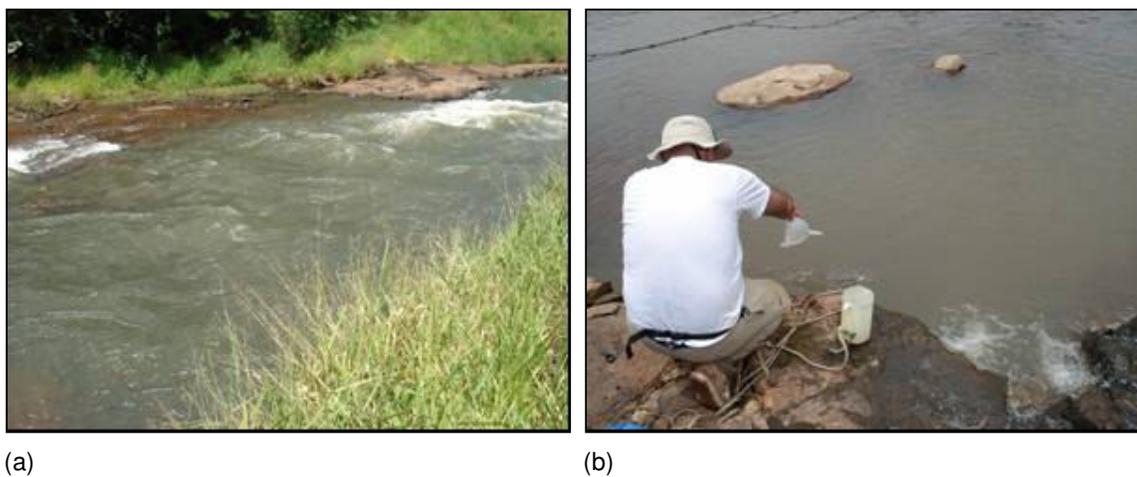


FIGURA 3. 4: LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM
 FONTE: Adaptado de GOOGLE (2008)



(a) (b)
 FIGURA 3. 5: PONTO DE COLETA 1: COLETA COM COMPORTAS DA REPRESA ABERTAS (a) E
 COLETA COM POUCA VAZÃO (b)

FONTE: Foto (a): KNAPIK (2008); Foto (b): KNAPIK (2007)

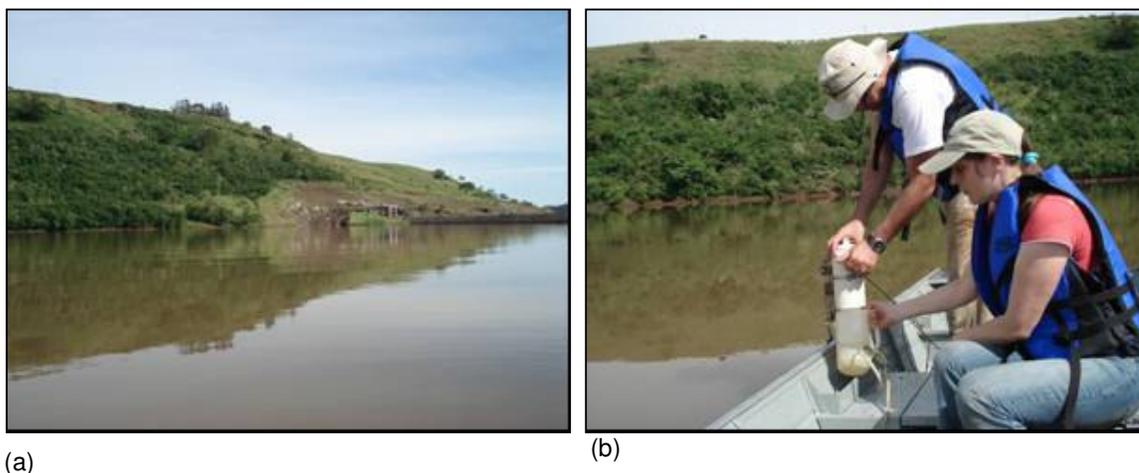


FIGURA 3. 6: LOCALIZAÇÃO DO PONTO DE AMOSTRAGEM 2 (a) E COLETA DE ÁGUA DE PROFUNDIDADE (b)

FONTE: Fotos (a) e (b): KNAPIK (2007)

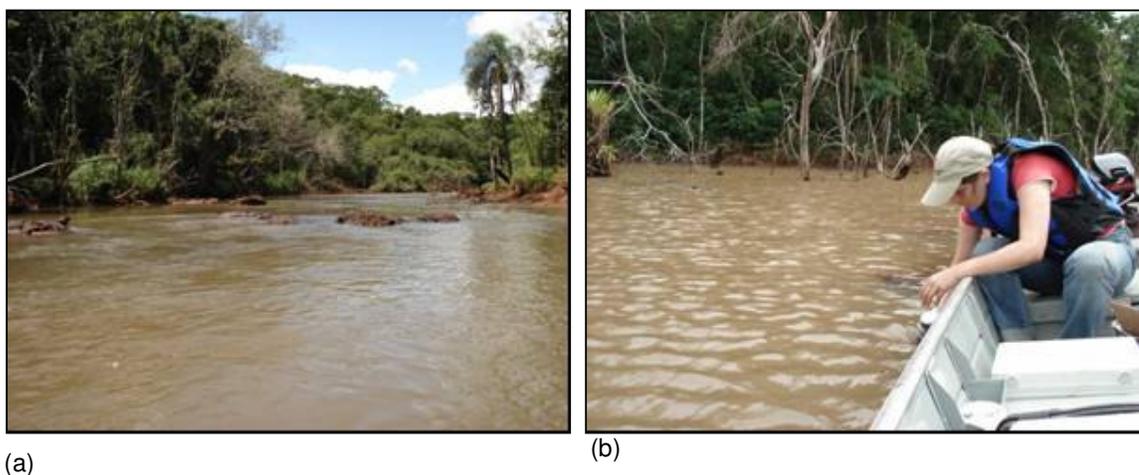


FIGURA 3. 7: LEITO ORIGINAL DO RIO MOURÃO (a) E PROCEDIMENTO DE COLETA (b) NO PONTO DE AMOSTRAGEM N° 3

FONTE: Foto (a): KNAPIK (2008); Foto (b): KNAPIK (2007)

3.1.3. Variáveis Analisadas e Procedimento de Coleta

As variáveis analisadas para atender os objetivos propostos neste estudo foram: alcalinidade total, condutividade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura do

ar, temperatura da água, sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos sedimentáveis, turbidez, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total, carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico particulado (COP) e disco de Secchi.

As coletas foram realizadas de acordo com a norma técnica ABNT 9897 - Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores.

As análises foram feitas no Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto, pertencente ao Departamento de Hidráulica e Saneamento, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná de acordo com APHA (1998). As análises da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), da demanda química de oxigênio (DQO), e da alcalinidade total da última campanha foram realizadas no Centro de Pesquisas de Alimento (CEPPA), Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná de acordo com APHA (1998).

A temperatura da água e o pH foram medidos em campo com o pH-metro digital modelo 330i, marca WTM. A condutividade foi medida em campo com o condutivímetro portátil modelo Handylab marca Schott e o oxigênio dissolvido foi medido em campo com o oxímetro modelo Ox1 Set Schott-Geräte GmbH.

O carbono orgânico total (COT), o carbono orgânico dissolvido (COD), carbono inorgânico dissolvido (CID), e o carbono orgânico particulado (COP) foram determinados utilizando o método de combustão à alta temperatura (APHA, 1998), utilizando o equipamento TOC-V_{CPH}, marca Shimadzu. As amostras para a determinação do COD foram filtradas em membranas de ésteres de celulose com porosidade de 0,45 µm, marca Millipore. O COP foi estimado pela diferença entre o COT e o COD.

O teor de carbono orgânico no sedimento (CS) foi determinado pelo aparelho LECO C-144 do Laboratório de Inventário Florestal da Universidade Federal do Paraná.

3.1.4. Coeficiente de Correlação de Pearson

Para avaliar a interdependência linear das variáveis analisadas no monitoramento foi usado o coeficiente de correlação de Pearson (r). Este coeficiente é definido por (LIRA, 2004):

$$r = \frac{\sum(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \sum(y - \bar{y})^2}} \quad 3.1$$

A interpretação deste coeficiente é que quando for $r = 1$, existe correlação linear perfeita entre as duas variáveis, e quando $r = 0$ não existe correlação. A correlação linear é positiva quando $r > 0$ e negativa quando $r < 0$. Quando $r > 0,6$, existe correlação linear forte.

É importante ressaltar que o tamanho da amostra, variáveis com ordem de grandezas diferentes entre outros fatores interferem no valor do coeficiente.

3.2 MODELO DE BALANÇO DE MASSA DO CARBONO

Este item além de traz uma descrição detalhada do ciclo biogeoquímico do carbono no reservatório, a concepção do modelo matemático do sistema, baseada no ciclo do carbono, e também, a metodologia e os recursos utilizados para resolver o sistema de equações de balanço de massa e estimar os parâmetros do sistema.

3.2.1. Modelo Hidrodinâmico

O balanço hídrico do lago ou reservatório deve ser criado dentro do modelo de balanço de carbono para avaliar quais as entradas significativas de carbono. A equação (CHAPRA, 1997) mostra um balanço hídrico para um lago homogêneo:

$$S = \frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{out} + G + PA_s - EA_s \quad 3.2$$

em que:

S é o volume de água armazenado (L^3T^{-1})

V é volume (L^3)

t é o tempo (T)

Q_{in} é a vazão efluente (M^3T^{-1})

Q_{out} é a vazão afluyente (M^3T^{-1})

G é a vazão de água subterrânea (M^3T^{-1})

P é a precipitação (LT^{-1})

E é a evaporação (LT^{-1})

A_s é a área superficial do lago (M^2)

Esta equação pode ser aplicada tanto para estado permanente, em que o termo $dV/dt = 0$, ou dinâmico, quando a variável temporal for significativa.

3.2.2. Modelo de Balanço de Massa

3.2.2.1 Definição do sistema e diagramas conceituais

Compreender o ciclo de carbono em um reservatório é fundamental para avaliar se este corpo de água é uma fonte ou um sumidouro de gases de efeito estufa.

Entender como um lago processa o carbono requer quantificar as cargas de carbono alóctone e autóctone, conhecer os processos biológicos e físico-químicos e ainda, compreender os efeitos combinados das cargas de carbono no metabolismo do lago, no processo de sedimentação e no fluxo para atmosfera (HANSON et al., 2004).

O uso de um modelo matemático pode ajudar a responder questões que seriam difíceis responder por medidas diretas como qual é o destino do carbono alóctone no lago, como as cargas de carbono exógeno alteram o ciclo de carbono no lago e a partir de qual carga de carbono um lago se torna um emissor de gases de efeito estufa para atmosfera (HANSON et al., 2004).

Para representar este sistema foi definido um modelo matemático determinístico, em estado estacionário para ser aplicado em um pequeno reservatório. Modelos determinísticos representam os fenômenos físicos de um determinado sistema e as equações matemáticas resultantes são derivadas do transporte de massa e fenômenos de reação (BRAGA, 2001).

Este modelo considera o ciclo de carbono interno do reservatório, e também e também as trocas de fluxo de carbono com os sistemas terrestres e atmosféricos. Neste modelo não foi considerado o sistema do carbonato de cálcio (CaCO_3).

A Figura 3.8 mostra um diagrama simplificado de um lago idealizado situado numa bacia hidrográfica. As flechas pretas indicam os fluxos entre os sistemas. O carbono foi agrupado em quatro compartimentos carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico no sedimento (CS). O ciclo do carbono descrito de maneira simplificada ocorre da seguinte maneira: (1) A Produção Primária Líquida (PPL) em sistemas terrestres resulta na acumulação de biomassa. (2) Parte da biomassa chega ao lago através da água superficial como COD, CID e COP. O carbono no lago recicla entre a forma orgânica e inorgânica. Produtores primários transformam CID em COP e excretam COD neste processo. A decomposição do COP produz CID e COD. A respiração microbiana e a foto-degradação mineraliza o COD na forma de CID. (3) Uma parte do COP do lago sedimenta. (4) O COP no sedimento mineraliza lentamente e libera CID para a coluna de água no processo. (5) O gradiente da pressão parcial do CO_2 entre o lago e a atmosfera determina o Fluxo Atmosférico Líquido (FAL) do CID. (6) Todas as formas de carbono são transportadas para fora do lago através da água superficial. (7) O COD gerado por diagenese (transformação do carbono particulado para o carbono dissolvido) no sedimento é transformado em metano no sedimento anaeróbio. Devido ao fato de ser relativamente insolúvel na água, o gás metano produzido no sedimento é transportado diretamente para atmosfera na forma de bolhas.

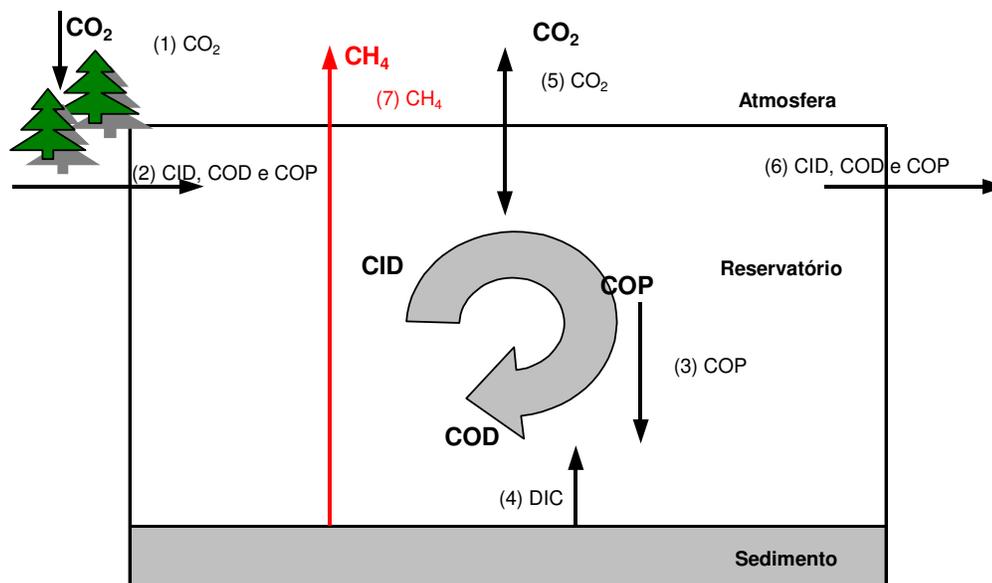


FIGURA 3. 8: DIAGRAMA SIMPLIFICADO DO CICLO DO CARBONO DE UM LAGO

FONTE: Adaptado de HANSON et al. (2004)

3.2.2.2 Concepção do Modelo do Ciclo Biogeoquímico do Carbono

A formulação matemática do processo do modelo foi baseada em HANSON et al. (2004) e em VILLA (2005). O objetivo deste estudo foi elaborar um modelo em regime permanente, dirigido por cargas de carbono e relacionando estas cargas com o ciclo de carbono dentro do lago e a troca dos fluxos de carbono com a atmosfera. O lago foi considerado como um reator homogêneo, não foi considerado a variação da morfologia e nem variação entre os habitats pelágicos e litorâneos. Para simplificar o problema o lago foi considerado um cilindro de com profundidade média (z) do reservatório (17 metros), em uma bacia circular.

A Tabela 3.2 mostra os processos da dinâmica da matéria orgânica, que são as taxas de reação entre os compartimentos do modelo. A Figura 3.9 mostra o diagrama conceitual do modelo de balanço de massa proposto.

As inscrições subscritas são: G, água subterrânea; Q, vazão superficial; P, precipitação; V, evaporação; E, epilímnio; H, hipolímnio; S, sedimento; D, morto; L vivo; R, respiração; FAL, fluxo atmosférico líquido; PPB, produção primária bruta; in,

(a) Balanço de massa do carbono inorgânico dissolvido (A=CID)

$$V \frac{dC_A}{dt} = QC_{Ain} - QC_A - k_{AC}C_A V + k_{BA}C_B V + k_{CA}C_C V + k_{DA}C_D V + k_{EA}C_E VS - k_{Adif}C_A \quad 3.3$$

(b) Balanço de massa do carbono orgânico dissolvido (B=COD)

$$V \frac{dC_B}{dt} = QC_{Bin} - QC_B - k_{BA}C_B V + k_{CB}C_C V \quad 3.4$$

(c) Balanço de massa do carbono orgânico particulado vivo (C=COP_v)

$$V \frac{dC_C}{dt} = QC_{Cin} - QC_C - k_{CA}C_C V - k_{CB}C_C V - k_{CD}C_C V - k_{CE}C_C V + k_{AC}C_A V + k_{EC}C_E VS \quad 3.5$$

(d) Balanço de massa do carbono orgânico particulado morto (D=COP_M)

$$V \frac{dC_D}{dt} = QC_{Din} - QC_D - k_{DA}C_D V - k_{DE}C_D V + k_{CD}C_C V + k_{ED}C_E VS \quad 3.6$$

(e) Balanço de massa do carbono orgânico total no sedimento (E=CS)

$$VS \frac{dC_E}{dt} = QC_{Ein} - QC_E + k_{CE}C_C V + k_{DE}C_D V - k_{EC}C_E VS - k_{ED}C_E VS - k_{EA}C_E VS - k_{Eeb}C_E VS \quad 3.7$$

em que:

V é volume do lago [L³];

VS é volume do sedimento [L³];

C_i é a concentração do componente [ML⁻³];

t é o tempo [T];

Q é a vazão volumétrica [L³T⁻¹];

C_{in} é a concentração influente do componente i [ML⁻³];

k_{mn} é a taxa de reação do componente m em n [T⁻¹];

k_{nm} é a taxa de reação do componente n em m [T⁻¹];

k_{kj} é a taxa de sedimentação do componente k, em função da velocidade de sedimentação pela profundidade média do lago [T⁻¹];

k_{jk} é a taxa de ressuspensão do componente j [T⁻¹].

(a) Modelo do Fluxo Atmosférico do dióxido de carbono (CO_2) e a química do carbono inorgânico dissolvido (CID)

A especiação do CID pode ser calculada como função da alcalinidade e do pH. O dióxido de carbono está envolvido em muitos processos importantes que ocorrem na água como aeração superficial, excreção, assimilação por algas, e reações de decomposição da matéria orgânica. Entretanto, o dióxido de carbono dissolvido reage com a água e forma o ácido carbônico (H_2CO_3), que dissocia na forma do íon bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e hidrogênio (H^+). Como a reação de dissociação ocorre rapidamente em relação a outros processos químicos e biológicos, o CID é modelado como a soma do dióxido de carbono (CO_2), do bicarbonato (HCO_3^-) e do carbonato (CO_3^{2-}).

O CID num corpo de água é derivado de muitas fontes como reaeração superficial, respiração de peixes, zooplâncton, animais bênticos, algas; excreção solúvel de peixes, zooplâncton e animais bênticos; decaimento da matéria orgânica na forma de detritos, sedimento. Esta substância é removida por assimilação durante a fotossíntese de algas (BOWIE et al., 1985; CHAPRA, 1997).

Depois de calcular o CID através do balanço de massa, a concentração do dióxido de carbono é calculada usando as relações derivadas das constantes de equilíbrio das reações de dissociações. Este sistema de carbono inorgânico consiste de cinco concentrações desconhecida [H_2CO_3^*], [HCO_3^-], [CO_3^{2-}], [H^+] e [OH^-]. O sistema precisa de cinco equações para ser resolvido. Três equações são as equações de equilíbrio das reações de dissociação a quarta equação é a equação da concentração total do carbono inorgânico, e a quinta é a equação da elotroneutralidade ou balanço de carga. A resolução deste sistema está descrito em CHAPRA (1997).

Segundo CHAPRA (1997), o sistema tampão de carbono inorgânico é

influenciado por um número significativo de reações heterogêneas que ocorrem na natureza. Para este sistema, as reações heterogêneas incluem a troca atmosférica de dióxido de carbono (CO_2), dissolução/precipitação de minerais carbonatados, como carbonato de cálcio ($CaCO_3$), fotossíntese e respiração (processos biológicos de troca). A troca atmosférica, segundo CHAPRA (1997) pode ser quantificada da seguinte maneira:

$$W_{atm} = k_s A_s \left([H_2CO_3^*]_s - [H_2CO_3] \right) \left(\frac{10^3 L}{m^3} \right) \quad 3.8$$

em que:

W_{atm} = carga de carbono orgânico atmosférico devido à troca com a atmosfera ($mol\ d^{-1}$)

k_s = coeficiente de transferência de volatilização ($m\ d^{-1}$)

A_s = área superficial da interface água-ar (m^2)

$[H_2CO_3^*]_s$ = concentração de saturação do dióxido de carbono ($mol\ L^{-1}$)

O fluxo do dióxido de carbono é controlado predominantemente por uma camada-filme líquida. O coeficiente de transferência pode ser estimado pela correlação com o coeficiente de troca do oxigênio K_l (MILLS et al., 1985):

$$v_v = \left(\frac{32}{M} \right)^{0,25} K_l \quad 3.9$$

onde:

M é o peso molecular do dióxido de carbono

A concentração de saturação $[H_2CO_3^*]_s$, é o nível de concentração na água em condições de regime permanente para uma determinada temperatura. Esta concentração pode ser estimada com base na lei de Henry:

$$[H_2CO_3^*]_s = K_H pCO_2 \quad 3.10$$

onde K_H = constante de Henry [$\text{mol (l atm}^{-1})$] e $p\text{CO}_2$ é a pressão parcial do dióxido de carbono na atmosfera (atm).

O valor K_H pode ser calculado em função da temperatura (EDMOND e GIEWSKES, 1970; CHAPRA, 1997)

$$pK_H = -\frac{2385,73}{T_a} - 0,0152642T_a + 14,0184 \quad 3.11$$

A pressão parcial do CO_2 na atmosfera tem crescido muito nos últimos anos, de acordo com UNEP (2005) a concentração atual é de 370 ppm (30 % a mais que 1750).

(b) Influência da velocidade dos ventos na reaeração em lagos

A reaeração é o processo de troca de gases entre a atmosfera e o corpo de água (BOWIE et al., 1985; CHAPRA, 1997). Além das variáveis hidráulicas que aparecem tipicamente nas expressões utilizadas, o coeficiente de reaeração pode ser influenciado por fatores como concentração de surfactantes, partículas suspensas, vento, estruturas hidráulicas e temperatura da água. De acordo com BOWIE et al. (1985), existem evidências que em ventos de altas velocidades o coeficiente de reaeração pode crescer significativamente.

(c) Sedimentação e FAL e metabolismo

O cálculo do balanço de massa entre ecossistemas contrastantes (terrestre e aquático) pode fornecer medidas convenientes para classificar o nível trófico e fluxos de emissões em lagos. A Produção Líquida do Ecossistema (PLE) é a diferença entre a Produção Primária Líquida (PPL) e a Respiração:

$$PLE = PPB - R \quad 3.12$$

Esta equação descreve o balanço metabólico do sistema aquático, a PLE negativa significa que o sistema é heterótrofo, enquanto a PLE positiva significa um sistema autótrofo. Em um sistema heterótrofo fontes externas de carbono alimentam a Respiração (R) além da PPL. O Fluxo de Carbono Líquido ($Flux_{net}$) que representa o balanço entre Fluxo Atmosférico Líquido (FAL) e o Sedimento (S):

$$Flux_{net} = FAL - S \quad 3.13$$

Esta equação descreve o lago como uma fonte de carbono para atmosfera ($Flux_{net}$ positivo) ou um sumidouro de carbono ($Flux_{net}$ negativo).

3.2.2.3 Formulação Matemática

A Equações 3.8 a 3.13 do modelo descrito acima podem ser representadas como um modelo de equações de estado espaço de primeira ordem. Um modelo de equações de espaço-estado representa um sistema físico com n equações diferenciais de primeira ordem acopladas (ZILL, 2003; VILLA, 2005).

Este modelo pode ser representado na forma vetorial pelas equações abaixo:

$$\mathbf{x}'(t) = \mathbf{Ax}(t) + \mathbf{Bu}(t) \quad 3.14$$

$$\mathbf{y}(t) = \mathbf{Cx}(t) + \mathbf{Du}(t) \quad 3.15$$

Ou na forma matricial:

$$X' = AX + BU \quad 3.16$$

$$Y = CX + DU \quad 3.17$$

O sistema de equações representado pela equação 1, equação de estado, descreve o estado do sistema como função das entradas e das variáveis de estado. Estas equações são equações diferenciais ordinárias. O conjunto das equações algébricas representado pela equação 2, equação de saída, descreve os valores das

entradas e das saídas do sistema. Os termos em negrito representam matrizes e vetores. Nestas equações, o termo:

$\mathbf{x}'(t)$ é o vetor derivada temporal do vetor $\mathbf{x}(t)$;

$\mathbf{x}(t)$ é o vetor de estado (nx1) para um sistema de ordem n;

$\mathbf{u}(t)$ é o vetor de entrada de dimensão (rx1) composto pelos sinais de entrada do sistema;

$\mathbf{y}(t)$ é o vetor de saída de dimensão (px1) composto pelos sinais de saída de definidos;

A é a matriz (nxn) do sistema;

B é a matriz de entrada (nxr);

C é a matriz de saída (pxn);

D é a matriz de ordem (pxr) que representa o vínculo entre as entradas e saídas do sistema.

No modelo desenvolvido neste estudo, os valores de saída do sistema correspondem ao próprio estado. Então, os termos da equação de estado para o modelo na forma matricial para o modelo proposto são:

$$\mathbf{x}'(t) = [C'_A \quad C'_B \quad C'_C \quad C'_D \quad C'_E]^T \quad 3.18$$

$$\mathbf{x}(t) = [C_A \quad C_B \quad C_C \quad C_D \quad C_E]^T \quad 3.19$$

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} -\frac{Q}{V} - k_{AC} - k_{Avol} & k_{BA} & k_{CA} & k_{DA} & k_{EA} \\ 0 & -\frac{Q}{V} - k_{BA} & k_{CB} & 0 & 0 \\ k_{AC} & 0 & -\frac{Q}{V} - k_{CA} - k_{CB} - k_{CE} & 0 & k_{EC} \\ 0 & 0 & k_{CD} & -\frac{Q}{V} - k_{DA} - k_{DE} & k_{ED} \\ 0 & 0 & k_{CE} & k_{DE} & -k_{EA} - k_{EC} - k_{ED} - k_{Eeb} \end{bmatrix} \quad 3.20$$

$$\mathbf{y}(t) = [C_A \quad C_B \quad C_C \quad C_D \quad C_E]^T \quad 3.21$$

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} \frac{Q}{V} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \frac{Q}{V} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \frac{Q}{V} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \frac{Q}{V} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} \quad 3.22$$

$$\mathbf{u}(t) = [C_{Ain} \quad C_{Bin} \quad C_{Cin} \quad C_{Din} \quad C_{Ein}]^T \quad 3.23$$

$$\mathbf{C} = \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \quad 3.24$$

$$\mathbf{D} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix}^T \quad 3.25$$

Acoplado os parâmetros, a matriz \mathbf{A} resulta em:

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} & a_{14} & a_{15} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} & a_{24} & a_{25} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} & a_{34} & a_{35} \\ a_{41} & a_{42} & a_{43} & a_{44} & a_{45} \\ a_{51} & a_{52} & a_{53} & a_{54} & a_{55} \end{bmatrix} \quad 3.26$$

em que:

$$\begin{aligned}
a_{11} &= -\frac{Q}{V} - k_{AC} - k_{Adif} \\
a_{12} &= k_{BA} \\
a_{13} &= k_{CA} \\
a_{14} &= k_{DA} \\
a_{15} &= k_{EA} \\
a_{22} &= -\frac{Q}{V} - k_{BA} \\
a_{23} &= k_{CB} \\
a_{31} &= k_{AC} \\
a_{33} &= -\frac{Q}{V} - k_{CA} - k_{CB} - k_{CE} \\
a_{35} &= k_{EC} \\
a_{43} &= k_{CD} \\
a_{44} &= -\frac{Q}{V} - k_{DA} - k_{DE} \\
a_{45} &= k_{ED} \\
a_{53} &= k_{CE} \\
a_{54} &= k_{DE} \\
a_{55} &= -\frac{Q}{V} - k_{EA} - k_{EC} - k_{ED} - k_{Eeb}
\end{aligned}$$

De acordo com ZILL (2003), uma das abordagens para resolver o sistema de equações de espaço-estado proposto é através da transformada de Laplace:

$$X(s) = (sI - A)^{-1}[x(0) + BU(s)] \quad 3.27$$

$$Y(s) = CX(s) + DU(s) \quad 3.28$$

3.2.2.4 Método de Estimação dos Parâmetros

Os parâmetros do modelo deste estudo serão estimados através do conjunto de ferramentas de identificação de sistemas (System Identification Toolbox) do MATLAB 7. Este conjunto de ferramentas permite identificar os parâmetros do modelo através de dados medidos em campo (THE MATHWORKS INC., 2004).

Basicamente, os parâmetros do modelo são ajustados até que a saída da simulação seja a mais próxima possível dos dados medidos em campo.

Os métodos mais comuns usados para estimação de parâmetros são os da predição de erro e identificação de sub-espço. Os métodos de predição de erro são baseados no algoritmo de localização local, enquanto os métodos de sub-espço são baseados em medidas dentro de matrizes geradas a partir dos dados e, portanto, não envolvem otimização. Os resultados da estimação dos parâmetros por sub-espço são menos acurados que os resultados pelo método da predição de erro, porém quando a quantidade de dados analisada é muito grande o método de sub-espço apresenta velocidade de simulação maior. O algoritmo genético, técnica de otimização global, baseada no mecanismo de seleção natural, é mais utilizado em sistemas não lineares casos mais complexos de otimização (PEREIRA et al., 2005).

Na caixa de ferramentas para identificação de sistemas do MATLAB 7, o método da predição de erro, usado neste estudo, está programado na função *'pem'*.

As rotinas computacionais deste trabalho foram baseadas em VILLA (2005). A solução das equações e a estimação dos parâmetros foram realizadas através de duas rotinas computacionais. A primeira rotina declara as matrizes das equações de estado. A primeira rotina é lida pela rotina principal do modelo onde as matrizes do sistema de equações é efetivamente declarado através da função *'idgrey'* e os parâmetros são estimados pela função *'pem'*, método da predição de erro.

De acordo com VILLA (2005), o método da predição de erro consiste em um algoritmo iterativo que procura minimizar o erro quadrático da predição. As iterações são terminadas quando o número máximo de iterações é alcançado, quando o gradiente de erro é menor que a tolerância, ou quando um valor melhor do critério não pode ser encontrado.

A função *'compare'* do MATLAB 7, bondade de ajuste, compara os dados medidos em campo com os dados simulados pelo modelo, equação , quanto menor o valor da porcentagem melhor a bondade do ajuste.

3.2.2.5 Geração de Variáveis para Simulação

Neste estudo foi possível realizar apenas quatro campanhas de monitoramento da qualidade da água. Com a quantidade de dados obtidos nestas campanhas (quatro dados de entrada e de saída para cada variável) não foi possível identificar os parâmetros com a metodologia proposta. Para contornar este problema, foi usada a função *'mvnrnd'* do conjunto de ferramentas estatísticas (Statistic Toolbox) do MATLAB 7. Esta função gera uma matriz aleatória a partir de uma distribuição normal multivariada das variáveis do sistema medidas em campo, preservando a média e a covariância desta distribuição.

3.2.2.6 Estimativa de Emissão de Gases de Efeito Estufa Proveniente da Água Turbinada

A estimativa da emissão do CO₂ procedente da água turbinada foi realizada através do cálculo da diferença das medias das concentrações do carbono inorgânico dissolvido (CID) encontradas no ponto P1, a jusante da barragem, e dos pontos P2A e P2B, reservatório. O resultado da diferença das médias destas concentrações forma multiplicados pela vazão da água turbinada.

3.2.2.7 Análise de Sensibilidade

Esta análise tem como objetivo avaliar o grau de sensibilidade das variáveis a alteração dos parâmetros.

Para este estudo, a análise de sensibilidade foi realizada variando-se cada parâmetro da equação da variável analisada em mais dez por cento e em menos dez por cento, mantendo-se fixo os outros parâmetros. Calculou-se, então, a alteração provocada pela variação do parâmetro na variável analisada em porcentagem.

LENHART et al. (2002), classifica o coeficiente de sensibilidade de acordo com 4 intervalos. Por exemplo, um parâmetro que apresente um coeficiente de sensibilidade igual ou maior que 20% indica uma alta sensibilidade por parte do

modelo e pode causar grandes influências sobre o processo de calibração. As classes segundo esse autor são apresentadas na Tabela 3.3.

TABELA 3. 3: CLASSES DE SENSIBILIDADE

<i>Classe</i>	<i>Nível de sensibilidade</i>	<i>Coefficiente de sensibilidade (%)</i>
I	Pequeno	0 – 5
II	Médio	5 – 20
III	Alto	20 – 100
IV	Muito Alto	> 100

FONTE: LENHART et al. (2002)

3.2.2.8 Plano de Simulações

Com a finalidade de avaliar o comportamento do reservatório quanto à emissão de gases de efeito estufa em condições de concentrações de carbono diferentes das identificadas no monitoramento, planejou-se cinco simulações, Tabela 3.3, variando em mais dez por cento as concentrações do carbono inorgânico dissolvido (CID) e carbono orgânico dissolvido (COD) na entrada do reservatório e, também, em mais dez por cento as concentrações do CID, COD e carbono orgânico total no sedimento (CS) no reservatório.

TABELA 3. 4: PLANO DE SIMULAÇÕES

Simulação	Local
+10% CID	Entrada
+10%COD	Entrada
+10% CID	Reservatório
+10%COD	Reservatório
+10%CS	Sedimento

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo está disposto em duas partes. A primeira parte traz uma avaliação das variáveis analisadas no monitoramento. A segunda mostra os resultados do modelo de balanço de massa do carbono.

4.1 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS DO MONITORAMENTO

A avaliação das variáveis analisadas no monitoramento foi realizada de forma sistemática, confrontando os resultados obtidos nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas com os limites estabelecidos na legislação. O rio Mourão esta enquadrada pela Portaria SUREHMA 19/92 na classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005. No Apêndice 1 esta a tabela completa dos resultados do monitoramento que foi realizado durante o período de 18 de maio de 2007 a 1º de março de 2008 no rio Mourão e no reservatório da PCH Salto Natal.

4.1.1. Caracterização Hidrológica do Reservatório

A área de drenagem do reservatório é de 585 km², e a cota é de 510 metros. O reservatório possui uma área de 62 ha, sendo que 17 ha corresponde ao leito do rio e um volume de 4,25 hm³. A vazão média de longo termo é de 17,0 m³ s⁻¹ (COPEL, 2000). Com base no volume do reservatório e na vazão média de longo termo, estimou-se o tempo de residência do reservatório em aproximadamente 3 dias.

A precipitação média anual na região da PCH Salto Natal resultou 1.642,9 mm ano⁻¹; a máxima mensal observada foi de 428,1 mm em dezembro de 1964; o mês que apresentou maior média foi dezembro (222,2 mm); a precipitação média anual resultou em 1.679,1 mm ano⁻¹; a direção predominante do vento é leste (E) em todos os meses (COPEL, 2000).

No balanço hídrico do reservatório não foram consideradas as vazões da

água subterrânea, a vazão ganha devido à precipitação e a parcela da vazão perdida pela evaporação. A vazão afluyente foi considerada igual à vazão efluente.

4.1.2. Alcalinidade Total

A alcalinidade total é a medida da capacidade da água de neutralizar ácidos. Os compostos alcalinos da água como bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-) removem os íons de hidrogênio (H^+), aumentando o pH da água. Sem a capacidade de neutralizar ácidos, qualquer quantidade de ácido adicionada a um corpo de água causaria uma mudança imediata no pH. A medida da alcalinidade é importante para determinar a habilidade de um corpo de água de neutralizar poluição ácida proveniente principalmente de chuvas e efluentes industriais. A alcalinidade é influenciada pelo tipo de solo, rochas, vegetação e efluentes industriais (USEPA, 1997).

A Resolução CONAMA 357/2005 não estabelece limites para alcalinidade total. A faixa de alcalinidade recomendada para manutenção da vida aquática é de 20 a 200 mg $\text{CaCO}_3 \text{ l}^{-1}$ (USEPA, 1997). A Tabela 4.1 mostra os resultados do monitoramento para a alcalinidade.

TABELA 4. 1: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA A ALCALINIDADE TOTAL.

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
Alcalinidade Total	mg CaCO_3/l	15,00	11,00	12,00	11,00	13,00	12,80	12,30	15,00	13,00	6,00	7,00	4,00	14,00	13,00	13,00	15,00

Os resultados mostram que a alcalinidade do reservatório é muito baixa, isto significa que este corpo de água não tem muita capacidade para neutralizar cargas ácidas. A alcalinidade está abaixo da faixa recomendada para a manutenção da vida aquática. A baixa alcalinidade da água nos pontos de monitoramento se deve, provavelmente, a retenção de matéria orgânica e inorgânica no reservatório da UH Mourão I.

4.1.3. Condutividade

A condutividade é a medida da habilidade da água de conduzir corrente elétrica. Esta variável é afetada pela presença de sólidos inorgânicos dissolvidos como, por exemplo, os ânions cloretos (Cl^-), nitratos (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3-}) e os cátions sódio (Na^+), magnésio (Mg^{2+}), cálcio (Ca^{2+}), ferro (Fe^{2+}) e alumínio (Al^{3+}). Compostos orgânicos como óleo, fenol, álcool e açúcar não são bons condutores de corrente elétrica e, portanto, apresentam baixa condutividade quando estão presentes na água. A temperatura influencia a condutividade, quanto maior a temperatura da água maior a condutividade, por esta razão sempre se refere à condutividade a 25°C (USEPA, 1997; HEM, 1995).

A Resolução CONAMA 357/2005 não estabelece limites para a condutividade. De acordo com USEPA (1997), corpos de água doce com ambientes aquáticos bem preservados apresentam condutividade variando na faixa de 150 a 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$. A Tabela 4.2 apresenta os resultados obtidos no monitoramento para a condutividade.

TABELA 4. 2: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA A CONDUTIVIDADE.

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
Condutividade	$\mu\text{S/cm}$	19,00	20,80	25,80	21,70	26,00	21,50	20,00	28,00	6,60	7,00	7,00	8,90	2,97	2,89	2,85	2,80

Os resultados do monitoramento mostram valores muito baixos para a condutividade, bem abaixo do limite mínimo da faixa para manutenção da vida aquática. Os valores baixos da condutividade se devem provavelmente ao aporte pequeno de sólidos dissolvidos no reservatório. Isto acontece provavelmente porque uma grande quantidade de matéria orgânica e inorgânica fica retida no reservatório da UH Mourão I, a montante do reservatório da PCH Salto Natal, e a contribuição da vazão incremental entre os dois é muito pequena devido, principalmente, à área de preservação permanente existente entre estes dois reservatório, que funciona como um filtro para matéria orgânica e inorgânica.

4.1.4. Potencial Hidrogeniônico – pH

O pH é a medida da concentração de hidrogênio de uma substância. A escala do pH indica se uma substância é ácida, neutra ou alcalina. O pH da maioria das águas naturais varia entre seis e nove. A maior parte do seres vivos não consegue viver em águas com pH menor que quatro (USEPA, 1997).

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece a faixa de pH entre seis e nove para as águas enquadradas nas águas doce de Classe 2. Os resultados de monitoramento para o pH, Tabela 4.3, mostram que as concentrações do pH no reservatório são levemente ácidas, pH menor que sete, e alguns resultados não atendem ao limites da Classe 2 .

Os resultados baixos do pH para o reservatório da PCH Salto Natal são, provavelmente, conseqüências da baixa alcalinidade, isto é, a água não tem capacidade de neutralizar cargas ácidas proveniente de escoamento superficial, chuvas, etc.

TABELA 4. 3: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA O pH

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
pH	-	6,17	7,06	6,98	6,41	6,80	6,70	6,40	7,00	5,74*	5,80*	5,90*	7,20	6,02	6,02	6,11	5,98*

* -não atende ao limite da Classe 2

4.1.5. Turbidez

A turbidez é a medida da transparência da água, isto é, quanto à matéria suspensa no corpo de água diminui a passagem da luz. A turbidez muito alta aumenta a temperatura da água, porque a matéria suspensa absorve calor. O aumento da temperatura faz com que a concentração de oxigênio diminua (a solubilidade do oxigênio diminui com o aumento da temperatura). Quanto maior a turbidez, menor a quantidade de luz que penetra na água, o que diminui o processo de fotossíntese (USEPA, 1997).

As causas da perda de transparência da água são: erosão do solo,

descarga de efluentes, quantidades significativas de animais bentônicos e excesso de algas no corpo de água.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece o limite de até 100 UNT para a turbidez. A Tabela 4.4 apresenta os resultados obtidos no monitoramento para esta variável. Todos os valores encontrados no monitoramento para esta variável atendem ao limites da Classe 2.

TABELA 4. 4: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA A TURBIDEZ.

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
Turbidez	NTU	4,5	2,3	8,06	4,45	9,52	5,32	6,27	5,60	16,96	14,08	14,26	11,78	6,68	5,91	5,71	9,32

4.1.6. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é essencial para a vida aquática. Animais, vegetais e bactérias aeróbias requerem oxigênio para respirar. A maior parte do oxigênio da água é proveniente da atmosfera e do processo de fotossíntese de plantas aquáticas superiores e algas. As águas lólicas, devido ao seu movimento (turbulência e correnteza), dissolvem mais oxigênio que as águas lênticas. Os efluentes industriais e domésticos, escoamento superficial de área urbana e agropecuária e sistemas de fossas sépticas ineficientes normalmente contêm matéria orgânica que é decomposta por microorganismos aeróbios e diminuem a concentração de oxigênio na água. A temperatura, a pressão e a salinidade afetam a capacidade da água de dissolver oxigênio (USEPA, 1997; HEM, 2001).

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece o limite mínimo de 5 mg l⁻¹ de OD para os corpos de água enquadrados na Classe 2. Os resultados do monitoramento, Tabela 4.5, mostram que as concentrações de OD estão de acordo com a Classe 2, com exceção do resultado da quarta campanha para o ponto P2B. A baixa concentração desta variável neste ponto possivelmente se deve a estratificação térmica e química do reservatório.

TABELA 4. 5: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA O OD.

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
Oxigênio Dissolvido	mg O ₂ /l	6,00	6,93	5,54	6,41	6,20	5,80	5,30	6,30	6,70	6,69	5,80	7,20	7,90	8,04	2,95*	7,84

* -não atende ao limite da Classe 2

4.1.7. Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

A DBO é uma variável que mede o oxigênio necessário para degradar a matéria orgânica por microorganismos na água durante um período de incubação, normalmente 5 dias a 20 °C. Esta variável afeta diretamente a quantidade de oxigênio nos corpos de água. Quanto maior a DBO mais rapidamente o oxigênio é reduzido, isto é, menos oxigênio está disponível para as outras formas de vida aquática. A taxa de consumo de oxigênio num corpo de água é influenciada por muitas variáveis como: temperatura, pH, a presença de certos tipos de microorganismo e o tipo de matéria orgânica e inorgânica presentes na água. Fontes para DBO incluem vegetação em estado de decomposição, efluentes industriais e domésticos e escoamento superficial, dentre outros (USEPA, 1997).

A matéria orgânica pode ser medida tanto como carbono orgânico total (COT) ou DBO. Enquanto o carbono orgânico não difere matéria orgânica facilmente degradável da refratária, a DBO é um indicador da matéria orgânica facilmente degradável (STRASKRABA e TUNDISI, 1999).

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece o limite máximo de 5 mg l⁻¹ de DBO para os corpos de água enquadrados na Classe 2. Os resultados do monitoramento para DBO estão de acordo com os limites da Classe 2, Tabela 4.6.

TABELA 4. 6: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA A DBO.

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
DBO ₅	mg O ₂ /l	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	2,20	<2,00	<2,00

4.1.8. Demanda Química de Oxigênio

A DQO é uma maneira mais rápida de que a DBO para determinar a demanda de oxigênio. Esta variável mede a quantidade total de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. A maioria dos compostos orgânicos pode ser oxidada com agentes oxidantes fortes em condições ácidas. Na análise da DQO toda a matéria orgânica é degradada, independente da sua capacidade de biodegradação. Por esta razão, os valores de DQO são maiores que o da DBO quando existe matéria orgânica refratária (USEPA, 1997; STRASKRABA e TUNDISI, 1999). A Resolução CONAMA 357/2005 não estabelece limites para a DQO. Na Tabela 4.7 estão os resultados do monitoramento para a variável.

TABELA 4. 7: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA A DQO.

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
DQO	mg O ₂ /l	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00	8,00	7,00	6,00

4.1.9. Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato

Nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) e nitrogênio orgânico, em ordem decrescente de estado de oxidação, são formas importantes para o controle da qualidade da água, e fazem parte do ciclo do nitrogênio. A presença de concentrações maiores de nitrogênio orgânico e amoniacal indica poluição recente, enquanto a concentração maior de nitrato indica poluição mais antiga e estabilizada (APHA, 1998).

O nitrato é essencial para o crescimento de plantas, mas em excesso pode causar muitos problemas de qualidade da água como eutrofização e doenças. Fontes de nitrogênio incluem efluentes domésticos e industriais e escoamento superficial de áreas agrícolas e de pastagem (USEPA, 1997).

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece limites de 10 mg l⁻¹ para o nitrato, de 1 mg l⁻¹ para o nitrito e 3,7 mg l⁻¹ para o nitrogênio amoniacal quando o pH ≤ 7,5. Esta Resolução não estabelece limites para o nitrogênio orgânico. Os

resultados das análises do monitoramento para estas variáveis atendem aos limites da Classe 2, Tabela 4.8.

TABELA 4. 8: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITROGÊNIO AMONIAICAL, NITRITO E NITRATO.

Parâmetros	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
Nitrato	mg N/l	0,16	0,11	0,11	0,13	0,24	2,40	0,24	0,22	0,42	0,69	0,53	0,60	0,12	0,21	0,22	0,32
Nitrito	mg N/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,02	0,02	0,02	0,04	0,09	0,07	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nitrogênio Amoniacal	mg N/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	0,11	0,11	0,22	0,17	<0,01
Nitrogênio Orgânico	mg N/l	0,40	0,06	0,11	0,06	0,40	0,17	0,11	0,11	0,03	0,06	0,39	0,34	0,40	0,06	0,06	0,06

4.1.10. Fósforo Total e Fosfato

O fósforo ocorre naturalmente em corpos de água na forma de fosfatos. Esta variável pode estar na forma solúvel, particulada ou detritos. O fósforo é um nutriente essencial para as plantas e animais que formam a cadeia alimentar do ecossistema aquático. Como o fósforo é, geralmente, um nutriente limitante na maioria dos ambientes aquáticos, um pequeno aumento na sua concentração, pode desencadear uma série de eventos não desejáveis como florescimento de algas, diminuição da concentração de oxigênio e morte de animais aquáticos. Existem muitas fontes de fósforo, antropogênicas e naturais, como solos, rochas, efluentes industriais e domésticos, escoamento superficial de áreas agrícolas e de pastagem, dentre outras.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece o limite de 0,05 mg l⁻¹ de fósforo total para ambientes intermediários (tempo de residência de dois a quarenta dias), caso do reservatório da PCH Salto Natal, para os corpos de água enquadrados na Classe 2. Os resultados do monitoramento para o fósforo total, Tabela 4.9, atendem os limites estabelecidos pela Resolução.

TABELA 4. 9: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA O FÓSFORO TOTAL E FOSFATO.

Parâmetros	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
Fosfatos	mg P/l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Fósforo Total	mg P/l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03

4.1.11. Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Particulado (COP), Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e Carbono Inorgânico Dissolvido (CID)

A determinação do carbono orgânico total é feita através da conversão de todas as formas de carbono para dióxido de carbono e corrigindo a presença de dióxido de carbono inicialmente presente na água (HEM, 1985).

Os métodos e instrumentos usados para a medida do carbono orgânico total (COT) analisam frações do carbono total (CT). Estas frações do CT são o carbono inorgânico dissolvido (CID) (que são os carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) e dióxido de carbono dissolvido (CO_2)) e o carbono orgânico total (COT), que incluem as frações de carbono orgânico dissolvido (COD) (a fração do COT que passa através de um filtro com poros de 0,45 μm de diâmetro) e o carbono orgânico particulado (COP) (a fração do COT que fica retida no filtro com poros de 0,45 μm de diâmetro), os carbonos orgânicos voláteis e não voláteis (APHA, 1998).

A Resolução CONAMA 357/2005 não estabelece limites para COT. Mas de acordo com APHA (1998), é desejável que a faixa de COT para água potável seja de 0,1 mg l^{-1} a 25 mg l^{-1} . A concentração média de COT para rios tropicais é de 6 mg l^{-1} e para rios localizados em zonas temperadas, áridas e semi-áridas a concentração média é de 3 mg l^{-1} (HEM, 1985).

TABELA 4. 10: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA O COT, COD, COP E CID.

Parâmetros	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
COT	mg C/l	-	-	-	-	1,16	1,62	1,02	1,64	1,30	1,22	1,43	1,58	-	-	-	-
COD	mg C/l	-	-	-	-	1,16	1,62	1,02	1,64	1,30	1,22	1,43	1,58	-	-	-	-
COP	mg C/l	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
CID	mg C/l	-	-	-	-	2,08	1,87	2,27	2,29	2,62	2,73	2,67	3,12	-	-	-	-

As análises dos carbonos da primeira e quarta campanha foram prejudicadas devido a alguns imprevistos. Na primeira campanha, devido a

problemas de manutenção do equipamento TOC- V_{CPH} , as amostras foram congeladas em frascos de vidros. Durante o armazenamento, os frascos de vidro se romperam, inutilizando as amostras. Os frascos quebraram, provavelmente, devido ao fato de que não foi deixado espaço suficiente para a água dilatar. Na quarta campanha, o equipamento entrou em manutenção novamente e não houve tempo para realizar as análises, devido aos prazos institucionais de término dos trabalhos.

Os resultados obtidos nas análises para todos os pontos de monitoramento mostram que as concentrações de COT estão abaixo da média para rios tropicais e temperados, Tabela 4.10. Os resultados da análise do COD, fração do COT que passa através de um filtro com porosidade de 0,45 μm de diâmetro, foram iguais aos resultados ou maiores que o COT, indicando a ausência do COP na fração retida no filtro. Uma razão para este fato pode ser a contaminação de carbono proveniente do tipo filtro utilizado.

4.1.12. Carbono Orgânico Total no Sedimento (CS)

O resultado das análises para conteúdo de carbono orgânico total no sedimento (CS) está na Tabela 4.11.

TABELA 4. 11: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA O CS

Trecho	Campanha	CS (%)
Próximo à barragem	1	1,32
Final do reservatório	2	5,58
Final do reservatório	3	4,24
Final do reservatório	3	4,60

Durante a coleta de sedimento houve dificuldade de coletar o material no trecho próximo a barragem e no trecho intermediário do reservatório com o equipamento utilizado para a amostragem, draga de Ekman. Este problema ocorreu porque este equipamento não é apropriado para amostrar sedimentos superficiais compactados. Nos trechos próximos a barragem e intermediários, foram realizadas

diversas tentativas de coletas sem sucesso. Quando se conseguiu coletar, em alguns pontos esporádicos destes trechos a quantidade de amostra obtida era pequena, mas suficiente para realizar as análises de carbono orgânico total no sedimento. Os resultados destas análises para estes trechos mostram concentrações bem baixas de carbono no sedimento, Tabela 4.11.

No trecho final do reservatório, a coleta do sedimento com a draga de Eckman foi mais satisfatória. Os resultados de análise para este trecho mostram concentrações de carbono orgânico dissolvido maiores que as concentrações encontradas no trecho próximo a barragem e no trecho intermediário, Tabela.

As concentrações de carbono orgânico no sedimento no trecho final do reservatório são significativamente maiores que as concentrações do trecho próximo à barragem. Este fato é um indício que o carbono no trecho final não é proveniente da matéria orgânica inundada durante a formação do reservatório.

Devido ao fato das concentrações de entrada do carbono orgânico particulado vivo (COP_V) e carbono orgânico particulado morto (COP_M) analisadas no monitoramento serem praticamente nulas, é provável que a origem da alta concentração de carbono no sedimento seja cargas instantâneas de carbono particulado (aporte significativo de matéria orgânica num espaço curto de tempo), que não foram identificadas durante o monitoramento. Estas cargas instantâneas sedimentam no trecho final do reservatório, quando a água muda de velocidade e passa do ambiente lótico para lântico. Uma possibilidade de carga instantânea são as descargas de fundo realizadas pela UH Mourão I, localizada a montante do reservatório da PCH Salto Natal. Mas para uma avaliação mais precisa deste processo são necessários estudos de uso de solo e uso da água na bacia de influência do reservatório e hidrodinâmica do reservatório.

4.1.13. Sólidos Totais, Suspensos e Dissolvidos

Os sólidos se referem à matéria suspensa ou dissolvida na água. Os sólidos sedimentáveis são aqueles que sedimentam no cone de *Imhoff* no período

de 60 minutos (METCALF e EDDY, 1991). Os sólidos totais são os sólidos que permanecem como resíduo da evaporação a 103 °C a 105 °C. Os sólidos totais incluem os sólidos totais suspensos e os sólidos totais dissolvidos, que são os que passam através de um filtro com porosidade de 2 µm de diâmetro ou menor. Os sólidos suspensos são os que ficam retidos no filtro (APHA, 1998).

Os sólidos fixos são os resíduos dos sólidos totais, suspensos ou dissolvidos que permanecem depois de passarem pela mufla a uma temperatura de 500 °C. A massa perdida durante este processo é chamada de sólidos voláteis. Os sólidos voláteis não diferenciam de maneira precisa a matéria orgânica e inorgânica. A perda durante o processo de ignição não está restrita apenas a matéria orgânica mais também a volatilização de alguns sais minerais (APHA, 1998).

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece o limite de 500 mg l⁻¹ para os sólidos dissolvidos totais para corpos de água enquadrados na Classe 2. Esta resolução não estabelece limites para sólidos totais, sólidos suspensos e sedimentáveis.

TABELA 4. 12: RESULTADOS DO MONITORAMENTO PARA OS SÓLIDOS.

Parâmetro	Unidade	Campanhas															
		Camp 1 (18/05/2007)				Camp 2 (03/09/2007)				Camp 3 (19/11/2007)				Camp 4 (1/3/2008)			
		P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3	P1	P2A	P2B	P3
Sólidos Totais	mg/l	OG*	OG*	OG*	OG*	123	148	125	98	OG*	OG*	OG*	OG*	91	86	105	111
Sólidos Totais Fixos	mg/l	OG*	OG*	OG*	OG*	22	65	50	45	OG*	OG*	OG*	OG*	46	43	71	20
Sólidos Totais Voláteis	mg/l	OG*	OG*	OG*	OG*	101	83	75	53	OG*	OG*	OG*	OG*	45	43	34	91
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	38	46	0	36	13	17	14	15	3	1	2	2	9	9	9	5
Sólidos Suspensos Fixos	mg/l	35	39	0	30	10	9	10	8	1	1	2	2	4	3	4	1
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/l	3	7	0	6	3	8	4	7	2	0	0	0	5	6	5	4
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/l	OG*	OG*	OG*	OG*	110	131	111	83	OG*	OG*	OG*	OG*	82	77	96	106
Sólidos Dissolvidos Fixos	mg/l	OG*	OG*	OG*	OG*	12	56	40	37	OG*	OG*	OG*	OG*	42	40	67	19
Sólidos Dissolvidos Voláteis	mg/l	OG*	OG*	OG*	OG*	98	75	71	46	OG*	OG*	OG*	OG*	40	37	29	87
Sólidos Sedimentáveis	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

OG* : presença de óleos e graxas

A Tabela 4.12 mostra os resultados das análises do monitoramento para os sólidos. As análises de sólidos totais e dissolvidos para a primeira e terceira campanhas foram comprometidas devido à presença de óleos e graxas. Os óleos e graxas, apesar de virtualmente ausentes na água, foram observados durante a análise de sólidos totais e dissolvidos através de uma camada espessa de gordura na cápsula de porcelana. Esta camada, de acordo com APHA (1998), impede a

evaporação da água durante a análise dos sólidos totais e dissolvidos, comprometendo o resultado da análise.

Os resultados das análises para sólidos dissolvidos estão abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA de 500 mg l⁻¹.

4.1.14. Estratificação Térmica e Química do Reservatório

O estudo de estratificação térmica e química do reservatório para o período mais quente do ano foi realizado com base nos resultados de análise da campanha de março. Para o período mais frio, foram utilizados resultados de análise das campanhas de maio.

A análise de estratificação foi realizada com o analisador portátil de temperatura e oxigênio dissolvido, no ponto P2, próximo à barragem, onde a profundidade do reservatório é maior.

A Figura 4.1 mostra os resultados do estudo de estratificação térmica e química. Para o período de maio de 2008, verificou-se uma pequena variação da concentração do oxigênio nos primeiros cinco metros, mas as concentrações de oxigênio dissolvido permaneceram constantes a partir dos cinco metros até o fundo de reservatório. O fundo do reservatório apresentou boa oxigenação (maior que 5 mg l⁻¹). A superfície do reservatório, até um metro de profundidade, se apresentou um pouco mais aquecida, mas a partir de um metro de profundidade a temperatura permaneceu constante até o fundo. Percebe-se claramente, na análise da Figura 4.1, que não há estratificação térmica e química significativa para a estação fria.

Para março de 2008, percebe-se claramente o fenômeno da estratificação térmica e química do reservatório. As concentrações de oxigênio se apresentam altas até os cinco metros, a partir desta profundidade, a concentração diminui fortemente com a profundidade. A partir de sete metros de profundidade o ambiente pode ser considerado praticamente anóxico (< 2 mg l⁻¹ de oxigênio dissolvido). A temperatura diminui linearmente da superfície até o fundo de 25 °C a 16 °C.

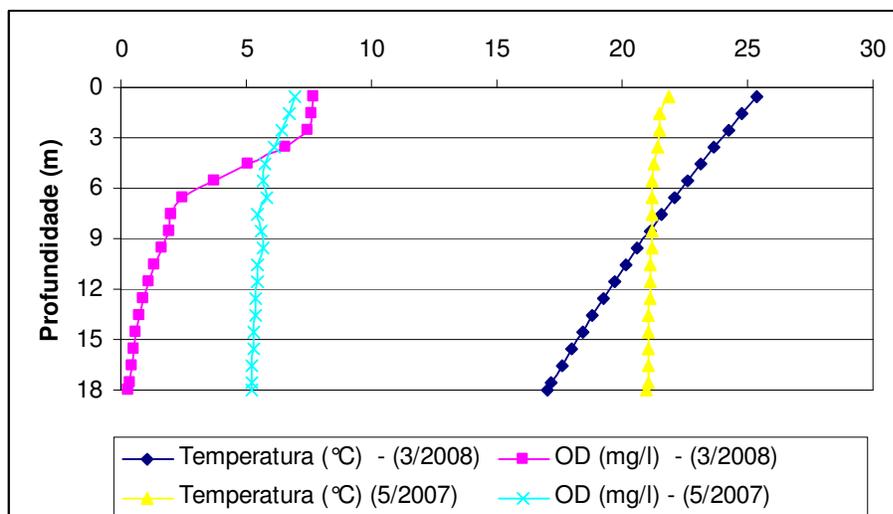


FIGURA 4. 1: RESULTADO DO ESTUDO ESTRATIFICAÇÃO

O fenômeno de estratificação térmica e química das águas do reservatório ocorre devido ao fato da densidade da água variar com a temperatura. Nos meses mais frios, a água mais pesada e fria da superfície empurra a água mais quente e leve do fundo do reservatório, continuamente. Este processo de mistura permite a homogeneização química e térmica da água. Nos meses mais quentes, água mais quente e leve da superfície do reservatório não permite este processo.

4.1.15. Análise de Pearson (r) e Avaliação Geral da Qualidade da Água do Reservatório

Para avaliar a interdependência linear das variáveis analisadas no monitoramento foi usado o coeficiente de correlação Pearson. A Tabela 4.13 mostra os resultados obtidos para esta análise no monitoramento. O estudo mostrou que a maior parte das variáveis apresentou um grau de correlação de baixo a moderado ($r < 0,6$). As melhores correlações encontradas foram entre DBO e DQO ($r = 0,79$), condutividade e pH ($r = 0,71$), DIC e condutividade ($r = -0,79$) e SST e turbidez ($r = -0,71$). É importante ressaltar que o tamanho da amostra, variáveis com ordem de

grandezas diferentes, entre outros fatores, interferem no valor do coeficiente.

TABELA 4. 13: CORRELAÇÃO DE PEARSON

Variáveis	Correlação de Pearson											
	Alcalinidade	Condutividade	DBO	DQO	OD	pH	SST	Turbidez	Nitrato	FT	DOC	DIC
Alcalinidade	1,00	0,20	0,11	0,23	-0,04	-0,11	0,10	-0,49	-0,16	0,00	-0,11	-0,36
Condutividade	0,20	1,00	-0,31	-0,53	-0,23	0,71	0,09	-0,42	0,06	0,00	-0,03	-0,79
DBO	0,11	-0,31	1,00	0,79	0,37	-0,20	0,05	-0,15	-0,10	0,00	-0,18	0,19
DQO	0,23	-0,53	0,79	1,00	-0,01	-0,32	0,01	-0,19	-0,15	0,00	-0,04	-0,09
OD	-0,04	-0,23	0,37	-0,01	1,00	-0,07	-0,59	0,13	-0,08	0,00	0,14	0,29
pH	-0,11	0,71	-0,20	-0,32	-0,07	1,00	0,15	-0,42	0,07	0,00	0,25	-0,41
SST	0,10	0,09	0,05	0,26	-0,59	0,15	1,00	-0,71	0,34	0,00	0,14	-0,36
Turbidez	-0,49	-0,42	-0,15	-0,19	0,13	-0,42	-0,71	1,00	0,09	0,00	-0,18	0,56
Nitrato	-0,16	0,06	-0,10	-0,15	-0,08	0,07	0,34	0,09	1,00	0,00	0,31	-0,19
FT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
DOC	-0,11	-0,03	-0,18	-0,04	0,14	0,25	0,14	-0,18	0,31	0,00	1,00	0,08
DIC	-0,36	-0,79	0,19	0,37	0,29	-0,41	-0,36	0,56	-0,19	0,00	0,08	1,00

A avaliação dos resultados encontrados para as variáveis analisados no monitoramento mostra que a qualidade da água do reservatório da PCH Salto Natal é fortemente influenciada pela presença do reservatório da UH Mourão I.

A maior parte dos sedimentos da bacia de drenagem do reservatório da PCH Salto Natal fica retida no reservatório da UH Mourão I. Devido a este fato, as concentrações das variáveis analisadas são bastante baixas, principalmente os nutrientes, o que faz com que o reservatório seja predominantemente oligotrófico (pobre em concentração de nutrientes). O reservatório, em consequência da escassez de nutrientes, apresenta baixa produtividade, porque existem poucas algas para realizar a fotossíntese e, conseqüentemente, para a transformação da matéria vegetal em matéria animal. Este fato afeta o ciclo do carbono no reservatório e as emissões de dióxido de carbono, porque as frações de dióxido de carbono que entram no reservatório e as que são produzidas pela decomposição da matéria orgânica no sedimento, do carbono orgânico particulado (COP) e do carbono orgânico dissolvido (DOC) não podem ser transformadas em carbono orgânico particulado vivo (COP_v), restando apenas para o dióxido de carbono a saída do reservatório através da vazão efluente e da emissão para a atmosfera.

4.2 MODELAGEM DO BALANÇO DE CARBONO NO RESERVATÓRIO

Este item se divide em quatro partes. A primeira parte traz uma explicação geral do trabalho de modelagem do carbono para este estudo. Na segunda parte é mostrado o resultado da modelagem de carbono para os dados obtidos no monitoramento. A terceira parte traz a análise de sensibilidade das variáveis do balanço de carbono em relação aos parâmetros do modelo e na última parte estão os resultados das simulações realizadas para concentrações de carbono diferentes das identificadas no monitoramento.

4.2.1. Considerações Iniciais

A modelagem do balanço de carbono foi desenvolvida a partir do modelo conceitual apresentado no Capítulo 3. O objetivo principal do balanço de carbono foi identificar os 13 parâmetros do sistema composto de cinco equações diferenciais lineares de primeira ordem, com coeficientes constantes, através do método da predição de erros (Item?), e resolver o sistema de equações diferenciais. A partir da determinação dos parâmetros e da solução das equações do sistema, realizou-se o balanço de massa e, a partir do balanço foram estimados o fluxo difusivo de dióxido de carbono (CO_2), o fluxo ebulitivo de metano (CH_4), o fluxo de carbono líquido (FCL) e a produção líquida do ecossistema (PLE).

O fluxo do carbono líquido, que é a diferença entre o fluxo de carbono para atmosfera e o carbono que sedimenta, avalia se o reservatório é uma fonte ou sumidouro de carbono, para a condição de carga das variáveis do sistema que o modelo foi simulado.

A produção líquida do ecossistema, que é a diferença entre o carbono consumido na fotossíntese e as frações de massa do carbono consumidas nos processos de respiração aeróbia do reservatório, avalia se o reservatório é autotrófico (matéria orgânica produzida no próprio reservatório por algas e plantas) ou heterotrófico (matéria orgânica de reservatório é proveniente de fontes

alóctones).

De acordo com o que foi definido na metodologia, o volume de controle do sistema é o reservatório. O volume foi considerado homogêneo, o que vale para pelo menos seis meses ano, conforme foi diagnosticado no estudo de estratificação térmica e química do reservatório (4.1.14).

Para a simulação do modelo foi utilizada a vazão de longo termo $Q = 17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (COPEL, 2000). O volume do reservatório de $V = 4.250.000 \text{ m}^3$ (COPEL, 2000). Para a estimativa do volume ativo do sedimento, $V = 62.000 \text{ m}^3$, adotou-se uma camada ativa de sedimento de 10 cm de altura e multiplicou-se pela área superficial do reservatório. O tempo de residência da água no reservatório, estimado com base na vazão de longo termo e no volume do reservatório é de aproximadamente três dias.

As concentrações de carbono da entrada do reservatório para a realização balanço de massa foram obtidas no ponto de monitoramento P3, na fase rio, a montante do reservatório. As concentrações do estado do reservatório foram obtidas a partir da média dos dados de monitoramento no ponto P2A e P2B, próximo à barragem, conforme descrito na metodologia (Item 3.1.2).

Neste estudo foi possível realizar apenas quatro campanhas de monitoramento da qualidade da água. Com a quantidade de dados obtidos nestas campanhas (quatro dados de entrada e de saída para cada variável) não foi possível identificar os parâmetros com a metodologia proposta. Para contornar este problema, foi usada a função *'mvnrnd'* do conjunto de ferramentas estatísticas (Statistic Toolbox) do MATLAB 7 (Item 3.2.2.5). Esta função gera uma matriz aleatória a partir de uma distribuição normal multivariada das variáveis do sistema, preservando a média e a covariância desta distribuição. A condição inicial adotada do sistema foi a primeira linha da matriz aleatória gerada a partir da função *'mvnrnd'* do MATLAB 7.

As concentrações do sedimento utilizadas nas simulações foram obtidas através de uma estimativa espacial e temporal dos resultados das concentrações de

carbono orgânico total no sedimento (CS) obtidas no monitoramento.

Quanto à distribuição espacial do sedimento, verificou-se no monitoramento que as concentrações de CS na parte final do reservatório, aproximadamente um terço da área total, eram significativamente maiores que as concentrações no restante do corpo de água. Estimou-se, então, um valor médio para o reservatório através de uma média ponderada das concentrações de CS e a área do reservatório.

Como o modelo foi simulado para uma variação temporal de trinta dias e as campanhas de sedimento foram realizadas com freqüência bimestral ao longo de quatro meses, interpolou-se, a partir da variação exponencial da concentração do CS, para quatro meses (120 dias), a variação da concentração do CS para realizar a simulação para trinta dias. Foi utilizada a variação exponencial negativa porque foi a que apresentou a melhor correlação entre as variações testadas, Figura 4.2.

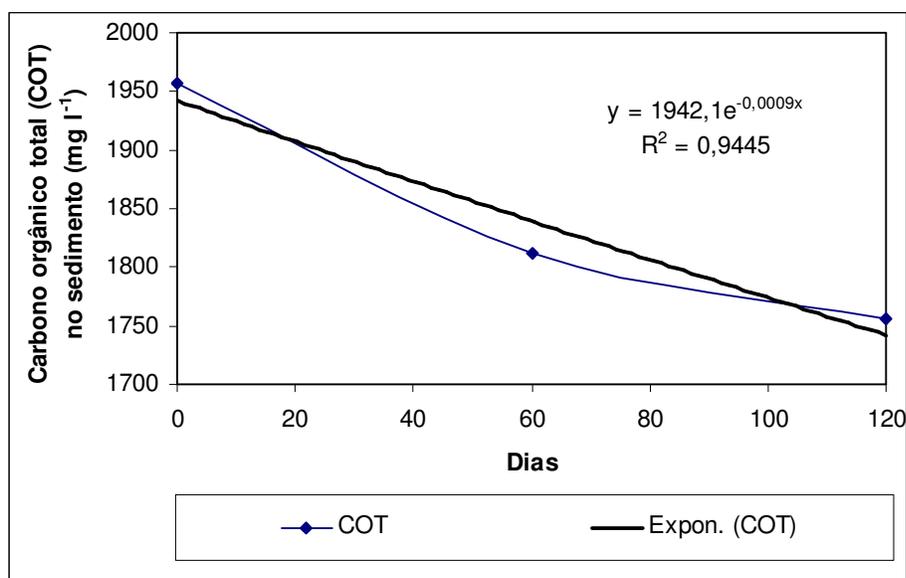


FIGURA 4. 2: ESTIMATIVA TEMPORAL DO DECAIMENTO DO COT NO SEDIMENTO (CS).

4.2.2. Resultados da Modelagem do Carbono com os Dados de Monitoramento

No **Apêndice B**, encontram-se as rotinas utilizadas para gerar as matrizes de entrada e estado a partir dos dados de monitoramento e as rotinas de estimação dos parâmetros, através do método da predição de erro, e, também, a solução do sistema de equações diferenciais lineares de primeira ordem do modelo.

Os resultados da solução do sistema de equação diferencial para os valores das variáveis, gerados a partir da função 'mvnrnd' e dos dados de monitoramento, podem ser observados na Figura 4.3.

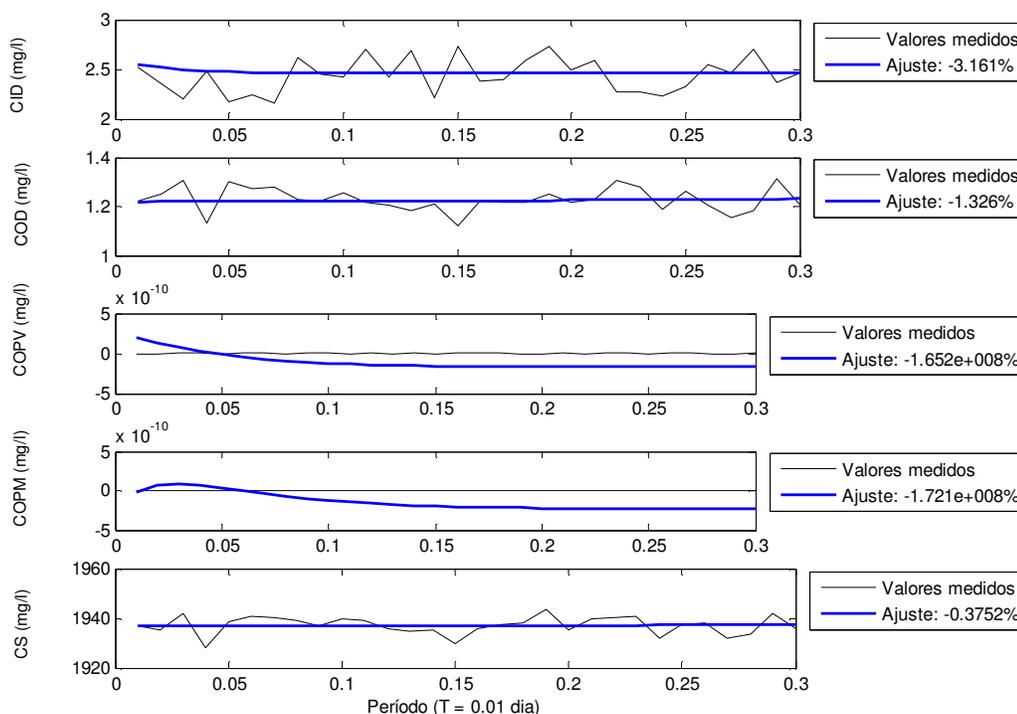


FIGURA 4. 3: RESULTADO DA SIMULAÇÃO PARA OS DADOS DE MONITORAMENTO.

Para esta simulação, o ajuste entre os valores medidos e simulados para as variáveis carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD) e para o carbono orgânico total no sedimento (CS) foi respectivamente -3,2 %, -1,3 % e -0,4 %. O melhor ajuste para esta simulação foi para o período (intervalo da amostragem) $T= 0,01$.

Na Tabela 4.14 estão relacionados os valores dos parâmetros do sistema identificados pelo modelo. A Figura 4.4 mostra o diagrama conceitual do modelo com os valores dos parâmetros.

TABELA 4. 14: PARAMETROS ESTIMADOS PELO MODELO.

Parâmetros estimados pelo modelo		
Parâmetro	Processo	Valor (d ⁻¹)
<i>kac</i>	Fotossíntese	-2,1959E-10
<i>kba</i>	Respiração Aeróbia	6,8713E-04
<i>kca</i>	Respiração Aeróbia	2,7443E+05
<i>kcb</i>	Excreção	-1,7829E+05
<i>kcd</i>	Mortalidade	6,3274E-01
<i>kce</i>	Sedimentação	-9,6132E+04
<i>kda</i>	Respiração Aeróbia	5,0520E+05
<i>kde</i>	Sedimentação	-5,0520E+05
<i>kea</i>	Respiração Aeróbia	6,1450E-04
<i>kec</i>	Ressuspensão	-3,0110E-13
<i>ked</i>	Ressuspensão	-4,3259E-15
<i>keeb</i>	Fluxo Ebulitivo	-6,2520E-04
<i>kadif</i>	Fluxo Difusivo	4,8370E-01

A análise dos valores dos parâmetros identificados pelo modelo e o balanço de massa das variáveis fornece um diagnóstico do ciclo biogeoquímico do carbono no reservatório.

Os baixos valores negativos dos parâmetros de ressuspensão *kec* e *ked* indicam um fluxo nulo do compartimento do carbono orgânico total do sedimento (CS) para os compartimentos do carbono orgânico particulado vivo (COP_V) e carbono orgânico particulado morto (COP_M).

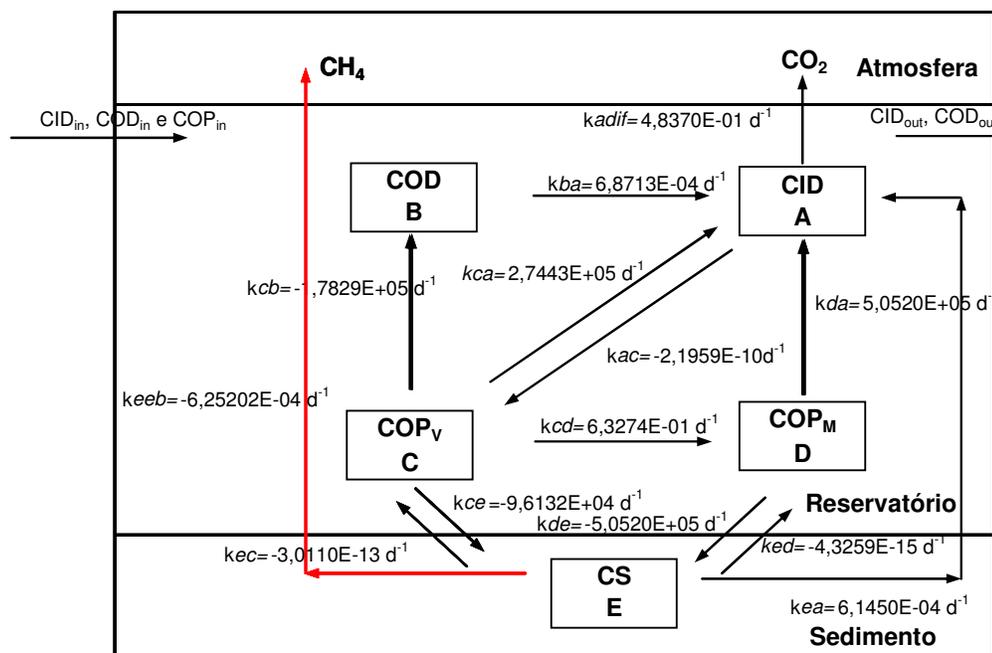


FIGURA 4. 4: DIAGRAMA CONCEITUAL DO MODELO COM OS VALORES DOS PARÂMETROS IDENTIFICADOS PELO MÉTODO DA PREDIÇÃO DE ERRO.

Os altos valores das constantes de sedimentação k_{ce} e k_{de} se devem provavelmente a baixa concentração, praticamente nulas, do COP_V e do COP_M na coluna de água, o valor negativo das constantes indica que não existe fluxo dos compartimentos do COP_V e do COP_M para o compartimento do carbono no sedimento (CS). As análises dos balanços de massa das variáveis CS e carbono inorgânico dissolvido (CID) mostram um fluxo significativo do compartimento do CS para o compartimento do CID, o que significa que parte expressiva do fluxo difusivo se deve a respiração aeróbia do sedimento. Quanto ao fluxo ebulitivo, o valor negativo do fluxo indica um fluxo nulo do sedimento para a atmosfera, o que mostra que nas condições de carga identificadas no monitoramento não existe produção de metano pelo sedimento do reservatório.

O valor extremamente baixo e negativo do parâmetro da fotossíntese k_{ac} indica a ausência deste processo no reservatório. Quanto ao alto valor do parâmetro

da respiração kca do carbono particulado vivo (COP_v) deve-se provavelmente a ausência, concentração praticamente nula, do COP_v na coluna de água.

Na Tabela 4.15 estão os resultados parciais do balanço de massa ($-kadifCID$ e $-keebCS$) para três dias, tempo de residência da água no reservatório, a partir dos quais foram calculados os fluxos difusivos e ebulitivos em $kg\ d^{-1}\ km^{-2}$. A Tabela mostra também os resultados dos cálculos do fluxo de carbono líquido (FCL) e produção líquida do ecossistema (PLE). Conforme descrito na metodologia (Item 3.2.2.1), o FCL, que é a diferença entre as frações de balanço de massa do fluxo atmosférico líquido de carbono (FAL) e as frações que sedimentam (S), indica se o reservatório, nas condições de carga do balanço de massa, é uma fonte (FCL positivo) ou sumidouro (FCL negativo) de carbono. A PLE, que é a diferença entre as frações de balanço de massa que é absorvido pelo processo de fotossíntese e as frações de balanço das respirações aeróbias, indica se o reservatório é autotrófico (PLE positiva) ou heterotrófico (PLE negativa).

TABELA 4. 15: RESULTADO DO CÁLCULO DOS FLUXOS DE EMISSÃO, FCL E PLE.

Dia	$-kadifCID$ ($mg\ l^{-1}\ d^{-1}$)	Fluxo difusivo ($kg\ d^{-1}\ km^{-2}$)	$-keebCS$ ($mg\ l^{-1}\ d^{-1}$)	Fluxo ebulitivo ($kg\ d^{-1}\ km^{-2}$)	FCL=FAL-S ($mg\ l^{-1}$)	PLE=PPP-R ($mg\ l^{-1}$)
1	-1,224	-8388,684	1,211	121,095	0,013	-1,192
2	-1,212	-8305,792	1,211	121,095	0,001	-1,192
3	-1,204	-8251,746	1,211	121,095	-0,007	-1,192
Média	-1,2131	-8315,4076	1,2109	121,0950	0,0021	-1,1920

Os resultados dos cálculos mostram que o fluxo difusivo médio para atmosfera, para os três primeiros dias, é de $-8315 \pm 8,0\% kg\ d^{-1}\ km^{-2}$. Quanto ao fluxo ebulitivo, a média para os três primeiros dias é de $121 \pm 5,5 kg\ d^{-1}\ km^{-2}$. O sinal positivo do fluxo ebulitivo indica que o reservatório não está emitindo gases bolhas e, portanto, o fluxo do sedimento para atmosfera por ebulição é nulo. O erro foi calculado somando-se o ajuste do modelo entre os dados de campo e simulado mais o erro do método analítico do carbono. A perda de dióxido de carbono na turbina, estimada de acordo com o Item 3.2.2.6, é de aproximadamente $54 kg\ C\ d^{-1}$.

A análise do valor médio do FCL mostra que o reservatório, para o tempo

de residência de três dias é uma fonte de emissão de carbono. A média da PLE indica que o reservatório é heterotrófico, isto é, as fontes de carbonos do reservatório são externas (alóctones).

Nas Figuras 4.5 e 4.6 podem ser comparados os resultados obtidos pelo modelo para a PCH Salto Natal com os dados do inventário brasileiro de emissões (MCT, 2006).

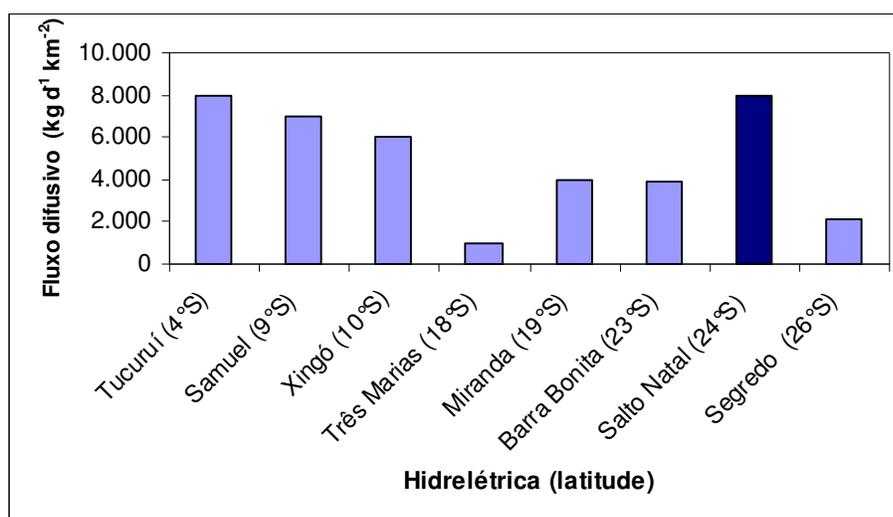


FIGURA 4. 5: COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DO INVENTÁRIO BRASILEIRO DE EMISSÕES DE CO₂ E OS ESTIMADOS PELO MODELO PARA PCH SALTO NATAL.

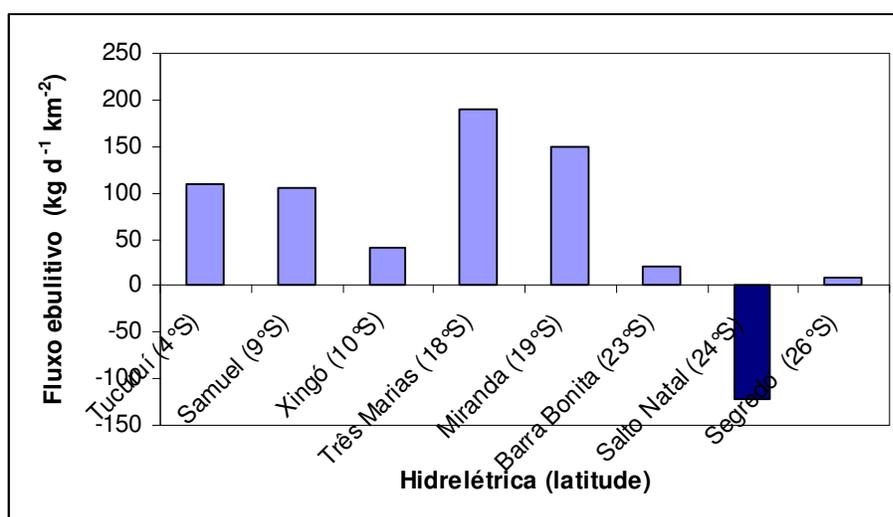


FIGURA 4. 6: COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DO INVENTÁRIO BRASILEIRO DE EMISSÕES DE CH₄ E OS ESTIMADOS PELO MODELO PARA PCH SALTO NATAL.

Os resultados obtidos pelo modelo para o fluxo difusivo, Figura 4.5, mostram que esta emissão é expressiva em relação aos reservatórios das outras usinas hidrelétricas. A princípio, era de se esperar, pela localização geográfica, que os resultados das emissões para o estudo de caso fossem mais próximos aos resultados das usinas hidrelétricas situadas em latitudes semelhantes. Na avaliação do fluxo ebulitivo, Figura 4.6, o valor negativo indica a ausência de fluxo do sedimento para atmosfera. Alguns fatores devem ser considerados na análise destes resultados. A metodologia utilizada para a avaliação dos fluxos pelo inventário MCT (2006) é diferente da do modelo, o que pode contribuir para diferenças dos fluxos entre os dois métodos de avaliação. Para avaliar estas diferenças seria necessário avaliar as emissões pelo modelo nestes reservatórios, e também estimar as emissões de um volume de controle do rio a montante do reservatório com o modelo para comparar com as emissões do reservatório. Outro fator que deve ser considerada é que, como explicado anteriormente, os resultados do cálculo das frações parciais do balanço de massa para cada processo (Apêndice) mostram um fluxo significativo do compartimento do carbono orgânico total do sedimento (CS) para o compartimento do carbono inorgânico dissolvido (CID) na coluna de água, o que significa que parte significativa do fluxo difusivo se deve à respiração aeróbia do sedimento. As condições de amostragem, tanto temporal como espacial da água e do sedimento, a espessura da camada ativa do sedimento, a maneira como foram estimados os valores médios do CS e a quantidade de carbono orgânico refratário no sedimento são alguns fatores que podem também ter influenciado na diferença entre os resultados entre os dois métodos de avaliação.

No modelo conceitual do carbono, apresentado neste trabalho, a fração desta variável que é a diferença entre o CID que entra e o CID que sai tem dois caminhos: ou sai do reservatório pelo fluxo difusivo ou é absorvida por organismos

fotossintetizantes. No caso em estudo, a concentração destes organismos na coluna de água (COP_V) é praticamente nula, o único caminho possível para esta fração de massa é sair do reservatório através do fluxo difusivo.

Quanto ao impacto da formação do reservatório na emissão de gases de efeito estufa, é importante ressaltar, que as avaliações realizadas no monitoramento mostram que as concentrações de carbono orgânico no sedimento no trecho final do reservatório são significativamente maiores que nas outras áreas, trecho intermediário e próximo à barragem. Este fato é um indicativo que a origem do fluxo difusivo não é a matéria orgânica inundada durante a formação do reservatório.

Como o reservatório foi avaliado no modelo como heterotrófico, e os resultados das outras variáveis analisadas no monitoramento corroboram esta avaliação (Item 4.1.15), pode-se considerar que a matéria orgânica da qual o fluxo difusivo se origina é alóctone. Devido ao fato das concentrações de entrada do carbono orgânico particulado vivo (COP_V) e carbono orgânico particulado morto (COP_M) analisadas no monitoramento serem praticamente nulas, é provável que a origem da alta concentração de carbono no sedimento seja cargas instantâneas de carbono particulado (aporte significativo de matéria orgânica num espaço curto de tempo), que não foram identificadas durante o monitoramento. Estas cargas instantâneas sedimentam no trecho final do reservatório, quando a água muda de velocidade e passa de ambiente lótico para lêntico. Uma possibilidade de carga instantânea são as descargas de fundo realizadas pela UH Mourão I, localizada a montante do reservatório da PCH Salto Natal. Mas para uma avaliação mais precisa deste processo são necessários estudos de uso de solo e uso da água na bacia de influência do reservatório e hidrodinâmica do reservatório.

Durante a campanha de março, registraram-se eventos de emissão por bolhas, fluxo ebulitivo, no ponto P3, trecho do rio a montante do reservatório, onde a velocidade da água diminui (mudança de ambiente lótico para lêntico), conforme apresentado na **Figura**. A causa deste evento é, provavelmente, a descarga de fundo da barragem UH Mourão I. É importante ressaltar que mesmo com

concentração homogênea do oxigênio dissolvido na coluna da água neste ponto de monitoramento do rio, há a formação de metano no sedimento. Este fato mostra que a condição para formar metano no sedimento não depende da oxigenação da coluna de água e sim da condição anóxica do sedimento.

Colocar FIGURA de BOLHAS

Para os resultados da campanha de monitoramento de setembro de 2007, estimou-se o fluxo difusivo de dióxido de carbono através da metodologia proposta por CHAPRA (1997), Tabela 4.15. Esta metodologia estima o fluxo de dióxido de carbono considerando a especiação do carbono inorgânico dissolvido (CID) na água, em função do pH e também a saturação do dióxido de carbono na água (Item 3.2.2.1), para esta estimativa considerou-se o coeficiente de difusão de 14 m d^{-1} . Este coeficiente é calculado com base na velocidade do vento. Neste caso, utilizou-se a fórmula desenvolvida por BROECKER et al. (1978), variando a velocidade do vento de 0 a 10 m s^{-1} , Figura .

TABELA 4. 15: ESTIMATIVA FLUXO DIFUSIVO POR CHAPRA (1997).

Ponto	pH	CID (mg/l)	CID (mol/l)	[H ₂ CO ₃ *] (mol/l)	[HCO ₃] (mol/l)	[CO ₃ ²⁻] (mol/l)	[H ₂ CO ₃ * _s] (mol/l)	Coeficiente de difusão (m/d)	Fluxo difusivo (kg C/dia km ²)
P1	6,80	1,49	0,12	2,98E-05	9,43E-05	2,98E-08	1,22E-05	14	2962
P2A	6,70	1,45	0,12	3,44E-05	8,64E-05	2,17E-08	1,22E-05	14	3731
P2B	6,40	1,72	0,14	6,34E-05	7,99E-05	1,01E-08	1,22E-05	14	8611
P3	7,00	2,47	0,21	3,42E-05	1,72E-04	8,60E-08	1,22E-05	14	3701

FIGURA 4. 7: COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DO INVENTÁRIO BRASILEIRO DE EMISSÕES DE CO₂ E OS ESTIMADOS PELO MODELO PARA PCH SALTO NATAL.

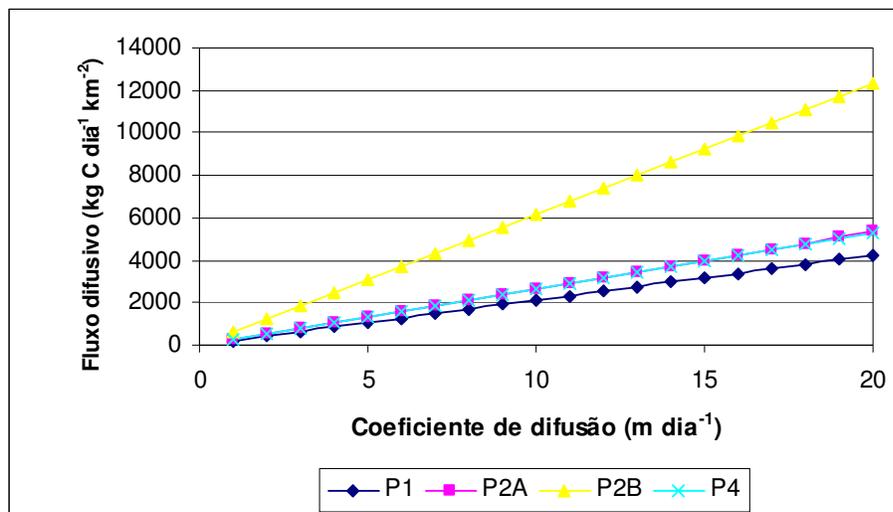


FIGURA 4. 8: FLUXO DIFUSIVO EM FUNÇÃO DO COEFICIENTE DE DIFUSÃO.

A Figura 4.8 mostra o fluxo difusivo em função do coeficiente de difusão. Nesta figura percebe-se a influência do pH no fluxo difusivo do dióxido de carbono no ponto P2B, no limite da cama da eufótica do reservatório. Esta análise mostra um fato relevante que é a influência do pH no fluxo de dióxido de carbono nas simulações do balanço de carbono realizadas com os dados do monitoramento, principalmente considerando o caráter ácido da água do reservatório, alguns resultados para pH não estavam de acordo com o limite da Resolução CONAMA 357 para Classe 2, Tabela 4.3. Como explicado anteriormente, este reservatório devido à baixa alcalinidade não possui capacidade de neutralizar cargas ácidas.

Outra observação importante no estudo do fluxo difusivo pelo método de CHAPRA (1997) é que através da estimativa o fluxo para todos os pontos de amostragem, pode-se observar, Figura 4.8, que as variações do fluxo no rio e na superfície do reservatório não diferem significativamente.

4.3 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade foi realizada variando-se cada parâmetro da equação da variável analisada em mais ou menos 10 %, mantendo-se fixo os outros parâmetros. Calculou-se, então, a alteração provocada pela variação do parâmetro na variável analisada em porcentagem. O memorial de cálculo da análise de sensibilidade estão no Apêndice D.

A Figura 4.7 mostra a análise de sensibilidade para a variável carbono orgânico dissolvido (CID). Esta variável mostrou-se pouco sensível a variação dos parâmetros com exceção dos parâmetros *kea* e *kdif* que para uma variação de mais ou menos 10 % variaram 4,5 %, mas mesmo para esta alteração a variável pode ser considerada pouco sensível a estes parâmetros (LENHART et al., 2002); A sensibilidade maior desta variável aos parâmetros *kea* e *kdif* mostra a importância da respiração aeróbia do sedimento na emissão do fluxo difusivo.

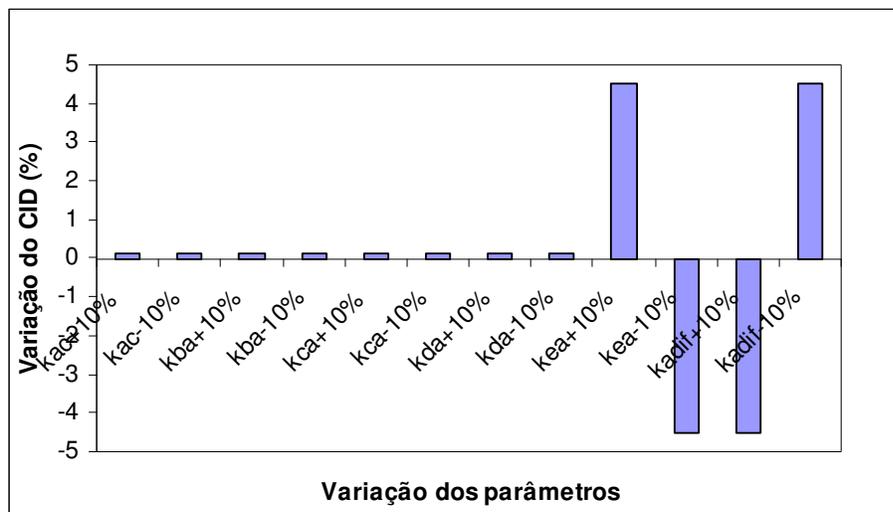


FIGURA 4. 8: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O CID.

A Figura 4.8 mostra a análise de sensibilidade para o fluxo difusivo. Como este fluxo é calculado a partir da variável CID, pode-se observar o mesmo padrão de sensibilidade aos parâmetros do CID para o fluxo. Nesta análise percebe-se novamente a influência da respiração aeróbia do sedimento no fluxo difusivo.

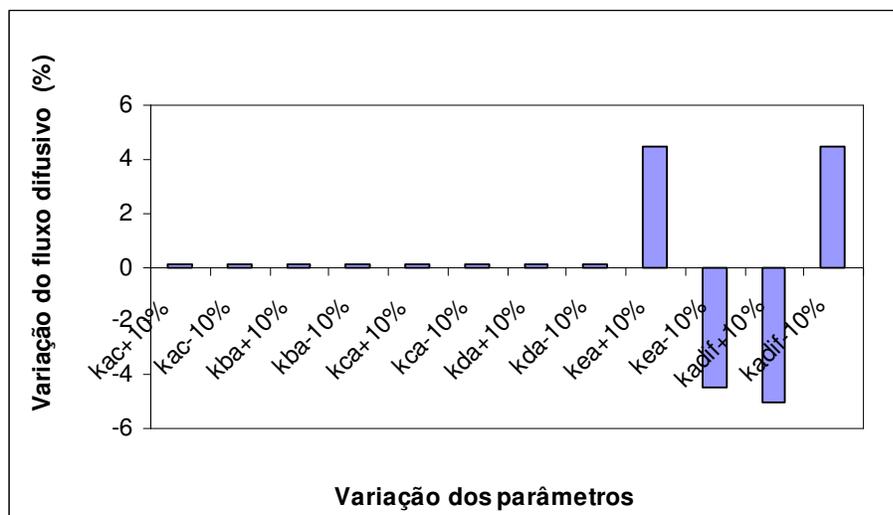


FIGURA 4. 9: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O FLUXO DIFUSIVO

Quanto à análise de sensibilidade do carbono orgânico dissolvido (COD), Figura 4.9 percebe-se uma sensibilidade extremamente baixa desta variável a variação dos parâmetros.

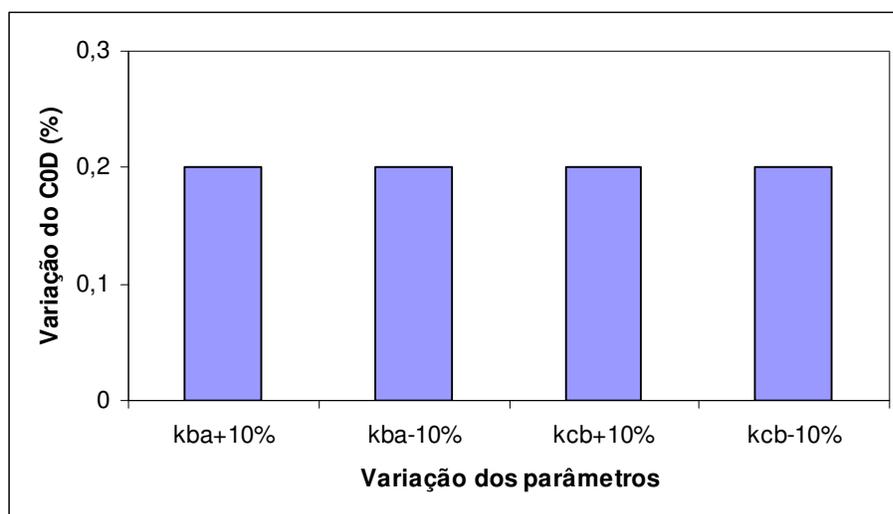


FIGURA 4. 10: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O COD.

A análise de sensibilidade do carbono orgânico dissolvido no sedimento (CS), Figura 4.10, mostra pouca sensibilidade desta variável a alteração parâmetros, percebe-se uma sensibilidade mais significativa para os parâmetros *kea* e *keeb*. A Figura 4.11 mostra a análise de sensibilidade do fluxo ebulitivo. Como este fluxo é calculado a partir da variável CS, pode-se observar o mesmo grau de sensibilidade do fluxo a alteração dos parâmetros que foi observado para a variável CS.

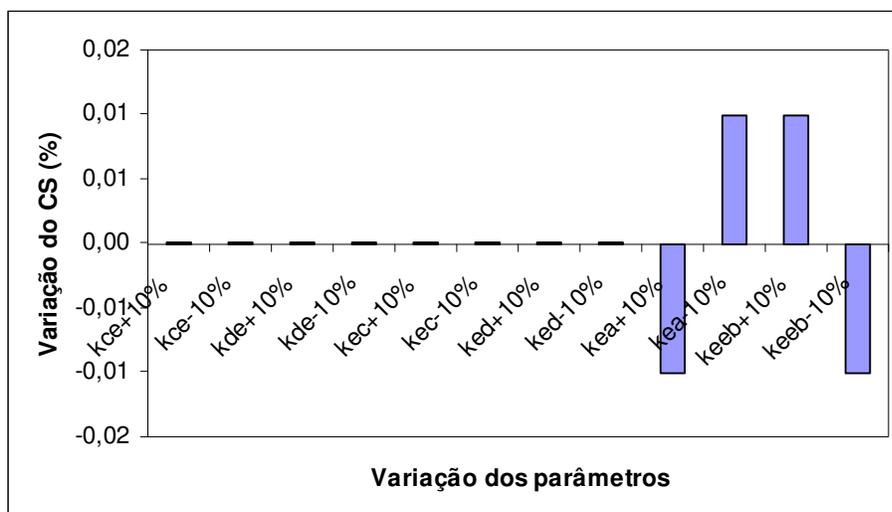


FIGURA 4. 11: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O CS.

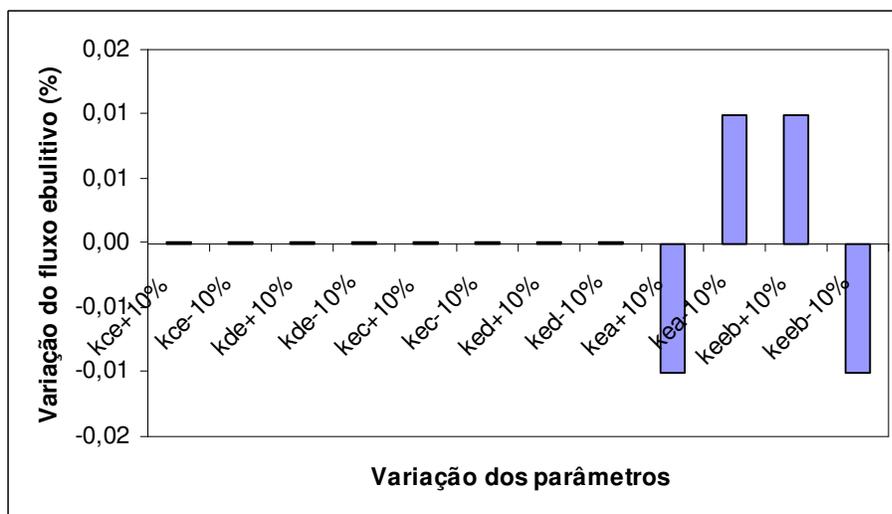


FIGURA 4. 12: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE PARA O FLUXO EBULITIVO.

4.3.1. Simulações do Modelo para Concentrações de Carbono Diferentes das Identificadas no Monitoramento

Com a finalidade de avaliar o comportamento do reservatório quanto à emissão de gases de efeito estufa em condições de concentrações de carbono

diferentes das identificadas no monitoramento, realizaram-se cinco simulações, variando em mais dez por cento as concentrações do carbono inorgânico dissolvido (CID) e carbono orgânico dissolvido (COD) na entrada do reservatório e, também, em mais dez por cento as concentrações do CID, COD e carbono orgânico total no sedimento (CS) no reservatório. Os gráficos com estas simulações estão no Apêndice E.

Na Tabela 4.16, pode-se observar os resultados destas simulações. A maior variação no fluxo difusivo ocorreu quando se alterou a concentração do COD na entrada do reservatório e a menor foi quando se modificou a concentração do CS. A variação do fluxo difusivo para as diferentes alterações na concentração de carbono foi significativa. A alteração do fluxo difusivo devido à alteração das concentrações de carbono na entrada e no reservatório pode ser explicada pelo fato que o único caminho para a saída desta fração de massa no sistema é através do fluxo difusivo, porque não existem organismos fotossintetizantes para absorver o carbono.

Apesar das alterações no fluxo ebulitivo devido às variações das concentrações de carbono nas simulações serem significativas (Tabela 4.16), o fluxo continua sendo positivo, o que significa que apesar das alterações nas concentrações de carbono não há fluxo ebulitivo do sedimento para atmosfera.

TABELA 4. 16: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES PARA A VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DO CARBONO.

Simulação	Local	kadif (d^{-1})	Fluxo difusivo ($kg\ d^{-1}\ km^{-2}$)	Variação do fluxo (%)	keeb (d^{-1})	Fluxo ebulitivo ($kg\ d^{-1}\ km^{-2}$)	Variação do fluxo (%)
+10% CID	Entrada	0,8694	-14.693±5,7%	79	-0,0011	214±5,1%	77
+10%COD	Entrada	0,9847	-16.850±9,7%	106	-0,0013	151±5,8%	25
+10% CID	Reservatório	0,6696	-12.396±6,8%	51	-0,0010	182±5,2%	50
+10%COD	Reservatório	0,7664	-12.130±15,2	48	-0,0010	178±5,0%	47
+10%CS	Sedimento	0,6338	-10.606±5,6%	30	-0,0010	157±5,2%	30

Quanto às alterações no fluxo atmosférico líquido (FAL) e na produção líquida do ecossistema (PLE), Tabela 4.17, a mudança das concentrações não alterou estes indicadores. Independente da simulação o reservatório continua sendo

emissor e heterotrófico, ou seja, emissor devido a fatores externos.

TABELA 4. 17: RESULTAO DO FCL e PLE PARA AS SIMULAÇÕES.

Simulação	Local	FCL=FAL-S	PLE=PPP-R
+10% CID	Entrada	Fonte	Heterotrófico
+10%COD	Entrada	Fonte	Heterotrófico
+10% CID	Reservatório	Fonte	Heterotrófico
+10%COD	Reservatório	Fonte	Heterotrófico
+10%CS	Sedimento	Fonte	Heterotrófico

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo apresenta uma avaliação sobre a metodologia desenvolvida para avaliação da quantificação e potencial de emissão dos gases de efeito estufa provenientes de reservatório, uma conclusão sobre o estudo de caso e recomendações para pesquisas futuras.

5.1 AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA DESENVOLVIDA

O modelo de balanço de carbono se mostrou uma ferramenta muito boa para avaliar o ciclo biogeoquímico do carbono e o potencial de emissão de gases de efeito estufa do reservatório.

Através da medição do carbono da coluna de água foi possível avaliar, se o reservatório é uma fonte ou sumidouro de carbono, se é autótrofo ou heterótrofo e as fontes e sumidouros do carbono dentro do reservatório. E também realizar simulações com cenários com diferentes cargas de carbono para avaliar alterações no padrão de emissão devido a mudanças do uso do solo e uso da água na bacia hidrográfica.

O método de predição de erro se mostrou uma técnica excelente para a calibração do sistema. As correlações entre as concentrações de carbono medidas no monitoramento e as simuladas pelo modelo se mostraram muito boas. O sistema se mostrou robusto durante simulações para cenários com concentrações de carbono diferente, isto é, os parâmetros do modelo não se alteram de maneira significativa durante as simulações. A análise de sensibilidade mostrou que as variáveis são pouco sensíveis às alterações dos parâmetros do modelo.

Quanto à comparação entre os valores de emissão do dióxido de carbono estimadas pelo modelo e os valores medidos no inventário brasileiro de emissão (MCT, 2006), vale ressaltar que como foram utilizados métodos de avaliação diferentes, seria necessário estimar as emissões com o modelo nos reservatórios estudados no inventário para se ter subsídios para avaliar de forma mais conclusiva

o porquê destas diferenças. Alguns indícios da razão destas diferenças foram discutidos no Item 4.2.2. A metodologia desenvolvida neste estudo não substitui a metodologia do MCT (2006), mas é mais um instrumento para compreender o processo de emissão de gases de efeito estufa de reservatórios.

5.2 CONCLUSÕES DO ESTUDO DE CASO

O reservatório de acordo com os dados de monitoramento e com os resultados da modelagem, possui dois caminhos para a diferença entre o carbono inorgânico dissolvido (CID) que entra e o que sai. Ou ele é absorvido por organismos fotossintetizantes ou é emitido para fora do reservatório. Como não foram identificados organismos fotossintetizantes, as concentrações de carbono orgânico particulado vivo (COP_V) encontradas foram praticamente nulas, o único caminho possível para o dióxido de carbono remanescente é a emissão para a atmosfera.

A análise do fluxo atmosférico líquido (FAL), que é a diferença entre a soma dos fluxos ebulitivos e difusivos e a soma das frações do balanço de massa do carbono orgânico particulado vivo (COP_V) e carbono orgânico particulado morto (COP_M) que sedimentam, mostra que o reservatório tem uma propensão de ser uma fonte de carbono para atmosfera, devido à ausência de COP_M e COP_V e conseqüente sedimentação no reservatório.

Através da análise do balanço de massa, pode-se concluir que o reservatório é uma fonte de emissão de dióxido de carbono cuja origem da matéria orgânica que causa a emissão é alóctone. Esta implicação é importante na avaliação do impacto da formação do reservatório porque esta matéria orgânica sofreria decomposição na coluna de água do rio mesmo sem a formação do reservatório, e no sedimento do rio, devido à sedimentação da matéria orgânica em trechos do rio onde a velocidade da água fosse mais baixa e por esta razão a matéria orgânica sedimentasse.

Durante as campanhas de campo de verão, observaram-se eventos de emissão por bolhas, fluxo ebulitivo, no ponto P3, trecho do rio a montante do

reservatório, onde a velocidade da água diminui (mudança de ambiente lótico para lêntico), e há provavelmente sedimentação da matéria orgânica proveniente da carga instantânea cuja origem pode ser a descarga de fundo da barragem da UH Mourão I. Se não houvesse reservatório, esta carga provavelmente iria sedimentar ao longo do rio e causar emissões mais distribuídas, mas de mesmo impacto no balanço global da bacia hidrográfica. É importante ressaltar que para conclusões mais precisas são necessários mais estudos, considerando toda a bacia hidrográfica.

A estimativa do fluxo difusivo através de CHAPRA (1997), mostrou a influência do pH no fluxo de dióxido de carbono, principalmente levando em conta o caráter ácido da água na segunda e terceira campanhas de monitoramento. Quanto menor o pH maior a fração de dióxido de carbono na especiação do carbono inorgânico dissolvido (CID) e, portanto, maior o fluxo difusivo de dióxido de carbono para atmosfera. Através desta análise, foi possível observar que as variações do fluxo no rio e na superfície do reservatório não diferem significativamente.

A análise dos resultados das simulações do modelo para o fluxo ebulitivo mostra que para os resultados do monitoramento e condições de carga simuladas não há fluxo do sedimento para a atmosfera. Esta avaliação é importante porque o metano tem um potencial de aquecimento global (GPW) para um horizonte de 100 anos 21 vezes maior que o dióxido de carbono e, por esta razão, a emissão deste gás por reservatórios causa mais impacto no aquecimento global que o dióxido de carbono.

5.3 RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

A escolha do estudo de caso, PCH Salto Natal, permitiu uma série de simplificações no modelo de estudo de carbono.

Apesar de ter sido identificada a estratificação térmica e química do reservatório durante os meses de verão (Item 4.1.14), utilizou-se a concepção de balanço sem estratificação, o que vale para o período de outono e inverno. Para avaliar a emissão para o período de estratificação é necessário incorporar ao modelo as equações do hipolímnio anóxico, camada que aparece durante os períodos de estratificação, que é responsável, principalmente pela formação do metano na coluna da água.

Para este estudo de caso, também não foi considerada a estratificação do sedimento. O sedimento se estratifica em camadas superficiais onde, geralmente, se encontra o carbono mais degradável e em camadas mais profundas onde está o carbono mais refratário. As camadas mais profundas do sedimento funcionam como sumidouros de carbono. Para o modelo representar melhor o sistema em estudo e outros reservatórios recomenda-se incorporar as equações de estratificação do sedimento no modelo em estudos subsequentes.

Outro processo que não foi incorporado no modelo foi o transporte de massa por advecção. O estudo de caso da PCH Salto Natal permitiu esta simplificação por ser um reservatório pequeno e sem tributários, considerou-se o reservatório como um único volume de controle. No caso de reservatórios maiores e mais complexos, com tributários mais significativos, este processo de transporte de massa tem que ser incorporado ao modelo.

O reservatório da PCH Salto Natal pode ser considerado pouco produtivo, isto é, não há produção das diversas formas de biomassa na forma de algas, plantas e animais aquáticos. O modelo utilizado neste estudo considera apenas a biomassa de algas, o que no caso do reservatório da PCH Salto Natal representa bem o sistema. No caso de reservatórios mais produtivos é necessário incorporar as variáveis de carbono nas formas mais significativas da fauna e da flora aquática.

Outro fator que deve ser melhorado é a interface do modelo computacional com o usuário. A identificação do sistema e a solução das equações diferenciais foram realizadas no software MATLAB 7, enquanto, o balanço de massa foi

realizado no software EXCEL. Este processo tornou o trabalho de simulação mais demorado, devido ao fato de ter que importar os resultados da identificação do sistema e solução das equações do MATLAB para o EXCEL.

Quanto à representação espaço temporal do sistema, é importante realizar estudos de batimetria e hidrodinâmica do reservatório para que com base nestes estudos se defina os locais de amostragem de água e sedimento de uma maneira que estes pontos representem melhor a realidade do sistema. Outro fato que deve ser considerado na amostragem é o ciclo sazonal e o tempo de residência da água no reservatório.

As recomendações para estudos futuros descritas acima, mostram que o estudo de balanço de massa de carbono de um reservatório é uma atividade complexa e multidisciplinar, que envolve diferentes áreas de conhecimento e necessita de constante estudo e pesquisa.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT 9897 - Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores.

ANDERSON, D. E. Comments: Greenhouse Gas Flux Measurements Using Eddy Covariance and Chamber Techniques over Lakes and Reservoirs. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL, 2005, Rio de Janeiro. **Proceedings...**: Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ.

ANDERSON, EVA; SOBECK, SEBASTIAN. Comparison of mass balance and ecosystem model approach when evaluating the carbon cycling in lake ecosystem. **Ambio**, Sweden, v. 35, n. 8, p. 476 – 483, December 2006.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water**. 20. ed. Washington: APHA. 1998.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BOWIE, G. L.; MILLS, W. B. ; PORCELLA, D. B. ; CAMPBELL, C. L. ; PAGENKOPF, J. R. ; RUPP, G. L. ; JOHNSON, K. M. ; CHAN, P. W. H. ; GHERINI, S. A. **Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. 2. ed. Athens: United States Environmental Protection Agency, 1985.

BRAGA, B. ; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRAGA, M. C. B. **Surface Water Quality Modelling of Mercury Contaminations**. Thesis (Doctor of Philosophy). T.H. Huxley School of Environment, Earth Sciences and Engineering, University of London, 2001.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 de março de 2005.

BROECKER et al. (1978)

CASPER et al. (2000)

CHAPRA, S. C. **Surface Water Quality Modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997.

COPEL - COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA. Superintendência de Engenharia e Meio Ambiente. **PCH Salto Natal, Plano de Controle Ambiental**. Curitiba, 2000.

DILLON e MOLOT (1997)

EDMOND, J. M.; GEYER, J. C. On the Calculation of the Degree of Saturation of Sea Water with Respect to Calcium Carbonate Under In Situ Conditions. **Geochimica et Cosmochimica. Acta**, v. 34, n. 12, p. 1261-1291, 1970.

FEARNSIDE, P.M. Greenhouse Gas Emissions from a Hydroelectric Reservoir (Brazil's Tucuruí dam) and Energy Policy Implication. **Water and Soil Pollution**, Netherlands, v. 133, n. 1-4, p. 69-96, January 2002.

GOOGLE (2008)

HANSON P. C.; POLLARD A. I.; BADE D.L.; FREDICK K.; CARPENTER S. R.; FOLEY J.A. A model of carbon evasion and sedimentation in temperate lakes. **Global Change Biology**, v. 10, n. 8, p. 1285-1298, 2004.

HEM, J. D. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**. United State Geological Survey, 2001.

HEM, J. D. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**. United State Geological Survey, 1985.

HUTTUNEM, J. T.; MARTIKAINEN P. J. Long-term net methane release from finnish hydro reservoirs. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL, 2005, Rio de Janeiro. **Proceedings ...**: Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ.

HUTTUNEM, J. T.; ALM, J.; LIIKANEN, A.; JUUTINEN, S.; LARMOLA, T.; HAMMAR, T.; SILVOLA, J.; MARTIKAINEN, P. J. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. **Chemosphere**, v. 52, n. 3, p. 609-621, 2002.

IBGE (1992)

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Programme**. v. 4. Japan: IGES, 2006.

KELLY, C.A. RUDD, J. W. M.; St. LOUIS, V. L.; MOORE, T. Turning Attention to Reservoirs Surfaces, a neglected area in Greenhouse Studies. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 75, n. 29, p. 332, 1994.

KORTELAJNEM (2006)

LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H. G. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 7, n. 9-10, p. 645-654, 2002.

LIMA, I. B. T.; STECH, J.L.; MAZZI, A. M.; RAMOS, F. M.; NOVO, E. M. L. M.; LORENZZETTI, J.A.; ROSA, R. R.; BARBOSA, C. C.; OMETTO, J. P.; ASSIREU, A. T. Linking telemetric climatic-limnologic data and online CH₄ and CO₂ flux dynamics. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL, 2005, Rio de Janeiro. **Proceedings...**: Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ.

LIRA, S. A. **Análise de correlação: Abordagem Teórica e de Construção dos Coeficientes com Aplicações**. Dissertação (Mestrado). Curso de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia. Setor de Ciências Exatas e Tecnologia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2004.

MATTHEWS et al. (2005)**THE MATHWORKS INC., 2004**

METCALF AND EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 3. ED. McGraw-Hill, 1991.

MCT - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **Emissões de Dióxido de Carbono e Metano pelos Reservatórios Hidrelétricos Brasileiros**. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópica de Gases de Efeito Estufa. 2006.

MILLS, W.B.; PORCELLA, D. B.; UNGS, M. J.; GHERINI, S. A.; SUMMERS, K. V.; MOK, L.; RUPP, G. L.; BOWIE, G. L. **Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants**, Part I. Tetra Tech, Inc., Office of Research and Devel., USEPA, EPA-8600/6-82-004a. Athens, 1985.

MME - MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético. **Plano Decenal de Expansão de Energia Elétrica 2006 – 2015**. Empresa de Pesquisas Energéticas, 2005.

PEREIRA D. S.; PINTO J. O. P. Genetic algorithm based System Identification and PID tuning for optimum adaptive control. In: THE 29095 IEEE/ASNE. INTERNATIONAL CONFERENCE ON ADVANCED INTELLIGENT MECHATRONICS, 2005. Monterey, California, USA,. **Proceedings...**: Monterey.

RICHEY et al., 2002

ROSA, L.P.; SANTOS, M.A.. Certainty and Uncertainty in the Science of Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs. **World Commission on Dams Thematic Review – Environmental Issues II.2.** Cape Town: 2000.

RUDD, J. W. M.; HARRIS, R.; KELLY, C. A. e HECKY, R. E. Are hydroelectric reservoir significant sources of greenhouse gases? **Ambio**. Sweden, n. 22, p. 246-248, 1993.

SANTOS, M. A.; MATVIENKO. B.; ROSA, L. P.; SIKAR, E. Carbon dioxide and methane emissions from hydroelectric reservoirs in Brazil. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL, 2005, Rio de Janeiro. **Proceedings...**: Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ.

SANTOS, M. A.; MATVIENKO. B.; SANTOS, E. O.; ROSA, L. P.; ALMEIDA C. H. E. de; SILVA, M. B.; BENTES, A. M. P. J.; PATCHINEELAM, S.R. Carbon budget in tropical reservoirs. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL, 2005, Rio de Janeiro. **Proceedings...**: Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ.

SPIRO, T.G.; STIGLIANI, W.M. **Chemistry of the Environment**. 2. ed. Prentice-Hall, Inc, 1996.

ST LOUIS, V.L.; KELLY, C. A.; DUCHEMIN, E.; RUDD, J. W. M.; ROSENBERG, D. M. Reservoirs surfaces as sources of greenhouse gases to atmosphere: A global estimate. **BioScience**, v. 50, n. 9, p. 766-755, 2000.

STANLEY e MANAHAM, 1994

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Reservoir Water Quality Management. In: **UNEP/ILEC Guidelines of Lake Management**. v. 9. Japan: ILEC International Lake Environment Committee, 1999.

SVENSSON, B. Greenhouse gas emission from hydroelectric reservoirs: a global perspective. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL, 2005, Rio de Janeiro. **Proceedings...**: Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ.

TUNDISI (1977)

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Vital Climate Change Graphics**. 2005.

UNFCCC - UNITED NATION FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Approved Consolidated Methodology 002 - Consolidated baseline methodology for grid-connected electricity generation from renewable sources.** 2006.

UNFCCC - UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Kyoto Protocol.** 1997.

USEPA. **Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual.** Office of Water (4503F) – EPA 841-B-97-003. United States, 1997.

USEPA. **Managing Lakes and Reservoirs.** 3. ed. Office of Water – EPA 841-B-01-006. Washington, 2001.

VILLA, A.T. **Avaliação Ambiental de Qualidade da Água do Lago do Parque Barigüi: Potencial de Poluição Orgânica.** 200 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005

ZILL, D. G. **A first course in differential equations with modeling applications.** Tradução de: Cyro de Carvalho Patarra. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2003.