



SOBRE MODELAGEM DA DECOMPOSIÇÃO DE FITOMASSA EM MEIO AQUÁTICO E IMPACTOS NA QUALIDADE DE ÁGUA DE RESERVATÓRIOS

Daniel Villela Runkel de Sousa

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Oceânica, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Oceânica.

Orientador(es): Paulo Cesar Colonna Rosman

Claudio Cardoso Marinho

Rio de Janeiro
Novembro de 2018

SOBRE MODELAGEM DA DECOMPOSIÇÃO DE FITOMASSA EM MEIO AQUÁTICO
E IMPACTOS NA QUALIDADE DE ÁGUA DE RESERVATÓRIOS

Daniel Villela Runkel de Sousa

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA
DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA OCEÂNICA.

Examinada por:

Prof. Paulo Cesar Colonna Rosman, Ph.D.

Claudio Cardoso Marinho, D.Sc.

Prof. Marcos Nicolas Gallo, D.Sc.

Prof. Vinícius Fortes Farjalla, D.Sc.

Prof. André Luiz dos Santos Fonseca, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
NOVEMBRO DE 2018

Sousa, Daniel Villela Runkel de

Sobre Modelagem da Decomposição de Fitomassa em Meio Aquático e Impactos na Qualidade de Água de Reservatórios/Daniel Villela Runkel de Sousa. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2018.

XVIII, 154 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Paulo Cesar Colonna Rosman,

Claudio Cardoso Marinho.

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Oceânica, 2018.

Referências Bibliográficas: p. 142-154.

1. Decomposição aquática. 2. Modelagem Computacional.
3. Qualidade de Água de Reservatórios. I. Rosman, Paulo Cesar Colonna *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Oceânica. III. Título.

Dedicatória:

À minha avó, Luzinette, sempre uma luz de
força, amor e autenticidade.

Agradecimentos

Agradeço, primeiramente, aos meus orientadores, Paulo Cesar Colonna Rosman e Claudio Cardoso Marinho, pela paciência, dedicação e genuíno interesse.

À minha família, Alberto, Leila e Barbara, pelo apoio incondicional e amor irrestrito, sem os quais não existiria autor para esta tese.

Aos professores e colegas da Politécnica e da COPPE, em especial da Área de Engenharia Costeira: Profs. Geraldo Wilson Jr, Claudio Neves, Suzana Vinzon e Marcos Gallo, Rodrigo Peixoto, Mário Grüne, Rodrigo Amado, Maria de Lourdes, Monica Young, Fernando Roversi, Laura Aguilera, Anton Rosenhagen e tantos outros. Em especial, a Marise Cardoso, nossa mãe fora de casa, eterna habitante do coração de todo aluno e docente que tenha passado qualquer período na C-209.

Aos mestres de fora da academia: GM Paulo Albuquerque, Sensei Roberto Mendes, Chief Pavel Tsatsouline, Maestro Fabio Zonin, Capitão Alberto Gallazzi e Professor Jordan B Peterson. Gigantes de cujos ombros sempre se pode parar e olhar o infinito.

Por fim, à razão da minha reserva infinita de felicidade e disposição, minha melhor parceira, chef e amiga, minha esposa Raquel.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

SOBRE MODELAGEM DA DECOMPOSIÇÃO DE FITOMASSA EM MEIO AQUÁTICO E IMPACTOS NA QUALIDADE DE ÁGUA DE RESERVATÓRIOS

Daniel Villela Runkel de Sousa

Novembro/2018

Orientadores: Paulo Cesar Colonna Rosman

Claudio Cardoso Marinho

Programa: Engenharia Oceânica

Esta tese apresenta uma investigação sobre a modelagem computacional de decomposição aquática de matéria orgânica vegetal durante o enchimento de reservatórios e remansos de barramentos fluviais. Parte-se de estabelecer conceitos relacionados a tal fenômeno, buscando definições e parâmetros das principais correntes de estudo, em especial no que tange escalas temporais. Em seguida, propõe-se um modelo de qualidade de água baseado na variável carbono orgânico dissolvido (COD), além de compará-lo a um modelo validado, baseado na Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), através de simulação do enchimento da UHE Tibagi (PR). Por fim, opera-se experimentos laboratoriais com amostras da região simulada, para determinar fatores relevantes ao uso de dados de campo em modelagem computacional. Os resultados sustentam os novos modelos conceituais de decaimento múltiplo, sendo conclusiva a validade de maior integração das áreas de estudo da decomposição aquática de fitomassa.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Sciences (D.Sc.)

ON MODELLING OF PHYTOMASS DECOMPOSITION ON AQUATIC ENVIRONMENT AND IMPACTS ON RESERVOIR WATER QUALITY

Daniel Villela Runkel de Sousa

November/2018

Advisors: Paulo Cesar Colonna Rosman
Claudio Cardoso Marinho

Department: Oceanic Engineering

This thesis presents an investigation on computational modelling of aquatic decomposition of plant organic matter during the filling of fluvial reservoirs and dam's backwaters. It begins by establishing concepts related to the phenomena, searching for definitions and parameters from the main fields of research, especially regarding time scales. Next, it proposes a water Quality model based on the variable dissolved organic carbon (DOC), besides making a comparison to a validated model, based on the biochemical oxygen demand (BOD), through the simulation of the filling of Tibagi HPP (Paraná state, Brazil). At last, it operates laboratory experiments with samples of the simulated region, in order to determine relevant factors to the usage of filed data on computational Modelling. The results sustain the new conceptual models of multiple decay, leading to a conclude the validity of more integration between areas that study phytomass aquatic decomposition.

Sumário

1. Introdução Geral	1
1.1. Objetivos	4
1.2. Etapas de Pesquisa	4
2. Perspectivas de decomposição aquática de fitomassa para modelagem computacional	6
2.1. Introdução	6
2.1.1. Labilidade	8
2.1.2. Frações da Matéria Orgânica	9
2.1.3. Decomposição Aquática de Fitomassa	10
2.1.4. Perspectiva Ecológica.....	12
2.1.5. Perspectiva Sanitária-Ambiental	13
2.1.6. Modelos matemáticos de decomposição	15
2.1.7. Modelo de Decomposição para acoplamento com Modelo Hidrodinâmico	16
2.1.8. Teorema de amostragem de Nyquist	17
2.1.9. Motivação e Objetivos.....	19
2.2. Metodologia	20
2.3. Resultados das Taxas e Tempos Característicos	22
2.4. Resultados de Coleta e Seleção Bibliográfica	25
2.5. Discussão	29
2.5.1. T_{90} e o teorema de amostragem de Nyquist	31
2.5.2. Análise das Escalas Temporais.....	35
2.6. Conclusões e Recomendações	36
2.6.1. Recomendações.....	37
3. Nova metodologia para modelagem computacional de qualidade de água com decomposição de fitomassa.....	39
3.1. Introdução	39
3.1.1. Objetivos.....	41
3.2. Metodologia	41

3.2.1.	Modelagem Hidrodinâmica de Transporte de Constituintes e Contaminantes.....	42
3.2.2.	Modelos Tradicionais de Qualidade de Água (OD & DBO)	44
3.2.3.	Modelo Proposto de Qualidade de Água e Decomposição (OD & COD)	47
3.2.4.	Sugestão Metodológica para Modelagem da Decomposição de Fitomassa em Meio Aquático.....	54
3.2.5.	Idade da Água.....	56
3.2.6.	Modelo Digital do domínio da UHE Tibagi	58
3.2.7.	Simulação Hidrodinâmica do enchimento da UHE Tibagi.....	65
3.2.8.	Modelagem de Idade da Água do enchimento da UHE Tibagi.....	67
3.2.9.	Modelo de Detalhe de Regiões Críticas.....	68
3.2.10.	Parâmetros implementados de Qualidade de Água e Fitomassa....	68
3.3.	Resultados e Discussão.....	70
3.3.1.	Modelagem de Idade da Água e de Regiões Críticas	72
3.3.2.	Resultados do Modelo OD & DBO	78
3.3.3.	Taxas para o Modelo OD & COD	86
3.3.4.	Resultados do Modelo OD & COD.....	87
3.4.	Discussão	94
3.5.	Conclusões e Recomendações	97
4.	Experimentos de coleta e decomposição aquática de fitomassa.....	100
4.1.	Introdução	100
4.2.	Metodologia	103
4.2.1.	Caracterização da Área de Estudo	104
4.2.2.	Coletas	105
4.2.3.	Experimentos de Decomposição	109
4.2.4.	Decomposição particionada.....	110
4.2.5.	Decomposição Integral	114
4.3.	Resultados	117
4.3.1.	Análise de águas do arroio Pedra Branca.....	118

4.3.2.	Tanque de Decomposição Integral.....	120
4.3.3.	Mesocosmos de Decomposição Particionada.....	122
4.4.	Discussão	131
4.4.1.	Tanque de Decomposição Integral e Condições Anaeróbicas.....	132
4.4.2.	Efeitos das Partições de Fitomassa nos Experimentos de Decomposição	132
4.4.3.	Efeitos das Demais Partições.....	135
4.5.	Conclusões e Recomendações	136
5.	Conclusões e Recomendações	138
5.1.	Recomendações	139
6.	Referências Bibliográficas	142

Lista de Figuras

Figura 1 - Fluxograma temporal da decomposição aquática de matéria orgânica, pelas perspectivas ecológica e sanitária-ambiental.	14
Figura 2 - Exemplo de sinal senoidal , como os sinais de rádio originalmente abordados por H. Nyquist, com barras demonstrativas de amostras tomadas a intervalos fixos. O período do sinal é de 2π , aproximadamente 6.28, enquanto o período de amostragem é de 0.75 – logo, a razão entre frequências, ou o inverso da razão entre períodos de sinal e amostragens, é de aproximadamente 8.38.	18
Figura 3 - Exemplos de decaimento exponencial, a taxas características dos fenômenos de curto e médio prazo da decomposição aquática de fitomassa, incluindo a curva de decaimento correspondente à DBO, com valor típico.	24
Figura 4 - Sinais harmônicos individualmente plotados e seu somatório, ilustrando a mudança de forma pelo somatório linear das curvas.	32
Figura 5 – Demonstração gráfica de curvas exponenciais de decaimento, a taxas diversas, bem como do seu somatório.	32
Figura 6 - Desenho esquemático de elementos e cinética do ciclo de carbono em lago sob condições aeróbicas, considerando como fontes a vegetação aquática (macrófitas), terrestre, a atmosfera, o leito e a comunidade microbiana. Adaptado de: Fundamentos de Limnologia, 3ª edição, Chico Esteves, 2011, capítulo 11, página 195.	34
Figura 7 – Gráfico ilustrativo das formulações de Monod, Blackman e Bouldin para atividades biológicas dependentes de substratos ou concentrações limitantes. A linha contínua se refere a Blackman, a linha pontilhada a Boulin, a linha de traço e ponto a Monod.	46
Figura 8 - Esquema dos processos representados na dinâmica de OD e DBO. Autoria: Cynara Menezes. Fonte: Rosman et al., 2017).	48
Figura 9 - Esquema dos processos representados na dinâmica de OD, DBO e COD. Coautoria: Daniel Villela Runkel de Sousa e Paulo Cesar Collona Rosman.	49
Figura 10 - Fluxogramas da modelagem de OD & DBO, implementada no SisBaHiA® (esquerda), e da metodologia proposta, levando ao modelo de OD & COD (direita)...	55
Figura 11 - Isolinhas de cota do fundo, no domínio modelado da UHE Tibagi.	59
Figura 12 - Isolinhas de amplitude equivalente de rugosidade de fundo no domínio modelado da UHE Tibagi.	60
Figura 13 – Malha de elementos finitos composta para a simulação do enchimento da UHE Tibagi.	62
Figura 14 - Gráfico Cota-Área-Volume do domínio de modelagem da UHE Tibagi	63

Figura 15 – Fotografias e detalhe do mapa de isolinhas de cota de fundo do arroio Pedra Branca.....	64
Figura 16 – Hidrog impostos no modelo hidrodinâmico do enchimento da UHE Tibagi: círculos cheios são o somatório das vazões afluentes ao corpo d’água; a linha contínua é a vazão imposta à seção de montante do rio Tibagi e a linha pontilhada é a vazão efluente pelo vertedouro.....	65
Figura 17 – Série absorvida de elevação do nível d’água na seção da barragem da UHE Tibagi.	66
Figura 18 – Anemograma da série de ventos utilizada durante o enchimento da UHE Tibagi, originada da estação Ribeirão do Pinhal (PR).....	67
Figura 19 - Mapa de isolinhas de velocidade após 45 dias de enchimento da UHE Tibagi.....	71
Figura 20 – Curvas de elevação de nível d’água (linhas contínuas) e velocidade (linhas pontilhadas) em 5 pontos do domínio da UHE Tibagi, durante a simulação de seu enchimento: seção de montante do rio Tibagi (cruzes); ponto intermediário do domínio, em curva leste-norte (triângulos); ponto dentro do arroio Pedra Branca (círculos) e ponto na seção da barragem da UHE Tibagi (quadrados).	72
Figura 21 - Mapa de isolinhas de Idade da Água, em dias, após o enchimento da UHE Tibagi. A região mais crítica do enchimento, em termos de renovação, é o arroio Pedra Branca, assinalado no mapa.....	73
Figura 22 - Malha de elementos finitos e isolinhas de cotas do fundo do arroio Pedra Branca, região crítica durante o enchimento da UHE Tibagi.	74
Figura 23 - Mapa de isolinhas de velocidade, referente à região do arroio Pedra Branca, após 15 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.	75
Figura 24 - Mapa de isolinhas de velocidade, referente à região do arroio Pedra Branca, após 45 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.	76
Figura 25 - Mapa de isolinhas de coluna d’água após 45 dias de enchimento da UHE Tibagi, na região do arroio Pedra Branca.....	77
Figura 26 - Gráfico de elevação (linhas contínuas), em metros, e velocidades (linhas tracejadas), em metros por segundo, de três pontos do domínio do arroio Pedra Branca, durante a simulação de enchimento da UHE Tibagi: Baixo Remanso (círculos), Médio Remanso (triângulos) e Alto Remanso (cruzes).	78
Figura 27 - Condição inicial de OD na simulação alagamento de fitomassa no arroio Pedra Branca, durante enchimento da UHE Tibagi.....	79
Figura 28 - Condição inicial de DBO na simulação alagamento de fitomassa no arroio Pedra Branca, durante enchimento da UHE Tibagi.....	80

Figura 29 – Séries de concentrações de OD (sem símbolo) e DBO (círculos cheios), inseridas como condições de contorno à simulação do enchimento: bueiros (linhas contínuas) e vazões laterais nos pontos 1, 2 e 3 (linhas tracejadas).....	81
Figura 30 - Pontos e valores de estoque de fitomassa, distribuída pelos nós da malha, referente às fitotipologias de floresta ombrófila mista e pasto.	82
Figura 31 – Mapa de isolinhas de concentração de OD, após 3 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.	83
Figura 32 – Mapa de isolinhas de concentração de OD, ao fim dos 20 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.	84
Figura 33 - Mapa de isolinhas de concentração de DBO, após 3 dias (esquerda) e 20 dias (direita) de simulação do enchimento da UHE Tibagi.	85
Figura 34 – Concentrações de OD (linhas contínuas) e DBO (linhas tracejadas) durante simulação de enchimento da UHE Tibagi, nos pontos do domínio do arroio Pedra Branca: Alto Remanso (cruzes), Médio Remanso (triângulos) e Baixo Remanso (círculos).....	85
Figura 35 – Gráfico de concentrações de OD (linhas contínuas) e COD (linhas tracejadas) durante os 45 dias de enchimento da UHE Tibagi, nos três pontos do domínio do arroio Pedra Branca: Alto Remanso (cruzes), Médio Remanso (triângulos) e Baixo Remanso (círculos).	88
Figura 36 – Gráfico de concentrações de COD para três pontos do arroio Pedra Branca, durante três cenários de simulação de qualidade de água com alturas mínimas de coluna d’água distintas.	89
Figura 37 – Mapa de isolinhas de concentração para COD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 7 dias de enchimento da UHE Tibagi.	90
Figura 38 - Mapa de isolinhas de concentração para OD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 7 dias de enchimento da UHE Tibagi.	91
Figura 39 – Mapa de isolinhas de concentração para COD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 21 dias de enchimento da UHE Tibagi.	92
Figura 40 - Mapa de isolinhas de concentração para OD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 21 dias de enchimento da UHE Tibagi.	93
Figura 41 – Mapa de isolinhas de concentração para COD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 45 dias de enchimento da UHE Tibagi.	94
Figura 42 - Imagem de satélite da bacia do rio Tibagi, identificando em vermelho a linha de remanso projetada para a UHE Tibagi. O marcador verde indica a seção projetada da barragem, enquanto o marcador azul aponta o local de extração da fitomassa e coleta de água. (Fonte: Google Earth, 31/03/2017)	103

Figura 43 - Vegetação da bacia do rio Tibagi. [Esquerda: microbacia do arroio Pedra Branca, fotografada pelo autor. Direita: fotografia do Estudo de Impacto Ambiental da UHE Tibagi, identificada como Formação de Floresta ombrófila mista (SOMA, 2013)]	104
Figura 44 - Parcela vegetada, selecionada para remoção de fitomassa – um quadrante de 45 cm de lado. As dimensões da parcela foram escolhidas em função da logística de transporte e condicionamento do material coletado.	106
Figura 45 - Gráfico de distribuição da fitomassa, entre as partições, da parcela selecionada no arroio Pedra Branca.	107
Figura 46 - Extração da casca de árvore presente na parcela de vegetação selecionada no arroio Pedra Branca.	108
Figura 47 - Mesocosmos preparados, enriquecidos e inoculados. As colunas de tréplicas, da esquerda para a direita, respectivamente, contêm as seguintes frações: sem fitomassa (controle), serrapilheira, folhas, casca, galhos finos. Fotografia após 3 h do início do experimento.	110
Figura 48 - Frascos Falcon, de tampa azul, separados em par para cada tréplica, totalizando 30 frascos por coleta. Atrás, lado a lado, os frascos de vidro de 20 mL. .	112
Figura 49 - Fitomassa disposta no tanque, anterior ao enchimento e início do experimento.	114
Figura 50 - tanque de decomposição integral, durante o quarto dia de experimento, já com a sonda estacionária instalada.	116
Figura 51 - Trecho de coleta da variação diária no Arroio Pedra Branca.	118
Figura 52 - Evolução das concentrações de carbono dissolvido total (cinza), carbono inorgânico dissolvido (laranja) e COD (azul) nas amostras de água do arroio Pedra Branca, do dia 11 de março ao dia 12 de março de 2017.	119
Figura 53 - Temperatura registrada no tanque de Decomposição Integral, durante experimento com fitomassa de arroio Pedra Branca.	121
<i>Figura 54 – Concentrações de OD, registradas no tanque de Decomposição Integral, durante experimento com fitomassa de arroio Pedra Branca.</i>	<i>121</i>
Figura 55 - Condutividade elétrica, registrada no tanque de Decomposição Integral, durante experimento com fitomassa de arroio Pedra Branca.	122
Figura 56 - Concentrações de COD e carbono dissolvido total (CD) durante o experimento em tanque de decomposição integral.	122
Figura 57 - Registro fotográfico durante o 6º dia de decomposição particionada, em mesocosmos, da fitomassa do arroio Pedra Branca. Nos vidros encontram-se galhos	

(alto, esquerda), casca (alto, direita), serrapilheira (baixo, direita) e folhas (baixo, esquerda).	123
Figura 58 - Concentrações médias de COD, referentes às trélicas de controle e às partições de fitomassa (casca, folhas, serrapilheira e galhos finos), durante as primeiras 11 horas de decomposição particionada.	124
Figura 59 - Concentrações médias de COD, referentes às trélicas de controle e às partições de fitomassa (casca, folhas, serrapilheira e galhos finos), durante 12 dias de decomposição particionada.	125
Figura 60 - Temperaturas medianas nos mesocosmos de decomposição particionada, durante as primeiras 13 h de experimentação.	126
Figura 61 - Temperaturas medianas nos mesocosmos de decomposição particionada, durante 12 dias de experimentação.	127
Figura 62 - Concentrações medianas de OD nos mesocosmos de decomposição particionada, nas primeiras 13 h de experimentação.	128
Figura 63 - Concentrações medianas de OD nos mesocosmos de decomposição particionada, durante 12 dias de experimentação.	129
Figura 64 - Condutividade elétrica nos mesocosmos de decomposição particionada, durante as primeiras 13 h de experimentação.	130
Figura 65 - Condutividade elétrica nos mesocosmos de decomposição particionada, durante 12 dias de experimentação.	131
Figura 66 - Registro fotográfico, após o 6º dia de experimento de decomposição integral em tanque, do aspecto da água submetida à decomposição de fitomassa verde.	133

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Constante de decaimento, tempo para decaimento de 90% da matéria e critério de intervalo de amostragem de acordo com a teoria de Nyquist, para fases de curto e médio-prazo de decomposição aquática de fitomassa.	24
Tabela 2 - Resultados quantitativos das buscas por títulos de artigos de interesse, publicados de 2011 a 2016, entre Janeiro e Março de 2016.	25
Tabela 3 - Relação de títulos e publicação respectiva, selecionados para análise de escala temporal pelo teorema de amostragem de Nyquist.	26
Tabela 4 - Relação de títulos selecionados e intervalos de tempo característicos.	28
Tabela 5 - Variáveis disponíveis para modelagem pelo SisBaHiA® (adaptada de Rosman, 2017).	47
Tabela 6 – Processos e equações de desoxigenação por decaimento da fitomassa particulada, em termos de carbono orgânico particulado inicial (COP ₀).	52
Tabela 7 - Faixas de amplitude equivalente de rugosidade de fundo, referente a leituras de diferentes formas e composições (ROSMAN, 2017, adaptado de ABBOT & BASCO, 1982).	61
Tabela 8 - Parâmetros implementados no modelo de OD & COD para simulação dos efeitos do enchimento da UHE Tibagi na região do arroio Pedra Branca.	87
Tabela 9 - Informações de espécies e indivíduos amostrados nas Parcelas 06 e 07, no EIA da UHE Tibagi (SOMA, 2013). DAP – diâmetro à altura do peito; H – altura; FS – fitomassa seca.	105
Tabela 10 - Data e horário das coletas de água, no arroio Pedra Branca.	109
Tabela 11 - Massa seca de cada partição de fitomassa, para cada tréplica, bem como a média das cargas, considerando o volume de cada mesocosmo de 0.0027 m ³ , ou 2.7 l.	111
Tabela 12 - Listagem de data, horário e natureza das coletas operadas na experiência de decomposição particionada da fitomassa.	113
Tabela 13 - Massa e carga de cada partição de fitomassa, referente ao experimento de decomposição integral em tanque de volume igual a 292.5 l.	115
Tabela 14 - Valores de concentração (mg/L) para nutrientes nitrogenados e fosforados, relevantes para o experimento: individuais e medianos, coletados ao longo de 9 meses em 6 estações ao longo do rio Tibagi, pela Ecology S.A.; resultantes da adição de nutrientes nos experimentos do tanque de Decomposição Integral dos mesocosmos de Decomposição Particionada.	115

Tabela 15 – Valores medianos da concentração de COD (mg/L) nas trélicas de decomposição de cada partição da fitomassa, nas 10 coletas do experimento. Os valores encontrados nos mesocosmos de controle se referem à adição de solo e nutrientes, feita em todos os frascos..... 125

Lista de Símbolos e Siglas

Segundos.....	s
Minutos.....	min
Horas.....	h
Dias.....	d
Metros.....	m
Micrometros.....	μm
Metros quadrados.....	m^2
Litros.....	L
Mililitros.....	mL
Gramas.....	g
Metros por segundo.....	m/s
Miligramas por litro.....	mg/L
Graus Celcius.....	$^{\circ}\text{C}$
MicroSiemens por centímetro.....	$\mu\text{S/cm}$
Oxigênio dissolvido.....	OD
Demanda bioquímica de oxigênio.....	DBO
Carbono orgânico dissolvido.....	COD
Carbono orgânico particulado.....	COP
Gramas de carbono por metro quadrado.....	gC/m^2
Gramas de OD consumido por gramas de carbono decomposto.....	gOD/gC

1. Introdução Geral

A percepção de que os indivíduos podem representar a realidade por modelos, operá-los abstratamente e comunicar entre si suas descobertas e previsões é tão antiga quanto os escritos de Sócrates e Platão, sendo este último creditado como autor das primeiras análises filosóficas de tal conceito (CORNFORD, 2013). Para o método científico, cujo princípio de desenvolvimento se atribui ao seu discípulo Aristóteles, modelos são parte integral de todo esforço analítico e de experimentação (LLOYD, 2012). Recentemente, o pesquisador do MIT Josh Tenenbaum, do Departamento de Ciências Cognitivas e Cerebrais, apresentou uma lista de quatro elementos para a constituição de inteligência geral – humana e artificial – que Rosman et al. (2018) adaptou como objetivos do trabalho de modelagem:

“Entender e explicar o que observamos;
Imaginar como deve ser o que poderíamos observar, mas ainda não fizemos;
Resolver problemas e planejar ações;
Desenvolver novos modelos conforme entendemos melhor o que observamos.”

Os modelos conceituais, matemáticos e computacionais que se utilizam hoje podem auxiliar indivíduos a atingir tais objetivos, dada a participação ativa dos modeladores e desenvolvedores em avaliar e criticar o processo constantemente. Há, contudo, a necessidade de não confundir a representação com o representado, num fenômeno chamado de platonicidade: a crença de que os modelos retratam a realidade como ela é (TALEB, 2007). Em virtude de acometer aqueles mais próximos e familiares aos modelos em questão, novos avanços e interpretações que confrontem a platonicidade podem se originar de disciplinas paralelas ou convergentes, com foco nos mesmos problemas ou similares.

Cada área de conhecimento trata deste risco da forma como concebe conceitualmente seus fenômenos e escalas de interesse. Por exemplo, na Limnologia, tipicamente análises de águas doces incluem variação vertical da temperatura, pH e oxigênio dissolvido (OD), afinal a distribuição de comunidades e espécies se dará em função destas variáveis. Caso venham a operar modelos laboratoriais que representem, por exemplo, o consumo de nutrientes na coluna d'água, utilizarão mesocosmos pequenos, como garrafas de vidro, que limitem tais variáveis a um valor único para todo o volume. Com o tempo, relações e equações validadas nestes experimentos podem vir a ser

transpostas para corpos d'água naturais, de forma a desenvolver prognósticos, sem considerar a expansão das escalas e dos fatores intervenientes (VOGEL, 2015).

Num exemplo oriundo da Engenharia, modelos hidrodinâmicos computacionais de corpos d'água são baseados em equações não-lineares de transporte, oriundas das leis fundamentais de Newton e dos princípios de conservação de massa e energia (FOX et al., 2004). Suas variáveis fundamentais de alimentação são dimensões de profundidade, localização espacial, atrito de fundo, níveis d'água e vazão líquida. De posse de seus resultados, pode-se estimar o transporte e a cinética de constituintes passivos, como OD e matéria orgânica. Novamente, serão necessários modelos adequados para a cinética destas substâncias ser bem simulada, transpondo as relações obtidas em bancadas de laboratórios e canais de escoamento (*flumes*) para modelos de larga escala.

As duas áreas supracitadas são centrais na presente tese, pois dividem o interesse pelo fenômeno de decomposição aquática de matéria orgânica e seus efeitos para a qualidade do meio hídrico em corpos naturais. Em específico, tratar-se-á da matéria vegetal terrestre que vem a ser submersa durante a elevação de níveis d'água em barramentos, mais tipicamente de propósito hidrelétrico, porém não exclusivamente. A interação entre as áreas é antiga, visto que o gerenciamento de corpos d'água doce atende a necessidades humanas diversas e em larga escala.

Quanto à modelagem hidrodinâmica da decomposição aquática de fitomassa, entretanto, ainda há pontes a serem construídas entre tais disciplinas. Após insucessos famosos em relação a reservatórios hidrelétricos e qualidade de água, como o caso da AHE Balbina (ROSA et al., 2002), a exigência usual de órgãos ambientais foi de desflorestar para prevenir, principalmente por não haver modelos preditivos validados. Com o avanço da modelagem hidrodinâmica computacional e sua popularização, empreendimentos como a UHE Jirau (ROSMAN, 2012) foram requisitados a apresentar o prognóstico de impactos para cenários de remoção parcial e total da vegetação a ser submersa.

Investigações sobre modelos de decomposição da matéria vegetal em meio aquático evidenciam, há décadas, a necessidade de atualização por estarem baseados em equações idealizadas (THERIÉN et al., 1982; WEBSTER & BENFIELD, 1986; PEREIRA et al., 1994; ROSMAN, 2012). Ademais, os principais modelos não consideram fenômenos hidrodinâmicos, como elevação de nível d'água e alterações da concentração de OD por transporte fluvial ou reaeração. A hipótese principal é que este

seja um efeito colateral da especiação de duas formações dedicadas ao mesmo problema de qualidade de água em ecossistemas naturais – uma centrada em Engenharia Sanitária e outra, orientada para ciências biológicas, como Ecologia e Limnologia.

A modelagem hidrodinâmica ambiental de corpos d'água utiliza dados batimétricos, estudos de sedimentos do leito, meteorologia, hidrologia dos afluentes principais e regras de operação das estruturas de barramento (ROSMAN et al., 2017). Sem confiança nos dados de entrada, a qualidade da simulação e prognóstico de escoamento e transporte é questionável por conta da acumulação de incertezas. Estas incertezas se relacionam à precisão dos cenários operados – a margem de erro entre o resultado previsto e o escoamento real. Por se tratar de equações não-lineares, é difícil o cálculo e convenção de faixas aceitáveis para tais erros, que se acumulam desde as medições de campo iniciais até os parâmetros de convergência nos modelos computacionais.

No caso da modelagem de decomposição aquática de fitomassa, a alta complexidade dos processos envolvidos afeta tanto a precisão quanto a acurácia dos modelos tradicionais, nomeadamente os modelos potenciais e exponenciais de decaimento, como será visto no capítulo 2. O acoplamento destes modelos com a modelagem hidrodinâmica ambiental amplifica tal complexidade e requer uma nova proposta conceitual, que leve em conta as diferenças qualitativas e quantitativas entre partições da fitomassa, bem como os subprodutos e reações cinéticas relacionados com seus processos de decomposição.

1.1. Objetivos

- I. Apresentar as duas principais visões sobre o fenômeno de decomposição aquática da fitomassa – a Perspectiva Ecológica e a Perspectiva Sanitária-Ambiental;
- II. Identificar as escalas temporais relevantes do fenômeno de decomposição aquática de fitomassa, apontando parâmetros objetivos para sua modelagem matemática, como variáveis e taxas de decaimento;
- III. Propor metodologia de simulação hidrodinâmica ambiental que considere as escalas de interesse identificadas e racionalize recursos;
- IV. Desenvolver modelo de qualidade de água e decomposição da fitomassa em meio aquático, centrado na variável COD – Carbono Orgânico Dissolvido;
- V. Analisar coletas e ensaios que testem a sensibilidade dos processos de decomposição de fitomassa em meio aquático a características fitotipológicas e desenhos experimentais.

1.2. Etapas de Pesquisa

Para cumprir os objetivos traçados, esta tese foi desenvolvida na forma de etapas, compostas por artigos expandidos. Este formato é estruturado pela sequência da investigação proposta, iniciando por questões mais abstratas e avançando sobre a verificação e aplicação dos esquemas e modelos em casos de estudo mais definidos. Também se relaciona à futura divulgação dos resultados em publicações de escopo e alcance relevantes.

No capítulo 2, foi feito o levantamento bibliográfico das perspectivas conceituais sobre o fenômeno abordado e o aprofundamento acerca da questão de escalas temporais e velocidade das vias de decomposição. O Teorema de Nyquist foi expresso e detalhado como norteador da escolha de escala temporal dos dados, enquanto a literatura limnológica foi investigada na busca pelas escalas de interesse.

O capítulo 3 apresenta uma sugestão metodológica para modelagem computacional, com identificação de áreas críticas aos impactos da decomposição da fitomassa. Utiliza-se como estudo de caso a UHE do rio Tibagi (PR), onde cenários foram simulados através programa SisBaHiA[®], utilizando os módulos de Modelagem Hidrodinâmica,

Idade da Água e Qualidade de Água. Também foi detalhado um modelo inédito da cinética de decomposição de fitomassa em meio aquático, em torno das variáveis de OD e Carbono Orgânico Dissolvido (COD). Este modelo foi comparado com a modelagem da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a variável mais típica de acompanhamento para a qualidade de água impactada por matéria orgânica.

O capítulo 4, por fim, descreve a experimentação e análise de ensaios de decomposição integral e particionada, com vistas a identificar variáveis e processos relevantes para a um modelo conceitual integrador das áreas de conhecimento envolvidas – Limnologia e Engenharia Sanitária-Ambiental. As conclusões gerais e recomendações são discutidas no 5º e último capítulo.

2. Perspectivas de decomposição aquática de fitomassa para modelagem computacional

Resumo

Ferramentas computacionais de integração de conhecimento são cada vez mais utilizadas para prognósticos de impactos ambientais, como é o caso de modelos hidrodinâmicos ambientais para instalação e enchimento de reservatórios. A previsão dos efeitos de decomposição aquática da vegetação sobre qualidade de água, porém, carece ainda de tradução para tais modelos, principalmente por diferenças conceituais entre os limnólogos e ecólogos que a estudam e os modeladores, tipicamente da área de engenharia. Este capítulo tem por objetivo compreender e avaliar a capacidade das pesquisas ecológicas em prover dados sobre a decomposição da fitomassa em ecossistemas aquáticos para modelagem hidrodinâmica. Para atingir tal objetivo operou-se uma revisão bibliográfica em títulos recentes, publicados em revistas de alto impacto da área de limnologia e ecologia. A partir disto, estabeleceu-se critérios de comparação com a teoria de amostragem de Nyquist, para a avaliar a sensibilidade das pesquisas aos fenômenos da decomposição aquática de fitomassa. Observa-se que, baseado na amostra obtida, apenas pouco mais de um quarto da literatura captura os fenômenos de curto e médio-prazo da decomposição aquática de fitomassa. Conclui-se que a utilização de tempos equivalentes a 90% do decaimento, em substituição ao usual tempo de meia-vida, para representar os períodos de cada estágio da decomposição de matéria orgânica, mostra-se mais adequada na comparação e compatibilização dos dados e modelos entre as disciplinas em questão. Também é conclusivo que as escalas temporais de dados e experimentos oriundos de investigações limnológicas devem ser consideradas e avaliadas para seu uso em modelagens computacionais hidrodinâmicas.

2.1. Introdução

Iniciando a modelagem conceitual do problema de quantificação e simulação de efeitos de decomposição submersa da fitomassa durante enchimento de reservatórios, é adequado definir o objeto em questão. Morfologicamente, o prefixo grego “phytos” significa planta, vegetal, ao passo que “massa” faz compreender que se trata de uma medida gravimétrica, como toneladas por hectare ou quilo por metro quadrado (ROSMAN et al., 2017).

Porém, a palavra “fitomassa” é pouco usada para se referir ao material orgânico alóctone que chega a corpos d’água naturais, sendo mais comum o vocábulo “detritos” (no inglês, *litter*). Dos artigos selecionados, apenas um se refere ao termo “fitomassa”, enquanto os demais utilizam “detritos”. Este termo engloba não só a fração vegetal que adentra a água, mas também a serrapilheira, estrato superficial de solo com alta concentração de matéria orgânica em decomposição.

Nicoletti et al (2016), referenciados por autores desde as primeiras décadas do século XX, utilizam o termo “fuste” como análogo a “tronco”, traduzido ao inglês como *stem*. Poucos trabalhos aplicam esta nomenclatura, porém ela se refere a uma seção estruturalmente homogênea das árvores que constitui insumo primário para a indústria madeireira. Da mesma forma, esta seção é identificada por sua resistência a decomposição aquática, como no caso da AHE Balbina e seus paliteiros (Rosa et al, 2002). Assim, o termo “fuste” pode vir a ser usado tanto como “tronco” quanto como à parcela da fitomassa que espera ser mais resistente.

A título de esclarecimento, a busca pelo termo “fitomassa”, de forma isolada, em bases de dados de artigos científicos, costuma retornar majoritariamente pesquisas na área de engenharia agrônoma e florestal. O foco usual de tais estudos está na capacidade produtiva de diferentes culturas e dos efeitos de métodos e aditivos suplementares às mesmas. É raro, entretanto, que o termo fitomassa esteja associado a contextos como reservatórios, riachos, decomposição aquática ou fenômenos de alteração da qualidade de água.

Para alinhamento conceitual, consideram-se equivalentes as duas formas de referência à fitomassa, já que o fenômeno de decomposição submersa e o tratamento experimental tratados nos artigos lidos são os mesmos - comumente, o termo detrito pode se referir exclusivamente a serrapilheira, sendo o caso de muitos experimentos que fracionaram a fitomassa de uma parcela em estruturas funcionais, incluindo folhas, ramos, tronco e raízes (DE CUNHA SANTINO et al., 2013; LI, 2012). Esta questão experimental influencia bastante nos modelos conceituais de decomposição por parte de ecólogos e limnólogos, como se detalhará neste trabalho.

Dentre as variáveis identificadas, por autores e trabalhos de referência, como intervenientes no processo de decomposição aquática de fitomassa estão, em ordem decrescente de importância: (i) a qualidade bioquímica do detrito - proporção C:N:P, teor de água, quantidade de lignina, dentre outros; (ii) populações bacterianas e detritívoras; (iii) temperatura; (iv) profundidade e condições hidrodinâmicas do meio, como tempo de

residência, velocidade e turbulência (BIANCHINI JR, 2003). Por ser considerada a mais importante variável, a qualidade de cada parcela dos vegetais em decomposição é estudada em muitos artigos, sendo muitas vezes detalhada a natureza, concentração e decaimento de lignina, ácidos fenólicos e demais lixiviados para cada estrutura (IBRAHIMA et al., 2008; DAVIS et al., 2003).

De fato, cada fração funcional de vegetais possui sua própria proporção de água, nutrientes, substâncias protoplasmáticas e tecido conjuntivo. Isso condiz com seus papéis na manutenção da vida do vegetal, sendo mais comum que folhas e ramos verdes tenham mais água e substâncias lábeis, pois operam quase exclusivamente a fotossíntese, enquanto galhos, troncos e raízes dão sustentação à planta, sendo mais lenhosos, também chamadas de refratários. A labilidade se refere a uma maior biodegradabilidade e menores tempos de decomposição (ROSMAN et al., 2017; CHIBA et al., 2015; LI et al., 2014; MLADENOV et al., 2014). Como o próprio termo identifica, uma característica lenhosa – ou refratária – se refere a menos biodegradabilidade ou mais resistência à decomposição.

Frações mais lábeis liberam mais água, ácidos orgânicos, açúcares, ácidos fenólicos, minerais inorgânicos e amido (DAVIS et al., 2003). Partes mais lenhosas são compostas principalmente de fibras ligno-celulósicas, de 50% a 80% (BIANCHINI JR et al., 2014), o que leva a um tempo maior de decomposição, aérea ou aquática. Muitos artigos focam na separação entre frações lábeis e refratárias a partir do conteúdo de lignina de cada parcela. Quanto maior a concentração desta substância, mais prazo será necessário para a perda de massa (IBRAHIMA et al., 2008; FIORETTO et al., 2001; BERNHARD-REVERSAT & SCHWARTZ, 1997; TAYLOR et al. 1989).

2.1.1. Labilidade

O primeiro ponto de descompasso ocorre com os termos “lábil” e “refratário”. Autores de ecologia aquática e até de foco industrial os utilizam em contextos diferentes, ao passo que na área sanitária não há grande atenção a característica, em função da aparente homogeneidade bioquímica dos rejeitos estudados. Em suma, podemos convencionar que se trata de uma escala de tempo para degradação de determinada substância ou parcela de biomassa. Nessa definição, lábil é a qualidade do composto ou fração que rapidamente é degradada, enquanto refratária é aquela com longo prazo de degradação.

Entretanto, a escala de labilidade é ordinal, não bimodal, sendo possível encontrar diversos tempos de meia-vida na literatura, para todas as fases de decomposição. Por exemplo, na fase de oxidação/solubilização, que corresponde ao consumo de fitomassa mais lábil, os tempos encontrados pela literatura para decomposição de 50% da massa inicial (tempo de meia-vida) vão de 4 h até aproximadamente 70 h (PASSERINI et al., 2016), o que corresponde a mais de uma ordem de grandeza de diferença entre mínimo e máximo. A lixiviação de compostos particulados e dissolvidos também apresenta tempos semelhantes de ocorrência (DE CUNHA SANTINO et al., 2013). Esta fase inicial, em que ocorre tanto a liberação dos compostos mais solúveis quanto o consumo da fração mais lábil, é referida como fase de curto-prazo da decomposição da fitomassa.

No caso da fase de médio-prazo, em que ocorre a mineralização dos compostos dissolvidos, encontra-se relatos de tempos de meia-vida durando pouco mais de 38 d (DE CUNHA SANTINO et al., 2013) até aproximadamente 13 anos e 5 meses (BIANCHINI JR & DE CUNHA SANTINO, 2011). Essa faixa corresponde a uma amplitude de mais de duas ordens de grandeza. Há até mesmo relatos de estudos oceanográficos tendo encontrado substâncias orgânicas dissolvidas com séculos de idade, a grandes profundidades.

Tipicamente o material de menor labilidade, ou mais refratário, permanece em forma particulada por mais tempo, como troncos e raízes. Não há estudo que trate dos limites mínimo ou máximo para esta fase, aqui considerada de longo-prazo, porém é claro que os processos que se mantêm são de mineralização do material particulado e dissolvido restantes.

É possível, portanto, observar que há processos de oxidação de substâncias com maior ou menor labilidade, assim como processos de mineralização de dissolvidos e particulados, tanto lábeis quanto refratários. A escala de labilidade é, de fato, clara para substâncias individuais, mas um tanto complexa para fitomassa e partes funcionais de plantas. Não há dúvidas, como se verá a seguir, que marcadores como percentual de lignina indicam menor labilidade, assim como maior retenção de água em tecidos resulta em maior labilidade.

2.1.2. Frações da Matéria Orgânica

Já foi citado que a dimensão espacial ou geométrica dos compostos constituintes da fitomassa tende a confundir ao primeiro contato. É possível intuir que o material particulado deverá ter natureza mais refratária, enquanto os materiais dissolvidos se

decomporão mais rapidamente, principalmente pela influência da experiência pessoal: sabendo que folhas representam a fração mais lábil de plantas, regularmente usadas para produzir chás e infusões, enquanto troncos são mais refratários, podendo resistir até mesmo anos abaixo da superfície em lagos e rios, ficaria simples associar dissolvidos a maior labilidade e particulados a menor.

De acordo com Suhett et al. (2006), um modelo geral de labilidade inversamente proporcional ao peso molecular, que corrobora com a intuição anteriormente explanada, foi apresentado por Saunders (1976). Este modelo foi questionado na década de 90 por estudos que revelaram tendências médias de moléculas maiores a serem mais recentes, enquanto moléculas menores teriam resistido por mais tempo à degradação (TRANVIK, 1990; AMON & BENNER, 1996). Os autores destacam ainda a teoria do contínuo tamanho-reatividade (*size-reactivity continuum*), que sugere que tanto o tamanho molecular quanto a reatividade da substância irão influir na sua decomposição e idade, sendo possível que as menores moléculas sejam justamente as mais refratárias (BENNER & AMON, 2015).

Além de notar que tamanho e labilidade não são diretamente relacionadas, deve-se considerar que o espectro de taxas de decaimento para lixiviados é amplo. Considerando a natureza passiva e dissolvida destes compostos, sob a perspectiva da hidrodinâmica ambiental, sua decomposição se eleva a um problema de cinética e transporte: é preciso saber onde a substância estará, na mesma medida de como ela será consumida e o que será afetado nesse processo.

2.1.3. Decomposição Aquática de Fitomassa

É possível observar duas perspectivas conceituais distintas sobre a decomposição aquática de matéria orgânica vegetal: a ecológica - que considera a lógica de recursos como a questão de primeira importância – e a sanitária-ambiental, que toma por base conceitos mais reducionistas e inquisições objetivas. Enquanto a ecológica tende a abarcar muitas variáveis e efeitos para melhor descrever o processo de decomposição em termos ecológicos, a sanitária-ambiental foca na mensuração de impactos e aplicação de relações mecanicistas, para obter respostas mais diretas de causa-consequência. Como explica Stephen Vogel (2015), estas são posturas decorrentes, respectivamente, da observação darwiniana dos fenômenos – focada em complexidade e especificidade – e da observação newtoniana, de natureza dedutiva.

As transformações físicas, químicas e biológicas da matéria orgânica em meio aquoso são diferenciadas e categorizadas por cinco termos principais. São eles: oxidação, lixiviação, solubilização, mineralização e imobilização. Outros processos, como fragmentação, condicionamento e desmonte (do inglês, *breakdown*) são empregados com mais ênfase a certas estruturas, como folhas, cuja alta biodegradabilidade atrai muitos microrganismos, ao mesmo tempo que sua estrutura mais frágil e leve sofre abrasão de sedimentos e correntes hidrodinâmicas (GIMENES et al., 2012).

Oxidação é o nome dado a toda reação na qual uma substância ou espécie perde elétrons (RUSSEL, 1994). Para os processos de decomposição vegetal aquática, este nome costuma se referir à formação de substâncias inorgânicas a partir de qualquer fração da matéria orgânica: particulada ou dissolvida, lábil ou refratária. Estas reações podem incluir a nitrificação, a foto-oxidação ou mesmo a respiração heterotrófica (CREMONA et al., 2014). Tipicamente, porém, o termo é mais utilizado para referir-se à oxidação dos compostos lábeis (DE CUNHA SANTINO & BIANCHINI JR, 2014) ou à foto-oxidação dos compostos dissolvidos (CAZELLES et al., 1991).

Lixiviação é a liberação de constituintes solúveis, que se inicia logo que a matéria vegetal é alagada e subsiste além do curto-prazo, responsável por muita da perda inicial de massa (GIMENES et al 2012, ABELHO, 2001; GESSNER et al., 1999). Além do processo hidrodinâmico de difusão como causa para sua ocorrência, processos bioquímicos também influenciam na lixiviação, sendo influenciados pela quantidade de nutrientes N e P (LI et al., 2012). Sua duração pode variar de algumas horas até aproximadamente uma semana e ser responsável, em folhas, por perdas de 10 a 30% de massa neste período (LI et al., 2012; MLADENOV et al., 2007).

O termo *solubilização* é normalmente utilizado como sinônimo de lixiviação, ainda que de forma genérica e não se restringindo ao prazo mencionado anteriormente (BITTAR et al., 2002; LI et al., 2012). Em alguns artigos, o termo se refere especificamente a algumas substâncias, como a lignina (DE CUNHA SANTINO et al., 2008).

Os termos *mineralização* e *imobilização* são antônimos, ou seja, representam sentidos opostos do mesmo processo. A primeira significa a liberação de formas inorgânicas de elementos durante o catabolismo de um recurso orgânico, enquanto a segunda é justamente a incorporação ou manutenção de elementos inorgânicos em uma forma orgânica (BITTAR & BIANCHINI JR, 2002). Poucos autores tratam da fase de imobilização durante a decomposição vegetal aquática, visto que nela a mineralização

prevalece, sendo comum que apenas se trate da mineralização líquida (diferença entre mineralização e imobilização), sem qualificá-la assim.

2.1.4. *Perspectiva Ecológica*

A perspectiva ecológica será descrita por duas dimensões: a primeira, espacial, divide a matéria orgânica em particulada e dissolvida; a segunda, biológica-temporal, separa as substâncias em lábeis ou refratárias, em referência ao recurso de tempo demandado para que os processos bioquímicos decomponham as mesmas. Há, portanto, quatro frações identificáveis da matéria orgânica: particulada lábil, dissolvida lábil, dissolvida refratária e particulada refratária.

A fração particulada pode ser chamada de MOP ou COP, em referência à parte carbônica. Sua matéria lábil é consumida em curtíssimo prazo, em simultaneidade à solubilização de compostos protoplasmáticos e aquosos, que formarão a fração dissolvida. O que resta da fração particulada pode demorar anos ou até décadas para ser decomposta, como um tronco de idade avançada (BORN et al., 1973). A médio prazo, a fração particulada solúvel perde massa por lixiviação, que aumenta a concentração do MOD ou COD, a parte dissolvida da fitomassa em decomposição.

Como o nome já identifica, o tamanho das substâncias que compõem o COD é diminuto, normalmente menor que a escala de bactérias, o que costuma significar abaixo de 0.45 μm (BISUTTI, HILKE & RAESSLER, 2004). A difusão das substâncias solúveis e a lixiviação aumentará esta fração a médio-prazo, enquanto os microrganismos e a foto-oxidação irão consumi-la a curto, médio e longo-prazo. É possível, porém, que certas substâncias dissolvidas jamais se decomponham, como atestam estudos marinhos em grandes profundidades com COD de centenas a milhares de anos de idade (BEAUPRE & DRUFFEL, 2009).

Substâncias mais lábeis tendem a ser oxidadas a gás carbônico e água, porém a qualquer etapa o processo de consumo e respiração microbiana fará o mesmo se encontrar substrato favorável. Esta oxidação, bem como a mineralização de compostos carbônicos – que gera substâncias inorgânicas dissolvidas e menos reativas – consumirão OD na água, enquanto o metabolismo microbiano irá requisitar ainda nutrientes da coluna d'água (BROTHERS et al., 2014; CORREA-GONZÁLES et al., 2014).

Vale notar que na presença de OD, a decomposição é denominada aeróbica, tanto no aspecto químico quanto bacteriano. Na sua ausência, como a profundidades sem luz ou altas concentrações de sedimentos suspensos, ocorre decomposição anaeróbica, mais lenta e que utiliza outros aceptores de elétrons, como nitrito, ferro, manganês e sulfato (FROELICH et al., 1979; FRAUSUM et al., 2010). Esta pesquisa foca exclusivamente na decomposição aeróbica, em função da manutenção da disponibilidade de OD ser a pretensão de estudos e intervenções acerca da qualidade de água. A decomposição anaeróbica levaria em conta outros aceptores de elétrons, escalas temporais distintas e condições hidrodinâmicas mais restritivas.

Em resumo, a decomposição aquática de matéria orgânica pela perspectiva ecológica envolve (i) uma fase de curto-prazo, onde ocorre a difusão de substâncias solúveis e a oxidação de compostos lábeis (particulados e dissolvidos), (ii) uma fase de médio-prazo, com a contínua lixiviação de substâncias, formação de COD e progressão de sua mineralização, e (iii) uma fase de longo-prazo, que envolve a mineralização dos compostos dissolvidos e particulados restantes (DE CUNHA SANTINO et al., 2013).

2.1.5. *Perspectiva Sanitária-Ambiental*

Pelo ponto de vista da engenharia sanitária e ambiental, a fitomassa representa apenas mais uma fonte de poluição aquática, inicialmente pontual e de intensidade variável no tempo e espaço. O principal fenômeno de interesse, nesta visão, é o consumo de OD e a cinética de nutrientes, que podem vir a provocar desequilíbrio ecológico, perda de qualidade de água e aumento de produção primária, processo denominado como eutrofização. Tanto a intensidade e o momento quanto o local deste impacto são de elevado interesse, logo os modelos que seguem tal perspectiva consideram equações hidráulicas ou hidrodinâmicas de transporte, além de princípios clássicos usados em mecânica dos fluidos, como de continuidade e conservação de massa.

Ao invés de analisar o processo de decomposição da fitomassa por suas etapas e produtos, esta perspectiva insere seus impactos dentro de ciclos de oxigênio, carbono e nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Em sistemas de modelagem como o SisBaHiA®, converte-se a densidade superficial de carbono lábil em DBO (carbonácea) por uma relação estequiométrica de consumo de OD por molécula de carbono orgânico mineralizado. A variável DBO pode ser transportada passivamente e, ao longo do tempo, é consumida em conjunto com OD e nutrientes.

As duas perspectivas supracitadas encontram-se resumidas na Figura 1, sendo o eixo vertical a representação da variável temporal, com o instante inicial na seção de topo dos fluxogramas. As células em azul representam variáveis de entrada; células em laranja são subprodutos de transformações, enquanto células brancas representam OD, a variável independente que parametriza a qualidade de água. Como já mencionado, diversos outros ciclos ecológicos estão interligados na decomposição de matéria orgânica, sendo que o propósito da figura é apenas ilustrar, sem rigor de escala ou completude, a distinção conceitual das perspectivas limnológica e sanitária-ambiental do referido fenômeno.

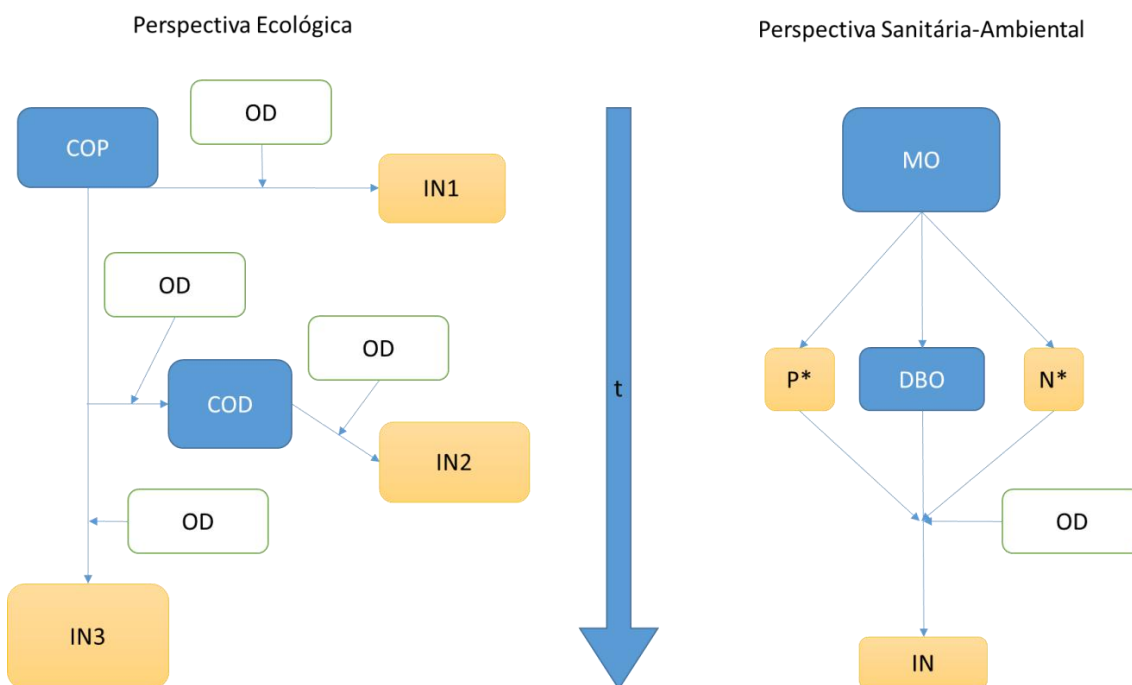


Figura 1 - Fluxograma temporal da decomposição aquática de matéria orgânica, pelas perspectivas ecológica e sanitária-ambiental.

2.1.6. Modelos matemáticos de decomposição

Em 1949, Jenny et al. detalharam um modelo matemático de decomposição exponencial para acúmulo terrestre de detritos florestais. Enquanto a desfolhação e senescência de árvores e suas partes crescem o solo superficial, o intemperismo e o metabolismo bacteriano, fúngico e detritívoro reduz a quantidade de material disponível. A equação de consumo apresentada por eles calcula a matéria vegetal restante sobre o solo $C(t)$, em função da matéria inicial C_0 , e do tempo t , sendo calibrada por uma taxa constante de velocidade, denominada k , de dimensão T^{-1} :

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad (1)$$

Esta fórmula, também conhecida como Modelo Exponencial Simples (*Single Exponential Model*), foi inicialmente pensada para a escala de meses/anos, deixando implícitos na constante k os efeitos da diversidade de detritos, intempéries, ação animal e microbiana. A variante mais utilizada deste modelo leva em conta dois estoques exponencial diferentes, para fração lábil, C_{LS} , e para fração refratária, C_R , conhecido como Modelo Exponencial Duplo (*Double Exponential Model*):

$$\begin{aligned} C_0 &= C_{LS} + C_R \\ C(t) &= C_{LS} \cdot e^{-k_{LS} \cdot t} + C_R \cdot e^{-k_R \cdot t} \end{aligned} \quad (2)$$

A principal vantagem da formulação acima está em poder diferenciar os dois principais decaimentos envolvidos na decomposição aquática de matéria orgânica. Nota-se que Mladenov (2007), a partir da descrição de Qualls e Haines (1992), implementa tal fórmula apenas a uma fração específica, como COD, concluindo que é a melhor forma de descrever a sazonalidade dos compostos orgânicos dissolvidos em ocorrência natural. Bianchini et al (2008) também citam outros trabalhos conclusivos na capacidade do modelo duplo de representar a heterogeneidade dos detritos e sua decomposição.

Ambas as formulações, simples ou dupla, apresentam grande praticidade de implementação, pois contam, essencialmente, com uma variável independente - o tempo - e uma ou mais variáveis dependentes - a(s) taxa(s) temporal(is) k de decaimento. Esta forma matemática facilita a análise de dados e desenhos experimentais. A formulação dupla, além disso, conta com a possibilidade de representação de estoques de matéria orgânica a serem decompostos a taxas

diferentes, uma primeira aproximação do modelo matemático para a realidade complexa dos processos e da matéria vegetal a decompor.

Por outro lado, Webster e Benfield (1986) apontam que modelos exponenciais negativos, como os supracitados, são muito criticados por duas razões. A primeira é que há equações matemáticas por vezes mais precisas. A segunda é o fato de diversas variáveis de influência direta serem excluídas, como a temperatura, a saturação de OD, o pH, a salinidade, a turbulência local, o nível de ocupação bacteriana e fúngica, por exemplo. Para uma análise mais detalhada destes e outros modelos matemáticos aplicados à decomposição, Wider & Lang (1982) aprofundam a questão sob o aspecto estatístico de análise de variância e regressão linear.

2.1.7. Modelo de Decomposição para acoplamento com Modelo Hidrodinâmico

A alteração mais recente no modelo exponencial simples vem sendo implementada no SisBaHiA®, buscando atender a necessidade de ajuste e calibração dos módulos de qualidade de água e eutrofização, aplicados ao enchimento do reservatório de Jirau, no rio Madeira, aos dados obtidos de campo (ROSMAN et al., 2012). Dentre os problemas encontrados no acoplamento destes modelos, dois são ressaltados: em primeiro lugar, a taxa de decaimento não considera a velocidade de elevação do nível d'água; em segundo lugar, os modelos de qualidade de água utilizam a variável DBO, cuja taxa de consumo de oxigênio não representa bem a complexidade da fitomassa em decomposição.

O primeiro problema se relaciona com uma especificidade do bioma amazônico: com um ciclo hidrológico de cheias anuais, a vegetação ribeirinha pode passar meses alagada, sendo adaptada para ter parte de sua estrutura submersa. O modelo, porém, tenderia a considerar integralmente a fitomassa carbônica como disponível, assim que os cálculos levassem à atribuição de nível d'água local maior do que zero. Com efeito, os dados fornecidos pela empresa ESBR S.A., colhidos durante o enchimento de Jirau, demonstram que o aumento da matéria orgânica no corpo d'água não corresponderia à disponibilidade instantânea sugerida pelo modelo exponencial negativo, simples ou duplo (ROSMAN et al, R12).

O segundo problema se origina na consideração prévia do modelo de qualidade de água: a matéria orgânica costuma, na literatura ambiental e sanitária, ser representada pela DBO, uma medida do consumo de oxigênio esperado para decomposição num período de 5 dias. Por ser amplamente utilizada na classificação de esgotos e corpos

d'água poluídos, sabe-se que os valores desta variável ficam entre 0.01 e 1.5 d^{-1} (BOWIE et al., 1985), sendo mais usado 0.2 d^{-1} (ROSMAN et al., 2017). Entretanto, tais valores não apresentaram bons resultados nos modelos do enchimento de Jirau, levando muito rapidamente à anoxia das regiões com pontos de alagamento da fitomassa.

Em virtude destas questões, optou-se por ponderar a velocidade de solubilização e decaimento do COD, nele representado como DBO, a partir de dois coeficientes lineares: a proporção local da altura de coluna d'água e o nível local de saturação de OD, ajustado à temperatura, salinidade e altitude.

Enquanto o nível de saturação de OD é determinado por formulação empírica, largamente aceita na literatura (ROSMAN et al., 2017), o coeficiente de proporção de altura de coluna d'água tem como referência um valor mínimo local, afirmado pelo usuário/modelador. O primeiro coeficiente permite prevenir a falta de similitude do modelo exponencial simples, que, por representar também processos microbianos de quebra da matéria orgânica, não leva em conta seu arrefecimento em caso de queda da concentração de OD. Também permite melhor calibração entre a decomposição simulada de fitomassa e o modelo de decomposição da DBO.

O segundo, por sua vez, permite atrasar o processo de lixiviação, que varia bastante entre detritos e que, a depender da fitotipologia, não se inicia da mesma forma. Um claro exemplo é a representação de decomposição de arbustos e árvores: os primeiros podem ser cobertos por pouco mais de um metro de elevação, enquanto as últimas, especialmente em áreas ribeirinhas da Amazônia, podem estar habituadas a meses de alagamento intermitente e seguem vivas por um longo tempo. Dessa forma, ainda que não haja como precisar um valor de completa verossimilhança do modelo com o protótipo, pode permitir a calibração para fins de estudo e gestão.

2.1.8. Teorema de amostragem de Nyquist

Originalmente desenvolvido com foco em sinais senoidais, componentes de radiofrequências, este teorema foi proposto em 1928 por H. Nyquist, dentre outros conceitos inovadores, no artigo "*Certain topics in telegraph transmission theory*". Seu propósito foi de demonstrar a capacidade de se determinar que frequências seriam representadas caso se recriasse um sinal a partir de amostras discretas, coletadas aleatoriamente em intervalos constantes (Figura 2). Decorre então, a partir do teorema,

que apenas frequências iguais ou menores à metade da frequência de amostragem seriam capturadas e representadas.

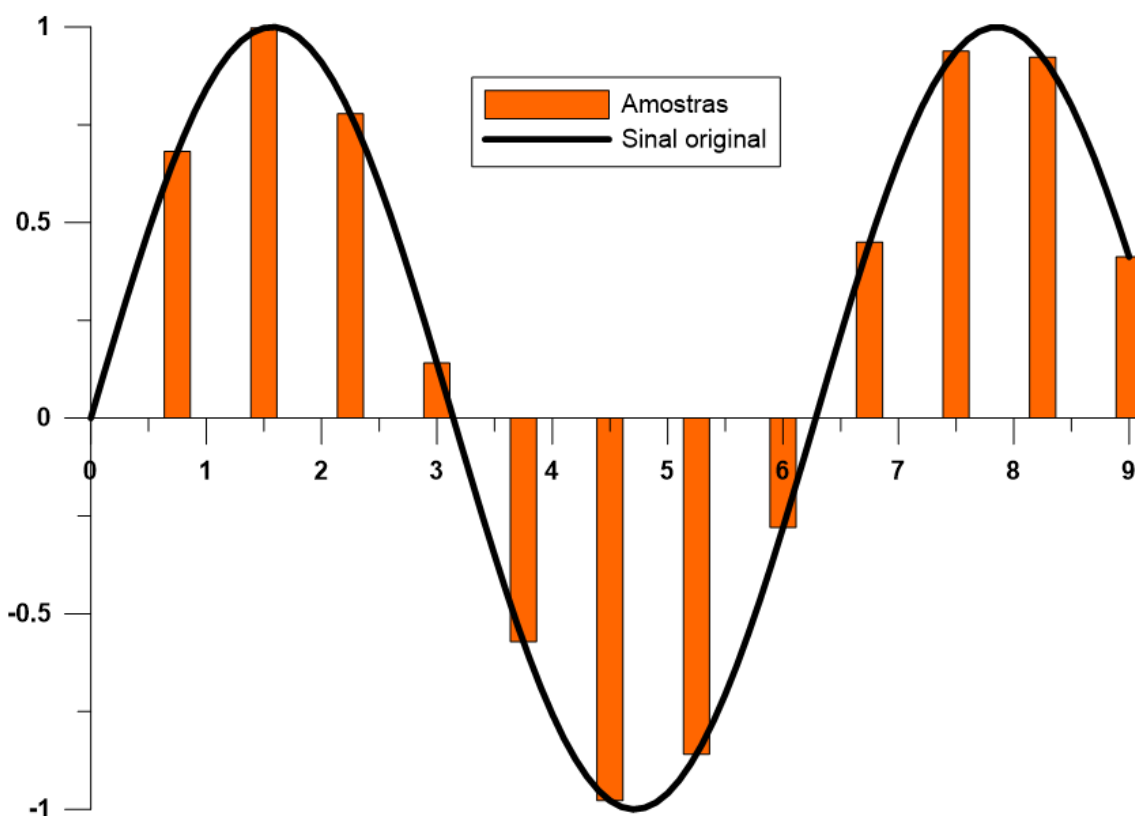


Figura 2 - Exemplo de sinal senoidal, como os sinais de rádio originalmente abordados por H. Nyquist, com barras demonstrativas de amostras tomadas a intervalos fixos. O período do sinal é de 2π , aproximadamente 6.28, enquanto o período de amostragem é de 0.75 – logo, a razão entre frequências, ou o inverso da razão entre períodos de sinal e amostragens, é de aproximadamente 8.38.

Baseado nessa teoria e ratificado por Pecly (2008), o teorema pode ser estendido para captura, também, de elementos dos fenômenos originais. Caso seja operado inversamente, ou seja, conhecendo-se antes a frequência do sinal (como é o caso de marés, ondas e cinéticas de substâncias), pode-se optar por intervalos de amostragem que capturem os fenômenos de interesse (intervalos menores que o inverso do dobro da frequência), seus máximos e mínimos (intervalos menores que o inverso do quádruplo da frequência) e até sua forma (intervalos menores que o inverso do óctuplo da frequência).

Para exemplificar no caso de fenômenos que ocorrem durante a decomposição da fitomassa, pode-se recorrer ao exemplo da fotossíntese: sabe-se que este processo se estende, nominalmente, pelo período de 12 h do dia médio, considerando regiões de baixa latitude, entre nascer e pôr-do-sol. Caso sejam feitas medições de OD, durante

este período, é possível obter tanto mais informações sobre a influência da fotossíntese neste parâmetro quanto menores forem os intervalos entre as medições.

Sendo o intervalo entre medições maior do que 6 h, não será possível capturar o efeito da fotossíntese, pois tais intervalos vão permitir um máximo de duas medidas, sendo somente possível estabelecer uma relação linear, que se sabe não representar corretamente o fenômeno. Se o intervalo estiver próximo de 3 h, haverá de fato captura do fenômeno, com até quatro valores para regressão de uma função quadrática, passando a permitir determinar os instantes de maior produtividade primária. Mesmo assim, tal função será uma idealização, já que apenas com intervalos menores de 1h30 – por vezes, logisticamente inviável – seria confortável estimar a forma da curva de OD por uma curva polinomial.

Ainda que se trate de sinais exponenciais e logarítmicos na maior parte dos casos em disciplinas naturais, como biologia e bioquímica, os modelos computacionais tendem a transformá-los em formulações polinomiais, por facilitação de cálculo e ajuste. Assim, entender que a grade de intervalos entre amostras influi na qualidade do uso de dados – e produção de resultados – permite ao modelador discernir melhor as incertezas associadas a simulações complexas, como é o caso da decomposição de matéria orgânica e do enchimento de reservatórios.

É fortuita a citação de Bianchini Jr et al. (2003), que trata de modelos matemáticos da decomposição aquática de macrófitas:

Nesse particular, têm-se verificado que os processos cinéticos de primeira ordem são adequados para representar o decaimento específico de cada composto/elemento químico ou elemento estrutural do detrito (MINDERMAN, 1968). Desse modo, conforme proposto por Lousier e Parkinson (1976) e Jenkinson (1977), a decomposição não deve ser representada por uma simples função exponencial, mas por uma forma correspondente ao somatório de diversas funções exponenciais. Assim, devido à heterogeneidade estrutural das macrófitas aquáticas, para cada elemento de interesse e/ou tipo de estrutura (folhas, pecíolos, raízes etc.), as equações de velocidade devem ser estruturadas para a representação dos diferentes mecanismos envolvidos na decomposição.

2.1.9. Motivação e Objetivos

Tendo-se iniciado a pesquisa sobre a relação de decomposição aquática de matéria orgânica e qualidade de água em reservatórios, durante o período de enchimento, pela modelagem feita a partir da perspectiva sanitária-ambiental, faz parte das motivações a

expansão do conhecimento, buscando integrar aquele que advém da perspectiva ecológica. Especificamente nesta etapa, que corresponde à maior parte da revisão bibliográfica desta tese de doutoramento, a principal meta é atingir compreensão sobre os conceitos que afastam tais perspectivas e seu mútuo beneficiamento.

Os objetivos deste trabalho, portanto, serão:

Geral: Determinar tempos característicos para os fenômenos de curto e médio-prazo da decomposição aquática de fitomassa.

Específicos: Avaliar publicações relevantes de acordo com tais tempos característicos e sua utilidade para descrição dos fenômenos que compõem a decomposição aquática de fitomassa.

2.2. Metodologia

Para atingir os objetivos de aprofundamento conceitual e aproximação de metodologias, é necessário expandir o escopo da literatura e detalhar, por ambas as visões, os processos pelo qual a decomposição aquática de fitomassa ocorre. Desta revisão, buscou-se entender onde divergiam as perspectivas, assim como encontrar referências sólidas sobre a extensão dos períodos de cada fase de decomposição. Com tais períodos, mais adiante, pode-se analisar os artigos mais recentes sobre uma variável comum às duas abordagens: ecológica/darwiniana e sanitária-ambiental/newtoniana, de acordo com a visão de Vogel (2015).

O trabalho de revisão se iniciou pela escolha de revistas internacionais e influentes, relacionadas aos temas de ecologia aquática, limnologia, estudos de ciclos de nutrientes e decomposição de matéria orgânica. As revistas selecionadas foram escolhidas pela notoriedade, fator de impacto e classificação CAPES/Qualis¹. São elas:

- Ecological Modelling (International Journal on Ecological Modelling and Systems Ecology);

¹ Acesso em 30/06/2016, em:

<https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/veiculoPublicacaoQualis/listaConsultaGeralPeriodicos.jsf>

- Limnology and Oceanography (International Journal of the Association for the Sciences of Limnology and Oceanography - ASLO)
- Ecological Engineering (The Journal of Ecosystem Restoration)

Nos campos de busca dos respectivos sítios eletrônicos, foram utilizados verbetes e palavras-chaves que mais se identificavam com as investigações relevantes já lidas. Cada termo foi usado em separado, eliminando-se depois os resultados em duplicidade. Os artigos foram limitados aos anos de 2011 a 2016, visto que o tema de decomposição de fitomassa durante enchimento de reservatório tornou-se mais relevante com o estudo das usinas amazônicas de Santo Antônio e Jirau (DE SOUSA, 2013). As palavras de busca foram:

- Oxygen Consumption
- Oxygen Uptake
- Carbon Mineralization
- Leaching
- Labile

Os dois primeiros termos, respectivamente “consumo de oxigênio” e “absorção de oxigênio”, são referentes à principal consequência de curto prazo da decomposição de fitomassa, devido à oxidação de compostos lábeis e atividade metabólica incrementada. O termo de “mineralização de carbono” se refere ao processo de conversão da matéria carbônica à forma inorgânica por processos biológicos, uma das fases da decomposição. O termo “leaching” se refere à fase de solubilização de compostos após a submersão e o termo “labile” faz menção à qualidade de biodegradabilidade da fitomassa que é mais rapidamente processada.

Após a revisão dos resultados, com descarte daqueles sem relevância em função de título e palavras-chave, passou-se à etapa de leitura de resumos, totalizando 168 trabalhos. Esta permitiu outra redução, seguida da leitura completa dos artigos restantes e definitiva depuração, com uma amostra final de 33 títulos.

A principal característica de escolha dos artigos foi a natureza aplicada dos trabalhos: alguns relatavam coleta de dados de campo ou experimentos laboratoriais; outros operavam simulação computacional de fenômenos de interesse, outros contavam com

ambos. Tais coletas e modelagens revelam resoluções temporais as quais, baseado no teorema de amostragem de Nyquist (1928), dão maior ou menor percepção dos processos, seus máximos e mínimos e sua forma. Assim, atribuiu-se a cada artigo o intervalo de tempo entre suas coletas ou resultados de modelagem, a fim de comparar com o teorema mencionado, que é regularmente observado na área de modelagem hidrodinâmica.

Tal teorema, porém, se relaciona com processos observados. Portanto, foi preciso buscar, na literatura balizada, por qual período ocorre cada fase do processo de decomposição aquática da fitomassa. Utilizando os critérios de tempo de meia vida (T_{50}) e de 90% de decomposição (T_{90}), elegeu-se o critério de amostragem para cada fase, plotando-se assim a resolução temporal de cada artigo em comparação com tais critérios. Os resultados são descritos na seção a seguir.

2.3. Resultados das Taxas e Tempos Característicos

Considerando a decomposição aquática da fitomassa pela perspectiva limnológica, há três fases distintas em prazo e intensidade. Uma fase de curto-prazo, que pode ser chamada de oxidação/solubilização; outra fase, de médio-prazo, que pode ser definida como lixiviação/mineralização, e finalmente a mineralização de refratários, fase final de longo-prazo, às vezes indeterminado.

A determinação da extensão temporal de cada fase depende de um conceito claro de fim do processo. Muitos estudos se baseiam em períodos fixos de análise, sem considerar se os mesmos permitem uma janela suficiente de observação do fenômeno em questão, seus máximos e mínimos ou pontos de inflexão (ROSMAN et al., 2018; PECLY, 2008). No caso da decomposição aquática de fitomassa, não há padronização de tais períodos, apenas a determinação da constante exponencial de decaimento temporal (k) e do tempo de meia-vida associada à mesma, através da seguinte fórmula, expressa na Equação 3. O tempo de meia-vida, ou T_{50} , indica o período para consumo da primeira metade da massa inicial, numa progressão logarítmica:

$$T_{50} = -\ln(0.5)/k \quad (3)$$

Contudo, observando o transporte hidrodinâmico como influente na qualidade de água e capaz de causar efeitos em regiões distintas do ponto de alagamento original da fonte de fitomassa, é relevante acompanhar por maior tempo o processo de decomposição. Para tal, tomou-se outra variável como referência para a extensão temporal das fases,

muito utilizada na área sanitária-ambiental - o tempo para consumo de 90% do recurso inicial, ou T_{90} , também derivado de formulação logarítmica:

$$T_{90} = -\ln(0.1)/k \quad (4)$$

O processo de oxidação/solubilização, que tem início no instante do alagamento, pode ter taxas de decomposição k que vão de 0.24 d^{-1} a 4.15 d^{-1} , registradas em diversos artigos originais e de revisão (PASSERINI et al., 2016; DE CUNHA SANTINO et al., 2013; BIANCHINI JR & DE CUNHA SANTINO, 2011; MCARTHUR & RICHARDSON, 2004; DAVIS et al., 2003). O T_{90} para tais taxas é de 9.5 dias e 13.3 h, respectivamente. Apesar de nomear a próxima fase de decomposição, os limites inferiores de tempos e taxas para o processo de lixiviação são similares aos limites superiores dos processos de curto-prazo, pois ainda que a lixiviação ocorra por prazos maiores, ela se inicia também no momento de alagamento e a forma exponencial negativa de sua intensidade faz com que seu princípio seja mais relevante em termos de perda de massa.

É importante ressaltar que o fenômeno geral de decomposição ocorre a partir da morte do ser vivo, no caso a vegetação terrestre de reservatórios. Pode haver, portanto, atraso no início do processo de oxidação/solubilização, caso a fitomassa esteja viva no instante do alagamento. Há também que se considerar que vegetação adaptada a regiões de cheias anuais pode sobreviver por meses com sua estrutura submersa, o que adia ainda mais o início da decomposição. Não é dispensável, igualmente, considerar o processo de secagem ao qual é submetida a fitomassa decomposta em muitos dos estudos experimentais, podendo alterar a velocidade e intensidade das reações cinéticas.

A fase de médio-prazo é caracterizada tanto pela lixiviação quanto pela mineralização de parte dos compostos dissolvidos, apresentando taxas de 0.0034 d^{-1} (DE CUNHA SANTINO et al., 2013) a 0.2 d^{-1} (KRAGH AND SONDERGAARD, 2004). Para tais taxas, os T_{90} são de 44.5 anos e 11.5 dias, ou 276.3 h, respectivamente. Novamente, ressalta-se que tamanha amplitude está relacionada à natureza altamente variável de compostos dissolvidos, que podem ser mineralizados rapidamente ou levar décadas para decair. Para fins de comparação, a Figura 3 demonstra um decaimento linear de DBO, a taxa de 0.7 dia^{-1} - valor usual, de acordo com Von Sperling (2005) - por 5 dias, em comparação às maiores e menores taxas de oxidação/solubilização e à menor taxa de mineralização do COD.

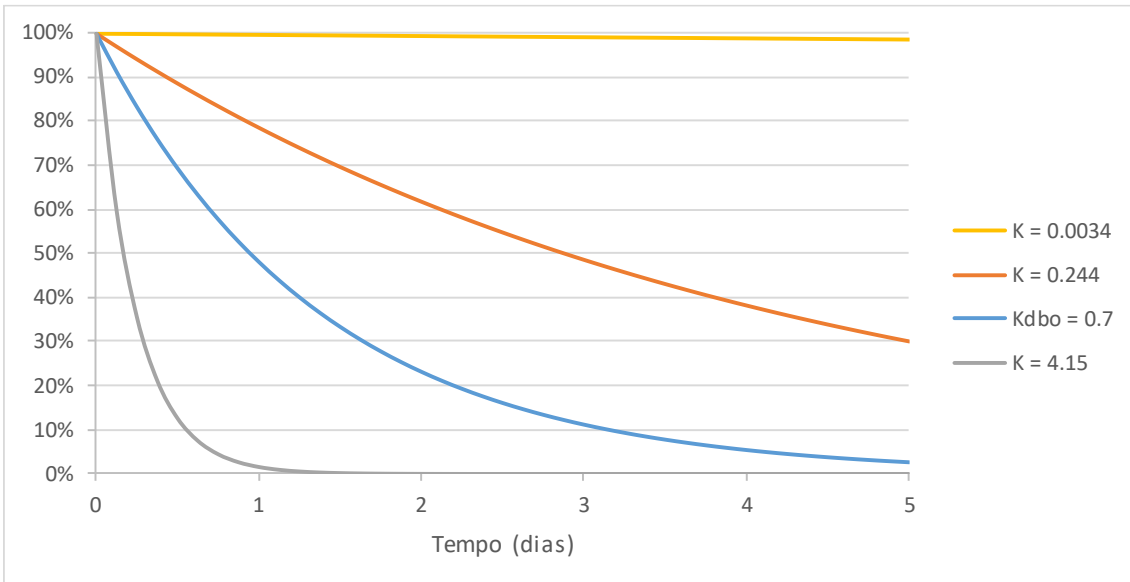


Figura 3 - Exemplos de decaimento exponencial, a taxas características dos fenômenos de curto e médio prazo da decomposição aquática de fitomassa, incluindo a curva de decaimento correspondente à DBO, com valor típico.

Para fins de determinação dos critérios de amostragem que esteja de acordo com o teorema de amostragem de Nyquist, aplicado a tais fases de decomposição, favoreceu-se as maiores taxas – e os menores tempos. Essa decisão permite calcular as frequências de medição de dados e saídas de resultados como sendo a oitava parte do período de T_{90} , ou oito vezes a taxa exponencial de decomposição. Também permite a captura de fenômenos mais velozes e breves. Na Tabela 1, resumo os parâmetros eleitos como referência para as taxas, os tempos equivalentes e os períodos de cada fase.

Fase de decomposição	Taxa constante de decaimento - $k(d^{-1})$	Tempo até 90% de decaimento - $T_{90} (h)$	Parâmetro de amostragem de Nyquist - $T_{90}/8 (h)$
Oxidação/Solubilização	4.15	13.3	1.67
Lixiviação/Mineralização	0.2	276.3	34.54

Tabela 1 - Constante de decaimento, tempo para decaimento de 90% da matéria e critério de intervalo de amostragem de acordo com a teoria de Nyquist, para fases de curto e médio-prazo de decomposição aquática de fitomassa.

2.4. Resultados de Coleta e Seleção Bibliográfica

Tendo eleito os termos de busca, o período de 2011 a 2016 e as três publicações-alvo para a pesquisa, a seleção de títulos me levou a 168 resultados, como mostra a Tabela 2. Muitos dos títulos aparecem na busca por mais de um termo, como indicado na seção 2.2. A seleção de títulos levou em conta a proximidade do tema com o fenômeno de interesse em questão, a descrição de experimentos em condições climáticas de zonas intertropicais e a escala de interesse. Este último parâmetro significa a consideração das dimensões espaciais e temporais das pesquisas e dos objetos de estudo – por exemplo, grandes oceanos ou processos de eras geológicas foram considerados fora de escala.

Termo / Publicação	Limnology & Oceanography	Ecological Modelling	Ecological Engineering	Total
Carbon Mineralization	18	12	10	40
Oxygen Uptake	11	7	12	30
Oxygen Consumption	6	15	13	34
Leaching	5	24	13	42
Labile	6	6	10	22
Total	46	64	58	168

Tabela 2 - Resultados quantitativos das buscas por títulos de artigos de interesse, publicados de 2011 a 2016, entre Janeiro e Março de 2016.

Selecionados os títulos de maior potencial, passou-se à leitura de resumos e, posteriormente, dos textos completos. Já a fase de resumos permitiu outra seleção e exclusão, tendo feito a leitura completa de cerca de 60 trabalhos. A Tabela 3 relaciona os 32 títulos definitivos para a pesquisa das escalas temporais, sendo 7 da revista Ecological Engineering, 17 da revista Ecological Modelling e 8 da revista Limnology & Oceanography.

Publicação	Título	
Limnology and Oceanography	Brian D. Lutz et al., 2012	
	Erin E. Ellis et al., 2012	
	Jacob A. Zwart et al., 2015	
	Jiri Kopacek et al., 2011	
	Núria Catalán et al., 2015	
	S. Brother et al., 2014	
	Simone J. Cardoso et al., 2014	
	Timothy J. Hoellein et al., 2013	
	Ecological Modelling	C. Lindim et al., 2011
		Fabien Cremona et al., 2014
		Gustavo H. Almeida, 2014
		J. Rafael Cavalcanti et al., 2016
		James N. Mcair et al., 2013
		Juan Carlos Correa-González et al., 2014
		Laurence Lin & J. R. Webster, 2014
		Lilian M. N. Seiler et al., 2015
		Long Jiang et al., 2015
		M. L. Feng et al., 2012
	Ecological Engineering	Marcelo B. Haas et al., 2015
		R. A. Payn et al., 2014
Ricardo Deus et al., 2013		
Stephan Behl et al., 2011		
Thiwari Ophithakorn et al., 2013		
Tsagaraki, Tatiana M. et al., 2011		
X. Li et al., 2012		
Ce Wang et al., 2015		
D. Dah-Wei Tsai et al., 2015		
Fengmin Li et al., 2014		
Julita A. Dunalska et al., 2012		
K. N. Moutsopoulos et al., 2011		
S. L. Miao & Chris B. Zou, 2012		
Zhen-Gang Jin & Kang-Ren Jin, 2016		

Tabela 3 - Relação de títulos e publicação respectiva, selecionados para análise de escala temporal pelo teorema de amostragem de Nyquist.

Cada artigo foi lido e ponderado sobre sua dimensão temporal, considerando (i) o intervalo de tempo entre dados obtidos de campo ou de experimentos laboratoriais, (ii) o intervalo de tempo entre resultados de modelos de simulação e (iii) o passo de tempo utilizado em modelos numéricos. O parâmetro mais preponderantemente utilizado foi o intervalo entre dados de campo, pois diversos artigos envolviam o estudo de riachos ou parcelas de solo, nos quais se estudava a decomposição de matéria orgânica vegetal. Por padrão, o intervalo de tempo entre resultados foi o parâmetro escolhido para a maior

parte das modelagens. Em situações de modelos acoplados, séries assimétricas de dados ou análises laboratoriais a intervalos inconstantes, adotou-se como parâmetro a média aritmética entre o maior e menor intervalo utilizado. O parâmetro de passo de tempo, por sua vez, constitui uma alternativa para modelagens cujos resultados foram pontuais, deixando assim de caracterizar uma tendência ao longo do tempo dos processos.

A Tabela 4 expõe o resultado do levantamento, listando títulos, intervalos de tempo característicos da pesquisa e sua conversão em h. Os artigos marcados em verde (11, ou 34.4% da amostra) apresentaram intervalos menores do que o critério de amostragem calculado para a fase de curto prazo (oxidação/solubilização), de 1.67 hora. Os nove artigos grifados em laranja (28.1% da amostra) se baseiam em intervalos maiores do que este critério, porém menores do que o critério de amostragem para a fase de médio-prazo (lixiviação/mineralização), de 34.54 h. Os demais artigos, somando 12 títulos ou 38.5% da amostra, possuem intervalos característicos maiores que ambos os critérios das fases de curto ou médio-prazo da decomposição aquática de fitomassa.

Títulos	Intervalos	Intervalos (h)
Tsagaraki, Tatiana M. et al., 2011	5 s	1.39E-03
J. Rafael Cavalcanti et al., 2016	30 s	0.0
R. A. Payn et al., 2014	36 s	0.0
Julita A. Dunalska et al., 2012	5 min	0.1
Fabien Cremona et al., 2014	10 min	0.2
Jacob A. Zwart et al., 2015	10 min	0.2
Gustavo H. Almeida, 2014	15 min	0.3
M. L. Feng et al., 2012	15 min	0.3
James N. Mcair et al., 2013	15 min	0.3
Juan Carlos Correa-González et al., 2014	20 min	0.3
Brian D. Lutz et al., 2012	80 min	1.3
Simone J. Cardoso et al., 2014	4h	4.0
Erin E. Ellis et al., 2012	1 d	24.0
Marcelo B. Haas et al., 2015	1 d	24.0
Timothy J. Hoellein et al., 2013	1 d	24.0
Zhen-Gang Jin & Kang-Ren Jin, 2016	1 d	24.0
Long Jiang et al., 2015	1 d	24.0
C. Lindim et al., 2011	1 d	24.0
Lilian M. N. Seiler et al., 2015	1 d	24.0
Ce Wang et al., 2015	1 d	24.0
X. Li et al., 2012	3 d	72.0
K. N. Moutsopoulos et al., 2011	6 d	144.0
Jiri Kopacek et al., 2011	7 d	168.0
Fengmin Li et al., 2014	7 d	168.0
S. L. Miao & Chris B. Zou, 2012	15 d	358.9
Laurence Lin & J. R. Webster, 2014	15 d	360.0
Stephan Behl et al., 2011	21 d	504.0
S. Brother et al., 2014	1 mês	720.0
Ricardo Deus et al., 2013	1 mês	720.0
Thiwari Ophithakorn et al., 2013	1 mês	720.0
D. Dah-Wei Tsai et al., 2015	1 mês	720.0
Núria Catalán et al., 2015	5 semanas	840.0

Tabela 4 - Relação de títulos selecionados e intervalos de tempo característicos.

2.5. Discussão

O primeiro ponto que pode ser discutido segue a partir da pesquisa bibliográfica, que auxiliou tanto na determinação dos modelos conceituais quanto na extensão temporal dos processos e fases de decomposição aquática de fitomassa. Há, notoriamente, um fenômeno de paralelismo entre o desenvolvimento das ciências limnológicas (ecologia, biologia aquática, hidroecologia, etc.) e aquele das áreas de aplicação mais orientada à engenharia (sanitária, ambiental, costeira, gestão de recursos hídricos, etc.), principalmente no que tange o ciclo de matéria orgânica – também nomeado como ciclo do carbono. Como já mencionado na seção 2.1, as primeiras possuem caráter mais abrangente e relacional – com ênfase na descrição – e as últimas buscam relações mais reducionistas – com foco na determinação de mecanismos e explicações algorítmicas de processos.

Por conta de tais focos distintos, a perspectiva ecológica será principalmente identificada em estudos biológicos e limnológicos, tratando da identificação de espécies, taxas de respiração e consumo e outras variáveis, porém sem contabilizar com rigor os fluxos abióticos de massa e quantidade de movimento - como vazões, variações de nível d'água ou velocidade do vento. Por sua vez, estudos feitos sob a perspectiva sanitária-ambiental, que pretendam entender impactos de obras de engenharia ou intervenções de larga escala, terão de recorrer às pesquisas anteriormente descritas, em busca de dados e explicações que descrevam os fenômenos de interesse e suas condições de ocorrência (VOGEL, 2015). Para que a comunicação seja eficiente, é mister alinhar linguagem, conceitos e objetivos, reduzindo os ruídos o quanto for possível.

A busca, seleção e leitura dos artigos listados na Tabela 3 permitiu a identificação de alguns padrões, tal qual a distinções entre publicações e seus objetivos. Primeiramente, o uso de modelagem hidrodinâmica ou de qualquer tipo de modelagem computacional de transporte não é típico na literatura limnológica. Da mesma forma, descrições de variáveis físicas, como profundidade, vazão ou intensidade do vento durante coletas não são comuns nas descrições de áreas estudadas.

Vale notar que, via de regra, os objetivos estabelecidos pela linha editorial das publicações são peça relevante neste distanciamento de perspectivas. Revistas como a *Ecological Engineering*, com foco na aplicação de tecnologias, tendem a publicar trabalhos sobre uma visão mecanicista de processos cinéticos em sistemas fechados e que apresentem reduzidas trocas com o meio externo. Por outro lado, artigos publicados

pela *Ecological Modelling* costumam se debruçar sobre os resultados obtidos com modelos inéditos para problemas conhecidos, porém por vezes não há demanda por validação, mas comparação – mais consistente com uma visão darwiniana dos processos. As publicações pesquisadas nesta tese, bem como muitas outras, descrevem tais preferências editoriais em manuais de orientação de autores, disponíveis em seus sítios eletrônicos (*ECOLOGICAL MODELLING*, 2018; *ECOLOGICAL ENGINEERING*, 2018; *LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY*, 2018).

Também foi identificado o foco de cada publicação, sendo: a *Ecological Modelling* mais dedica a inovações metodológicas de modelagem, de ordem conceitual, matemática ou numérica; a *Ecological Engineering*, especializada em soluções de engenharia mais integradas aos ecossistemas, como planícies de inundação para tratamento de efluentes urbanos; e a *Limnology and Oceanography*, de caráter mais voltado para pesquisa básica, abordando temas dos mais diversos sobre vida aquática, impactos de aquecimento global, balanços sazonais de carbono e nutrientes em estuários e outros. Apesar de inicialmente tal pluralidade temática parecer um fator complicador para a investigação, ela forneceu mais segurança sobre o significado de conceitos fundamentais, por revelar mais claramente os pressupostos iniciais compartilhados entre os pesquisadores de mesma perspectiva – seja ecológica, seja sanitária-ambiental.

Há limitações relevantes de se considerar para a análise aqui feita. Primeiramente, ela é limitada no tempo e no “espaço editorial”, já que a busca se restringiu a três revistas internacionais de alto fator de impacto, entre 2011 e 2016. Isto por si só torna a revisão afetada pela temporalidade de tendências de publicação e pesquisa, pois é notório que ciências ambientais se desenvolvem e avançam de forma quantizada e randômica, sem um acúmulo linear de conhecimento. Ainda se passa que muitos pesquisadores tendem a postergar a publicação de dados e análises por eventualidades pessoais e profissionais, sendo possível que descobertas e inovações sejam apenas publicadas uma década ou mais após sua concepção.

Em segundo lugar, os títulos selecionados não convergem para apenas uma área de estudo ou conhecimento, ainda que todos tenham sido encontrados por um ou mais termos do mesmo conjunto de palavras-chave. De efeito proposital, essa variedade de áreas e focos buscou entender conceitos e visões de pesquisadores com perspectivas próximas, porém objetivos diversos. Por tal amplitude, fica clara a interpretação ecológica dos fenômenos de decomposição aquática de matéria orgânica e impactos na qualidade de água, bem como suas diferenças para a perspectiva hidrodinâmica.

Por fim, como já havia sido notado na etapa antecedente desta pesquisa (De Sousa, 2013), a literatura é especialmente escassa na convergência de estudos limnológicos, modelos computacionais e previsão de impactos de enchimento de reservatórios. Não há dúvidas do grande número de modelos de qualidade de água, próximos à tal temática interseccional. Porém, a maioria destes utiliza as mesmas formulações matemáticas, pressupostos teóricos e ferramentas analíticas, como índices convencionados e parâmetros ambientais da legislação. Portanto, em busca de uma análise inédita, operou-se sobre a comparação dos modelos conceituais de decomposição e dos intervalos de amostragem, que em nenhum outro trabalho encontrado foi vista como meta.

2.5.1. T_{90} e o teorema de amostragem de Nyquist

O teorema de amostragem de Nyquist, quando aplicado à decomposição aquática de fitomassa e suas fases, permite considerar que cada uma destas constitua uma banda de decaimentos, interdependentes ou não, com escala temporal próxima, semelhantes a frequências em um sinal de rádio (Figura 4 e Figura 5). Para amostrar o sinal e tentar simulá-lo, é preciso aumentar a frequência de dados coletados, reduzindo o intervalo entre estes, sendo ideal fazê-lo a períodos iguais ou menores que um oitavo da banda original (ROSMAN et al., 2017). Considerando as duas primeiras fases de decomposição aquática da fitomassa, foram utilizados como referência de escala temporal os tempos de T_{90} para cada fase, em equivalência ao período do sinal de banda. Esta escolha, dentre outras razões descritas a seguir, permite considerar mais estudos por um parâmetro de intervalos maior entre dados e resultados, já que o tempo de meia-vida sempre é menor do que o T_{90} .

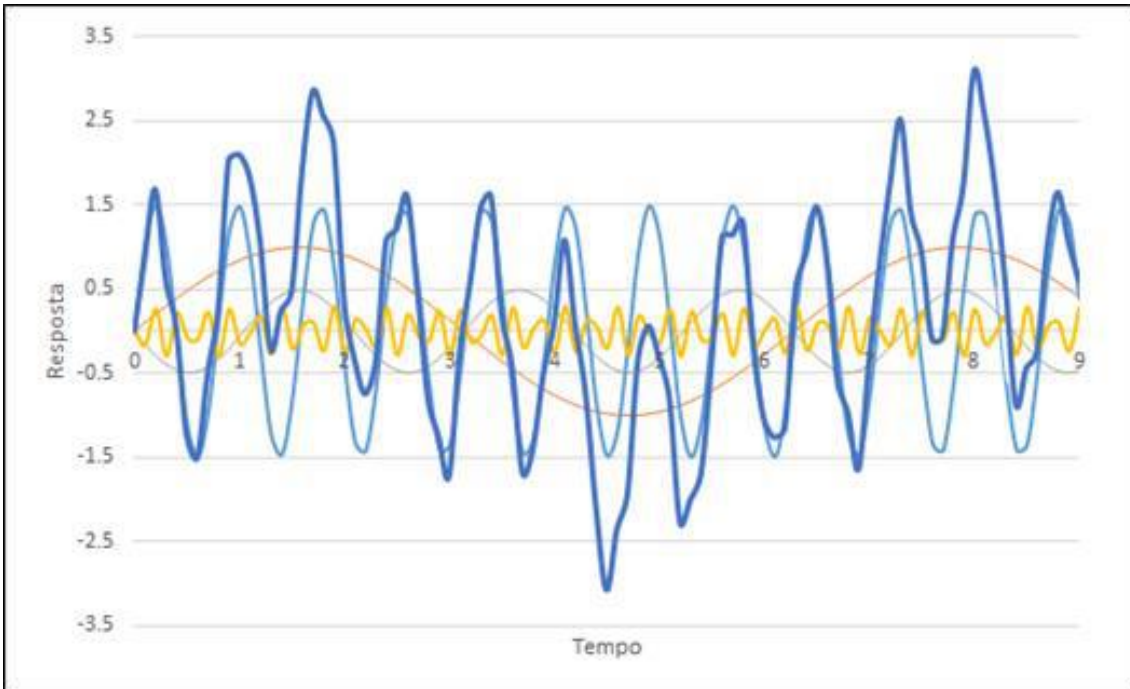


Figura 4 - Sinais harmônicos individualmente plotados e seu somatório, ilustrando a mudança de forma pelo somatório linear das curvas.

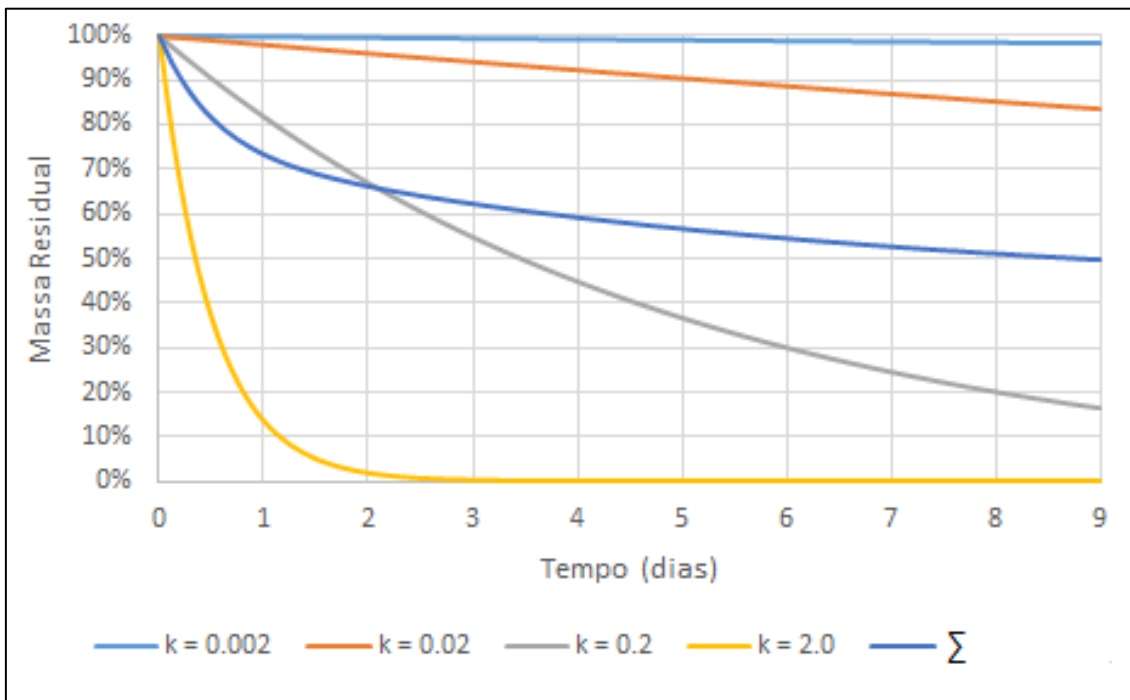


Figura 5 – Demonstração gráfica de curvas exponenciais de decaimento, a taxas diversas, bem como do seu somatório.

O conceito do tempo equivalente para 90% de consumo de um constituinte, ou T_{90} , é oriundo de análises ambientais e sanitárias, mais notoriamente de volatilização de

contaminantes e fotodestruição de coliformes fecais. Sua escolha, em detrimento do tempo de meia vida (T_{50}) - mais comumente aplicado nas pesquisas sobre decomposição aquática de fitomassa – se deve pela observação da importância do transporte hidrodinâmico para processos de decomposição de matéria orgânica, troca de massas d'água e cinética de constituintes.

Tipicamente, o T_{50} é utilizado para traduzir, em escala temporal, a extensão da decomposição de alguma substância, muito em par com o decaimento radioativo. Porém, este raramente é afetado por interações ambientais, sendo mais relevante identificar onde a partícula ou material se encontra. A decomposição de fitomassa, por outro lado, pode tanto sofrer quanto provocar mudanças na qualidade da água, proporcionalmente (ainda que não de forma linear) à massa envolvida. Por isso, um período que permita conhecer a evolução apenas de metade da matéria em decomposição não satisfaz diversas investigações, seja de cunho ecológico, sanitário ou ambiental.

Do ponto de vista do transporte, a questão também favorece o uso do T_{90} : é de total interesse acompanhar os efeitos do material oriundo da lixiviação e dissolução, onde quer que ele esteja. Caso haja transporte advectivo, ou mesmo apenas difusivo, isso significa que o local de submersão poderá ser distinto do ponto onde a qualidade da água será afetada. Se a matéria permanece num certo local até decair a 50% da massa inicial, em seguida sendo transportada para outro espaço por eventos hidrodinâmicos, é necessário estender a simulação e ter curvas bem ajustadas do decaimento para cobrir tais períodos. Ademais, parece lógico que mudanças meteorológicas e aceleração de troca de massas d'água podem intensificar a lixiviação e a mineralização, pondo em questão a caracterização do decaimento de fitomassa por um parâmetro atrelado a apenas metade do processo. A Figura 6 ilustra esquematicamente a cinética do ciclo de carbono oriundo de macrófitas de ambiente aquático, sob condições aeróbicas.

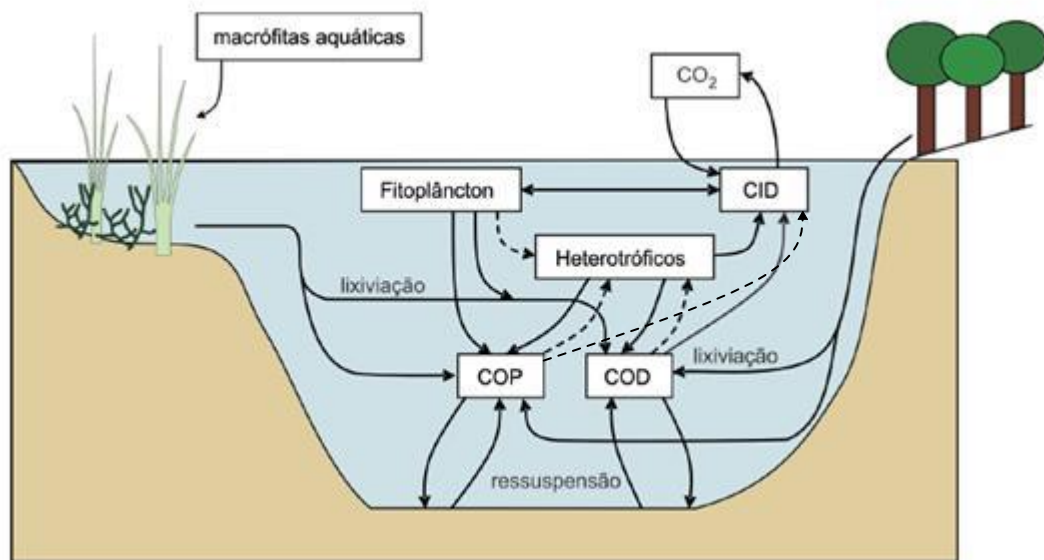


Figura 6 - Desenho esquemático de elementos e cinética do ciclo de carbono em lago sob condições aeróbicas, considerando como fontes a vegetação aquática (macrófitas), terrestre, a atmosfera, o leito e a comunidade microbiana. Adaptado de: *Fundamentos de Limnologia*, 3ª edição, Chico Esteves, 2011, capítulo 11, página 195.

A principal justificativa para escolha dos menores tempos da literatura para cada fase reside no próprio significado do teorema de amostragem de Nyquist: ao selecionar um intervalo T de medições ou amostras, pode-se obter dados suficientes para perceber quaisquer fenômenos de período maior que $8T$. Se opta-se pelo menor intervalo T disponível, garante-se o maior número possível de fenômenos observáveis. Certamente, esta é uma postura conservadora, sendo razoável que grades temporais mais grosseiras sejam eleitas para processos análogos em latitudes maiores, regiões de menores atividade metabólica e disponibilidade energética.

Uma crítica passível para ambos os parâmetros, tanto T_{50} quanto T_{90} , é o fato de serem tempos baseados em equações exponenciais negativas, que já foram demonstradas como falhas na descrição de processos de decomposição. De fato, modelos de potência ou assintóticos podem se ajustar melhor a certos grupos de dados (WIDER & LANG, 1982), porém estes mesmos também possuem suas próprias limitações e inconsistências, principalmente no que tange os dados requeridos dos experimentos, como fração mínima remanescente. Ainda assim, pode-se estabelecer tempos equivalentes a T_{50} e T_{90} a partir de tais fórmulas, sendo apenas recomendável que se explicita, em todo caso, a equação utilizada.

2.5.2. Análise das Escalas Temporais

Como visto na listagem da Tabela 4, cerca de 40% dos títulos selecionados não teria, pelo critério de amostragem de Nyquist, capacidade satisfatória de captura dos fenômenos de oxidação de compostos lábeis ou mineralização de material orgânico dissolvido com alta labilidade. Ainda que haja medição de frações particuladas e dissolvidas de matéria carbônica em regiões de alagamento de vegetação ou experimentos laboratoriais, é possível que haja interferências ou imprecisões. Em experimentos *in situ*, uma frequência baixa de amostragem pode ignorar o crescimento microbiano, morte e outros fenômenos correlatos e paralelos à decomposição.

Uma analogia mais clara para tal confusão se dá com medições de eventos cíclicos, por exemplo: amostragem de coliformes fecais em um corpo d'água com emissão de esgoto sanitário *in natura*, em instantes aleatórios, separados por períodos de mais de um dia. Casos as amostras sejam tomadas logo após picos de uso da rede de esgoto, como ao meio da manhã (VON SPERLING, 2005), não estarão suficientemente próximas para mostrar a flutuação da contagem antes, durante e depois da carga. O acúmulo de tais incertezas não pode ser facilmente estimado, principalmente se buscamos ajustar os dados a curvas exponenciais apenas por convenção da literatura. É argumentável que muitos artigos não buscavam estimar quantitativamente os impactos da decomposição, porém também a análise qualitativa se enfraquece quando não consegue separar fenômenos intervenientes àqueles de interesse.

A fração de artigos que relata amostragens, ou resultados de modelos, a intervalos entre 1.67 h e 34.54 h é de 28%. Estes seriam capazes de descrever a mineralização de compostos carbônicos dissolvidos, mas apenas identificariam os picos de oxidação dos compostos lábeis e solúveis. Já os restantes 11 títulos, quase 1/3 da seleção, seriam possivelmente capazes de descrever ambos os fenômenos. Isso não isentaria os pesquisadores da necessidade de descartar hipóteses sobre a interferência de processos como foto-oxidação, transporte advectivo-difusivo ou reações bioquímicas de curtíssimo prazo.

2.6. Conclusões e Recomendações

A medida que a capacidade computacional se expande e o conhecimento ambiental sobre as ações humanas se aprofunda, cada qual a seu ritmo e velocidade, é esperado que se busque modelar fenômenos cada vez mais complexos e transdisciplinares. As demandas econômicas, sociais e legais impostas sobre empreendimentos de alto impacto, como aproveitamentos hidrelétricos, pedem esforços combinados de áreas de pesquisa usualmente distanciadas, criando necessidade para alinhamento de conceitos e visões. Um claro exemplo se deu durante o enchimento dos reservatórios de Jirau e Santo Antônio, cuja disposição serial no rio Madeira levou o IBAMA a requerer estudos sobre efeitos do alagamento da fitomassa e impactos de sua decomposição à qualidade de água efluente (ROSMAN et al., 2016).

Dentre as dificuldades encontradas para modelagem de tais fenômenos, pode-se listar a divergência conceitual sobre a mecânica e evolução da decomposição aquática de matéria orgânica, dentre as perspectivas sanitária-ambiental e ecológica. Além da necessidade de tradução de termos assimetricamente familiares, como “labilidade”, os estudos que embasam e fundamentam cada perspectiva tendem a observar escalas temporais e espaciais não coincidentes. Como exemplo específico, a principal escala espacial da perspectiva ecológica é a vertical, que para a contraparte ambiental pode vir a ser a menos relevante, especialmente em cursos d’água turbulentos como o rio Madeira. A questão da distribuição material da fitomassa entre suas partições estruturais – folhas, galhos, casca – também desafia modelos computacionais, sendo abordada nos capítulos seguintes.

Através da busca por artigos recentes, em três revistas conceituadas, utilizando termos relacionados ao tema em questão (“labile”, “carbon mineralization”, “oxygen uptake”, “oxygen consumption” e “leaching”), foram avaliados, selecionados e lidos 33 títulos. Os mesmos tratam da mensuração ou modelagem de transporte, decaimento ou alterações de carbono orgânico, matéria vegetal e OD em corpos d’água naturais superficiais e subsuperficiais. Considerando a abrangência das temáticas e o período de 5 anos considerado na pesquisa, a primeira conclusão sustentada é de que o tema ainda é pouco explorado – nenhum título abordou a decomposição de fitomassa durante enchimento de reservatórios.

A aplicação do teorema de amostragem de Nyquist aos períodos de coleta e/ou resultados de modelagem, de cada artigo selecionado, produziu um panorama de quais

pesquisas seriam capazes de observar ou representar as fases de curto e médio prazo da decomposição aquática da fitomassa. Cerca de 34% dos títulos apresentou períodos suficientes para contemplar ambas as fases, enquanto quase 28% da amostra seria capaz de observar a forma das cinéticas de médio prazo. Dos 38%.5 restantes, apenas Li et al. (2012) apresentaram intervalos capazes de capturar a ocorrência de decomposição a médio prazo ($<T_{90} / 2$), pois todos os demais não entendem o critério mínimo de intervalos iguais ou menores à metade do período médio dos fenômenos referidos.

Considerando que o propósito integrador da modelagem ambiental possui valor e importância, por buscar a compreensão sistêmica de fenômenos e impactos antrópicos a ecossistemas e processos naturais, entende-se que há carência de ferramentas simples de avaliação metodológica para selecionar dados úteis. O teorema de amostragem de Nyquist atende tal demanda, podendo ser aprofundado e utilizado no desenho experimental de pesquisas cujo objetivo final é a descrição de processos ecológicos e prognóstico de eventos através de modelagem matemática e computacional. Ao considerar que a amostra de artigos analisada representa bem o estado da arte na pesquisa sobre decomposição aquática de matéria orgânica, conclui-se que ainda há grande lacuna conceitual e de escala para utilização do conhecimento limnológico na modelagem ambiental.

2.6.1. Recomendações

Primeiramente, a pesquisa aqui representada está localizada no tempo - de 2011 a 2016 - e no espaço editorial das revistas pesquisadas. Logo, é possível e valioso repetir e aprimorar tal esforço daqui a alguns anos, para observar se houve manutenção ou mudança nos padrões de amostragem e modelagem dos referidos fenômenos. Outra opção seria selecionar apenas publicações de toda época em uma certa área ou nacionalidade (espaço fixo), bem como de um certo ano em toda e qualquer revista (tempo fixo), para fotografias ou tendências especializadas que evidenciem se há ou não homogeneidade.

Em segundo lugar, é possível questionar o impacto limitante dos termos de busca, que por vezes produziram resultados de sobreposição, com o mesmo artigo apontado por mais de um termo de busca. Seria interessante incluir termos como "DOC decomposition" (decomposição de carbono orgânico dissolvido) ou "DOM decomposition" (decomposição de matéria orgânica dissolvida) para focar mais nas

fases de médio e longo prazo da decomposição. O termo “oxygen uptake” produziu muitos resultados irrelevantes para esta pesquisa, por proximidade com estudos de sequestro de oxigênio por decomposição de sedimentados, mas que podem valer para estudos futuros, afinal os mesmos são parte da matéria orgânica particulada em decomposição, porém de difícil representação laboratorial.

Não se deve ignorar que o desenho experimental de pesquisas ecológicas, partindo de um pressuposto conceitual diverso, pode seguir apresentando potencial dissonante quando comparado a percepções mais reducionistas, como a sanitária-ambiental. A questão da disponibilidade de recursos materiais, humanos e de tempo pode impor restrições que não permitam a redução de grades temporais em certas análises, principalmente *in situ*. Mais importante do que sugerir uma homogeneização de conceitos científicos, este trabalho aponta e tenta esclarecer sobre o risco de adentrar áreas limítrofes de conhecimento sem considerar os pressupostos de obtenção e geração de dados que as antecedem.

3. Nova metodologia para modelagem computacional de qualidade de água com decomposição de fitomassa

Resumo

A modelagem hidrodinâmica ambiental envolve sistemas de equações e áreas de conhecimento diversos, incluindo a cinética de decomposição de fitomassa terrestre em meio aquático. A seleção de variáveis e taxas adequadas para os processos biológicos envolvidos, no entanto, apresenta-se como desafio, ainda sendo utilizado modelo centrado na DBO. Também dificulta o processo de modelagem a escala espacial dos reservatórios, cuja heterogeneidade pode levar ao consumo intensivo de tempo e recursos computacionais. Este capítulo tem por objetivos: (i) propor um modelo de reações cinéticas baseado na variável COD, que se entende ser mais realista na simulação da decomposição e transporte de matéria orgânica; (ii) apresentar uma metodologia alternativa para o estudo de efeitos da decomposição de fitomassa durante enchimentos, encadeando a modelagem hidrodinâmica com modelos de Idade da Água, para identificação de regiões críticas. Aplicando tal metodologia ao enchimento da UHE Tibagi, no Paraná, identificou-se a região do arroio Pedra Branca para modelagem de detalhe, passando para comparação entre simulação com o modelo de OD & DBO e o modelo alternativo desenvolvido, de OD & COD. Os resultados acompanharam as expectativas de coerência com os processos de elevação do nível d'água, solubilização da matéria orgânica e desoxigenação pelo decaimento do COD e da fitomassa alagada. Conclui-se que o modelo proposto, baseado em COD, tem potencial para simular fenômenos não traduzidos pelo transporte e cinética da DBO. Nomeadamente os processos de decomposição de vegetação terrestre durante o enchimento de reservatórios, levando em consideração a qualidade da fitomassa alagada e a diferenciação das taxas de decaimento e desoxigenação por fração/via de decomposição.

3.1. Introdução

O progresso tecnológico humano e o crescimento populacional trazem consigo demandas crescentes de energia elétrica, ao passo que o desenvolvimento cultural cobra matrizes de produção diversificadas e de baixo impacto socioambiental, reduzindo o interesse em soluções tradicionais e centralizadas (MAKARON, 2012). Mais garantias

são requeridas de projetos de larga-escala, como usinas hidrelétricas, cujo barramento altera a área submersa pelos corpos d'água, seus regimes de níveis e padrões de correntes. Os modelos de avaliação utilizados, em compensação, precisam considerar fenômenos diversos, como meteorológicos, hidrodinâmicos e limnológicos (ROSMAN et al., 2017; BIANCHINI JR, 2003).

O advento dos modelos computacionais tem capacitado tais estudos e também a aproximação de suas áreas, porém sempre se faz necessário o esforço de tradução e alinhamento de conceitos. Especificamente, em virtude da multidisciplinaridade da modelagem ambiental de reservatórios, especialistas precisam muitas vezes avaliar dados e questões de disciplinas não familiares à sua área de conhecimento, sem compreensão plena de seus pressupostos e conceitos fundamentais. A simulação computacional da decomposição aquática de fitomassa em reservatórios vem se mostrando um desses casos há algumas décadas (ROSMAN et al., 2016; BIANCHINI JR, 2003; THERIEN et al., 1982).

Um modelo já implementado no SisBaHiA[®], Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental, utiliza dados de densidade superficial de fitomassa terrestre para estimar fontes de DBO no corpo d'água, a fim de estabelecer a distribuição e magnitude do impacto de seu alagamento na concentração de OD. A equação exponencial simples, implementada neste modelo e largamente utilizada na literatura de limnologia (PASSERINI et al., 2016; CHIBA et al., 2015; LI, 2012; BIANCHINI JR et al., 2011; BEHL et al 2011; BIANCHINI JR, 2003), encontra-se modificada para considerar variáveis físico-químicas (saturação de OD e temperatura) e hidrodinâmicas (altura de coluna d'água), de forma inédita.

Os prognósticos feitos pelo modelo mencionado, de OD & DBO, mostraram-se globalmente corretos para a modelagem do enchimento do reservatório de Jirau e sua qualidade de água (ROSMAN et al., 2016). Porém, tal modelo, assim como outros (PEREIRA, 1994; WIDER & LANG, 1982; THERIEN, 1982, DIONNE & THERIEN, 1997), ainda não considera a heterogeneidade qualitativa da fitomassa terrestre e seus impactos na dinâmica da decomposição aquática, bem como as diferentes vias de conversão da matéria orgânica, discutidas no capítulo 2 e 4 desta tese.

A motivação deste trabalho, portanto, está em repensar a modelagem dos impactos originados da decomposição aquática de fitomassa terrestre em torno do OD e do transporte e decomposição do COD. Como discutido no capítulo 2, a DBO, que costuma ser utilizada na modelagem dos transportes e impactos de matéria orgânica (VON SPERLING, 2005), representa uma faixa limitada do material orgânico dissolvido emitido

pela lixiviação. Há grande aceitação deste parâmetro pelos órgãos licenciadores e reguladores, bem como praticidade na sua determinação, por meio de testes de bancada simples. Atualmente, porém, analisadores de Carbono Orgânico Total (TOC, em inglês) permitem qualificação mais apurada e direta da matéria orgânica. A presente hipótese é de que seja mais acurado acompanhar o COD, por representar um grupo de substâncias orgânicas com decaimentos diferenciados, mais complexo e verossímil.

3.1.1. Objetivos

O estudo apresentado neste capítulo tem objetivos, distinguidos entre geral e específicos, sendo eles:

Objetivo Geral

Estabelecer a modelagem dos impactos provocados pela decomposição aquática da fitomassa terrestre sobre as concentrações de OD.

Objetivos Específicos:

1. Apresentação de metodologia para economia de recursos e racionalização de esforços em estudos de hidrodinâmica ambiental e qualidade de água para enchimento de reservatórios;
2. Modelagem de qualidade de água de enchimento da UHE Tibagi, utilizando tanto o modelo de OD & DBO presente no SisBaHiA[®] quanto novo modelo proposto de OD & COD;
3. Identificação de sensibilidades do modelo proposto, para apontamento de suas vantagens e oportunidades de aprimoramento.

Vale notar que a abordagem de utilizar a UHE Tibagi e seu enchimento como estudos de caso se fundamenta na disponibilidade de dados do projeto, através de trabalho operado na Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica (COPPE, 2018), bem como nas oportunidades de visita à região, coletas e experimentação física, como será descrito no capítulo 4.

3.2. Metodologia

Esta seção descreve e conceitua as etapas para: (1) modelagem do enchimento da UHE Tibagi e (2) implementação de modelos de qualidade de água que consideram, de forma

diversa, os efeitos da decomposição de fitomassa terrestre submersa. Foram investigados o modelo tradicional, de OD & DBO, e a proposta de inovação, aqui chamada de OD & COD, considerando o transporte e decaimento do carbono orgânico.

Em seguida, serão descritos os modelos intermediários de simulação topobatimétrica - modelagem digital do terreno - e hidrodinâmica, para ao final justificar os parâmetros a serem aplicados na modelagem de OD & DBO e OD & COD.

3.2.1. Modelagem Hidrodinâmica de Transporte de Constituintes e Contaminantes

Os modelos de qualidade de água utilizados neste trabalho baseiam-se nos princípios de conservação de sistema aberto, dos quais resultam equações de balanço de grandezas, como massa, calor e quantidade de movimento. Estas equações recebem a nomenclatura de *transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas de substâncias constituintes da água*. Tais substâncias possuem limites mínimos ou máximos, de acordo com seu papel e importância na manutenção da vida e do equilíbrio ecológico dos ambientes aquáticos (GOLDMAN, 1983). A legislação ambiental costuma apontar tais limites e os projetos de obras e interferências humanas em tais ambientes procuram demonstrar, através de estudos e prognósticos, a qualidade e quantidade dos impactos a tais indicadores nas diversas fases do empreendimento (BRASIL, 1997).

As substâncias, por sua vez, são identificadas como contaminantes caso possuam limite máximo, normalmente relacionado com o estado de preservação que se busca para o corpo d'água. A modelagem da decomposição de matéria orgânica costuma utilizar indicadores como a DBO para tal, baseando-se em modelos aplicados em Engenharia Sanitária (VON SPERLING, 2005; JORDÃO & PESSÔA, 2005). A biomassa vegetal (fitomassa) terrestre afogada, entretanto, passa por processos diferentes do resíduo sanitário, sendo necessárias algumas adaptações.

Em se tratando de transporte de contaminantes, deve-se dar atenção especial aos termos de produção e consumo da equação de transporte, pois são eles que irão representar os mecanismos de lixiviação e mineralização do COD, e.g., associados a carboidratos, proteínas e polifenóis, essenciais para representação adequada da dinâmica decompositora da fitomassa (DAVIS et al., 2003; MACARTHUR & RICHARDSON, 2002).

A classificação dos constituintes da massa específica da água, ρ , considera sua atividade, i.e., influência do gradiente da substância no fluxo hídrico, e se possui natureza conservativa, ou seja, sem processos de produção e consumo. Caso seja relevante modelar gradientes espaciais, principalmente verticais, é possível considerar temperatura e salinidade como substâncias ativas. Todas as demais são passivas e não-conservativas, assim como o COD.

Sobre o modelo transporte advectivo-difusivo (MTAD), a Referência Técnica do SisBaHiA® lê:

Os processos de transporte, advectivo e difusivo, são resolvidos de forma idêntica ao MTAD. Os processos biológicos e químicos, chamados de reações cinéticas, são definidos para cada substância, sendo, portanto, o diferencial deste modelo. O entendimento e a formulação destes processos são fundamentais para a construção do modelo de qualidade de água.

O Modelo de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) desenvolvido tem a mesma base numérica do Modelo Euleriano de Transporte Advectivo-Difusivo (MTAD) integrado na vertical. Os modelos Eulerianos resolvem a equação de transporte sobre uma malha fixa. A integração na direção vertical sugere que este modelo deva ser aplicado em corpos de água rasos, que possuem dimensões horizontais preponderantes sobre a dimensão vertical, com a coluna de água razoavelmente homogênea, com estratificação vertical pouco relevante. Neste tipo de corpo receptor, o campo de velocidades usado é médio na vertical, não permitindo a descrição do perfil de velocidades (ROSMAN et al., 2017).

Em relação aos mecanismos de transporte de uma dada substância em um corpo de água, o processo advectivo é dominante, sugerindo assim uma enorme dependência entre a simulação hidrodinâmica e o processo de transporte. No entanto, os processos difusivos também são muito importantes para a definição do transporte. No modelo desenvolvido, a parte difusiva é modelada segundo as técnicas de filtragem (ALDAMA, 1985; ROSMAN, 1987), que são também empregadas na técnica conhecida como Simulação de Grandes Vórtices (LES, *large eddy simulation*).”

3.2.2. Modelos Tradicionais de Qualidade de Água (OD & DBO)

O método mais utilizado para avaliação de qualidade de águas é modelo exponencial que calcula a DBO, variável selecionada como indicador de poluição orgânica em 1908 pela Comissão Real do Reino Unido sobre Poluição Fluvial (JOUANNUEAU et al., 2014). Ela se baseia no consumo acumulado de oxigênio pela decomposição de matéria orgânica até o 5º dia de experimento, supostamente por ser considerado o maior tempo de trânsito das águas do estuário londrino. Sua formulação matemática, de acordo com Von Sperling (2005), é a seguinte equação exponencial:

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_1 t}), \quad (5)$$

sendo L_0 a *demanda última*, em mg/L, representando o consumo de oxigênio pela decomposição de toda matéria orgânica presente no momento $t=0$, e K_1 a taxa constante ou coeficiente de desoxigenação, em dia⁻¹.

A utilização do modelo de DBO, ou DBO₅, como costuma ser referida, impõe que as únicas variáveis de interferência na velocidade de decomposição e consumo de oxigênio serão a demanda acumulada e o tempo. Críticos do modelo o classificam como incompleto por não considerar a diversidade do material orgânico, considerando apenas a atividade aeróbica e o consumo de matéria carbonácea, enquanto que há atividade bacteriana de nitrificação simultânea (WIDER & LANG, 1982; SIDSIQI et al., 1967).

A narrativa da escolha da DBO de 5 dias como relacionada a um tempo considerado máximo de trânsito das águas de rios até o mar, em 1908, encontra uma inconsistência histórica: os ingleses colonizaram países tropicais com rios muito maiores, como o rio Ganges (Índia) e o Amarelo (China), logo saberiam que este tempo de residência pode ser largamente superado. É provável que, tendo sido usada uma forma exponencial deste muito cedo para previsão da variável, o tempo de 5 dias seja o limite inferior de um período em que o ajuste das previsões e resultados se torna satisfatório.

Uma proposta feita por Rosman et al (2012) pondera não o decaimento da DBO₅, mas a taxa de solubilização desta variável, que se baseia numa exponencial com a mesma forma da Equação 7:

$$L(t) = k_{oxe} \cdot C_R \cdot e^{-k_{oxe} t} \quad (6)$$

sendo $L(t)$ a concentração emitida de DBO por fontes de fitomassa, k_{oxe} a taxa efetiva de solubilização de matéria orgânica, C_R a quantidade remanescente de fitomassa na fonte, k_{ox} a taxa nominal de solubilização da matéria orgânica, C_{OD} a concentração local de OD, OD_{sat} a concentração de saturação de OD no instante t e na temperatura local, H a altura local de coluna d'água e H_{min} a altura mínima de coluna d'água para disponibilidade total da fonte.

O modelo apresentado por Rosman et al (2012), que impõe uma resposta linear da taxa de decaimento de acordo com o nível de saturação de OD, guarda semelhanças dos modelos de Monod (1942) e Blackman (1905). O modelo de Monod ajusta taxas de processos biológicos para atingirem metade de seu valor a uma chamada *constante de meia-saturação*, $K_{1/2SAT}$, que indica a concentração de substrato para redução da taxa de consumo a 50% do valor máximo (T_{MAX}). O modelo de Blackman propõe uma função linear até a constante de meia-saturação e um valor constante para a taxa além deste nível (Figura 7). As taxas mais utilizadas, porém, se baseiam no modelo clássico, primeiramente proposto por Bouldin (1968), que afirma que a taxa será constante enquanto a variável de referência for maior que zero (FRAUSUM et al., 2010).

$$Y(C) = T_{MAX} \cdot \frac{C(x)}{(C(x) + K_{1/2SAT})} \quad \text{Monod (1942)} \quad (7)$$

$$Y(C) = \begin{cases} T_{MAX}, & \text{se } C(x) \geq K_{1/2SAT} \\ T_{MAX} \cdot \frac{C(x)}{K_{1/2SAT}}, & \text{se } 0 \leq C(x) \leq K_{1/2SAT} \end{cases} \quad \text{Blackman (1905)} \quad (8)$$

$$Y(C) = \begin{cases} T_{MAX}, & \text{se } C(x) > 0 \\ 0, & \text{se } C(x) = 0 \end{cases} \quad \text{Boulin (1968)} \quad (9)$$

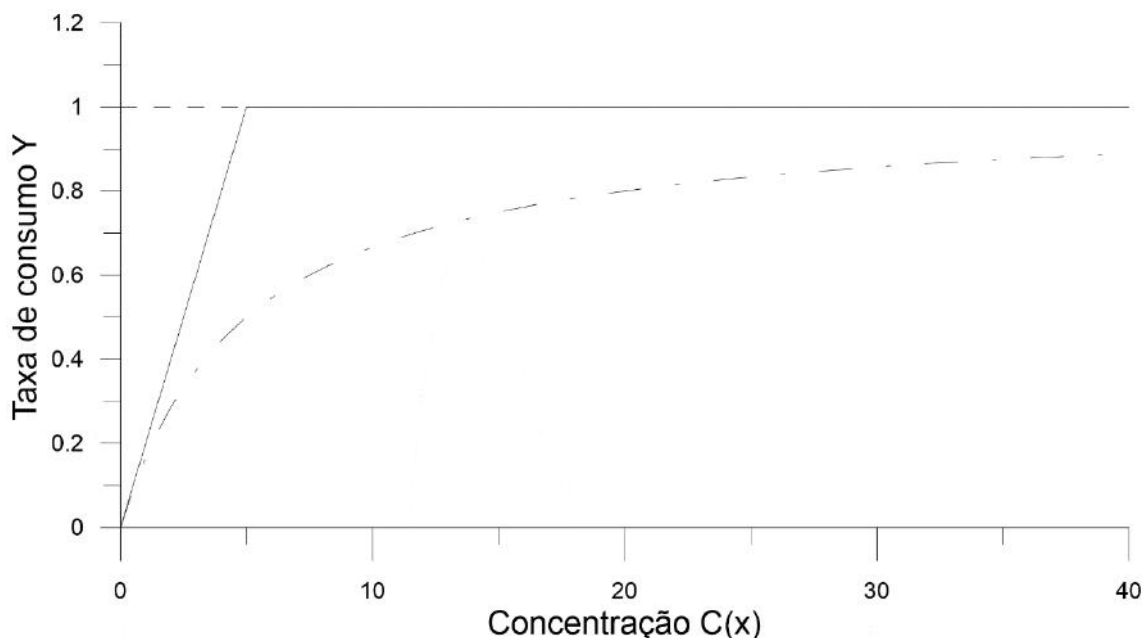


Figura 7 – Gráfico ilustrativo das formulações de Monod, Blackman e Bouldin para atividades biológicas dependentes de substratos ou concentrações limitantes. A linha contínua se refere a Blackman, a linha pontilhada a Bouldin, a linha de traço e ponto a Monod.

De acordo com o trabalho de Bianchini Jr e De Cunha Santino (2011), que estudaram o processo de mineralização de partições vegetais, a cinética de consumo de OD costuma demonstrar maior atividade nas primeiras duas semanas. Após esse período, a atividade reduziu-se para a mineralização de todos os recursos. Folhas apresentaram a maior proporção de OD consumido, de 0.382 gOD/gMS, seguidas de galhos, 0.196 gOD/gMS, e serapilheira, 0.088gOD/gMS, todas ajustadas a formas exponenciais com altos coeficientes de correlação. O termo gMS se refere a “g por massa seca”, grandeza de massa após processo de secagem.

Neste trabalho, considerou-se para a desoxigenação por decomposição uma formulação combinada de Rosman (2012) e Bianchini Jr e De Cunha Santino (2011). Enquanto a solubilização da matéria orgânica segue a Equação 8, o consumo de oxigênio gerado pela decomposição da matéria dissolvida segue a forma:

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_D \cdot C_{COD} \cdot CO_{MAX} \cdot e^{-k_D t} \quad (10)$$

sendo C_{OD} a concentração local de OD (mg/L), k_D a taxa de desoxigenação (dia^{-1}), C_{COD} a concentração de COD (mg/L) e CO_{MAX} o consumo máximo de oxigênio por massa consumida de COD (gOD/gCOD).

3.2.3. Modelo Proposto de Qualidade de Água e Decomposição (OD & COD)

O modelo proposto neste trabalho considera o ciclo do oxigênio, do nitrogênio, do fósforo e do carbono orgânico, além de índices relativos à biomassa e às comunidades de fitoplâncton e zooplâncton. Como as reações cinéticas modeladas variam fortemente com a temperatura e salinidade (SELLERS, 1965), o modelo foi construído considerando as seguintes 12 grandezas escalares:

Símbolo	Parâmetro	Unidade
S	Salinidade	Ups
T	Temperatura	°C
C ₁	Amônia	mgNA/l
C ₂	Nitrato	mgNI/l
C ₃	Fósforo Inorgânico	mgP/l
C ₄	Zooplâncton	µgZ/l
C ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio	mgO/l
C ₆	Oxigênio Dissolvido	mgO/l
C ₇	Nitrogênio Orgânico	mgNO/l
C ₈	Fósforo Orgânico	mgPO/l
C ₉	Clorofila	µgChla/l
C ₁₀	Carbono Orgânico Dissolvido	mgCOD/l

Tabela 5 - Variáveis disponíveis para modelagem pelo SisBaHiA® (adaptada de Rosman, 2017).

Chama-se a atenção para o fato de o novo modelo considerar como dinâmicas apenas as grandezas dos ciclos de oxigênio e carbono, mantendo constantes os valores iniciais das demais variáveis. As exceções a tal condição são a temperatura e a salinidade, que podem ser consideradas como variáveis dinâmicas em caso de regiões com alta estratificação dessas variáveis, mistura de águas com cargas distintas do corpo receptor - rios ou efluentes humanos - ou fenômenos relevantes para os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água - pulsos de cheias, mudanças climáticas, acidentes com extravasamento de óleo e outros.

As distinções do novo modelo para o Modelo de Qualidade de Água e Eutrofização, já extensamente aplicado e validado, são (i) a inclusão do escalar COD, (ii) as reações de consumo de OD relacionadas ao COD e (iii) a consideração da fitomassa alagada como fonte de COD e sumidouro de OD. O ciclo de oxigênio do modelo tradicional inclui apenas o OD e a DBO, resumido da seguinte maneira:

- **DBO:** decomposição, sedimentação, desnitrificação, fonte através de detritos da herbivoria, da mortalidade não-predatória de fitoplâncton e da mortalidade não-predatória de zooplâncton.
- **OD:** reaeração, decomposição (DBO), nitrificação, fotossíntese, respiração de fitoplâncton, respiração de zooplâncton, demanda de oxigênio no sedimento.

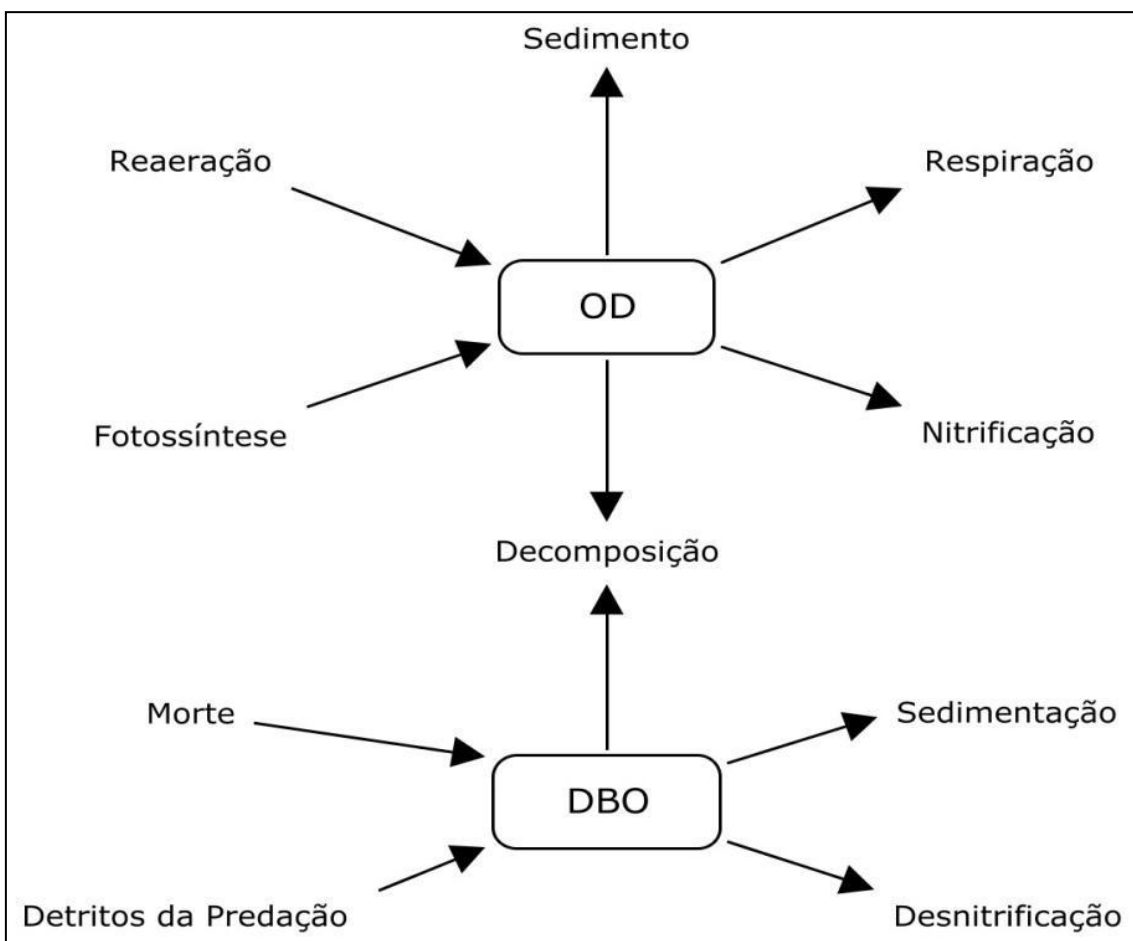


Figura 8 - Esquema dos processos representados na dinâmica de OD e DBO. Autoria: Cynara Menezes.

Fonte: Rosman et al., 2017).

No modelo proposto, os processos cinéticos de transformações incluem no ciclo do oxigênio as incógnitas OD, DBO e COD. Os processos cinéticos envolvidos são:

- **OD:** reaeração, decomposição, nitrificação, fotossíntese, respiração de fitoplâncton, respiração de zooplâncton, demanda de oxigênio no sedimento. Consumo associado aos estoques de fitomassa alagada: oxidação de carbono orgânico particulado lábil, lixiviação de carbono orgânico particulado solúvel, mineralização de carbono orgânico particulado refratário.
- **DBO:** decomposição, sedimentação, desnitrificação, fonte através de detritos da herbivoria, da mortalidade não-predatória de fitoplâncton e da mortalidade não-predatória de zooplâncton.
- **COD:** lixiviação de carbono particulado solúvel (COPS) e mineralização de COD.

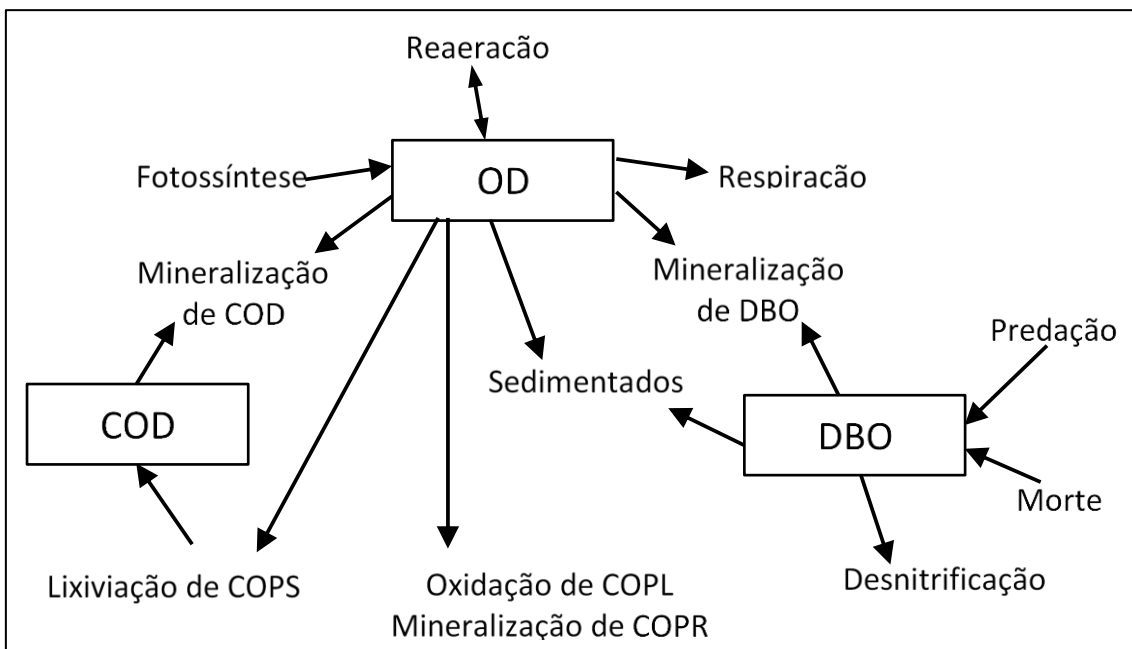


Figura 9 - Esquema dos processos representados na dinâmica de OD, DBO e COD. Coautoria: Daniel Villela Runkel de Sousa e Paulo Cesar Collona Rosman.

Pode-se observar, nos esquemas das figuras Figura 8 e Figura 9, que as substâncias envolvidas nos processos cinéticos são interligadas – um mesmo processo de consumo de uma substância produz, ou consome, outra. Esta conexão cria assim um sistema de equações que precisa ser resolvido de forma acoplada.

3.2.3.1. Equações de Transporte Advectivo-Difusivo

A equação integrada em uma camada de espessura H , que geralmente vai do fundo à superfície, descrevendo o transporte de um escalar para variáveis de grande escala (BEDFORD, 1994), usando a técnica de filtragem para a modelagem das tensões turbulentas, é dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial x_i} = \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(H \left[D_{ij} \delta_{jk} + \frac{\Lambda_k^2}{12} \left| \frac{\partial U_j}{\partial x_k} \right| \right] \frac{\partial C}{\partial x_k} \right) - \frac{C}{H} (q_p - q_e) + \frac{(C_{Ia} - C)}{H} q_{Ia} + \Sigma R_c + I \quad (11)$$

Onde C é a concentração do escalar de interesse, U_i são as componentes da velocidade na direção x_i promediadas na direção vertical, H é a altura da coluna de água, D_{ij} é o tensor que representa o coeficiente de difusão turbulenta de massa, δ_{jk} representa o delta de Kronecker e $\Lambda_k = \alpha_k \Delta x_k$ é a largura do filtro na dimensão x_k , sendo α_k um parâmetro de escala. Os termos q_p , q_e e q_{Ia} são valores dados de vazões por unidade de área, e.g. [$m^3/s/m^2$], respectivamente, de precipitação, evaporação e infiltração, do solo para a coluna de água; C_{Ia} a concentração do infiltrado; ΣR_c representa reações cinéticas de produção ou consumo, e I , fontes ou sumidouros. Para mais detalhes, veja Rosman (1987) e Aldama (1985).

É notável mencionar que o termo I será descrito como fonte ou sumidouro da substância m considerando concentração C_E e vazão q_E , como no caso de emissários. No caso de fontes sem vazão líquida, como alagamento de fitomassa, o termo será descrito apenas pela carga θ_E , de dimensões *massa/área*, e.g., $mg \cdot m^{-2}$ ou $kg \cdot m^{-2}$:

$$I = \frac{1}{H} \begin{cases} (C_E - C) q_E \\ \theta_E \end{cases} \quad (12)$$

Os valores típicos de α_k mencionados acima geralmente ficam entre 0.25 a 2.0, com valor usual igual a 1.0. Na equação 11, $i, j = 1, 2$ e $k = 1, 2, 3$, sendo $k = 3$ correspondente ao tempo t (no contexto $x_3 = t$). Expandindo as derivadas da equação 11 (ROSMAN, 2000) e manipulando-a algebricamente, chega-se então a equação de transporte de um escalar dada por:

$$\begin{aligned}
& P_t \frac{\partial C}{\partial t} + P_x \frac{\partial C}{\partial x} + P_y \frac{\partial C}{\partial y} \\
&= P_{xx} \frac{\partial C^2}{\partial x^2} + P_{xy} \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial C}{\partial y} \right) + P_{xt} \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) + P_{yx} \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \\
&+ P_{yy} \frac{\partial C^2}{\partial y^2} + P_{yt} \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) - \frac{C}{H} (q_p - q_E) + \frac{(C_{Ia} - C)}{H} q_{Ia} + \Sigma R_c \\
&+ I
\end{aligned} \tag{13}$$

Sobre o coeficiente D_{ij} , que representa a mistura devida à turbulência, as velocidades difusivas u_{ij} e v_{ij} , bem como os coeficientes P_{ij} , pode-se obter mais detalhes na Referência Técnica do programa (ROSMAN et al., 2017).

Para representar os impactos de qualidade de água da decomposição da fitomassa é necessário analisar a escrita da formulação (5) tanto para o OD quanto para o COD. A diferença entre tais formulações está no termo de reações cinéticas, ΣR , e no termo de sumidouro.

Seguindo as notações da equação 13, considera-se os mecanismos de consumo de OD por: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a nitrificação (N), a respiração de fitoplâncton (R_f) e zooplâncton (R_z), oxidação de sedimentados (SOD) e mineralização do COD (M_{10}), bem como termos de produção de OD como reaeração (R_a) e fotossíntese (F), além do sumidouro que a fitomassa alagada representa (I_{fito}), ficando o termo de reações cinéticas ΣR na seguinte forma:

$$\Sigma R_6 = R_a - DBO - N + F - R_f - R_z - SOD - M_{10} - I_{fito} \tag{14}$$

Similar ao termo de decomposição da DBO, a decomposição da matéria orgânica vegetal terrestre (fitomassa) inclui processos de consumo de oxigênio, como a oxidação de lábeis (O_{Lab}), a lixiviação de solúveis (L_S) e a mineralização de compostos refratários (M_R). O termo de reações cinéticas se torna $I_{fito} = O_{Lab} + L_S + M_R$ e o fluxo advectivo-difusivo de oxigênio escreve-se:

$$\Sigma R_6 = R_a - DBO - N + F - R_f - R_z - SOD - M_{10} - (O_{Lab} + L_S + M_R) \tag{15}$$

Onde todos os parâmetros estão definidos nas equações anteriores. O sumidouro I_{fito} sempre tem valor menor ou igual a zero. Os termos de oxidação, lixiviação e mineralização de refratários são, cada um, o produto de: uma concentração superficial de carbono orgânico particulado (COP) para cada fração de biodegradabilidade ($COPL$, $COPS$ e $COPR$), uma taxa de decaimento temporal (k_i) e uma taxa de consumo de OD por massa de carbono (α, β, δ). As concentrações de carbono orgânico particulado para cada fração são o produto da concentração inicial de toda a carga de fitomassa atribuída ao nó (COP_0), uma proporção na composição inicial da matéria orgânica particulada (a, b, c) e uma função exponencial temporal negativa, referente ao tempo que o nó esteve submerso (t). Os termos são escritos como:

Oxidação de Lábeis	Lixiviação de Solúveis	Mineralização de Refratários
$COPL_0 = COP_0 \cdot a$	$COPS_0 = COP_0 \cdot b$	$COPR_0 = COP_0 \cdot c$
$COPL(t) = COPL_0 \cdot e^{-k_1 t}$	$COPS(t) = COPS_0 \cdot e^{-k_2 t}$	$COPR(t) = COPR_0 \cdot e^{-k_4 t}$
$O_{Lab} = \alpha \cdot k_1 \cdot COPL(t)$	$L_S = \beta \cdot k_2 \cdot COPS(t)$	$M_R = \delta \cdot k_4 \cdot COPR(t)$

Tabela 6 – Processos e equações de desoxigenação por decaimento da fitomassa particulada, em termos de carbono orgânico particulado inicial (COP_0).

É importante notar que os índices $i=1, 2, 3$ e 4 se referem às vias de transformação da matéria orgânica, respectivamente: oxidação de lábeis; lixiviação de solúveis; mineralização do COD e mineralização dos refratários particulados.

O termo de consumo de COD, M_{10} , é escrito como uma função exponencial negativa de mineralização do COD transportado pelo fluido, lixiviado da fitomassa e possivelmente introduzido no corpo d'água por fontes laterais com vazão líquida. Seus demais termos são: a massa de COD presente na coluna d'água (C_{10}) e a taxa de decaimento temporal (k_3), levando à seguinte expressão:

$$M_{10} = C_{10} \cdot k_3 \cdot e^{-k_3 t} \quad (16)$$

Quando se trata do consumo de OD relacionado à mineralização do COD, a função M_{10} é multiplicada pela proporção de consumo de OD por massa de COD mineralizado (γ).

A taxa de decaimento temporal (k_i), referente às fórmulas acima descritas e à mineralização do COD, foi modificada por Rosman et al. (2017). Originalmente uma

constante, esse coeficiente foi alterado para ser ponderado proporcionalmente pelo nível de saturação de OD e pela altura relativa da coluna d'água a um valor mínimo estabelecido pelo usuário. A equação para seu cálculo é:

$$k_i = k_{iNom} \frac{C_6}{OD_{sat}} \min\left(1.0; \frac{\max(H; 0)}{H_{min}}\right), i = 1, 2 \text{ e } 4 \quad (17)$$

$$k_i = k_{iNom} \frac{C_6}{OD_{sat}}, i = 3$$

Finalmente, o termo de reações cinéticas do fluxo advectivo-difusivo de OD, em um modelo de qualidade de água com decomposição submersa de fitomassa, pode ser escrito como:

$$\begin{aligned} \Sigma R_6 = & k_a(O_{sat} - C_6) - k_D C_5 - r_{on} k_{12} C_1 + r_{oc} r_{ca} C_9 (k_g - k_{ra}) - r_{oc} k_{rz} C_4 - \frac{SOD}{H} \quad (18) \\ & - \underbrace{C_{10} \cdot \gamma \cdot k_3 \cdot e^{-k_3 t}}_{\text{mineralização}} \\ & - \left[\underbrace{\alpha \cdot k_1 \cdot COPL(t)}_{\text{oxidação}} + \underbrace{\beta \cdot k_2 \cdot COPS(t)}_{\text{lixiviação}} + \underbrace{\delta \cdot k_4 \cdot COPR(t)}_{\text{mineralização}} \right] \end{aligned}$$

A equação 18, entretanto, requer parametrização detalhada, parcialmente indisponível na literatura limnológica. Não há taxas de consumo de OD relacionadas para cada um dos processos decompositores, apenas taxas de consumo total, exigindo a equiparação temporária dos termos α , β , δ e γ . Aplicando o modelo usado por Bianchini Jr & De Cunha Santino (2011), de consumo exponencial de oxigênio, a equação foi remodelada para:

$$\begin{aligned} \Sigma R_6 = & k_a(O_{sat} - C_6) - k_D C_5 - r_{on} k_{12} C_1 + r_{oc} r_{ca} C_9 (k_g - k_{ra}) - r_{oc} k_{rz} C_4 - \frac{SOD}{H} \quad (19) \\ & - \underbrace{C_{10} \cdot k_D \cdot \omega_{max} \cdot e^{-k_D t}}_{\text{consumo por mineralização}} \\ & - \omega_{max} \left[\underbrace{k_1 \cdot COPL(t)}_{\text{oxidação}} + \underbrace{k_2 \cdot COPS(t)}_{\text{lixiviação}} + \underbrace{k_4 \cdot COPR(t)}_{\text{mineralização}} \right] \end{aligned}$$

Na equação acima, k_D é a taxa temporal de desoxigenação (dia^{-1}) e ω_{max} é a proporção de OD consumido por massa vegetal seca. A taxa de consumo de OD por mineralização do COD, k_3 , foi substituída por k_D , considerando que este processo tem maior peso do que o decaimento de estoques refratários e dura mais do que os processos de oxidação

e lixiviação. A mesma proporção ω_{max} foi aplicada aos termos de sumidouro, porém considerando as taxas temporais do decaimento de cada fração de fitomassa.

Para o fluxo de COD, os mesmos termos advectivos e difusivos são incluídos, as reações cinéticas se resumem ao consumo por mineralização de COD (M_{10}) e não há reação cinética de produção. A lixiviação de solúveis da fitomassa, que insere massa de COD na coluna d'água, é um termo de produção, logo faz parte de R_{10} . Seu fluxo é escrito como:

$$\Sigma R_{10} = - \underbrace{C_{10} \cdot k_3 \cdot e^{-k_3 t}}_{\text{mineralização}} + \underbrace{k_2 \cdot COPS(t)}_{\text{lixiviação}} \quad (20)$$

O modelo de OD & COD não considera diferenciação entre processos microbianos, químicos e foto-oxidativos, principalmente por sua relevância depender fortemente do ecossistema e de características intrínsecas ao corpo hídrico (WARD et al., 2013). Até mesmo as escalas temporais de decaimento de COP refratário, normalmente associado a formas como lignina, apresenta variabilidade, como no caso do rio Amazonas (WARD et al., 2018).

A granulometria escolhida para separação de COP e COD foi de 22 micrômetros, pela disponibilidade de filtros nos experimentos físicos a serem detalhados no capítulo 4, porém esta é uma referência não convencional. Em rios muito lamosos como o Suwanee (GEORGIA, EUA), filtros maiores são utilizados para caracterização do carbono orgânico (AVERETT et al., 1994).

3.2.4. Sugestão Metodológica para Modelagem da Decomposição de Fitomassa em Meio Aquático

Para tanto, é preciso repensar a forma de representação da fitomassa nos modelos computacionais. Como fontes espacialmente fixas, as mesmas são compostas de material particulado orgânico, que possui características variadas de labilidade, solubilidade e taxa de desoxigenação, como discutido no capítulo 2. Assim, considera-se que a fonte de fitomassa deve ser enxergada como sumidouro de OD e fonte de COD.

Previamente a tal modelagem de transporte de OD & COD, é necessária uma descrição razoável das fitotipologias alagadas e dos padrões hidrodinâmicos de seu alagamento. Este é um esforço complexo e que consome tempo e recursos, levando à sugestão de operar, para otimização de esforços, a modelagem de Idade da Água do evento de

enchimento (Figura 10). Pretende-se, com isso, identificar as áreas mais sensíveis aos processos de curto e médio-prazo da decomposição de fitomassa, a oxidação da fração lábil e a lixiviação e mineralização do COD, respectivamente.

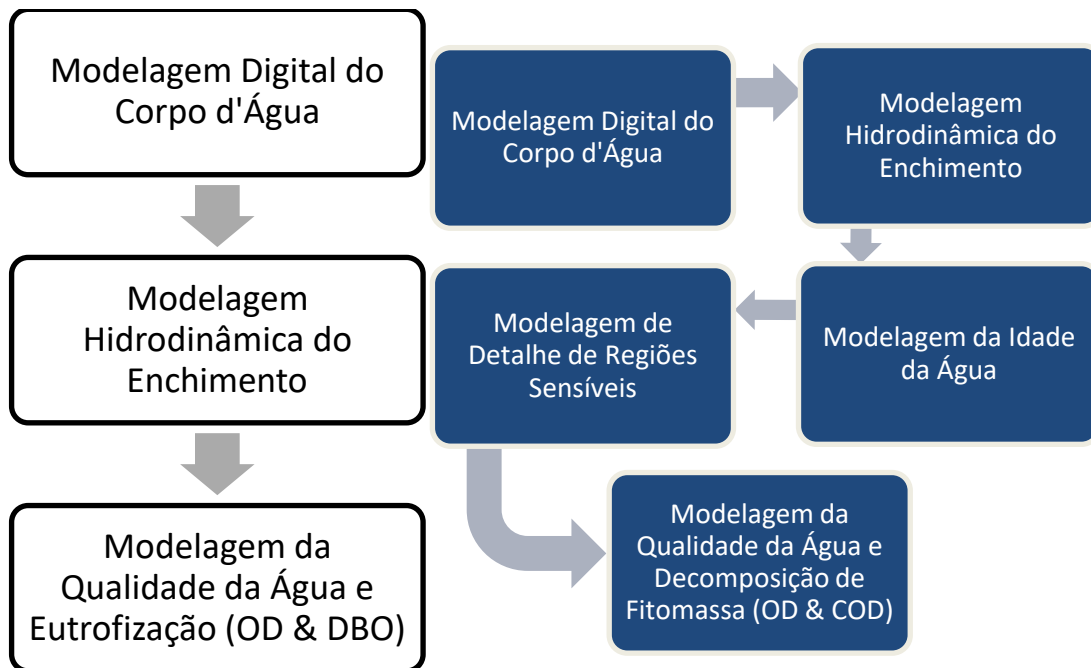


Figura 10 - Fluxogramas da modelagem de OD & DBO, implementada no SisBaHiA® (esquerda), e da metodologia proposta, levando ao modelo de OD & COD (direita).

A proposta metodológica não depende, exclusivamente, do modelo de qualidade de água e decomposição de fitomassa desenvolvido para este trabalho. Contanto que a lógica de alimentação de dados e operação de modelos seja a descrita, o propósito de racionalização de recursos e detalhamento de processos de interesse se mantém contemplado. A escolha do SisBaHiA® para operação dos modelos se baseia na experiência do autor com suas ferramentas e na qualidade do sistema, sempre sendo atualizado por pesquisas e teses em desenvolvimento.

Como exemplo das possibilidades da metodologia proposta, é possível com ela modelar um cenário razoavelmente comum para Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) a fio d'água: deseja-se conhecer os efeitos da elevação do nível d'água a cada período de cheia num rio com barramento, próximo a uma população que despeja esgoto em suas águas. Caso haja rebrota de vegetação nas regiões expostas durante a seca, o modelo acompanhará os valores de concentração de OD, impactado tanto pelo decaimento da matéria orgânica vinda dos resíduos urbanos (DBO) quanto pela decomposição da fitomassa terrestre, alagada durante a cheia, que por sua vez lixiviará compostos orgânicos dissolvidos (COD). Basta que se determine a distinção entre as cargas de

matéria orgânica no esgoto afluente e sua taxa de desoxigenação, bem como da densidade superficial da fitomassa e a velocidade do decaimento de suas frações.

3.2.5. Idade da Água

O termo Idade da Água tem sido usado na literatura de Limnologia, Recursos Hídricos e Química Aquática, há mais de 40 anos, para definir características diversas, como tempo de trajeto entre origem e destino, tempo de residência ou para diferenciar águas de estratos diferentes (MALES et al., 1985; ENGLAND, 1995; SIVAN et al., 2001; MONSEN et al., 2002; GOURGUE et al., 2007; SHEN et al., 2007; LIU et al., 2017). Os métodos de cálculo da idade variam, desde simulação de traçadores conservativos a substâncias com decaimento linear ou exponencial. Neste trabalho, utilizam-se equações para estimar o tempo de decaimento de uma substância passiva marcadora de idade presente na água.

Indicadores hidráulicos mais simples, como a razão entre volume médio e vazão média, chamado de *tempo de residência* em muitos trabalhos de limnologia, não consideram gradientes espaciais de transporte. Com isso, regiões lânticas deixam de ser identificadas, sendo estas as principais áreas sensíveis aos processos de eutrofização e degradação ambiental. Tais indicadores também não levam em conta afluentes distribuídos pelo contorno dos corpos, onde a renovação é quase constante.

Os detalhamentos a seguir baseiam-se na explanação do modelo de Idade da Água da Referência Técnica do SisBaHiA (ROSMAN et al., 2017). Semelhante à cinética de decaimento de primeira ordem da fitomassa, a variação no tempo da concentração da substância marcadora de idade, $C(t)$, é dada por:

$$dC/dt = -kC(t)$$

Ao integrar a equação acima no tempo, tem-se:

$$C(t) = C_0 e^{-kt}$$

Por fim, pode ser algebricamente isolada a variável temporal, chegando-se a:

$$t = -\ln(C / C_0)/k \tag{21}$$

onde C representa a concentração da substância marcadora no instante t , C_0 representa a concentração inicial da substância marcadora, que no modelo referido é estabelecida como 1.0 e k representa a constante temporal de decaimento da substância marcadora.

A constante k , tendo grandeza inversa ao tempo, é de difícil interpretação, sendo mais favorável inverter a relação da Equação 5 e estabelecer a constante em função de tempos característicos. A Referência Técnica do SisBaHiA® oferece dois exemplos, já mencionados no capítulo 2:

- T_{50} = tempo requerido para decaimento de 50%, ou tempo de meia vida;
- T_{90} = tempo requerido para decaimento de 90%, ou tempo de ordem de grandeza.
- $k = -\ln(0.5)/T_{50} = -\ln(0.1)/T_{90}$

Desta forma, tem-se sempre a concentração inicial da substância e a constante k , sendo possível a todo momento determinar o tempo de decaimento decorrido a partir da concentração C . A diferença entre este tempo e o instante inicial de simulação será a Idade da Água, calculada para cada ponto da malha. Utilizando o T_{90} como referência, tem-se:

$$I_A(x, y, t) = -\ln(C(x, y, t)/C_0)/k = \ln(C/C_0) \cdot [T_{90}/\ln(0.1)] \quad (22)$$

Marcando-se todos os pontos da malha com concentração C_0 igual a 1, como condição inicial, bem como toda vazão afluente ao corpo d'água, a tendência é de encontrar valores maiores de Idade da Água em locais mais lânticos e mais distantes das seções de montante e/ou afluência. Em seções de efluência, como bueiros ou vertedouros, a Idade da Água decresce com a proximidade dos nós de saída de vazão.

Não há dependência do valor da Idade da Água em relação à constante k , pois o valor da concentração C se altera na mesma medida. Existe, porém, sensibilidade do T_{90} em reação a corpos d'água naturais de escoamentos complexos, com gradientes de transporte e concentração diversos. Em função da dependência do transporte advectivos-difusivo no que tange os gradientes de concentração, a evolução da Idade da Água pode divergir entre regiões aparentemente similares, por conta da taxa de decaimento.

Os valores de T_{90} devem, portanto, ser ajustados para o cenário simulado e sua duração. Valores muito pequenos de T_{90} tenderão a esgotar a concentração C muito rapidamente, enquanto valores muito grandes irão mantê-la muito próxima do valor inicial. A Referência Técnica do SisBaHiA® recomenda uma escala de 2, ou seja, que o valor de T_{90} esteja entre a metade e o dobro do período simulado, por questão de precisão numérica.

3.2.6. Modelo Digital do domínio da UHE Tibagi

O enchimento da UHE Tibagi, que serve a este trabalho como ilustração da proposta metodológica, é um projeto estudado pela Ecology Brasil S.A., até o presente momento não implementado. Adaptações foram feitas para a modelagem do evento e de suas condições, em virtude de lacunas nos dados necessários para sua simulação. A região modelada é caracterizada em detalhes na seção 4.2.1, do capítulo seguinte, por ser mais pertinente às análises e investigações nele demonstradas.

A Figura 11 ilustra o mapa da região alagada no domínio da UHE Tibagi, bem como as isolinhas de cota do fundo. Os dados de contorno e topo-batimetria foram baseados em seções longitudinais e transversais, fornecidas pela Ecology Brasil S.A., e dados de sensoriamento remoto oriundos da base SRTM de imagens de satélite, com espaçamento de 30 m (NASA LP DAAC, 2015).

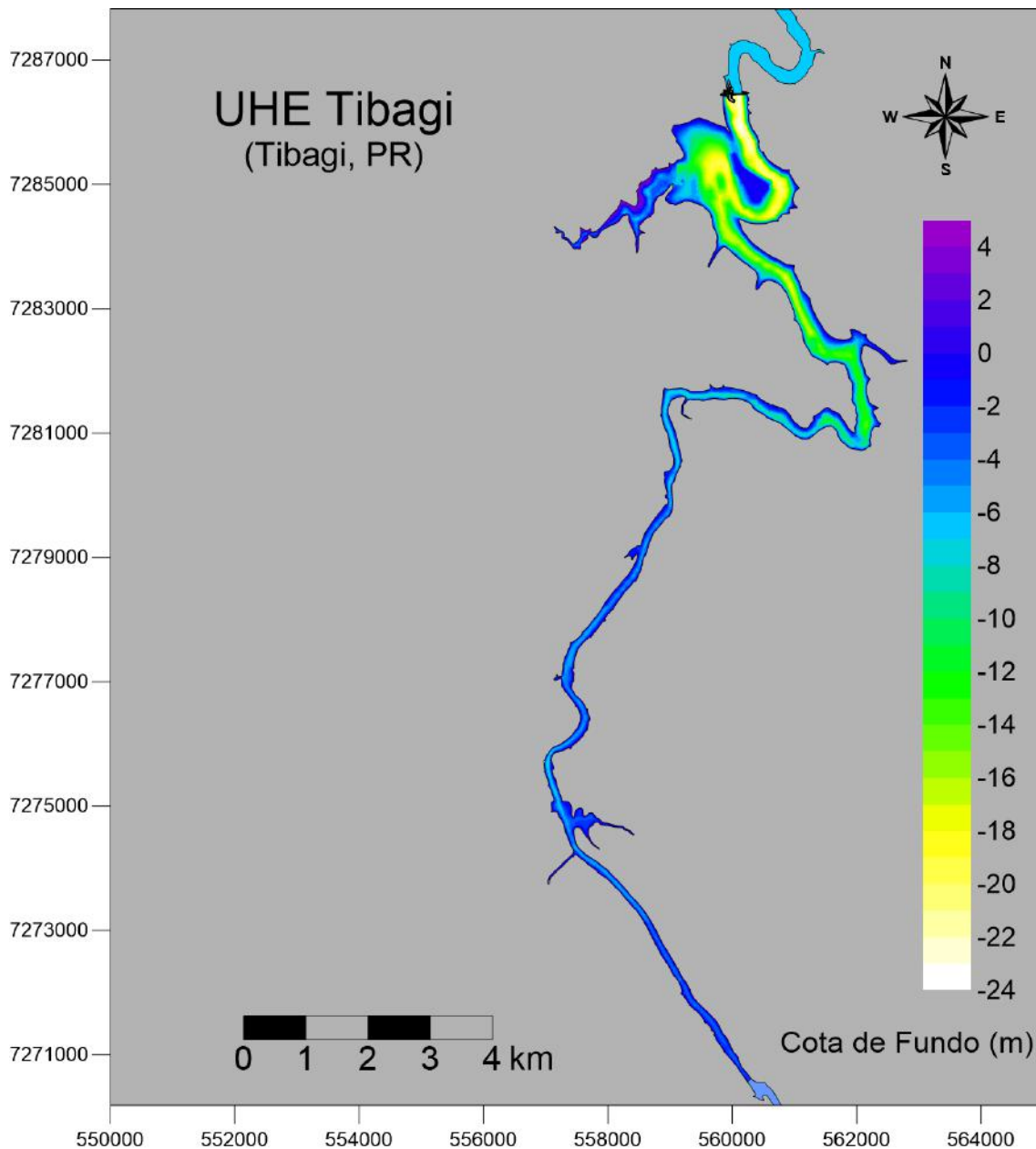


Figura 11 - Isolinhas de cota do fundo, no domínio modelado da UHE Tibagi.

A tensão de atrito no fundo é estabelecida, para os modelos do SisBaHiA®, através da variável “amplitude equivalente de rugosidade”, de símbolo ϵ , relacionada às formas e composição material do sedimento de fundo. A distribuição dessa variável no modelo digital do domínio da UHE Tibagi foi interpolada a partir de estimativas e dados coletados por pesquisadores do projeto. A preocupação principal foi representar adequadamente a diferença entre a seção central do rio, com corredeiras e aflorações de pedra, e a região próxima à barragem, onde o padrão hidrodinâmico parece se alterar e propiciar a precipitação de areia, o que é confirmado pelos empreendimentos de extração de areia em suas margens (Figura 12).

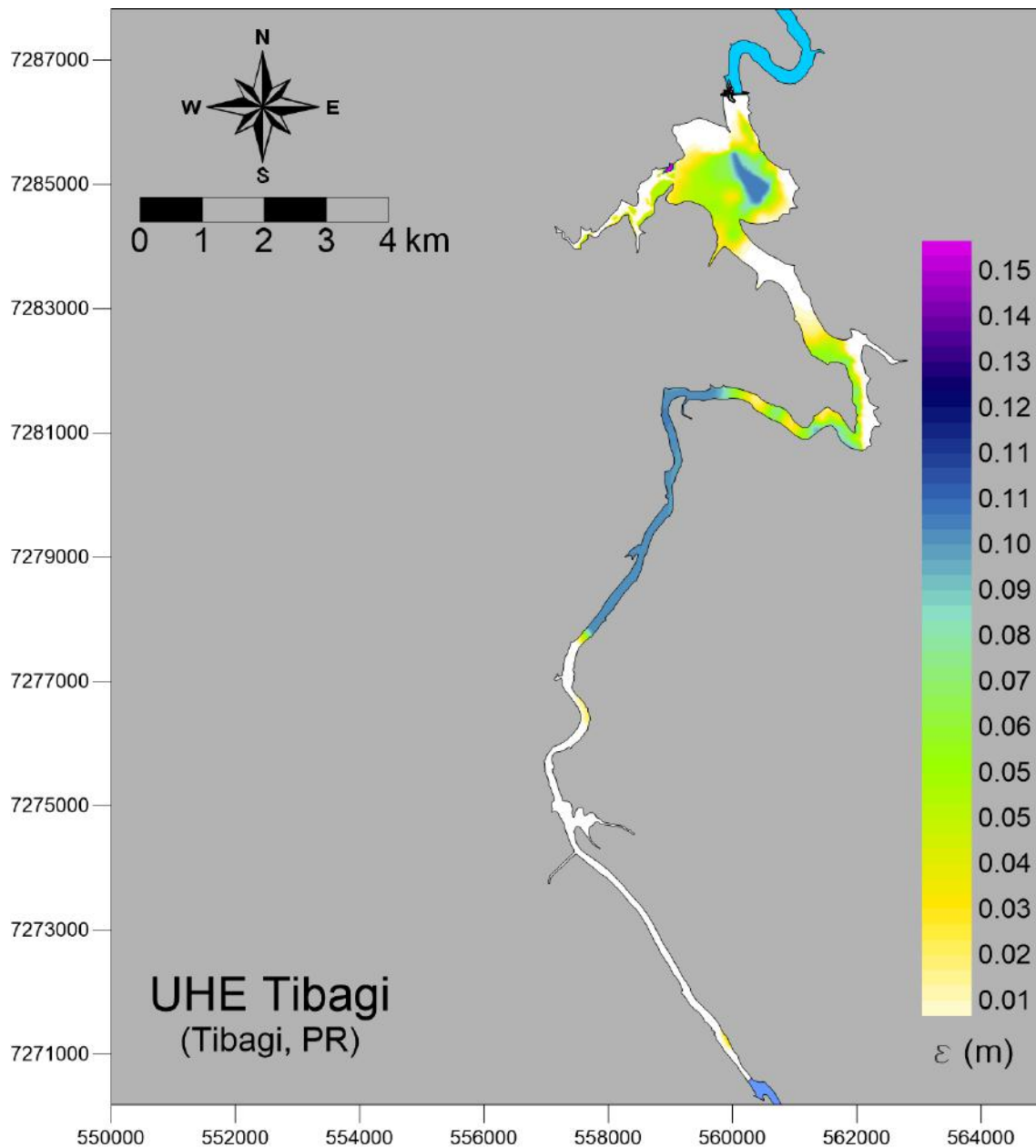


Figura 12 - Isolinhas de amplitude equivalente de rugosidade de fundo no domínio modelado da UHE Tibagi.

Os valores utilizados na interpolação foram referenciados pela Tabela 7, que relaciona faixas de amplitude equivalente de rugosidade a leitos de formas e composição predominante diversos.

Leito de sedimentos com rugas e similares	Amplitude ϵ (m)
Predominância de siltes e finos	$0.0001 < \epsilon < 0.0100$
Predominância de areias finas	$0.0070 < \epsilon < 0.0150$
Predominância de areias médias	$0.0100 < \epsilon < 0.0300$
Predominância de areias grossas	$0.0250 < \epsilon < 0.0500$
Predominância de areias muito grossas	$0.0400 < \epsilon < 0.0800$
Predominância de areias com cascalho	$0.0500 < \epsilon < 0.1200$
Sedimentos com vegetação	$0.0500 < \epsilon < 0.1500$
Sedimentos com obstáculos (e.g. pedras, troncos)	$0.1500 < \epsilon < 0.4000$
Fundo de pedra ou rochoso	
Fundo de alvenaria	$0.0003 < \epsilon < 0.0010$
Fundo de pedra lisa	$0.0010 < \epsilon < 0.0030$
Fundo de asfalto ou similar	$0.0030 < \epsilon < 0.0070$
Fundo com pedregulho ($d_{50} < 3$ cm)	$0.0070 < \epsilon < 0.0150$
Fundo com pedras médias ($d_{50} < 8$ cm)	$0.0150 < \epsilon < 0.0400$
Fundo com pedras ($d_{50} < 20$ cm)	$0.0400 < \epsilon < 0.1000$
Fundo com rochas ($d_{50} < 50$ cm)	$0.1000 < \epsilon < 0.2500$
Fundo de Concreto:	
Fundo de concreto liso	$0.0001 < \epsilon < 0.0005$
Fundo de concreto inacabado	$0.0005 < \epsilon < 0.0030$
Fundo de concreto antigo	$0.0030 < \epsilon < 0.0100$

Tabela 7 - Faixas de amplitude equivalente de rugosidade de fundo, referente a leitos de diferentes formas e composições (ROSMAN, 2017, adaptado de ABBOT & BASCO, 1982).

A interpolação dos dados de batimetria e rugosidade é completa após a montagem da malha de elementos finitos que será utilizada para as subseqüentes modelagens. No caso em questão, utilizou-se malha mista, com elementos biquadráticos quadrangulares

e triangulares, exibida na Figura 13. A Figura 14 exhibe o gráfico de Cota-Área-Volume da mesma malha.

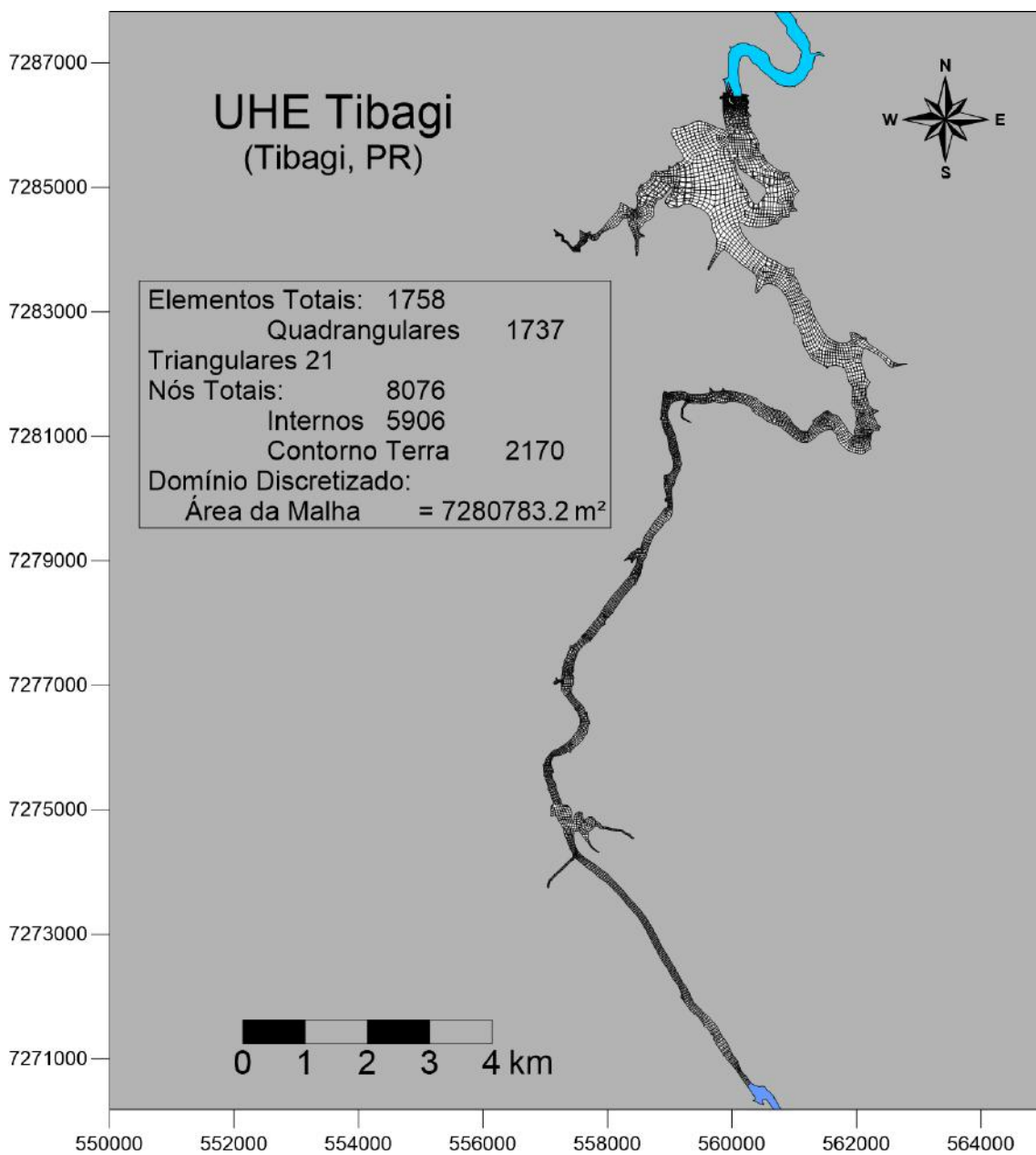


Figura 13 – Malha de elementos finitos composta para a simulação do enchimento da UHE Tibagi.

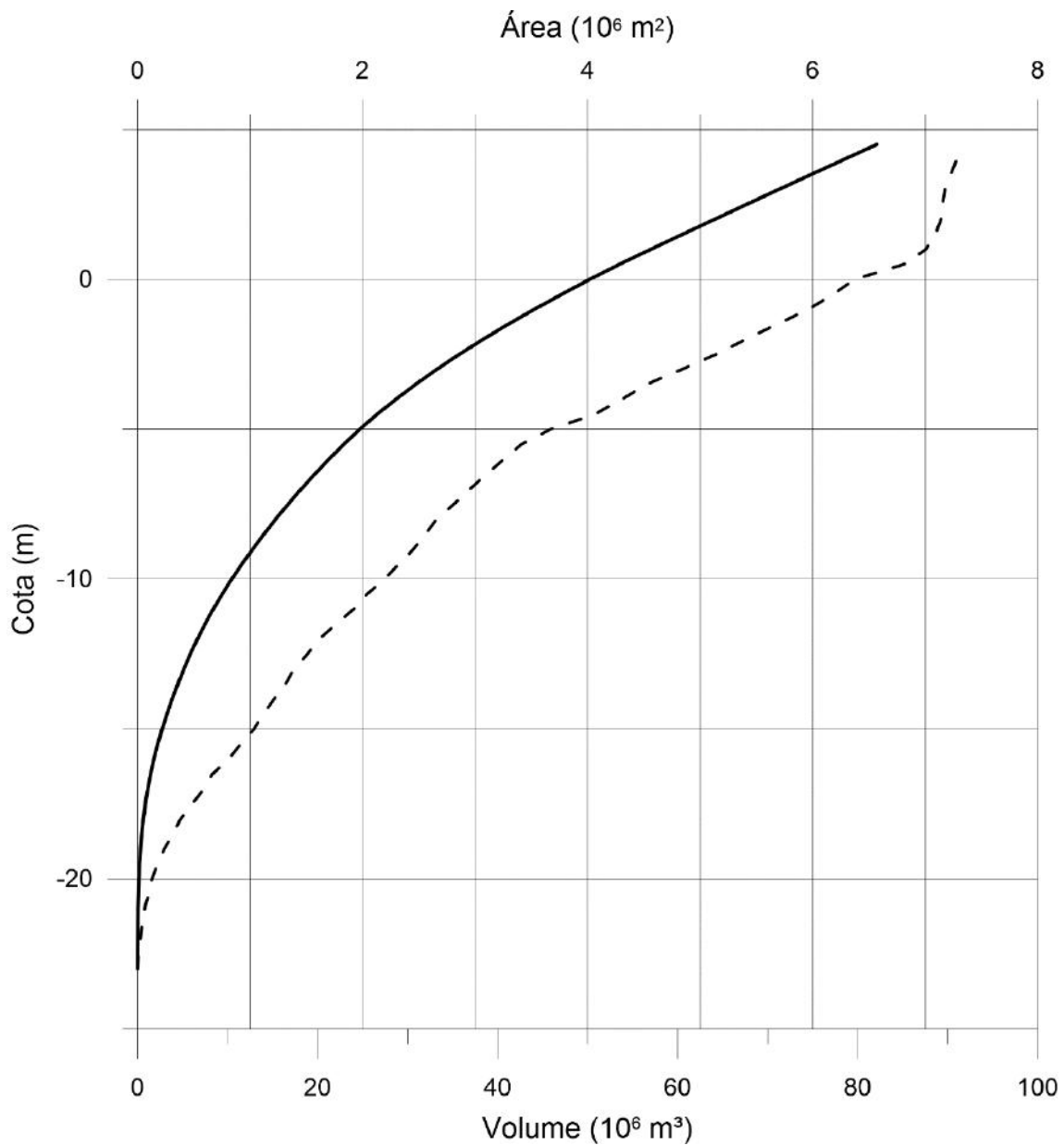


Figura 14 - Gráfico Cota-Área-Volume do domínio de modelagem da UHE Tibagi

O domínio modelado da UHE Tibagi, pelo projetado de referência, possui uma estrada aterrada na seção mais baixa de um embanhamento lateral, para o qual drena o arroio Pedra Branca, pequeno riacho afluente ao rio Tibagi. Sua pequena bacia é bem próxima da cidade de Tibagi, vizinha de plantações de eucalipto e fazendas leiteiras. O arroio é pouco caudaloso e já guiado por bueiros, tendo sido estimada sua vazão em dia seco, na data de 12 de março de 2017, em 0.07 m³/s, através de aferições locais de profundidade e velocidade média de escoamento (Figura 15).

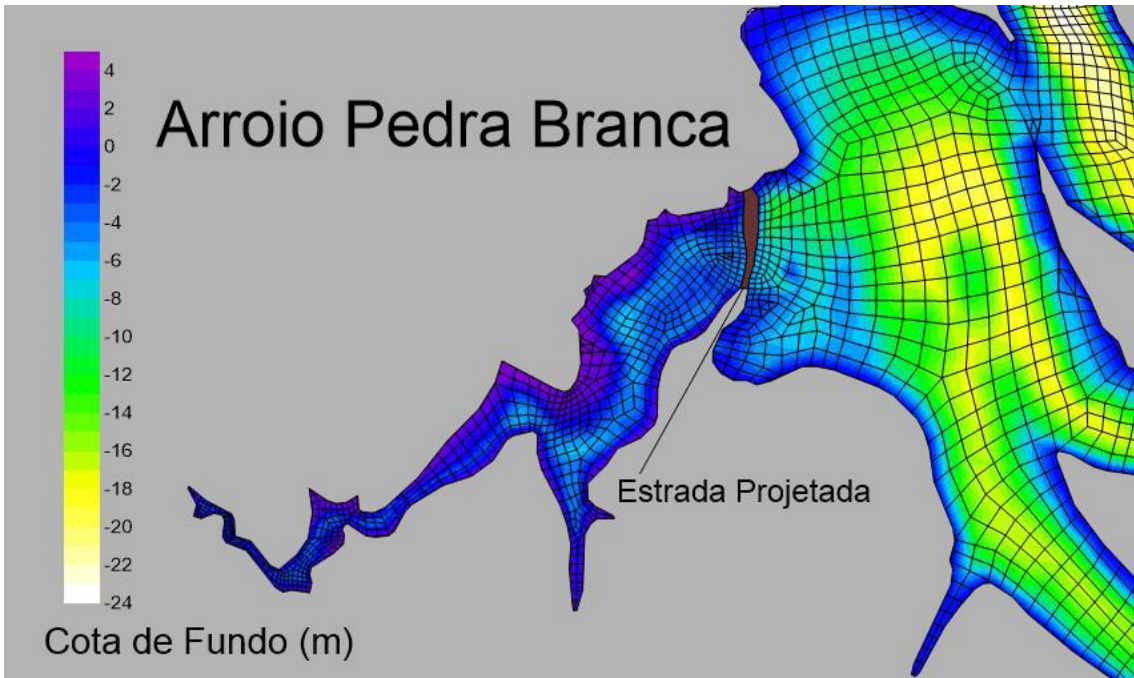


Figura 15 – Fotografias e detalhe do mapa de isolinhas de cota de fundo do arroio Pedra Branca.

3.2.7. Simulação Hidrodinâmica do enchimento da UHE Tibagi

Para representar de forma conservadora o enchimento da UHE Tibagi, elegeu-se um período seco, de 1º de outubro a 15 de novembro de 2014. Dados obtidos de estações da Agência Nacional de Águas, pelo Portal Hidroweb², apontam que os meses de outubro e novembro possuem vazões médias de 217.1 e 174.4 m³/s, respectivamente. Optou-se por montar um hidrograma artificial seco, variando entre 150 e 162.7 m³/s, distribuído entre o rio Tibagi e seus tributários. O enchimento do domínio foi controlado pela vazão efluente pelo vertedouro (Figura 16).

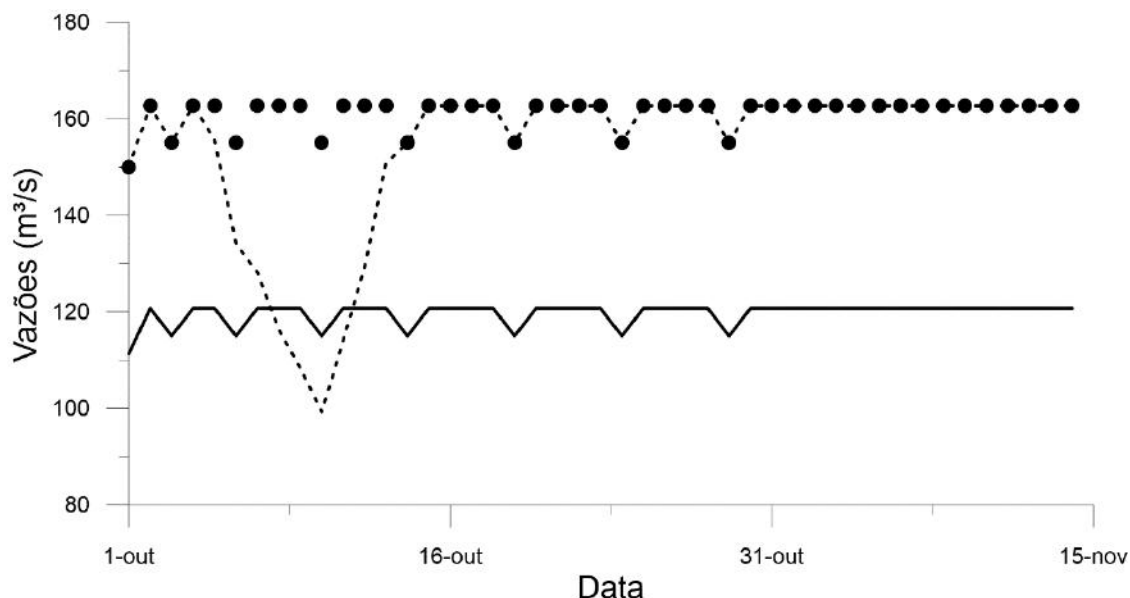


Figura 16 – Hidrog impostos no modelo hidrodinâmico do enchimento da UHE Tibagi: círculos cheios são o somatório das vazões afluentes ao corpo d'água; a linha contínua é a vazão imposta à seção de montante do rio Tibagi e a linha pontilhada é a vazão efluente pelo vertedouro.

A imposição de nível d'água é parte essencial da simulação do enchimento de um reservatório ou remanso, sendo feita na seção de jusante, mais especificamente nos nós referentes à barragem da UHE. Foi absorvida, nestes nós, uma série de elevação de 5.2 m em 9 dias, interpolada harmonicamente. Após a elevação, o nível é mantido estável a 721 metros de altura em relação a Imbetiba (IBGE), a cota de referência do projeto, até o fim dos 45 dias (Figura 17). Esta curva de elevação foi estabelecida

² Acesso em 25/08/2017, pelo endereço: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>

correlacionando as vazões impostas com as séries históricas conhecidas nas estações locais.

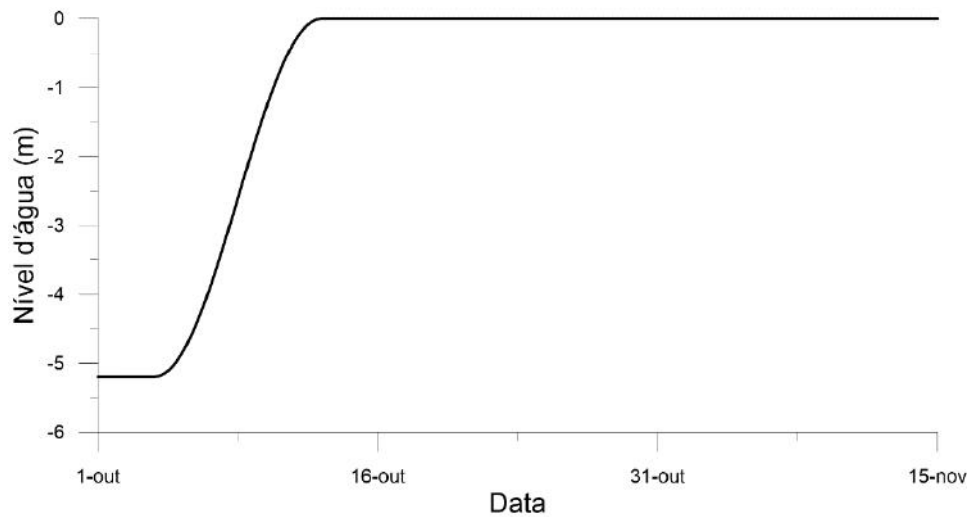


Figura 17 – Série absorvida de elevação do nível d'água na seção da barragem da UHE Tibagi.

Considerando que ventos podem causar turbulência na superfície de corpos d'água e elevar a taxa de reaeração e incrementar as concentrações de OD na coluna d'água, inseriu-se padrões de correntes de vento na simulação de enchimento. As séries de direção e intensidade de vento utilizadas foram obtidas da estação de Ribeirão do Pinhal (PR), latitude -23.459, longitude -50.339 (Figura 18).

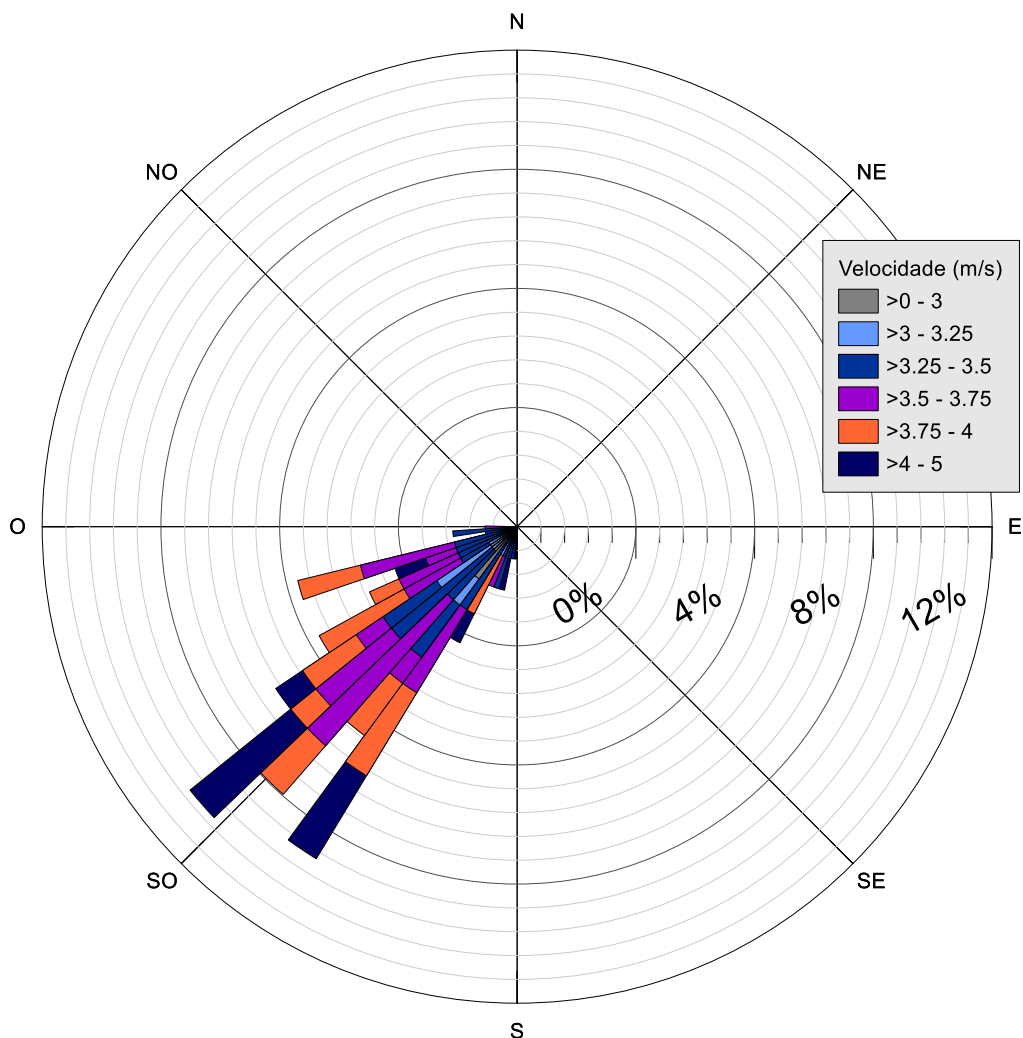


Figura 18 – Anemograma da série de ventos utilizada durante o enchimento da UHE Tibagi, originada da estação Ribeirão do Pinhal (PR).

3.2.8. Modelagem de Idade da Água do enchimento da UHE Tibagi

A partir dos resultados da modelagem hidrodinâmica do enchimento da UHE Tibagi, será operada a Modelagem de Transporte Euleriana de Idade da Água. O Tempo característico T_{90} utilizado é igual a 45 dias, igual ao tempo de simulação, que corresponde à recomendação da Referência Técnica (ROSMAN et al., 2017). Todo o domínio foi inicialmente marcado com uma concentração unitária, sendo esse também o valor para todos os pontos de entrada lateral de vazões afluentes.

O resultado buscado nesta etapa é o campo de distribuição da Idade da Água, que aponta regiões mais estagnadas e que, possivelmente, estarão sensíveis a processos de eutrofização e degradação ambiental. Estas, então, serão investigadas pelo Modelo de Detalhe de Regiões Críticas.

3.2.9. Modelo de Detalhe de Regiões Críticas

Após a análise dos resultados da modelagem de Idade da Água, serão identificadas as regiões críticas no domínio da UHE Tibagi durante seu enchimento. Uma região será considerada crítica caso suas isolinhas de Idade da Água excedam um critério estabelecido para o estudo, além de conter em sua área uma fitotipologia com densidade superficial e distribuição estrutural significativas, a ponto de gerar impactos na qualidade de água por sua decomposição.

Como critério para avaliar o mapa de Idade da Água, será utilizada a média entre os tempos de T_{90} dos processos de decomposição de curto e médio prazos, identificados no capítulo 2. O T_{90} de curto prazo é de 13.3 h, enquanto de médio prazo é de 276.3 h, resultando numa média de 144.8 h, aproximadamente 6 dias. A este tempo, a oxidação da fração particulada lábil estará quase esgotada e restará cerca de 30% da fração dissolvida por lixiviar/mineralizar. Seria igualmente razoável, todavia mais complexo, identificar e separar regiões com média de Idades da Água menores, intermediárias ou maiores do que tais tempos, em cruzamento com a distribuição espacial da fitomassa alagada.

Uma vez identificada a região crítica – ou regiões críticas – que estão arriscadas pelo empreendimento de enchimento da UHE Tibagi, vão ser operadas duas simulações de transporte e qualidade de água: um modelo de OD & DBO e um modelo de OD & COD, com distribuição de cargas de fitomassa comparáveis e parâmetros similares. Os resultados de ambos os modelos serão discutidos para identificação de semelhanças e distinções, buscando avaliar como o novo modelo se compara ao antigo e ao conhecimento coletado sobre os efeitos dos fenômenos modelados na qualidade de água.

3.2.10. Parâmetros implementados de Qualidade de Água e Fitomassa

A modelagem da Qualidade de Água durante o enchimento da UHE Tibagi, aplicada neste trabalho, acompanha as variáveis OD, DBO e COD, no que tange o transporte hidrodinâmico do evento. A utilização de métodos numéricos de elementos finitos impõe a determinação de condições iniciais e de contorno para tais variáveis e outras. Também é necessário estabelecer a distribuição do estoque de fitomassa a ser submersa e decomposta, anteriormente referido pelo termo COP – carbono orgânico particulado.

As substâncias constituintes da água, envolvidas nos processos cinéticos de OD, DBO e COD, são as mesmas expostas na Tabela 5: salinidade, temperatura, amônia, nitrato, zooplâncton e clorofila (estimativa para medida de fitoplâncton e produção primária). Concentrações constantes para essas substâncias devem ser estabelecidos tanto quanto constantes associadas aos processos cinéticos nas quais elas intervêm, i.e., taxa de mineralização de nitrogênio orgânico e proporção morte/respiração de fitoplâncton. Todas as taxas, constantes e faixas de valores associadas a este modelo, denominado como “OD & DBO” no programa SisBaHiA[®], podem ser encontradas na Referência Técnica (ROSMAN et al., 2017).

Para o caso das regiões críticas no enchimento da UHE Tibagi, aplicou-se os valores utilizados nos experimentos de decomposição particionada e integral, do capítulo 4, ou oriundos dos dados fornecidos pela Ecology Brasil S.A. por comunicação pessoal, referentes à estação JUS, detalhada na Tabela 14 do próximo capítulo. Os rios afluentes a tais regiões receberão curvas de concentração de OD e DBO apenas, utilizando valores consistentes e relativos a prontos tão próximos quanto possível, preferencialmente em séries de tempo. Os bueiros, operados como condições de contorno do domínio, foram atribuídos a séries de concentrações de DBO vindas do Tibagi durante o enchimento, porém não de COD, em função de se considerar apenas fontes internas, relativas à fitomassa.

Sobre a distribuição de estoque de fitomassa nos pontos da malha de elementos finitos, deve-se estabelecer uma densidade da vegetação, de dimensão massa por área, bem como a proporção de carbono na matéria em questão. Tipicamente a fração carbonácea de material vegetal terrestre seco excede 90% (KAMMER & HAGEDORN, 2011; DAVIS et al., 2003; MCARTHUR & RICHARDSON, 2002), o que torna razoável considerar toda a fitomassa como carbono orgânico particulado (COP). Esta premissa se estende para as proporções de desoxigenação pelas vias de decomposição, em que a grandeza gOD/gMS será considerada idêntica a gOD/gC.

O modelo de decomposição de fitomassa já instalado no SisBaHiA[®] considerava apenas a fração solúvel de carbono orgânico, utilizando 20% a 50% do valor associado ao estoque de fitomassa seca. Na nova metodologia proposta, considera-se e diferencia-se as três frações do COP, incluindo a refratária, bem como se distingue as taxas de decaimento e de desoxigenação para cada uma das suas vias de decaimento. Para comparação, a carga utilizada nas fontes de fitomassa do modelo de OD & DBO será referida como carga de COP solúvel, igual a 20% da carga utilizada no modelo de OD

& COD. As demais frações serão de 10% para COP lábil e 70% para COP refratário, valores encontrados por estudos limnológicos de vegetações terrestres (KAMMER & HAGEDORN, 2011; DAVIS et al., 2003; MCARTHUR & RICHARDSON, 2002).

É ainda necessário, em ambos os métodos a serem comparados, estabelecer a altura mínima de coluna d'água para disponibilidade plena (H_{min}), identificada na Equação (17). Isto dependerá tanto de propriedades da vegetação quanto da região analisada, podendo ser individualmente atribuída para cada nó da malha. Como referência, neste trabalho será utilizada a coluna d'água média, considerando um alagamento até o nível máximo normal da barragem, que tende a ser estabelecido em usinas a fio d'água com consideração do histórico de cheias. Para fins de comparação de efeitos, serão exibidos os resultados de simulações onde se implementou 100%, 50% e 25% desta coluna d'água média.

3.3. Resultados e Discussão

O cenário hidrodinâmico já descrito, de 45 dias de simulação ao passo de tempo de 4 segundos, produziu distribuições de níveis d'água e velocidades no domínio da UHE Tibagi apresentadas a seguir. Os resultados alimentaram o modelo de Idade da Água, apresentado na subseção posterior.

A Figura 19 mostra o mapa de isolinhas de velocidade para o domínio modelado, ao final de 45 dias de simulação. O trecho mais próximo da barragem apresenta velocidades abaixo de 0.05 m/s, sendo que a seção mais veloz de todo o domínio é a montante, onde as vazões do rio Tibagi são impostas. As velocidades de correntes são significativamente maiores no trecho de montante e médio, onde são encontrados afloramentos de rochas e corredeiras.

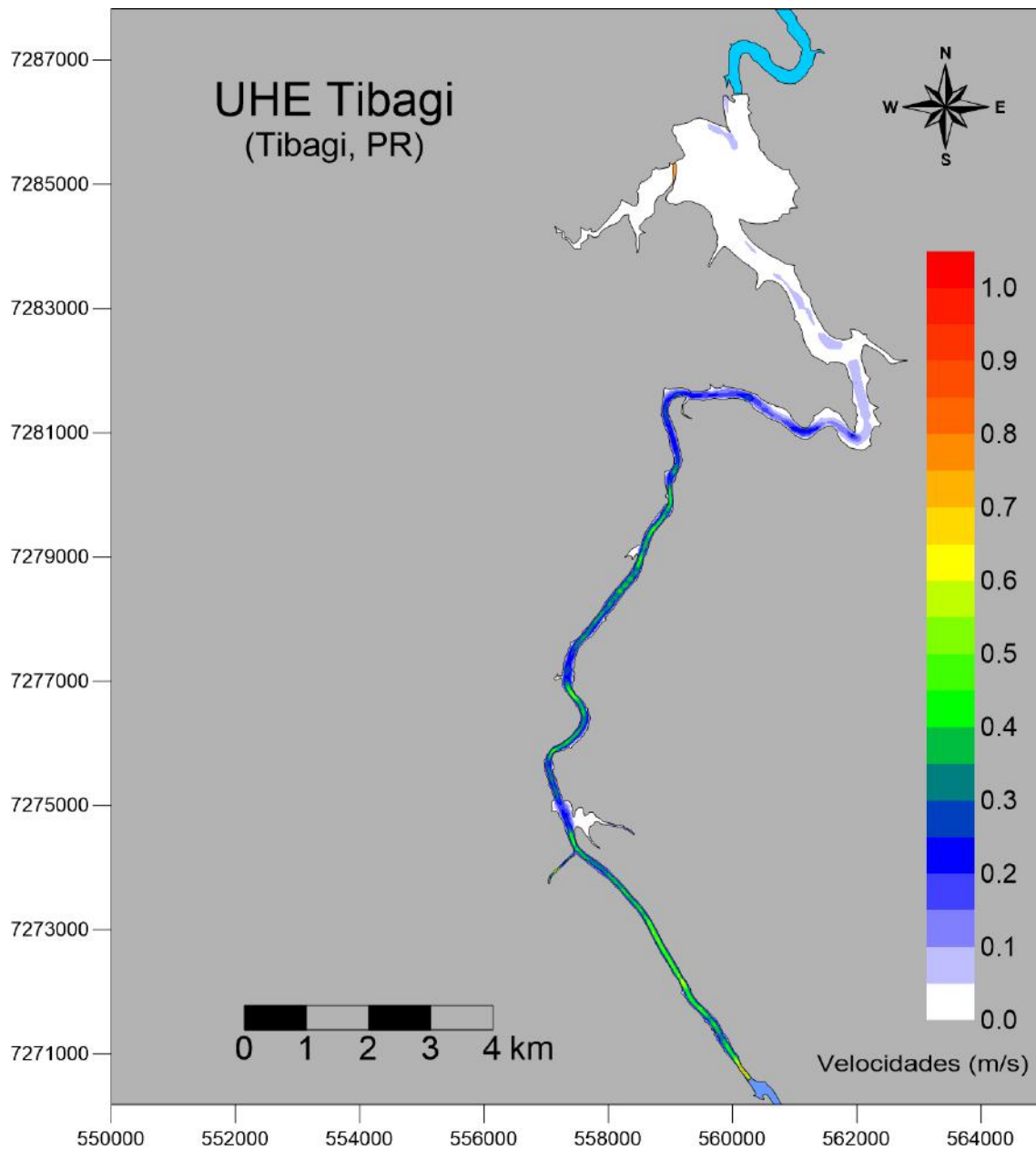


Figura 19 - Mapa de isolinhas de velocidade após 45 dias de enchimento da UHE Tibagi.

No que tange os resultados longitudinais, o gráfico da Figura 20 detalha a progressão de níveis d'água e velocidades em pontos representativos do domínio modelado.

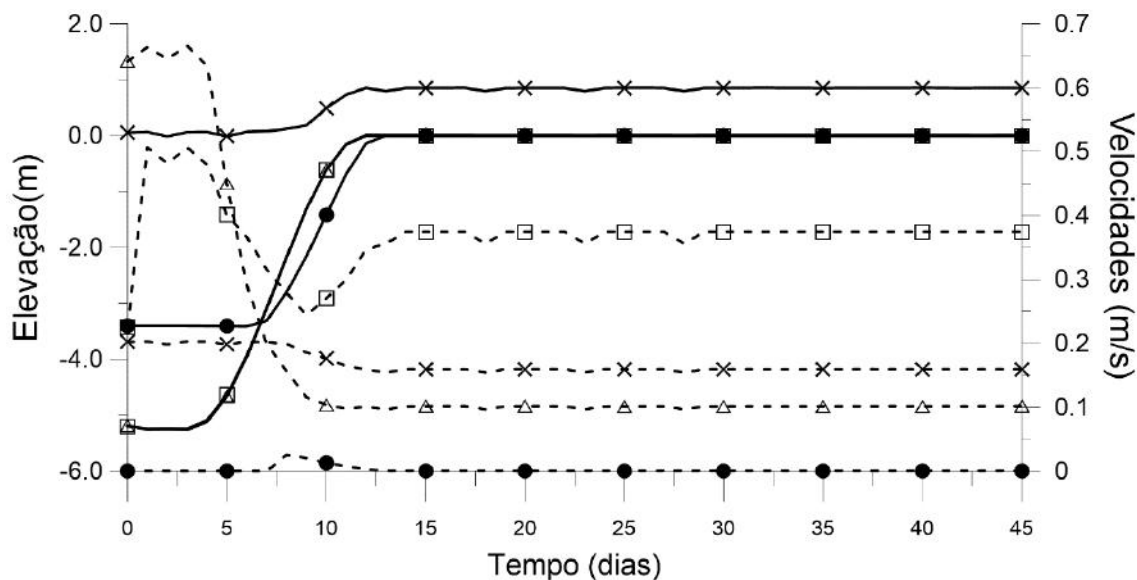


Figura 20 – Curvas de elevação de nível d'água (linhas contínuas) e velocidade (linhas pontilhadas) em 5 pontos do domínio da UHE Tibagi, durante a simulação de seu enchimento: seção de montante do rio Tibagi (cruzes); ponto intermediário do domínio, em curva leste-norte (triângulos); ponto dentro do arroio Pedra Branca (círculos) e ponto na seção da barragem da UHE Tibagi (quadrados).

As Figuras Figura 19 e Figura 20 demonstram que o campo de velocidades e elevação de nível d'água se estabilizou após cerca de 15 dias de enchimento. Também é claro que a principal região lântica, após o enchimento, é o terço mais baixo do domínio modelado, próximo à barragem, incluindo o embanhamento lateral do arroio Pedra Branca.

3.3.1. Modelagem de Idade da Água e de Regiões Críticas

A Figura 21 mostra o mapa de isolinhas de Idade da Água ao final dos 45 dias, com destaque para a região do arroio Pedra Branca. Esta foi a única região crítica, onde os valores de Idade da Água excederam 6 dias em diversos pontos, com média de 7 dias. Pelos resultados do capítulo 2, isto indica a possibilidade de que a fitomassa lábil, decomposta a curto-prazo, poderá afetar as concentrações de OD nas águas retidas desta região, bem como a lixiviação/solubilização da fitomassa a COD.

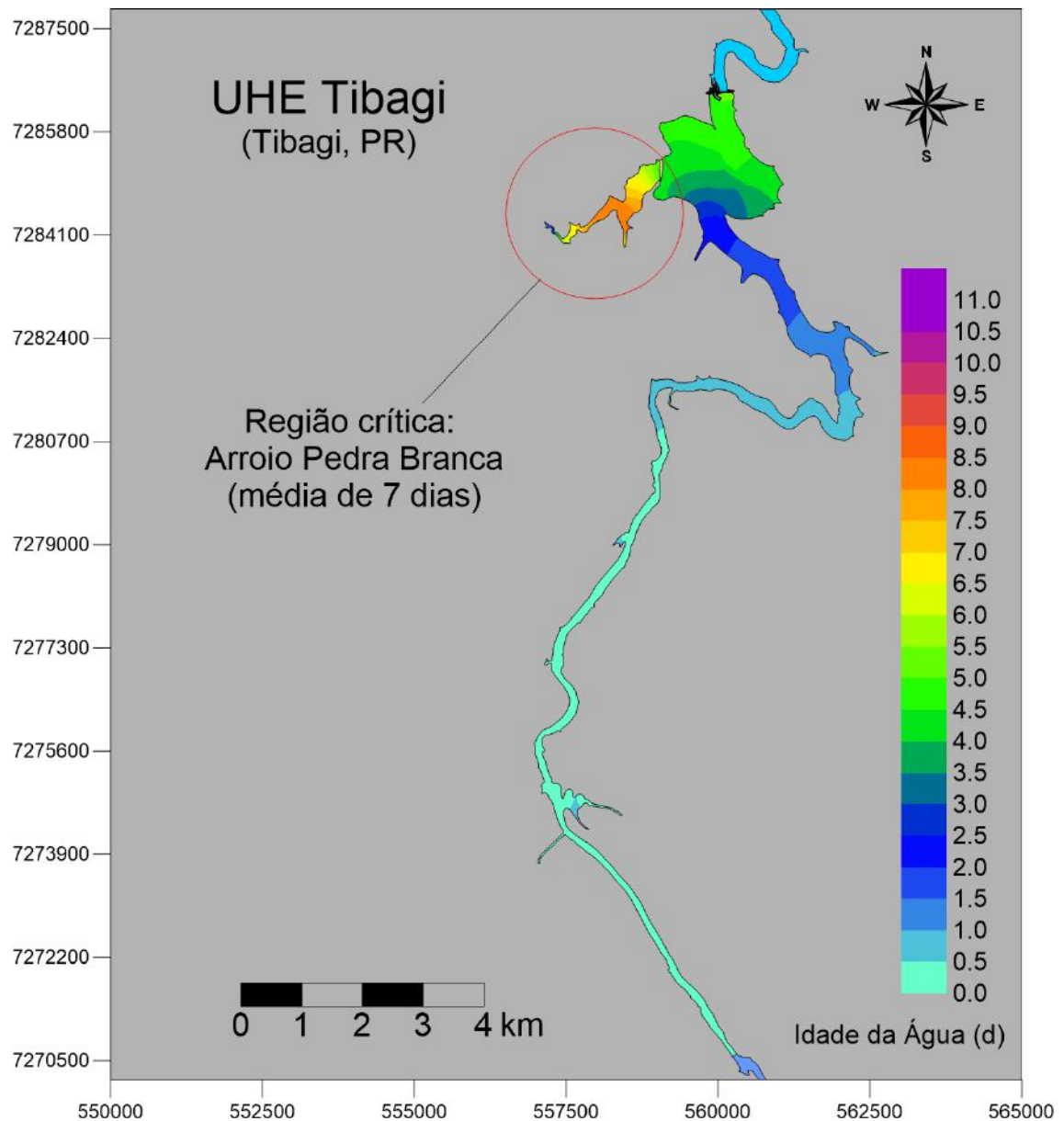


Figura 21 - Mapa de isolinhas de Idade da Água, em dias, após o enchimento da UHE Tibagi. A região mais crítica do enchimento, em termos de renovação, é o arroio Pedra Branca, assinalado no mapa.

Tendo sido identificada a região do arroio Pedra Branca como a única significativamente crítica do domínio da UHE Tibagi, na simulação relatada, passou-se à operação de um modelo hidrodinâmico de detalhe. A Figura 22 apresenta a malha de elementos finitos e isolinhas de cotas do fundo inseridas no modelo, que repetiu a simulação por 45 dias e impôs, nos bueiros sob a estrada que separa o arroio do Rio Tibagi, as vazões obtidas no modelo hidrodinâmico geral. Como vias livres de passagem de vazão, os bueiros são inseridos nos modelos hidrodinâmicos como condições de contorno, operando de acordo com a relação dos níveis d'água de cada lado da tubulação.

É previsível que, observando a batimetria implementada, os elementos da margem norte e a montante do arroio, cujo principal ponto de afluência é a seção no extremo oeste do domínio, serão inundados por último, em proporção direta à distância da estrada aterrada. Isso é relevante para a futura modelagem de qualidade de água, pois seções vegetadas pouco inundadas não impactarão como fonte de matéria orgânica particulada ou dissolvida.

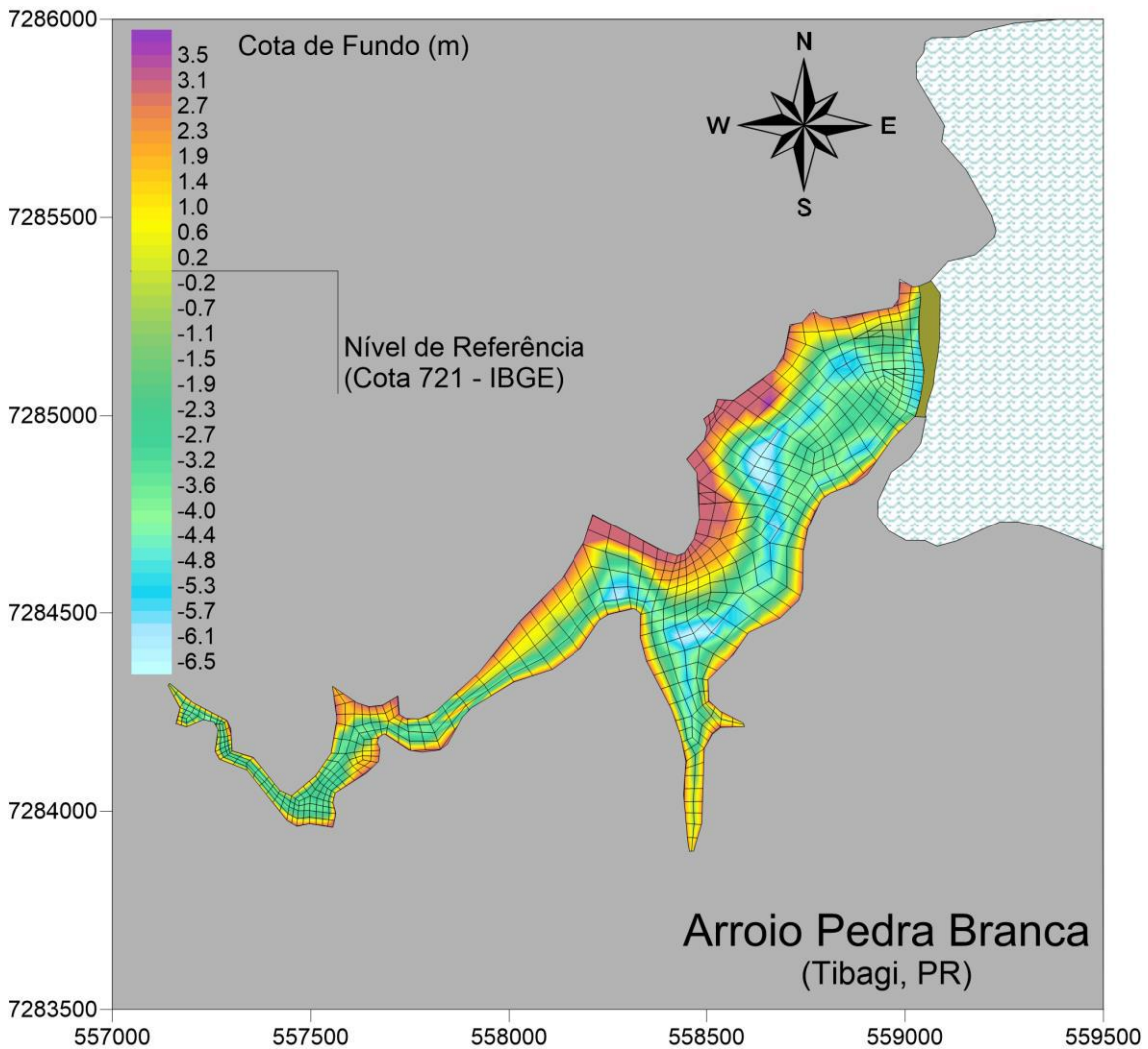


Figura 22 - Malha de elementos finitos e isolinhas de cotas do fundo do arroio Pedra Branca, região crítica durante o enchimento da UHE Tibagi.

Os resultados da simulação do modelo hidrodinâmico de detalhe, na região do arroio Pedra Branca, ratificaram a condição crítica do escoamento na região. A Figura 23 mostra o padrão de velocidades após 15 dias de enchimento, muito similar ao padrão observado ao final dos 45 dias de enchimento, exibido na Figura 24. A distinção mais notável entre esses momentos são as velocidades no ponto de saída de um dos bueiros, logo a sul do ponto identificado de Baixo Remanso: a 15 dias, o ponto atinge 0.6 cm/s;

a 45 dias, o mesmo ponto marca cerca de 0.3 cm/s. É adequado notar que a escala desta diferença é pequena em relação às escalas absolutas do escoamento e às incertezas dos dados de batimetria e vazão. Fica evidente o padrão hidrodinâmico lântico durante e após o enchimento do arroio, com baixas velocidades e turbulência. De toda forma, como evidenciado pela modelagem de Idade da Água, ao final do enchimento as águas têm menos de 7 dias, denotando alta renovação.

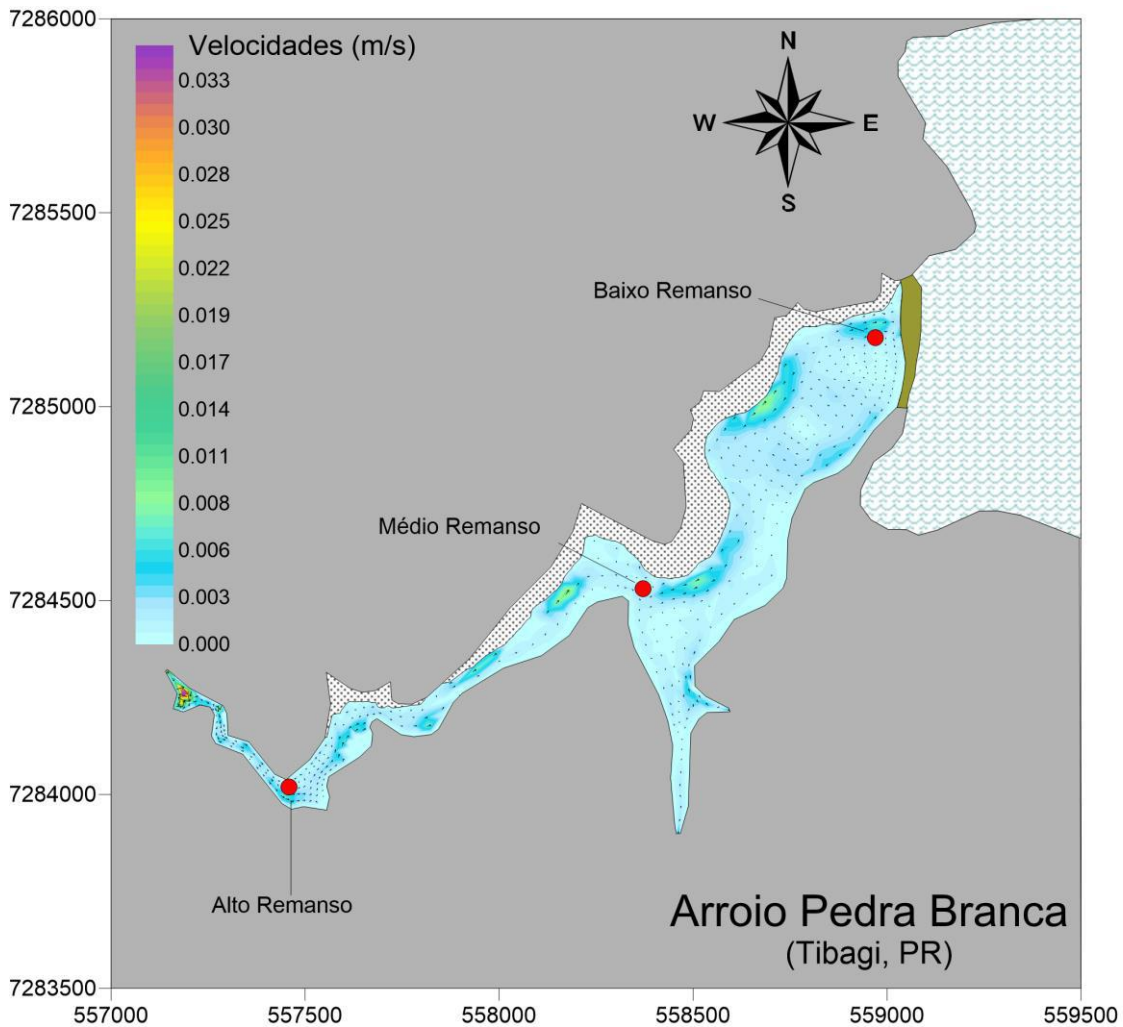


Figura 23 - Mapa de isolinhas de velocidade, referente à região do arroio Pedra Branca, após 15 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.

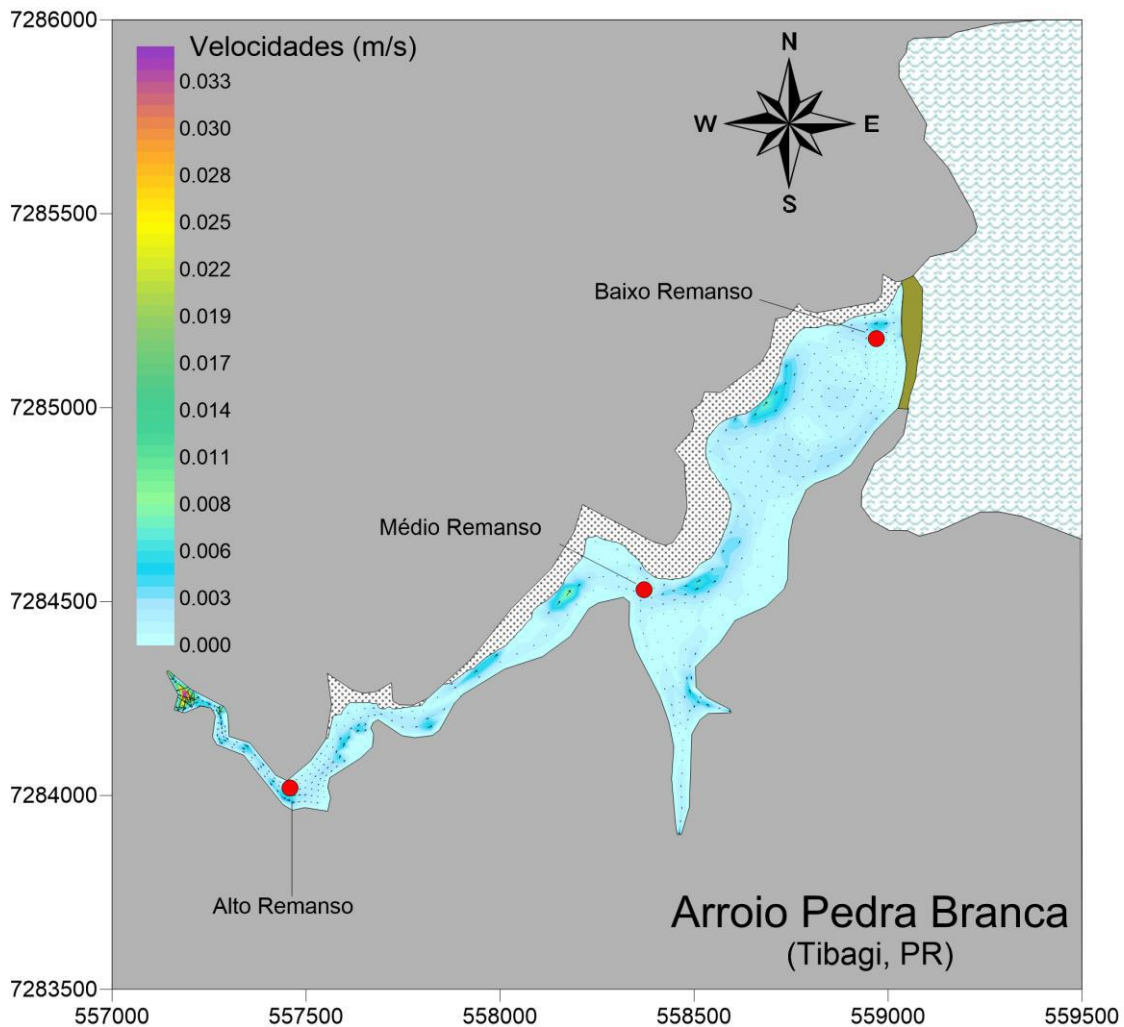


Figura 24 - Mapa de isolinhas de velocidade, referente à região do arroio Pedra Branca, após 45 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.

Por fim, a plotagem do mapa de isolinhas de coluna d'água, na Figura 25, mostra o padrão de inundação do arroio Pedra Branca, com um encaixe de talvegue bem marcado. A maior parte do domínio não atingiu mais de 4 m de coluna d'água após 45 dias de simulação, ao passo que o trecho mais baixo do remanso apresenta pontos com mais de 6.5 m entre superfície e fundo.

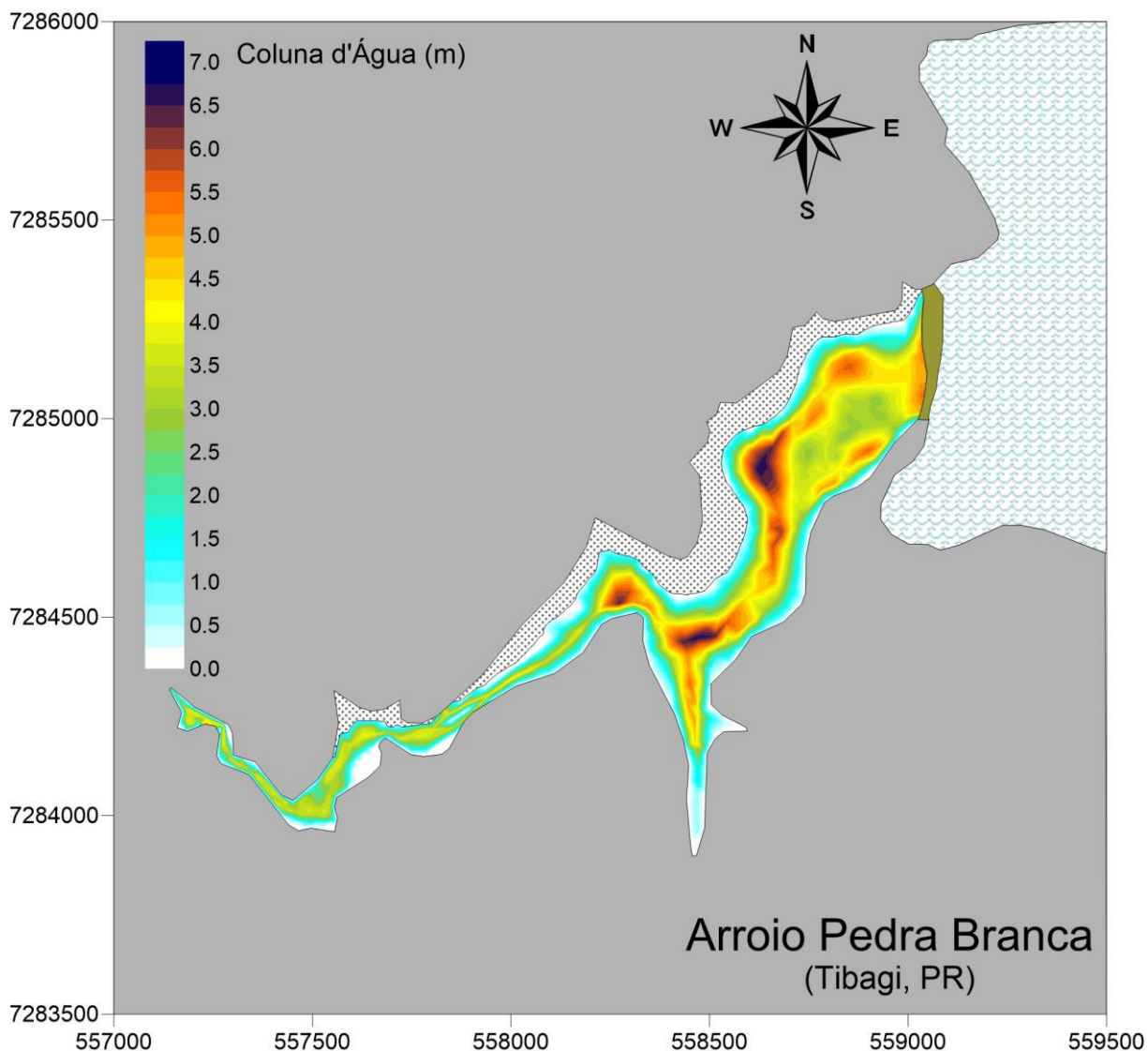


Figura 25 - Mapa de isolinhas de coluna d'água após 45 dias de enchimento da UHE Tibagi, na região do arroio Pedra Branca.

Confirmando o padrão observado nas figuras anteriores, o gráfico da Figura 26 traz as séries de velocidades e elevação de nível d'água, nos três pontos do domínio do arroio. Todas as séries de elevação se sobrepõem, enquanto as séries de velocidades de Médio e Alto Remanso apresentam valores nulos até o sétimo dia, quando a inundação do arroio os alcança.

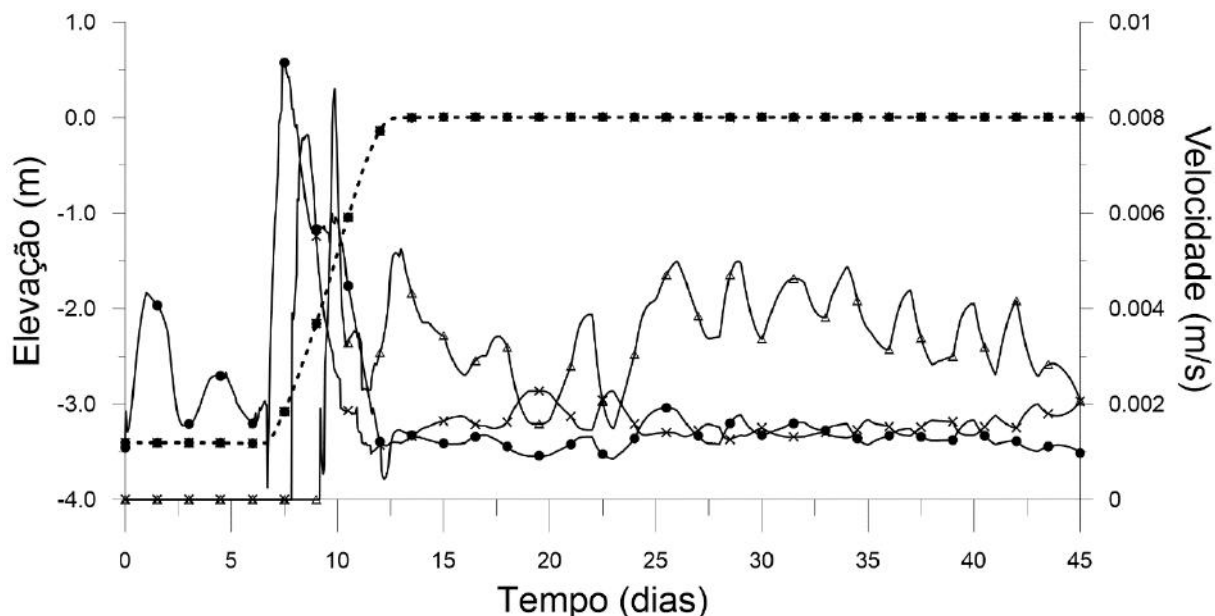


Figura 26 - Gráfico de elevação (linhas contínuas), em metros, e velocidades (linhas tracejadas), em metros por segundo, de três pontos do domínio do arroio Pedra Branca, durante a simulação de enchimento da UHE Tibagi: Baixo Remanso (círculos), Médio Remanso (triângulos) e Alto Remanso (cruzes).

De posse de tais resultados, procedeu-se para a modelagem de Qualidade de Água do arroio Pedra Branca, incluindo as fontes de fitomassa atribuídas à vegetação local. As seções seguintes exibem os resultados de ambos os modelos, de OD & DBO e de OD & COD, em seguida procedendo à comparação dos mesmos e às conclusões.

3.3.2. Resultados do Modelo OD & DBO

A modelagem de qualidade de água e decomposição de fitomassa por OD & DBO, como já explicado, aplica a equação de transporte advectivo-difusivo aos dois parâmetros, que interagem pela reação cinética de decomposição. Tal processo consome as duas variáveis. Além das vazões afluentes ao domínio possuírem concentrações variantes de ambas, os estoques de fitomassa submersa contribuem como fontes de DBO, simultaneamente decaindo com o tempo de forma exponencial.

As condições iniciais de OD e DBO, utilizadas tanto neste modelo quanto no modelo de OD & COD proposto, estão exibidas nas figuras Figura 27 e Figura 28, respectivamente. As distribuições são baseadas em modelos de aquecimento, rodados previamente a partir de condições iniciais homogêneas, níveis constantes e tanto vazões quanto concentrações afluentes iguais ao primeiro passo de tempo do enchimento. A menor

concentração de OD inicial foi de 7.81 mg/L e a maior concentração de DBO foi de 3.71 mg/L.

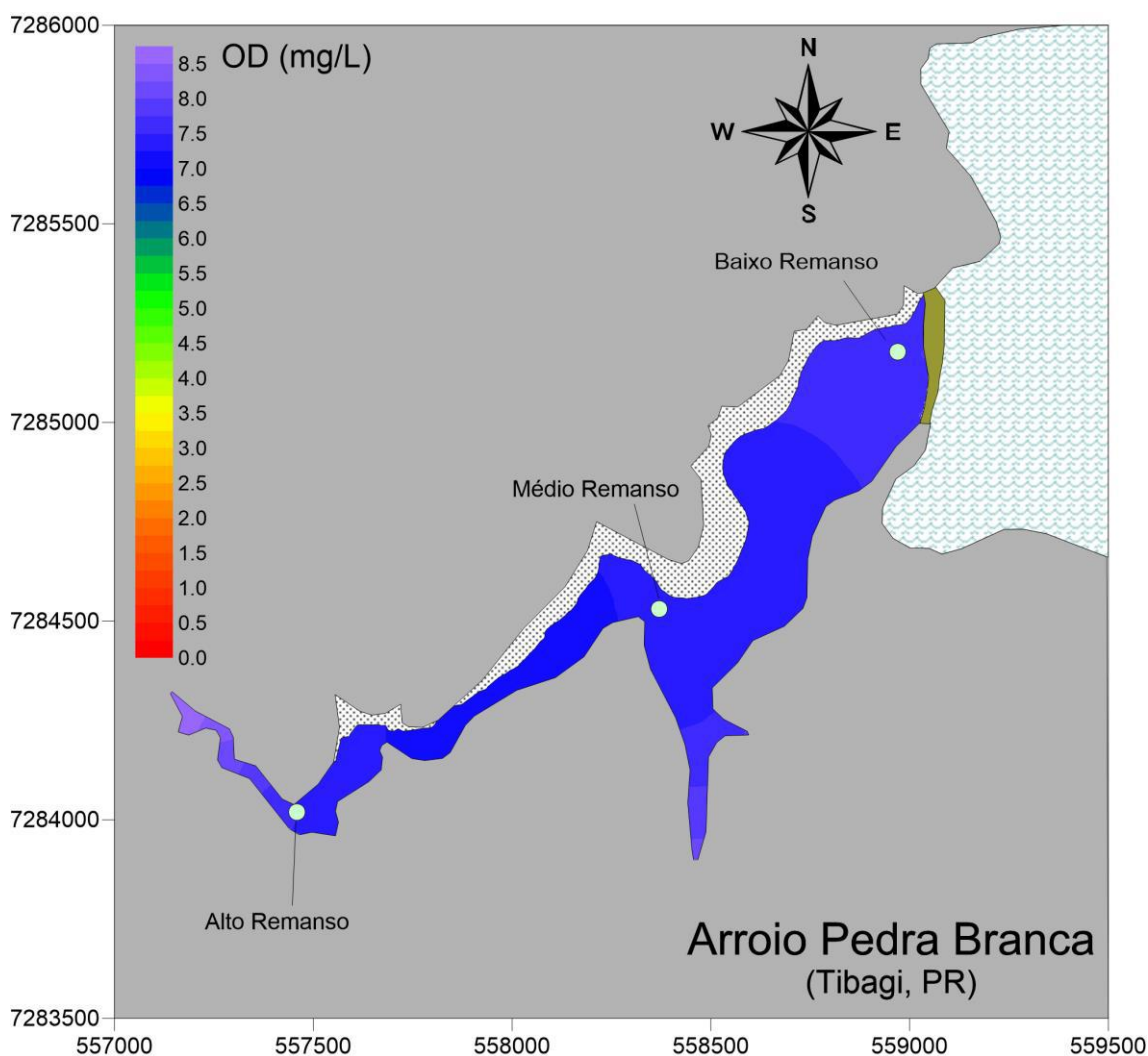


Figura 27 - Condição inicial de OD na simulação alagamento de fitomassa no arroio Pedra Branca, durante enchimento da UHE Tibagi.

Na Figura 28, além do mapa de isolinhas de concentração inicial de DBO, estão discriminados os 5 pontos de entrada e/ou saída de vazão do domínio do arroio Pedra Branca. Os pontos 1, 2 e 3 se referem a vazões laterais, que drenam para o arroio Pedra Branca. Também estão identificadas as localizações dos bueiros Norte e Sul, na estrada projetada que irá separar o arroio Pedra Branca do domínio restante da UHE Tibagi.

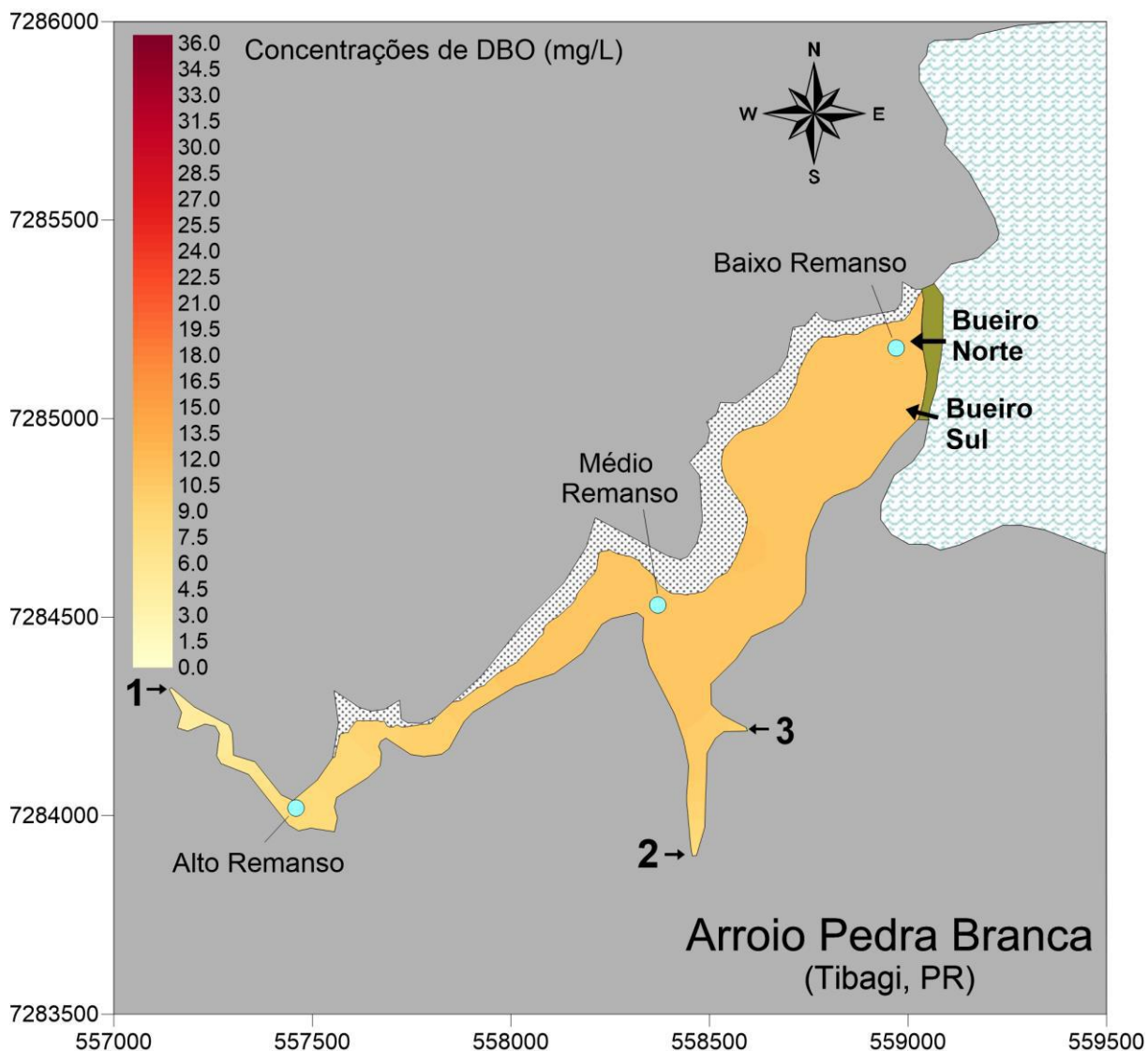


Figura 28 - Condição inicial de DBO na simulação alagamento de fitomassa no arroio Pedra Branca, durante enchimento da UHE Tibagi.

As concentrações afluentes pelos pontos 1, 2 e 3 foram obtidas de séries de OD e DBO de estações do Tibagi, fornecidas pela Ecology Brasil S.A. por comunicação pessoal, relativa a seção mais à montante do rio. As concentrações de OD e DBO nas vazões afluentes pelos bueiros Norte e Sul foram interpoladas a partir de séries temporais de estação junto à cidade de Tibagi, à jusante do arroio, próxima à seção da barragem. As séries de concentrações nestes pontos foram plotadas na Figura 29.

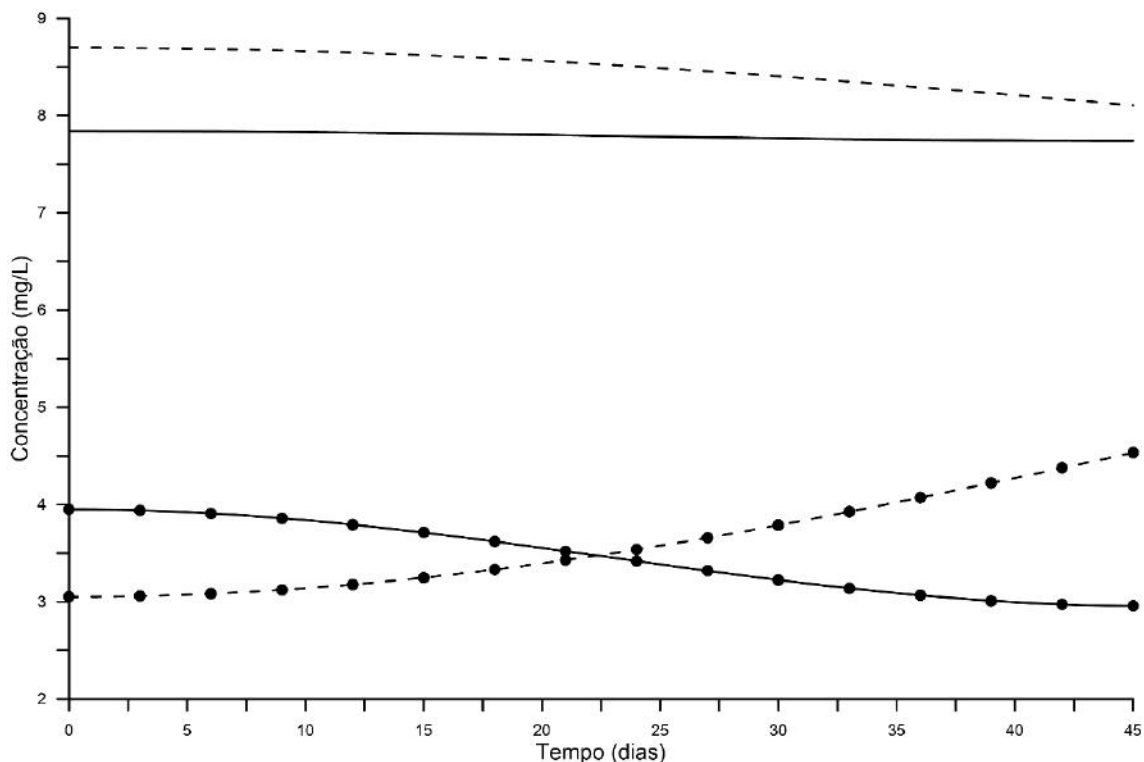


Figura 29 – Séries de concentrações de OD (sem símbolo) e DBO (círculos cheios), inseridas como condições de contorno à simulação do enchimento: bueiros (linhas contínuas) e vazões laterais nos pontos 1, 2 e 3 (linhas tracejadas).

Os estoques de fitomassa, na região do arroio Pedra Branca, referem-se a fitotipologias de Floresta ombrófila mista e Pasto, majoritariamente (SOMA, 2013). Em dados fornecidos pela Ecology Brasil S.A. por comunicação pessoal, o levantamento fitossociológico da região aferiu métricas para cálculo da fitomassa de indivíduos e de suas parcelas, amostradas por regiões de 200 m². Como a região do arroio Pedra Branca inclui duas parcelas, tomou-se a densidade média de ambas como identitária da Floresta ombrófila mista da região. Seu valor, convertido em g de Carbono lábil por metro quadrado, foi estabelecido em 1628.1 gC/m², enquanto o valor para Pasto, não conhecido, foi marcado como 100 gC/m², consistente com formações gramíneas utilizadas em outros trabalhos (ROSMAN et al., 2016). A distribuição de tais estoques está exibida na Figura 30.

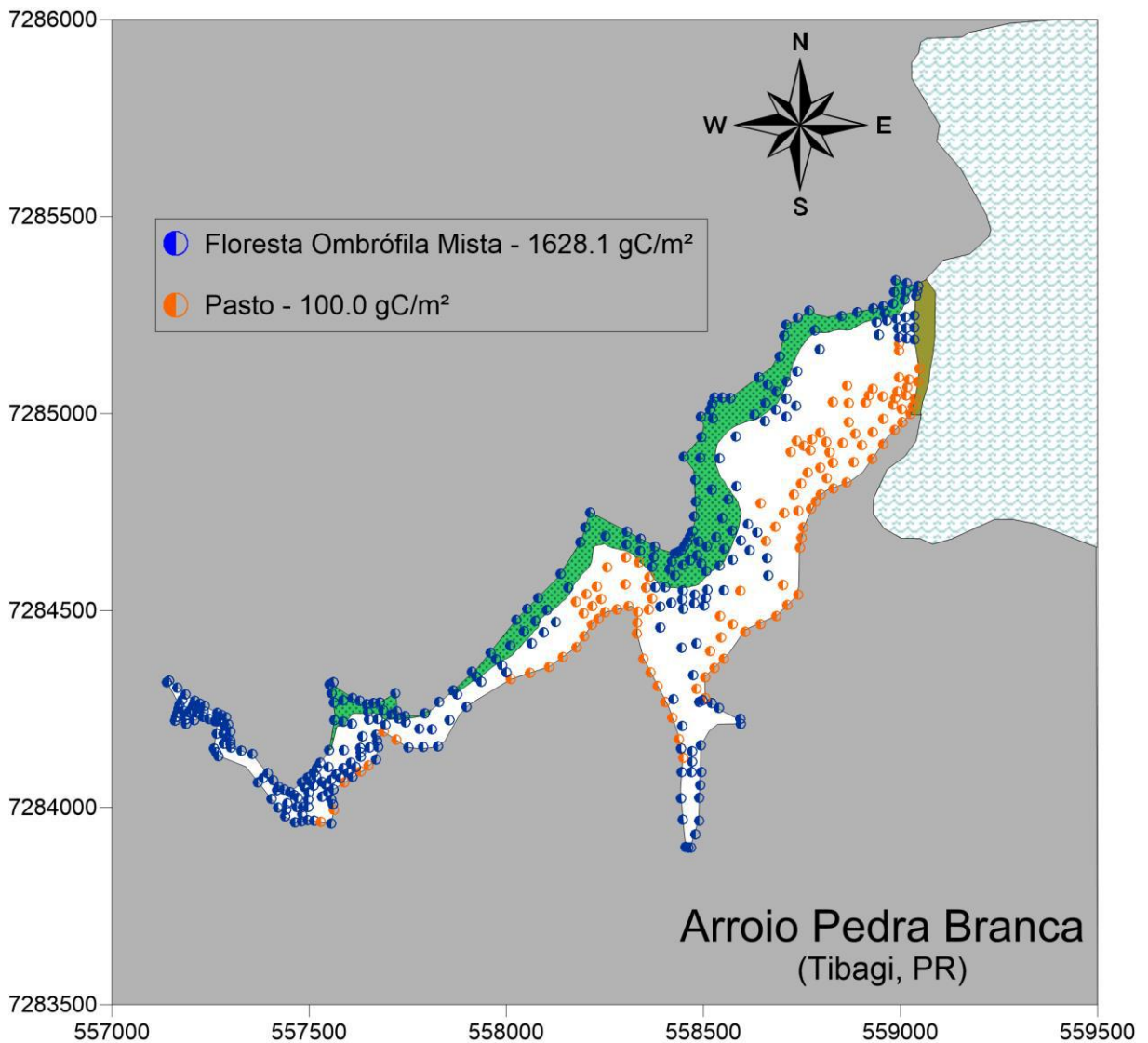


Figura 30 - Pontos e valores de estoque de fitomassa, distribuída pelos nós da malha, referente às fitotipologias de floresta ombrófila mista e pasto.

A modelagem de OD & DBO resultou em valores máximos para DBO de 22.2 mg/L, bem abaixo de qualquer limite imposto por resoluções ambientais, com picos no 12º dia para o Alto Remanso, 15º dia para o Médio Remanso e 16º dia para o Baixo Remanso. Nestes trechos, após o pico, os valores caem linearmente até valores de 7.5 a 9.1 mg/L, no fim da simulação.

Após 3 dias de simulação, as menores concentrações de OD encontradas no domínio modelado foram de pouco mais de 5 mg/L, sem ameaças à manutenção de processos ecológicos e sustentação da vida (Figura 31). Foi eleito este instante para ilustração da progressão das variáveis por corresponder ao impacto inicial das fontes afogadas de fitomassa antes da elevação do nível d'água. Após 20 dias de simulação, a distribuição de concentrações de OD no domínio modelado se alterou significativamente,

praticamente atingindo condição anóxica próxima ao ponto de Baixo Remanso do arroio (Figura 32). Ao fim dos 45 dias, a distribuição de concentrações de OD não se alterou significativamente em relação ao vigésimo dia de modelagem do enchimento.

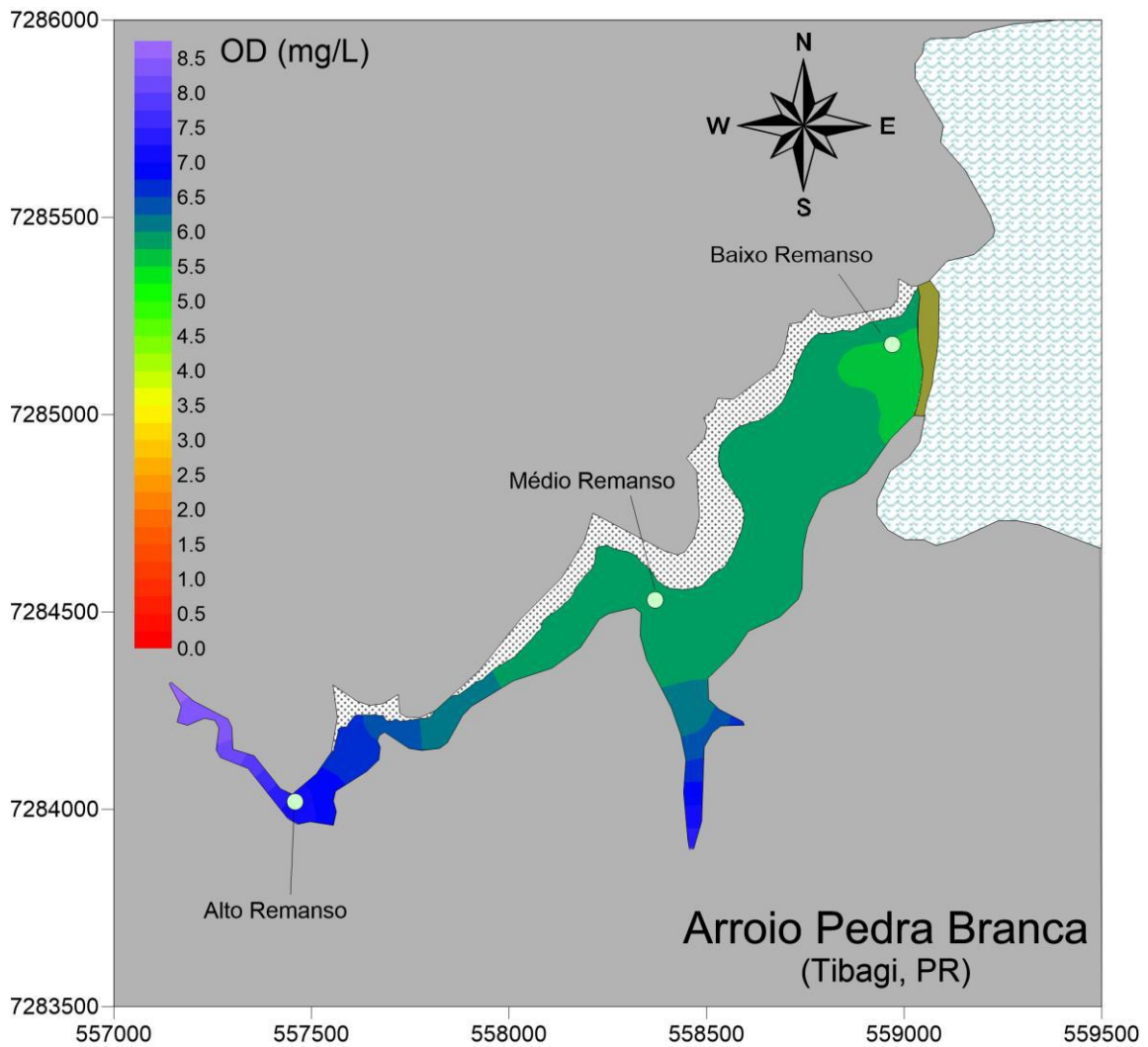


Figura 31 – Mapa de isolinhas de concentração de OD, após 3 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.

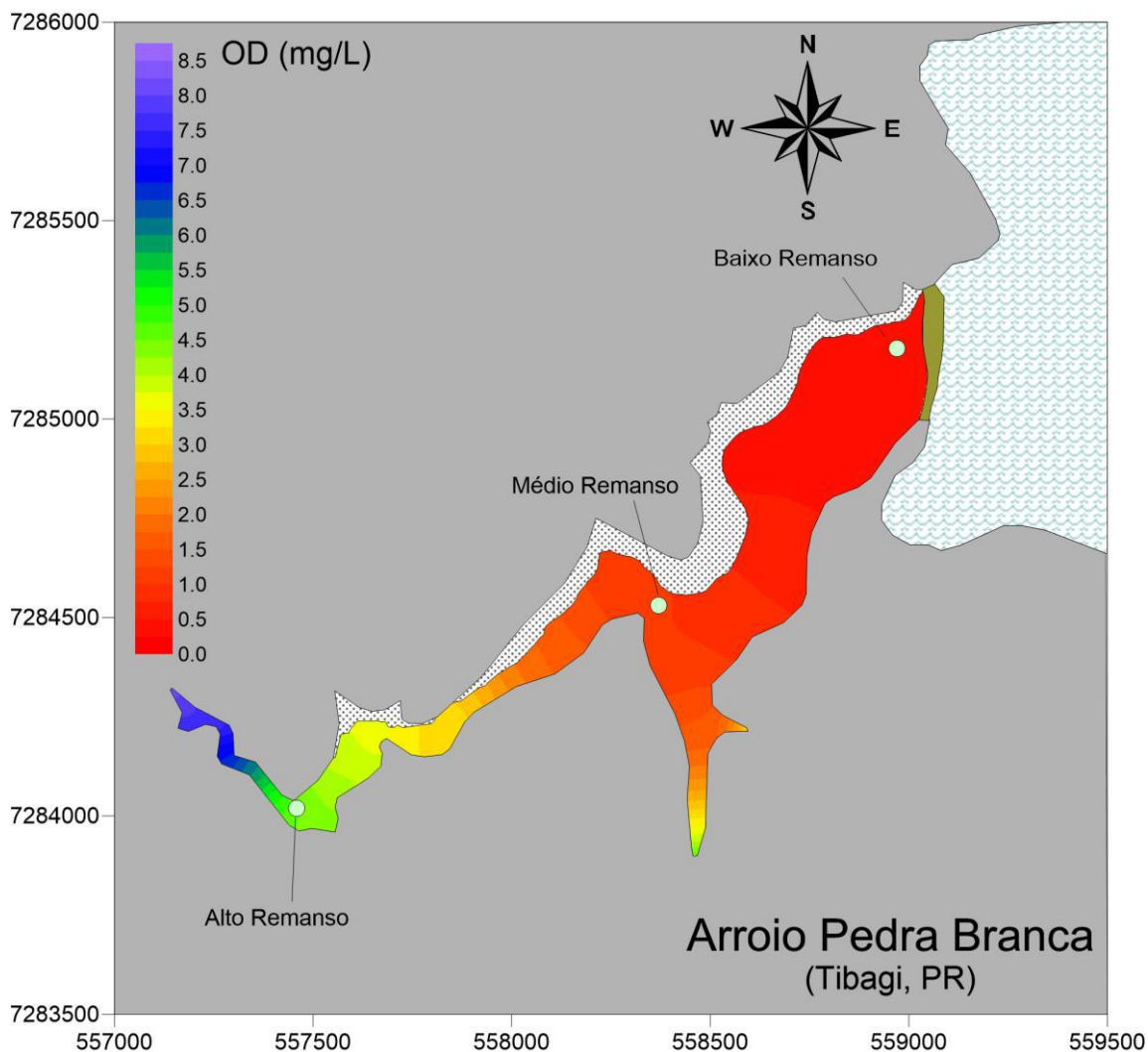


Figura 32 – Mapa de isolinhas de concentração de OD, ao fim dos 20 dias de simulação do enchimento da UHE Tibagi.

Após 3 d de simulação, a concentração média de DBO atingiu seu valor de pico próximo ao trecho de Alto Remanso, com concentrações máximas de 22 mg/L. A 20 dias da simulação, o trecho central entre o Alto e Médio Remanso apresenta concentrações de 18 mg/L (Figura 33). Ao final da simulação, a faixa das concentrações encontrada no domínio do arroio Pedra Branca foi de 4.6 a de 9.5 mg/L, menos da metade do valor de pico e sensivelmente abaixo do limite para águas especiais, estabelecido pela resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011).

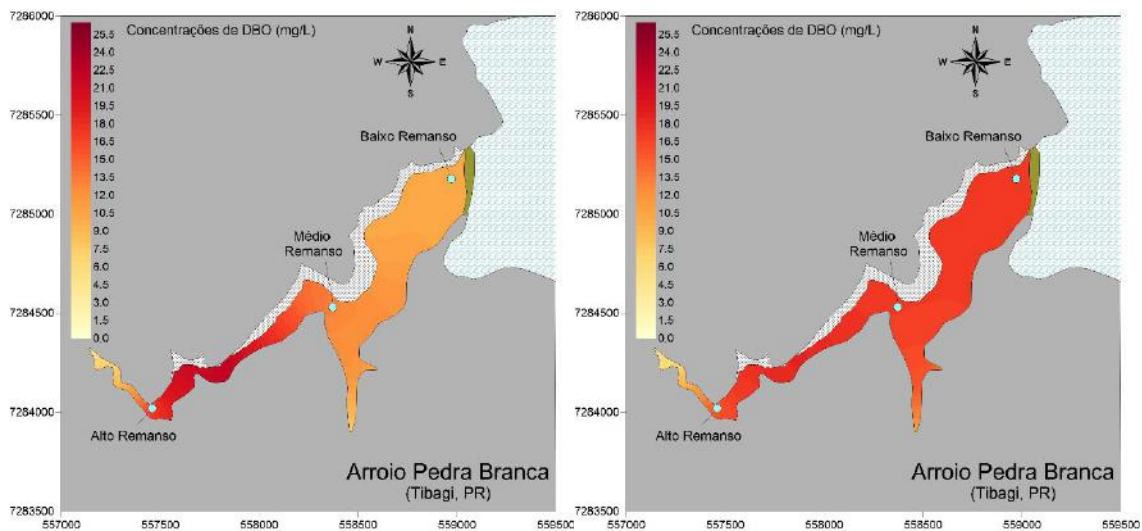


Figura 33 - Mapa de isolinhas de concentração de DBO, após 3 dias (esquerda) e 20 dias (direita) de simulação do enchimento da UHE Tibagi.

Para ilustrar a progressão das variáveis no tempo, o gráfico da Figura 34 expõe as séries de concentrações de OD e DBO nos pontos de Alto, Médio e Baixo Remanso do arroio Pedra Branca. Até o décimo dia, os valores de OD variam e praticamente retornam àqueles da condição inicial, enquanto apenas alguns nós com estoques de fitomassa estão submersos. Deste dia em diante o enchimento ocorre, a DBO se eleva e decai e os pontos de Médio e Baixo Remanso são claramente mais afetados, como já previa a modelagem hidrodinâmica previamente operada.

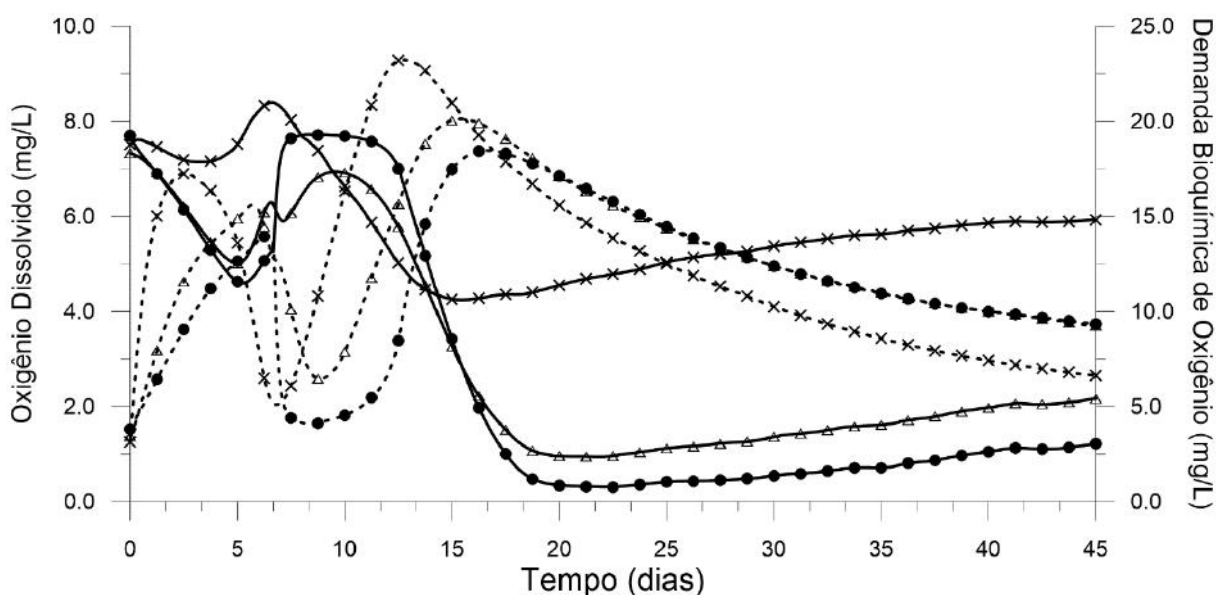


Figura 34 – Concentrações de OD (linhas contínuas) e DBO (linhas tracejadas) durante simulação de enchimento da UHE Tibagi, nos pontos do domínio do arroio Pedra Branca: Alto Remanso (cruzes), Médio Remanso (triângulos) e Baixo Remanso (círculos).

3.3.3. *Taxas para o Modelo OD & COD*

Como já detalhado, o modelo de OD & COD carece de parametrizações adicionais, em comparação ao modelo de OD & DBO. Além da partição da fitomassa já descrita na Seção 3.2, é preciso estabelecer as proporções de cada fração, as taxas de decaimento e desoxigenação, bem como a proporção de consumo de OD por carbono orgânico convertido, seja para forma inorgânica – oxidação ou mineralização – ou para fração dissolvida (COD).

Tanto para a Floresta ombrófila mista quanto para a vegetação de Pasto, as participações das frações lábil, solúvel e refratária forem igualadas, para efeito de simplificação. Não foi possível encontrar, na literatura especializada, valores específicos para tais fitotipologias ou para a região estudada. Como já mencionado, utilizou-se valores conservadores, de 10% para fração lábil (*a*), 20% para fração solúvel (*b*) e 70% para fração refratária (*c*). Como referência, a carga total das fontes de COP será de 5 vezes a carga de DBO, utilizada no cenário simulado anteriormente, pois entende-se que o foco do processo nesse modelo era apenas o processo de solubilização e mineralização da matéria orgânica dissolvida.

As taxas de decaimento por oxidação, lixiviação, mineralização de COD e mineralização de COP foram obtidas da pesquisa apresentada no capítulo 2, sendo denominadas de k_1 , k_2 , k_3 e k_4 . A taxa de desoxigenação, k_D , foi referenciada pela pesquisa de De Cunha Santino & Bianchini Jr (2011), bem como as proporções de consumo de OD, denominadas ω_{max} . Estes últimos parâmetros foram escolhidos pela via mais conservadora, tomando a maior velocidade de decaimento e o maior consumo proporcional de oxigênio por massa seca, método que superestima a velocidade de decaimento de detrito, dentre os disponíveis no trabalho supracitado. Os valores estão na Tabela 8, a seguir.

Símbolo	Parâmetro	Unidade	Valor
a	Fração Lábil	%	10.00
b	Fração Solúvel	%	20.00
c	Fração Refratária	%	70.00
k ₁	Taxa de Oxidação	dia ⁻¹	4.15
k ₂	Taxa de Lixiviação	dia ⁻¹	4.15
k ₃	Taxa de Mineralização do COD	dia ⁻¹	0.20
k ₄	Taxa de Mineralização do COP	10 ⁻² dia ⁻¹	0.34
k _D	Taxa de Desoxigenação	dia ⁻¹	0.05
ω _{max}	Proporção de Consumo de OD	mg g ⁻¹ MS	381.60

Tabela 8 - Parâmetros implementados no modelo de OD & COD para simulação dos efeitos do enchimento da UHE Tibagi na região do arroio Pedra Branca.

3.3.4. Resultados do Modelo OD & COD

Os resultados do modelo de OD & COD apresentaram temporalidade e amplitude semelhantes ao modelo de OD & DBO, descritos anteriormente. Serão apresentados os efeitos da decomposição sobre as concentrações de OD e COD ao longo da simulação, por meio de gráficos, bem como mapas de isolinhas dos momentos mais relevantes para sua caracterização e análise. A visão temporal dos resultados está representada no gráfico da Figura 35, que mostra as concentrações de OD e COD durante os 45 dias de enchimento.

A modelagem de OD & COD atingiu exponencialmente valores para COD de até 165 mg/L, ocorrendo na 58^o hora de enchimento, entre os trechos de Alto e Médio Remanso. Porém, os valores observados de COD emitidos antes de 72 horas, quando se inicia a elevação de nível d'água na barragem da UHE Tibagi, correspondem ao processamento de fontes de fitomassa exposta ao decaimento antes do fenômeno de interesse. Os valores de pico nas concentrações de COD nos primeiro 7 dias são maiores, igualmente, por causa do baixo volume de água previamente ao enchimento.

No trecho de Alto Remanso, o valor máximo de 90.6 mg/L ocorre no 13^o dia e converge para a concentração de 7.3 mg/L ao 30^o dia, o mesmo valor do 7^o dia de simulação. A tendência de queda exponencial continua se aproximando de zero até o 45^o dia. O

trecho de Médio Remanso atinge os mesmos valores, porém mais tardiamente, com pico máximo de 90.5 mg/L ao 16º dia e estabilizando até o final da simulação em 28.1 mg/L. As concentrações no ponto de Baixo Remanso seguiram a mesma forma, porém com pico de 97.1 mg/L no 21º dia e, a partir de então, queda quase linear até 38.8 mg/L ao final da simulação.

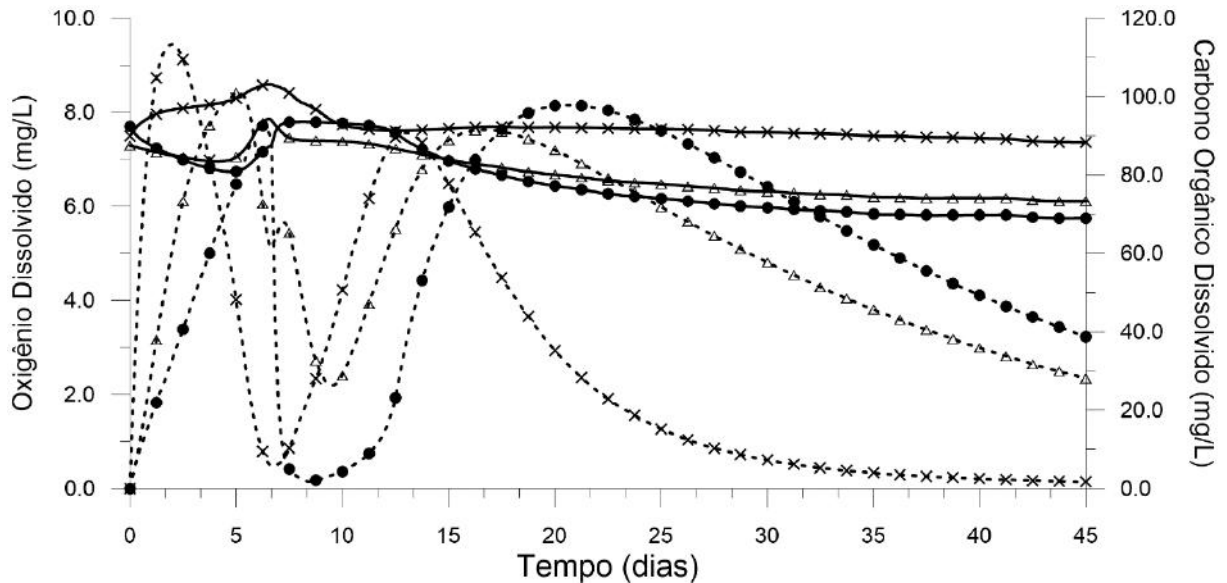


Figura 35 – Gráfico de concentrações de OD (linhas contínuas) e COD (linhas tracejadas) durante os 45 dias de enchimento da UHE Tibagi, nos três pontos do domínio do arroio Pedra Branca: Alto Remanso (cruzes), Médio Remanso (treângulos) e Baixo Remanso (círculos).

Para demonstrar a natureza não-linear da decomposição aquática, mesmo num modelo simplificado de somatório de exponenciais como aqui implementado, foram rodados três cenários similares, com exceção do parâmetro de altura mínima de coluna d'água. Aos pontos de Floresta ombrófila mista foi atribuído, no cenário oficial, o valor de 2.83 m – a profundidade média da malha de elementos finitos na altura final de enchimento – enquanto aos pontos de pasto foi atribuído o valor de 0.6 m, uma altura representativa, observada em campo. O segundo cenário foi rodado com 50% destes valores, enquanto o terceiro foi rodado com 25% destes valores. A Figura 36 exhibe o gráfico de concentrações de COD destes cenários.

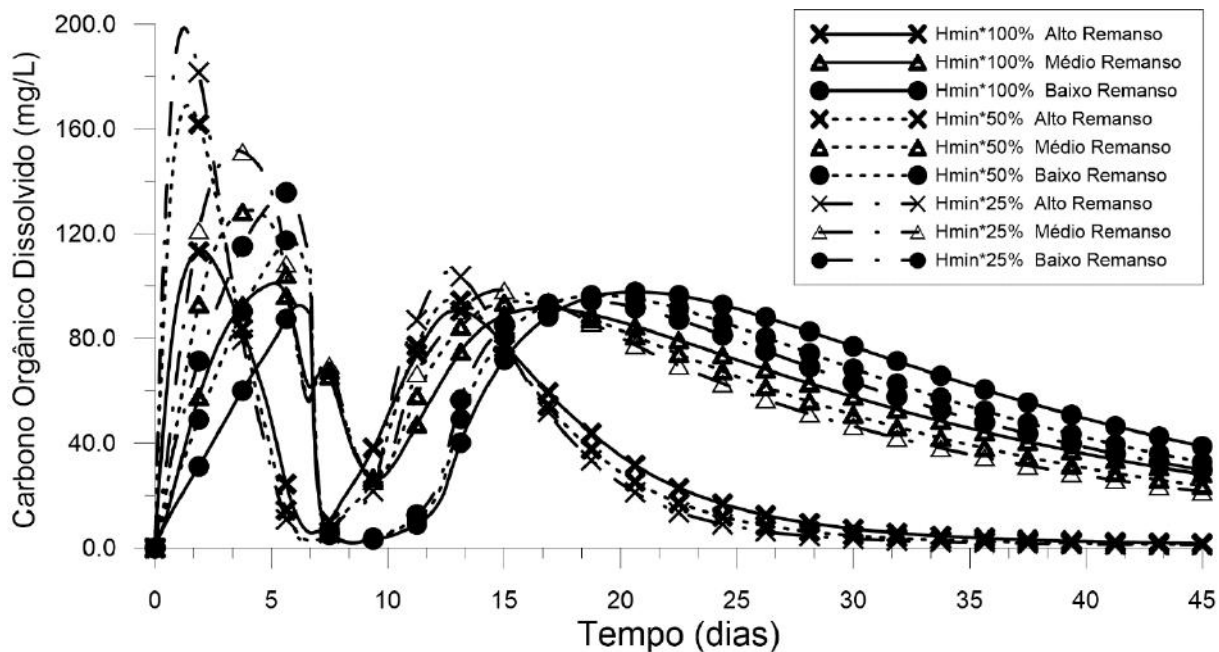


Figura 36 – Gráfico de concentrações de COD para três pontos do arroio Pedra Branca, durante três cenários de simulação de qualidade de água com alturas mínimas de coluna d'água distintas.

Focando no cenário oficial, com alturas mínimas de coluna d'água de 2.83m e 0.6m, foram produzidos mapas de isolinhas de concentração de COD para o 7º, o 21º e o 45º dia de simulação. A maior concentração em toda a simulação foi de quase 120 mg/L, sendo possível notar que a região entre os pontos de Baixo e Médio Remanso apresenta concentração acima de 80 mg/L no 10º dia, de acordo com a Figura 37.

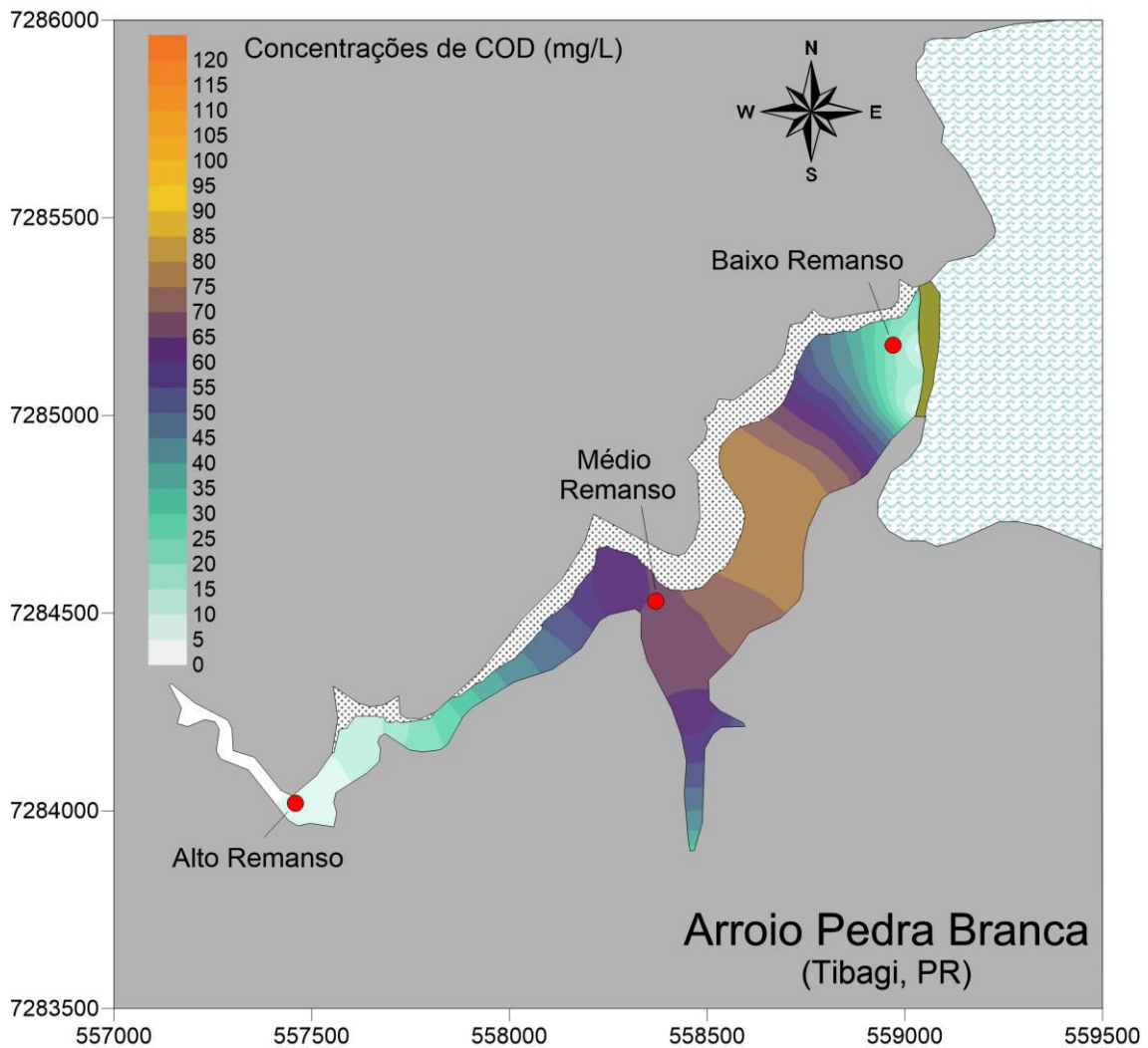


Figura 37 – Mapa de isolinhas de concentração para COD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 7 dias de enchimento da UHE Tibagi.

O padrão de isolinhas de concentração de OD ao 7º dia, que pode ser observado na Figura 38, mostrou-se bem diferente. Este instante foi eleito por ser anterior à elevação total de nível d'água, porém posterior à lixiviação e decaimento da fitomassa nas poucas fontes que iniciaram a simulação submersas. No mapa, pode-se observar que o trecho do Baixo Remanso com concentração pouco acima de 7 mg/L, com as demais regiões apresentando valores maiores. As seções a montante, de onde afluem águas frescas, sem efeitos da decomposição de fitomassa, apresentam valores próximos a 8.5 mg/L.

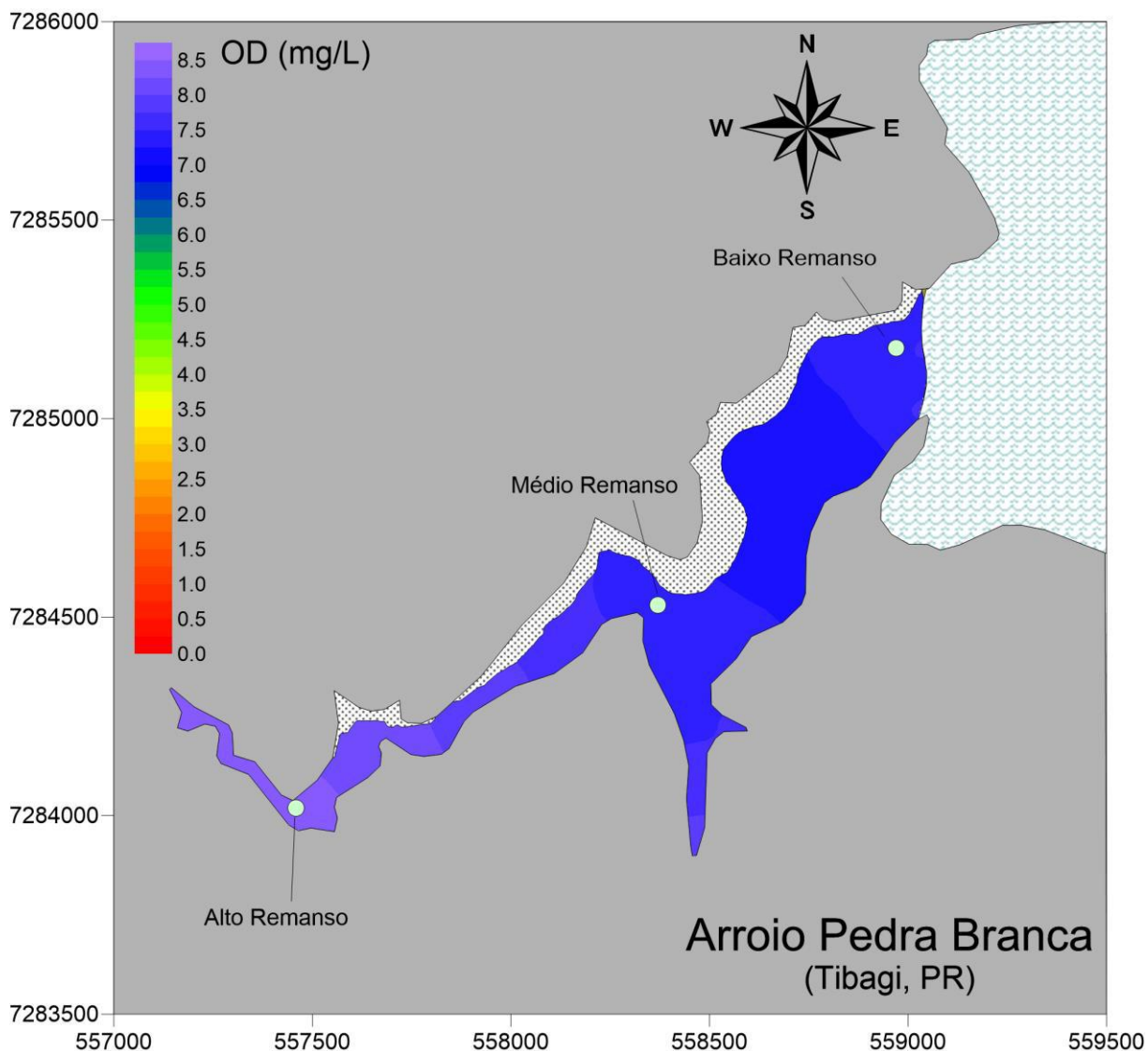


Figura 38 - Mapa de isolinhas de concentração para OD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 7 dias de enchimento da UHE Tibagi.

No 21º dia, encontra-se um gradiente maior de COD, bem como valores mais elevados de concentração por quase todo o domínio do arroio Pedra Branca. A região com maior concentração segue sendo o ponto intermediário entre o Baixo e o Médio Remanso, aproximando-se do valor máximo de 95 mg/L. A Figura 39 mostra ainda que a região do Alto Remanso chega a este dia com valores de aproximadamente 20 mg/L, na orla do enchimento. O mapa de isolinhas de OD (Figura 40) mostra-se muito semelhante ao mapa do 7º dia, com valores de 6.0 (Baixo Remanso) a 8.5 mg/L (Alto Remanso).

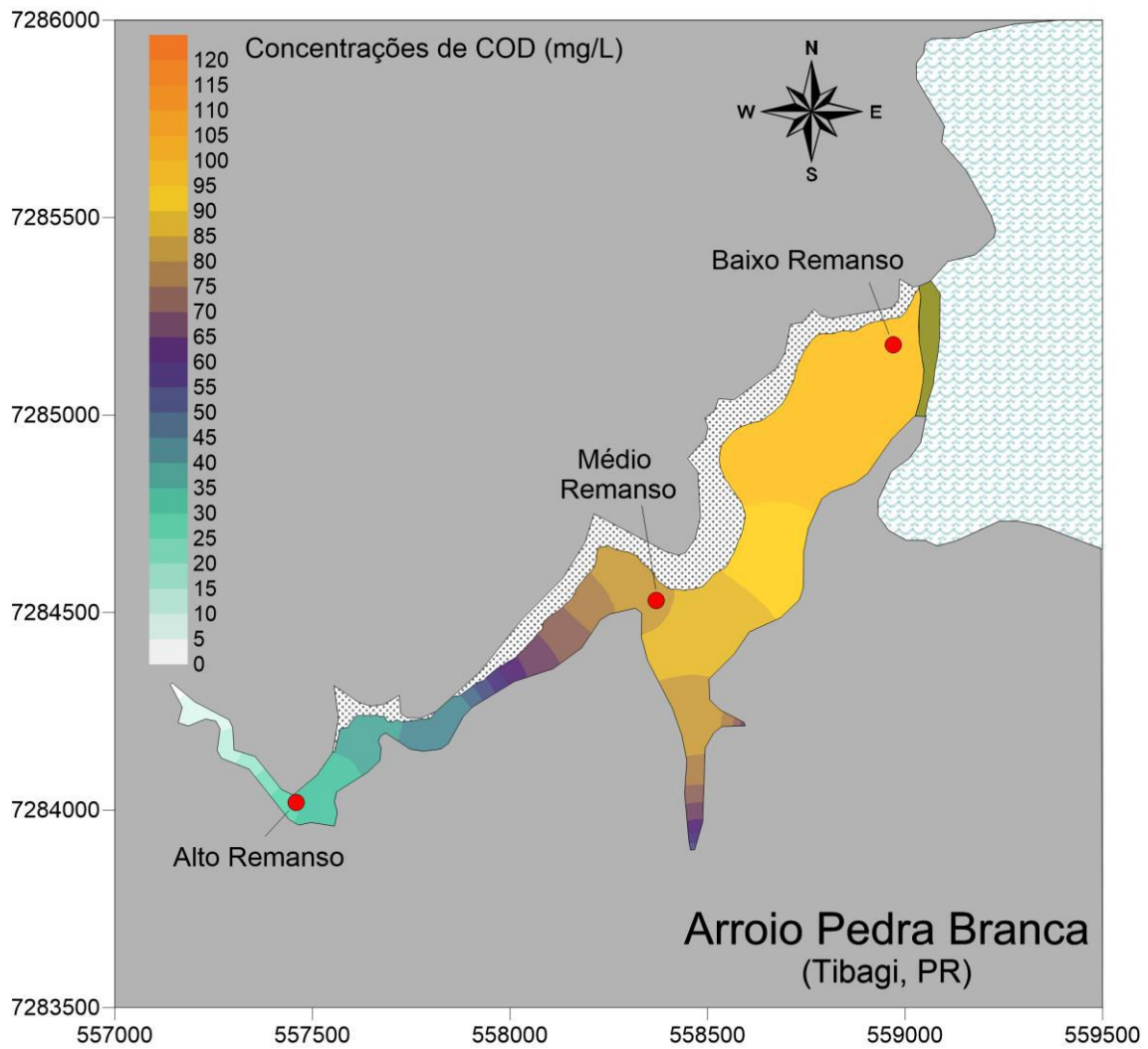


Figura 39 – Mapa de isolinhas de concentração para COD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 21 dias de enchimento da UHE Tibagi.

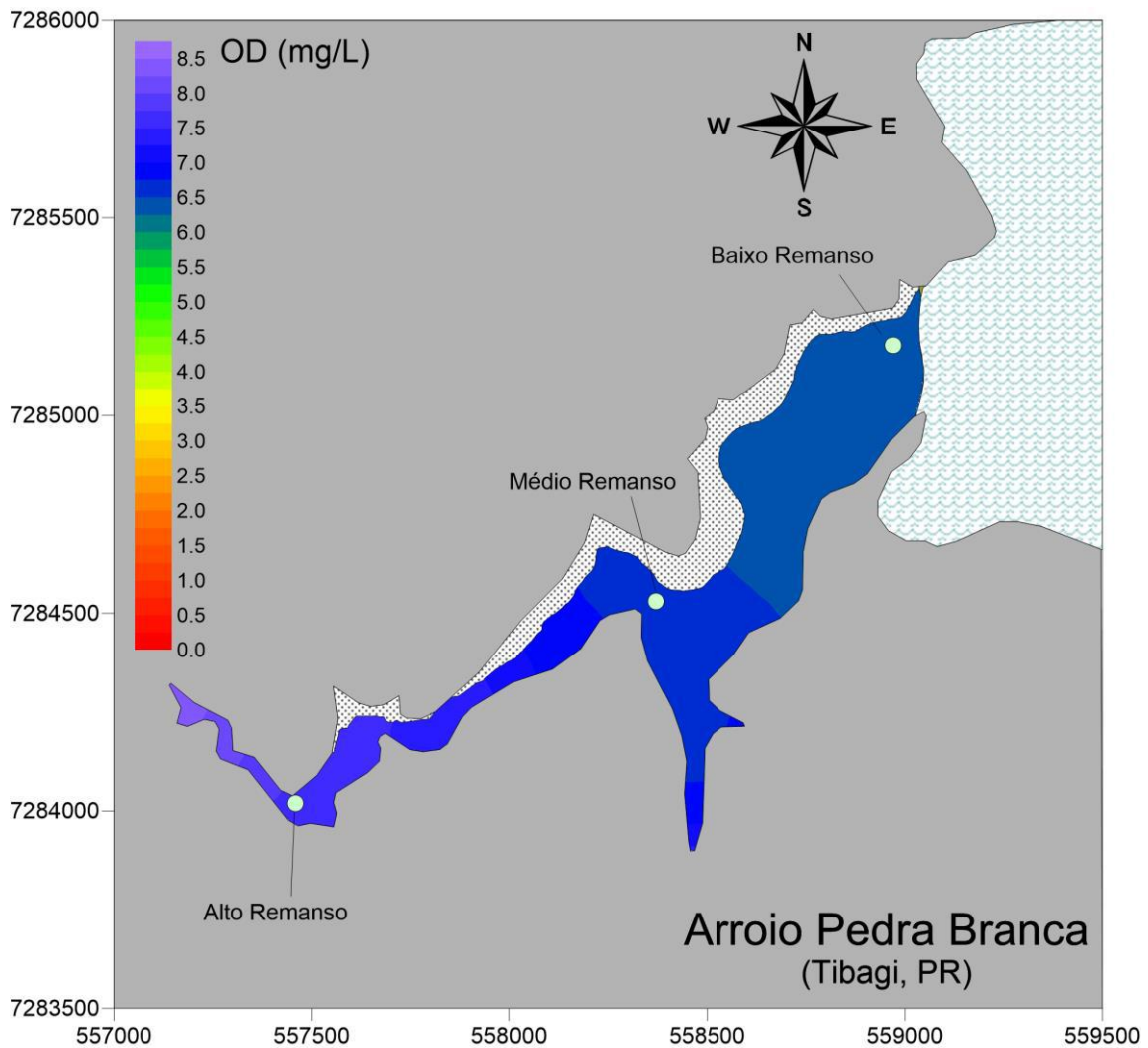


Figura 40 - Mapa de isolinhas de concentração para OD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 21 dias de enchimento da UHE Tibagi.

Por fim, aos 45 dias de enchimento, as concentrações de COD se encontram distribuídas com reduzido gradiente espacial. Valores variam de 0 a 40 mg/L, sendo mais altos na região de Baixo Remanso e menores nos outros trechos. Como mostra o gráfico da Figura 35, esta tendência de decaimento estável dos valores de COD se mantém desde o 21º dia de simulação, momento do qual as concentrações de OD não se alteraram significativamente

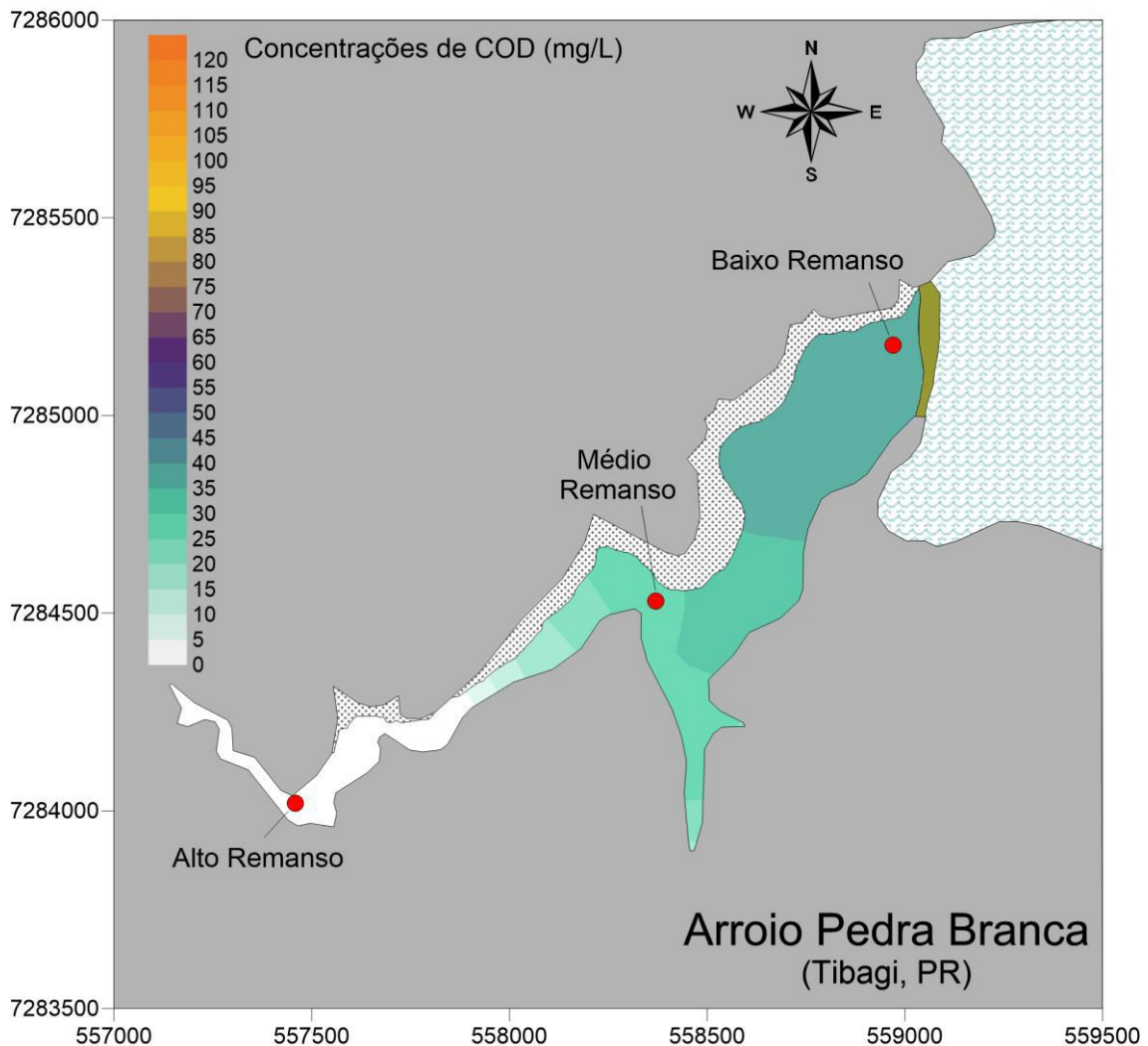


Figura 41 – Mapa de isolinhas de concentração para COD (mg/L), nos arroio Pedra Branca, após 45 dias de enchimento da UHE Tibagi.

3.4. Discussão

De acordo com as simulações operadas, a região do arroio Pedra Branca passa a sentir efeito do enchimento da UHE Tibagi no 4º dia após o início da elevação de nível d'água, a partir do 7º dia de simulação. Como mostrado pelo modelo de Idade da Água, a média de idade local durante o mesmo enchimento é de 7 dias. Isto indica que há influência significativa do enchimento sobre a qualidade de água, já que numa escala de 45 dias podem haver até 6 trocas completas.

O primeiro ponto a notar sobre a modelagem das variáveis de matéria orgânica dissolvida, DBO e COD, é a distinção de forma nas séries de concentração resultantes, fruto do padrão de enchimento do arroio e da ocupação espacial de fitotipologias representadas. Isto está relacionado à contínua afluência de DBO pelos trechos de

montante do arroio Pedra Branca, simulando vazões de drenagem de microbacias superiores, além das águas que afluem pelos bueiros da estrada aterrada. Por sua vez, o COD apenas adentra o arroio Pedra Branca pelas fontes de fitomassa, sendo sua distribuição espacial e temporal exclusivamente fruto do padrão de enchimento do arroio. Isto significa que a influência dos padrões de transporte, baseados na mesma simulação hidrodinâmica para os dois modelos de qualidade de água, foi distinta.

É válido notar que as concentrações de DBO foram maiores no trecho de Médio Remanso em comparação ao trecho de Baixo Remanso, enquanto no modelo de OD & COD as concentrações foram iguais. Faz mais sentido, à primeira vista, que as águas de Baixo Remanso sejam mais concentradas em termos de matéria orgânica dissolvida num processo de enchimento, por conta do enchimento se operar de jusante a montante. Porém, é necessário confrontar essa expectativa com a renovação de águas que ocorre pelos bueiros afogados da estrada aterrada, pelos quais afluí água do rio Tibagi, sem a influência de fitomassa em decomposição. Não há como dizer, portanto, qual seria a tendência resultante adequada para as concentrações, seja de COD ou DBO, entre tais trechos, por conta do dinamismo e não-linearidade das forçantes envolvidas.

Como já descrito, a variável DBO foi inserida pelas fontes de fitomassa, pelos bueiros da estrada aterrada e por vazões laterais afluentes ao arroio Pedra Branca, sem distinção da DBO em relação à origem. Assim, o modelo de OD & DBO tende a confundir a matéria orgânica alóctone - produzida externamente ao corpo hídrico - com a matéria autóctone - produzida dentro do corpo hídrico. Já a variável COD, no modelo proposto neste trabalho, lida exclusivamente com material alóctone, que apenas entra em rotas cinéticas quando ocorre o alagamento do nó atribuído à fonte de origem. Esta distinção parece favorecer a clareza sobre os efeitos de fundo e de interesse, em relação à submersão de fitomassa terrestre, por separar as fontes de matéria orgânica em termos da variável afetada.

A modelagem de OD & DBO calculou valores mínimos para OD de cerca de 0.31 mg/L, em torno do 23º dia de enchimento, no ponto de Baixo Remanso. No ponto de Médio Remanso, o valor mínimo foi de 1.0 mg/L no 21º dia e no Alto Remanso, 4.2 mg/L no 16º dia. Tais quedas são relacionadas e defasadas à elevação dos valores de DBO nos referidos trechos. Destes instantes ao fim da simulação, há recuperação linear dos valores, em oposição à queda linear da DBO.

Já a modelagem de OD & COD demonstrou pouca influência sobre as concentrações de OD, sendo o valor mínimo de 5.75 mg/L ao fim da simulação. Isto significa uma distinção de impacto, possivelmente correlacionados com a grandeza das proporções de desoxigenação resultante da decomposição em cada modelo. Enquanto a relação de oxigênio consumido por matéria orgânica, para OD & DBO, é 2.67 gOD/gC, a literatura revista para o modelo de OD & COD revela o valor de 0.382 gOD/gMS (massa seca). Considerando que há preponderância estequiométrica de carbono dentre os elementos constituintes de matéria orgânica, considerou-se que 1 gMS = 1 gC, seja ele dissolvido (COD) ou particulado (COP).

Quanto aos pontos críticos do modelo de OD & COD, pode-se listar (i) a dependência de parâmetros de caracterização da fitomassa, como sua distribuição, densidade, proporção entre partições por biodegradabilidade e solubilidade e taxas de decomposição de cada partição; (ii) a correlação linear entre taxas de mineralização, lixiviação e desoxigenação com a saturação de OD; (iii) a correlação linear entre as reações cinéticas do COP e a altura mínima de coluna d'água, cuja determinação também é ponto sensível e (iv) a proporção estequiométrica de OD consumido por carbono orgânico oxidado, mineralizado ou lixiviado.

Quanto à caracterização da fitomassa, não há estudo ou levantamento que sume todos estes parâmetros, o que aponta uma vantagem do uso prévio da modelagem hidrodinâmica e de Idade da Água - ao se determinar as Regiões Críticas, é possível escolher não só o escopo espacial do levantamento de campo, mas também os processos relevantes, como oxidação ou lixiviação/mineralização de COD.

Quanto ao coeficiente de saturação de OD nas taxas de decaimento do carbono orgânico, seu efeito é matematicamente linear, porém carece de experimentos bem controlados em bancada para ser validado. Seu raciocínio, ainda assim, permanece: processos aeróbicos sempre são considerados mais intensos do que anaeróbicos e, em ambientes naturais, a decomposição disputa o recurso do OD como receptor de elétrons com outros processos químicos e bioquímicos (VON SPERLING, 2005). Assim, não se trata de uma dúvida sobre haver ou não influência da taxa de saturação, mas qual a forma mais precisa de simular a mesma.

Quanto ao coeficiente de altura mínima da coluna d'água, não pode ser considerado linear pois depende do padrão de elevação de nível d'água, por sua vez submetido à topobatimetria. Isto demonstra os três níveis da análise de qualidade de água: físico (topográfico), hidrodinâmico (padrão de elevação) e biológico. Este último nível é assim

identificado pois, em se tratando de vegetação terrestre viva não perturbada, a distribuição de partições e umidade pelo corpo dos seres depende de fatores tanto individuais, ambientais e até sazonais. Em resumo, este coeficiente serve para representar um atraso dos efeitos de alagamento das fontes de COP, o que precisa ser avaliado caso a caso, tanto em valor quanto em aplicabilidade.

Quanto à proporção estequiométrica de OD consumida por carbono processado em cada via de decomposição, o valor utilizado se baseou em resultados de experimentos simultâneos, onde não se segregou cada via (BIANCHINI JR & DE CUNHA SANTINO, 2011). Este é um parâmetro de alta sensibilidade para o modelo de OD & COD, já que a diferenciação de impacto e velocidade de cada via de decomposição do carbono orgânico demanda que seja determinado um valor estequiométrico de “massa de oxigênio consumida por massa de carbono decomposto” para cada via, além de considerar a qualidade da fitomassa sendo decomposta. A literatura – não localizada – que venha a subsidiar tal diferenciação precisa investigar a influência da qualidade da fitomassa de diversas tipologias vegetais, assim como de fatores físico-químicos e de atividade microbiana.

3.5. Conclusões e Recomendações

Considerando as limitações dos dados e cenários simulados, é possível chegar às seguintes conclusões:

1. A proposta metodológica de simulação hidrodinâmica e de Idade da Água, para determinação de padrões de circulação e regiões críticas, possibilita uso mais eficiente de recursos computacionais, bem como de equipes de pesquisa de campo, uma vez que as modelagens podem ser operadas previamente para determinar o foco dos estudos de meio físico e biológico – tais como áreas críticas de alagamento, vias decompositórias de maior risco e frações de fitomassa de maior interesse para a qualidade de água;
2. Outra vantagem da proposta é a possibilidade de determinar a escala temporal de acumulação das águas em regiões críticas, pelo modelo de Idade da Água, permitindo focar nos processos mais relevantes para o período de risco;
3. O modelo de OD & COD, quanto à simulação das fontes de COP, demonstrou coerência e verossimilhança na cronologia dos efeitos de

solubilização, oxidação e mineralização, dependentes da elevação de nível d'água;

4. A representação do decaimento da fitomassa sobre o OD no modelo de proposto – OD & COD - foi distinta daquela apresentada pelo modelo de OD & DBO e de forma consistente com as diferenças de relação estequiométrica entre carbono e oxigênio consumido. A magnitude do impacto sobre as concentrações de OD foi menor e o padrão espacial dos impactos foi mais restrito à região entre os pontos de Baixo e Médio Remanso;
5. Quanto às concentrações de matéria orgânica dissolvida, a variação das concentrações de COD e DBO apresentaram cronologia de variação similar, ao passo que a amplitude dos valores foi de 5 a 6 vezes maior para o COD. Outra notável distinção é a estabilização dos valores de COD, seguinte ao pico máximo no período pós-enchimento, que condiz com a expectativa de um equilíbrio transitório entre processos de produção (lixiviação) e consumo (mineralização), uma vez encerrado o processo de alagamento das fontes de fitomassa.
6. O principal desafio para refinar a modelagem de OD & COD, através da metodologia proposta, é determinar mais seguramente as taxas, coeficientes e proporções que caracterizam a fitomassa em decomposição, já que a etapa hidrodinâmica e de transporte demonstra-se bem resolvida.

Como recomendações, deve-se buscar experimentos controlados, envolvendo o decaimento da matéria orgânica e o fluxo hidrodinâmico, que possam ser simulados computacionalmente e, assim, calibrar o modelo de OD & COD. A experiência nesta pesquisa mostrou que há uma continuidade no refinamento das fontes de fitomassa e na cinética de sua decomposição, no que tange as inovações do modelo proposto em relação aos anteriores.

A variável COD continua dependendo de descrição mais apurada, por ser uma medida agregada de compostos dissolvidos de carbono orgânico, dependente de origem, processo de lixiviação e condições ambientais. Processos foto-oxidativos do COD também demandam de modelagem, sendo que sua inclusão no modelo de OD & COD do SisBaHiA[®] há de ser simples, considerando que outros módulos já representam estes efeitos para coliformes fecais, microbiota e óleos.

As taxas de decaimento, desoxigenação e as proporções de consumo de oxigênio por fitomassa seca, igualmente, carecem de calibração individual para cada fitotipologia e, possivelmente, para corpos d'água com metabolismos distintos. Considerando a complexidade desta tarefa e a variedade de formações vegetações possíveis, é recomendável tentar estabelecer um padrão para os experimentos de decomposição aquática, em termos de escalas temporais, tipos de escoamento e tratamento prévio da matéria orgânica coletada.

É compreensível que as demandas do setor energético e, paralelamente, as requisições dos órgãos de licenciamento e fiscalização, venham a pressionar consultores e pesquisadores por vereditos definitivos e prognósticos precisos. Entretanto, o atual estado da arte da modelagem de processos de decomposição aquática de fitomassa, dentro ou fora do contexto de enchimento de reservatórios, não permite este nível de certeza. É possível e viável, contudo, a montagem de cenários comparativos para ponderação profissional, utilizando parâmetros conservadores e deixando transparente os limites do conhecimento atual.

Nesse sentido, conclui-se que a metodologia aqui apresentada e o novo modelo proposto de OD & COD proposto veem auxiliar nesta busca por conhecimento, acurácia e precisão na modelagem computacional dos processos de qualidade de água. É importante não buscar tomar o resultado do modelo de DBO como parâmetro de calibração ou validação pois, como já se descreveu, tal variável se presta ao acompanhamento da matéria orgânica dissolvida de resíduos urbanos e industriais. O modelo proposto de decomposição de fitomassa e transporte de COD, orientado para a modelagem de matéria vegetal particulada como sumidouro de OD e fonte de COD, permite considerar a complexidade do processo de alagamento de vegetação em reservatórios, nos aspectos hidrodinâmicos, químicos e biológicos, todavia carecendo de refinamento.

4. Experimentos de coleta e decomposição aquática de fitomassa

Resumo

A decomposição aquática de fitomassa terrestre tem se tornado - nas duas últimas três décadas - estudo de interesse para licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos. A literatura disponível sobre tal fenômeno, porém, parte de conceitos e metodologias limnológicas, principalmente na separação da fitomassa em partições funcionais e na equalização das massas de cada partição, sem considerar variabilidade fitotipológica e regional. Foram conduzidos experimentos com objetivo de comparar os efeitos da separação de partições e da semelhança de proporções amostrais durante a decomposição aquática, utilizando fitomassa do arroio Pedra Branca, pequeno afluente do rio Tibagi (PR). Através de medições de OD, temperatura, condutividade elétrica e análises de carbono dissolvido, verificou-se que a casca e a serrapilheira afetaram mais a qualidade de água, com níveis de impactos distintos de oxidação, lixiviação e mineralização. Foi identificado que galhos finos e folhas, ainda que retratados na literatura como mais lábeis, apresentavam baixa densidade na parcela amostrada, o que explica seu pequeno efeito sobre consumo de oxigênio. Conclui-se que tanto a participação das partições na densidade de fitomassa por área alagada quanto o perfil de labilidade e solubilidade de cada partição influenciam nos impactos da decomposição sobre a qualidade de água.

4.1. Introdução

A hidrografia brasileira, abundante e pluripotente, tem sido explorada para fins de geração elétrica em larga escala desde o século XX (GERIBELLO, 2015). As últimas três décadas, entretanto, destacam-se pelo surgimento de preocupações ambientais e legislação regulatória sobre tal setor, que conduz a evoluções no perfil dos projetos hidrelétricos e seus estudos de viabilidade (FALCETTA, 2015). Dentre essas mudanças está a conversão de uma matriz baseada em reservatórios para outra, centrada em usinas sem reservatório e operadas a fio d'água, no entendimento de que estas geram menos impactos ao meio ambiente (QUEIROZ et al., 2013).

Os remansos de tais usinas consistem, comumente, na manutenção dos rios barrados em um nível quase máximo de cheia, com passagem total da vazão afluente, seja pelas casas de força ou pelo vertedouro – principalmente durante os períodos chuvosos, de

maior volume. A simples análise, pelo Princípio da Continuidade, demonstra que isso acarreta no aumento das seções hidráulicas sem alteração da vazão total, gerando uma redução proporcional na velocidade das águas. Se considerarmos ainda as outras obras de engenharia civil envolvidas, como estradas e aterros, poder-se-á identificar o potencial surgimento de zonas lênticas, até mesmo estagnadas, no remanso de novas usinas.

Nos últimos anos, órgãos de licenciamento ambiental, a nível federal e estadual, passaram a requerer estudos de modelagem do enchimento e da operação de UHEs em fase de projeto (DE SOUSA, 2013). Inclui-se, nessas investigações, as alterações hidrodinâmicas, sedimentológicas e qualidade de água, além de questionar o impacto da decomposição da vegetação terrestre a ser alagada pelo empreendimento. Em alguns casos, como nas usinas de Jirau e Santo Antônio, o próprio contratante de estudos procurava estimar cenários ótimos de nível de remoção e efeitos da submersão de vegetação, visto que os custos do desmatamento na região era elevado e comprometia o equilíbrio do projeto (VALOR, 2012).

A vegetação terrestre distribuída na área atingida, de fato, representa uma carga orgânica cuja degradação pode impactar na qualidade de água (DEUS et al., 2013; CAZELLES et al., 1991). Esta fitomassa (parcela vegetal da biomassa em uma área) possui natureza complexa, variando entre ecossistemas, ocupação vegetal, espécies, indivíduos e até mesmo entre as partes constituintes destes (CHIBA et al., 2015; CARDOSO et al., 2014; LI et al., 2012). Dados para essa caracterização estão, normalmente, dispersos em estudos de limnologia, muitos altamente específicos, com tendência a observar a decomposição aquática da fitomassa por uma perspectiva descritiva e relacional, própria das ciências biológicas (VOGEL, 2013).

Os estudos da fitomassa e sua decomposição em meio aquoso diferem, entre si, desde os procedimentos de coleta e tratamento de amostras (secagem, transporte, moagem), local (ex-situ ou in-situ), método de experimentação, fatores e parâmetros registrados, escalas de observação, fenômenos de interesse e modelos matemáticos para o decaimento (JI & JIN, 2016; LIN & WEBSTER, 2014; LUTZ et al., 2012). Esta forma de trabalho condiz com as práticas das ciências biológicas e ambientais, porém desafia o acoplamento com outros métodos e disciplinas mais reducionistas - principalmente para estudos de projeto, operados por equipes profissionalmente diversas.

Um dos principais traços dos estudos de decomposição da fitomassa, aérea ou aquática, é a separação das estruturas funcionais da vegetação, ou partições: folhas,

galhos, cascas, frutos, raízes, serrapilheira e outros (LIN & WEBSTER, 2014; HOELLEIN et al., 2013; IBRAHIMA et al., 2008). Cada uma, de fato, apresenta velocidades e produtos de decaimento distintos (FONSECA et al., 2013; CARDOSO et al., 2014; GIMENES et al., 2012; IBRAHIMA et al., 2008), o que justifica a observação compartimentalizada. Para fenômenos como enchimento de remansos, contudo, não há literatura dedicada aos processos de decomposição integral da fitomassa.

Por consequência, outro desafio emerge da consideração de fitomassa em partições para análise da decomposição: não se costuma guardar as proporções amostradas em relação à ocupação vegetal para desenhar os experimentos, o que impõe distorções. Além da matéria foliar ser variável durante os ciclos anual e sazonal, partições como a serrapilheira podem ter densidade maior do que os indivíduos vivos, além de qualidade e quantidade espacialmente heterogêneas. Fórmulas para cálculo da fitomassa seca, como descritas por Tieopolo et al (2012), consideram relações empíricas entre altura, diâmetros ou circunferência de árvores e arbustos, sem informar como se distribui a massa dentre as partições.

Tendo em vista tais oportunidades de questionamento e avanço, tomou-se o caso da UHE Tibagi para estudo, cuja modelagem foi conduzida numa parceria entre a empresa Ecology Brasil, a Fundação Coppetec e a equipe de alunos e pesquisadores da Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica da COPPE/UFRJ (ROSMAN et al., 2017). Tratou-se da modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água do remanso projetado para a usina do rio Tibagi (PR), com visitas de campo que permitiram coletas de águas e fitomassa da região de alagamento.

As perguntas centrais, que nortearam os experimentos, foram duas:

1. Considerando que a fitomassa terrestre pode ser estudada de maneira integral ou particionada durante sua decomposição aquática, há diferenças significativas nos efeitos sobre a qualidade de água observados pelos dois métodos?
2. Há correlação entre a proporção de cada partição da fitomassa e as alterações sobre a qualidade de água durante sua decomposição aquática?

4.2. Metodologia

A campanha de coletas in-situ foi iniciada no ponto mais baixo da microbacia do arroio Pedra Branca, afluente do rio Tibagi. Acessível por carro, o trecho conta com bueiros enterrados sobre uma estrada vicinal, a algumas centenas de m de meandro de norte a sul do rio Tibagi (Figura 42). A campanha foi realizada de 10 a 12 de março de 2017.

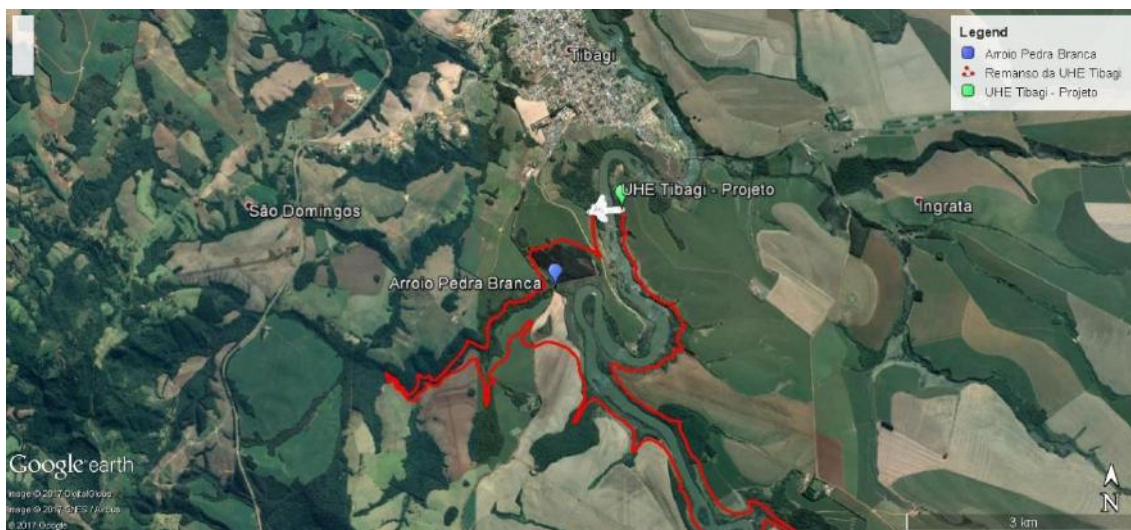


Figura 42 - Imagem de satélite da bacia do rio Tibagi, identificando em vermelho a linha de remanso projetada para a UHE Tibagi. O marcador verde indica a seção projetada da barragem, enquanto o marcador azul aponta o local de extração da fitomassa e coleta de água. (Fonte: Google Earth, 31/03/2017)

A ordem de procedimentos da campanha in-situ consistiu em:

- I. Identificação de parcela terrestre vegetada de ocupação representativa da região do arroio Pedra Branca ($24^{\circ}32'38.05''S$, $50^{\circ}24'49.99''W$);
- II. Coleta de fitomassa, viva e em decomposição, da parcela;
- III. Coletas de variação diária de carbono dissolvido do arroio Pedra Branca.

Após os procedimentos de campo, foram operados experimentos de decomposição controlada de fitomassa, tanto integral quando particionada, bem como análises químicas de material coletado, in-situ e laboratorialmente. Também se procedeu no acompanhamento de parâmetros de qualidade de água durante os experimentos de decomposição controlada, utilizando sondas de medição manuais e estacionária, conforme a demanda do desenho experimental, além das concentrações de diferentes

formas do carbono. Os métodos empregados para cada procedimento são detalhados nas subseções a seguir.

4.2.1. Caracterização da Área de Estudo

O Estudo de Impacto Ambiental da UHE Tibagi (SOMA, 2013) determinou a área da bacia do rio Tibagi a ser afetada pelo enchimento da usina e descreveu as ocupações vegetais de mata atlântica e cerrado atingidas. O bioma de mata atlântica, na região denominada como Área Diretamente Afetada (ADA) se manifesta por fitotipologia de floresta ombrófila mista. A comparação das fotos referentes ao ponto de coleta da fitomassa e os registros referentes a esta fitotipologia do EIA deixam claro que se trata da mesma formação. Para fins comparativos, a Figura 43 inclui exemplos do documento e da coleta de campo, datada de 11 de março de 2017.



Figura 43 - Vegetação da bacia do rio Tibagi. [Esquerda: microbacia do arroio Pedra Branca, fotografada pelo autor. Direita: fotografia do Estudo de Impacto Ambiental da UHE Tibagi, identificada como Formação de Floresta ombrófila mista (SOMA, 2013)]

Considerando, como afirma o EIA, que a formação principal da região do arroio Pedra Branca é a Floresta ombrófila mista, algumas informações sobre famílias e espécies presentes na região podem ser levantadas nas Parcelas 06 e 07 do referido estudo, dentre as 23 parcelas identificadas. A Tabela 9 contém dados do levantamento feito, sendo que cada uma das parcelas de 200 m² identificada foi subdividida em subparcelas de 20 m², sorteadas aleatoriamente para o estudo da fitomassa na região. Além de informações sobre a taxonomia das espécies, a tabela inclui o valor mediano de Diâmetro na Altura do Peito (DAP) e altura da planta (H), número de indivíduos da espécie e contribuição de fitomassa seca, estimada pelas equações Burger e Delitti (2008) referentes ao diâmetro e ao produto de quadrado do diâmetro e altura.

Parcela	Família	Nome Científico	Nº	DAP (m)	H (m)	FS (g/m ²) [d ² h]	FS (g/m ²) [d]
6	Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	1	0.37	13	1366.88	2040.9
	Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i>	1	0.16	9	190.92	238.59
	Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i>	1	0.09	8	56.67	55.3
	Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i>	1	0.07	4.5	19.63	28.01
	Myrtaceae	<i>Eugenia blastantha</i>	1	0.07	5	26.88	37.2
	Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	1	0.23	9	391.25	617.78
	Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	0.07	5.5	22.7	26.36
	Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i>	1	0.18	14	378.29	338.43
	Cyatheaceae	<i>Alsophila setosa</i>	1	0.1	2.8	24.64	68.87
	Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	1	0.06	5.5	20.64	23.24
	Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	0.05	4.5	13.14	16.44
	Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i>	2	0.02	3.3	4.39	4.54
	Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	3	0.22	13	1573.48	1719.29
	Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i>	3	0.01	1.9	1.11	1.28
	Myrtaceae	<i>Plinia cf. brachybotrya</i>	6	0.01	2	2.85	3.36
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i>	7	0.07	5	167.41	223.05	
Total			32			4260.87	5442.65
7	Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	1	0.07	8	40.34	35.24
	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	1	0.09	8	60.66	60.51
	Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i>	1	0.01	2.5	0.37	0.31
	Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i>	1	0.03	5.5	6.36	4.88
	Morta	Morta	2	0.11	7.5	168.64	203.19
	Não identificada	NI	2	0.13	8.5	269.91	323.75
	Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	2	0.03	4.25	10.41	10.35
	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	4	0.03	3.5	11.07	11.45
	Anacardiaceae	<i>Lithrea molleoides</i>	10	0.14	9.5	1666.94	1861.69
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i>	13	0.15	9	2377.24	2929.38	
Total			37			4611.93	5440.75

Tabela 9 - Informações de espécies e indivíduos amostrados nas Parcelas 06 e 07, no EIA da UHE Tibagi (SOMA, 2013). DAP – diâmetro à altura do peito; H – altura; FS – fitomassa seca.

4.2.2. Coletas

Buscando-se evitar parcelas com planta exóticas, como limoeiros e outras espécies observadas, foi selecionada uma área de 20 dm² (Figura 44). Tal seção apresentava padrão de ocupação indistinto de seu entorno, incluindo plantas jovens, serrapilheira significativa e uma árvore morta, incluída na área para assegurar a coleta de cascas. Foram coletadas as seguintes partições da fitomassa, nesta ordem: folhas vivas, galhos finos vivos, casca, serrapilheira e solo (5 cm). Cada fração foi mantida em continentes individuais. A Figura 45 resume, em gráfico e tabela, as massas encontradas e a densidade superficial da parcela, por partição e total.



Figura 44 - Parcela vegetada, selecionada para remoção de fitomassa – um quadrante de 45 cm de lado. As dimensões da parcela foram escolhidas em função da logística de transporte e condicionamento do material coletado.

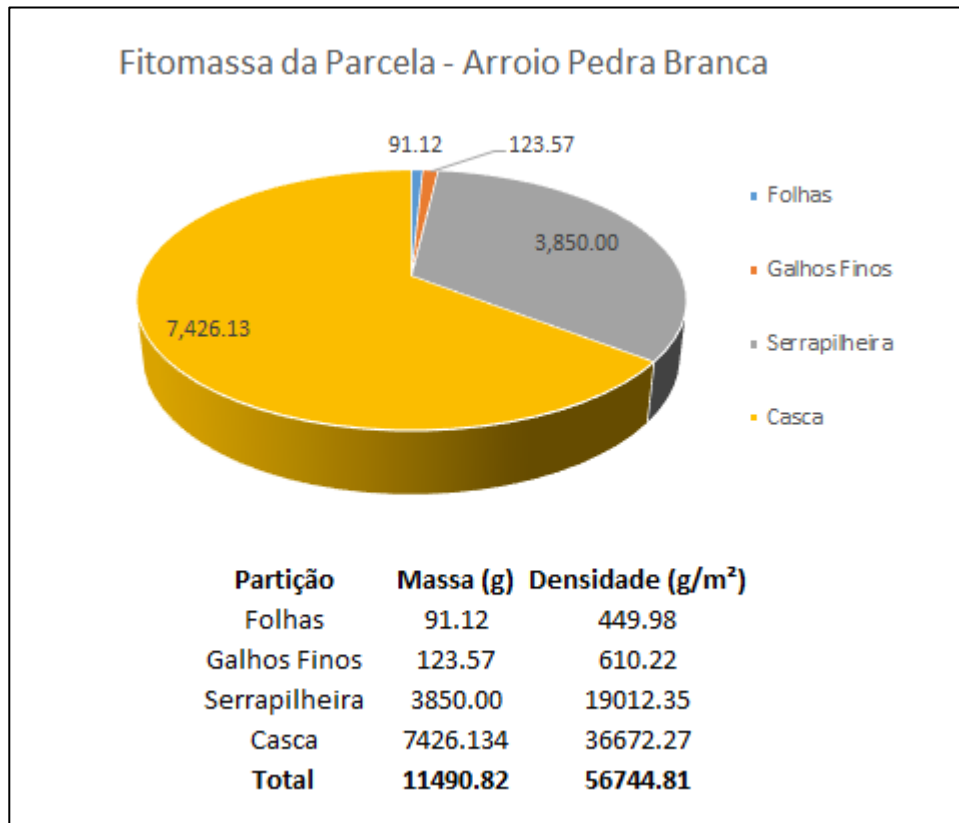


Figura 45 - Gráfico de distribuição da fitomassa, entre as partições, da parcela selecionada no arroio Pedra Branca.

A parcela selecionada não apresentava vegetação arbórea além da árvore já morta mencionada, o que permitiu a coleta da casca sem restrição (Figura 46). A área descascada foi de 17 cm, equivalente a um terço da Circunferência à Altura do Peito (CAP), por 185 cm de altura, de acordo com metodologia apresentada na cartilha Boas Práticas de Manejo para Extrativismo Sustentável de Cascas (FILIZOLA & SAMPAIO, 2015). Faz-se notar que a massa de casca, relatada na Figura 45, não foi toda removida, apenas 1618.18 g. O valor da massa de casca, na tabela da referida figura, é o produto da área de casca coberta pelo alagamento de 2.83 m com a densidade da casca - por sua vez, a razão entre massa extraída e área descascada. Não foi possível remover mais material de casca, o que será levado em consideração mais adiante, na discussão dos resultados.



Figura 46 - Extração da casca de árvore presente na parcela de vegetação selecionada no arroio Pedra Branca.

Inicialmente, convém colocar que a análise de carbono dissolvido nas amostras do arroio Pedra Branca serve, principalmente, à consideração do que virá a configurar como um possível impacto do alagamento e decomposição de fitomassa na região. Caso os valores das concentrações fossem muito elevados ou de ampla variação diária, seria razoável questionar que perturbação tal processo geraria no corpo d'água, ou mesmo se as mudanças de qualidade de água previstas a ocorrer pela inundação viriam da decomposição de tais substratos. A relevância, possivelmente, seria maior no estudo das contribuições da bacia de drenagem do que na vegetação da região de alagamento.

As águas do arroio Pedra Branca, ao fluírem para o rio Tibagi, cruzam uma estrada vicinal por dois bueiros, cada um medindo aproximadamente um metro de diâmetro e 12 m de comprimento. Com um balde e frascos plásticos de 250 mL, foram coletadas amostras a intervalo de 90 min durante o dia e 3h durante a noite. Os intervalos diurnos foram escolhidos com base no teorema de amostragem de Nyquist e no tempo equivalente ao T90 da fase de curto-prazo de decomposição aquática de matéria orgânica vegetal - determinado no capítulo anterior. Os intervalos noturnos escolhidos foram maiores, em função da queda da produção primária no período sem luz, restringindo a atividade metabólica e permitindo a otimização dos recursos de pesquisa.

Com relação à variação diária de frações de carbono, as 13 amostras foram coletadas no período de 13h00 do dia 11 de março às 13h00 do dia 12 de março de 2017, como descrito na Tabela 10. Os frascos foram rinsados com água do próprio arroio antes da coleta, totalmente preenchidos e mantidos sob refrigeração. O ponto de coleta era imediatamente à jusante dos bueiros, dos quais fluía uma vazão estável e suficiente para garantir uma zona de mistura adequada. No período de coleta, houve precipitação muito leve, sem aumento perceptivo da vazão do arroio Pedra Branca, o que faz concluir que não houve incremento relevante no escoamento superficial da microbacia.

#	Data e hora
0	11/03/2017 13:07
1	11/03/2017 14:37
2	11/03/2017 16:07
3	11/03/2017 17:37
4	11/03/2017 19:07
5	11/03/2017 22:07
6	12/03/2017 01:07
7	12/03/2017 04:07
8	12/03/2017 07:07
9	12/03/2017 08:37
10	12/03/2017 10:07
11	12/03/2017 11:37
12	12/03/2017 13:07

Tabela 10 - Data e horário das coletas de água, no arroio Pedra Branca.

4.2.3. Experimentos de Decomposição

Inicialmente, no laboratório de Limnologia da UFRJ, pesou-se cada partição da fitomassa, separando as massas para cada experimento de decomposição em função da proporção volumétrica de protótipo e modelos. O experimento integral foi operado em tanque de 292 l, enquanto os experimentos particionados utilizaram 8.1 l, i.e., 2.7 l por réplica. Portanto, 97.3% da fitomassa foi reservada para o experimento integral e 2.7% foram levadas para secagem, a 60°C, por 5 d, em estufa FANEM, modelo 315E.

Foi determinada a massa de cada partição antes e após a secagem para obtenção do teor de umidade, sendo estes: 15% (casca), 51% (folhas), 64% (serrapilheira) e 73% (galhos finos).

4.2.4. Decomposição particionada

A massa de cada partição foi dividida como mostra a Tabela 11. A fração de folhas, galhos e serrapilheira corresponde à proporção do volume experimental de mesocosmos (três frascos de 2.7 l, total de 8.1 l) com o volume alagado na parcela (área de 0.25 m² e altura alagada média de 2.83 m, total de 707.5 l), considerando que estas partições foram integralmente recolhidas da parcela. No caso da casca seca, removida apenas parcialmente, a proporção foi feita entre o volume de cada mesocosmo e o volume do tanque experimental. Ao final, foram montados 15 mesocosmos, sendo 12 tratamento para decomposição de partições da fitomassa e 3 tratamentos para controle (Figura 47).



Figura 47 - Mesocosmos preparados, enriquecidos e inoculados. As colunas de réplicas, da esquerda para a direita, respectivamente, contêm as seguintes frações: sem fitomassa (controle), serrapilheira, folhas, casca, galhos finos. Fotografia após 3 h do início do experimento.

Partição	Tréplica 1 (g)	Tréplica 2 (g)	Tréplica 3 (g)	Carga média (g/m³)
Folhas	0.0321	0.0325	0.0324	11.98
Galhos Finos	0.0429	0.0429	0.0425	15.84
Serrapilheira	1.3132	1.3129	1.3125	486.25
Casca	24.02	24.05	23.98	8895.06

Tabela 11 - Massa seca de cada partição de fitomassa, para cada tréplica, bem como a média das cargas, considerando o volume de cada mesocosmo de 0.0027 m³, ou 2.7 l.

A preparação dos mesocosmos envolveu a lavagem da vidraria, preenchimento com água encanada, descanso de 3 h para volatilização do cloro, mistura com 180 mL de preparado de solo e 180 mL de preparado de nutrientes. O preparado de solo consistiu na adição de 185 g de solo a 29 l de água, agitação por 10 min e filtragem por malha de 50 µm, da fabricante Fleming Brasil. O objetivo deste preparado foi de inocular cada mesocosmos com população bacteriana similar e correspondente à parcela do arroio Pedra Branca.

O preparo de nutrientes consistiu na dissolução de difosfato de potássio e cloreto de amônia em 20 l de água, agitação por 10 min e descanso de 3 h. Considerando valores de seis pontos de coleta no rio Tibagi, de outubro de 2014 a julho de 2015 (Tabela 11), tomou-se a mediana dos valores de fosfato e nitrato - determinados pelo método descrito em Mackreth et al., 1978 - para referenciar as adições de nutrientes nos experimentos.

O experimento foi iniciado com o alagamento das frações em seus respectivos frascos, seguido da coleta de água, medição de temperatura e OD com sonda manual YSI55 e medição de condutividade com sonda YSI30. Os intervalos de coleta, durante as primeiras 13 h de experimentação, variam de 15 min a 6 h. Após este período, as medições passaram a ser repetidas diariamente, até atingir o período de 12 dias.

Tomando por exemplos os experimentos descritos por Bianchini et al. (2011), os mesocosmos que apresentaram concentração de OD abaixo de 2 mg/L seriam borbulhados, para elevar a concentração. O valor final deste processo é determinado durante o experimento, após o qual o recipiente é colocado novamente em incubação escura.

As coletas de água, por outro lado, foram feitas a intervalos progressivos, objetivando a otimização de recursos e redução de interferências. A Tabela 12 descreve os momentos de coletas e medições, discernindo o tipo de dados obtidos em cada etapa. Cada coleta consistiu em três volumes: dois frascos Falcon, de 50 mL cada, e um frasco de vidro

para análise de COD, de 20 mL cada (Figura 48). A água inserida em um dos Falcons e no frasco de vidro foi previamente filtrada, com microfiltro de fibra de vidro (tipo GF-1), 25mm diâmetro, fabricante Macherey-Nagel.



Figura 48 - Frascos Falcon, de tampa azul, separados em par para cada tréplica, totalizando 30 frascos por coleta. Atrás, lado a lado, os frascos de vidro de 20 mL.

Data & Hora	Coleta	Condutividade	OD	Temperatura
07/04/2017 04:00	X	X	X	X
07/04/2017 04:15	X			
07/04/2017 05:15			X	X
07/04/2017 06:00	X			
07/04/2017 07:00		X		
07/04/2017 07:15			X	X
07/04/2017 08:45		X		
07/04/2017 09:00	X		X	X
07/04/2017 10:30		X		
07/04/2017 10:45			X	X
07/04/2017 12:15			X	X
07/04/2017 14:00		X		
07/04/2017 14:15			X	X
07/04/2017 15:00	X			
07/04/2017 15:45		X		
07/04/2017 17:00		X		
07/04/2017 17:15			X	X
08/04/2017 12:30	X	X	X	X
09/04/2017 12:30		X	X	X
10/04/2017 12:00	X	X	X	X
11/04/2017 16:00		X	X	X
12/04/2017 14:45		X	X	X
13/04/2017 14:00		X	X	X
13/04/2017 15:00	X			
14/04/2017 07:20		X	X	X
15/04/2017 16:00		X	X	X
16/04/2017 15:00		X	X	X
17/04/2017 13:30		X	X	X
17/04/2017 14:00	X			
18/04/2017 13:15		X	X	X
19/04/2017 15:30		X	X	X
19/04/2017 16:00	X			

Tabela 12 - Listagem de data, horário e natureza das coletas operadas na experiência de decomposição particionada da fitomassa.

Para apresentação dos resultados da decomposição particionada, optou-se por analisar os dados físico-químicos em duas escalas temporais: curto prazo, correspondente às 13 primeiras h de decomposição; médio-prazo, correspondente aos 12 d completos de decomposição.

4.2.5. *Decomposição Integral*

Nas dependências do Laboratório de Ondas e Correntes (LOC) da COPPE/UFRJ, instalou-se um tanque retangular, medindo 130 cm de comprimento, 90 cm de largura e 50 cm de altura. Neste, operou-se o alagamento de 1187 g de fitomassa, retirada de parcela da margem esquerda do rio Tibagi, na região do arroio Pedra Branca (Figura 49).



Figura 49 - Fitomassa disposta no tanque, anterior ao enchimento e início do experimento.

A Tabela 13 descreve as frações alagadas da fitomassa e respectivas massas, que foram ponderadas pelo volume do tanque, considerando um alagamento médio de 2.83

m de altura, referenciado por modelagem computacional prévia do enchimento da região.

Partição	Massa (g)	Carga (g/m³)
Folhas	9.42	32.20
Galhos Finos	12.77	43.66
Serrapilheira	397.92	1360.42
Casca	767.55	2624.12
Total	1187.67	4060.40

Tabela 13 - Massa e carga de cada partição de fitomassa, referente ao experimento de decomposição integral em tanque de volume igual a 292.5 l.

O enchimento consistiu na adição, além de água filtrada fornecida pelo LOC, de 20 l da referida água com inoculado de solo, além de outros 20 l de mesma origem, com nutrientes dissolvidos em concentrações semelhantes às encontradas no ambiente. A Tabela 14 inclui o valor de cada estação, sua mediana e a concentração final de fosfato e nitrato, tanto tanque de decomposição integral quanto nos mesocosmos de decomposição particionada.

Estação	Nitrato				Fosfato			
	out/14	jan/15	abr/15	jul/15	out/14	jan/15	abr/15	jul/15
JUS	0.971	1.303	0.553	0.778	0.036	0.027	0.016	0.015
BAR	1.028	1.603	0.609	0.534	0.032	0.027	0.017	0.012
INT	0.928	1.328	0.665	0.578	0.029	0.028	0.027	0.012
REM	0.971	1.565	0.703	0.490	0.037	0.031	0.022	0.018
MON	0.978	1.540	0.728	0.634	0.033	0.027	0.018	0.015
TRI	0.759	0.903	0.571	0.334	0.018	0.014	0.011	0.011
Mediana	0.768				0.02			
Experimentos	0.799 (N/NH ₄ Cl)				0.024 (PO ₄ /KH ₂ PO ₄)			

Tabela 14 - Valores de concentração (mg/L) para nutrientes nitrogenados e fosforados, relevantes para o experimento: individuais e medianos, coletados ao longo de 9 meses em 6 estações ao longo do rio Tibagi, pela Ecology S.A.; resultantes da adição de nutrientes nos experimentos do tanque de Decomposição Integral dos mesocosmos de Decomposição Particionada.

A água filtrada, utilizada para o enchimento do tanque, tem origem do sistema público de abastecimento, com posterior filtragem para utilização no canal experimental de correntes do LOC. A mesma estava, no momento do enchimento, havia mais de 3 d estabilizando a céu aberto, tendo sido apenas adicionado larvicida para evitar a proliferação de vetores.

Ao fim do procedimento, um período de aproximadamente 20 min, foram coletadas amostra de 250 mL de água do tanque, em seguida sendo mantida sob resfriamento. A temperatura e concentração de OD foram aferidos por meio de sonda manual YSI95, previamente calibrada. Esta única medição foi feita com tal sonda, que apresentou inoperância pelos 2 d seguintes e foi substituída. Ambos instrumentos foram comparados ao medirem água sob mesma condição, constatando-se que não diferiam de forma significativa.

A cada 24 h, coletou-se nova amostra de água, em frascos plásticos de 250 mL, em procedimento igual à coleta ulterior ao enchimento. A partir do 3º dia, instalou-se uma sonda óptica estacionária, modelo MS5, fabricante Hydrolab, para medição contínua de OD, temperatura, condutividade e pH (Figura 50).



Figura 50 - tanque de decomposição integral, durante o quarto dia de experimento, já com a sonda estacionária instalada.

O experimento de decomposição integral foi iniciado com o enchimento do tanque no dia 17 de março de 2017, momento em que a concentração de OD e a medida de temperatura foram de 6.27 mg/L e 27.7 °C, respectivamente. Todas as três séries de dados se iniciam no mesmo dia, porém a série de condutividade é interrompida no dia

28 de março, 24 h antes do fim do experimento, por perturbação técnica que levou à descontinuidade dos dados e recalibração do sensor.

4.3. Resultados

Considerando a metodologia aplicada, os resultados serão apresentados em três seções: análise das águas do arroio Pedra Branca; experimento no tanque de decomposição integral; experimento nos mesocosmos de decomposição particionada.

4.3.1. Análise de águas do arroio Pedra Branca

A análise da variação diária de frações de carbono na água, coletadas a cada 1h30no arroio Pedra Branca (Figura 51), constituiu na aferição das concentrações de carbono inorgânico e total. Por incluir método de filtragem de particulados anterior à análise, as concentrações se referem sempre a frações dissolvidas, como carbono inorgânico dissolvido (CID), como gás carbônico e carbonatos, e carbono total dissolvido (CD). A diferença entre estes valores é interpretada como a concentração de COD (Figura 52), referente majoritariamente a carboidratos, proteínas e substâncias húmicas.



Figura 51 - Trecho de coleta da variação diária no Arroio Pedra Branca.

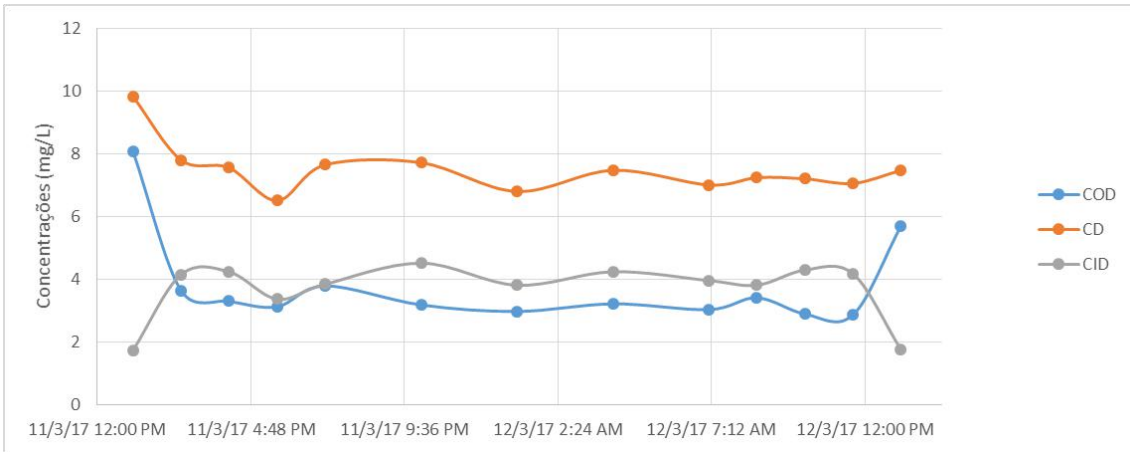


Figura 52 - Evolução das concentrações de carbono dissolvido total (cinza), carbono inorgânico dissolvido (laranja) e COD (azul) nas amostras de água do arroio Pedra Branca, do dia 11 de março ao dia 12 de março de 2017.

No gráfico acima, pode-se observar que a concentração de CD variou pouco ao longo do dia, apresentando amplitude de valores na faixa de 6.5 a 9.8 mg/L. O máximo e o mínimo ocorreram num período das primeiras 4 h 30 min, com o restante das concentrações estabilizadas em torno da média de 7.3 mg/L. O intervalo entre coletas, de 1h30, corresponde ao parâmetro de amostragem relativo ao tempo característico de T_{90} para os fenômenos de curto-prazo, identificado no Capítulo 2.

As curvas de CID e COD, por outro lado, apresentaram comportamento mais variado e com consistência em relação a períodos do dia. Os maiores valores de COD (8.1 e 5.7 mg/L) foram atingidos no horário de 13h de ambos os dias, as mesmas coletas em que os valores de CID apresentaram seus mínimos (1.77 e 1.75 mg/L). Os coeficientes de correlação (R^2) entre as séries de dados são: 0.724 (COD e CD), 0.263 (CD e CID) e 0.787 (COD e CID).

4.3.2. Tanque de Decomposição Integral

Os resultados do experimento de decomposição integral foram plotados para as variáveis de temperatura (Figura 53), OD (Figura 54) e condutividade (Figura 55). Todos os dias, coletas de água foram feitas e analisadas com relação às frações de carbono CD, CID e COD (Figura 56).

A curva de temperatura registra, com clareza, uma flutuação diuturna, com picos próximos ao meio-dia e vales próximos à meia-noite. As últimas 36 h da curva, aparentemente destoantes do padrão da série, mostram uma queda rápida durante o dia, condizente com a meteorologia dos dias 28 e 29 de março, que tiveram mínimas e máximas abaixo de suas respectivas médias.

A série de OD registra, com clareza e progressão, a instalação de um ambiente anóxico no tanque de Decomposição Integral, com apenas dois valores em 9 d acima de 2 mg/L – ambos nos momentos de menor temperatura do dia. Assim como a curva de temperatura, esta série de dados também apresenta padrão cíclico diuturno, com aumentos e picos ocorrendo em períodos noturnos e quedas em período diurno. Se tomarmos as séries de temperatura e de OD completas, o R^2 é de 0.286 ($p < 0.0001$); caso excluamos as últimas 25 h, quando a sonda apresentou perturbações, este coeficiente é de 0.357 ($p < 0.0001$). Isto demonstra que não houve alteração apreciável na correlação das variáveis que comprometa a presente análise.

Nota-se, na Figura 55, que a série de condutividade atinge um pico na noite do dia 26 de março, 6 d e 10 h após o início do experimento. Tal período apresenta, por várias medições, condição de anoxia, bem como média de temperatura de 25°C.

A análise de carbono dissolvido das amostras diárias do tanque levou a valores, que se encontram plotados no gráfico da Figura 56. Além de uma tendência global de elevação contínua durante o experimento, tanto as concentrações de carbono total como de carbono orgânico apresentaram picos e subsequentes reduções em dois momentos: nas primeiras 50 h e do sétimo ao nono dia de experimento. No primeiro pico, a diferença entre os valores de carbono total e carbono orgânico foi incrementada, indicando aumento simultâneo da concentração de formas inorgânicas, como dióxido de carbono e carbonatos. No segundo pico, esta diferença diminuiu, o que se traduz numa proporção maior de COD. O coeficiente R^2 entre ambas as curvas – COD e CD – foi de 0.937 ($p < 0.00001$).

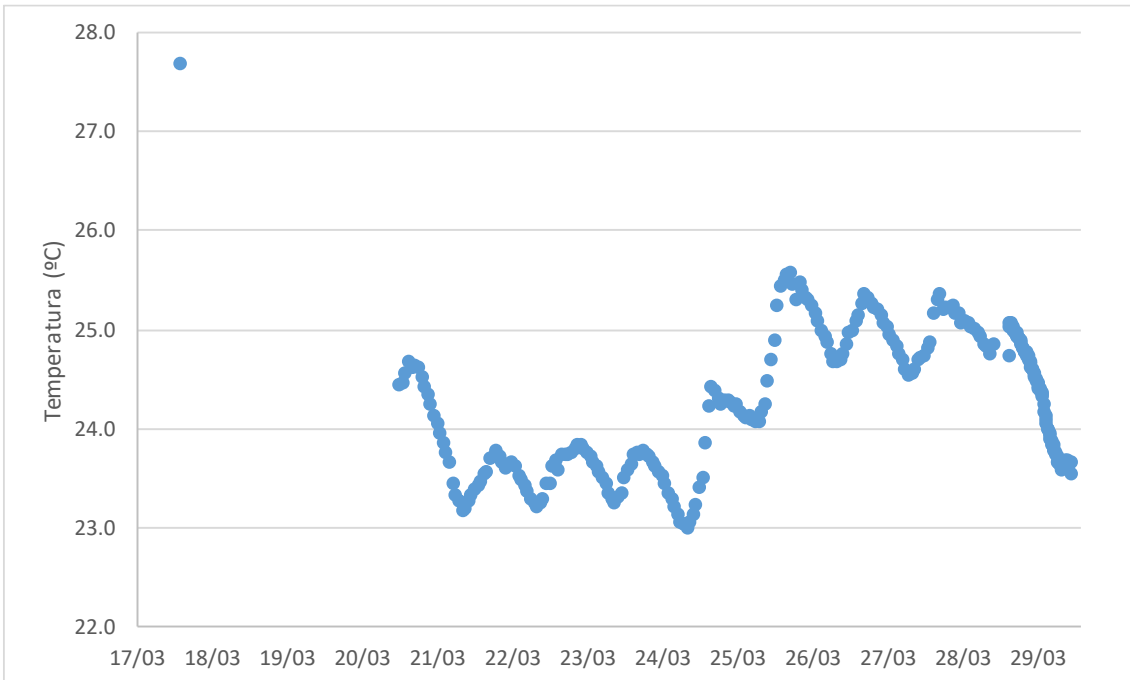


Figura 53 - Temperatura registrada no tanque de Decomposição Integral, durante experimento com fitomassa de arroio Pedra Branca.

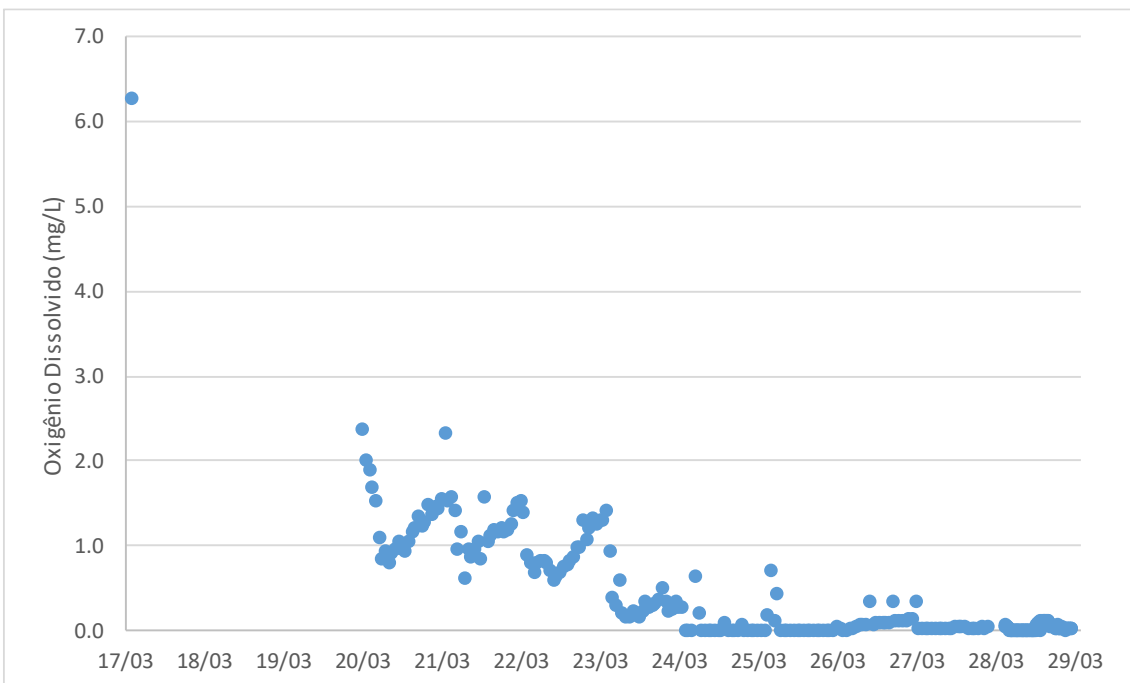


Figura 54 – Concentrações de OD, registradas no tanque de Decomposição Integral, durante experimento com fitomassa de arroio Pedra Branca.

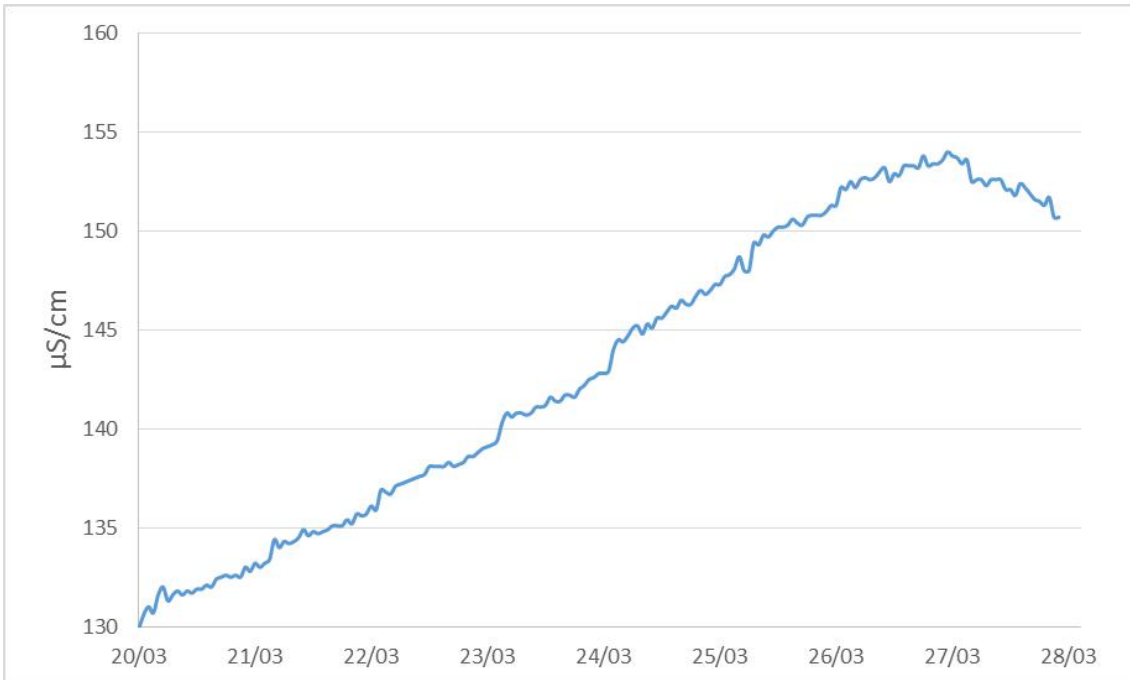


Figura 55 - Condutividade elétrica, registrada no tanque de Decomposição Integral, durante experimento com fitomassa de arroio Pedra Branca.

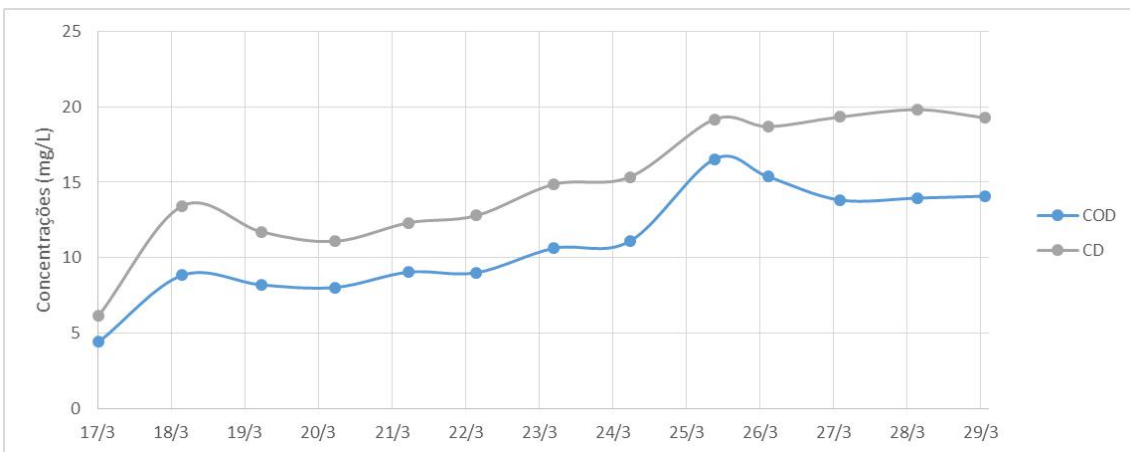


Figura 56 - Concentrações de COD e carbono dissolvido total (CD) durante o experimento em tanque de decomposição integral.

4.3.3. Mesocosmos de Decomposição Particionada

A seguir, detalha-se os resultados das análises de carbono dissolvido e das medições de dados físico-químicos no experimento com decomposição em mesocosmos – oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica. Os prazos referidos como curto e médio são os apontados no capítulo 2. A Figura 57 exhibe os registros fotográficos de cada recipiente durante o 6º dia de experimentação.

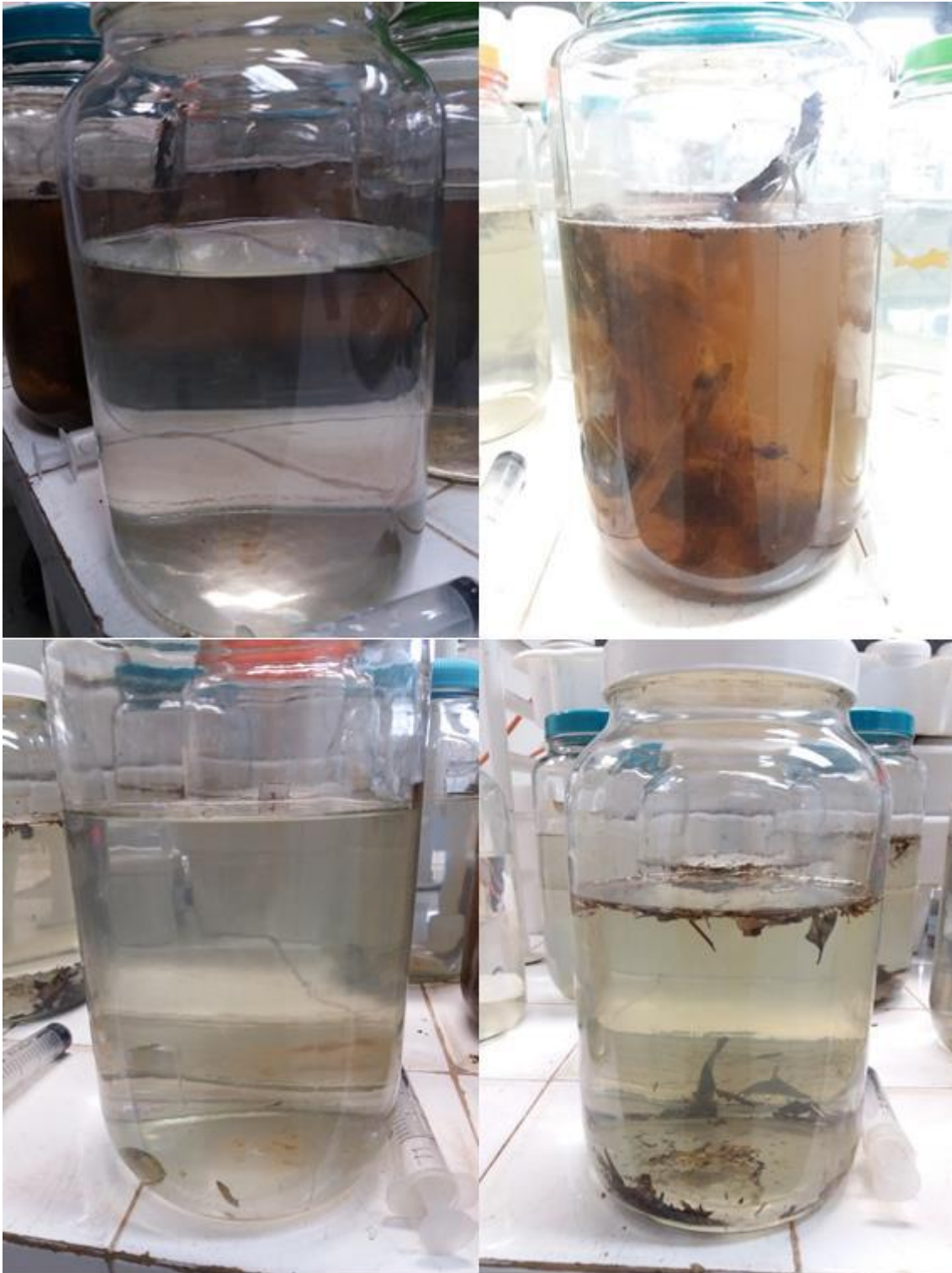


Figura 57 - Registro fotográfico durante o 6º dia de decomposição particionada, em mesocosmos, da fitomassa do arroio Pedra Branca. Nos vidros encontram-se galhos (alto, esquerda), casca (alto, direita), serrapilheira (baixo, direita) e folhas (baixo, esquerda).

4.3.3.1. Carbono Dissolvido

As análises das tréplicas revelaram que a maior fonte de COD, tanto no curto quanto no médio-prazo, foi a partição de cascas. Seus valores progrediram nas primeiras 32 h, variando até o fim do experimento, sem sinal de estabilização. O maior aumento ocorreu nas primeiras 11 h, nas quais a concentração de COD subiu de 4.89 a 166 mg/L (somente para cascas), valores correspondentes à mediana das tréplicas, c.f. Figura 58.

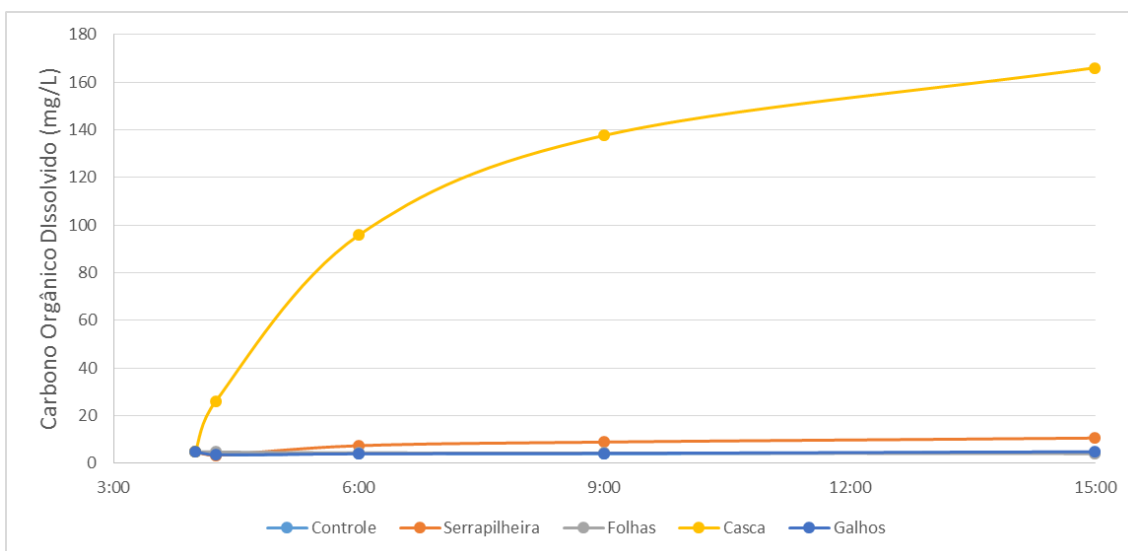


Figura 58 - Concentrações médias de COD, referentes às tréplicas de controle e às partições de fitomassa (casca, folhas, serrapilheira e galhos finos), durante as primeiras 11 horas de decomposição particionada.

Neste mesmo período de 11 horas iniciais, os valores de serrapilheira (3.34 a 10.56 mg/L) ficaram ligeiramente acima dos valores de controle (3.07 a 4.92 mg/L), enquanto as partições de folhas e galhos finos não demonstraram variação significativa a curto-prazo.

A médio-prazo, os valores de concentração de COD no tratamento com serrapilheira atingiram seu maior pico com 11 horas de experimento, voltando a cair em seguida e subindo linearmente até o 10º dia de experimento, após o qual apresentou pequena queda. As séries de COD de casca e serrapilheira apresentam coeficiente de correlação igual a 0.63 ($p < 0.01$), indicando que há ligação entre os padrões de decaimento para

essas partições, ainda que os valores absolutos distem cerca de duas ordens de grandeza (Figura 59).

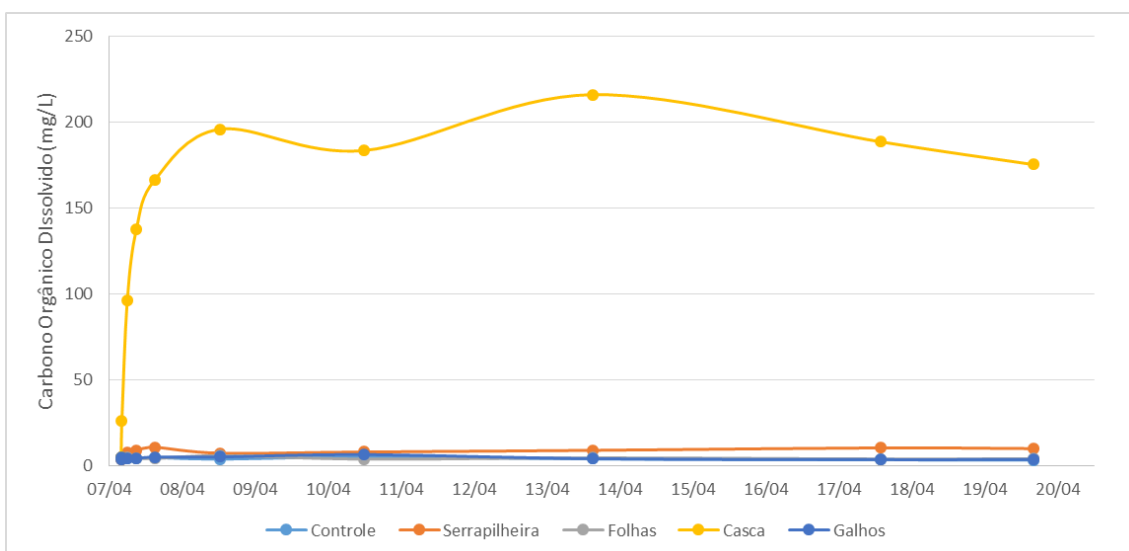


Figura 59 - Concentrações médias de COD, referentes às tréplicas de controle e às partições de fitomassa (casca, folhas, serrapilheira e galhos finos), durante 12 dias de decomposição particionada.

Os valores das tréplicas de controle mostram que houve coerência das análises, sem significativa variação durante o experimento. A existência de uma concentração nos controles se deve à adição de água com solo filtrada, como foi detalhado na metodologia. A Tabela 15 resume os valores medianos de COD encontrados na análise.

Data & Hora	Controle	Serrapilheira	Folhas	Casca	Galhos
07/04/2017 04:00	4.89	4.89	4.89	4.89	4.89
07/04/2017 04:15	3.43	3.34	4.72	26.08	3.52
07/04/2017 06:00	4.03	7.35	4.35	95.81	3.94
07/04/2017 09:00	3.94	8.87	4.26	137.6	4.13
07/04/2017 15:00	4.55	10.56	3.98	166.0	4.85
08/04/2017 12:30	3.70	7.11	5.64	195.7	4.95
10/04/2017 12:00	4.92	7.79	3.66	183.3	6.26
13/04/2017 15:00	3.77	8.77	4.36	215.8	3.91
17/04/2017 14:00	3.25	10.17	3.75	188.3	3.33
19/04/2017 16:00	3.07	9.76	3.84	175.1	3.44

Tabela 15 – Valores medianos da concentração de COD (mg/L) nas tréplicas de decomposição de cada partição da fitomassa, nas 10 coletas do experimento. Os valores encontrados nos mesocosmos de controle se referem à adição de solo e nutrientes, feita em todos os frascos.

4.3.3.2. Temperatura

Em função da dependência de vários processos e possíveis flutuações, as medições de temperatura, OD e condutividade foram feitas a maior frequência, em comparação às coletas para análise de COD. O gráfico de curto-prazo mostra que a inclusão de fitomassa está relacionada com maiores temperaturas neste período, aproximadamente entre 0.1 e 0.7° Celsius, ao se comparar com as tréplicas de controle. Nas primeiras 8 horas de experimento, as temperaturas mais elevadas entre as tréplicas com fitomassa corresponderam aos mesocosmos com casca, porém sem diferenças maiores que 0.5° C (Figura 60).

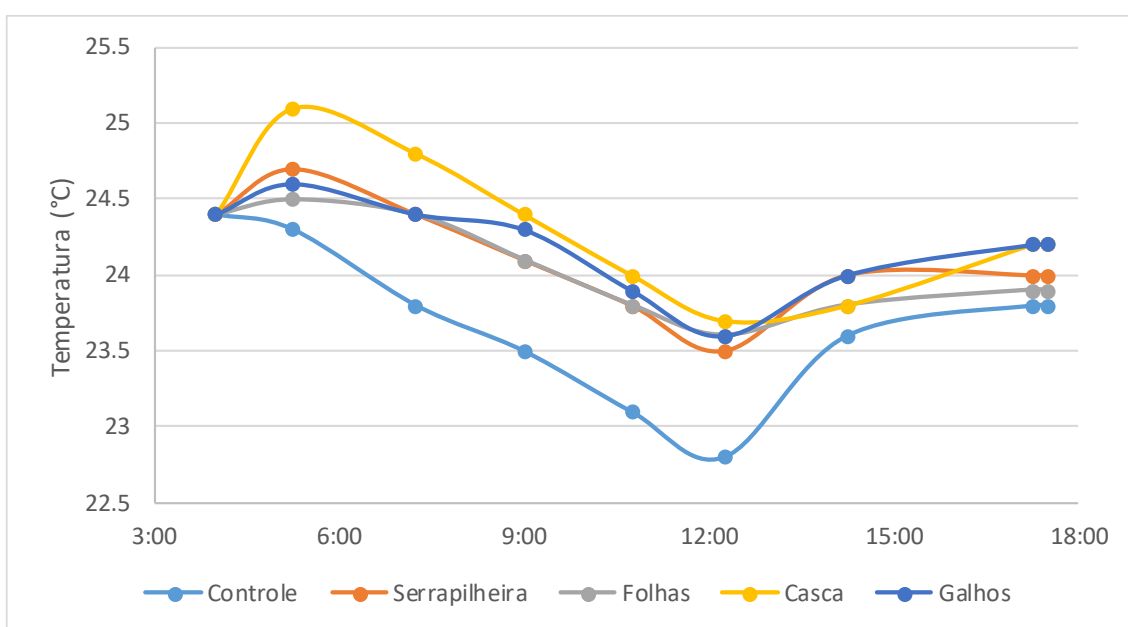


Figura 60 - Temperaturas medianas nos mesocosmos de decomposição particionada, durante as primeiras 13 h de experimentação.

A média de temperaturas nas primeiras horas de experimento foi menor do que a média ao longo dos demais dias de experimento, o que é entendido como efeito da incubação dos mesocosmos no escuro, a 24.4° Celsius, a partir de 17h30 do primeiro dia. Não houve destaque de qualquer tendência de temperatura a médio-prazo, com as medianas variando em torno do valor de incubação (Figura 61).

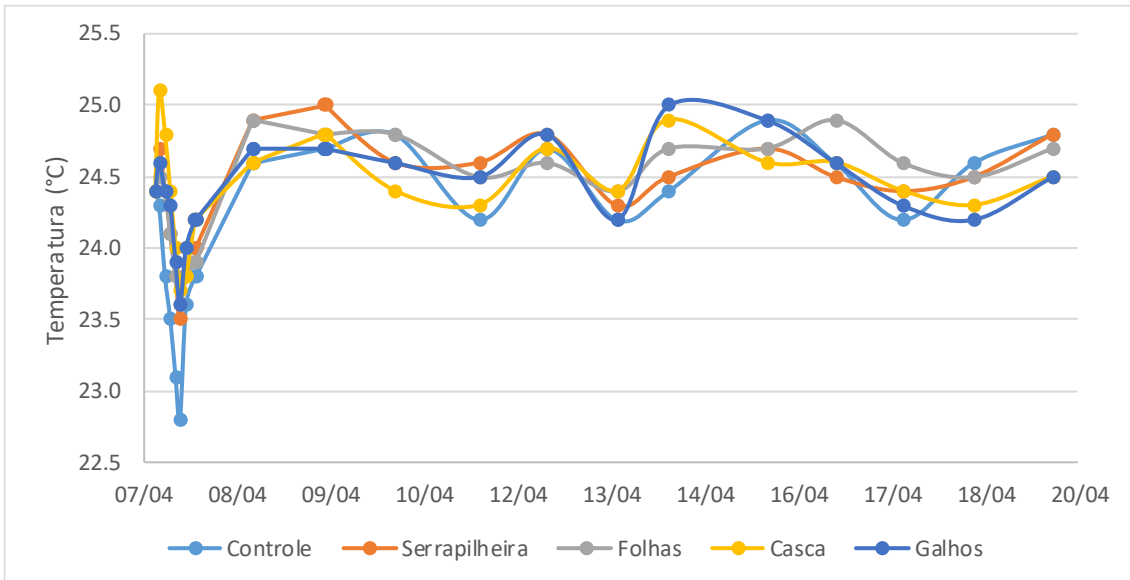


Figura 61 - Temperaturas medianas nos mesocosmos de decomposição particionada, durante 12 dias de experimentação.

4.3.3.3. Oxigênio Dissolvido

Dentre as séries de medição de OD, há clara distinção entre a evolução das concentrações nas réplicas de casca em relação a todas as demais partições e aos mesocosmos de controle. A curto-prazo, houve queda linear de tal parâmetro, vindo a atingir valores abaixo de 2 mg/L após o período de 13 h de experimento (Figura 62). A borbulha para reestabelecimento dos níveis de OD em tais mesocosmos elevou a concentração até 3.67 ± 0.02 mg/L. Os demais mesocosmos não apresentaram clara variação ao longo do experimento ou entre partições.

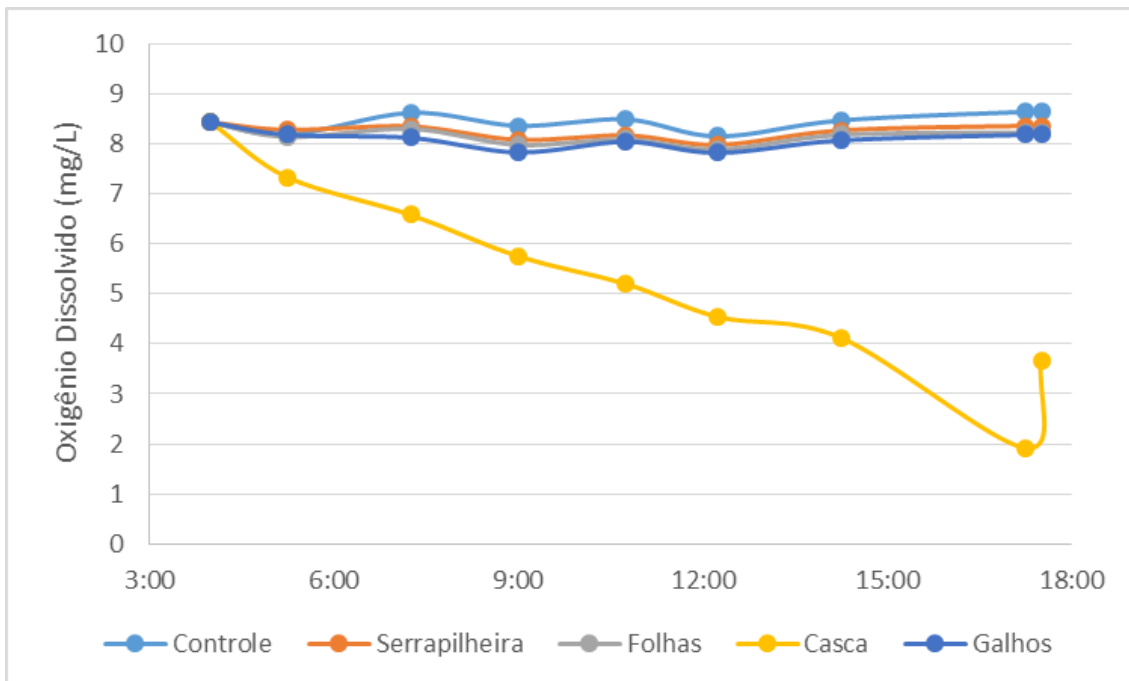


Figura 62 - Concentrações medianas de OD nos mesocosmos de decomposição particionada, nas primeiras 13 h de experimentação.

A longo prazo, a partição de casca seguiu apresentando o consumo mais intenso de OD dentre os diferentes tratamentos. Após o prazo de medições mais frequentes, as duas medições subsequentes nestas trélicas apresentaram valores abaixo de 2 mg/L, sendo novamente necessário reoxigenar os mesocosmos. Nos demais 9 d, suas concentrações se mantiveram entre 2 e 3 mg/L (Figura 63).

A partição de serrapilheira, distintamente, não demonstrou consumo de oxigênio relevante a curto-prazo, porém nos 2 d seguintes apresentou queda linear de OD, atingindo seu menor valor (3.71 mg/L) após aproximadamente 56 h de decomposição. Durante os 4 dias seguintes, suas concentrações se elevaram até 7.18 mg/L. Pelos demais 7 dias de experimento, houve flutuação em torno da média de 7.31 ± 0.35 mg/L.

As concentrações nos mesocosmos com folhas e galhos não apresentaram consumo de oxigênio notável a nenhuma escala temporal, mantendo-se próximos às trélicas de controle. Após 7 d de experimento, as concentrações nos mesocosmos com serrapilheira aderiram a esta tendência.

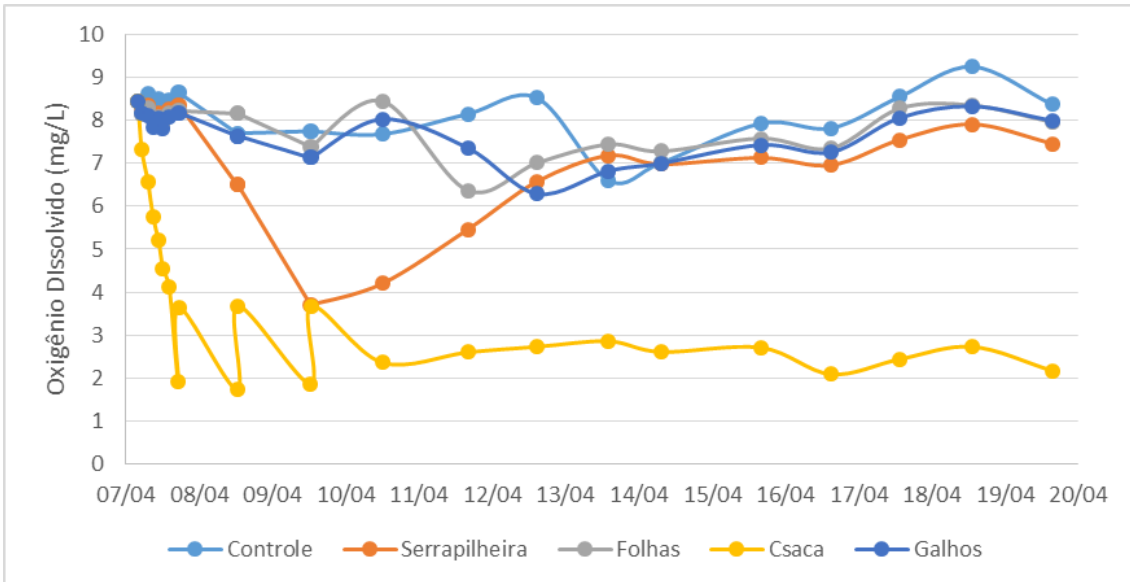


Figura 63 - Concentrações medianas de OD nos mesocosmos de decomposição particionada, durante 12 dias de experimentação.

Um último resultado notável, menos pela magnitude e mais pela simultaneidade, é o incremento de OD entre os dias 16/04 e 18/04, concomitante com a redução média das temperaturas nos mesocosmos com folhas, casca e galhos (Figura 61 e Figura 63). Nenhum outro momento do experimento de decomposição particionada revela tal sensibilidade e correlação entre parâmetros, com coeficientes R^2 para OD e temperatura iguais a 0.968 ($p < 0.1$), 0.981 ($p < 0.1$) e 0.999 ($p < 0.005$), respectivamente.

4.3.3.4. Condutividade Elétrica

Em clara similitude com os valores de COD, as medidas de condutividade elétrica se distinguem majoritariamente entre a partição de casca e as demais, com alguma distinção para a partição de Serrapilheira. Os valores obtidos nos mesocosmos das partições de folhas e galhos não diferiram mais de 2.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dos valores nas trélicas de controle.

Nas primeiras 13 h do experimento as medidas de condutividade elétrica para os mesocosmos de casca se elevaram quase linearmente, com um acréscimo total de 130.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ao fim do período (Figura 64). O maior acréscimo acontece entre a primeira e a segunda medição, num intervalo de 3 h, demonstrando o aspecto exponencial do processo de lixiviação do substrato. Em comparação, os mesocosmos da partição de serrapilheira apresentaram acréscimos de 3.0 a 5.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em comparação com as demais trélicas.

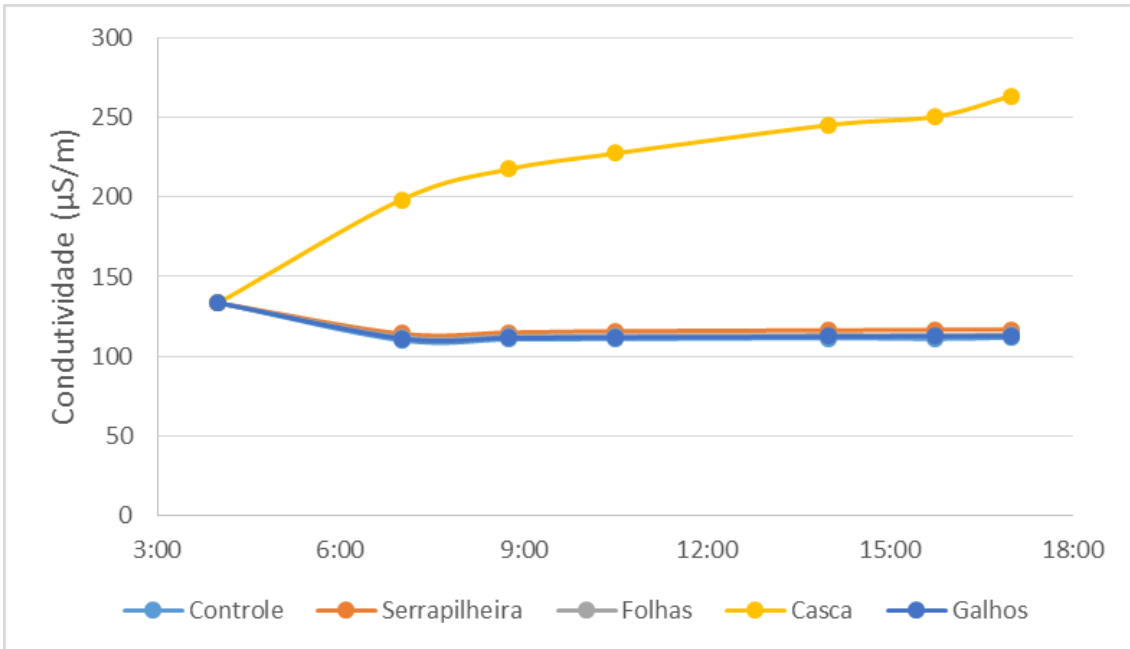


Figura 64 - Condutividade elétrica nos mesocosmos de decomposição particionada, durante as primeiras 13 h de experimentação.

A médio-prazo, os valores de condutividade elétrica nos mesocosmos de casca seguiram crescendo, apresentado tendência linear do dia 08/04 ao dia 19/04 ($R^2 = 0.90065$), com taxa de aproximadamente $11.0 \mu\text{S}/\text{cm}$ por dia. Os valores de serrapilheira, no mesmo período, apresentaram tendência linear ainda mais significativa ($R^2 = 0.95124$), com taxa de aproximadamente $1.4 \mu\text{S}/\text{cm}$ por dia (Figura 65). As demais partições não diferiram das tréplicas de Controle.

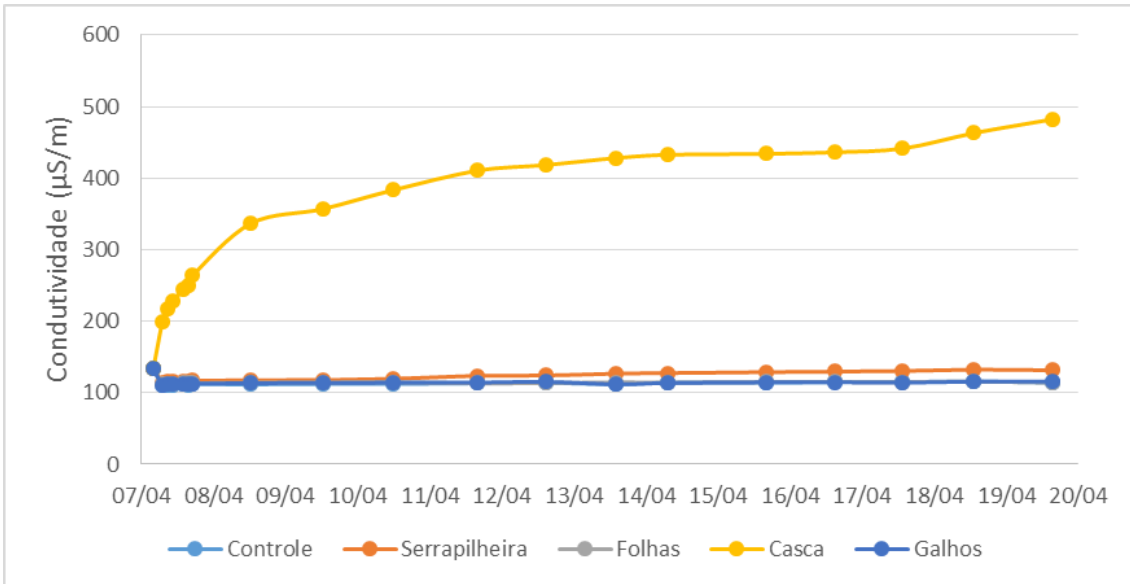


Figura 65 - Condutividade elétrica nos mesocosmos de decomposição particionada, durante 12 dias de experimentação.

4.4. Discussão

Os resultados da variação diária de carbono nas amostras do arroio Pedra Branca apontam para valores de COD entre 2.88 e 8.07 mg/L, que não caracterizam recurso d'água tipicamente poluído ou saturado de material orgânico. A título de comparação, os valores permitidos para DBO de 5 dias a 20° C para lançamento de efluentes sanitários é de 120 mg/L (BRASIL, 2011), parâmetro majoritariamente composto pela demanda de matéria carbonácea. Considerando a relação estequiométrica de DBO gerada por carbono como 2.67 (ROSMAN, 2017), isso poderia ser aproximadamente traduzido como uma referência de 45 mg/L de carbono de rápida oxidação.

Como o COD tem um complexo espectro de biodegradabilidade, desde compostos lábeis, como carboidratos e proteínas, até compostos húmicos, de aspecto refratário, os valores encontrados no arroio Pedra Branca não se aproximam de tal limite de referência. Portanto, o arroio Pedra Branca não apresenta, preliminarmente, um caráter de excesso de matéria orgânica ou degradação da qualidade de água.

4.4.1. Tanque de Decomposição Integral e Condições Anaeróbicas

Como já mencionado na seção de Resultados, a medição de OD no tanque de Decomposição Integral foi interrompida, após a primeira medida inicial (de 6.7 mg/L), sendo retomada após 74 h, no 4º dia de experimento. Os valores de OD variam, até o final do experimento, entre 2.37 e 0 mg/L, condição atingida no fim do 7º dia de experimento, que durou 12 dias. Isto significa, portanto, que mais de 75% do período de experimentação foi caracterizado por uma condição anóxica.

Alguns autores utilizam o valor de 2 mg/L para identificar o limite referencial de hipóxia (Bianchini Jr, 2011), passando a classificar assim a condição de ambientes que se apresentam abaixo de tal concentração de OD, tornando este valor a referência de transição de predominância de aerobiose para anaerobiose. A maioria dos experimentos de decomposição de fitomassa, porém, determina *a priori* as condições de disponibilidade de OD planejadas. Como a coerência aqui buscada é com as condições de alagamento da região do arroio Pedra Branca, entende-se que pode haver similitude em atingir hipóxia ou anoxia, já que há riscos de tal processo ocorrer na região, em função do projeto e de sua hidrologia. É necessário, todavia, ponderar que a condição hidrodinâmica do Tanque é de nenhuma renovação ou turbulência, podendo levar a resultados de qualidade de água mais catastróficos do que no ambiente, por exemplo pela reduzida reaeração.

Há continuidade na queda diária de OD durante o experimento (Figura 54), com uma aceleração do dia 23 ao dia 24 de março, coincidente com o aumento da temperatura (Figura 61), o que reduz a solubilidade do OD e eleva a atividade metabólica de microrganismos. No período de 24 a 27 de março, é possível notar que ocorrem picos nas concentrações de COD e CD, o que significa uma queda no CID (Figura 56). Ambos estes efeitos podem estar relacionados com a diminuição de OD dar espaço a novas culturas bacterianas e processos redutores, liberando mais compostos orgânicos dissolvidos. Há também a possibilidade de gases, como o dióxido de carbono, terem sua concentração reduzida pelo aumento das temperaturas, mas não há evidências de que isso afetaria a concentração de COD.

4.4.2. Efeitos das Partições de Fitomassa nos Experimentos de Decomposição

Ao olhar para os resultados experimentais e aspectos observados nos processos de decomposição, não resta dúvida de que a partição de casca contribuiu mais para os efeitos sobre a qualidade de água em ambos experimentos, integral e particionado.

Porém, foi necessário operar as duas modalidades de decomposição para separar os efeitos por partição e assim entender a contribuição de cada fração da fitomassa.

Como já foi mencionado, a árvore inscrita na parcela, da qual se retirou a casca coletada, já se encontrava morta e parcialmente coberta de líquen, o que possivelmente interferiu na qualidade dos lixiviados e na velocidade da cinética de decomposição da partição, por conta da mudança estequiométrica C:N:P da fitomassa (STERNER AND ELSER, 2002; ENRIQUEZ et al., 1993). Entretanto, não há registro de estudos que investiguem tais fatores e seus impactos, seja no estoque de fitomassa ou em seu decaimento. Considerando que a vegetação mostrava diversas clareiras e rotas abertas, de idades variadas, além de espécies exóticas, não é possível determinar a influência da senescência nos indivíduos e sua cinética de decomposição.

No que tange os aspectos de cor, turbidez e odor, que constituem importantes componentes para avaliação técnica de qualidade da água, ficou claro que tanto a casca seca dos mesocosmos quanto a casca verde do tanque contribuíram da mesma forma. Como se pode ver nas fotografias da Figura 66, após o 6º dia de experimento, a água do tanque exibia uma coloração âmbar, notável turbidez e substâncias lipídicas sobrenadantes, cuja aspecto se assemelhava a cera.



Figura 66 - Registro fotográfico, após o 6º dia de experimento de decomposição integral em tanque, do aspecto da água submetida à decomposição de fitomassa verde.

Comparando tais registros com as fotografias da Figura 66, é possível perceber que o impacto da casca no mesocosmo, em questão de cor e turbidez, é semelhante àquele observado no Tanque. A concentração de casca seca (massa por volume) nos mesocosmos corresponde a 68% da casca originalmente encontrada na parcela, para uma altura de alagamento de 2.83 m, o que significa que possivelmente os efeitos seriam maiores durante o enchimento do arroio Pedra Branca. Se considerarmos que a

massa de casca reduziu 16% com o processo de secagem, a proporção entre mesocosmo e parcela foi de 82%.

Nos mesocosmos com casca e no tanque a condutividade elétrica subiu linearmente - enquanto no tanque o máximo foi atingido em 10 dias, nos mesocosmos não houve estabilização. A inflexão da curva ascendente de condutividade elétrica no tanque se destaca cerca de 36 h depois das primeiras medições de OD iguais a zero (Figura 55), o que parece indicar que uma sequência de eventos encadeados. Nela, a lixiviação inicial de compostos lábeis e íons intensifica a atividade microbiana ao mesmo tempo que aumenta a condutividade elétrica. Sem reaeração, os processos microbianos esgotam o OD, a participação microbiana na lixiviação arrefece e as formas iônicas deixam de ser liberadas.

O valor máximo de condutividade elétrica nos mesocosmos com casca foi de 483 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto o valor máximo no tanque foi de 154 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A proporção entre a carga de fitomassa de casca no tanque (2,624 kg/m^3) e a carga média dos tratamentos com casca (8,895 kg/m^3) é de 30%, enquanto a proporção dos valores máximos de condutividade destes experimentos foi de 32%. Há de ser considerada, ainda, a condição verde da fitomassa tratada no tanque e a condição seca da fitomassa tratada nos mesocosmos, distinção que altera as tendências de lixiviação e decomposição microbiana, principalmente folhas e serrapilheira (TAYLOR, 1998; TAYLOR & BARLOCHER, 1996).

Ficou claro que, nos mesocosmos com decomposição de casca, o COD e a condutividade elétrica acompanharam, em tendência inversa, a concentração de OD. Em função do intervalo de mais de 21 h entre a última coleta da água do dia 07 e a coleta do dia 08, não se pode determinar se a concentração de COD ou os valores de condutividade foram afetados, em qualquer medida, pela reoxigenação feita na última medição do dia 07. De toda forma, a concentração de OD mostra que há consumo oxidativo, microbiano ou ambos. Isso pode significar que: (i) houve consumo apenas de formas de COD lábeis, restando compostos mais refratários; (ii) a dissolução de COD foi mais veloz que seu consumo, tendendo ao acúmulo da fração; (iii) o substrato orgânico consumido (neste período) foi majoritariamente particulado lábil, cuja rota de decaimento não influi na concentração de COD.

4.4.3. Efeitos das Demais Partições

Provavelmente, em função da quantidade de fitomassa submersa para cada partição, não houve diferença entre os resultados dos mesocosmos de controle e aqueles com folhas e galhos finos. Isto inclui os parâmetros de temperatura, OD, condutividade elétrica e COD. É notável que parcelas aleatoriamente escolhidas não apresentarão a mesma distribuição de massa entre partições.

Enquanto os impactos da partição de casca foram sentidos com clareza e por toda a extensão do experimento particionado, a serrapilheira apresentou efeitos mais concentrados entre o 2º e 6º dia de decomposição, principalmente sobre a concentração de OD. A serrapilheira tem características diversas das demais partições - por ser detrito acumulado sobre o chão, vindo da queda de folhas, frutos, galhos, resíduos animais e de solo, e por sofrer ação decompositora ainda em terra, em função da detritivoria, ação de microrganismos ou da lixiviação por chuva e escoamento superficial.

No caso da serrapilheira coletada da parcela do arroio Pedra Branca, sua massa verde era constituída essencialmente de folhas e apresentou 64% de redução de peso pós-secagem. A fração de folhas, por sua vez, apresentou redução de 51% do peso pós-secagem. Além da mudança de peso seco, há também a presença das culturas fúngicas e bacterianas que povoam o solo superficial, consumindo e produzindo serrapilheira (COUTO MIRANDA et al., 2007).

Como pode ser visto nos gráficos das Figuras Figura 61 e Figura 63, a serrapilheira não apresenta qualquer impacto na concentração de OD durante as primeiras 13 h de submersão da fitomassa, nem mesmo durante a rápida variação de temperaturas, de 23.5 a 24.7°C. Isto demonstra que não houve material lábil suficiente na partição que, ao ser oxidado a curto prazo, alterasse a concentração de OD na água. Do 2º ao 6º dia, porém, tal concentração oscila, com a mínima ocorrendo no terceiro dia, valor de 3.71 mg/L; após tal período, ela passa a subir lentamente e variar em torno da média de 7 mg/L.

É possível, portanto, identificar que quaisquer processos de consumo de oxigênio ocorreram, nos mesocosmos com serrapilheira, durante parte ou todo o período do 2º ao 6º dia. Por outro lado, não é possível estabelecer uma correlação forte entre a flutuação de temperatura e OD nos mesocosmos com serrapilheira, em oposição à forte correlação de tais parâmetros no experimento de decomposição integral do tanque.

Por se tratar da 2ª partição em quantidade de massa por mesocosmo, é compreensível perceber que a concentração de COD se eleva nas 13 h iniciais, em seguida baixando e voltando a subir linearmente quase até o fim do experimento. Porém, seus valores nesse período são apenas uma fração daqueles observados nos mesocosmos com casca (6.36%), ainda que proporcional à relação da massa submersa em cada mesocosmo (5.46%). Como clara distinção, a concentração de COD vindo da casca seguiu crescendo, enquanto os valores da serrapilheira recuam 32.4%, logo no segundo dia (Figura 59 e Figura 63).

Tais tendências indicam que o COD da serrapilheira foi formado por compostos solúveis e lábeis, consumidos nas primeiras 24 h, restando compostos mais refratários e de solubilização mais lenta. O 2º pico da curva, no 10º dia, indicaria o início do esgotamento de estoque de carbono orgânico particulado solúvel ou, também possível, a desaceleração do processo de lixiviação frente à mineralização do COD. Isto também pode indicar desenvolvimento microbiano a médio-prazo, em função do consumo de OD.

4.5. Conclusões e Recomendações

Tendo em vista os resultados das análises e experimentos de decomposição, bem como a discussão dos mesmos, podem ser descritas da seguinte maneira as conclusões do presente trabalho, começando pelas perguntas expostas ao final da Introdução:

- i. Há diferenças significativas nos efeitos sobre a qualidade de água entre desenhos experimentais de decomposição aquática de fitomassa particionada e integral. Os métodos aplicados na pesquisa apresentam complementaridade, visto que o primeiro permite maior controle de variáveis intervenientes, enquanto o segundo demonstra verossimilhança dos processos simulados com os eventos de interesse, como decaimento simultâneo de partições e distribuição de massa similar à fitotipologia.
- ii. Há correlação entre a proporção inicial de uma partição da fitomassa e o impacto de sua decomposição aquática sobre a qualidade de água. Igualmente claro é a relevância da densidade superficial de fitomassa em relação ao volume de enchimento para tais impactos.
- iii. O arroio Pedra Branca não apresenta características de um corpo d'água poluído ou significativamente alterado, no que tange a presença de matéria

orgânica dissolvida. Não se descarta que, em outras épocas do ano (em relação à produção agropecuária na bacia do arroio) ou do ciclo hidrológico, possa haver alteração na qualidade das águas do mesmo.

- iv. A correlação entre as concentrações de OD e a temperatura foi alta no experimento de tanque, porém fraca no experimento particionado com mesocosmos, no qual houve controle do parâmetro. Considerando que, nos fenômenos naturais, a temperatura é considerada variável independente dos processos cinéticos, as metodologias de experimentação ganham mais similitude quando não buscam controlar tal variável.
- v. A fitomassa, na parcela de floresta ombrófila mista amostrada, apresentou alta participação de casca morta, seguida da serrapilheira, sendo estas as duas partições mais influentes nos experimentos de decomposição. As proporções de cada partição, portanto, deveriam ser consideradas nos ensaios de decomposição controlada, já que não há formulações ou estudos conhecidos de como cada fitotipologia tem sua fitomassa distribuída em tais estruturas.
- vi. A partição de casca teve o maior impacto sobre o consumo de OD, a produção de COD por lixiviação e a elevação da condutividade elétrica, nos experimentos de decomposição particionada. A 2ª partição mais impactante foi a serrapilheira, principalmente sobre o OD no período entre o 2º e o 6º dia de experimentação.
- vii. A decomposição de folhas e galhos finos não causou impactos relevantes ou mensuráveis, principalmente em função da baixa participação na fitomassa total da parcela.
- viii. A serrapilheira apresentou impacto de curto prazo apenas na liberação e consumo de COD, sem efeito sobre o OD, o que significa que sua fração lábil era reduzida; a médio-prazo, a solubilização de COD atingiu outro pico no décimo dia, demonstrando distribuição bimodal da fração solúvel desta partição. Este pode ser um aspecto relacionado ao desenvolvimento de biota microbiana, sugerindo haver partições, como a serrapilheira, que podem ser descritas como a simultaneidade de decaimentos a taxas distintas, como na soma linear de exponenciais negativas.

5. Conclusões e Recomendações

A presente tese, desenvolvida nos capítulos anteriores de forma serial, em artigos autônomos, buscou aproximar as áreas de Engenharia Sanitária-Ambiental e Limnologia num claro ponto de interseção: a decomposição de fitomassa em meio aquático e seus efeitos de média e larga escala para corpos d'água rasos e sua qualidade. Das investigações conduzidas, pode-se concluir que:

- I. A justaposição dos conhecimentos de hidrodinâmica ambiental e limnologia, em um ambiente de modelagem computacional, não é suficiente para compreender e simular processos complexos e de interesse comum, como a decomposição de vegetação submersa e suas consequências a ciclos biogeoquímicos.
- II. As escalas espaciais do fenômeno de decomposição vegetal em meio aquático são dadas pelo transporte hidrodinâmico. As escalas temporais resultam das taxas de decaimento do material vegetal, em função de processos físicos, químicos e biológicos. Identificou-se, na literatura limnológica: dois processos de curto-prazo, identificado como a oxidação da fração lábil e lixiviação da fração solúvel do material particulado; um processo de médio-prazo, identificado como a mineralização dos compostos solubilizados; um processo de longo-prazo, identificado como a mineralização de compostos refratários particulados.
- III. À luz do Teorema de Nyquist e utilizando o tempo característico de uma ordem de grandeza (T_{90}) como referência de período para o fenômeno do decaimento e transporte da matéria orgânica em meio aquático, os processos de curto-prazo demandam dados em séries de intervalos iguais ou menores a 115 min, enquanto os processos de médio-prazo demandam intervalo máximo de aproximadamente 34.5 h.
- IV. A variável COD, oriunda da lixiviação da vegetação terrestre submersa e em decomposição, demonstrou maior potencial de calibração e acurácia do que a DBO na simulação dos processos aeróbios. Seu modelo de liberação e consumo desenvolvido prevê mais variáveis qualitativas e pode ser expandido, para acompanhar mais amplamente o ciclo do carbono em meio aquático.
- V. A fração carbônica da fitomassa terrestre (COP) pode ser melhor modelada como a soma de frações lábil, solúvel e refratária (COPL, COPS e COPR), cada uma com proporção e processo distinto – também chamado de via de decomposição. Cada

via foi associada, em velocidade e intensidade, com a quantidade de COP remanescente, a saturação de OD na coluna d'água, a coluna d'água local e características intrínsecas à estrutura funcional da planta (folhas, galhos, casca, etc.).

VI. A variabilidade qualitativa da fitomassa terrestre, identificada em campo, demanda ajuste metodológico para racionalização de recursos e enfoque nos processos mais relevantes, de acordo com a análise de idade da água. Esta variabilidade se expressa a nível individual (jovens, adultos, mortos, senescentes, etc.), a nível funcional (proporção de folhas, casca, galhos e serrapilheira) e a nível estrutural (peso e decaimento das frações lábil, solúvel e refratária), sendo importante um mapeamento dos fatores mais influentes em cada região apontada como crítica.

VII. As partições funcionais da fitomassa (folha, galhos, casca, serrapilheira) por área influenciam mais nos impactos de qualidade de água do que as proporções e taxas das frações e vias de decomposição. Apesar da tendência de levantamentos de fitotipologias e sua fitomassa estimarem apenas a densidade superficial total, a partir de altura e circunferência dos indivíduos amostrados, pode ser mais vantajoso conhecer quadrantes aleatórios e a sua distribuição de massa dentre as partições funcionais, para focar nas estruturas e processos com mais chances de impactar o enchimento da região analisada.

5.1. Recomendações

Por mais abrangente que uma investigação de doutorado se proponha a ser, parte de sua função é apontar caminhos que não puderam ser explorados e que prometem enriquecer e expandir o conhecimento nas questões abordadas. Esta tese não é distinta neste ponto, principalmente por se dedicar ao diálogo entre as áreas de Engenharia Sanitária-Ambiental e Limnologia, que compartilham muitos objetivos, porém os perseguem por métodos e pontos-de-vista distintos.

A pluralidade dos compostos considerados na variável COD é uma das questões que carece de exploração. Fora métodos como cromatografia acoplada a espectrografia de massa, não se poderia diferenciar os constituintes em diversos dos artigos aqui explorados, por simples falta de ferramentas ágeis e eficientes. Um possível início para a investigação seria a medida do filtro que separa o particulado do COD e sua influência nos experimentos.

A ausência de discussão sobre substâncias húmicas também se coloca como uma limitação da presente tese, mas justificada tanto pela indisponibilidade dos meios de análise quanto pela escala de interesse. A literatura afirma que compostos húmicos são resistentes à decomposição, representando um subconjunto mais complexo e refratário do COD (HESSEN et al., 1998). Sua inclusão no modelo de OD & COD pode ser estudada, assim como a influência da foto-oxidação, através da quebra da estrutura húmica, disponibilizando compostos menores e mais lábeis.

Também faz sentido recomendar o desenvolvimento de um experimento físico padrão para caracterização de fitotipologia em termos de densidade superficial e vias de decomposição. O estudo de Dos Santos Fonseca et al (2013) é um bom exemplo, com uso de canal de correntes e diferentes velocidades no estudo da perda de massa das estruturas vegetais. Tal esforço ajudaria na continuidade do modelo conceitual, desde os estudos prévios, passando pelas análises laboratoriais e levando aos modelos mais complexos. O objetivo seria estabelecer protocolos que permitissem a modelagem e comparação de cenários, bem como a representação de ecossistemas diversos.

Seria relevante conhecer a dinâmica local do COD, quantitativa e qualitativamente, durante o ciclo hidrológico para ponderar sobre o impacto do enchimento e alagamento da fitomassa. Caso o corpo d'água tenha baixa capacidade de depuração e reduzidos níveis dessa variável, os impactos da decomposição podem ser mais significativos. Regiões mais turbulentas e com picos de COD mais frequentes podem não ser tão impactadas, fazendo sentido um estudo da matéria orgânica em estágio prévio ao enchimento.

O fenômeno da rebrota também merece investigação, para reservatórios de nível muito variável, como açudes ou barramentos em regiões atingidas por secas. O crescimento vegetal no período de exposição do leito pode ser dimensionado e incluído no modelo de OD & COD, como fonte de COP. É preciso, contudo, conhecer as espécies, qualidades e densidades dos vegetais pioneiros, provavelmente gramíneas, que crescerão no leito exposto durante o período seco.

Por fim, é preciso investigar as taxas de desoxigenação e proporção de consumo de OD por via de decomposição da fitomassa (K_d e ω). Estes termos apresentam bom ajuste a formas exponenciais, porém não estão diferenciados para as frações detalhadas nesta tese – lábil, solúvel e refratária. Passerini et al (2016) demonstrou a influência da disponibilidade de oxigênio e temperatura para a decomposição de macrófitas aquáticas, com variações de até 35% na velocidade de decomposição pela mudança de

tais fatores. É razoável, portanto, buscar mais detalhamento na relação cinética inversa, do impacto da decomposição na disponibilidade de oxigênio e, talvez, na temperatura.

6. Referências Bibliográficas

Capítulo 1

CORNFORD, Francis Macdonald. **Plato's theory of knowledge**. Routledge, 2013.

FOX, Robert W.; MCDONALD, Alan T.; PRITCHARD, Philip J. Introduction to fluid dynamics. **John Wiley & Sons**, 2004.

LLOYD, Geoffrey Ernest Richard. **Early greek science: Thales to Aristotle**. Random House, 2012.

TALEB, Nassim Nicholas. **The black swan: The impact of the highly improbable**. Random house, 2007.

TENENBAUM, J. Building Machines that Learn & Think Like People - Prof. Josh Tenenbaum ICML2018. 2018. 1ª edição. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=RB78vRUO6X8>. Acesso em: 15/10/2018.

ROSA, L. P. et al. Emissões de dióxido de carbono e de metano pelos reservatórios hidrelétricos brasileiros. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Relatórios de Referência. 2002. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COPPE), Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, DF: 119p. Disponível em: http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/pdf/metano_p.pdf. Acesso em 31/07/2016.

VOGEL, Steven. **Life in Moving Fluids: the physical biology of flow**. 2ª edição, Editora Princeton, 2013.

Capítulo 2

ALMEIDA, Gustavo H.; BOËCHAT, Iola G.; GÜCKER, Björn. Assessment of stream ecosystem health based on oxygen metabolism: Which sensor to use?. **Ecological engineering**, v. 69, p. 134-138, 2014.

ALMEIDA, Gustavo H.; BOËCHAT, Iola G.; GÜCKER, Björn. Assessment of stream ecosystem health based on oxygen metabolism: Which sensor to use?. **Ecological engineering**, v. 69, p. 134-138, 2014.

AMON Rainer M. W. , BENNER Ronald, Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter, **Limnology and Oceanography**, 41, 1996, doi: 10.4319/lo.1996.41.1.0041.

BENNER, Ronald; AMON, Rainer MW. The size-reactivity continuum of major bioelements in the ocean. **Annual review of marine science**, v. 7, p. 185-205, 2015.

BEAUPRÉ, Steven R.; DRUFFEL, Ellen RM. Constraining the propagation of bomb-radiocarbon through the dissolved organic carbon (DOC) pool in the northeast Pacific Ocean. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 56, n. 10, p. 1717-1726, 2009.

BEHL, Stephan; DONVAL, Anne; STIBOR, Herwig. The relative importance of species diversity and functional group diversity on carbon uptake in phytoplankton communities. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 2, p. 683-694, 2011.

BERNHARD-REVERSAT, France; SCHWARTZ, Dominique. Change in lignin content during litter decomposition in tropical forest soils (Congo): comparison of exotic plantations and native stands. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series IIA-Earth and Planetary Science**, v. 325, n. 6, p. 427-432, 1997.

BIANCHINI JR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem**, p. 85-126, 2003.

BIANCHINI JR, Irineu; DA DE CUNHA SANTINO, Marcela Bianchessi. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 3, 2008.

BIANCHINI JR., I., DE CUNHA SANTINO, M. B. Model parameterization for aerobic decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. **Ecological Modelling** **222**, Elsevier B.V., 2011.;

BISUTTI, I.; HILKE, I.; RAESSLER, M. Determination of total organic carbon – an overview of current methods. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 23, n. 10-11, p. 716-726, 2004.

Bitar, A.L., Bianchini Jr., I., 2002. Mineralisation assays of some organic resources of aquatic systems. **Brazilian Journal of Biology** **62** (4A), 557–564. Born et al., 1973

BOWIE, George L. et al. Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling. **EPA**, v. 600, p. 3-85, 1985.

BROTHERS, Soren et al. A feedback loop links brownification and anoxia in a temperate, shallow lake. **Limnology and Oceanography**, v. 59, n. 4, p. 1388-1398, 2014.

CAVALCANTI, J. Rafael; DA MOTTA-MARQUES, David; FRAGOSO JR, Carlos Ruberto. Process-based modeling of shallow lake metabolism: Spatio-temporal variability and relative importance of individual processes. **Ecological modelling**, v. 323, p. 28-40, 2016.

CAZELLES, B.; FONTVIEILLE, D.; CHAU, N. P. Self-purification in a lotic ecosystem: a model of dissolved organic carbon and benthic microorganisms dynamics. **Ecological modelling**, v. 58, n. 1-4, p. 91-117, 1991.

CHIBA, W. A. C.; DE CUNHA SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Differential aerobic decomposition between a native and exotic macrophytes of tropical reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 501-502, 2015.

CORREA-GONZÁLEZ, Juan Carlos et al. Photosynthesis, respiration and reaeration in a stream with complex dissolved oxygen pattern and temperature dependence. **Ecological modelling**, v. 273, p. 220-227, 2014.

CREMONA, Fabien et al. High-frequency data within a modeling framework: On the benefit of assessing uncertainties of lake metabolism. **Ecological modelling**, v. 294, p. 27-35, 2014.

DE CUNHA SANTINO, Marcela B.; BITAR, Alexandre L.; BIANCHINI, I. Chemical constraints on new man-made lakes. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 12, p. 10177-10190, 2013.;

DAVIS III, Stephen E. et al. Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the Southern Everglades. **Aquatic Botany**, v. 75, n. 3, p. 199-215, 2003.

De Sousa, D.V.R.S. Investigação da sensibilidade de estratégias de enchimento e variáveis na qualidade de água na modelagem de OD/DBO para o reservatório de Jirau, RO. **Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ**. Rio de Janeiro, 2013.

DEUS, Ricardo et al. Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. **Ecological modelling**, v. 253, p. 28-43, 2013.

Do models of organic carbon mineralization extrapolate to warmer tropical sediments?

DUNALSKA, Julita A. et al. Effect of temperature on organic matter transformation in a different ambient nutrient availability. **Ecological engineering**, v. 49, p. 27-34, 2012.

ECOLOGICAL ENGINEERING. **Guide for Authors**. Disponível em: <https://www.elsevier.com/journals/ecological-engineering/0925-8574/guide-for-authors>. Acesso em: 15/07/2018.

ECOLOGICAL MODELLING. **Guide for Authors**. Disponível em: <https://www.elsevier.com/journals/ecological-modelling/0304-3800/guide-for-authors>. Acesso em: 15/07/2018.

ELLIS, Erin E. et al. Factors controlling water-column respiration in rivers of the central and southwestern Amazon Basin. **Limnology and Oceanography**, v. 57, n. 2, p. 527-540, 2012.

FENG, M. L. et al. Net Ecosystem Metabolism Simulation by Dynamic Dissolved Oxygen Model in Yellow River Estuary, China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 807-817, 2012.

FIORETTO, A. et al. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, n. 3, p. 311-321, 2001.

FIORETTO, A. et al. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, n. 3, p. 311-321, 2001.

FROELICH, P_N_ et al. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. **Geochimica et cosmochimica acta**, v. 43, n. 7, p. 1075-1090, 1979.;

GIMENES, Karen Zauner et al. Kinetics of the aerobic decomposition of *Talauma ovata* and *Saccharum officinarum*. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 34, n. 4, p. 419-429, 2012.

HAAS, Marcelo B. et al. Detection of dominant nitrate processes in ecohydrological modeling with temporal parameter sensitivity analysis. **Ecological modelling**, v. 314, p. 62-72, 2015.

HOELLEIN, Timothy J.; BRUESEWITZ, Denise A.; RICHARDSON, David C. Revisiting Odum (1956): A synthesis of aquatic ecosystem metabolism. **Limnology and Oceanography**, v. 58, n. 6, p. 2089-2100, 2013.

JENNY, Hans; GESSEL, S. P.; BINGHAM, F. T. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. **Soil Science**, v. 68, n. 6, p. 419-432, 1949.

JI, Zhen-Gang; JIN, Kang-Ren. An integrated environmental model for a surface flow constructed wetland: Water quality processes. **Ecological Engineering**, v. 86, p. 247-261, 2016.

JIANG, Long et al. Biophysical modeling assessment of the drivers for plankton dynamics in dreissenid-colonized western Lake Erie. **Ecological modelling**, v. 308, p. 18-33, 2015.

KOPÁČEK, Jiří et al. Phosphorus loading of mountain lakes: terrestrial export and atmospheric deposition. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 4, p. 1343-1354, 2011.

KRAGH, Theis; SØNDERGAARD, Morten. Production and bioavailability of autochthonous dissolved organic carbon: effects of mesozooplankton. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 36, n. 1, p. 61-72, 2004.

LI, Fengmin et al. Three-stage horizontal subsurface flow constructed wetlands for organics and nitrogen removal: effect of aeration. **Ecological engineering**, v. 68, p. 90-96, 2014.

LI, Xia et al. Litter quality and interactions of macrophytes tissues decomposition in a eutrophic shallow lake. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 1170-1178, 2012.

LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY. **Instructions & Forms**. Disponível em: <https://mc.manuscriptcentral.com/lo>. Acesso em: 30/06/2018.

LIN, Laurence; WEBSTER, J. R. Detritus decomposition and nutrient dynamics in a forested headwater stream. **Ecological modelling**, v. 293, p. 58-68, 2014.

LINDIM, C.; PINHO, J. L.; VIEIRA, J. M. P. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 14, p. 2485-2494, 2011.

LUTZ, Brian D. et al. Distinguishing dynamics of dissolved organic matter components in a forested stream using kinetic enrichments. **Limnology and Oceanography**, v. 57, n. 1, p. 76-89, 2012.

MCNAIR, James N. et al. New methods for estimating components of lake metabolism based on free-water dissolved-oxygen dynamics. **Ecological modelling**, v. 263, p. 251-263, 2013.

MIAO, S. L.; ZOU, Chris B. Effects of inundation on growth and nutrient allocation of six major macrophytes in the Florida Everglades. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 10-18, 2012.

MLADENOV, Natalie et al. Abiotic and biotic factors influencing the mobility of arsenic in groundwater of a through-flow island in the Okavango Delta, Botswana. **Journal of hydrology**, v. 518, p. 326-341, 2014.

MLADENOV, Natalie et al. Simulation of DOM fluxes in a seasonal floodplain of the Okavango Delta, Botswana. **ecological modelling**, v. 205, n. 1-2, p. 181-195, 2007. Núria Catalán et al., 2015

MOUTSOPOULOS, Konstantinos N. et al. Simulation of hydrodynamics and nitrogen transformation processes in HSF constructed wetlands and porous media using the

advection–dispersion–reaction equation with linear sink–source terms. **Ecological engineering**, v. 37, n. 9, p. 1407-1415, 2011.

NICOLETTI, M. F. et al. Descrição do perfil do fuste de árvores por meio das funções de afilamento. **Scientia Agraria Paranaensis**, Marechal Cândido Rondon, v. 15, n. 4, out./dez., p. 365-372, 2016.

NYQUIST, Harry. Certain topics in telegraph transmission theory. **Transactions of the American Institute of Electrical Engineers**, v. 47, n. 2, p. 617-644, 1928. Qualls e Haines (1992)

OPHITHAKORN, Thiwari; SUKSAROJ, Chaisri; SUKSAROJ, Thunwadee Tachapattaworakul. Simulation modelling of dissolved organic matter removal in a free water surface constructed wetland. **Ecological modelling**, v. 258, p. 82-90, 2013.

PASSERINI, M. D.; DE CUNHA SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. Oxygen availability and temperature as driving forces for decomposition of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 130, p. 1-10, 2016.

PAYN, R. A. et al. A generalized optimization model of microbially driven aquatic biogeochemistry based on thermodynamic, kinetic, and stoichiometric ecological theory. **Ecological modelling**, v. 294, p. 1-18, 2014.

PECLY, J. O. G. Metodologia para aquisição, processamento e análise de dados ambientais em suporte à modelagem computacional costeira e estuarina. **Tese de doutorado, COPPE/UFRJ**. Rio de Janeiro. 2008.

PORTIELJE, Robert; LIJKLEMA, Lambertus. The effect of reaeration and benthic algae on the oxygen balance of an artificial ditch. **Ecological modelling**, v. 79, n. 1-3, p. 35-48, 1995.

RICHARDSON, John S.; SHAUGHNESSY, Christel R.; HARRISON, Paul G. Litter breakdown and invertebrate association with three types of leaves in a temperate rainforest stream. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 159, n. 3, p. 309-325, 2004.

ROSMAN, P.C.C., 2016. *Modelagem Hidrodinâmica Ambiental, Qualidade de Água e Processos Sedimentológicos em Rios Conexos do AHE Jirau. R12 – Relatório de Modelagens para Suporte à Gestão*. Universidade Federal do Rio de Janeiro. **Relatório Técnico No. PENO-11920**.

- RUSSEL, John B. Química geral, vol. 2. **São Paulo: Makron**, 1994.
- SAUNDERS, G. W. Decomposition in freshwater. **The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes**, p. 341-374, 1976.
- SEILER, Lilian MN et al. Evaluation of hydrologic influence on water quality variation in a coastal lagoon through numerical modeling. **Ecological modelling**, v. 314, p. 44-61, 2015.
- SUHETT, Albert Luiz et al. O papel da foto-degradação do carbono orgânico dissolvido (cod) nos ecossistemas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 6, 2006.
- TAYLOR, Barry R.; PARKINSON, Dennis; PARSONS, William FJ. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology**, v. 70, n. 1, p. 97-104, 1989.
- TRANVIK, Lars J. Bacterioplankton growth on fractions of dissolved organic carbon of different molecular weights from humic and clear waters. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, n. 6, p. 1672-1677, 1990.
- TSAGARAKI, Tatiana M. et al. Beyond the cage: ecosystem modelling for impact evaluation in aquaculture. **Ecological modelling**, v. 222, n. 14, p. 2512-2523, 2011.
- TSAI, David Dah-Wei et al. Carbon sequestration by alga ecosystems. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 386-389, 2015.
- VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 3ª edição, 2005.
- WANG, Ce; BI, Jun; AMBROSE JR, Robert B. Development and application of mathematical models to support total maximum daily load for the Taihu Lake's influent rivers, China. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 258-267, 2015.
- WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual review of ecology and systematics**, v. 17, n. 1, p. 567-594, 1986.
- WIDER, R. Kelman; LANG, Gerald E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1636-1642, 1982

ZWART, Jacob A. et al. Metabolic and physiochemical responses to a whole-lake experimental increase in dissolved organic carbon in a north-temperate lake. **Limnology and Oceanography**, v. 61, n. 2, p. 723-734, 2016.

Capítulo 3

BIANCHINI JR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p. 85-126, 2003.

BRASIL, CONAMA et al. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução CONAMA, v. 237, p. 97, 1997.

COPPE. SisBaHiA - Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental. 2018. Disponível em: <http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/>. Acesso em: 31/03/2018.

ENGLAND, Matthew H. The age of water and ventilation timescales in a global ocean model. **Journal of Physical Oceanography**, v. 25, n. 11, p. 2756-2777, 1995.

GOLDMAN, C. R., HORNE, A.J. *Limnology*. 1ª ed, USA, McGraw-Hill Inc, 1983.

GOURGUE, Olivier; DELEERSNIJDER, Eric; WHITE, Laurent. Toward a generic method for studying water renewal, with application to the epilimnion of Lake Tanganyika. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 74, n. 4, p. 628-640, 2007.

JORDÃO, Eduardo P., PESSÔA, Constantino A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4a edição, Rio de Janeiro, 2005, 932p.

LIU, Rui et al. Numerical Study on the Influences of Hydrodynamic Factors on Water Age in the Liao River Estuary, China. **Journal of Coastal Research**, v. 80, n. sp1, p. 98-107, 2017.

MAKARON, P.M. *Análise de viabilidade de projetos de Pequenas Centrais Hidrelétricas: pontos críticos de sucesso a partir de estudos de caso no estado de Santa Catarina*. Dissertação de MSc, USP, São Paulo, 2012.

MALES, Richard M. et al. Algorithm for mixing problems in water systems. **Journal of hydraulic engineering**, v. 111, n. 2, p. 206-219, 1985.

MONSEN, Nancy E. et al. A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 5, p. 1545-1553, 2002.

NASA LP DAAC, 2015, ASTER Level 1 Precision Terrain Corrected Registered At-Sensor Radiance. Version 3. NASA EOSDIS Land Processes DAAC, USGS Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, Dakota do Sul, EUA (<https://lpdaac.usgs.gov>). Acesso em 30 de Agosto de 2016. Disponível em http://dx.doi.org/10.5067/ASTER/AST_L1T.003.

ROSMAN, P.C.C., 2016. *Modelagem Hidrodinâmica Ambiental, Qualidade de 'Água e Processos Sedimentológicos em Rios Conexos do AHE Jirau. R12 – Relatório de Modelagens para Suporte à Gestão*. Universidade Federal do Rio de Janeiro. **Relatório Técnico No. PENO-11920**.

ROSMAN, P.C.C., 2018. Referência Técnica do SisBaHiA[®] – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental, Programa COPPE, Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Rio de Janeiro, Brasil.

SHEN, Jian; WANG, Harry V. Determining the age of water and long-term transport timescale of the Chesapeake Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 74, n. 4, p. 585-598, 2007.

SIDDIQI, Rashid H., et al. "Elimination of Nitrification in the BOD Determination with 0.10 M Ammonia Nitrogen." **Journal (Water Pollution Control Federation)**, vol. 39, no. 4, 1967, pp. 579–589. *JSTOR*, JSTOR, www.jstor.org/stable/25035910.

SIVAN, Orit et al. Radiocarbon Dating of Porewater–Correction for Diffusion and Diagenetic Processes. **Radiocarbon**, v. 43, n. 2B, p. 765-771, 2001.

THÉRIEN, N.; SPILLER, G.; COUPAL, B. Simulation de la décomposition de la matière végétale et des sols inondés dans les réservoirs de la région de la Baie de James. **Canadian water resources journal**, v. 7, n. 1, p. 375-396, 1982.

WALTHER, Bruno A.; MOORE, Joslin L. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. **Ecography**, v. 28, n. 6, p. 815-829, 2005.

Capítulo 4

ADEODATO, Sérgio. Madeira pode apodrecer na usina de Jirau, 2012. Disponível em: <<http://www.valor.com.br/especiais/2679838/madeira-pode-apodrecer-na-usina-de-jirau>>. Acesso em: 03 de fev. 2018.

Bianchini Jr, I., DE CUNHA SANTINO, M. B., & Panhota, R. S. (2011). Oxygen uptake from aquatic macrophyte decomposition from Piraju Reservoir (Piraju, SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 71(1), 27-35.

BIANCHINI JR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem**, p. 85-126, 2003.

BRASIL, CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em 03 de mar. 2018.

BURGER, Déborah Moreira; DELITTI, Welington Braz Carvalho. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 0-0, 2008. CARDOSO, Simone J. et al. Do models of organic carbon mineralization extrapolate to warmer tropical sediments?. **Limnology and Oceanography**, v. 59, n. 1, p. 48-54, 2014.

CAZELLES, B.; FONTVIEILLE, D.; CHAU, N. P. Self-purification in a lotic ecosystem: a model of dissolved organic carbon and benthic microorganisms dynamics. **Ecological modelling**, v. 58, n. 1-4, p. 91-117, 1991.

CHIBA, W. A. C.; DE CUNHA SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Differential aerobic decomposition between a native and exotic macrophytes of tropical reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 501-502, 2015.

COUTO MIRANDA, Cristiana do; PASQUALOTO CANELLAS, Luciano; TRINDADE NASCIMENTO, Marcelo. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de mata atlântica e em plantios abandonados de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, 2007.

DE QUEIROZ, Rosemar et al. Geração de energia elétrica através da energia hidráulica e seus impactos ambientais. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 13, n. 13, p. 2774-2784, 2013.

DEUS, Ricardo et al. Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. **Ecological modelling**, v. 253, p. 28-43, 2013

ENRÍQUEZ, S. C. M. D.; DUARTE, Carlos M.; SAND-JENSEN, K. A. J. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C: N: P content. **Oecologia**, v. 94, n. 4, p. 457-471, 1993.

FALCETTA, Filipe Antonio Marques. **Evolução da capacidade de regularização do sistema hidrelétrico brasileiro**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2015.

FILIZOLA, B.C.; SAMPAIO, M.B. **Boas Práticas de Manejo para o Extrativismo Sustentável de Cascas**. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza. 108 p. 2015.

FONSECA, André Luiz dos Santos et al. Kinetics of aerobic decomposition in the leaching phase of allochthonous plant detritus. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 89-97, 2013.

GERIBELLO, Denise Fernandes et al. Hidrelétricas no início do século XX: tratadística e periódicos. **Labor & Engenho**, 2015.

GIMENES, Karen Zauner et al. Kinetics of the aerobic decomposition of *Talauma ovata* and *Saccharum officinarum*. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 34, n. 4, p. 419-429, 2012.

HOELLEIN, Timothy J.; BRUESEWITZ, Denise A.; RICHARDSON, David C. Revisiting Odum (1956): A synthesis of aquatic ecosystem metabolism. **Limnology and Oceanography**, v. 58, n. 6, p. 2089-2100, 2013.

IBRAHIMA, A.; BIYANZI, P.; HALIMA, M. Changes in organic compounds during leaf litter leaching: laboratory experiment on eight plant species of the Sudano-guinea Savannas of Ngaoundere, Cameroon. **iForest-Biogeosciences and Forestry**, v. 1, n. 1, p. 27, 2008.

JI, Zhen-Gang; JIN, Kang-Ren. An integrated environmental model for a surface flow constructed wetland: Water quality processes. **Ecological Engineering**, v. 86, p. 247-261, 2016.

LI, Xia et al. Litter quality and interactions of macrophytes tissues decomposition in a eutrophic shallow lake. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 1170-1178, 2012.

LIN, Laurence; WEBSTER, J. R. Detritus decomposition and nutrient dynamics in a forested headwater stream. **Ecological modelling**, v. 293, p. 58-68, 2014.

LUTZ, Brian D. et al. Distinguishing dynamics of dissolved organic matter components in a forested stream using kinetic enrichments. **Limnology and Oceanography**, v. 57, n. 1, p. 76-89, 2012.

MACKRETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologist. **London: Freshwater Biological Association**, 1978.

ROSMAN, P.C.C., 2017., Referência Técnica do SisBaHiA® – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental, Programa COPPE, Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Rio de Janeiro, Brasil.

SOMA/MINAS PCH. Estudo de Impacto Ambiental da Usina Hidrelétrica Tibagi Montante. Curitiba, Paraná, **SOMA – Serviços, Organização e Meio Ambiente Ltda**, 2013. 3 volumes.

STERNER, Robert Warner; ELSER, James J. **Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere**. Princeton University Press, 2002.

TAYLOR, Barry R. Air-drying depresses rates of leaf litter decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 3, p. 403-412, 1998.

TAYLOR, Barry R.; BÄRLOCHER, Felix. Variable effects of air-drying on leaching losses from tree leaf litter. **Hydrobiologia**, v. 325, n. 3, p. 173-182, 1996.

TIEPOLO, Gilberto et al. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: **Proceedings of the International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring**. 2002. p. 11-15.