

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS



**SIMULAÇÃO DO METABOLISMO EM UM RESERVATÓRIO  
SUBTROPICAL DE ALTITUDE INTEGRADO À BACIA HIDROGRÁFICA**

**VINICIUS TEIXEIRA TAMBARA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**Orientador: David L.M. da Motta Marques**

**Co-orientador: Carlos Ruberto Fragoso Júnior**

Porto Alegre/RS, Dezembro de 2015

# **SIMULAÇÃO DO METABOLISMO EM UM RESERVATÓRIO SUBTROPICAL DE ALTITUDE INTEGRADO À BACIA HIDROGRÁFICA**

**Vinicius Teixeira Tambara**

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do prof. David L. M. da Motta Marques e co-orientação do prof. Carlos R. Fragozo Júnior.

**Orientador: David L.M. da Motta Marques**

**Co-orientador: Carlos Ruberto Fragozo Júnior**

**Banca Examinadora:**

---

Prof. Dr. Juan Martín Bravo  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS

---

Prof. Dr. André Megali Amado  
Departamento de Ecologia – UFRN

Porto Alegre, Dezembro de 2015

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi o resultado da cooperação de pessoas que sempre de maneira prestativa e com muito interesse e dedicação contribuíram para o seu desenvolvimento e para o meu empenho em atingir os objetivos da maneira mais produtiva e prazerosa possível.

Minhas primeiras palavras de agradecimento vão para a minha família, especialmente para os meus pais e para a minha irmã, que durante toda a minha vida não mediram esforços em querer me ajudar, de todas as formas, para a concretização dos meus anseios na área profissional e acadêmica. Ao meu pai, sou grato principalmente por todo o seu esforço em me motivar a estudar e a lutar pelos meus sonhos desde pequeno. À minha mãe, agradeço todo o carinho, o amor e a dedicação que teve durante à minha educação e formação do meu caráter. Finalmente, agradeço à minha querida irmã que sempre me apoiou e me incentivou a seguir as minhas vocações, sempre com muito carinho e atenção para comigo.

Agradeço pela motivação e pelos conhecimentos valiosos a mim passados por meus orientadores, David e Ruberto, quem eu considero como exemplos de profissionais dedicados, apaixonados pelo que fazem e competentes na maneira como conduzem os seus trabalhos. Agradeço ainda mais pela paciência e atenção com que trataram as minhas dúvidas, indagações e questionamentos acerca do trabalho, tornando a pesquisa muito mais interessante e agregadora. Da mesma forma, agradeço aos professores Daniel Allasia, Lúcia Rodrigues e Juan Martín pela camaradagem e pelos ensinamentos passados durante o mestrado.

Aos meus colegas do “Cafofo” Rafael, Maurício, Rafael Souza, Carolina, Glaucia, Juan e Carlos agradeço o companheirismo e a disposição em me ajudar com as questões do trabalho, com vocês o aprendizado e a troca de experiências foi bem mais divertido.

De maneira especial, gostaria de agradecer às minhas amigas e colegas Daniela e Bibiana, que desde o início do mestrado estiveram juntas comigo trocando idéias sobre o mundo acadêmico, profissional e sobre a nossa eterna escola que é a Vida.

Agradeço ao meu grande amigo Paulo, quem sempre me apoiou e esteve do meu lado, me mostrando que, mesmo que a vida tenha os seus dissabores, sempre haverá um motivo para a gente sorrir e ser feliz enquanto vivermos.

À equipe técnica do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE) de Caxias do Sul, que deliberadamente forneceu as informações e dados a respeito da área de estudo, mostrando-se sempre solícitos e atenciosos para com o trabalho.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro.

Finalmente agradeço à Deus, pois acredito que ele na sua infinita bondade permitiu a realização desse trabalho e que todos a quem eu agradei fizessem parte da minha vida, e continuarão fazendo seja pessoalmente ou não.

“If you can’t explain it simply,  
you don’t understand it well enough”.

**Albert Einstein**

## RESUMO

A variação do tempo de residência e o fluxo contínuo de água da bacia hidrográfica em direção à barragem fazem dos reservatórios um sistema de transição entre rios e lagos com características físicas, químicas e biológicas particulares que influenciam a sua hidrodinâmica e o seu metabolismo. O estudo do metabolismo em ecossistemas aquáticos subtropicais, particularmente em reservatórios, e sua relação com a bacia hidrográfica tem sido pouco explorado nos trabalhos que utilizam a modelagem matemática como ferramenta de análise. O presente estudo teve como objetivo quantificar e analisar a variabilidade temporal do metabolismo em um reservatório subtropical de altitude localizado na cidade de Caxias do Sul/RS e sua relação com as contribuições da bacia hidrográfica em termos de vazão e nutrientes. Para tanto, foi aplicado o modelo ecológico baseado em processos IPH-ECO, em conjunto com o modelo hidrológico IPH-II. Após o ajuste dos níveis e a calibração do módulo de qualidade de água do IPH-ECO, foi determinada a variabilidade temporal das taxas metabólicas de produção primária (GPP) e respiração (R) no período de nov/2011 a dez/2012, que, comparado a outros períodos, foi marcado por uma estiagem anormal e um consequente aumento do tempo de residência do reservatório. Foi analisado o comportamento temporal das seguintes variáveis: nível d'água, temperatura, oxigênio dissolvido, clorofila-a, nutrientes, GPP e R, juntamente com as condições de contorno do modelo como as características hidrológicas e de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica. O reservatório apresentou um metabolismo autotrófico 97% do período de simulação, tornando-se heterotrófico em alguns dias da primavera, quando ocorreu uma diminuição da concentração de clorofila-a e fósforo total e uma intensificação do processo de nitrificação. As variações temporais das taxas GPP e R acompanharam o crescimento do fitoplâncton, que esteve mais associado ao padrão de estratificação e ao tempo de residência do reservatório. Nos meses com chuva, o aumento do escoamento superficial da bacia hidrográfica provocou um maior aporte de fósforo no reservatório contribuindo para o aumento do fitoplâncton e, conseqüentemente, das taxas de GPP e R. A biomassa fitoplanctônica foi o principal fator responsável pelo estabelecimento do metabolismo autotrófico no reservatório o qual respondeu mais em relação à dinâmica interna do sistema que à bacia hidrográfica.

**Palavras-chave:** Modelagem ecológica, metabolismo, reservatório.

## **ABSTRACT**

Variation of residence time and continuous water inputs make reservoirs a transition aquatic system between lakes and rivers with physical, chemical and biological features that affect its hydrodynamics and metabolism. The study of aquatic metabolism in subtropical ecosystems, particularly in reservoirs, and its relation with the watershed has been poorly explored in researches that use mathematical models as a tool for analyzing this relation. This study aimed to quantify and analyse the temporal variability of metabolism in an altitude subtropical reservoir located in the city of Caxias do Sul/RS together with biotic and abiotic variables components of the reservoir, considering its relation with the physical features of the watershed. For this purpose, the process-based ecological model IPH-ECO was applied in the reservoir in combination with the hydrological model IPH-II. After the fit of simulated water levels to observation data and the calibration of IPH-ECO water quality module, the temporal variability of primary production (GPP) and respiration (R) was obtained in the period from nov/2011 to dez/2012, when, compared to other time periods, an unusual dry period occurred followed by an increase of reservoir residence time. The temporal pattern of the following variables was analysed: water levels, temperature, dissolved oxygen, chlorophyll-A, nutrients, GPP and R, along with the model boundary conditions, such as watershed land use and hydrology. The reservoir was net autotrophic during 97% of the simulation time period, becoming net heterotrophic for a few days in the spring due to the decreasing of chlorophyll-a and total phosphorus concentration and the strengthening of nitrification process in the reservoir. Temporal variations of GPP and R followed the phytoplankton growth which in turn had been driven by the stratification pattern and the residence time of reservoir. A watershed “fast-flush” was observed during storm events with higher rates of leaching of phosphorus, leading to an increase of chlorophyll-a concentration and thus GPP and R in the reservoir. It could be inferred that, during the simulation time period, the phytoplankton biomass in the reservoir was the main factor in maintaining the autotrophic metabolism which in most of the time was more affected by the internal dynamic of the system than by the physical aspects of watershed.

**Keywords:** Ecological modeling, metabolism, reservoir.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
1.1. Variabilidade temporal e espacial do metabolismo aquático .....	17
1.2. Medição Direta do Metabolismo e Metodologia “Free Water” .....	22
1.3. Modelagem Ecológica Baseada em Processos .....	23
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>26</b>
2.1. Objetivo geral .....	26
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>27</b>
3.1. Área de estudo .....	27
3.2. Delineamento Amostral .....	29
3.3. Variáveis limnológicas .....	30
3.4. O Modelo IPH-ECO .....	31
3.5. Dados de entrada do modelo .....	34
3.5.1. <i>Dados meteorológicos</i> .....	35
3.5.2. <i>Condições de contorno</i> .....	38
3.6. Calibração do modelo .....	42
3.7. Análise dos resultados .....	48
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>49</b>
4.1. Nível do reservatório, vazões de entrada e aporte de nutrientes .....	49
4.2. Resultados do módulo de qualidade da água.....	54
4.2.1. <i>Temperatura da água</i> .....	54
4.2.2. <i>Oxigênio dissolvido</i> .....	56
4.2.3. <i>Nutrientes</i> .....	59
4.2.4. <i>Clorofila-a</i> .....	62
4.3. Metabolismo aquático.....	66



<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>73</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>75</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Modelo conceitual dos processos metabólicos, físicos e químicos que contribuem para a variabilidade do OD em reservatórios (Adaptado de Staehr et al. 2010). .....	17
<b>Figura 2.</b> Localização geográfica do Reservatório Faxinal e da Bacia de Drenagem com seus principais afluentes. ....	27
<b>Figura 3.</b> Superfície do reservatório Faxinal obtida pela interpolação dos dados de batimetria dada em metros (Fonte: IPH).....	28
<b>Figura 4.</b> Batimetria do reservatório faxinal com a localização dos pontos de amostragem (Fonte: Souza, 2013). ....	29
<b>Figura 5.</b> Estrutura simplificada do modelo IPH-ECO. ....	32
<b>Figura 6.</b> Séries temporais das informações meteorológicas da estação 83942 de Caxias do Sul (RS): evaporação (f), precipitação (g). ....	35
<b>Figura 7.</b> Séries temporais das informações meteorológicas da estação 83941 de Bento Gonçalves (RS): direção do vento (a), velocidade do vento (b), radiação solar (c), temperatura do ar (d), umidade relativa (e). ....	37
<b>Figura 8.</b> Classes de uso e ocupação do solo das 7 sub-bacias do reservatório Faxinal. ....	39
<b>Figura 9.</b> Concentração de nutrientes nos dias sem medição ajustada com base na calibração dos processos do ciclo de nutrientes (N e P) no modelo IPH-ECO. ....	42
<b>Figura 10.</b> Esquema mostrando as etapas de calibração do modelo IPH-II e de estimativa das vazões afluentes a partir do ajuste dos níveis do reservatório, obtidos pelo balanço hídrico, aos níveis observados.....	43
<b>Figura 11.</b> Ajuste dos níveis no modelo IPH-ECO concentrado aos níveis obtidos no balanço hídrico, feito previamente, a partir da comparação das retas Cota-Volume do modelo e do reservatório. ....	44
<b>Figura 12.</b> Montagem dos box-plots a partir dos valores medidos mensalmente das variáveis nas seis estações de monitoramento: F1, F2, F3, F4 (perfil), A1 e A2.....	46

<b>Figura 13.</b> Ajuste dos níveis do reservatório, considerando as vazões das 7 sub-bacias geradas a partir da calibração do modelo IPH-II. ....	49
<b>Figura 14.</b> Condições de contorno do modelo: Vazões afluentes e aporte de nutrientes das 7 sub-bacias do reservatório Faxinal. ....	50
<b>Figura 15.</b> Vazão e concentração de nutrientes totais usados como condição de contorno no modelo concentrado. ....	52
<b>Figura 16.</b> Retas Cota-Volume referentes ao reservatório, com largura variável ao longo da profundidade, e ao modelo concentrado com largura constante. ....	53
<b>Figura 17.</b> Variação temporal dos níveis calculados pelo balanço hídrico e pelo modelo IPH-ECO concentrado. ....	54
<b>Figura 18.</b> Variação temporal da temperatura da água na superfície do reservatório ao longo do período de simulação. ....	55
<b>Figura 19.</b> Variação temporal do oxigênio dissolvido na superfície do reservatório ao longo do período de simulação. ....	56
<b>Figura 20.</b> Fluxos relacionados ao balanço de oxigênio e simulados pelo modelo IPH-ECO. ....	57
<b>Figura 21.</b> Concentração de detritos observada nas duas estações próximas aos arroios Faxinal e Herval (Fonte: Souza 2013). ....	58
<b>Figura 22.</b> Concentração média de nutrientes para o período de simulação nas seis estações de monitoramento no reservatório Faxinal (Fonte: Souza 2013). ....	59
<b>Figura 23.</b> Variação temporal da concentração de nutrientes no reservatório e do aporte de nutrientes da bacia hidrográfica, utilizado como condição de contorno pelo modelo. ....	61
<b>Figura 24.</b> Regressão linear aplicada entre os valores médios observados na superfície do reservatório e os estimados pelo modelo referentes aos nutrientes: ortofosfato, amônia e nitrato. ....	62
<b>Figura 25.</b> Variação temporal da concentração de clorofila-a no reservatório durante o período de simulação. ....	63
<b>Figura 26.</b> Médias mensais do tempo de residência do reservatório Faxinal ao longo do período de simulação. ....	64

<b>Figura 27.</b> Variação temporal da biomassa de zooplâncton no reservatório durante o período de simulação. ....	66
<b>Figura 28.</b> Variação temporal das taxas metabólicas GPP, R e NEP estimadas pelo modelo na superfície do reservatório durante o período de simulação. ....	67
<b>Figura 29.</b> Variação do estado trófico e da produção líquida do reservatório (NEP) ao longo do período de simulação. ....	68
<b>Figura 30.</b> Regressão linear aplicada entre as taxas metabólicas, GPP e R, e a concentração de detritos estimada no reservatório. ....	69
<b>Figura 31.</b> Regressão linear aplicada entre as taxas metabólicas, GPP e R, e a concentração de clorofila-a estimada no reservatório. ....	70
<b>Figura 32.</b> Regressão linear aplicada entre as taxas metabólicas, GPP e R, e o aporte de ortofosfato da bacia hidrográfica nos períodos com chuva. ....	71
<b>Figura 33.</b> Regressão linear aplicada entre a produção primária, GPP, e a respiração, R, no reservatório simulados pelo modelo. ....	72

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Separação dos processos componentes do metabolismo aquático (Fonte: Cavalcanti, 2013).....	33
<b>Tabela 2.</b> Diferenças máximas encontradas, em cada mês do período analisado, entre os valores diários das séries das estações de Bento Gonçalves e Caxias do Sul referentes à: umidade, velocidade do vento e temperatura do ar.....	36
<b>Tabela 3.</b> Características topológicas das 7 sub-bacias do reservatório Faxinal. ....	40
<b>Tabela 4.</b> Principais parâmetros utilizados na calibração do módulo de qualidade da água do IPH-ECO, suas descrições e os valores usualmente recomendados pela literatura (Fontes: Frago et al. 2009, Chapra 1997, Hamilton & Schladow 1997).....	47
<b>Tabela 5.</b> Coeficientes de determinação ( $R^2$ ) e de eficiência (NSE) obtidos entre os valores médios observados na superfície do reservatório e os valores estimados pelo modelo durante o período de simulação.....	65

## ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

CH<sub>4</sub> = metano

CO<sub>2</sub> = dióxido de carbono

PO<sub>4</sub> = ortofosfato

NH<sub>4</sub> = amônio

NO<sub>3</sub> = nitrato

NPK = nitrogênio, fósforo e potássio

Chla = clorofila-a

OD = dissolved oxygen

DIC = dissolved inorganic carbon

DOC = dissolved organic carbon

POC = particulate organic carbon

NEP = net ecosystem production

GPP = gross primary production

R = respiration

PAR = photosynthetically active radiation

RAOL = Radiação Atmosférica de Onda Longa

RAOC = Radiação Atmosférica de Onda Curta

*p*O<sub>2</sub> = pressão parcial de oxigênio

*p*CO<sub>2</sub> = pressão parcial de dióxido de carbono

SB = sub-bacia

## 1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais são reconhecidos como compartimentos metabolicamente ativos que regulam os processos de transformação e transporte de matéria orgânica e nutrientes, o depósito de sedimentos e o consumo e a produção de gases, como  $O_2$  e  $CO_2$  (St. Louis et al. 2000; Cole et al. 2007; Raymond et al. 2013). Os reservatórios, diferentemente dos lagos naturais, são sistemas aquáticos antrópicos com características peculiares relacionadas ao seu processo de inundação, à sua morfologia e à sua operação que influenciam a sua hidrodinâmica e o seu metabolismo aquático (Lindim et al. 2011).

Nos reservatórios ocorre um intenso catabolismo decorrente da inundação do solo e da vegetação, acompanhada da produção e possível emissão de gases de efeito estufa, como dióxido de carbono ( $CO_2$ ) e metano ( $CH_4$ ), principalmente nos primeiros anos de existência (Rudd et al. 1993; Kelly et al. 1994; Fearnside 1995; Tremblay et al. 2003; Rosa et al. 2004; Santos et al. 2006; Cole et al. 2007; Tranvik et al. 2009; Wang et al. 2011; Chanudet et al. 2011; Ometto et al. 2013). Além disso, a estratificação térmica, comum em reservatórios profundos, e a operação de retirada de água em reservatórios para abastecimento público podem afetar o padrão espacial e sazonal da distribuição dos microorganismos, nutrientes e oxigênio dissolvido (OD) no sistema (Elçi 2008; Deus et al. 2013).

Problemas relacionados à qualidade da água em reservatórios, como a depleção de oxigênio e a eutrofização, são resultados diretos do metabolismo aquático que depende de fatores internos ao ecossistema, como a decomposição da matéria orgânica autóctone, a estratificação térmica e a operação do reservatório, e de fatores externos, como as condições de temperatura, vento e precipitação (Kosten et al. 2010; Marotta et al. 2010; Read et al. 2012) e o aporte de matéria orgânica (alóctone) e nutrientes da bacia hidrográfica (Cole et al. 2002).

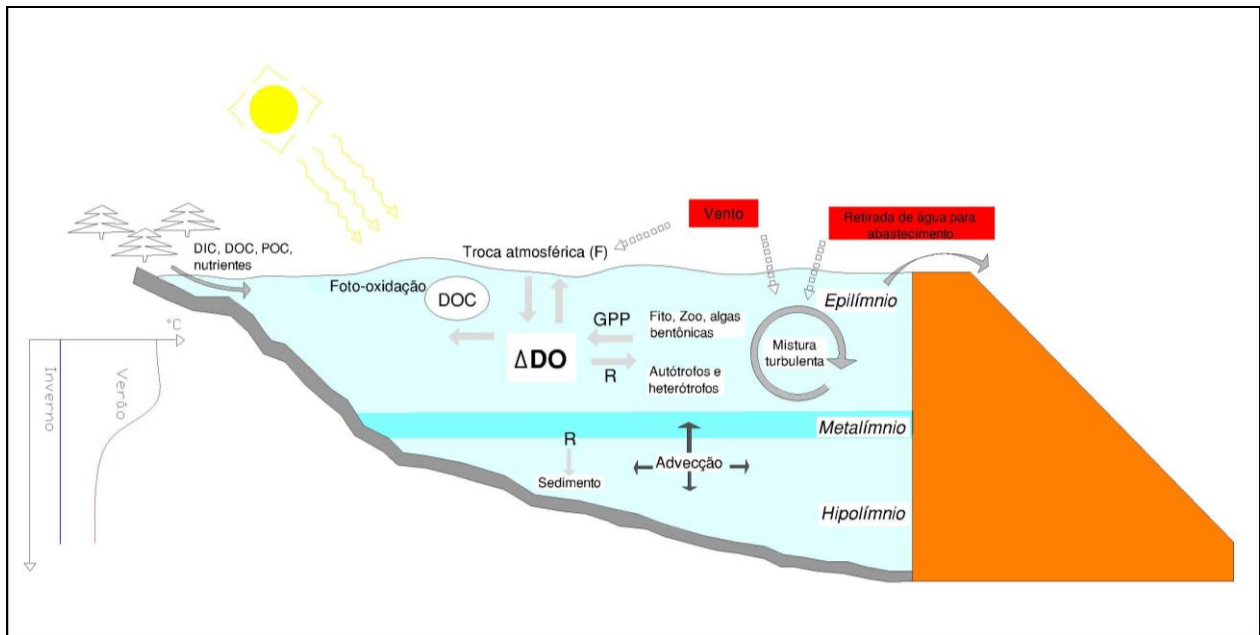
O metabolismo aquático é o conjunto dos processos que envolve a produção, o consumo e a decomposição da matéria orgânica pelos organismos de um ecossistema, determinando os fluxos de energia e de matéria nos diferentes níveis tróficos (DeAngelis 1992; Staehr et al. 2012). Portanto, a análise do metabolismo aquático permite que sejam feitas inferências a respeito do comportamento, do ponto de vista ecológico, de lagos e reservatórios frente às contribuições da bacia hidrográfica (vazão de entrada e as cargas de matéria orgânica e nutrientes), à ação antrópica no ecossistema aquático e terrestre (mudança no uso e ocupação do solo) e às condicionantes climáticas (Hanson et al. 2006; Kosten et al. 2010; Zhang et al. 2012).

Basicamente, o metabolismo aquático pode ser determinado por meio de um balanço entre a produção de carbono orgânico e oxigênio, através da produção primária bruta (*Gross Primary Production*, GPP), e o consumo de carbono orgânico e liberação de dióxido de carbono, pela respiração (*Respiration*, R) dos organismos. O balanço entre GPP e R, representado pela razão GPP:R ou pela produção líquida do ecossistema (*Net Ecosystem Production*,  $NEP = GPP - R$ ), determina a pressão parcial de oxigênio dissolvido ( $pO_2$ ) e dióxido de carbono ( $pCO_2$ ) nas águas naturais (Duarte & Prairie, 2005). Dessa forma, o NEP pode indicar se o reservatório apresenta um metabolismo autotrófico ( $GPP > R$ ), exportando ou armazenando carbono orgânico e  $O_2$ , ou um metabolismo heterotrófico ( $GPP < R$ ), e nesse caso o sistema mineraliza mais carbono orgânico do que produz, produzindo mais  $CO_2$  do que  $O_2$  (Cole et al. 2000). As taxas metabólicas, GPP, R e NEP, variam em diferentes escalas de espaço e de tempo, de acordo com as condições físicas, químicas e biológicas do ecossistema e a sua interação com a bacia hidrográfica (Hanson et al. 2006).

A estimativa do metabolismo aquático, GPP, R e NEP, em ecossistemas pode ser feita a partir da variação da concentração de oxigênio, originalmente proposta por Odum (1956) e amplamente utilizada em diversas metodologias para estimativa do metabolismo de forma concentrada, como a metodologia “Free Water” (Cole et al. 2000) ou distribuída, a partir da modelagem baseada em processos (Antenucci et al. 2012; Cavalcanti 2013).



Através da modelagem, os processos de produção e consumo de oxigênio podem ser discretizados no tempo e no espaço, como a foto-oxidação de DOC, a carga/descarga de OD do sistema e a sedimentação (Cavalcanti 2013). Outros processos não-biológicos também podem causar perturbações significativas no ciclo do OD como a advecção horizontal e vertical e as trocas horizontais de oxigênio com a zona litorânea e verticais com a atmosfera (Fig. 1).



**Figura 1.** Modelo conceitual dos processos metabólicos, físicos e químicos que contribuem para a variabilidade do OD em reservatórios (Adaptado de Staehr et al. 2010).

### 1.1. Variabilidade temporal e espacial do metabolismo aquático

Variações diárias nas taxas metabólicas podem ser decorrentes das alterações na luz disponível (PAR), da temperatura da água e do grau de mistura da coluna d'água devido à hidrodinâmica (Hanson et al. 2006), influenciada principalmente pelo vento (Cavalcanti, 2013) e, particularmente em reservatórios, pelos movimentos horizontais e verticais gerados pela operação das estruturas de descarga e bombeamento para abastecimento e irrigação (Deus et al. 2013). Já variações a médio e a longo prazo podem estar associadas às concentrações de fósforo total e clorofila-a, ao aporte de carbono orgânico terrestre (Hope et al. 1994; Cole et al. 2002; Hanson et al. 2003; Coloso et al. 2011), à estrutura trófica do ecossistema (Cole et al. 2000) e ao tempo de residência do reservatório, que dependerá da variabilidade hidrológica e do seu regime de operação (Weissemberger et al. 2010).

A variabilidade espacial do metabolismo em ecossistemas aquáticos está condicionada à morfologia do sistema, ao processo de estratificação térmica e ao regime de mistura. Os tópicos seguintes apresentam de forma detalhada os fatores que influenciam na variabilidade espaço-temporal do metabolismo em lagos e reservatórios.

### **Carbono Orgânico Alóctone**

Em reservatórios novos com até 10 anos de existência, a respiração do ecossistema é influenciada, em grande parte, pela quantidade de matéria orgânica lábil inundada autóctone (Abril et al. 2005; Kim et al. 2012; Barros et al. 2011). Em lagos e reservatórios mais antigos, alguns estudos mostram que o grau de respiração está mais associado ao aporte de carbono orgânico e inorgânico dissolvido (DOC, DIC) alóctone oriundo da bacia hidrográfica (Hanson et al. 2004; Andersson & Sobek 2006; Solomon et al. 2013), o qual favorece o metabolismo aquático heterotrófico.

Sugere-se que um valor de DOC na faixa de 4 a 6 mg.L<sup>-1</sup> corresponde ao limiar entre o estado autotrófico e heterotrófico (Prairie et al. 2002; Hanson et al. 2003). Outras formas de carbono alóctone podem inibir a produção primária, como o carbono colorido oriundo de substâncias húmicas capaz de absorver parte da radiação disponível para a fotossíntese (PAR), reduzindo a zona eufótica do lago.

A heterotrofia em lagos e reservatórios também pode ser mantida por processos não-metabólicos, como a foto-oxidação direta de DOC em  $CO_2$ . Em alguns ecossistemas a foto-oxidação do DOC pode ser mais significativa que em outros. Um estudo conduzido em cinco lagos temperados na Suécia mostrou que a foto-oxidação de DOC é um importante processo contribuinte da supersaturação de  $CO_2$  em lagos, apesar de ter representado menos de 10% da respiração no epilímnio desses ecossistemas (Granéli et al. 1996; Suhett et al. 2006). No entanto, em sistemas aquáticos localizados em baixas latitudes, onde a radiação solar é maior, a mineralização fotoquímica de DOC pode ser consideravelmente maior, podendo atingir 50% da respiração (Amado et al. 2006).

## **Estado de Trofia**

O estado trófico de ecossistemas e a disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e carbono, podem influenciar o metabolismo aquático de lagos e reservatórios. Apesar de não haver evidências muito claras na literatura a respeito das causas da relação metabolismo versus estado trófico, o que é mais aceito é que a maior disponibilidade de nutrientes fosfatados e nitrogenados favorece o aumento da biomassa de organismos autótrofos enquanto que a maior disponibilidade de carbono da matéria orgânica estimula a respiração das bactérias heterótrofas (Del Giorgio et al. 1999; Biddanda et al. 2001). Dessa forma, um ambiente eutrófico pode apresentar tanto um metabolismo autotrófico, pela presença de nutrientes, como um metabolismo heterotrófico, pela presença de matéria orgânica estocada.

Alguns estudos em ambientes de controle, sujeitos à manipulação de nutrientes e da cadeia trófica, mostraram uma forte correlação positiva do fósforo total com as taxas de GPP e R, sendo que lagos com alto teor de fósforo total e baixo teor de DOC apresentaram uma elevada GPP, tornando-se, por isso, autotróficos (Cole et al. 2000; Hanson et al. 2003).

## **Estrutura Trófica**

Outro fator que, combinado com a concentração de nutrientes, pode regular a produção primária é a estrutura da cadeia trófica. Por exemplo, a concentração de predadores de um nível trófico superior, como os peixes planctívoros, pode causar efeito sobre a biomassa de zooplâncton, que por sua vez exerce influência sobre o fitoplâncton limitando a produção primária e o fluxo de carbono na interface ar-água (Schindler et al., 1997). A intensidade das interações tróficas em cascata varia amplamente entre diferentes sistemas e condições (Pace & Cole 2000), mas pode-se dizer que sob um regime de alta carga de nutrientes e uma cadeia trófica dominada por planctívoros, um ecossistema tende a apresentar uma  $pCO_2$  bem inferior ao equilíbrio atmosférico, apresentando um metabolismo autotrófico ( $NEP > 0$ ) (Cole et al. 2000).

## **Geomorfologia, Clima e Aspectos Físicos da Bacia Hidrográfica**

A morfologia do reservatório, as condições meteorológicas, os aspectos hidrológicos e de uso do solo da bacia hidrográfica têm forte influência sobre a temperatura da água, o regime de mistura, a concentração de nutrientes, DOC, Chla e a transparência (Hanson et al. 2007), sugerindo que essas condições produzem um efeito indireto sobre o metabolismo do reservatório. GPP e R diminuem com o aumento da área e da profundidade do reservatório e com a redução da razão de drenagem (área da bacia/área do reservatório), na medida em que as concentrações e as entradas de nutrientes e DOC diminuem nessas condições (Staeher et al. 2012).

Reservatórios com áreas de entorno mais irregular e com maiores reentrâncias apresentam aspectos limnológicos particulares. Essas regiões, além de apresentarem uma interação maior com o ambiente terrestre, estariam mais protegidas dos efeitos do vento (Rocha 2009). A magnitude e a direção dos ventos prevaletentes, aliada à estabilidade térmica do reservatório, agem na distribuição dos nutrientes, temperatura e oxigênio dissolvido e na ressuspensão de partículas e algas (Lindim et al. 2010; Cavalcanti 2013).

O tempo de residência do reservatório se constitui como uma variável hidromorfológica importante para a compreensão da dinâmica dos processos biogeoquímicos, além de determinar a qualidade da água em lagos e reservatórios (Jorgensen, 2003). Essa variável é fundamental para estimar a escala de transporte que ocorre em um reservatório, permitindo determinar qual a capacidade de depuração de contaminantes lançados no corpo d'água e ainda definir áreas de maior ou menor estagnação através de modelos 2D e 3D (Franz et al. 2009; Fearnside 2009). Dessa forma, uma descrição de primeira ordem dos processos de mistura e transporte num sistema aquático pode ser expressa através do tempo de residência ou “flushing time” (Rueda et al. 2005).

Com relação ao uso do solo da bacia hidrográfica e sua influência sobre o metabolismo aquático do ecossistema, pode-se afirmar que reservatórios localizados em áreas com uma boa cobertura vegetal, por exemplo, recebem uma carga menor de nutrientes disponível para a produção primária que reservatórios inseridos em áreas agrícolas (Sand-Jensen & Staeher 2007), ou em áreas urbanas. Estas são caracterizadas pelo despejo clandestino de esgoto rico em compostos orgânicos e nutrientes nitrogenados e fosfatados; aquelas, pelos resíduos de criação animal e pelo

uso de fertilizantes e adubos ricos em NPK. Dessa maneira, o metabolismo de reservatórios inseridos em áreas protegidas, com uma cobertura de vegetação nativa maior, seria menos vulnerável às cargas externas da bacia hidrográfica cujos efeitos sobre os processos biogeoquímicos do sistema aquático seriam consideravelmente menores.

Em áreas de solo mais suscetível à erosão, como solos arenosos e de pequena profundidade, o carreamento de nutrientes e matéria orgânica é maior que em solos argilosos que possuem uma maior coesão e capacidade de retenção das partículas. O aporte de matéria orgânica e nutrientes no reservatório pode aumentar ainda mais em decorrência da lixiviação provocada pelo escoamento superficial intensificado pela chuva, favorecendo frequentemente tanto o metabolismo autotrófico como o heterotrófico. Períodos de precipitação intensa podem levar a um aumento na  $pCO_2$  do ecossistema aquático de quase 10 vezes (Marotta et al. 2010).

### **Estratificação Térmica e Regime de Mistura**

Reservatórios profundos, principalmente os para abastecimento público, costumam apresentar uma estratificação de densidade controlada principalmente pela mudança de temperatura ao longo da profundidade (Boehrer and Schultze, 2008). O gradiente de densidade inibe o regime de mistura, atuando como uma barreira física entre o epilímnio e o hipolímnio (zona de baixa concentração de oxigênio e onde o fitoplâncton é mineralizado e os nutrientes são liberados).

A ausência do regime de mistura tende a diminuir a produção primária no epilímnio, onde os nutrientes são limitados devido à assimilação pelo fitoplâncton. Porém, em reservatórios pode haver a formação de ondas internas, geradas pelo vento ou pelas entradas e saídas de água devido à operação do mesmo, que propiciam o transporte vertical de nutrientes e organismos do hipolímnio para a superfície aumentando, assim, as taxas de produção primária no epilímnio (Evans et al. 2008; Pannard et al. 2011). Assim, a retirada periódica de grandes massas de água de um reservatório para atender os picos de consumo pode afetar a hidrodinâmica do sistema e levar a formação de correntes de água capazes de transportar energia e matéria durante o período de estratificação (Hodges et al. 2000) e, em consequência disso, favorecer o metabolismo autotrófico na superfície do reservatório.

## 1.2. Medição Direta do Metabolismo e Metodologia “Free Water”

O metabolismo aquático pode ser determinado por diversos métodos, cada um com suas vantagens e limitações. Um método pioneiro na estimativa do metabolismo é o da medição direta por meio da incubação de amostras de água em garrafas expostas à luz e na noite para estimar GPP e R, respectivamente (Gaarder and Gran 1927). Essas medições realizadas na água, quando combinadas com incubações em câmaras de sedimento, são capazes de estimar o metabolismo de todo o ecossistema, incluindo a comunidade bentônica. Entretanto, essa metodologia apresenta algumas limitações (Van de Bogert 2007), como o efeito do recipiente utilizado para a coleta e problemas de escala, devido às incertezas geradas ao extrapolar valores para o lago como um todo.

Uma alternativa para contornar os efeitos indesejáveis dos recipientes do método de incubação é o método “free water” do ciclo diário de oxigênio que passou a ser amplamente aceito e aplicado numa variedade de ecossistemas nas últimas décadas (Cole et al. 2000; Hanson et al. 2003; Van de Bogert et al. 2007; Coloso et al. 2008; Staehr et al. 2010; entre outros). O método utiliza a equação do metabolismo estabelecida por Odum (1956) e calcula GPP e R a partir de medições contínuas de oxigênio ou de dióxido de carbono realizadas por sondas de alta frequência em pequenos intervalos de tempo, de 5 minutos ou menos, para períodos de tempo de alguns dias ou mais. Porém, essa técnica apresenta algumas limitações e incertezas no cálculo do metabolismo global do ecossistema (Coloso et al. 2011), como:

a) utilização de uma única sonda no centro e no epilímnio do lago, não levando em consideração a heterogeneidade física e ecológica do sistema ao longo da coluna d’água e na superfície. Essa heterogeneidade pode ser acentuada pela estratificação térmica, pela intensidade do vento e pela extensão da zona litorânea, onde organismos bentônicos, como macrófitas, podem contribuir significativamente para o metabolismo;

b) simplificação do cálculo da GPP considerando que a respiração R durante a noite é igual à R durante o dia. Estudos indicam que R diurno é maior que R noturno (Pace and Prairie 2005; Sadro et al. 2014), o que subestimaria as magnitudes de GPP e R, mas sem provocar impacto no NEP (Cole et al. 2000);

c) outros processos de caráter não-biológico são normalmente negligenciados e o método considera que a variação de DO é decorrente apenas da troca de gases na interface ar-água e dos processos metabólicos (NEP), não incluindo a advecção horizontal e vertical dentro do lago, a carga de água subterrânea, as interações físico-químicas e a foto-respiração do DOC (Hanson et al. 2003).

Alguns métodos, ao invés de medir as trocas de oxigênio com a atmosfera, medem o dióxido de carbono para determinar e avaliar o metabolismo no ecossistema aquático (Kling et al. 1991). Como esses dois elementos são consumidos e produzidos nas mesmas reações, produção (GPP) e respiração (R), é possível converter um pelo outro através de algumas relações (Wetzel, 2000).

### **1.3. Modelagem Ecológica Baseada em Processos**

Apesar do método do ciclo diário de oxigênio mostrar diferentes padrões de comportamento do OD em múltiplas escalas de tempo, ainda são necessárias soluções analíticas ou numéricas que ajudem a separar a variação do OD causada por processos físicos e químicos da variação causada por processos biológicos relacionados ao metabolismo (Staeher et al. 2010). Além disso, é importante a representação desses processos em uma escala espacial mais refinada que englobe as diferentes zonas biológicas (litorânea e pelágica) e as camadas de densidade na coluna d'água formadas pela estratificação térmica.

Nesse sentido, a modelagem ecológica baseada em processos se apresenta como uma ferramenta capaz de representar o compartimento não-linear do OD e integrar, em escalas espaciais e temporais refinadas, os processos metabólicos, físicos e químicos envolvidos no consumo e na produção de OD, possibilitando a formulação de hipóteses sobre a dinâmica do ecossistema e a simulação de diversos cenários.

Os modelos baseados em processos podem apresentar tanto uma estrutura simples, baseada em relações empíricas e estatísticas, carecendo de alguns processos e fluxos na coluna d'água e no sedimento (Hanson et al. 2008; Kamarainen et al. 2009), como uma estrutura mais complexa, como os modelos de qualidade da água, baseados nas equações de transporte (MINLAKE, Riley & Stefan 1988; CE-QUAL-W2, USCE 1995; CAEDYM, Hamilton & Schladow 1997), acoplados a modelos hidrodinâmicos (Tufford & McKellar 1999; 3D CWR-ELCOM, Hodges 2000; DYRESM, Gal et al. 2002).

Modelos mais simples, por exemplo, ainda focam na avaliação dos principais *drivers* de depleção do OD no ecossistema aquático e como medidas de gerenciamento poderiam mitigar as zonas de baixo OD.

Já os modelos biogeoquímicos acoplados a modelos hidrodinâmicos possibilitam o entendimento das interações tróficas e dos *feedbacks* do ecossistema frente a forçantes externas e internas, onde o OD é uma das muitas variáveis biogeoquímicas interligadas (MOHID, Braunschweig et al. 2004; IPH-TRIM-3D-PC-Lake, Fragoso 2009; Multi-level Watershed-Reservoir Modeling System/MWRMS, Zhang et al. 2012; Testa et al. 2014).

A interligação de modelos de qualidade com modelos hidrodinâmicos e hidrológicos possibilita a representação flexível e integrada da dinâmica do OD na coluna d'água e no sedimento juntamente com a variação dos níveis e da vazão e com os componentes bióticos e abióticos, como a temperatura, nutrientes e algas (Romero et al. 2004). Essa técnica permite, inclusive, a estimativa do metabolismo em reservatórios considerando os processos de advecção e difusão (Antenucci et al. 2012), as forçantes meteorológicas e os aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica (Sobek et al. 2006; Andersson & Sobek 2006; Kim et al. 2012). Modelos hidrodinâmicos também têm sido aplicados em reservatórios estratificados para distinguir os efeitos gerados pelo vento daqueles gerados pela operação de retirada da água do sistema sobre o transporte de energia e matéria no reservatório (Hodges et al. 2000; Bocaniov et al. 2014).



A maioria dos modelos ecológicos voltados para a análise da distribuição espaço-temporal do OD e dos processos metabólicos foram desenvolvidos com o intuito de descrever a dinâmica de ecossistemas marinhos (Tang et al. 2014; Testa et al. 2014) e de lagos e reservatórios temperados (Summers 1985; Andersson & Sobek 2006; Bocaniov et al. 2014), sendo que, atualmente, poucos modelos com esse enfoque têm sido desenvolvidos e aplicados em reservatórios subtropicais.

Os reservatórios apresentam uma morfologia complexa, normalmente dendríticos e com diversas entradas, o que muitas vezes dificulta a amostragem, a modelagem e o manejo nesses ambientes. Outro aspecto importante é o controle da qualidade da água principalmente nos reservatórios usados para o abastecimento público. Dessa forma, a maioria dos estudos relacionados à modelagem ecológica em reservatórios têm focado na análise da eutrofização, com base na modelagem dos processos biogeoquímicos na coluna d'água (Riley & Stefan 1988; PC-lake, Janse 2005; Fragoso et al. 2011) e no sedimento (Asaeda & Van Bon 1997), da estratificação térmica (Bocaniov et al. 2014), e mais recentemente, na previsão dos efeitos das mudanças climáticas visando a ciclagem do oxigênio e do carbono e a produção de gases de efeito estufa nesses ecossistemas (Souza 2013). No entanto, poucos estudos baseados em modelagem têm procurado entender como o metabolismo em reservatórios responde às contribuições da bacia hidrográfica, em termos de matéria orgânica e nutrientes, às variáveis meteorológicas e aos aspectos limnológicos do ambiente em estudo (Lindim et al. 2011; Zhang et al. 2012; Deus et al. 2013).

Este estudo pretende determinar e analisar a variabilidade temporal dos fluxos metabólicos, GPP e R, em um reservatório subtropical de altitude através da aplicação do modelo baseado em processos IPH-ECO, juntamente com o modelo hidrológico IPH-II (Bravo et al. 2006). A análise da heterogeneidade temporal do metabolismo no reservatório, por meio dos processos que o compõem, permite levantar as seguintes questões: Existe relação entre o metabolismo do reservatório e as contribuições da bacia hidrográfica, em termos de vazão e nutrientes? E quais variáveis abióticas e bióticas (temperatura, clorofila-a, nutrientes) influenciam em maior proporção o metabolismo no reservatório?

## **2. OBJETIVOS**

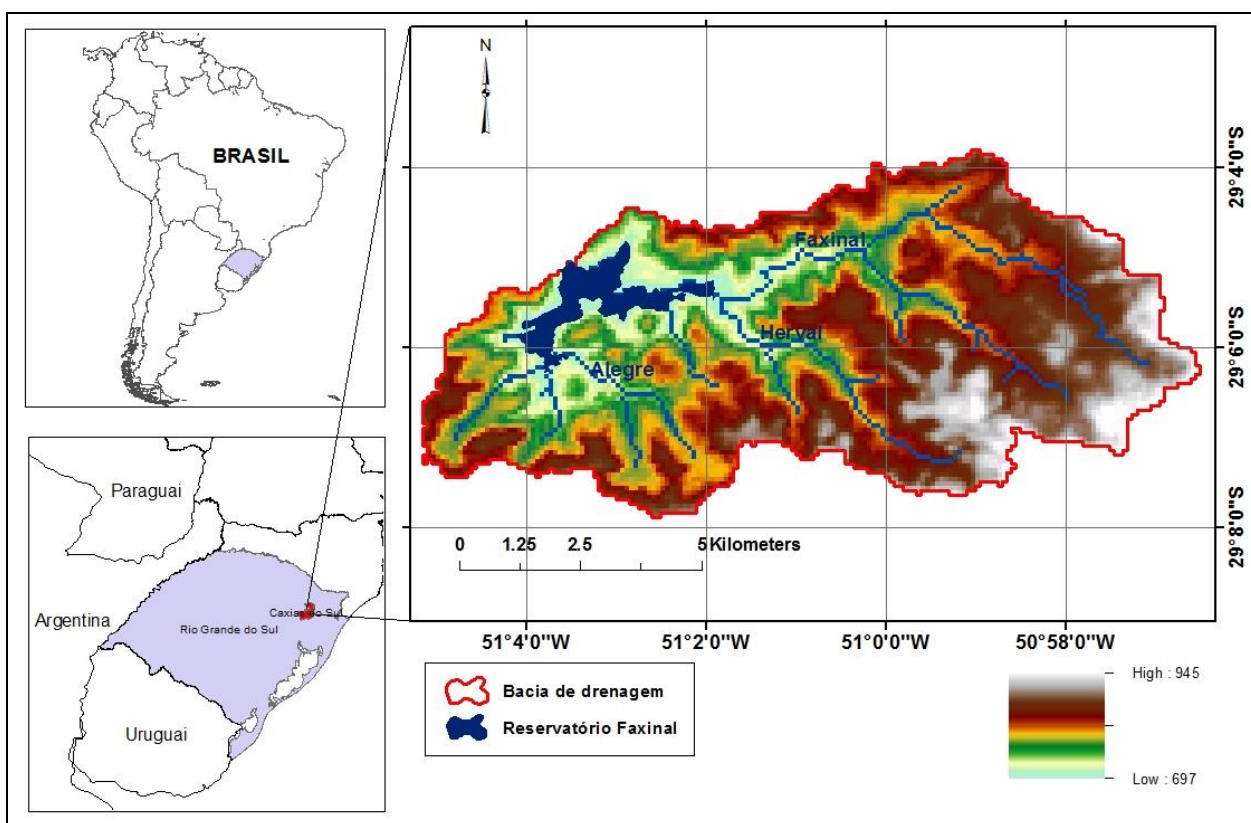
### **2.1. Objetivo geral**

Analisar o comportamento temporal do metabolismo aquático num reservatório subtropical de altitude, através da estimativa de GPP, R e NEP, e sua relação com as contribuições da bacia hidrográfica, em termos de vazão e nutrientes.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1. Área de estudo

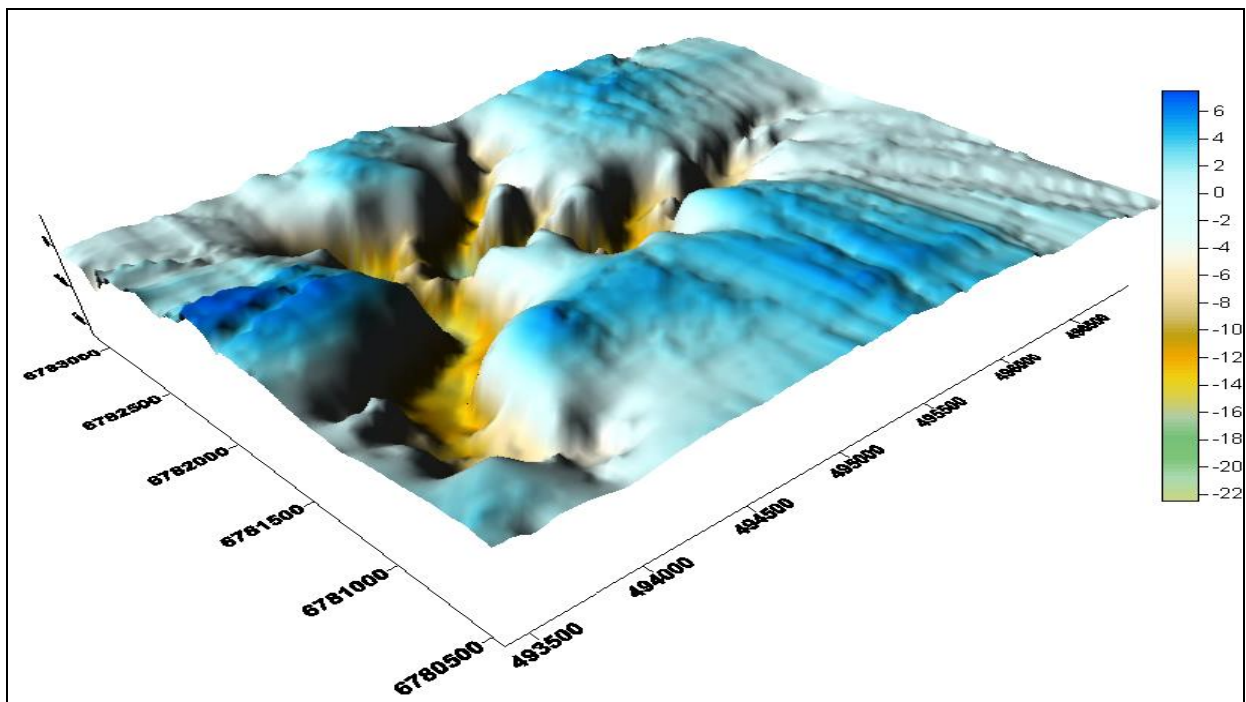
O reservatório Faxinal é o principal sistema de abastecimento de água do município de Caxias do Sul (63,3% de uma população de 400.000 habitantes), localizado no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, entre as longitudes 51°4'0''W e 51°2'00''W e entre as latitudes 29°4'45''S e 29°6'15''S. O reservatório tem 23 anos de existência e possui uma área superficial de 3,1km<sup>2</sup> numa cota média de 698m em relação ao nível do mar. Seus principais tributários são os arroios Faxinal, Herval e Alegre, cujas bacias representam 65% da área total da bacia de drenagem do reservatório (Fig. 2), correspondendo a 65,74km<sup>2</sup>.



**Figura 2.** Localização geográfica do Reservatório Faxinal e da Bacia de Drenagem com seus principais afluentes.

O reservatório é caracterizado como sendo profundo, com uma profundidade máxima de 24 m próxima ao vertedor e uma profundidade média de 15 m, apresentando um contorno irregular com diversas entradas (Fig. 3). O sistema é eutrófico (TP=29,4 µg/L e clorofila *a* 15 µg/L – média anual no epilímnio) e monomítico quente, apresentando-se estratificado com hipolímnio anóxico geralmente durante 7 meses do ano, enquanto que, no inverno, entre os meses de junho e agosto, ocorre a mistura completa do sistema (Becker et al. 2009). O reservatório possui uma vazão média afluyente de 1.84 m<sup>3</sup>/s dos seus tributários e uma vazão de abastecimento média de 0.96 m<sup>3</sup>/s; os níveis variam pouco, apresentando uma variação média anual de 1m (SAMAE-Caxias do Sul).

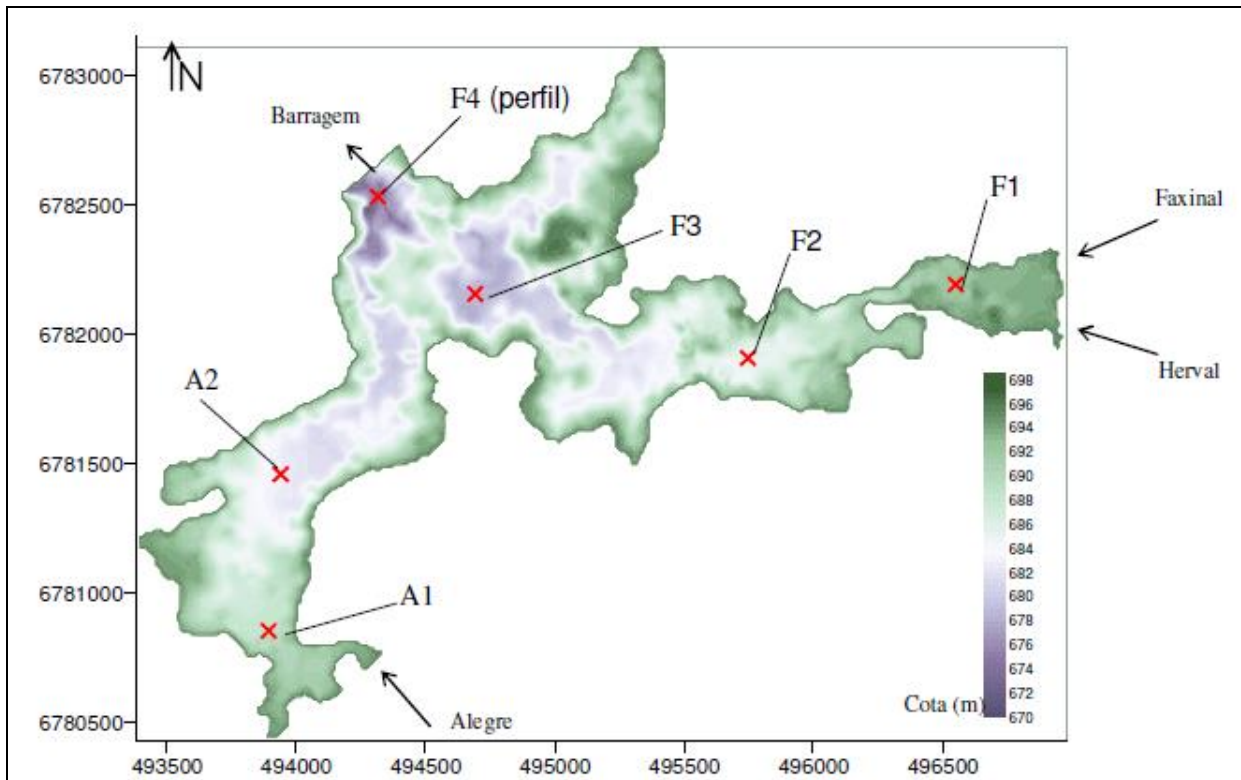
O clima regional é o subtropical de altitude sem estação seca (Classificação Köppen 1936) com uma temperatura média anual de 16°C e precipitação anual entre 1.800 e 2.200 mm (Becker et al. 2009). A vegetação original da área de drenagem e inundada pelo barramento pertence à região fitoecológica Floresta Ombrófila Mista, atualmente com pequenas propriedades de policultura e áreas destinadas ao pastoreio. Os solos da região são de pouca profundidade, distróficos, pedregosos e muito suscetíveis à erosão. A unidade geomorfológica na qual está localizado o sistema do reservatório Faxinal é denominada Planalto dos Campos Gerais, subdivisão do Planalto das Araucárias (Souza, 2013).



**Figura 3.** Superfície do reservatório Faxinal obtida pela interpolação dos dados de batimetria dada em metros (Fonte: IPH).

### 3.2. Delineamento Amostral

As variáveis limnológicas consideradas no presente estudo para calibração do modelo foram medidas durante 13 campanhas realizadas por Souza (2013) no período de novembro/2011 a dezembro/2012. As amostras foram coletadas mensalmente em 8 pontos de coleta (Fig. 4).



**Figura 4.** Batimetria do reservatório faxinal com a localização dos pontos de amostragem (Fonte: Souza, 2013).

Os tributários Faxinal, Alegre e Herval também foram amostrados em seções a montante do reservatório. A entrada desses arroios ocorre quase que de forma concentrada no principal braço do reservatório (fluxo no sentido leste-oeste).

Amostras superficiais (entre 0 e 0,5 metros) com garrafas tipo “Van Dorn”, refrigeradas e encaminhadas para o laboratório, foram tomadas para análise de nutrientes inorgânicos (sílica, ortofosfato, amônia e nitrato), carbono orgânico e inorgânico (TOC, DOC e DIC), alcalinidade, clorofila a, biomassa de fitoplâncton, zooplâncton, sólidos, cor, turbidez e teor de compostos húmicos. No ponto mais profundo (F4), próximo ao barramento, foram coletadas amostras em 5 pontos do perfil vertical com profundidades pré-definidas de 0,5, 3, 6, 10 e 25 metros.

### 3.3. Variáveis limnológicas

Em campo, os perfis de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade foram medidos com sonda multiparâmetro YSI 6600. No lago as medições com a sonda foram realizadas para todos os pontos em intervalo de 1 metro, da superfície ao fundo do lago. A transparência da água foi estimada com o disco de Secchi.

O coeficiente de atenuação da luz ( $K_d$ ) foi estimado a partir de medições com sensor PAR (LICOR). O nível d'água no reservatório é registrado diariamente por régua localizada junto à estrutura de tomada d'água do reservatório próximo ao ponto F4 (Fig. 5).

As formas nitrogenadas (Nitrogênio total, Amônio, Nítrito, Nitrato) e formas fosfatadas (Fósforo total, fósforo hidrolisável, fósforo reativo) foram determinadas de acordo com Mackereth et al. (1989) e usando um espectrofotômetro Varian Cary 1-E. Sílica (silicato) foi quantificada através de método fotométrico em kit específico (Si Merck Spectroquant Kit para silicatos – ácido silicífico).

A concentração de sólidos (sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos totais suspensos, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis) foi determinada por método gravimétrico (APHA 1999). A alcalinidade foi obtida através do método titulométrico de Gran (Wetzel & Likens, 2000).

As variáveis cor, turbidez e teor de compostos húmicos da água (amostra filtrada) foram estimados pela absorvância em espectrofotômetro (Varian Cary 1-E) a 430, 750 e pela razão 250:365nm, sendo esta considerada uma proporção entre compostos de baixo e alto peso molecular (Strome & Miller, 1978).

### 3.4. O Modelo IPH-ECO

O modelo IPH-ECO é um modelo ecológico dinâmico tridimensional de grade estruturada voltado especificamente para o entendimento de forma integrada dos processos físicos, químicos e biológicos em lagos, reservatórios e estuários (Fig. 5). Consiste basicamente dos seguintes módulos: hidrodinâmico, baseado no modelo TRIM (Casulli, 1990; Cheng et al., 1993), que simula os fluxos quantitativos e o nível de água; e de qualidade da água, baseado em grande parte no modelo PC-Lake (Janse, 2005), sendo capaz de descrever o ciclo completo de nutrientes (e.g. Fósforo, Nitrogênio e Sílica) e oxigênio dissolvido e as interações da cadeia alimentar aquática.

As equações do módulo hidrodinâmico são derivadas das equações de Navier-Stokes para um escoamento turbulento sob a suposição de pressão hidrostática. Estas equações são baseadas na conservação da massa e quantidade de movimento em três dimensões. As equações são resolvidas através do método de diferenças finitas com um esquema numérico Euleriano-Lagrangiano semi-implícito (Casulli, 1990; Cheng et al., 1993).

A temperatura da água é simulada dinamicamente a partir das forçantes meteorológicas fornecidas pelo usuário através da equação de transporte advectivo-difusivo de calor, considerando na interface ar-água o algoritmo de balanço térmico (Chapra, 1997). O balanço de calor em um corpo hídrico é feito através da aplicação direta da primeira lei da termodinâmica para um fluido incompressível, a qual define que a variação da energia interna é igual à resultante dos fluxos de calor nos contornos do sistema. Os fluxos de calor considerados pelo modelo são: radiações atmosféricas de onda curta e longa (RAOC e RAOL), radiação de onda longa emitida pela água, e os fluxos de calor por condução e evaporação.

As variáveis de estado abióticas, como os nutrientes e o oxigênio, e bióticas, como os organismos da cadeia trófica, estão sujeitas aos processos de transporte de massa, tais como advecção e difusão (Eq. 1). Além de um fluxo de massa determinístico, o modelo também considera algumas relações empíricas entre componentes como, por exemplo, impacto dos peixes onívoros, planctívoros e macrófitas na ressuspensão (Manual Científico-IPH-ECO, 2012).

$$\frac{\partial(\text{HC})}{\partial t} + \frac{\partial(u\text{CH})}{\partial x} + \frac{\partial(v\text{CH})}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( K_h \frac{\partial(\text{HC})}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_h \frac{\partial(\text{HC})}{\partial y} \right) + dC_{\text{Fontes}} \quad (1)$$

Onde  $C$  é a concentração escalar média na vertical ( $g.m^{-3}$ );  $u$  e  $v$  são as velocidades médias horizontais nas direções  $x$  e  $y$ , respectivamente;  $K_h$  é a difusividade escalar horizontal e o termo de fontes  $dC|_{fontes}$  representa os processos de perdas e ganhos associados a cada variável de estado.

A equação de transporte advectivo-difusivo de massa e calor é resolvida numericamente de forma explícita, combinando um esquema limitador de fluxo (Roe 1985) com o esquema Lax-Wendroff de segunda ordem (Hirsch 1990). Os componentes no sedimento são definidos como concentrações por unidade de altura ( $g.m^{-2}$ ) e não estão sujeitos aos processos de transporte de massa, constando apenas os termos relacionados aos processos de perdas e ganhos.

Dessa forma, numericamente, o modelo é composto por um grande número de equações diferenciais acopladas, uma para cada variável de estado.

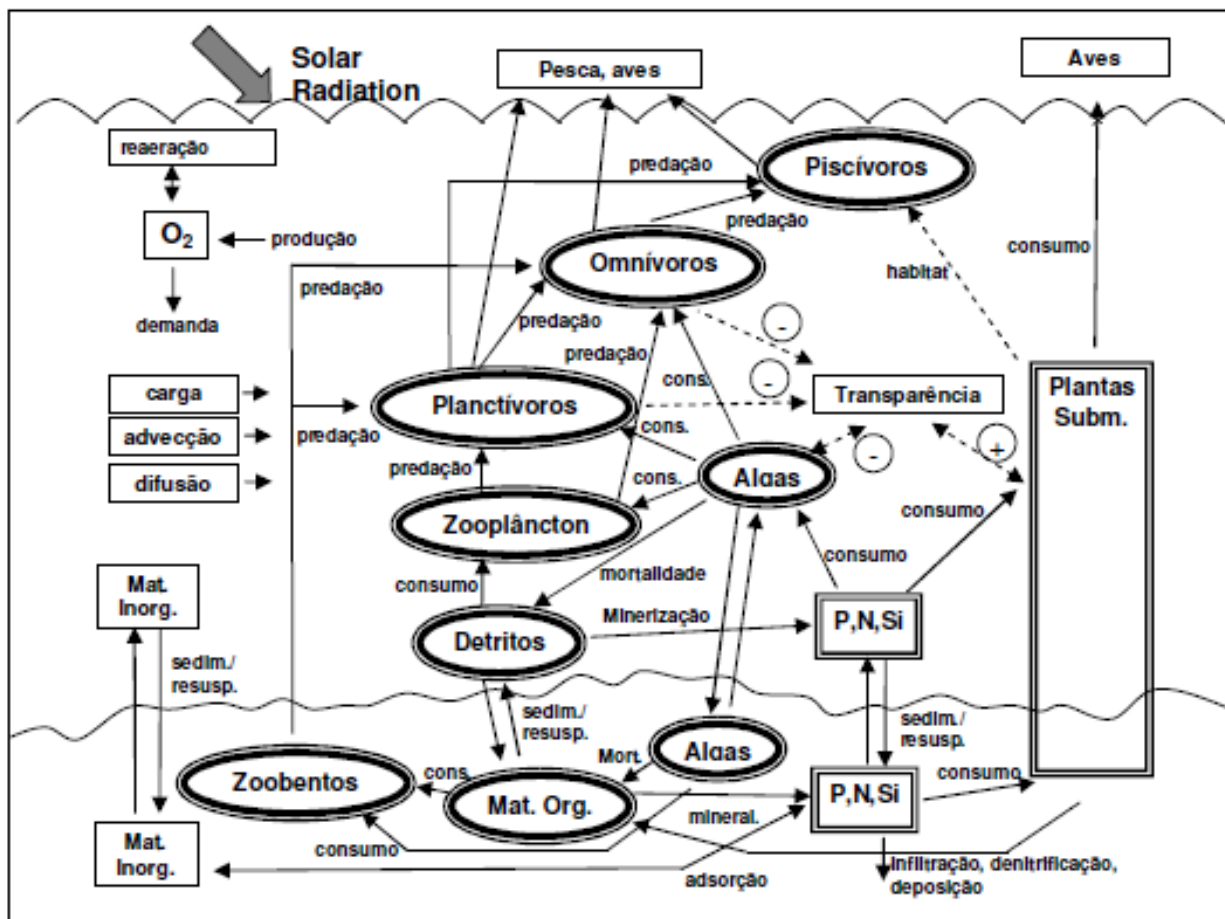


Figura 5. Estrutura simplificada do modelo IPH-ECO.



A modelagem do metabolismo no IPH-ECO é baseada no método “Free Water” (Odum, 1956; Cavalcanti 2013), representado pela equação de variação da concentração de oxigênio (Eq. 2), com a vantagem de que cada um dos termos é discretizado nos processos responsáveis pelo consumo e/ou produção de oxigênio dissolvido (Tab. 1). Este trabalho não levou em conta a simulação dos processos associados às macrófitas aquáticas, as quais não se apresentam de maneira significativa no reservatório Faxinal.

$$\frac{\Delta O_2}{\Delta t} = GPP - R + F + A \quad (2)$$

Onde  $\Delta O_2/\Delta t$  é a variação na concentração de oxigênio dissolvido com o tempo; GPP é a produção primária bruta; R é a respiração; F é a troca de oxigênio com a atmosfera e A é um termo global que representa todos os processos de caráter não biológico que possam causar alteração na concentração do oxigênio dissolvido.

**Tabela 1.** Separação dos processos componentes do metabolismo aquático (Fonte: Cavalcanti, 2013).

<b>Termos da Equação (1)</b>	<b>Processos no modelo IPH-ECO</b>
<b>GPP</b>	Produção algal (perifiton e fitoplâncton)
<b>R</b>	Mineralização, nitrificação (bacteriana), respiração algal e do zooplâncton
<b>F</b>	Reaeração
<b>A</b>	Entrada/saída de O <sub>2</sub> no sistema, demanda de oxigênio no sedimento, consumo de nitrato pelas algas, alteração na concentração devido à deposição de sedimentos

Dessa forma, o modelo calcula a variação temporal do oxigênio por meio da equação do balanço dos processos que compõem o metabolismo aquático:

$$\frac{\partial O_2}{\partial t} = wO_2 \text{ Reaer} - wO_2 \text{ MinDetW} - wO_2 \text{ NitrW} + wO_2 \text{ ProdPhyt} - wO_2 \text{ RespPhyt} + wO_2 \text{ UptNO3Phyt} - wD \text{ RespZoo} \quad (3)$$

Onde:

$wO_2 \text{ Re aer}$  = Fluxo de reaeração

$wO_2 \text{ MinDetW}$  = Fluxo de mineralização de detritos na água

$wO_2 \text{ NitrW}$  = Fluxo de nitrificação na água

$wO_2 \text{ ProdPhyt}$  = Fluxo de produção do fitoplâncton

$wO_2 \text{ RespPhyt}$  = Fluxo de respiração do fitoplâncton

$wO_2 \text{ UptNO}_3 \text{ Phyt}$  = Assimilação de nitrato pelas algas

$wD \text{ RespZoo}$  = Fluxo de respiração do zooplâncton

O modelo é calibrado através do ajuste dos parâmetros referentes aos processos de produção e consumo de oxigênio (Tab. 4) e comparando-se os valores observados de concentração de oxigênio com os valores calculados pela equação do balanço (Eq. 3). Uma vez calibrados e validados os processos referentes ao oxigênio, são determinadas as taxas metabólicas de produção e respiração:

$$sGPPW = wO_2 \text{ ProdPhyt} \quad (4)$$

$$sRespW = wO_2 \text{ MinDetW} + wO_2 \text{ NitrW} + wO_2 \text{ RespPhyt} + wD \text{ RespZoo} \quad (5)$$

$$sNEPW = GPPW - RespW \quad (6)$$

Onde:

$sGPPW$  = Produção primária bruta

$sRespW$  = Respiração

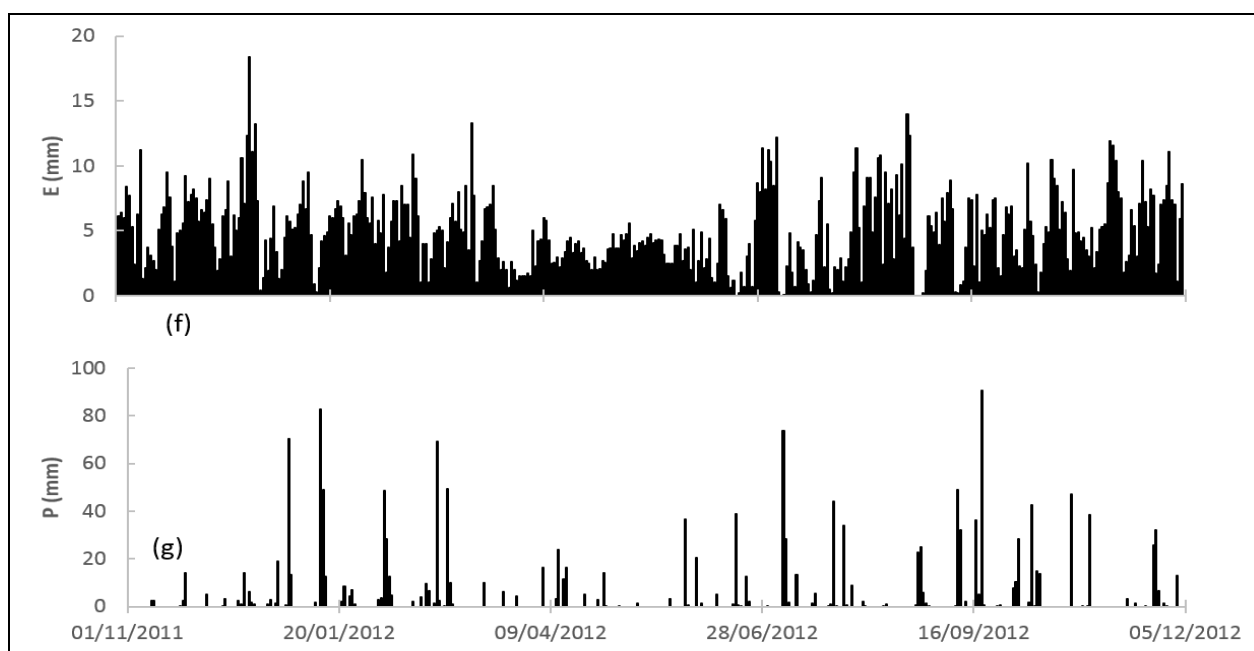
$sNEPW$  = Produção líquida do ecossistema

### 3.5. Dados de entrada do modelo

Os dados meteorológicos, as vazões afluentes ao reservatório e as cargas de nutrientes (ortofosfato, nitrato e amônio) da bacia de drenagem, foram determinados para o mesmo período da amostragem realizada por Souza (2013), nov/2011 a dez/2012, no reservatório Faxinal.

### 3.5.1. Dados meteorológicos

As séries temporais utilizadas no modelo foram coletadas em duas estações meteorológicas do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) próximas ao reservatório, uma convencional, localizada dentro do perímetro urbano da cidade de Caxias do Sul e outra automática, localizada na cidade de Bento Gonçalves, distante 33 Km de Caxias do Sul. No modelo foram utilizadas séries diárias de precipitação e evaporação (Fig. 6) e séries horárias de temperatura do ar, velocidade e direção do vento, radiação solar e umidade relativa (Fig. 7). Como a estação convencional de Caxias do Sul realiza medições somente a cada 6 horas e não possui medição de radiação solar, as séries horárias foram obtidas da estação de Bento Gonçalves, que apresenta séries semelhantes com uma diferença máxima nos valores diários de umidade, temperatura do ar e velocidade do vento de 15%, 2,85°C e 3,90m/s, respectivamente, com relação aos valores das séries de Caxias do Sul para o período de estudo (Tab. 2).



**Figura 6.** Séries temporais das informações meteorológicas da estação 83942 de Caxias do Sul (RS): evaporação (f), precipitação (g).

**Tabela 2.** Diferenças máximas encontradas, em cada mês do período analisado, entre os valores diários das séries das estações de Bento Gonçalves e Caxias do Sul referentes à: umidade, velocidade do vento e temperatura do ar.

<b>DIFERENÇAS MÁXIMAS ENTRE SÉRIES</b>														
	Nov	Dez	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
<b>Umidade (%)</b>	6,75	15,42	10,38	11,50	9,96	10,96	10,83	12,71	12,38	9,62	15,00	9,50	8,88	6,04
<b>Vento (m/s)</b>	2,45	2,26	2,41	2,03	2,17	2,50	2,48	2,92	2,26	2,29	3,90	9,50	2,92	1,21
<b>Temp. Ar (°C)</b>	1,94	2,34	2,67	2,39	2,7	1,88	1,40	2,31	2,20	1,66	2,85	1,73	1,73	0,72

Na simulação das vazões de entrada no reservatório foram utilizadas séries horárias de precipitação e evaporação para uma melhor representação do escoamento nas bacias de contribuição. As bacias são relativamente pequenas (1,5 a 29,4 km<sup>2</sup>) com tempos de concentração menores que 2 horas, inviabilizando o uso de um intervalo de tempo maior que 1 hora.

Como a estação de Caxias do Sul não possui dados horários de precipitação, foi aplicada sobre a precipitação total diária medida a mesma relação de proporção entre os dados horários e diários medidos na estação de Bento Gonçalves (Eq. 7), uma vez que os totais precipitados diários nas duas estações são semelhantes, apresentando uma diferença média no período de estudo de 4 mm. Nos dias em que ocorreu precipitação somente em Caxias do Sul e não foi possível obter a relação de proporção com os dados em Bento Gonçalves, o total diário medido em Caxias do Sul foi distribuído igualmente em intervalos horários. O mesmo procedimento foi adotado para a obtenção das séries horárias de evaporação em Caxias do Sul.

$$Y_{\text{horário}} = Y_{\text{diário}} \times \left( \frac{X_{\text{horário}}}{X_{\text{diário}}} \right) \quad (7)$$

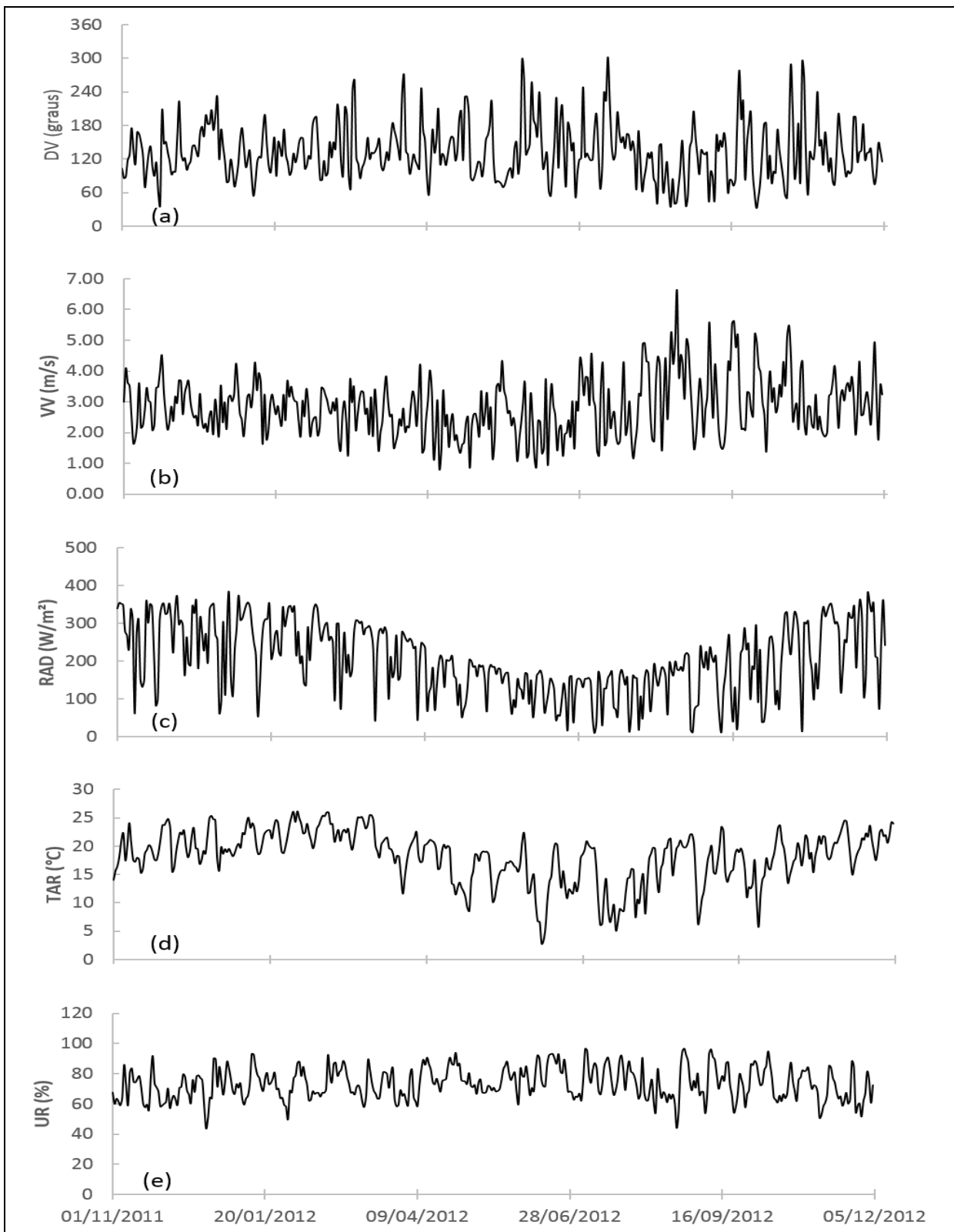
Onde:

$Y_{\text{horário}}$  = Valor horário estimado em Caxias do Sul;

$Y_{\text{diário}}$  = Dado diário observado em Caxias do Sul;

$X_{\text{horário}}$  = Dado horário observado em Bento Gonçalves;

$X_{\text{diário}}$  = Dado diário observado em Bento Gonçalves.



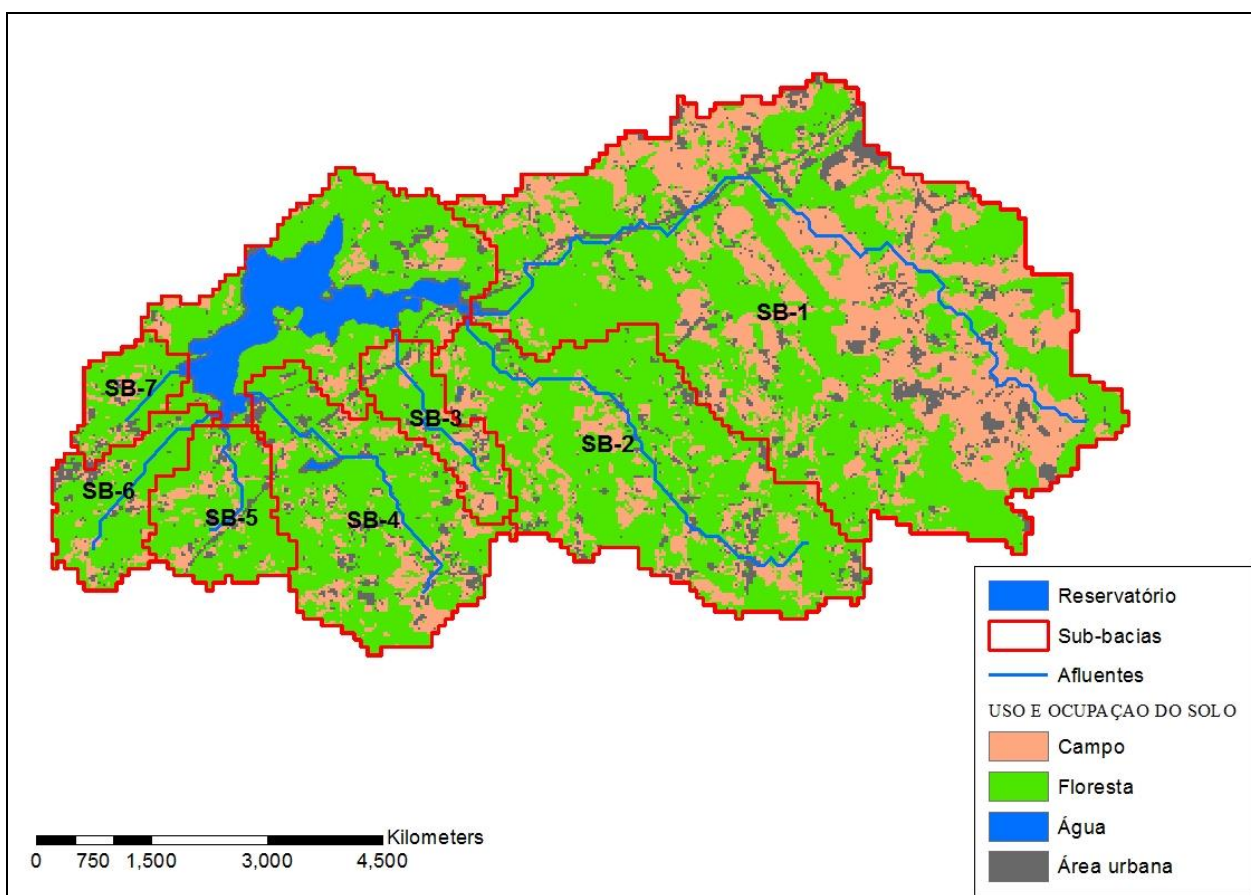
**Figura 7.** Séries temporais das informações meteorológicas da estação 83941 de Bento Gonçalves (RS): direção do vento (a), velocidade do vento (b), radiação solar (c), temperatura do ar (d), umidade relativa (e).

### 3.5.2. Condições de contorno

Neste trabalho optou-se por abranger a bacia de drenagem do Faxinal em sua totalidade, incluindo, além das sub-bacias dos arroios Faxinal (SB-1), Herval (SB-2) e Alegre (SB-4), mais 4 sub-bacias como condições de contorno (Fig. 8). Dessa forma, no modelo IPH-ECO foram inseridas as vazões de entrada e as cargas de nutrientes (ortofosfato, nitrato e amônio) provenientes dos 7 afluentes do reservatório e a série de vazões de saída, fornecida pela autarquia responsável pelos serviços de abastecimento e saneamento do município de Caxias do Sul (SAMAE).

A contribuição direta proveniente da área adjacente às margens do reservatório não foi considerada na simulação. Praticamente toda esta área apresenta uma cobertura de vegetação nativa preponderante e não são observadas atividades antrópicas nesse local, de modo que, as contribuições em termos de nutrientes podem ser desprezadas. Além disso, supõe-se que a geração de escoamento seja reduzida nessa área devido a maior cobertura vegetal.

As sub-bacias do reservatório Faxinal foram delimitadas a partir das imagens topográficas em formato raster do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) com resolução de 90m. As informações sobre o uso e ocupação do solo nas sub-bacias (Fig. 8) foram determinadas a partir da classificação visual da imagem de satélite LANDSAT 5 de 2010 considerando 4 classes predominantes de uso e ocupação do solo na região: pastagens e campos antrópicos, vegetação natural, água e área urbana.



**Figura 8.** Classes de uso e ocupação do solo das 7 sub-bacias do reservatório Faxinal.

As sub-bacias são predominantemente rurais, apresentando pequenos aglomerados urbanos dispersos em uma crescente área agrícola e de campos antrópicos. A composição de uso e ocupação do solo das 7 sub-bacias é semelhante, e está distribuída, em média, da seguinte forma: 3.3% água; 9.1% área urbana; 60.5% vegetação natural e 27% pastagens e campos antrópicos. Apesar da bacia do reservatório Faxinal apresentar um percentual significativo de cobertura vegetal natural, há uma tendência de aumento das áreas agrícolas e de criação de animais, uma vez que se desconhece qualquer tentativa de manejo do uso do solo na região.

A sub-bacia 1 apresenta a maior concentração de pastagens e campos antrópicos, em torno de 39% da sua área. As sub-bacias 2 e 4 apresentam a maior concentração de lavouras, em torno de 12% e 14%, enquanto que a sub-bacia 7 contém parte da área urbana do bairro Ana Rech e abriga a estação de tratamento do esgoto local (Vargas et al. 2013).

**Tabela 3.** Características topológicas das 7 sub-bacias do reservatório Faxinal.

Sub-Bacia nº	Exutório (lat/long)		Area(Km <sup>2</sup> )	Comprimento do rio (Km)	$\Delta H$ (m)	Declividade(%)	tc (min)	Al (%)	K <sub>s</sub> (min)
	Oeste	Sul							
1	-51,031	-29,092	29,44	11,8	168	11,10	89,11	9	71,25
2	-51,031	-29,092	11,75	6,72	159	13,85	58,44	7	44,28
3	-51,042	-29,092	2,03	2,85	105	13,02	26,24	8	16,40
4	-51,063	-29,101	7,38	4,67	95	12,77	38,66	10	25,22
5	-51,063	-29,104	2,92	1,99	48	15,17	19,90	7	11,91
6	-51,063	-29,104	2,58	2,68	72	13,81	24,37	9	14,65
7	-51,065	-29,095	1,5	1,65	77	14,63	15,21	11	7,96

As vazões afluentes ao reservatório foram simuladas utilizando o modelo hidrológico de transformação chuva-vazão IPH-II (Tucci 1998; Bravo et al. 2007), com um intervalo de tempo horário, para o período de análise a partir dos dados de precipitação, evaporação, e das informações topológicas e de uso e ocupação do solo (Tab. 3) das sub-bacias dos afluentes do reservatório.

Os parâmetros hidrológicos relacionados à infiltração ( $I_0, I_b, h$ ) foram estimados a partir das características de uso e ocupação do solo nas sub-bacias. Germano et al (1998) utilizando o modelo IPH II apresentou algumas equações para o tempo de retardo do escoamento superficial  $K_s$  e o tempo de concentração  $t_c$  (Eqs. 8 e 9).

$$t_c = 18,628 \cdot \frac{L^{0,882}}{IMP^{0,272}} \quad (8)$$

$$K_s = 24,058 \cdot \frac{L^{1,063}}{S^{0,126} \cdot IMP^{0,549}} \quad (9)$$

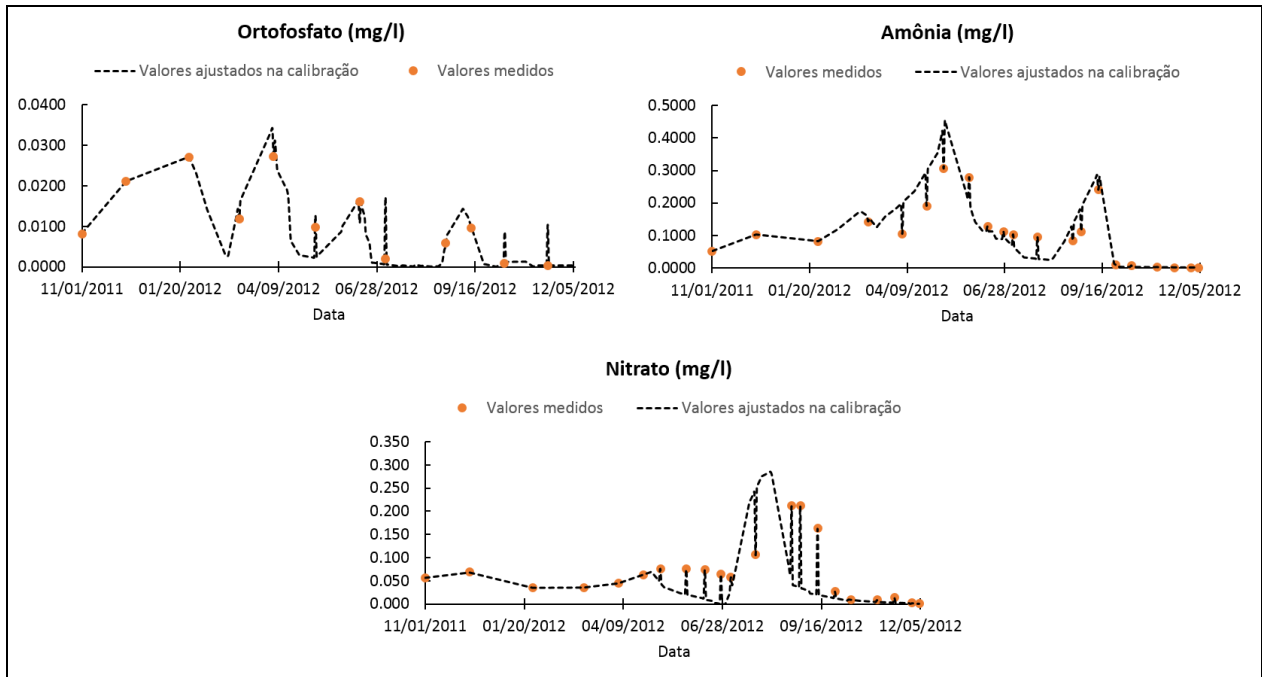
Uma estimativa preliminar das concentrações de entrada de ortofosfato, amônio e nitrato, foi feita com base no monitoramento hidroquímico nos exutórios das 7 sub-bacias do reservatório realizado mensalmente pela equipe técnica da SAMAE/Caxias do Sul no período de abril/2012 a abril/2013.



As concentrações diárias dos nutrientes nas 7 sub-bacias (Fig. 14) foram estimadas supondo que a carga medida (obtida multiplicando-se a concentração e a vazão ambos medidos no dia do monitoramento) fosse constante no mês e, para os demais dias, a concentração foi obtida pela razão entre a carga mensal constante e a vazão do afluente no referido dia, obtida no modelo IPH-II.

Para os meses de novembro/2011 a março/2012, que não fizeram parte do período de monitoramento, foram adotadas as mesmas concentrações obtidas por Souza (2013) nos dois principais afluentes do reservatório, Faxinal e Alegre. As vazões e as concentrações de nutrientes geradas pelas 7 sub-bacias foram aplicadas de forma conjunta no modelo concentrado como se fossem originadas de uma única bacia hidrográfica. As vazões de cada sub-bacia foram somadas e o valor total das cargas dos nutrientes nos 7 afluentes dividido pela vazão total afluente no reservatório (Fig. 15).

As concentrações de entrada estimadas foram usadas como condição de contorno no modelo IPH-ECO e foram ajustadas no decorrer da calibração do módulo de qualidade da água (Fig. 9). Os valores medidos obtidos no monitoramento da SAMAE e de Souza (2013) foram mantidos, enquanto que os valores dos dias sem medição foram sendo ajustados com base na calibração dos processos do ciclo de nutrientes (N e P) no reservatório. As equações que tratam da ciclagem de nutrientes no modelo consideram, dentre outras variáveis e parâmetros, a carga de entrada da bacia hidrográfica utilizada como condição de contorno no modelo, podendo esta ser modificada ao longo do período de simulação e para cada teste da calibração até ser obtido um bom ajuste entre as concentrações de nutrientes medidas e observadas no reservatório.



**Figura 9.** Concentração de nutrientes nos dias sem medição ajustada com base na calibração dos processos do ciclo de nutrientes (N e P) no modelo IPH-ECO.

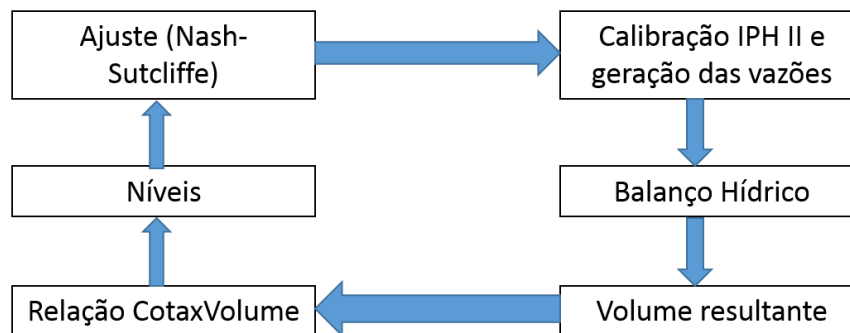
### 3.6. Calibração do modelo

Nesse estudo, o processo de calibração envolveu modelos com escalas espaço-temporais diferentes e com várias entradas e saídas. Devido às complexas interações entre os modelos, a calibração de um poderia ter um impacto significativo no outro. Sendo assim, as variáveis hidrológicas, hidrodinâmicas e de qualidade da água analisadas foram determinadas em duas etapas distintas e na seguinte ordem: a primeira consistiu na calibração do modelo hidrológico IPH-II e determinação das condições de contorno do modelo IPH-ECO e a segunda consistiu na calibração dos módulos hidrodinâmico e de qualidade da água do IPH-ECO e determinação dos níveis e análise das variáveis de qualidade e finalmente do metabolismo.

O modelo hidrológico foi calibrado de forma manual ajustando-se os níveis do reservatório, obtidos por meio de um balanço hídrico, aos níveis observados no período de agosto/2011 a dezembro/2012 (Fig. 13). Foram simulados mais três meses (ago a out/2011) antes do início do período de simulação (nov/2011 a dez-2012) para reduzir o efeito das condições iniciais consideradas no modelo IPH-II e no IPH-ECO sobre as vazões simuladas.

A calibração foi feita pelo ajuste dos parâmetros de infiltração de Horton considerados pelo modelo IPH-II, com base nos valores sugeridos pela literatura e nas características físicas e de uso e ocupação do solo das sub-bacias.

No balanço hídrico foram considerados como volumes de entrada: as vazões das 7 sub-bacias geradas pelo modelo e o fluxo direto da precipitação sobre a superfície do reservatório; e como volumes de saída: o fluxo direto de evaporação e a vazão de saída para abastecimento. A partir dos volumes resultantes do balanço hídrico foram obtidos os níveis em cada intervalo de tempo por meio da relação Cota versus Volume do reservatório. A performance do modelo de balanço hídrico em representar os níveis foi avaliada através do coeficiente de Nash-Sutcliffe. Assim, uma nova calibração e determinação de vazões para aplicação no modelo de balanço hídrico se reiniciaria até ser obtido um bom ajuste entre os níveis calculados e observados (Fig. 10).

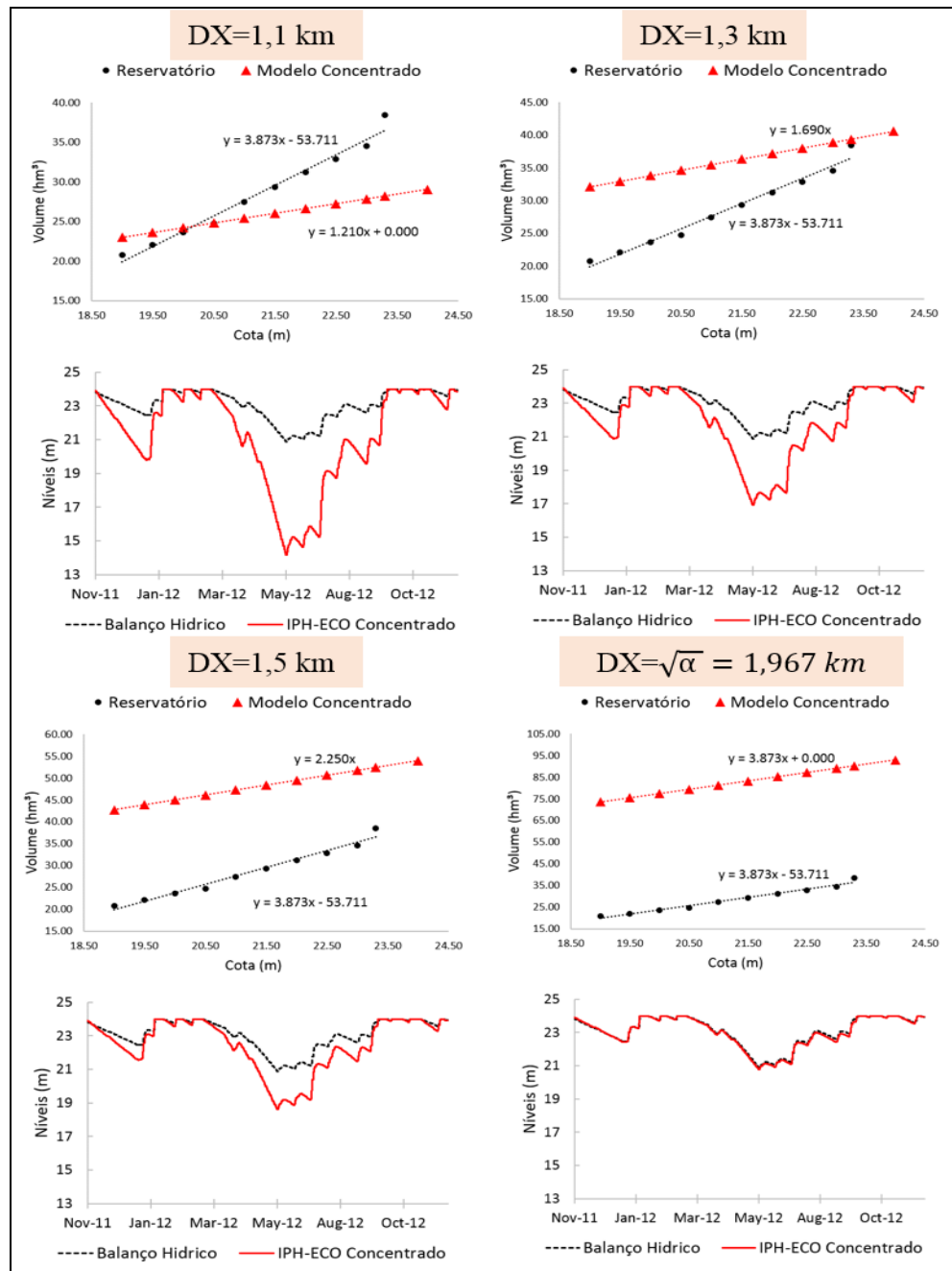


**Figura 10.** Esquema mostrando as etapas de calibração do modelo IPH-II e de estimativa das vazões afluentes a partir do ajuste dos níveis do reservatório, obtidos pelo balanço hídrico, aos níveis observados.

As simulações foram realizadas no modelo IPH-ECO concentrado, que consiste de uma única célula quadrada com dimensões equivalentes à largura e profundidade médias do reservatório, com um intervalo de tempo diário. A representação das variáveis no modelo concentrado parte da hipótese de que o reservatório se comporta como um sistema bem misturado cujas variáveis de qualidade apresentam um pequeno gradiente espacial (Becker et al. 2009).

No modelo concentrado os níveis são calculados através de um balanço hídrico, considerando as condições de contorno previamente determinadas, e variam conforme a área da célula adotada. Porém, a área é constante ao longo da profundidade e não varia conforme a relação Cota versus Volume e Cota versus Área do reservatório considerada no balanço hídrico. Dessa forma, foram adotados alguns valores para a largura DX da célula até que fosse obtida uma variação de nível semelhante à obtida pelo balanço hídrico feito previamente à aplicação do modelo (Fig. 11).

Como valor inicial da largura, DX, foi adotada a largura média do reservatório. Para cada DX foi determinada uma relação Cota versus Volume, e, como era esperado, à medida que o coeficiente angular da reta Cota-Volume do modelo concentrado se aproximava do coeficiente angular da reta Cota-Volume do reservatório, a variação de níveis do modelo aproximava-se da variação de níveis obtida no balanço hídrico do reservatório.



**Figura 11.** Ajuste dos níveis no modelo IPH-ECO concentrado aos níveis obtidos no balanço hídrico, feito previamente, a partir da comparação das retas Cota-Volume do modelo e do reservatório.

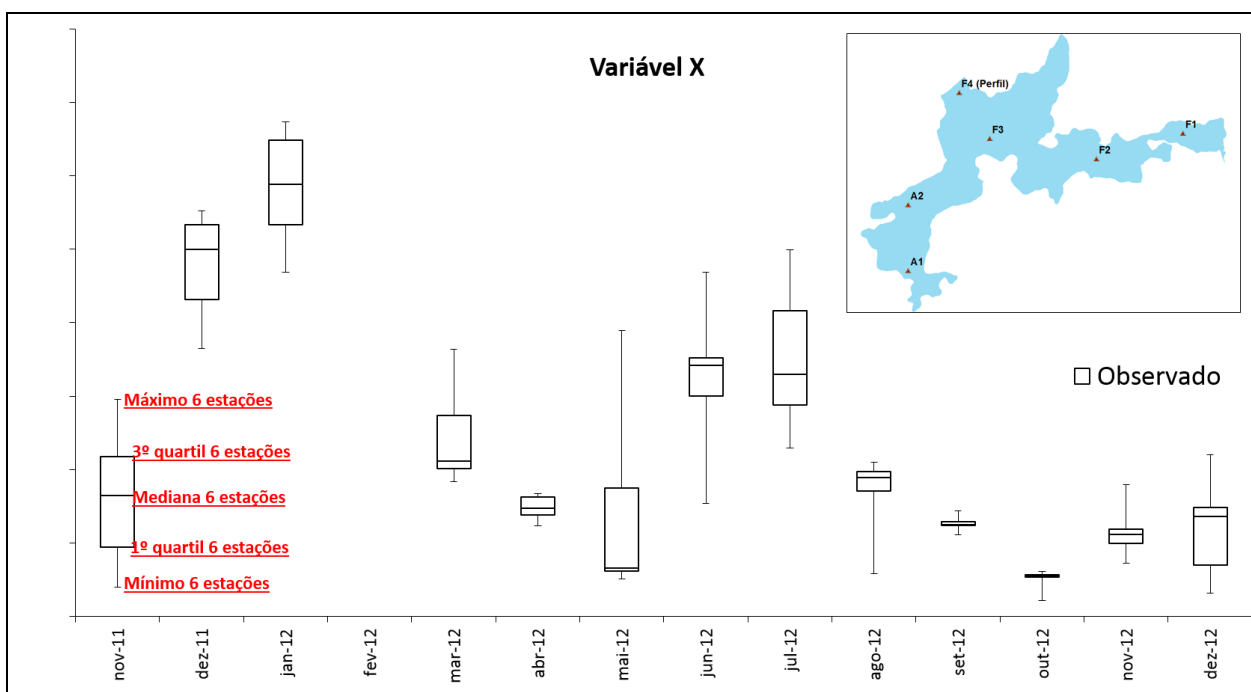
Logo, no modelo concentrado com área constante é possível adotar uma largura representativa  $DX$ , equivalente à raiz quadrada do coeficiente angular ( $\alpha$ ) da reta Cota-Volume do reservatório, e obter praticamente os mesmos níveis obtidos no balanço hídrico realizado previamente à aplicação do modelo.

A cada passo de tempo foi calculado o tempo de residência do reservatório pela razão entre o volume, estimado pelo balanço hídrico, e a soma da vazão afluyente da bacia hidrográfica e da vazão de saída, equivalente à vazão de abastecimento mais a vazão vertida (Eq. 10). Essa relação é amplamente utilizada em reservatórios (Rueda et al. 2005; Guimarães 2006; Franz et al. 2009) e parte da hipótese de que o reservatório equivale a um reator biológico bem misturado onde qualquer massa introduzida é instantaneamente e uniformemente misturada ao longo de todo seu volume.

$$T_{\text{res}} = \frac{\text{Vol}_{\text{reservatório}}}{(Q_{\text{afluyente}} + Q_{\text{saída}})} \quad (10)$$

Após a calibração do modelo hidrológico e o ajuste dos níveis no modelo IPH-ECO, foi realizada a calibração do módulo de qualidade da água. As variáveis simuladas pelo modelo, como a temperatura da água, o oxigênio dissolvido, a clorofila-a e os nutrientes foram ajustadas aos valores observados na superfície do reservatório em seis pontos de amostragem durante as 13 campanhas mensais realizadas por Souza (2013).

Para levar em conta a variabilidade espacial das medições no modelo concentrado, as variáveis de qualidade simuladas foram ajustadas à faixa de valores representada pelos box-plots das variáveis medidas nos seis pontos de monitoramento (Fig. 12). Os box-plots foram feitos com base nos valores mínimos, máximos, mediana e quartis 25 e 75% entre os valores medidos nas seis estações para cada mês do período de simulação, totalizando 13 box-plots para cada variável analisada.



**Figura 12.** Montagem dos box-plots a partir dos valores medidos mensalmente das variáveis nas seis estações de monitoramento: F1, F2, F3, F4 (perfil), A1 e A2.

A primeira variável simulada foi a temperatura, uma vez que se apresenta como uma variável de estado primordial na regulação dos processos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos. Em seguida, foram simuladas as concentrações de clorofila-a, obtidas a partir da relação com a biomassa de fitoplâncton total (modelado como um único grupo), oxigênio dissolvido, ortofosfato, amônio e nitrato.

As simulações dos processos biogeoquímicos foram calibradas através do ajuste de uma série de parâmetros (Tab. 4) utilizados nas equações que representam os processos termodinâmicos; abióticos de consumo e produção de oxigênio dissolvido e nutrientes; e os processos biológicos relacionados à produção e ao consumo da biomassa de fitoplâncton.

**Tabela 4.** Principais parâmetros utilizados na calibração do módulo de qualidade da água do IPH-ECO, suas descrições e os valores usualmente recomendados pela literatura (Fontes: Fragoso et al. 2009, Chapra 1997, Hamilton & Schladow 1997).

<i>Parâmetro</i>	<i>Descrição</i>	<i>Unidade</i>	<i>Valores recomendados</i>	<i>Valores utilizados</i>
<i>Temperatura:</i>				
$\alpha$	Coeficiente usado no cálculo da RAOL	-	0,50-0,70	0,69
$\varepsilon$	Emissividade da água	-	0,97	0,95
<i>Clorofila-a:</i>				
<i>KDRespPhytW</i>	Taxa de respiração	1/dia	0,05-0,15	0,28
<i>KDMortPhytW</i>	Taxa de mortalidade	1/dia	0,007-0,015	0,028
<i>hLRefPhyt</i>	Constante de meia-saturação do PAR a 20°C	W/m <sup>2</sup>	5-15	10
<i>cExtSpPhyt</i>	Coeficiente de atenuação da luz na água devido às algas totais	m <sup>2</sup> /gD	0,20-0,40	0,39
<i>cPDPhytmax</i>	Razão máxima P/D pelas algas totais	mgP/mgDW	0,005-0,050	0,010
<i>cMuMaxPhyt</i>	Taxa máxima de crescimento das algas totais	1/dia	1,7-2,2	1,7
<i>cPrefPhyt</i>	Fator de seletividade do zooplâncton pelas algas totais	-	0,01-0,5	0,01
<i>Oxigênio Dissolvido e Nutrientes:</i>				
<i>KDMinDetW</i>	Taxa de mineralização na água	1/dia	0,05	0,05
<i>KNitrW</i>	Taxa de nitrificação na água	1/dia	0,1	0,05
<i>hO2nitr</i>	Constante de meia saturação de O <sub>2</sub> para nitrificação	-	2	3
<i>hNO3Denit</i>	Constante de meia-saturação de NO <sub>3</sub> para desnitrificação	-	2	2
<i>cAffNUptPhyt</i>	Afinidade de consumo de N para algas totais	1*mgDW*dia	0,01	0,01
<i>cAffPUptPhyt</i>	Afinidade de consumo de P para algas totais	1*mgDW*dia	0,1	0,1

Alguns parâmetros como as taxas de respiração e mortalidade e a taxa de nitrificação resultaram fora da faixa de valores recomendados pela literatura. As faixas de valores sugeridas pelos autores consultados referem-se a estudos desenvolvidos em lagos localizados em regiões temperadas, salvo no estudo de Fragoso et al. 2009, que se refere a um lago raso subtropical. De qualquer forma, o presente estudo foi desenvolvido num reservatório profundo tropical e, portanto, algumas divergências entre os parâmetros recomendados e os obtidos na calibração são aceitáveis.

### **3.7. Análise dos resultados**

Após a calibração dos processos biogeoquímicos e a determinação das principais variáveis de qualidade da água no reservatório, foi possível calcular as taxas metabólicas, GPP, R e NEP através do modelo IPH-ECO. A variabilidade temporal do metabolismo, em termos de GPP, R e NEP, foi comparada com a variabilidade temporal das variáveis limnológicas: temperatura, oxigênio dissolvido, clorofila-A e nutrientes, sendo que estes últimos foram utilizados para determinar o Índice de Estado Trófico do reservatório (Carlson, 1977; Lamparelli, 2004). Dessa maneira, algumas relações de causa-efeito puderam ser determinadas entre o metabolismo do reservatório, as variáveis limnológicas, o estado trófico e as condições de contorno. Como complemento dessa avaliação, foi realizada uma análise de regressão linear entre as variáveis estimadas pelo modelo e as observadas em campo juntamente com o cálculo dos coeficientes de determinação  $R^2$  e de eficiência de Nash-Sutcliffe NSE (Nash & Sutcliffe 1970).

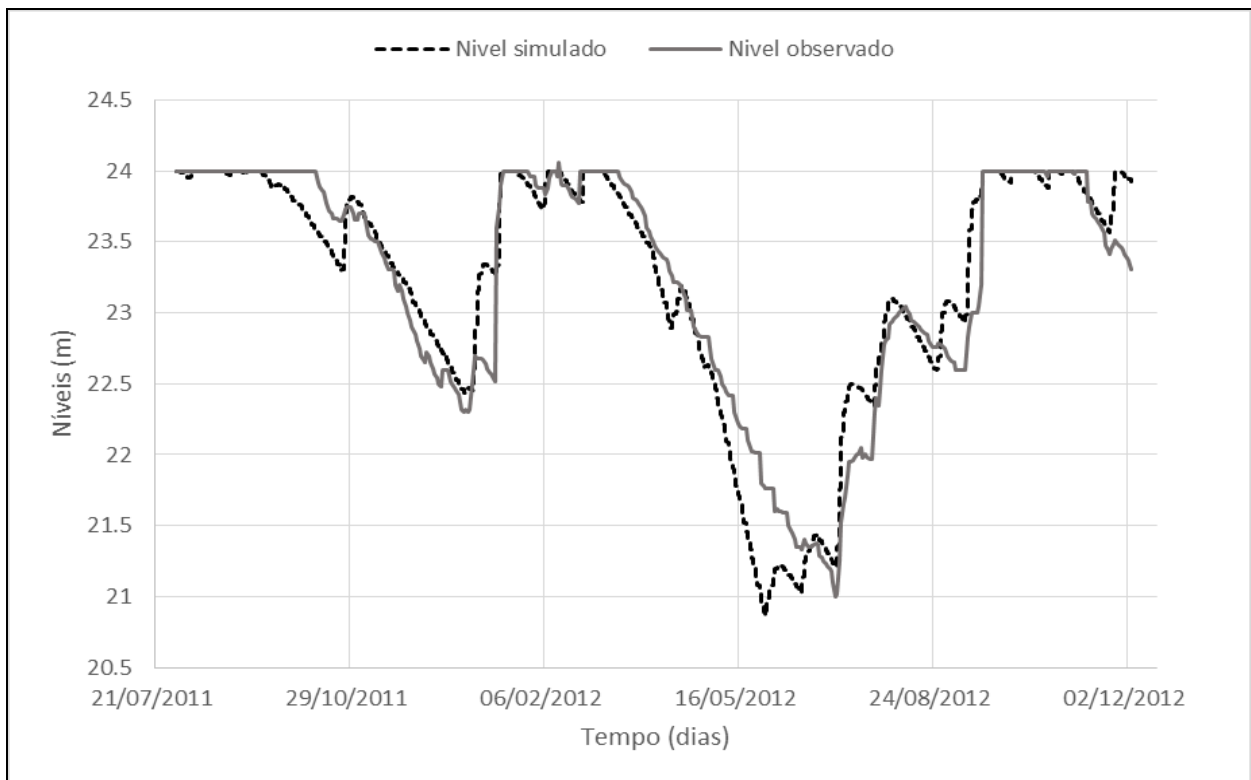


## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Nível do reservatório, vazões de entrada e aporte de nutrientes

O balanço hídrico, realizado concomitantemente com a calibração do modelo hidrológico para obtenção das vazões de entrada, representou bem a magnitude e as mudanças de fase dos níveis no reservatório, resultando em um coeficiente NSE de 0,89 (Fig. 13). A variação dos níveis foi influenciada principalmente pelas vazões de entrada, pela vazão de abastecimento e pela morfologia do reservatório representada pela relação cota *versus* volume.

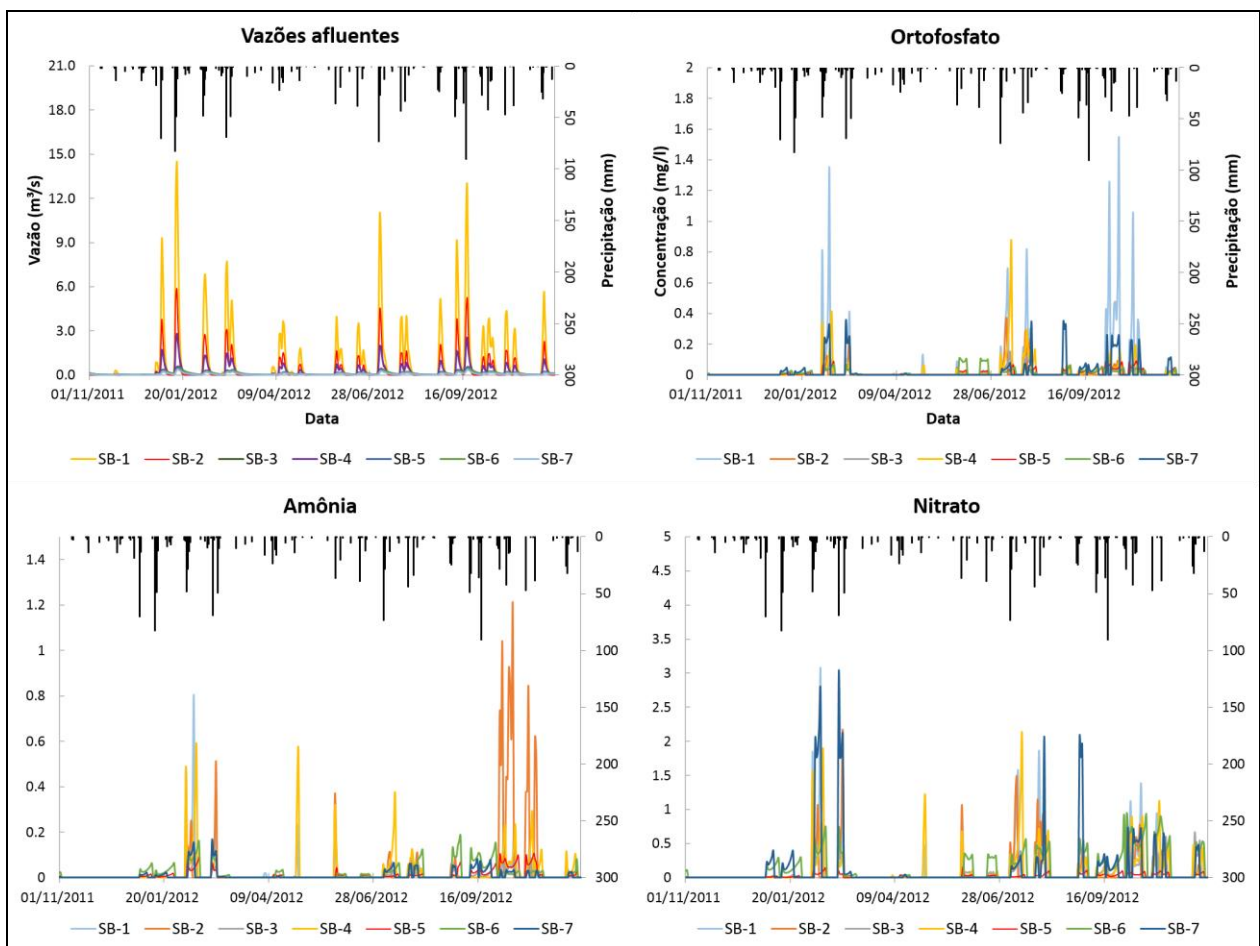
Houve um período de estiagem de abril até final de junho de 2012 que, combinado com o aumento da retirada de água do reservatório para abastecimento público, provocou uma forte redução dos níveis. O rebaixamento do nível d'água no sistema atingiu 3,0m com relação à cota do vertedor. No período de simulação de nov/2011 a dez/2012, o sistema apresentou vertimento em apenas 3 meses que somado ao período de estiagem no inverno elevaram o tempo de residência do reservatório.



**Figura 13.** Ajuste dos níveis do reservatório, considerando as vazões das 7 sub-bacias geradas a partir da calibração do modelo IPH-II.

Discrepâncias entre os valores calculados e observados podem estar relacionadas às incertezas inerentes ao modelo hidrológico em gerar as vazões das sub-bacias, à resolução dos dados de batimetria, influenciando na precisão da relação cota *versus* volume, ou mesmo aos erros de medição dos níveis e da vazão de saída do reservatório.

As 7 sub-bacias responderam de forma instantânea aos eventos de precipitação horária, em termos de vazão e, conseqüentemente, de concentração de nutrientes (Fig. 14). As sub-bacias possuem um baixo tempo de concentração, menor que 2 horas, e em alguns casos, como nas sub-bacias 1 e 7, uma área com cobertura vegetal reduzida pela presença de áreas urbanas, agrícolas e de pastagem, gerando uma contribuição rápida em termos de vazão nos períodos de chuva.



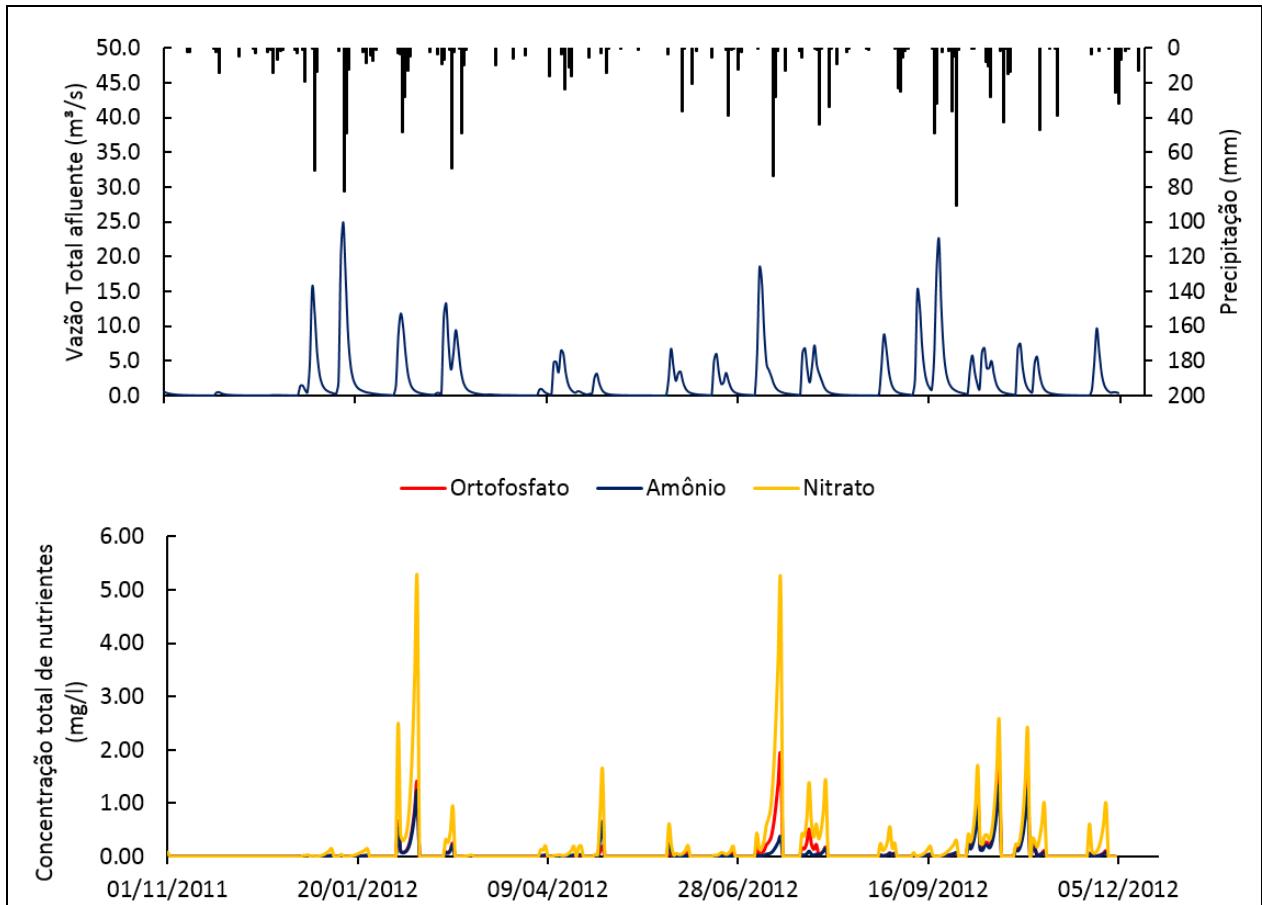
**Figura 14.** Condições de contorno do modelo: Vazões afluentes e aporte de nutrientes das 7 sub-bacias do reservatório Faxinal.

As sub-bacias Faxinal (SB-1), Herval (SB-2) e Alegre (SB-4), que apresentam as maiores áreas de contribuição, geraram as maiores vazões no período simulado atingindo picos de 14,48 m<sup>3</sup>/s, 5,84 m<sup>3</sup>/s e 2,79 m<sup>3</sup>/s, respectivamente, no mês de janeiro (Fig. 14). As demais sub-bacias geraram vazões bem menores ao longo do período de simulação.

Nos primeiros meses de simulação, o modelo não gerou vazões nas sub-bacias, o que pode estar relacionado ao pequeno valor de precipitação nesses meses. As condições iniciais de contorno poderiam ter causado efeito nas primeiras vazões simuladas, no entanto, a calibração do modelo IPH-II começou três meses antes do período de simulação e por isso as condições iniciais já não teriam um efeito significativo nas vazões.

As maiores concentrações de nutrientes ocorreram nas sub-bacias 1, 2 e 4, nos meses de janeiro, julho, setembro e outubro, quando foram registrados os maiores índices pluviométricos (Fig. 14). O incremento na concentração de nutrientes também pode estar vinculado à aplicação de fertilizantes e agrotóxicos nos meses de julho e outubro quando ocorre a preparação do solo para o uso agrícola (Vargas et al. 2013). Em outubro, as concentrações de amônia chegaram a atingir o valor de 1,2 mg/l na sub-bacia 2. No mesmo mês, o ortofosfato atingiu o valor de 1,6 mg/l na sub-bacia 1. Também foram observadas elevadas concentrações de nitrato na sub-bacia 7, que podem estar relacionadas à carga de efluentes da estação de tratamento de esgoto e ao escoamento superficial na área urbana do bairro Ana Rech em direção ao reservatório.

O somatório das vazões e das cargas estimadas nas 7 sub-bacias e aplicadas no modelo concentrado mostra de forma mais direta e simples o comportamento temporal das vazões e das concentrações dos nutrientes (razão entre carga e vazão) de entrada do reservatório (Fig. 15).



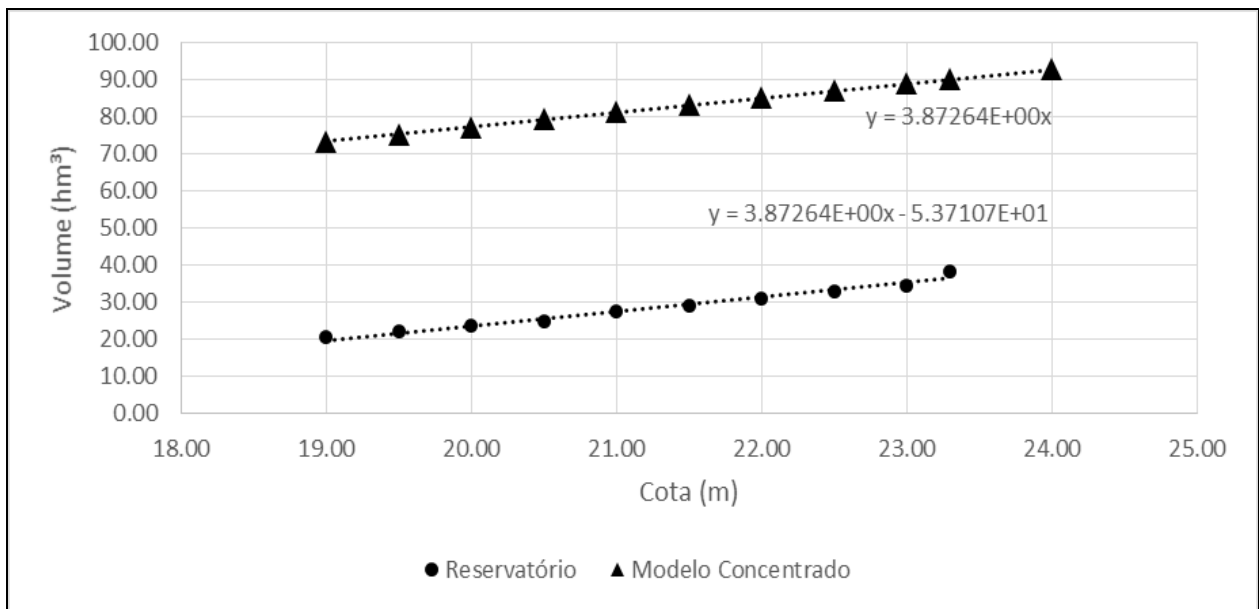
**Figura 15.** Vazão e concentração de nutrientes totais usados como condição de contorno no modelo concentrado.

O procedimento adotado para determinação das concentrações de nutrientes supõe uma relação linear entre a carga de nutrientes e a vazão gerada na bacia de drenagem. Essa relação se aplica melhor em bacias de pequenas áreas com rápida resposta aos eventos de chuva, o que condiz com as características das sub-bacias do reservatório (Eiger et al. 1999). Ainda assim, esse procedimento tende a superestimar as concentrações de nutrientes, na medida em que, ao considerar a carga obtida no dia do monitoramento constante no mês correspondente, eleva a concentração nos dias em que a vazão da sub-bacia esteve muito baixa ou próxima a zero. Por outro lado, as concentrações de nutrientes nos dias que não houve medição puderam ser ajustadas durante a calibração dos processos abióticos relacionados às concentrações de ortofosfato, amônio e nitrato no reservatório.

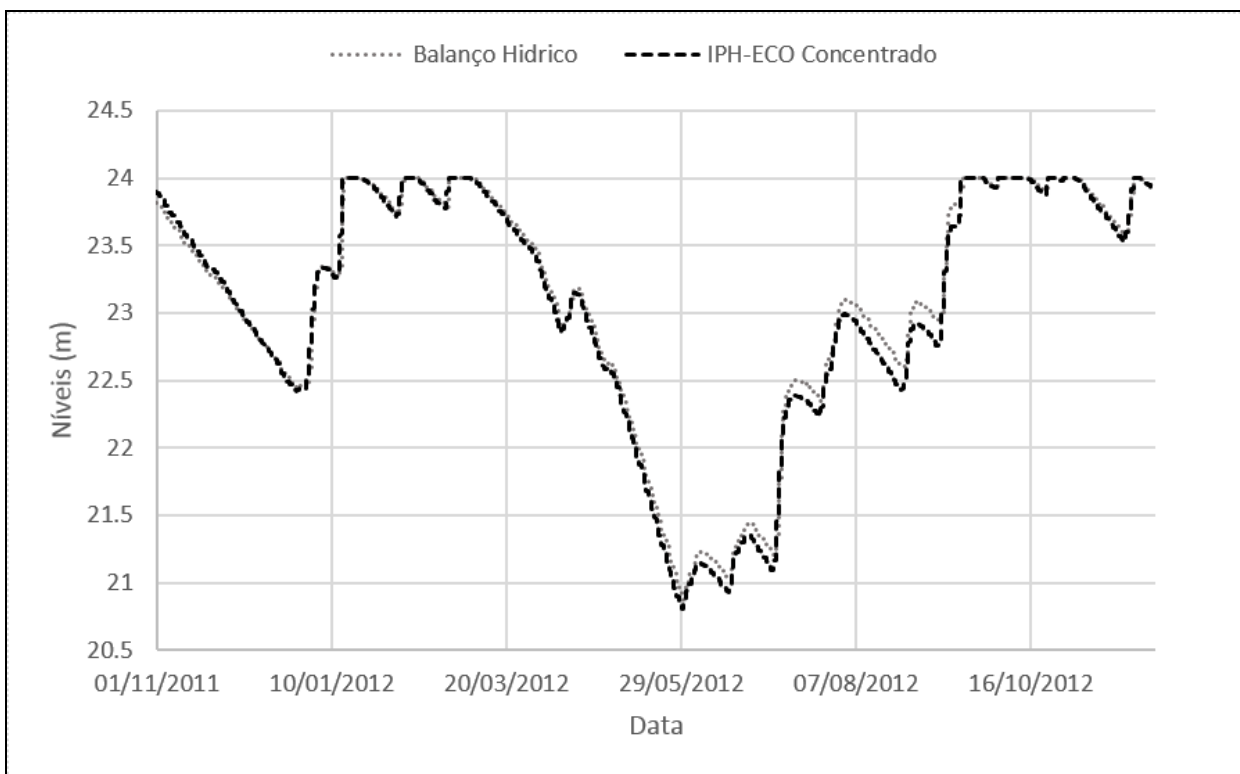
Após a determinação das condições de contorno do modelo e dos níveis do reservatório pelo balanço hídrico, foram determinados, por sua vez, os níveis dentro do modelo IPH-ECO concentrado. Após o ajuste da largura da célula no modelo, ao se atingir o paralelismo entre as retas cota-volume do modelo e do reservatório (Fig. 16), a variação dos níveis simulada muito se aproximou da variação dos níveis obtida no balanço hídrico (Fig. 17) que foi tida como referência, uma vez que o seu ajuste aos dados de nível medidos foi satisfatório (Fig. 13).

Apesar do modelo concentrado ter conseguido representar adequadamente a variação de níveis do reservatório, não foi possível conservar o volume do sistema, que acabou sendo superestimado. Além disso, a largura da célula do modelo, de 1,967 km, foi maior que a largura média do reservatório de 1,1 km, resultando em uma área de 3,87 km<sup>2</sup>, consideravelmente maior que a área média do reservatório de 1,21 km<sup>2</sup>. Essa diferença de área, no caso do reservatório Faxinal, não apresenta uma influência significativa sobre as variáveis de qualidade analisadas nesse estudo. Por outro lado, um maior aumento da área poderia, sim, contribuir para um aumento do efeito da ação do vento sobre a hidrodinâmica e a distribuição dos microorganismos, oxigênio e nutrientes no reservatório.

No caso do tempo de residência, que depende diretamente do volume do reservatório, foi utilizado o volume obtido no balanço hídrico, realizado previamente à aplicação do modelo, em vez do volume calculado pelo modelo concentrado.



**Figura 16.** Retas Cota-Volume referentes ao reservatório, com largura variável ao longo da profundidade, e ao modelo concentrado com largura constante.



**Figura 17.** Variação temporal dos níveis calculados pelo balanço hídrico e pelo modelo IPH-ECO concentrado.

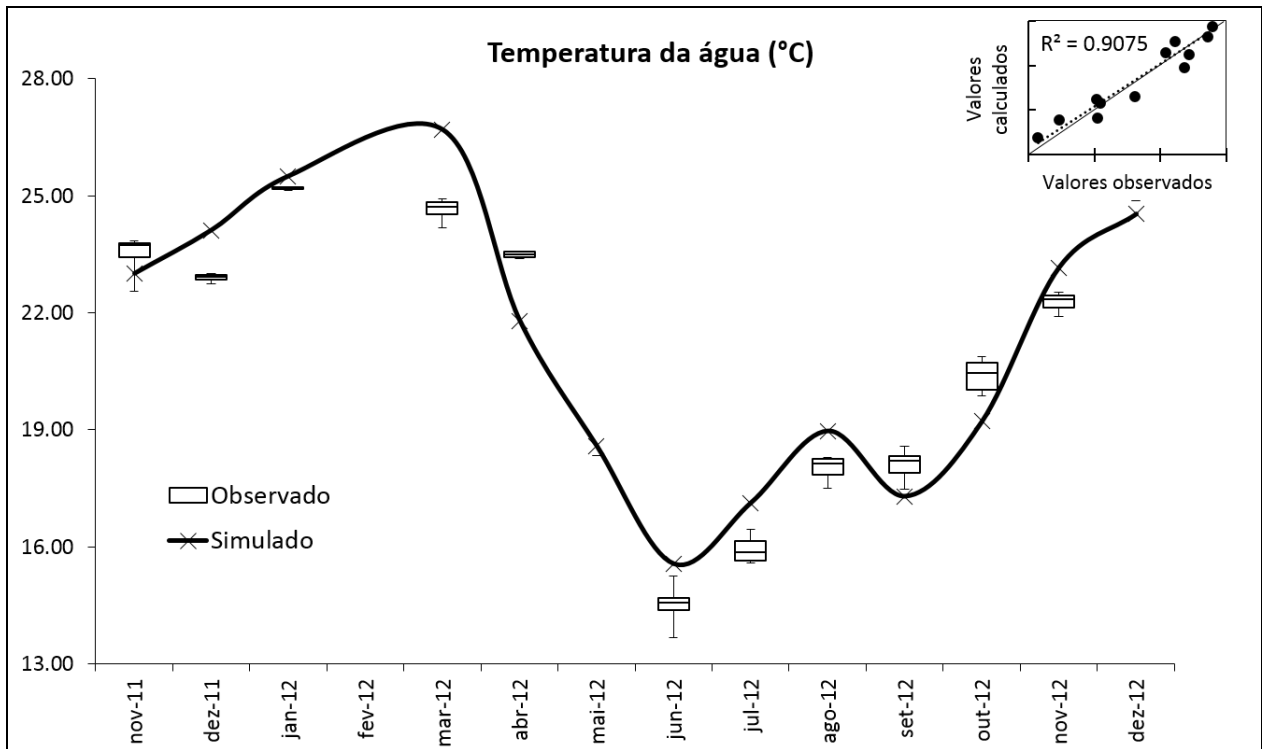
## 4.2. Resultados do módulo de qualidade da água

Os resultados obtidos no módulo de qualidade da água do IPH-ECO permitiram fazer inferências sobre o comportamento sazonal dos processos biogeoquímicos dentro do reservatório e como o aporte de nutrientes e a vazão afluente da bacia hidrográfica, juntamente com as condicionantes climáticas, afetaram o metabolismo do ecossistema aquático no período de simulação.

### 4.2.1. Temperatura da água

O modelo IPH-ECO conseguiu representar bem o comportamento temporal da temperatura da água na superfície do reservatório (Fig. 18), cuja variabilidade foi influenciada principalmente pela variação da temperatura do ar e da radiação solar ao longo do ano (Figs. 7c e 7d).

A variação nos parâmetros “ $\alpha$ ” e de emissividade da água “ $\varepsilon$ ”, utilizados nas equações do balanço térmico, influenciaram apenas a ordem de grandeza dos valores de temperatura da água e não a sua variabilidade, que esteve mais associada aos dados meteorológicos de entrada do modelo. Os valores dos parâmetros “ $\alpha$ ” e “ $\varepsilon$ ” estiveram na faixa de valores recomendados pela literatura (Chapra 1997).



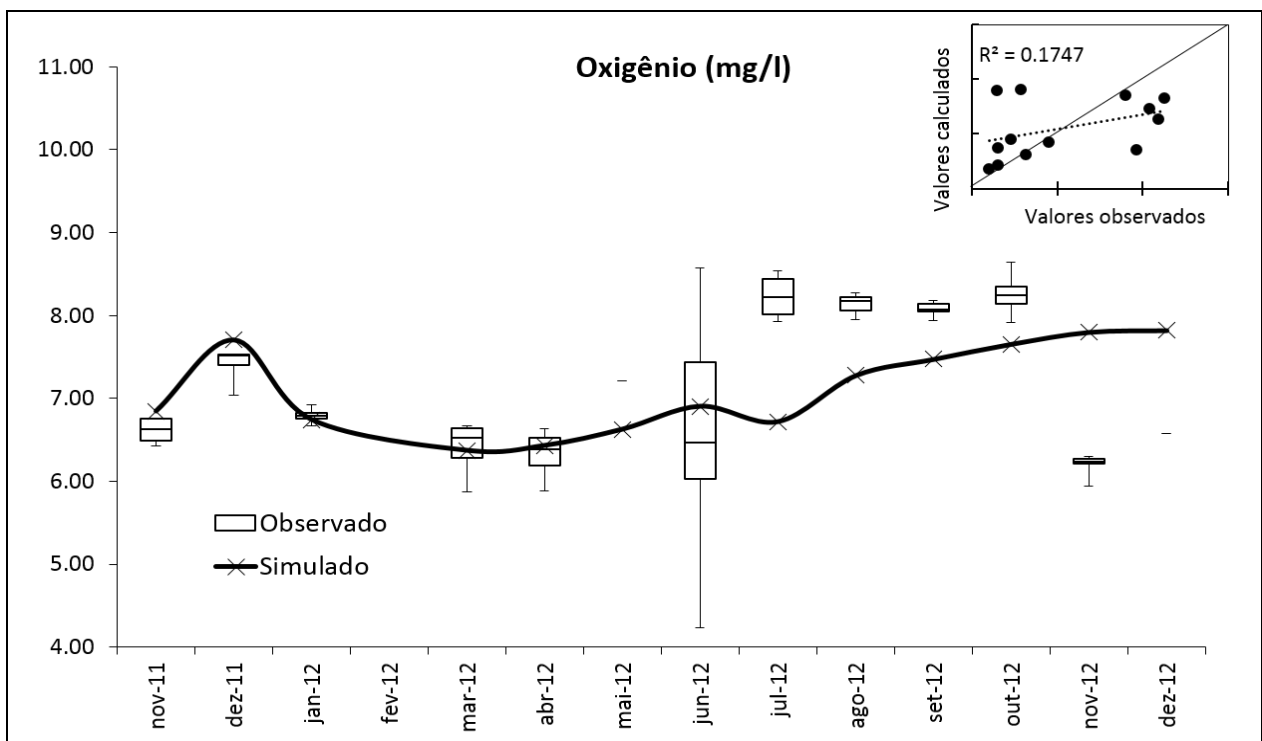
**Figura 18.** Variação temporal da temperatura da água na superfície do reservatório ao longo do período de simulação.

Foi possível obter uma boa correlação linear entre os valores de temperatura da água observados (foram adotados os valores observados médios dos box-plots) e calculados como expressa o  $R^2$  de 0,91 (Fig. 18). Com relação à eficiência, o modelo apresentou um NSE de 0,90 (Tab. 5).

A temperatura da água diminuiu principalmente nos meses de maio, junho e julho, estimulando o o processo de mistura vertical do reservatório nesse período e o fim do período de estratificação térmica. Os box-plots das medições nos seis pontos de monitoramento mostraram uma pequena variação espacial da temperatura da água na superfície do reservatório, fato que não comprometeu a representação dessa variável no modelo concentrado.

#### 4.2.2. Oxigênio dissolvido

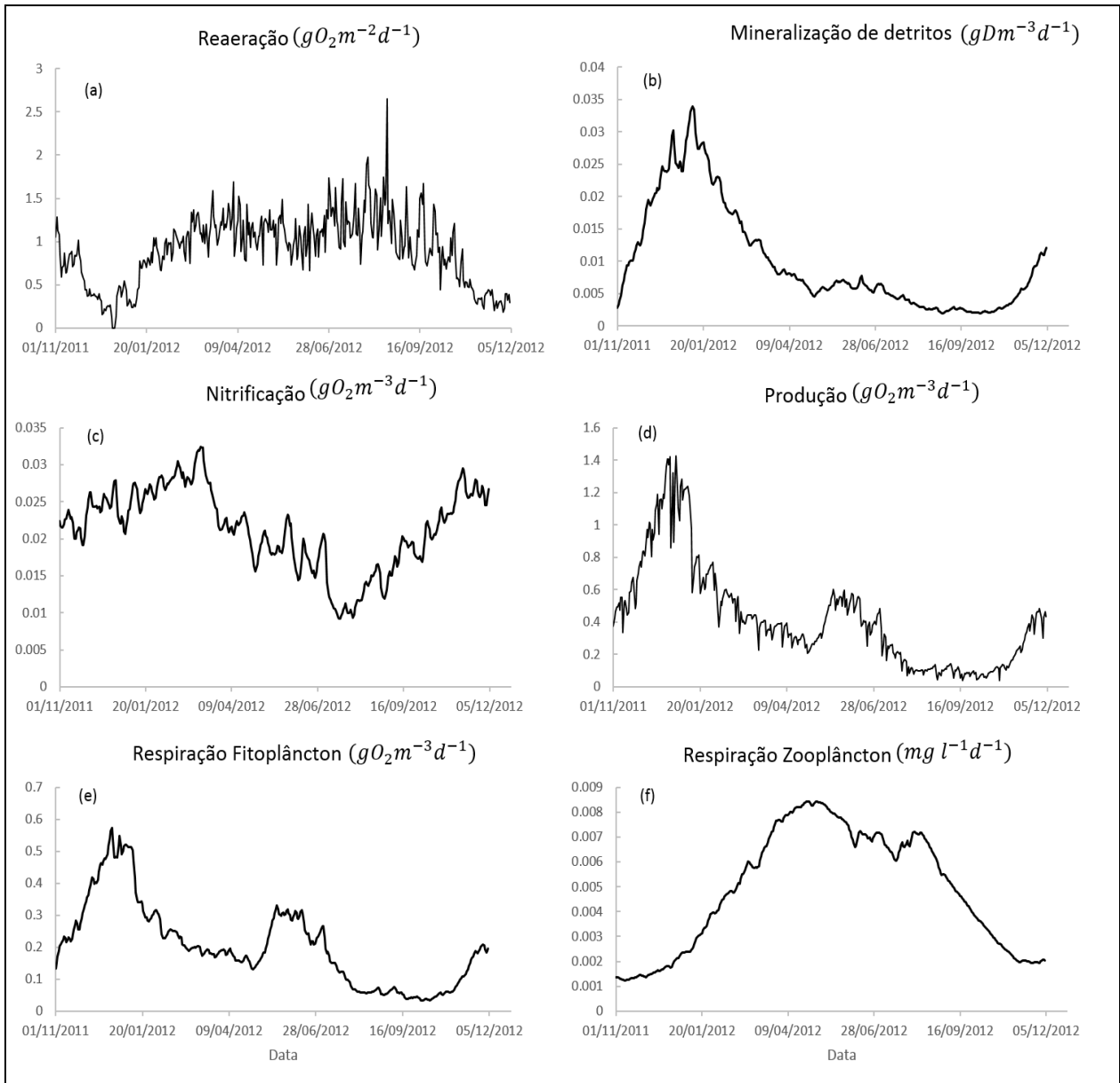
Assim como a temperatura, o oxigênio dissolvido apresentou uma pequena variação espacial ao longo da superfície do reservatório, exceto no mês de junho, como mostram os box-plots das medições (Fig. 19). O modelo acompanhou bem a variabilidade temporal do oxigênio, principalmente nos primeiros meses até junho. Neste mês, o aumento da concentração de oxigênio esteve associado à diminuição da temperatura da água, que deu início ao regime de mistura vertical que explica, em parte, a maior variabilidade espacial do oxigênio em junho. Estudos anteriores mostram que o reservatório Faxinal apresenta um regime de mistura no ano entre os meses de junho e agosto (Becker et al. 2009; Souza 2013)



**Figura 19.** Variação temporal do oxigênio dissolvido na superfície do reservatório ao longo do período de simulação.

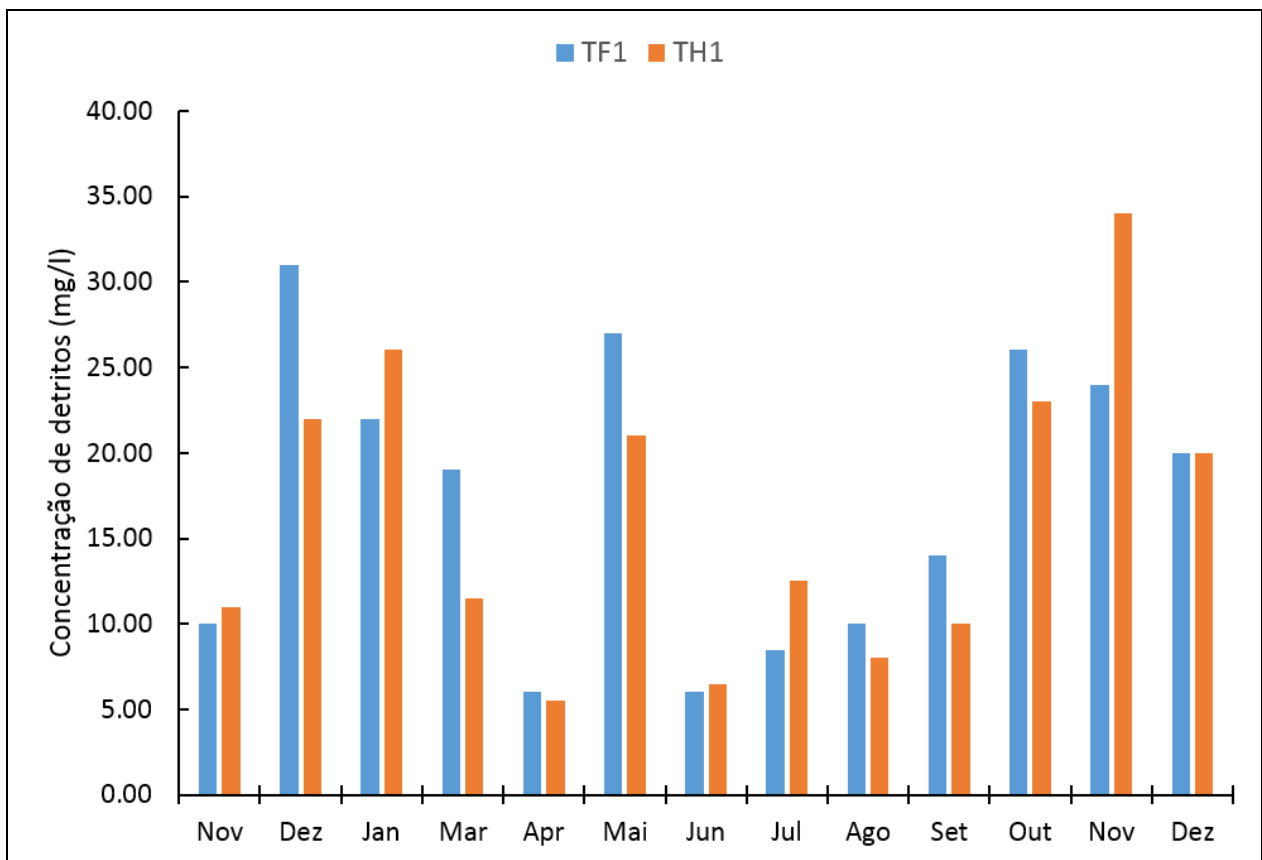
A variabilidade temporal do oxigênio ao longo do período de simulação foi mais influenciada pelos fluxos de reaeração e produção fitoplânctônica no reservatório (Figs. 20a e 20d). O pico de concentração de OD no mês de dezembro/2011 acompanhou o pico de produção fitoplânctônica neste mês. Da mesma forma, em junho houve um incremento na concentração de oxigênio que seguiu aumentando nos meses seguintes, o que pode estar relacionado com o aumento do fluxo de reaeração devido ao aumento da velocidade do vento nesse período (Fig. 20a).





**Figura 20.** Fluxos relacionados ao balanço de oxigênio e simulados pelo modelo IPH-ECO.

Os valores observados mostram uma diminuição na concentração de oxigênio nos dois últimos meses a qual não foi bem representada pelo modelo. Os dados de detritos medidos próximos aos afluentes do reservatório (estações TF1 e TH1) mostram uma maior concentração nos meses de nov/2012 e dez/2012 (Fig. 21), fato que sugere que a matéria orgânica da bacia hidrográfica pode ter provocado o aumento da mineralização de detritos no reservatório e a consequente depleção de oxigênio nesses meses. Na modelagem não foi considerada a contribuição da matéria orgânica alóctone, portanto, o modelo nesse período de tempo acabou superestimando a concentração de oxigênio.

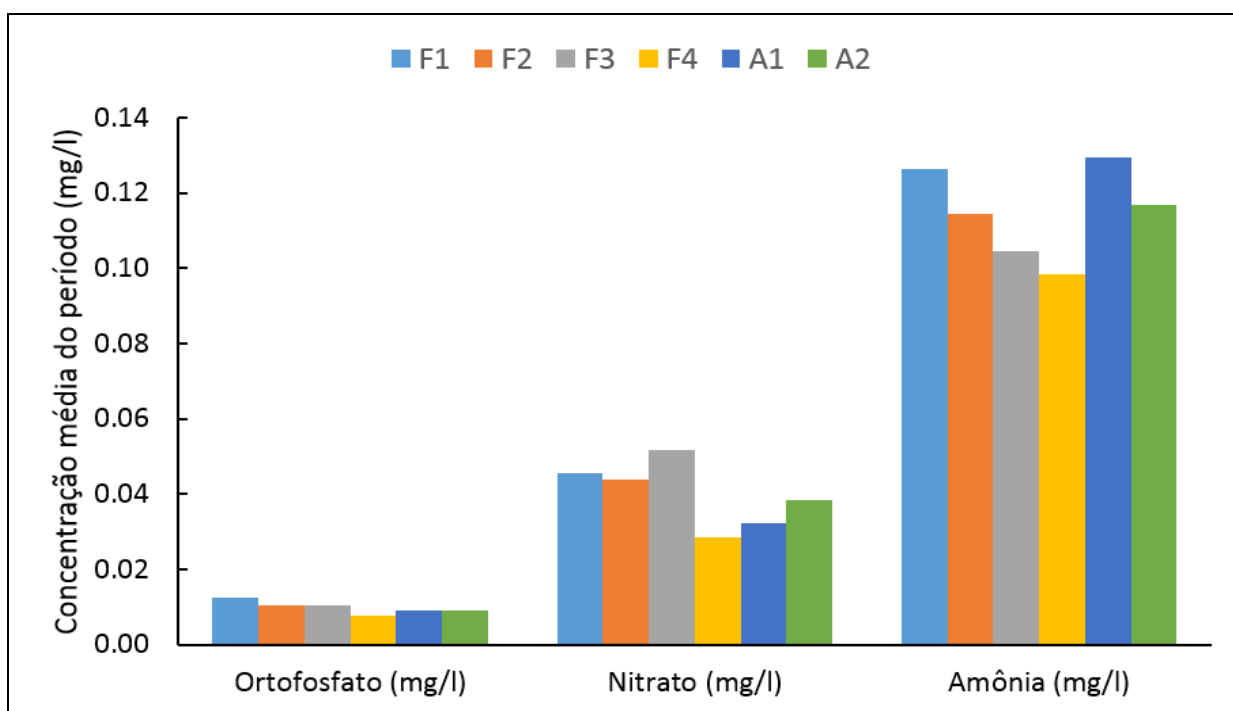


**Figura 21.** Concentração de detritos observada nas duas estações próximas aos arroios Faxinal e Herval (Fonte: Souza 2013).

Interessante observar que os comportamentos do fluxo de mineralização e do fluxo de produção foram muito parecidos ao longo do período simulado, sugerindo que ambos sejam dois processos acoplados: a produção é subsidiada pelos nutrientes resultantes do processo de mineralização, ao mesmo tempo que alimenta a mineralização com a produção de matéria orgânica.

#### 4.2.3. Nutrientes

As concentrações de nutrientes observadas e simuladas pelo modelo seguiram um padrão de variação temporal similar com uma boa correlação, como mostram a regressão linear (Fig. 24) e as medidas estatísticas aplicadas (Tab. 5), porém alguns picos de nutrientes não foram acompanhados pelo modelo (Fig. 23). Alguns pontos de coleta localizaram-se em segmentos rasos do reservatório, próximos às entradas dos córregos das sub-bacias, onde a concentração de nutrientes é maior que em outros pontos do reservatório (Fig. 22). Dessa forma, o modelo concentrado foi mais representativo dos pontos no centro do reservatório ou próximos ao vertedor (F4), onde a concentração é menor e mais homogênea ao longo do tempo. Já nas estações F1 e A1, localizadas mais próximas às margens, percebe-se uma maior concentração de nutrientes, principalmente amônia.

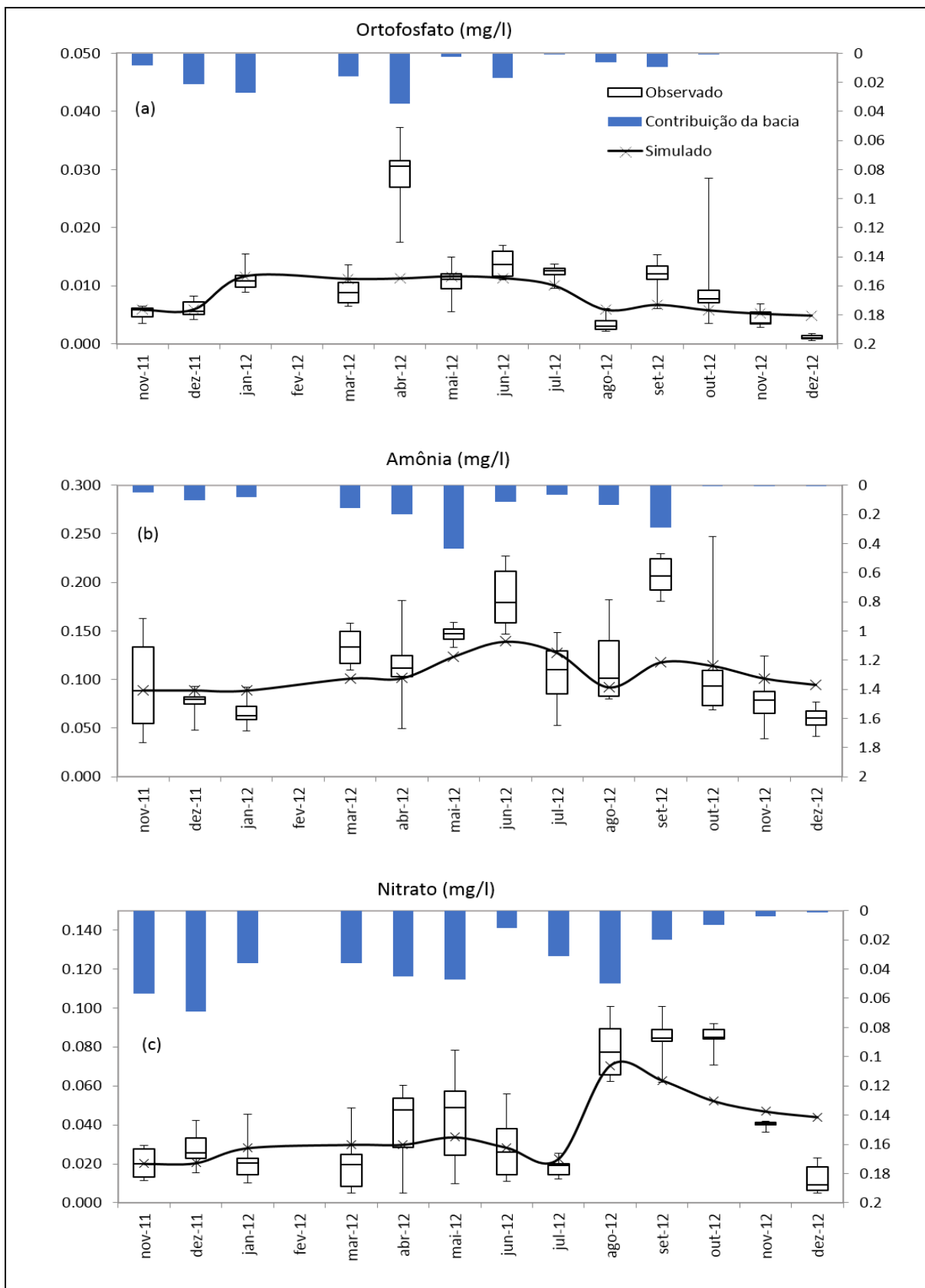


**Figura 22.** Concentração média de nutrientes para o período de simulação nas seis estações de monitoramento no reservatório Faxinal (Fonte: Souza 2013).

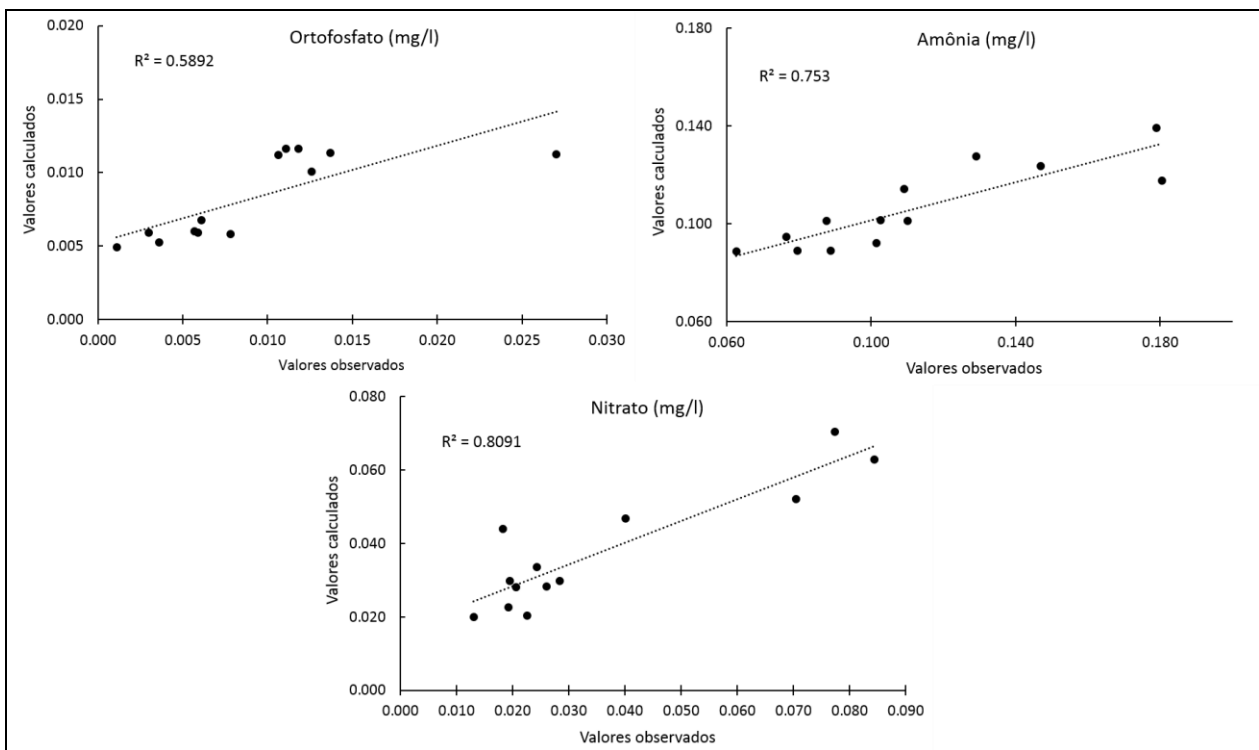
No geral, a dinâmica dos nutrientes seguiu o padrão de estratificação do reservatório, apresentando as menores concentrações no verão, entre os meses de novembro e janeiro, e as maiores concentrações entre os meses de maio e julho quando ocorreu a mistura do reservatório. Nos demais meses do ano, os resultados mostraram uma influência da entrada de nutrientes da bacia hidrográfica (Fig. 23), ajustada no decorrer da calibração dos processos abióticos, sobre o aumento das concentrações de ortofosfato, amônio e nitrato dentro do reservatório.

Nos meses de abril e maio, o maior aporte de nitrato, amônio e ortofosfato foi acompanhado por um pequeno aumento nas concentrações desses nutrientes no reservatório (Fig. 23). No entanto, o maior aporte de nitrato nos meses de novembro e dezembro de 2011 não foi capaz de alterar a concentração desse nutriente dentro do reservatório. Nesses meses houve uma maior assimilação de nitrato pelo fitoplâncton, como pode ser observado pelo aumento da clorofila-a (Figura 25), diminuindo a concentração desse nutriente no reservatório.

Nos meses de agosto e setembro também foi observado um aumento significativo de nitrato no reservatório (Figura 23c), que, segundo indicam as análises, foi resultado do processo de nitrificação (Figura 20c). Nesses meses houve uma maior concentração de oxigênio dissolvido, acompanhada do aumento da concentração de amônio (Fig. 23b) e da temperatura, intensificando o processo de nitrificação no reservatório. Outro fator que pode estar associado ao aumento de nitrato é o maior aporte desse nutriente proveniente da bacia hidrográfica no mês de agosto.



**Figura 23.** Variação temporal da concentração de nutrientes no reservatório e do aporte de nutrientes da bacia hidrográfica, utilizado como condição de contorno pelo modelo.



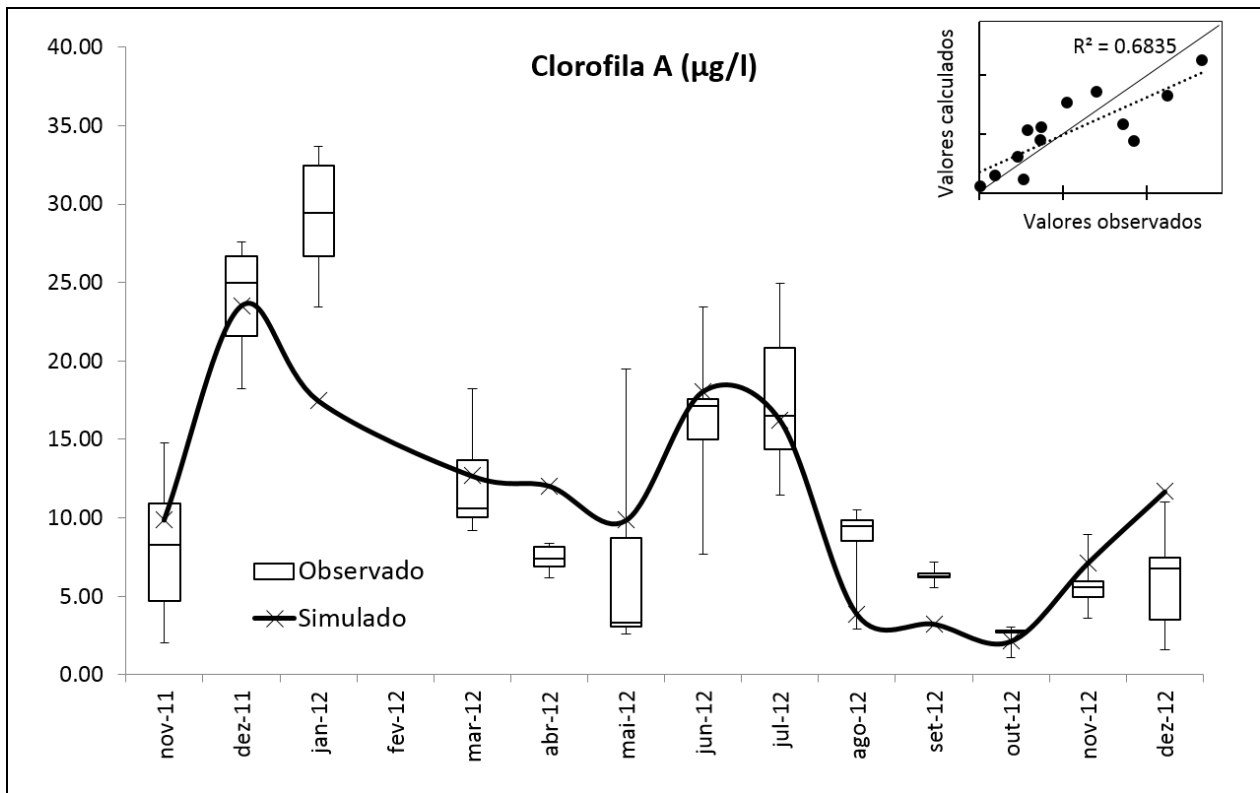
**Figura 24.** Regressão linear aplicada entre os valores médios observados na superfície do reservatório e os estimados pelo modelo referentes aos nutrientes: ortofosfato, amônia e nitrato.

#### 4.2.4. Clorofila-a

Os picos de clorofila-a que ocorreram em determinados períodos do ano no reservatório foram bem representados pelo modelo (Fig. 25). Nos meses de dezembro e junho, as concentrações de clorofila-a atingiram 23,51  $\mu\text{g/l}$  e 18,06  $\mu\text{g/l}$ , respectivamente. Esses picos de concentração estiveram associados a fatores internos, relacionados ao padrão de estratificação e de operação do reservatório, e externos como o aporte de nutrientes.

Entre os meses de novembro a janeiro, o comportamento temporal do fitoplâncton foi regulado principalmente pela disponibilidade de luz e de nutrientes. Nos meses de primavera e verão, ocorre a estratificação do reservatório acompanhada do aumento da zona eufótica, aumentando a temperatura da água e a disponibilidade de luz na superfície. Além disso, em novembro e dezembro de 2011 foi observado um aporte maior de nitrato e ortofosfato da bacia hidrográfica (Figs. 23a e 23c).

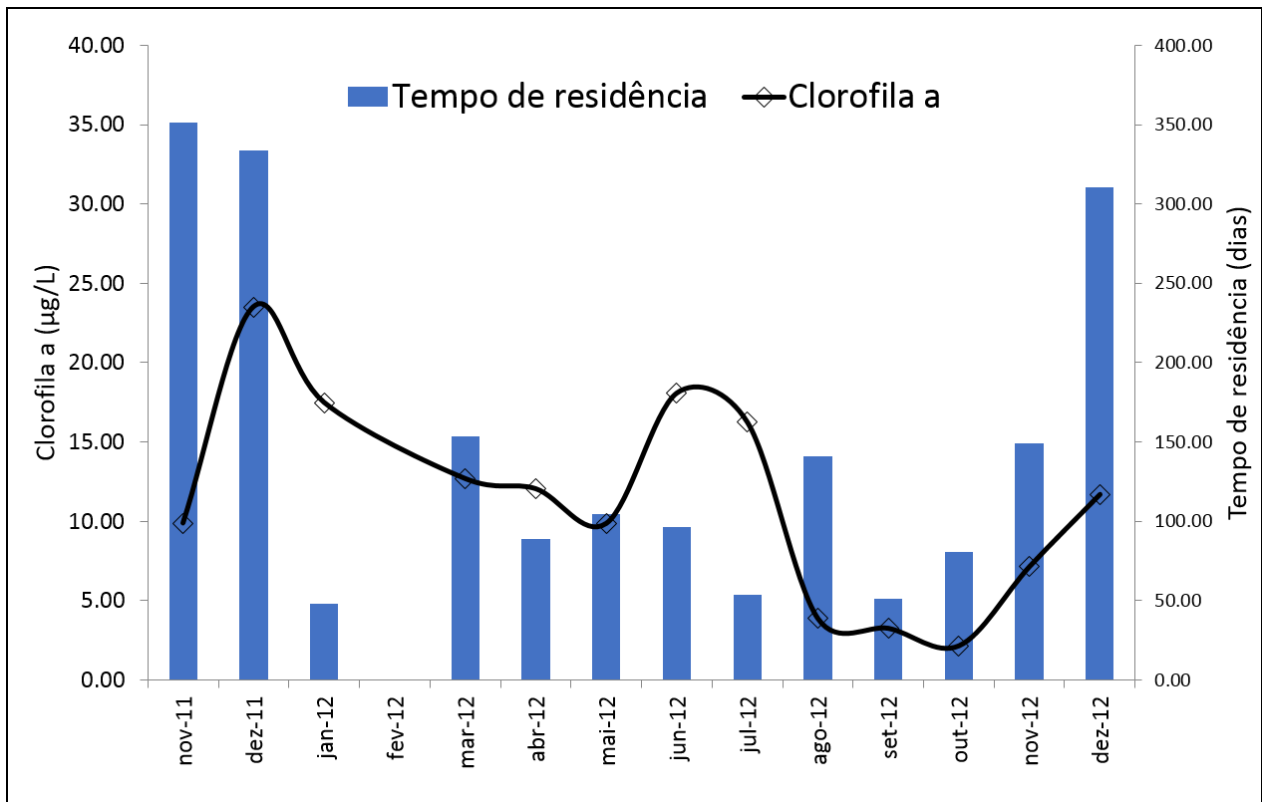
O aumento da concentração de clorofila-a no mês de junho esteve mais associado ao regime de mistura do reservatório que à entrada de nutrientes da bacia hidrográfica, que foi pequena nesse mês (Fig. 23). A ocorrência do regime de mistura vertical, juntamente com o aumento da retirada de água e a alteração brusca dos níveis do reservatório nesse período (Fig. 17), gera um fluxo ascendente de nutrientes e microorganismos do fundo para a superfície do reservatório. O aumento da disponibilidade de nutrientes no epilimnio eleva a biomassa de fitoplâncton e consequentemente a produção primária e a concentração de oxigênio (Fig. 20d).



**Figura 25.** Variação temporal da concentração de clorofila-a no reservatório durante o período de simulação.

Se por um lado foi observado um gradiente temporal de concentração de clorofila-a, por outro, estudos no reservatório mostram que os grupos funcionais de fitoplâncton não apresentam um padrão de variação espacial entre as estações de amostragem (Becker et al. 2009). Isso se deve ao fato de o reservatório se comportar como um lago por causa do seu elevado tempo de residência (191 dias) e à baixa contribuição dos afluentes, apresentando longos períodos de estratificação (Becker et al. 2008).

O tempo de residência do reservatório, calculado a cada passo de tempo ao longo do período de simulação, apresentou uma grande variabilidade diária, tendo em vista a grande variação diária da vazão afluente da bacia hidrográfica. Para melhor visualização do efeito da variação do tempo de residência sobre a biomassa fitoplanctônica, foram calculadas as médias mensais e estas foram comparadas com a variação temporal do fitoplâncton.



**Figura 26.** Médias mensais do tempo de residência do reservatório Faxinal ao longo do período de simulação.

Apesar de o modelo ser concentrado e não levar em consideração os processos de advecção e difusão a que estão sujeitos os elementos abióticos e bióticos no reservatório, a partir do tempo de residência estimado no Faxinal é possível ter uma ideia preliminar da variação temporal da biomassa fitoplanctônica regulada pelos processos de transporte. Tempos de residência longos, como os observados em novembro/2011 e dezembro/2011, permitem a retenção de altas concentrações de nutrientes, possibilitando a proliferação de algas. Nos meses de junho a agosto, durante o período de estiagem, as vazões afluentes foram baixas e não houve vertimento da água do reservatório, ocasionando um aumento no tempo de residência que chegou a ser de quase 150 dias em agosto.



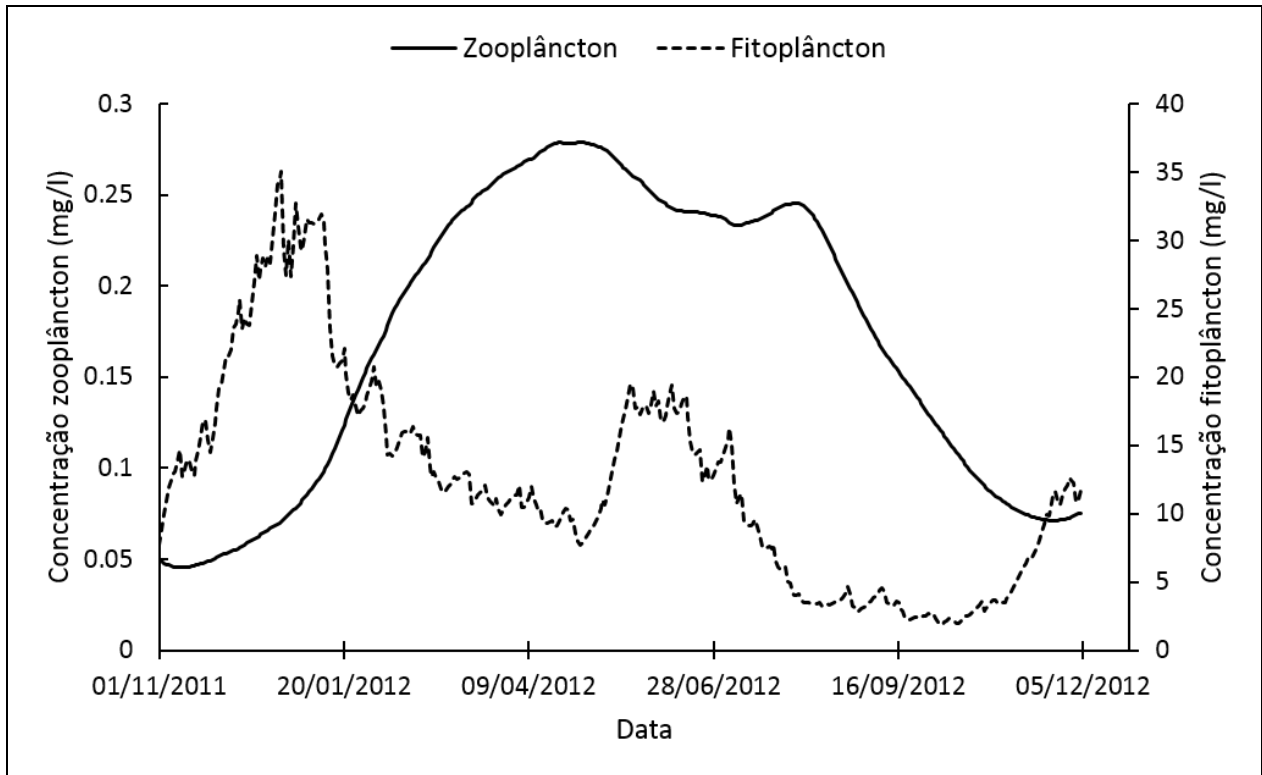
**Tabela 5.** Coeficientes de determinação ( $R^2$ ) e de eficiência (NSE) obtidos entre os valores médios observados na superfície do reservatório e os valores estimados pelo modelo durante o período de simulação.

<b>Parâmetro</b>	<b>Temperatura</b>	<b>OD</b>	<b>Clorofila-a</b>	<b>Ortofosfaste</b>	<b>Amônia</b>	<b>Nitrato</b>
$R^2$	0,91	0,17	0,68	0,59	0,75	0,81
NSE	0,90	0,12	0,67	0,45	0,55	0,74

Outro aspecto importante ligado à dinâmica do fitoplâncton no reservatório foi a herbivoria praticada pelo zooplâncton. Ao longo do período de simulação, foi observado um padrão inverso da biomassa de zooplâncton (Fig. 27), simulada pelo modelo, com relação à biomassa de fitoplâncton. A menor pressão de predação no início e no fim do período, tendo em vista a menor biomassa de zooplâncton, pode ter permitido a predominância do fitoplâncton no reservatório. Por outro lado, o aumento da biomassa de zooplâncton entre os meses de janeiro e maio coincidiu com a redução da biomassa de fitoplâncton nesse período.

Apesar do fitoplâncton ser modelado como um único grupo funcional, o ajuste de alguns parâmetros do modelo permitiu fazer algumas deduções sobre a predominância de alguns grupos no reservatório. Após a calibração, a maioria dos parâmetros biológicos, como hLRefPhyt, cExtSpPhyt, cMuMaxPhyt e cPrefPhyt, resultou dentro da faixa de valores recomendada para as cianobactérias, indicando uma possível predominância desse grupo no reservatório durante o período de simulação.

Estudos mostram que o grupo de fitoplâncton dominante no reservatório Faxinal, principalmente nos meses de pico de dezembro e janeiro, é o das cianobactérias (*Anabaena Crassa*), acompanhado das clorófitas (*Nephrocytium* sp.) e diatomáceas (*Asterionella formosa* Hass) (Becker et al. 2009).

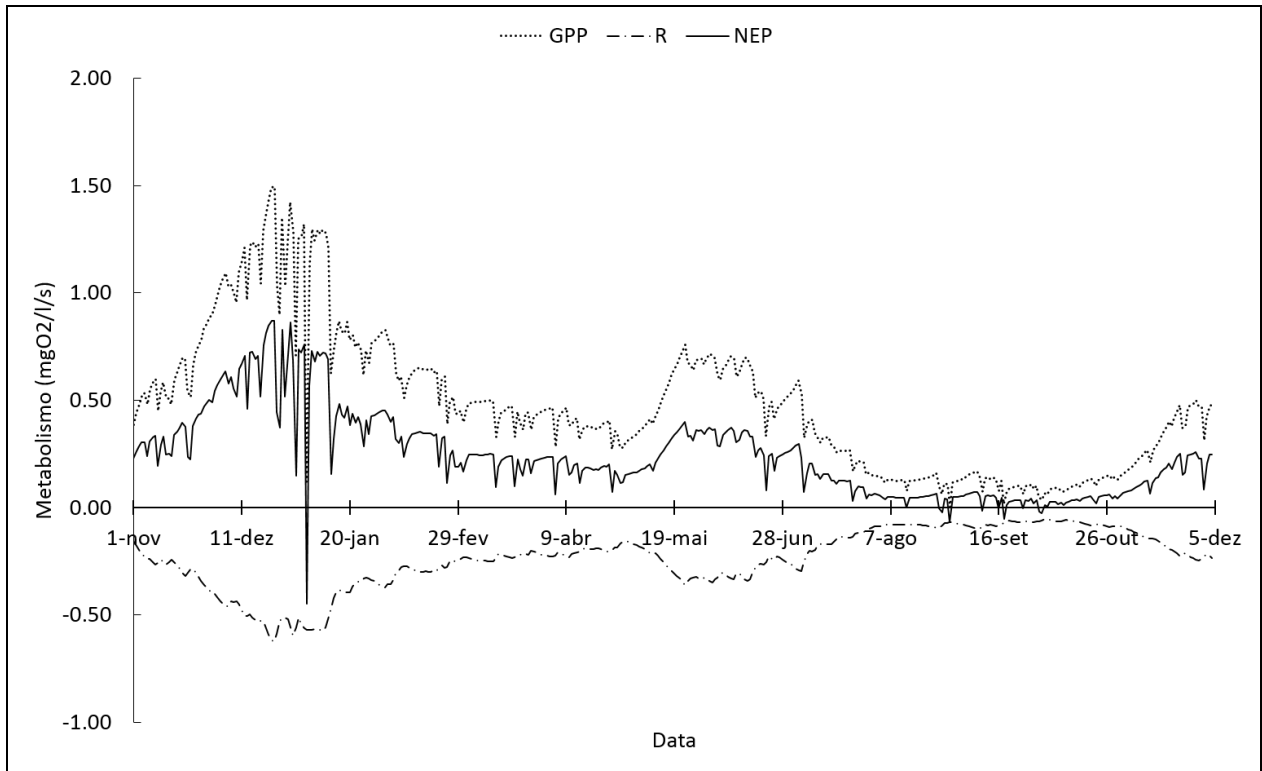


**Figura 27.** Variação temporal da biomassa de zooplâncton no reservatório durante o período de simulação.

### 4.3. Metabolismo aquático

A modelagem indica que o reservatório é autotrófico 97% do tempo de simulação, apresentando-se heterotrófico apenas em alguns dias do ano (Fig. 28). Como era esperado, a variação temporal da taxa de produção primária acompanhou a produção de biomassa fitoplanctônica (Fig. 25), cujo 1g de biomassa assimilada, no modelo, equivale a 1g de oxigênio produzida. Já a variação da taxa de respiração acompanhou o comportamento temporal dos fluxos de mineralização e de respiração do fitoplâncton (Figs. 20b e 20e) no reservatório.

A produção líquida do ecossistema (NEP) resultou negativa ( $R > GPP$ ), apresentando o valor de  $-0,45 \text{ mgO}_2/\text{l/s}$ , em um dia do mês de janeiro, quando ocorreu um pico no fluxo de mineralização e a respiração do fitoplâncton esteve mais elevada. Em alguns dias dos meses de agosto e setembro o reservatório também apresentou um metabolismo heterotrófico, que esteve associado à intensificação do processo de nitrificação (Fig. 20c) acompanhado da redução da produção fitoplanctônica nesse período.

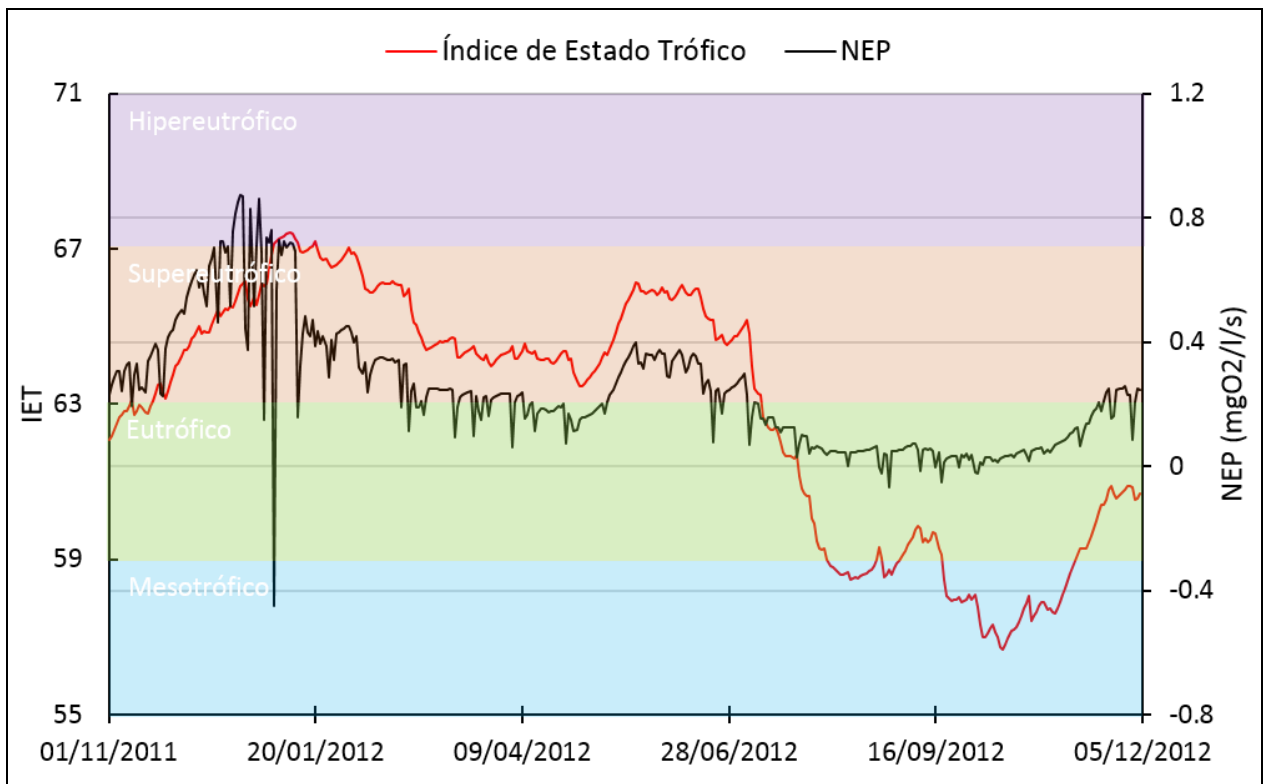


**Figura 28.** Variação temporal das taxas metabólicas GPP, R e NEP estimadas pelo modelo na superfície do reservatório durante o período de simulação.

O comportamento predominantemente autotrófico ( $GPP > R$ ) é esperado em reservatórios como o Faxinal que apresentam um tempo de residência mais longo, com vazões de entrada reduzidas e um aporte considerável de nutrientes da bacia hidrográfica, propiciando um aumento de biomassa fitoplancônica. Outra característica do Faxinal que propicia o metabolismo autotrófico é a sua estratificação térmica que ocorre grande parte do ano, impedindo que a matéria orgânica circule na coluna d'água. Nesse caso, a matéria orgânica acaba se dirigindo para as camadas mais profundas e para o sedimento, contribuindo para o aumento da respiração nessa região e não ao longo da coluna d'água.

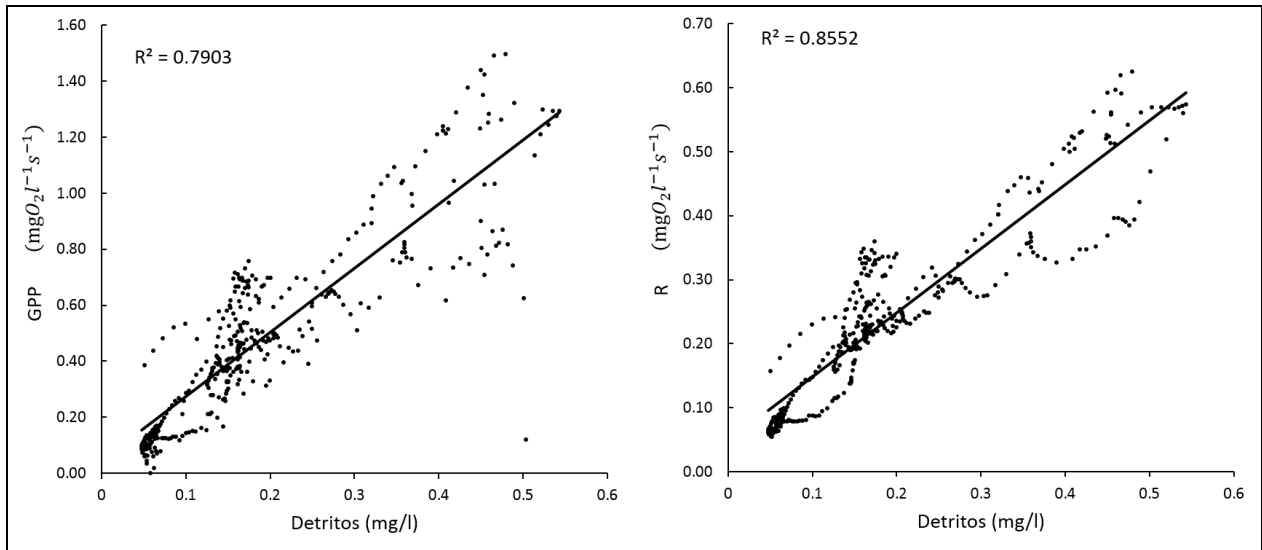
Segundo o Índice de Estado Trófico para reservatórios, determinado com base nas concentrações de fósforo total e clorofila-a simuladas pelo modelo, o reservatório Faxinal apresentou uma condição eutrófica e supereutrófica em 80% do período de simulação (Fig. 29). Nesse período o reservatório apresentou um metabolismo autotrófico como mostra a produção líquida do sistema ( $NEP > 0$ ).

Em alguns dias dos meses de agosto, setembro e outubro, o reservatório apresentou uma condição mesotrófica, tendo em vista que as concentrações de fósforo total e clorofila-a diminuíram, reduzindo consideravelmente o NEP e chegando até a apresentar um metabolismo heterotrófico ( $NEP < 0$ ) (Fig. 28).



**Figura 29.** Variação do estado trófico e da produção líquida do reservatório (NEP) ao longo do período de simulação.

A análise de regressão linear aplicada entre os resultados do modelo, mais precisamente entre as taxas metabólicas GPP e R e as variáveis de qualidade e as condições de contorno, permitiu que algumas correlações fossem feitas a um bom nível de aderência ( $R^2$ ). Os melhores ajustes foram obtidos nas análises que relacionaram GPP e R com a concentração de detritos no reservatório, com a concentração de clorofila-a e com a entrada de ortofosfato da bacia hidrográfica nos períodos de chuva (Figs. 30, 31 e 32).



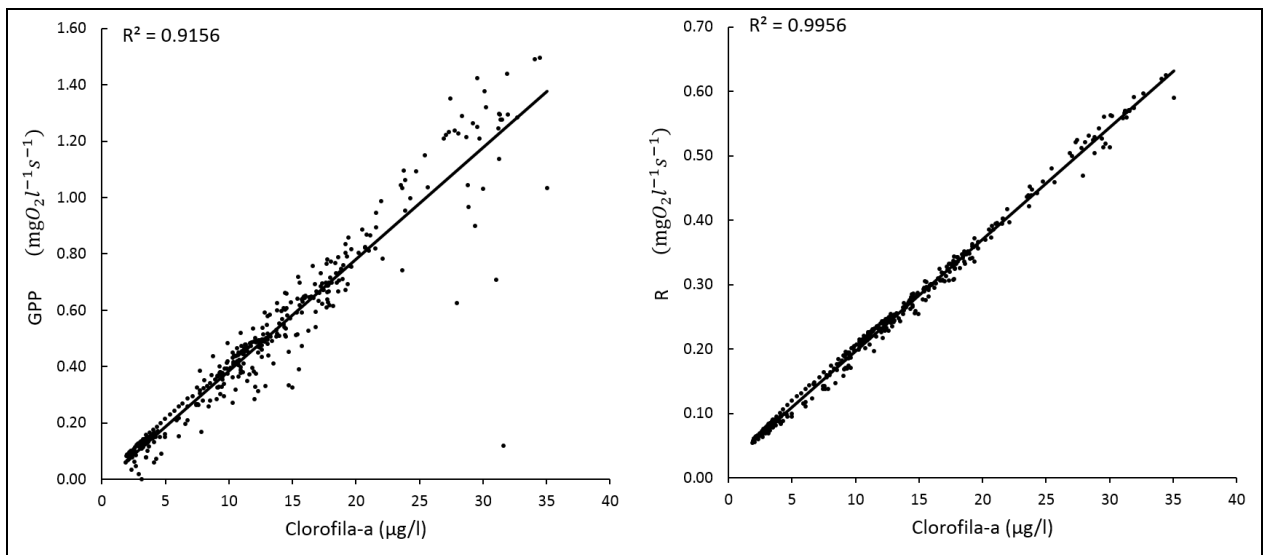
**Figura 30.** Regressão linear aplicada entre as taxas metabólicas, GPP e R, e a concentração de detritos estimada no reservatório.

Tanto GPP como R foram positivamente correlacionados com a concentração de detritos no reservatório (Fig. 30). O modelo indicou valores baixos para a concentração de matéria orgânica uma vez que considerou somente a contribuição autóctone e não o aporte externo, o qual poderia gerar contribuições significativas no Faxinal. O reservatório possui mais de 20 anos de existência e nesses casos a matéria orgânica autóctone decorrente da inundação do reservatório tende a influenciar menos o metabolismo do sistema que a matéria orgânica alóctone (Andersson & Sobek 2006). Dessa forma, o aumento na concentração de detritos não comprometeu o crescimento do fitoplâncton. Ao contrário, o aumento da biomassa de fitoplâncton, acompanhado do aumento do fluxo de mortalidade, que causou efeito positivo sobre a concentração de detritos no reservatório. A respiração também aumentou com o aumento da concentração de detritos que é diretamente proporcional ao fluxo de mineralização, que por sua vez apresenta uma correlação positiva com a respiração.

Pela regressão linear, nota-se que a aderência entre detritos e as taxas GPP e R diminuiu com o aumento da concentração de detritos (Fig. 30) o que indica que, provavelmente, outros fatores estejam influenciando o comportamento do metabolismo no reservatório. Nesse caso, é provável que a matéria orgânica alóctone passe a exercer maior influência sobre GPP e R do que a matéria orgânica autóctone representada pelo modelo.

Outra variável que apresentou uma forte correlação positiva com GPP e R foi a concentração de clorofila-a (Fig. 31). Isso era esperado, uma vez que GPP possui uma relação de 1:1 com a produção de biomassa fitoplanctônica. Apesar disso, uma perda na aderência entre clorofila-a e GPP foi observada para concentrações maiores que 20 $\mu\text{g/l}$ , o que indica que um fator externo ao sistema pode ter influenciado GPP. Nas medições realizadas no reservatório, foi observado que as concentrações de clorofila maiores que 20 $\mu\text{g/l}$  ocorreram nos pontos mais próximos dos afluentes e foram acompanhados por um aumento na concentração de detritos vindos da bacia hidrográfica. Nesse caso, o aporte de matéria orgânica alóctone juntamente com o aumento da biomassa de fitoplâncton contribuiu para o aumento da turbidez no reservatório causando uma perturbação na produção primária.

A forte correlação da clorofila-a com R mostrou que a respiração fitoplanctônica exerceu uma influência maior que a mineralização de detritos sobre a respiração no reservatório. No modelo não foram considerados os grupos funcionais de peixes, o que poderia também ter influenciado na respiração do ecossistema.

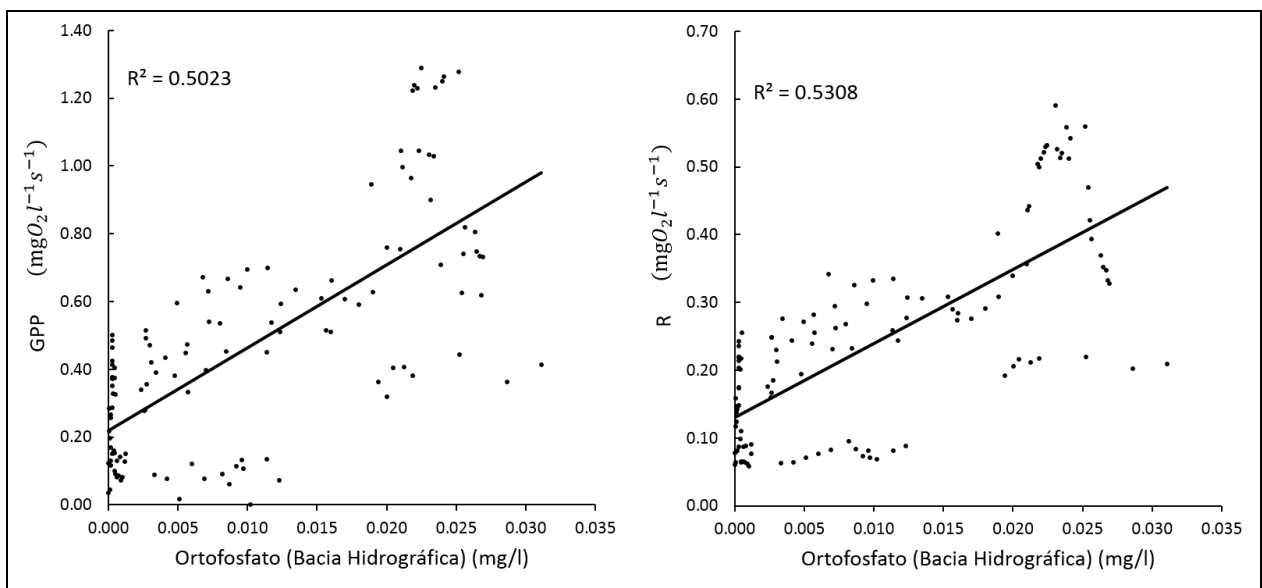


**Figura 31.** Regressão linear aplicada entre as taxas metabólicas, GPP e R, e a concentração de clorofila-a estimada no reservatório.

Buscou-se correlacionar GPP e R com algumas variáveis relacionadas à bacia hidrográfica. As concentrações de nitrato, amônia e as vazões de entrada não apresentaram uma correlação significativa com o metabolismo no reservatório. Entretanto, uma boa correlação foi obtida com o aporte de ortofosfato (Fig. 32).

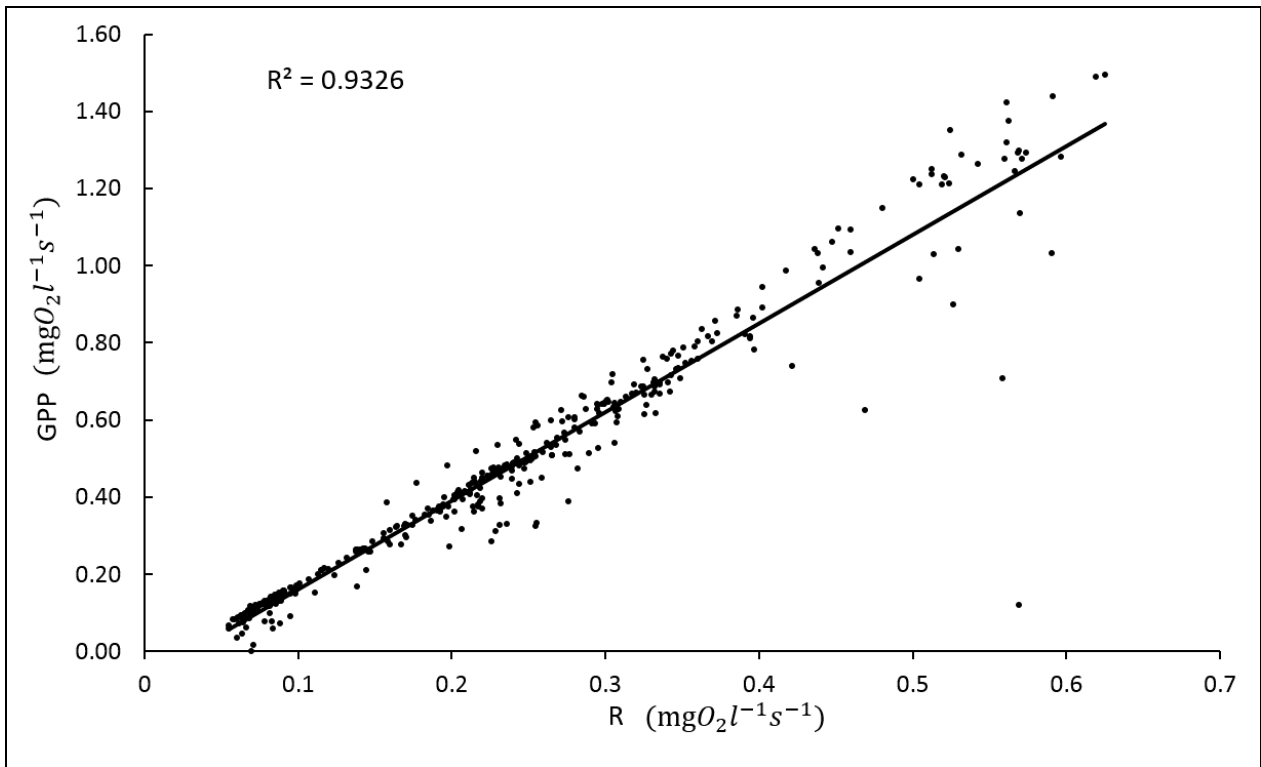
Na regressão linear foram consideradas somente as concentrações de ortofosfato geradas nos períodos de chuva, quando foi observado um aporte maior de nutrientes da bacia hidrográfica e uma correlação positiva mais significativa entre o ortofosfato e GPP e R do que nos períodos sem chuva.

A entrada de fósforo da bacia hidrográfica teve um efeito indireto no aumento das taxas GPP e R no reservatório. O fósforo na sua forma inorgânica como ortofosfato é assimilado pelo fitoplâncton, contribuindo para o seu crescimento e aumento de biomassa. A biomassa de fitoplâncton por sua vez tem relação direta com a produção primária e também com a respiração no reservatório, na medida em que o aumento de biomassa contribui para a intensificação do processo de mortalidade, gerando detritos e aumentando o consumo de oxigênio.



**Figura 32.** Regressão linear aplicada entre as taxas metabólicas, GPP e R, e o aporte de ortofosfato da bacia hidrográfica nos períodos com chuva.

Através da correlação entre as taxas metabólicas GPP e R (Fig. 33), é possível observar que uma variável explica muito bem a outra, o que significa dizer que no reservatório Faxinal a produção primária e a respiração têm um comportamento semelhante frente aos fatores que influenciam na variabilidade temporal de ambas.



**Figura 33.** Regressão linear aplicada entre a produção primária, GPP, e a respiração, R, no reservatório simulados pelo modelo.

No modelo ambas as variáveis GPP e R dependem da biomassa de fitoplâncton e como foi apresentado, a biomassa de fitoplâncton teve um efeito preponderante, com relação às outras variáveis analisadas, tanto sobre a respiração fitoplanctônica como a produção primária. Dessa maneira, as variações temporais de GPP e R acabaram seguindo o mesmo padrão da variação da biomassa de fitoplâncton.



## 5. CONCLUSÕES

A aplicação do modelo ecológico IPH-ECO, juntamente com o modelo hidrológico IPH II, permitiu concluir que o reservatório Faxinal apresentou um metabolismo autotrófico grande parte do ano de 2012, período em que o reservatório enfrentou uma forte estiagem levando à redução dos níveis e ao aumento do seu tempo de residência. Essas condições contribuíram para o aumento da biomassa de fitoplâncton que, no caso do Faxinal, foi a principal variável responsável pela manutenção do metabolismo autotrófico.

Fatores externos ligados ao comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do Faxinal também influenciaram o metabolismo, porém somente nos períodos de chuva. Nessas ocasiões, a bacia do Faxinal teve uma resposta rápida em termos de vazão, que dependendo da magnitude, foi capaz de carrear uma quantidade considerável de nutrientes, como ortofosfato, para dentro do reservatório, provocando o crescimento das algas e o aumento da produção primária. No entanto, percebe-se que valores pequenos da razão  $\frac{A_{\text{bacia}}}{A_{\text{reservatório}}}$  igual a 20, como é o caso do Faxinal,

indicam que o efeito da bacia hidrográfica sobre os processos biogeoquímicos tende a ser menor e não tão significativo quanto os processos internos.

Reservatórios como o Faxinal, que estratificam grande parte do ano e possuem um elevado tempo de residência, tendem a apresentar uma maior produção primária GPP no seu epilímnio, onde há uma maior concentração de nutrientes e organismos produtores, contribuindo sobremaneira com o metabolismo autotrófico. São observados também períodos de heterotrofia mas por um curto espaço de tempo. No caso do Faxinal, o metabolismo heterotrófico esteve mais associado à diminuição da concentração de fitoplâncton e de fósforo total e à intensificação do processo de nitrificação devido ao aumento da temperatura da água e da concentração de amônio no reservatório, por conta do maior aporte desse nutriente da bacia hidrográfica.

Dessa forma, o metabolismo em reservatórios profundos, localizados em regiões subtropicais, onde os sistemas aquáticos tendem a estratificar grande parte do tempo e a razão entre as áreas da bacia e do reservatório é pequena, tendem a responder mais em função da dinâmica interna que das contribuições da bacia hidrográfica. No entanto, numa escala local, é importante conhecer os possíveis efeitos da mudança de uso do solo da bacia do Faxinal, que carece de um plano de manejo do solo, sobre o metabolismo do reservatório. Além disso, na análise do metabolismo de reservatórios profundos é importante considerar o efeito da variação de níveis, devido à operação e à contribuição externa, e do regime de mistura vertical sobre os nutrientes, organismos e oxigênio na coluna d'água, afim de compreender o comportamento do metabolismo não só na superfície do reservatório como ao longo da sua profundidade.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abril, G.; Guérin, F.; Richard, S.; Delmas, R.; Galy-Lacaux, C.; Gosse, P.; Tremblay, A.; Varfalvy, L.; Santos, M.A.; Matvienko, B. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochem. Cycles*, 19, GB4007, DOI:10.1029/2005GB002457, 2005.

Amado, A.M.; Farjalla, V.F.; Esteves, F.A.; Bozelli, R.L.; Roland, F. & Enrich-Prast, A. Complementary pathways of dissolved organic carbon removal pathways in clear-water Amazonian ecosystems: photochemical degradation and bacterial uptake. *FEMS Microbiology Ecology*, 56:8-17, 2006.

Andersson, E.; Sobek, S. Comparison of a mass balance and an ecosystem model approach when evaluating the carbon cycling in a lake ecosystem. *Ambio*, vol. 35, nº 8, 2006.

Antenucci, J.P.; Tan, K.M.; Eikaas, H.S.; Imberger, J. The importance of transport processes and spatial gradients on in situ estimates of lake metabolism. *Hydrobiologia*, DOI: 10.1007/s10750-012-1212-z, 2012.

Asaeda, T.; Van Bon, T. Modelling the effects of macrophytes on algal blooming in eutrophic shallow lakes. *Ecological Modelling* 104, 261-187, 1997.

Barros, N.; Cole, J.J.; Tranvik, L. J.; Prairie, Y. T.; Bastviken, D.; Huszar, V. L. M.; Giorgio, P.; Roland, F. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*. DOI: 10.1038/NGEO 1211. 2011.

Bastviken, D.; Cole, J.; Pace, M.; Tranvik, L. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global biogeochemical cycles*, vol. 18, GB4009, DOI: 10.1029, 2004.

Becker, V.; Huszar, V.L.M.; Flores, L.N.; Padisák, J. Phytoplankton equilibrium phases during thermal stratification in a deep subtropical reservoir. *Freshwater Biology* 53, 952-963, 2008.

Becker, V.; Huszar, V.L.M.; Crossetti, L.O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628: 137-151, 2009.

Biddanda, B.; Ogdahl, M.; Cotner, J. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnology and Oceanography*, 46(3), 730-739, 2001.

Bocaniov, S.; Ullmann, C.; Rinke, K.; Lamb, K.G.; Boehrer, B. Internal waves and mixing in a stratified reservoir: Insights from three-dimensional modeling. *Limnologica* 49, 52-67, 2014.

Boehrer, B.; Schultze, M. Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46, RG2005/2008.

Braunschweig, F.; Leitao, P.C.; Fernandes, L.; Pina, P.; Neves, R.J.J. The object-oriented design of the integrated water modelling system MOHID. Technical University of Lisbon, 2002.

Bravo, J. M.; Piccilli, D. G. A.; Collischonn, W.; Tassi, R.; Meller, A.; Tucci, C. E. M. Avaliação visual e numérica da calibração do modelo hidrológico IPH-II com fins educacionais. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007.

Carlson, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnological Research Center, University of Minnesota, Minneapolis*, v.22, n.2, p. 361-369, mar. 1977.

Casulli, V. Semi-implicit finite difference methods for the two-dimensional shallow water equations. *Journal of Computational Physics*, Volume. 86, p.56-74, 1990.

Cavalcanti, J. R. A. Influência da hidrodinâmica no metabolismo de lagos rasos. Porto Alegre-RS. IPH/UFRGS. Tese (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Índice de Estado Trófico*. Disponível em: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice\\_iva\\_iet.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp). Acesso em: 17 jun. 2015.

Chanudet, V.; Descloux, S.; Harby, A.; Sundt, H.; Hansen, B. H.; Brakstad, O.; Serça, D.; Guerin, F. Gross CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from the Nam Ngum and Nam Leuk sub-tropical reservoirs in Lao PDR. *Science of the Total Environment* 409 5382-5391, 2011.

Chapra, S. C. Surface water-quality modeling. WCB – McGraw-Hill. Boston, 844p, 1997.

Cheng, R. T.; Casulli, V.; Gartner, J. W. Tidal, Residual, Intertidal Mudflat Model and its Applications to San Francisco Bay, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36, 235-280, 1993.

Cole, J. J.; Pace, M. L.; Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. *Limnol. Oceanogr.*, 45(8), 1718-1730, 2000.

Cole, J. J.; Carpenter, S.R.; Kitchell, J. F.; Pace, M. L. Pathways of organic carbon utilization in small lakes: results from a whole-lake addition and coupled model. *Limnology and Oceanography*, vol. 47, nº 6, 1664-1675, 2002.

Cole, J. J.; Prairie, Y. T.; Caraco, N. F.; McDowell, W. H.; Tranvik, L. J.; Striegl, R. G.; Duarte, C. M.; Kortelainen, P.; Downing, J. A.; Middleburg, J. J.; Melack, J. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10: 171–184, DOI: 10.1007/s10021-006-9013-8, 2007.

Coloso, J. J.; Cole, J. J.; Hanson, P. C.; Pace, M. L. Depth-integrated, continuous estimates of metabolism in a clear-water lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 712-722, 2008.

Coloso, J. J.; Cole, J. J.; Pace, M. L. Difficulty in discerning drivers of lakes ecosystem metabolism with high-frequency data. *Ecosystems*, 14: 935-948, 2011b.

CONAMA, “Resolução nº 357, de 17 de março de 2005”. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2005.

Cotner, J. B.; Biddanda, B. A. Small Players, Large Role: Microbial Influence on Biogeochemical Processes in Pelagic Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*, 5: 105-121. DOI: 10.1007/s10021-001-0059-3, 2002.

DeAngelis, D. L. Dynamics of nutrient cycling and food webs. Chapman & Hall, New York. 1992.

Del Giorgio, P. A.; Cole, J. J.; Caraco, N. F.; Peters, R. H. Linking planktonic biomass and metabolism to net gas fluxes in northern temperate lakes. *Ecology*, 80 (4), pp. 1422-1431, 1999.

Demarty, M.; Bastien, J. GHG emissions from hydroelectric reservoir in tropical and equatorial regions: Review of 20 years of CH<sub>4</sub> emission measurement. *Energy Policy*, 39 4197-4206, 2011.

Deus, R.; Brito, D.; Kenov, I.A.; Lima, M.; Costa, V.; Medeiros, A.; Neves, R.; Alves, C.N. Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. *Ecological Modelling*, 253 28-43, 2013.

Diogo, P. A.; Coelho, P. S.; Almedia, M. C.; Mateus, N. S.; Rodrigues, A. C. Influência do fósforo de origem agrícola na classificação do estado trófico das principais albufeiras de Portugal Continental. *VII Congresso da Água*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), 8 a 12 de março de 2014.

Duarte, C.M.; Prairie, Y.T. Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO<sub>2</sub> emissions from aquatic ecosystems. *Ecosystems* 8: 862-870. DOI: 10.1007/s10021-005-0177-4, 2005.

Duchemin, E.; Lucotte, M.; Canuel, A. Production of the greenhouse gases CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> by hydroelectric reservoirs of the boreal region. *Global Biogeochemical Cycles*. Volume 9, Issue 4, pages 529-540, December 1995.

Eiger, S.; Aranha, C. H.; Gomes, M. C. A.; Perez, L. S. N.; Neto, A. S. B. Modelagem matemática de cargas difusas na bacia do Guarapiranga, São Paulo. *XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 1999.

Elçi, S. Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology* 9: 135-142. DOI: 10.1007/s10201-008-0240-x, 2008.

Evans, M. A.; MacIntyre, S.; Kling, G. W. Internal wave effects on photosynthesis: Experiments, theory, and modeling. *Limnology and Oceanography*, 53(1), 339-353, 2008.

Fearnside, P. M. Modelagem matemática e ecológica do AHE Belo Monte. LEME Engenharia Ltda. 6365-EIA-G90-001b. Disponível em: [http://philip.inpa.gov.br/publ\\_livres/Dossie/BM/BELO%20MONTE.htm](http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/Dossie/BM/BELO%20MONTE.htm).

Fearnside, P. M. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una dam. *Mitigation and adaptation strategies for global change*. National Institute for Research in the Amazon (INPA, 2004).

Fearnside, P.M. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air, and Soil Pollution* 133: 69-96, 2002.

Fearnside, P. M. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental Conversation* 22(1): 7-19, 1995.

Fei Lu; Le Yang; Wang, X.; Duan, X.; Mu, Y.; Song, W.; Zheng, F.; Niu, J.; Tong, L.; Zheng, H.; Zhou, Y.; Qiu, J.; Ouyang, Z. Preliminary report on methane emissions from the Three Gorges Reservoir in the summer drainage period. *Journal of Environmental Sciences* 23 (12) 2029-2033, 2011.

Forster, P.; Ramaswamy, V.; Artaxo, P.; Berntsen, T.; Betts, R.; Fahey, D.W.; Haywood, J., Lean, J.; Lowe, D.C.; Myhre, G.; Nganga, J.; Prinn, R.; Raga, G.; Schulz, M.; Van Dorland, R., 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge and New York.

Fragoso Jr., C. R. Manual Científico completo do modelo IPH-ECO. Última versão. Centro de Tecnologia-UFAL e Instituto de Pesquisas Hidráulicas-UFRGS, 2012. Disponível em: <https://sites.google.com/site/iphecomodel/docume>.

Fragoso Jr., C. R. Modelagem tridimensional da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais rasos. Porto Alegre-RS. IPH/UFRGS. Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

Fragoso Jr., C.R.; Marques, D.M.; Collischonn, W.; van Nes, E.H. Modelagem ecológica como Ferramenta Auxiliar para Restauração de Lagos Rasos Tropicais e Subtropicais. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Volume 15 n.2, 15-25, Abr/Jun, 2010.

Fragoso Jr., C. R.; Ferreira, T. F.; Marques, D. M. *Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos*. Oficina de textos, 2009.

Franz, G. A. S.; Cunha, C. L. N.; Gobbi, M. F. Caracterização da circulação hidrodinâmica bidimensional do reservatório do Rio Verde-PR. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, 2009.

Gaarder, T; Gran H.H. Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord. *Rapp Et Proc Verg Cons Int Explor Mer* 42:1-48, 1927.

Gal, G.; Parparov, A.; Wagner, U.; Rozenberg, T. Testing the Impact of Management Scenarios on Water Quality Using an Ecosystem Model. *Israel Oceanographic and Limnological Research*, 2002.

Gal, G.; Imberger, J.; Zohary, T.; Antenucci, J.; Anis, A.; Rosenberg, T. Simulating the thermal dynamics of Lake Kinneret. *Ecological Modelling* 162, 69-86, 2003.

Germano, A.; Tucci, C.E.M.; Silveira, A.L.L. Estimativa dos parâmetros do modelo IPH II para algumas bacias urbanas brasileiras. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, V3, N.4, p 103-120, 1998.

- Granéli, W.; Lindell, M.; Tranvik, L. Photo-oxidative production of dissolved inorganic carbon in lakes of different humic content. *Limnology and Oceanography*, 41:698-706, 1996.
- Guérin, F.; Abril, G.; Richard, S.; Burban, B.; Reynouard, C.; Seyler, P.; Delmas, R. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophysical research letters*, vol. 33, L21407, DOI: 10.1029, 2006.
- Guérin, F.; Abril, G.; Serça, D.; Delon, C.; Richard, S.; Delmas, R.; Tremblay, A.; Varfalvy, L. Gas transfer velocities of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in a tropical reservoir and its river downstream. *Journal of Marine Systems*, 66, 161-172, 2007.
- Guimarães, A. G. Tempo de residência da água e estado trófico da porção interna do estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Ilhéus-BA, 2006.
- Hamilton, D.P.; Schladow, S.G. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – Model description. *Ecological Modelling* 96, 91-110, 1997.
- Hanson, P.C.; Bade, D.L.; Carpenter, S.R.; Kratz, T.K. Lake metabolism: Relationships with dissolved organic carbon and phosphorus. *Limnology Oceanography*, 48(3), 1112-1119, 2003.
- Hanson, P.C.; Carpenter, S.R.; Armstrong, D.E.; Stanley, E.H.; Kratz, T.K. Lake dissolved inorganic carbon and dissolved oxygen: Changing drivers from days to decades. *Ecological Monographs*, 76(3), pp. 343-363, 2006.
- Hanson, P.C.; Carpenter, S.R.; Cardille, J.A.; Coe, M.T.; Winslow, L.A. Small lakes dominate a random sample of regional lake characteristics. *Freshwater Biology* 52, 814-822, DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01730.x (2007).
- Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. *Methods in Stream Ecology. United Kingdom Edition*. Publicação Academic Press, Inc, 1996.
- Hirsch, C. Numerical computation of internal and external flows, volume 2: Computational methods for Inviscid and Viscous flows, 1<sup>a</sup> ed., Wiley, Chichester, England. 1990.
- Hodges, B.R.; Imberger, J.; Saggio, A.; Winters, K.B. Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. *Limnology and Oceanography*, 45, 1603-1620, 2000.
- Hope, D.; Billett, M. F.; Cresser, M. S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution* 84, 301-324, 1994.
- Janse, J.H. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Wageningen University. Wageningen, 376 pp, 2005.
- Jorgensen, S.E. Models as instruments for combination of ecological theory and environmental practice. *Ecological Modelling*. 75/76, 5-20. 1994.

Jorgensen, S. E. The application of models to find the relevance of residence time in lake and reservoir management. Papers from Bolsena Conference (2002). Residence time in lakes: Science, Management, Education. *J. Limnol.*, 62: 16-20, 2003.

Kamarainen, A.M.; Penczykowski, R.M.; Van de Bogert, M.C.; Hanson, P.C.; Carpenter, S.R. Phosphorus sources and demand during summer in a eutrophic lake. *Aquatic Science* 71, 214-227, 2009.

Kalff, J. 2001. Limnology: Inland Water Ecosystems. Benjamin/Cummings Pub Co. 596p.

Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., St. Louis, V.L., Moore, T.R., 1994. Turning attention to reservoir surfaces as neglected area in greenhouse study. *Eos. Trans. AGU*75, 332–333.

Kelly, C.A.; Rudd, J.W.M.; Bodaly, R.A.; Roulet, N.P.; St.Louis, V.L.; Heyes, A.; Moore, T.R.; Schiff, S.; Aravena, R.; Scott, K.J.; Dyck, B.; Harris, R.; Warner, B.; Edwards, G. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. *Environmental Science and Technology*, 31, 1334-1344, 1997.

Kim, Y.; Roulet, N.T.; Li, C.; Frohling, S.; Strachan, I.B.; Peng, C.; Teodoru, C.R.; Prairie, Y.T.; Tremblay, A. Simulating the CO<sub>2</sub> exchange in boreal ecosystems flooded by reservoirs. *Ecological Applications*, 2012.

Kling, G. W., G. W. Kipphut, and M. C. Miller. 1991. Arctic lakes and streams as gas conduits to the atmosphere: Implications for tundra carbon budgets. *Science* 251:298–301.

Kosten, S.; Roland, F.; Da Motta Marques, D. M. L.; Van Nes, E. H.; Mazzeo, N.; Sternberg, L. S. L.; Scheffer, M.; Cole, J. J. Climate-dependent CO<sub>2</sub> emissions from lakes. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, GB2007, 2010.

Lamparelli, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo, 2004.

Lazzarino, J. K.; Bachmann, R. W.; Hoyer, M. V.; Canfield Jr, D. E. Carbon dioxide supersaturation in Florida lakes. *Hydrobiology* 627: 169-180, 2009.

Lindim, C.; Hayter, E. J.; Pinho, J. L. S.; Vieira, J. M. P. Modeling thermal structure variations in a stratified reservoir. 2010 International Congress on Environmental Modelling and Software Modelling for Environment's sake, Fifth Biennial Meeting, Ottawa, Canada, 2010. Disponível em: <http://www.iemss.org/iemss2010/index.php?n=Main.Proceedings>.

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* 222, 2485-2494, 2011.

Liss, P.S. & Slater, P.G. Flux of gases across the air-sea interface. *Nature* 247, 181-184, 1974.



- Mansor, M. T. C.; Teixeira Filho, J.; Roston, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (Agriambi)*, v. 10, n.3, p. 715-723, 2006.
- Marotta, H. Os fatores reguladores do metabolismo aquático e sua influência sobre o fluxo de dióxido de carbono entre os lagos e a atmosfera. *Oecol. Bras.*, 10 (2): 177-185, 2006.
- Marotta, H.; Santos, R. O.; Enrich-Prast, A. Monitoramento limnológico: Um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. *Ambiente & Sociedade*, Campinas v. XI, n.1, p. 67-79, jan-jun 2008.
- Marotta, H.; Paiva, L. T.; Petrucio, M.M.; Changes in thermal and oxygen stratification pattern coupled to CO<sub>2</sub> outgassing persistence in two oligotrophic shallow lakes of the Atlantic Tropical Forest, Southeast Brazil. *Limnology* 10:195-202, DOI: 10.1007/s10201-009-0272-x, 2009.
- Marotta, H.; Duarte, C.M.; Pinho, L.; Enrich-Prast, A. Rainfall leads to increased pCO<sub>2</sub> in Brazilian coastal lakes. *Biogeosciences*, 7, 1607-1614, DOI: 10.5194/bg-7-1607, 2010.
- Marotta, H.; Ricci, R. M. P.; Sampaio, P. L.; Melo, P. P.; Enrich-Prast, A. Variações de curto prazo do metabolismo e da pCO<sub>2</sub> na Lagoa Rodrigo de Freitas: Elevado dinamismo em um ecossistema tropical urbano. *Ecologia Australis* 16(3): 391-407, 2012.
- Monsen, N. E.; Cloern, J. E.; Lucas, L. V. A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnol. Oceanogr.*, 47(5), 1545-1553, 2002.
- Nash, J. E.; Sutcliffe, J. V. River flow forecasting through conceptual models, Part I – A discussion of principles, *J. Hydrol.*, 10, 282-290, 1970.
- Ometto, J. P.; Cimpleris, A. C. P.; Santos, M. A.; Rosa, L. P.; Abe, D.; Tundisi, J. G.; Stech, J. L.; Barros, N.; Roland, F. Carbon emission as a function of energy generation in hydroelectric reservoirs in Brazilian dry tropical biome. *Energy Policy* 58, 109-116, 2013.
- Odum, H.T. Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, 1: 102-117, 1956.
- Pace, M.L.; Cole, J.J. Effects of whole-lake manipulations of nutrient loading and food web structure on planktonic respiration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 487-496 (2000).
- Pace, M.L.; Prairie, Y.T. Respiration in lakes. Respiration in aquatic ecosystems, chapter 7, p. 103-121. Oxford University Press.
- Pannard, A.; Beisner, B. E.; Bird, D. F.; Braun, J.; Planas, D.; Bormans, M. Recurrent internal waves in a small lake: Potential ecological consequences for metalimnetic phytoplankton populations. *Limnology and Oceanography: Fluids and Environments*, 1: 91-109, 2011.
- Prairie, Y.T.; Bird, D.F.; Cole, J.J. The summer metabolic balance in the epilimnion of southeastern Quebec lakes. *Limnology and Oceanography*, 47(1), 316-321, 2002.

Pueyo, S.; Fearnside, P.M. Greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nature Climate Change* 2, 382-384, DOI: 10.1038/nclimate1540, 2012.

Raymond, P. A.; Hartmann, J.; Lauerwald, R.; Sobek, S.; McDonald, C.; Hoover, M. Butman, D.; Striegl, R.; Mayorga, E.; Humborg, C.; Kortelainen, P.; Dürr, H.; Meybeck, M.; Ciais, P.; Guth, P. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, DOI: 10.1038, Vol. 503, 2013.

Read, J.S.; Hamilton, D.P.; Desai, A.R.; Rose, K.C.; MacIntyre, S.; Lenters, J.D.; Smyth, R.L.; Hanson, P.C.; Cole, J.J.; Staehr, P.A.; Rusak, J.A.; Pierson, D.C.; Brookes, J.D.; Laas, A.; Wu, C.H. Lake-size dependency of wind shear and convection as controls on gas exchange. *Geophysical Research Letters*, Vol. 39, L09405, DOI: 10.1029/2012GL051886, 2012.

Richey, J.E.; Melack, J.M.; Aufdenkampe, A.K.; Ballester, V.M.; Hess, L.L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, Vol. 416, 2012.

Riley, S.; Stefan, H.G. Minlake: A dynamic lake water quality simulation model. *Ecological Modelling*, 43, 155-182, 1988.

Rocha, M. E. Simulação biofísicoquímica em reservatório tropical polimítico. Tese (mestrado) - Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, 2009.

Roe, P. L. Some contributions to the modelling of discontinuous flows. Lect. In *Appl. Mathematics*, 22, 163-193. 1985.

Romero, J. R.; Antenucci, J. P.; Imberger, J. One- and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. *Ecological Modelling* 174:143-160. 2004.

Rosa, L. P.; Santos, M.A.; Matvienko, B.; Santos, E.O.; Sikar, E. Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical regions. *Climatic Change* 66: 9-21, 2004.

Rosa, L. P.; Schaeffer, R. Global warming potentials: The case of emissions from dams. *Energy Policy*, Vol. 23, No 2, pp. 149-158, 1995.

Rudd, J.W.M.; Harris, R.; Kelly, C.A.; Hecky, R.E. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? *Ambio* 22, 246-248, 1993.

Rueda, F.; Moreno-Ostos, E.; Armengol, J. The residence time of river water in reservoirs. *Ecological Modelling* 191, 260-274, 2006.

Sadro, S.; Holtgrieve, G.W.; Solomon, C.T.; Koch, G.R. Widespread variability in overnight patterns of ecosystem respiration linked to gradients in dissolved organic matter, residence time, and productivity in a global set of lakes. *Limnology and Oceanography*, 59(5), 1666-1678, 2014.

Sand-Jensen, K.; Staehr, P.A. Scaling of pelagic metabolism to size, trophy and forest cover in small Danish lakes. *Ecosystems* 10: 127-141. 2007

Santos, M.A.; Rosa, L.P.; Matvienko, B. et al. Emissões de gases de efeito estufa por reservatórios de hidrelétricas. *Oecol Bras*, 12, 116-129, 2008.

Santos, M.A.; Rosa, L.P.; Sikar, B.; Sikar, E.; Santos, E.O. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. *Energy Policy* 34 481-488, 2006.

Schindler, D. E. Influence of food web structure on carbon exchange between lakes and the atmosphere. *Science* 277, 248, DOI: 10.1126/science.277.5323.248, 1997.

Scott, K.J.; Kelly, C.A.; Rudd, J.W.M. The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. *Biogeochemistry*, 47: 187-202, 1999.

Sobek, S.; Söderbäck, B.; Karisson, S.; Andersson, E.; Brunberg, A. K. A carbon budget of a small humic lake: An example of the importance of lakes for organic matter cycling in boreal catchments. *Ambio*, vol. 35, nº 8, 2006.

Solomon, C.T.; Bruesewitz, D.A.; Richardson, D.C.; Rose, K.C.; Van de Bogert, M.C.; Hanson, P.C.; Kratz, T.K.; Larget, B.; Adrian, R.; Babin, L.B.; Chiu, C.; Hamilton, D.P.; Gaiser, E.E.; Hendricks, S.; Istvánovics, V.; Laas, A.; O'Donnell, D.M.; Pace, M.L.; Ryder, E.; Staehr, P.A.; Torgersen, T.; Vanni, M.J.; Weathers, K.C.; Zhu, G. Ecosystem respiration: Drivers of daily variability and background respiration in lakes around the globe. *Limnology and Oceanography*, 58(3), 849-866, 2013.

Sorribas, M.V.; Collischonn, W.; Marques, D.M.; Fragoso Jr., C.R.; Castro, N.M.R.; Souza, R.S. Modelagem distribuída do carbono em bacias hidrográficas. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Volume 17 n.3, 225-240, Jul/Set 2012.

Souza, R.S. Regulação espaço-temporal e implicações das mudanças climáticas na emissão de gases do efeito estufa em ecossistemas aquáticos subtropicais. Porto Alegre-RS. IPH/UFRGS. Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

Srinivasan, J.G.A.; Muttiah, R.S.; Williams, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment, Part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 1998.

St. Louis, V. L.; Kelly, C. A.; Duchemin, E.; Rudd, J. W. M.; Rosenberg, M. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *BioScience*, vol. 50, Nº 9, 2000.

Staehr, P.A.; Testa, J.M.; Kemp, W.M.; Cole, J.J.; Sand-Jensen, K.; Smith, S.V. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. *Aquatic Sciences*, 74: 15-29, 2012.

Staehr, P.A.; Baastrup-Spohr, L.; Sand-Jensen, K.; Stedmon, C. Lake metabolism scales with lake morphometry and catchment conditions. *Aquatic Science*, 74:155-169, 2012.

Staehr, P.A.; Jensen, K.S.; Raun, A.L.; Nilsson, B.; Kidmose, J. Drivers of metabolism and net heterotrophy in contrasting lakes. *Limnology and Oceanography*, 55(2), 817-830, 2010.

Suhett, A.L.; Amado, A.M.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Farjalla, V.F. O papel da fotodegradação do carbono orgânico dissolvido (COD) nos ecossistemas aquáticos. *Oecol. Bras.*, 10(2):186-204, 2006.

Summers, J. K. A simulation model of carbon and oxygen dynamics in a reservoir. *Ecological Modelling*, 28: 279-309. 1985.

Tang, S.; Sun, T.; Shen, X.; Qi, M.; Feng, M. Modeling net ecosystem metabolism influenced by artificial hydrological regulation: An application to the Yellow River Estuary, China. *Ecological Engineering*, 2014.

Testa, J.M.; Li, Y.; Lee, Y.J.; Li, M.; Brady, D.C.; Di Toro, D.M.; Kemp, W.M.; Fitzpatrick, J.J. Quantifying the effects of nutrient loading on dissolved O<sub>2</sub> cycling and hypoxia in Chesapeake Bay using a coupled hydrodynamic-biogeochemical model. *Journal of Marine Systems* 139, 139-158, 2014.

Tranvik, L. J.; Downing, J. A.; Cotner, J. B.; Loiselle, S. A.; Striegl, R. G.; Ballatore, T. J.; Dillon, P.; Finlay, K.; Fortino, K.; Knoll, L. B.; Kortelainen, P. L.; Kutser, T.; Larsen, S.; Laurion, I.; Leech, D. M.; McCallister, S. L.; McKnight, D. M.; Melack, J. M.; Overholt, E.; Porter, J. A.; Prairie, Y.; Renwick, W. H.; Roland, F.; Sherman, B. S.; Schindler, D. W.; Sobek, S.; Tremblay, A.; Vanni, M. J.; Verschoor, A. M.; Wachenfeldt, E. V.; Weyhenmeyer, D. A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.*, 54 (6, part 2), 2298-2314, 2009.

Tremblay, A.; Varfalvy, L.; Roehm, C.; Garneau, M. Greenhouse Gas Emissions – Fluxes and Processes (Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments). *Environmental Science*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2005.

Tucci, E.M.C. Modelos Hidrológicos. *Associação Brasileira de Recursos Hídricos/ABRH*. Editora Ufrgs, 1ª edição, 652 p., 1998.

Tucci, E.M.C. Modelos Hidrológicos. *Associação Brasileira de Recursos Hídricos/ABRH*. Porto Alegre: Editora Ufrgs, 2ª edição, 2005.

Van de Bogert, M.C.; Carpenter, S.R.; Cole, J.J.; Pace, M.L. Assessing pelagic and benthic metabolism using free water measurements. *Limnology and Oceanography: Methods* 5, 145-155, 2007.

Vargas, T.; Adami, M.V.D.; Aver, E.A.S.; Belladonna, R.; Zago, M.A.; Frizzo, E.E. Monitoramento hidroquímico dos córregos afluentes da represa faxinal, Caxias do Sul – RS. *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos/ABRH*. 2013.

Zhang, H.; Huang, G.H.; Wang, D.; Zhang, X.; Li, G.; An, C.; Cui, Z.; Liao, R.; Nie, X. An integrated multi-level watershed-reservoir modeling system for examining hydrological and biogeochemical processes in small prairie watersheds. *Water research* 46, 1207-1224, 2012.

Wang, F.; Wang, B.; Liu, C.; Wang, Y.; Guan, J.; Liu, X.; Yu, Y. Carbon dioxide emission from surface water in cascade reservoirs-river system on the Maotiao River, southwest of China. *Atmospheric Environment* 45 3827-3834, 2011.

Weiss, R. F. Carbon dioxide in water and seawater: The solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry*, 2: 203-215, 1974.

Weissenberger, S.; Lucotte, M.; Houel, S.; Soumis, N.; Duchemin, E.; Canuel, R. Modeling the carbon dynamics of the La Grande hydroelectric complex in northern Quebec. *Ecological Modelling*, 221: 610-620, 2010.

Wetzel, R. G.; Likens, G. E. Limnological Analyses. *Springer*. 3ª edição, 2000, 1991 Springer-Verlag New York, Inc.

Whitfield, C.J.; Aherne, J.A.; Baulch, H.M. Controls on greenhouse gas concentration in polymictic headwater lakes in Ireland. *Science of the Total Environment*, 410-411/217-225, 2011.