

## Modelagem Distribuída do Carbono em Bacias Hidrográficas

Mino Viana Sorribas; Walter Collischonn; David da Motta Marques; Carlos Ruberto Fragoso Jr.;  
Nilza Maria dos Reis Castro; Rafael Siqueira Souza

IPH/UFRGS

*mino\_vc@hotmail.com; collischonn@iph.ufrgs.br; dmm@iph.ufrgs.br; crubertofj@hotmail.com;*

*nilza@iph.ufrgs.br; rafa030380@yahoo.com.br*

Recebido: 07/12/11 - revisado: 26/03/12 - aceito: 04/04/12

---

---

### RESUMO

Recentemente, as águas interiores (i.e. lagos, reservatórios, banhados, etc.) foram reconhecidas como um compartimento ativo e importante do ciclo global do carbono. O balanço de carbono nos ecossistemas aquáticos permite avaliar o metabolismo dos mesmos e caracterizar estados de fonte ou sumidouro. O aporte de carbono terrestre possui um papel importante no metabolismo e na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, portanto, a melhor compreensão dos processos que atuam na ciclagem e transporte do carbono terrestre para os corpos de água é necessária. O objetivo deste trabalho é conectar os processos do ciclo do carbono nas fases terrestre e aquática em bacias hidrográficas, com vistas à análise integrada do balanço de carbono em águas interiores. Um modelo distribuído para simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas, denominado MGB-IPH-C, foi desenvolvido e acoplado ao modelo MGB-IPH que simula os processos hidrológicos. O MGB-IPH-C foi estruturado em dois módulos principais: balanço no solo e balanço na água. O modelo foi aplicado na bacia hidrográfica do rio Ijuí, situada no planalto meridional gaúcho, com foco nas sub-bacias do Taboão e Turcato, no rio Potiribu. Nessas duas sub-bacias, dados mensais de vazão, carbono orgânico e carbono inorgânico foram utilizados para quantificar a exportação fluvial e auxiliar no ajuste do modelo.

**Palavras-chave:** ciclo de carbono, simulação hidrológica, exportação de carbono, qualidade de água.

---

---

### INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a importância da exportação fluvial de carbono terrestre foi destacada por estudos em diferentes escalas e ambientes (Richey et al. 2002; Melack et al. 2009; Del Giorgio, 1997; Hope et al. 1996; Sobek et al. 2003; Jansson et al., 2001; Cole e Caraco, 2001; Mulholland, 2002), sendo o compartimento de águas interiores proposto como um “conduto (metabolicamente) ativo” dentro do ciclo global do carbono (Cole et al. 2007). No balanço de ecossistemas aquáticos, o carbono oriundo da fase terrestre da bacia hidrográfica (ou alóctone) pode ser degradado na coluna d’água, armazenado nos sedimentos, perdido para a atmosfera ou exportado para outros corpos de água na rede drenagem (i.e. lagos, reservatórios) até chegar aos oceanos. Tranvik et al. (2009) mostraram que no conduto ativo, 48% do carbono de origem terrestre é emitido para a atmosfera, 21% é armazenado nos sedimentos e 31% chega aos oceanos. Sendo assim, a quantificação do aporte de carbono e das outras componentes do balanço é fundamental para melhor

compreensão dos ecossistemas aquáticos e do papel das águas interiores na ciclagem de carbono.

Atualmente as estimativas dos fluxos em escala regional e global são oriundas de bancos de dados de águas interiores, em sua grande maioria, do hemisfério norte. Existem diversos estudos de quantificação da exportação fluvial de carbono em bacias hidrográficas da Europa e América do Norte (Hope et al., 1994; Hinton et al., 1997, 1998; Cole e Caraco, 2001; Tranvik et al., 2009; Wallin et al. 2010) que permitiram um melhor entendimento sobre as componentes do balanço de carbono em regiões de clima temperado e boreal. Em regiões de clima tropical, a maioria dos estudos na ciclagem de carbono em bacias hidrográficas foi realizada na Bacia Amazônica (Houghton et al., 2009; Melack et al., 2009; Richey et al., 2002; Johnson et al., 2006, 2008; Waterloo et al., 2006). No estado de São Paulo, Mortatti et al. (2006a, 2006b) caracterizaram a origem e estimaram os fluxos de carbono nas bacias do rio Tietê e do rio Piracicaba, com ênfase na fração inorgânica. No entanto, ainda existe uma carência de estudos de exportação de carbono em clima sub-tropical, sendo essa uma lacuna a ser explorada.

Sendo a dinâmica dos ecossistemas aquáticos associada ao aporte e a mineralização de carbono orgânico terrestre da bacia hidrográfica, dependentes de processos de transporte (e.g. ciclo hidrológico) e biogeoquímicos associados (Cole e Caraco, 2001; Evans et al., 2005; Dawson e Smith, 2007; Vahatalo, 2000; Futter et al. 2007) este estudo busca a melhor compreensão de fatores que atuam na variabilidade espacial e temporal nas concentrações de carbono em corpos de água por meio de modelagem matemática baseada em processos. Em geral, os modelos para simulação de qualidade de água em bacias hidrográficas e/ou canais (HSPF, Bingner e Theuer, 2001; AnnAGNPS, Bicknell et al. 1993; QUAL2K, Chapra, 2008; MIKE-SHE, Refsfaard e Storm, 1995; SWAT, Arnold et al., 1998; MGB-IPHq, Larentis et al. 2008; HEC-RAS, Brunner, 2010) quando representam o carbono, o fazem de forma indireta por meio da demanda bioquímica de oxigênio e, eventualmente, pela biomassa de fitoplâncton. No entanto, os processos relacionados ao aporte, transporte e mineralização do carbono de degradação lenta (e.g. detritos húmicos e recalitrantes) oriundos da bacia hidrográfica nos corpos de água não costumam ser representados.

Para a simulação do balanço de carbono no compartimento terrestre (vegetação e solo) existem modelos de ecossistema, tais como o CENTURY (Parton et al. 1987 apud Metherell et al. 1996), DAYCENT (Parton et al. 1998), TERRAFLUX (Neff e Asner, 2001) e IBIS (Foley et al. 2005), entre outros, desenvolvidos para avaliar a dinâmica de carbono em diferentes biomas, e também, modelos como o YASSO (Liski et al. 2005; Tuomi et al. 2009) e ROMUL (Chertov et al. 2001) que enfatizam as transformações nas camadas superficiais do solo. Estes modelos simulam principalmente os processos verticais do balanço de carbono (i.e. atmosfera-vegetação-solo), sem representar os fluxos horizontais e o transporte devido ao escoamento na bacia hidrográfica e rede de canais.

O presente trabalho apresenta um modelo distribuído para simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas, denominado MGB-IPH-C, integrado ao modelo hidrológico MGB-IPH. O mesmo foi aplicado em sub-bacias do rio Ijuí e os resultados confrontados com estimativas de exportação fluvial de carbono orgânico e inorgânico por meio dados de monitoramento. Por meio da modelagem matemática, visamos representar a variabilidade temporal e a heterogeneidade espacial do ciclo do carbono em bacias hidrográficas para análise integrada nessa escala.

## METODOLOGIA

O trabalho foi desenvolvido seguindo as etapas: (i) levantamento de processos associados ao ciclo do carbono no solo e na água, utilizados na idealização dos compartimentos e vias de fluxo do ciclo de carbono para a escala de bacia hidrográfica; (ii) aplicação do modelo hidrológico MGB-IPH na bacia hidrográfica do rio Ijuí para representação dos processos hidrológicos por meio de simulação; (iii) modelagem matemática sistêmica para representação da dinâmica de carbono em bacia hidrográfica e acoplamento à estrutura do modelo hidrológico; (iv) análise qualitativa da resposta do modelo para simulação da dinâmica de carbono desenvolvido, MGB-IPH-C; (v) estimativa dos fluxos fluviais de carbono por meio de monitoramento; (vi) ajuste do modelo de carbono

O MGB-IPH-C foi utilizado para simular a dinâmica de carbono no período de 2008 a 2009, concorrente com os dados de monitoramento nas sub-bacias Taboão(84km<sup>2</sup>) e Turcato(19km<sup>2</sup>) do rio Potiribu, contribuinte da margem esquerda do rio Ijuí, no noroeste do Rio Grande do Sul. Inicialmente, o modelo hidrológico distribuído MGB-IPH foi calibrado utilizando dados hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Ijuí para o período de 1983 a 1989, com verificação no período de 1989 a 1994. Ambos esses períodos não apresentam séries históricas nas sub-bacias do rio Potiribu adequadas para calibração do modelo MGB-IPH. Sendo assim, partindo do ajuste inicial, o modelo hidrológico foi reajustado à parte nessas sub-bacias para o período de 1998 a 2003.

### Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Ijuí está localizada na região norte-noroeste do estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 28°00' a 29°05' de latitude Sul e 53°11' a 55°21'. A bacia possui suas nascentes no planalto meridional gaúcho e segue sentido leste-oeste até desaguar na margem esquerda do Rio Uruguai, drenando uma área de 10.703 km<sup>2</sup>. Os principais cursos de água são: o rio Potiribu, o rio Conceição, o rio Ijuzinho e o rio Ijuí.

A maior parte das atividades econômicas desta bacia está ligada ao setor primário (SEMA/RS, 2000). A vegetação nativa consiste em Mata Atlântica e Mata Araucária, pois a região é caracterizada por uma agricultura intensiva de soja e milho no verão e aveia e trigo no inverno. A maior parte do solo da

região é classificada como latossolos, terras roxas estruturadas e neossolos litólicos. O regime de precipitações é homogêneo durante todo o ano, apresentando chuvas mensais entre 120 e 150 mm, com um total anual médio de 1750 mm. Os principais usos da água se destinam à irrigação e ao abastecimento público, além da geração de energia em pequenas centrais hidrelétricas (PCHs).

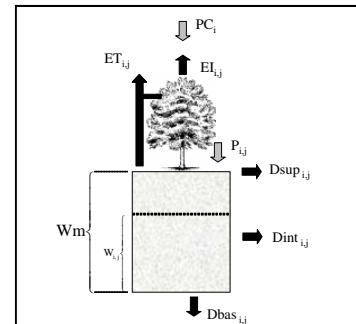
A escolha desse local foi motivada pela instalação recente de um sistema de monitoramento mensal (2008-2009) de dados físico-químicos na água, incluindo a medição de carbono orgânico e inorgânico dissolvido nas bacias do Taboão (84 km<sup>2</sup>) e Turcato (19 km<sup>2</sup>), embutidas na bacia do rio Potiribu que, por sua vez, é afluente do rio Ijuí. A bacia do Potiribu é considerada representativa do derrame basáltico no Sul do Brasil por apresentar características físico-climáticas homogêneas (Bordas e Borges, 1990) e possui monitoramento hidrológico das bacias embutidas (micro à meso escala) coordenado pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS) desde 1989. Mais informações podem ser encontradas em estudos já realizados (Castro et al. 1999, 2000; Silva et al. 2003, 2004; Vieiro et al. 2005; Goldenfum et al. 2008; Girardi et al., 2011). Foram utilizados também dados hidrológicos em intervalo de tempo diário (vazão e chuva) de estações registradas na ANA, além de dados de normais climáticas de postos do INMET na região.

### Modelagem hidrológica

Neste trabalho foi utilizado o modelo hidrológico distribuído, Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH), para representar o regime hidrológico da bacia do rio Ijuí. Este modelo representa matematicamente os processos hidrológicos por meio de relações físicas e conceituais, em três etapas: balanço vertical de água no solo e geração de escoamento nas bacias (Figura 01); amortecimento e retardo de escoamento nas sub-bacias; e, propagação do escoamento em rios e em planícies de inundação (Muskingum-Cunge ou hidrodinâmico). Opcionalmente, é possível simular o armazenamento e propagação do escoamento em reservatórios. Uma descrição detalhada do MGB-IPH e aplicações do mesmo podem ser encontradas em outras fontes (i.e. Collischonn, 2001; Collischonn e Tucci, 2001; Larentis, 2008; Collischonn et al., 2006, 2007a, 2007b, 2007c; Collischonn et al. 2008; Paiva, 2009; Paiva et al. 2011a, 2011b; Sorribas, 2011).

A bacia hidrográfica é discretizada espacialmente em unidades menores, denominadas mini-bacias, utilizando ferramentas de geoprocessamento

a partir de um modelo digital de elevação (MDE), usualmente do SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*, com resolução espacial de 90m). Utiliza-se o conceito de Unidades Resposta Hidrológica (URHs) para representar a variabilidade das características físicas em cada mini-bacia. Cada URH é definida de forma a representar uma resposta particular do ponto de vista hidrológico, usualmente, por meio do cruzamento de mapas temáticos de tipo de solo, cobertura vegetal, uso e ocupação.



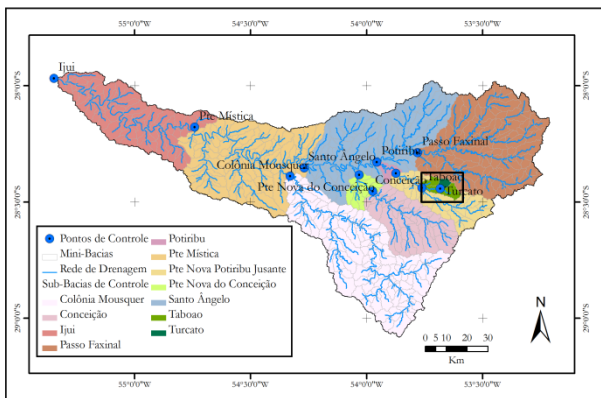
**Figura 01 – Estrutura do modelo de balanço vertical de água no solo e separação de escoamento, superficial ( $D_{sup}$ ), sub-superficial ( $D_{int}$ ) e subterrâneo ( $D_{bas}$ ) de cada unidade de resposta hidrológica no MGB-IPH.**

Na aplicação do modelo na bacia do rio Ijuí foi utilizada uma discretização em 522 mini-bacias. A delimitação das sub-bacias foi baseada na disponibilidade de dados fluviométricos na região. Foram utilizados 8 postos com dados de vazão os quais foram considerados para calibração e verificação do modelo hidrológico. A Tabela 01 e a Figura 02 apresentam, respectivamente, os postos fluviométricos considerados na calibração e as sub-bacias definidas.

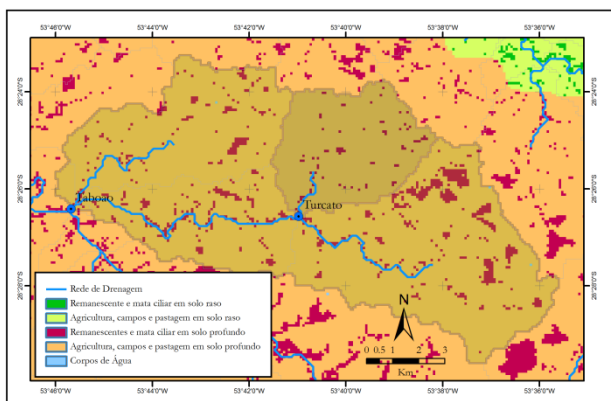
O mapeamento das unidades de resposta hidrológica foi obtido por meio do cruzamento do Mapa Exploratório dos Solos do Rio Grande do Sul (IBGE, 2002) e do mapa de uso e cobertura de solo da região. Esse último foi elaborado a partir da classificação supervisionada de imagens compostas por superposição das reflectâncias registradas nos sensores das bandas 3, 4 e 5, nas cores azul, verde e vermelho, respectivamente – uma combinação usada frequentemente para identificação de aspectos de paisagem – do satélite Landsat 5 TM. Por fim, a bacia hidrográfica do rio Ijuí foi classificada em cinco unidades de resposta hidrológicas: matas em solo raso (2.6%); agricultura, campos e pastos em solo raso (13.9%); matas em solo profundo (7.0%); agricultura, campos e pastos em solo profundo (76.3%); e água (0.3%).

**Tabela 01 - Postos fluviométricos e pontos de controle para definição de sub-bacias na bacia do rio Ijuí.**

Código	Nome	Área de Drenagem (km <sup>2</sup> )
75186000	Pte Nova do Potiribu-Jusante	629
75200000	Conceição	805
75205000	Pte Nova do Conceição	966
75295000	Colônia Mousquer	2131
75155000	Passo Faxinal	2003
75230000	Santo Ângelo	5414
75320000	Ponte Mística	9426
TA-IPH	Taboão	84
TU-IPH	Turcato	19
-	Exutorio Potiribu	663
-	Exutorio Ijuí	10703



**Figura 02 – Sub-bacias e pontos de controle da bacia hidrográfica do rio Ijuí**

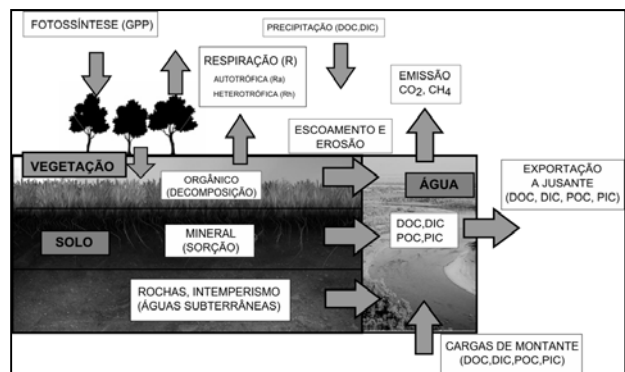


**Figura 03 – Unidades de Resposta Hidrológica e sub-bacias do Taboão e Turcato.**

A qualidade da calibração foi realizada utilizando três funções de eficiência usuais em hidrologia: o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe das vazões ( $E_{NS}$ ); índice de eficiência de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões ( $E_{NSlog}$ ); e, erro relativo de volume total dos hidrogramas.

**Modelagem do Ciclo do Carbono**

O ciclo do carbono em bacias hidrográficas pode ser apresentado conforme a Figura 04. O carbono entra no sistema terrestre via fotossíntese sendo assimilado na biomassa da vegetação. Parte desse carbono é emitido de volta para a atmosfera pela respiração da vegetação, enquanto o restante pode ser transferido para o solo. Processos de decomposição e sorção no solo influenciam na disponibilidade de carbono para transporte na bacia hidrográfica, sendo que esse ocorre por via de escoamento e processos erosivos. O carbono terrestre é transferido para os corpos de água onde pode ser armazenado, mineralizado e transferido para a atmosfera ou para as demais conexões da rede de drenagem (e.g. confluências, afluências, etc.).



**Figura 04 – Esquema geral para o ciclo do carbono em bacias hidrográficas**

Os compartimentos e as vias de fluxos demonstrados consistem a base para a modelagem matemática da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas. Uma descrição mais detalhada dos processos e compartimentos associados ao ciclo do carbono em bacias hidrográficas se encontra em Sorribas (2011).

O modelo conceitual para simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas desenvolvido é semelhante ao apresentado em Futter et al. (2007) é separado em dois módulos distintos: solo e água. No solo, de cada URH, são representadas três

formas de carbono, a saber: carbono orgânico sólido (SOC), carbono orgânico dissolvido (DOC) e carbono inorgânico dissolvido (DIC). São representados os processos de mineralização microbiana e processos de sorção e dessorção entre a fração sólida e dissolvida. O sistema é alimentado pelo aporte de carbono na forma sólida, decorrente da quebra de material orgânico no solo (liteira e quebra de raízes). As taxas de reação são ajustadas pela temperatura, estado de umidade e fluxo de água no solo. As frações dissolvidas são transferidas do solo para a água, considerando o escoamento gerado pelo modelo hidrológico. Uma vez no trecho de rio, o DOC pode ser mineralizado para DIC, por processo fotolítico ou microbiano. Uma parcela da fração inorgânica é perdida para a atmosfera, tanto no solo quanto na água (Figura 05).

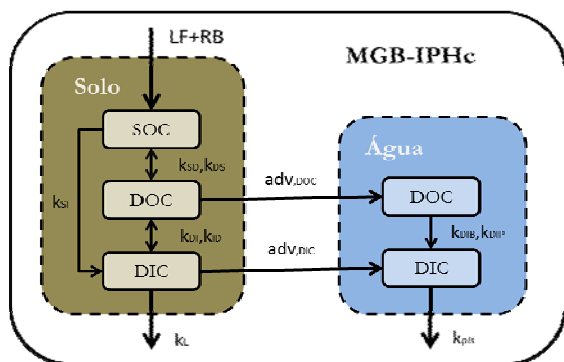


Figura 05 – Estrutura geral do modelo para modelagem matemática do ciclo do carbono em bacia hidrográfica, MGB-IPHc

O modelo para o compartimento solo é reproduzido matematicamente pelo conjunto de equações diferenciais abaixo que representa as taxas de variação temporal de carbono (SOC, DOC e DIC) para cada URH de cada mini-bacia. Seguindo a estrutura do modelo hidrológico, essa abordagem permite representar a variabilidade espacial do carbono no solo em cada mini-bacia.

$$\frac{\partial SOC_{ij}}{\partial t} = (LF + RB) + m(k_{DS} DOC_{ij} - k_{SD} SOC_{ij} - k_{SI} SOC_{ij})$$

$$\frac{\partial DOC_{ij}}{\partial t} = m(k_{SD} SOC_{ij} - k_{DS} DOC_{ij} - k_{DI} DOC_{ij}) - adv_{DOCij} DOC_{ij}$$

$$\frac{\partial DIC_{ij}}{\partial t} = m(k_{SI} SOC_{ij} + k_{DI} DOC_{ij}) - adv_{DICij} DIC_{ij} - K_L (DIC_{ij} - DIC_{sat})$$

onde: SOC, DOC e DIC são as massas [kg.km<sup>-2</sup>] de carbono orgânico agregado ao solo, orgânico dissol-

vido e inorgânico dissolvido em cada URH *j*, da mini-bacia *i*; os parâmetros LF e RB, são os termos fonte do sistema, e representam o aporte de carbono de material da liteira e raízes, respectivamente; os termos *k<sub>SD</sub>*, *k<sub>DS</sub>*, *k<sub>DI</sub>*, *k<sub>SI</sub>* representam as taxas [dia<sup>-1</sup>] de dessorção (SOC-DOC), sorção (DOC-SOC), mineralização (DOC-DIC, SOC-DIC); *K<sub>L</sub>* [m.dia<sup>-1</sup>] é a taxa de transferência de DIC na forma gasosa para a atmosfera; *DIC<sub>sat</sub>* é um parâmetro que representa a saturação de DIC no solo.

O termo *m*[-] modifica as taxas de reação sob efeito da temperatura e estado de umidade do solo:

$$m = f(T) \cdot f(SMD)$$

onde,

$$f(T) = \theta^{(T-20)}$$

$$f(SMD) = 1 - \frac{\min(SMD, SMD_{max})}{SMD_{max}}$$

sendo: T a temperatura do solo [°C]; SMD, o déficit de umidade do solo; SMD<sub>MAX</sub> o déficit de umidade máximo para ocorrência das reações;  $\theta$ , é o parâmetro do modelo de Arrhenius (*Q<sub>10</sub>*) que varia entre 1,01 e 1,03 (Chapra, 1997).

O termos *adv<sub>DOCij</sub>* e *adv<sub>DICij</sub>* representam as taxas de fluxo advectivo (saídas) do solo pelo escoamento (superficial, sub-superficial e subterrâneo) para a rede de drenagem.

$$adv_{DOCij} = \frac{\xi_{doc,sup} D_{sup} + \xi_{doc,int} D_{int} + \xi_{doc,bas} D_{bas}}{W_{ij}}$$

$$adv_{DICij} = \frac{\xi_{dic,sup} D_{sup} + \xi_{dic,int} D_{int} + \xi_{dic,bas} D_{bas}}{W_{ij}}$$

onde: os parâmetros  $\xi_{xy}$  [-] condicionam o transporte pelas vias superficial, subsuperficial e subterrânea; *D<sub>sup</sub>*, *D<sub>int</sub>*, *D<sub>bas</sub>* e *W* são parâmetros do modelo hidrológico MGB-IPH que correspondem ao escoamento pelas três vias já citadas e, o armazenamento de água no solo, respectivamente.

As cargas de carbono são integradas em nível de mini-bacia e propagadas considerando tempo de retardo dos reservatórios lineares sendo, por fim, alocadas de forma concentrada na seção de montante do canal em cada mini-bacia, utilizando o modelo de diluição abaixo:

$$C_f = \frac{C_0 Q_0 + \sum C_k Q_k}{Q_0 + \sum Q_k}$$

onde:  $C_0$  [mg.L<sup>-1</sup>] e  $Q_0$  [m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>], são a concentração e vazão inicial para um trecho (ou seção) de rio, respectivamente.  $C_k$  [mg.L<sup>-1</sup>] e  $Q_k$  [m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>] são a concentração e a vazão da  $k$ -ésima fonte que contribui para esse trecho (i.e. contribuição lateral e trechos de montante)

Nos canais, utiliza-se a equação de transporte unidimensional conforme o módulo de qualidade MGB IPHq (Larentis et al. 2008), para propagação do carbono orgânico e inorgânico dissolvido na rede de drenagem. Considera-se a cinética de mineralização (microbiana e fotolítica) de DOC para DIC que, por sua vez, pode ser perdido por volatilização para a atmosfera. Na água, os termos de cinética também são lineares e ajustados pela temperatura. Essa abordagem simplificada dos processos entre carbono orgânico e inorgânico visa representar a degradação de matéria orgânica de origem alóctone. As variações na massa de DOC e DIC nos canais são expressos por:

$$\frac{\partial(A \cdot DOC)}{\partial t} = \frac{\partial(Q \cdot DOC)}{\partial x} - f(T) \cdot A \cdot (K_{DIB} + K_{DIP})DOC$$

$$\frac{\partial(A \cdot DIC)}{\partial t} = \frac{\partial(Q \cdot DIC)}{\partial x} + f(T) \cdot A \cdot (K_{DIB} + K_{DIP})DOC - A \cdot K_{pis} (DIC - DIC_{sat})$$

onde:  $A$  [m<sup>2</sup>] e  $Q$  [m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>] são a área e a vazão da seção do canal;  $f(T)$  [-] é um fator de ajuste das taxas de degradação pela temperatura;  $K_{DIB}$  e  $K_{DIP}$  são as taxas de degradação microbiana e fotolítica [dia<sup>-1</sup>];  $K_{pis}$  [dia<sup>-1</sup>] é a velocidade de transferência de DIC na interface água-atmosfera e  $DIC_{sat}$  [mg.L<sup>-1</sup>] é um parâmetro de saturação de DIC na água.

Os parâmetros utilizados para as simulações com o módulo de carbono são apresentados na Tabela 02, considerando Futter et al. (2007; 2008; 2009) e a aplicação no estudo presente. A importância da parametrização encontra-se na magnitude dos parâmetros e seu significado dentro do todo. Por exemplo, o parâmetro  $k_{SD}$  que representa a taxa de desorção do solo é da ordem de 10<sup>-5</sup> dia<sup>-1</sup>, duas ordens de grandeza maior do que a taxa de mineralização direta de carbono orgânico do solo para inorgânico ( $k_{SI}$ ) e três ordens de grandeza menor do que a taxa de mineralização da fração orgânica dissolvida para a inorgânica. Na prática, o valor dos parâmetros individuais deve ser definida a partir da calibração do modelo em diferentes aplicações, em confronto com a determinação experimental em laboratório e fluxos simulados.

### Ajuste de Parâmetros do MGB-IPH-C

O modelo MGB-IPH-C foi ajustado manualmente utilizando funções para avaliação de eficiência e por comparação visual, para os dados observados no período de 2008 a 2009. Para avaliar a qualidade do ajuste do modelo de carbono foram utilizadas quatro medidas de desempenho, baseadas no erro entre as concentrações observadas e concentrações simuladas, e no erro entre fluxos estimados empiricamente e fluxos simulados.

Os fluxos médios anuais de DOC e DIC,  $WDOC_{emp}$  e  $WDIC_{emp}$ , respectivamente, foram estimados pelos dados de concentração e vazão instantânea, empiricamente, pelas equações:

$$\overline{WDOC}_{emp} = 365 Q_{ma} \left[ \frac{\sum_{i=1}^n CDOC_i Q_i}{Q_i} \right]$$

$$\overline{WDIC}_{emp} = 365 Q_{ma} \left[ \frac{\sum_{i=1}^n CDIC_i Q_i}{Q_i} \right]$$

onde:  $Q_{ma}$  é a vazão média anual;  $CDOC_i$  e  $CDIC_i$  são as concentrações observadas de carbono orgânico dissolvido e inorgânico dissolvido em cada amostragem;  $Q_i$  é a vazão instantânea em cada amostragem;  $WDOC_{emp}$  e  $WDIC_{emp}$  são os fluxos médios anuais de DOC e DIC estimados pelos dados, respectivamente.

Os erros na concentração de DOC e DIC foram calculadas da seguinte maneira:

$$E_{DOC} = \frac{\overline{DOC}_{sim} - \overline{DOC}_{obs}}{\overline{DOC}_{obs}}$$

$$E_{DIC} = \frac{\overline{DIC}_{sim} - \overline{DIC}_{obs}}{\overline{DIC}_{obs}}$$

onde:  $E_{DOC}$  [-] é o erro na concentração média anual de DOC, calculado pelo desvio relativo entre a concentração de DOC média anual simulada pelo modelo ( $\overline{CDOC}_{sim}$ ) e a concentração de DOC média anual estimada pelos dados ( $\overline{CDOC}_{obs}$ ). Da mesma forma,  $E_{DIC}$  [-] é o erro na concentração média de DIC, calculado pelo desvio relativo entre a concentração de DIC média simulada pelo modelo ( $\overline{CDIC}_{sim}$ ) e a concentração de DIC média dos dados observados ( $\overline{CDIC}_{obs}$ ).

Tabela 02 - Parâmetros do MGB-IPH-C

Parâmetros	Valor [unidade]	Descrição
SMD <sub>MAX</sub>	5%-35%	Déficit de umidade limite para reações cinéticas
k <sub>SI</sub>	~10 <sup>-7</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Degradação microbiana: SOC-DIC
k <sub>SD</sub>	~10 <sup>-5</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Dessorção: SOC-DOC
k <sub>DS</sub>	~10 <sup>-3</sup> a 10 <sup>-2</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Sorção: DOC-SOC
k <sub>DI</sub>	~10 <sup>-3</sup> a 10 <sup>-2</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Degradação microbiana: DOC-DIC
LF e RB	0.0 a 3.0 [gC.m <sup>-1</sup> ]	Aporte de carbono no solo via liteira e quebra de raízes
k <sub>L</sub>	0.01 a 2.5 [m.dia <sup>-1</sup> ]	Coefficiente de transferência de DIC na interface solo-ar
DIC <sub>sat</sub>	variável [mg.L <sup>-1</sup> ]	Parâmetro de saturação de DIC
ξ <sub>XV</sub>	0.0 a 1.00 [-]	Coefficientes para fluxo advectivo
k <sub>DIB</sub>	~10 <sup>-4</sup> a 10 <sup>-2</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Degradação microbiana: DOC-DIC – água
k <sub>DIP</sub>	~10 <sup>-5</sup> a 10 <sup>-3</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Degradação fotolítica: DOC-DIC – água
k <sub>pis</sub>	0.01-0.5 [dia <sup>-1</sup> ]	Coefficiente de transferência de DIC na interface água-ar

Os erros nos fluxos médios anuais (exportação fluvial média anual) de DOC e DIC foram calculadas da seguinte maneira:

$$E_{WDOC} = \frac{\overline{WDOC}_{sim} - \overline{WDOC}_{emp}}{\overline{WDOC}_{emp}}$$

$$E_{WDIC} = \frac{\overline{WDIC}_{sim} - \overline{WDIC}_{emp}}{\overline{WDIC}_{emp}}$$

onde: E<sub>WDOC</sub> [-] é o erro no fluxo médio anual de DOC [kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>], calculado pelo desvio relativo entre o fluxo médio anual de DOC simulado pelo modelo (WDOC<sub>sim</sub>) e fluxo médio anual de DOC média estimado pelos dados (WDOC<sub>emp</sub>). Da mesma forma, E<sub>WDIC</sub> [-] é o erro fluxo médio anual de DIC [kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>], calculado pelo desvio relativo entre o fluxo médio anual de DIC simulado pelo modelo (WDIC<sub>sim</sub>) e fluxo médio anual de DIC estimada pelos dados (WDIC<sub>emp</sub>).

Inicialmente, foi realizada uma análise de sensibilidade do modelo, utilizando o método da perturbação de parâmetros (Chapra 1997), permitindo identificar quais deles provocam maiores interferências nas saídas do modelo e contribuindo para o melhor entendimento do comportamento geral do modelo proposto (Sorribas, 2011).

## APLICAÇÃO

### Simulação Hidrológica

A calibração do modelo foi realizada por URHs e não por sub-bacias, tendo como critério o princípio da parcimônia na modelagem matemática

que visa a representação os processos com o menor número de parâmetros (Tucci, 2008). Como o modelo é distribuído espacialmente, os parâmetros das URHs devem variar de acordo com a representação das diferentes unidades de resposta hidrológica mapeadas inicialmente.

A calibração do modelo apresentou bons resultados para a região de estudo, observados pelos índices de eficiência e hidrogramas ajustados. A Figura 06 demonstra que o modelo hidrológico permitiu melhores ajustes (E<sub>NS</sub>: 0.7 a 0.9) para as bacias maiores, em especial, maiores que 1000km<sup>2</sup>. A eficiência menor nas bacias menores decorre de limitações do modelo na simulação, em especial, devido à incompatibilidade da frequência temporal dos dados de chuva (diários) com as escalas dos processos hidrológicos (i.e. baixo tempo de concentração e respostas rápidas da bacia à precipitação).

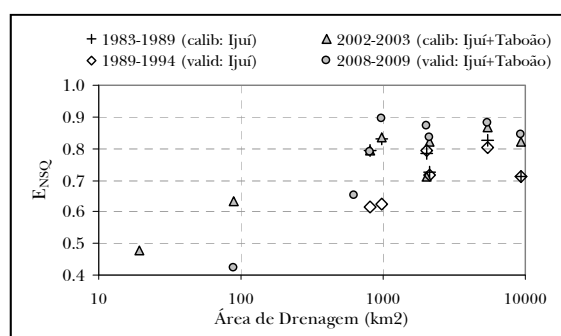


Figura 06 – Área de Drenagem x Eficiência Nash-Sutcliff

As figuras 07 e 08 apresentam os hidrogramas observados e simulados pelo MGB-IPH no posto Santo Ângelo (5414 km<sup>2</sup>) no período de calibração

e verificação, com  $E_{NS}$  e  $E_{NSlog}$  em cerca de 0.85 e  $\Delta V$  entre -2 e -5%.

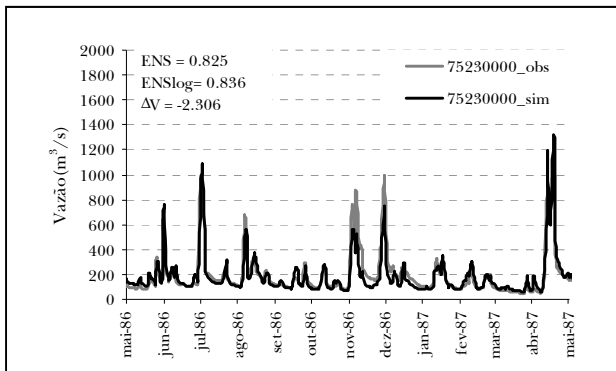


Figura 07 – Vazão Observada e Simulada em Santo Ângelo (calibração)

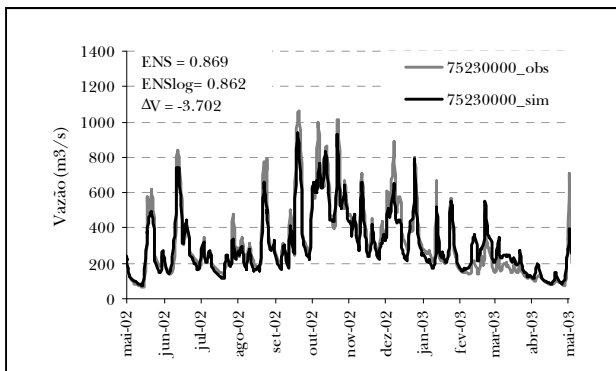


Figura 08 – Vazão Observada e Simulada em Santo Ângelo (verificação)

Devido a menor disponibilidade de dados com poucas falhas, os ajustes nas bacias embutidas do rio Potiribu, Taboão e Turcato, foram realizados com base numa calibração inicial usando séries históricas extensas das outras sub-bacias do Ijuí. Foi possível conseguir um ajuste razoável na bacia do Taboão a partir de um conjunto de parâmetros individualizado para essa sub-bacia. As figuras 09 e 10 apresentam os hidrogramas observados e simulados pelo MGB-IPH no posto Taboão (84 km<sup>2</sup>) no período de calibração e verificação. Na calibração, os índices  $E_{NS}$ ,  $E_{NSlog}$  e  $\Delta V$  foram de 0.652, 0.750 e -15%, respectivamente. Para o período concorrente ao monitoramento de dados de carbono, os índices  $E_{NS}$ ,  $E_{NSlog}$  e  $\Delta V$  foram de 0.422, 0.654 e -0.45%, respectivamente. Em geral, o modelo representou bem

o comportamento da bacia. Durante a calibração do modelo, ajustes melhores para as vazões altas foram possíveis, porém com volume excessivo nas baixas. Considerando que no período de monitoramento de dados (2008-2009) de carbono as vazões médias foram de 2.1 m<sup>3</sup>/s optou-se por um ajuste melhor nessa faixa de vazão.

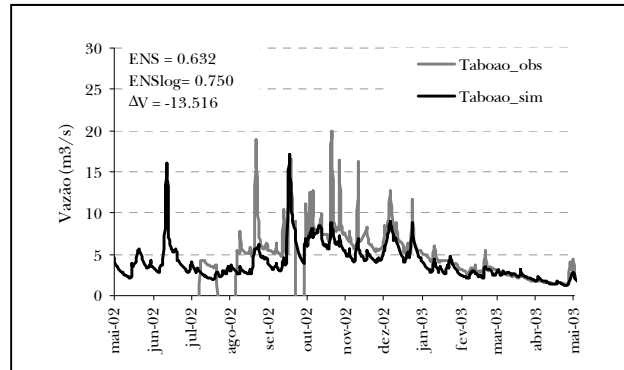


Figura 09 – Vazão Observada e Simulada em Taboão (calibração)

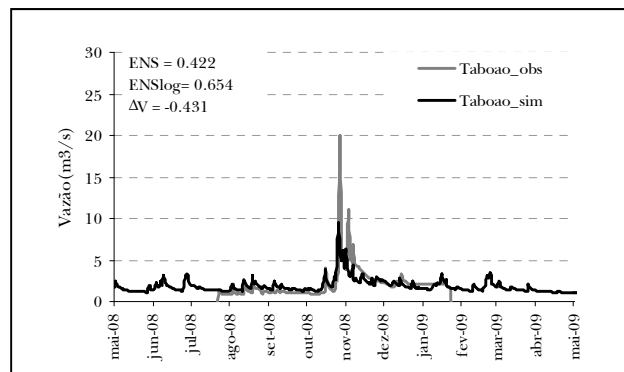


Figura 10 – Vazão Observada e Simulada em Taboão (verificação)

Na bacia do arroio Turcato não foi possível obter bons ajustes, pois a resposta dessa pequena bacia deve depender de processos que ocorrem em escala temporal menor do que a diária, utilizada na simulação.

### Simulação da Dinâmica de Carbono

#### Análise qualitativa: representação de processos

O modelo para dinâmica de carbono proposto respondeu qualitativamente de forma esperada reproduzindo os processos de acumulação e lavagem (“build-up e wash-off”) (Figura 11). Nos períodos sem chuva, o aporte de carbono via liteira



provoca um aumento na concentração de carbono no solo e um aumento. Em condições apropriadas de umidade a solubilização do carbono é favorecida e, em resposta a eventos de chuva, essa fração pode ser transferida para os trechos de rio, aumentando a concentração no corpo de água. Uma vez removido o carbono acumulado no solo, o processo de lavagem em dias subsequentes se torna mais fraco devido o aumento da retenção de carbono no solo e também pela menor disponibilidade de carbono, consequência das lavagens anteriores. A fração inorgânica tende a um estado de saturação, regulada também pela taxa de perda para a atmosfera.

Nos trechos de rio, o modelo representa a variação nas concentrações de carbono em resposta ao aporte de carga da bacia. A concentração varia conforme a entrada de água no sistema, tendo um aumento durante a subida do hidrograma e diminuição na recessão. Esse comportamento é esperado durante a lavagem de solos ricos em matéria orgânica e já foi observado (Hinton et al. 1998). Nos períodos de menor vazão, as variações na concentração de carbono no rio ficam mais sensíveis às contribuições subterrâneas e aos próprios processos biológicos, porém esses são pequenos em relação aos fluxos advectivos nos trechos de rio.

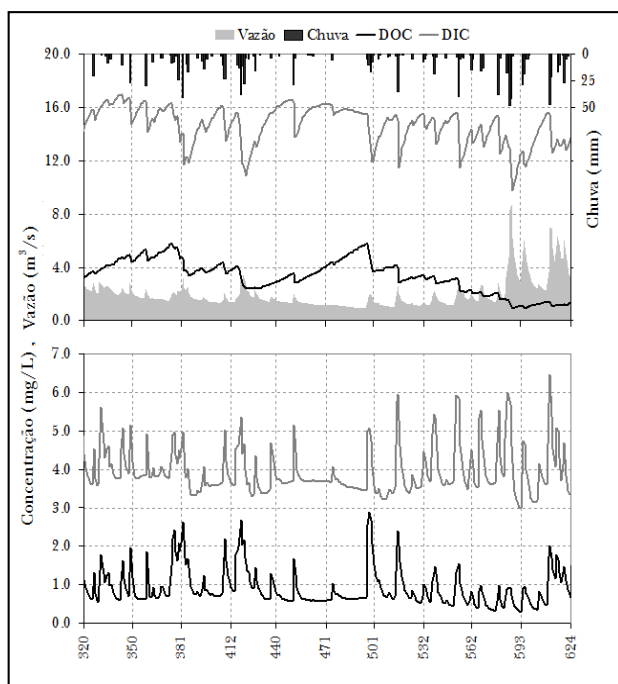


Figura 11– Simulação hipotética da dinâmica de carbono orgânico dissolvido e inorgânico dissolvido no solo (superior) e na água (inferior)

Por fim, a figura 12 apresenta o potencial de aplicação do MGB-IPH-C que diz respeito à espacialização do carbono em uma bacia, uma vez que o modelo é semi-distribuído. Nesse exemplo, a representação aponta que o carbono orgânico tende a se acumular e apresentar concentrações mais elevadas (tom mais escuro) em rios de maior porte (em bacias com maior área de drenagem), o que ocorre devido ao transporte de montante para jusante em conjunto com as baixas taxas de degradação. A construção de barragens na rede de drenagem deve reduzir as taxas de exportação, devido à redução da velocidade do escoamento e o aumento no armazenamento de carbono. Dessa forma, a modelagem e simulação do balanço de carbono em reservatórios e seu impacto sobre o balanço da bacia hidrográfica é um ponto importante a ser explorado no futuro.

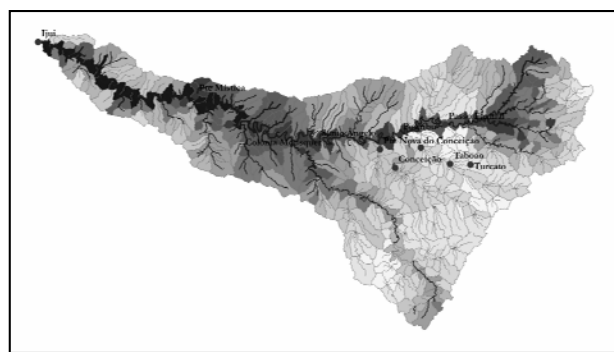


Figura 12 – Estimativa da distribuição espacial de carbono orgânico em rios e mini-bacias

O comportamento da resposta do modelo depende dos valores atribuídos aos parâmetros citados anteriormente. A regulação dos patamares das concentrações de carbono tanto no solo quanto na água, bem como a amplitude das variações depende da sensibilidade do sistema às mudanças nos parâmetros.

#### Estimativa de Fluxos Fluviais de Carbono

Em Taboão, a concentração média de carbono total foi de  $6.20 \pm 1.05 \text{ mg.L}^{-1}$ . O carbono inorgânico teve média de  $4.83 \pm 1.15 \text{ mg.L}^{-1}$  e representou a maior parcela do carbono total (cerca de 78%). O carbono orgânico teve média de  $1.38 \pm 0.81 \text{ mg.L}^{-1}$ . Os coeficientes de variação (CV) foram de 0.59 e 0.24, para DOC e DIC, respectivamente, mostrando uma maior variabilidade na fração orgânica. Em Turcató, a concentração média de carbono total foi

de  $5.75 \pm 0.96 \text{ mg.L}^{-1}$ . O carbono inorgânico teve média de  $4.59 \pm 0.93 \text{ mg.L}^{-1}$ , e representou a maior parcela do carbono total, cerca de 78% do total. O carbono orgânico teve média de  $1.16 \pm 1.02 \text{ mg.L}^{-1}$ . Os coeficientes de variação (CV) foram de 0.20 e 0.88, para DOC e DIC, respectivamente, indicando uma menor variabilidade no carbono inorgânico em relação às amostras de Taboão. A fração inorgânica, no entanto, apresentou maior variabilidade (Figura 13 e 14).

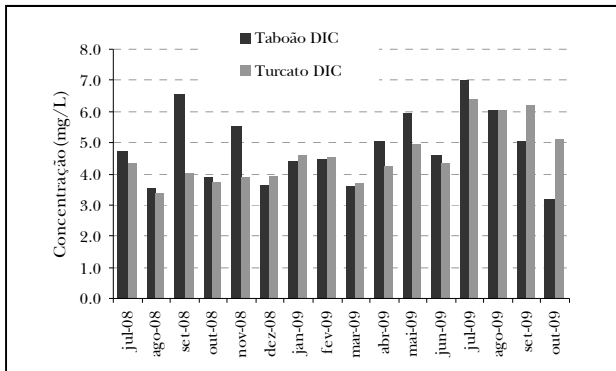


Figura 13 – Dados de monitoramento da concentração de carbono inorgânico dissolvido em Taboão e Turcato

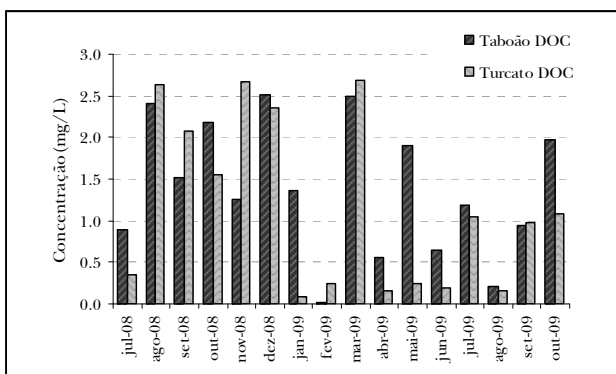


Figura 14 – Dados de monitoramento da concentração de carbono orgânico dissolvido em Taboão e Turcato

A taxa de exportação de carbono orgânico em rios varia entre 1 e  $500 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , porém na maior parte das bacias as taxas variam entre 10 e  $100 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , com uma média de  $56.2 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  (Hope et al. 1994). As estimativas dos fluxos anuais de carbono nas bacias do Potiribu apresentaram valores abaixo da média global. Em Taboão, o fluxo médio anual foi de  $24.95$  e  $7.99 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , para a fração inorgânica e orgânica, respectivamente. Em Turcato, o fluxo médio anual foi de  $38.93$  e  $9.66$

$\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , para a fração inorgânica e orgânica, respectivamente. Os valores estiveram na mesma ordem de grandeza, mas abaixo do que os estimados na bacia do rio Piracicaba (Mortatti et al., 2006) e Tietê (Mortatti et al., 2006a), em São Paulo, e a maior fração também foi inorgânica (~76 a 80%). Nessas bacias as descargas domésticas representaram uma contribuição importante devido a grande urbanização, porém na área de drenagem nas sub-bacias do rio Potiribu o uso do solo predominante é agrícola, com prática de plantio direto desde 1994.

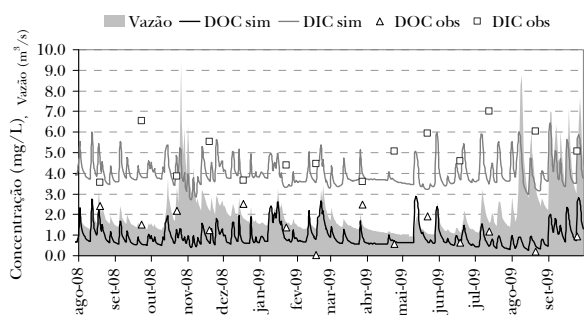
Estudos recentes sugerem que a zona hiporréica, a região porosa onde as águas superficiais e subterrâneas se encontram no fundo e margens de corpos de água, possuem um papel importante no funcionamento do metabolismo dos ecossistemas de águas interiores, principalmente em bacias de cabeceira (Jones e Mulholland, 1998a, 1998b; Mulholland, 2002; Hope et al. 2002; Hlavacová, 2003). Sendo assim, a maior proporção de carbono inorgânico, em relação à fração inorgânica, encontrada nas bacias do Potiribu pode estar associada e refletir processos respiratórios da zona hiporréica ou solos adjacentes.

#### Ajuste do Modelo MGB-IPH-C

O ajuste do modelo de carbono foi realizado utilizando a simulação do período entre 2008 e 2009 que abrange o intervalo com dados observados no ponto de controle Taboão. A análise de sensibilidade dos parâmetros do MGB-IPH-C, pelo método da perturbação, demonstrou maior sensibilidade nas concentrações máximas e concentrações mínimas, seguida pela exportação média anual e concentração média anual de carbono orgânico e inorgânico dissolvido. Os parâmetros mais sensíveis estiveram associados ao limiar de umidade ( $SMD_{MAX}$ ) e as parcelas de fluxo advectivo ( $\xi_{XSUP}$ ,  $\xi_{XBAS}$ ) por escoamento superficial e subterrâneo. Os parâmetros de desorção para DOC ( $k_{SD}$ ) e perdas para a atmosfera em DIC ( $k_L$ ,  $k_{PIS}$ ,  $DIC_{SAT}$ ) apresentaram sensibilidade, mas em menor grau (Sorribas, 2011).

A Figura 15 apresenta as variações de carbono orgânico e inorgânico simuladas e os valores amostrados. O modelo conseguiu representar a ordem de grandeza das variáveis de forma adequada. O melhor ajuste manual foi realizado considerando as concentrações e cargas anuais médias estimadas pelos dados observados. A carga simulada pelo modelo foi de  $7.32 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  e  $31.49 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , para o carbono orgânico e inorgânico, respectivamente. Esse ajuste quando comparado aos valores estimados anteriormente de,  $7.99 \text{ kg.ha}^{-1}$

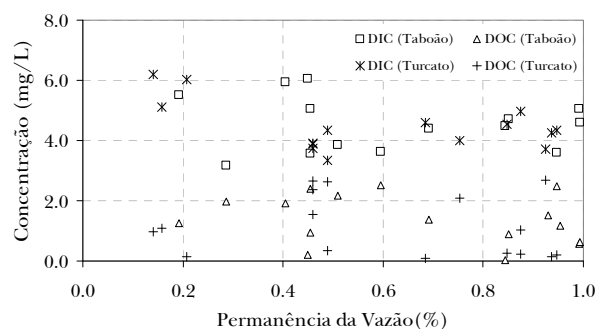
ano<sup>-1</sup> e 24.95 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, representam um desvio relativo de +8.4% e +26.2%, para o carbono orgânico e inorgânico, respectivamente. As concentrações médias para o período simuladas foram de 0.89 e 4.05 mg.L<sup>-1</sup>, para carbono orgânico e inorgânico, respectivamente. Comparando com a média estimada pelos valores observados de 1.16 e 4.54 mg.L<sup>-1</sup>, temos um desvio relativo de -21.6% e +10.8% nas concentrações. Concorrente com o observado na análise de sensibilidade, os parâmetros de escoamento apresentaram um papel importante na calibração e mostraram uma menor taxa de fluxo adveectivo via subterrânea para a fração orgânica, em relação, à inorgânica, definindo os níveis de concentração de base (mínimos).



**Figura 15 – Resultado da simulação do modelo de carbono ajustado manualmente e dados observados no ponto de controle Taboão**

A amplitude e a frequência da flutuação das concentrações entre os períodos de amostragem é um fator subjetivo no ajuste do modelo. A maior parte da amostragem foi realizada em vazões de permanência entre 90% e 40% do tempo, com baixa representatividade das vazões de cheia (Figura 16). Em regiões da Amazônia, com sazonalidade marcada, o fluxo de carbono orgânico durante o período chuvoso pode representar até entre 65-80% do total anual (Johnson et al., 2003, Waterloo et al. 2006). Hinton et al. (1997; 1998) demonstraram que os fluxos de DOC durante eventos de chuva em bacias de resposta rápida apresentam alta variabilidade e que mesmo estimativas geradas a partir de médias ou ponderações utilizando dados de eventos semanais podem subestimar os valores em escalas maiores (i.e. mensal ou anual). Sendo assim, a exportação fluvial de carbono estimada nesse estudo deve representar adequadamente as condições em vazões médias e baixas da bacia. A importância do aporte de material terrestre durante eventos de cheia sobre

a concentração de carbono e fluxos na bacia monitorada permanece em aberto.



**Figura 16 – Permanência da Vazão x Concentração de Carbono durante o monitoramento**

Devido a grande incerteza sobre o que ocorre nos períodos entre as amostragens, atentar às limitações do conjunto de ferramentas de modelagem e monitoramento, frente à alta complexidade da dinâmica dos sistemas é fundamental para aplicação adequada das mesmas. A calibração de modelos de ecológicos e qualidade de ecossistemas aquáticos exige monitoramento em frequência compatível com a escala dos processos atuantes na dinâmica do ecossistema, usualmente diária. Considerando o monitoramento trimestral da qualidade de água usual e, a definição de alternativas para o ajuste de parâmetros em modelos de simulação de sistemas dinâmicos sob limitada disponibilidade de dados é um tema de grande utilidade a ser explorado.

## CONCLUSÃO

Nesse trabalho foi apresentado um modelo conceitual e matemático para o ciclo do carbono em bacias hidrográficas. Em ecossistemas aquáticos o carbono sofre processos de transformação por vias bióticas e abióticas podendo, em geral, ser armazenado, exportado por via fluvial ou perdido para a atmosfera em forma de gases. O transporte e variabilidade espacial das perdas de carbono do solo para os corpos de água devem estar vinculados à resposta aos eventos de precipitação e às mudanças nos caminhos e fluxos de água através dos diferentes tipos de solo e cobertura vegetal que compõe as bacias hidrográficas. Considerando os fatores que atuam no ciclo do carbono em bacias hidrográficas, os

processos de sorção, a decomposição de matéria orgânica e a dissolução de carbono inorgânico na água do solo associados ao transporte pelo escoamento devem ter papel importante sobre o metabolismo de corpos de água interiores.

O modelo hidrológico MGB-IPH utilizado para representar os processos hidrológicos apresentou bons resultados para a simulação hidrológica da bacia hidrográfica do Ijuí. O modelo de carbono MGB-IPH-C responde aos processos hidrológicos de forma dinâmica e apresenta flexibilidade para representação da variabilidade temporal e espacial nas concentrações de carbono no solo e nos trechos de rio. Os resultados de fluxo de carbono calculados pelo modelo proposto podem ser considerados razoáveis quando comparado às concentrações e fluxos estimados empiricamente, porém uma representação mais consistente do comportamento do sistema no qual foi aplicado exige uma amostragem em frequência amostral maior ou dados durante eventos de vazões mais elevadas.

Sobretudo, o trabalho demonstra que pode ser realizar o pareamento de processos terrestres e aquáticos do ciclo do carbono e associações o ciclo hidrológico (i.e. transporte) em escala de bacia hidrográfica com modelos de baixa complexidade (em termos de compartimentos e vias de fluxo), como o proposto aqui, em contraste com os modelos de ecossistema existentes. Considerando a proposta recente de modelagem de processos do ciclo do carbono para análise do metabolismo e emissão de gases de efeito estufa de sistemas lago/reservatório (Souza et al., 2011 e Sbrissia et al., 2011), o presente trabalho pode contribuir para a parametrização de cargas afluentes em modelos lago/reservatório, para a análise integrada da dinâmica do carbono na bacia hidrográfica.

O desenvolvimento do MGB-IPH-C continua, visando a melhor representação da complexidade dos sistemas de águas interiores, visando a compreensão do metabolismo de águas interiores e sua conexão com a superfície terrestre. A modelagem do balanço de carbono em ambientes lênticos (e.g. reservatórios, lagos e açudes) e sistemas adjacentes (e.g. planícies de inundação, banhados) e a aplicação em outras bacias com dados compatíveis em diferentes escalas espaciais devem contribuir para a validação e, caso necessário, a revisão dos compartimentos e das vias de fluxo de carbono representados. A utilização de informações provenientes de produtos de sensoriamento remoto como produtividade primária, índices de vegetação, biomassa, campos de precipitação e umidade do solo são ainda alternativas atraentes para parametrização espacial

do modelo. Esse trabalho contribui para estudos de exportação fluvial de carbono, parametrização dinâmica de cargas em modelos de qualidade de água e/ou ecológicos de lagos/reservatórios, e o pareamento do sistema terrestre-aquático na análise do ciclo de carbono e dinâmica de ecossistemas de águas interiores.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro a CNPq pela concessão da bolsa de mestrado no Programa de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH-UFRGS) e à Rede de Pesquisa em Bacias Representativas e Experimentais no Bioma da Mata Atlântica, na Região Sul do Brasil, anteriormente denominado MATASUL e agora CLIMASUL.

## REFERENCIAS

- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large-area hydrologic modeling and assessment: part I – model development. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 34, n. 1, p. 73-89 Feb 1998.
- BICKNELL, B. R.; IMHOFF, J. C.; KITTLE, J. L.; DONIGIAN, A. S.; JOHANSON, R. C. *Hydrologic Simulation Program – FORTRAN (HSPF): user's manual for release 10*. Athens: U. S. EPA, 1993. (Report n. EPA/600/R-93/174).
- BINGNER, R. L.; THEUER F. D. *AnnAGNPS technical processes: documentation version 2*. 2001. Disponível em: <[www.sedlabolemiss.edu/agnps.HTML](http://www.sedlabolemiss.edu/agnps.HTML)>. Acesso em: 26 abr. 2011.
- BORDAS, M. P.; BORGES, A. L. Escolha de bacias representativas e experimentais para estudo da erosão no planalto basáltico sulamericano. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 1990 7 f. Trabalho apresentado no 8. Congresso Brasileiro e Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do solo, Londrina, 1990.
- BRUNNER, G. W. *HEC-RAS River Analysis System Hydraulics Reference Manual*. Davis, CA: US Army Corps of Engineers, 2010.
- CARPENTER, S. R.; COLE, J. J.; PACE, M. L.; VAN DE BOGERT, M.; BLADE, D. L.; BASTVIKEN, D.; GILLE, C. M.;

- HODGSON, J.; KILTCELL, J.; KRITZBERG, E. S. Ecosystem subsidies: terrestrial support of aquatic food webs from C-13 addition to contrasting lakes. *Ecology*, v. 86, n. 10, p. 2737-2750, Apr 2005.
- CASTRO, N. M.; CHEVALIER, P.; GOLDENFUN, J. *Projeto Potiribu, atualização 1989-1998*: dados básicos de fluviometria e pluviometria (com anexos). IPH: UFRGS, 2000. v. 35.
- CASTRO, N. M. R.; AUZET, A. V.; CHEVALLIER, P.; LEPRUN, J. C. Land use change effects on runoff and erosion from plot to catchment scale on the basaltic plateau of Southern Brazil. *Hydrological Processes*, Chichester, v. 13, n. 11, p. 1621-1628, 1999.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual*. Medford, MA: Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, 2008.
- CHAPRA, STEVEN C., 1997, *Surface Water-Quality Modeling*, McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, McGraw-Hill, New York, 844 p.
- CHERTOV, O. G.; KOMAROV, A. S.; NADPOROZHSKAYA, M.; BYKHOVETS, S. S.; ZUDIN, S. L. ROMUL: a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modeling. *Ecological Modelling*, v. 138, n. 1-3, p. 289-308, 2001.
- COLE, J. J.; CARACO, N. F. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. *Mar. Freshwater Res.*, n. 52, p. 101-110, 2001.
- 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.; MIDDELBURG, J. J. MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, v. 10, n. 1, p. 171-184. 2007.
- COLLISCHONN, B.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. Daily hydrological modeling in the Amazon basin using TRMM rainfall estimates. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 360, n. 1-4, p. 207-216, 2008.
- COLLISCHONN, W. *Simulação hidrológica de grandes bacias*. 2001. Tese (Doutorado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.; SILVA, B. C.; TUCCI, C. E. M. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modeling. *Hydrological Sciences Journal*, 52, n. 5, p. 878-895, Oct 2007a.
- COLLISCHONN, W.; SILVA, B. C.; TUCCI, C. E. M.; ALLASIA, D. G. Large basin simulation experience in South America. [S.l.]: IAHS, 2006. p. 360-370. (IAHS Publication, n. 303). Proceedings of symposium S7 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, April 2005.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação hidrológica de grandes bacias. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 1, p. 95-118, jan./mar. 2001.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T.; CHOU, S. C.; GUILHON, L. G.; CATALDI, M.; ALLASIA, D. G. Medium-range reservoir inflow predictions based on quantitative precipitation forecasts. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 344, n. 1-2, p. 112-122, Sept 2007b.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T.; DELGADO, M. C.; SILVA, B. C.; COLLISCHONN, B.; ALLASIA, D. G.; PAZ, A. R. Modelo hidrológico distribuído para previsão de vazões incrementais na bacia do rio Paranaíba entre Itumbiara e São Simão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 3, p. 43-56, jul/set. 2007c.
- DAWSON J. J. C.; SMITH, P. Carbon Losses from soil and its consequences for land-use management. *The Science of the Total Environment*, v. 382, n. 2-3, p. 165-190, Sept 2007.
- DEL GIORGIO, P. A.; COLE, J. J.; CIMBLERIS, A. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature*, n. 385, p. 148-151, Jan 1997.
- EVANS, C. D.; MONTEITH, D. T.; COOPER, D. M. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, n. 137, n. 1, p. 55-71, Sept 2005.
- FOLEY, J. A.; KUCHARIK, C. J.; POLZIN, D. *Integrated Biosphere Simulator Model (IBIS), Version 2.5*. Model product. Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.: Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, 2005. Disponível em: <<http://daac.ornl.gov>>. Acesso em: 23 set. 2011.
- FRAGOSO JR, C. R. *Simulações da Dinâmica de fitoplâncton no sistema hidrológico do Taim*. 2005. 151 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.
- FUTTER, M. N.; BUTTERFIELD, D.; COSBY, B. J.; DILLON, P. J.; WADE, A. J.; WHITEHEAD, P. G. Modelling the mechanisms that control in-stream dissolved organic carbon dynam-

ics in upland and forested catchments. *Water Resources Research*, v. 43, W02424, 16 p. Feb 2007.

FUTTER, M. N.; FORSIUS, M.; HOLMBERG, M.; STARR, M. A long-term simulation of the effects of acidic deposition and climate change on surface water dissolved organic carbon concentrations in a boreal catchment. *Hydrology Research*, v. 40, n. 2-3, p. 291-305, 2009.

FUTTER, M. N.; STARR, M.; FORSIUS, M.; HOLMBERG, M. Modelling the effects of climate on long-term patterns of dissolved organic carbon concentration in the surface waters of a boreal catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 12, p. 437-447, 2008.

GIRARDI, R. V.; CASTRO, N. M. R.; PINHEIRO, A.; GOLDENFUM, J. A.; SILVEIRA, A. L. L. Avaliação do efeito de escala em características de precipitação e vazão em sub-bacias da bacia do Potiribu. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 2, p. 49-64, abr./jun. 2011.

GOLDENFUM, J. A.; CASTRO, N. M. R.; MERTEN, G.; PINHEIRO, A.; PAIVA, E. M. C. D.; FERNANDES, C. V. S.; GASTALDINI, M. C. C.; PAIVA, J. B. D.; DORNELES, F.; MINELLA, J. P. G.; OPPA, L. F.; KAUFMAN, V.; CARON, C. F. *Projeto Matasul*. Rede de Pesquisa em Bacias Representativas e Experimentais no Bioma Mata Atlântica, na região Sul do Brasil. [S.l.: s.n.], 2008. 81p. (Relatório parcial 01.2008). Disponibilidade irrestrita. Chamada pública edital MCT/FINEP/CTHIDRO bacias representativas 04/2005. Convênio FAURGS-UFRGS-MATASUL.

HINTON, M. J.; SCHIFF, S. L.; ENGLISH, M. C. Sources and flowpaths of dissolved organic carbon during storms in two forested watersheds of the Precambrian Shield. *Biogeochemistry*, v. 41, n. 2, p. 175-197, May 1998.

HINTON, M. J.; SCHIFF, S. L.; ENGLISH, M. C. The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry*, v. 36, n. 1, p. 67-88, Jan 1997.

HLAVÁCOVÁ, E.; RULÍK, M.; CAP, L.; MACH, V. Greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) emissions to the atmosphere from a small lowland stream in Czech Republic. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 165, n. 3, p. 339-353, 2003.

HOPE, D.; BILLET, M. F.; CRESSER, M. S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution*, v. 84, n. 3, p. 301-324, 1994.

HOPE, D.; KRATZ, T. K.; RIERA, T. K. Relationship between pCO<sub>2</sub> and dissolved organic carbon in northern Wisconsin

Lakes. *Journal of Environmental Quality*, v. 25, n. 6, p. 1442-1445, 1996.

HOPE, D.; PALMER, S. M.; BILLET, M. F.; DAWSON, J. J. C. Variations in dissolved CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in a first-order stream and catchment: an investigation of soil-stream linkages. *Hydrological Processes*, v. 18, n. 17, p. 3225-3275, Dec 2004.

HOUGHTON, R. A. (2009) The Regional Carbon Budget. Em: Amazonia and Global Change (Geophysical Monograph v.186) p. 565.

IBGE. *Mapa Exploratório dos Solos do Estado do Rio Grande do Sul*. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.

JANSSON, A. MEILI, M.; BERGSTRÖM, A-K.; JANSSON, M. Whole-lake mineralization of allochthonous and autochthonous organic carbon in a large humic lake (Örträsket, N. Sweden). *Limnology of Oceanography*, v. 46, n. 7, p. 1691-1700, 2001.

JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; COUTO, E. G.; NOVAES FILHO, J. P.; RIHA, S. J. DOC and DIC in flowpaths of Amazonian headwater catchments with hydrologically contrasting soils. *Biogeochemistry*, v. 81, p. 45-57, Jul 2006.

JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; RIHA, S. J.; KRUSCHE, A. V.; RICHEY, J. E.; OMETTO, J. P. H. B.; COUTO, E. G. CO<sub>2</sub> efflux from Amazonian headwater streams represents a significant fate for deep soil respiration. *Geophysical Research Letters*, v. 35, L17401, p. 1-5, 2008.

JONES, J. B.; MULHOLLAND, P. J. Carbon dioxide variation in a hardwood forest stream: an integrative measure of whole catchment soil respiration. *Ecosystems*, v. 1, n. 2, p. 183-196, Apr 1988a.

JONES, J. B.; MULHOLLAND, P. J. Influence of drainage basin topography and elevation on carbon dioxide and methane supersaturation of stream water. *Biogeochemistry*, v. 40, n. 1, p. 57-72, Jan 1998b.

LARENTIS, D. G.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação da Qualidade de Água em Grandes Bacias: rio Taquari-Antas, RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13, n. 3, p. 5-22, jul./set. 2008.

LISKI, J.; PALOSUO, T.; PELTONIEMI, M.; SIEVANEN, R.; Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, v. 189, n. 1-2, p. 168-182, Nov 2005.

MELACK, J. M.; VICTORIA, R. L.; TOMASELLA, J. Surface waters in Amazonia: key findings and perspectives. In: GASH, M.; KELLER, M.; SILVA-DIAS, P. (Ed.). *Amazonia and global*

- change. [S.l.]: American Geophysical Union, 2009. p. 485-488. (Geophysical monograph series, 186).
- METHERELL, A. J.; PARTON, W. J.; HARDING, L. A.; COLE, C. V. CENTURY Soil Organic Matter Model Environment. Technical Documentation. Agroecosystem Version 4.0. Fort Collins, Colorado: Colorado State University, 1996. (Great plains system research unit technical report, 4).
- MORTATTI, J.; OLIVEIRA, H.; BIBIAN, J. P.; LOPES, R. A.; BONASSI, J. A.; PROBST, J. L. Origem do carbono inorgânico dissolvido no Rio Tietê (São Paulo): reações de equilíbrio e variabilidade temporal. *Geochimica Brasiliensis*, v. 20, n. 3, p. 267-277. 2006a.
- MORTATTI, J.; PROBST, J. L.; OLIVEIRA, H.; BIBIAN, J. P. R.; FERNANDES, A. M. Fluxo de carbono inorgânico dissolvido no rio Piracicaba (São Paulo): partição e reações de equilíbrio do sistema carbonato. *Geociências*, v. 25, n. 4, p. 429-436, 2006b.
- MULHOLLAND, P. J. Large-scale patterns of dissolved organic carbon concentration, flux, and sources. In: FINDLAY, S.; SINSABAUGH, R. L. *Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter*. Amsterdam: Academic Press, 2002. 512 p.
- NEFF, J. C.; ASNER, G. P. Dissolved organic carbon in terrestrial systems: synthesis and a model. *Ecosystems*, v. 4, n. 1, p. 29-48, 2001.
- PAIVA, R. C. D. *Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias: estudo de caso: Bacia do rio Solimões*. 2009. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- PAIVA, R. D. C.; BUARQUE D. C., COLLISCHONN W., SORRIBAS M.; ALLASIA D. G., MENDES, C. A. B., TUCCI, C. E. M., BONNET, M. Hydrologic and Hydrodynamic Modelling of the Amazon Basin using TRMM Rainfall Estimates. *Geophysical Research Abstracts*, v. 13, p. 12666, 2011a.
- PAIVA, R. C. D.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Large scale hydrologic and hydrodynamic modeling using limited data and a GIS based approach. *Journal of Hydrology*, v. 406, n. 3-4, p. 170-181, 2011b.
- PARTON, W.J.; HARTMAN, M.; OJIMA, D.; SCHIMEL, D. DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. *Global and Planetary Change*, v. 19, n. 1-4, p. 35-48, Dec 1998.
- REFSFAARD, J. C.; STORM, B. MIKE-SHE. In: SINGH, V. P (Ed.). *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications, 1995. p. 809-846.
- RICHEY, J. E.; MELACK, J. M.; AUFDENKAMPE, A. K.; BALLESTER, V. M.; HESSET, L. L. Outgassing from Amazonian rivers and wetland as a large tropical source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, v. 416, p. 617-620, Apr 2002
- SBRISSIA, R. C.; FERNANDES, C. V. S.; BRAGA, M. C. B.; SANTOS, A. F. Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios a Partir da Dinâmica da Matéria Orgânica na Coluna da Água: Estudo de Caso PCH Salto Natal, Campo Mourão - Paraná. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 3, p. 59-69, jul./set. 2011.
- SEMA-RS Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Rio Grande do Sul. Relatório Anual sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul e Inventário Hidrelétrico da sub-bacia 75. 2000.
- SILVA JÚNIOR, O. B.; BUENO, E. O.; TUCCI, C. E. M.; CASTRO, N. M. R. Extrapolação espacial na regionalização da vazão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 8, n. 1, p. 21-37, jan./mar. 2003.
- SILVA JUNIOR, O. B.; TUCCI, C. E. M.; CASTRO, N. M. R.; GOLDENFUM, J. A. Efeito do uso do solo nos eventos de cheia em micro e meso escalas: bacia do Potiribu.. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p. 153-167, 2004.
- SOBEK, S.; ALGESTEN, G.; BERGSTRÖM, A-K.; JANSSON, M.; TRANVIK, L. J. The catchment and climate regulation of pCO<sub>2</sub> in boreal lakes. *Global Change Biology*, v. 9, n. 4, p. 630-641, Apr 2003.
- SORRIBAS, M. V. *Simulação da Dinâmica de Carbono em Bacias Hidrográficas*. 2011. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- SORRIBAS, M. V.; COLLISCHONN, W.; MOTTA MARQUES, D. M. L.; FRAGOSO JR, C. R.; SOUZA, R. S. Simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas: modelagem e pareamento do sistema terrestre-aquático. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 13., 2011. Natal. *Anais...* Natal, RN, 2011.
- SOUZA R. S.; MOTTA MARQUES, D. M. L.; FRAGOSO JR, C. Modelagem ecológica na avaliação de processos e fluxos da dinâmica do carbono em lagos e reservatórios. In: CON-

GRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 13., 2011. Natal. *Anais...* Natal, RN, 2011.

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.; VON WACHENFELDT, E.; WEYHENMEYER, G. A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology of Oceanography*, v. 54, n. 6, p.2298-2314, 2009.

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. 2. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade, 2005.

TUOMI, M.; THUMC, T.; JÄRVINENC, H.; FRONZEKA, S.; BERGD, B.; HARMONF, M.; TROFYMOWG, A.; SEVANTOH, S.; LISKI J. Leaf litter decomposition - estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*, v. 220, n. 23, p. 3362-3371, Dec 2009.

VAHATALO, A. V. Role of photochemical reactions in the biogeochemical cycling of detrital carbon in aquatic ecosystems. 2000. Dissertation (M.Sc.in Microbiology) - University of Helsinki, Finland, 2000.

VIERO, A. C.; CASTRO, N. M. R.; RISSO, A.; GOLDENFUM, J. A. Natural and anthropogenic factors controlling gully erosion in the basaltic upland of southern Brazil. *International Journal of Sediment Research*, Pekin, v. 20, n. 3, p. 211-223, 2005.

WALLIN, M.; BUFFAN, I.; ÖQUIST, M.; LAUDON, H.; BISHOP, K. Temporal and spatial variability of dissolved inorganic carbon in a boreal stream network: concentrations and downstream fluxes. *Journal of Geophysical Research*, v. 115, G02014, 12 p. 2010.

WATERLOO, M. J.; OLIVEIRA, S. M.; DRUKER, D. P.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNETT, M. G.; LANGEDIJK, I.; JANS, W. W. P.; TOMASELLA, J.; ARAÚJO, A. C.; PIMENTEL, T. P.; MÚNERA ESTRADA, J. C. Export of organic carbon in run-off from an Amazonian rainforest black-water catchment. *Hydrological Processes*, v. 20, n. 12, p. 2581-2597 Aug 2006.

## ***Distributed Carbon Modeling in River Basins***

### **ABSTRACT**

*Recently, inland waters (i.e., lakes, reservoirs, wetland, etc.) were acknowledged as an active, important compartment of the global carbon cycle. The carbon balance in aquatic ecosystems allows evaluating their metabolism and characterizing the states of source or sinks. The terrestrial carbon input plays a major role in the metabolism and dynamics of aquatic ecosystems, and thus it would be necessary to understand more about the processes that are at play in cycling and transporting terrestrial carbon to the water bodies. The purpose of this study is to connect the carbon cycle processes in the terrestrial and aquatic phases in river basins, with a view to the integrated analysis of the carbon balance in inland waters. A distributed model to simulate carbon dynamics in river basins, called MGB-IPH-C, was developed and coupled to the MGB-IPH model that simulates the hydrological processes. MGB-IPH-C was structured into two main models: balance in soil and balance in water. The model was applied in the Ijuí River basin, located in the southern plateau of Rio Grande do Sul, focusing on the Taboão and Turcato sub-basins in the Potiribu river. In these two sub-basins, monthly data on flow, organic carbon and inorganic carbon were used to quantify fluvial export and help adjust the model.*

**Key-words:** carbon cycle, hydrologic simulation, carbon export, quality of water