



**CNEN/SP**

**ipen** Instituto de Pesquisas  
Energéticas e Nucleares

AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE  
DE SÃO PAULO

**IMPLEMENTAÇÃO DE UMA METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO  
DAS INCERTEZAS ASSOCIADAS ÀS PREVISÕES FEITAS POR UM  
MODELO DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS E POLUENTES  
EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

**VANUSA MARIA FELICIANO JACOMINO**

**Tese apresentada como parte dos  
requisitos para obtenção do Grau de  
Doutor em Ciências na Área de  
Tecnologia Nuclear.**

**Orientadora:  
Dra. Barbara Paci Mazzilli**

**São Paulo**

**1997**

614.7  
J172

*Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares  
Autarquia associada à Universidade de São Paulo*

Falta p.131

**IMPLEMENTAÇÃO DE UMA METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DAS  
INCERTEZAS ASSOCIADAS ÀS PREVISÕES FEITAS POR UM MODELO DE  
TRANSPORTE DE SEDIMENTOS E POLUENTES EM BACIAS  
HIDROGRÁFICAS**

**Vanusa Maria Feliciano Jacomino**

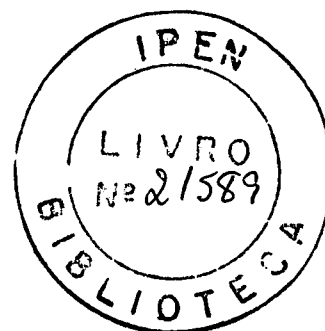
Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear.

**Orientadora:**

Dra. Barbara Paci Mazzilli

**SÃO PAULO**

**1997**



***Ao David***

***e***

***à Lília***

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico (CNPq), pela concessão de uma bolsa de estudos para realização de parte deste trabalho no Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA.

Ao Dr. David Edward Fields do Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, pela ajuda no desenvolvimento do código HYDRO.

Ao Dr. Thomas Fontaine do Environmental Engineering Department, South Dakota School of Mines and Technology, South Dakota, USA, pela ajuda nas simulações iniciais com o modelo computacional HSPF.

À Dra. Antoinette Brenker da Environmental Sciences Division do Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, pela orientação na realização dos estudos de análise de incerteza com o código PRISM.

Ao Dr. Goro Hiromoto pelas discussões e comentários.

À Dra. Bárbara Paci Mazzilli, orientadora desta Tese.

Aos amigos João Carlos Soares de Alexandria, José da Silva Leite e Edna Maria Lourenço Lopes da Gerência de Informática (IP), pelo auxílio na implantação do modelo computacional HSPF nos computadores do IPEN.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

**IMPLEMENTAÇÃO DE UMA METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DAS INCERTEZAS ASSOCIADAS ÀS PREVISÕES FEITAS POR UM MODELO DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS E POLUENTES EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Vanusa Maria Feliciano Jacomino

**RESUMO**

A análise e previsão do impacto ambiental resultante do transporte de sedimentos e poluentes em bacias hidrográficas, envolve a seleção de um modelo matemático, coleta de dados, verificação e calibração do modelo e a avaliação das incertezas associadas aos resultados finais. O principal objetivo deste trabalho é o desenvolvimento e implementação de uma metodologia unificada, envolvendo diversas técnicas de análise que permitam, em conjunto, uma avaliação criteriosa das incertezas associadas às previsões feitas por um modelo hidrológico não linear. Este estudo foi feito partindo-se do princípio que cada conjunto de parâmetros, obtido após a calibração do modelo durante a ocorrência de eventos com características distintas, deve ser igualmente aceito como simulador do sistema. O ajuste dos parâmetros, por meio do uso da técnica de otimização numérica de funções não lineares, demonstrou não ser uma ferramenta suficiente para a obtenção de um conjunto de parâmetros que apresente uma capacidade razoável de previsão. Neste caso, foi necessário um estudo mais detalhado, envolvendo a interação de diferentes processos, os quais incluem a análise de sensibilidade, calibração e teste do desempenho de cada conjunto de parâmetros em simular eventos independentes daqueles em ele foi determinado. As incertezas decorrentes da variabilidade natural dos parâmetros foram investigadas pelo Método de Simulação de Monte Carlo. A aplicação de uma metodologia unificada permitiu a quantificação das magnitudes e das incertezas associadas às previsões das variáveis vazão líquida, vazão sólida e fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa uma bacia hidrográfica de pequeno porte, bem como o entendimento das diferentes componentes do modelo e a avaliação das deficiências existentes em sua estrutura.

***Implementation of a unified methodology to evaluate the predictive uncertainty of a model used to simulate sediment transport and water quality in watersheds***

Vanusa Maria Feliciano Jacomino

**ABSTRACT**

The analysis and prediction of the environmental impact due to the transport of contaminated sediments in a watershed involves model selection, data collection, model calibration and verification, and evaluation of uncertainty in the results. The main objective of this work is the development and implementation of a unified methodology using different techniques that when applied together, allow one to assess the uncertainties associated to the predictions of a nonlinear hydrological model. This study starts from the premise that any parameter set that predicts the variable or variables of interest should be considered equally valid as a simulator of the system. It is demonstrated that numerical optimization of nonlinear functions may not itself be a sufficient tool to yield a parameter set with acceptable predictive capability; instead, it may be necessary to apply a critical process that includes sensitivity analysis, numerical optimization, and testing of derived model parameter sets to evaluate their performance for periods other than those for which they were determined. Parameter uncertainties were investigated by Monte Carlo simulation. The application of a unified methodology allowed the quantification of both the magnitudes and the uncertainties associated with the predicted values of watershed hydrological and sedimentological response, including streamflows and flux of sediment and  $^{137}\text{Cs}$  in a small catchment, as well as the clarification of the interaction of model components (process and data requirements). In addition, this process facilitated appreciation of the deficiencies in the model structure.

## ÍNDICE

*Página*

<b>Capítulo I - INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>Capítulo II - SISTEMAS E MODELOS</b> .....	10
2.1. Terminologia e conceitos sobre sistemas.....	11
2.2. Terminologia e conceitos sobre modelos.....	12
2.3. Um conjunto de sistemas: o problema da agregação.....	15
2.4. Modelagem de sistemas ambientais.....	18
2.5. Análise de sensibilidade e incertezas.....	24
2.6. Fontes de erros.....	24
2.6.1. Erros associados ao problema em estudo (Cenário).....	25
2.6.2. Erros associados ao modelo conceitual.....	25
2.6.3. Erros associados às estimativas dos valores dos parâmetros e à sua variabilidade natural.....	27
2.7. Métodos de propagação de erros.....	28
2.8. Metodologias para estudo da sensibilidade e incertezas associadas às previsões feitas por um modelo.....	30

<b>Capítulo III - DESCRIÇÃO GERAL DOS PRINCIPAIS PROCESSOS FÍSICOS QUE OCORREM EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA - O MODELO COMPUTACIONAL HSPF.....</b>	<b>34</b>
<b>3.1. Considerações gerais sobre os principais processos físicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica.....</b>	<b>35</b>
<b>3.1.1. Mecanismos de transporte do fluxo hidrográfico.....</b>	<b>35</b>
<b>3.1.1.1. O ciclo hidrológico.....</b>	<b>35</b>
<b>3.1.2. Produção e transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica.....</b>	<b>37</b>
<b>3.1.2.1. Transporte de sedimentos em canais naturais.....</b>	<b>39</b>
<b>3.1.2.2. Influência dos sedimentos na propagação e acumulação de poluentes em corpos de águas superficiais.....</b>	<b>42</b>
<b>3.2. Considerações gerais sobre os modelos hidrológicos utilizados para descrever os processos físicos que ocorrem em bacias hidrográficas.....</b>	<b>44</b>
<b>3.3. O modelo computacional HSPF.....</b>	<b>48</b>
<b>3.3.1. Metodologias utilizadas nas subrotinas do HSPF.....</b>	<b>49</b>
<b>3.3.1.1. Módulo PERLND.....</b>	<b>50</b>
<b>3.3.1.1.1. Estimativa do balanço de água (Subrotina PWATER).....</b>	<b>50</b>
<b>3.3.1.1.2. Produção e transporte de sedimentos (Subrotina SEDMNT).....</b>	<b>57</b>
<b>3.3.1.1.3. Remoção e transporte de sedimentos adsorvidos (Subrotina PQUAL).....</b>	<b>57</b>
<b>3.3.1.2. Módulo RCHRES.....</b>	<b>58</b>
<b>3.3.1.2.1. Simulação dos processos hidráulicos (Subrotina HYDRO).....</b>	<b>59</b>
<b>3.3.1.2.2. Determinação da tensão de atrito do material do leito (Subrotina SHEAR)....</b>	<b>61</b>

3.3.1.2.3. Simulação do processo de advecção longitudinal ( <i>Subrotina ADVECT</i> ).....	62
3.3.1.2.4. Simulação do transporte de sedimentos em suspensão ( <i>Subrotina SEDTRN</i> ).....	63
3.3.1.2.5. Simulação do transporte, erosão e deposição das partículas coesivas ( <i>Subrotina COHESV</i> ).....	65
3.3.1.2.6. Simulação do transporte das partículas não coesivas ( <i>Subrotina SANDLND</i> ).....	67
3.3.1.2.7. Transporte de poluentes dissolvidos e adsorvidos ( <i>Subrotina GQUAL</i> ).....	68

## Capítulo IV - CALIBRAÇÃO DO MODELO HSPF.....70

4.1. Considerações gerais.....	70
4.1.1. Fontes de erros.....	72
4.2. Área de estudo e cenário referência.....	74
4.3. Ajuste dos parâmetros que descrevem a resposta hidrológica.....	79
4.3.1. Análise de sensibilidade.....	86
4.3.2. Ajuste dos balanços de água mensal e anual.....	92
4.3.2.1. Otimização do processo de calibração da resposta hidrológica....	92
4.3.2.2. Desenvolvimento de um conjunto de parâmetros com capacidade de previsão.....	98
4.3.3. Calibração dos eventos individuais.....	105
4.4. Ajuste dos parâmetros que descrevem os processos de transporte de sedimentos e poluentes.....	115
4.4.1. Análise da curva granulométrica.....	120
4.4.2. Análise de sensibilidade.....	122

<b>4.4.3.</b>	Estratégia para a calibração dos processos relacionados à dinâmica de sedimentos e qualidade da água.....	125
<b>4.4.3.1.</b>	Ajuste dos parâmetros que descrevem os processos de erosão e deposição das partículas de sedimento no canal.....	125
<b>4.4.3.2.</b>	Procedimentos adotados na seleção dos demais parâmetros...	127
<b>4.4.3.2.1.</b>	Parâmetros que descrevem o processos de erosão do solo da bacia (KGER e JGER).....	127
<b>4.4.3.2.2.</b>	Demais parâmetros que descrevem o transporte de sedimentos no canal.....	128
<b>4.4.3.2.3.</b>	Parâmetros que descrevem o transporte de <sup>137</sup> Cs.....	130
<b>4.4.4.</b>	Resultados finais.....	131

**Capítulo V - ANÁLISE DE INCERTEZAS..... 138**

<b>5.1.</b>	O código PRISM.....	139
<b>5.2.</b>	Avaliação das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo HSPF.....	141
<b>5.2.1.</b>	Previsões relacionadas aos eventos individuais.....	141
<b>5.2.2.</b>	Previsões relacionadas aos eventos mensais .....	147
<b>5.2.3.</b>	Previsões relacionadas aos eventos mensais.....	149
<b>5.3.</b>	Considerações sobre as variações da resposta do modelo.....	150

*Página*

<b>Capítulo VI - DISCUSSÕES FINAIS.....</b>	<b>162</b>
<b>Capítulo VII - CONCLUSÕES.....</b>	<b>167</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>170</b>

## CAPÍTULO I

### INTRODUÇÃO

Rios e estuários constituem uma parte fundamental nos processos de disposição de rejeitos gerados por diferentes atividades humanas. Conseqüentemente, pode ser de grande importância conhecer com antecipação que tipos e magnitudes de danos podem ocorrer em determinados locais em função das descargas poluidoras nestes ambientes aquáticos. Tais despejos podem ocorrer de forma controlada ou descontrolada. Em qualquer um dos casos deve-se prever zonas de segurança, dentro das quais, a água apresente padrões de qualidade compatíveis com determinados usos. De forma complementar, deve-se prever zonas críticas de poluição, nas quais medidas mitigadoras devem ser tomadas no sentido de melhorar a qualidade da água, ou mesmo coibir o seu uso (Eiger, 1991).

Como resultado do processo de degradação do meio ambiente natural, os mecanismos de dispersão de poluentes em sistemas fluviais têm sido investigados intensivamente nos últimos anos. Um destes mecanismos constitui-se no transporte de sedimentos. Estes, além de ser um dos constituintes que mais contribuem para o processo de poluição das águas, são também um agente de transporte em virtude da sua alta capacidade de adsorção de poluentes tóxicos tais como radionuclídeos, metais pesados, bem como outros poluentes químicos contidos nos efluentes industriais (Schweich, 1984). Portanto, o conhecimento e estudo dos mecanismos por meio dos quais os sedimentos são transportados e dispersados em sistemas de águas fluviais são um pré-requisito para a determinação de medidas de controle e de soluções que contribuam para a melhoria do meio ambiente e que resultem em impactos ambientais benéficos.

Os poluentes presentes nos sistemas de águas superficiais podem ser divididos em partículas adsorvidas e solúveis, dependendo da sua distribuição na fase líquida e sólida. Aqueles que permanecem dissolvidos podem ser transportados através do reservatório num período de tempo relativamente curto e serem rapidamente diluídos. Por outro lado, aqueles adsorvidos às partículas de sedimentos podem permanecer no reservatório por um período de tempo extremamente longo, resultando neste caso, no acúmulo e aumento da concentração de contaminantes. A menos que estas partículas não sejam perturbadas em decorrência da construção de algum projeto de engenharia ou sejam removidas como parte de uma ação remediável, o material irá permanecer no local até que uma enchente provoque a sua erosão e ressuspensão, resultando portanto, no movimento de contaminantes ao longo de toda a bacia hidrográfica. Este fenômeno poderá acarretar em um impacto ambiental adverso e conseqüentemente em um risco real ou potencial à população que se utiliza diretamente do sistema em questão (Fontaine, 1991), sendo mais acentuado em bacias hidrográficas de pequeno porte. Neste caso, a vazão do rio poderá variar de forma significativa, mesmo para pequenas variações no índice de precipitação pluviométrica, fazendo com que o transporte de sedimentos contaminados constitua-se em um processo bastante aleatório.

De uma maneira geral, os estudos de avaliação de contaminação ambiental devem ser feitos em três etapas (Fontaine, 1991), a saber:

1. Estabelecimento de um programa de monitoração para medir o fluxo de sedimentos contaminados durante a ocorrência de enchentes;
2. Avaliação dos níveis de contaminação ao longo da bacia hidrográfica;
3. Estudo, verificação e calibração de um modelo matemático para a simulação do transporte de sedimentos e poluentes adsorvidos durante a ocorrência de enchentes moderadas e extremas, sob diferentes condições de uso e ocupação do solo.

A falta de dados obtidos através de um programa de monitoração de longa duração (100 a 500 anos) restringe a possibilidade de se fazer uma avaliação por meio de observações diretas ou de uma extrapolação. Nesse último caso, devem ser levadas em consideração também as incertezas associadas aos processos de extrapolação, já que de uma condição para outra existe um grande número de fatores que poderão influir nos mecanismos de transporte, tais como a variação na taxa de precipitação pluviométrica e na concentração de sedimentos e poluentes sob diferentes condições de descarga.

Portanto, a melhor alternativa para a avaliação do impacto ambiental futuro resultante do transporte de sedimentos em condições moderadas e extremas de enchentes é o uso de modelos matemáticos (Clapp e cols, 1994). Esses deverão ser desenvolvidos e calibrados para diferentes condições de enchentes, de forma que os processos físicos que controlam o movimento de sedimentos em sistemas fluviais sejam adequadamente simulados.

A utilização de um modelo matemático também poderá garantir uma maior flexibilidade na análise de dados, uma vez que ele permite a simulação de condições hipotéticas, bem como a determinação dos níveis de poluição no meio ambiente, após a adoção das soluções remediáveis julgadas adequadas. Neste caso, poderá ser feita uma avaliação da eficácia das medidas de controle, assim como de outras medidas alternativas. A princípio, este modelo deverá simular os seguintes processos físicos e químicos (Tchobanoglus e Schroeder, 1987):

- Geração do fluxo de água e sedimento (incluindo a erosão e transporte das partículas do solo da planície aluvial, escoamento superficial e variação da taxa de precipitação pluviométrica);
- 
- Propriedades hidráulicas do canal e possíveis rotas de inundação;
- 
- Erosão, deposição e transporte de sedimentos no canal;
-

- Interação química entre os sedimentos e contaminantes.

Entretanto, uma vez que nenhum modelo matemático utilizado para descrever os fenômenos que ocorrem no meio ambiente é perfeito, pode-se esperar que sempre existirão fontes de erros que irão contribuir para as diferenças encontradas entre os valores observados e os simulados, sendo necessário portanto, um estudo para a avaliação das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo (Luis e Mchaughlin, 1992).

Estas incertezas são resultantes de todos os erros envolvidos nos processos de concepção, estimativa dos parâmetros e escolha de cenários para os quais as simulações feitas pelo modelo serão utilizadas. Esses erros não são independentes, mas podem contribuir simultaneamente na produção das incertezas associadas ao modelo. Apesar de não existir nenhum método específico para o agrupamento destes erros, de uma maneira geral eles podem ser divididos em (IAEA SS-100, 1989):

- Erros conceituais;
- Erros na proposição de cenários para a avaliação do problema em estudo;
- Erros na seleção de parâmetros;
- Erros decorrentes da variabilidade natural dos parâmetros.

Os erros conceituais são decorrentes da inadequação de uma teoria na implementação de um modelo em virtude da complexidade inerente aos sistemas naturais (Beck, 1987). Esses erros incluem não apenas uma representação não apropriada dos mecanismos envolvidos para descrever o fenômeno, mas também a exclusão de processos relevantes. Erros sistemáticos nas previsões podem ser importantes quando os modelos são utilizados em situações distintas daquelas nas quais ele foi desenvolvido.

Estudos relativos aos efeitos das incertezas associadas aos parâmetros que descrevem os processos que ocorrem na natureza têm demonstrado que

alguns deles apresentam importância significativa na propagação final de erros. Portanto, não são necessárias informações precisas de todos os parâmetros para que as previsões feitas pelo modelo sejam mais confiáveis (Iman e Helton., 1988).

Quando as estimativas dos parâmetros são baseadas em medidas repetidas, a caracterização das incertezas associadas a esses parâmetros pode ser feita a partir da determinação da frequência de distribuição dos resultados das medidas. Entretanto, resultados de medidas repetidas não são geralmente disponíveis, além do fato das incertezas não poderem ser determinadas objetivamente. Neste caso, têm sido usadas aproximações subjetivas, supondo-se uma distribuição uniforme (Luis e Mchaughlin, 1992).

A variabilidade natural de um parâmetro estimado empiricamente é definida como sendo a variabilidade daquele valor quando são tomadas medidas repetidas no espaço e no tempo. Entretanto, o efeito da variabilidade natural na precisão e confiabilidade das estimativas não é muito conhecido, uma vez que resultados de medidas variando no espaço e no tempo são raramente disponíveis. De uma maneira geral, este é o principal fator que contribui para a incerteza nos resultados das previsões feitas por um modelo matemático (Davis e Olague, 1991).

Um dos procedimentos que pode auxiliar na redução destas incertezas é o processo de calibração (Bonamo e Crawell, 1988). Este por sua vez, envolve a comparação das respostas do modelo com observações tomadas diretamente do sistema modelado. Neste caso, é feito o ajuste daqueles parâmetros que descrevem os diferentes processos que ocorrem no meio ambiente até que a diferença entre os valores observados e os simulados seja mínima. Este processo é geralmente complicado e demorado em virtude do grande número de parâmetros envolvidos e do grande número de simulações computacionais necessárias.

Nos últimos anos um esforço considerável tem sido feito visando o desenvolvimento de novas técnicas de calibração (Beven, 1993). A maioria destes estudos tem se baseado na suposição de que existe um conjunto de parâmetros, aplicável à uma dada estrutura de modelo, o qual pode ser considerado "ótimo" para a solução de um determinado problema. Além disso, várias pesquisas têm sido feitas visando o aperfeiçoamento dessas técnicas, de forma a garantir a obtenção de um conjunto de parâmetros considerado "único", cuja capacidade de previsão possa ser considerada satisfatória (Duan e cols., 1993).

Entretanto, um conjunto de parâmetros calibrados irá representar uma combinação possível que, juntamente com uma determinada estrutura de modelo e uma dada solução em particular, irá produzir uma resposta similar à observada. Para uma certa estrutura de modelo é improvável que esse conjunto de parâmetros possa ser considerado "único", principalmente no caso de modelos baseados em conceitos físicos. Esses, geralmente possuem um grande número de parâmetros a serem calibrados, os quais em decorrência dos princípios físicos, podem ser correlacionados entre si (Binley e cols., 1991). Este comportamento torna-se mais crítico no caso de modelos hidrológicos, os quais são desenvolvidos para refletir a resposta do sistema sob diferentes condições de contorno.

Portanto, nestes casos, um conjunto de parâmetros considerado "único" só poderá ser conhecido com um certo grau de incerteza, sendo o efeito destas incertezas, nas previsões finais feitas pelo modelo, raramente avaliado. Os principais motivos pelos quais este efeito não é levado em consideração são (Beven, 1993):

- Existe uma grande dificuldade em se realizar este tipo de análise para modelos não lineares, os quais são utilizados comumente na simulação dos mecanismos de transporte de sedimentos e poluentes em bacias hidrográficas;

- Em decorrência do grande número de simulações necessárias (geralmente na ordem de 1000), este estudo requer o uso de computadores potentes, cuja capacidade de armazenamento de dados seja bastante elevada.

Além disso, a avaliação das incertezas associadas às previsões feitas por um modelo envolve a determinação do intervalo de variação dos possíveis valores dos parâmetros ao longo do sistema analisado, o que na maioria das vezes é praticamente impossível de se conhecer em virtude da limitação no número de resultados de medidas experimentais tomadas no espaço e no tempo.

O principal objetivo deste trabalho é a implementação de uma metodologia unificada, envolvendo diversas técnicas de análise que permitam, em conjunto, uma avaliação criteriosa das incertezas associadas às previsões feitas por um modelo matemático não linear de simulação do transporte de sedimentos e poluentes ao longo de uma bacia hidrográfica. Este estudo foi feito partindo-se do princípio que cada conjunto de parâmetros, obtido após a calibração do modelo durante a ocorrência de eventos com características distintas, deve ser igualmente aceito como simulador do sistema. A variabilidade final das variáveis de saída irá refletir não apenas as incertezas decorrentes da estimativa inicial e da variabilidade natural dos parâmetros de entrada, de erros nas medidas experimentais dos dados usados para a calibração do modelo, mas também de deficiências existentes na própria estrutura do modelo matemático selecionado.

A metodologia proposta foi aplicada à uma bacia hidrográfica de pequeno porte (área igual a 16 km<sup>2</sup>), onde o número de estimativas dos valores dos parâmetros que descrevem os principais fenômenos físicos que ocorrem nestes sistemas é limitado. Esta metodologia poderá ser usada como referência na aplicação de modelos matemáticos que simulem os processos que ocorrem em outras bacias hidrográficas com características semelhantes àquela analisada no presente estudo.

O trabalho iniciou-se com a seleção e estudo de um modelo matemático que leve em conta os principais mecanismos de transporte de sedimentos e poluentes em sistemas hidrológicos e que seja adequado para a aplicação em bacias hidrográficas que apresentem características distintas. O modelo selecionado foi o "Hydrological Simulation Program Fortran - HSPF" (Donigian e cols., 1984), recomendado pela Environmental Protection Agency (EPA) para a solução de problemas que envolvam a simulação contínua do transporte de poluentes na maioria das bacias hidrográficas. A seguir, foi feito um estudo de análise de sensibilidade de forma a reduzir a dimensão do número de parâmetros necessários para a sua calibração, bem como o levantamento e coleta de dados relativos à vazão líquida, vazão sólida e fluxo total de poluentes durante a ocorrência de diferentes eventos de precipitação pluviométrica.

O ajuste dos parâmetros que descrevem a resposta hidrológica foi feito por meio da utilização da técnica de otimização numérica (Duan e cols., 1993), sendo para isso desenvolvido o código de computador HYDRO. Por outro lado, o ajuste dos parâmetros que descrevem os mecanismos de erosão, deposição e transporte de sedimentos e avaliação dos níveis da qualidade da água foi feito pelo método manual, por meio da técnica de "tentativas e erros". Em ambos os casos, o processo de calibração iniciou-se com a estimativa dos valores dos parâmetros considerados mais sensíveis e cuja medida direta em campo não era possível. Uma vez realizada a calibração do modelo HSPF, a análise das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo foi feita utilizando-se o código PRISM (Gardner e cols., 1983), cujo procedimento de amostragem baseia-se no método de Monte Carlo, ou mais especificamente, no sistema de amostragem "*Latin Hypercube*" (Iman e cols., 1980).

Convém salientar que, embora as técnicas de análise utilizadas no presente trabalho tenham sido amplamente descritas na literatura, até o momento não existe nenhum estudo que envolva a implementação e aplicação de uma metodologia unificada, abrangendo a análise de sensibilidade, calibração e análise de incertezas, para a quantificação e avaliação dos erros associados às

previsões feitas por um modelo matemático não linear, recomendado para a simulação do transporte de sedimentos e poluentes em bacias hidrográficas. Este aspecto ressaltado, pretende ser a principal contribuição deste trabalho.

## CAPÍTULO II

### SISTEMAS E MODELOS

O principal objetivo do resultado de uma investigação científica é obter o entendimento e controle de alguma região do universo. Entretanto, nenhuma parte do universo é tão simples que possa ser reproduzida sem abstração .

Abstração consiste em repor a parte do universo sob consideração por um modelo cuja estrutura seja similar, porém mais simples. Modelos, sejam eles formais (matemáticos) ou materiais, são, portanto, uma necessidade crucial para o procedimento científico. Qualquer metodologia científica usada pelos investigadores para fazer uma abstração do universo depende da sua percepção dos sistemas que fazem parte deste universo (Rosenblueth e Wiener, 1945).

A avaliação do impacto ambiental decorrente de certas atividades humanas envolve a confiabilidade na representação dos sistemas do mundo real, os quais podem ser simulados por códigos de computador, analisados por meio de uma metodologia matemática e verificados através de uma análise estatística. Os métodos usados para esta avaliação pode variar deste uma simples análise de dados até o uso de equações matemáticas e técnicas de solução que requerem a utilização de algoritmos de computador.

Este Capítulo descreve os conceitos e a terminologia relativos ao processo de modelagem em geral, em particular aqueles relacionados com o meio ambiente. São feitas também considerações sobre as principais etapas envolvidas no processo de modelagem, sendo discutidos os procedimentos necessários para a seleção de um modelo, sua calibração e verificação, validação e análise de sensibilidade e das incertezas associadas às previsões feitas por ele.

## 2.1. Terminologia e conceitos sobre sistemas

De acordo com Fishman (1973), Kleijnen (1974) e Rubistein (1981), um sistema é definido como sendo um conjunto de componentes ou elementos relacionados entre si, cada um apresentando certas características ou atributos com valores numéricos ou lógicos bem específicos. Os elementos de um determinado sistema podem estar relacionados entre si por meio de *intra-relações*, ou com os elementos de outro sistema, usualmente externos, por meio de *inter-relações*.

Os valores dos atributos podem variar com o tempo, sendo este comportamento dinâmico denominado *estado do sistema*. Se os valores dos atributos permanecerem constantes no decorrer do tempo, o sistema é dito como estando num *estado estacionário* ou permanente, caso contrário, ele se encontra em um *estado transitório*.

Os sistemas podem ser classificados de diferentes maneiras, sendo que cada disciplina tende a possuir sua própria aproximação sobre a sua definição e classificação. Kleijnen (1974) por exemplo, propõe a seguinte classificação: mundo real *versus* abstrato, caixa preta *versus* identificável, fechado *versus* aberto, adaptável *versus* não adaptável, estacionário *versus* dinâmico, estocástico *versus* determinístico, contínuo *versus* discreto.

Atualmente todas as disciplinas têm feito um esforço em conjunto no sentido de reconhecer que um sistema, caracterizado por suas entradas, saídas, bem como pelos valores de seus atributos é capaz de realizar previsões, ou seja, de estimar os valores de saída quando as entradas sofrem variações, ou de avaliar o comportamento deste sistema quando os seus atributos atingem valores críticos. Para entender o comportamento de um sistema, sua hierarquia, assim como os seus diferentes níveis de detalhes é necessário que seja feita uma análise que permita uma descrição adequada das operações de um modelo tanto

verbalmente, como matematicamente ou tecnicamente. Qualquer uma destas descrições do sistema é chamada de *modelo*.

## 2.2. Terminologia e conceitos sobre modelos

De acordo com Fishman (1973), os objetivos do uso de modelos são principalmente:

- Permitir que o investigador organize as bases teóricas e as observações empíricas sobre o sistema e deduza as implicações lógicas desta organização;
- Fornecer um entendimento mais detalhado sobre o comportamento do sistema;
- Testar se são necessárias modificações no sistema;
- Avaliar o comportamento do sistema sob condições nas quais não é possível uma análise por meio de observações diretas;
- Permitir o entendimento sobre o comportamento de um sistema de forma menos dispendiosa.

No passado, os modelos, assim como os sistemas, foram classificados de maneiras distintas dependendo do autor. Durante este período, a representação de sistemas estava diretamente ligada à definição de diferentes tipos de modelos. Rosenblueth e Winner (1945) fizeram as seguintes distinções: (1) *modelos materiais*, os quais consideram as transformações dos objetos físicos originais e (2) *modelos formais*, os quais fornecem uma representação matemática simbólica do sistema original. Estes últimos eram ainda subdivididos em: (1) modelos de caixa aberta ("open-box"), os quais eram modelos previsores, onde uma vez fornecidas todas as entradas, eles eram capazes de determinar diretamente todas as saídas (2) modelos de caixa preta ("black-box"), os quais eram modelos explorativos, de natureza mais descritiva, que tentavam analisar as saídas sob diferentes condições de entrada. Com o aumento da disponibilidade de computadores, os algoritmos de modelos simbólicos não eram suficientes para

fornecer as soluções de algumas equações diferenciais, mas podiam ser usados para simular o comportamento de um grande número de elementos de sistemas interativos extremamente complexos (Mihram, 1972).

O uso de modelos simbólicos computadorizados, ou em outras palavras de códigos de computadores, tornou-se a ferramenta principal para a análise de sistemas. Estes modelos eram divididos em icônicos, analógicos e simbólicos (Churchman e cols., 1957). Os primeiros representam figurativamente certos aspectos dos modelos; os analógicos empregam um conjunto de propriedades para representar outros conjuntos de propriedades pertencentes também ao sistema em estudo; e os modelos simbólicos são aqueles que requerem operações lógicas ou matemáticas para formular a solução do problema em questão. Os modelos simbólicos ou formais eram ainda subdivididos em: modelos *numéricos ou analíticos*. Entretanto, esta distinção não leva a nenhuma diferença operacional, uma vez que ambos os modelos consistiam de um conjunto de equações matemáticas onde apenas as técnicas de solução são diferentes.

Com o desenvolvimento da análise de sistemas, outros fatores se tornaram relevantes para a caracterização de modelos, tais como:

- **Inclusão da variação temporal:** um modelo cujas variáveis sofrem alterações com o decorrer do tempo são chamados *dinâmicos*, caso contrário eles são definidos como *estacionários*. Um modelo dinâmico poderá alcançar um estado de equilíbrio, e ser considerado a partir de então como um modelo *quase-estacionário*.
- **Método de solução:** de acordo com Fishman (1973), um modelo é definido como *determinístico* quando um problema no modelo pode ser resolvido analiticamente, ou seja por meio do uso de relações matemáticas. Kleijen (1974) observou que as soluções para modelos complexos podem ser obtidas por métodos numéricos. Estas soluções numéricas são obtidas para cada conjunto

de parâmetros do modelo (isto é, por integração numérica). Fishman (1973) considerou que os modelos estocásticos são um complemento dos modelos determinísticos. Neste caso, o sistema se comporta de forma aleatória, sendo que os valores de suas variáveis são descritos em termos de distribuições de probabilidade.

De acordo com Mihram (1972) a necessidade de se introduzir conceitos probabilísticos no processo de modelagem pode ser justificada levando-se em conta os seguintes fatores:

- Com o desenvolvimento das máquinas de computador, o grau de complexidade dos modelos computacionais vem aumentando, possibilitando portanto, a representação de fenômenos considerados aleatórios. Em muitos casos, as relações internas do sistema podem ser modeladas por expressões matemáticas, entretanto uma análise mais crítica da estrutura deste sistema revela um comportamento muito mais complexo. Este por sua vez é representado por uma diversidade de efeitos, os quais só podem ser descritos probabilisticamente;
- De acordo com Mihram, a introdução de conceitos probabilísticos no processo de simulação deve-se ao desconhecimento do investigador sobre todas as componentes do sistema. "Modelos determinísticos podem ser utilizados para a representação de sistemas em uma escala grosseira...", entretanto se esse modelo não descrever o comportamento observado de um determinado sistema, um outro modelo, bem mais detalhado, deverá ser utilizado. A falta de conhecimento é geralmente expressa como *incerteza*.

O uso de modelos de simulação e métodos probabilísticos vêm aumentando de forma significativa no processo de análise de sistemas, não tanto para situações onde não é possível a utilização de aproximações analíticas, mas como um mecanismo que possibilite um melhor entendimento do sistema, seus subsistemas, suas interações e incertezas. Na figura 2.1 é mostrada uma síntese detalhada dos diferentes tipos de modelos.

### **2.3. Um conjunto de sistemas: o problema da agregação**

De acordo com Mesarovic (1984), um sistema complexo consiste na relação entre componentes que por si só constituem-se em sistemas. Entretanto, as componentes do mundo real não necessariamente interagem com outras componentes. Frequentemente, subsistemas independentes podem ser divididos em sistemas que podem ser decompostos ou quase decompostos. Estes últimos incluem aqueles sistemas cujas relações podem ser decompostas em blocos individuais, dentro dos quais apenas interações fortes podem ocorrer entre os seus elementos, mas entre estes blocos só podem ocorrer interações consideradas fracas. O ambiente natural constitui-se em um destes sistemas, já que ele é construído com base na hierarquia entre espécies individuais que estão contidas em ecossistemas, sendo que esses irão definir o sistema natural.

A relevância do conceito de hierarquia nos sistemas vem do fato do comportamento dinâmico daqueles sistemas, que podem ser quase decompostos, poder ser estudado sem que cada um dos seus elementos e relações sejam analisados simultaneamente. Dependendo do problema a ser explorado, uma descrição detalhada do sistema pode não ser necessária.

A decomposição do sistema poderia ser feita tomando-se como critério o agrupamento de dados, os quais poderiam ser divididos em grupos homogêneos e heterogêneos. Neste caso, o modelo (agregado) será desenvolvido de forma a simular o comportamento de elementos agrupados do sistema, e portanto irá depender da forma como os dados foram estratificados.

O conceito de agregação também pode ser estendido à seleção da forma matemática do modelo. Gardner e cols. (1982) demonstraram que uma relação linear simples ao invés de um modelo não linear pode ser utilizada para

representar o mesmo conjunto de sistemas. A agregação de relações matemáticas simples pode envolver o estabelecimento de uma relação entre a saída do modelo e a sua entrada, caso este seja tratado como uma caixa-preta (Iman e Helton, 1988).

A análise de sistemas será muito útil nos estudos de tomada de decisão, bem como de avaliação do impacto ambiental decorrente de certas práticas, se os seus resultados forem bastante claros e objetivos. Entretanto, isto irá depender da harmonia entre diversos fatores tais como: problema a ser analisado, seleção de um nível de agregação apropriado e confiança que se pode ter nos resultados da análise.

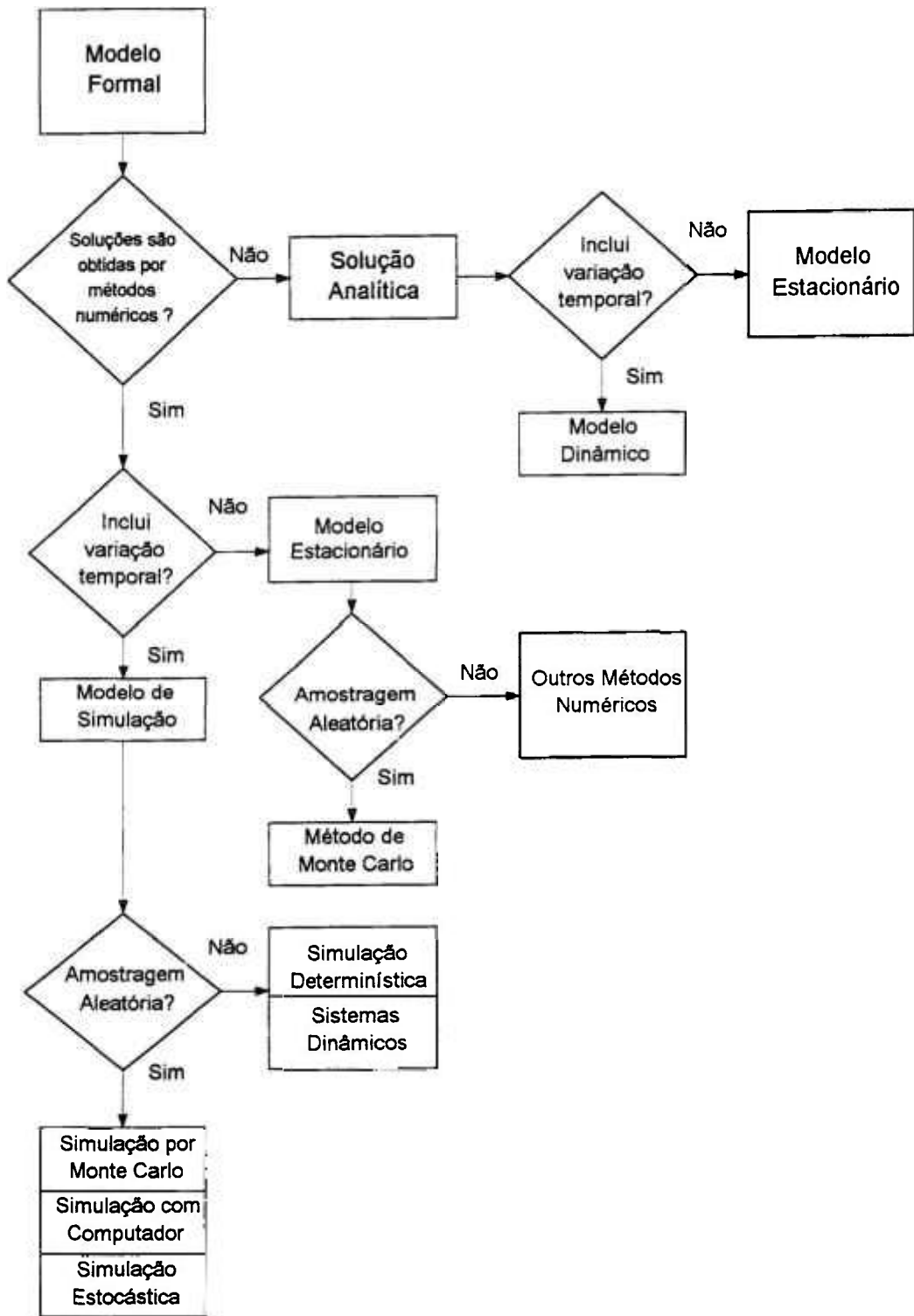


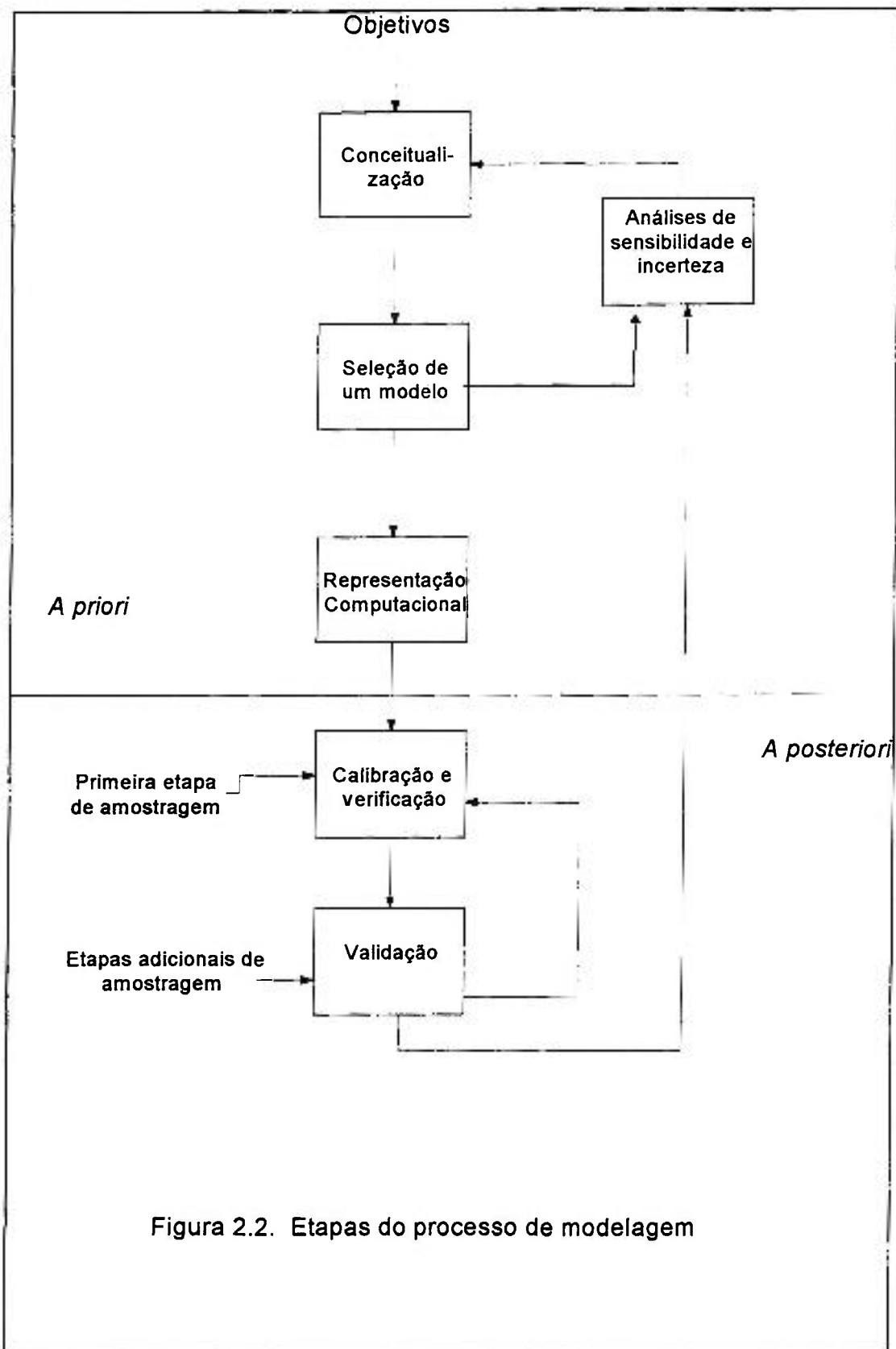
Figura 2.1. Fluxograma descrevendo os diferentes tipos de modelos.

## 2.4. Modelagem de sistemas ambientais

A modelagem ambiental é um subconjunto da modelagem em geral. Como qualquer outro processo de representação de sistemas por meio de modelos formais, a modelagem ambiental envolve a análise e identificação de processos relevantes, os quais interagem entre si. De acordo com Beck (1987), a modelagem ambiental pode ser dividida, basicamente, em duas etapas. A primeira, a qual está associada com um conhecimento estrutural *a priori*, constitui-se em uma aproximação dedutiva, onde a partir de uma teoria geral, as relações do modelo são deduzidas para um caso específico. A segunda, associada com um conhecimento de medida *a posteriori*, constitui-se em uma aproximação indutiva, onde a partir de nenhum conhecimento *a priori* (teoria) sobre o comportamento do sistema, as informações específicas obtidas a partir de um conjunto particular de amostras são utilizadas para desenvolver um modelo mais geral. Esta separação é feita em decorrência da dificuldade de se obter dados experimentais.

Na figura 2.2 é mostrada a seqüência de um processo de modelagem. Como pode ser observado, existem basicamente 6 etapas para a construção de um modelo:

- a) Conceitualização
- b) Seleção do modelo
- c) Representação computacional
- d) Verificação e calibração
- e) Validação
- f) Análise final e aplicação



a) Conceitualização ou análise de sistemas: Uma vez definidos os objetivos da aplicação de um modelo é necessário avaliar como o sistema físico é representado no espaço tridimensional. Como exemplo, pode ser necessário conhecer os pontos de entrada dos tributários ao longo de um rio, verificar se as diferentes porções de um lago podem ser consideradas rasas ou profundas. Além da separação espacial do corpo de água em estudo, pode ser necessária a inclusão ou diferenciação de um grupo de espécies bióticas. A partir da conceitualização do modelo vem a sua formulação, a qual constitui-se na seleção das variáveis que melhor descrevem o sistema, bem como na interação entre elas.

b) Seleção do modelo: Nesta etapa é feita a seleção do modelo que melhor descreve o sistema em estudo. Podendo ser ele determinístico ou probabilístico, estacionário ou dinâmico, linear ou não linear etc. De uma maneira geral, a escolha de um modelo deve ser feita levando-se em conta os seguintes critérios:

- A primeira etapa constitui-se na definição do problema a ser analisado e na determinação das informações e respostas necessárias para a solução dos problemas em estudo;
- O uso de métodos mais simples e portanto de modelos menos sofisticados, na maioria das vezes, já é suficiente para responder as questões levantadas;
- O modelo selecionado deve ser sempre aquele que melhor ajusta-se ao problema analisado; e nunca o problema deve-se ajustar a um modelo em particular;
- Uma avaliação contínua deve ser feita no sentido de verificar se é justificável um esforço adicional, o qual resulte em um aumento na exatidão das respostas das questões levantadas e portanto, no uso de modelos mais complexos.

c) Verificação do modelo: Consiste na demonstração de que um determinado código, o qual descreve um modelo em particular, realiza os cálculos de forma correta. Este processo irá garantir que o código de computador é capaz de solucionar de maneira adequada os diferentes sistemas de equações diferenciais para várias condições de contorno do problema analisado. Em outras palavras, irá verificar se o código fornece resultados satisfatórios para problemas cujas soluções são conhecidas. Este teste, geralmente é feito comparando-se os resultados do modelo numérico com aqueles de uma solução analítica. Uma vez que as soluções numéricas são sensíveis às variações espaciais e temporais, uma concordância perfeita, apenas prova que o código numérico pode solucionar as equações que governam os fenômenos, o que não significa que isto será válido em outras condições;

d) Calibração do modelo: Consiste na comparação das respostas do modelo, o qual foi verificado previamente, com observações tomadas diretamente do sistema modelado. O processo de calibração consiste em variar os valores dos parâmetros, dentro de um intervalo razoável, até que as diferenças entre os valores observados e os simulados de uma dada grandeza de interesse sejam minimizadas. Esta minimização pode se feita por meio de um ajuste que envolve a técnica de tentativas e erros ou por meio de um procedimento automático, o qual utiliza a técnica de otimização numérica (Duan e cols., 1993).

Um modelo é considerado calibrado quando ele é capaz de reproduzir dados históricos dentro de um certo nível de exatidão aceitável, sendo que neste caso, não existe nenhuma regra geral, mas apenas o julgamento pessoal do investigador (Konikow e Bredehoft, 1992). Uma boa concordância não implica necessariamente que o modelo seja válido, já que este poderá reproduzir adequadamente os resultados, mas falhar na previsão de respostas futuras, formuladas em condições diferentes daquelas em que o modelo foi calibrado.

e) Validação do modelo: Consiste em um processo de demonstração da habilidade do modelo em representar as relações de causa e efeito em um

determinada área em particular. Um dos objetivos da validação é garantir que o modelo seja capaz de realizar previsões confiáveis. A habilidade de um modelo em reproduzir os dados experimentais permite que o investigador entenda o sistema que está sendo analisado, mas não implica que os resultados obtidos possam ser reproduzidos futuramente. Existem muitos casos em ciências ambientais, ou em ciência em geral, onde o entendimento dos processos pode ser grande, mas a habilidade de previsão pequena; e outros casos, em que o entendimento é mínimo, mas a exatidão das previsões bastante elevada. Em qualquer evento, a exatidão das previsões não pode ser avaliada até que o intervalo de tempo em que as previsões foram feitas tenha se passado.

Na prática, a validação consiste num processo semelhante ao de calibração. Na modelagem de bacias hidrográficas, o modelo é calibrado usando apenas parte dos registros históricos, os quais contêm um ou mais eventos que caracterizam a resposta do sistema. O modelo então é usado para reproduzir a outra parte destes registros, os quais são totalmente independentes dos dados usados para a calibração.

f) Análise do modelo: Consiste na realização de experimentos com o modelo calibrado (etapa d) e validado (etapa e) de forma a responder as questões inicialmente propostas durante a construção do modelo.

Como mencionado anteriormente, um dos principais requerimentos de uma metodologia científica é a necessidade de se demonstrar de uma maneira objetiva que uma dada teoria (ou modelo) fornece uma descrição adequada do mundo real. De uma maneira geral, isto implica que o modelo deverá fazer uma previsão das observações experimentais com um certo grau de confiabilidade. Em termos da modelagem de sistemas ambientais este é um conceito extremamente difícil de ser atingido, uma vez que os sistemas naturais são sempre muito heterogêneos, o que torna a sua caracterização bastante complicada. Além disso, os dados de campo necessários para formular e testar uma dada teoria relativa a estes sistemas são de difícil obtenção. Como resultado, os modelos

ambientais só podem ser usados sob condições restritas. Isto se aplica tanto aos dados de entrada usados para simular as previsões feitas pelo modelo, bem como para os dados de validação utilizados para testar o desempenho do modelo.

A natureza multidisciplinar, bem como a grande variação das escalas temporais e espaciais de sistemas ambientais faz com que a distinção entre estas diferentes etapas citadas acima dependa diretamente do arranjo hierárquico do sistema em estudo. A definição, por exemplo, dos limites de um sistema ambiental depende fortemente da forma como os elementos da natureza interagem, ou seja, das relações causais existentes dentro do sistema natural. Apesar dos processos de síntese e verificação do modelo, desenvolvidos dentro de certos limites, poderem ser um sucesso, a sua validação pode ser um problema em virtude das causalidades que foram excluídas em consequência dos limites selecionados. Finalmente, deve ser salientado que as escalas temporal e espacial de ocorrência dos sistemas ambientais são sempre muito grandes, o que faz com que o modelo só possa ser validado com dados coletados dentro de um certo limite de localização geográfica e num determinado intervalo de tempo. De uma maneira geral, existe uma discrepância considerável entre o número de dados necessários para validar o modelo e o número de dados disponíveis. Isto deverá ser levado em conta durante etapa final de análise do modelo (etapa f). Portanto, a necessidade de se garantir que as previsões feitas pelos modelos ambientais obedeçam a certos padrões observados diretamente na natureza faz com que as etapas de calibração e de validação sejam cada vez mais importantes.

## **2.5. Análise de sensibilidade e incertezas**

O desenvolvimento recente no que se refere a análise de sistemas tem revolucionado as aproximações feitas nas previsões da resposta de sistemas ambientais. Modelos têm sido utilizados rotineiramente para a análise de dados, explicação de fenômenos observados na natureza, teste de hipóteses e como base na política de tomada de decisões (Beven e Binley, 1992). A utilidade de um certo modelo está diretamente relacionada à exatidão e confiabilidade de suas previsões. Entretanto, uma vez que os modelos nada mais são do que uma abstração da realidade e em decorrência do fato de que dados considerados críticos, na maioria das vezes não se encontram disponíveis, todas as previsões estão submetidas a incertezas.

O'Neill (1971) foi o primeiro a considerar diretamente a contribuição de erros associados aos modelos ecológicos. Desde então, o termo incerteza, análise de sensibilidade e erros vêm sendo aplicados ao estudo de sistemas ambientais.

## **2.6. Fontes de erros**

As incertezas associadas às previsões feitas por um modelo são resultantes de todos os erros envolvidos nos processos de construção do modelo, estimativa dos parâmetros e escolha dos cenários para os quais as simulações serão feitas. Esses erros não são independentes entre si e podem interagir de um forma imprevisível para produzir incertezas nos resultados finais. Apesar de não existir na literatura um método específico para o agrupamento dos erros, de acordo com a Agência Internacional de Energia Atômica

(IAEA SS-100, 1989), os principais fatores que afetam a confiabilidade das previsões feitas por um modelo podem ser agrupados basicamente em 4 classes, a saber:

- (1) Especificação do problema (cenário);
- (2) Formulação do modelo conceitual;
- (3) Estimativa dos valores dos parâmetros
- (4) Erros decorrentes da variabilidade natural dos parâmetros

### **2.6.1. Erros associados ao problema em estudo (Cenário)**

A primeira etapa na avaliação do grau de confiabilidade dos modelos consiste na análise do cenário a ser estudado, incluindo fatores tais como: objetivo do uso dos resultados, resolução temporal e espacial necessárias etc.

Erros sistemáticos nas previsões feitas pelo modelo podem ser importantes se estes forem usados em situações diferentes daquelas para as quais o modelo foi desenvolvido. Como exemplo pode-se citar o uso de modelos baseados em observações de curta duração para realizar previsões de longa duração. Neste caso, podem ser obtidas respostas corretas para problemas diferentes daqueles originalmente propostos.

### **2.6.2. Erros associados ao modelo conceitual**

Erros decorrentes de uma representação não adequada irão sempre existir, uma vez que os sistemas naturais são extremamente complexos. De acordo com Beck (1987) é impossível determinar a estrutura exata dos modelos que descrevem os sistemas ambientais, em parte devido ao fato de que diferentes

combinações de parâmetros poderão fornecer resultados satisfatórios. Além disso, são sempre feitas suposições simplificadas no desenvolvimento de modelos conceituais, as quais nada mais são do que uma descrição qualitativa dos processos, geometria e condições de contorno associadas ao local em estudo. Estas idéias qualitativas são transformadas em um modelo matemático quantitativo, o qual constitui-se em uma série de equações para representar o comportamento do modelo conceitual. O modelo matemático pode ser solucionado analiticamente fornecendo-se os parâmetros de entrada específicos do local de análise, ou por meio de aproximações numéricas (código de computador).

Os erros associados ao modelo englobam tanto aqueles associados às incertezas na concepção do sistema, incertezas na representação matemática e incertezas na solução desta representação matemática (Bonano e Cranwell, 1988). Erros decorrentes da conceitualização dos sistemas são decorrentes principalmente das incertezas associadas à percepção do mundo real, incluindo uma má interpretação de dados e a inadequação das técnicas de redução dos mesmos. Incertezas também são decorrentes de simplificações introduzidas para a redução dos problemas a serem analisados. Por exemplo, o mundo real tridimensional e transiente é geralmente modelado unidimensionalmente, assumindo-se condições estáveis.

Em muitos casos, os erros associados ao modelo conceitual podem ser dominantes para propósitos de estudos de tomada de decisão ou de avaliação do impacto ambiental decorrente de certas práticas. Se um modelo conceitual inadequado estiver sendo utilizado, as incertezas associadas à estimativa dos parâmetros ou com a formulação matemática podem ser irrelevantes.

Além das incertezas relacionadas à concepção do problema a ser analisado, erros também poderão surgir em decorrência dos métodos usados para a solução das equações de interesse (Davis e Olague, 1991) e da

impossibilidade de se representar o modelo conceitual de uma forma matemática adequada.

Um modelo pode ser implementado aumentando-se o grau de complexidade ou detalhes dos processos que estão sendo modelados. Entretanto, resultados teóricos demonstraram (Gardner e cols., 1980) que um modelo complexo poderá acarretar em um maior número de erros associados às previsões feitas por ele do que um modelo mais simples, principalmente se o aumento na complexidade implicar em uma maior dificuldade na obtenção de dados.

Os erros associados ao modelo conceitual podem ser minimizados estabelecendo-se intervalos de confiança para um conjunto alternativo de modelos e comparando-se, estatisticamente, os resultados das simulações.

### **2.6.3. Erros associados às estimativas dos valores dos parâmetros e à sua variabilidade natural**

Existe um grande número de trabalhos associados aos efeitos das incertezas dos parâmetros nas previsões feitas por um modelo (Iman e Helton, 1988). Os resultados demonstram que geralmente apenas alguns parâmetros contribuem de forma significativa para estas incertezas, e que portanto, não são necessárias informações sobre todos os parâmetros para se obter resultados mais exatos e confiáveis.

Geralmente, existem poucos dados disponíveis para a quantificação dos valores de todos os parâmetros em função do tempo, local, forma química, condições atmosféricas etc. Além disso, os processos que descrevem os diferentes compartimentos dos modelos ambientais estão sujeitos à uma grande variabilidade natural no tempo e no espaço. Muitos dos parâmetros que

descrevem estes processos só podem ser conhecidos empiricamente ou teoricamente.

Quando são feitas estimativas dos parâmetros baseando-se em medidas experimentais repetidas, uma frequência de distribuição poderá ser utilizada para caracterizar as incertezas associadas aos parâmetros. Entretanto, na maioria das vezes não é possível realizar medidas repetidas e portanto, as incertezas não podem ser determinadas de uma forma objetiva.

## **2.7. Métodos de propagação de erros**

O efeito da influência dos erros nos parâmetros pode ser diretamente determinado por meio de métodos analíticos (Clifford, 1973) ou estimados numericamente pelo método de Monte Carlo (Rubinstein, 1981). Entretanto, o uso de expressões analíticas pode ser extremamente difícil no caso de sistemas complexos, sendo normalmente utilizadas no caso de sistemas simples.

Um método analítico para a determinação da influência da variância dos parâmetros nas previsões feitas por um modelo em particular também é desejável no estudo de sistemas complexos. A análise de sensibilidade tem sido extensivamente usada para estimar esta relação.

Como pode ser observado na figura 2.2, a análise de sensibilidade apresenta um papel fundamental, tanto na etapa *a priori* como na *a posteriori* do processo de modelagem. Na primeira etapa, mesmo levando em conta que ainda não tenham sido coletados dados experimentais suficientes para avaliação do modelo, algumas questões importantes a respeito do do modelo devem ser respondidas. Nesta etapa, a análise de sensibilidade irá estabelecer basicamente a magnitude relativa da variação da resposta do modelo com relação às variações

dos dados de entrada. A resposta a essas questões pode levar a uma reestruturação do modelo durante a sua fase de conceitualização.

Durante a etapa *a posteriori*, as análises de sensibilidade e de incerteza irão permitir que seja feita uma avaliação das possíveis distribuições das respostas do modelo, dada uma distribuição dos valores estimados dos parâmetros. Como dito anteriormente, o fato de um modelo ter sido calibrado não implica que não continuem a existir erros associados às estimativas dos parâmetros. Na realidade, esta estimativa dos erros reflete uma mistura das incertezas associadas aos dados de campo usados para calibração, bem como às estimativas dos valores iniciais dos parâmetros.

De acordo com a literatura, não existe nenhuma terminologia consistente no que diz respeito à distinção entre análise de incerteza e sensibilidade. Tomovic e Vukobratovic (1972) definiram *análise de sensibilidade* como sendo o estudo do efeito das variações dos parâmetros no comportamento dinâmico do sistema. Essa definição é conhecida como sendo a análise de sensibilidade clássica e é baseada na determinação do índice de sensibilidade  $S$ , o qual é definido como sendo a derivada parcial da previsão  $Y$  feita pelo modelo com relação aos seus parâmetros individuais  $p$ . Para muitos modelos, a dificuldade de se obter as derivadas parciais é decorrente da necessidade de se assumir uma relação linear (isto é, estimativas obtidas por pequenas perturbações dos parâmetros próximas ao seu valor nominal). Com a introdução do método de Monte Carlo, a necessidade de uma aproximação infinitesimal das variações dos parâmetros foi relaxada. Neste contexto, a sensibilidade das previsões feitas pelo modelo pode ser estimada fixando-se a variância de todos os parâmetros em 1% de seu valor nominal.

Análise de incerteza e erros são usadas conjuntamente na literatura. O termo análise de erros, entretanto, é normalmente utilizado em técnicas numéricas aplicadas ao estudo da exatidão de uma função. Por outro lado, em análise de incerteza é feita a investigação da influência da incerteza, isto é, da

variância de um determinado parâmetro na resposta do modelo. A relação entre sensibilidade e incerteza foi formalizada por Doctor (1989), o qual verificou que a variância da resposta  $y$  de um modelo, definida por uma relação entre os parâmetros  $x_1, \dots, x_k$ , dependente do tempo  $t$ , é devido a incerteza e a sensibilidade dos valores de  $x_i$  ( $i=1, \dots, k$ ). Este autor demonstrou que aquele parâmetro considerado mais sensível não será, necessariamente, o que mais contribui para as incertezas associadas à previsão  $y$  feita pelo modelo.

## **2.8. Metodologias para estudo da sensibilidade e incertezas associadas às previsões feitas por um modelo**

A análise de sensibilidade clássica proposta por Tomovic (1963), a qual utiliza as derivadas parciais das previsões em relação às variações dos parâmetros como uma medida da sensibilidade do modelo apresenta os seguintes problemas:

- O método de análise envolve um grande número de simulações (geralmente na ordem de 100);
- Não leva em conta as possíveis interações entre os diferentes parâmetros e o efeito desta correlação na resposta do modelo;
- Diferentes parâmetros possuem diferentes níveis de variabilidade natural;
- Existem diferentes variáveis de saída que podem ser usadas como uma medida do comportamento do modelo. Os resultados da análise de sensibilidade irão variar dependendo das variáveis de saída selecionadas.

Como resultado destes problemas, Rose e Swartzman (1981) selecionaram vários métodos, baseando-se nos seguintes critérios:

- O método deveria ser claramente definido, especificando previamente o número necessário de simulações do modelo;
- Os efeitos de interação entre os diferentes parâmetros deveriam ser levados em conta;
- O método deveria incluir informações das variabilidades associadas às estimativas dos parâmetros;
- A análise deveria permitir a interpretação de várias variáveis de saída.

Dois métodos alternativos foram selecionados por Rose e Swartzman (1981), um é o da *amostragem sistemática* e outro o da *amostragem aleatória* (método de Monte Carlo). Os dois métodos são descritos basicamente em duas etapas: a primeira, em que é feita a geração ou amostragem dos valores dos parâmetros, assim como as simulações para posterior avaliação da sensibilidade dos parâmetros e a segunda, em que é feita a análise dos dados de saída do modelo e estudo da sensibilidade dos parâmetros.

Na amostragem sistemática, os valores dos parâmetros são variados de uma quantidade selecionada previamente de acordo com algum procedimento estatístico. A amostragem aleatória envolve a variação prévia da distribuição de probabilidades dos valores de cada parâmetro. Estimativas subjetivas (Mckay e Beckman, 1979) recomendam o uso de uma distribuição triangular se for conhecido o intervalo possível dos valores dos parâmetros, bem como o seu valor mais provável ou valor médio. Tiwari e Hobbie (1976) sugeriram o uso de uma distribuição uniforme se for apenas conhecido o intervalo dos possíveis valores dos parâmetros. Neste caso, assume-se que os valores dos parâmetros não são correlacionados.

Se a distribuição selecionada tiver uma moda (isto é, distribuição normal ou triangular), então os valores gerados tenderão a se agrupar ao seu redor, fazendo

com que seja infreqüente a ocorrência de valores nas extremidades da distribuição. Isto resulta em uma redundância considerável das informações obtidas através da análise de sensibilidade, uma vez que a região próxima a moda será bastante explorada ao contrário das extremidades, principalmente se o número de simulações for limitado. Esta redundância pode ser eliminada e uma exploração mais equilibrada do espaço dos parâmetros pode ser obtida usando-se uma *amostragem estratificada* (Iman e Conover, 1979). Este método divide o espaço dos parâmetros em secções, amostrando de cada uma delas com uma certa probabilidade. Uma extensão desse método é a *amostragem "Latin Hypercube"* (LHS) (Gardner e cols., 1983), onde a distribuição de cada parâmetro é dividida em  $n$  estratas de igual probabilidade ( $1/n$ ), cada uma delas sendo amostrada por vez.

Nos últimos anos, vários estudos vêm sendo feitos visando analisar as vantagens de cada um dos métodos de amostragem. De uma maneira geral, a LHS apresenta as seguintes vantagens com relação aos outros métodos:

- Redução da variância: a variância da média obtida pela amostragem LHS é menor do que aquela obtida por outros métodos de amostragem (Mckay e Beckman, 1979);
- Amostragem representativa: mesmo para uma amostra relativamente pequena, o método garante que os valores sejam amostrados dentro de todo o intervalo de probabilidade dos parâmetros;
- Correlação entre os parâmetros: Com a implementação do método por Iman e cols. (1980), passou a ser possível considerar o efeito de correlação entre os parâmetros. Esta versão modificada do método é conhecida como *amostragem "Latin Hypercube" modificada*.

No presente trabalho, a análise de sensibilidade sistemática foi inicialmente utilizada para a redução da dimensão do número de parâmetros a serem

calibrados. Posteriormente, a análise de incerteza pelo método de Monte Carlo, usando a técnica *“Latin Hypercube” modificada*, foi utilizada para a determinação das incertezas associadas às previsões feitas em decorrência da variabilidade natural dos parâmetros.

## **CAPÍTULO III**

### **DESCRIÇÃO GERAL DOS PRINCIPAIS PROCESSOS FÍSICOS QUE OCORREM EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA**

#### ***O MODELO COMPUTACIONAL HSPF***

Neste Capítulo é feita a apresentação e descrição do modelo computacional selecionado no presente trabalho para a simulação dos fenômenos físicos que ocorrem em sistemas hidrológicos, mais especificamente em uma bacia hidrográfica de pequeno porte. Inicialmente, é feita uma discussão geral dos principais processos físicos que descrevem os mecanismos de transporte que ocorrem em uma bacia hidrográfica, entre eles a geração do fluxo de água superficial, subsuperficial e subterrânea, erosão, deposição e transporte de sedimentos e poluentes. A seguir, é feita uma descrição dos diferentes tipos de modelos hidrológicos e finalmente, a apresentação do modelo computacional "Hydrological Simulation Program-FORTRAN" (HSPF), incluindo a estrutura geral de suas subrotinas e a metodologia empregada por ele para a simulação do transporte de sedimentos e poluentes em sistemas hidrológicos, bem como para a previsão de grandezas de interesse tais como vazão líquida, vazão sólida e fluxo total de poluentes.

### **3.1. Considerações gerais sobre os principais processos físicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica**

#### **3.1.1. Mecanismos de transporte do fluxo hidrológico**

##### **3.1.1.1. O ciclo hidrológico**

A água da chuva pode percorrer três caminhos quando cai sobre a superfície do solo: evaporar, escoar sobre a superfície ou infiltrar-se no solo. O ciclo hidrológico é a contínua circulação da água e da umidade em nosso planeta. Não tem início nem fim, mas o conceito de ciclo hidrológico comumente começa com as águas do oceano, uma vez que estas cobrem cerca de três quartos da superfície terrestre. Ele nada mais é do que o sistema pelo qual a natureza faz a água circular do oceano para a atmosfera e retornar, superficial ou subterraneamente ao oceano, por vias tortuosas, umas curtas e outras longas, quer quanto ao tempo e ao espaço.

Parte da precipitação pluviométrica que cai sobre a superfície do solo de uma bacia hidrográfica irá ser interceptada pela cobertura vegetal local. Este conteúdo de água ficará armazenado na superfície das plantas até ser totalmente evaporado e retornar à atmosfera, reduzindo portanto, a quantidade de escoamento superficial ao longo da bacia. O processo de interceptação é menos efetivo em reduzir o escoamento superficial durante a ocorrência de eventos com alto índice de precipitação pluviométrica. Neste caso, a capacidade de armazenamento por interceptação se torna desprezível se comparada com a quantidade total de precipitação pluviométrica. O processo de interceptação é governado principalmente pelo tipo e densidade da cobertura vegetal.

A quantidade de água de precipitação pluviométrica que não é interceptada pela superfície das plantas irá cair sobre o solo. Parte desse conteúdo de água será retido nas depressões existentes na superfície do terreno, não contribuindo desta forma para o escoamento superficial. A capacidade de armazenamento de água nas depressões existentes no terreno também é mais efetiva durante a ocorrência de eventos de baixo índice de precipitação pluviométrica, sendo normalmente muito maior do que aquela decorrente da interceptação pela cobertura vegetal. Neste caso, o conteúdo total de água armazenado irá depender da rugosidade da superfície do solo, das características topográficas da bacia e do tipo de atividade humana desenvolvida no local. O volume de água que pode ser armazenado nestas depressões será bastante reduzido se o escoamento se der em terrenos inclinados, uma vez que nesta condição a velocidade do fluxo é bem maior.

Uma fração da água de chuva que se encontra em contato com a superfície do terreno irá infiltrar-se no solo. Essa capacidade de infiltração irá depender das propriedades físicas do solo, da cobertura vegetal, das condições antecedentes do conteúdo de água armazenado nas camadas mais superiores do solo, da intensidade da precipitação pluviométrica e da declividade do terreno. Caso exista uma camada impermeável sob o mesmo (como por exemplo, a presença de rochas), parte da água infiltrada poderá mover-se longitudinalmente até atingir um corpo de água superficial. Essa fração é conhecida como escoamento subsuperficial. Se não existir nenhuma barreira física, a água infiltrada poderá percolar até a região mais profunda do aquífero, contribuindo desta forma, para o fluxo de água subterrânea. Ao juntar-se à massa da água subterrânea, a água infiltrada move-se através dos poros da matéria do subsolo, podendo reaparecer na superfície, em locais de nível superior ao em que penetrou no lençol aquífero. A água subterrânea é descarregada naturalmente em tais lugares em forma de vertentes, mantendo portanto, o fluxo de água dos cursos durante os períodos de estiagem. Os cursos, carreando as águas de escoamento superficial e a descarga natural da água subterrânea, eventualmente as fazem retornar ao oceano.

Todos estes processos contribuem para a geração do fluxo hidrográfico, sendo que a fração correspondente ao escoamento superficial será a primeira a atingir o canal, após poucas horas a fração correspondente ao fluxo subsuperficial e após alguns dias ou meses, a fração correspondente ao fluxo subterrâneo.

### **3.1.2. Produção e transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica**

Os sedimentos podem ser definidos como sendo um material fragmentado que se origina da desintegração de rochas em decorrência da ação de processos químicos e mecânicos. Os processos químicos mais importantes são: a oxidação, carbonatação e hidratação.

A ação de forças mecânicas tais como o movimento da crosta terrestre, a variação brusca de temperatura, o congelamento e descongelamento das águas é efetiva no processo de decomposição das rochas em fragmentos. Estas partículas poderão apresentar formas e tamanhos diferentes e em geral, possuem a mesma composição mineral que a rocha de origem (Vanoni, 1984).

As rochas fragmentadas irão se transformar em sedimentos após o seu ingresso nos rios. Este processo irá ocorrer em decorrência da erosão superficial do solo ou da própria calha fluvial.

As chuvas caindo em terrenos inclinados desagregam as partículas e lavam o solo removendo a sua camada superficial, principalmente quando não há cobertura vegetal. Nos terrenos planos, as partículas desagregadas podem ser transportadas pelos ventos até terrenos inclinados. A água transporta estas partículas formando as enxurradas que vão até as calhas dos rios.

A erosão é causada pela remoção das partículas do solo de uma bacia hidrográfica como decorrência da ação de forças erosivas, as quais incluem a energia cinética das gotas de chuva e a tensão de atrito do fluxo de água que escorre ao longo da superfície do terreno. Existem basicamente dois tipos de erosão: a erosão laminar e a erosão linear. No primeiro caso, tem-se uma remoção superficial das partículas de solo ao longo de toda a extensão da bacia. Práticas de conservação, como por exemplo reflorestamento, podem reduzir de forma significativa este tipo de erosão (Allen, 1981). A segunda, aparece como resultado do percurso preferencial do escoamento superficial em uma determinada região da bacia e está geralmente associada a mudanças climáticas graves ou ao uso impróprio do solo. A quantidade total de sedimento produzida neste caso é, usualmente, muito menor do que na erosão laminar (Colby, 1963).

A determinação da taxa de erosão é baseada no processo de erodibilidade, o qual depende de fatores tais como intensidade e duração da precipitação pluviométrica, características do solo, cobertura vegetal e declividade do terreno, práticas de controle da erosão e características hidráulicas da bacia. Como estes fatores não estão uniformemente distribuídos ao longo de uma bacia hidrográfica, a estimativa da quantidade total de sedimento produzida pode apresentar erros consideráveis se os seus valores forem tomados como valores médios. Uma determinação mais exata pode ser obtida se a bacia for dividida em pequenas subbacias homogêneas, compensando desta forma, a distribuição não uniforme das fontes de sedimentos.

### 3.1.2.1. Transporte de sedimentos em canais naturais

Ao atingirem os canais naturais, as partículas de sedimentos podem ser transportadas pelo campo de velocidades do fluido, depositadas ao longo do canal, ou ainda, serem arrancadas do fundo do leito dependendo das variações locais de turbulência.

Os processos de erosão e sedimentação em leitos aluvionares dependem de diversos fatores, os quais podem ser classificados genericamente nas seguintes categorias: propriedades dos sedimentos, propriedades do fluido, propriedades do escoamento e propriedades geométricas do curso (Ramos, 1984).

As propriedades dos sedimentos mais importantes para o fenômeno de transporte sólido de partículas não coesivas (areias com diâmetro superior a 63  $\mu\text{m}$ ) são: dimensão do sedimento, velocidade de sedimentação, peso específico e a forma da partícula. Por outro lado, o transporte de partículas coesivas (diâmetro inferior a 63  $\mu\text{m}$ ) irá depender da natureza do sedimento (composição mineralógica, conteúdo orgânico, etc.) e de parâmetros relacionados à qualidade da água (pH, temperatura, composição iônica, etc). Neste caso, as propriedades físico-químicas dos sedimentos são controladas basicamente por forças de superfície, as quais são muito mais intensas que as forças gravitacionais que agem sobre as partículas.

Nas águas com baixo nível de salinidade (< 1 ppt), as partículas coesivas se encontram em um estado disperso. Um ligeiro aumento na salinidade (aproximadamente de 2-3 ppt), já é suficiente para que estas partículas sejam coaguladas, formando flocos, cada um constituído por milhares de partículas elementares. Os principais processos de transporte dos sedimentos coesivos nestes ambientes são (Teisson, 1991): erosão, advecção, dispersão, agregação, deposição e consolidação do leito. De acordo com esta descrição, os sedimentos

não coesivos podem existir em quatro condições físicas distintas, a saber: suspensão móvel, suspensão estacionária, um leito parcialmente consolidado e um leito totalmente consolidado. Estes dois últimos são formados como resultado da consolidação das partículas que se encontram no estado de suspensão estacionário. Neste estado, as partículas movimentam-se verticalmente em direção ao leito, sendo o movimento horizontal praticamente nulo. Um leito, parcialmente ou totalmente consolidado, pode ser erodido se a tensão de atrito exercida sobre ele, em decorrência da ação das forças hidrodinâmicas, for superior a um determinado valor crítico conhecido como tensão de atrito crítica para erosão (Patherniades, 1962). Os principais fatores físico-químicos (Heizen e Arulanandan, 1976): que afetam a tensão de atrito crítica para erosão são: o tipo e a quantidade de material coesivo presente no leito, a composição química do fluido, a temperatura da água, a presença de matéria orgânica e o histórico relativo ao processo de consolidação do leito.

Em canais naturais, onde o nível de salinidade é geralmente menor que 2 ppt, as partículas mais finas são transportadas em suspensão, praticamente sem serem depositadas durante todo o percurso de escoamento (Mehta e cols., 1989). As partículas mais grossas também são transportadas em suspensão se as variações locais de turbulência forem capazes de produzir esforços ascensionais da mesma magnitude do seu peso. Caso contrário, estas partículas são depositadas no fundo do leito, onde permanecem a maior parte do tempo. Se os esforços hidrodinâmicos atuantes sobre o leito forem superiores aos esforços de resistência, elas podem ser transportadas por arrastamento ou saltitação (transporte sólido de fundo). No primeiro caso, o material movimenta-se através de rolamento ou escorregando sobre a superfície do leito; no segundo caso, o material desloca-se em pequenos saltos. Em ambos, os movimentos são descontínuos, caracterizados por deslocamentos relativamente rápidos, entremeados por períodos de repouso (Ramos, 1984).

Nos cursos naturais, de maneira geral, o transporte de fundo predomina nas regiões de cabeceira, devido às características gerais dos sedimentos, que

nestas regiões são mais grosseiros. O transporte por saltitação nestes casos, pode representar uma parcela importante.

Os esforços de resistência ao movimento das partículas dependem portanto, da dimensão e da composição granulométrica dos sedimentos. Os sedimentos muito finos, que contêm uma quantidade apreciável de siltes e argilas, resistem ao movimento através das forças de coesão. Por outro lado, os sedimentos não coesivos, constituídos por areias, seixos e sedimentos mais graúdos resistem ao movimento, principalmente, em decorrência do seu peso. Quando em movimento, deslocam-se individualmente, ao contrário dos sedimentos coesivos.

Em condições naturais, a evolução dos sistemas fluviais é sujeita à influência de diversos fatores, incluindo as propriedades de descarga dos sedimentos e do fluxo de água. Se estes fatores permanecem constantes ao longo do tempo, o rio irá se aproximar da sua condição de equilíbrio. Entretanto, quando um destes fatores é modificado, o estado de equilíbrio é alterado, iniciando-se um processo de reparação, de forma a atingir-se uma nova condição de equilíbrio (Yen e cols., 1992).

Se a concentração de sedimentos disponível em uma determinada secção do rio for menor do que a sua capacidade de transporte sólido, a quantidade necessária para satisfazer uma nova condição de equilíbrio será proveniente do próprio leito do rio, ocasionando portanto, uma diminuição no seu nível. Neste caso, ocorre o processo de degradação ou erosão da própria calha fluvial. As características hidráulicas do rio, tais como a sua declividade e profundidade irão determinar a habilidade do fluxo em erodir ou transportar os sedimentos. O tamanho das partículas irá determinar a intensidade da ação erosiva. Por outro lado, se a quantidade de sedimento disponível for maior que a capacidade de transporte sólido do rio, ocorre o processo de agregação. Neste caso, parte da carga de sedimentos deverá ser depositada, provocando um aumento do nível do leito.

Usualmente, a quantidade de sedimentos mais finos disponível é muito menor que aquela que o rio pode transportar. Por outro lado, a quantidade de partículas mais grossas presente em uma determinada secção do rio é geralmente muito maior que a sua capacidade de transporte sólido.

### **3.1.2.2. Influência dos sedimentos na propagação e acumulação de poluentes em corpos de águas superficiais**

Num corpo d'água superficial, os processos físicos que determinam a dispersão dos poluentes no meio englobam a difusão e advecção induzidas pelas características da descarga, a difusão e advecção definidas pelas condições ambientais do meio receptor e a convecção, que é um tipo de advecção vertical induzida por gradientes verticais de densidade (Eiger, 1991). Simultaneamente à dispersão no meio líquido, os poluentes estão sujeitos a processos físicos, químicos e biológicos que promovem a sua transferência para outros compartimentos bióticos e abióticos do sistema aquático, como as partículas de sedimento em suspensão e os elementos da fauna e flora aquática.

Dentre os processos químicos, destaca-se a sorção em materiais sólidos, mais especificamente nas partículas de sedimentos de fundo e em suspensão. O termo sorção engloba os processos de adsorção, caracterizado pela adesão superficial do elemento ao material sólido, e de absorção, que corresponde à penetração do elemento através do sólido (Lima, 1994). Ambos são processos complexos, os quais dependem das propriedades físicas e químicas do elemento e do sólido com o qual ele interage. Na prática, o acúmulo de poluentes no sedimento de fundo de um corpo d'água representa um dos principais fatores que promove a redução da concentração no meio líquido e é determinado pelo movimento das partículas de sedimento de fundo e pelos processos de troca entre a solução aquosa e o material sedimentar, entre eles a sedimentação do material ligado às partículas em suspensão, a ressuspensão do material do leito

em decorrência da turbulência do fluxo de água e a dessorção dos elementos ligados à matéria sedimentar (Rocca, 1995).

Outros processos que levam os constituintes a fixarem-se à superfície dos materiais sedimentares, provocando uma redução na concentração na água, são: a precipitação na forma de óxidos e hidróxidos; a troca iônica; a quelação por matéria orgânica (Lima, 1994). Além destes fatores, outro processo importante corresponde à incorporação por elementos da fauna e flora aquática através da fixação à superfície dos organismos ou por assimilação.

Em virtude do processo de sorção, muitos contaminantes irão se ligar às partículas de sedimentos e portanto, não poderão ser detectados por meio da análise da qualidade da água. Este processo irá reduzir a concentração de contaminantes logo após a sua descarga no corpo de água, e portanto o impacto inicial. Entretanto, os sedimentos contaminados irão se constituir numa fonte de poluição residual, a qual poderá permanecer no sistema por um longo período de tempo ou serem transportados para outros locais. Alguns elementos, como por exemplo os metais pesados, não são necessariamente fixados permanentemente pelas partículas de sedimentos, mas podem ser reciclados via agentes químicos ou biológicos, e retornarem à coluna d'água.

Para que os materiais presentes no meio fluído possam ser adsorvidos, devem ter uma probabilidade finita de chegarem à superfície, sendo que esta probabilidade aumenta com a sua concentração, com a área superficial do sólido e com a taxa em que o fluído entra em contato com a superfície do sólido

A precipitação química dos óxidos e hidróxidos ocorre principalmente quando o pH do sistema é alto. A troca iônica pode ser o principal mecanismo desenvolvido no comportamento dos sedimentos frente aos íons presentes na fase aquosa. Na capacidade de troca iônica influem as características mineralógicas e estruturais, inerentes aos argilominerais presentes nos sedimentos.

De uma maneira simplificada, a concentração do material sedimentar pode ser obtida a partir da determinação da concentração inicial do elemento na água, considerando-se que no equilíbrio, estas grandezas estão relacionadas por meio do coeficiente de distribuição  $K_d$ , o qual é definido como sendo a razão entre a concentração do elemento  $i$  no sedimento e a concentração deste elemento na água. O valor de  $K_d$  para cada elemento irá depender de vários parâmetros, incluindo a forma química e a concentração dos poluentes, tipo e concentração das partículas de sedimento, características do fluxo e da qualidade da água do meio receptor, bem como do tempo de contacto.

### **3.2. Considerações gerais sobre os modelos hidrológicos utilizados para descrever os processos físicos que ocorrem em bacias hidrográficas**

Como visto no Capítulo II, os modelos podem ser divididos em materiais e formais. Estes últimos podem ainda serem subdivididos em teóricos e empíricos.

O presente trabalho concentrou-se no estudo de um modelo hidrológico teórico e determinístico, o qual é utilizado para a simulação do transporte de sedimentos e poluentes em bacias hidrográficas. Este tipo de modelo pode ainda ser subdividido em (Donigian e cols., 1984):

#### **1. Modelos Eventuais versus Modelos Contínuos**

Um *modelo eventual* é aquele capaz de representar um único evento, o qual pode ocorrer num período de tempo que pode variar entre uma hora até vários dias. As condições iniciais da bacia, para cada um dos eventos em estudo, deverão ser assumidas ou determinadas experimentalmente e os resultados serão fornecidos como dados de entrada. A exatidão dos resultados finais irá

dependem do grau de confiabilidade nos dados relativos às condições iniciais do sistema.

Um *modelo contínuo* é aquele capaz de realizar simulações dentro de um determinado período de tempo, onde os fluxos e as condições iniciais do sistema devem ser determinados tanto durante os períodos de estiagem, assim como durante os períodos de cheia. Portanto, o modelo mantém um balanço contínuo do conteúdo de água existente nos diferentes compartimentos de armazenamento de água da bacia, determinando desta forma, as condições iniciais aplicáveis durante cada evento de precipitação pluviométrica. Inicialmente, estas condições devem ser assumidas ou estimadas. Entretanto, o efeito desta seleção irá diminuir rapidamente com o avanço das simulações.

## 2. Modelos Completos versus Modelos Parciais

Esta classificação está relacionada com a inclusão de diferentes processos do ciclo hidrológico. Os *modelos completos* são aqueles para os quais o principal dado de entrada é a taxa de precipitação pluviométrica, enquanto que a saída constitui-se na curva hidrográfica (vazão em função do intervalo de tempo). O modelo descreve os processos hidrológicos significantes, os quais afetam diretamente o escoamento superficial ao longo da bacia. O balanço de água é estimado continuamente por meio da utilização da equação da continuidade:

$$\text{PRECIPITAÇÃO} - \text{EVAPOTRANSPIRAÇÃO} \pm \text{PERDAS} = \text{ESCOAMENTO SUPERFICIAL}$$

Um *modelo parcial* irá representar apenas parte dos processos que contribuem para a geração do escoamento superficial ao longo da bacia.

### 3. Modelos em que os Parâmetros que Devem ser Calibrados versus Modelos em que os Parâmetros que Devem ser Medidos

Os modelos com *parâmetros que devem ser calibrados* são aqueles nos quais um ou mais parâmetros podem ser estimados apenas através do ajuste da curva hidrográfica observada e a simulada. A calibração de parâmetros é geralmente necessária se o modelo possui componentes conceituais. Neste caso, devem ser fornecidas informações sobre a vazão líquida observada durante um determinado período de tempo, usualmente vários anos, para se determinar os valores dos parâmetros que descrevem os processos físicos que ocorrem em uma bacia em particular.

Os modelos com *parâmetros que devem ser medidos* são aqueles nos quais os parâmetros só podem ser determinados satisfatoriamente a partir do conhecimento de algumas características da bacia, as quais podem ser obtidas por meio de medidas ou estimativas. Por exemplo, a área da bacia e o comprimento dos canais podem ser determinados a partir de mapas existentes. As características do solo, tais como granulometria, permeabilidade podem ser determinadas a partir de medidas feitas em laboratório.

#### 4. Modelos Discretos versus Modelos Distribuídos.

*Modelos discretos* são aqueles que não levam em conta a variabilidade espacial dos dados de entrada e saída, bem como dos parâmetros que descrevem os diferentes fenômenos que ocorrem na bacia. Neste tipo de modelo são utilizados geralmente valores médios, implicando portanto que os processos modelados também serão tomados como uma média. Em virtude da não linearidade e da existência de valores limiares, o uso deste tipo de modelos poderá acarretar em erros significativos.

*Modelos distribuídos* são aqueles que incluem a distribuição espacial. Em geral, a bacia hidrográfica é dividida num determinado número de elementos, sendo que o volume de escoamento superficial é calculado separadamente para cada um destes elementos.

#### 5. Modelos Gerais versus Modelos Específicos

Os *modelos gerais* são aqueles que podem ser utilizados para simular os processos que ocorrem em diferentes tipos e tamanhos de bacias hidrográficas. Estes modelos possuem parâmetros que devem ser calibrados e medidos, os quais representam adequadamente um grande número de processos que ocorrem na bacia.

Os *modelos específicos* são aqueles que são aplicáveis apenas em um tipo particular de bacia, tendo-se como referência, por exemplo, a topografia, geologia, uso e ocupação do solo, etc. Estes modelos, geralmente, podem ser aplicados em bacias hidrográficas com tamanhos diferentes, desde que as características destas bacias sejam similares.

### 3.3. O modelo computacional HSPF

A seleção do modelo hidrológico adequado para a implementação das metodologias descritas no presente trabalho foi feita com base nas seguintes considerações:

- O modelo deveria ser geral e capaz de simular, de forma contínua, os processos físicos mais relevantes que ocorrem em um sistema hidrológico;
- As equações matemáticas que descrevem os diferentes processos de interesse deveriam ser baseadas, na sua maioria, em leis físicas;
- O modelo poderia ser usado para simular os processos que ocorrem em vários tipos de bacias hidrográficas;
- O modelo deveria ser bem documentado e recomendado por um organismo oficial tal como a Environmental Protection Agency (EPA).

Levando-se em conta as considerações citadas acima, o modelo selecionado para a implementação da metodologia proposta no presente trabalho foi o "Hydrological Simulation Program-FORTRAN" (HSPF) (Donigian e Davis, 1978). Este por sua vez, constitui-se em um modelo determinístico, conceitual, contínuo e geral, desenvolvido para a simulação dos fenômenos físicos que ocorrem em um bacia hidrográfica. Ele possui aproximadamente 50 parâmetros de entrada, os quais descrevem basicamente os processos hidrológicos (escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo) que irão contribuir para a geração do fluxo de água, dinâmica dos sedimentos (erosão, deposição e transporte das partículas do solo e sedimentos) e transporte de contaminantes solúveis e adsorvidos.

Os vários processos hidrológicos são representados matematicamente com fluxos e zonas de armazenamento de água. A estrutura geral relativa à simulação dos processos hidrológicos do HSPF é essencialmente a mesma que aquela usada no modelo "Stanford Watershed Model" desenvolvido por Crawford e Linsley (1966). Em geral, cada fluxo é representado pela quantidade de água que sai de uma das zonas de armazenamento, a qual depende da quantidade total de água armazenada, bem como das características físicas do sistema. Todo o modelo é baseado em leis físicas, sendo que alguns processos são representados de forma simplificada. Apesar de possuir parâmetros que devem ser calibrados, o modelo tem a vantagem de evitar a necessidade do fornecimento das dimensões físicas e das características do sistema. Isto reduz o número de dados de entrada, assim como dá ao modelo o seu carácter geral.

Para a simulação com o HSPF, a bacia deve ser representada em termos de segmentos e secções de canais. Um segmento é uma subdivisão da bacia hidrográfica simulada, o qual é definido como uma área que apresenta as mesmas características hidrológicas ao longo de toda a sua extensão. Para propósitos de modelagem, toda água, sedimentos e poluentes adsorvidos movem-se ao longo de um segmento, em direção aos canais. Um segmento que possua um capacidade de infiltração suficiente para influenciar o balanço de água é considerado permeável, caso contrário impermeável. Estes dois grupos são simulados independentemente.

### **3.3.1. Metodologias utilizadas nas subrotinas do HSPF**

As principais componentes de modelagem do HSPF são:

- Módulo PERLND, o qual simula os segmentos considerados permeáveis;
- Módulo IMPLD, o qual simula os segmentos considerados impermeáveis. Este módulo não será descrito no presente trabalho;

- Módulo RCHRES, o qual simula os processos físicos que ocorrem nos canais.

### 3.3.1.1. Módulo PERLND

O módulo PERLND simula os processos que descrevem a qualidade e quantidade de água em um segmento considerado permeável. A figura 3.1 mostra a estrutura geral deste módulo. As principais subrotinas deste módulo são descritas a seguir.

#### 3.3.1.1.1. Estimativa do balanço de água (Subrotina PWATER)

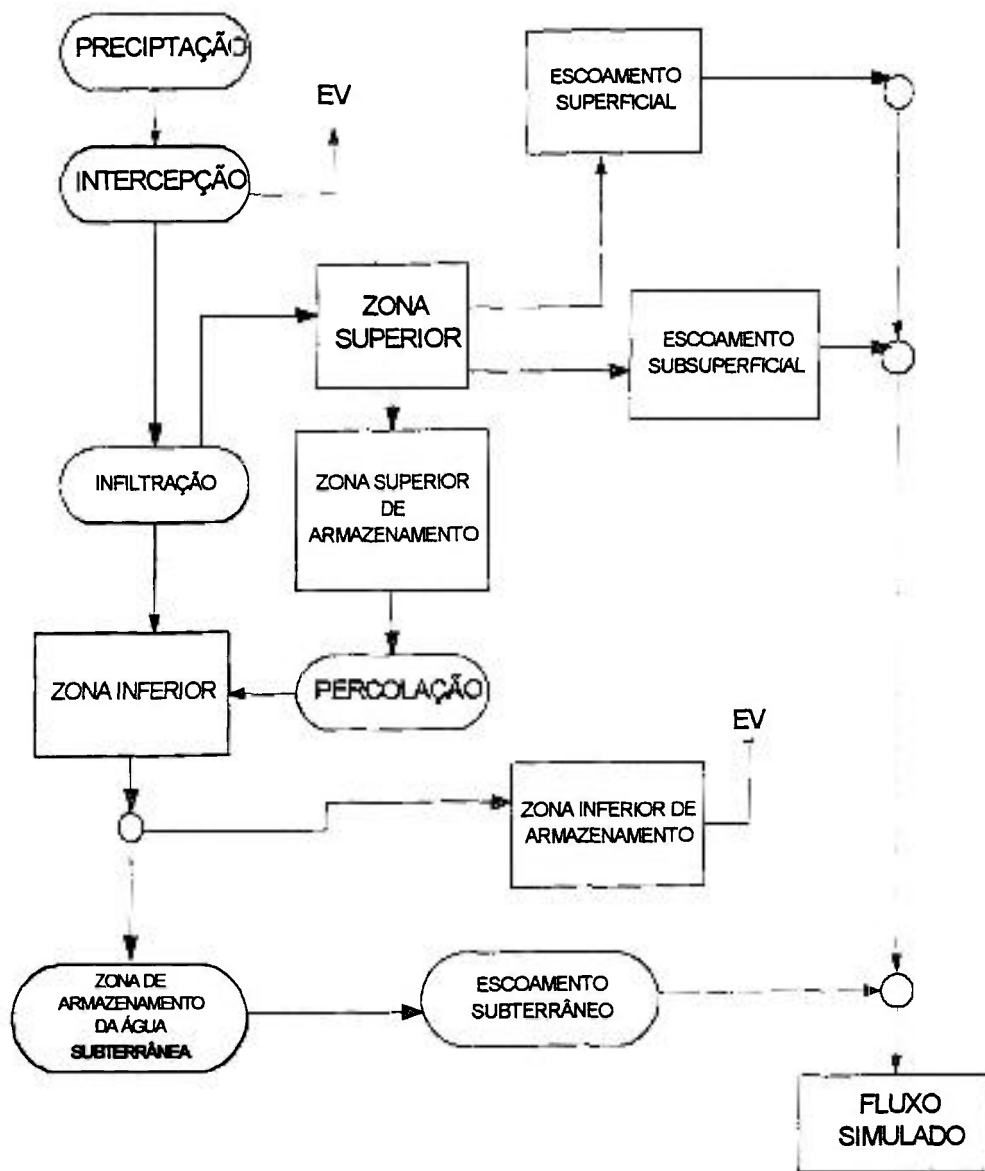
Esta subrotina é usada para simular as componentes que descrevem o balanço de água em uma bacia hidrográfica, mais especificamente a quantidade total de escoamento superficial em uma superfície permeável. Os resultados finais das grandezas simuladas nas demais subrotinas do módulo PERLND, tais como a quantidade total de partículas de sedimentos produzida como decorrência da erosão do solo irão depender diretamente dos dados de saída de PWATER. Os principais parâmetros de entrada desta subrotina são:

- **FOREST**: fração do segmento que é coberta por vegetação e que continuará a respirar durante o inverno;
- **LZSN**: capacidade nominal da zona inferior de armazenamento. Este parâmetro depende basicamente de dois fatores: a) da capacidade do solo em armazenar água e b) da tendência de utilização da água armazenada. O primeiro fator está relacionado com as propriedades do solo. Quanto mais profundo e maior a granulometria de suas partículas, maior a capacidade de

armazenamento de água. O segundo fator está relacionado com o ciclo anual de precipitação pluviométrica e evapotranspiração. O solo pode ter uma capacidade alta de armazenamento de água, entretanto se a taxa de precipitação pluviométrica da região em estudo for muito baixa, esta capacidade nunca será totalmente utilizada (mm);

- **LZS**: volume de água existente na zona inferior de armazenamento no início do processo de simulação (mm);
- **INFILT**: capacidade de infiltração do solo. Este parâmetro depende das características do solo, principalmente da sua permeabilidade e grau de coesão das partículas (mm/h);
- **LSUR**: comprimento do plano do terreno em que se dá o escoamento superficial (m);
- **SLSUR**: grau de declividade do terreno;
- **AGWRC**: taxa de recessão do nível de água subterrânea (1/dia);
- **AGWS**: volume de água existente na zona de armazenamento de água subterrânea no início do processo de simulação (mm);
- **DEEPER**: fração do fluxo de água subterrânea que irá percolar até a região mais profunda do aquífero;
- **BASETP**: fração do potencial de evapotranspiração (EV) proveniente da zona de armazenamento de água subterrânea. Este parâmetro é utilizado, principalmente, para simular os efeitos de EV das vegetações ribeirinhas. A princípio, o valor deste parâmetro deve ser tomado como igual a zero,

- **CEPSC:** capacidade de interceptação da vegetação local. Este parâmetro depende diretamente da densidade da cobertura vegetal (mm);
- **UZSN:** capacidade nominal da zona superior de armazenamento (localizada à aproximadamente 5-20 cm da superfície do solo). Este parâmetro está diretamente relacionado a LZSN e a topografia da bacia hidrográfica (mm);
- **UZS:** volume de água existente na zona superior de armazenamento no início do processo de simulação (mm);
- **LZETP:** evapotranspiração proveniente do armazenamento de água em UZSN. Este parâmetro depende da densidade de vegetação cujas raízes atingem as regiões mais profundas do solo;
- **NSUR:** coeficiente de rugosidade de Manning;
- **INTFW:** parâmetro que leva em conta o escoamento subsuperficial;
- **IFWS:** volume de água existente na zona de armazenamento subsuperficial no início do processo de simulação (mm);
- **IRC:** taxa de recessão do fluxo de água subsuperficial (1/dia);
- **MON-LZETPARM:** potencial de evapotranspiração da zona inferior de armazenamento durante o início de cada mês.



EV:EVAPOTRANSPIRAÇÃO

Figura 3.1. Fluxograma de PERLND.

Os principais dados de entrada para a simulação dos processos descritos nesta subrotina são a evapotranspiração diária (EVAP) e a taxa de precipitação horária (SUPY), que representa o conteúdo total de água de precipitação pluviométrica que atinge a bacia hidrográfica. A princípio, é suposto que toda a água de precipitação pluviométrica que cai sobre a bacia é armazenada por intercepção. O armazenamento de água decorrente da intercepção é definido como sendo a quantidade de água retida em qualquer ponto localizado acima da superfície do terreno. Para áreas permeáveis, o armazenamento por intercepção ocorre principalmente devido à presença de vegetação. A perda por intercepção é simulada fixando-se um valor para a capacidade de armazenamento de água por este mecanismo (usualmente, entre 0 a 5 mm). Toda a água armazenada nesta zona será depletada à uma taxa constante até ser reduzida a zero em decorrência do processo de evapotranspiração.

O modelo também assume que a capacidade de infiltração do solo da bacia em qualquer instante varia linearmente ao longo de um segmento como pode ser observado na figura 3.2. A posição desta linha é variada por meio da alteração do valor de  $b$  como uma função da variável  $LZRAT = LZS/LZSN$ , a qual é um indicador do conteúdo de água presente na zona inferior de armazenamento. À medida que  $LZS/LZSN$  se aproxima de zero (zona de armazenamento inferior completamente seca), a quantidade de água proveniente de um novo evento de precipitação pluviométrica será utilizada para preencher a zona em questão. Uma vez preenchida, a água irá permanecer em LZS até ser removida em decorrência do processo de evapotranspiração (ET), o qual é regulado principalmente pelo parâmetro LZETP. À medida que LZS é preenchida, o conteúdo de água proveniente de um novo evento de precipitação pluviométrica será utilizado para preencher outras zonas de armazenamento ou irá aparecer na forma de escoamento superficial ao longo da bacia.

O escoamento subsuperficial é calculado da mesma forma. A linha B da figura 3.2 divide o triângulo referente ao excesso de precipitação pluviométrica em duas porções, uma relativa ao escoamento superficial e a outra ao escoamento

subsuperficial. A posição da linha B é fixada multiplicando-se b por um fator c, o qual é maior que 1 e também depende da variável LZ RAT. A fração de água armazenada subsuperficialmente aumenta à medida que o conteúdo de água no solo aumenta. Esta fração irá aparecer como fluxo subsuperficial, sendo liberada posteriormente no canal.

A água proveniente do escoamento superficial entra na zona superior de armazenamento, sendo neste caso, simulados os processos de armazenamento pelas depressões existentes no solo e nas suas camadas mais superiores. A fração de água que entra na zona superior de armazenamento é função direta da variável UZRAT= UZS/UZSN.

O volume de detenção é calculado pela equação de continuidade:

$$D_2 = D_1 + \Delta D - q_0 \quad (3.1)$$

Onde  $q_0$  é o fluxo de saída no instante inicial,  $\Delta D$  é o incremento no volume nas depressões existentes no solo e  $D_1$  e  $D_2$  os volumes de detenção nos instantes iniciais e finais. Qualquer volume de água deixado nas zonas de detenção no instante final é computado como sendo um volume de água de precipitação pluviométrica em excesso, o qual estará disponível para infiltração, simulando desta forma, o atraso no processo de infiltração do fluxo de água superficial.

Uma fração da água armazenada na zona superior pode passar para a zona inferior, caso a variável UZRAT seja maior que LZ RAT. Neste caso, este volume de água, bem como aquele que foi infiltrado no solo irão ser divididos entre a zona inferior de armazenamento de água e a zona de armazenamento de água subterrânea, dependendo do valor da variável LZ RAT (se esta for  $< 1$ , mais água irá para a zona superior, caso contrário mais água irá contribuir para o fluxo subterrâneo). Uma fração fixa da água que vai para o lençol freático irá percolar para as regiões mais profundas do aquífero e não irá contribuir para o fluxo de

água nos canais. A outra fração irá aparecer como fluxo de água subterrânea, cuja taxa de liberação nos canais também irá seguir uma lei exponencial.

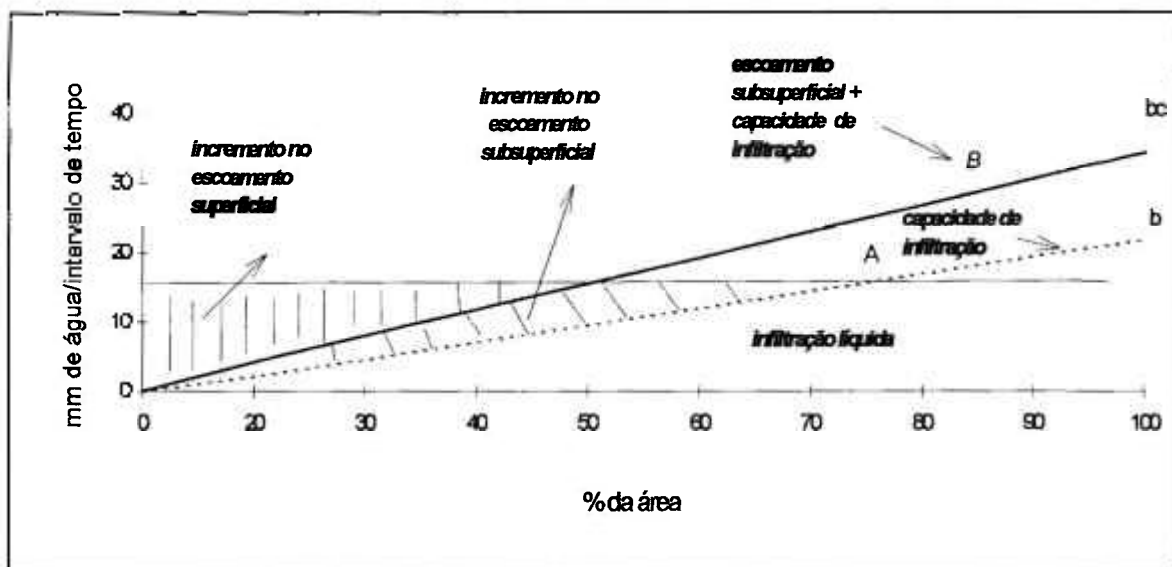


Figura 3.2. Função infiltração-escoamento superficial utilizada pelo HSPF.

A água armazenada na zona inferior é depletada por evapotranspiração a uma taxa que é uma função da razão  $LZRAT=LZS/LZSN$ . Quando esta razão é alta, a evapotranspiração se aproxima de um valor limite e decresce à medida que a razão também decresce.

Todo os fluxos gerados deverão se dirigir para os canais naturais e serão utilizados para a estimativa da curva hidrográfica no ponto de saída da bacia.

### **3.3.1.1.2 Produção e transporte de sedimentos (Subrotina SEDMNT)**

Os processos de produção e transporte de sedimentos na superfície do terreno (PLS) são simulados na subrotina SEDMNT. Neste caso, são levados em conta a remoção das partículas em decorrência da erosão laminar e da erosão linear. No presente estudo, só foi levado em conta o segundo processo uma vez que a bacia é quase que totalmente coberta por vegetação, e além disso fotos aéreas mostraram que a erosão linear é o principal processo geomorfológico do local em estudo.

A equação usada pelo HSPF para simular este processo é dada por:

$$SCRSD = DELT60 * KGER * (SURO / DELT60)^{JGER} \quad (3.2)$$

Sendo que SCRSD é a quantidade total de partículas removidas (tons/ha por intervalo de tempo), DELT60 é dado em horas/intervalo de tempo de simulação, SURO é a taxa de escoamento superficial (mm/intervalo de tempo), KGER e JGER são coeficientes empíricos os quais devem ser fornecidos pelo usuário. Os algoritmos utilizados pelo código HSPF para simulação da remoção e transporte de partículas de solo são baseados nos modelos ARM (Donigian e Davis, 1978) e NPS (Donigian e Crawford, 1976).

### **3.3.1.1.3. Remoção e transporte de poluentes adsorvidos (Subrotina PQUAL)**

Os processos de remoção e o transporte dos poluentes adsorvidos pelas partículas de sedimentos são simulados pela subrotina PQUAL. Neste caso, é

assumido que a taxa de remoção de poluentes é totalmente governada pela taxa de remoção das partículas de sedimentos, sendo a relação entre elas dada por:

$$SCRQS = SCRSD * POTFS \quad (3.3)$$

Onde SCRQS é o fluxo de poluentes associados às partículas que foram removidas em decorrência da erosão do solo (tons/ha por intervalo de tempo), SCRSD a quantidade de partículas de solo removidas em decorrência do processo de erosão (tons/ha por intervalo de tempo) e POTFS é o fator de proporcionalidade (para contaminantes radioativos, este fator é expresso como Bq/tons de partículas). O parâmetro POTFS deve ser fornecido pelo usuário.

### 3.3.1.2. Módulo RCHRES

Neste módulo são simulados os principais processos físicos que ocorrem nos canais, ou se for o caso, nos lagos e reservatórios a saber:

- advecção longitudinal de poluentes dissolvidos (pesticidas, radionuclídeos e outras substâncias tóxicas);
- adsorção dos contaminantes dissolvidos pelos sedimentos em suspensão e de fundo e/ou dessorção;
- erosão e deposição das partículas de sedimento;
- decaimento radioativo;
- degradação dos poluentes dissolvidos em virtude dos processos de hidrólise, oxidação, fotólise, oxidação por radicais livres de oxigênio e outras atividades biológicas;

- volatilização;
- contribuição de contaminantes dissolvidos de fontes puntiformes e não puntiformes e de outros tributários e conseqüente mistura deste material.

De acordo com o modelo HSPF, um RCHRES consiste de um única zona situada entre dois nodos, os quais correspondem às extremidades do trecho em estudo. O escoamento neste trecho é suposto unidimensional e se dá em regime permanente e uniforme.

O fluxo de água, bem como de sedimentos e poluentes provenientes de fontes locais, bem como de outros tributários, entram no canal em um único ponto (INFLO). A saída destes constituintes pode se dar em diferentes pontos (OFLO). O aumento da vazão do rio em decorrência de um evento de precipitação pluviométrica (PRSUPY) caindo diretamente no canal, assim como a perda em virtude da evapotranspiração (VOLEV) desta água também são simulados.

#### **3.3.1.2.1. Simulação dos processos hidráulicos (Subrotina HYDRO)**

A simulação dos processos hidráulicos é feita pela subrotina HYDRO, cujos principais mecanismos simulados são mostrados na figura 3.3. Neste caso, toda a água proveniente do escoamento superficial, subsuperficial ou subterrâneo irá entrar no canal através de um único ponto (INFLO).

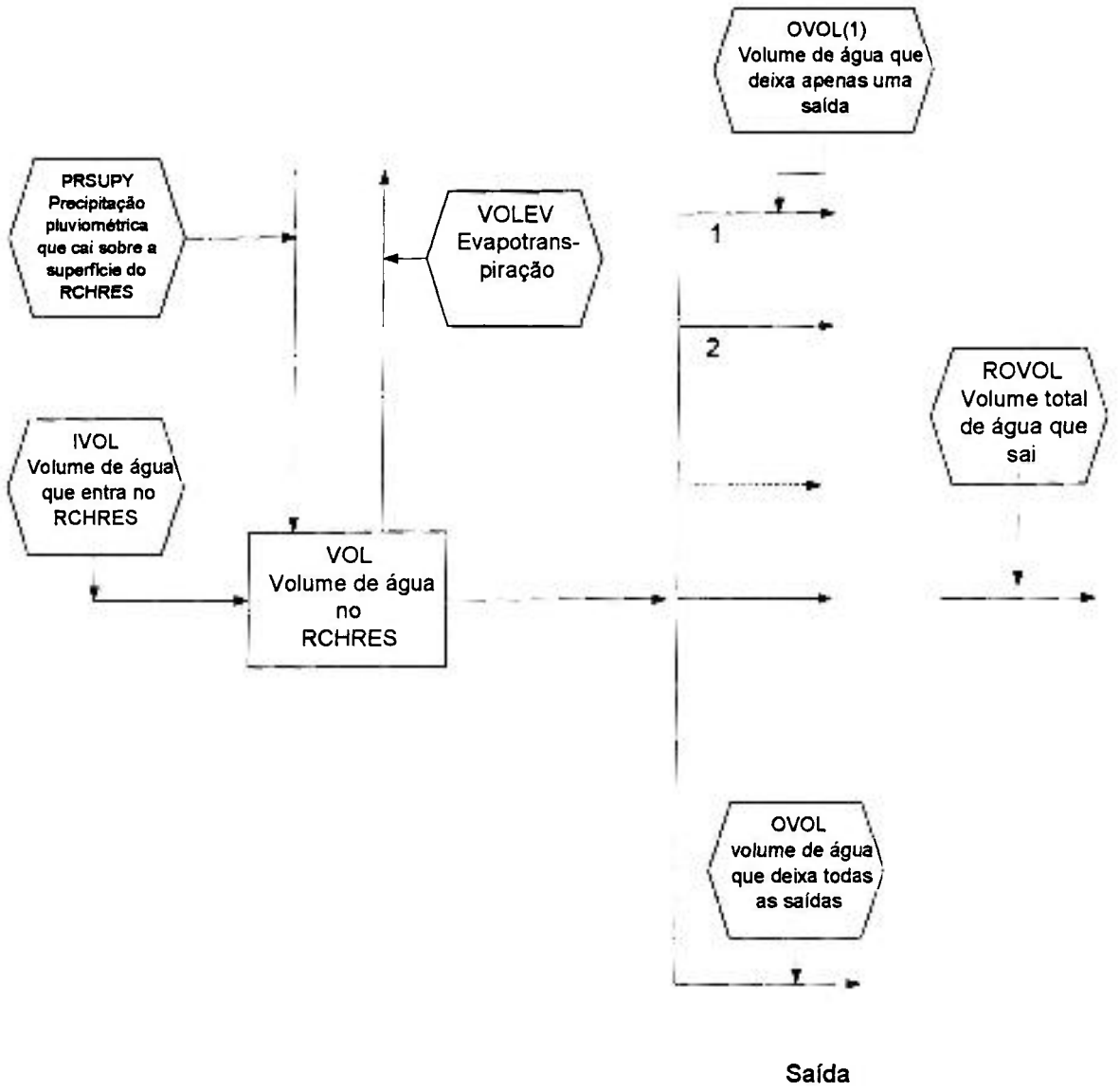


Figura 3.3. Fluxograma da secção HYDRO do módulo RCHRES.

O fluxo de água no canal é estimado pela equação da continuidade:

$$VOL-VOLS = IVOL+PRSUPY-VOLEV-ROVOL \quad (3.4)$$

sendo:

VOL: volume de água no instante final ( $m^3$ );

VOLS: volume de água no instante inicial ( $m^3$ );

IVOL: volume de água que entra no canal proveniente de fontes locais (escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo) ou da contribuição de tributários ( $m^3$ );

ROVOL: variação no volume de água armazenado em um determinado elemento de controle ( $m^3$ ).

A vazão num ponto qualquer, à jusante do ponto de descarga, é calculada pelo método da onda cinemática (Linsley, 1982), não sendo levado em conta o movimento na direção reversa ao fluxo. As propriedades hidráulicas em cada secção do canal, tais como profundidade e área superficial devem ser fornecidas pelo usuário.

#### **3.3.1.2.2. Determinação da tensão de atrito do material do leito (*Subrotina SHEAR*)**

O cálculo da tensão de atrito crítica necessária para o início do transporte do sedimento de fundo é feito pela subrotina SHEAR. Neste caso, são levados em conta o diâmetro médio das partículas, as propriedades hidráulicas do canal (profundidade média, velocidade média de escoamento, raio hidráulico e declividade do canal).

Para canais naturais, a tensão de atrito do leito é estimada de acordo com a relação:

$$TAU = SLOPE * GAM * HRAD \quad (3.5)$$

sendo:

TAU: a tensão de atrito crítica do material do leito ( $\text{kg/m}^2$ )

GAM: densidade da água ( $1000 \text{ kg/m}^3$ )

SLOPE: declividade do canal

HRAD: raio hidráulico (m)

### **3.3.1.2.3. Simulação do processo de advecção longitudinal (Subrotina ADVECT)**

A determinação da concentração de poluentes em uma dada secção do canal, bem como da quantidade total de poluentes que deixa esta secção em virtude do processo de advecção longitudinal, é feita pela subrotina ADVECT. Neste caso, é assumido que todo constituinte presente em um determinada secção do canal se encontra uniformemente distribuído e que este material se move com a mesma velocidade do fluido que o contém.

A equação de continuidade que descreve o transporte dos poluentes dissolvidos na água é dada por:

$$IMAT - ROMAT = (CONC * VOL) - (CONCS * VOLS) \quad (3.6)$$

sendo:

IMAT: quantidade total de poluente que entra em uma determinada secção do canal;

ROMAT: quantidade total de poluente que deixa esta secção;

CONC e CONCS: concentrações final e inicial do poluente;

VOL e VOLS: volume de água armazenado no RCHRES nos instantes final e inicial.

#### 3.3.1.2.4. Simulação do transporte de sedimentos em suspensão (*Subrotina SEDTRN*)

A simulação do transporte, erosão e deposição das partículas de sedimento ao longo do canal é feita pela subrotina SEDTRN. Estes processos são simulados para materiais coesivos e não coesivos, os quais são divididos em três categorias: argilas, siltes e areias. Além disso, são incluídos os seguintes mecanismos:

- Advecção longitudinal das partículas de sedimentos em suspensão;
- Deposição e erosão das partículas de sedimentos;
- Contribuições provenientes de fontes puntiformes e não puntiformes.

Após o cálculo da concentração de sedimentos em suspensão (subrotinas COHESV e SANDLD), a profundidade do leito é atualizada de forma a verificar se a quantidade depositada de sedimentos não ultrapassou um nível pré-especificado. Para isso, é feita inicialmente a determinação do volume ocupado por cada fração de sedimento depositado no leito de acordo com a relação:

$$VOLSED(J) = RSED(J+3)/(RHO(J)*1,0E+06) \quad (3.7)$$

sendo:

VOLSED(J): volume ocupado pela J-ésima fração de sedimento de fundo (m<sup>3</sup>);

RSED(J+3): quantidade total da J-ésima fração de sedimento armazenada no fundo do leito ( $\text{mg.m}^3/\text{L}$ );

RHO(J): densidade da J-ésima partícula de sedimento ( $\text{g/cm}^3$ ).

O volume das três frações de sedimento (areia, silte e argila) é somado e a seguir, o volume total do leito é ajustado de forma a se levar em conta a porosidade do meio, tendo-se portanto:

$$VOLSEDA = VOLSED/(1-POR) \quad (3.8)$$

sendo,

VOLSEDA: volume do leito ajustado de forma a se levar em conta o volume de outros materiais diferentes do sedimento ( $\text{m}^3$ );

VOLSED: volume de sedimento contido no leito (areia, silte e argila) ( $\text{m}^3$ );

POR: porosidade do meio (razão entre o volume ocupado pelas partículas de sedimento e o volume total do leito).

A seguir, a profundidade do leito é atualizada de acordo com a relação:

$$BEDDEP = VOLSEDA/(LEN*BEDWID) \quad (3.9)$$

sendo:

BEDDEP: a profundidade do leito (m);

VOLSEDA: o volume do leito ( $\text{m}^3$ );

LEN: comprimento do RCHRES (m);

BEDWID: largura efetiva do leito (m).

### 3.3.1.2.5. Simulação do transporte, erosão e deposição das partículas coesivas (*Subrotina COHESV*)

A simulação dos mecanismos de transporte dos sedimentos coesivos é feito em duas etapas. Primeiramente, a subrotina ADVECT é chamada para realizar a simulação do processo de advecção longitudinal das partículas coesivas em suspensão. A seguir, a taxa de deposição e erosão das partículas depositadas no fundo do leito são estimadas.

Os principais parâmetros dados de entrada para a simulação do transporte, deposição e erosão destas partículas são:

- Diâmetro das partículas (D) (m)
- Velocidade de sedimentação (W) (m/s)
- Densidade das partículas (RHO) (g/cm<sup>3</sup>)
- Tensão de atrito crítica para deposição (TAUCD) (kg/m<sup>2</sup>)
- Tensão de atrito crítica para erosão (TAUCS) (kg/m<sup>2</sup>)
- Coeficiente de erodibilidade (M) (kg/m<sup>2</sup>)

A taxa de deposição dos sedimentos coesivos é baseada na aproximação feita por Krone (1962), a qual é dada pela equação:

$$DEP = W*CONC*(1-TAU/TAUCD) \quad (3.10)$$

sendo :

DEP: a taxa de deposição de cada fração de sedimento coesivo (mg/m<sup>2</sup>.s);

W: a velocidade de sedimentação de cada fração de sedimento (m/s);

CONC: concentração de cada fração de sedimento em suspensão no início do intervalo de simulação(mg/m<sup>3</sup>);

TAU: tensão de atrito do material do leito (kg/m<sup>2</sup>);

TAUCD: a tensão de atrito crítica para deposição (kg/m<sup>2</sup>).

A concentração de sedimentos (DEPCONC) em suspensão, depositada durante o intervalo de simulação, é calculada de acordo com a equação:

$$DEPCONC = CONC * (1 - e^{(-W/AVDEPM) * (1 - TAU/TAUCD)}) \quad (3.11)$$

sendo:

AVDEPM: nível da água (calculado na subrotina HYDRO) (m).

A taxa de erosão das partículas é estimada de acordo com a aproximação feita por Partheniades (1962):

$$S = M * (TAU/TAUCS - 1,0) \quad (3.12)$$

sendo:

S: a taxa de erosão de cada fração de sedimento ( $mg/m^2 \cdot s$ );

TAUCS: a tensão de atrito crítica para erosão ( $kg/m^2$ );

M: o fator de erodibilidade ( $kg/m^2 \cdot s$ ).

A concentração de sedimentos (SCRCONC) adicionada à parcela em suspensão em decorrência do processo de erosão é dada por:

$$SCRCONC = M/AVDEPM * 1000 * (TAU/TAUCS - 1) \quad (3.13)$$

Sendo 1000 o fator de conversão de  $kg/m^3$  para  $mg/L$ . Os demais termos já foram definidos anteriormente.

Como pode ser observado, a deposição ou erosão das partículas coesivas irá depender da tensão de atrito exercida sobre a superfície do leito do canal. Se a tensão de atrito do material do leito, calculada no módulo HYDRO (subrotina SHEAR), for menor que a tensão de atrito crítica para deposição fornecida pelo

usuário, irá ocorrer o processo de deposição. Se a tensão de atrito for menor que a tensão de atrito crítica para erosão, irá ocorrer o processo de erosão do material do leito.

#### **3.3.1.2.6. Simulação do transporte das partículas não coesivas (Subrotina SANDLND)**

O código HSPF supõe que a deposição e erosão dos sedimentos não coesivos não afetam as propriedades hidráulicas do canal. Além disso, é suposto que as partículas de areia, silte e argila se depositam em diferentes áreas do leito de uma determinada secção do canal; conseqüentemente a deposição e erosão de cada material se dá independentemente das outras frações, ou em outras palavras o processo de encorçamento do leito não é simulado. O transporte de fundo das partículas de sedimento de fundo também não é levado em conta.

Os parâmetros de entrada, necessários para a simulação do transporte das partículas não coesivas, irão depender do método usado para o equacionamento do problema. Basicamente dois métodos podem ser selecionados: Toffaleti (1969) e Colby (1955). No primeiro caso, o principal parâmetro de entrada a ser definido pelo usuário é o diâmetro médio das partículas de sedimento de fundo ( $DB_{50}$ ) e a velocidade de sedimentação das partículas ( $W$ ). No segundo caso é necessário o fornecimento apenas de  $DB_{50}$ .

#### **3.3.1.2.7. Transporte de poluentes dissolvidos e adsorvidos (Subrotina GQUAL)**

O transporte de poluentes dissolvidos é simulado pela subrotina GQUAL. Neste caso, os principais mecanismos considerados são:

- Advecção longitudinal do material dissolvido;
- Decaimento radioativo ou degradação química/biológica decorrente da hidrólise, oxidação, fotólise, volatilização, biodegradação e outras reações de primeira ordem;
- Produção de um determinado constituinte como resultado do decaimento de outro;
- Contribuição de fontes puntiformes e não puntiformes secundárias.

Se os constituintes estiverem associados às partículas de sedimento, os seguintes processos são simulados:

- Advecção do material adsorvido em suspensão;
- Deposição e erosão do material adsorvido;
- Decaimento do material do leito ou em suspensão;
- Adsorção/dessorção entre as fases líquida e sólida.

O movimento dos constituintes adsorvidos é totalmente ditado pelo transporte das partículas de sedimentos às quais eles se encontram ligados. Todos os fluxos são expressos como sendo o produto do fluxo de uma determinada fração de material (argila, silte ou areia) pela concentração dos constituintes associados àquela fração.

A concentração dos poluentes adsorvidos às partículas de sedimento em suspensão é determinada de acordo com a aproximação feita por Onishi e cols. (1981). Neste caso, a concentração do material sedimentar é obtida a partir da determinação da concentração inicial do elemento na água, considerando-se que no equilíbrio, estas grandezas estão relacionadas por meio do coeficiente de distribuição  $K_d$ , específico para cada constituinte e para cada tamanho de partícula de sedimento em suspensão e de sedimento de fundo.

Neste caso portanto, é suposto que a adsorção de um elemento qualquer ou a sua dessorção da  $j$ -ésima fração de sedimento ocorre em condições de equilíbrio à uma taxa constante de transferência (taxa de adsorção/dessorção), que é um parâmetro que deve ser fornecido pelo usuário.

## CAPÍTULO IV

### CALIBRAÇÃO DO MODELO HSPF

Este Capítulo descreve a área de estudo, o cenário referência, bem como as principais considerações feitas para a calibração do modelo HSPF, incluindo a seleção e ajuste dos parâmetros que descrevem a resposta hidrológica, a dinâmica de sedimentos e os níveis da qualidade da água. Além disso, é feita uma discussão sobre os resultados finais obtidos.

#### 4.1. Considerações gerais

Como descrito no Capítulo II, a calibração de um modelo matemático consiste na comparação entre os valores observados e os valores correspondentes simulados pelo modelo. Este processo envolve o ajuste dos parâmetros, dentro de um intervalo de variação considerado razoável, até que as diferenças entre os valores observados e simulados, sejam mínimas. No presente trabalho, o ajuste dos parâmetros que descrevem a resposta hidrológica foi feito pela técnica de otimização numérica de funções não lineares (Duan e cols, 1993), sendo para isso desenvolvido o código de computador HYDRO. Por outro lado, o ajuste dos parâmetros que descrevem a dinâmica dos sedimentos e a qualidade da água foi feito pela técnica de “tentativas e erros”, sendo que neste caso, foram também consideradas as estratégias de calibração recomendadas pelo manual do usuário do modelo HSPF (Donigian e cols., 1984), as quais serão descritas no decorrer deste Capítulo.

O modelo HSPF possui parâmetros de entrada que podem ser classificados em três categorias. A primeira refere-se aos parâmetros que podem ser medidos diretamente em campo ou cujos valores podem ser calculados a partir de resultados de dados experimentais. Incluídos nessa categoria tem-se, por exemplo, a área da bacia, a inclinação do terreno e dos canais e o diâmetro das partículas de sedimento. A segunda, constitui-se naqueles parâmetros que podem ser diretamente relacionados a processos físicos que ocorrem na bacia, mas que não podem ser medidos facilmente. Como exemplo, tem-se a fração de área considerada impermeável e o coeficiente de Manning. A terceira categoria inclui aqueles parâmetros considerados qualitativos, os quais possuem uma relação quantitativa não conhecida com os resultados das medidas de campo. Nessa categoria, tem-se o conteúdo de água existente nas diferentes zonas de armazenamento. Neste caso, os valores dos parâmetros só podem ser obtidos por meio da comparação dos resultados observados com os simulados. Os demais parâmetros representam apenas informações de controle ou opções que não são de interesse para as análises realizadas no presente estudo.

De acordo com o manual do usuário do HSPF (Donigian e cols., 1984), o ajuste dos parâmetros que descrevem os diferentes processos considerados pelo modelo deve ser feita em três etapas distintas. A primeira, envolvendo o ajuste dos parâmetros que descrevem os processos hidrológicos. A segunda, o ajuste dos parâmetros que descrevem o movimento de sedimentos e a terceira, o ajuste dos parâmetros que descrevem os níveis da qualidade da água.

O grau de concordância entre os valores simulados e observados irá depender das características da bacia que está sendo modelada, da disponibilidade de dados e do problema que está sendo analisado. De uma maneira geral, todo o esforço deve ser feito para obter o melhor resultado possível, levando-se em conta as limitações na obtenção de dados, a capacidade do modelo em simular os fenômenos que ocorrem em uma bacia hidrográfica e a disponibilidade econômica do usuário.

#### 4.1.1. Fontes de erros

Como mencionado anteriormente, no Capítulo II, as três maiores fontes de erros nas aproximações feitas para a simulação dos fenômenos que ocorrem em uma bacia hidrográfica são (Fontaine, 1989):

- Estrutura do modelo computacional (formulação);
- Processo de calibração (estimativa inicial dos valores dos parâmetros);
- Obtenção dos dados de entrada (erros decorrentes da seleção e da variabilidade natural dos parâmetros).

Erros decorrentes da estrutura do modelo poderão ocorrer caso ele não possua algoritmos que simulem simultaneamente diferentes condições de interesse, como por exemplo, o volume de escoamento superficial durante os períodos de estiagem e de cheia. Mesmo que o modelo seja capaz de simular ambos os tipos de eventos com um conjunto independente de parâmetros, pode não ser possível a simulação de todos os eventos com um mesmo conjunto de valores.

Erros durante o processo de calibração irão aparecer quando os parâmetros a serem ajustados descrevem processos cujas características são específicas do evento que está sendo modelado. Como exemplo, tem-se aqueles parâmetros que influenciam os processos de evaporação, infiltração, interceptação e taxa de recessão do nível de água subterrânea. Existem basicamente dois métodos apropriados para a seleção do valor de um determinado parâmetro. Quando possível, os seus valores devem ser tomados a partir de informações relativas às características físicas da bacia, usando-se por exemplo, mapas de uso e ocupação do solo, cobertura vegetal etc. O outro método constitui-se no ajuste dos parâmetros por meio de alguma técnica de calibração apropriada. Os parâmetros que possuem significado físico (por exemplo, o coeficiente de

rugosidade de Manning) devem apresentar valores consistentes com a sua natureza física (Fontaine, 1989).

Outros erros podem ser introduzidos durante o processo de calibração, principalmente, se os parâmetros a serem ajustados forem correlacionados entre si, de tal forma que o efeito da variação do parâmetro *A* implique automaticamente em uma variação no parâmetro *B*. O efeito de correlação poderá resultar em um conjunto “não-único” de parâmetros (Beven, 1993). Caso alguns parâmetros apresentem um valor limiar, o resultado de sua calibração para um evento em particular, poderá parecer correto e nenhuma correlação poderá ser observada. Entretanto, erros significativos poderão ser introduzidos durante a simulação de outros eventos. A calibração de um modelo para cenários que envolvam a ocorrência de pequenas enchentes e a posterior simulação de eventos considerados extremos com os mesmos valores de parâmetros é um bom exemplo de quando estes erros podem ser introduzidos (Beven, 1989).

Os erros decorrentes da obtenção dos dados de entrada podem aparecer, principalmente, devido a não confiabilidade dos dados amostrados ou por insuficiência de dados. Os dados de precipitação pluviométrica e vazão líquida utilizados para simulação dos processos hidrológicos são representados por medidas tomadas em pontos discretos da bacia hidrográfica. Se as medidas de precipitação pluviométrica não forem feitas em intervalos de tempo e espaço suficientemente pequenos e se as medidas de vazão líquida não forem freqüentes o suficiente, o ajuste dos parâmetros com estes dados poderá levar a valores incorretos. Uma forma de se reduzir este tipo de erros é proceder a calibração do modelo com o maior número possível de dados experimentais.

## 4.2. Área de estudo e cenário referência

Toda a metodologia desenvolvida no presente trabalho envolvendo a calibração, validação e análise de incertezas do modelo HSPF foi aplicada tomando-se como cenário referência a bacia de White Oak Creek, localizada em Oak Ridge, Tennessee, EUA. Esta escolha foi um tanto arbitrária, uma vez que a metodologia proposta poderá ser usada como referência na aplicação de modelos matemáticos que simulem os principais fenômenos que ocorrem em outras bacias hidrográficas. Optou-se pela bacia de White Oak Creek simplesmente pelo fato da maior disponibilidade dos dados.

A área de drenagem da bacia de White Oak Creek é de aproximadamente 16,8 km<sup>2</sup>. Este é o principal sistema de drenagem de águas superficiais do Oak Ridge National Laboratory (ORNL) como mostrado na figura 4.1. Esta bacia consiste de um pequeno canal entre a represa White Oak e o rio Clinch, um pequeno lago (White Oak Lake) e dois tributários principais (córregos Melton Branch e White Oak), os quais convergem 1 km à montante do lago. A inclinação dos canais principais varia de 1/1000 a 4/1000. A área é densamente coberta por florestas (80%), uma pequena fração consiste de gramíneas (10%) e construções urbanas associadas, principalmente, ao complexo do Laboratório. O terreno apresenta 50% de cristas e encostas íngremes e 50% de vales e encostas pouco acentuadas. O solo da planície aluvial é constituído principalmente por argilas e siltes, sobrepostos por dolomita, calcário, arenito e folhelho. A capacidade de infiltração é relativamente alta na superfície e geralmente decresce nas primeiras camadas do solo (aproximadamente 1 m). O escoamento superficial é observado durante os períodos em que as condições são bastante úmidas e normalmente está localizado nas zonas de convergência.

Os sedimentos de fundo de rio constituem-se, basicamente, de seixos nas regiões de encostas acentuadas e de areias e siltes nas regiões de vales. Um

grande número de vertedouros, usados para a medida da vazão líquida, estão localizados em diferentes pontos, incluindo os tributários e o canal principal como mostrado na figura 4.2.

O clima local envolve invernos rigorosos com chuvas ocasionais provenientes de sistemas frontais, e verões bastante quentes com a ocorrência de chuvas intensas de curta duração. As medidas de precipitação pluviométrica são feitas na porção central da bacia, sendo o índice médio anual 137 cm (Fontaine, 1989).

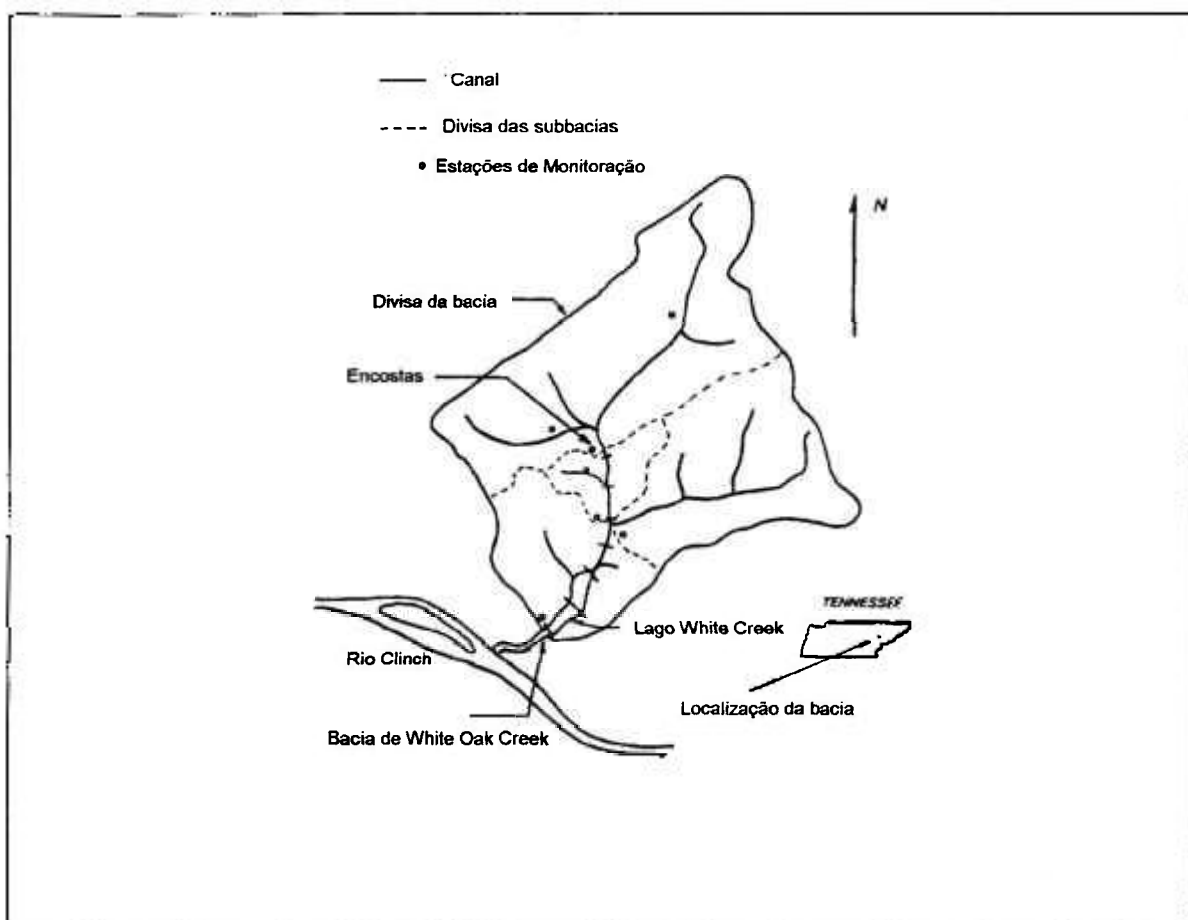


Figura 4.1. A bacia White Oak Creek.

Durante os últimos 47 anos, as operações e as atividades de disposição de rejeitos realizadas pelo Oak Ridge National Laboratory têm resultado na liberação de diferentes tipos de contaminantes no sistema de drenagem do White Oak Creek e tributários. O lago White Oak tem sido utilizado como uma lagoa de sedimentação de efluentes radioativos gerados pelas diferentes instalações do ORNL. Efluentes com baixos níveis de radioatividade são liberados após a represa White Oak, sendo parte deste material adsorvido às partículas de solo e sedimento e parte transportado na forma solúvel diretamente para o rio Clinch. Os níveis de radioatividade liberados atualmente são da ordem de  $3,7 \times 10^{10}$  Bq/ano (1 Ci/ano). Entretanto, no passado, durante a década de 50, chegou-se a liberar um total de  $629 \times 10^{10}$  Bq/ano (170 Ci/ano) (Blaylock e cols., 1993). O  $^{137}\text{Cs}$  liberado na forma solúvel ou adsorvido às partículas de solo e sedimentos presentes na planície aluvial e nos canais ligados ao sistema de drenagem é o contaminante que apresenta o maior risco à saúde do homem e ao meio ambiente (Fontaine, 1991).

Durante a ocorrência de enchentes, a erosão e ressuspensão destas partículas podem resultar no transporte destes contaminantes ao longo de todo o reservatório, assim como para outros sistemas fluviais ligados a ele. A fim de avaliar o impacto ambiental decorrente destas descargas, foi estabelecido um programa de monitoração para a análise dos sedimentos contaminados, bem como para o estudo do transporte destas partículas durante a ocorrência de enchentes.

Este programa constituiu-se inicialmente, no levantamento de dados de índice de precipitação pluviométrica horário, evapotranspiração diária e vazão líquida horária e diária coletados durante o período de 1990 a 1993 em diferentes pontos do sistema de drenagem (Borders e Frederick, 1990-1993). Além disso, foram coletadas amostras de sedimento em suspensão durante períodos de estiagem e de cheias. Estas amostras foram coletadas automaticamente e manualmente usando-se métodos padrões de amostragem recomendados por

Edwards e Glysson (1988). O período de amostragem, para cada evento em particular, foi de 24 horas em intervalos de 30 minutos. No total foram coletadas amostras de sedimento em suspensão correspondentes a 5 eventos diferentes. Estas amostras foram posteriormente analisadas para a determinação da distribuição do diâmetro médio das partículas e da concentração total de sedimentos em suspensão conforme será discutido posteriormente.

Em decorrência do grande número de locais contaminados, bem como da complexidade hidrológica existente na bacia de White Oak Creek, a calibração do modelo foi feita dividindo-se a bacia em 4 subbacias pequenas (PLS), as quais representam diferentes segmentos de superfícies permeáveis. Essa divisão foi feita levando-se em conta não apenas as características hidrológicas, mas também as fontes de contaminação no local.

O canal foi dividido em 8 secções (RCHRES), levando-se em conta não apenas as suas características hidráulicas, mas também o acesso aos pontos de amostragem. Na figura 4.2 é mostrada a divisão da bacia em termos dos PLS e RCHRES. A área de drenagem de cada subbacia (PLS), o comprimento de cada secção do canal principal, a distância de cada uma das secções em relação ao ponto de descarga da bacia (confluência com o rio Clinch) e a estação de amostragem correspondente a cada PLS são apresentados na tabela 4.1. O RCHER 1 não foi incluído, uma vez que ele está localizado dentro de PLS1.

Tabela 4.1. Características gerais das subbacias (PLS) e secções do canal principal (RCHRES) para a bacia de White Oak Creek.

<i>PLS</i>	<i>RCHRES</i>	<i>Comprimento de cada secção e distância em relação ao ponto de descarga (km)</i>	<i>Localização (vide figura 4.2)</i>	<i>Área de drenagem (km<sup>2</sup>)</i>	<i>Estação de amostragem (vide figura 4.2)</i>
<b>1</b>	2	3,56-3,51	ponte 7500	8,5	ponte 7500
<b>2</b>	3	3,51-3,06	WOCW	0,83	vertedouro White Oak Creek
	4	3,06-2,62			
<b>3</b>			MBW	3,9	vertedouro Melton Branch
<b>4</b>	5	2,62-2,25	lago WOC WOD	2,7	represa de White Oak
	6	2,25-1,90			
	7	1,90-1,34			
	8	1,34-0,90			

### 4.3. Ajuste dos parâmetros que descrevem a resposta hidrológica

O ajuste dos parâmetros que descrevem os processos hidrológicos foi feito em três etapas, a saber:

1. Estabelecimento do balanço anual de água
2. Estabelecimento do balanço mensal de água
3. Ajuste da curva hidrográfica para eventos individuais

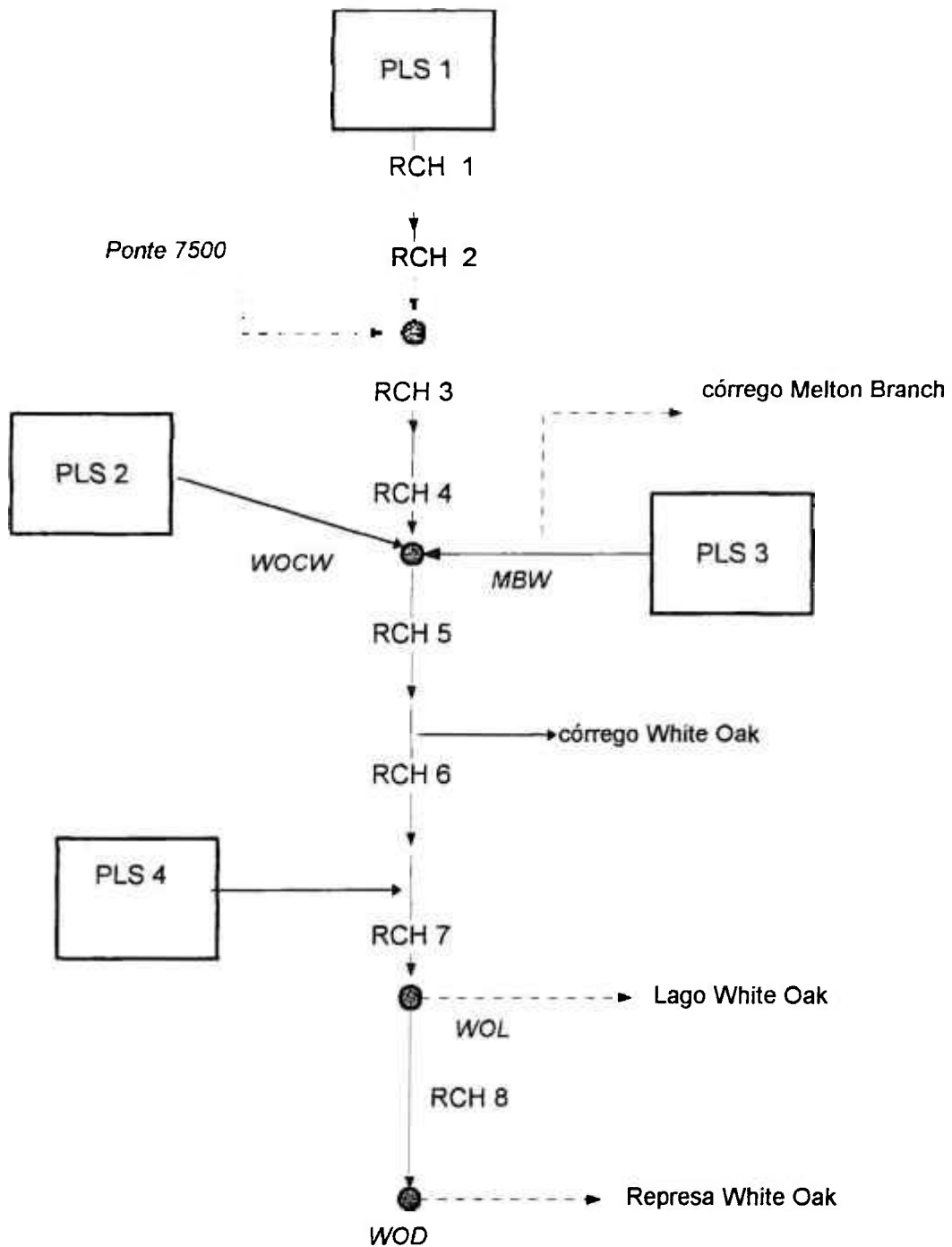
Os valores dos parâmetros utilizados para a calibração inicial da resposta hidrológica do HSPF foram tomados a partir de dados observados em outras bacias com características semelhantes àquela analisada no presente trabalho (Chew e cols., 1991), julgamento pessoal e discussões com outros pesquisadores.

O ajuste dos parâmetros foi feito tomando-se como referência os dados de vazão líquida obtidos por meio da amostragem no ponto de descarga da bacia hidrográfica (à jusante da represa White Oak na confluência com o rio Clinch) durante o período de 1990 a 1993 (Borders e Frederick, 1990-1993). Este procedimento foi adotado tendo-se em mente que uma das etapas posteriores deste estudo constitui-se na avaliação do risco potencial decorrente do transporte de sedimentos contaminados para fora da bacia, e que portanto, o ponto crítico a ser considerado é aquele correspondente ao ponto de descarga dos contaminantes. Os dados relativos às vazões líquidas médias diárias observadas neste ponto durante o período de 1990 a 1993 são mostrados nas tabelas 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5.

Os estudos iniciais foram feitos com um intervalo de tempo de simulação igual a 24 horas, uma vez que era muito mais conveniente obter e utilizar os dados diários ao invés dos horários. A importância do intervalo de tempo de

simulação nos resultados finais das previsões feitas pelo modelo foi investigada por meio da comparação entre os resultados obtidos usando-se 24, 1 e 0,33 horas. Este exercício demonstrou que as diferenças entre os valores observados e os simulados podem ser significativamente afetadas pela relação entre o intervalo de tempo dos dados de entrada, intensidade da precipitação pluviométrica e o intervalo de tempo de simulação do modelo. Um intervalo de simulação curto irá acarretar num melhor desempenho do modelo durante os períodos de ocorrência de precipitação pluviométrica intensa uma vez que neste caso, o conteúdo de água das zonas de armazenamento será atualizado mais freqüentemente. O intervalo de tempo de simulação foi considerado como freqüente o suficiente quando reduções adicionais não implicavam necessariamente em melhores resultados do modelo. O intervalo de tempo de 24 horas foi considerado suficiente para a calibração do balanço de água anual e mensal. Entretanto, a calibração de eventos que requeriam o uso de dados horários só foi possível com o intervalo de tempo de simulação de 0,33 horas. Isto levou à conclusão de que o melhor procedimento a ser adotado era a utilização de dados horários de precipitação pluviométrica e um intervalo de tempo de simulação de 0,33 horas.

A determinação dos parâmetros que descrevem as propriedades hidráulicas e a geometria de cada um dos RCHRES, tais como profundidade, área superficial, velocidade de escoamento, largura e declividade da linha de energia foi feita com o auxílio do código de computador HEC-2 "Water Surface Profile" (US Army Engineers, 1986). Neste caso, a geometria do sistema é representada por seções simétricas, as quais são especificadas por pontos de coordenadas (estações e elevações) e pela distância entre as seções.



● Pontos de amostragem de vazão líquida e sedimentos

Figura 4.2. Bacia de White Oak Creek dividida em 4 segmentos permeáveis e em 8 secções de canal.

Tabela 4.2. Vazões médias diárias (m<sup>3</sup>/s) observadas durante o ano de 1990.

<b>Dia</b>	<b>JAN</b>	<b>FEV</b>	<b>MAR</b>	<b>ABR</b>	<b>MAI</b>	<b>JUN</b>	<b>JUL</b>	<b>AGO</b>	<b>SET</b>	<b>OUT</b>	<b>NOV</b>	<b>DEZ</b>
<b>1</b>	1,08	0,58	0,37	0,27	2,59	0,29	0,23	0,15	0,18	0,17	0,13	0,17
<b>2</b>	0,58	0,49	0,58	0,25	1,68	0,25	0,78	0,15	0,18	0,16	0,12	0,16
<b>3</b>	0,44	2,95	0,71	0,24	0,64	0,26	0,26	0,15	0,18	0,16	0,12	1,06
<b>4</b>	0,59	4,56	0,49	0,24	2,52	0,24	0,19	0,15	0,18	0,28	0,12	0,72
<b>5</b>	0,60	1,38	0,41	0,23	1,39	0,22	0,17	0,47	0,18	0,24	0,15	0,37
<b>6</b>	0,63	0,84	0,39	0,31	0,74	0,21	0,16	0,50	0,18	0,19	0,18	0,30
<b>7</b>	0,57	0,66	0,38	0,40	0,53	0,21	0,17	0,25	0,18	0,18	0,14	0,26
<b>8</b>	1,08	0,52	0,38	0,30	0,41	0,21	0,16	0,25	0,17	0,38	0,14	0,24
<b>9</b>	0,90	0,48	0,40	0,27	0,59	0,36	0,16	0,45	0,16	0,31	0,19	0,22
<b>10</b>	0,63	3,65	0,43	0,29	0,71	0,52	0,16	1,24	0,16	0,26	0,71	0,22
<b>11</b>	0,49	1,38	0,42	0,33	0,45	0,32	0,18	0,40	0,16	0,29	0,35	0,22
<b>12</b>	0,42	0,80	0,40	0,26	0,40	0,25	0,87	0,28	0,17	0,27	0,23	0,21
<b>13</b>	0,40	0,60	0,39	0,24	0,35	0,22	0,79	0,23	0,19	0,24	0,20	0,19
<b>14</b>	0,36	0,49	0,37	0,24	0,33	0,22	1,72	0,28	0,18	0,21	0,20	0,31
<b>15</b>	0,34	0,45	0,35	0,28	0,30	0,22	0,54	0,46	0,10	0,20	0,19	0,27
<b>16</b>	0,31	4,02	1,96	0,25	0,28	0,20	0,32	0,29	0,20	0,21	0,19	0,22
<b>17</b>	0,30	1,61	4,93	0,26	0,57	0,18	0,24	0,27	0,17	0,21	0,17	0,34
<b>18</b>	0,85	0,87	1,41	0,28	0,37	0,18	0,21	0,28	0,16	0,39	0,17	0,79
<b>19</b>	0,58	0,99	0,83	0,24	0,29	0,19	0,19	0,22	0,17	0,31	0,16	0,95
<b>20</b>	1,35	0,76	0,61	0,24	0,29	0,18	0,21	0,21	0,19	0,23	0,15	0,57
<b>21</b>	1,79	0,60	0,49	0,31	0,31	0,19	0,31	0,20	0,19	0,20	0,15	0,51
<b>22</b>	0,88	0,69	0,42	0,46	0,28	0,22	0,54	0,47	0,22	0,29	0,15	5,64
<b>23</b>	0,61	0,63	0,41	0,36	0,25	0,21	0,37	0,45	0,18	0,39	0,16	10,3
<b>24</b>	0,54	0,49	0,39	0,31	0,24	0,18	0,26	0,31	0,17	0,28	0,15	1,79
<b>25</b>	0,78	0,40	0,35	0,29	0,23	0,17	0,21	0,26	0,16	0,23	0,18	0,83
<b>26</b>	0,61	0,38	0,32	0,28	0,23	0,17	0,19	0,23	0,16	0,20	0,14	0,57
<b>27</b>	0,48	0,39	0,30	0,27	0,40	0,17	0,19	0,21	0,17	0,19	0,14	0,61
<b>28</b>	0,41	0,38	0,29	0,34	0,94	0,18	0,19	0,20	0,17	0,18	0,22	3,40
<b>29</b>	2,02		0,30	0,36	0,68	0,18	0,18	0,24	0,16	0,18	0,24	1,58
<b>30</b>	1,48		0,31	0,29	0,40	0,19	0,16	0,29	0,16	0,17	0,18	1,70
<b>31</b>	0,78		0,30		0,34		0,15	0,20		0,16		2,27
<b>Média</b>	0,74	1,14	0,65	0,29	0,64	0,23	0,34	0,31	0,18	0,24	0,19	1,19
<b>Máximo</b>	2,02	4,56	4,93	0,46	2,59	0,52	1,72	1,24	0,36	0,39	0,71	10,3
<b>Mínimo</b>	0,30	0,38	0,29	0,23	0,23	0,17	0,15	0,15	0,10	0,16	0,12	0,16

Tabela 4.3. Vazões médias diárias (m<sup>3</sup>/s) observadas durante o ano de 1991.

<b>Dia</b>	<b>JAN</b>	<b>FEV</b>	<b>MAR</b>	<b>ABR</b>	<b>MAI</b>	<b>JUN</b>	<b>JUL</b>	<b>AGO</b>	<b>SET</b>	<b>OUT</b>	<b>NOV</b>	<b>DEZ</b>
<b>1</b>	0,95	0,26	0,39	0,66	0,26	0,23	0,40	0,20	0,20	0,16	0,12	0,17
<b>2</b>	0,64	0,25	0,51	0,50	0,23	0,25	0,48	0,18	0,19	0,16	0,12	4,84
<b>3</b>	0,49	0,24	1,85	0,41	0,22	4,11	0,59	0,17	0,19	0,16	0,12	6,26
<b>4</b>	0,42	0,22	1,67	0,40	0,22	0,46	0,35	0,18	0,19	0,16	0,12	3,57
<b>5</b>	0,40	0,20	0,86	0,39	0,24	0,32	0,32	0,19	0,19	0,17	0,15	1,04
<b>6</b>	0,37	0,23	0,67	0,36	0,24	0,25	0,26	0,19	0,20	0,16	0,18	0,55
<b>7</b>	0,91	0,23	0,71	0,33	0,21	0,22	0,23	0,19	0,20	0,15	0,14	0,41
<b>8</b>	0,71	0,21	0,50	0,33	0,19	0,20	0,22	0,19	0,19	0,15	0,14	0,36
<b>9</b>	0,51	0,20	0,41	0,37	0,19	0,18	0,21	0,34	0,19	0,15	0,19	0,30
<b>10</b>	0,45	0,20	0,40	0,34	0,21	0,17	0,21	0,33	0,19	0,16	0,71	0,59
<b>11</b>	0,95	0,21	0,38	0,32	0,19	0,17	0,22	0,23	0,19	0,16	0,35	0,85
<b>12</b>	0,45	0,23	0,36	0,29	0,24	0,97	0,21	0,21	0,19	0,15	0,23	0,46
<b>13</b>	0,54	0,78	0,67	0,49	0,29	0,89	0,35	0,20	0,18	0,15	0,20	0,39
<b>14</b>	0,41	1,71	0,56	0,42	0,23	0,39	0,24	0,20	0,18	0,15	0,20	0,95
<b>15</b>	0,34	0,73	0,44	0,80	0,22	0,33	0,20	0,21	0,17	0,38	0,19	3,43
<b>16</b>	0,33	0,48	0,40	0,57	0,23	0,29	0,21	0,19	0,17	0,26	0,19	0,97
<b>17</b>	0,30	1,06	0,39	0,43	0,25	0,29	0,20	0,18	0,17	0,19	0,17	0,57
<b>18</b>	0,28	8,72	0,69	0,39	0,30	0,36	0,21	0,18	0,17	0,16	0,17	0,42
<b>19</b>	0,27	7,87	0,48	0,44	0,40	0,30	0,21	0,22	0,21	0,15	0,16	0,38
<b>20</b>	0,25	5,13	0,41	0,44	0,76	0,34	0,20	0,23	0,17	0,14	0,15	0,32
<b>21</b>	0,25	1,59	0,40	0,37	0,38	0,31	0,20	0,19	0,15	0,13	0,15	0,28
<b>22</b>	0,24	0,97	0,41	0,33	0,28	0,26	0,19	0,19	0,14	0,14	0,15	0,26
<b>23</b>	0,26	0,69	1,24	0,30	0,24	0,37	0,19	0,18	0,14	0,14	0,16	0,24
<b>24</b>	0,31	0,54	0,74	0,28	0,22	0,45	0,25	0,17	0,28	0,14	0,15	0,96
<b>25</b>	0,25	0,45	0,50	0,26	0,20	1,93	0,28	0,16	0,31	0,15	0,18	1,11
<b>26</b>	0,23	0,42	0,40	0,25	0,18	1,57	0,23	0,24	0,20	0,14	0,14	0,58
<b>27</b>	0,22	0,39	0,40	0,27	0,24	0,72	0,21	0,11	0,17	0,13	0,14	0,42
<b>28</b>	0,22	0,36	0,48	0,29	0,61	0,46	0,21	0,26	0,16	0,13	0,22	0,37
<b>29</b>	0,22		3,71	0,31	0,39	0,39	0,21	0,17	0,16	0,14	0,24	0,86
<b>30</b>	0,27		2,55	0,29	0,29	0,33	0,20	0,31	0,15	0,15	0,18	0,90
<b>31</b>	0,29		1,01		0,26		0,17	0,22		0,14		0,55
<b>Média</b>	0,42	1,23	0,79	0,39	0,28	0,46	0,25	0,21	0,19	0,16	0,19	1,08
<b>Máximo</b>	0,95	8,72	3,71	0,80	0,76	1,93	0,59	0,34	0,31	0,38	0,71	6,23
<b>Mínimo</b>	0,22	0,20	0,36	0,25	0,18	0,17	0,17	0,11	0,14	0,13	0,12	0,17

Tabela 4.4. Vazões médias diárias (m<sup>3</sup>/s) observadas durante o ano de 1992.

<b>Dia</b>	<b>JAN</b>	<b>FEV</b>	<b>MAR</b>	<b>ABR</b>	<b>MAI</b>	<b>JUN</b>	<b>JUL</b>	<b>AGO</b>	<b>SET</b>	<b>OUT</b>	<b>NOV</b>	<b>DEZ</b>
<b>1</b>	0,38	0,26	0,39	0,56	0,19	0,16	0,43	0,21	0,15	0,14	0,22	0,22
<b>2</b>	0,34	0,25	0,36	0,22	0,19	0,15	0,76	0,17	0,15	0,13	0,64	0,22
<b>3</b>	2,78	0,24	0,34	0,37	0,19	0,16	0,61	0,19	0,15	0,13	0,43	0,21
<b>4</b>	1,29	0,23	0,30	0,24	0,18	0,28	0,46	0,20	0,16	0,40	0,61	0,22
<b>5</b>	0,72	0,22	0,27	0,01	0,18	0,23	0,44	0,19	0,24	0,34	0,46	0,25
<b>6</b>	0,52	0,21	0,43	0,30	0,17	0,19	0,51	0,29	0,28	0,21	0,35	0,21
<b>7</b>	0,42	0,21	0,49	0,38	0,19	0,17	0,31	0,30	0,18	0,18	0,27	0,20
<b>8</b>	0,38	0,21	0,39	0,17	0,34	0,19	0,25	0,23	0,16	0,16	0,23	0,19
<b>9</b>	0,39	0,20	0,34	0,19	0,28	0,26	0,23	0,34	0,16	0,17	0,20	0,19
<b>10</b>	0,38	0,20	1,10	0,31	0,21	0,24	0,20	0,28	0,18	0,16	0,19	0,25
<b>11</b>	0,33	0,20	0,72	0,18	0,19	0,20	0,19	0,24	0,19	0,15	0,19	0,28
<b>12</b>	0,30	0,19	0,49	0,82	0,19	0,20	0,18	0,24	0,15	0,14	0,53	0,25
<b>13</b>	0,35	0,22	0,40	0,61	0,23	0,19	0,17	0,24	0,15	0,14	0,52	0,22
<b>14</b>	0,84	0,24	0,38	0,36	0,23	0,23	0,17	0,24	0,14	0,15	0,31	0,21
<b>15</b>	0,50	0,46	0,33	0,31	0,19	0,21	0,24	0,21	0,14	0,15	0,24	0,21
<b>16</b>	0,40	0,66	0,30	0,32	0,17	0,19	0,24	0,20	0,15	0,15	0,21	0,46
<b>17</b>	0,38	0,41	0,28	0,28	0,16	0,18	0,19	0,22	0,14	0,14	0,20	2,28
<b>18</b>	0,36	0,35	0,35	0,26	0,16	0,18	0,30	0,21	0,21	0,13	0,19	0,80
<b>19</b>	0,33	0,34	0,55	0,24	0,16	0,28	0,19	0,21	0,21	0,13	0,18	0,46
<b>20</b>	0,30	0,29	0,58	0,26	0,16	0,19	0,16	0,20	0,16	0,13	0,18	1,39
<b>21</b>	0,26	0,26	0,42	0,37	0,17	0,16	0,16	0,21	0,14	0,13	0,32	0,82
<b>22</b>	0,26	0,25	0,40	0,37	0,16	0,15	0,19	0,26	0,22	0,13	1,33	0,56
<b>23</b>	0,68	0,33	0,52	0,29	0,15	0,15	0,27	0,25	0,23	0,13	0,82	2,49
<b>24</b>	0,61	0,40	0,40	0,27	0,14	0,16	0,19	0,21	0,16	0,13	0,72	1,39
<b>25</b>	0,43	0,63	0,40	0,25	0,14	0,17	0,17	0,19	0,14	0,12	0,74	0,69
<b>26</b>	0,39	2,15	0,48	0,23	0,15	0,18	0,16	0,18	0,14	0,13	0,45	0,52
<b>27</b>	0,34	1,03	0,41	0,22	0,15	0,18	0,16	0,17	0,23	0,15	0,37	0,40
<b>28</b>	0,32	0,62	0,39	0,21	0,15	0,16	0,16	0,26	0,18	0,22	0,30	1,06
<b>29</b>	0,29	0,45	0,36	0,20	0,19	0,15	0,16	0,18	0,16	0,18	0,26	0,66
<b>30</b>	0,28		0,32	0,19	0,24	0,20	0,16	0,19	0,15	0,22	0,23	0,50
<b>31</b>	0,26				0,18		0,18	0,15		0,35		0,41
<b>Média</b>	0,51	0,40	0,42	0,30	0,19	0,19	0,26	0,22	0,17	0,17	0,40	0,59
<b>Máximo</b>	2,78	2,15	1,10	0,82	0,34	0,28	0,76	0,34	0,28	0,40	1,33	2,49
<b>Mínimo</b>	0,26	0,19	0,27	0,01	0,14	0,15	0,16	0,15	0,14	0,12	0,18	0,19

Tabela 4.5. Vazões médias diárias (m<sup>3</sup>/s) observadas durante o ano de 1993.

<i>Dia</i>	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1	0,38	0,28	0,39	1,28	0,31	0,23	0,37	0,13	0,15	0,14	0,17	0,19
2	0,33	0,26	0,37	0,73	0,27	0,18	0,31	0,14	0,17	0,14	0,16	0,18
3	0,29	0,25	0,41	0,54	0,26	0,17	0,28	0,15	0,18	0,15	0,15	0,18
4	0,29	0,24	1,62	0,45	0,37	0,17	0,27	0,20	0,35	0,14	0,16	6,40
5	0,80	0,24	0,86	0,60	0,30	0,16	0,25	0,21	0,19	0,14	0,36	2,83
6	0,51	0,23	0,57	0,52	0,25	0,15	0,24	0,44	0,15	0,13	0,26	0,69
7	0,41	0,22	0,44	0,42	0,23	0,15	0,23	0,26	0,14	0,13	0,20	0,42
8	0,92	0,22	0,40	0,38	0,22	0,15	0,26	0,18	0,15	0,14	0,18	0,34
9	0,68	0,22	0,37	0,87	0,20	0,15	0,24	0,16	0,15	0,15	0,17	0,30
10	0,50	0,21	0,34	0,91	0,20	0,16	0,23	0,15	0,14	0,17	0,16	0,84
11	0,89	0,23	0,31	0,57	0,20	0,16	0,22	0,15	0,14	0,14	0,16	0,57
12	0,99	0,40	0,29	0,45	0,20	0,16	0,22	0,18	0,13	0,15	0,16	0,38
13	0,65	0,30	0,37	0,38	0,24	0,17	0,23	0,21	0,12	0,14	0,16	0,32
14	0,48	0,25	0,36	0,32	0,27	0,18	0,24	0,19	0,12	0,13	0,18	0,30
15	0,41	0,22	0,34	0,48	0,20	0,35	0,29	0,17	0,16	0,14	0,61	0,37
16	0,39	0,64	0,42	0,67	0,18	0,21	0,27	0,16	0,17	0,16	0,31	0,32
17	0,34	0,47	1,23	0,41	0,18	0,17	0,30	0,01	0,15	0,15	0,28	0,28
18	0,31	0,39	1,04	0,39	0,19	0,16	0,29	0,25	0,14	0,15	0,26	0,26
19	0,28	0,33	0,66	0,36	0,41	0,20	0,26	0,19	0,13	0,15	0,21	0,24
20	0,27	0,31	0,51	0,47	0,26	0,17	0,26	0,17	0,13	0,15	0,19	0,27
21	0,37	1,69	0,44	0,76	0,22	0,16	0,27	0,16	0,13	0,24	0,17	0,49
22	0,37	1,43	0,40	0,47	0,22	0,20	0,28	0,15	0,13	0,21	0,15	0,39
23	0,31	0,66	3,94	0,40	0,18	0,24	0,23	0,15	0,21	0,16	0,16	0,33
24	1,42	0,48	2,39	0,38	0,17	0,26	0,15	0,15	0,27	0,15	0,16	0,28
25	0,94	0,40	1,01	0,35	0,18	0,25	0,14	0,15	0,22	0,14	0,15	0,26
26	0,58	0,48	0,75	0,96	0,20	0,25	0,14	0,16	0,21	0,14	0,18	0,24
27	0,44	0,46	1,89	0,51	0,18	0,25	0,14	0,16	0,21	0,14	0,40	0,23
28	0,40	0,39	1,16	0,41	0,17	0,25	0,15	0,15	0,21	0,14	0,35	0,35
29	0,36		0,72	0,37	0,17	0,26	0,15	0,15	0,16	0,15	0,25	0,71
30	0,32		0,55	0,34	0,17	0,31	0,14	0,15	0,14	0,24	0,21	0,44
31	0,29		0,74		0,26		0,14	0,15		0,21		0,37
<b>Média</b>	0,51	0,42	0,82	0,54	0,23	0,20	0,23	0,18	0,17	0,15	0,22	0,64
<b>Máximo</b>	1,42	1,69	3,94	1,28	0,41	0,35	0,37	0,44	0,35	0,24	0,61	6,40
<b>Mínimo</b>	0,27	0,21	0,29	0,32	0,17	0,15	0,14	0,13	0,12	0,13	0,15	0,18

### 4.3.1. Análise de sensibilidade

Modelos conceituais como o HSPF requerem a calibração de um grande número de parâmetros para a sua aplicação em bacias hidrográficas reais, mesmo quando hipóteses simplificadas são feitas para a redução do número dos parâmetros. Como mencionado no Capítulo II, a análise de sensibilidade usualmente sugere que os resultados das simulações feitas pelo modelo são muito mais sensíveis a certos parâmetros do que a outros.

Para modelos simples, o coeficiente de sensibilidade de um parâmetro em particular pode ser definido como sendo a derivada parcial da variável de saída com relação àquele parâmetro (Beven, 1989). Para modelos tais como o HSPF, os quais são extremamente complexos para que as expressões analíticas destas derivadas possam ser obtidas, os valores dos coeficientes de sensibilidade devem ser determinados por aproximações numéricas.

Nesta etapa inicial do trabalho foi feita a análise de sensibilidade daqueles parâmetros cuja estimativa confiável por meio de medidas experimentais diretas não era possível. A relação dos parâmetros investigados é mostrada na tabela 4.6. As informações relativas aos demais parâmetros foram obtidas por meio do uso de mapas, dados de campo levantados em bacias hidrográficas com características semelhantes àquela em análise e de estudos realizados previamente (Clapp e cols., 1993 e Chew e cols, 1991).

O índice de sensibilidade para cada variável de saída foi calculado levando-se em conta as diferenças provocadas na resposta do modelo, quando o valor de um dos parâmetros era alterado, enquanto os valores dos demais eram mantidos constantes.

O estudo de análise de sensibilidade dos parâmetros que descrevem os processos hidrológicos foi feito tendo-se como referência os dados de precipitação pluviométrica e evapotranspiração relativos a 1991. Para análise das vazões mensais tomou-se como base os valores simulados de vazão líquida referentes ao mês de dezembro de 1991, o qual foi um período de ocorrência de cheias e cujas condições antecedentes foram consideradas normais. O ano de 1991 foi selecionado para esta análise levando-se em conta deste ter sido um período em que não houve nenhuma perda dos dados de vazão coletados diretamente em campo.

Os parâmetros investigados foram aqueles relacionados aos processos que ocorrem na planície tais como infiltração, interceptação, distribuição do conteúdo de água no solo, escoamento subsuperficial e subterrâneo. Não foi feita a investigação de nenhum parâmetro que descreve as propriedades hidráulicas do canal (profundidade, inclinação, comprimento), já que esses são parâmetros que podem ser medidos diretamente em campo, não necessitando portanto de calibração.

Os parâmetros que causaram o maior impacto nos resultados finais da vazão média anual no ponto de descarga da bacia foram AGWRC (coeficiente de recessão do fluxo de água subterrânea) e AGWS (conteúdo inicial de água na zona de armazenamento de água subterrânea), os quais descrevem o comportamento do fluxo de água subterrânea. Os parâmetros relacionados ao grau de saturação da zona inferior de armazenamento de água (LZSN e LZS), o conteúdo de água na zona superior de armazenamento (UZSN) e à taxa de infiltração mostraram-se menos sensíveis. Em geral, 50% de variação nestes parâmetros implicaram em menos do que 10% de variação na vazão média anual. Para os parâmetros INTFW e IRC, as variações foram menores do que 2 %. Os resultados deste estudo são apresentados na figura 4.3.

Tabela 4.6. Relação dos parâmetros hidrológicos investigados no estudo de análise de sensibilidade

Parâmetros	Descrição	Valores Iniciais
AGWRC	taxa de recessão do nível de água subterrânea (1/dia)	0,978
AGWS	condições iniciais da zona de armazenamento de água subterrânea (mm)	94
FOREST	cobertura vegetal (%)	0,1
INFILT	taxa de infiltração do solo (mm/h)	7,6
IFWS	condições iniciais da zona de armazenamento de água subsuperficial (mm)	0,05
IRC	taxa de recessão do nível de água subsuperficial (1/dia)	0,3
INTFW	parâmetro relacionado ao fluxo de escoamento subsuperficial	1,5
LSUR	comprimento do plano do terreno da planície (m)	436
LZS	condições iniciais da zona inferior de armazenamento de água (mm)	102
LZSN	capacidade nominal da zona inferior de armazenamento de água (mm)	292
MON-LZET	coeficiente para a zona inferior de evapotranspiração (variação mensal)	1,0
NSUR	coeficiente de rugosidade de Manning	0,3
SLSUR	grau de inclinação do terreno	0,14
UZS	condições iniciais da zona superior de armazenamento de água (mm)	34
UZSN	capacidade nominal da zona superior de armazenamento (mm)	10

Resultados similares foram obtidos ao se realizar a análise de sensibilidade dos parâmetros que mais influenciam os resultados das vazões médias mensais como mostrado na figura 4.4. Neste caso, 50% de alteração nos parâmetros LZSN, LZS, UZSN e INFILT implicou em menos do que 20% de variação na vazão média mensal, e os demais parâmetros INTFW e IRC em menos que 6%. Novamente, os parâmetros mais sensíveis foram AGWRC e AGWS (em geral, 50% de alteração nestes parâmetros implicou em 40% de variação na vazão líquida). Apesar da grande sensibilidade dos parâmetros AGWRC e AGWS, eles não causam nenhum problema nas aplicações práticas do HSPF, uma vez que a sua calibração é relativamente simples.

Não foi feita a análise de sensibilidade de nenhum parâmetro que descreve a curva hidrográfica de eventos individuais. Neste caso, verificou-se apenas o efeito da variação dos parâmetros INTFW, UZSN e IRC. Este procedimento foi adotado levando-se em conta que a calibração dos eventos individuais não deve prejudicar o ajuste dos balanços de água anual e mensal, e que portanto, nenhuma modificação deve ser feita naqueles parâmetros considerados sensíveis para a determinação das vazões médias anuais e mensais.

De acordo com o manual do usuário do HSPF (Donigian e cols., 1984), uma variação no parâmetro INTFW irá acarretar em uma alteração na forma da curva hidrográfica simulada. Este parâmetro tem um efeito mínimo na variação do volume total de escoamento superficial. Entretanto, um aumento em INTFW irá provocar uma redução na vazão de pico, prolongando de forma acentuada a porção final da curva hidrográfica. Uma variação no parâmetro UZSN também irá alterar a forma da curva hidrográfica, provocando um aumento na vazão média, principalmente na sua porção inicial. No entanto, este valor deve ser alterado com cuidado uma vez que pequenas variações poderão afetar os ajustes mensal e anual. Uma variação no parâmetro IRC irá provocar o mesmo efeito que UZSN.

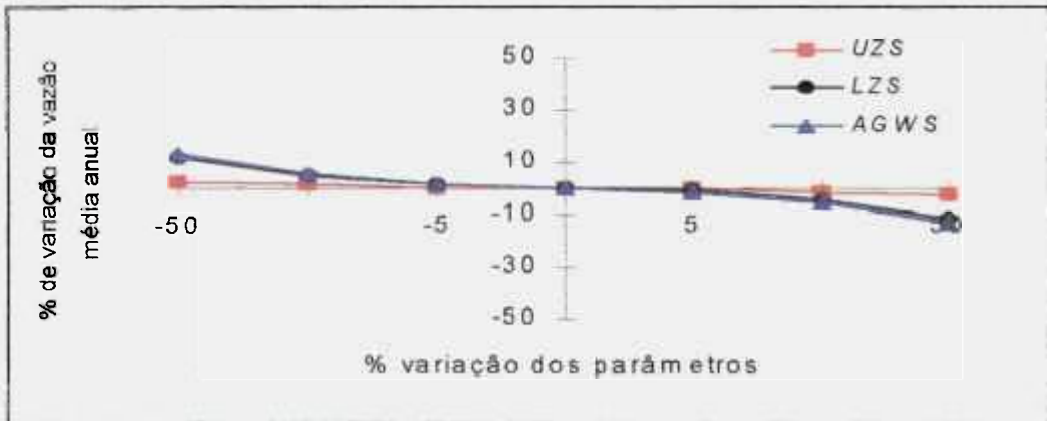
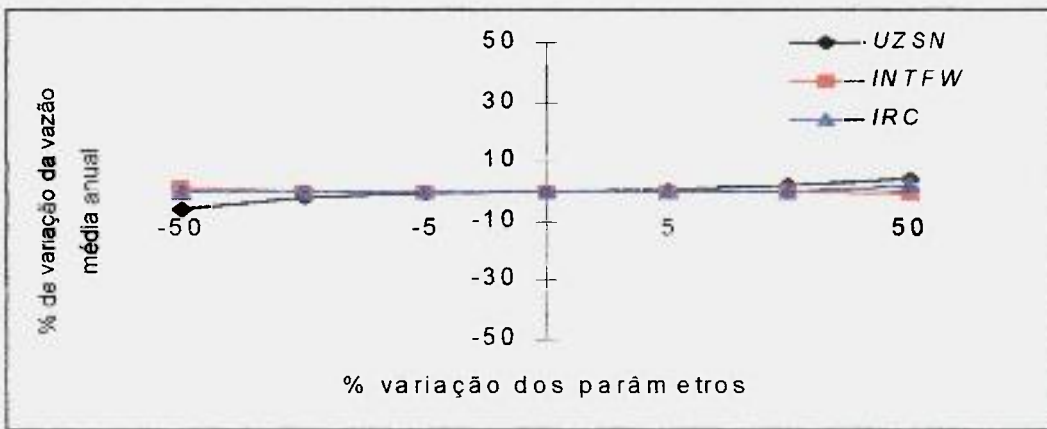
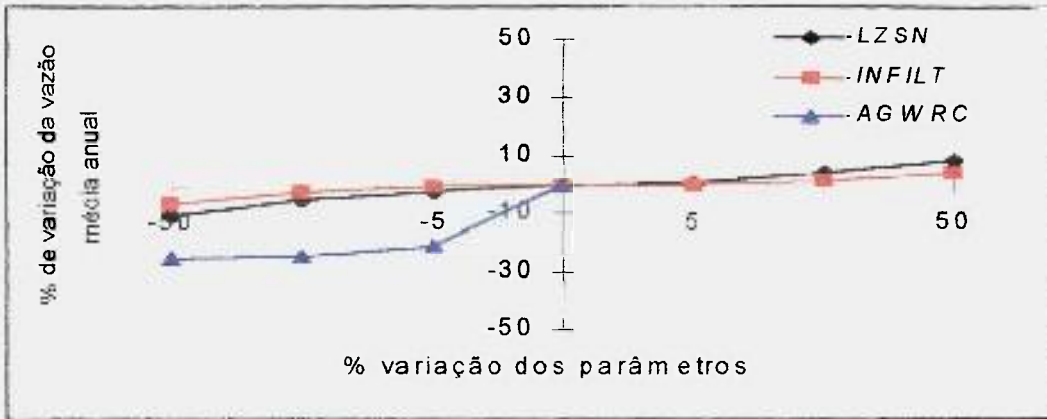


Figura 4.3. Sensibilidade da vazão média anual às variações nos parâmetros que descrevem os processos hidrológicos.

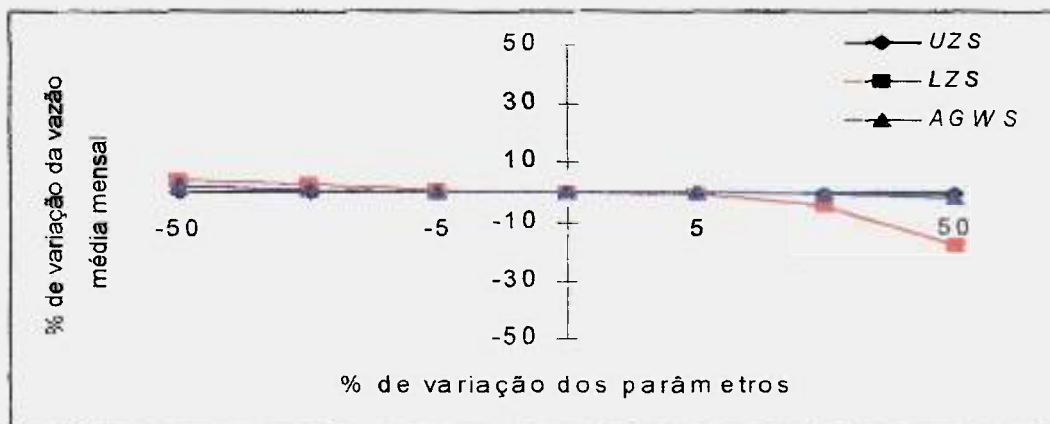
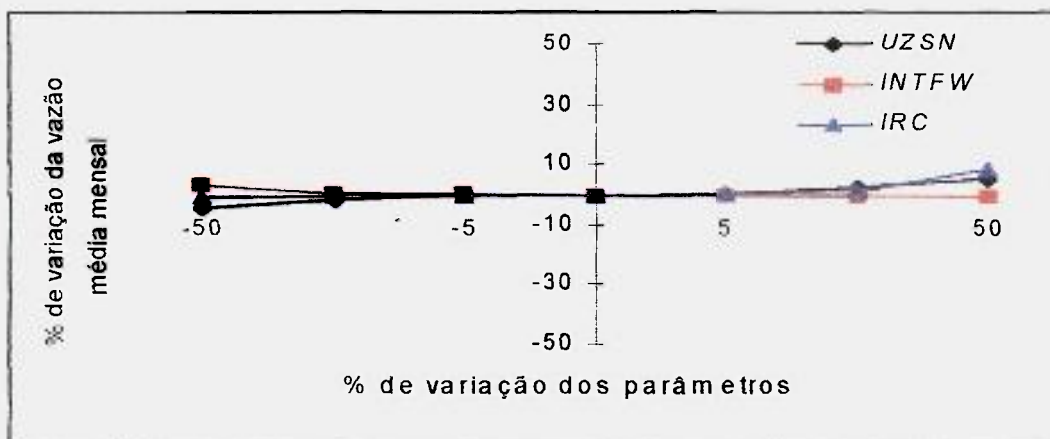
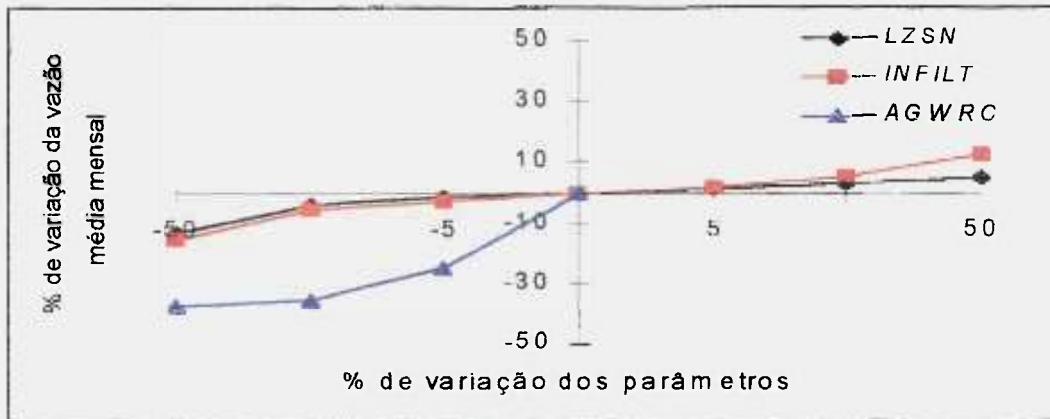


Figura 4.4. Sensibilidade da vazão média mensal às variações nos parâmetros que descrevem os processos hidrológicos.

## 4.3.2. Ajuste dos balanços de água mensal e anual

### 4.3.2.1. Otimização do processo de calibração da resposta hidrológica

O ajuste dos parâmetros que controlam as vazões médias mensal e anual foi feito automaticamente pela técnica de otimização numérica de funções não lineares. Neste caso, o código HSPF e as subrotinas de otimização foram combinadas para formar o código HYDRO.

O processo de otimização inicia-se com a quantificação das diferenças entre os valores observados e os simulados conforme mostrado na figura 4.5. Uma função objetiva escalar FB, baseada nas discrepâncias entre estes dois valores é estimada a cada simulação até que o valor desta grandeza seja minimizado. Simulações adicionais são feitas com um novo conjunto de parâmetros cujos valores encontram-se dentro de um intervalo de incerteza estimado previamente. A seleção dos limites superior e inferior deste intervalo foi feita levando-se em consideração informações obtidas em documentações existentes sobre a bacia de White Oak Creek (Clapp e cols., 1994), as quais contém dados sobre a topografia local e características do solo.

A função objetiva escalar FB utilizada no presente trabalho pode ser descrita matematicamente pela relação:

$$FB = \sum_{i=1}^n \left| (X_{oi} - X_{si}) / X_{oi} \right| \quad (4.1)$$

sendo:

$X_{oi}$  : a vazão líquida média observada durante o período  $i$ ;

$X_{si}$  : a vazão líquida média simulada durante o período  $i$ ;

$n$ : intervalo de tempo considerado.

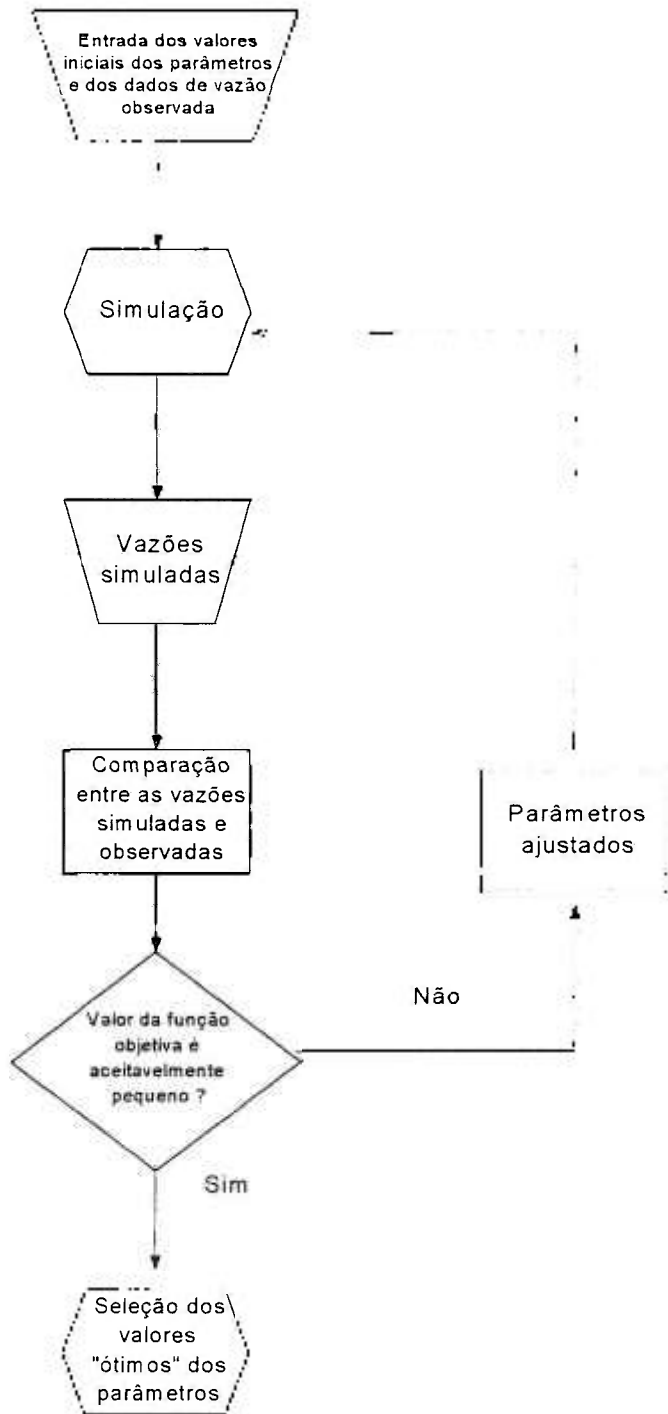


Figura 4.5. Fluxograma geral do processo de otimização.

Outras funções objetivas escalares poderiam ter sido utilizadas. Entretanto, procurou-se selecionar uma função que não enfatizasse apenas os períodos de ocorrência de grandes enchentes.

As principais subrotinas usadas para direcionar o processo de otimização são:

- **OPTOPT:** Lê os dados de entrada, os quais incluem os valores médio, máximo e mínimo dos parâmetros, o valor do incremento, bem como os valores observados da grandeza de interesse e chama a subrotina SEARCH para inicializar o processo de otimização;
- **SEARCH:** O processo de otimização dos parâmetros é controlado por uma subrotina de otimização de funções não lineares, a qual pesquisa os mínimos locais em uma região multidimensional do espaço, bem como o mínimo global (definido como o melhor dos mínimos locais). Neste caso, o método para redução do intervalo de incerteza (intervalo dentro do qual se encontra o mínimo global) se baseia em informações sobre o gradiente de variação de cada parâmetro, que é um dado de entrada que será reduzido automaticamente com o progresso das simulações. Uma vez fornecidos os valores iniciais dos parâmetros, SEARCH irá chamar a subrotina EVAL para a determinação da função objetiva escalar FB, irá avaliar se o seu valor é suficientemente pequeno, e caso não seja, irá buscar um novo conjunto de parâmetros para que seja feita a próxima interação. SEARCH irá chamar HSPF para estimar as vazões médias simuladas e comparar esses valores com as vazões observadas.
- **EVAL:** Avalia a função objetiva FB de acordo com a equação (4.1).

Como mencionado anteriormente, as simulações com o código HYDRO foram feitas visando a obtenção de um conjunto de parâmetros que resultasse na

menor diferença entre os valores das vazões médias anuais e mensais observadas e simuladas durante o período de 1990 a 1993. Cada ano foi calibrado separadamente, resultando desta forma em quatro conjuntos independentes, cada um com nove parâmetros, obtidos após 500 simulações com o código HYDRO.

A tabela 4.7 apresenta os valores de controle do processo de otimização juntamente com os valores finais obtidos para cada ano. As figuras 4.6 e 4.7 mostram os resultados da concordância entre os valores médios mensais de vazão observados e simulados juntamente com os dados de precipitação pluviométrica observada em cada ano em estudo. Como pode ser verificado, a diferença média entre os valores simulados e os observados é de aproximadamente 15%, indicando desta forma, a habilidade dos parâmetros otimizados em reproduzir os dados observados para cada ano em particular.

Apesar dos parâmetros obtidos serem capazes de reproduzir os dados experimentais, existem diferenças significativas de um ano para outro. Como foi mencionado no início deste Capítulo, vários fatores podem contribuir para os erros associados às aproximações feitas na simulação dos principais fenômenos que ocorrem em uma bacia hidrográfica. Outros autores (Fontaine, 1989) verificaram que o modelo HSPF pode apresentar conjuntos de parâmetros distintos para a simulação dos processos hidrológicos em anos que apresentam diferentes condições de precipitação pluviométrica. Entretanto, este não é um atributo coerente do modelo HSPF, já que o mesmo foi conceitualizado levando-se em conta os processos físicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica e portanto, os parâmetros que descrevem esses processos são baseados em conceitos físicos. Os anos analisados no presente estudo apresentam condições de precipitação pluviométrica distintas. A obtenção de uma combinação diferente de parâmetros para cada ano em particular pode ser explicada como sendo resultante de uma deficiência da estrutura do modelo. Outras possibilidades incluem a deficiência dos dados de entrada, principalmente

em decorrência da suposição de uma distribuição espacial homogênea da precipitação pluviométrica, cujos dados foram coletados na região central e extrapolados para outras porções da bacia hidrográfica.

Outros fatores que podem contribuir para os erros associados às simulações feitas pelo HSPF são (Jacomino e Fields, 1997).

- Aplicação não adequada do modelo na modelagem do sistema em estudo. Esse fator é resultante, principalmente, de uma especificação incorreta da características da bacia hidrográfica analisada;
- Correlação entre parâmetros que apresentam um limiar. O uso desses parâmetros poderá fazer com que a resposta do modelo, em um dado período de simulação, mude de forma abrupta sob diferentes condições de fluxo, ou que se comporte como um modelo totalmente diferente em períodos de simulação que apresentam condições hidrológicas distintas.

Um dos objetivos do processo de calibração, seja ela automática ou manual, é obter um conjunto de parâmetros que possua uma capacidade de previsão, ou seja, que esse conjunto possa ser usado em simulações futuras e cujos resultados apresentem uma boa concordância com os valores medidos. Portanto, é importante testar se cada conjunto de parâmetros, obtido para um dado ano, possui essa capacidade de previsão. Neste caso, cada combinação de parâmetros considerada "ótima" deverá ser aplicada para a simulação dos processos hidrológicos em anos diferentes daquele em que foi feita a calibração, processo este conhecido como validação. Dependendo do sucesso obtido, o conjunto de parâmetros poderá ser rejeitado ou aceito como simulador e previsor das grandezas observadas de interesse.

Tabela 4.7. Resumo dos valores de controle utilizados para a otimização dos parâmetros que descrevem a resposta hidrológica do modelo HSPF, bem como dos resultados finais obtidos para cada ano.

<i>Parâmetros</i>	<i>Intervalo</i>		<i>Valores iniciais</i>	<i>Valores finais dos parâmetros para cada ano de calibração</i>			
	min	max		1990	1991	1992	1993
LZSN (mm)	102	381	292	152	152	214	152
INFILT (mm/h)	1,0	38,1	7,6	3,4	1,9	2,5	8,7
AGWRC (1/dia)	0,899	0,999	0,978	0,966	0,995	0,978	0,900
UZSN (mm)	5	51	10	33	20	12	26
INTFW (-)	1,0	2,0	1,5	1,5	1,0	1,0	1,0
IRC (1/dia)	0,03	0,60	0,10	0,05	0,60	0,10	0,10
UZS (mm)	10	254	34	72	157	30	28
LZS (mm)	25	264	102	134	250	219	244
AGWS (mm)	25	152	94	118	97	89	25

#### 4.3.2.2. Desenvolvimento de um conjunto de parâmetros com capacidade de previsão

Em virtude da diferença observada nos valores dos parâmetros otimizados de um ano para outro, uma nova análise foi feita no sentido de se obter uma combinação com a qual fosse possível reproduzir os dados medidos dentro de todo o período em estudo. Neste caso, seria ideal que o processo de otimização fosse feito com dados provenientes de vários anos de amostragem. Entretanto, isto iria requerer uma capacidade de memória para armazenamento de dados, bem como um intervalo de tempo de simulação muito maior que aquele disponível no presente estudo.

Resultados mais satisfatórios foram obtidos ao se examinar a habilidade de cada conjunto de parâmetros considerado “ótimo”, desenvolvido para um ano em particular, em simular as observações de outros anos. Neste caso, foi feita a substituição de cada combinação de parâmetros em anos outros que não aquele correspondente à sua calibração. Os resultados desta aproximação são apresentados na tabela 4.8, onde são mostradas as médias dos valores absolutos das diferenças percentuais mensais ( $X_{AVE}$ ), as quais foram calculados para N meses de acordo com a relação:

$$X_{AVE} = 1 / N \sum_{i=1}^n |(diferença \% mensal)| \quad (4.2)$$

Na tabela 4.8, os valores que se encontram na diagonal principal representam a habilidade do conjunto de parâmetros obtidos para um ano em particular em simular os dados observados para esse ano, enquanto que os valores das diagonais externas representam a aplicabilidade desse conjunto em simular as vazões correspondentes aos demais anos. Estes resultados demonstram que o conjunto otimizado de parâmetros relativo ao ano de 1991 possui uma capacidade de previsão muito melhor que os dos demais anos. Na realidade, os resultados da calibração de todos os anos mostram-se mais satisfatórios com os parâmetros de 1991, do que com o conjunto de parâmetros obtido com a sua calibração em individual.

Basicamente duas conclusões podem ser retiradas destes resultados:

- Pelo menos para o período de 4 anos analisados no presente trabalho, existe um conjunto de parâmetros que possui uma capacidade de previsão melhor do que aquela em que cada combinação em particular foi desenvolvida, e que essa pode ser obtida por meio do processo de otimização numérica;
- A otimização numérica pode fornecer um conjunto de parâmetros que não pode ser considerado como “ótimo”, mesmo se for levada em conta a minimização da função objetiva (FB).

O motivo pelo qual a otimização numérica nem sempre resulta em uma combinação de parâmetros considerada “ótima” pode ser explicado pelo fato do espaço multidimensional dos parâmetros possuir vários mínimos locais, e que portanto, o processo de otimização pode convergir para qualquer um desses mínimos. Este problema poderia ser contornado se o usuário iniciasse o processo de otimização com várias combinações possíveis de parâmetros ou utilizasse vários gradientes de perturbação, o que em termos práticos poder ser extremamente dispendioso e trabalhoso.

A última etapa do processo dos ajustes dos balanços de água mensal e anual constituiu-se em examinar o efeito do transporte dos valores do conteúdo de água existente nas zonas de armazenamento (UZS, LZS e AGWS) obtidos ao final de um ano de simulação para o início do próximo ano. Os valores iniciais referentes a 1991 foram obtidos por otimização e a partir desses dados foi feito o ajuste para cada um dos outros anos, obtendo-se desta forma, valores simulados de condições iniciais mais realísticos. Os resultados obtidos após este procedimento são mostrados na figura 4.8. Neste caso, as diferenças percentuais médias entre os valores mensais observados e simulados foram reduzidas em até 50% em relação àquelas obtidas anteriormente. Na tabela 4.9 são mostrados os resultados finais da calibração do balanço anual de água para cada ano em particular. Esses resultados demonstram que o modelo está simulando o processo de evapotranspiração, bem como a distribuição do conteúdo de água de precipitação pluviométrica entre as zonas de armazenamento superior, inferior e subterrânea, de forma excelente, já que as diferenças entre os valores observados e os simulados são da ordem de 10 %.

Tabela 4.8. Médias dos valores absolutos das diferenças percentuais mensais dos resultados do ano Y2 usando o conjunto de parâmetros obtidos para o ano Y1.

Y1 Y2	1990	1991	1992	1993
1990	15,6	12,4	17,8	18,7
1991	31,2	12,7	21,6	21,2
1992	19,6	7,1	14,6	9,7
1993	29,8	12,1	24,2	15,3
Média	24,1	11,1	19,6	16,2
Desvio Padrão	7,6	2,7	4,2	5,0

Tabela 4.9. Resultados finais da calibração do balanço anual de água.

Ano	Valor observado (m <sup>3</sup> /s)	Valor simulado (m <sup>3</sup> /s)	Diferença (%)
1990	0,51	0,48	-7,2
1991	0,46	0,44	-4,9
1992	0,32	0,31	-3,6
1993	0,35	0,33	-8,0

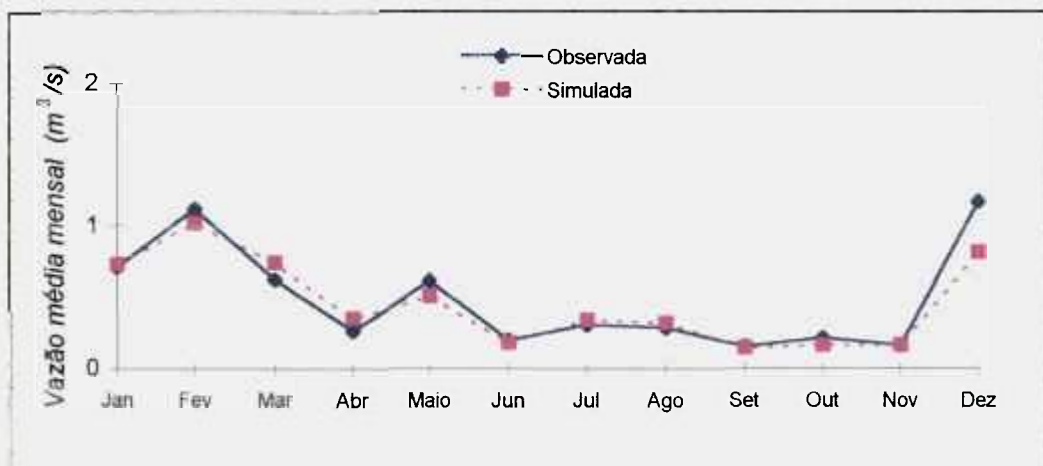
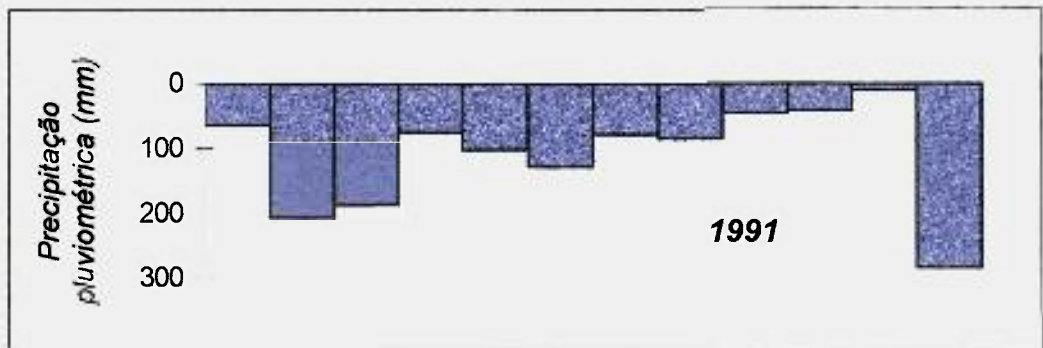
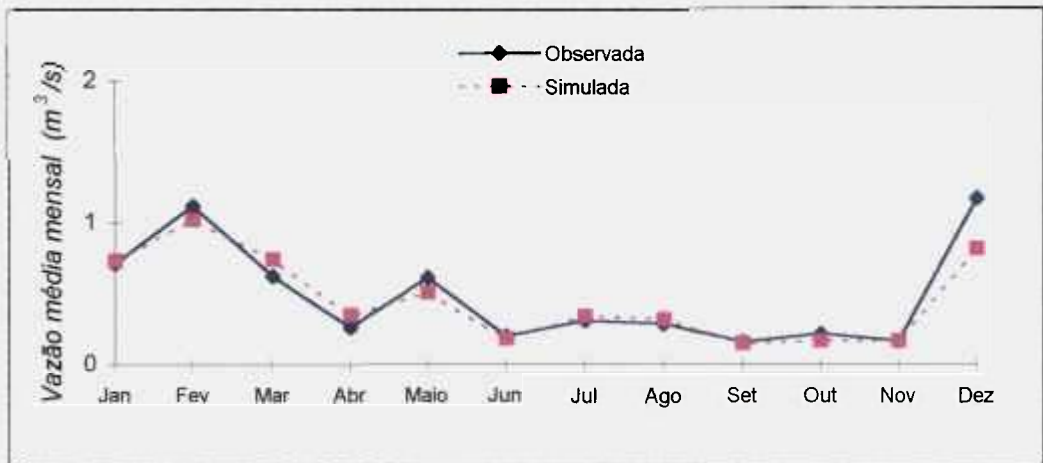
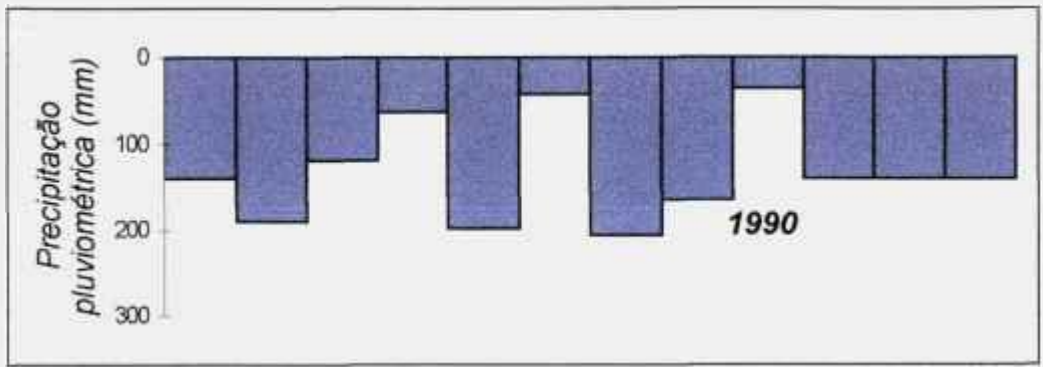


Figura 4.6. Vazões médias mensais observadas e simuladas com os respectivos índices de precipitação pluviométrica

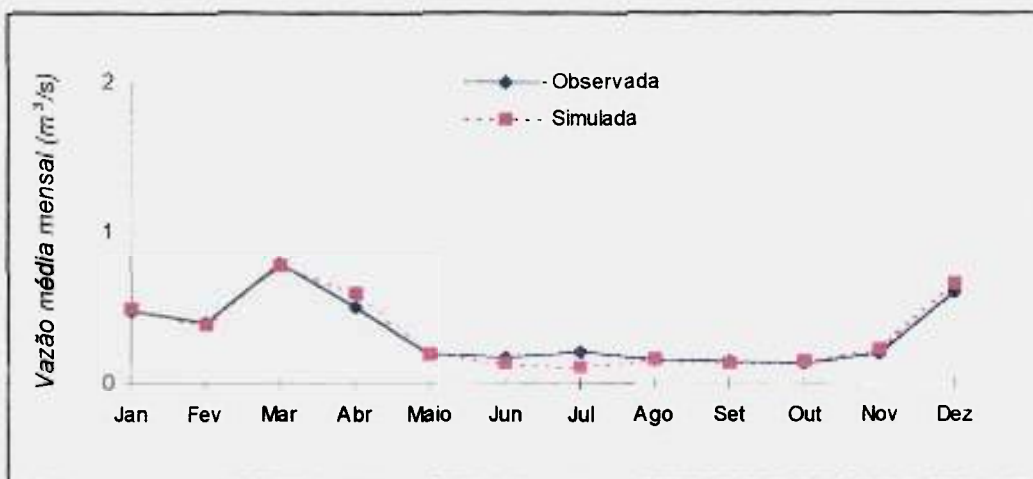
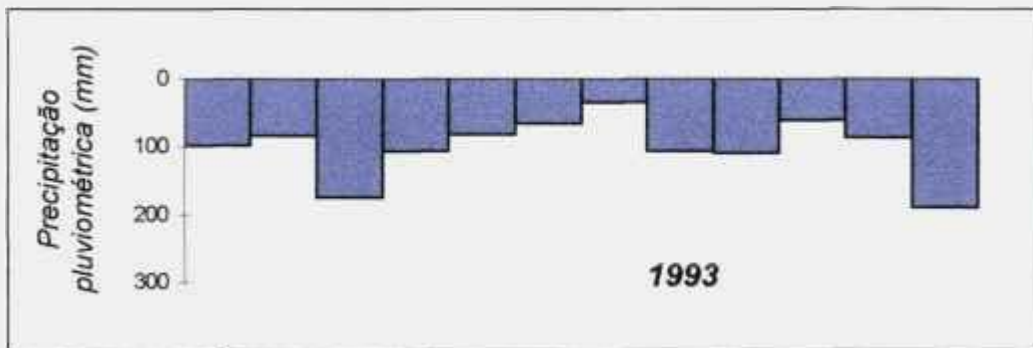
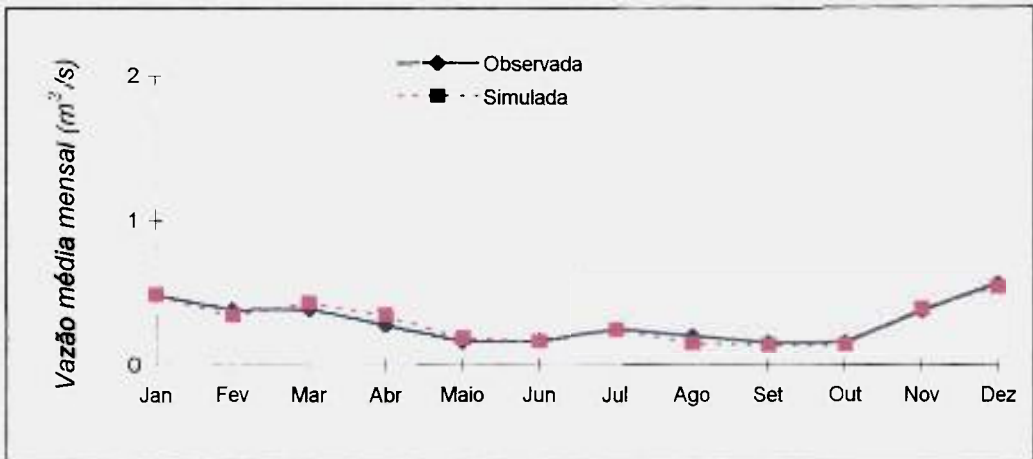
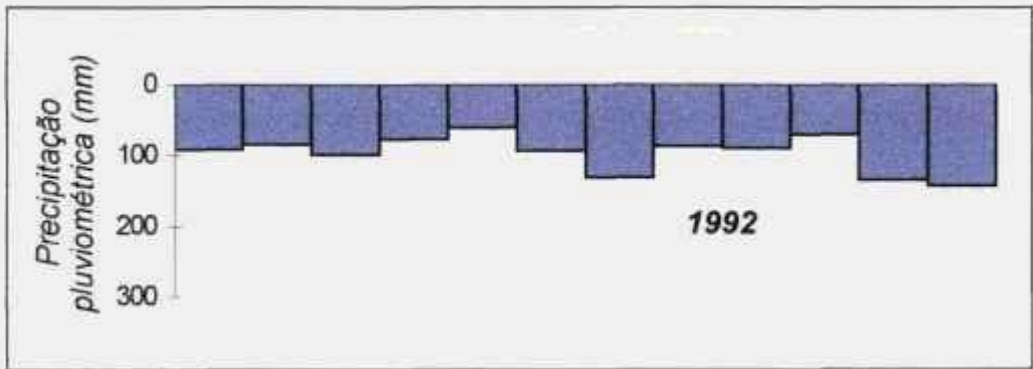


Figura 4.7. Vazões médias mensais observadas e simuladas com os respectivos índices de precipitação pluviométrica.

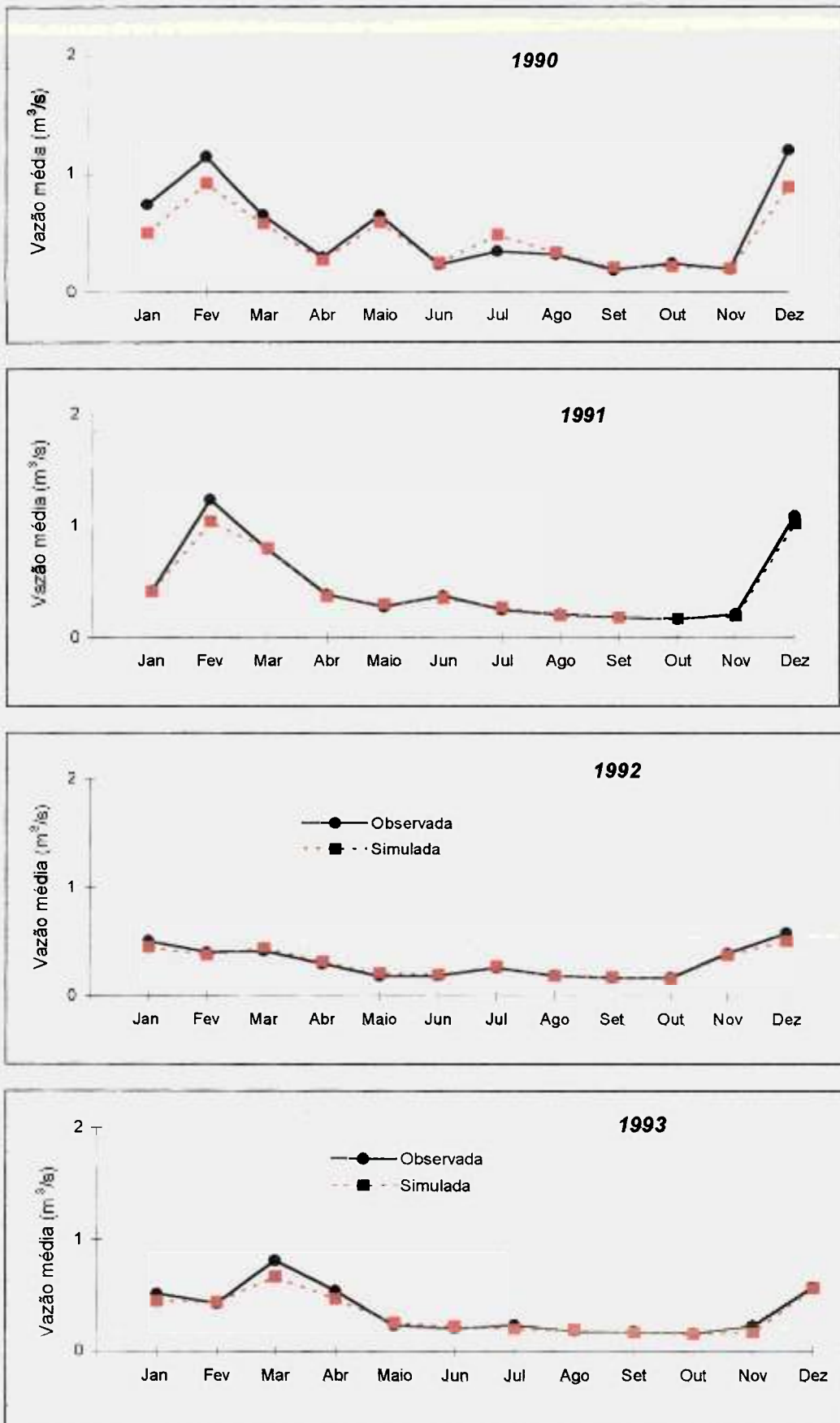


Figura 4.8. Resultados finais do processo de calibração das vazões médias mensais simuladas e observadas para cada ano analisado.

### 4.3.3. Calibração dos eventos individuais

A calibração da curva hidrográfica para eventos individuais foi realizada com os dados de vazão média horária referentes a 10 eventos de precipitação pluviométrica ocorridos durante os períodos de estiagem e de cheia. Essa seleção foi feita levando-se em conta não apenas aqueles eventos considerados mais significativos para a geração do fluxo de água ao longo da bacia hidrográfica, mas também aqueles em que durante a sua ocorrência foram coletadas amostras de sedimento em suspensão. Não foi incluído nenhum dado relativo a 1990 em virtude do fato de não ter sido coletada nenhuma amostra de sedimento durante esse período.

Neste caso, foi feita a calibração manual, pela técnica de tentativas e erros, ajustando-se apenas aqueles parâmetros (INTFW, IRC e UZSN) cuja variação não iria alterar os balanços de água mensal e anual de cada período em estudo. Inicialmente, foi feito o ajuste do volume total de escoamento superficial de cada evento considerado e a seguir o ajuste da vazão de pico e do seu instante de ocorrência. Os resultados dos conjuntos de parâmetros que melhor reproduzem os dados observados para cada evento individual são mostrados na tabela 4.10.

Na tabela 4.11 são apresentados os resultados das combinações de parâmetros que melhor representam todos os eventos ocorridos em um mesmo ano. Como pode ser verificado nessa tabela, os eventos ocorridos no final de cada ano são melhores simulados que os demais. Neste caso, a influência das condições iniciais do conteúdo de água das zonas de armazenamento passa a ser desprezível, sendo atingidas as condições de equilíbrio. Entretanto, como observado durante a calibração do balanços mensal e anual de água, um determinado conjunto de parâmetros não é capaz de reproduzir de forma

satisfatória todos os eventos considerados, indicando portanto, a existência de erros associados à simulação dos processos hidrológicos da bacia em estudo.

Novamente, os principais fatores que poderiam estar contribuindo para estas discrepâncias são:

### ***Erro na estrutura do modelo***

Os resultados excelentes obtidos para alguns dos eventos (02 e 03/12/91, 03/01/92 e 23/03/93) indicam que o modelo tem o potencial de simular os processos hidrológicos que ocorrem na bacia hidrográfica.

Apesar deste não ser um número suficiente de dados que comprovem que a estrutura do modelo para simulação dos mecanismos de transporte do fluxo de água é adequada, outras informações demonstraram que esta não é a principal fonte erro que contribui para as diferenças observadas. Ao se analisar os resultados das simulações do volume total de escoamento superficial de todos os eventos individuais referentes a 1991 (tabela 4.10) é possível verificar que aqueles obtidos entre 18 e 19/02/91 mostraram-se subestimados. Enquanto que os resultados das simulações do segundo conjunto de eventos ocorridos no mesmo ano (01 a 03/12/91), mostraram-se ora subestimados e ora superestimados. Este mesmo comportamento foi observado nas simulações realizadas durante o ano de 1992. Apesar desses dados não provarem que o modelo está representando de forma adequada a bacia hidrográfica, seria de se esperar um mesmo padrão de comportamento para todos os eventos analisados, caso o modelo não fosse capaz de simular uma ou mais componentes fundamentais do processo de geração de fluxo de água em uma bacia hidrográfica, tais como a infiltração ou evapotranspiração.

Evidentemente, para a comprovação definitiva deste experimento seria necessária a obtenção de muito mais dados de campo, bem como a comparação

dos resultados obtidos com o HSPF com aqueles de um modelo de simulação hidrológica diferente, estudo este que se encontra fora do escopo do presente trabalho.

### ***Erros decorrentes do procedimento de calibração e dos dados de entrada***

A robustez do procedimento de calibração foi testada examinando a capacidade de um conjunto de parâmetros obtido para um determinado ano em simular a vazão média diária dos demais. Os resultados de 1991, simulados com os parâmetros obtidos durante a calibração dos eventos individuais ocorridos nesse mesmo ano, bem como com aqueles referentes a 1992 e 1993 são mostrados na figura 4.9. Os resultados de 1992 e 1993 são mostrados nas figuras 4.10 e 4.11, respectivamente. Como pode ser observado nessas figuras, o fato de se usar uma combinação diferente de parâmetros não altera o comportamento geral dos resultados. Todos os eventos simulados que apresentaram resultados subestimados continuaram subestimados, bem como os superestimados permaneceram superestimados independentemente dos parâmetros utilizados. Esses dados demonstram que o procedimento de calibração é robusto o suficiente e que portanto, não poderia ser a maior fonte de erro para a explicação das discrepâncias observadas.

Assumindo que tanto a estrutura do modelo como o procedimento de calibração tenham o potencial de reproduzir uma resposta hidrológica satisfatória, os resultados obtidos sugerem que a maior fonte de erro na simulação dos processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica em estudo seriam os dados de entrada utilizados para a calibração do modelo. Neste caso, as distribuições espacial e temporal reais destes dados não estariam sendo representadas de forma adequada ao longo de toda a bacia hidrográfica. A influência das incertezas decorrentes da variabilidade natural dos parâmetros nas previsões feitas pelo modelo será analisada posteriormente pelo método de Monte Carlo, conforme será descrito no Capítulo V.

Tabela 4.10. Melhores resultados da calibração de cada evento em particular.

Ano	1991			1992			1993			
	UZSN=18 INTFW=1,1 IRC=0,7	UZSN=18 INTFW=1,3 IRC=0,7	UZSN=18 INTFW=0,8 IRC=0,7	UZSN=18 INTFW=1,9 IRC=0,7	UZSN=18 INTFW=1,0 IRC=0,6	UZSN=18 INTFW=1,9 IRC=0,7	UZSN=18 INTFW=1,0 IRC=0,6	UZSN=18 INTFW=1,9 IRC=0,7		
Data	18/02	19/02	01/12	02/12	03/12	03/01	17/12	22/11	23/03	04/12
<b>Volume total (m<sup>3</sup>)</b>										
Simulado	97,4	100,1	85,6	145,7	96,2	63,1	27,2	41,0	93,8	126,6
Observado	209,4	188,5	116,1	150,0	85,6	66,7	54,7	32,0	93,5	153,9
% diferença	-53,5	-46,9	-26,3	-2,9	12,4	-5,4	-50,3	28,1	0,3	-17,7
<b>Vazão de pico (m<sup>3</sup>/s)</b>										
Simulada	6,6	8,1	6,6	15,7	5,6	5,6	1,9	3,9	10,7	17,2
Observada	14,7	13,1	8,7	15,4	6,4	4,7	4,0	3,5	11,9	16,7
% diferença	-55,1	-3,8	-24,1	1,9	-12,5	19,2	-52,5	11,4	-10,0	3,0
<b>Instante de ocorrência da vazão de pico</b>	1 h + tarde	2 h + cedo	1 h + tarde	1 h + tarde	excelente	excelente	1 h + tarde	excelente	1 h + cedo	2 h + cedo

Tabela 4.11. Resultados das melhores combinações de parâmetros para todos os eventos ocorridos durante um ano.

Parâmetros	UZSN=18 INTFW=1,3 IRC=0,7			UZSN=20 INTFW=0,8 IRC=0,7			UZSN=20 INTFW=1,9 IRC=0,7			
	18/02	19/02	01/12	02/12	03/12	03/01	22/11	17/12	23/03	04/12
<b>Data</b>										
<b>Volume total (m<sup>3</sup>)</b>										
Simulado	83,5	97,3	85,6	145,7	96,2	63,1	53,6	27,2	55,6	126,6
Observado	209,4	188,5	116,1	150,0	85,6	66,7	32,0	54,7	93,5	153,9
% diferença	-60,1	-48,4	-26,3	-2,9	12,4	-5,4	67,5	-50,3	-40,5	-17,7
<b>Vazão de pico (m<sup>3</sup>/s)</b>										
Simulada	5,3	7,1	6,6	15,7	5,6	5,6	3,9	1,9	5,4	17,2
Observada	14,7	13,1	8,7	15,4	6,4	4,7	3,5	4,0	11,9	16,7
% diferença	-64,0	-45,8	-24,1	1,9	-12,5	19,2	11,4	-52,5	-54,6	3,0
<b>Instante de ocorrência da vazão de pico</b>	1 h + tarde	1 h + cedo	1 h + tarde	1 h + tarde	excelente	excelente	1 h + tarde	1 h + tarde	excelente	2 h + cedo

Na tabela 4.12 é apresentada a habilidade da melhor combinação de parâmetros obtida em um dado ano (tabela 4.11) em simular os eventos ocorridos nos demais anos. Uma análise dos dados apresentados nesta tabela permite verificar que não existe uma combinação de parâmetros que possa ser considerada “ótima” para a simulação de todos os eventos individuais ocorridos no período de 1991 a 1993, e que portanto, apresente uma capacidade de previsão melhor que as demais. Este comportamento se deve, principalmente, à grande variabilidade apresentada pelo parâmetro INTFW, o qual é utilizado para determinar a componente relativa ao escoamento subsuperficial. Uma pequena variação neste parâmetro pode alterar significativamente a forma da curva hidrográfica.

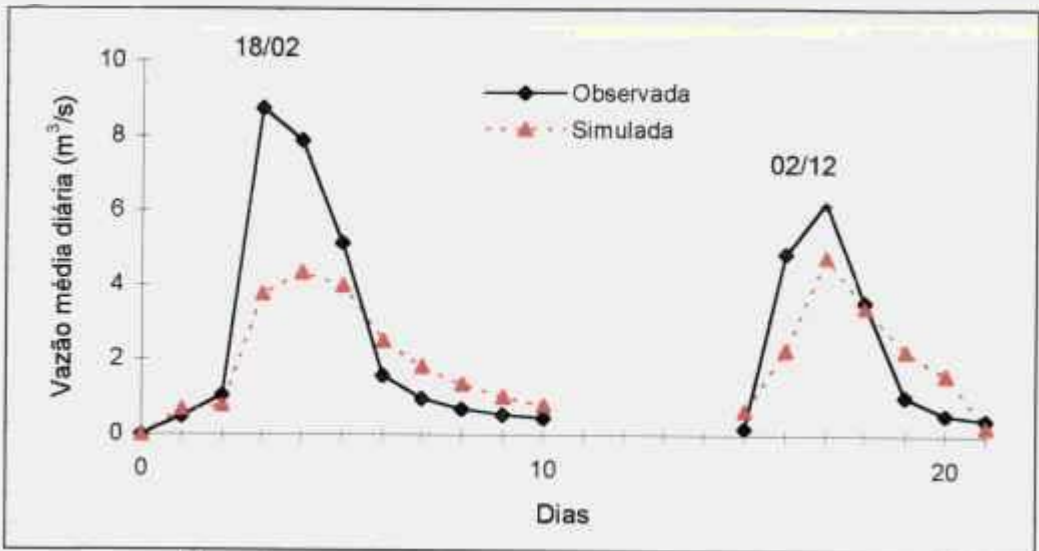
Como observado por outros autores (Fontaine, 1989), modelos conceituais como o HSPF, os quais são desenvolvidos para refletir a resposta hidrológica do sistema sob diferentes condições de interesse, são extremamente difíceis de serem calibrados. O processo de calibração destes modelos pode continuar indefinidamente. Isto ocorre, principalmente, devido ao grande número de parâmetros a serem ajustados, os quais podem ser correlacionados entre si. A partir de um certo momento, novas simulações, visando a obtenção de um conjunto de parâmetros considerado “ótimo”, capaz de simular de forma satisfatória todos os eventos individuais considerados, não irão justificar os esforços e os custos adicionais necessários. Conseqüentemente, a partir deste ponto, os melhores resultados disponíveis deverão ser selecionados.

Em decorrência da falta de observações diretas que permitam a obtenção de resultados mais conclusivos, considerou-se que todos os conjuntos de parâmetros, obtidos durante a calibração dos eventos individuais, são igualmente válidos para a simulação dos processos hidrológicos que ocorrem na bacia em estudo. O intervalo de variação destes parâmetros, a média e o desvio padrão foram adotados, posteriormente, como valores referências para avaliação das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo HSPF.

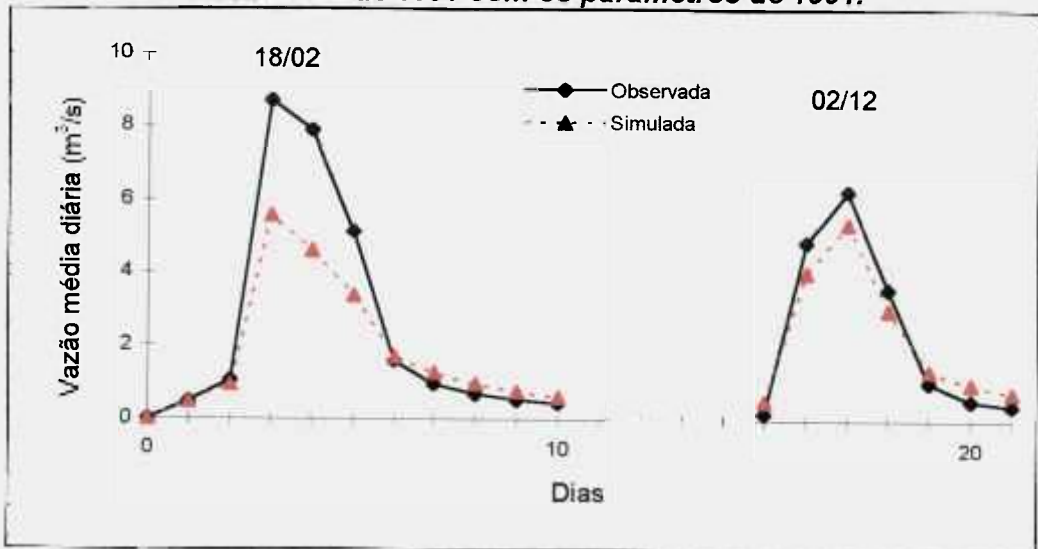
Tabela 4.12. Habilidade da melhor combinação de parâmetros obtida para um dado ano em simular os eventos ocorridos nos demais anos (diferenças percentuais).

<i>Data</i>	Volume Total			Vazão de pico		
	1991	1992	1993	1991	1992	1993
<b>1991</b>						
18/02	-60,1	-67,7	-83,3	-64,0	-60,9	-63,9
19/02	-48,4	-54,5	-65,1	-45,8	-33,9	-45,8
01/12	-26,3	9,7	-55,1	-24,1	36,6	-24,1
02/12	-2,9	1,8	-17,6	1,9	30,8	1,9
03/12	12,4	1,8	12,1	-12,5	-0,4	-12,5
<b>1992</b>						
3/01	-11,8	-5,4	-11,8	1,7	19,1	-46,8
22/11	52,7	67,5	52,7	42,2	11,4	-7,7
17/12	-51,9	-50,3	-51,9	-62,7	-52,5	-74,8
<b>1993</b>						
23/03	-22,6	9,9	-40,5	-37,0	-13,0	-54,6
04/12	-83,6	53,6	-17,7	50,7	77,8	3,0
Média <sup>(*)</sup>	37,3	32,2	40,8	34,3	33,6	33,5
Desvio	25,9	28,6	25,0	23,2	24,3	26,9
Padrão						

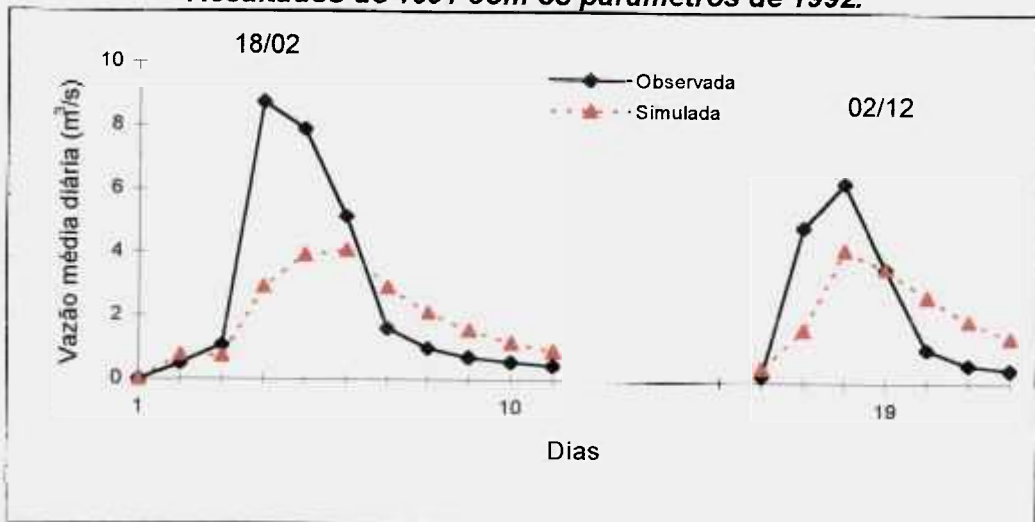
(\*) Médias dos valores absolutos.



**Resultados de 1991 com os parâmetros de 1991.**

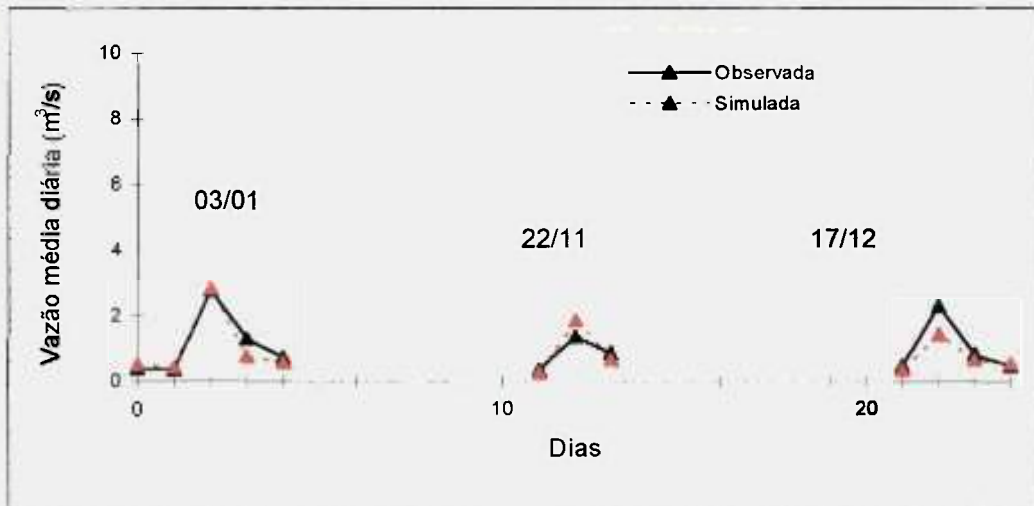


**Resultados de 1991 com os parâmetros de 1992.**

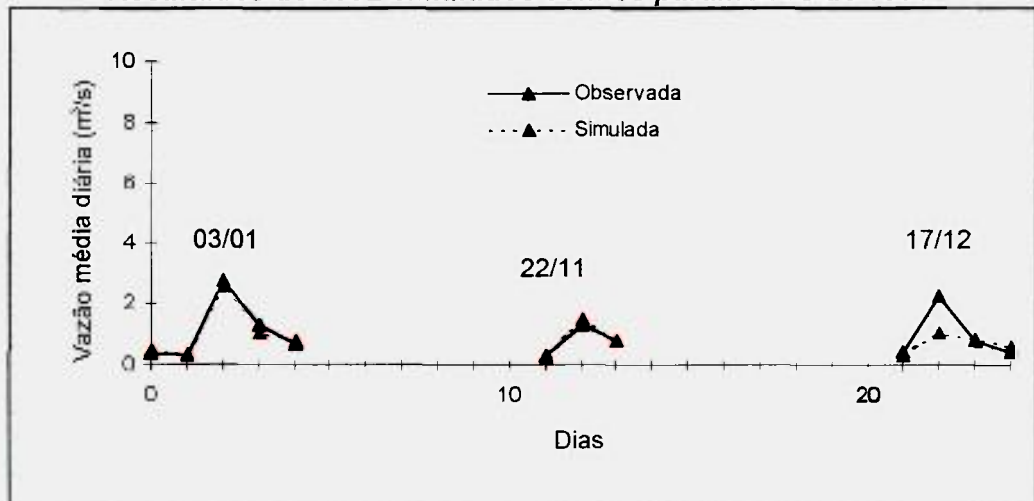


**Resultados de 1991 simulados com os parâmetros de 1993.**

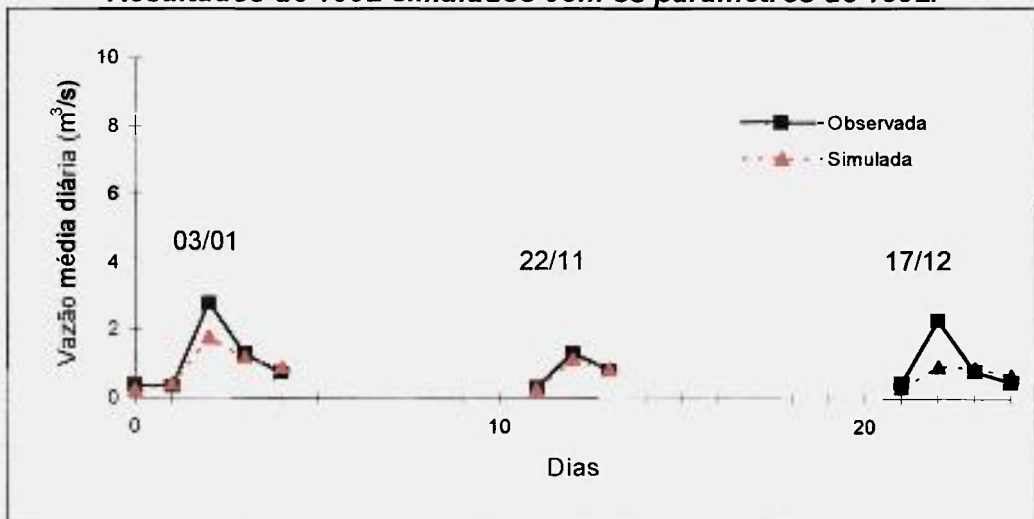
Figura 4.9. Resultados de 1991 simulados com os parâmetros obtidos durante a calibração dos eventos individuais ocorridos no mesmo ano, bem como com os dados referentes a 1992 e 1993.



**Resultados de 1992 simulados com os parâmetros de 1991.**

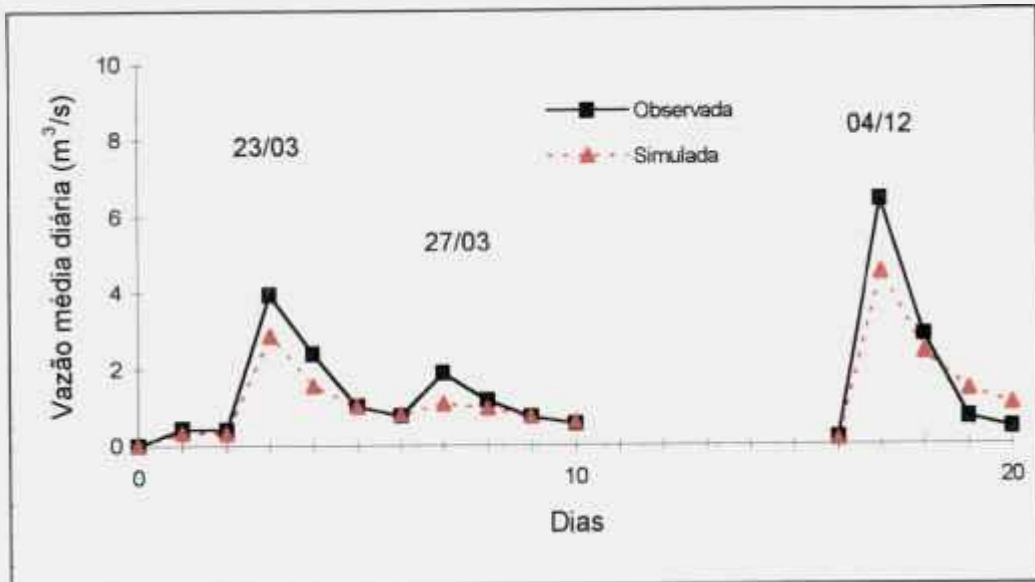


**Resultados de 1992 simulados com os parâmetros de 1992.**

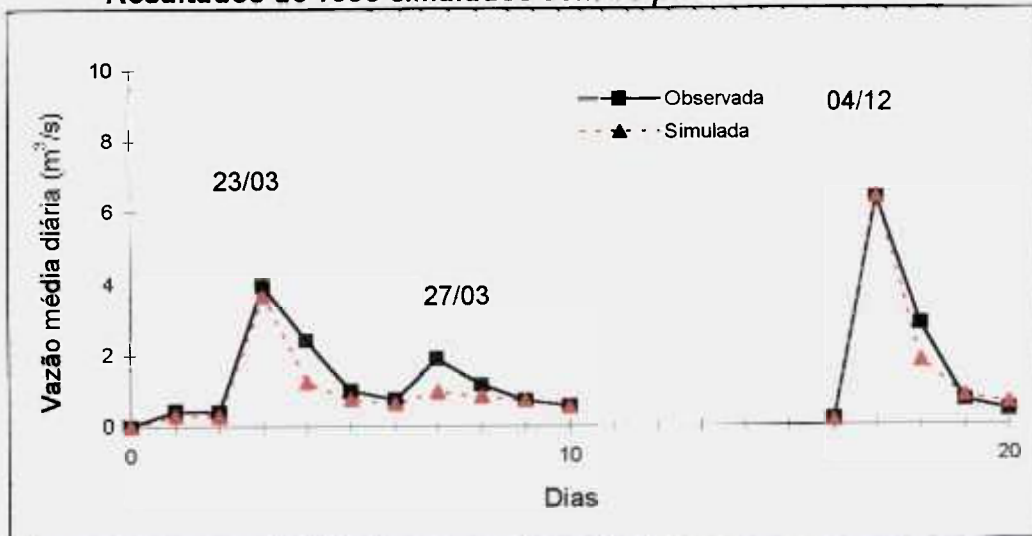


**Resultados de 1992 simulados com os parâmetros de 1993.**

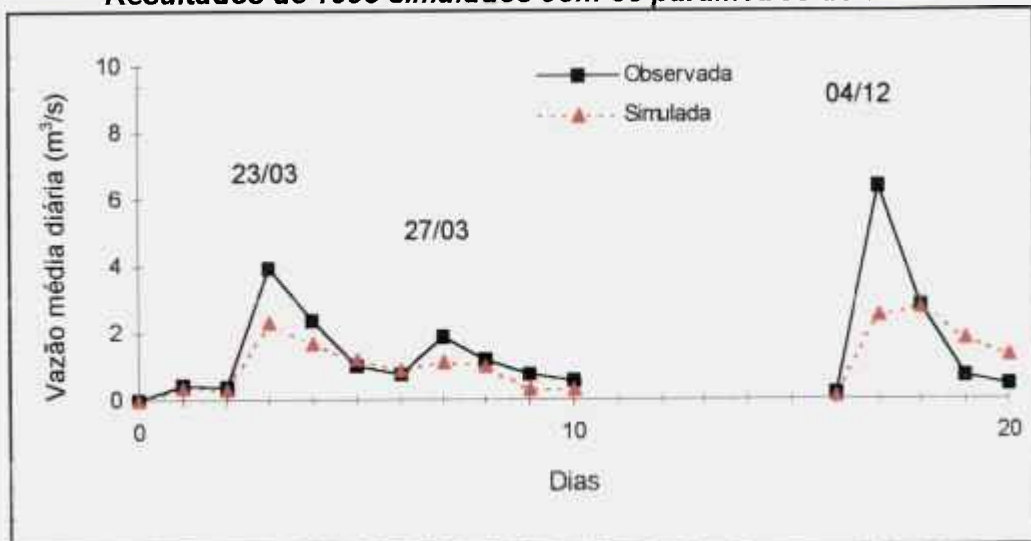
Figura 4.10. Resultados de 1992 simulados com os parâmetros obtidos durante a calibração dos eventos individuais ocorridos no mesmo ano, bem como com os dados referentes a 1991 e 1993.



**Resultados de 1993 simulados com os parâmetros de 1991.**



**Resultados de 1993 simulados com os parâmetros de 1992.**



**Resultados de 1993 simulados com os parâmetros de 1993.**

Figura 4.11. Resultados de 1993 simulados com os parâmetros obtidos durante a calibração dos eventos individuais ocorridos no mesmo ano, bem como com os dados referentes a 1991 e 1992.

#### **4.4. Ajuste dos parâmetros que descrevem os processos de transporte de sedimentos e poluentes**

Como mencionado anteriormente, o ajuste dos parâmetros que descrevem os mecanismos de transporte de sedimentos e poluentes ao longo da bacia deve ser feito após a calibração da resposta hidrológica. Neste caso, deve ser adotado o mesmo procedimento usado na calibração dos processos hidrológicos, ou seja, os parâmetros considerados mais sensíveis são variados até que as diferenças entre os valores observados e simulados de vazão sólida e fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  sejam mínimas.

Nesta etapa do trabalho, o ajuste dos parâmetros foi feito levando-se em conta apenas o transporte das partículas em suspensão durante a ocorrência de eventos individuais. Este procedimento foi adotado em decorrência da não disponibilidade de dados relativos às vazões sólidas mensal e anual.

Os dados relativos à concentração e vazão sólida total de sedimentos foram coletados em vários pontos do canal (vide figura 4.2). Entretanto, para propósitos de calibração dos parâmetros que descrevem o transporte de sedimentos em suspensão e poluentes adsorvidos, foram utilizados apenas aqueles dados obtidos no ponto de amostragem localizado na confluência do córrego White Oak com o rio Clinch (ponto de descarga da bacia hidrográfica).

Os dados de vazão líquida e sólida em função do intervalo de tempo de amostragem para cada um dos eventos considerados, são mostrados nas figuras 4.12 e 4.13. Como pode ser observado nestas, para todos os eventos, com exceção daquele ocorrido em 23/03/93, o instante de ocorrência do pico de vazão sólida praticamente coincide com o pico de ocorrência da vazão líquida. Este comportamento se mostra consistente com a idéia de que aquelas partículas mais finas, disponíveis para transporte logo no início da ocorrência do evento,

serão erodidas em decorrência da passagem do primeiro fluxo de escoamento superficial ao longo da bacia (Colby, 1963).

Apesar dos resultados das observações feitas durante o evento ocorrido em 23/03/93 apresentarem um comportamento não similar aos obtidos nos demais eventos, eles não foram desprezados em virtude do número limitado de dados disponíveis para o ajuste dos parâmetros que descrevem os processos de transporte de sedimentos.

Na tabela 4.13 são apresentadas as características gerais de cada um dos eventos considerados, incluindo o período de recorrência, o índice total de precipitação pluviométrica em 24 horas, as condições antecedentes do solo, os coeficientes da curva de regressão da vazão sólida em função da vazão líquida, o coeficiente de correlação linear ( $R^2$ ), bem como os valores observados do fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa o ponto de descarga da bacia (WOD) durante a ocorrência de cada evento.

A curva de regressão da vazão sólida em função da vazão líquida é expressa em termos da equação geral de transporte sólido em suspensão, que é dada por:

$$Q_{ss} = \alpha Q^\beta \quad (4.3)$$

sendo:

$Q_{ss}$ : a vazão sólida em suspensão (kg/s);

$Q$ : a vazão líquida ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

$\alpha$  e  $\beta$ : coeficientes da curva de regressão



Figura 4.12. Dados de vazão líquida e sólida em função do intervalo de tempo de amostragem.



Figura 4.13. Dados de vazão líquida e sólida em função do intervalo de tempo de amostragem.

Tabela 4.13. Condições gerais e coeficientes das curvas de regressão das equações de transporte sólido em suspensão de cada um dos eventos considerados.

Evento	Índice total de precipitação pluviométrica em 24 horas (mm)	Condições antecedentes	$\alpha$	$\beta$	$R^2$	Fluxo total de $^{137}\text{Cs}$ em WOD (GBq/dia)
02/12/91	51,2	normal	0,003	1,97	0,999	1,0
22/11/92	28,5	normal	0,040	1,62	0,954	0,4
17/12/92	19,0	seca	0,020	1,82	0,924	0,3
23/03/93	58,4	saturada	0,033	1,34	0,871	1,6
04/12/93	111,8	saturada	0,034	1,35	0,992	1,1
		Média	0,026	1,62		
		Desvio padrão	0,015	0,28		

#### 4.4.1. Análise da curva granulométrica

O levantamento da curva granulométrica do material coletado durante a ocorrência de cada um dos eventos foi feito pelo método Pipet (Harold, 1969), o qual é utilizado principalmente, para a determinação dos diâmetros de partículas com diâmetro menor que 63  $\mu\text{m}$  (siltes e argilas). Este método consiste basicamente na determinação da concentração dos sedimentos em suspensão, a uma profundidade pré-estabelecida, em função do intervalo de tempo de sedimentação. Este por sua vez, é determinado pela lei de Stokes. A determinação da concentração de areias foi feita pelo método Sieve (Harold, 1969). Neste caso, após a análise pelo método Pipet, as amostras foram transferidas para uma peneira de 250 mesh (63  $\mu\text{m}$ ) e umedecidas com água destilada até a passagem completa de todas as partículas.

A determinação da granulometria das partículas de sedimento foi feita a partir da análise de amostras coletadas ao longo de várias seções do canal. Este procedimento foi adotado visando a obtenção de informações mais detalhadas sobre a estabilidade do curso d'água com transporte sólido ao longo de todo o trecho em estudo. Para isso, foram coletadas amostras de sedimentos em suspensão em quatro postos hidro-sedimentométricos, situados em diferentes pontos da bacia, conforme mostrado na figura 4.2. Na tabela 4.14 são apresentados os resultados das análises efetuadas com amostras coletadas durante três eventos diferentes (01/12/91, 23/03/93 e 04/12/93). Como esperado, foi verificado que as concentrações maiores de areia e silte grosso (16-62  $\mu\text{m}$ ) ocorrem à montante da represa de White Oak, enquanto que siltes finos (4-16  $\mu\text{m}$ ) e argilas predominam à jusante do lago White Oak. Estes resultados indicam que o lago age como um depósito de partículas mais grossas de sedimento, e que apenas as partículas mais finas deixam o sistema em estudo.

Tabela 4.14. Distribuição granulométrica das amostras de sedimento em suspensão.

Ponto de amostragem	Evento	%areia ( $> 63 \mu\text{m}$ )	% silte grosso ( $16-63 \mu\text{m}$ )	%silte fino ( $4 - 16 \mu\text{m}$ )	% argila ( $< 4 \mu\text{m}$ )
	01/12/91 <sup>(*)</sup>	-	-	-	-
ponte 7500	23/03/93	48,5	26,0	17,5	8,0
	04/12/93	42,5	38,3	11,7	7,5
MBW	01/12/91	19,0	44,0	30,0	7,0
	23/03/93	35,5	39,0	19,5	6,0
	04/12/93	23,5	50,5	16,0	10,1
WOC	01/12/91	28,0	67,0	21,0	5,0
	23/03/93	26,0	49,7	15,5	8,8
	04/12/93	17,9	40,5	35,9	5,7
WOD	01/12/91	4,0	7,0	76,0	12,0
	23/03/93	0,5	23,5	56,5	19,5
	04/12/93	3,1	29,9	52,2	14,9

(\*) Dados não disponíveis

#### 4.4.2. Análise de sensibilidade

Como realizado anteriormente, antes do ajuste dos parâmetros que descrevem a resposta hidrológica, foi feito o estudo de análise de sensibilidade de forma a avaliar quais eram os parâmetros mais sensíveis na descrição dos mecanismos de transporte de sedimentos e poluentes e cuja estimativa confiável por meio de medidas experimentais diretas não era possível. O estudo foi feito tomando-se como referência os dados de precipitação pluviométrica e evapotranspiração relativos ao evento ocorrido em 02/12/91. A relação dos parâmetros investigados, os quais descrevem os processos relativos a dinâmica dos sedimentos e aos níveis da qualidade da água, são relacionados na tabela 4.15. Os resultados dos estudos de análise de sensibilidade são mostrados na figura 4.14.

Como pode ser observado, os parâmetros que causaram maior impacto nos resultados finais da vazão sólida diária foram aqueles que descrevem o processo de erosão das partículas de silte e argila no canal, ou seja os parâmetros  $TAUCS_{\text{silte}}$  (tensão de atrito crítica para erosão das partículas de silte) e  $TAUCS_{\text{argila}}$  (tensão de atrito crítica para erosão das partículas de argila). De uma maneira geral, 25% de variação em  $TAUCS_{\text{argila}}$  implicou em 50% de alteração na vazão sólida. Por outro lado, uma variação de 50% em  $TAUCS_{\text{silte}}$  levou à uma variação de mais de 100% nos resultados finais. Os parâmetros  $M_{\text{silte}}$  e  $M_{\text{argila}}$  (coeficiente de erodibilidade para as partículas de silte e argila) se mostraram menos sensíveis. Em geral, uma variação de 50% nestes parâmetros, implicou em uma variação de aproximadamente 20% nos valores da vazão sólida.

Tabela 4.15. Relação dos parâmetros investigados no estudo de análise de sensibilidade.

Parâmetros	Descrição
	<b><i>Parâmetros relacionados à erosão, deposição e transporte sedimentos e poluentes nas encostas</i></b>
JGER	expoente da curva de regressão
KGER	parâmetro da curva de regressão
POTFS	Concentração inicial de <sup>137</sup> Cs presente no solo (Bq/mg)
	<b><i>Parâmetros relacionados à erosão, deposição e transporte de sedimentos e poluentes no canal</i></b>
ADSORP-RATE	taxa de adsorção (1/dia)
BED DEPTH	espessura inicial do leito (m)
D-CLAY	diâmetro das partículas de argila (m)
D-SILT	diâmetro das partículas de silte (m)
D-SAND	diâmetro das partículas de areia (m)
DENSI-CLAY	densidade da argila (g/cm <sup>3</sup> )
DENSI-SILT	densidade do silte (g/cm <sup>3</sup> )
DENSI-SAND	densidade da areia (g/cm <sup>3</sup> )
INIT-[SS]	concentração inicial de sedimento em suspensão (mg/L)
IBC	composição inicial do material do leito (% de areia, silte e argila)
Kd	coeficiente de distribuição (L/kg)
M-CLAY	coeficiente de erodibilidade para argila (kg/m <sup>2</sup> -dia)
M-SILT	coeficiente de erodibilidade para silte (kg/m <sup>2</sup> -dia)
POROSITY	porosidade do material do leito (-)
SEDCONC	concentração inicial de <sup>137</sup> Cs no sedimento de fundo (Bq/kg)
TAUCD-CLAY	tensão de atrito crítica para deposição de argila (kg/m <sup>2</sup> )
TAUCD-SILT	tensão de atrito crítica para deposição de silte (kg/m <sup>2</sup> )
TAUCS-CLAY	tensão de atrito crítica para erosão de argila (kg/m <sup>2</sup> )
TAUCS-SILT	tensão de atrito crítica para erosão de silte (kg/m <sup>2</sup> )
W-CLAY	velocidade de queda das partículas de argila (m/s)
W-SILT	velocidade de queda das partículas de silte (m/s)

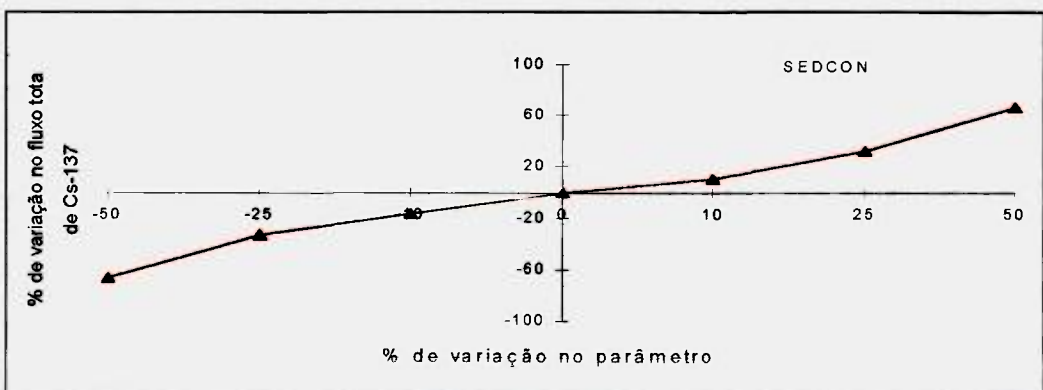
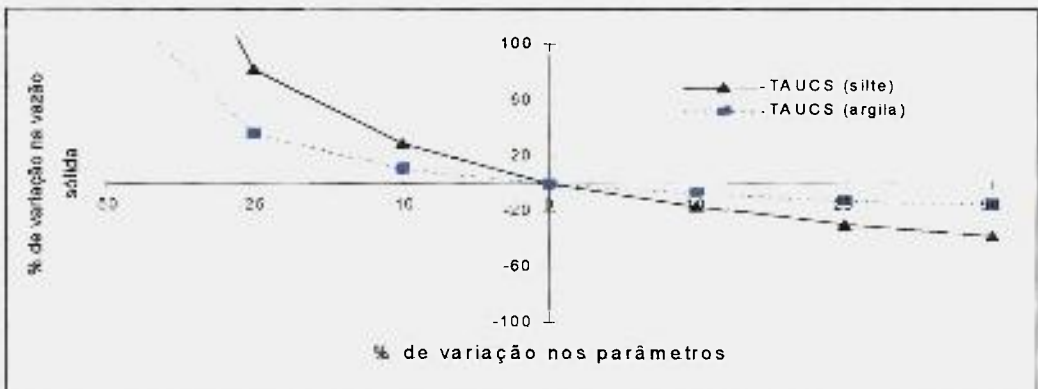
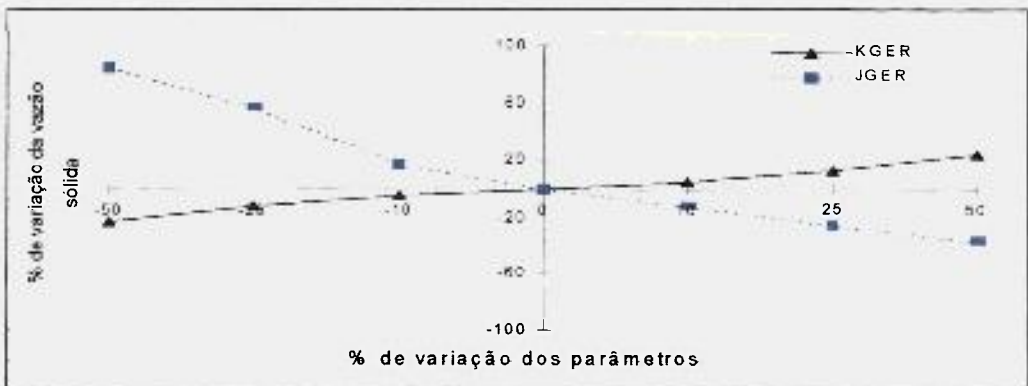


Figura 4.14. Sensibilidade dos principais parâmetros que descrevem o transporte de sedimentos e poluentes adsorvidos.

Outros parâmetros importantes que se mostraram sensíveis foram KGER e JGER (coeficientes da curva de regressão), os quais descrevem o processo de erosão do solo da bacia. Em geral, 50% de variação no parâmetro KGER implicou em aproximadamente 20% de variação na vazão sólida. Por outro lado, 25% de variação em JGER implicou em aproximadamente 50% de variação na vazão sólida.

O único parâmetro que descreve os níveis de qualidade da água que levou a um impacto no fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek foi SEDCON. Uma variação de 50% neste parâmetro implicou em uma variação de aproximadamente 70% nos resultados finais. A variação nos demais parâmetros que descrevem o transporte de poluentes ao longo da bacia levou a um impacto inferior a 1% nos resultados.

#### **4.4.3. Estratégia para a calibração dos processos relacionados à dinâmica de sedimentos e qualidade da água.**

##### **4.4.3.1. Ajuste dos parâmetros que descrevem os processos de erosão e deposição das partículas de sedimento no canal**

A partir dos resultados do estudo de análise de sensibilidade foi possível verificar que o sucesso da calibração dos mecanismos de transporte de sedimentos e poluentes ao longo da bacia hidrográfica depende basicamente do ajuste dos parâmetros que descrevem os processos de transporte das partículas coesivas (silte e argila), principalmente daqueles relacionados ao processo de erosão das partículas do leito do canal.

A calibração dos processos que descrevem o transporte de sedimentos foi feita pela técnica de “tentativas e erros”, sendo que os parâmetros  $TAUCS_{argila}$ ,  $TAUCS_{silte}$  (tensão de atrito crítica para erosão das partículas de argila e silte),  $TAUCD_{argila}$ ,  $TAUCD_{silte}$  (tensão de atrito crítica para deposição das partículas de argila e silte) e  $M$  (coeficiente de erodibilidade) foram ajustados de acordo com os procedimentos descritos a seguir:

- Usando os dados finais correspondentes a calibração da resposta hidrológica foi feita a identificação daqueles períodos de cheias e de estiagem que continham eventos cujas diferenças entre os valores de vazão líquida diária observada e simulada eram mínimas. Os valores diários da tensão de atrito do material do leito ( $TAU$ ), em cada secção do canal, foram então calculados;
- A seguir foi escolhido um intervalo de valores calculados de  $TAU$ , o qual era representativo daqueles períodos em que foram observadas as maiores concentrações de sedimento em suspensão. Com base nestes dados, foram selecionados os valores iniciais da tensão crítica para erosão ( $TAUCS$ ) para as partículas de silte e argila, levando-se em conta o fato de que quando  $TAU$  é maior do que  $TAUCS$ , ocorre o processo de erosão do material do leito. Os valores de  $TAUCS$  foram posteriormente ajustados para que as diferenças entre as vazões sólidas observadas e simuladas fossem mínimas;
- A partir da análise dos valores calculados de  $TAU$  correspondentes àqueles períodos de estiagem, ou em que os fluxos de escoamento eram menos turbulentos, foram selecionados valores de  $TAUCD$  para as partículas de silte e argila. Estes valores foram escolhidos levando-se em conta que quando  $TAU$  é menor do que  $TAUCD$ , ocorre o processo de deposição das partículas de sedimento em suspensão;
- Após esta etapa, foi feito um ajuste fino por meio de uma pequena variação no coeficiente de erodibilidade  $M$ .

#### **4.4.3.2. Procedimentos adotados na seleção dos demais parâmetros**

Os valores dos demais parâmetros importantes na descrição dos processos relacionados à dinâmica dos sedimentos e os níveis da qualidade da água, incluindo JGER e KGER, foram selecionados conforme descrito a seguir.

##### **4.4.3.2.1. Parâmetros que descrevem o processo de erosão do solo da bacia (KGER e JGER)**

Uma vez que não foi possível realizar medidas experimentais para a determinação da taxa de erosão do solo da bacia, a seleção dos parâmetros KGER e JGER foi feita levando-se em conta o fato de que para a maioria dos sistemas fluviais, as partículas finas em suspensão presentes no canal são originadas principalmente, em decorrência do processo de erosão do solo da bacia (Colby, 1963). Neste caso, estas partículas são erodidas como consequência da passagem do fluxo de escoamento superficial ao longo do terreno durante a ocorrência de enxurradas. Conseqüentemente, os valores iniciais dos parâmetros KGER e JGER foram adotados como sendo iguais àqueles correspondentes aos parâmetros ( $\alpha$  e  $\beta$ ) da curva de regressão da vazão sólida em função da vazão líquida, os quais se encontram relacionados na tabela 4.13. Posteriormente, durante a calibração dos processos que descrevem a dinâmica dos sedimentos, os valores de KGER e JGER foram novamente ajustados.

#### 4.4.3.2.2. Demais parâmetros que descrevem o transporte de sedimentos no canal

A *velocidade de sedimentação*, para cada fração de sedimento em suspensão, foi calculada utilizando-se a lei de Stokes, sendo portanto, levado em conta os dados relativos ao diâmetro efetivo das partículas de areia, silte e argila. De acordo com a lei de Stokes, a equação para determinação da velocidade de sedimentação ( $W$ ), para partículas com diâmetro menor que  $1,0 \times 10^{-4}$  m é dada por (van Rijn, 1985):

$$W = \frac{1}{18} \frac{(s - 1)gD_s^2}{\nu} \quad (4.4)$$

sendo:

$W$ : velocidade de sedimentação das partículas (m/s);

$s$ : densidade específica, a qual é expressa como sendo  $\rho_s/\rho$ , onde  $\rho_s$  corresponde ao peso específico de sedimento seco em  $\text{kg/m}^3$  e  $\rho$  o peso específico do fluido (cujo valor para a água é igual a  $1000 \text{ kg/m}^3$ );

$g$ : aceleração da gravidade ( $10 \text{ m/s}^2$ );

$\nu$ : coeficiente de viscosidade cinemática do fluido ( $1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ )

$D_s$ : diâmetro efetivo das partículas coesivas (m).

No presente estudo, foi feito apenas o cálculo da velocidade de sedimentação para as partículas coesivas, uma vez que esta grandeza não é utilizada na estimativa da capacidade de transporte sólido das partículas não coesivas. Para todos os RCHRES, adotou-se um diâmetro efetivo para as partículas de silte em suspensão igual a  $1,6 \times 10^{-5}$  m, correspondendo portanto, a uma velocidade de sedimentação igual a  $1,71 \times 10^{-4}$  m/s. Para as partículas de argila em suspensão, adotou-se um diâmetro efetivo igual  $2,0 \times 10^{-6}$  m, tendo-se portanto, uma velocidade de sedimentação igual a  $2,2 \times 10^{-6}$  m/s.

A *porosidade* do material do leito (a qual é definida como sendo a razão entre os volumes vazios e o volume total ocupado pelo material sedimentado), para todos os RCHRES foi obtida a partir de informações feitas em levantamentos prévios realizados nos reservatórios localizados na parte leste do estado de Tennessee (Brenker e cols., 1995), onde foram obtidos valores variando entre 0,4 e 0,5. No presente trabalho, foi adotado um valor igual a 0,5. O *peso específico* das partículas de sedimento constituídas por areia foi tomado como sendo igual a  $2,65 \text{ g/cm}^3$ , para as partículas de silte  $2,2 \text{ g/cm}^3$  e para as de argila  $2,0 \text{ g/cm}^3$  (Barfield e Warner, 1987), resultando portanto, em densidades iguais a  $1,33 \text{ g/cm}^3$  para as partículas de areia,  $1,1 \text{ g/cm}^3$  para as de silte e  $1,0 \text{ g/cm}^3$  para as de argila.

A *espessura média inicial* do leito do canal disponível para erosão foi tomada como sendo igual a 1,0 m. A seleção deste valor foi baseada em informações relativas ao estudo da distribuição nos níveis de contaminação de  $^{137}\text{Cs}$  em função da profundidade do leito do canal (Clapp e cols., 1994). Este estudo demonstrou que o leito do canal foi alcançado a profundidades variando entre 0,5 e 1,2 m.

Por falta de informações relativas à *composição inicial do sedimento de fundo*, foi suposto que ela apresentava o mesmo perfil de distribuição granulométrica das partículas de sedimento em suspensão. Portanto, à montante do lago White Oak, próximo à confluência com o córrego Northewest, as partículas constituem-se em aproximadamente 50% de areias grossas, 30% de siltes e 20% de argilas ( diâmetro médio  $D_{50}$  igual a 1mm) (Sobocinski e cols., 1990) e à jusante do lago, no reservatório White Oak, tem-se 20% de areias, 50% de siltes e 30% de argilas ( $DB_{50}$  igual a 0,016 mm).

#### 4.4.3.2.3 Parâmetros que descrevem o transporte de $^{137}\text{Cs}$

Os valores dos *coeficientes de distribuição* ( $K_d$ ), foram selecionados levando-se em conta dados obtidos por meio de medidas experimentais feitas com amostras de sedimentos do rio Clinch (Brenker e cols., 1995). Os valores adotados foram  $3 \times 10^4$  L/kg para as partículas de silte e argila e  $3 \times 10^2$  L/kg para areia ( Sobocinski e cols., 1990). A taxa de dessorção foi tomada como sendo igual a 1/dia, tanto para as partículas em suspensão como para as partículas de sedimento de fundo.

As *concentrações iniciais de  $^{137}\text{Cs}$*  presente no sedimento de fundo foram tomadas como sendo igual a  $1,0 \times 10^2$  Bq/kg para areia,  $1,0 \times 10^4$  Bq/kg para silte e  $1,0 \times 10^5$  Bq/kg para argila. Estes valores foram selecionados com base nos dados relativos ao inventário dos radionuclídeos presentes no lago White Oak, bem como em pontos localizados à jusante, próximo a confluência do córrego White Oak com o rio Clinch (Clapp e cols., 1994). Este levantamento foi feito por meio da coleta de amostras de sedimentos em diversos pontos, a diferentes profundidades, e posterior análise da concentração de  $^{137}\text{Cs}$ . Os resultados mostraram que a contaminação de  $^{137}\text{Cs}$  estendia-se, em média, até uma profundidade de 1 m, variando de forma bastante heterogênea em função desta. As concentrações de  $^{137}\text{Cs}$  variaram de  $1,5 \times 10^2$  Bq/kg a  $2,0 \times 10^6$  Bq/kg, sendo a concentração média igual a  $1,0 \times 10^5$  Bq/kg. Os maiores níveis de concentração foram observados nas amostras de sedimento de superfície (0-4 cm), conforme pode ser observado na figura 4.15.

Em virtude do resultado final do fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek ser bastante sensível ao parâmetro SEDCON, o qual descreve a concentração inicial do poluente adsorvida às partículas de sedimento e em virtude da grande variabilidade espacial deste parâmetro, o seu valor foi ajustado

- Não existe um conjunto de parâmetros "único" que descreva os processos de erosão das partículas de sedimentos capaz de simular ao mesmo tempo todos os eventos considerados.

Como exercício final, os valores finais referentes a cada conjunto de parâmetros, obtidos após a calibração dos processos que descrevem a dinâmica de sedimentos e qualidade da água, para cada evento individual, foram utilizados para avaliação do fluxo total anual de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek. Neste caso, os valores simulados foram comparados com aqueles correspondentes ao fluxo total anual de  $^{137}\text{Cs}$ , cujos valores foram obtidos a partir de medidas experimentais realizadas no ponto de descarga (WOD) da bacia de White Oak Creek (Blaylock e cols., 1993).

Neste caso, como verificado anteriormente durante a calibração dos balanços anual e mensal de água, é possível obter uma combinação de parâmetros capaz de reproduzir de forma satisfatória todo o período analisado. A relação destes parâmetros, bem como os seus valores finais são apresentados na tabela 4.18.

Na tabela 4.19 são apresentadas as diferenças percentuais entre os valores simulados e observados do fluxo anual total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a represa de White Oak Creek. Neste caso, o grau de concordância entre o fluxo anual total de  $^{137}\text{Cs}$  simulado e o fluxo total anual observado durante o período de 1990 a 1993 variou no máximo de um fator igual a 2 (correspondente ao ano de 1993), o que de acordo com Donigian e cols. (1984) é considerado um resultado razoável.

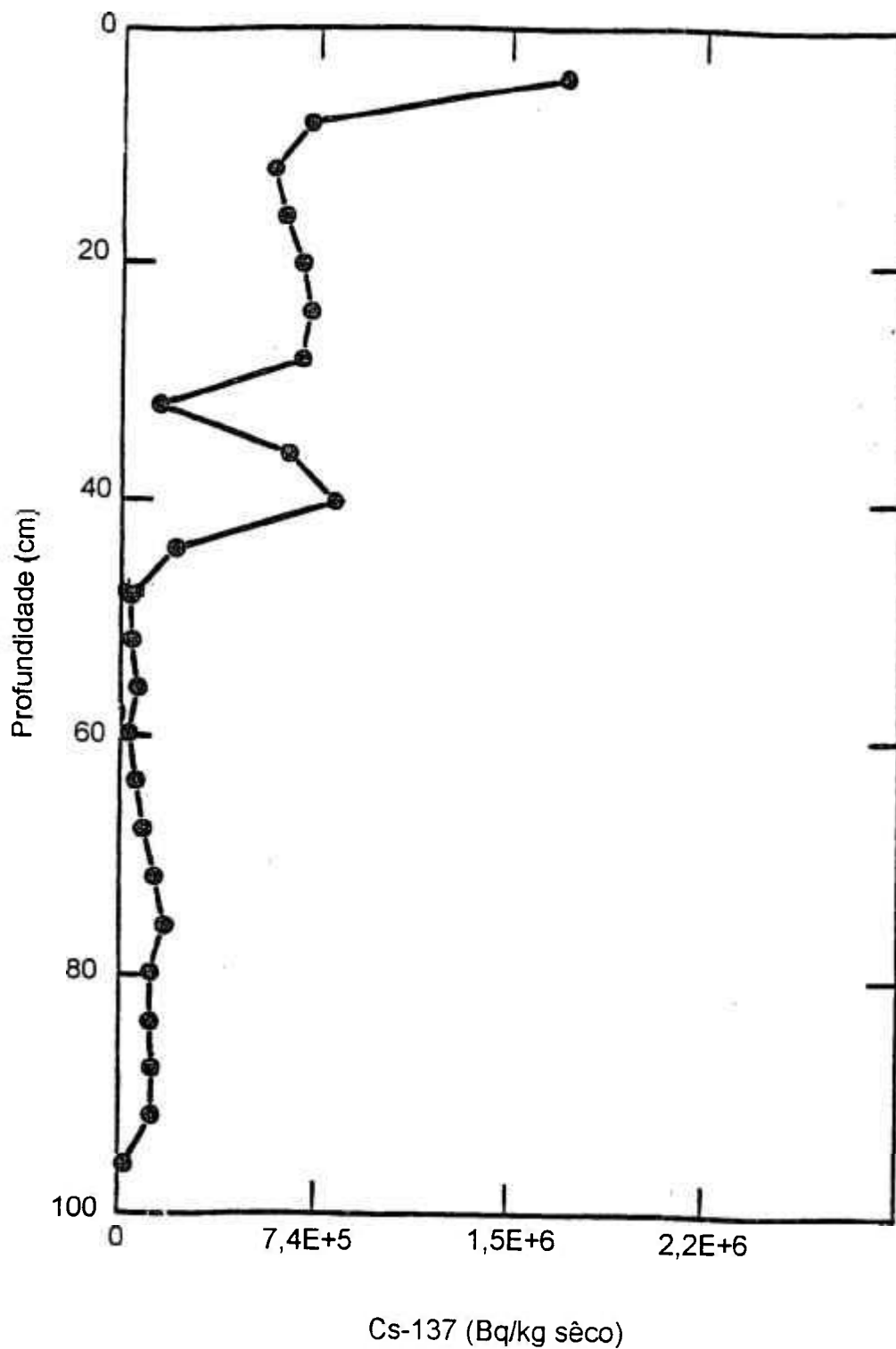


Figura 4.15. Perfil da concentração de  $^{137}\text{Cs}$  ao longo de um dos pontos de amostragem de sedimento de fundo do lago White Oak (Clapp e cols., 1993).

Tabela 4.16. Resultados finais da calibração dos parâmetros que descrevem o transporte de sedimentos e poluentes ao longo da bacia hidrográfica.

Evento	Parâmetros										SEDCON <sup>(*)</sup> (Bq/kg)
	KGJR (-)	JGER (-)	TAUCS (silte) <sup>(*)</sup> (kg/m <sup>2</sup> )	TAUCS (argila) <sup>(*)</sup> (kg/m <sup>2</sup> )	TAUCD (silte) <sup>(*)</sup> (kg/m <sup>2</sup> )	TAUCD (argila) <sup>(*)</sup> (kg/m <sup>2</sup> )	M <sub>(silte e argila)</sub> (kg/m <sup>2</sup> )	TAUCD (kg/m <sup>2</sup> )	TAUCD (kg/m <sup>2</sup> )	TAUCD (kg/m <sup>2</sup> )	
02/12/91	0,02	1,41	(a) 1,07	(a) 1,17	0,093	0,083	0,6	0,083	0,083	0,6	(1) 1,0x10 <sup>2</sup>
			(b) 2,64	(b) 2,73	0,254	0,225	0,6	0,225	0,225	0,6	(2) 1,0x10 <sup>4</sup>
			(c) 2,64	(c) 2,73	0,356	0,322	0,6	0,322	0,322	0,6	(3) 3,0x10 <sup>6</sup>
			(d) 0,98	(d) 1,07	0,112	0,103	0,6	0,103	0,103	0,6	
			(e) 3,03	(e) 3,12	0,439	0,391	0,7	0,391	0,391	0,7	
22/11/92	0,02	1,41	(a) 0,68	(a) 0,78	0,093	0,083	0,6	0,083	0,083	0,6	(1) 1,0x10 <sup>2</sup>
			(b) 1,27	(b) 1,37	0,254	0,225	0,6	0,225	0,225	0,6	(2) 1,0x10 <sup>4</sup>
			(c) 1,27	(c) 1,37	0,356	0,322	0,6	0,322	0,322	0,6	(3) 3,0x10 <sup>5</sup>
			(d) 0,49	(d) 0,59	0,112	0,103	0,6	0,103	0,103	0,6	
			(e) 1,56	(e) 1,66	0,439	0,391	0,7	0,391	0,391	0,7	
17/12/92	0,03	1,62	(a) 0,54	(a) 0,68	0,093	0,083	0,6	0,083	0,083	0,6	(1) 1,0x10 <sup>2</sup>
			(b) 0,98	(b) 1,07	0,254	0,225	0,6	0,225	0,225	0,6	(2) 1,0x10 <sup>4</sup>
			(c) 0,98	(c) 1,07	0,356	0,322	0,6	0,322	0,322	0,6	(3) 2,0x10 <sup>5</sup>
			(d) 0,54	(d) 0,63	0,112	0,103	0,6	0,103	0,103	0,6	
			(e) 1,27	(e) 1,37	0,439	0,391	0,7	0,391	0,391	0,7	
23/03/93	0,03	1,62	(a) 0,78	(a) 0,88	0,093	0,083	0,6	0,083	0,083	0,6	(1) 1,0x10 <sup>2</sup>
			(b) 1,56	(b) 1,66	0,254	0,225	0,6	0,225	0,225	0,6	(2) 1,0x10 <sup>4</sup>
			(c) 1,56	(c) 1,66	0,356	0,322	0,6	0,322	0,322	0,6	(3) 2,0x10 <sup>5</sup>
			(d) 0,54	(d) 0,63	0,112	0,103	0,6	0,103	0,103	0,6	
			(e) 1,76	(e) 1,86	0,439	0,391	0,7	0,391	0,391	0,7	
04/12/93	0,02	1,41	(a) 0,88	(a) 0,98	0,093	0,083	0,6	0,083	0,083	0,6	(1) 1,0x10 <sup>2</sup>
			(b) 1,76	(b) 1,86	0,254	0,225	0,6	0,225	0,225	0,6	(2) 1,0x10 <sup>4</sup>
			(c) 1,76	(c) 1,86	0,356	0,322	0,6	0,322	0,322	0,6	(3) 1,0x10 <sup>5</sup>
			(d) 0,59	(d) 0,78	0,112	0,103	0,6	0,103	0,103	0,6	
			(e) 1,95	(e) 2,05	0,439	0,391	0,7	0,391	0,391	0,7	

Obs: (\*) Tensão de atrito crítica (deposição e erosão) para os RCHRES: (a) 1-2; (b) 3-4; (c) 5; (d) 6 e (e) 7-8;  
 (\*\*\*) Concentração inicial de <sup>137</sup>Cs no sedimento de fundo para: (1) areia; (2) silte e (3) argila.

Tabela 4.17. Comparação entre os valores observados e simulados da vazão líquida, vazão sólida e fluxo total de <sup>137</sup>Cs que deixa a represa de White Oak para cada um dos eventos analisados.

Evento	Vazão Líquida Média Diária (m <sup>3</sup> /s)			Vazão Sólida (Tons/dia)			Fluxo total de <sup>137</sup> Cs (MBq/dia)		
	Observada	Simulada	% de diferença	Observada	Simulada	% de diferença	Observada	Simulada	% de diferença
02/12/91	6,3	4,7	-25	10,4	12,7	22	803	719	-11
22/11/92	1,3	1,6	20	7,6	7,7	1,3	370	340	-8
17/12/92	2,3	1,6	-31	8,4	9,2	9,3	281	263	-6
23/03/93	3,9	3,3	-17	30	42,1	40	1628	1591	-2
04/12/93	6,4	5,9	-8,0	50,2	55,6	11	1055	1036	-2

Tabela 4.18. Resultados finais da calibração dos parâmetros que descrevem o fluxo anual total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek.

<i>Parâmetros</i>	<i>Valores Finais</i>
LZSN (mm)	152
INFILT (mm/h)	1,9
AGWRC (1/dia)	0,995
UZSN (mm)	20
INTFW	1,0
IRC (1/dia)	0,60
JGER	0,02
KGER	1,41
TAUCS <sub>silte</sub> (kg/m <sup>2</sup> )	RCH 1-2: 0,54 RCH 3-4: 0,98 RCH 5: 0,98 RCH 6: 0,54 RCH 7-8: 1,27
TAUCS <sub>argila</sub> (kg/m <sup>2</sup> )	RCH 1-2: 0,68 RCH 3-4: 1,37 RCH 5: 1,37 RCH 6: 0,63 RCH 7-8: 1,37
M <sub>(silte e argila)</sub> (kg/m <sup>2</sup> )	RCH 1-2: 0,6 RCH 3-4: 0,6 RCH 5: 0,6 RCH 6: 0,6 RCH 7-8: 0,7
SEDCON (Bq/kg)	areia: $1,0 \times 10^2$ silte: $1,0 \times 10^4$ argila: $2,0 \times 10^5$

Tabela 4.19. Diferenças percentuais entre os valores simulados e observados do fluxo total anual de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek.

<i>Ano</i>	<i>Valor Simulado (GBq/ano)</i>	<i>Valor Observado (GBq/ano)</i>	<i>% diferença</i>
1990	25,9	33,3	-22
1991	59,2	40,7	45
1992	51,8	62,9	-18
1993	11,1	25,9	-57

## CAPÍTULO V

### ANÁLISE DE INCERTEZAS

Os modelos computacionais constituem-se em uma ferramenta importante para a implementação de modelos matemáticos que descrevem os processos físicos que ocorrem em sistemas naturais cuja estrutura é extremamente complexa para permitir uma análise direta, por meio de observações experimentais, do seu comportamento. Entretanto, na prática, existem várias incertezas associadas ao desenvolvimento e aplicação destes modelos, sendo estas, resultantes basicamente dos processos de conceitualização, calibração, estimativa dos parâmetros e do conhecimento incompleto do cenário a ser analisado. Conseqüentemente, a quantificação dessas incertezas, bem como o conhecimento das suas causas de origem são procedimentos fundamentais para uma interpretação efetiva das previsões feitas pelo modelo computacional.

Supondo que um modelo seja descrito como uma função  $Y = f(X_1, \dots, X_k, t)$  das variáveis independentes  $X_1, \dots, X_k$  e eventualmente do intervalo de tempo  $t$ , onde estas variáveis podem ser utilizadas para representar uma série de fenômenos descritos pelo modelo, a análise de incertezas irá envolver a determinação da variação ou imprecisão de  $Y$  como resultado de uma variação coletiva das variáveis do modelo  $X_1, \dots, X_k$ . De uma maneira geral, a análise das incertezas associadas às previsões feitas por  $Y$  envolve a resposta de questões (Iman e Helton, 1987), tais como: (1) qual o intervalo de variação de  $Y$ ?; (2) qual a média e a mediana de  $Y$ ?; (3) qual a variância de  $Y$ ?; (4) quais são os limites de confiança (5 e 95%) de  $Y$ ?

Este Capítulo apresenta as metodologias e aproximações utilizadas no presente trabalho para avaliação das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo computacional HSPF, incluindo uma descrição geral do código PRISM (Gardner e cols., 1992), e uma análise dos efeitos finais na resposta do modelo decorrente da associação de distribuições de probabilidade específicas aos valores dos parâmetros de entrada.

### 5.1. O Código PRISM

No presente estudo, a análise das incertezas foi realizada utilizando-se uma versão modificada do código PRISM na qual foi feita a implementação de técnicas computacionais que tornam possível a adaptação dos procedimentos estatísticos para aplicação a qualquer modelo matemático (Rochedo, 1994). O código é rodado em três fases. Na primeira fase, os valores relativos às distribuições de probabilidades associadas aos diversos parâmetros são manipuladas pelo módulo PRISM1, que gera uma matriz de valores de parâmetros a serem usados nos módulos subseqüentes. Para cada parâmetro a ser avaliado devem ser fornecidas informações sobre o tipo de distribuição estatística, valor médio, mínimo e máximo e desvio padrão. O segundo módulo consiste no próprio modelo a ser analisado, modificado para rodar em "loop" pelo número de vezes estabelecido para a simulação, utilizando como parâmetros os diferentes conjuntos gerados pelo primeiro módulo. No final, o segundo módulo gera uma matriz de resultados do modelo. O terceiro módulo, efetua então a análise estatística sobre as entradas e saídas, fornecendo as correlações entre os valores dos parâmetros e as respostas do modelo. Na figura 5.1 é apresentada a estrutura geral do código PRISM.

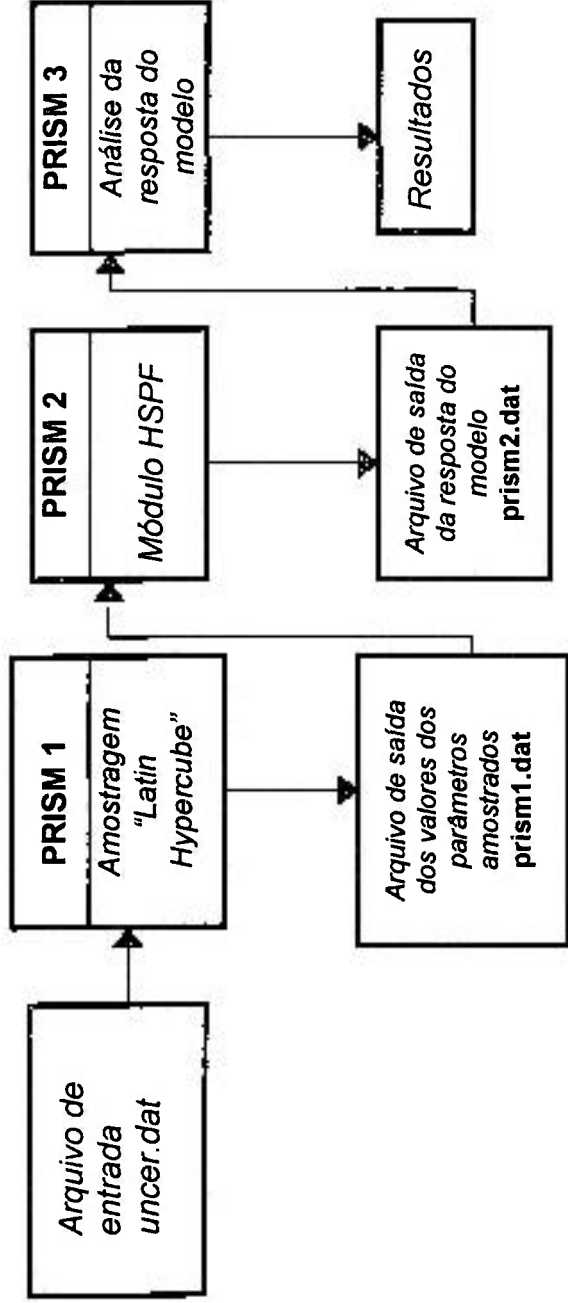


Figura 5.1. Estrutura do código PRISM para a realização da análise de incertezas do modelo HSPF.

## 5.2. Avaliação das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo HSPF

### 5.2.1. Previsões relacionadas aos eventos individuais

A avaliação das incertezas associadas às previsões das variáveis vazão líquida, vazão sólida e fluxo de  $^{137}\text{Cs}$ , durante a ocorrência de eventos individuais, foi feita para três cenários hidrológicos diferentes, a saber: **(a)** ocorrência de um evento durante o período de estiagem (22/11/92), em que a condição antecedente do conteúdo de água no solo foi considerada normal; **(b)** ocorrência de um evento durante o período de cheias (04/12/93), em que a condição antecedente do solo foi considerada saturada e **(c)** ocorrência de um evento com intervalo de recorrência igual a 100 anos (índice total de precipitação pluviométrica em 24 horas igual a 168 mm), procurando-se desta forma, simular o transporte de sedimentos contaminados durante condições extremas de enchentes. Neste caso, foram utilizados dados históricos de precipitação pluviométrica, os quais foram inseridos nos registros referentes a 05/05/90, que foi um período em que a condição antecedente do solo foi considerada saturada. O mês de maio foi selecionado de forma que a influência das condições iniciais fosse parcialmente eliminada. Em todos os casos, foram feitas 500 simulações com o código PRISM visando-se trabalhar com um erro aceitável nas estimativas estatísticas.

Os dados de entrada para a realização da análise de incertezas são apresentados na tabela 5.1. Esses dados incluem a melhor estimativa (valor médio) de cada parâmetro investigado, a distribuição estatística dos valores dos parâmetros, desvios padrões e os valores mínimos e máximos. A maioria dos parâmetros são considerados independentes, com exceção dos coeficientes de erodibilidade (M-CLAY e M-SILT) para argila e silte, os quais são correlacionados

negativamente com aqueles parâmetros que descrevem as tensões críticas para erosão para as frações de silte e argila (TAUCS-SILT e TAUCS-CLAY, respectivamente), sendo o coeficiente de correlação igual a -0,98.

Os valores relacionados na tabela 5.1 foram determinados a partir dos resultados do ajuste dos parâmetros que descrevem os diferentes processos simulados pelo modelo HSPF. A seleção destes valores foi feita levando-se em conta não apenas o fato de que existem erros associados à estrutura do modelo, mas também de que todas as observações e dados utilizados na sua calibração estão igualmente sujeitas a erros. Portanto, não existe nenhuma razão para esperar que uma dada combinação de parâmetros, obtida após a calibração do modelo, com dados de medidas experimentais tomadas diretamente no campo, possa ser considerada “verdadeira” para representação dos fenômenos que ocorrem na bacia hidrográfica em estudo. Ao contrário, o que se pode avaliar é a possibilidade da existência de um conjunto particular de parâmetros, o qual para uma determinada estrutura de modelo, poderá ser aceito como simulador do sistema analisado (Beven e Binley, 1992).

No presente trabalho, foi suposto que aquele conjunto de parâmetros correspondente ao ano de 1991, obtido durante a calibração dos balanços anual e mensal de água, pode ser considerado como o mais representativo para a simulação dos processos que ocorrem na bacia, pelo menos dentro do período analisado. Além disso, foi suposto que a probabilidade do conjunto de parâmetros, obtidos com os dados de vazão líquida observada durante o ano de 1993, ser um simulador do sistema em estudo, era nula. Este procedimento foi adotado em virtude do fato de que os resultados de simulações preliminares, obtidas tomando-se o valor médio de cada combinação de parâmetro, demonstraram que dependendo do valor “efetivo” adotado e do intervalo selecionado, os valores das variáveis “observáveis” poderiam se mover para fora dos limites de incerteza inferior e superior ( $\pm 2$  desvio padrão).

Para os demais parâmetros (UZSN, INTFW e IRC), ajustados durante a calibração dos eventos individuais, os valores “efetivos” foram tomados como a média de todos os valores obtidos após a calibração da curva hidrográfica, dinâmica de sedimentos e qualidade da água de cada um dos eventos considerados.

O tipo de distribuição dos valores de alguns dos parâmetros, ajustados durante a calibração dos balanços de água anual e mensal, foi selecionado a partir dos resultados do teste de significância D de Kolmogorov-Smirnoff e da análise de parâmetros estatísticos tais como, curtose, assimetria, média geométrica, variância, etc. Este teste envolveu a análise dos dados referentes aos valores de parâmetros de 54 bacias hidrográficas, cada uma com características hidrológicas totalmente distintas uma da outra (Allen, 1981 e Donigian e Davis, 1978). Estão incluídos neste caso, os parâmetros que descrevem a capacidade nominal da zona inferior de armazenamento de água (LZSN), a taxa de infiltração do solo (INFILT), a capacidade nominal da zona superior de armazenamento de água (UZSN), a taxa de recessão do nível de água subsuperficial (IRC) e a taxa de recessão do nível de água subterrânea (AGWRC). A seleção da distribuição estatística do parâmetro que descreve o coeficiente empírico da curva de vazão sólida em função da vazão líquida (KGER), foi tomada a partir de levantamentos feitos na literatura, sendo neste caso, adotada uma distribuição normal.

Para os demais parâmetros, a escolha da distribuição inicial dos parâmetros foi feita levando-se em conta que do ponto de vista da estatística Bayesiana, a falta de conhecimento *a priori* do tipo de distribuição e do intervalo dos valores dos parâmetros irá sempre acarretar em tomadas de decisões totalmente subjetivas. Isto evidentemente, irá implicar em estimativas pessoais, onde o especialista em modelagem deverá decidir qual o intervalo de parâmetros a ser considerado, bem como qual o tipo de distribuição apropriada para este intervalo em particular. No caso de um conhecimento limitado é recomendada a adoção de uma função de

distribuição uniforme, tendo-se como base um intervalo bastante amplo de valores dos parâmetros (Box e Tiao, 1973).

Entretanto, resultados preliminares das simulações com o código PRISM demonstraram que a adoção de uma distribuição uniforme, para aqueles parâmetros para os quais não se tinha nenhum conhecimento *a priori* do tipo de distribuição estatística dos valores dos parâmetros, levaria ao deslocamento das variáveis “observáveis” (valores referentes à vazão líquida, vazão sólida e fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  medidos diretamente em campo) para fora dos limites de incerteza considerados ( $\pm 2$  desvio padrão). Neste caso, novas simulações foram realizadas adotando-se uma distribuição triangular.

Os intervalos de variação de cada parâmetro foram selecionados tendo-se como referência os resultados finais do processo de calibração. Como discutido anteriormente, partiu-se do princípio de que todas as combinações dos parâmetros, obtidas após a calibração dos diferentes processos descritos pelo modelo HSPF, devem ser igualmente aceitas como simulador do sistema. Além disso, foi também levado em conta o fato de que, dependendo do intervalo adotado, os valores das variáveis “observáveis” poderiam deslocar-se para fora dos limites de incertezas calculados.

Os resultados finais das incertezas associadas às estimativas da vazão líquida no ponto de descarga da bacia, bem como a contribuição relativa de cada parâmetro para a variabilidade na resposta do modelo HSPF são apresentados na figura 5.2 e 5.3, respectivamente. Os resultados relativos às estimativas da vazão sólida e do fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek, para cada um dos eventos considerados, são mostrados nas figuras 5.4 e 5.6. A contribuição relativa de cada parâmetro para a variabilidade final destas variáveis é apresentada nas figuras 5.5 e 5.7.

Como pode ser observado nestas figuras, a incerteza maior nas previsões feitas pelo modelo HSPF se dá na região ao redor do pico. Durante o período inicial do evento, o parâmetro que mais contribui para as incertezas associadas às previsões da vazão líquida é o coeficiente da curva de recessão do escoamento subsuperficial (IRC), o qual é definido como sendo a razão entre o fluxo subsuperficial em qualquer dia e o fluxo subsuperficial 24 horas mais cedo. Na região do pico, o parâmetro que mais contribui para as incertezas é aquele que leva em conta o escoamento subsuperficial (INTFW). Outros parâmetros que contribuem de forma menos significativa são aqueles que descrevem o conteúdo de água na zona inferior de armazenamento (LZSN) e a taxa de infiltração no solo (INFILT), os quais estão relacionados ao processo de geração do fluxo de água superficial.

Os parâmetros hidrológicos que mais contribuem para as incertezas associadas às estimativas da vazão sólida são os mesmos que contribuem para as incertezas associadas às previsões da vazão líquida. Durante a ocorrência do pico, os parâmetros relacionados à dinâmica dos sedimentos que mais contribuem para as incertezas associadas às previsões da vazão sólida são aqueles relacionados aos processos de erosão do solo da bacia (JGER) e de erosão das partículas de silte presentes no material do leito do canal (TAUCS-SILT). Para o evento com período de recorrência igual a 100 anos, outro parâmetro que passa a contribuir, de forma significativa, é KGER, o qual também está relacionado ao processo de erosão das partículas de solo.

O parâmetro que determina a concentração inicial de  $^{137}\text{Cs}$  nas partículas de sedimento de fundo (SEDCON) é o que mais contribui para as incertezas associadas às estimativas do fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia hidrográfica. Neste caso, os demais parâmetros relacionados aos processos hidrológicos e à dinâmica dos sedimentos seguem o mesmo comportamento observado durante a análise das

incertezas associadas às previsões da vazão líquida e sólida de cada um dos eventos individuais analisados.

Tabela 5.1. Dados utilizados análise de incertezas.

<i>Parâmetros</i>	<i>Tipo de Distribuição</i>	<i>Média</i>	<i>Desvio Padrão</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
LZSN	t	173	36	152	214
INFILT	t	2,6	0,8	1,9	3,4
AGWRC	l	0,980	0,010	0,966	0,995
UZSN	t	19	0,8	18	20
INTFW	t	1,3	0,50	0,80	1,9
IRC	t	0,70	0,04	0,60	0,80
KGER	n	0,032	0,01	0,020	0,040
JGER	t	1,53	0,23	1,35	1,85
M-CLAY	t	1,0	0,05	0,8	1,2
M-SILT	t	1,0	0,05	0,8	1,2
TAUCS-CLAY	t	1,0	0,10	0,7	1,3
TAUCS-SILT	t	1,0	0,10	0,7	1,3
SEDCONC	t	1,0	0,50	0,5	2,0

### 5.2.2. Previsões relacionadas aos eventos mensais

A última etapa do trabalho constituiu-se na avaliação das incertezas associadas às previsões da vazão líquida mensal, vazão sólida mensal e fluxo mensal de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek. Para tanto, adotou-se como referência os dados de precipitação pluviométrica e evapotranspiração correspondentes a 1991. Os dados de entrada para a análise de incerteza com o código PRISM foram os mesmos relacionados na tabela 5.1.

Os resultados finais das incertezas associadas às estimativas da vazão líquida mensal, vazão sólida mensal e fluxo total mensal de  $^{137}\text{Cs}$  no ponto de descarga da bacia, bem como a contribuição relativa de cada parâmetro para a variabilidade na resposta do modelo HSPF são apresentados nas figuras 5.8, 5.9 e 5.10, respectivamente.

Como pode ser observado nestas figuras, a incerteza maior nas previsões feitas pelo modelo HSPF se dá durante os períodos de ocorrência de cheias. Neste caso, os parâmetros que mais contribuem para as incertezas associadas às previsões da vazão líquida são aqueles relacionados ao conteúdo de água da zona inferior de armazenamento (LZSN) e à taxa de infiltração do solo (INFILT). Durante os períodos de estiagem, outros parâmetros que contribuem de forma menos significativa são aqueles relacionados à geração do fluxo de água subsuperficial, ou seja, INTFW e IRC. Este resultado pode ser explicado pelo fato de que o fluxo de escoamento durante o período de estiagem é decorrente principalmente do processo de infiltração da água de precipitação pluviométrica durante a ocorrência de cheias. O conteúdo de água armazenado irá contribuir para a geração dos fluxos de escoamento subsuperficial e subterrâneo. Estes, por sua vez, poderão atingir o

canal principal e contribuir para a geração do fluxo hidrográfico após alguns dias ou meses da ocorrência de um evento de precipitação pluviométrica intenso.

Os parâmetros que mais contribuem para as incertezas associadas às previsões da vazão sólida mensal são os mesmos que contribuem para as incertezas associadas às previsões da vazão líquida, além daqueles relacionados ao processo de erosão do solo (JGER) e das partículas de silte presentes no leito do canal (TAUCS-SILT). A contribuição relativa do parâmetro JGER é mais relevante durante os períodos de estiagem. Isto pode ser explicado levando-se em conta a equação usada pelo modelo HSPF (equação 3.2 do Capítulo III) para simular o processo de erosão e transporte das partículas de solo, a qual é dada por:

$$SCRSD = DELT60 * KGER * (SURO / DELT60)^{JGER}$$

sendo,

SCRSD: quantidade total de partículas removidas;

DELT60: horas/intervalo de tempo de simulação;

SURO: taxa de escoamento superficial.

Como pode ser verificado, uma alteração no parâmetro JGER terá um impacto muito mais acentuado nos resultados finais da vazão sólida simulada quando os valores de SURO são baixos, o que é observado apenas durante os períodos de estiagem. Por outro lado, a contribuição do parâmetro TAUCS-SILT é muito mais significativa durante os períodos de ocorrência de cheias.

Com relação ao fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$ , os parâmetros que mais contribuem para as incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo HSPF são os mesmos que contribuem para as incertezas associadas às previsões da vazão líquida e da vazão sólida, sendo que o parâmetro SEDCON, o qual determina a concentração inicial de

<sup>137</sup>Cs nas partículas de sedimento de fundo contribui de forma significativa durante todo o período analisado. Este comportamento já era esperado dada a grande variabilidade temporal e espacial deste parâmetro.

De uma maneira geral, pode ser verificado que os processos que mais contribuem para as variações nas previsões finais feitas pelo modelo HSPF são:

- Geração do fluxo de água superficial nas encostas da bacia hidrográfica. Este processo é mais importante durante os períodos de cheias (janeiro a março), quando a condição antecedente do solo é considerada saturada e em que se tem, predominantemente, a ocorrência de eventos de precipitações pluviométricas de baixa intensidade e de longa duração. Nestas condições, a capacidade de infiltração do solo é menor, resultando portanto, num maior fluxo de escoamento superficial ao longo do terreno.
- Geração do fluxo subsuperficial, principalmente durante os períodos de estiagem (junho a outubro) e durante o período inicial de cada um dos eventos individuais considerados. Nestes casos, a condição antecedente do solo é considerada normal ou seca e tem-se a predominância de eventos de precipitação pluviométrica de grande intensidade e de curta duração. Nestas condições, a capacidade de infiltração do solo é maior, acarretando portanto, num maior fluxo de escoamento subsuperficial.
- Produção e remoção das partículas de solo, sendo a influência deste processo mais significativa durante os períodos de estiagem.
- Erosão das partículas de silte do leito do canal. Este processo é mais importante durante a ocorrência dos períodos de cheia, quando o fluxo de escoamento é

mais turbulento e portanto, a ação dos esforços hidrodinâmicos atuantes sobre o material do leito é muito mais intensa.

Evidentemente, existem outras fontes de erros que podem contribuir para as incertezas nas previsões finais feitas pelo modelo HSPF e cujas magnitudes não foram quantificadas no presente trabalho. Uma delas corresponde ao erro introduzido em decorrência da utilização de dados de precipitação pluviométrica tomados apenas na região central da bacia hidrográfica, não sendo levado em conta portanto, a influência da sua variabilidade espacial ao longo da bacia.

### **5.3. Considerações sobre as variações da resposta do modelo**

Na tabela 5.2 são apresentados os resultados dos coeficientes de variação (CV), os quais foram estimados a partir das médias e dos desvios padrões aritméticos dos valores das variáveis vazão líquida, vazão sólida e fluxo de  $^{137}\text{Cs}$ , obtidos durante o instante de ocorrência do pico.

Como pode ser observado, os valores de CV para as variáveis vazão sólida e fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek são relativamente altos (neste último caso, o valor de CV nas proximidades do pico pode chegar a 178% para o evento ocorrido em 04/12/93 e 393% para o mês de fevereiro de 1991). Este comportamento pode ser decorrente não apenas da variabilidade natural dos parâmetros ao longo da bacia analisada, mas também devido ao fato do modelo apresentar uma capacidade de previsão baixa para a simulação dos processos de transporte de sedimentos e poluentes adsorvidos. Uma análise mais crítica do código HSPF permite verificar que o seu potencial de redução do transporte das partículas de sedimentos e poluentes adsorvidos é bastante reduzido, não

possuindo algoritmos suficientes para uma simulação mais realística destes mecanismos, tais como:

- Não é feita nenhuma diferenciação entre a camada ativa de mistura (onde as partículas de sedimentos são misturadas constantemente ao fluxo de água) e uma camada não-ativa que age como uma fonte ou repositório de partículas (Swamee e Ojha, 1991) (esta camada é constituída por uma superfície de partículas que se movem mais vagarosamente e que funciona como uma blindagem, não permitindo que as partículas mais finas se misturem ao fluxo de água). No modelo HSPF é suposto que as partículas de sedimentos e poluentes adsorvidos encontram-se uniformemente distribuídas ao longo de toda a profundidade do leito, todas elas podendo, a qualquer instante, se misturar ao fluxo;
- O processo de encouraçamento (Gessler, 1970) do material do leito não é levado em conta. Este processo está relacionado à orientação randômica dos grãos, bem com à estrutura aleatória do processo de turbulência do fluxo de água. Isto irá acarretar no movimento de parte dos grão de mesmo tamanho, enquanto que outros poderão permanecer em repouso. Quando não ocorrem enchentes, aquelas componentes dos grãos que não se movem irão formar uma blindagem natural no leito do rio, enquanto que os materiais muito finos irão constituir-se em sedimentos em suspensão. Logo que um número suficiente de grãos acumula-se sobre o leito, uma camada de proteção com uma espessura equivalente ao diâmetro de um grão irá se formar, evitando desta forma a ocorrência de erosão;
- Não é feita nenhuma consideração sobre o processo de compactação das partículas mais finas de sedimento.

Uma opção para avaliar o efeito final das incertezas decorrente da não simulação dos mecanismos citados acima seria a comparação dos dados obtidos com o modelo HSPF com outro que cuja estrutura seja mais complexa , pelo menos no que diz respeito à simulação dos processos de transporte de sedimentos. Entretanto, este estudo encontra-se fora do escopo do presente trabalho.

Tabela 5.2. Variabilidade nas estimativas das variáveis devido à incerteza dos valores dos parâmetros.

	<i>Variáveis</i>		
	<i>Vazão Líquida</i>	<i>Vazão Sólida</i>	<i>Fluxo de <sup>137</sup>Cs</i>
<b><i>Eventos individuais</i></b>	<b><i>CV (%)</i></b>	<b><i>CV (%)</i></b>	<b><i>CV (%)</i></b>
<i>22/11/92</i>	10	60	143
<i>04/12/93</i>	25	99	178
<i>período de retorno igual a 100 anos</i>	9,3	71	84
<b><i>Fevereiro de 1991</i></b>	<b><i>CV (%)</i></b>	<b><i>CV (%)</i></b>	<b><i>CV (%)</i></b>
	6,6	296	393

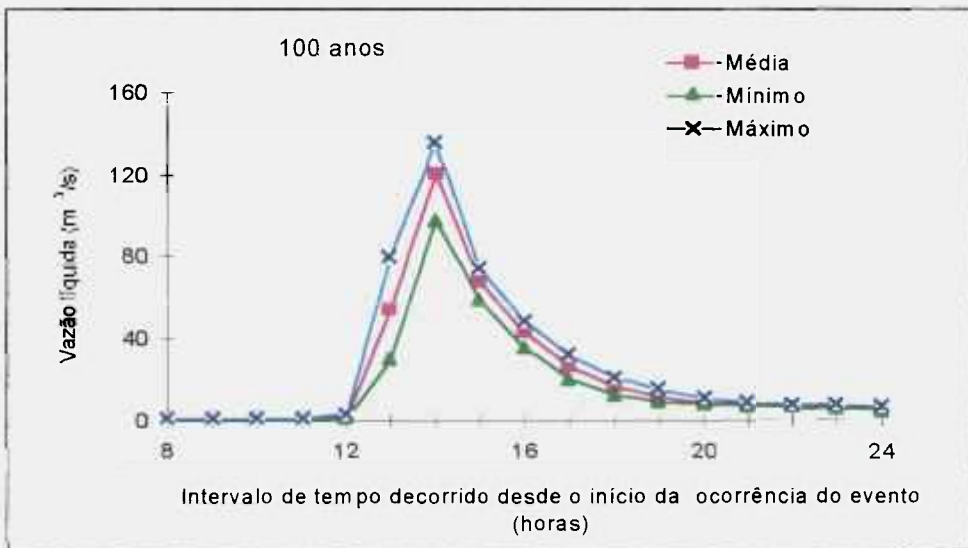
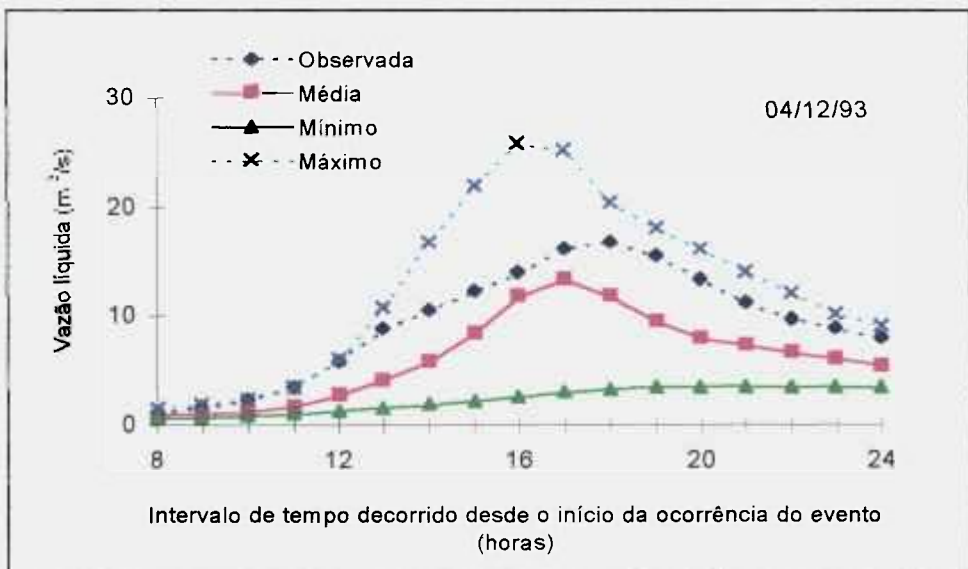
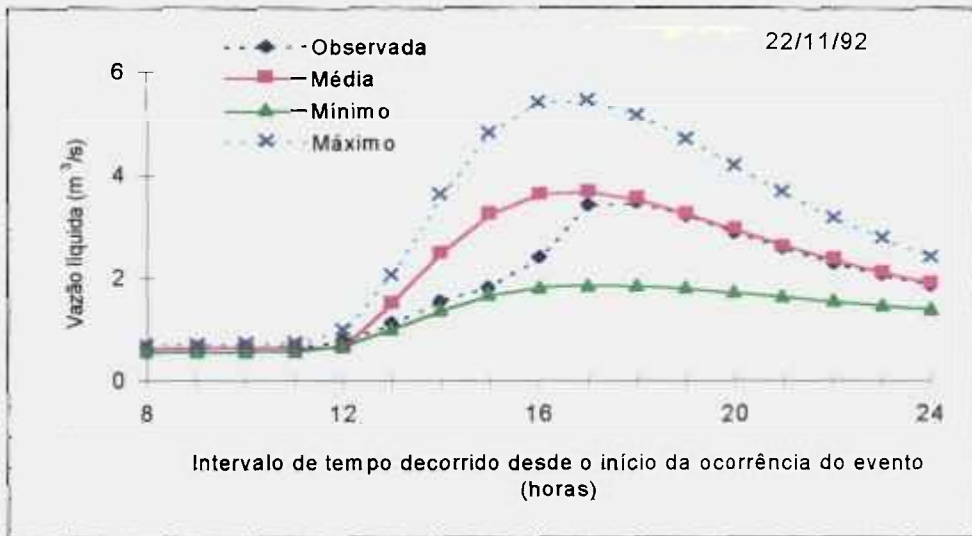


Figura 5.2. Incertezas associadas às previsões da vazão líquida.

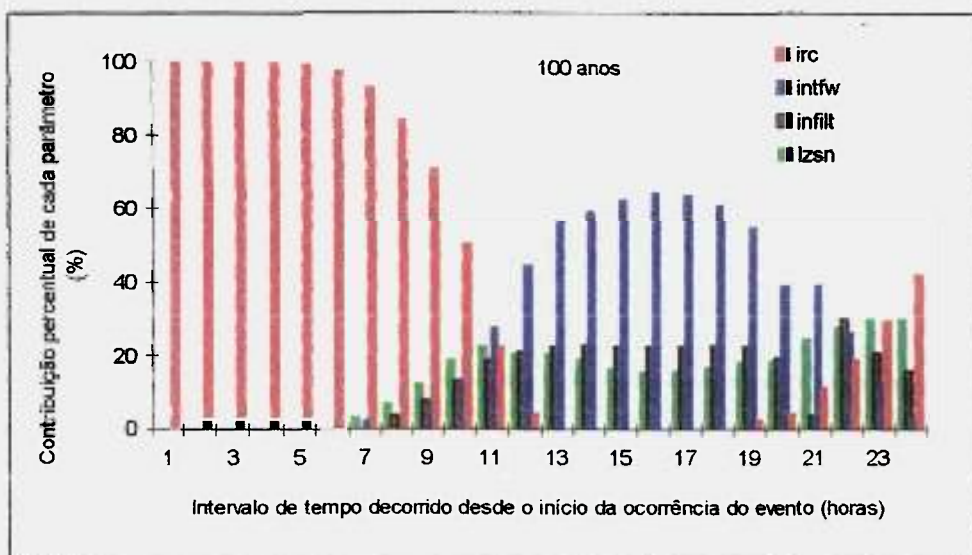
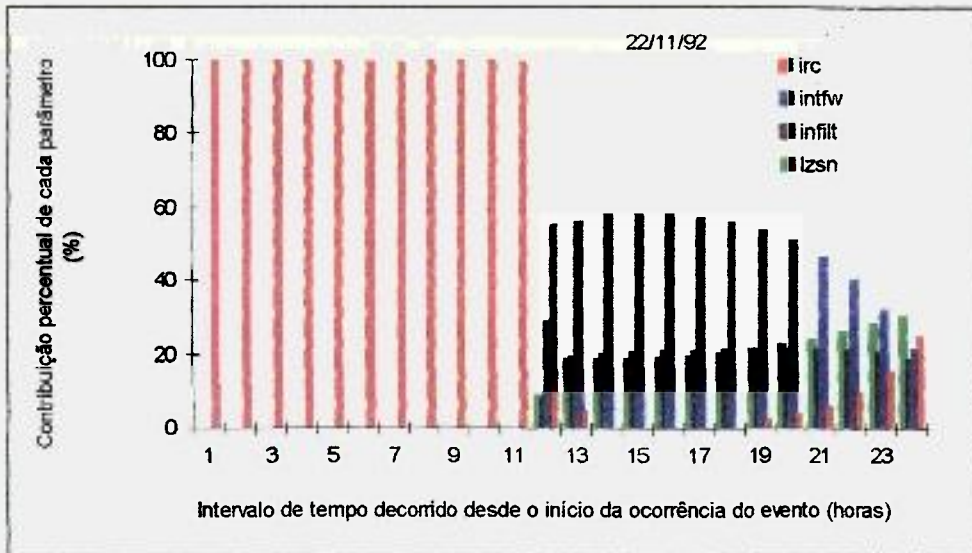


Figura 5.3. Contribuições relativas para a variabilidade da vazão líquida prevista pelo modelo HSPF.

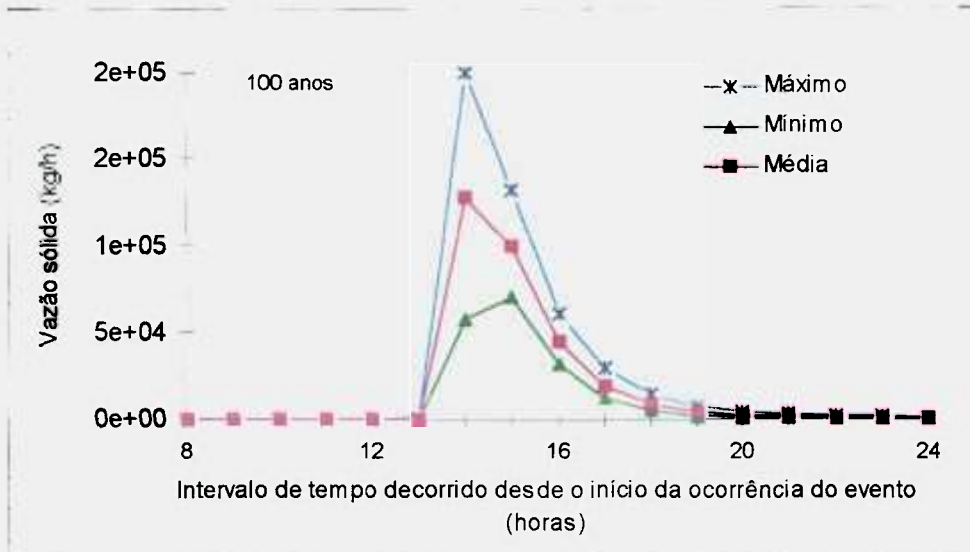
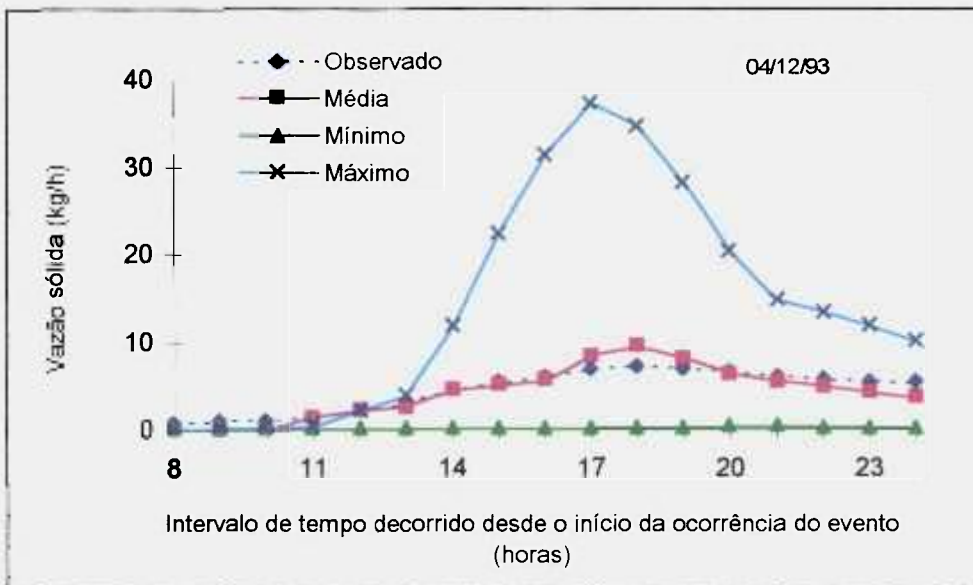
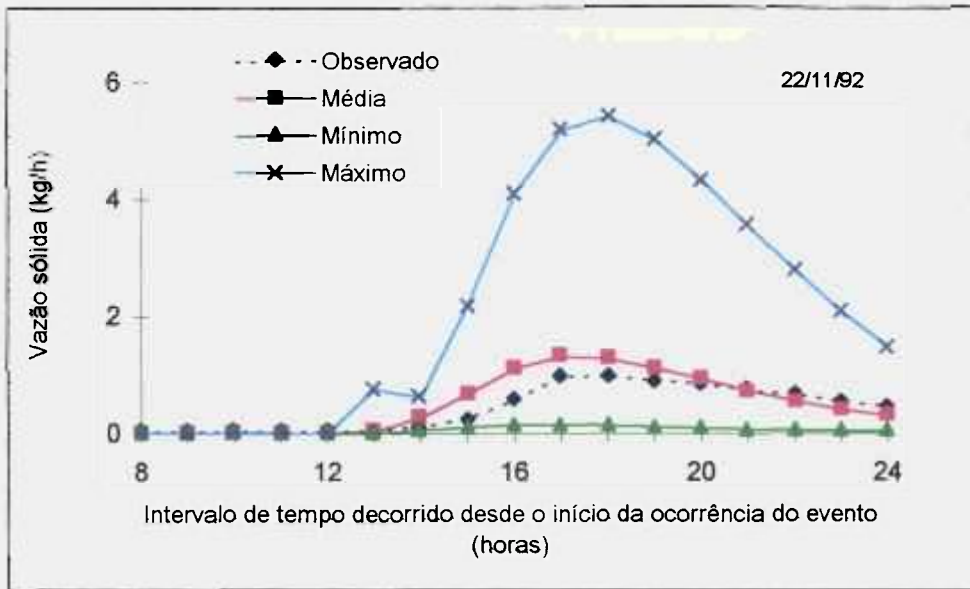


Figura 5.4. Incertezas associadas às previsões na vazão sólida.

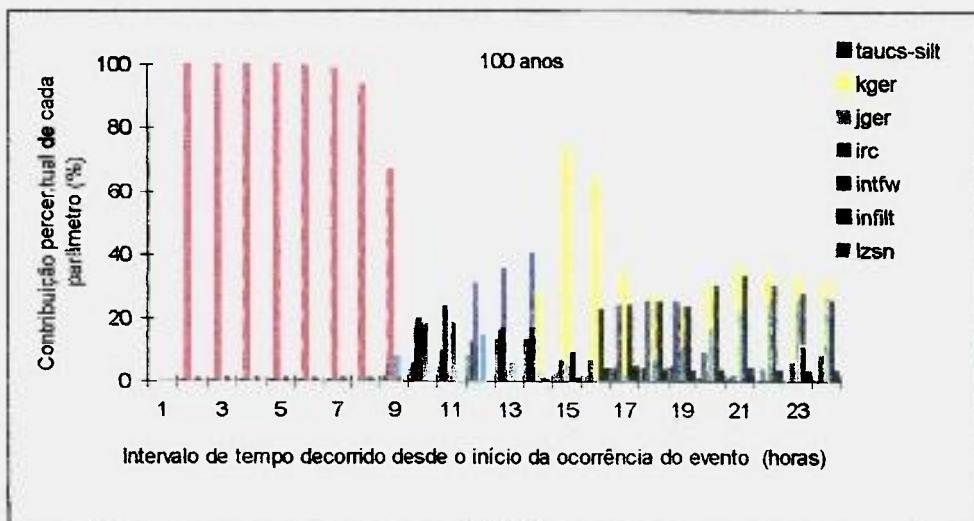
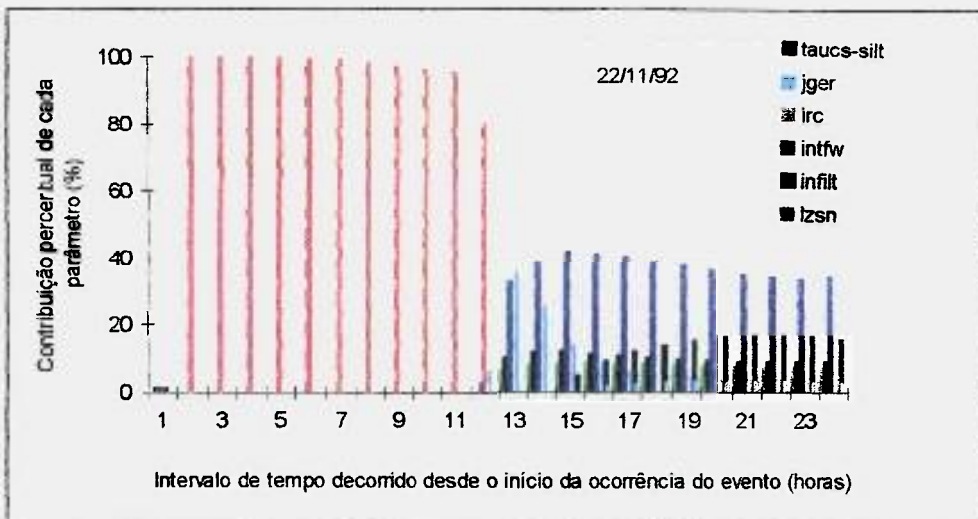


Figura 5.5. Contribuições relativas para a variabilidade da vazão sólida prevista pelo modelo HSPF.

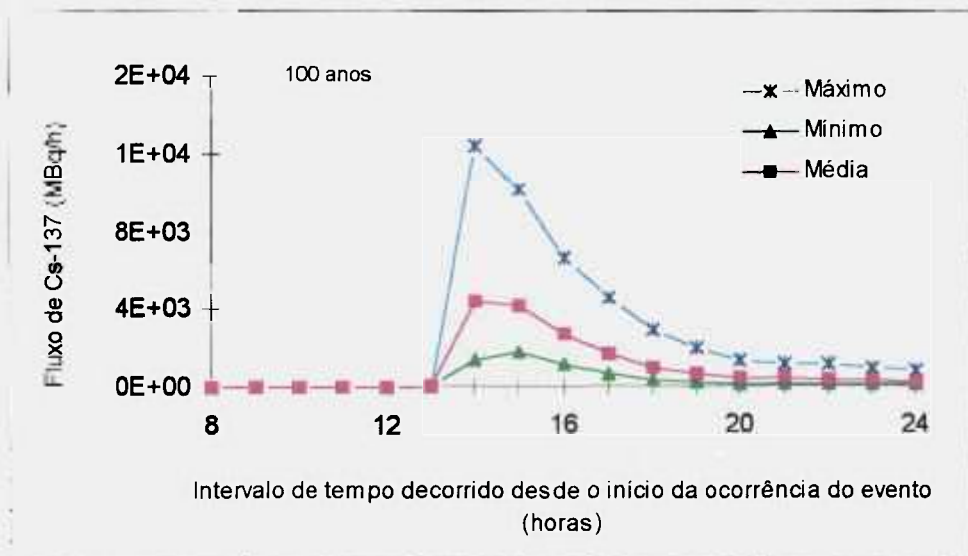
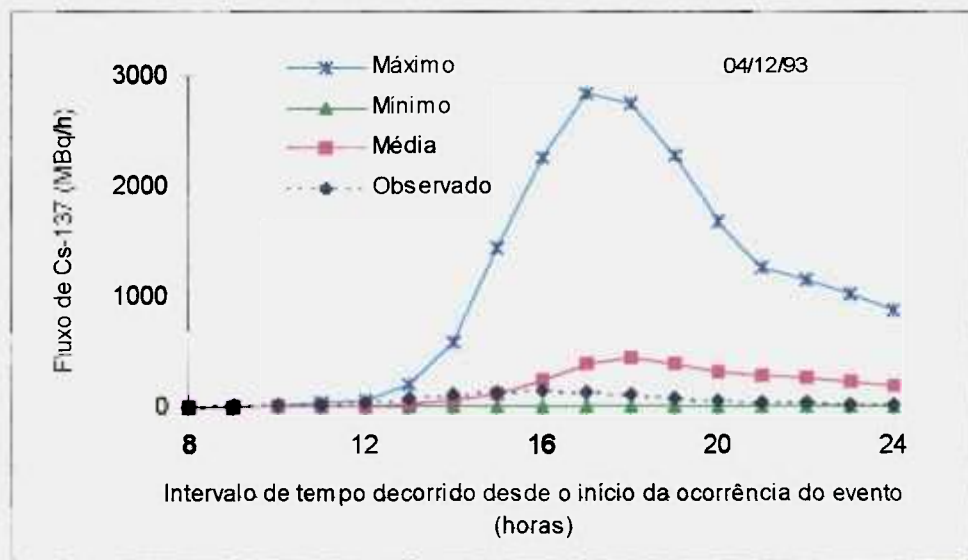
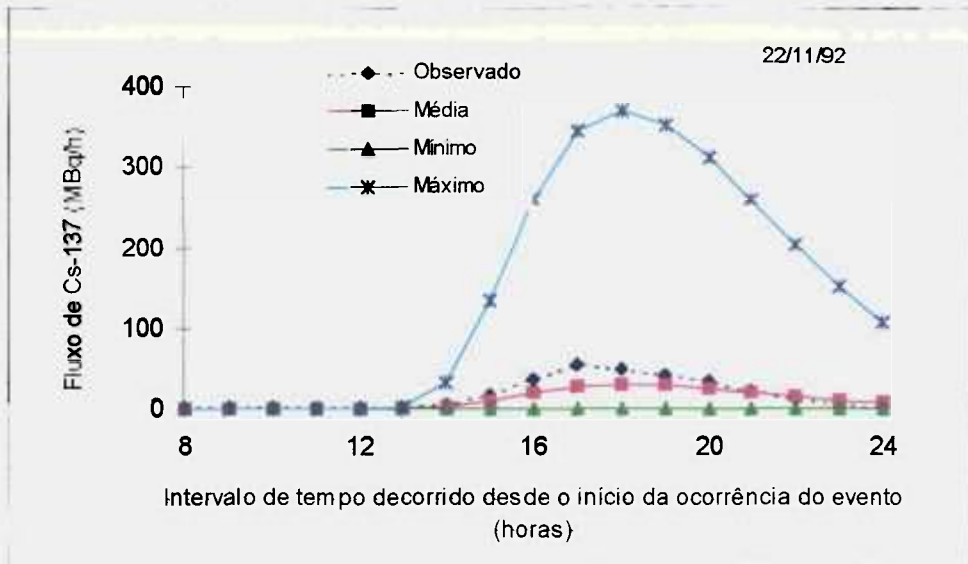


Figura 5.6. Incertezas associadas ao fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  que deixa a bacia de White Oak Creek.

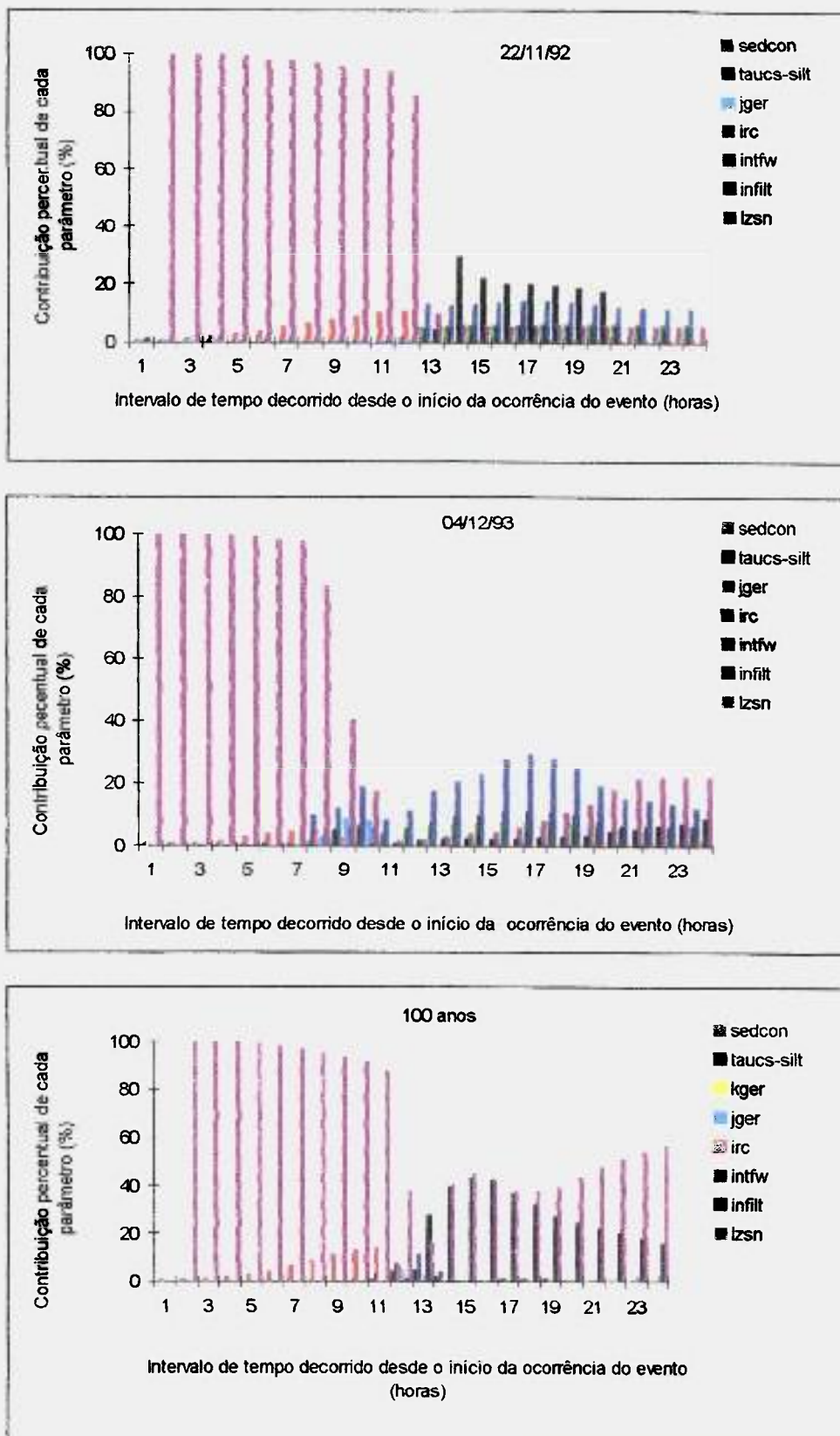


Figura 5.7. Contribuições relativas para a variabilidade do fluxo total de  $^{137}\text{Cs}$  prevista pelo modelo HSPF.

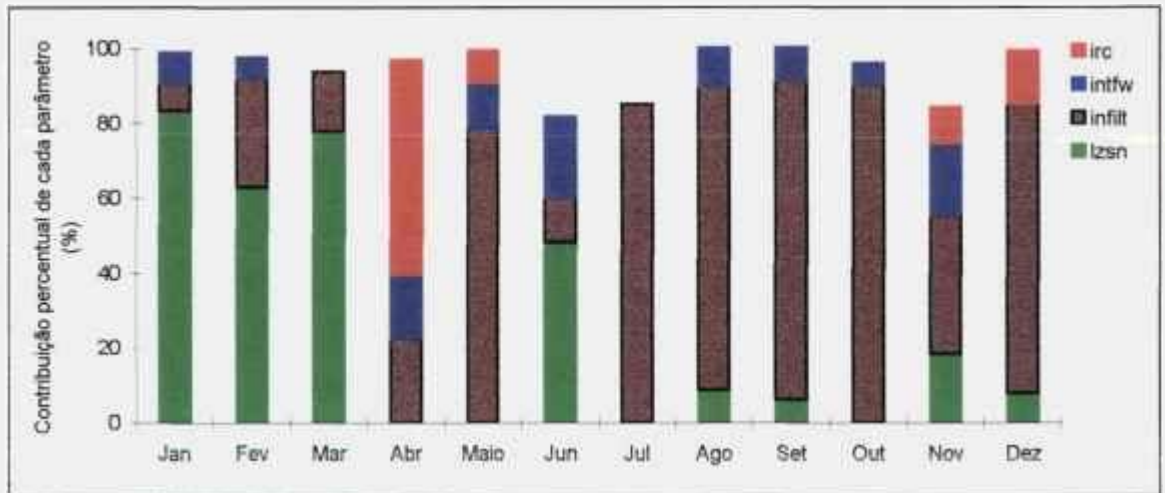
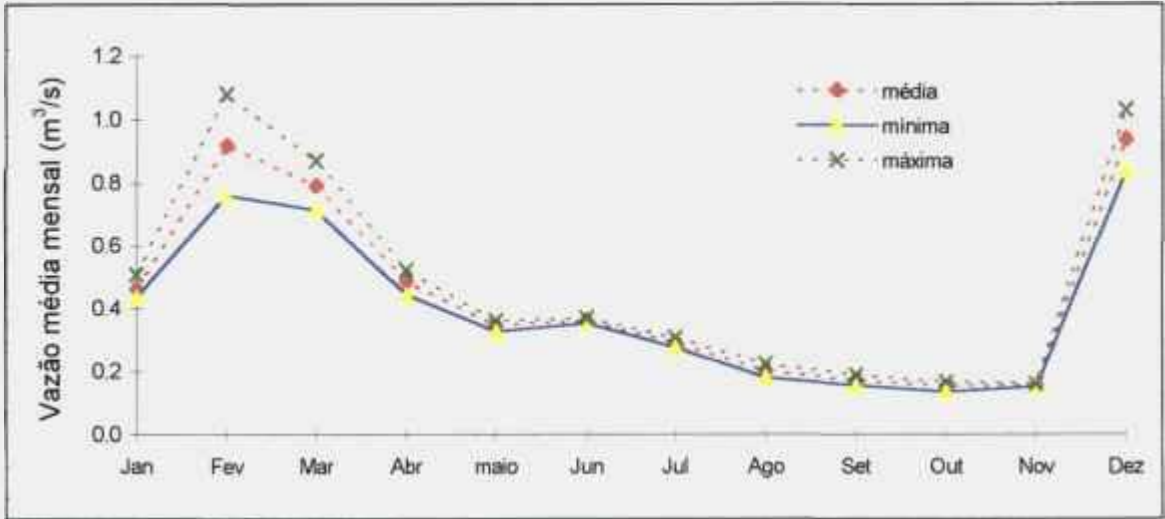
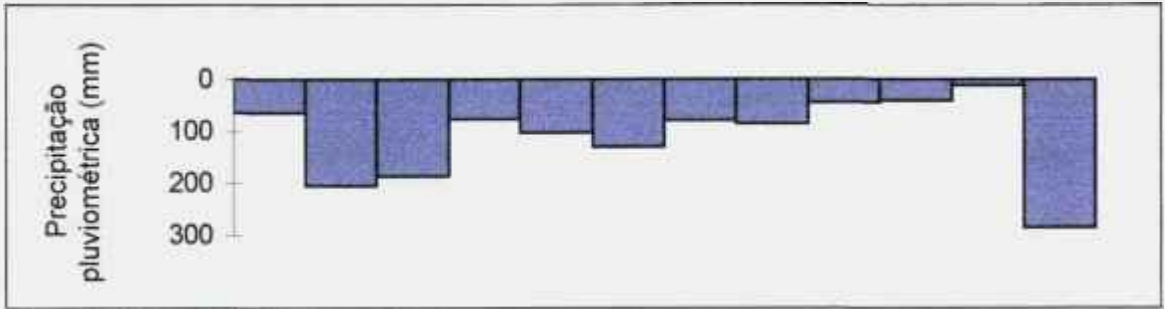


Figura 5.8. Incertezas associadas às previsões da vazão líquida mensal com as contribuições relativas de cada parâmetro para a variabilidade final dos resultados.

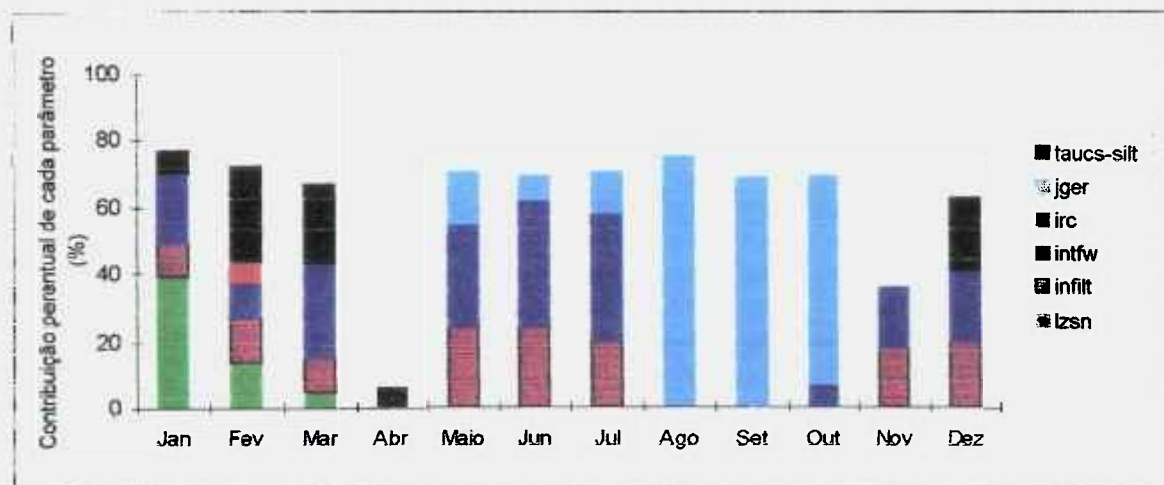
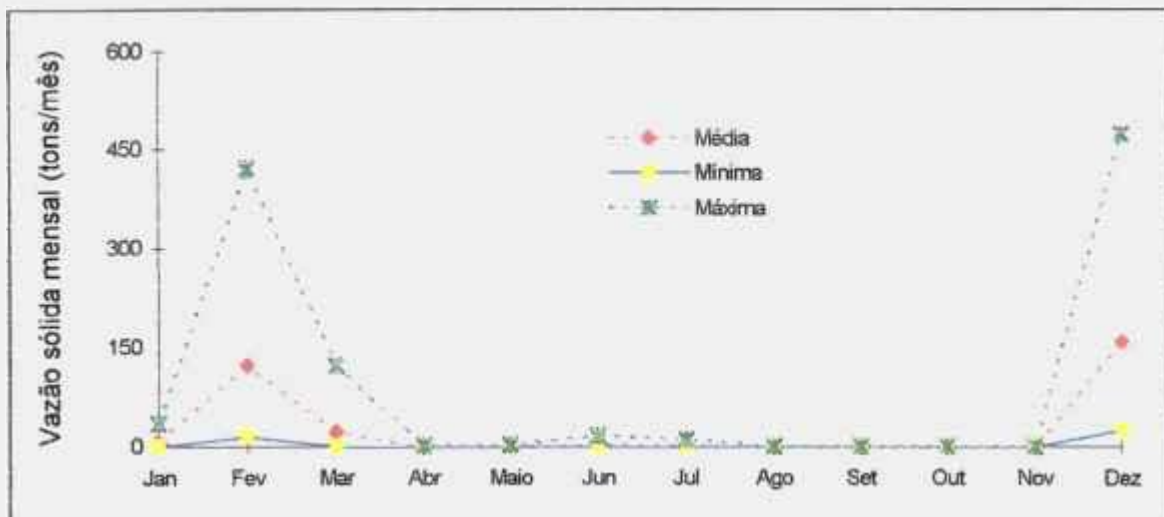


Figura 5.9. Incertezas associadas às previsões da vazão sólida mensal com as contribuições relativas de cada parâmetro para a variabilidade final dos resultados.

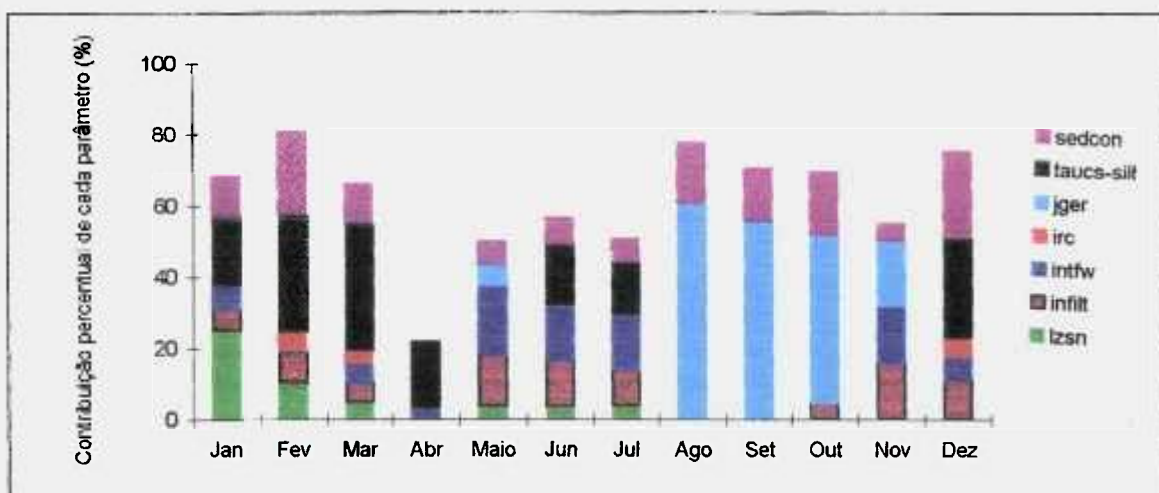
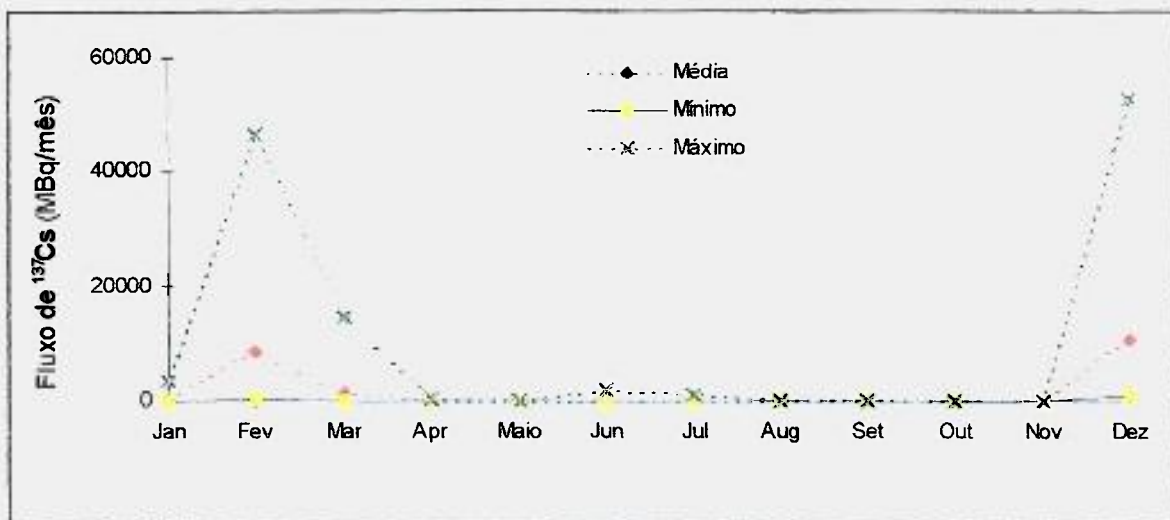


Figura 5.10. Incertezas associadas às previsões do fluxo mensal de <sup>137</sup>Cs que deixa a bacia de White Oak Creek com as contribuições relativas de cada parâmetro para a variabilidade final dos resultados.

## CAPÍTULO VI

### DISCUSSÕES FINAIS

Uma das principais contribuições deste trabalho é chamar a atenção para as interações entre os diferentes processos envolvidos na modelagem de sistemas ambientais, tais como a caracterização do sistema, a avaliação e seleção de um modelo matemático adequado para a descrição dos principais fenômenos que ocorrem neste sistema, o levantamento e interpretação dos dados experimentais, a obtenção de um conjunto "único" de parâmetros com capacidade de previsão, bem como evidenciar quais são as conseqüências destas interações nos resultados finais das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo. Evidentemente, nunca existirão informações suficientes para a completa eliminação de todas as fontes de erros quando são utilizados modelos conceituais como o HSPF. Portanto, um levantamento contínuo dos dados tomados diretamente no campo deverá ser sempre um motivo para a elaboração de novos projetos de pesquisa.

Como mencionado no Capítulo II, uma das etapas iniciais do processo de modelagem envolve a seleção e análise de um ou mais modelos matemáticos que possuam a capacidade de simular os fenômenos que ocorrem no sistema em estudo e que tenham o potencial de solucionar os principais problemas levantados. Neste caso, deve ser sempre evitado o uso de modelos extremamente complexos, difíceis de serem calibrados, conforme demonstrado por Beven (1989) e Grayson e cols. (1992). Um dos principais critérios desta seleção irá envolver a análise do custo e do tempo necessário para a coleta de dados experimentais e conseqüentemente, dos esforços necessários para a calibração do modelo. As decisões finais relativas à seleção, quantidade de dados necessários e dos esforços envolvidos durante o processo de calibração

irão influenciar na quantificação final das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo e portanto, na credibilidade dos resultados das simulações.

A análise de sensibilidade, feita na etapa *a priori* do processo de modelagem, irá indicar se as variáveis de saída respondem de forma adequada às variações, dentro de um intervalo esperado, dos parâmetros de entrada. Os modelos complexos, cujas variáveis são bastante sensíveis, irão requerer um esforço muito maior durante o processo de calibração. No presente estudo, a existência de valores limiares para as tensões de atrito crítica para a erosão e deposição das partículas de silte e argila no leito do canal, assim como o impacto não linear, durante condições normais e extremas de enchentes, dos parâmetros que descrevem a erosão das partículas de solo das encostas da bacia, são exemplos de componentes do modelo HSPF que requerem uma atenção especial durante o processo de calibração (Fontaine e Jacomino, 1997). Por outro lado, a análise de incerteza, feita na fase *a posteriori* do processo de modelagem, irá auxiliar na avaliação de todas as possíveis distribuições da resposta do modelo levando-se em conta uma distribuição dos valores estimados dos parâmetros, permitindo, desta forma, a quantificação dos erros numéricos associados às estimativas finais das variáveis de interesse.

A implementação e aplicação de uma metodologia unificada, abrangendo diferentes técnicas de análise, demonstrou ser um processo efetivo para a quantificação das incertezas associadas às previsões feitas por um modelo matemático não linear de simulação do transporte de sedimentos contaminados em bacias hidrográficas. Além disso, este processo possibilitou o entendimento de como os diferentes mecanismos de transporte de sedimentos e poluentes são descritos pelas diversas componentes do modelo selecionado, bem como permitiu a avaliação das deficiências existentes na estrutura deste modelo.

A metodologia proposta envolve, basicamente, quatro elementos, a saber:

1. O modelo em si, que neste caso, constitui-se no HSPF, o qual é utilizado para prever a resposta ambiental;
2. Uma componente para avaliação da sensibilidade da resposta do modelo a variações dos valores daqueles parâmetros cuja determinação, por meio de observações diretas, não é possível (*análise de sensibilidade clássica*);
3. Uma componente que possibilite a obtenção de um conjunto de parâmetros considerado "único", bem como que permita a caracterização do intervalo e distribuição dos parâmetros considerados mais sensíveis (*calibração do modelo pelas técnicas de otimização numérica de funções não lineares e de "tentativas e erros"*);
4. Uma componente que utiliza o intervalo e a distribuição dos valores dos parâmetros para avaliação das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo (*análise de incertezas*).

A omissão de qualquer um destes elementos não irá permitir a obtenção de valores defensáveis e portanto, mais realísticos, das incertezas associadas às previsões feitas por modelos matemáticos considerados complexos. Este aspecto pode ser extremamente importante, principalmente, se estes modelos forem utilizados para a avaliação do impacto ambiental e do risco decorrente de uma determinada prática, processos que, na maioria das vezes, envolvem tomadas de decisão. Estas, por sua vez, se forem feitas sem nenhum embasamento científico, poderão acarretar na alocação adicional de recursos financeiros e em esforços desnecessários para a minimização dos níveis de contaminação.

Os resultados aqui obtidos poderão ser utilizados como referência na aplicação de modelos matemáticos de simulação do transporte de sedimentos contaminados em bacias hidrográficas, onde existam poucos dados disponíveis para a avaliação dos valores dos parâmetros que descrevem os principais fenômenos que ocorrem nestes sistemas. Além disso, estes resultados poderão

auxiliar no planejamento inicial dos recursos financeiros a serem alocados para o levantamento dos dados experimentais.

A tabela 6.1 ilustra como os resultados da aplicação desta metodologia podem auxiliar no planejamento da coleta de dados e utilização do modelo HSPF em outras bacias hidrográficas. Nesta tabela são relacionados os parâmetros que causaram maior impacto na resposta do modelo, juntamente com informações relativas ao tipo de dados necessários para a estimativa dos mesmos. Além disso, são mostrados alguns detalhes sobre o procedimento de amostragem (localização, intervalo de tempo de amostragem, período de registro e métodos), e o custo relativo para a geração de um banco de dados que contenha informações suficientes para um ajuste adequado dos parâmetros. O potencial de incerteza relativo apresentado na última coluna nada mais é do que uma combinação de três fatores, a saber:

1. O impacto da variação dos parâmetros na resposta final do modelo;
2. O intervalo de variação dos valores dos parâmetros, ou seja, a sua variabilidade na bacia hidrográfica analisada;
3. A probabilidade de se obter valores exatos para estes parâmetros.

Deve ser salientado que os dados apresentados na tabela 6.1 servem apenas para ilustrar como a implementação de uma metodologia unificada, envolvendo a análise de sensibilidade, ajuste dos parâmetros pela técnica de otimização numérica de funções não lineares e análise de incerteza pelo Método de Monte Carlo podem auxiliar na aplicação de modelos matemáticos de simulação do transporte de sedimentos contaminados em bacias hidrográficas. Evidentemente, serão os objetivos específicos da aplicação do modelo que irão determinar quais são os parâmetros que mais contribuem para a variabilidade da resposta final, o tipo e quantidade de dados experimentais a serem levantados, os esforços necessários para a calibração, bem como qual o nível de incerteza considerado aceitável para aquela aplicação em particular.

Tabela 6.1. Exemplo da aplicação dos resultados obtidos no presente trabalho para a coleta de dados, calibração e avaliação das incertezas associadas às previsões feitas por um modelo de simulação do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas.

<b>Dados necessários</b>						<b>Esforços envolvidos durante a calibração</b>				
Parâmetros	Tipo	Localização do ponto de amostragem	Intervalo de tempo de amostragem	Período de registro (anos)	Método de coleta	Custo relativo	Disponibilidade para a obtenção dos dados	Exatidão dos valores dos parâmetros	Esforços	Potencial relativo de incerteza
AGWRC	P, Q e EV	encostas	horas, dias	3	auto.	baixo	alta	alta	baixo	baixo
LZSN e UZSN	P, Q e EV	encostas	horas	3-5	auto	baixo	alta	moderada a alta	baixo a moderado	moderado
INFILT	P, Q e EV	encostas	horas	3-5	auto.	baixo	alta	moderada a alta	baixo a moderado	moderado
INTFW e IRC	P, Q e EV	encostas	horas, dias	3	auto.	baixo	alta	moderada a alta	baixo a moderado	moderado a alto
JGER e KGER	[SS] e Q	encostas	horas	3-5	auto. e manual	moderado	moderada	baixa a moderada	moderado a alto	alto
TAUCS <sub>silt</sub> e TAUCS <sub>clay</sub>	[SS] <sub>leito</sub> , Q e [SS] <sub>leito</sub>	canal	0,25 horas	3-5	auto. e manual	alto	baixa	baixa	alto	alto
SEDCON	[SS] <sub>leito</sub> e [Cs]	canal	0,5 horas	3-5	auto. e manual	moderado a alto	moderada	baixa a moderada	alto	alto

P: precipitação pluviométrica

Q: vazão líquida

EV: evapotranspiração

[SS]: concentração de sedimento em suspensão

[SS]<sub>leito</sub>: amostras de sedimento de fundo  
 auto.: automático

## CAPÍTULO VII

### CONCLUSÕES

Tendo em vista os objetivos do presente trabalho e de acordo com os resultados obtidos, chegou-se às seguintes conclusões:

- A combinação dos resultados obtidos por meio da análise de sensibilidade com aqueles encontrados após a calibração do modelo por meio do uso da técnica de otimização numérica, permitiu o desenvolvimento de um conjunto de parâmetros capaz de prever os balanços anual e mensal de água de forma satisfatória. Neste caso, foi observado que os parâmetros que podem causar o maior impacto nos resultados finais da vazão líquida média anual no ponto de descarga da bacia são aqueles que descrevem o processo de transporte do fluxo de água subterrânea, bem como aqueles relacionados às condições iniciais do conteúdo de água nas zonas inferior e superior de armazenamento.
- A técnica de otimização numérica por si só, não é uma ferramenta suficiente para a obtenção de um conjunto de parâmetros considerado “ótimo”. Isto pode ser explicado levando-se em conta o fato de que a função objetiva escalar pode apresentar diferentes pontos de mínimo, principalmente num espaço multidimensional de parâmetros intercorrelacionados.
- O sucesso do ajuste dos parâmetros que descrevem os processos de escoamento superficial durante a ocorrência de eventos individuais e transporte de partículas de sedimentos e poluentes adsorvidos depende diretamente dos resultados do ajuste dos parâmetros que descrevem os balanços anual e mensal de água.

- O movimento do poluente adsorvido é completamente ditado pelo movimento das partículas de sedimento às quais ele se encontra ligado.
- Durante todo o processo de calibração foi observado que as condições iniciais podem adquirir uma importância extremamente exagerada, uma vez que elas não podem ser estimadas facilmente. Portanto, antes que as previsões feitas pelo modelo possam ser consideradas ou que o seu desempenho possa ser avaliado, um período de equilíbrio deverá ser atingido.
- Apesar do modelo HSPF ser um modelo geral, onde os processos são descritos a partir de conceitos físicos, e portanto, ter sido desenvolvido de forma a prever as respostas hidrológicas de eventos com diferentes períodos de recorrência, o uso de um grande número de parâmetros de entrada que apresentam limiares, assim como o fato de muitos deles serem intercorrelacionados, torna impossível a obtenção de um conjunto de parâmetros capaz de simular de forma satisfatória todos os eventos individuais considerados. Neste caso, a avaliação das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo em decorrência dos erros existentes na sua estrutura ou nas observações e medidas experimentais das variáveis utilizadas para a sua calibração, passa a ser um dos procedimentos mais importantes dentro de todo o processo de modelagem do sistema hidrográfico.
- Erros consideráveis podem ser introduzidos durante o processo de análise de incertezas se a seleção do intervalo de variação dos parâmetros for feita com base em dados regionais diferentes daquele do local de estudo.
- Os parâmetros mais sensíveis não são necessariamente aqueles que mais contribuem para as incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo. Um exemplo é o parâmetro AGWRC, o qual descreve a taxa de recessão do nível de água subterrânea.

- A determinação do intervalo de variação dos parâmetros, por meio da calibração manual ou automática do modelo, permite o conhecimento do intervalo de variação destes parâmetros para o local específico de estudo.
- A seleção do intervalo de variação dos parâmetros deve ser feita levando-se em conta o fato que existe a possibilidade de um dado conjunto de parâmetros representar mais realisticamente o comportamento dos processos que ocorrem no sistema em estudo. Se esta consideração não for feita, a propagação das incertezas dos parâmetros de entrada nos resultados finais, poderá levar à situações em que os valores das variáveis “observáveis” irão se mover para fora dos limites de incerteza dos valores previstos.
- A seleção da função de distribuição de probabilidades dos parâmetros não é um processo trivial. Inicialmente, deve ser feito um levantamento dos dados disponíveis e uma avaliação no sentido de verificar se estas informações são suficientes para a seleção e parametrização da função de distribuição de probabilidades.
- A metodologia implementada no presente estudo deveria ser aplicada à um outro modelo de simulação do transporte de sedimentos, cuja estrutura descrevesse de uma forma mais detalhada os mecanismos de deposição, erosão e transporte das partículas ao longo dos canais. Este procedimento permitiria uma quantificação mais realística das incertezas decorrentes das deficiências da estrutura do modelo.
- Seria interessante a incorporação de mais uma técnica de análise, por meio da aplicação do princípio de Bayes (Fisher, 1922), visando a redução das incertezas associadas às previsões feitas pelo modelo à medida que mais dados experimentais fossem sendo obtidos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, P.B. *Measurement and Prediction and Sediment Yield*. Agricultural Reviews and Manuals, U.S. Department of Agriculture, 1981. (ARM-15).
- BECK, M.B. Water Quality Modeling: A Review of the Analysis of Uncertainty. *Water Resources Research*, **23**(8): 1393-1442, 1987.
- BEVEN, K. Changing Ideas in Hydrology-The Case of Physically-Based Models. *Journal of Hydrology*, **105**: 157-172, 1989.
- BEVEN, K. Prophecy, Reality And Uncertainty In Distributed Hydrological Modeling. *Advances in Water Resources*, **16**: 41-51, 1993.
- BEVEN, K. & BINLEY, A. The Future of Distributed Models: Model Calibration and Uncertainty Prediction. *Hydrological Process*, **6**: 279-298, 1992.
- BINLEY, A.M.; BEVEN, K.J.; CALVER, A.; WATTS, L.G. Changing Responses In Hydrology: Assessing The Uncertainty In Physically Based Models. *Water Resources Research*, **27**(6): 1253-1261, 1991.
- BLAYLOCK, B.G.; FRANK, M.L.; HOOK, L.A.; HOFFMAN, F.O.; FORD, C.J. *1993 White Oak Creek Embayment Site Characterization and Contaminant Screening Analysis*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 1993. (ORNL/ER-81).
- BONAMO, E.J., & CRANWELL, D. Treatment of Uncertainties in the Performance Assessment of Geologic High Level Radioactive Waste Repositories. *Mathematical Geology*, **20**(5), 1988.

- BORDERS, D. M. & FREDERICK, B. J. *Hydrological Data Summary for the White Oak Creek Watershed at Oak Ridge National Laboratory*. Oak Ridge, Tennessee, 1990-1993.
- BOX, G.E.P. & TIAO, G.C. *Bayesian Inference in Statistical Analysis*. Addison-Wesley, Reading, MA, 1973.
- BRENKER, A.L.; ROSE, K.A.; COOK, R.B.; EWING, L.K.; SCHOHL, G.A.; ONISHI, Y.; PERKINS, W.A. Predicting  $^{137}\text{Cs}$  Fate in the Clinch River/Watts Bar Reservoir System, Tennessee through Multiple Model Analysis. In: *Proceedings of the 1995 Spring Meeting of the American Geophysical Union*, Baltimore, Maryland, 1995.
- CHEW, C.Y.L.; MOORE, L.W.; SMITH, R.H. Hydrological Simulation of Tennessee's North Reelfoot Creek Watershed. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, **63**(1):10-16, 1991.
- CHURCHMAN, C.W.; ACKOFF, K.; ARNOFF, E.L. *Introduction to Operations Research*. John Wiley and Sons, Inc., New York-London-Sidney, pg. 645, 1957.
- CLAPP, R.B.; WATTS, J.A. e GUTH, M.A.S. *Third Annual Environmental Restoration Monitoring And Assessment Report for FY 1994 of the Oak Ridge National Laboratory*. Oak Ridge, Tennessee, 1993. (ORNL/ER-180).
- CLAPP, R.B.; WATTS, J.A. e GUTH, M.A.S. *Third Annual Environmental Restoration Monitoring And Assessment Report for FY 1994 of the Oak Ridge National Laboratory*. Oak Ridge, Tennessee, 1994. (DOE/OR/01-1290&D1, ORNL/ER-250).

- CLIFFORD, A.A. *Multivariate Error Analysis*. Applied Science Publishers Ltd., Barking, UK, pg. 112, 1973.
- COLBY, B.R. Fluvial Sediments - a Summary of Source, Transportation, Deposition, and Measurement of Sediment Discharge. *Geological Survey Bulletin 1181-A*, United States Government Printing Office, Washington, 1963.
- COLBY, B.R. & HEMBREE, C.H. Computations of Total Sediment Discharge, Niobrara River near Cody, Nebraska. *Geological Survey Water Supply*, Paper 1357, Washington, D.C., 1955.
- CRAWFORD, N.H. & LINSLEY, R.K. *Digital Simulation in Hydrology: Stanford Watershed Model IV*. Stanford University, Department of Civil Engineering, Stanford, California, 1966. (Technical Report n° 39).
- DAVIS, P.A. & OLAGUE, N.E. Treatment of Modeling Uncertainties in Total Safety Assessments. In: *Proceedings of the International Conference on Probabilistic Safety Assessment and Management (PSAM)*. G. Apostolakis, ed. 649, Elsevier, 1991.
- DOCTOR, P.G. Sensitivity and Uncertainty Analyses for Performance Assessment Modeling. *Engineering Geology*, **26**: 411-429, 1989.
- DONIGIAN , A.S. & DAVIS, H.H. *User's Manual for Agricultural Runoff Management (ARM) Model*. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 1978.
- DONIGIAN, A.S. & CRAWFORD, N.H. *Modeling Nonpoint Pollution from the Land Surface*. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 1976.

- DONIGIAN, A.S.; IMHOFF, J.C.; BICKNELL, B.R. e KITTLE, J.L. *Application Guide for Hydrological Simulation Program-FORTRAN (HSPF)*. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 1984.
- DUAN, Q.; SOROOSHIAN, S. e GUPTA, V. Effective and Efficient Global Optimization for Conceptual Rainfall-Runoff Models. *Water Resources Research*, **28**: 1015-31, 1993.
- EDWARDS, T.K. & GLYSSON, G.D. *Field Methods for Measurement of Fluvial Sediment*. U.S. Geological Survey Open File, U.S. Geological Survey, Reston, Virginia, 1988. (Report 86-531).
- EIGER, S. Qualidade da Água em Rios e Estuários. In: PORTO, R.L, org. *Hidrologia Ambiental*. São Paulo, S.P., Edusp, 1991.
- FISHER, R.A. On the Mathematical Foundations of Theoretical Statistics. *Phil. Trans. Roy. Soc. London*, **222**:309-368, 1922.
- FISHMAN, G. *Concepts and Methods in Discrete Event Digital Simulation*. John Wiley and Sons, New York-London-Sydney-Toronto, pg. 385, 1973.
- FONTAINE, T.A. *Monitoring and Modeling Contaminated Sediment Transport in The White Oak Creek Watershed*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 1991. (ORNL/ER-65).
- FONTAINE, T.A. *Estimating the Exceedance Probabilities of Extreme Floods Using Stochastic Storm Transposition and Rainfall-Runoff Models*. Madison, Wisconsin, 1989. (Ph.D. Thesis, University of Wisconsin).

- FONTAINE, T.A. & JACOMINO, V.F. Sensitivity Analysis of Simulated Contaminated Sediment Transport. *Journal of the American Water Resources Association*, **33**(2): 313-326, 1997.
- GARDNER, R.H.; CALE, W.G.; O'NEILL, R.V. Robust Analysis of Aggregation Error. *Ecology*, **63**(6): 1771-1779, 1982.
- GARDNER, R.H.; HUFF, D.D.; O'NEILL, B.; MANKIN, J.B.; CARNEY, J.; JONES, J. Application of Error Analysis to a Marsh Hydrology Model. *Water Resources Research*, **16** (4): 659-664, 1980.
- GARDNER, R.H.; RÖJDER, B. e BERGSTRÖM, U. *PRISM: A Systematic Method for Determining the Effect of Parameter Uncertainties on Model Predictions*. Sweden, 1983. (Studsvik Report NW-83/555).
- GESSLER, J. Beginning and Ceasing of Sediment Motion. In: *Proceedings of the Institute of River Mechanics*. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, June, 1970. pg. 15-26.
- GRAYSON, R.B.; MOORE, I.D.; McMAHON, T.A. Physically Based Hydrologic Modeling 2. Is the Concept Realistic?. *Water Resources Research*, **26**(10): 2659-2666, 1992.
- HAROLD, G. *Techniques of Water Resources Investigations of the U.S. Geological Services: Lab Theory and Methods for Sediment Analysis*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., 1969.
- HEINZEN, R.T & ARULANANDAN, K. *Factors Influencing Disperse Clays and Methods of Identification*. ASTM Symposium on Dispersion Clays, Chicago, Illinois, 1976.

- IMAN, R.L. & CONOVER, W.J. The Use of the Rank Transform in Regression. *Technometrics*, **21**: 499-590, 1979.
- IMAN, R.L. & HELTON, J. An Investigation of Uncertainty and sensitivity Analysis for Computer Models. *Risk Analysis*, **8** (1): 71-90, 1987.
- IMAN, R.L.; DAVENPORT, J.M.; ZIEGLER, D.K. *Latin Hypercube Sampling (Program User's Guide)*. Sandia National Laboratory, Albuquerque, New Mexico, 1980. (Technical Report SAND 79-1473).
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). *Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models*, 1989. (IAEA-SS-100).
- JACOMINO, V.F. & FIELDS, D.E. A Critical Approach to the Calibration of A Watershed Model. *Journal of the American Water Resources Association*, **33**(1): 143-154, 1997.
- KLEIJNEN, J. *Statistical Techniques in Simulation Part I*. Statistics: Textbooks and Monographs, Marcel Dekker Inc., New York, vol. 9, 1974. pg. 775.
- KONIKOW, L.F. & BREDEHOFT, L.D. Groundwater Models Cannot Be Validated. *Advances in Water Resources*, **15**: 75-83, 1992.
- KRONE, R.B. *Flume Studies of the Transport of Sediment in Estuarial Shoaling Process*. Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, California, 1962.
- LIMA, M.F. & MAZZILLI, B.P. Determination of the Distribution Coefficients for  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  e  $^{234}\text{Th}$  in the Pinheiros River Sediment-Water. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Articles*, **177**(1): 139-147, 1994.

- LINSLEY, R.K.; KOHLER, M.A.; PAULHUS, J.L.H. *Hydrology for Engineers*. McGraw - Hill, New York, 1982.
- LUIS, S.J. & MCHAUGHLIN, D.A. Stochastic Approach for Model Validation. *Advances in Water Resources*, **15**: 15-32, 1992.
- McKAY, M.D. & BECKMAN, R.J. A Comparison of the Methods of Selecting Values of Input Variables in the Analysis of the Output from a Computer Code. *Technometrics*, **21** (2): 239-245, 1979.
- MESAROVIC, M.D. Complexity and the Global Future. In: *Proceedings of Club of Rome Conference*, Helsinki, 1984. pg. 182-187.
- MEHTA, A.J.; HAYTER, E.J.; PARKER, W.R.; KRONE, R.B.; TEETER, A.M. Cohesive Sediment Transport I: Process Description. *Journal of Hydraulic Engineering*, **115** (8): 1076-1091, 1989.
- MIHRAM, G.A. *Simulation Statistical Foundations and Methodology*. Academic Press, Inc., London, 1972. pg. 526.
- O'NEILL, R.V. Error Analysis of Ecological Models. In: *Proceedings of the Third National Symposium on Radiocology*. Oak Ridge, Tennessee, 1971. (CONF-710501-P2).
- ONISHI, Y.; SERNE, R.I.; ARNOLD, E.M.; COWAW, C.E.; THOMPSON, F. *Critical Review: Radionuclide Transport, Sediment transport, and Water Quality Mathematical Modeling; and Radionuclide Adsorption/Desorption Mechanisms*. Richland, Washington, Pacific Northwest Laboratory, 1981. (NUREG/CR-1322, PNL-2901).

- PARTHENIADES, E. *A Study of Erosion and Deposition of Cohesive Soils in Salt Water*. Berkeley, California, 1962. (Ph.D. Thesis, University of California).
- RAMOS, C.L. *Mecânica do Transporte de Sedimentos e do Escoamento em Leito Móvel.*, São Paulo, 1984. (Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da USP, Universidade de São Paulo).
- ROCCA, F.F. *Estimativa da Dose nos Indivíduos do Público Decorrente da Liberação de Efluente Líquido pelo IPEN*. São Paulo, 1995. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares).
- ROCHEDO, E.R.R. *Modelo para a Avaliação da Exposição Radiológica em um Ambiente Urbano após uma Contaminação Radioativa*. Rio de Janeiro, 1994. (Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro).
- ROSE, K.A. & SWARTZMAN, G.L. *A Review of Parameter Sensitivity Methods Applicable to Ecosystem Models*. U.S. Regulatory Commission, Washington, D.C., 1981. (Technical Report NUREG/CR-2016).
- ROSENBLUETH, A. & WIENER, N. The Role of Models in Science. *Philosophy of Science*, **12**: 316-321, 1945.
- RUBINSTEIN, R.Y. *Simulation and the Monte Carlo Method*. John Wiley & Sons, New York-Chichester-Brisbane, Toronto, 1981. pg. 278.
- SCHWEICH, D. Les Lois Physico-Chimiques D'interaction Entre un Fluide et un Solide. In: *Sediments and Pollution in Waterways General Considerations*. Research Co-Meeting Organized by the International Atomic Energy Agency, Mol, Belgium, 1984.

- SOBOCINSKI, R.W.; CERLING, T.E.; MORRISON, S.J.; LARSEN, I.L. Sediment Transport in a Small Stream Based on Cs-137 Inventories of the Bed Load Fraction. *Water Resources Research*, **26**(6):1177-1187, 1990.
- SWAMEE, P.K. & OJHA, C.S. Bed-Load and Suspended-Load Transport of Nonuniform Sediments. *Journal of Hydraulic Engineering*, **117**(6): 143-169, 1991.
- TCHOBANOGLUS, G. & SCHROEDER, E.D. *Water Quality*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts, 1987.
- TEISSON, C. Cohesive Suspended Sediment Transport: Feasibility and Limitations of Numerical Modeling. *Journal of Hydraulic Research*, **29**(6): 755-769, 1991.
- TIWARI, J. & HOBBIE, J.E. Random Differential Equations as Models of Ecosystems: Monte Carlo Simulation Approach. *Mathematical Biosciences*, **28**: 25-44, 1976.
- TOFFALETI, F.B. Definitive Computations of Sand Discharge in Rivers. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering*, **95**: 225-246, 1969.
- TOMOVIC, R. *Sensitivity Analysis for Dynamic Systems*. McGraw-Hill, New York, 1963.
- TOMOVIC, R. & VUKOBRATOVIC, M. *Modern Analytic and Computational Methods in Science and Mathematics*. American Elsevier Publishing Company, Inc. , New York, 1972. pg. 258.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER.  
*Accuracy of Computed Water Surface Profiles.* Davis, California, 1986.  
(Research Document 26).

VANONI, V.A. Fifty Years of Sedimentation. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering*, **110**(8): 1022-1057, 1984.

VAN RIJN, L. Sediment Transport, Part II: Suspended Load Transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, **110**(11): 1613-1641, 1985.

YEN, C.; CHANG, S.; LEE, H. Aggradation-Degradation Process in Alluvial Channels. *Journal of Hydraulic Engineering*, **118**(12): 234-241, 1992.