

MODELAGEM HIDROLÓGICA QUALI-QUANTITATIVA: ESTUDO DE CASO DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANSO - MT.

Michely Inêz Prado de Camargo Libos

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS
PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS
PARA O GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

Prof. Adilson Elias Xavier, D.Sc.

Prof. Benoit Le Guennec, Dr.

Prof^a. Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima, D.Sc.

Prof^a. Maria Gertrudes Alvarez Justi da Silva, D.Sc.

Prof. Patrick Thierry Seyler, Dr.

Prof. Walter Collischonn, D.Sc.

Prof. Webe João Mansur, Ph.D.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

AGOSTO DE 2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

LIBOS, MICHELY INÊZ PRADO DE
CAMARGO

Modelagem Hidrológica Quali-
Quantitativa: Estudo de Caso da Bacia
Hidrográfica do Rio Manso-MT [Rio de
Janeiro] 2008

XXII, 345 p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ,
D.Sc., Engenharia Civil, 2008)

Tese - Universidade Federal do Rio
de Janeiro, COPPE

1. Modelagem hidrológica; 2. Modelo
hidrológico concentrado – SMAP II
Suavizado; 3. Modelo hidrológico
distribuído – MGB-IPH; 4. Poluição não
pontual ou difusa; 5.
Geoprocessamento; 6. Sistema de
informações geográficas (SIG); 7.
Sensoriamento remoto; 8. Bacia
hidrográfica do rio Manso.

I. COPPE/UFRJ II. Título (série)

Cuiabá

por Carmindo de Campos

"Cuiabá, minha velha e lendária cidade,
Você está remoçando...
Está ficando mais bonita
Está ficando mais, cada vez mais catita!...

Se Pascoal Moreira Cabral visse você agora,
Garanto! Não iria mais embora.
Nem Pires de Campos e nem outro bandeirante,
Porque você minha velha, está fascinante!

Você bem que merece a liderança
Desse velho e valente Mato Grosso!
Você tem um quê que prende a gente,
Você, minha velha, é um colosso.

Tudo em você, tudo, rescende a Brasil!
Seus morros, seus rios piscosos, seu céu de anil!...
Seu rio é seu pai, e igual não há:
Foi ele que lhe deu esse nome poético: Cuiabá!

Oh! Minha cidade linda, não sei por que,
Quando longe, sinto imensas saudades de você.
Sinto saudades do pacu, do bagre, da piraputanga,
Do licor de pequi, do doce de caju e da manga!

Sinto saudades desse calor sadio,
Que às vezes é melhor, muito melhor que frio.
Oh! Minha cidade linda, igual não há:
Oh! Minha velha e idolatrada CUIABÁ!"

Agradecimentos

Inúmeras são as pessoas que deveriam possuir seus nomes nessas páginas de agradecimentos. São vários anos de dedicação a este trabalho e, durante este percurso, várias pessoas deixaram suas impressões, tanto na tese, contribuindo direta ou indiretamente para a construção do trabalho, como em minha vida pessoal, alegrando e suportando meus dias.

O primeiro nome, que aqui elenco, é o nome do meu Deus. Este sim contribuiu de maneira ímpar, dando-me conforto e direção, todos os dias de minha vida. A Ele, meu especial agradecimento.

À minha querida família. A meus pais, Michel e Maria Inêz, pelo caminho que me guiaram e pela dedicação, carinho e amor a mim dispensados sempre, incondicionalmente. A meus irmãos, Michel e Michelyne, a meus cunhados, Gleice e Emanuel, que me deram presentes maravilhosos, que me inspiram e me movem, meus sobrinhos, Miguel, Rafael, Gabriel, Emanuel e Eduarda.

A todos os que aqui conheci. Rio de Janeiro, cidade maravilhosa, cheia de encantos que, apesar de turbulenta e violenta, reserva esplendores, tanto aos nossos olhos, como a nossa alma. A minha querida família carioca, Junior, Lorena, Matheus e Gabriela, agradeço imensamente o amor altruísta.

Agradeço de forma bastante especial ao meu orientador, Otto Corrêa Rotunno Filho. Professor, pesquisador, orientador, que é capaz de ver além dos muros da instituição e preocupa-se não somente com a entidade “aluno”, mas especialmente com a pessoa por detrás do aluno. Obrigada pela orientação, pelos caminhos apontados, pela disponibilidade e pela confiança em mim depositada.

A UFRJ/COPPE pela recepção e oportunidade de fazer o meu doutoramento em uma instituição de excelência. A UFMT – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), por ceder as informações tão necessárias a esta tese, em especial, a prof^a. Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima e ao prof. Peter Zeilhofer, sempre disponíveis e solícitos. A engenheira Catarina (DESA), por se disponibilizar a realizar as coletas, muito obrigada. Agradeço também ao engenheiro Pedro Rocha e ao prof. Rubem Mauro.

Ao CNPq e a CAPES, pela concessão de bolsas, o que permitiu a realização deste doutoramento. Ao projeto CAPES/COFECUB n. 516/05, que conta, no seu início, com o apoio do prof. Bernard Dupré e prof. Benoit Le Guennec, possibilitando o estágio sanduíche no *Laboratoire des Mécanismes et Transferts en Géologie* (LMTG) na cidade de Toulouse (França). Agradeço o apoio do grupo de pesquisa do LMTG, nas pessoas de Frédérique Seyler, Patrick Seyler, Laurence Maurice-Bourgoin, Marie-Paule Bonnet com sugestões dadas ao trabalho, e ao grupo administrativo, nas pessoas de Colette Bazin e Brigitte Barbin. Aproveito para agradecer aos amigos que ali fiz e que fizeram meus dias melhores: Lucieth, Poliana, Daniel, Alexandre, Cynthia, Alfrêdo, Roberta, Magnus, Prosper, Amaro, Natalia, Magalie, Lydia, Magali, Paula, Dina, Eliane, Ana Paula e seus filhos lindos (Felipe, Juninho e Jonathan). MERCI.

A amiga Alessandra e a seu marido Valentim. Agradeço a acolhida, a amizade, as alegrias, o convívio. Dias preciosos que fizeram da estada em Toulouse ainda melhor do que a própria França pode proporcionar. Caminhos que se cruzam, amor que cresce e frutifica.

Já diz as escrituras sagradas “...mas há um amigo que é mais chegado do que um irmão” (Prov. 18:24). Por isso agradeço às amigas queridas, Luciana Temponi e Rosilene Nicácio, pelos momentos de convívio, pelo apoio, pelas colaborações a essa tese e, principalmente, pela amizade que aqui nasceu e que nos unirá para todo o sempre. Agradeço também a Marilda, pela recepção de portas e braços abertos, pela confiança e pelo compartilhamento.

Minha gratidão também ao apoio recebido pelo Instituto de Pesquisa Hidráulicas (IPH) da UFRGS, nas pessoas do prof. Walter Collischonn e Adriano Rolim da Paz, durante o estágio para o aprendizado operacional do Modelo de Grandes Bacias – MGB-IPH e pela cessão do código computacional para o emprego nesta tese. Estendo esses agradecimentos a todos da “sala de projetos”, pelo carinho e atenção.

Ao prof. Adilson Elias Xavier, pelas contribuições dadas e pela cessão do código computacional da suavização hiperbólica do modelo SMAP II suavizado.

Aos amigos e colegas que compartilham a mesma angústia e oportunidade.

Àqueles que de forma direta ou indiretamente contribuíram para que este trabalho fosse realizado, agradeço.

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

MODELAGEM HIDROLÓGICA QUALI-QUANTITATIVA: ESTUDO DE CASO DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANSO - MT.

Michely Inêz Prado de Camargo Libos

Agosto/2008

Orientador: Otto Corrêa Rotunno Filho

Programa: Engenharia Civil.

Modelos do tipo chuva-vazão são empregados para melhor compreensão da fase terrestre do ciclo hidrológico e como subsídio para a gestão de recursos hídricos e ambientais. O progresso nessa área tem sido atingido através do uso de duas grandes classes de modelos: concentrados e distribuídos. Todavia, muitos desafios permanecem, como, por exemplo, incluir novas fontes de dados e como aperfeiçoar os métodos para calibração, validação, parametrização e integração de diferentes escalas espaço-temporais. Esta tese enfoca o estudo comparativo de quantidade e qualidade de água via três abordagens distintas: diagnóstico de longo curso via análise de regressão e sistema de informações geográficas, modelo concentrado SMAP suavizado diário e modelo distribuído MGB-IPH diário. A região de estudo abrange a bacia hidrográfica do rio Cuiabá, a montante do Pantanal Matogrossense. Mais especificamente, optou-se por um detalhamento da modelagem hidrológica e da avaliação da poluição difusa por nitrogênio e fósforo na sub-bacia do rio Manso, com aproximadamente 9.400 km², abrangendo o período de 1993 a 1999. Os resultados obtidos via abordagem de longo curso permitiram a elaboração de um diagnóstico revelando a bacia do rio Manso como potencial geradora de nutrientes nitrogênio e fósforo total a partir da pesquisa sobre o tipo de ocupação e uso do solo que foi realizada para a bacia do rio Cuiabá. Mais ainda, foi possível desenvolver e mostrar o potencial de realizar estudos integrados de quantidade e qualidade de água via modelos chuva-vazão concentrado e distribuído. Ambos os modelos apresentaram comportamento bastante satisfatórios, destacando-se que os produtos de quantidade e qualidade de água podem ser gerados no nível diário. A metodologia ganha relevância, pois os nutrientes nitrogênio e fósforo total apresentaram um padrão de distribuição espacial compatível com a realidade da bacia do rio Manso, ainda que deva ser aperfeiçoada e melhor validada em função da superestimativa, em alguns casos, dos parâmetros de qualidade de água analisados.

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

QUALITY-QUANTITATIVE HYDROLOGICAL MODELLING: STUDY CASE OF
MANSO WATERSHED, MT-BRAZIL.

Michely Inêz Prado de Camargo Libos

August/2008

Advisor: Otto Corrêa Rotunno Filho

Department: Civil Engineering.

Rainfall-runoff models are used to achieve a better understanding of the land phase of the hydrological cycle and to provide support for water resources and environmental management. Progress in this area has been through the development and use of two broad classes of models: lumped and distributed. However, many issues remain, such as how to include new input data sources as well as how to improve methods for calibration, validation, parameterization and upscaling. This thesis focuses on a comparative study through three different approaches: long term diagnostic with statistical regression analysis and geographical information system, daily lumped smoothed SMAP model, daily distributed MGB-IPH model. The study area covers the Cuiaba river watershed, which is upstream of the Pantanal Matogrossense. More specifically, an option was made for conducting a detailed research for hydrological modeling and for total nitrogen and phosphorus nonpoint-source pollution evaluation applied to the Manso river watershed, with a total drainage area close to 9,400 km², during the time period of 1993 to 1999. The results for the long term diagnostic revealed the Manso river watershed as potentially generating nonpoint-source pollution under the framework of the research developed about land use and cover for the Cuiabá river watershed. In addition, it was developed and it was shown the possibility of performing quantity and quality integrated studies using lumped and distributed rainfall-runoff models. Both models presented good results, allowing to generate water quantity and water quality hydrological products at the daily step. The methodology becomes even more important since the total nitrogen and phosphorus nutrients presented a spatial distribution quite reasonable with respect to the actual distribution for the Manso river watershed. On the other hand, it should be emphasized that the methodology still requires to be improved and to be better validated due to the fact it sometimes overestimates the water quality parameters analyzed.

ÍNDICE

RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
ÍNDICE.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE TABELAS.....	xix
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Considerações iniciais	1
1.2 Relevância e histórico do tema	2
1.3 Objetivo da tese	11
1.4 Escopo da tese	12
CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 Modelagem hidrológica chuva-vazão.....	15
2.2 Poluição difusa.....	20
2.2.1 Modelos de poluição difusa	20
2.3 Balanço Hídrico.....	25
2.3.1 Modelo SMAP (soil moisture accounting procedure).....	27
2.3.1.1 Descrição dos fundamentos teóricos do modelo SMAP	27
2.3.1.2 Aplicação do modelo SMAP.....	37
2.3.2 Modelo MGB-IPH (modelo de grandes bacias).....	38
2.3.2.1 Componente de balanço hídrico no solo.....	41
2.4 Critérios de avaliação da modelagem hidrológica (concentrada e distribuída)..	63
2.5 Ferramentas de análise	65
2.6 Geoprocessamento e sensoriamento remoto	66
2.6.1.1 Aplicações de sensoriamento remoto	69
CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	75
3.1 Critério de calibração dos modelos hidrológicos e cenários.....	78
3.2 Modelagem de longo curso - bacia hidrográfica do rio Cuiabá.....	80
3.2.1 Banco de dados.....	83
3.2.2 Preenchimento de falhas	83
3.2.3 Modelo digital de elevação (MDE).....	84

3.2.4	Direção e acumulação do fluxo de água na rede	84
3.2.4.1	Sub-bacias de drenagem ou áreas de contribuição.....	85
3.2.5	Interligação entre a concentração média estimada de poluentes com o uso do solo	89
3.2.5.1	Sensoriamento remoto.....	90
3.2.6	Estimativa da carga anual dos nutrientes.....	94
3.2.7	Estimando a concentração média esperada	95
3.3	Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do rio Manso.....	98
3.4	Modelo SMAP	98
3.4.1	Método do balanço hídricos sazonal – BHS.....	99
3.5	Modelo MGB-IPH (modelo de grandes bacias)	101
3.5.1	Resoluções espaciais	103
3.5.2	Direções de fluxo e preenchimento das depressões do MDE.....	104
3.5.3	Área acumulada e delimitação de sub-bacias.....	106
3.5.4	Dados hidrometeorológicos	107
3.5.4.1	Distribuição da pluviometria na bacia do rio Manso.....	108
3.5.5	Mapa de uso e ocupação do solo e de pedologia	109
3.5.5.1	Uso e ocupação do solo.....	110
3.5.5.2	Mapa pedológico da bacia do rio Manso	113
3.5.5.3	Formação das áreas hidrológicamente homogêneas (GRU's).....	114
3.5.6	Aplicação do modelo MGB-IPH-IPH na bacia do rio Manso	115
3.6	SRTM - shuttle radar topography mission	120
3.7	GeoCover.....	121
3.8	Medidas de avaliação da qualidade do ajuste na modelagem hidrológica.....	121
3.9	Aplicação da metodologia de modelagem de qualidade de água, proposta por de SAUNDERS e MAIDMENT (1996), aos dados de vazão modelados.....	122

CAPÍTULO 4 - ÁREA DE ESTUDO: BACIA DO RIO CUIABÁ E SUB-BACIA DO RIO MANSO 124

4.1	Características gerais da bacia hidrográfica do rio cuiabá	125
4.1.1	Características da Vegetação e tipo de solo da bacia.....	125
4.1.2	Características da ocupação e exploração da bacia	131
4.1.3	Quantidade da água na bacia do rio Cuiabá	133
4.1.4	Qualidade da água na bacia do rio Cuiabá	135
4.1.5	Usos da água na bacia do rio Cuiabá.....	138
4.1.5.1	Abastecimento de água	138
4.1.5.2	Irrigação	139

4.1.5.3	Geração de energia	139
4.1.5.4	Diluição de despejo.....	141
4.2	Características gerais da bacia hidrográfica do rio Manso	141
4.2.1	Bacia hidrográfica do rio Manso	141
4.2.2	Aproveitamento múltiplo de Manso – APM-Manso.....	144
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES		146
5.1	Modelagem hidrológica de longo curso	146
5.1.1	Modelo digital de elevação	147
5.1.2	Sentido e acumulação de água na rede.....	148
5.1.2.1	Sub-bacias de drenagem ou áreas de contribuição.....	148
5.1.2.1.1	Determinação da relação chuva-vazão	149
5.1.3	Interligação entre a concentração média esperada de poluentes com o uso do solo	153
5.1.3.1	Sensoriamento remoto e SIG.....	154
5.1.3.2	Valores das concentrações médias esperadas (EMC)	157
5.1.4	Estimativa da concentração média dos nutrientes	161
5.2	Modelagem hidrológica – escala temporal diária.....	169
5.2.1	Balanco hídrico sazonal - BHS	169
5.2.1.1	Precipitação	169
5.2.1.2	Vazão	173
5.2.1.3	Evapotranspiração	174
5.3	Resultados do modelo concentrado SMAP II suavizado	178
5.3.1	Tempo de concentração	179
5.3.2	Planejamento das simulações	182
5.3.2.1	Estabelecimento dos parâmetros iniciais.....	182
5.3.2.2	Programação das simulações.....	186
5.3.2.3	Resumo dos resultados do modelo SMAP	196
5.4	Classificação das imagens de satélite Landsat 5 - TM	197
5.5	Aplicação do modelo MGB-IPH na bacia do rio Manso.....	203
5.6	O relevo da bacia do rio manso – SRTM.....	204
5.6.1	Discretização da bacia em células	207
5.6.2	Áreas hidrologicamente homogêneas (GRU's)	208
5.6.2.1	Pedologia	208
5.6.2.2	Uso e ocupação do solo.....	211
5.6.3	Relação entre a área de drenagem e a largura do rio	213
5.6.4	Calibração dos parâmetros.....	214

5.6.5	Ajuste e verificação.....	217
5.7	Avaliação do desempenho da modelagem concentrada e distribuída.....	225
5.8	Aplicação da metodologia de SAUNDERS e MAIDMENT (1996) em dados diários	231
5.8.1	Saída do modelo concentrado SMAP.....	233
5.8.2	Saída do modelo distribuído MGB-IPH.....	243
5.8.3	Verificação das concentrações simuladas de nitrogênio total e fósforo total	257
5.8.3.1	SMAP	257
5.8.3.2	MGB-IPH.....	263
5.8.3.3	Avaliação estatística das concentrações dos nutrientes simuladas	270
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....		275
6.1	Histórico do trabalho	275
6.2	Conclusões	281
6.3	Recomendações para futuros trabalhos	285
CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS		287
ANEXO A – Valores dos parâmetros fixos utilizado no modelo MGB-IPH.....		319
ANEXO B – Estudos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Cuiabá.....		320

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Esquema do modelo SMAP.	28
Figura 2.2 – Histograma de retardo de uma bacia.	32
Figura 2.3 – Representação gráfica de uma função z_t e fluxograma simplificado no SMAP.	35
Figura 2.4 – Funções de suavização Φ e R_t	35
Figura 2.5 – (a) Subdivisão de uma bacia em células ligadas por linhas que representam a rede de drenagem e (b) da célula em n blocos, de acordo com o uso do solo.	40
Figura 2.6 – Esquema do balanço de água vertical na camada de solo.	48
Figura 2.7 – Esquema dos reservatórios para uma célula com dois blocos.	51
Figura 2.8 – (a) Direção oito vizinhos próximos; (b) Discretização de uma bacia em células e a rede de drenagem – as células onde a rede de drenagem inicia são células fontes.	53
Figura 3.1 – Fluxograma geral da metodologia empregada no estudo da bacia hidrográfica do rio Manso – Estado do Mato Grosso.	77
Figura 3.2 – Fluxograma dos passos da metodologia empregada para a simulação da carga dos nutrientes por fontes difusas.	82
Figura 3.3 – Distribuição espacial das estações pluviométricas.	88
Figura 3.4 – Distribuição espacial das estações fluviométricas.	88
Figura 3.5 – Rede hidrográfica digital da bacia do rio Cuiabá.	91
Figura 3.6 – Comportamento das concentrações observadas de nitrogênio total.	97
Figura 3.7 – Comportamento das concentrações observadas de fósforo total.	97
Figura 3.8 – Determinação do início e do fim do período de recessão.	100
Figura 3.9 – Representação das resoluções espaciais: (a) Modelo hidrológico; (b) Blocos; com ilustrações do MDE.	104
Figura 3.10 – (a) Oito direções de fluxos possíveis, segundo direções da rotina MGB-IPH; e (b) depressão ou célula com direção indeterminada e processo de correção.	105
Figura 3.11 – Evolução do número de píxeis com direção indefinida na execução da rotina.	105
Figura 3.12 – Localização geográfica dos postos pluviométricos, fluviométricos e climatológico utilizados na modelagem da bacia do rio Manso.	107
Figura 3.13 – Mapa da chuva interpolada para o dia 04/01/1996: (a) método IDW; (b) método de Thiessen.	109

Figura 3.14 – Imagem CBERS (câmara CCD - R3G2B1) e Imagem Landsat 5 TM (R3G4B5).	113
Figura 3.15 – Variabilidade das classes oriundas do cruzamento das informações de uso e ocupação do solo e da pedologia no interior do modelo.	115
Figura 3.16 – Sub-bacias do planalto do Alto Paraguai, nas quais o modelo MGB-IPH foi ajustado (área delimitada pelo retângulo – bacia do rio Cuiabá).	117
Figura 3.17 – Sub-bacia do rio Cuiabá utilizada no projeto de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do Alto Paraguai (área delimitada pelo retângulo – sub-bacia do rio Manso).	118
Figura 3.18 – Bacia do rio Manso sub-dividida em sub-bacias considerando postos fluviométricos como exutórios.	119
Figura 4.1 – Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Cuiabá no estado de Mato Grosso e respectivos biomas.	124
Figura 4.2 – Perfil esquemático da região de savana: (1) gramíneo-lenhosa; (2) parque; (3) arbórea aberta; e (4) arbórea densa.	126
Figura 4.3 – Pedologia da bacia do rio Cuiabá.	128
Figura 4.4 – Municípios pertencentes à bacia do rio Cuiabá.	129
Figura 4.5 – Classificação do clima no Brasil.	134
Figura 4.6 – Comportamento médio anual da (a) chuva e; (b) vazão sobre a bacia do rio Manso.	142
Figura 4.7 – Modelo digital de elevação da bacia hidrográfica do rio Manso – base de dados SRTM.	143
Figura 4.8 – Fotos do APM-Manso: (a) placa com informações técnicas no entrada da usina; (b) vista aérea do lago do APM-Manso; (c) as quatro turbinas de 52,5 MW cada; e (d) conduto forçado (diâmetro interno 5.200 mm).	145
Figura 5.1 – Modelo digital de elevação (MDE) da bacia hidrográfica do rio Cuiabá.	147
Figura 5.2 – Plano de informação do sentido do fluxo superficial na bacia do rio Cuiabá.	148
Figura 5.3 – Área de drenagem das sub-bacias de contribuição.	149
Figura 5.4 – Resultado da interpolação das estações pluviométricas.	150
Figura 5.5 – Ajuste do modelo de regressão linear entre a chuva e a vazão média de longo curso.	152
Figura 5.6 – Plano de informação da vazão média de longo curso ($\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$) estimada por célula.	153
Figura 5.7 – Classificação do uso do solo baseada nas imagens digitais Landsat 7 - ETM+ (227/71, 227/70, 226/71 e 226/70) de julho 2000.	156
Figura 5.8 – Distribuição do EMC de nitrogênio total na bacia do rio Cuiabá.	160

Figura 5.9 – Distribuição de EMC de fósforo total na bacia do rio Cuiabá.	161
Figura 5.10 – Nutrientes: (a) Nitrogênio total simulado e observado e (b) fósforo total, simulado e observado.	162
Figura 5.11 – Concentração estimada de nitrogênio total na bacia do rio Cuiabá.	163
Figura 5.12 – Concentração estimada de fósforo total na bacia do rio Cuiabá.	164
Figura 5.13 – Simulação das concentrações de fósforo total em contraste com a resolução CONAMA 357/2005.	166
Figura 5.14 – Simulação das concentrações de fósforo total para caracterização do estado de eutrofização das águas da bacia do rio Cuiabá.	167
Figura 5.15 – Precipitações totais anuais para os postos pluviométricos da região de estudo (1993-1999).	170
Figura 5.16 – Precipitações totais mensais para os postos pluviométricos da região de estudo (1993-1999).	171
Figura 5.17 – Precipitação diária acumulada.	171
Figura 5.18 – Diagrama de dispersão entre os dados de chuva espacializados pelo método de Thiessen (abscissa) e pelo método IDW (ordenadas).	172
Figura 5.19 – Hidrograma bacia do rio Manso (posto 66210000) no eixo principal e precipitação (IDW) no eixo secundário (1993-1999).	173
Figura 5.20 – Hidrograma posto 66210000, picos e recessões.	174
Figura 5.21 – Gráfico Q_t versus Q_{t+1}	175
Figura 5.22 – Precipitações, vazões e evapotranspirações calculadas pelo método BHS para o posto de drenagem do rio Manso (Rm5 - 66210000) (1993-1999).	176
Figura 5.23 – Evapotranspiração mensal pelo método BHS (1993-1999).	177
Figura 5.24 – Evapotranspiração BHS acumulada comparada a [P-Q] acumulada (1993-1999).	178
Figura 5.25 – Hidrograma dos postos da bacia para estimativa do tempo de concentração.	181
Figura 5.26 – Histograma de retardo da sub-bacia do rio Manso.	181
Figura 5.27 – Estimativa de KSUP e KSUB através da análise das recessões.	184
Figura 5.28 – Umidade do solo do sensor AMSR-E.	185
Figura 5.29 – Hidrogramas observado e simulado – parâmetros de referência.	188
Figura 5.30 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e simuladas – parâmetros fisicamente arbitrados.	188
Figura 5.31 – Hidrogramas observado, calculado - calibração automática e simulado – parâmetros fisicamente arbitrados.	190

Figura 5.32 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e calculadas (parâmetros de entrada fisicamente arbitrados, seguido pela calibração automática).....	191
Figura 5.33 – Hidrogramas observado e simulado - calibração manual.	192
Figura 5.34 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e simuladas (parâmetros calibrados manualmente).	193
Figura 5.35 – Hidrogramas observado, simulado - calibração manual (parâmetros de entrada) e calculado – calibração automática.....	195
Figura 5.36 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e calculadas (parâmetros de entrada calibrados manualmente seguido por calibração automática).....	195
Figura 5.37 – Classificação do uso e ocupação do solo baseada nas imagens de satélite Landsat 5TM (226/70 e 226/71) de julho e agosto de 1999.	202
Figura 5.38 – Distribuição percentual das classes de uso e ocupação do solo extraídas das imagens Landsat 5-TM de 1999.....	202
Figura 5.39 – Fluxograma do processamento e operações em ambiente SIG de uma aplicação do modelo (caixas cinzas – operações em SIG convencionais).....	203
Figura 5.40 – Modelo digital de elevação (MDE) para a bacia hidrográfica do rio Manso.....	204
Figura 5.41 – Corte AA' na Figura 5.41 - Modelo Digital de Elevação (MDE) para a bacia hidrográfica do rio Manso.	205
Figura 5.42 – Histograma de frequência do modelo de elevação digital da área da bacia do rio Manso e seu entorno.	205
Figura 5.43 – Histograma de frequência do modelo de elevação digital da área da bacia do rio Manso.	206
Figura 5.44 – Bacia discretizada em células e rede de drenagem.....	208
Figura 5.45 – Pedologia detalhada da bacia do rio Manso.	209
Figura 5.46 – Mapa de pedologia da bacia do rio Manso.....	211
Figura 5.47 – Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Manso – 1999.	212
Figura 5.48 – Distribuição da combinação da pedologia e uso do solo (blocos).....	213
Figura 5.49 – Relação entre a área da bacia e a largura do rio na bacia do rio Manso.	214
Figura 5.50 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66175000 (posto 1), de janeiro de 1994 a abril de 1999.....	218
Figura 5.51 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66173000 (posto 2), de janeiro de 1994 a abril de 1999.....	219

Figura 5.52 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66201000 (posto 3), de janeiro de 1994 a abril de 1999.	220
Figura 5.53 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66210000 (posto 4), de janeiro de 1994 a abril de 1999.	222
Figura 5.54 – Curva de permanência de vazões diárias calculadas e observadas do rio Manso (sub-bacia 4 – 66210000), no período de 1994 - 1999.	223
Figura 5.55 – Hidrograma do rio Manso (66210000), conforme origem do escoamento.	224
Figura 5.56 – Percentagem do escoamento no rio Manso (66210000), de acordo com a origem.	225
Figura 5.57 – Hidrograma das vazões observadas (linha em verde) e simuladas pelos modelos SMAP (linha em vermelho) e MGB-IPH (linha em azul).....	226
Figura 5.58 – Freqüência acumulada das vazões observadas (azul) e simuladas, modelo SMAP (vermelho) e MGB-IPH (verde).....	227
Figura 5.59 – Diagrama de caixa das vazões observadas e simuladas (SMAP e MGB-IPH).	228
Figura 5.60 – Dispersão das vazões observadas e simuladas; (a) Q observada X Q SMAP; e (b) Q observada X Q MGB-IPH.....	229
Figura 5.61 – Freqüência relativa das vazões (a) observadas; (b) simuladas pelo modelo concentrado SMAP; e (c) simuladas pelo modelo distribuído MGB-IPH.	230
Figura 5.62 – Distribuição espacial da chuva na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996.	233
Figura 5.63 – Distribuição espacial da vazão (SMAP) na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996.	235
Figura 5.64 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída SMAP.....	236
Figura 5.65 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída SMAP.....	237
Figura 5.66 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída SMAP.....	241

Figura 5.67 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída SMAP.....	242
Figura 5.68 – Distribuição espacial da vazão na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.....	245
Figura 5.69 – Distribuição espacial da evapotranspiração real na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.....	246
Figura 5.70 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.....	248
Figura 5.71 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.....	249
Figura 5.72 – Distribuição espacial da vazão na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.....	252
Figura 5.73 – Distribuição espacial da evapotranspiração real na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.....	253
Figura 5.74 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.....	254
Figura 5.75 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.....	255
Figura 5.76 – Distribuição espacial do dia 20/11/1997 para: (a) chuva; (b) vazão.....	258
Figura 5.77 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso para o dia 20/11/97. Saída SMAP.....	259
Figura 5.78 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso para o dia 20/11/97. Saída SMAP.....	259
Figura 5.79 – Distribuição espacial do dia 08/12/1998 para: (a) chuva; (b) vazão.....	260
Figura 5.80 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso para o dia 08/12/98. Saída SMAP.....	262
Figura 5.81 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso para o dia 08/12/98. Saída SMAP.....	262

Figura 5.82 – Distribuição espacial do dia 20/11/1997 para: (a) chuva; (b) vazão; (c) evapotranspiração real.....	264
Figura 5.83 – Distribuição espacial do nitrogênio total para o dia 20/11/1997.....	265
Figura 5.84 – Distribuição espacial do fósforo total para o dia 20/11/1997.....	266
Figura 5.85 – Distribuição espacial do dia 08/12/1998 para: (a) chuva; (b) vazão; (c) evapotranspiração real.....	267
Figura 5.86 – Distribuição espacial do nitrogênio total para o dia 08/12/1998.....	269
Figura 5.87 – Distribuição espacial do fósforo total para o dia 08/12/1998.....	269
Figura B.1 – Bacia do rio Cuiabá.....	329
Figura B.2 – Estações fluviométricas utilizadas no estudo.....	331
Figura B.3 – Curva de permanência de vazões no tempo (representativa).....	335
Figura B.4 – Vazões mínimas (Q7,10, Q95%, Q90%, Q75%, Q50%, Q25% e Q5%).....	338
Figura B.5 – Curva de regionalização da vazão mínima Q7,10 e Q95% (diário) para a bacia do Rio Cuiabá.....	340
Figura B.6 – Curva de regionalização para a vazão mínima Q95% (calculado com a vazão média mensal) para a bacia do rio Cuiabá.....	342

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Modelos para avaliar a contaminação de fontes não pontuais.	24
Tabela 2.2 – Índice de área foliar de coberturas vegetais.....	43
Tabela 2.3 Resistência superficial em condições de boa disponibilidade de água no solo de alguns tipos de vegetação.	46
Tabela 2.4 – Altura dos tipos de cobertura vegetal.	57
Tabela 2.5 - Valores de albedo médio diário (* coberturas vegetais típicas do Brasil). 58	
Tabela 2.6 – Características de armazenamento de água nos solos em 1 metro de profundidade.	60
Tabela 2.7 – Valores do parâmetro <i>b</i> utilizados em modelos hidrológicos.	61
Tabela 3.1 – Localizações geográficas dos postos pluviométricos.	87
Tabela 3.2 – Localizações geográficas dos postos fluviométricos.	87
Tabela 3.3 – Classes preliminares utilizadas no processo de classificação e classes finais para a implementação da modelagem.....	93
Tabela 3.4 – Valores das concentrações de nutrientes nos postos de medição.....	96
Tabela 3.5 – Localizações geográficas dos postos pluviométricos, fluviométricos e climatológico.....	107
Tabela 3.6 – Classes preliminares utilizadas no procedimento de classificação das imagens e subseqüentes aglutinações.	112
Tabela 3.7 – Valores calibrados dos parâmetros associados aos blocos na sub-bacia do rio Casca.	119
Tabela 3.8 – Valores calibrados dos parâmetros associados aos blocos nas sub-bacias dos rios Manso, Jangada, Coxipó e Cuiabá.....	119
Tabela 4.1 – População residente e taxa de crescimento anual nos municípios da bacia do rio Cuiabá - 1996/2000/2007.	133
Tabela 4.2 – Usinas e centrais geradoras, potência (kW) e proprietário da usina, por município, MT/2005.	140
Tabela 5.1 – Informações dos postos fluviométricos e suas respectivas sub-bacias de drenagem.	149
Tabela 5.2 – Volume anual acumulado das áreas de drenagem nas estações de medição de vazão.	151
Tabela 5.3 – Vazão e chuva média de longo curso por célula, em mm/ano.	151
Tabela 5.4 – Matriz de confusão das áreas de treinamento de calibração (227/70)..	155
Tabela 5.5 – Resultado da classificação.	157
Tabela 5.6 – Valores observados e simulados de nitrogênio total e fósforo total nos postos fluviométricos.....	158

Tabela 5.7 – Valores das concentrações estimadas de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) por categoria de uso do solo (valores em mg.L ⁻¹).	159
Tabela 5.8 – Valores observados e simulados de nitrogênio total e fósforo total nos postos fluviométricos conforme EMC's calibrados.....	162
Tabela 5.9 – Ambientes e concentrações limites para cada classe de enquadramento de rios (mg.L ⁻¹).	165
Tabela 5.10 – Concentrações limites para nitrogênio amoniacal total segundo resolução CONAMA 357/2005.	168
Tabela 5.11 – Postos pluviométricos da sub-bacia do rio Manso.	170
Tabela 5.12 – Resumo dos resultados dos tempos de concentração.....	180
Tabela 5.13 – Condições iniciais dos parâmetros do modelo SMAP - Manso.....	186
Tabela 5.14 – Valores fisicamente arbitrados dos parâmetros do modelo SMAP.	187
Tabela 5.15 – Valores dos parâmetros do modelo SMAP.....	189
Tabela 5.16 – Valores dos parâmetros do modelo SMAP.....	192
Tabela 5.17 – Valores dos parâmetros do modelo SMAP.....	194
Tabela 5.18 – Métricas para avaliação da performance do modelo.....	196
Tabela 5.19 – Índice de separabilidade espectral – Jeffries-Matushita.....	199
Tabela 5.20 – Matriz de confusão das áreas de treinamento de calibração do mosaico das imagens Landsat (órbita 226, pontos 70 e 71).	200
Tabela 5.21 – Percentagem de precisão do mapa produzido pela classificação.....	201
Tabela 5.22. Parâmetros estatísticos do MDE para área da bacia do rio Manso e seu entorno.	206
Tabela 5.23 – Parâmetros estatísticos do MDE para área da bacia do rio Manso. ...	206
Tabela 5.24 – Classes do tipo de solo na bacia do rio Manso e respectivas aglutinações.	210
Tabela 5.25 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 1 (66175000).	215
Tabela 5.26 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 2 (66173000).	216
Tabela 5.27 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 3 (66201000).	216
Tabela 5.28 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 4 (66210000).	217
Tabela 5.29 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 1 (66175000).	219
Tabela 5.30 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 2 (66173000).	220
Tabela 5.31 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 3 (66201000).	221
Tabela 5.32 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 4 (66210000).	222

Tabela 5.33 – Estatísticas das vazões observadas e simuladas (Sub-bacia 2 – 66173000).	228
Tabela 5.34 – Medidas de avaliação do desempenho dos modelos SMAP e MGB-IPH para a sub-bacia 2 – 66173000.	230
Tabela 5.35 – Valores simulados, a partir da saída do modelo hidrológico concentrado SMAP, das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – postos 66175000 e 66173000.	243
Tabela 5.36 – Valores simulados, a partir da saída do modelo hidrológico concentrado SMAP, das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – postos 66201000 e 66210000.	243
Tabela 5.37 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – postos 66175000 e 66173000.	256
Tabela 5.38 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – postos 66201000 e 66210000.	256
Tabela 5.39 – Valores simulados via SMAP, e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ .	258
Tabela 5.40 – Valores simulados via SMAP das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ .	258
Tabela 5.41 – Valores simulados via SMAP e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – posto 66201000.	260
Tabela 5.42 – Valores simulados via SMAP e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – posto 66210000.	261
Tabela 5.43 – Valores simulados via SMAP das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ .	261
Tabela 5.44 – Valores simulados via MGB-IPH e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ .	264
Tabela 5.45 – Valores simulados via MGB-IPH das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ .	264
Tabela 5.46 – Valores simulados via MGB-IPH e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – posto 66201000.	268
Tabela 5.47 – Valores simulados via MGB-IPH e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ – posto 66210000.	268
Tabela 5.48 – Valores simulados via MGB-IPH das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L ⁻¹ .	268
Tabela 5.49 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L ⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo SMAP, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.	272

Tabela 5.50 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L ⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.	272
Tabela 5.51 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L ⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo SMAP, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.	273
Tabela 5.52 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L ⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.	273
Tabela 5.53 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L ⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo SMAP, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.	273
Tabela 5.54 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L ⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.	273
Tabela B.1 – Estações fluviométricas adotadas nesse estudo, bacia do rio Cuiabá..	332
Tabela B.2 – Resultados das características fisiográficas da bacia do rio Cuiabá.....	335
Tabela B.3 – Número de registros das informações hidrológicas extraídas do HIDROWEB e SIBAC.....	337
Tabela B.4 – Número de registros das informações hidrológicas do bando de dados final.	337
Tabela B.5 – Relação das curvas-chave nas estações da bacia.....	337
Tabela B.6 – Vazões máximas da bacia do rio Cuiabá para os diversos anos de recorrência.....	338
Tabela B.7 – Vazões mínimas da bacia do rio Cuiabá para os diversos tempos de permanência.....	339
Tabela B.8 – Regionalização das vazões mínimas Q95% e Q7,10 da bacia do rio Cuiabá.....	341

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O estado de Mato Grosso possui aptidão agrícola e tem expandido suas fronteiras. IBGE (2005) relata que Mato Grosso foi o estado que mais contribuiu para a produção nacional (22,4%) para o ano de 2005, sendo o maior produtor do Brasil em soja, algodão herbáceo e girassol. Além de ter expandido a área plantada com essas culturas, também investiu em produtos novos, como o amendoim, em relação ao qual passou a ocupar a terceira colocação na ordem de produção nacional. A soja ainda é a cultura com maior importância no estado, respondendo por 70,0% da safra e 53,6% do valor da produção.

TSUNECHIRO (2004), baseado nos dados do IBGE de 2003, atribuiu ao estado de Mato Grosso o primeiro lugar na lista dos estados produtores de soja e em quinto lugar na produção de milho. O segundo e o quarto municípios que mais produziram milho no país pertencem, também, ao estado de Mato Grosso, correspondendo a Lucas do Rio Verde e a Sorriso, respectivamente.

Vale ressaltar que o município de Campo Verde, inserido na bacia do rio Manso, encontra-se, nessa mesma pesquisa de TSUNECHIRO (2004), em décimo quinto lugar em produção de soja do país.

Na safra de 2004/2005, o estado de Mato Grosso está assim classificado segundo o seguinte ordenamento: em 2º lugar na produção de arroz (17,24% da produção nacional), em 4º lugar na produção de milho (9,82% da produção nacional) e em 1º lugar na produção de soja (35,15% da produção nacional).

A alta produtividade do estado de Mato Grosso está diretamente ligada ao manejo da terra e, conseqüentemente, à utilização de produtos químicos, tanto fertilizantes quanto defensivos agrícolas.

A utilização de fertilizantes bem como de outras substâncias no processo de cultivo tem sido o meio pelo qual os recursos hídricos têm sido afetados em sua qualidade, tornando-se, muitas vezes, impróprios para o uso no âmbito do qual ele está enquadrado. Denomina-se esse processo de poluição difusa ou não pontual.

A poluição difusa na bacia do rio Cuiabá, com área de aproximadamente de 29.000 km² e vazão média anual na sua foz de 371 m³.s⁻¹, situada ao sul do estado de Mato Grosso, foi diagnosticada por LIMA (2001) na porção urbana e por LIBOS (2002)

na área da bacia. LIBOS (2002) aplicou a metodologia proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996) para avaliação da poluição oriunda de fontes difusas, mais especificamente, das concentrações de nitrogênio total e fósforo total na bacia do rio Cuiabá, alcançando resultados que apontaram para a sub-bacia do rio Manso, como a mais afetada por esse tipo de poluição, uma vez que é uma região onde se concentram as áreas com maior potencial agrícola.

ZEILHOFER *et al.* (2006) observaram, na bacia hidrográfica do rio Cuiabá, que as concentrações de nutrientes e de coliformes totais na cabeceira do rio Cuiabá (sub-bacia do rio Manso) são levemente aumentadas após o rio passar por regiões com fazendas de pecuária. Contudo, após a confluência com o rio Manso, concentrações de nutrientes e de DQO (demanda química de oxigênio) aumentam expressivamente, uma vez que recebem cargas de outras sub-bacias com intensas atividades agrícolas.

Sendo assim, nota-se que a sub-bacia do rio Manso possui um potencial característico de aporte à poluição difusa e, ao mesmo tempo, caracteriza-se por estar localizada à montante do complexo Pantanal, que se constitui como um ecossistema sensível, devido a baixa declividade do terreno e, conseqüentemente, com rios lânticos, tornando o problema da poluição difusa relevante e que necessita de estudos que visem, sobretudo, a eutrofização.

Vale ressaltar que a sub-bacia do rio Manso ($\approx 9.400 \text{ km}^2$), com vazão média anual de $188 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, é uma região conhecida pelas freqüentes chuvas intensas, que estão associadas a sistemas convectivos de mesoescala (LIMA, 2005) entre os meses de novembro e março, estação chuvosa na porção central do país. Por essa razão, torna-se um desafio modelá-la, uma vez que os dados observados são escassos e o comportamento pluviométrico não é adequadamente captado pela rede pluviométrica existente.

Nesse sentido, a presente pesquisa pretende contribuir com o avanço no entendimento das questões que envolvem as considerações relacionadas às modelagens qualitativa e quantitativa, de natureza concentrada e distribuída.

1.2 RELEVÂNCIA E HISTÓRICO DO TEMA

A água está envolvida em três sistemas: atmosférico, terrestre e oceânico. A hidrologia estuda a água que se encontra no sistema terrestre, mas pode incluir aspectos dos sistemas atmosférico e oceânico, que diretamente afetam o movimento de água no sistema terrestre. Entender o movimento terrestre do ciclo hidrológico é peça

fundamental da hidrologia. Para tanto, duas grandes áreas têm sido exploradas, a do trabalho experimental e da modelagem matemática.

A modelagem matemática busca representar, o mais próximo possível, o comportamento natural dos recursos hídricos através de equações matemáticas que representem seus processos físicos. Como a natureza possui alta complexidade, representar esses processos não é uma tarefa trivial. Por essa razão, muitas vezes, lança-se mão de simplificações, que podem ser realizadas através de modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão, que, muitas vezes, seguem a linha que se convencionou chamar de modelagem determinística, contrastando com a abordagem estocástica (YEVJEVICH, 1974).

Na área da modelagem hidrológica conceitual e determinística, é possível notar, nas últimas décadas, um grande desenvolvimento metodológico e tecnológico. Conseqüentemente, a utilização de modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão na predição e previsão de vazões, que são importantes na operação de reservatórios, por exemplo, tem crescido e ganhado maior confiabilidade.

Tais modelos buscam os ciclos ocorridos no passado para a previsão de regimes hidrológicos. Atualmente o setor elétrico tem se voltado para a necessidade de melhor entendimento dos processos físicos, de forma a homogeneizar os critérios de análise com a preocupação de preservar o tratamento isonômico entre os concessionários de geração de energia elétrica. É sabido, por exemplo, que problemas reais ocorrem na previsão de vazões do subsistema sul, onde o regime hidrológico é caracterizado por não apresentar sazonalidade marcante anual e por apresentar grande variabilidade mensal (ONS, 2004).

Por outro lado, modelos determinísticos ou conceituais são tradicionalmente adotados pelas concessionárias de energia elétrica, como é o caso do modelo SMAP (*soil moisture accounting procedure*), apresentado originalmente por LOPES, BRAGA e CONEJO (1981), e do modelo SSARR (ROCKWOOD, 1958, descrito em TUCCI, 1998), para estudos internos de previsão de vazões. Entretanto, para efeito de planejamento da operação, a cadeia de modelos do Centro de Pesquisas da Eletrobrás (CEPEL) é fundamentada nos modelos estocásticos.

A evolução na aplicação dos modelos determinísticos indica que esses modelos passam, cada vez mais, a não apenas trabalhar com a variável temporal, mas também explicitar e modelar a variabilidade de informações espaciais, adotando o sensoriamento remoto como tecnologia para viabilizar respostas aceitáveis para tal desafio.

Apesar da evolução na modelagem hidrológica apontar para pesquisas em torno de modelos distribuídos de base física, ainda hoje existe uma vertente que investe no estudo de modelos denominados concentrados devido sua aplicabilidade prática amplamente reconhecida e bem definida. Essa corrente apóia-se em algumas premissas como o fato de que avanços no entendimento do ciclo hidrológico na bacia hidrográfica devem ser feitos diretamente na escala da bacia. Como argumento, emprega-se, na discussão, uma analogia com a área de medicina, onde um médico quando desenvolve o seu diagnóstico sobre um dado paciente, examina a pessoa como um todo e não as células que compõem essa pessoa em particular.

O presente estudo, embora estabeleça algumas análises comparativas entre a modelagem concentrada e distribuída, adota a perspectiva da complementaridade, entendendo que ambas as abordagens, seja de baixo para cima (*upward* ou *bottom-up*) como de cima para baixo (*downward* ou *top-down*), são sinérgicas para o melhor entendimento dos processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica e para a extensão desse tipo de estudo em regionalização de vazões na perspectiva da década (2003-2013) proposta pela Associação Internacional de Ciências Hidrológicas (*International Association of Hydrological Sciences - IAHS*) para estudo do predição de vazões em bacias pouco ou não monitoradas (*PUB – prediction on ungaged basins*). De alguma forma, procura-se conciliar uma visão Newtoniana do tipo sistêmica, associada à modelagem concentrada, com uma visão Darwiniana, de natureza biológica e celular, intrinsecamente ligada à modelagem distribuída.

Devido às simplificações que são atribuídas à natureza através da modelagem hidrológica, entendida a partir deste ponto como modelagem hidrológica conceitual e determinística do tipo chuva-vazão, algumas incertezas são geradas, em termos de balanço de água. AITKEN (1973), O'DONNELL e CANEDO (1980), CANEDO (1989), REFSGAARD (1997), BLASONE *et al.* (2008), dentre outros, apontam algumas dessas incertezas geradoras de erros sistemáticos, como superestimativas ou subestimativas. Alguns desses erros podem estar relacionados aos registros de dados, à estrutura do modelo e à calibração do modelo.

Os modelos hidrológicos podem ser classificados, de acordo com a descrição dos processos físicos, como conceitual ou físico e empírico e, segundo sua descrição espacial dos processos na bacia hidrográfica, como concentrado e distribuído (REFSGAARD, 1996; TUCCI, 1998). A diferença essencial entre os modelos conceituais e empíricos está no uso de equações físicas e empíricas para simular os processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica, respectivamente. Quanto à distribuição espacial, um modelo concentrado é aquele no qual os parâmetros e as

variáveis modificam-se somente em função do tempo, enquanto, em um modelo distribuído, esses componentes variam em função do tempo e do espaço. Nesse sentido, destacam-se os modelos concentrados de base conceitual e os distribuídos de base física. Exemplos típicos de modelos concentrados conceituais são: o STANFORD (CRAWFORD e LINSLEY, 1966), o SMAP (LOPES *et al.*, 1981) e o Sacramento (BURNASH, 1995). O primeiro modelo distribuído fisicamente embasado foi desenvolvido por Freeze e Harlan em 1969 (REFSGAARD, 1997) e, desde então, muitos códigos têm sido desenvolvidos, tais como SHE (ABBOTT *et al.*, 1986a,b; BATHURST e O'CONNELL, 1992; REFSGAARD e STORM, 1995), IHDM (BEVEN *et al.*, 1987), o THALES (GRAYSON *et al.*, 1992a,b), TOPMODEL (BEVEN *et al.*, 1995), WATFLOOD (KOUWEN, 1988), MGB-IPH (COLLISCHONN, 2001) e EPHST-COPPE (ARAUJO, 2006).

BEVEN e O'CONNELL (1982) apontam que os parâmetros de modelos concentrados são médias sobre a bacia hidrográfica, e a estimativa desses parâmetros são altamente dependentes de técnicas de ajuste que procuram combinar os valores observados e os valores previstos. Esse pressuposto implica dados históricos que devem ser divididos para calibração e validação do modelo, e interpretação física dos valores dos parâmetros realizada de maneira cuidadosa.

Intuitivamente, dos modelos distribuídos com base física, por explicitarem a distribuição espacial da bacia modelada, espera-se uma representação mais adequada do mundo real. No entanto, algumas limitações também são impostas nesse tipo de modelagem. Em particular, a definição matemática de modelos com base física, em geral, ocorre de maneira que as soluções analíticas para as equações não podem ser encontradas, procurando-se, então, definir soluções numéricas aproximadas, as quais, por sua vez, baseiam-se em discretizações no espaço e no tempo. Tais modelos, nesse caso, também envolvem um grau de promediação dos processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica no nível da escala da malha de representação desses processos empregada na modelagem.

Desse modo, existem muitas críticas concernentes à utilização dos modelos distribuídos. BEVEN (1989) considera que muitos dos modelos que são chamados de distribuídos, são, na verdade, modelos concentrados que requerem muitos parâmetros e variáveis.

A discussão na comunidade científica sobre esses dois tipos de modelagem hidrológica ainda não alcançou um consenso. Uma série de artigos publicados na literatura mais recente de hidrologia tem abordado essa questão, mostrando que os

modelos concentrados são fundamentais no entendimento dos processos hidrológicos existentes na bacia hidrográfica, servindo como referencial para a modelagem distribuída (SIVAPALAN *et al.*, 2003).

Na prática, a escolha do modelo apropriado para o problema a ser resolvido deve ser a primeira preocupação que o modelador deve ter. Reproduzir adequadamente os vários aspectos dos hidrogramas de saída, que são de interesse para o hidrólogo, deve ser uma premissa a ser atendida pelo modelo escolhido. No entanto, existem outras características a serem atendidas pelo modelo, em que as escolhas das escalas espacial e temporal são algumas delas.

A fase de calibração do modelo hidrológico constitui-se na etapa onde os parâmetros devem ser identificados e estimados. Essa etapa é seguida pela fase de validação, onde é feita a utilização do modelo com os parâmetros já calibrados, com dados diferentes daqueles usados no ajuste. Ressalta-se que existem diferentes formas de validar um modelo e, na literatura, não existe um consenso quanto à melhor forma de realizá-la (HASSANIZADEH e CARRERA, 1992a,b). No entanto, como essas duas fases estão interligadas, é de extrema importância a realização de ambas no processo de modelagem.

A aplicação completa do processo de modelagem finda com a fase de aplicação, onde o modelo é utilizado para representar situações onde se desconhece a saída do sistema. A qualidade dos resultados obtidos depende, essencialmente, da representatividade dos períodos usados no ajuste e da capacidade intrínseca ao modelo em simular as alternativas escolhidas pelo hidrólogo.

A aplicação da modelagem hidrológica compreende, segundo KUCZERA (1983), cinco grandes campos dos modelos chuva-vazão, a saber: (i) extensão de séries de vazão; (ii) geração de estatísticas sobre vazão; (iii) acesso aos efeitos provenientes das mudanças no uso do solo; (iv) predição de vazões em bacias não monitoradas; e (v) predição dos efeitos provenientes das mudanças no uso do solo em regimes hidrológicos.

Em geral, nota-se que as três primeiras aplicações têm sido implementadas com sucesso, sendo necessário identificar e ajustar um modelo capaz de converter satisfatoriamente entradas de variáveis hidrológicas como chuva, por exemplo, em saídas como as vazões em uma dada seção do rio. Já as duas últimas aplicações são consideravelmente mais difíceis devido à complexidade dos ajustes e calibração dos parâmetros, que devem ser realizados da forma bastante cautelosa, a fim de representar adequadamente as condições reais da bacia hidrográfica modelada.

No que tange à calibração, existem duas maneiras de executá-la, a saber: calibração manual pelo método da tentativa e erro e calibração automática. O procedimento automatizado consiste em ajustar valores aos parâmetros mediante uma função objetivo especificada e um método de otimização matemática codificado em linguagem de programação computacional. O conhecimento físico do modelador é introduzido no conjunto de restrições associado com o espaço de soluções do modelo. O método da calibração manual, historicamente utilizado, também procura definir um conjunto de parâmetros que assumam valores fisicamente compatíveis com a natureza da bacia hidrográfica em questão, oferecendo liberdade ao hidrólogo de fazer os ajustamentos que entenda serem necessários. Ambas as alternativas procuram, em última análise, obter o que se convencionou chamar de conjunto ótimo de parâmetros, que torna as vazões geradas pelo modelo mais próximas da vazão observada segundo algum tipo de critério (TROUTMAN,1985).

Por outro lado, BEVEN e FREER (2001) discutem e questionam o conceito até então seguido na literatura hidrológica sobre a busca pelo conjunto ótimo de parâmetros. Propõem uma nova visão de que haveria, na verdade, vários conjuntos de parâmetros potencialmente aceitáveis ou, aqui chamados, de simuladores comportamentais potencialmente ótimos para reproduzir os processos físicos na bacia hidrográfica adotando o paradigma da equifinalidade. Para satisfazer tal paradigma, apresentam o método da estimação da incerteza pelo método generalizado da máxima verossimilhança (GLUE – *generalized likelihood uncertainty estimation*). Constitui, em última análise, uma forma de acessar a incerteza na resposta do modelo, tendo como saída, não simplesmente um único hidrograma, mas uma faixa abrangendo o conjunto de prováveis descargas. XAVIER (2002), por exemplo, discute a análise de incerteza e conduz um processo de avaliação de sensibilidade dos parâmetros a partir do processo de geração de vazões do modelo Topmodel frente à variabilidade na estrutura espacial da distribuição de chuva.

REFSGAARD (1997) relata que muitos estudos foram realizados visando o entendimento da modelagem hidrológica concentrada, com ênfase na parametrização, calibração e validação desses modelos. Já para os modelos distribuídos, esses estudos caminham a passos mais lentos, uma vez que é necessário levar em conta os problemas relacionados à avaliação e validação das variáveis internas e às escalas múltiplas.

Os modelos distribuídos são estruturados para representarem as características da variabilidade espacial da bacia hidrográfica, onde os dados são localizados em malhas ou em pontos em uma grade. Em geral, a aplicação desse tipo

de modelo requer muitas centenas de pontos na malha, os quais são caracterizados por muitos parâmetros e variáveis. Enquanto os modelos concentrados operam considerando a bacia hidrográfica como unidade e estabelecem parâmetros, da ordem de uma dezena, associados aos processos físicos que nela ocorrem, os modelos distribuídos subdividem a bacia em células, caracterizadas, tipicamente, por sua vez, em um conjunto significativo de parâmetros e variáveis, que, quando reunidos para a modelagem da bacia hidrográfica propriamente dita, gera um número exagerado de parâmetros. O reconhecimento dessas limitações, que inibe o emprego efetivo e operacional bem como restringe a confiabilidade na aplicabilidade desses modelos, tem levado a diferentes alternativas de solução e é motivo de pesquisa atual na área de modelagem hidrológica do tipo chuva-vazão.

Assim, algumas discussões que contrastam a modelagem distribuída e a concentrada levam a questionamentos, tais como se há, na prática, quaisquer diferenças entre tais classes de modelos, a não ser pelo aumento significativo do número de parâmetros. GRAYSON *et al.* (1992 a, 1992 b) sugerem que os avanços científicos relacionados à modelagem hidrológica distribuída poderiam ser mais expressivos se esses modelos fossem tidos como uma linha de pesquisa complementar aos modelos hidrológicos de abordagem empírica e concentrada, e, conseqüentemente, fosse suprimida a hipótese prévia de superioridade dos modelos hidrológicos distribuídos em relação aos demais modelos.

O fato é que, mesmo os modelos matemáticos mais rigorosos que descrevem a resposta da bacia hidrográfica, são representações simplificadas da realidade. No entanto, existem modelos que possuem um nível de detalhamento e rigor teórico demasiadamente elevado que induzem o modelador a acreditar na precisão da modelagem além da realidade. KLEMES (1983) afirma que os resultados ruins desse tipo de modelagem são raramente relatados, perpetuando a noção de que os modelos detêm todas as respostas. Reconhecer as limitações do modelo é o primeiro passo para novos progressos na área da modelagem hidrológica distribuída.

Importantes questões devem ser levadas em consideração pelos modeladores para que o desenvolvimento da modelagem hidrológica distribuída ocorra. HILLEL (1986) apresentou algumas delas: a parcimônia, isto é, o número de parâmetros deve ser minimizado e os valores devem ser obtidos a partir dos dados; modéstia, onde o escopo e aplicabilidade de um modelo não devem ser superestimados; precisão, ou seja, a precisão na predição não deve ser melhor do que a precisão na medida; aplicabilidade, de forma que o modelo possa ser testado e seus limites de validade definidos.

Embora longe da perfeição e envolta em diversificadas questões, a modelagem hidrológica permite-nos conhecer a tendência comportamental dos eventos e tem auxiliado na difícil tarefa de gestão e gerenciamento dos recursos naturais. Para isso, segundo SCHUOL *et al.* (2008), o conhecimento da disponibilidade hídrica é algo indispensável, tanto em nível regional como nacional. No entanto, é historicamente sabido que essas informações são de difícil obtenção devido à falta de dados, dificuldade de agregação de informações espaciais e problemas na quantificação dos processos hidrológicamente distribuídos.

A modelagem hidrológica pode ser aplicada na simulação de processos hidrológicos, hidrodinâmicos, físico-químicos, biológicos e de transporte de substâncias, que, de um modo integrado, determinam o comportamento da bacia hidrográfica. Assim sendo, agregar as informações quantitativas de uma bacia hidrográfica através de modelagem hidrológica do tipo chuva-vazão, a uma modelagem hidrológica qualitativa, representa construir o conhecimento comportamental quali-quantitativo dessa bacia.

Nesse contexto, complementarmente à lista de aplicações sugeridas por KUCZERA (1983), poderiam ainda ser incluídos o acesso aos efeitos globais climáticos e a predição e avaliação da sustentabilidade de ecossistemas de rios, lagos e lagoas através das trocas entre águas subterrâneas e águas superficiais e definição de critérios de exploração e equilíbrio dinâmico de sistemas. Adicionalmente, destaca-se a necessidade e importância de se integrar variáveis atmosféricas e fluxos turbulentos na superfície continental bem como a compreensão sistêmica do escoamento das águas superficiais e subterrâneas.

A avaliação integrada de mananciais superficiais, subterrâneos e bacias hidrográficas constitui-se na forma mais adequada da gestão de recursos hídricos de uma região. De fato, o planejamento só deve ser realizado com base na representação conceitual físico do domínio, incluindo processos de fluxo e de transporte de massa – poluentes. Nesse sentido, é necessário o desenvolvimento, a nível nacional, de técnicas de modelagem hidrológica matemática computacional do fluxo de águas e do transporte de massa.

O aumento da escala espacial tende a introduzir maior variabilidade, ou desordem, no sistema da bacia hidrográfica superficial e bacias subterrâneas e, conseqüentemente, na resposta chuva-vazão. A desordem surge a partir da variabilidade espacial das propriedades do solo, vegetação, topografia e variabilidade espacial e temporal de variáveis climáticas. Essas variabilidades dão margem ao

surgimento de um padrão de complexidade de produção de vazões superficiais e subterrâneas. Por exemplo, o exame da natureza sugere que muitos mecanismos diferentes de produção de vazões podem ocorrer na mesma bacia ao mesmo tempo ou em diferentes momentos.

O significativo aumento na desordem ou complexidade em grandes escalas espaciais torna a análise da resposta de uma bacia hidrográfica quase uma tarefa impossível. Todavia, há evidências que indicam que a desordem crescente é sobreposta ou pode ainda originar uma subjacente ordem de regularidade nas respostas em macroescalas.

Algumas dessas respostas estão ainda para serem identificadas ou exploradas, constituindo os desafios que os modelos hidrológicos devem vencer. A melhora dos modelos hidrológicos concentrados e distribuídos de base física requer um grande esforço para examinar os processos físicos fundamentais de uma forma mais realista e mais adequada à escala na qual as heterogeneidades dos fenômenos podem ser representadas. A junção de conceitos determinísticos e modelagem estocástica para considerar a variabilidade espacial e a transferência de informações entre diferentes escalas é recomendada. Parcimônia, como destacado por HILLEL (1986), na definição do conjunto de parâmetros a serem empregados é requerida para procedimentos adequados de calibração, análise de sensibilidade e validação de modelos hidrológicos. Finalmente, as várias fontes de incerteza devem ser estudadas em um contexto integrado de forma que os resultados produzidos por um modelo hidrológico do tipo chuva-vazão possam ser considerados representativos de um sistema real.

Deve-se, no entanto, ressaltar que a modelagem hidrológica com base física não deve estar dissociada do contexto de sua aplicação: a bacia hidrográfica e o seu respectivo gerenciamento. Nesse sentido, o presente documento enfatiza a necessidade de uma visão abrangente e abordagem multidisciplinar como o estado da arte em gerenciamento de recursos hídricos no limiar do Século XXI, temas dos últimos quatro três Simpósios Brasileiros de Recursos Hídricos (2001/2003/2005/2007), seja abordando os aspectos sociais envolvidos, seja abordando os aspectos físicos relativos ao entendimento do ciclo hidrológico.

Mais especificamente, como indicado anteriormente, a presente pesquisa procura contribuir na discussão sobre modelagem hidrológica quantitativa e qualitativa integradas como subsídio a gestão dos recursos hídricos e à gestão ambiental.

1.3 OBJETIVO DA TESE

Vários processos estão incluídos no gerenciamento de recursos hídricos. A avaliação em termos de quantidade e qualidade da água pode ser realizada via modelagem hidrológica quali-quantitativa, com o intuito de predição de vazões e de concentrações de padrões de qualidade, incluindo também a abordagem de ocupação e uso do solo, que está diretamente relacionada aos processos envolvidos no ciclo hidrológico, bem como os padrões sociais que ditam o comportamento frente às problemáticas ambientais de nossa época.

Nesta tese, optou-se, em um plano mais amplo, pelo estudo do balanço hídrico da bacia do rio Cuiabá e da avaliação espacial da presença dos poluentes nitrogênio e fósforo total para efeito de diagnóstico e na escala, aqui chamada, de longo curso. Embora alguns resultados tenham sido apresentados em LIBOS (2002), este trabalho refez todo o processo metodológico então empregado, revisitando, reanalisando e enriquecendo as informações então coletadas. A partir dessa investigação, pode-se chegar à proposição de um plano de trabalho mais específico, que trata da bacia do rio Manso, sub-bacia do rio Cuiabá. A razão para essa escolha pode ser justificada pelo fato de que o estudo conduzido revelou a bacia do rio Manso com o maior potencial de impacto agrícola na região e conseqüente geração dos nutrientes nitrogênio e fósforo total. Na medida que, em 2000, é fechado o barramento com a colocação em operação do aproveitamento hidroelétrico do Manso, eleva-se o grau de interesse para o estudo da área contribuinte ao reservatório.

Face ao exposto, a presente tese tem como objetivo geral compreender os processos físicos que ocorrem na sub-bacia do rio Manso. Em especial, o objetivo desta tese consiste em avaliar a qualidade da água da bacia do rio Manso considerando-se as contribuições oriundas da poluição difusa, através de três abordagens distintas de modelagem hidrológica, a saber: de longo curso, concentrada e distribuída. Mais especificamente, este trabalho contempla a análise da distribuição espacial dos poluentes nitrogênio e fósforo total, de modo a explicitar os efeitos causados pela ocupação do solo na bacia de estudo e a avaliação do desempenho desses três modelos de escalas distintas na estimativa da qualidade da água na bacia do rio Manso. De forma a cumprir tais objetivos, foram estabelecidas algumas metas discriminadas de forma sumária a seguir e detalhadamente ao longo desta tese, a saber:

1. identificação de áreas na bacia do rio Cuiabá com maior grau de poluição de origem não pontual, etapa realizada parcialmente através do processo de modelagem de longo curso em LIBOS (2002);
2. obtenção de mapa de uso e cobertura do solo na região da bacia do rio Manso, de forma a oferecer subsídios para as análises das áreas hidrologicamente homogêneas na bacia;
3. análise e consistência de dados hidrometeorológicos e climáticos e espacializações na área da bacia do rio Manso;
4. obtenção de uma série de dados diários de evapotranspiração real diária através do balanço hídrico sazonal (DIAS e KAN, 1999);
5. obtenção das informações de umidade de solo volumétrica do sensor AMSR-E, a bordo do satélite AQUA, para estimar parâmetros para a modelagem hidrológica;
6. aplicação do modelo hidrológico concentrado SMAP II, em sua versão suavizada com penalização hiperbólica, na área da bacia, realizando calibrações manuais e automática e validação;
7. aplicação do modelo hidrológico distribuído MGB-IPH na área da bacia, incluindo calibração e validação;
8. obtenção de mapas da distribuição espacial dos nutrientes nitrogênio e fósforo total na bacia do rio Manso, através da metodologia desenvolvida por SAUNDERS e MAIDMENT (1996), de forma integrada com dados de vazões diárias simuladas através dos modelos hidrológicos concentrado (SMAP II suavizado) e distribuído (MGB-IPH).

1.4 ESCOPO DA TESE

O presente capítulo situa o estado de Mato Grosso como grande produtor agrícola e a importância da bacia do rio Cuiabá, que se situa a montante do Pantanal Matogrossense. Em particular, destaca a sub-bacia do rio Manso, discutindo aspectos de quantidade e qualidade de água, com destaque para a poluição difusa, no contexto de uma gestão de recursos hídricos e ambiental mais efetiva. Apresenta a modelagem hidrológica como uma ferramenta capaz de auxiliar na compreensão dos processos físicos que ocorrem no meio ambiente, na escala da bacia hidrográfica. Mostra também um breve histórico da modelagem do tipo chuva-vazão. Adicionalmente, enuncia o objetivo geral da tese e indica a abordagem metodológica a ser empregada no tratamento da bacia do rio Manso como área de estudo.

O Capítulo 2 situa, inicialmente, o leitor com respeito ao problema da qualidade de água, destacando aspectos da poluição difusa por nitrogênio e fósforo total e correspondentes aspectos de modelagem. Na seqüência, resgata, na literatura, o campo de modelagem hidrológica. Mais especificamente, opta por revisar e sintetizar aspectos da modelagem hidrológica através da exposição dos dois modelos do tipo chuva-vazão empregados nesta tese. Adicionalmente, a partir desse referencial, enfoca, então, o uso de geoprocessamento e de sensoriamento remoto como ferramentas de análise da quantidade e da qualidade de água de uma bacia hidrográfica.

No Capítulo 3, é apresentado o fluxograma metodológico desta tese, envolvendo as etapas da modelagem de longo curso, modelagem concentrada e modelagem distribuída. É enfatizada, também, a preparação dos dados para a realização de tais modelagens, incluindo o balanço hídrico sazonal e demais análises, processamento de imagens de satélite, abrangendo classificação das imagens, e a implementação das diferentes modelagens hidrológica abordadas. Adicionalmente, a metodologia e cenários para a aplicação da modelagem da qualidade de água são apresentados.

A área de estudo escolhida foi a sub-bacia do rio Manso, sendo abordada, com mais detalhe, no Capítulo 4. Contudo, como faz parte da bacia do rio Cuiabá e como foi desenvolvido, nesta tese, um estudo prévio nessa bacia, empreendendo-se a revisão do estudo conduzido em LIBOS (2002), as descrições partem da bacia do rio Cuiabá e seguem para a sub-bacia do rio Manso. São considerados seus aspectos gerais, físicos, demográficos, geológicos, hidrológicos, climatológicos e formas de ocupação. Apresenta ainda os usos múltiplos a que se destinam as suas águas, enfatizando a atividade agrícola como a principal usuária.

Os resultados e as discussões oriundos deste estudo são apresentados no Capítulo 5. Mostram-se os resultados obtidos através da modelagem hidrológica quantitativa realizada através dos modelos concentrado SMAP II, em sua versão suavizada, e do modelo distribuído MGB-IPH. Além disso, etapas para a realização dessas modelagens são descritas e discutidas. São apresentados também os planos de informação de uso do solo, resultante da classificação das imagens do sensor Landsat 5 – TM, os dados relativos às séries temporais de chuva e vazão, os planos de informação que fazem parte do procedimento metodológico empregado para se chegar aos planos de informação esperados dos poluentes nitrogênio total e fósforo total estimados para os principais cursos de água na bacia.

As conclusões e recomendações deste trabalho são sintetizadas e apresentadas no Capítulo 6. Elas tratam do desempenho obtido pelos modelos hidrológicos utilizados bem como tecem considerações sobre os planos de informações da qualidade da água, nitrogênio e fósforo total, para os cenários simulados. Comentários são apresentados sobre ferramentas adicionais na aplicação de modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão. Finalmente, procura oferecer ao leitor algumas propostas de continuidade desta pesquisa, estimulando novos avanços científico-tecnológicos.

Esses capítulos são seguidos pelas referências bibliográficas pesquisadas para a realização deste trabalho e pelos Apêndices, que contêm as informações adicionais desta tese.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A ênfase desta pesquisa está concentrada na abordagem da modelagem hidrológica quali-quantitativa. O suporte teórico que fundamenta esta tese é explorado neste Capítulo, buscando os aspectos conceituais e históricos da modelagem hidrológica. Optou-se por apresentar a revisão, enfocando os elementos que serão consolidados e reunidos conforme metodologia proposta na tese e apresentada em detalhes no Capítulo 3. Dessa forma, revisa-se a literatura e questões científicas a partir da exposição dos modelos e técnicas de natureza espacial empregadas na pesquisa incluindo em particular sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas.

2.1 MODELAGEM HIDROLÓGICA CHUVA-VAZÃO

Grandes desafios estão colocados para os cientistas no sentido de melhor representar os fenômenos físicos através de uma cascata de escalas, desde representações microscópicas até representações macroscópicas. O chamado problema da escala na modelagem hidrometeorológica requer estudos profundos em termos de representatividade de propriedades espaciais. Equações diferenciais que representam o problema da infiltração no solo, por exemplo, foram derivadas para colunas (1-D) em laboratórios, enquanto problemas físicos reais acontecem, em geral, em 2-D (área) e 3-D (volume). Modelos de bacias hidrográficas servem de condição de contorno a modelos de meso-escala e escala global, utilizados para a previsão numérica do tempo. Percebe-se, pois, a urgência de estudos que contemplem essa gama de escalas para representação da natureza e de seus ciclos naturais.

Muitas vezes, dispomos de informações pontuais no tempo e no espaço para descrevermos fenômenos essencialmente espaciais. Dessa maneira, é importante incorporar às modelagens, tanto de vazão como do tempo e clima, as tecnologias de geoprocessamento disponíveis, e, em associação, é fundamental a consideração das informações pontuais (medidas *in situ*), de forma a permitir uma análise mais eficaz dos fenômenos físicos.

Muitas informações espaciais, essenciais a um processo de modelagem de bacias hidrográficas, não são contempladas nos modelos hidrológicos. Essa limitação já é superada em função da disponibilidade de imagens de sensoriamento remoto, que possibilitam a obtenção de informações relevantes sobre os processos físicos que se

desenvolvem nas bacias hidrográficas e que alguns modelos hidrológicos começaram a incorporar.

A hidrologia trabalha, principalmente, com o movimento, a distribuição e o armazenamento de água. Partindo de uma perspectiva global, três sistemas estão envolvidos: sistema atmosférico, sistema terrestre e sistema oceânico. O domínio da hidrologia está confinado ao sistema terrestre, mas pode incluir aspectos dos sistemas atmosférico e oceânico, que diretamente afetam o movimento de água no sistema terrestre. O melhor entendimento da parte terrestre do ciclo hidrológico é de extrema importância em hidrologia. Nas décadas mais recentes, grande esforço tem sido empregado através de trabalho experimental e modelagem matemática.

A crescente preocupação com o meio ambiente impulsiona a realização de estudos mais aprimorados acerca dos modelos que reconheçam e representem adequadamente as características hidrológicas de uma determinada região. Estudos dessa natureza favorecem a obtenção de resultados confiáveis quando da simulação dos efeitos causados pela mudança no uso do solo, desmatamento, ou mesmo, poluição ou erosão do meio natural.

Os modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão são aplicados para a obtenção de diferentes objetivos. Dentre esses, a extensão de séries de vazão, a geração de estatísticas sobre vazão e o acesso aos efeitos provenientes das mudanças no uso do solo são os que obtiveram maior sucesso. A predição e previsão de vazões, também objetivos da modelagem hidrológica, ainda apresentam dificuldades em apresentar resultados satisfatórios, e uma das soluções para a melhoria nessas aplicações é o desenvolvimento de novos modelos do tipo chuva-vazão, que apresentem uma estrutura distribuída, facilitando a incorporação de informações espaciais e temporais.

O gerenciamento de recursos hídricos requer informações de natureza diversificada. A disponibilidade de valores futuros de variáveis hidrológicas e de seus respectivos intervalos de confiança é ferramenta muito importante. Por conseguinte, as previsões hidrológicas, ainda que sujeitas a incertezas, vêm sendo crescentemente utilizadas na gestão dos recursos hídricos em muitas bacias hidrográficas.

A modelagem hidrológica teve seu início na década de trinta do século passado, com a teoria da hidrógrafa unitária (SHERMAN, 1932), que considera a relação chuva-vazão linear. No entanto, avanços expressivos ocorreram, e a hidrologia deixou de ter caráter descritivo, como era predominante, e passou a dar a mesma importância ao aspecto quantitativo. Com isso, assumiu-se um maior grau de

complexidade na expectativa de melhor representar, temporalmente e espacialmente, os diversos fenômenos contidos no ciclo hidrológico.

CRAWFORD e LINSLEY (1966) desenvolveram um modelo chamado STANFORD IV que buscava detalhar todos os processos na bacia discretizada temporalmente (15 minutos). Ficou bastante conhecido por ser um modelo completo pela quantidade de processos que representava. Antes do STANFORD IV, o instituto militar de engenharia dos EUA (*US Army Corps of Engineers*) desenvolveu o modelo SSARR (*Streamflow Synthesis and Reservoir Regulation*), que tinha como objetivo, simular os processos hidrológicos e a regularização de vazão no rio Columbia (TUCCI, 1998).

Uma década depois, os esforços estavam voltados aos procedimentos automáticos de calibração, onde a comunidade científica buscava uma metodologia que melhor ajustasse o resultado do modelo às séries naturais observadas.

Ainda nos anos 70, iniciou-se a pesquisa por procedimentos automáticos para a calibração desses modelos (DAWDY e O'DONNELL, 1965), entendida como a busca pelo conjunto de parâmetros do modelo que, a partir de determinado critério, permitisse que o modelo obtivesse uma resposta que se aproximasse ao máximo das séries naturais observadas.

Com a disseminação dos computadores, a formulação de modelos também foi dispersa, pois cada um dos laboratórios envolvidos com o procedimento de modelagem hidrológica estabeleceu seu modelo segundo sua necessidade.

Contudo, assim como a capacidade dos computadores cresceu, também cresceu a necessidade de responder a questões que a modelagem concentrada, segundo a visão de alguns cientistas, não conseguia mais atender.

No período entre a década de sessenta e meados da década de oitenta, o conjunto de modelos hidrológicos disponíveis, do tipo concentrado, apresentava dificuldades em responder aos impactos advindos das atividades humanas no ciclo hidrológico, tais como: os efeitos da devastação florestal sobre a erosão do solo, os regimes de cheia e a dispersão de poluentes das atividades agrícolas e industriais. A evolução ocorreu no sentido de que os modelos pudessem avaliar e melhor explicitar os impactos decorrentes do desenvolvimento da bacia. Assim, destaca-se, na década de oitenta, o desenvolvimento de um projeto que tinha como objetivo a construção de um modelo hidrológico distribuído com base física, utilizando um conjunto de equações diferenciais que procuravam descrever os diferentes processos físicos do

ciclo hidrológico. Esse projeto foi apresentado com o nome de Sistema Hidrológico Europeu – SHE (ABBOTT *et al.*, 1986 a, b).

Segundo ABBOT *et al.* (1986 b), os modelos concentrados apresentam algumas limitações em seu uso, a saber: (i) as séries hidrometeorológicas precisam ser longas; do contrário, não se tem uma boa calibração dos parâmetros; (ii) a calibração automática que, na maioria das vezes, é utilizada, não alcança valores para os parâmetros com significado físico; (iii) as previsões sobre os efeitos das mudanças no uso do solo, com base nos parâmetros calibrados automaticamente, nem sempre são confiáveis; (iv) a maior parte dos modelos não leva em consideração as informações de topografia, de tipos de vegetação e de solo.

Na linha de modelagem hidrológica distribuída, o princípio do processo de discretização de uma bacia foi abordado no final da década de sessenta, recebendo o nome de malha quadrada. Essa técnica, desenvolvida e aplicada no Canadá (GUPTA e SOLOMON, 1977 a, b; SOLOMON e GUPTA, 1977), apresentou bons resultados, passando, então, a ser implementada e aprimorada nos grandes centros da Europa. Esse novo tratamento ou procedimento metodológico na abordagem de balanços hídricos resultou em um grande avanço para a área da hidrologia, que passou, então, a usar modelos hidrológicos distribuídos. A técnica fundamenta-se na divisão de elementos individuais que atuam como um sistema composto a partir de dados topográficos de cada elemento, delineando as direções de escoamento, de forma consistente com a topografia da bacia.

Para a modelagem utilizando a malha quadrada, quanto mais refinada for essa malha, maior é a quantidade de dados necessária, porém, melhor e mais fiel é, em princípio, a representação da natureza. Os comportamentos de certos pontos particulares da bacia hidrográfica também podem ser acessados através dessa técnica, pois as informações estão ligadas a cada uma das células da malha.

Essas células, que representam a superfície do solo, representam também, a heterogeneidade característica da área. Algumas técnicas, com o intuito de minimizar essa heterogeneidade, foram desenvolvidas. A técnica proposta por WOOD *et al.* (1988) discretiza a bacia em áreas elementais representativas (*representative elemental areas* – REA), que é definida como um elemento de área dentro da bacia, onde as propriedades hidrológicas são definíveis e não são significativamente diferentes se uma escala de discretização menor for utilizada. Outro método de discretização proposto por LEAVESLEY e STANNARD (1990) é a unidade de resposta hidrológica (*hydrological response units* – HRU). Nesse caso, a bacia é subdividida em

áreas que representam características hidrológicamente homogêneas, tais como cobertura do solo, inclinação e declividade do terreno. A HRU difere da abordagem da REA quando a localização do elemento influenciar em sua resposta hidrológica. KOUWEN *et al.* (1993) descrevem ainda, uma terceira forma de discretização, a unidade de resposta agrupada (*grouped response unit* – GRU). O GRU é um agrupamento de todas as áreas com cobertura do solo similar. Uma célula quadrada conterá um número distinto de GRU's. Essas técnicas são amplamente utilizadas na aplicação da modelagem hidrológica (BEVEN *et al.*, 1995; COLLISCHONN, 2001; DAVISON, 2003; CHEN *et al.*, 2005; DAVISON *et al.*, 2006; PIETRONIRO *et al.*, 2007).

Os modelos distribuídos estão melhor relacionados com os fenômenos físicos e com a variabilidade espacial dos parâmetros, suprindo a deficiência que existe nos modelos concentrados. NOVOTNY e OLEM (1994) ponderaram que a precisão e a confiabilidade dos modelos são limitadas, apresentando assim algumas restrições, tais como: (i) exigência de grande quantidade de dados de entrada para poder representar com maior fidelidade os fenômenos; (ii) requer uma abordagem discreta, geralmente na forma de malhas quadradas ou células, que se torna, então, concentrada em cada malha ou célula; (iii) devido à falta de dados, chega-se a resultados que poderiam ser obtidos com modelos mais simplificados. Os autores enfatizam que, apesar dos modelos distribuídos apresentarem uma abordagem fisicamente mais consistente, ainda estão longe de representarem a natureza, que, em geral, não segue a mesma escala dos modelos.

Contudo, BEVEN (1989) salienta ainda que a modelagem distribuída é uma alternativa potencialmente mais adequada nas resoluções das problemáticas ambientais, uma vez que considera além das variações temporais as variações espaciais.

Por outro lado KLEMES (1983) e SIVAPALAN (2003) discutem a abordagem de escalas de modelo, apresentando os conceitos de escalas ascendente (*upward*) e descendente (*downward*). A abordagem na direção ascendente (*upward*) combina, através de síntese matemática, os fatos empíricos e o conhecimento teórico disponível nas menores escalas em teorias e, modelos capazes de prever as respostas em escalas maiores. Por outro lado, a abordagem na direção descendente (*downward*) esforça-se na busca de um conceito diretamente na escala de interesse e, então, procura olhar para os passos que podem ter levado ao resultado a partir de escalas inferiores. Assim, conclui-se que tanto a modelagem concentrada como a distribuída

não são absolutas quanto ao desempenho mais adequado, sendo complementares, agregando informações ao modelador.

2.2 POLUIÇÃO DIFUSA

O setor agrícola é responsável pelo consumo de aproximadamente 70% da água (FGV, 1998). Juntamente com o título de maior usuário de água, a agricultura leva também o título de maior poluidor.

O desenvolvimento de ferramentas e metodologias para esse gerenciamento, com uma abordagem político-econômica, tem sido a finalidade de muitos trabalhos. Contudo, como o adequado gerenciamento não pode ser realizado sem um respaldo técnico científico rigoroso, justifica-se a realização do presente estudo como parte fundamental no gerenciamento dos recursos hídricos.

No ciclo hidrológico, quando a água da chuva atinge o solo e escoar sobre ele, inicia-se um processo de dissolução e arraste que transportará material retirado do solo até os rios e oceanos. Esse material influenciará diretamente na qualidade das águas superficiais. Outros fatores que também influenciam na qualidade da água são o clima, a litologia da região, a vegetação circundante, o ecossistema aquático e a influência do homem. Conhecer a dinâmica da atuação de cada um desses fatores e a interação estabelecida pela ação conjunta permitirá um entendimento melhor do processo de avaliação da qualidade da água.

Dessa forma, dependendo das características físicas, hidrometeorológicas, geológicas, entre outras, da região, bem como das práticas agrícolas adotadas, pode-se conhecer a qualidade da água da região.

Esses poluentes podem ser desde fertilizantes que contêm nitrogênio, fósforo e potássio, adubos e até os agrotóxicos mais nocivos, contendo compostos altamente tóxicos que, quando utilizados inadequadamente, podem interferir na biota aquática e terrestre.

2.2.1 MODELOS DE POLUIÇÃO DIFUSA

No meio agrícola, foram desenvolvidos muitos modelos que tratavam os processos hidrológicos, sedimentológicos e químicos da contaminação, porém dentro de uma visão de pequenas áreas agrícolas.

A maioria desses modelos simula processos hidrológicos, físicos e químicos envolvendo transporte de sedimento, nutrientes e pesticidas. A dificuldade em modelar

poluição de fonte não pontual é a identificação das fontes e a quantificação das cargas (LEÓN *et al.*, 2001).

LIBOS (2002) deu ênfase aos nutrientes, nitrogênio total e fósforo total no processo de modelagem de longo curso da qualidade da água da bacia do rio Cuiabá. Esses compostos são essenciais para o equilíbrio aquático, mas que, quando em excesso, podem provocar grandes e sérias perturbações ecológicas que podem se propagar na cadeia alimentar e atingir o homem. Esses nutrientes são utilizados como indicadores de qualidade de água na literatura, sendo capazes de caracterizar a poluição em termos cronológicos e permite a identificação de sua possível fonte. Note-se ainda que, o nitrogênio total e o fósforo total são responsáveis pelo processo de eutrofização.

De acordo com ROLICH e COOK (1966), KETCHUM (1967) e EDMONDSON (1974), entende-se por eutrofização o aumento na taxa de ingresso de nutrientes. Os nutrientes estimulam o crescimento das algas de água doce, que crescem rapidamente formando uma camada verde, que pode bloquear a luz, impedindo o crescimento da fauna e flora aquáticas, contribuindo também para a degradação da água. Além disso, devido ao excesso de nutrientes, as algas, quando morrem, são consumidas por um número crescente de bactérias que respiram e esgotam o oxigênio da água, sufocando assim os animais aquáticos mais ativos como os peixes, gerando também problemas com o odor (PARKER, 2000; BAPTISTA *et al.*, 2000). MORAND e BRIAND (1996), VALIELA *et al.* (1997) e RAFFEALLI *et al.* (1998) afirmam que o aumento excessivo das algas afeta grandemente os ecossistemas pelas modificações que ocorrem na cadeia alimentar e na estrutura da comunidade faunística, além de causar grandes alterações nos ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre.

Associado aos fatores ambientais, a eutrofização também interfere diretamente na vida humana, pois, em algumas regiões, existe a crescente necessidade de armazenamento de água em reservatórios para abastecimento. Em particular, o nordeste brasileiro sofre demasiadamente com esse problema por uma série de fatores, tais como: elevada insolação, falta de destinação e tratamento adequados dos esgotos oriundos, em grande parte, das cidades e extrema dependência de reservatórios de água (LIMA, 2007).

CHORUS e BARTRAM (1999) informam que 53% dos lagos europeus encontram-se eutrofizados, assim como 28% dos africanos, 48% dos norte-americanos e 41% dos sul-americanos. Na Ásia, essa proporção chega a 54%.

Para melhor entender a eutrofização e procurar maneiras para solucioná-la, a ciência tem recorrido à modelagem matemática, desenvolvendo, em alguns casos, técnicas específicas.

A modelagem da eutrofização começou há mais de 30 anos. Basicamente, são usadas equações de balanço de massa não transientes (VOLLENWEIDER, 1975; DILLON e RIGLER, 1974), que procuram prever as concentrações totais atuais de fósforo baseadas nas concentrações iniciais, na retenção dos sedimentos e no tempo de retenção dos lagos. Por sua vez, essas concentrações previstas são utilizadas para prever uma série de outras variáveis, tais como clorofila-a.

Em qualquer caso, não é fácil identificar o domínio do modelo, isto é, as condições nas quais ele é válido. É possível aumentar o poder de predição de um modelo acrescentando-lhe variáveis, o que, por sua vez, aumenta a incerteza global do referido modelo. O equilíbrio entre a inserção de variáveis e o aumento da incerteza global é uma questão que está intimamente relacionada a experiência e sensibilidade do modelador (MALMAEUS e HÅKANSON, 2004).

Além disso, destaca-se uma outra dificuldade: a escolha das variáveis que melhor descrevem o fenômeno que está sendo estudado. Isso acontece porque, apesar de variáveis como nitrogênio, fósforo e clorofila serem sempre considerados, é bom que se recorde que os mesmos estão ligados em ambos os lados do fenômeno: causas e efeitos. Assim, existe um efeito de retroalimentação a ser considerado (PARINET *et al.*, 2004).

A eutrofização está associada a variados fatores ou fontes imediatas ou potenciais de nutrientes. Podem ser mencionadas as seguintes fontes: esgotos domésticos, despejos industriais, drenagem urbana, escoamento de áreas agrícolas e de áreas florestais, decomposição de rocha e sedimentos, contribuições atmosféricas, águas subterrâneas e outras eventuais.

Nas duas últimas décadas, a poluição por fonte difusa, por representar parte significativa da poluição dos recursos hídricos, tem se tornado objeto de muitas pesquisas que resultaram em desenvolvimento de modelos hidrológicos e procedimentos de modelagem hidrológica.

Basicamente, existem dois tipos de modelos de poluição por fonte difusa. Os mais utilizados são os modelos de parâmetros concentrados, enquanto que os modelos mais complexos são baseados em conceitos de parâmetros distribuídos. Alguns trabalhos relacionados aos modelos de qualidade da água, associada à poluição por fonte difusa de bacias urbanas e de agricultura, têm sido desenvolvidos

(DONIGIAN e HUBER, 1990, ROSE *et al.*, 1988 e ONGLEY, 1997). Alguns dos mais relevantes modelos de poluição de fonte não pontual são: CREAMS (KNISEL, 1980), ANSWERS (BEASLEY *et al.*, 1980), SPNM (WILLIAMS, 1980), EPIC (WILLIAMS *et al.*, 1982), SWRB (WILLIAMS *et al.*, 1985), ARM-HSPF (DONIGIAN e DAVIS, 1985), GLEAMS (LEONARD *et al.*, 1987), WEPP (NEARING *et al.*, 1989 a, b), AGNPS (YOUNG *et al.*, 1989, 1994), SWRRBWB (ARNOLD *et al.*, 1990, 1991), PESTFADE (CLEMENTE *et al.*, 1993), HSPF (DONIGIAN *et al.*, 1995), SWAT (ARNOLD e ALLEN, 1996), EUROSEM (MORGAN *et al.*, 1998), PLOAD (EPA, 2001), IWRAM DSS (CUDDY *et al.*, 2005), LSPC (SHEN *et al.*, 2005), SLIM (HAJKOWICZ *et al.*, 2005), AgriBMPWater (TURPIN *et al.*, 2005) e BASINS (EPA, 2007).

A evolução no procedimento de modelagem hidrológica tem sido no sentido de acoplar os modelos distribuídos do tipo chuva-vazão aos conceitos envolvidos no problema de poluição por fontes difusas. A Tabela 2.1 apresenta as características de alguns desses modelos matemáticos para a avaliação da contaminação por fontes não pontuais.

Os modelos apresentados na Tabela 2.1 são do tipo comercial e necessitam de critérios bem definidos para sua escolha, exigindo que o usuário conheça os conceitos, hipóteses e limitações para que sua simulação não seja considerada como verdade absoluta em condições desconhecidas, evitando a incorrência em erros.

Alguns exemplos das aplicações dos modelos apresentados podem ser vistos a seguir. LEÓN *et al.* (2001) aplicaram um modelo de poluição difusa, denominado WATFLOOD, em uma bacia com intensa atividade agrícola no Canadá. Esse modelo possui a abordagem do GRU para os módulos de qualidade e quantidade de água, onde a vazão, os sedimentos e as concentrações dos nutrientes são calculados separadamente para cada classe de cobertura do solo, ponderado pela área e, então, propagado na rede de drenagem. Os autores concluem que, com abordagem de GRU e a conexão com sistema de informações geográficas, a modelagem da poluição de águas por fontes difusas em escala de bacias obteve um ganho bastante relevante nos últimos anos.

Tabela 2.1 - Modelos para avaliar a contaminação de fontes não pontuais.

Nome	Aplicação	Escala de Tempo	Escala Espacial
Cargas por superfície unitária* (estatístico)	Perda de sedimento e de nutrientes	De médio a longo prazo	Dezenas de centenas de km ²
USLE (Equação universal de perda de solo)	Perda média do solo em relação com cultivos específicos, entre outros.	Anual	Terreno/campo
RUSLE/MUSLE (USLE revisada/modificada)	Perda média do solo em relação com cultivos específicos, entre outros.	Anual	Terreno/campo
ACTMO (Modelo de transporte de produtos químicos agrícolas)	Processos hidrológicos Qualidade da água	Eventos contínuos	Campo
AGNPS (Contaminação de fontes agrícolas não localizadas)	Hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	Eventos contínuos, diários	Células, campo
ANSWERS (Simulação de respostas ambientais em bacias hidrográficas de fontes rurais não localizadas)	Hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	Uma tempestade	Células
CREAMS (Erosão química e escoamento dos sistemas de gerenciamento agrícolas)	Hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	Diário, contínuo	Campo
EPIC (Calculador do efeito erosão-productividade)	Hidrologia, erosão, ciclo de nutrientes, supervisão de colheitas e solos e economia	Eventos contínuos, diários	Campo
HSPF (Programa FORTRAN de simulação hidrológica)	Hidrologia, qualidade da água em relação aos contaminantes orgânicos tóxicos e convencionais	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica
SHE (Sistema hidrológico europeu)	Hidrologia, com módulos de qualidade da água	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica
SWAM (Modelos de bacias hidrográficas pequenas)	Processos hidrológicos, sedimentos, nutrientes e pesticidas	Diário, contínuo	Bacia hidrográfica
SWAT (Instrumento de avaliação de solos e água)	Processos hidrológicos, sedimentos, nutrientes e pesticidas	Eventos contínuos, diários	Simulação simultânea para 100 sub-bacias
SWRRB (Simulador para recursos hídricos em bacias rurais)	Balço hídrico e processos hidrológicos e sedimentação	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica
WEPP (Projeto de previsão da erosão hídrica)	Processos hidrológicos, processos de sedimentação	Diário, contínuo, tempestades simples	Ladeiras, bacias hidrográficas, células
SLIM (Modelo de investimento de uso do solo estratégico)	Salinidade, escoamento superficial, escoamento dos nutrientes, sedimentos, erosão do solo e seqüestro de carbono	Eventos contínuos, diários	Regional
BASINS (Ciência da melhor avaliação integrando fontes pontuais e difusas)	Hidrologia, sedimentos, nutrientes, bactérias, toxicidades	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica

Já para a modelagem visando a problemática de eutrofização, pode-se citar o trabalho de ZHANG e JØRGENSEN (2005), que utilizaram o modelo PAMOLARE no lago Glumsø, na Dinamarca, com o intuito de avaliar as cargas de nutrientes advindas da área de drenagem. Esse modelo foi desenvolvido pela Organização das Nações Unidas (ONU), por meio de seu Centro Internacional de Tecnologia Ambiental (IETC), parte da Divisão de Tecnologia, Indústria e Economia (DTIE) do Programa para o Meio Ambiente (UNEP). Do acrônimo em inglês *Planning and Management of Lakes and Reservoirs Focusing on Eutrophication* - Planejamento e Administração de Lagos e Reservatórios com Foco na Eutrofização (JØRGENSEN *et al.*, 2003), tem como objetivo servir como suporte decisório para países que sofrem com a eutrofização.

Uma modelagem de qualidade de água foi realizada por LARENTIS (2004) para a bacia do rio Taquari-Antas (RS). O autor utilizou o modelo hidrológico de grandes bacias MGB-IPH desenvolvido por COLLISHONN (2001) e acoplou o módulo de qualidade de água, denominando-o de MGBq. É importante enfatizar que o MGBq é um modelo de qualidade de água para fontes pontuais e difusas. Dentre as variáveis simuladas nesse modelo, pode-se citar as concentrações de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes totais e fecais e os nutrientes nitrogênio total (N) e fósforo total (P).

Mais recentemente, GEZA e MCCRAY (2008) avaliaram o desempenho do modelo SWAT quanto a simulação de sedimentos e nutrientes comparando duas entradas de informações de tipo de solo com diferentes resoluções. Dessas bases de dados, foram formadas 261 e 1301 HRU's. Os autores comprovaram que, com a base de dados de alta resolução, as simulações foram mais satisfatórias, apontando a importância da escolha da base de dados e o desempenho da homogeneidade representada pelas unidades de respostas hidrológicas (HRU).

Esses processos de modelagens ajudam na melhora do entendimento dos sistemas naturais, o que beneficiam avanços nos modelos e suas aplicações em caráter mais geral. Todavia, essa melhora requer um grande esforço para examinar os processos físicos fundamentais de uma forma mais realista e mais adequada à escala na qual as heterogeneidades dos fenômenos podem ser representadas.

2.3 BALANÇO HÍDRICO

Estudos que estejam envolvendo relações entre vegetação e os recursos hídricos têm como ponto importante a realização do balanço hídrico. Mesmo nas bacias menores, existe sempre uma área de terreno que recebe água de chuva,

evapora parte dessa, e o restante compõe o escoamento ou a recarga subterrânea (HEWLLET, 1982).

A avaliação de alterações no regime hídrico em uma bacia hidrográfica só pode ser feita caso exista um registro prévio de suas características hidrológicas, com período suficientemente longo para que se possa avaliar e quantificar a magnitude dessa alteração (SCARDUA, 1994).

RANZINI (1990) considera que, do ponto de vista hidrológico, o escoamento de uma bacia pode ser o produto residual do ciclo hidrológico, que é influenciado por três grandes grupos de fatores: o clima, fisiografia, cobertura e uso do solo.

O balanço hídrico envolve a quantificação dos componentes do sistema visando o melhor entendimento de seu comportamento e baseia-se no princípio de conservação de massa, sendo analisado pelos insumos, ou entradas de água, e pelas saídas de água do sistema (ZAKIA, 1987; PEREIRA, *et al.*, 1997; RIGHETTO, 1998; TUCCI, 2002), resumindo-se na seguinte equação hidrológica fundamental:

$$Q_e - Q_s = \frac{dV}{dt} \quad (2.1)$$

onde, Q_e é a vazão de entrada, Q_s é a vazão de saída, dV é a variação no armazenamento de água e dt é o intervalo de tempo.

Do balanço hídrico, pode-se obter informações sobre as relações hídricas dentro do sistema, tais como a evapotranspiração potencial, a real, os períodos de *déficit* hídrico e os períodos com excessos, o armazenamento de água no solo, a quantidade de água que escoou fora do sistema, entre outros (LIMA, 1971). Portanto, caracteriza-se como uma ferramenta muito importante para a análise do funcionamento de uma bacia hidrográfica.

Contudo, sabe-se que o cálculo de estimativas confiáveis de evapotranspiração é uma das difíceis e grandes tarefas da ciência da hidrologia. DIAS e KAN (1999) desenvolveram um método para a realização do balanço hídrico utilizando somente dados de vazão e precipitação, descrito no item a seguir. Pretende-se aplicar essa metodologia na análise de balanço hídrico para a sub-bacia do rio Manso.

Note-se que, como será visto na seqüência do texto, o modelo hidrológico concentrado SMAP II suavizado poderá se beneficiar diretamente pelo emprego dessa metodologia, na medida que permite identificar uma das séries de entrada do modelo bem como avaliação na identificação de alguns parâmetros essenciais do modelo.

Mais ainda, estimativa de evapotranspiração real podem ser comparadas com o campo de evapotranspiração produzido pelo modelo distribuído MGB-IPH, discutido mais adiante no item 2.3.2.

Diante dessa breve revisão histórica feita sobre a modelagem, os modelos hidrológicos e sobre balanço hídrico, uma breve descrição dos modelos efetivamente utilizados nesta tese, a saber, o modelo concentrado SMAP II suavizado e o modelo distribuído MGB-IPH, será realizada a seguir.

2.3.1 MODELO SMAP (SOIL MOISTURE ACCOUNTING PROCEDURE)

O modelo SMAP (LOPES *et al.*, 1981) é um modelo hidrológico do tipo chuva-vazão tradicionalmente empregado na engenharia de recursos hídricos nacional. Apresenta estrutura simples, para séries contínuas, e utiliza a separação do escoamento baseada nos parâmetros do Departamento de Conservação do Solo Norte Americano (*Soil Conservation Service – SCS*, 1975). É um modelo determinístico, conceitual e agregado. O desenvolvimento do modelo baseou-se na experiência com a aplicação do modelo *Stanford Watershed IV* e do modelo *Mero* e em trabalhos realizados no DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (BUCHIANERI, 2004). Foi originalmente desenvolvido para intervalo de tempo diário e, posteriormente, apresentado em versão horária e mensal.

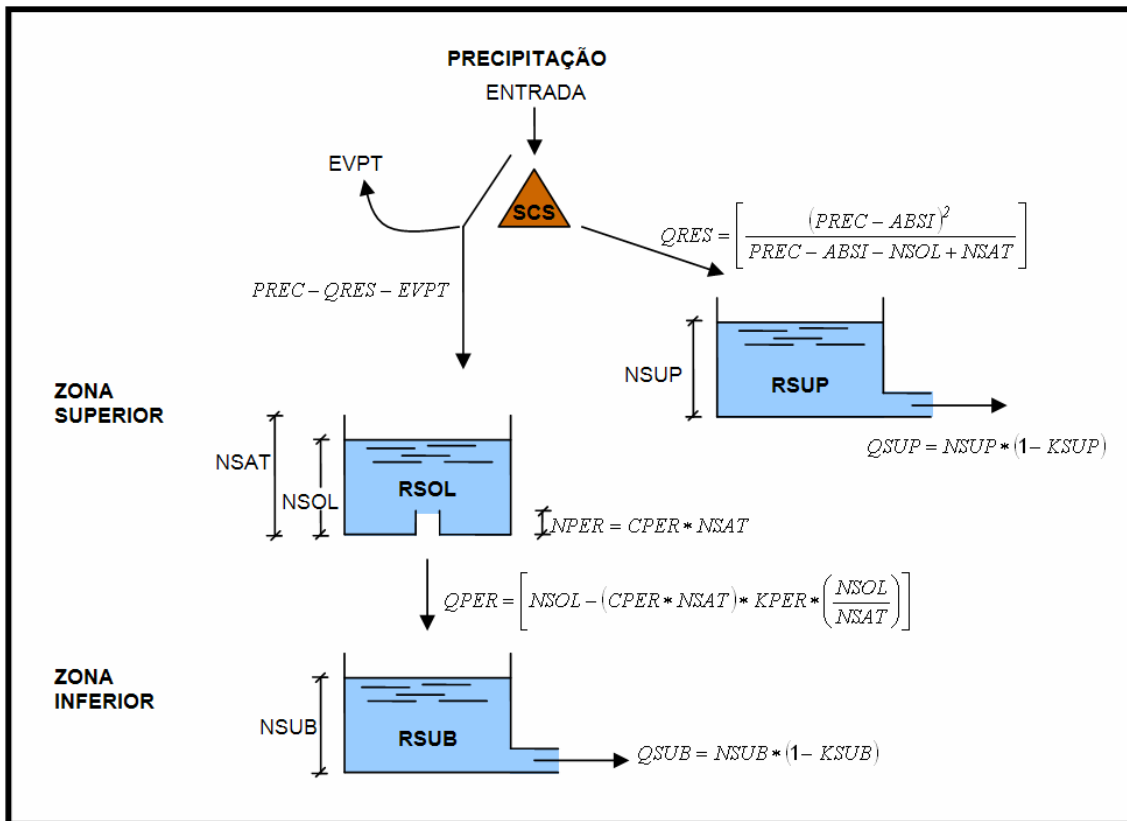
2.3.1.1 DESCRIÇÃO DOS FUNDAMENTOS TEÓRICOS DO MODELO SMAP

Neste item, o modelo SMAP, utilizado no presente trabalho, é apresentado com maiores detalhes, iniciando-se pela descrição do funcionamento dos três reservatórios conceituais lineares, de acordo com a concepção original de LOPES, *et al.* (1981), passando pela incorporação dos algoritmos para translação da hidrógrafa de saída (DIB, 1986) e chegando-se à versão suavizada, exposta em sua forma mais recente por XAVIER, *et al.* (2004).

OS RESERVATÓRIOS

O modelo SMAP possui dois conjuntos de equações matemáticas para descrever os conceitos físicos do ciclo hidrológico, um para simulações em base diária e outro para simulações em base mensal.

Ao nível diário, realiza o balanço da umidade do solo baseado em três reservatórios que representam a superfície e as zonas não-saturada e saturada do solo da bacia, conforme o esquema da Figura 2.1.



Fonte: ROTUNNO FILHO, 1989.
Figura 2.1 – Esquema do modelo SMAP.

A seqüência lógica do modelo inicia-se com a separação da precipitação (*PREC*) através da fórmula do *Soil Conservation Service* - SCS, que fornece a parcela (*QRES*) a ser transferida para o reservatório do escoamento superficial (*RSUP*), que representa o armazenamento da superfície. Assim, tem-se:

$$QRES = \frac{(PREC - ABSI)^2}{(PREC - ABSI + ABSP)} \quad (2.2)$$

onde, *QRES* é a altura que representa o volume para o escoamento superficial (mm), *PREC* é a altura que representa o volume de precipitação (mm), *ABSI* é a abstração inicial, que são as perdas antes do escoamento superficial se iniciar, incluindo todo o volume de precipitação ocorrido antes do início do escoamento superficial (mm), e *ABSP* é a abstração potencial, que é a quantidade máxima de água que pode ser retida no solo e na superfície (mm), definida por:

$$ABSP = 25,4 \cdot \left(\left(\frac{1000}{CNUM} \right) - 10 \right) \quad (2.3)$$

onde, *CNUM* é a curva número do SCS (*U. S. Soil Conservation Service*), que está relacionada ao tipo de solo, cobertura vegetal e umidade antecedente da bacia, sendo um valor tabelado em função dessas grandezas (CHOW, 1964).

Deve-se ressaltar que a definição da grandeza *CNUM* em um modelo contínuo implicaria o estabelecimento de uma função para relacionar os valores dessa grandeza à precipitação antecedente, tornando possível a obtenção de valores contínuos da abstração potencial (*ABSP*) através da Equação (2.3).

Entretanto, como um modelo contínuo faz uma atualização automática da umidade do solo a cada intervalo de tempo da simulação, os autores do modelo SMAP sugerem calcular a abstração potencial associada ao espaço disponível no reservatório do solo através da expressão:

$$ABSP = NSAT - NSOL \quad (2.4)$$

O nível de água do reservatório superficial (*NSUP*), resultante após o acréscimo de *QRES* nesse reservatório linear, é deplecionado a uma taxa constante (*KSUP*), fornecendo o escoamento direto (*QSUP*) pela expressão:

$$QSUP = NSUP \cdot (1 - KSUP) \quad (2.5)$$

onde, *QSUP* é a parcela da vazão superficial ($\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$), *NSUP* é o nível do reservatório superficial (mm), e *KSUP* é a constante de recessão do escoamento superficial (dia^{-1}).

A lâmina restante (*PREC - QRES*) sofre perda por evaporação a nível potencial (*EVPT*), sendo a parcela "*QINF = PREC - QRES - EVPT*" adicionada a um reservatório que representa a camada superior e não-saturada do solo (*RSOL*).

Nesse reservatório, a umidade é atualizada ao longo do tempo através de perdas por evapotranspiração remanescente a nível real (*EVPR*), equivalente à parcela não satisfeita da evapotranspiração potencial (*EVPT*) multiplicada pela taxa de umidade do reservatório (*TSOL*). Essa taxa é calculada dividindo-se o valor do nível do reservatório (*NSOL*) pelo seu nível máximo, ou seja, o nível de saturação (*NSAT*).

Além disso, existe a recarga para o aquífero (*QPER*), também denominada percolação profunda. Nessa transferência de água, é usado o conceito de capacidade de campo, que é a umidade máxima de armazenamento de água no solo compatível com sua capacidade de drenabilidade. Abaixo desse valor a água fica retida no solo, enquanto acima, ela é drenada. Na prática, é definida como a umidade ainda

observada no solo após cerca de 2 dias (solos leves, arenosos, não pegajosos) ou 3 dias (solos pesados, argilosos) de uma chuva ou irrigação intensa, que torna o solo úmido, mas sem encharcá-lo. Em outras palavras, se o nível do reservatório ($NSOL$) for maior que o nível em que se pode reter água por capilaridade do solo ($NPER = CPER \cdot NSAT$), ocorrerá a recarga para o reservatório subterrâneo por:

$$QPER = (NSOL - (CPER \cdot NSAT)) \cdot TSOL \cdot KPER \quad (2.6)$$

onde, $QPER$ é a vazão de percolação profunda (mm.dia^{-1}), $NSOL$ é o nível do reservatório do solo (mm), $CPER$ é o coeficiente ($0 < CPER < 1$), $NSAT$ é o nível de saturação do solo (mm), $NPER$ é a capacidade de campo do solo ($NPER = CPER \cdot NSAT$), $TSOL$ é a taxa de umidade do solo ($TSOL = NSOL / NSAT$), $KPER$ é o coeficiente de recarga do aquífero (dia^{-1}).

A parcela $QPER$ alimentará o reservatório subterrâneo ($RSUB$), que se trata de outro reservatório linear do modelo. O nível de água desse reservatório ($NSUB$), uma vez atualizado, é deplecionado a uma taxa constante ($KSUB$), fornecendo a vazão de base ($QSUB$) da bacia por:

$$QSUB = NSUB \cdot (1 - KSUB) \quad (2.7)$$

onde, $QSUB$ é a vazão de escoamento de base (mm.dia^{-1}), $NSUB$ é o nível do reservatório subterrâneo (mm), e $KSUB$ é a constante de recessão do escoamento subterrâneo (dia^{-1}).

Finalmente, a soma dos escoamentos direto e básico fornecem a vazão no ponto de controle da bacia, pela expressão:

$$QGER = (QSUP + QSUB) \cdot \frac{AREA}{TEMP} \quad (2.8)$$

onde, $QGER$ é a vazão gerada pelo modelo ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$), $AREA$ é a área da bacia (km^2), $TEMP$ é a constante de ajuste das unidades, de valor 86,4.

A abstração inicial (ABS_I), assim como a abstração potencial ($ABSP$), também deveria sofrer uma atualização contínua, uma vez que, além de depender da cobertura vegetal da bacia, é função do teor de umidade do solo. Contudo, sendo o valor absoluto de ABS_I pequeno quando comparado aos valores de $ABSP$, além de ser complexo tornar essa grandeza variável, LOPES, *et al.* (1981) sugerem a adoção de um valor constante para a mesma.

Logo, o conjunto de parâmetros do modelo para simulações a nível diário será composto pelas grandezas $KSUP$, $KSUB$, $KPER$, $ABSI$, $CPER$, $NSAT$.

Para inicializar a operação do modelo, é usual considerar nulo o nível inicial do reservatório superficial, admitindo-se que a simulação iniciar-se-á após um período de estiagem, determinando-se os níveis dos reservatórios do solo e subterrâneo, respectivamente, por:

$$NSOL = SOLI \cdot NSAT \quad (2.9)$$

$$NSUB = SUBI \cdot \frac{TEMP}{AREA * (1 - KSUB)} \quad (2.10)$$

Além dos parâmetros $AREA$ e $TEMP$, as grandezas $SUBI$ e $SOLI$ possivelmente poderão ser quantificadas *a priori*, e, portanto, não ficarão sujeitas ao processo de calibração automática.

Em escala mensal, o modelo realiza o balanço da umidade do solo baseado apenas em dois reservatórios, representando as zonas não saturada e saturada do solo. A representação do reservatório de armazenamento superficial é abandonada, uma vez que este reservatório perde o sentido em uma escala de tempo mensal, já que a constante de recessão do escoamento superficial se aproxima de zero, ou seja, ao nível mensal, o volume precipitado sempre infiltra.

TRANSLAÇÃO DA HIDRÓGRAFA DE SAÍDA

No modelo original SMAP (LOPES *et al.*, 1981) foi realizado uma modificação por DIB (1986) onde foram incluídos os efeitos de transporte em calha. Ao modelo SMAP modificado, deu-se a nomenclatura de SMAP II. Para efetuar a determinação da hidrógrafa de saída do canal principal da bacia, o modelo SMAP II agrega o processo idealizado por Clark em 1945 e implementado por DIB (1986), independente das simulações serem ao nível diário ou mensal, onde a forma da hidrógrafa de saída é função de dois fatores:

- translação do volume de água que entra no canal; e
- armazenamento de água no canal.

Embora esses fatores ocorram simultaneamente, adota-se a premissa de considerá-los separadamente na seqüência de resolução do programa.

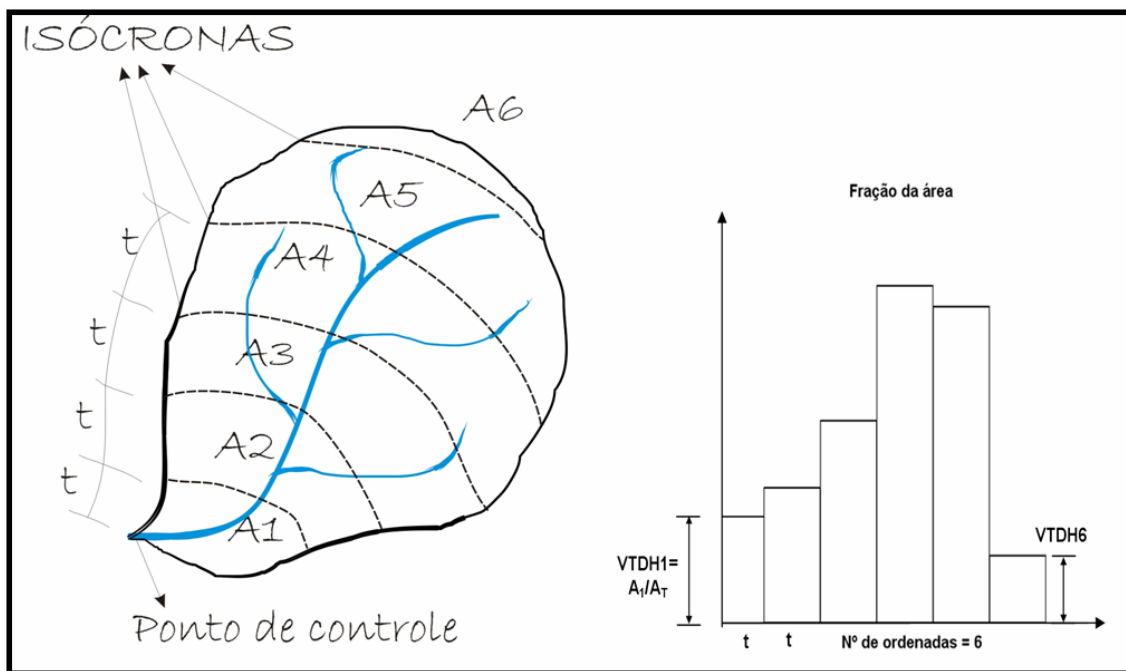
A translação da hidrógrafa de entrada é efetuada através do denominado histograma de retardo da bacia (Figura 2.2), ou histograma tempo-área. Esse

histograma é construído dividindo-se a bacia, a partir do seu ponto de controle, através de linhas de igual tempo de percurso até esse mesmo ponto, ou seja, dividindo a bacia pelas suas isócronas.

Calculando-se a área entre as isócronas, calculam-se as ordenadas do histograma em frações da área total da bacia. A expressão utilizada para determinar a vazão transladada e superposta pode ser escrita como:

$$QTRL_t = \sum_{j=0}^{n-1} QGER_{t-j} \cdot VTDH_{j+1} \quad (2.11)$$

onde, $QTRL_t$ é a vazão transladada no tempo t (m^3s^{-1}), $QGER_{t-j}$ é a vazão gerada de entrada, j intervalos de tempo antes de t (m^3s^{-1}), $VTDH_{j+1}$ é a ordenada $j+1$ do histograma de retardo ($\sum VTDH_j=1$) e n é o número total de ordenadas do histograma de retardo.



Fonte: DI BELLO, 2005.

Figura 2.2 – Histograma de retardo de uma bacia.

O efeito do armazenamento do canal é simulado efetuando-se a propagação das vazões transladadas através de um reservatório com armazenamento equivalente ao do canal. Teoricamente, isso significa imaginar-se um reservatório no ponto de controle da bacia com características tais que $O=K \cdot S$, onde O é a vazão de saída, S é

o armazenamento e K a constante de armazenamento. A equação de continuidade para esse reservatório será

$$\frac{dS}{dt} = I - O \quad (2.12)$$

$$\frac{dO}{dt} = K \cdot (I - O) \quad (2.13)$$

onde, I é a vazão de entrada, O é a vazão de saída, e S é o armazenamento.

Pode-se escrever a Equação (2.13):

$$\frac{O_2 - O_1}{t} = K \left[\left(\frac{I_1 + I_2}{2} \right) - \left(\frac{O_1 + O_2}{2} \right) \right] \quad (2.14)$$

com os índices subscritos 1 e 2 delimitando o intervalo de tempo inicial e final da análise, ou ainda:

$$O_2 = \left(\frac{I_1 + I_2}{2} \right) - \left(\frac{\frac{1}{K} - \frac{t}{2}}{\frac{1}{K} + \frac{t}{2}} \right) \cdot \left[\left(\frac{I_1 + I_2}{2} \right) - O_1 \right] \quad (2.15)$$

denominando $KARM = \frac{\frac{1}{K} - \frac{t}{2}}{\frac{1}{K} + \frac{t}{2}}$ e $\bar{I} = \frac{I_1 + I_2}{2}$, pode-se finalmente escrever:

$$O_2 = \bar{I} - KARM \cdot (\bar{I} - O_1) \quad (2.16)$$

Adotando-se a Equação (2.16) no modelo para simular o efeito do armazenamento no canal principal da bacia, tem-se que, quando a vazão de entrada for nula, $KARM$ transforma-se em uma constante de recessão da vazão no canal. Por outro lado, quando a vazão for tal que o rio extravase a calha com o alagamento das regiões ribeirinhas, o armazenamento aumenta mais rapidamente que a vazão, com $KARM$ podendo variar como uma função da vazão.

Portanto fica claro que o número de parâmetros do modelo, tanto na versão diária quanto na versão mensal, será acrescido do total de ordenadas consideradas no histograma de retardo, apenas com a restrição do somatório dos valores dessas ser idêntico a unidade, além da grandeza $KARM$. Essa última deve ser calibrada automaticamente, enquanto as primeiras podem, em princípio, ser determinadas.

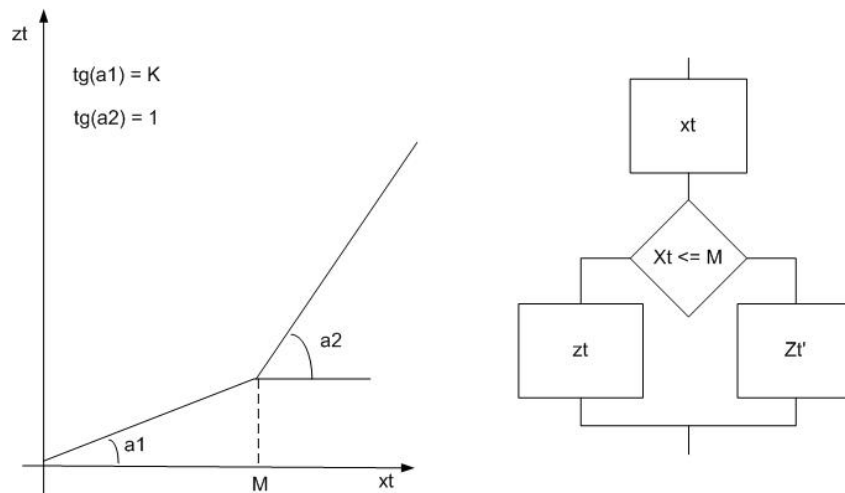
O MODELO SMAP II DIÁRIO – VERSÃO SUAVIZADA

SILVA (1990), com base em ROTUNNO FILHO (1989), examina a calibração automática do modelo chuva-vazão SMAP II diário (DIB, 1986), analisando as estruturas do tipo patamar do modelo, que levam à bifurcação de caminhos devido às estruturas tipo “*if/then*”, de forma a substituí-las por funções que possibilitem continuidade nas derivadas sem alterar a integridade do modelo.

As estruturas de patamar, típicas de modelos chuva-vazão, geram desvios que não permitem a definição de uma expressão única para a vazão simulada e, conseqüentemente, para a sua função-objetivo, o que acarreta descontinuidade nas derivadas dessa função (JOHNSTON e PILGRIM, 1976).

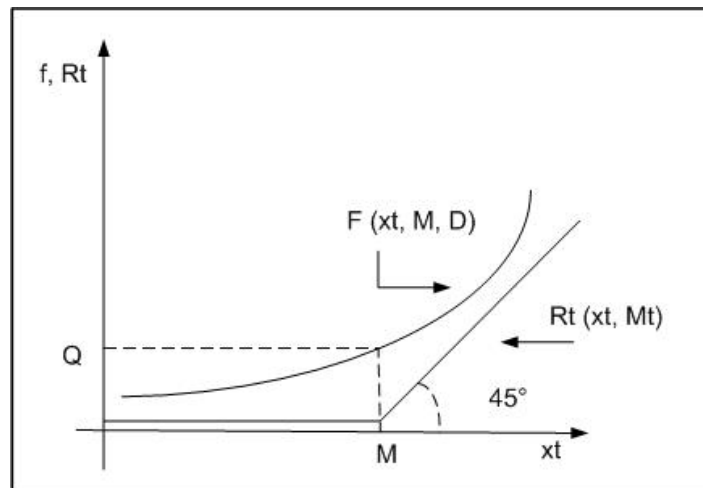
Em HENDRICKSON, *et al.* (1988), bem como em ROTUNNO FILHO (1989), são apresentadas pesquisas bem detalhadas a respeito dos diversos problemas encontrados nas técnicas matemáticas de otimização que envolvem o uso de derivadas, incluindo métodos de primeira e segunda ordem, apontando, como principal obstáculo, as estruturas condicionais que levam às descontinuidades nas derivadas da função. O trabalho de RESTREPO-POSADA e BRAS (1982), citado em HENDRICKSON, *et al.* (1988) e SILVA (1990), substituiu as estruturas que levam às descontinuidades por funções de suavização com forma de “S”. Porém, tais funções introduziram algumas perturbações nas derivadas e não resolveram completamente o problema.

O trabalho de XAVIER, *et al.* (2004) apresenta uma descrição do modelo SMAP II adaptado com o método de suavização hiperbólica. A técnica de suavização hiperbólica visa eliminar as descontinuidades provocadas pela estruturas de bifurcação em uma função de escoamento de saída de um dos reservatórios do modelo SMAP, z_t , que é a soma das parcelas de escoamento lento pelo fundo do reservatório (S_t , função das constantes de recessão K e do nível do reservatório x_t) e de transbordamento (R_t). A Figura 2.3 mostra uma possível conformação para a função z_t . Através da introdução de funções de suavização, uma nova configuração para a função z_t é atingida, conforme mostrado na Figura 2.4, onde M é a capacidade máxima de armazenamento do reservatório.



Fonte: XAVIER, et al. (2004).

Figura 2.3 – Representação gráfica de uma função z_t e fluxograma simplificado no SMAP.



Fonte: XAVIER, et al (2004).

Figura 2.4 – Funções de suavização Φ e R_t .

De forma sintética, a técnica de suavização hiperbólica ajusta uma função continuamente diferenciável que aproxima apropriadamente a função $R_t(x_t, M)$ de uma maneira mais conveniente. Visando esse propósito, a função a seguir é adotada:

$$\phi(x_t, M, d) = \frac{1}{2} \cdot \left[x_t - M + \left[(x_t - M)^2 + 4 \cdot d^2 \right]^{\frac{1}{2}} \right] \quad (2.17)$$

A função $\phi(x_t, M, d)$ apresenta as seguintes propriedades:

- a) $\phi(x_t, M, d)$ é assintótica às linhas $r_1(x_t, M) = 0$ e $r_2(x_t, M) = x_t - M$;

b) $\lim_{d \rightarrow 0} \phi(x_t, M, d) = 0$ se $x_t \leq M$;

$\lim_{d \rightarrow 0} \phi(x_t, M, d) = x_t - M$ se $x_t > M$;

c) $\phi(x_t, M, d)$ é contínua, e continuamente diferenciável nas variáveis x_t e M ; e

d) $\phi(x_t, M, d)$ é convexa em x_t e M (crescente em x_t e decrescente em M).

A propriedade (a) recomenda a função $\phi(x_t, M, d)$ como uma boa suavização para $R_t(x_t, M)$. A propriedade (b) mostra que a diferença entre $\phi(x_t, M, d)$ e $R_t(x_t, M)$ pode ser tão pequena quanto desejado. A variável d introduzida no modelo representa o desvio máximo entre as funções $\phi(x_t, M, d)$ e $R_t(x_t, M)$, como mostrado na Figura 2.4. Levando-se em consideração que um controle total pode ser imposto a essa variável d , destaca-se que a diferença entre o modelo na sua versão original e suavizada pode ser estabelecida em qualquer nível desejado, segundo XAVIER, *et al.* (2004), garantindo a integridade do modelo. A propriedade (c), que se refere a diferenciabilidade em primeira e segunda ordem, permitirá o uso de algoritmos de otimização mais poderosos.

A técnica de suavização hiperbólica apresentada por XAVIER (1982a,b), aplicada em SILVA (1990), torna única a expressão da função objetivo, eliminando as descontinuidades nas derivadas e permitindo a otimização por métodos mais sofisticados que demandam tais informações de derivadas, mantendo, dessa forma, a integridade física do modelo. Tal integridade foi observada por SILVA (1990) ao comparar, durante um período de 2 anos, simulações com o SMAP II na versão original e na versão suavizada.

Em resumo, o método de penalização hiperbólica (XAVIER, 1982a,b) baseia-se na resolução do problema geral não-linear através de uma modificação da função original a ser minimizada, a qual tem como objetivo a transformação do problema restrito original em uma seqüência de problemas irrestritos através da adição de um termo "P", chamada função penalidade. A rotina de otimização usada para resolver a seqüência de problemas no espaço irrestrito é de segunda ordem, do tipo *Quasi-Newton*, denominada BFGS (*Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shanno*), descrita em GILL *et al.* (1981). As rotinas tipo *Quasi-Newton* são rápidas como os métodos de Newton, que consideram a aproximação da função por série de Taylor até o termo de segunda ordem, porém computacionalmente mais simples. Adicionalmente, destaca-se que o gradiente da função objetivo é calculado explicitamente em relação aos parâmetros.

XAVIER *et al.* (2004) realizaram uma análise comparativa entre a aplicação do modelo SMAP II com suavização hiperbólica e o modelo SMAP II acoplado aos métodos de *Rosenbrock*, de direções rotativas, e de *Rosen*, método do gradiente, que

utiliza derivadas parciais da função objetivo em relação aos parâmetros. Destaca-se que o uso do método de *Rosen* implica a determinação prévia de todos os possíveis caminhos que a água poderá tomar através dos reservatórios do modelo, pois será necessário calcular as derivadas parciais para cada um deles, o que, para o caso do SMAP II, corresponde a 32 diferentes modos de operação. No trabalho em questão, foram utilizadas soluções geradas por valores conhecidos (séries sintéticas, livres de erros) de cinco dos parâmetros do modelo: KSUP; KPER; KSUB; ABSI e CPER. Como conclusão, o estudo reforçou os resultados obtidos por ROTUNNO FILHO (1989), onde o método de *Rosenbrock* destacou-se pela sua robustez e o método de *Rosen* apresentou fracos resultados, apesar de este último ser teoricamente melhor e apresentar um número de iterações significativamente inferior ao primeiro. Por fim, confirmou-se o bom desempenho do método de suavização hiperbólica.

Destaca-se, neste ponto, que os trabalhos supracitados empregaram a versão suavizada para a situação de uma bacia hidrográfica com balanço hídricos potencialmente perfeito. Mais recentemente, iniciaram-se investigações, ainda preliminares, sobre a aplicação em bacias reais (DI BELLO, 2005).

2.3.1.2 APLICAÇÃO DO MODELO SMAP

O modelo SMAP tem sido aplicado em diversos estudos (ROTUNNO FILHO, 1989; SILVA, 1990; THOMAZ, 1992; ANDRADE FILHO, 1992; DIB, 1994) Mais recentemente, o plano de gerenciamento integrado da sub-bacia do rio Salitre – PLANGIS (ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2003a) aplicou o modelo SMAP, onde a carência de dados fluviométricos levou à necessidade de aplicação do modelo para a obtenção da disponibilidade hídrica no rio Salitre-BA, afluente do rio São Francisco a jusante do reservatório de Sobradinho.

BUCHIANERI (2004) aplicou o modelo SMAP, em sua versão mensal, a fim de conhecer a potencialidade hídrica e subsidiar a elaboração do plano de manejo para a bacia do rio Grande de Ubatuba, com área de drenagem de 26 km², um manancial estratégico para o município, abastecendo cerca de 88% da população daquele município. O modelo foi calibrado e validado com apenas quatro anos incompletos de dados fluviométricos e usado para gerar uma série histórica a partir de 67 anos de dados de precipitação. Foram empregados dois anos, de agosto/1972 a julho/1974, para calibração, realizada tanto de forma manual quanto de forma automática. A calibração automática, acoplado ao método de *Rosenbrock*, forneceu valores irrealistas fisicamente tanto para o escoamento básico, subestimado para uma bacia com grande capacidade de infiltração de água no solo, quanto para o escoamento superficial,

superestimado para uma bacia com boa cobertura florestal. Na fase de validação, a correlação entre a série de vazões estimada e observada foi de 0,838.

BUCHIANERI (2004) alerta que, na calibração do modelo SMAP ao nível mensal, devem ser observados, além do valor da função objetivo, relativo à soma dos desvios relativos quadráticos adotados, três outros indicadores da calibração:

- o armazenamento do período (balanço) deve ser próximo de zero, o que indicaria que não se está retendo ou liberando água do solo de maneira tendenciosa;
- a variação da água no solo deve ser cíclica, acompanhando a sazonalidade da região;
- a recarga e o escoamento básico devem ser aproximadamente iguais, uma vez que uma diferença significativa entre essas duas variáveis indica problemas com os parâmetros calibrados de coeficiente de recarga (“Crec”) e da constante de recessão do escoamento básico (“Kkt”).

Mais recentemente, com o intuito de buscar aperfeiçoamento metodológico para a previsão de vazões para o setor energético do país, o operador nacional do sistema elétrico (ONS) buscou diferentes alternativas através de diferentes modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão para a operação dos reservatórios que compõem a matriz energética brasileira. O modelo SMAP, em sua versão original (LOPES *et al.*, 1981) foi um dos modelos testados (CASTANHARO *et al.*, 2007). Outra versão do modelo SMAP, combinado ao Modelo Estocástico Multivariado (MEL) também foi empregado nessa concorrência de modelos de previsão de vazão pelo ONS, obtendo índices estatísticos de eficiência bastante satisfatórios, sendo colocado em operação na bacia do rio Paraná, no trecho incremental entre a UHE Rosana, UHE Porto Primavera e a UHE Itaipu (GUILHON *et al.*, 2007).

2.3.2 MODELO MGB-IPH (MODELO DE GRANDES BACIAS)

O modelo de grandes bacias, conhecido como MGB-IPH, aparece como forma de suprir uma necessidade na área de modelagem hidrológica distribuída para bacias de grandes dimensões.

Elaborado por COLLISCHONN (2001), é concebido a partir da estrutura dos modelos LARSIM (BREMICKER, 1998 *apud* COLLISCHONN, 2001) e VIC-2L (WOOD *et al.*, 1992; LIANG *et al.*, 1994; ABDULLA e LETTENMAIER, 1997; LOHMANN *et al.* 1998a), com algumas adaptações. Algumas simplificações foram realizadas no módulo de balanço de água no solo. Para o compartimento da evapotranspiração, os

conceitos apresentados por SHUTTLEWORTH (1993) e WIGMOSTA *et al.* (1994) foram aplicados. O escoamento na rede de drenagem foi baseado na metodologia de Muskingum-Cunge (TUCCI, 1998).

O modelo MGB-IPH tem sido aplicado em diversas bacias hidrográficas brasileira. Na bacia do rio Taquari-Antas e na bacia do rio Uruguai, ambas localizadas no estado do Rio Grande do Sul e na bacia do rio Taquari, em Mato Grosso, foram realizadas as primeiras aplicações do modelo MGB-IPH, obtendo resultados satisfatórios para todas as bacias (COLLISCHONN, 2001; COLLISCHONN e TUCCI, 2001; COLLISCHONN *et al.*, 2005). Na bacia do rio São Francisco, foram realizadas simulações de previsão de vazão com base na previsão climática (SILVA *et al.*, 2007) e também, utilizando precipitação estimada pelo satélite TRMM (COLLISCHONN, 2006). Ainda utilizando dados de chuva de satélite, utilizou-se o MGB-IPH na bacia do rio Tapajós, na região amazônica (COLLISCHONN, 2006).

Na bacia do rio Grande, localizada nos estados de São Paulo e Minas Gerais, também foi aplicado o modelo MGB-IPH para previsão de vazão de curso e longo prazo, 1 a 12 dias e até 6 meses, respectivamente (COLLISCHONN, *et al.*, 2007b). Na região amazônica, RIBEIRO NETO (2006) utilizou o modelo MGB-IPH com o intuito de compreender os processos hidrológicos que ocorrem na bacia do rio Madeira.

Um projeto desenvolvido pela Agencia Nacional de Águas (ANA) e financiado pelo *Global Environmental Facility* (GEF) com o objetivo de desenvolver um modelo hidrológico para estudo do comportamento de diferentes componentes dos sistemas hidrológico da bacia do Alto Paraguai, foi realizado através da aplicação do modelo MGB-IPH. Nesse projeto, o modelo foi ajustado e utilizado para a região do Planalto e, posteriormente, o modelo foi ajustado e utilizado para a previsão no Pantanal (VARELLA, 2005; COLLISCHONN *et al.*, 2005). COLLISCHONN *et al.* (2007a) realizaram um estudo de reconstituição das vazões naturais do rio Caí, situado no estado de Rio Grande do Sul, à jusante da transposição no sistema salto, aplicando o modelo hidrológico MGB-IPH.

Mais recentemente, através da concorrência de modelos para operação de reservatórios do Sistema Interligado Nacional (SIN), o modelo MGB-IPH foi avaliado como o de melhor desempenho para a bacia do rio Paranaíba, para o trecho incremental entre a UHE Itumbiara e a UHE São Simão, localizada nos estados de Goiás e Minas Gerais e Distrito Federal (GUILHON *et al.*, 2007; COLLISCHONN *et al.*, 2007c). Ainda na mesma concorrência promovida pelo ONS, obteve os melhores

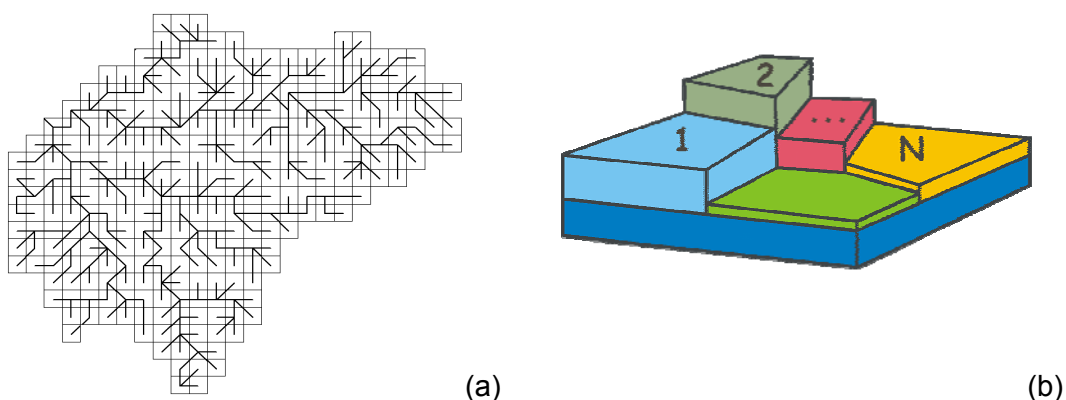
coeficientes de desempenho para o trecho incremental entre a UHE Rosana, UHE Primavera e a UHE Itaipu, localizadas na bacia do rio Paraná (GUILHON *et al.*, 2007).

Em síntese, o modelo apresenta os seguintes processos:

- balanço de água no solo;
- evapotranspiração;
- escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneos nas células; e
- escoamento na rede de drenagem.

Segundo os autores FRANCHINI e PACCIANI (1991), pode-se considerar que o componente de balanço hídrico no solo é uma parte bastante importante, permitindo diferenciar ou caracterizar um determinado modelo. A precipitação, a evapotranspiração e a divisão da água em escoamentos superficial, correspondente à chuva que cai diretamente sobre áreas impermeáveis e áreas saturadas, sub-superficial, que ocorre na zona de solo não-saturada, e de base, que ocorre na zona saturada, interagem nesse componente.

No modelo MGB-IPH, a bacia é subdividida em células quadradas ligadas entre si (Figura 2.5a). Essas células são subdivididas segundo as características inerentes ao uso do solo, cobertura vegetal e tipo de solo (Figura 2.5b). As áreas agrupadas correspondem às áreas hidrologicamente homogêneas, também conhecidas como GRU's (*grouped response units – GRU*), originalmente definidos em KOUWEN *et al.* (1993).



Fonte: adaptado de COLLISCHONN, 2001.

Figura 2.5 – (a) Subdivisão de uma bacia em células ligadas por linhas que representam a rede de drenagem e (b) da célula em n blocos, de acordo com o uso do solo.

A divisão de bacias em áreas que apresentam as mesmas características de tipo de solo, uso do solo, cobertura vegetal ou topografia do terreno apresenta uma

grande vantagem devido à capacidade de auxiliar na representação da distribuição espacial do balanço hídrico do solo, ou seja, as equações podem ser utilizadas em cada GRU.

A essas áreas hidrologicamente homogêneas, dá-se o nome de bloco no MGB-IPH. O número de blocos é escolhido de acordo com o número de grupos resultantes da combinação das características de uso do solo, cobertura vegetal e tipo de solo. Um bloco é caracterizado por uma série de parâmetros, como o armazenamento máximo no solo e o índice de área foliar (*IAF*) da vegetação. Sua participação é proporcional dentro das células.

É no bloco que são representados o balanço de água no solo e a evapotranspiração. Na célula, ocorre o processo de fluxo horizontal, envolvendo os escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneo, até a rede de drenagem onde os volumes são propagados entre as células ao longo da rede.

A precipitação e os dados climatológicos em uma célula são obtidos por interpolação dos dados dos postos de chuva e dos postos climatológicos mais próximos. O balanço hídrico no solo é realizado de maneira independente para cada bloco de uso, utilizando as características e os parâmetros do bloco.

Cada um desses processos é resolvido com uma discretização temporal de 1 dia, que é o intervalo de tempo com que o modelo fornece os resultados. A seguir, esses processos serão brevemente discutidos. Para maiores detalhes, consultar COLLISCHONN (2001).

2.3.2.1 COMPONENTE DE BALANÇO HÍDRICO NO SOLO

No modelo MGB-IPH, os processos envolvidos no balanço hídrico no solo compreendem a interceptação da precipitação, o equacionamento do balanço de água no solo, a evapotranspiração e a geração dos diversos escoamentos.

A seguir, descreve-se a forma como é representado cada processo no modelo.

RESERVATÓRIO DE INTERCEPTAÇÃO

Parte da precipitação é armazenada nas superfícies das folhas da vegetação como interceptação. Esse reservatório de interceptação tem uma capacidade máxima, a qual é descrita em função do índice de área foliar (*IAF*) para diferentes tipos de

vegetação. Segundo DICKINSON (1984), o reservatório de interceptação é representado pela Equação (2.18).

$$SIL = \alpha \cdot IAF \quad (2.18)$$

onde SIL (mm) é a capacidade do reservatório de interceptação, IAF [-] é o índice de área foliar e α (mm) é o parâmetro de lâmina máxima de interceptação, fixado em 0,2 mm em todos os blocos, de todas as células, e em todas as épocas do ano.

O índice de área foliar (IAF) depende da vegetação predominante para as diferentes categorias de uso do solo, variando ao longo do ano. O IAF expressa a relação entre a área das folhas de todas as plantas e da área de uma parcela de solo, podendo ser medido.

Quanto mais densa a vegetação, maior o valor do IAF e maior a capacidade do reservatório de interceptação. Esse índice está relacionado aos processos de evapotranspiração, fluxos de CO_2 e interceptação de luz. A vantagem da utilização do IAF está no fato de que a capacidade de interceptação da bacia pode ser modificada ao longo do ano de acordo com o desenvolvimento da vegetação. Além disso, no estudo das consequências da retirada da cobertura vegetal, o IAF é mais sensível e pode representar melhor os impactos sobre o escoamento na bacia.

O valor do IAF pode ser estimado também com ajuda de imagens de sensoriamento remoto (BARET, 1995; BEST e HARLAN, 1985; CURRAN, 1983; ASRAR *et al.*, 1985a,b; PETERSON *et al.*, 1987; PRICE e BAUSCH, 1995; BASTIAANSEN, 1998; PINHEIRO *et al.*, 2001; TREZZA, 2002; TASUMI, 2003). Essa fonte de informação tem limitações para valores de IAF mais altos, mas é eficiente na determinação da variação espacial.

Valores típicos de IAF vão de 1,0 ou menos para vegetação rasteira, até 6,0 ou mais para florestas, conforme a Tabela 2.2.

Em culturas agrícolas, o IAF varia ao longo do ano, entre valores próximos a zero na época de preparação do plantio, até valores máximos no momento de maior desenvolvimento das plantas. Existem valores típicos para determinados tipos de vegetação, e a variação do IAF ao longo do ano em florestas decíduais e em culturas anuais é representada por valores médios mensais no modelo MGB-IPH. Em florestas decíduais e no cerrado, o IAF também varia conforme a época do ano. Assim, essa variabilidade é considerada no modelo utilizando valores fixos mensais do IAF para cada bloco.

Tabela 2.2 – Índice de área foliar de coberturas vegetais.

Tipo de cobertura	IAF	Fonte
Coníferas	6,0	BREMICKER (1998)
Soja irrigada	7,5*	FONTANA <i>et al.</i> (1992)
Soja não irrigada	6,0*	FONTANA <i>et al.</i> (1992)
Arroz de sequeiro	6,0*	OLIVEIRA e MACHADO (1999)
Floresta amazônica	6,0 a 9,6*	HONZÁK <i>et al.</i> (1996)
Pastagem amazônica (estiagem)	0,5	ROBERTS <i>et al.</i> (1996)
Pastagem amazônica (época úmida)	3,9	ROBERTS <i>et al.</i> (1996)
Savana africana (região semi-árida-Sahel)	1,4*	KABAT <i>et al.</i> (1997)
Cerrado (estiagem)	0,4	MIRANDA <i>et al.</i> (1996)
Cerrado (época úmida)	1,0	MIRANDA <i>et al.</i> (1996)

* valor máximo durante o ciclo anual

Fonte: COLLISCHONN, 2001.

As equações a seguir descrevem o processo de enchimento e esvaziamento do reservatório de interceptação. Caso o reservatório de interceptação esteja completamente cheio, a precipitação passa integralmente para a camada superficial do solo. Caso contrário, é diminuída da lâmina disponível de interceptação. O reservatório de interceptação é esvaziado mediante a evaporação.

O MGB-IPH considera apenas o papel da vegetação na interceptação, pois esse é o processo de maior peso. O balanço de água no reservatório de interceptação, com capacidade SIL , é realizado da seguinte forma:

$$SF^k = SF^{k-1} + PC \quad \text{quando} \quad SF^{k-1} + PC \leq SIL \quad (2.19)$$

$$SF^k = SIL \quad \text{quando} \quad SF^{k-1} + PC \geq SIL \quad (2.20)$$

$$P = PC - (SF^k - SF^{k-1}) \quad (2.21)$$

onde SF^{k-1} (mm) e SF^k (mm) correspondem, respectivamente, à lâmina interceptada no início do intervalo de tempo e após a entrada da precipitação PC (mm); PC é a precipitação sobre a cobertura vegetal e P (mm) a precipitação sobre a camada superficial do solo. Se o reservatório de interceptação, capacidade SIL estiver completamente cheio, $P = PC$. Caso contrário, P é dado pela Equação (2.21).

A evapotranspiração é aplicada, separadamente, à lâmina de água interceptada e à água da camada superficial do solo. O módulo de evapotranspiração está baseado na equação de *Penmann-Monteith*, conforme descrito na seqüência do texto.

EVAPOTRANSPIRAÇÃO

A evapotranspiração representa o segundo componente mais importante do ciclo hidrológico, depois da precipitação. O modelo calcula a evaporação e transpiração pela equação de *Penman-Monteith*. Esse método modela a evapotranspiração utilizando variadas condições e escalas meteorológicas. Uma avaliação feita por DVWK (1996) *apud* LUDWIG e BREMICKER (2006) aponta que o método de *Penman-Monteith* é o único, dentre 19 modelos testados, com uma precisão que varia de alta a muito alta na modelagem da evapotranspiração. Dessa forma, foi adotado esse modelo como sendo apropriado para modelar o balanço hídrico em mesoescala, embora apresente limitações quanto a sua validade na escala de bacia hidrográfica.

Também são representados, nessa formulação, os processos de resistência superficial (r_s) e aerodinâmica (r_a) que ocorrem na evapotranspiração.

A resistência aerodinâmica (r_a) está associada à difusão turbulenta resultante da ação do vento sobre as superfícies naturais. Quanto maior a difusão turbulenta, menor será a resistência aerodinâmica. É calculada a partir da velocidade do vento e da rugosidade da cobertura vegetal, que está relacionada à altura média da vegetação. Os detalhes dessa relação podem ser encontrados em SHUTTLEWORTH (1993). As equações abaixo descrevem essa resistência.

$$r_a = \frac{6,25}{u_{m,10}} \cdot \left[\ln \left(\frac{10}{z_0} \right) \right]^2 \quad \text{para } h < 10 \text{ m} \quad (2.22)$$

$$r_a = \frac{94}{u_{m,10}} \quad \text{para } h \geq 10 \text{ m} \quad (2.23)$$

onde $u_{m,10}$ ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) é a velocidade do vento a 10 m de altura, z_0 (m) é a rugosidade da superfície, que é igual a um décimo da altura média da vegetação (h).

A resistência superficial (r_s) representa a resistência ao fluxo de umidade do solo, através das plantas, até a atmosfera. Ela é diferente para os diversos tipos de vegetação e depende de variáveis ambientais como umidade do solo, temperatura do ar e radiação recebida pela planta. A maior parte das plantas exerce certo controle sobre a abertura dos estômatos, que são as pequenas aberturas das folhas por onde sai a umidade, controlando assim a resistência superficial.

O modelo de *Penman-Monteith* é expresso como mostra a equação a seguir:

$$e = \left[\frac{\Delta \cdot (R_L - G) + \rho_A \cdot c_p \cdot \frac{(e_s - e_d)}{r_a}}{\Delta + \gamma \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \right] \cdot \frac{1}{\lambda \cdot \rho_W} \quad (2.24)$$

onde e ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) é a taxa de evaporação da água, λ ($\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$) é o calor latente de vaporização, Δ ($\text{kPa}\cdot\text{°C}^{-1}$) é a taxa de variação da pressão de saturação do vapor, R_L ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) é a radiação líquida na superfície, G ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) é o fluxo de energia para o solo, ρ_A ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) é a massa específica do ar, ρ_W ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) é a massa específica da água, c_p ($\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{°C}^{-1}$) é o calor específico do ar úmido, e_s (kPa) é a pressão de saturação do vapor, e_d (kPa) é a pressão do vapor, γ ($\text{kPa}\cdot\text{°C}^{-1}$) é a constante psicrométrica, r_s ($\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$) é a resistência superficial da vegetação, e r_a ($\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$) é a resistência aerodinâmica.

A evaporação potencial da lâmina interceptada (EI_p) é calculada considerando que a resistência superficial (r_s) é nula. A evaporação real da lâmina interceptada, por sua vez, é igual à potencial, na situação em que a lâmina interceptada é maior do que a evaporação potencial. Caso contrário, a evaporação real é igual à lâmina interceptada. Após a evaporação da água interceptada, o volume no reservatório de interceptação é atualizado da forma que se segue:

$$SF^{k+1} = SF^k - EI \quad (2.25)$$

onde SF^{k+1} corresponde à lâmina interceptada no final do intervalo de tempo. Caso se verifique que a lâmina interceptada é menor que a evaporação potencial (EI_p), a energia restante deve atender à transpiração. A fração de energia restante, denominada de fração de demanda da evapotranspiração (FDE), é calculada por (WIGMOSTA *et. al.*, 1994):

$$FDE = \frac{EI_p - EI}{EI_p} \quad (2.26)$$

A demanda de transpiração (ET_p) da água presente no solo é calculada pela Equação (2.24) considerando toda a energia disponível. Agora, no entanto, o valor da resistência superficial é determinado de acordo com a disponibilidade de água no solo:

$$r_{su} = F_4 \cdot r_s \quad (2.27)$$

onde r_{su} é a resistência superficial considerando a umidade do solo, r_s é a resistência superficial em boas condições de umidade do solo, e F_4 é um coeficiente de ajuste da resistência superficial dado por:

$$\frac{1}{F_4} = \frac{W - W_{PM}}{W_L - W_{PM}} \quad \text{para } W \leq W_L \quad (2.28)$$

onde W é o armazenamento do solo, W_{PM} é o armazenamento do solo no ponto de murcha e W_L é o armazenamento em que inicia o efeito sobre a resistência superficial. Entretanto, uma parte da energia já foi consumida na evaporação da lâmina interceptada. Por esse motivo, a demanda de transpiração, descontando a energia consumida, é calculada multiplicando-se a fração de demanda da evapotranspiração (FDE) por ET_P :

$$ET = FDE \cdot ET_P \quad (2.29)$$

A energia disponível para a evapotranspiração é utilizada, primeiramente, para evaporar a água interceptada, armazenada sobre as folhas, caules e ramos da vegetação e diretamente sobre o solo. Caso ainda haja energia disponível ao final da etapa da evaporação, essa energia atenderá a transpiração.

A transpiração é calculada considerando os valores de resistência superficial e resistência aerodinâmica adequados para o tipo de cobertura vegetal. A resistência superficial depende da disponibilidade de água no solo. Em condições favoráveis, os valores de resistência superficial são mínimos. Nessas condições, a resistência superficial estimada de alguns tipos de vegetação é apresentada na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 Resistência superficial em condições de boa disponibilidade de água no solo de alguns tipos de vegetação.

Cobertura do solo	Resistência superficial r_s sem déficit ($s.m^{-1}$)	Referência
Floresta	100	SHUTTLEWORTH, 1993
Cerrado	100 a 200	CONDE, 1995
Cultura	40	BREMICKER, 1998
Trigo	40	BREMICKER, 1998
Campo	40 a 83	BREMICKER, 1998
Gramma	69	SHUTTLEWORTH, 1993
Gramma	71	TODOROVIC, 1999
Savana africana	60 a 98	BLYTH, 1997

Fonte: COLLISCHONN, 2001.

Durante períodos de estiagem mais longos, a umidade do solo vai sendo retirada por transpiração e, à medida que o solo vai perdendo umidade, ocorre o estresse

hídrico, isto é, a transpiração diminui, mas a redução não ocorre imediatamente. Para valores de umidade do solo entre a capacidade de campo e um limite, que vai de 50 a 80% da capacidade de campo, a evapotranspiração não é afetada pela umidade do solo. A partir do limite inferior de umidade supracitado, a evapotranspiração é diminuída, atingindo o mínimo, normalmente assumido como zero, no ponto de murcha (SHUTTLEWORTH, 1993). No modelo, o parâmetro W_{PM} é considerado fixo e corresponde a 10% do armazenamento máximo, pois, para valores nessa faixa, a sensibilidade do modelo não é significativa.

BALANÇO DE ÁGUA NO SOLO E GERAÇÃO DE ESCOAMENTO

A metodologia utilizada no módulo de balanço de água no solo é similar a do modelo LARSIM (BREMICKER, 1998 *apud* COLLISCHONN, 2001). Essa metodologia tem sido utilizada em diversos modelos, tais como o ARNO (TODINI, 1996) e o XINANJIANG (ZHAO *et al.*, 1980), e foi escolhida porque tem mostrado bons resultados em modelos de grande escala (ABDULLA e LETTENMAIER, 1997) e em bacias com diferentes características climáticas (GAN e BIFTU, 1996).

O balanço hídrico no solo é realizado de maneira independente para cada bloco de uso do solo, utilizando as características e os parâmetros do bloco. É calculado por uma equação de estado, que atualiza o volume a cada intervalo de tempo Δt , conforme a Equação (2.30).

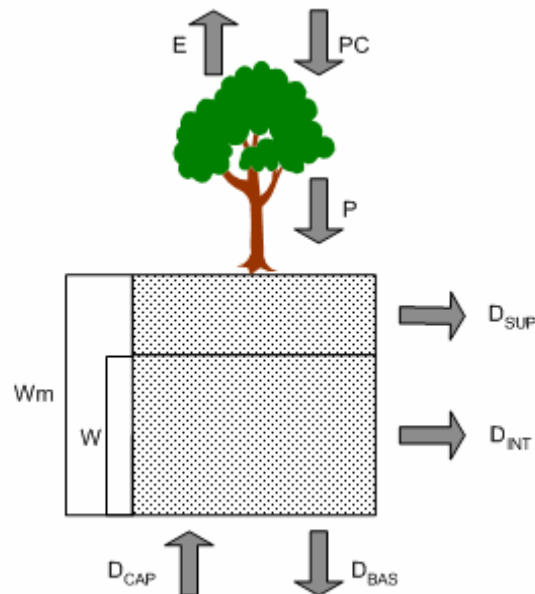
$$W^t = W_{t-1} + (P - ET - D_{SUP} - D_{INT} - D_{BAS} + D_{CAP}) \cdot \Delta t \quad (2.30)$$

onde W^t (mm) é o armazenamento no solo no final do intervalo de tempo e W_{t-1} (mm) é o armazenamento no solo no início do intervalo de tempo. As outras variáveis são a precipitação já descontada a interceptação - P (mm.dia⁻¹), a evapotranspiração na camada de solo - E (mm.dia⁻¹), escoamento superficial - D_{SUP} (mm.dia⁻¹), escoamento sub-superficial - D_{INT} (mm.dia⁻¹), escoamento de base - D_{BAS} (mm.dia⁻¹) e fluxo ascendente - D_{CAP} (mm.dia⁻¹), todos ao longo do intervalo de tempo (Δt).

O balanço de água no solo e a aplicação da Equação (2.30) são realizados para cada bloco em que a célula é dividida como mostrado na Figura 2.6, que descreve as variáveis, assim como as direções e locais onde cada uma ocorre.

A cobertura vegetal de cada bloco determina a quantidade de precipitação que a camada de solo receberá, pois uma parcela fica interceptada pela vegetação. O escoamento superficial (D_{SUP}) é em função dessa parcela não interceptada e depende, fundamentalmente, do estado de armazenamento de água na camada de solo (W), e

do armazenamento máximo na camada de solo (W_M). Além do escoamento superficial, o solo é drenado pelo escoamento subterrâneo (D_{BAS}), pelo escoamento sub-superficial (D_{INT}), e sofre, também, a demanda de transpiração. A evapotranspiração total (ET) é definida pela soma das parcelas da transpiração e da evaporação direta da água interceptada. Em algumas situações, a camada de solo pode receber um fluxo de umidade ascendente (D_{CAP}).



Fonte: COLLISCHONN, 2001

Figura 2.6 – Esquema do balanço de água vertical na camada de solo.

ESCOAMENTOS SUPERFICIAL, SUB-SUPERFICIAL E SUBTERRÂNEO

O escoamento superficial é o escoamento que chega rapidamente à rede de drenagem. Considera-se que a precipitação que chega à camada do solo saturada de umidade será utilizada para o cálculo de D_{SUP} , que representa o escoamento superficial. O modelo considera que existe uma relação entre W , que é o estado de armazenamento atual da camada de solo, e a percentagem de área saturada. Os detalhes dessa relação, dos conceitos resultantes e da formulação das equações foram apresentados por TODINI (1996).

O escoamento superficial (D_{SUP}) é calculado por:

$$D_{SUP} = P - (W_M - W) \quad \text{quando} \quad \delta \leq 0 \quad (2.31)$$

$$D_{SUP} = P - (W_M - W) + W_M \cdot \delta^{b+1} \quad \text{quando} \quad \delta > 0 \quad (2.32)$$

$$\delta = \left[\left(1 - \frac{W}{W_M} \right)^{\frac{1}{b+1}} - \frac{P}{(b+1) \cdot W_M} \right] \quad (2.33)$$

onde, W (mm) é o armazenamento na camada do solo, W_M (mm) é o armazenamento máximo na camada do solo, b [-] é um parâmetro adimensional que representa a não-uniformidade da capacidade de armazenamento do solo no bloco, P (mm) é a precipitação menos a interceptação, e D_{SUP} (mm) é o escoamento superficial. A condição $\delta \leq 0$ expressa que a precipitação foi satisfatória para saturar o solo.

O escoamento sub-superficial é um escoamento não tão rápido quanto o escoamento superficial, porém não tão lento quanto o escoamento subterrâneo ou de base. Para descrever esse escoamento, o modelo utiliza uma relação que corresponde à medida da capacidade do solo de transmitir água, relacionando o escoamento sub-superficial ao índice de porosidade do solo (XL) e à condutividade hidráulica em meio saturado (K_{INT}) baseada na equação da condutividade hidráulica do solo de Brooks e Corey (RAWLS *et al.*, 1993).

A relação de Brooks e Corey é não-linear com relação a umidade do solo. A taxa de drenagem subsuperficial quando o solo está próximo da saturação é muito maior do que quando o solo está mais seco.

$$D_{INT} = K_{INT} \left[\frac{(W - W_Z)}{(W_M - W_Z)} \right]^{3+2/XL} \quad (2.34)$$

onde W_Z (mm) é o limite de armazenamento para haver escoamento sub-superficial, K_{INT} (mm) é o parâmetro de escoamento sub-superficial, XL [-] é o índice de porosidade do solo (parâmetro) e D_{INT} (mm) é o escoamento sub-superficial. O parâmetro K_{INT} é calibrado. O índice XL depende da textura do solo e, segundo RAWLS *et al.* (1993), varia entre 0,694 para areias e 0,165 para argilas. Esse parâmetro não mostra muita sensibilidade na modelagem e, por essa razão, foi fixado em 0,67, que é um valor médio utilizado em solos compostos por areia.

O escoamento subterrâneo é calculado por uma equação simples, linear com relação ao armazenamento no solo.

$$D_{BAS} = K_{BAS} \frac{(W - W_C)}{(W_M - W_C)} \quad (2.35)$$

onde W_C (mm) é o limite de armazenamento no solo para haver escoamento subterrâneo, K_{BAS} (mm) é o parâmetro de escoamento subterrâneo, e D_{BAS} (mm) é o escoamento subterrâneo.

Quando W é menor do que W_Z , não há escoamento sub-superficial, e quando W é menor do que W_C , não há escoamento subterrâneo. Normalmente W_Z e W_C são fixados em um décimo de W_M , para evitar a possibilidade de escoamento negativo, e não são considerados na calibração.

Em alguns casos, quando o armazenamento do solo é baixo, pode ocorrer a transferência de água do reservatório subterrâneo para a camada de solo. Essa possibilidade visa permitir ao modelo simular situações em que as águas subterrâneas voltem a ser disponibilizadas para a evapotranspiração. A Equação (2.36) descreve o fluxo ascendente.

$$D_{CAP} = \frac{W_C - W}{W_C} \cdot DM_{CAP} \quad (2.36)$$

onde W_C (mm) é o limite de armazenamento para haver fluxo ascendente, D_{CAP} (mm) representa o fluxo ascendente, e DM_{CAP} (mm) máximo fluxo ascendente para o solo (parâmetro do modelo).

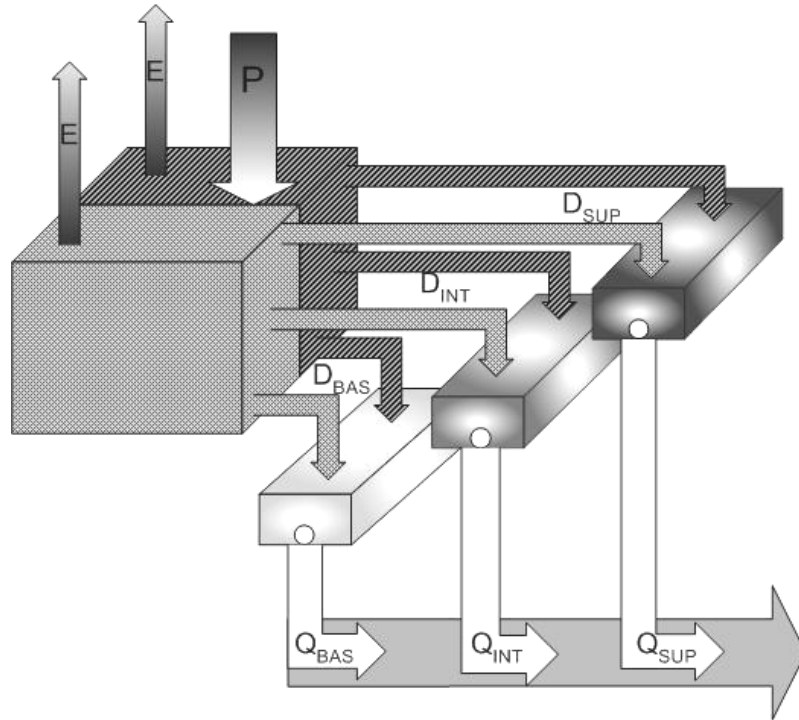
Os parâmetros W_C e W_Z , que limitam o escoamento sub-superficial e o escoamento subterrâneo, são pouco sensíveis e, em geral, são limitados e fixados em valores em torno de 10% de W_M .

O parâmetro W_C considera o retorno de água subterrânea à camada superior do solo por fluxo ascendente. Sendo assim, os valores de W_C podem ser calibrados, ou fixados em outros valores, de forma a permitir o fluxo ascendente da água subterrânea para a camada superior do solo.

ESCOAMENTO NA CÉLULA

A transferência do escoamento em um modelo hidrológico é responsável pela propagação, primeiramente, na bacia vertente, que, no caso do MGB-IPH, corresponde às células, seguida pela rede de drenagem e, finalmente, no canal principal. Os dois últimos são tratados de forma semelhante no modelo.

Os volumes drenados de cada bloco da célula são somados, segundo o seu tipo – subterrâneo (D_{BAS}), sub-superficial (D_{INT}) e superficial (D_{SUP}) – em três reservatórios. Após passar por esses reservatórios, os escoamentos subterrâneo (Q_{BAS}), sub-superficial (Q_{INT}) e superficial (Q_{SUP}) são somados, resultando no escoamento gerado no interior da célula, que chega à rede de drenagem (Figura 2.7). Na rede de drenagem, o escoamento é propagado e somado, conforme as características dos rios e das confluências, chegando ao exutório da bacia.



Fonte: COLLISCHONN, 2001.

Figura 2.7 – Esquema dos reservatórios para uma célula com dois blocos.

Cada reservatório, superficial, sub-superficial e subterrâneo, possui um tempo de retardo distinto, representado por um parâmetro TK , conforme a teoria do reservatório linear simples descrita por TUCCI (1998). O somatório dos volumes D_{BAS} , D_{INT} e D_{SUP} divididos pelos seus respectivos tempos de retardo TK [Equações (2.37), (2.38) e (2.39)] resultam na vazão gerada na célula, Q_{cel} .

$$Q_{SUP} = \frac{1}{TK_S} \cdot D_{SUP} \quad (2.37)$$

$$Q_{INT} = \frac{1}{TK_I} \cdot D_{INT} \quad (2.38)$$

$$Q_{BAS} = \frac{1}{TK_B} \cdot D_{BAS} \quad (2.39)$$

O valor do parâmetro TK_B pode ser obtido analisando os períodos de recessão do hidrograma em alguns locais da bacia. As Equações (2.40) e (2.41) mostram como é obtido o valor de TK_B a partir de dados observados.

$$TK_B = C_B \cdot 86400 \quad (2.40)$$

$$C_B = \frac{ND}{\ln \left(\frac{Q_{ND}}{Q_0} \right)} \quad (2.41)$$

onde C_B (dias) é o parâmetro de retardo do reservatório subterrâneo, ND é o número de dias do período de recessão do hidrograma, Q_0 é a vazão no início da recessão e Q_{ND} é a vazão no final da recessão.

Para o cálculo de TK_S e TK_I , são utilizadas as informações referentes ao relevo no interior da célula, sendo utilizado, então, um modelo digital de elevação (MDE) com resolução espacial inferior a resolução espacial do modelo hidrológico. A calibração é complementar a um processo de regionalização, proposto por BREMICKER (1998) *apud* COLLISCHONN (2001), que relaciona os parâmetros de retardo às características do relevo no interior da célula.

Para cada célula do modelo, é calculado um tempo de retardo característico T_{ind} (s), que é corrigido durante a calibração por um coeficiente de ajuste adimensional, sendo C_S para o escoamento superficial e C_I para o escoamento sub-superficial [Equações (2.42) e (2.43)].

$$TK_S = C_S \cdot T_{ind} \quad (2.42)$$

$$TK_I = C_I \cdot T_{ind} \quad (2.43)$$

O tempo de retardo característico é obtido pela equação de *Kirpich* [Equação (2.44)], utilizando a diferença entre o ponto mais alto e o mais baixo do MDE encontrados dentro da célula do modelo considerada.

$$T_{ind} = 3600 \cdot \left(0,868 \cdot \frac{L^3}{\Delta H} \right)^{0,385} \quad (2.44)$$

onde L (km) é a largura da célula e ΔH (m) é a diferença de altura entre os extremos mais alto e mais baixo da célula.

A vazão de saída da célula (Q_{cel}) é a soma das vazões dos três reservatórios, expressa na Equação (2.45):

$$Q_{cel} = Q_{sup} + Q_{int} + Q_{bas} \quad (2.45)$$

onde Q_{sup} ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída do reservatório superficial; Q_{int} ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída do reservatório sub-superficial; Q_{bas} ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída do reservatório subterrâneo; Q_{cel} ($m \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída da célula.

PROPAGAÇÃO NA REDE DE DRENAGEM

A rede de drenagem une as células que estão divididas na bacia, e cada célula escoar para uma de suas oito células vizinhas (Figura 2.8). O modelo diferencia células do tipo fonte, localizadas nas cabeceiras dos cursos da água, e células com curso de água. As células fontes não têm qualquer célula a montante, enquanto as células com curso da água estão à jusante de pelo menos uma célula.

Nas células fontes, não é realizada a propagação na rede de drenagem, mas apenas a propagação na célula, descrito acima. Nas células com curso da água, além da propagação na célula, é realizada a propagação na rede de drenagem.

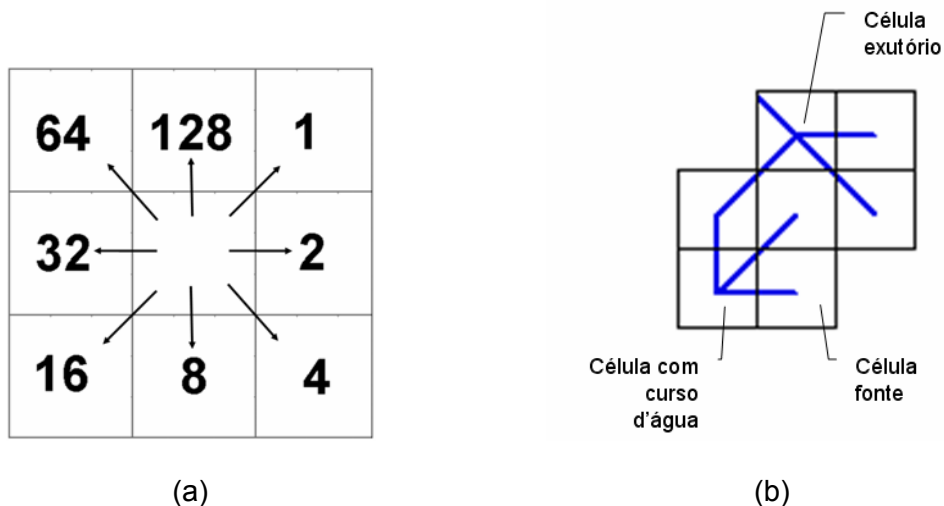


Figura 2.8 – (a) Direção oito vizinhos próximos; (b) Discretização de uma bacia em células e a rede de drenagem – as células onde a rede de drenagem inicia são células fontes.

Após a propagação da água no interior da célula, o modelo realiza a propagação no rio principal de cada célula. A montante da célula, é inserida a vazão Q_{cel} proveniente dos reservatórios e a vazão proveniente da rede de drenagem das células a montante. Para a propagação, utiliza-se o modelo de Muskingum-Cunge, conforme descrito em TUCCI (1998) e dado pela Equação (2.46).

$$QR_s^{t+1} = C_1 \cdot QR_e^t + C_2 \cdot QR_e^{t+1} + C_3 \cdot QR_s^t \quad (2.46)$$

onde QR_s^{t+1} ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída do trecho de rio no tempo $t+1$, QR_e^t ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de entrada no rio no tempo t , QR_e^{t+1} é a vazão de entrada no rio no tempo $t+1$, QR_s^t é a vazão de saída no rio no tempo t e C_1 , C_2 e C_3 são coeficientes obtidos com as equações:

$$C_1 = \frac{2 \cdot K \cdot X + \Delta t}{2 \cdot K \cdot (1 - X) + \Delta t} \quad (2.47)$$

$$C_2 = \frac{\Delta t - 2 \cdot K \cdot X}{2 \cdot K \cdot (1 - X) + \Delta t} \quad (2.48)$$

$$C_3 = \frac{2 \cdot K \cdot (1 - X) - \Delta t}{2 \cdot K \cdot (1 - X) + \Delta t} \quad (2.49)$$

onde K e X são, respectivamente, parâmetros de tempo e de espaço determinados com o auxílio de variáveis físicas da bacia:

$$X = \frac{1}{2} - \frac{Q_0}{B_0 \cdot S_0 \cdot c_0 \cdot \Delta x} \quad (2.50)$$

$$K = \frac{\Delta x}{c_0} \quad (2.51)$$

onde Q_0 é a vazão de referência calculada em função da vazão específica da bacia e da área de drenagem a montante da célula, B_0 é a largura do rio determinada em função da largura dos rios nas estações fluviométricas e da respectiva área de drenagem, S_0 é a declividade do rio principal que percorre a célula determinada, neste trabalho, por meio de modelo numérico do terreno, Δx é o comprimento do trecho de rio, medido com a rede de drenagem digitalizada, e c_0 é a celeridade cinemática dada pela equação:

$$C_0 = \frac{5}{3} \cdot \frac{Q_0^{0,4} \cdot S_0^{0,3}}{n^{0,6} \cdot B_0^{0,4}} \quad (2.52)$$

onde n é o coeficiente de rugosidade do canal. A vazão QR_s^{t+1} que sai de uma célula será condição de contorno de montante da célula seguinte. Esse processo de interligação do escoamento entre as células é feito até o exutório da bacia.

O coeficiente de rugosidade do canal (n) utilizado no MGB-IPH é o de Manning. O valor desse parâmetro pode ser determinado com base nas características do leito e das margens dos rios representados em cada célula. Contudo, tendo em visto que os resultados da modelagem não apresentaram grande sensibilidade a esse parâmetro, lançou-se mão de um valor fixo para toda a bacia. O valor utilizado aqui nessa modelagem foi de 0,030, uma vez que CHOW (1959) indica esse valor, como valor médio, para canais abertos naturais de águas limpas.

A vazão de referência é necessária para a estimativa dos coeficientes de propagação do método de Muskingum-Cunge linear. Em cada trecho de rio, a vazão de referência é calculada em função da área drenada. O parâmetro que controla a vazão de referência é a vazão específica Q_{MESP} dada em $m^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, conforme a Equação (2.53).

$$Q_0 = Q_{MESP} \cdot A_{dren} \quad (2.53)$$

onde Q_0 ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de referência da célula para o método de Muskingum-Cunge; Q_{MESP} ($m^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) é a vazão de referência específica (igual para toda a bacia); A_{dren} (km^2) é a área a montante da célula.

TUCCI (1998) recomenda o valor de Q_0 , 30% inferior à vazão de pico do hidrograma de entrada. Como no modelo a simulação é contínua, e consiste de várias cheias, não existe apenas um pico do hidrograma de entrada. Além disso, é necessário definir, para o trecho de rio de cada célula, um valor diferente da vazão de referência. A solução foi adotar uma vazão de referência específica, relativa à área. O valor utilizado na aplicação ao rio Manso, por exemplo, foi de $24 \text{ l} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$. O modelo apresentou pouca sensibilidade ao valor de Q_0 .

A utilização do método de Muskingum-Cunge não linear poderia eliminar o problema da identificação da vazão de referência, porém essa técnica introduz erros de volumes totais nos hidrogramas calculados (TUCCI, 1998).

O intervalo de tempo diário utilizado no modelo é sub-dividido em intervalos menores (uma hora) durante a propagação por *Muskingum-Cunge* na rede de

drenagem, considerando o intervalo de tempo ideal para a propagação apresentar precisão no tempo viagem e no amortecimento do hidrograma.

PARÂMETROS DO MODELO

O modelo MGB-IPH possui dois tipos de parâmetros: os fixos e os calibráveis.

Os parâmetros fixos pertencem às classes daqueles que podem ser medidos, que podem ser relacionados à vegetação, ou que não interferem profundamente nos resultados, mostrando que o modelo é pouco sensível as suas variações, dentro do intervalo de variação esperado.

Os parâmetros calibráveis, ao contrário dos fixos, são alterados a cada nova aplicação do modelo, buscando o melhor ajuste entre os dados de vazão observados e calculados. Os parâmetros calibráveis podem estar associados aos blocos de uso do solo ou às células.

Vale ressaltar que um parâmetro calibrável está associado a um determinado bloco, possuindo o mesmo valor para esse bloco em todas as células da bacia. Assim, por exemplo, o parâmetro W_M , que representa o máximo armazenamento na camada de solo, é um parâmetro calibrável associado a um bloco. O valor de W_M de um determinado bloco, por sua vez, é igual em qualquer célula, ou mesmo sub-bacia, em que esse bloco existir.

Já um parâmetro calibrável associado às células tem, necessariamente, o mesmo valor em todas as células de uma mesma sub-bacia. No entanto, pode ser calibrado de forma independente em outras sub-bacias, se esse for o caso da bacia modelada.

PARÂMETROS FIXOS

Dentro da classe dos parâmetros fixos, são incluídos o índice de área foliar (IAF), a altura média da vegetação (h) para o cálculo da resistência aerodinâmica (r_a) e a resistência superficial (r_s). Para calcular a radiação líquida, emprega-se o albedo. Essas variáveis devem estar organizadas em um arquivo variando ao longo dos meses do ano, pois a sazonalidade interfere grandemente em seus valores. Na seqüência, discute-se alguns desses parâmetros. À parte desses parâmetros fixos, ainda existem outros que são detalhados em COLLISCHONN (2001).

ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR - *IAF*

O *IAF* é utilizado no cálculo do parâmetro α da lâmina de interceptação. A literatura (BREMICKER, 1998 *apud* COLLISCHONN, 2001; WIGMOSTA *et al.*, 1994) apregoa que um valor de 0,2 mm para α é bastante adequado na relação *IAF* e no cálculo da lâmina de interceptação [Equação (2.18)].

A Tabela 2.2 apresentou alguns valores de *IAF* utilizados na literatura segundo o tipo de cobertura do solo. Como explanado anteriormente, o *IAF* também pode ser calculado através de técnicas de sensoriamento remoto.

O arquivo deve conter o valor médio de cada mês do ano em cada bloco de uso e tipo de solo.

ALTURA MÉDIA DA VEGETAÇÃO - *H*

Os valores adotados para a altura média da cobertura vegetal (*h*), que servem para calcular a resistência aerodinâmica (r_a) à evapotranspiração, são dados na Tabela 2.4. Esse parâmetro está inversamente relacionado à resistência aerodinâmica, o que significa que a resistência aerodinâmica em florestas é menor do que em áreas de pastagem ou agricultura.

Tabela 2.4 – Altura dos tipos de cobertura vegetal.

Cobertura	Altura (m)
Floresta	10,00
Cerrado	5,00
Campo, pastagem	0,50
Agricultura	0,50
Pastagem amazônica	0,53
Floresta amazônica	30,00

Fonte: COLLISCHONN, 2001.

RESISTÊNCIA SUPERFICIAL - R_s

A resistência superficial (r_s) representa a resistência ao fluxo de umidade do solo, através das plantas, até a atmosfera. Essa resistência é diferente para os diversos tipos de plantas e depende de variáveis ambientais como a umidade do solo, a temperatura do ar e a radiação recebida pela planta. A maior parte das plantas exerce certo controle sobre a abertura dos estômatos, que são as pequenas aberturas das folhas por onde sai a umidade, controlando assim a resistência superficial.

Em condições favoráveis, ou seja, sem déficit hídrico, os valores de resistência superficial são mínimos (r_{sco}). A medida que o solo seca, a resistência superficial

umenta. Os dados de resistência superficial específicos para as diversas coberturas vegetais são escassos. Alguns valores de base, em boas condições de água no solo, foram apresentados na Tabela 2.3.

ALBEDO

O albedo é a parcela da radiação solar (ondas curtas) que é refletida ao atingir a superfície do solo, considerando sua cobertura vegetal. É utilizado no modelo para o balanço de energia, necessário no cálculo da evapotranspiração.

Semelhante ao IAF, também pode ser utilizado a tecnologia de sensoriamento remoto para seu cálculo. A aplicação do algoritmo *Surface Energy Balance Algorithm for Land* (SEBAL) (BASTIAANSEN, 1995) mostra-se bastante eficiente no cálculo das variáveis do balanço de energia, como mostra estudos de NICÁCIO (2008), PAIVA (2005), TASUMI (2003), entre outros.

A Tabela 2.5 apresenta valores de albedo médios diários normalmente utilizados para grandes grupos de cobertura vegetal. O valor do albedo de uma região agrícola pode variar de acordo com a fase do ciclo de cultivo, alternando assim entre o solo lavrado e recém semeado, praticamente descoberto, e a fase de crescimento e maturação.

Tabela 2.5 - Valores de albedo médio diário (* coberturas vegetais típicas do Brasil).

Cobertura	Albedo	Referência
Água	0,08	SHUTTLEWORTH, 1993
Florestas altas	0,11 a 0,16	SHUTTLEWORTH, 1993
Cultivos agrícolas (cana de açúcar)	0,15 a 0,20	SHUTTLEWORTH, 1993
Cultivos agrícolas baixos (trigo, soja)	0,20 a 0,26	SHUTTLEWORTH, 1993
Gramma e pastagem	0,20 a 0,26	SHUTTLEWORTH, 1993
Solo nu	0,10 (úmido) a 0,35 (seco)	SHUTTLEWORTH, 1993
Neve e gelo	0,20 (velha) a 0,80 (nova)	SHUTTLEWORTH, 1993
*Cerrado (estiagem)	0,18	MIRANDA <i>et al.</i> , 1996
*Cerrado (época úmida)	0,13	MIRANDA <i>et al.</i> , 1996
*Caatinga	0,12 – 0,15	NICÁCIO, 2008
*Fruticultura irrigada	0,16	NICÁCIO, 2008
*Floresta amazônica	0,134	WRIGHT <i>et al.</i> , 1996
*Pastagem amazônica	0,18	WRIGHT <i>et al.</i> , 1996

Fonte: adaptada de COLLISCHONN, 2001.

A variabilidade do albedo é considerada no modelo pelo uso de valores médios mensais. O albedo é considerado um parâmetro fixo, não sendo incluído na calibração.

FLUXO ASCENDENTE - D_{CAP}

Em geral, não existem informações suficientes que possam dar subsídio para a estimativa de valores do parâmetro D_{CAP} . Devido a esse fator, a possibilidade de retorno da água subterrânea para a camada de solo é desprezada na maioria das áreas de aplicação do modelo. Contudo, existem algumas regiões onde claramente se percebe que o aquífero sofre descarga, como é o caso de áreas com vegetação florestada em meio a savana. Em casos como esse, representar o valor do parâmetro positivamente permite representar o fluxo ascendente.

PARÂMETROS CALIBRÁVEIS

Os parâmetros calibráveis são a capacidade de armazenamento do solo (W_M), o parâmetro de forma da relação entre armazenamento e saturação (parâmetro b), parâmetro do escoamento de base (K_{BAS}), parâmetro do escoamento sub-superficial (K_{INT}), parâmetros de propagação nas células (C_S e C_I) e o índice de porosidade do solo (XL). Alguns parâmetros como W_{PM} [Equação (2.28)], W_L [Equação (2.28)], W_Z [Equação (2.34)] e W_C [Equação (2.35)] foram determinados multiplicando o valor de W_M por um fator que varia de 0 a 1. Nas simulações, utilizou-se 0,5 para se determinar W_L e 0,1 para W_{PM} , W_Z e W_C .

CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO W_M

A capacidade de armazenamento W_M é um parâmetro que influi diretamente sobre o balanço hídrico, pois a água retida no solo fica disponível para o processo de evapotranspiração ao longo do tempo em que não é drenado como escoamento sub-superficial ou subterrâneo. W_M está diretamente relacionado com o solo e a vegetação devido a sua dependência com a profundidade em que as raízes das plantas buscam água infiltrada. A primeira estimativa de W_M deve considerar variáveis como a porosidade, a profundidade, a textura do solo, bem como a profundidade das raízes.

A capacidade de armazenamento do solo W_M , do ponto de vista dos agrônomos, é definida como *a diferença entre o conteúdo de água na capacidade de campo e no ponto de murcha*, sendo entendida como a quantidade de água que o solo, sujeito a drenagem por gravidade, pode disponibilizar para as plantas. Contudo, do ponto de vista dos hidrólogos, a capacidade de armazenamento do solo é *a capacidade de absorver a água da chuva gerando pouco ou nenhum escoamento superficial*. Na Tabela 2.6, os valores da quinta coluna (capacidade de armazenamento) indicam a capacidade de armazenamento para o modelo hidrológico.

Tabela 2.6 – Características de armazenamento de água nos solos em 1 metro de profundidade.

Tipo de solo	Porosidade total (mm)	Capacidade de campo (mm)	Ponto de murcha (mm)	Capacidade de armazenamento (mm)
Areia	437	91	33	404
Areia franca	437	125	55	382
Franco arenoso	453	207	95	358
Franco	463	270	117	346
Franco siltoso	501	330	133	368
Franco areno argiloso	398	255	148	250
Franco argiloso	464	318	197	267
Franco solto argiloso	471	366	208	263
Areno argiloso	430	339	239	191
Silto argiloso	479	387	250	229
Argila	475	396	272	203

Fonte: COLLISCHONN, 2001.

PARÂMETRO DE FORMA DA RELAÇÃO ENTRE ARMAZENAMENTO E SATURAÇÃO - B

Define a relação entre a umidade do solo e a proporção de área saturada. Quanto maior o valor de b , maior será o escoamento superficial. Como consequência, menos água infiltra e menor será a transpiração, resultando em um maior valor da vazão total. Esse parâmetro possui maior influência sobre as pequenas cheias, pois, nas grandes cheias, o solo é saturado. Ao se aumentar b , considerar-se-ia que a área possui um comportamento mais heterogêneo com relação à infiltração.

Em termos de resultados do modelo, o aumento no parâmetro b deixa o hidrograma mais sensível e nervoso, em que mesmo os menores eventos de chuva resultam em pequenas cheias. Além disso, menos água infiltra, e como o solo permanece mais seco, a evapotranspiração é reduzida, levando ao aumento da vazão total da bacia. É um parâmetro calibrável associado aos blocos de uso do solo e cobertura vegetal.

Uma estimativa da faixa de valores aparentemente válida pode ser obtida de alguns trabalhos que usaram modelos semelhantes ao descrito neste trabalho (Tabela 2.7). Alguns autores utilizaram a regionalização como forma de aperfeiçoar a estimativa do parâmetro b .

Tabela 2.7 – Valores do parâmetro b utilizados em modelos hidrológicos.

Valores de b	Região	Área da bacia	Fonte
0,12 a 0,16	Alemanha	33.000 km ²	LOHMANN <i>et al.</i> (1998b)
0,105 a 1,605	Grã-Bretanha	40 a 1.600 km ²	ARNELL (1996)
0,100 a 0,500	Alemanha	899 a 3.233 km ²	FAKEL (1997)
0,01 e 0,5	Grã-Bretanha	163 a 9.948 km ²	ROWNTREE e LEAN (1994)
0,1 a 0,25	Canadá	33.100 a 567.000 km ²	NIJSSEN <i>et al.</i> (1997)

Fonte: COLLISCHONN, 2001.

PARÂMETROS DOS ESCOAMENTOS SUB-SUPERFICIAL E DE BASE - K_{INT} E K_{BAS}

Controlam o volume de água que será destinado ao escoamento sub-superficial (K_{INT}) e de base (K_{BAS}). Quanto maior seus valores, maior o escoamento e, como conseqüência, menos água estará disponível no solo para a evaporação. De um modo geral, a vazão total aumenta com a elevação dos valores de K_{INT} e K_{BAS} .

O parâmetro K_{INT} controla a quantidade de água da camada de solo que é escoada sub-superficialmente. Uma vez que se utiliza a equação de Brooks e Corey para calcular o escoamento sub-superficial, K_{INT} equivale à condutividade hidráulica em solo saturado. Esse parâmetro deve ser calibrado. Contudo, para a obtenção de uma estimativa inicial, medições locais pontuais de condutividade ou taxa de infiltração podem ser utilizadas.

PARÂMETROS C_S E C_I

Para cada célula do modelo, é calculado um tempo de retardo característico T_{ind} (s), que é corrigido durante a calibração por um coeficiente de ajuste adimensional, C_S para o escoamento superficial, e por, C_I para o escoamento sub-superficial [Equações (2.54) e (2.55)].

$$TK_S = C_S \cdot T_{ind} \quad (2.54)$$

$$TK_I = C_I \cdot T_{ind} \quad (2.55)$$

O tempo de retardo característico é obtido pela equação de *Kirpich* [Equação (2.56)], utilizando a diferença entre o ponto mais alto e o mais baixo do MDE encontrados dentro da célula do modelo considerada.

$$T_{ind} = 3600 \cdot \left(0,868 \cdot \frac{L^3}{\Delta H} \right)^{0,385} \quad (2.56)$$

onde L (km) é a largura da célula e ΔH (m) é a diferença de altura entre os extremos mais alto e mais baixo da célula.

A vazão de saída da célula (Q_{cel}) é a soma das vazões dos três reservatórios, expressa na Equação (2.57):

$$Q_{cel} = Q_{SUP} + Q_{INT} + Q_{BAS} \quad (2.57)$$

onde Q_{SUP} ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída do reservatório superficial; Q_{INT} ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída do reservatório sub-superficial; Q_{BAS} ($m^3 \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída do reservatório subterrâneo; Q_{cel} ($m \cdot s^{-1}$) é a vazão de saída da célula.

CALIBRAÇÃO

A calibração de um modelo hidrológico distribuído constitui uma das etapas mais trabalhosa da utilização de um modelo desse tipo. No modelo MGB-IPH, foi desenvolvida uma metodologia de calibração para a otimização dos parâmetros de cada classe utilizando um programa computacional baseado em algoritmos genéticos (YAPO *et al.*, 1998; COLLISCHONN, 2001; COLLISCHONN e TUCCI, 2003).

O algoritmo de otimização utilizado para a calibração dos parâmetros é o algoritmo MOCOM-UA (YAPO *et al.*, 1998). Trata-se de um algoritmo de otimização multi-objetivo que permite calibrar o modelo considerando diferentes aspectos do ajuste entre hidrogramas observado e calculado (COLLISCHONN e TUCCI, 2003).

Existe também a alternativa da calibração manual. A calibração manual é realizada através do procedimento tentativa e erro dos parâmetros a serem ajustados pelo julgamento visual, comparando a hidrógrafa simulada com a observada, o que depende muito da experiência do hidrólogo modelador e requer um tempo maior na realização da modelagem quando comparado com a calibração automática. Na calibração automática, os parâmetros são ajustados de acordo com um método de otimização e medidas numéricas da precisão do ajuste (MADSEN, 2000; ECKHARDT e ARNOLD, 2001).

Nessa trajetória de se tentar obter o conjunto ótimo de parâmetros, foram encontradas muitas dificuldades na modelagem hidrológica. De acordo com JOHNSTON e PILGRIM (1976), uma das grandes dificuldades no procedimento de calibração automática é a existência da interação entre os parâmetros do modelo, que

causa a formação de grandes regiões de indiferenças na superfície de resposta do modelo. Vários trabalhos suscitaram discussões sobre o procedimento de calibração em modelos hidrológicos (ROTUNNO FILHO, 1989; THOMAZ, 1992; MADSEN, 2000; YU e YANG, 2000; XAVIER, 2002; ECKHARDT e ARNOLD, 2001; MADSEN *et al.*, 2004; ONS, 2002; XAVIER, *et al.*, 2004). Adicionalmente, passou-se a perceber a forte influência dos dados de entrada no efeito de calibração e das respostas hidrológicas (TROUTMAN, 1982).

Segundo ABBOT *et al.* (1986b), os modelos concentrados apresentam algumas limitações em seu uso, tais como: (i) as séries hidrometeorológicas precisam ser longas; do contrário, não se tem uma boa calibração dos parâmetros; (ii) a calibração automática que, na maioria das vezes, é utilizada, não alcança valores para os parâmetros com significado físico; (iii) as previsões sobre os efeitos das mudanças no uso do solo com base nos parâmetros calibrados automaticamente nem sempre são confiáveis; (iv) a maior parte dos modelos não leva em consideração as informações de topografia e diferentes tipos de vegetação e solo.

2.4 CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA MODELAGEM HIDROLÓGICA (CONCENTRADA E DISTRIBUÍDA)

A avaliação ou a medida dos desempenhos de um modelo, tanto de natureza concentrada como distribuída, é realizada de acordo com os objetivos fixados e critério escolhido. Um mesmo modelo pode ser avaliado de várias maneiras, em que a única premissa é o objetivo do julgamento.

Para satisfazer os diferentes objetivos, várias diretrizes de avaliação foram desenvolvidos, quer sejam critérios gráficos, quer sejam critérios analíticos. Entre esses critérios, são freqüentemente utilizados em hidrologia coeficiente de Nash-Sutcliffe, coeficiente de Nash-Sutcliffe para os logaritmos das vazões e a relação entre volumes medidos e calculados, que foram empregados nesta tese.

COEFICIENTE DE NASH-SUTCLIFFE

Esse critério varia entre $-\infty$ e 1. Ele tende a 1 quando a vazão calculada tende em direção a vazão observada. Um valor desse coeficiente negativo indica que o modelo apresentou resultados não tão bons quando contrastados com o emprego da média das amostras. É dado pela seguinte fórmula [Equação (2.58)] (NASH e SUTCLIFFE, 1970):

$$N = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(t) - Q_{calc}(t))^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(t) - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (2.58)$$

em que n é o número de observações, Q_{calc} é a vazão calculada e Q_{obs} é a vazão observada.

O coeficiente de eficiência Nash e Sutcliffe (N) varia de menos infinito a 1, com altos valores indicando melhores ajustes. Ele mede a fração da variância dos valores observados explicados pelo modelo (MOUSSA *et al.*, 2007). Esse coeficiente é fortemente influenciado pelos erros das vazões máximas, mostrando-se altamente eficiente na avaliação da performance do modelo em eventos de cheia.

Essa fórmula traduz certo rendimento do modelo comparável ao coeficiente de determinação de uma regressão. Considera-se, geralmente, que um modelo hidrológico fornece resultados aceitáveis se o valor do critério de Nash é superior a 0,75 (GAUME, 2002). O valor de N é fortemente influenciado por erros nas vazões máximas; por essa razão, quando N é próximo de 1, o modelo está, em princípio, bem ajustado para os eventos de cheias.

COEFICIENTE DE NASH-SUTCLIFFE LOGARITMO

O valor do coeficiente de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões (N_{log}) tem valor máximo igual a 1 e recebe influência de erros nas vazões máximas, mas é mais fortemente influenciado pelas vazões mínimas do que o coeficiente Nash (N). Normalmente, valores de N_{log} próximos da unidade significam que o modelo está simulando adequadamente os períodos de recessão do hidrograma e as estiagens. A Equação (2.59) apresenta a fórmula para o cálculo desse coeficiente.

$$N_{log} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n [\ln(Q_{obs}(t)) - \ln(Q_{calc}(t))]^2}{\sum_{i=1}^n [\ln(Q_{obs}(t)) - \overline{\ln(Q_{obs}(t))}]^2} \quad (2.59)$$

RELAÇÃO ENTRE VOLUMES MEDIDOS E CALCULADOS

O erro no volume não tem valor máximo nem mínimo, sendo influenciado por períodos de cheias ou de estiagens. O valor de ΔV , alcançado através da Equação

(2.60), apenas expressa a diferença relativa entre a soma de todas as vazões, calculadas e observadas, sem considerar sua seqüência temporal. Essa função objetivo é útil para observar, por exemplo, se as perdas de água por evapotranspiração estão sendo corretamente calculadas.

$$\Delta V = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{calc}(t) - Q_{obs}(t))}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(t))} \quad (2.60)$$

LIMITAÇÕES

Muitas são as limitações da modelagem hidrológica. Uma delas é avaliar o problema da incerteza na determinação dos valores dos parâmetros (BEVEN, 2001). Algumas metodologias já foram desenvolvidas com o intuito de avaliá-las. BEVEN e BINLEY (1993) utilizaram o método GLUE para avaliar a propagação das incertezas, que consiste basicamente na utilização de não apenas um, mas muitos conjuntos de parâmetros na aplicação de um modelo hidrológico. Os conjuntos de parâmetros escolhidos para a simulação são os que, gerados aleatoriamente, superam um determinado limite de qualidade dado por um valor arbitrário de uma função objetivo.

A segunda forma de avaliar a incerteza consiste em analisar o problema sob o ponto de vista da calibração multi-objetivo (GUPTA *et al.*, 1998), procurando imitar o procedimento normal durante a calibração manual (BOYLE *et al.*, 2000).

Ao calibrar manualmente um modelo chuva vazão, um hidrólogo pode escolher um entre muitos conjuntos de parâmetros diferentes, de maneira mais ou menos subjetiva. Ele pode escolher um conjunto que resulte em um bom ajuste nas vazões mínimas, ou outro conjunto que resulte em um bom ajuste das vazões máximas. Eventualmente, ainda, ele pode desprezar um pouco o ajuste dos picos e das vazões mínimas e dar um peso muito grande ao ajuste dos volumes totais. Qualquer conjunto de parâmetros escolhido dessa forma é válido, portanto existe a incerteza na calibração dos parâmetros associada aos diferentes objetivos que são definidos durante a calibração.

2.5 FERRAMENTAS DE ANÁLISE

Nos tempos atuais, cada vez mais, são desenvolvidas ferramentas mais precisas para a resolução de problemas mais específicos. Esses procedimentos

permitem a obtenção de resultados razoavelmente confiáveis na fase de calibração. No entanto, quando no momento da solução de problemas que não os originalmente pensados no ocasião do desenvolvimento de tais instrumentos, ou seja, nas fases de predição e previsão, os resultados nem sempre são igualmente satisfatórios.

No caso mais específico de modelos ambientais e hidrológicos, procura-se o desenvolvimento de ferramentas que possam, a partir de limitações nas séries históricas hidrometeorológicas ou dados físicos disponíveis, suprir a bacia hidrográfica com estudos que permitam compreender a dinâmica físico-hídrica e subsidiar políticas públicas e processos de tomada de decisão coerentes e consistentes para a gestão dos recursos hídricos.

Nesse sentido, este trabalho enfatiza o procedimento de modelagem hidrológica integrada dos dados, destacando-se o uso de geoprocessamento e, em especial, o uso do sensoriamento remoto no tratamento do problema de deterioração da qualidade de água de uma bacia hidrográfica oriunda de fontes difusas.

2.6 GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO

A análise das informações, após o acoplamento das informações espaciais, obteve um ganho muito grande.

O termo geoprocessamento demarca uma área do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para a produção e o tratamento de informações geográficas. ROCHA (2000) define geoprocessamento como uma tecnologia transdisciplinar que, através da localização e do processamento de dados geográficos, integra várias disciplinas, equipamentos, programas, processos, entidades, dados, metodologias e pessoas para coleta, tratamento, análise e apresentação de informações associadas a mapas digitais georreferenciados.

O principal instrumento computacional do geoprocessamento, chamado de sistema de informações geográficas (SIG), permite a realização de análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e ao criar um banco de dados georreferenciados, baseado numa tecnologia de armazenamento, análise, tratamento de dados espaciais e temporais e na geração de informações correlatas. Os SIG's tornam possíveis ainda a automatização da produção de documentos cartográficos (CÂMARA e MEDEIROS, 1998).

O geoprocessamento é umas das ferramentas, segundo GOODRICH e WOOLHISER (1991), que possibilitou a evolução do conhecimento dos processos em hidrologia das bacias nas mais diversas escalas. Conseqüentemente, a comunidade

hidrológica passou a discutir questões como o tratamento da viabilidade espacial e a automação, construções de novos modelos, bem como a avaliação e comparação entre modelos já existentes e conhecidos.

MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE)

A geração de Modelos Digitais de Elevação (MDE) é uma prática bastante recente dentro das geotecnologias. Os primeiros modelos foram gerados a partir da digitalização de dados topográficos coletados em campo. Essa é uma maneira ainda corrente de se gerar os MDE, mas que, pela lentidão do processo e pelo seu alto custo, vem sendo substituída por métodos mais rápidos e automatizados.

A interpolação e o processamento de MDE são operações fundamentais para a caracterização do relevo de bacias hidrográficas e suas redes de drenagem. Parâmetros fisiográficos derivados dos MDE's tais como a declividade, direção de escoamento, fluxo superficial acumulado ou a rede de drenagem e suas características podem ser utilizados como dados de entrada em modelos concentrados e distribuídos da quantidade e qualidade da água (OLIVEIRA *et al.*, 1996).

No Brasil, as informações mais detalhadas sobre o relevo nacional são os mapas topográficos da escala 1:100.000 com curvas de nível de uma equidistância de 40 m (folhas elaboradas pelo Ministério do Exército - DSG) ou 50 m (folhas elaboradas pelo IBGE – Superintendência de Cartografia). Contudo, existe a falta de equipamento apropriado necessário para a elaboração de MDE's mais detalhados. Em função dos altos custos, a aquisição de informações altimétricas por trabalho de campo é restrita a estudos locais em grandes escalas.

O sensoriamento remoto tem evoluído no sentido de tornar-se uma importante fonte de informações da superfície terrestre para estudos de características topográficas, tais como a elevação do terreno (TOUTIN *et al.*, 2000).

A prova disso é a bem sucedida missão topográfica do ônibus espacial *Space Shuttle Topographic Mission* (SRTM), descrita brevemente no tópico a seguir. Com isso, a importância das folhas topográficas 1:100.000 como fonte de informação plano-altimétrica tende a diminuir. Contudo, pergunta-se, se esses MDE's devem ser submetidos a um pós-processamento utilizando a rede hidrográfica digitalizada para garantir sua aplicabilidade para estudos hidrológicos ou à outras técnicas que o avaliem para estudos dessa natureza.

Neste estudo especificamente, foram utilizadas as duas fontes de informação. A seção referente ao diagnóstico da bacia hidrográfica do rio Cuiabá foi realizado utilizando MDE confeccionado a partir de cartas plani-altimétricas aplicado o interpolador desenvolvido por HUTCHINSON (1989).

Esse interpolador foi criado para obter uma melhor representação da característica anisotrópica (ou direcional) do relevo. HUTCHINSON (1996) atualizou o algoritmo através do conceito de localmente adaptável, modelando o terreno interativamente com resoluções consecutivas crescentes, até chegar à sua resolução final. Esse algoritmo permite ainda imposição das linhas de drenagem que garantem a integridade do declive do terreno na direção do escoamento superficial. Através da definição de tolerâncias horizontais e verticais, podem ser removidos píxeis que interrompem o fluxo ao longo da rede de drenagem digitalizada ou que são identificadas como depressões fechadas (ZEILHOFER, 2001).

Na segunda parte foi utilizado o MDE extraído a partir da missão SRTM. Essa escolha foi tomada levando em consideração as disponibilidades de informações encontradas na rede de forma gratuita, possibilitando assim o desenvolvimento de estudos em regiões onde as informações locais são escassas e/ou inexistentes.

SHUTTLE RADAR TOPOGRAPHY MISSION – SRTM

Segundo ZYL (2001), missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) é um projeto conjunto entre a NASA (Agência Espacial Norte-Americana), a NIMA (Agência de Imageamento e Mapeamento Norte-Americana), a DLR (Agência Espacial Alemã) e a ASI (Agência Espacial Italiana), cujo objetivo foi produzir dados digitais da topografia de 80% da superfície terrestre, entre 60°N e 57°S. Os dados SRTM foram coletados a cada 1 arco de segundo (ou 1", ou ainda 0,000277°, aproximadamente 30 m – 5413 linhas X 5413 colunas) em uma grade de latitude/longitude (RABUS *et al.*, 2003), com a técnica de interferometria por radar.

A resolução espacial do SRTM é de 30 m. Contudo, as imagens gratuitas do SRTM foram reamostradas para uma resolução de 90 m (3 arcos de segundo, ou ainda 0,000833° - 1799 linhas X 1799 colunas), exceto para os EUA. Os dados do SRTM são referenciados ao elipsóide WGS84, com *datum* vertical EGM96. A altura ortométrica, informações adquiridas pelo projeto SRTM e que consiste na distância vertical entre a superfície terrestre e a superfície do geóide, é dada em metros inteiros. As imagens do SRTM utilizadas neste trabalho foram adquiridas no endereço eletrônico <http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>.

SENSOR AMSR-E (ADVANCED MICROWAVE SCANNING RADIOMETER)

Uma abordagem que tem sido bastante utilizada para a realização do mapeamento da umidade do solo é a técnica baseada em radiômetros operando na faixa de microondas. Atualmente, destaca-se o sensor AMSR-E (*Advanced Microwave Scanning Radiometer*), que fornece informações na faixa de microondas. Segundo NJOKU *et al.* (2003), o AMSR-E opera em uma órbita sol-síncrona, cruzando o Equador, aproximadamente às 13h30min. Esse sensor foi desenvolvido pela *Japan Aerospace Exploration Agency* (JAXA) e fica a bordo do satélite Aqua-EOS, lançado em 4 de maio de 2002. O AMSR-E mede a temperatura de brilho em seis frequências: 6,92; 10,65; 18,7; 23,8; 36,5 e 89,0 GHz, com polarização vertical e horizontal para cada banda, perfazendo um total de 12 canais, e faz uma cobertura global diária. A resolução espacial do AMSR-E varia de 60 km para 6,92 GHz a 5 km para 89,0 GHz. Um dos produtos do AMSR-E é a umidade do solo para o globo. Conforme TEMIMI *et al.* (2007), as frequência mais baixas, entre 6 e 10,7 GHz, são mais sensíveis à umidade do solo.

2.6.1.1 APLICAÇÕES DE SENSORIAMENTO REMOTO

Nessa breve revisão, serão destacados alguns trabalhos publicados na literatura relacionados ao uso de sensoriamento remoto aplicado ao gerenciamento do meio ambiente, incluindo a classificação da cobertura e uso do solo, índices de vegetação, utilização das informações das missões SRTM e TRMM bem como qualidade da água.

Em hidrologia, o sensoriamento remoto é avaliado como uma abordagem viável para o estudo da variabilidade espacial de propriedades físicas da bacia hidrográfica, uma vez que os dados básicos são espaciais por natureza.

O estado da arte em pesquisa na área de sensoriamento remoto correspondente à alimentação de modelos hidrológicos distribuídos pode ser resumido como se segue:

- aplicações na determinação da cobertura do uso do solo de uma bacia hidrográfica baseada na porção do visível e do infravermelho do espectro eletromagnético;
- medidas na faixa de microondas do espectro eletromagnético aplicadas na identificação de água.

LINK (1983) resume os avanços na área de sensoriamento remoto aplicada à modelagem hidrológica.

JACKSON *et al.* (1977) utilizaram informação de cobertura do uso do solo, adquirida a partir de imagem Landsat, para estimar coeficientes de escoamento superficial para o modelo STORM. Os autores concluíram que, exceto para bacias muito pequenas, a concordância entre simulações hidrológicas feitas com base em formas convencionais de definição do modelo e simulações feitas com base em modelos alimentados por imagens Landsat é bastante boa e aceitável para estudos de planejamento em bacias hidrográficas. Adicionalmente, os autores revelam reduções significativas em custo, associadas com o desenvolvimento de mapeamento da cobertura de uso do solo e estimativa de parâmetros para modelos hidrológicos de planejamento, podem ser obtidas através do uso de imagens Landsat. Tanto RAGAN e JACKSON (1980) quanto HARVEY e SOLOMON (1984) utilizaram cobertura e uso do solo obtida por sensoriamento remoto para estimar a curva número relacionada a escoamentos superficiais como entrada para o modelo do *Soil Conservation Service* (SCS). Em ambos estudos, imagens Landsat foram utilizadas para estimar a cobertura e uso do solo. Em ambos os casos, os resultados obtidos através do sensoriamento remoto foram aceitáveis com valores de curva número definidos com base em cartografia convencional.

Em um outro estudo realizado por RANGO *et al.* (1983), cobertura do uso do solo obtida através de dados convencionais e imagem Landsat foram fornecidas ao modelo HEC-1 para gerar curvas de frequência de descarga. As diferenças nos resultados foram consideradas insignificantes. Também chegaram à conclusão de que, para bacias maiores do que 26 km², a abordagem envolvendo imagem Landsat era mais eficiente em termos de custo.

FORTIN *et al.* (1986) forneceram um exemplo da aplicação da cobertura do uso do solo para previsões de enchentes no modelo CEQUEAU. Simulações feitas com imagem Landsat deram resultados similares ou melhores do que dados cartográficos convencionais. Mais recentemente, TAO e KOUWEN (1989) compararam duas alternativas, com e sem imagem Landsat, usando o modelo WATFLOOD (KOUWEN, 1988) em bacia hidrográfica discretizada por uma malha de 10 km X 10 km. Dados horários de chuva foram empregados. O modelo foi utilizado de dois modos: concentrado, sem imagem Landsat, e distribuído, com imagem Landsat. Os resultados indicam uma melhora na estimativa do hidrograma de cheia.

Estudos realizados por ABREU (2000), RIBEIRO (2001) e SANTOS (2002) abordam o problema do mapeamento da cobertura do solo e o problema da detecção de mudanças nessa cobertura através do uso de imagens Landsat obtidas para a bacia hidrográfica dos rios Iguaçu e Sarapuí, Rio de Janeiro, Brasil. Mais

especificamente, ABREU (2000) utiliza o método da máxima verossimilhança para a classificação da cobertura e uso do solo. RIBEIRO (2001) aplicou os métodos de diferenciação de imagens, método da componente principal e método de comparação pós-classificação, onde o resultado encontrado para detecção de mudança de cobertura do solo utilizando dados de sensoriamento remoto mostrou-se satisfatório e a mudança do escoamento superficial, sensível a essas mudanças. SANTOS (2002) explora a estrutura de correlação espacial dos dados, incluindo análise de textura, tanto para uma imagem Landsat 5 – TM quanto para uma imagem Radarsat.

ROGAN *et al.* (2002) compararam a habilidade de duas técnicas de mudança linear, Kauth Thomas multitemporal (MKT) e análise multitemporal da mistura espectral (MSMA), e de duas técnicas de classificação, máxima verossimilhança (ML) e árvore de decisão (DT), para identificar precisamente as mudanças de cobertura do solo em uma área no sul da Califórnia, Estados Unidos da América. Por sua vez, BOEGH *et al.* (2002) utilizaram dados multiespectrais em uma área agrícola na Dinamarca com a finalidade de quantificar a vegetação e suas variações fisiológicas. Foram calculados os dados de reflectância espectral e índices de vegetação na base CASI (*Compact Airborne Spectral Imager*) e comparados com as medidas de campo em dezesseis pontos de amostragem.

Com respeito à detecção de água, um grande esforço de pesquisa tem sido feito para a análise de dados de radar meteorológico (COLLIER, 1989; MESSAOUD e POINTIN, 1990; BARBOSA, 2000). Aplicações de dados de radar à previsão de vazões podem ser encontradas em publicações como GARLAND (1986), COLLINGE e KIRKBY (1987), COLLIER (1989), e PEREIRA FILHO e CRAWFORD (1999).

Na área de detecção de umidade do solo, a faixa de microondas do espectro eletromagnético tem sido explorada com vistas à aplicação em modelos hidrológicos (SCHMUGGE *et al.*, 1981, ENGMAN, 1990; PIETRONIRO, 1993; ROTUNNO FILHO, 1995).

SCHROEDER (2001) utilizou técnicas de sensoriamento remoto e dados de estações meteorológicas de superfície para monitoramento de focos de fogo e das condições da vegetação em uma área de cerrado. O objetivo do estudo foi identificar os padrões climatológicos comuns às ocorrências de incêndios. Os resultados mostraram a possibilidade de separar as condições climatológicas que se desenvolvem durante um incêndio através da análise dos dados referentes à vegetação e à atmosfera.

COLLISCHONN (2006) procurou avaliar se os dados de precipitação estimados pelo satélite TRMM são consistentes e representam corretamente a distribuição pluviométrica em bacias hidrográficas, para isto foi utilizada uma rede de estações pluviométricas bastante densa. Este autor verificou que a estimativa de chuva pelo TRMM é bastante consistente e consegue reproduzir com bastante fidelidade o regime pluviométrico em bacias hidrográficas brasileiras. Foram analisadas duas bacias hidrográficas, sendo uma delas compreendida pela bacia do rio a montante do reservatório Três Marias. Nas duas bacias analisadas, o satélite superestimou sistematicamente as precipitações médias nas estações secas. A superestimativa, no entanto, não foi muito acentuada. Já nos meses úmidos, o comportamento foi mais aleatório, com uma leve tendência do TRMM em subestimar as precipitações médias sobre a bacia. Em termos médios, a chuva estimada pelo TRMM é bastante similar à medida pelos pluviômetros, tanto em distribuição temporal quanto em magnitude.

SINGH *et al.*, (2003), avaliando a eficácia do Índice de Vegetação Condicionado (VCI) e do Índice de Temperatura Condicionado (TCI) no monitoramento de secas em diferentes regiões da Índia, sugeriram que embora o NDVI tenha sido amplamente utilizado e com sucesso para identificação de culturas com danos e estressadas, problemas interpretativos podem surgir quando esses resultados são extrapolados para áreas não homogêneas. Os autores utilizaram concomitantemente os valores de VCI e TCI para o monitoramento de seca. Eles verificaram que não existe uma relação direta entre VCI, TCI e precipitação. Quando há uma umidade excessiva no solo, que pode acontecer quando da ocorrência de chuvas intensas, por exemplo, ou em períodos de condições persistente de nebulosidade, os valores do NDVI diminuem e conseqüentemente os valores de VCI são baixos, o que pode ser erroneamente interpretado como seca, nesses casos os valores do TCI são utilizados para distinguir eventos de seca de eventos de não seca. Dessa maneira, uma avaliação das condições de seca não pode ser feita unicamente com o VCI. Por outro lado, o acoplamento do VCI com o TCI é uma promissora ferramenta para o monitoramento de secas e condições de umidade excessiva. Para SEILER e KOGAN (2002), o VCI e o TCI são bons preditores das condições climáticas durante os eventos ENSO e mostraram-se sensíveis a resposta da vegetação ao longo de ciclos ENSO.

Outra vertente para utilização dos índices de vegetação é a obtenção de parâmetros biofísicos. LOS *et al.*, (1994) e SELLERS *et al.*, (1996b) foram os pioneiros na estimativa de parâmetros da superfície terrestre, tais como fração da radiação

fotossinteticamente ativa (FPAR) e índice de área foliar (IAF), com uma realística variação sazonal e espacial para o globo, em um ano de dados (1987), utilizando o NDVI obtido através das informações coletadas pelos sensores AVHRR-NOAA. SELLERS (1985) e TUCKER e SELLERS (1986) mostraram que o NDVI tem uma boa relação com a FPAR absorvida pela vegetação. A FPAR, por sua vez, tem boa relação com a máxima capacidade fotossintética da vegetação (LOS *et al.*, 2000).

LOS *et al.*, (2000) compararam as anomalias do índice de área foliar com as anomalias de precipitação e temperatura do ar, uma vez que temperatura e precipitação são fatores importantes sobre a vegetação, ou seja, suas variações provêm importantes informações sobre a variação interanual do índice de área foliar. As anomalias de IAF e precipitação foram analisadas para três regiões, dentre elas o Nordeste do Brasil. Foi aplicada uma análise de componentes principais para encontrar fatores comuns entre a precipitação, temperatura do ar e índice de área foliar. Esses autores ratificaram a hipótese já apregoada por diversos pesquisadores (XAVIER e XAVIER 1998; ARAGÃO, 1998) de que a variação da chuva no Nordeste está associada com a ocorrência de aquecimento ou resfriamento da temperatura da superfície do mar na região oeste do Pacífico equatorial, que caracteriza o fenômeno El Niño-Oscilação Sul (ENOS). A fase quente do ENSO está associada com o decréscimo da atividade convectiva e conseqüente diminuição dos totais pluviométricos no Nordeste do Brasil. Já a fase fria relaciona-se com aumento da atividade convectiva, o que resulta na elevação da quantidade de chuva na região. A redução da chuva ocorrida nos eventos de El-Niño de 82/83 e 87/88 levou a uma redução da umidade do solo e da atividade da vegetação, o que propiciou a redução da evapotranspiração e aumento da temperatura do ar. Notaram ainda um comportamento inverso entre a temperatura do ar e o índice de área foliar.

Finalmente, na área de qualidade de água KEINER e YAN (1998) utilizaram rede neural para modelar a função de transferência entre a concentração de clorofila, os sedimentos e a radiância recebida do satélite na baía de Delaware, Estados Unidos da América. A precisão utilizando essa metodologia foi menor que 10%, enquanto que, utilizando os procedimentos convencionais (análise de regressão), o erro é, normalmente, maior que 25%.

Trabalho, como de KLEMAS *et al.* (1974), utilizando dados Landsat – MSS, mostrou que as respostas espectrais na banda 5 são melhor correlacionadas com as concentrações de sólidos em suspensão e pode-se inferir, através do mapeamento da distribuição dos sedimentos, o padrão de circulação de um corpo de água.

GRAHAM e HILL (1980) utilizaram quatro bandas do Landsat – MSS, correlacionando isolinhas de salinidade e turbidez superficial com isolinhas de cor (medidas de calorimetria, turbidez, pH e oxigênio dissolvido de amostras de água). Concluíram também que a intensidade da cor varia com o pH.

A obtenção de dados sobre concentrações de sedimentos em cursos de água, a partir das características de imagens de satélite, constitui-se atualmente em uma das mais promissoras tecnologias de monitoramento de dados fluviométricos. A partir do conhecimento da distribuição vertical de sedimentos em suspensão, SILVA *et al.* (1999) procuraram correlacionar a reflectância superficial obtida pela imagem do satélite com a concentração média de sedimentos no trecho imageado. Para tanto, foi utilizado um mosaico de imagens do trecho do rio Amazonas elaborado pelo INPE, onde a reflectância produzida pelos sedimentos em suspensão foi determinada para as diversas unidades do mosaico. Esses valores foram comparados com medições pontuais da concentração de sedimentos em uma seção do rio Amazonas e estimou-se a porcentagem da concentração efetivamente captada pelo satélite.

NASSER (2001) avaliou a distribuição espacial dos parâmetros de qualidade de água através de imagens de satélite. Utilizou estudos de variabilidade espacial de parâmetros de qualidade da água e das imagens de satélite e suas inter-relações, incluindo um referencial geoestatístico. Empregou imagens de satélite Landsat 5 – TM, análise de correlação de tons de cinza das imagens com os parâmetros observados e depois avaliou as variações espaciais dos parâmetros de qualidade de água e das imagens utilizando variogramas e covariogramas em uma abordagem geoestatística.

THIEMANN e KAUFMANN (2002) fizeram uma pesquisa para determinação dos parâmetros tróficos de transparência de disco de Secchi e clorofila-a a partir de dados da estação hiperespectral com variabilidade temporal. Foram desenvolvidos algoritmos baseados em dados amostrais observados no local e nas medidas de reflectância. O erro padrão alcançado nesse estudo foi de 1,2 – 1,3 m para a medida de transparência com disco de Secchi e de 10,2 – 10,9 µg/l de clorofila-a.

CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS

A modelagem hidrológica é uma ferramenta de análise que auxilia, de forma bastante eficiente, no gerenciamento dos recursos hídricos. A avaliação da qualidade da água, em tempo real, é um produto de grande utilidade nesse gerenciamento. A poluição difusa, caracterizada por ser uma poluição cuja fonte de origem é de difícil determinação, tem se mostrado como foco de estudos em muitos países com o intuito de minimizar os impactos ambientais causados pelas atividades agrícolas. A bacia hidrográfica do rio Cuiabá, por estar inserida em um estado com eminente vocação agrícola, ganha relevância para estudos dessa natureza. Nessa perspectiva, essa tese tem como objetivo, avaliar a qualidade da água da bacia do rio Manso considerando-se as contribuições oriundas da poluição difusa, através de três abordagens distintas de modelagem hidrológica, a saber: de longo curso, concentrada e distribuída.

Nesse capítulo são descritos os procedimentos necessários para o desenvolvimento da metodologia proposta nesta pesquisa, bem como são relacionados os dados empregados. Dessa maneira, nesse capítulo, são detalhadas as implementações das modelagens de longo curso bem como as estimativas quantitativas do escoamento superficial realizada por meio do SMAP II suavizado e do MGB-IPH. Por fim, são descritos os procedimentos relacionados à modelagem qualitativa de qualidade da água na bacia do rio Manso.

A metodologia utilizada neste trabalho consiste na aplicação de modelagem hidrológica concentrada e distribuída com duas escalas temporais, a saber: longo curso e diária. Essas modelagens foram realizadas com o intuito de avaliar a qualidade da água na bacia do rio Cuiabá, com ênfase na sub-bacia do rio Manso. Esse destaque dado a bacia do rio Manso justifica-se por ser essa área a mais afetada pela poluição difusa, conforme descrito por LIBOS (2002).

O elevado número de informações necessário para a implementação da metodologia adotada, ganhando destaque entre esses dados as informações de sensoriamento remoto, demandou o uso de alguns códigos computacionais, principalmente na área de geoprocessamento, uma vez que dificilmente é possível encontrar todas as funcionalidades necessárias somente em um deles.

Para o processamento das imagens de sensoriamento remoto, foram utilizados os códigos computacionais ENVI 3.2 (1997), Idrisi Kilimanjaro (EASTMAN, 1995), ERDAS 8.7 (2002), ArcView 3.2 (ESRI, 1999) e ArcGIS 9.2 (ESRI, 2005). Para a

tabulação dos dados e análises estatísticas, foi utilizado, além do Microsoft Excel 2007, o código computacional STATISTICA 7.0 (STATSOFT INC., 2004).

Como mencionado anteriormente, destaca-se no objetivo desta tese, além do entendimento dos processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica do rio Manso, a modelagem da qualidade da água por meio da metodologia inicial proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996), porém, reconfigurada, nesta tese, a partir de uma abordagem híbrida.

Mais especificamente, implementa-se inicialmente, a metodologia de SAUNDERS e MAIDMENT (1996), aplicado no longo curso e estabelecendo como referência o nível de diagnóstico. A partir da revisão desse trabalho, parte-se para a modelagem das vazões diárias modeladas através de modelos hidrológicos com escala temporal mais refinada no nível do dia, utilizando, para tal fim, o modelo concentrado SMAP II suavizado e o modelo distribuído MGB-IPH.

Note-se que essa modelagem diária apóia-se, também, na metodologia de SAUNDERS e MAIDMENT (1996) quando é feita a integração entre a quantidade de água e qualidade de água espacializada via sistema de informações geográficas. As simulações desses novos cenários, operados no nível diário, são contrastadas com a ferramenta de diagnóstico de longo curso. O fluxograma metodológico pode ser visualizado na Figura 3.1.

LIBOS (2002) modelou a qualidade da água da bacia rio Cuiabá, com área aproximada de 29.000 km², utilizando a metodologia de SAUNDERS e MAIDMENT (1996). Por essa razão, essa metodologia será abordada aqui nesta tese, de forma resumida e, maiores detalhes, podem ser verificados no trabalho supracitado, bem como em LIBOS *et al.* (2003).

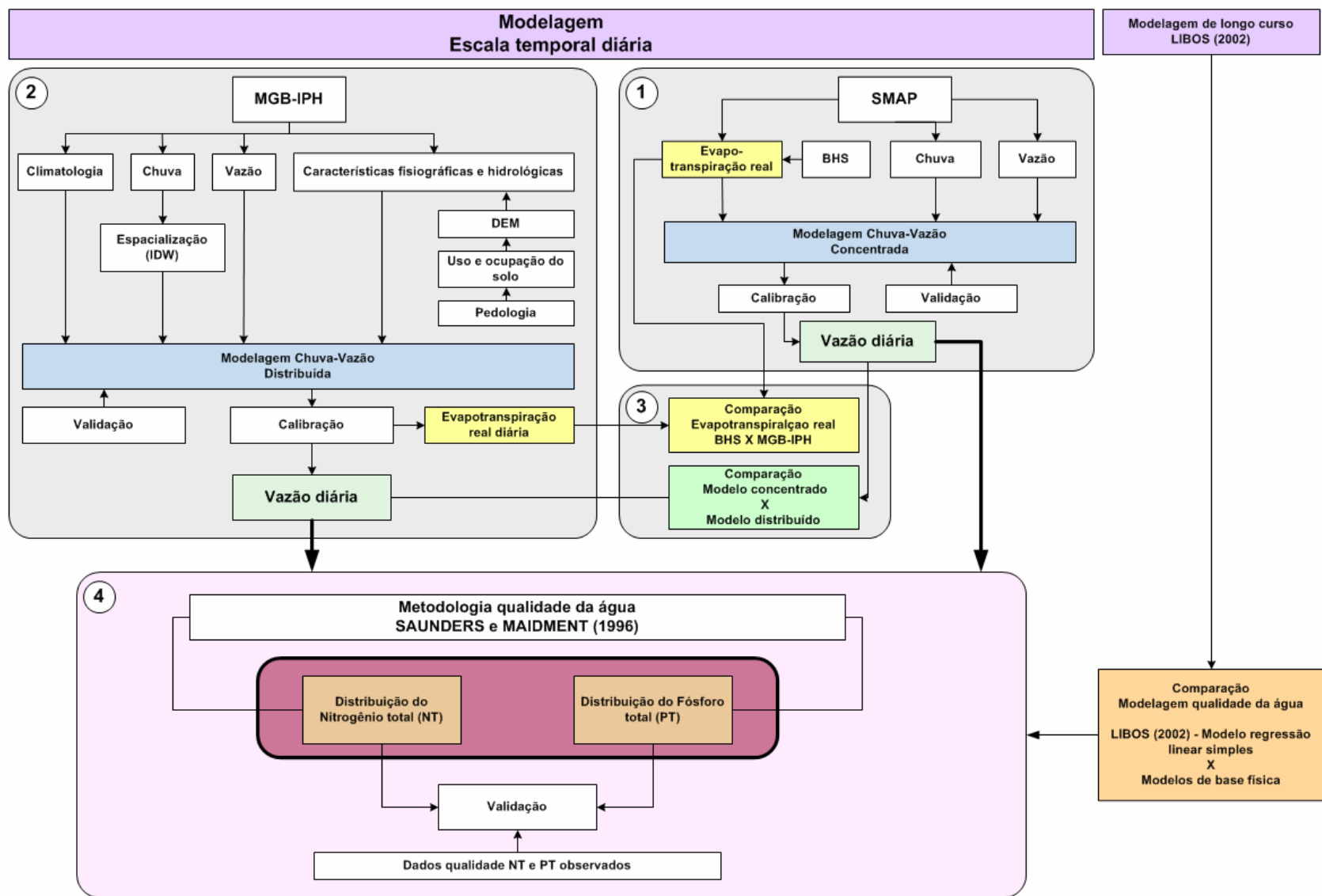


Figura 3.1 – Fluxograma geral da metodologia empregada no estudo da bacia hidrográfica do rio Manso – Estado do Mato Grosso.

3.1 CRITÉRIO DE CALIBRAÇÃO DOS MODELOS HIDROLÓGICOS E CENÁRIOS

A metodologia que fundamenta esta tese é dividida em quatro grupos, conforme pode ser visualizado através da Figura 3.1. O primeiro grupo trata da modelagem hidrológica, em escala diária, através do modelo concentrado SMAP II suavizado. Para a aplicação desse modelo concentrado, foi realizada, previamente, a estimativa da evapotranspiração real diária utilizando o método do balanço hídrico sazonal – BHS (DIAS e KAN, 1999). As etapas do segundo grupo relacionam-se a modelagem hidrológica distribuída, em escala diária, utilizando o modelo MGB-IPH. No terceiro grupo, mostrado na Figura 3.1, a atenção é voltada para a comparação das vazões estimadas pelos modelos hidrológicos concentrado e distribuído; e para a avaliação da concordância dos resultados entre a evapotranspiração real diária estimada através do modelo MGB-IPH e pelo método BHS, aplicado no grupo 1. No quarto grupo, a ênfase é dada a modelagem da qualidade da água, utilizando as vazões diárias modeladas através do SMAP II suavizado e MGB-IPH, como informações de entrada para a metodologia proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996). Ainda no quarto grupo, foi realizada a comparação da modelagem da qualidade da água, utilizando as vazões diárias estimadas através do SMAP II suavizado e MGB-IPH, com a modelagem de longo curso, obtida por LIBOS (2002). Dentre as etapas desse grupo, destaca-se ainda a análise de concordância entre a distribuição diária do nitrogênio total e fósforo total, obtida com as informações de vazão estimadas através da modelagem concentrada e distribuída, e as informações medidas *in situ*.

Para o modelo SMAP II suavizado, que representa o primeiro passo da metodologia (quadro 1 da Figura 3.1), foram realizadas quatro calibrações. A primeira delas foi embasando fisicamente os parâmetros de entrada que fazem parte do modelo. Utilizando os resultados dessa primeira calibração, foi realizada a calibração automática do modelo SMAP II suavizado, que, leva em conta, o algoritmo da suavização hiperbólica para a minimização da soma dos quadrados da diferença entre as vazões observadas e calculadas, sendo essa a função objetivo desse modelo. Uma terceira calibração foi realizada e, dessa vez, de maneira manual, sendo agregadas as informações obtidas das calibrações anteriores, com o intuito de buscar o melhor resultado das simulações. Foi tomada uma última calibração, aplicando a calibração automática com a suavização hiperbólica. Mostra-se, assim, o papel importante da calibração manual, partindo-se de valores fisicamente arbitrados, com posterior

emprego de calibração automática, ratificando-se a importância que as condições iniciais têm no processo de calibração automática.

No caso do modelo distribuído MGB-IPH, as simulações foram realizadas através da calibração manual de todos os parâmetros e em todas as sub-bacias. Contudo, deve-se levar em consideração, que os valores iniciais dos parâmetros foram embasados em simulações anteriores, desenvolvidas utilizando o MGB-IPH, na bacia do Alto Paraguai e envolvendo a bacia do rio Cuiabá (VARELLA, 2005). Note-se que o estudo realizado por VARELLA (2005), a despeito de envolver a região da bacia do rio Cuiabá, área de estudo também contemplada nesta pesquisa, utiliza resolução espacial diferente da aplicada nesta tese, o que permite uma obtenção de um resultado diferenciado, que se relaciona ao problema de escala em modelagens hidrológicas.

Após a aplicação da modelagem hidrológica concentrada e distribuída, as vazões diárias estimadas foram comparadas na região da sub-bacia 2. Essa sub-bacia foi selecionada em detrimento as demais por apresentar, em geral, os melhores coeficientes de desempenho na modelagem distribuída (MGB-IPH). Essa comparação para avaliação da concordância entre as vazões estimadas foi realizada através do teste estatístico Kolmogorov-Smirnov para duas amostras (BENJAMIN e CORNELL, 1977).

A modelagem da qualidade da água foi realizada nos períodos de 03 a 07 de janeiro de 1996 e no período de 03 a 07 de julho de 1996. Esses períodos foram escolhidos por duas razões, a saber: (i) consideração da relação entre o processo de poluição difusa e a lixiviação, que, por sua vez, está associada a ocorrência de chuvas (destaque-se que o ano de 1996 apresentou a maior intensidade pluviométrica anual na bacia do rio Manso); e (ii) assimilação da sazonalidade pluviométrica anual na parametrização da qualidade da água (período seco e chuvoso).

Para a saída do modelo SMAP, algumas considerações foram feitas. A vazão concentrada no exutório da bacia do rio Manso foi distribuída sobre essa bacia utilizando critérios de ponderação pela intensidade pluviométrica, no período chuvoso. Já no período seco, essa distribuição, foi realizada de maneira uniforme, ou seja, não se considerou a ponderação pela intensidade pluviométrica, uma vez que não foi registrada a ocorrência de chuvas no período de 03 a 07 de julho de 1996. Visto que a saída do modelo MGB-IPH é distribuída, nenhuma manipulação ocorreu na vazão para a entrada da modelagem da qualidade da água na bacia do rio Manso.

Visando validar a modelagem da qualidade da água na bacia do rio Manso, duas outras datas foram escolhidas para a realização da modelagem. A escolha foi feita sob o critério de disponibilidade de valores de concentrações de nitrogênio total e fósforo total observados nos postos de monitoramento. Essas datas são 21 de novembro de 1997 e 08 de dezembro de 1998.

O período de estudo abrangendo a série de dados de chuva, de vazão e de climatologia é de 1993 a 1999. As imagens de satélite utilizadas são do ano de 1999 e os dados de qualidade são pontuais, utilizados para comparação com os resultados da modelagem. Convém ressaltar que a hipótese de estacionariedade foi adotada nesta tese.

3.2 MODELAGEM DE LONGO CURSO - BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ

Neste tópico, tratar-se-á a metodologia aplicada para a avaliação da modelagem da qualidade de água de longo curso na bacia do rio Cuiabá, bem como serão descritos os dados utilizados para a sua implementação.

A metodologia utilizada na modelagem de longo curso foi baseada em um estudo prévio realizado por SAUNDERS e MAIDMENT (1996), que aplica o conceito de sistema de informações geográficas (SIG) para a avaliação da poluição por fontes não pontuais na bacia de San Antonio-Nueces nos Estados Unidos da América.

Essa abordagem foi reexaminada e adaptada por LIBOS (2002) na bacia do rio Cuiabá. Nesta tese, a metodologia empregada na bacia do rio Cuiabá por LIBOS (2002), foi refeita e enriquecida através do refinamento da escala temporal, mantendo-se o mesmo período de análise, ou seja, abrangendo os anos entre 1993 e 1999.

Os passos realizados nessa etapa incluíram diversas atividades dentre as quais se destacam: (i) estabelecimento de um banco de dados digital; (ii) obtenção do modelo digital de elevação da bacia; (iii) definição de uma relação matemática entre chuva média e vazão média para o período de 1993 a 1999; (iv) classificação da cobertura e uso do solo através de imagens de satélite Landsat 7 – ETM+ adquiridas em julho de 2000; (v) interligação entre concentração média esperada dos poluentes nitrogênio total e fósforo total com o uso do solo; (vi) cálculo das cargas dos poluentes nitrogênio total e fósforo total na bacia; (vii) validação da metodologia empregada com base no banco de dados de qualidade de água existente (SIBAC, 2000) correspondente ao período 1985 a 2000.

Neste estudo foi adotada a hipótese de estacionariedade da bacia do rio Cuiabá, a fim de viabilizar a implementação da metodologia adotada. Na medida do possível, procurou-se obter informações sincronizadas no tempo. As imagens do satélite Landsat 7 são de julho de 2000, o período de análise chuva-vazão foi de 1993 a 1999, enquanto os dados de qualidade de água correspondem ao período de 1985 a 2000. No entanto, a hipótese adotada foi de que a análise de longo curso empreendida nesta pesquisa é representativa das condições hidrometeorológicas, das condições de uso e ocupação do solo e da qualidade de água da bacia do rio Cuiabá.

A Figura 3.2 ilustra a metodologia empregada por LIBOS (2002), abrangendo os dados de entrada e passos de processamento para a modelagem hidrológica distribuída de longo curso com vistas à avaliação da poluição por fontes não pontuais de nutrientes na bacia do rio Cuiabá, Mato Grosso.

Um estudo de longo curso foi aplicado a bacia do rio Cuiabá com o intuito de conhecer a bacia e identificar as regiões consideradas mais vulneráveis sob o ponto de vista de qualidade de água.

Sendo assim, a primeira parte deste capítulo, que descreve a metodologia aplicada nesta tese, dedicar-se-á à modelagem de longo curso, onde são identificadas as áreas consideradas como mais afetadas pela interferência dos compostos poluidores nitrogênio total e fósforo total, oriundos das áreas agrícolas, gerando a denominada poluição difusa.

A Universidade Federal de Mato Grosso, através do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, realiza, desde 1998, coletas de dados de forma sistemática, a partir de um projeto denominado Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental da Bacia do Rio Cuiabá (SIBAC) financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT). Esse projeto subsidiou a formação de um banco de dados, que tinha como objetivo reunir, além das informações medidas pelo próprio departamento, o maior número de informações hidrometeorológicas das mais variadas fontes, visto que muitos órgãos e instituições realizam estudos na bacia, ainda que de forma não integrada. O suporte financeiro concedido ao projeto SIBAC pela FAPEMAT encerrou-se em 2004, no entanto, a coleta sistemática de dados teve continuidade, contando com apoio de outros projetos financiados pelos órgãos de fomento do país (CNPq e FAPEMAT).

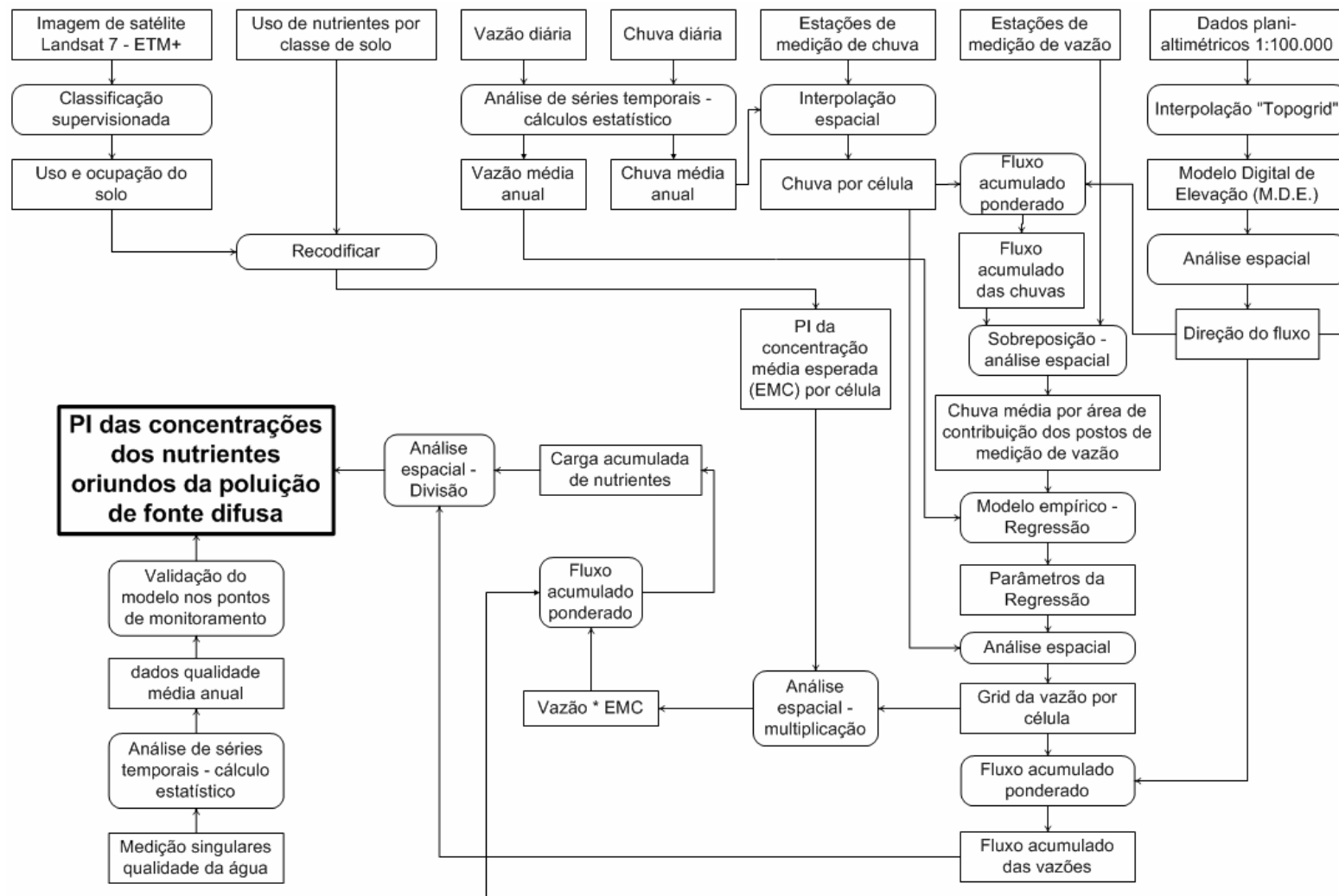


Figura 3.2 – Fluxograma dos passos da metodologia empregada para a simulação da carga dos nutrientes por fontes difusas.

Cumprе ressaltar que, para os processamentos das informações espaciais, o que inclui as imagens de satélite, foi utilizado o sistema de projeção plano-retangular UTM (*Universal Transversa de Mercator*) e o *datum* SAD 69 para o fuso 21 – hemisfério sul. Dessa forma, os erros e imprecisões advindas de operações espaciais foram minimizados. Contudo, para as ilustrações feitas através dos mapas, as informações passaram pelo processo de conversão, sendo apresentadas em coordenadas geográficas (latitude e longitude), referenciadas ao *datum* WGS-84 (*World Geodetic System*).

3.2.1 BANCO DE DADOS

Os dados de chuva e de vazão utilizados foram obtidos através da ANEEL, compreendendo o período de 1965 a 1999. Foi também realizada uma comparação com os dados existentes no banco de dados SIBAC (2000). De toda série disponibilizada, após análise da mesma, utilizaram-se, efetivamente, 32 postos pluviométricos e 7 estações fluviométricas.

3.2.2 PREENCHIMENTO DE FALHAS

Com o banco de dados consolidado, o passo seguinte foi a observação da existência de falhas e seus preenchimentos. De acordo com MOREIRA *et al.* (199?), o preenchimento só pode ser realizado em um período igual ou menor a 15 dias. Períodos entre 15 e 30 dias podem ser preenchidos desde que seja em época de estiagem e que se garanta a não ocorrência de precipitação na região. Como esse último critério é de difícil mensuração, não foi possível preencher falhas com esse período. O preenchimento de falhas foi realizado seguindo a abordagem preconizada por DALRYMPLE (1960), que sugere a utilização da correlação linear entre os postos.

Para a estação localizada na barragem do APM-Manso, código 66210000, foi utilizado um arquivo de registros de cotas e vazões, que foi disponibilizado por FURNAS Centrais Elétricas S.A., para o preenchimento das falhas existentes nessa estação.

Para as demais estações, não foi possível realizar o preenchimento das falhas por alguns motivos, a saber: (i) por estar fora do critério do período para a realização do preenchimento; (ii) falta de informações nas estações que apresentaram um bom coeficiente de correlação linear com aquela analisada; (iii) grande distância geográfica entre as estações com coeficiente de correlação adequado, constituindo diferenças

significativas no quesito de características físicas similares entre as áreas de drenagens das estações. Pelas razões apresentadas, o banco de dados apresenta, ainda, mesmo após consistência, algumas falhas.

Cabe observar que a usina hidrelétrica de Manso, localizada na bacia em estudo, teve suas comportas fechadas em novembro de 1999. Por esse motivo, optou-se pela utilização dos dados que se estenderam até setembro de 1999.

Sendo assim, depois de realizada a consistência e preenchimento das falhas do bando de dados, obteve-se uma série hidrológica consistente para o período de 1993 a 1999, sendo esse o período avaliado neste estudo.

3.2.3 MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE)

O processo de modelagem hidrológica na bacia começou com o modelo digital de elevação. A área da bacia do rio Cuiabá (aproximadamente 29.000 km²) foi discretizada em células de área igual a 22.500 m² (150 m X 150 m - 2,25 hectares), formando assim uma matriz de células sobre a região de estudo. A escolha da área da célula foi definida de forma a captar a resolução espacial máxima correlata com a qualidade das informações plani-altimétricas do modelo digital de elevação.

Grande parte da bacia hidrográfica do rio Cuiabá é levemente ondulada, como o planalto dos Guimarães e o aplanamento da baixada Cuiabana. Um relevo mais acentuado é encontrado na região das escarpas no município da Chapada dos Guimarães e na província serrana no norte e oeste da bacia.

Foi aplicado o interpolador desenvolvido por HUTCHINSON (1989), criado para obter uma melhor representação da característica anisotrópica ou direcional do relevo. HUTCHINSON (1996) atualizou o algoritmo através do conceito de localmente adaptável, modelando o terreno interativamente com resoluções consecutivas crescentes, até chegar na sua resolução final.

3.2.4 DIREÇÃO E ACUMULAÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA NA REDE

Com o modelo digital de elevação, o sentido do fluxo de água na bacia pôde ser determinado. Foi assim possível ter o conhecimento do fluxo de água de cada célula e do fluxo de água acumulado em uma particular célula da matriz. O modelo utilizado representa uma célula com seus oito vizinhos. A água de drenagem passa de cada célula para um único vizinho no sentido mais íngreme, como definido pelo

modelo de elevação digital. Traçando essas conexões de drenagem entre células vizinhas no sentido de jusante, uma rede de fluxos da água para a bacia é estabelecida. Contando o número de células que ocorre a montante de uma célula de referência, pode ser estabelecido um plano de informação da acumulação do fluxo de água e da rede (OLIVEIRA e MAIDMENT, 1999).

3.2.4.1 SUB-BACIAS DE DRENAGEM OU ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO

Nos procedimentos normais para estabelecimento de sub-bacias, são utilizadas as confluências dos rios (TUCCI, 1993). Entretanto, no procedimento aqui adotado estabeleceu-se sub-bacias tendo como foz os postos fluviométricos empregados nesta etapa do estudo. Esse critério foi estabelecido devido à necessidade de se definirem as vazões de longo curso nessas seções fluviométricas e respectivas precipitações nas sub-bacias de drenagem correspondentes.

As áreas de drenagem que contribuem para os postos de medição de vazão na bacia são determinadas a partir de uma matriz de acumulação do fluxo de água. Para delinear os contornos das áreas de drenagem, as células de saída (foz) para cada área de drenagem foram estabelecidas primeiramente. Através desse procedimento, são obtidos os fluxos de água acumulados para os postos de medição de vazão. Uma vez definida a matriz de fluxo de água acumulado associada a uma particular célula de saída, juntamente com a matriz de sentido do fluxo de água, pode-se definir a área de drenagem para a célula em questão. Um plano de informação equivalente à área de drenagem foi, então, criado, contendo o número de células pertinentes a essa área de drenagem. Esse processo foi executado para todos os sete postos fluviométricos na bacia.

DETERMINAÇÃO DA RELAÇÃO CHUVA-AZÃO

Para avaliação do transporte das cargas de nutrientes em uma região, é necessário, primeiramente, o entendimento dos processos migratórios realizados por essas cargas. Os poluentes oriundos das poluições de fontes difusas são carreados sobre o solo em direção à rede hidrográfica da região pelo escoamento. Esse escoamento é, em geral, resultante da chuva sobre essa região e da irrigação em áreas agricultáveis. Entretanto, para este estudo, o volume de água escoado de cada célula da matriz foi atribuído exclusivamente à chuva que cai sobre as células.

Com o objetivo de construir a relação matemática entre chuva e vazão, foram estabelecidas, inicialmente, as médias de longo curso para chuva e vazão a partir de médias mensais de chuva e vazão disponíveis nos diferentes postos pluviométricos e fluviométricos, respectivamente. Em seguida, foi realizada a espacialização da chuva de longo curso através do método *spline*. Foram necessárias ainda a determinação do fluxo de água médio estimado por área de drenagem e a transformação da vazão média observada de longo curso de metros cúbicos por segundo ($m^3.s^{-1}$) para altura em milímetros (mm) em cada um dos postos fluviométricos disponíveis.

Finalmente, foi possível construir a relação entre valores de vazão média observada de longo curso e fluxos produzidos pelas chuvas médias interpoladas de longo curso nas áreas de drenagem dos postos fluviométricos considerados neste estudo. A relação matemática entre chuva e vazão baseou-se na utilização da metodologia de regressão estatística. A seguir, são detalhados os passos para a construção dessa relação.

LOCALIZAÇÃO DOS POSTOS DE MEDIÇÃO DE CHUVA E DE VAZÃO

As localizações geográficas dos postos pluviométricos e fluviométricos utilizados no estudo estão mostradas na Tabela 3.1 e na Tabela 3.2, respectivamente. A Figura 3.3 identifica as localizações dos postos pluviométricos, enquanto a Figura 3.4 ilustra a locação dos postos fluviométricos na bacia do rio Cuiabá. Todas essas informações foram extraídas de SIBAC (2000).

INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DA CHUVA

A informação de chuva é o principal dado de entrada para qualquer modelo de poluição difusa (SAUNDERS e MAIDMENT, 1996). Foi determinada a chuva média para o período de observação, aqui chamada de chuva média de longo curso.

A interpolação espacial das precipitações considerou estações localizadas no interior da bacia, bem como estações situadas próximas à região de estudo (Figura 3.3).

O interpolador *spline*, aqui adotado, apresenta as seguintes propriedades: (i) passa exatamente através dos dados pontuais; (ii) possui uma curvatura mínima. Esse último aspecto é garantido pela minimização da soma acumulada dos quadrados das derivadas segundas da superfície calculadas para cada ponto na superfície.

Tabela 3.1 – Localizações geográficas dos postos pluviométricos.

Código oficial	Longitude	Latitude
01355001	-55°19'	-13°34'
01357000	-57°12'	-13°31'
01454000	-57°12'	-13°31'
01455004	-55°10'	-14°52'
01455008	-55°49'	-14°50'
01456001	-56°52'	-14°33'
01456003	-56°46'	-14°25'
01456004	-56°04'	-14°40'
01456008	-56°22'	-14°55'
01456009	-56°55'	-14°08'
01457001	-57°12'	-14°54'
01554005	-54°04'	-15°16'
01554006	-54°58'	-15°58'
01555007	-55°28'	-15°20'
01555008	-55°45'	-15°13'
01556000	-56°13'	-15°22'
01556001	-56°21'	-15°47'
01556005	-56°22'	-15°11'
01556006	-56°36'	-15°42'
01556007	-56°07'	-15°52'
01557000	-57°13'	-15°19'
01557001	-57°10'	-15°02'
01557003	-57°28'	-15°39'
01654000	-54°37'	-16°28'
01654005	-54°09'	-16°22'
01655000	-55°36'	-16°22'
01655002	-55°58'	-16°13'
01656001	-56°22'	-16°31'
01656002	-56°37'	-16°16'
01657004	-57°16'	-16°01'

Tabela 3.2 – Localizações geográficas dos postos fluviométricos.

Código oficial	Código SIBAC	Longitude	Latitude
66173000	Rcas2	-55°34'	-15°01'
66201000	Rcas4	-55°45'	-14°56'
66210000	Rm5	-55°47'	-14°52'
66160000	Rc2_1	-56°07'	-14°39'
66250001	Rc3_2	-56°24'	-14°50'
66255000	Rc4	-56°21'	-15°12'
66260001	Rc8	-56°06'	-15°36'

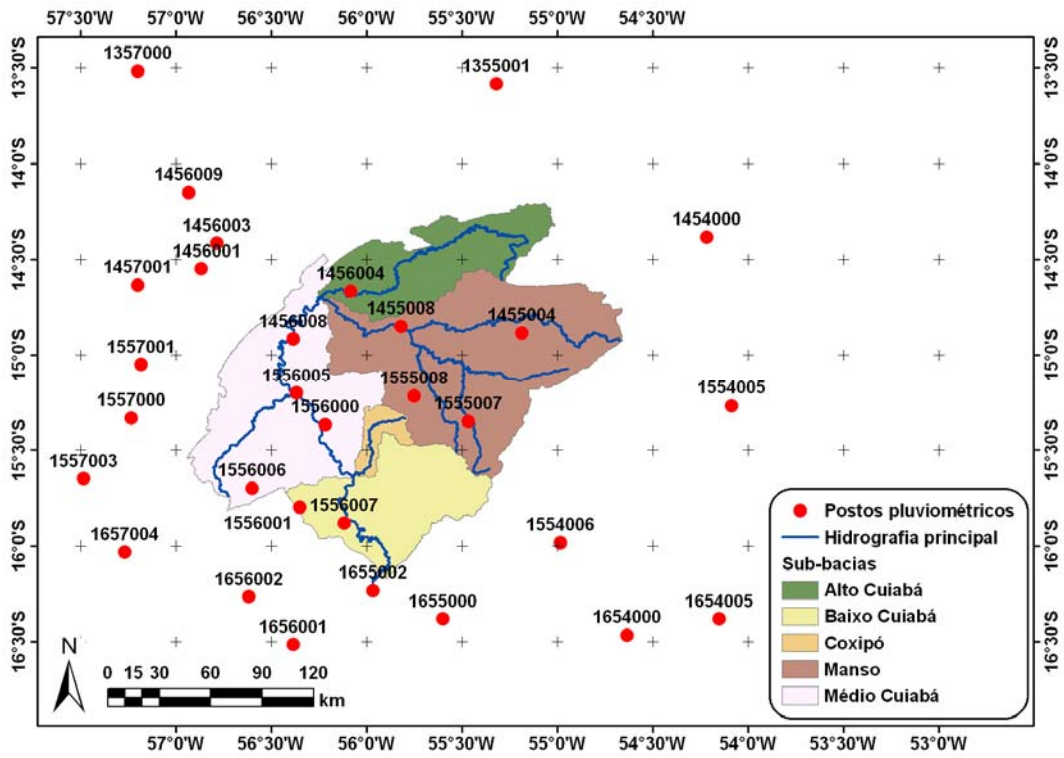


Figura 3.3 – Distribuição espacial das estações pluviométricas.

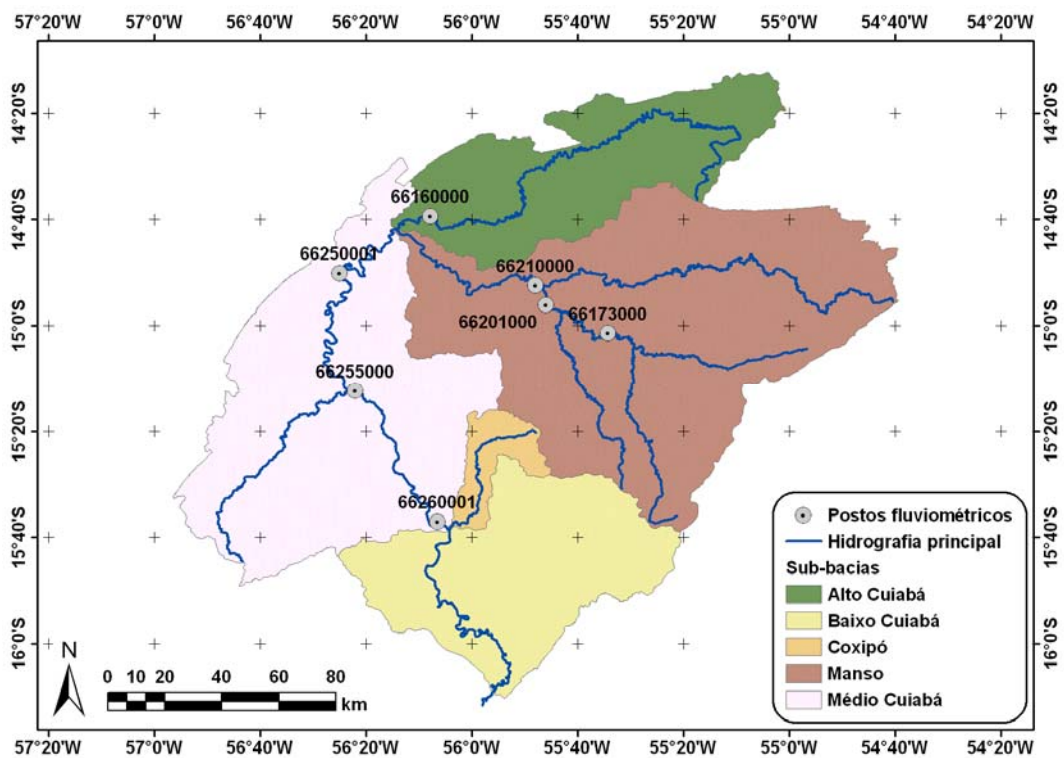


Figura 3.4 – Distribuição espacial das estações fluviométricas.

DETERMINAÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA MÉDIO ESTIMADO POR ÁREA DE DRENAGEM

Para a determinação do plano de informação do fluxo de água acumulado, foram utilizados dois planos de informação: o da chuva interpolada e o do sentido do fluxo de água.

Para a geração do plano de informação do fluxo de água acumulado, foi aplicado o processo chamado fluxo acumulado ponderado. Para tanto, foi criado um algoritmo para a execução desse passo

A execução desse procedimento resultou em um plano de informação do fluxo de água acumulado em toda a bacia. Todavia, o modelo exige o fluxo de água acumulado por área de drenagem. Essa exigência surge em função da existência da necessidade de estabelecer uma relação entre chuva e vazão a partir dos dados extraídos desse plano de informação e dos dados das vazões observadas nos postos.

3.2.5 INTERLIGAÇÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO MÉDIA ESTIMADA DE POLUENTES COM O USO DO SOLO

A medida do nível de poluente que ocorre durante um evento de escoamento é a concentração média esperada de poluentes ou EMC (*expected mean concentration*), definida como a massa de poluente transportada pelo volume do escoamento. Para este estudo, foi assumido que o EMC dos poluentes está relacionado diretamente com os usos do solo nas áreas de drenagem. Destaque-se que, para este trabalho de avaliação da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá, restringiu-se a análise aos poluentes nitrogênio total e fósforo total.

Para estimar as cargas de poluentes de cada célula da malha, os valores das concentrações desses poluentes foram associados com as células de cada uso e ocupação do solo obtidos pela classificação de imagens de satélite do sensor Landsat 7 – ETM+ adquiridas em julho de 2000.

O passo seguinte consistiu em associar a concentração média esperada dos poluentes (EMC) com o plano de informação de uso do solo gerado pela classificação das imagens de satélite Landsat 7 - ETM+. O resultado desse procedimento é a criação de um novo plano de informação onde estão explicitadas as distribuições espaciais das concentrações de nitrogênio e de fósforo de acordo com a categoria do uso do solo.

Finalmente, antes de apresentar, com mais detalhes, a metodologia de classificação de imagens de satélite utilizada para definição dos diferentes usos do solo, é importante discutir os valores de EMC empregados no estudo.

Os valores encontrados nos trabalhos realizados nos Estados Unidos da América por NOVOTNY e OLEM (1994), SAUNDERS e MAIDMENT (1996) e BENAMAN *et al.* (1996) serviram como referencial inicial dos valores de concentrações médias esperadas (EMC) de nitrogênio e fósforo para alguns tipos de cobertura e uso do solo.

Através do processo de modelagem de qualidade de água efetuado, foi possível, então, chegar aos valores finais de concentrações médias esperadas de nitrogênio e fósforo para a bacia do rio Cuiabá. Esse procedimento consistiu na calibração e validação do processo de modelagem de qualidade de água adotado como diagnóstico nessa primeira etapa da modelagem, com base nos dados de nitrogênio e fósforo disponíveis nos sete postos fluviométricos (Tabela 3.2 e Figura 3.4).

3.2.5.1 SENSORIAMENTO REMOTO

Para cobrir a área da bacia do rio Cuiabá, foi necessária a aquisição de quatro imagens multiespectrais do tipo Landsat 7 – ETM+ (índice WRS 226/70 e 226/71 de 02 de julho de 2000 e índice WRS 227/70 e 227/71 de 27 de julho de 2000), com resolução de 30 m x 30 m nas seis bandas correspondentes à faixa do visível e infravermelho (#1,#2,#3,#4,#5 e #7), de 60 m X 60 m na banda termal (#6) e de 15 m X 15 m na banda pancromática (#8).

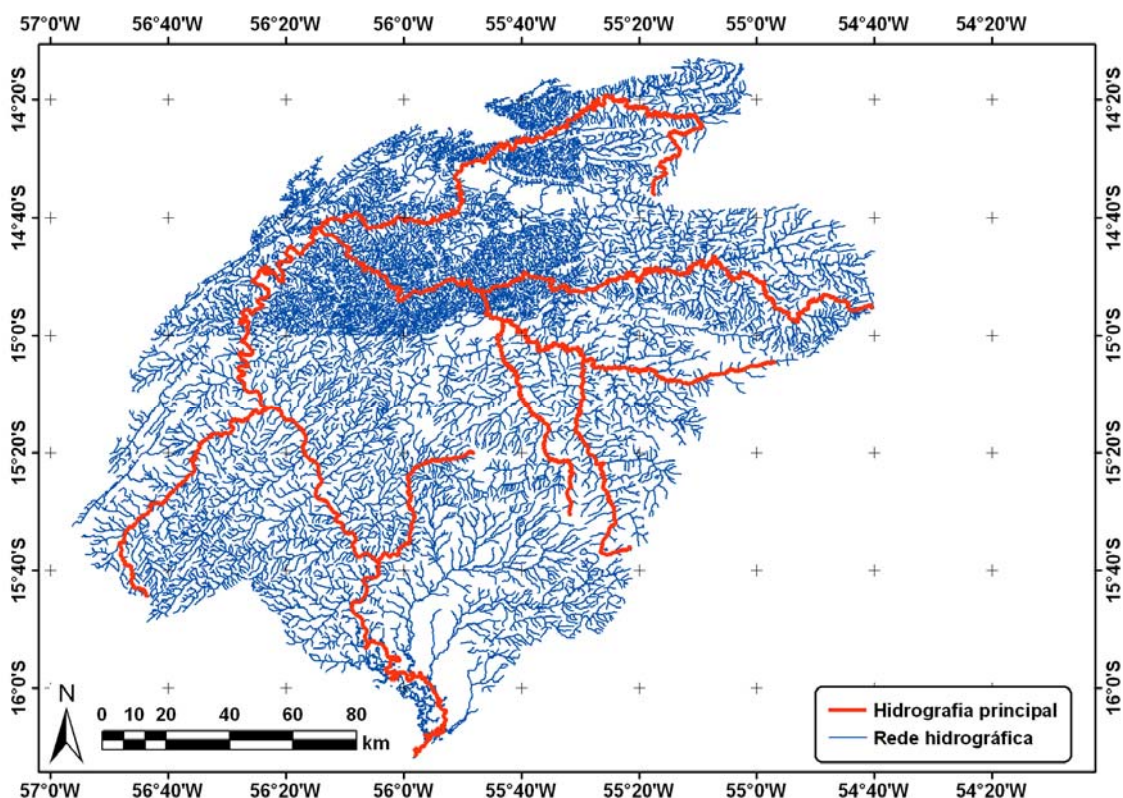
Nessa fase, operações como visualização de bandas individuais, composição colorida, recorte, registro da imagem e classificações supervisionadas ou não são utilizadas, procurando-se extrair o máximo de informações da imagem digital. Tendo como objetivo produzir um mapa temático, com legenda envolvendo a cobertura vegetal e uso da terra de uma bacia hidrográfica, utilizou-se o sistema de tratamento de imagens ER Mapper 5.5 (ER MAPPER, 1997).

A metodologia adotada partiu da leitura das oito bandas de quatro imagens digitais do satélite Landsat 7 – ETM+, que abrangem a área de interesse, no formato *Tag Image File Format* (TIFF). Para otimizar o trabalho, as bandas (1, 2, 3, 4, 5 e 7)

foram agrupadas, gerando um único arquivo contendo todas as bandas. Nesse arquivo, foram aplicadas algumas técnicas de processamento digital da imagem.

Posteriormente, foram realizadas a identificação e localização da área de estudo. Nessa etapa, foi feita uma avaliação das variadas formas de composições das bandas espectrais. No caso da imagem Landsat 7 – ETM+, que possui bandas espectrais coincidentes com os comprimentos de onda da radiação visível e infravermelho, a combinação das bandas 3, 2 e 1, associadas às cores vermelha, verde e azul, respectivamente, apresenta um colorido real, pois equivale às cores percebidas pelo olho humano, servindo como ponto de partida para uma primeira análise visual das diversas formas de ocupação do solo da bacia hidrográfica.

O passo seguinte refere-se à correção geométrica, que foi realizada com a utilização de pontos de controle nas imagens, definidos a partir da rede hidrográfica da bacia do rio Cuiabá (Figura 3.5) já existente no banco de dados SIBAC (2000).



Fonte: SIBAC, 2000.

Figura 3.5 – Rede hidrográfica digital da bacia do rio Cuiabá.

De forma sucinta, o procedimento de registro das imagens consistiu em posicionar cada píxel em suas respectivas coordenadas UTM a partir dos pontos de controle definidos. Os pontos de controle utilizados foram as confluências e pontos notáveis do sistema de drenagem. Gera-se assim um banco de dados que serve de base no processo de transformação das coordenadas (coluna e linha) das imagens de satélite originais em coordenadas UTM, baseadas no SAD 69, hemisfério sul, fuso 21°, produzindo as correspondentes imagens georreferenciadas.

PROCEDIMENTO DE CLASSIFICAÇÃO

O procedimento de classificação adotado consistiu de uma classificação não supervisionada seguida de uma classificação supervisionada. Para a classificação não supervisionada, foi utilizado o método denominado de *Isodata*, enquanto o método de máxima verossimilhança foi empregado para a classificação supervisionada.

A classificação não supervisionada tem a finalidade de identificar as várias formas de ocupação da bacia a partir da imagem Landsat. Espera-se que os píxeis disponham-se em grupos no espaço de atributos correspondentes às várias classes ou formas de ocupação do solo. Adotou-se, preliminarmente, dez classes para discriminação e identificação das várias formas de ocupação do solo da bacia do rio Cuiabá. Os grupos de píxeis identificados pela classificação não supervisionada, juntamente com visitas a campo, serviram de base para estabelecer as regiões de treinamento, fornecidas, então, no processo de classificação supervisionada.

IMPLEMENTAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO NA BACIA DO RIO CUIABÁ

O primeiro passo foi uma análise do trabalho Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai, PCBAP (1997), para a verificação das classes, então, identificadas. Com esse subsídio, investigação visual detalhada da imagem e classificação não supervisionada foi possível identificar as várias formas de ocupação do solo e estabelecer uma primeira legenda. Nessa etapa do processo, essa legenda procurou representar o possível número de classes que puderam ser identificadas nas imagens, ou seja, os agrupamentos distintos de píxeis.

No processo de classificação dos dados das quatro imagens Landsat 7 - ETM+ (índices WRS 226/70 e 226/71 de 02 de julho de 2000 e índices WRS 227/70 e 227/71 de 27 de julho de 2000) foram, então, definidas as áreas de treinamento a partir da classificação não supervisionada, das visitas a campo e das áreas bem conhecidas

que não gerassem dúvidas quanto as suas classes. As áreas de treinamento foram enquadradas segundo as dez categorias de uso do solo, distinguidas a partir da composição R3, G4 e B5. As classes são: água, água com sedimento, savana arbórea densa, savana arbórea aberta, plantação, sombra, mata ciliar, solo aberto, pasto e cidade.

Feita essa análise preliminar, essas dez classes iniciais foram condensadas, resultando nos oito tipos de cobertura e uso do solo (Tabela 3.3). O número final de oito classes respalda-se também na disponibilidade de valores de concentrações médias esperadas (EMC) dos poluentes nitrogênio total e fósforo total. Cabe ainda mencionar que as cidades consideradas no mapa final de classificação foram as seguintes: Cuiabá, Várzea Grande, Rosário Oeste, Chapada dos Guimarães, Santo Antônio do Leverger, Nobres, Nossa Senhora do Livramento, Jangada e Acorizal.

Tabela 3.3 – Classes preliminares utilizadas no processo de classificação e classes finais para a implementação da modelagem.

Classes utilizadas para classificação	Classes empregadas para modelagem
Água	Água
Água sedimento	
Savana arbórea densa	Savana
Savana arbórea aberta	
Mata ciliar	Mata ciliar
Plantação	Plantação
Sombra	Sombra
Solo aberto	Solo aberto
Pasto	Pasto
Cidade	Cidade

Note-se que a classificação foi realizada em cada uma das quatro imagens individualmente, para depois serem reunidas com o auxílio do código computacional *Arc/Info*. Adicionalmente, é importante destacar que o procedimento de classificação para a imagem Landsat 7 – ETM+ (WRS 226/70) diferiu das demais imagens.

Essa particular imagem cobre duas regiões bem distintas presentes na bacia do rio Cuiabá: o planalto e a baixada Cuiabana. Na região do planalto, os solos possuem melhores aptidões agrícolas (solos arenoquartzosos profundos e podzólicos), podendo ser encontradas grandes plantações de soja, de algodão, de milho, entre outras. Existem poucas regiões com solo aberto. Por outro lado, na região da baixada Cuiabana, as plantações são vistas em áreas bem reduzidas em função de possuir um solo bastante empobrecido (solos concrecionários lateríticos, latossolo e

lateritas hidromórficas), com muito cascalho. A predominância nessa região é de solo aberto e pasto (ANEEL, 2001).

Na análise das assinaturas espectrais para a classificação, observou-se que havia uma miscigenação das classes quando se tratava de plantação e solo aberto. No processo de classificação conjunta da região de planalto e baixada Cuiabana, muitas áreas de plantação foram identificadas incorretamente como solo aberto no planalto, enquanto muitas áreas de solo aberto foram identificadas incorretamente como plantação na baixada. Optou-se, então, por dividir a classificação em duas etapas:

- para o planalto – definiu-se 39 áreas de treinamento de plantação no planalto e somente uma área de treinamento de solo aberto na baixada Cuiabana;
- para a baixada Cuiabana – a área de treinamento de plantação restringiu-se a somente uma, bem definida, localizada no planalto, enquanto foram definidas dez áreas de treinamento de solo aberto.

Com esse procedimento, obteve-se duas classificações para a mesma imagem: uma mais fidedigna às características do planalto na região do planalto e distorções na região da baixada; a outra mais adequada às condições da baixada Cuiabana na região da baixada e distorções no planalto. Um polígono, traçado com base nas escarpas da Chapada dos Guimarães, dividiu-a em duas, planalto e baixada Cuiabana. O código computacional de processamento de imagem *Arc/Info* permitiu reunir as diferentes classificações em uma mesma imagem classificada.

Feitas essas observações, passa-se ao item seguinte de estimativa da carga anual dos nutrientes.

3.2.6 ESTIMATIVA DA CARGA ANUAL DOS NUTRIENTES

As contribuições das massas dos poluentes que cada célula produz a jusante foram calculadas tomando o produto da concentração média esperada (EMC) e da vazão, associado com cada célula, como segue:

$$C \arg a \left(\frac{\text{massa}}{\text{tempo}} \right) = EMC \left(\frac{\text{massa}}{\text{volume}} \right) * Q \left(\frac{\text{volume}}{\text{tempo}} \right) \quad (3.1)$$

Para fins de cálculo, a Equação (3.1) torna-se

$$L\left(\frac{kg}{ano}\right) = K\left(10^{-6} \frac{kg}{mg} \frac{m}{mm} \frac{L}{m^3}\right) * Q\left(\frac{mm}{ano}\right) * EMC\left(\frac{mg}{L}\right) * A(22.500m^2) \quad (3.2)$$

onde, Q é a vazão, EMC é a concentração média esperada, A é a área de uma célula, K é uma constante para fazer a conversão das unidades e L é a carga de nutrientes por célula ($kg.ano^{-1}$).

Assume-se que o processo de transporte das cargas é conservativo, isto é, nenhum declínio dos poluentes acontece ao longo dos caminhos de fluxo de água. O resultado é o plano de informação das cargas de nutrientes por célula em quilogramas por ano.

Para a obtenção da carga acumulada dos nutrientes, escreveu-se um algoritmo, usando como base o fluxo acumulado ponderado, onde foram necessários os planos de informação do sentido do fluxo de água e das cargas de nutrientes por célula.

3.2.7 ESTIMANDO A CONCENTRAÇÃO MÉDIA ESPERADA

As concentrações dos poluentes que são amostradas em várias localizações resultam em uma mistura de todos os poluentes carreados durante o escoamento. Para um modelo distribuído, esse processo de mistura é aproximado pelo quociente entre divisão da carga acumulada em cada célula e o escoamento acumulado que ali ocorre. Matematicamente, tem-se:

$$C_a\left(\frac{mg}{L}\right) = \left(\frac{L_a\left(\frac{kg}{ano}\right)}{Q_a\left(\frac{m^3}{ano}\right)}\right) * 10^6\left(\frac{mg}{kg}\right) * 0,001\left(\frac{m^3}{L}\right) \quad (3.3)$$

onde, L_a é a carga acumulada de nutrientes na bacia, Q_a é a vazão acumulada gerada a partir da regressão estabelecida entre chuva e vazão, 10^6 é a transformação da unidade de kg para mg e $0,001$ - é a transformação da unidade de m^3 para litro (L).

Obtém-se, como resultado a concentração média estimada pelo modelo (C_a) em miligramas por litro.

Os valores das concentrações estimadas podem ser comparados com os dados observados, permitindo a calibração e validação da modelagem de qualidade de água empreendida neste trabalho.

Para isso, uma base de dados de medições de qualidade da água da região (SIBAC, 2000) foi utilizada. Os postos de medição são os mesmos utilizados anteriormente para medição de vazão (Tabela 3.2). Os registros de qualidade da água utilizados correspondem ao período de 1985 a 2000. Na Tabela 3.4, estão apresentadas as médias aritméticas desses dados. Pode-se ainda observar a falta de dados de fósforo total no posto 66255000 e de nitrogênio total no posto 66260001, lacunas existentes no banco de dados do SIBAC.

Tabela 3.4 – Valores das concentrações de nutrientes nos postos de medição.

Postos de medição	Nutrientes	Concentrações (mg/l)
66173000	N	0,2414
	P	0,0886
66201000	N	0,1884
	P	0,0525
66210000	N	0,3412
	P	0,0850
66160000	N	0,2148
	P	0,0524
66250001	N	0,3127
	P	0,0967
66255000	N	0,3003
	P	-
66260001	N	-
	P	0,0975

Finalmente, o comportamento das concentrações observadas em cada posto de monitoramento para os constituintes nitrogênio total e fósforo total pode ser observado na Figura 3.6 e na Figura 3.7, respectivamente.

Estabelecida a diretriz de avaliação para a modelagem da qualidade da água com o viés da poluição difusa, partiu-se para o detalhamento da metodologia empregada na modelagem quantitativa chuva-vazão em escala temporal diária, utilizando dois modelos hidrológicos, o SMAP e o MGB-IPH. Esse novo quadro referencial de análise no nível diário, permitirá conjugar a modelagem quantitativa de água com a qualitativa de água, passando-se de um plano de diagnóstico para a implementação de um controle operacional mais efetivo sobre o comportamento quali-quantitativo da bacia hidrográfica de estudo.

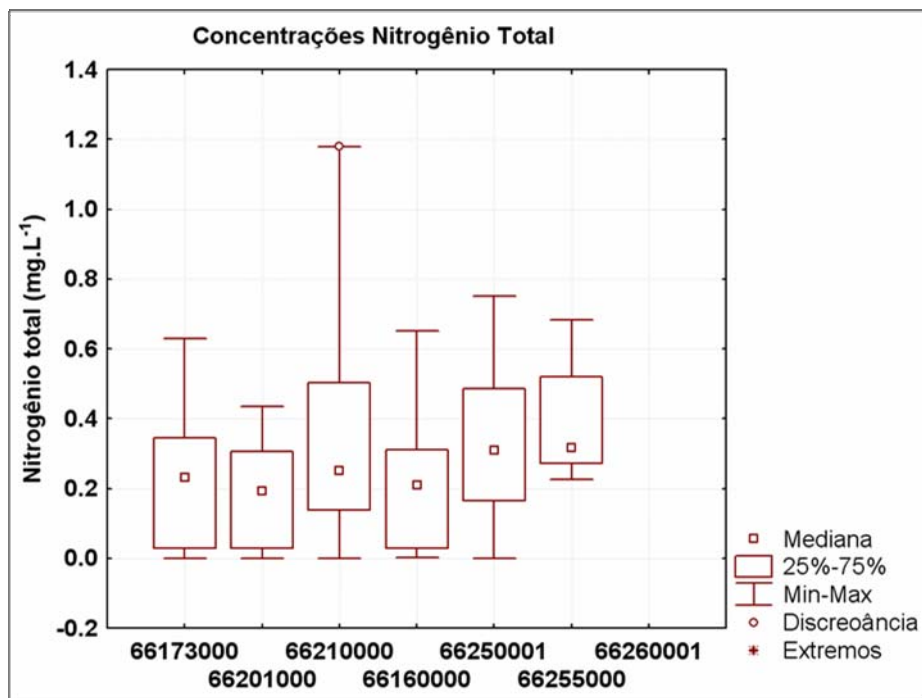


Figura 3.6 – Comportamento das concentrações observadas de nitrogênio total.

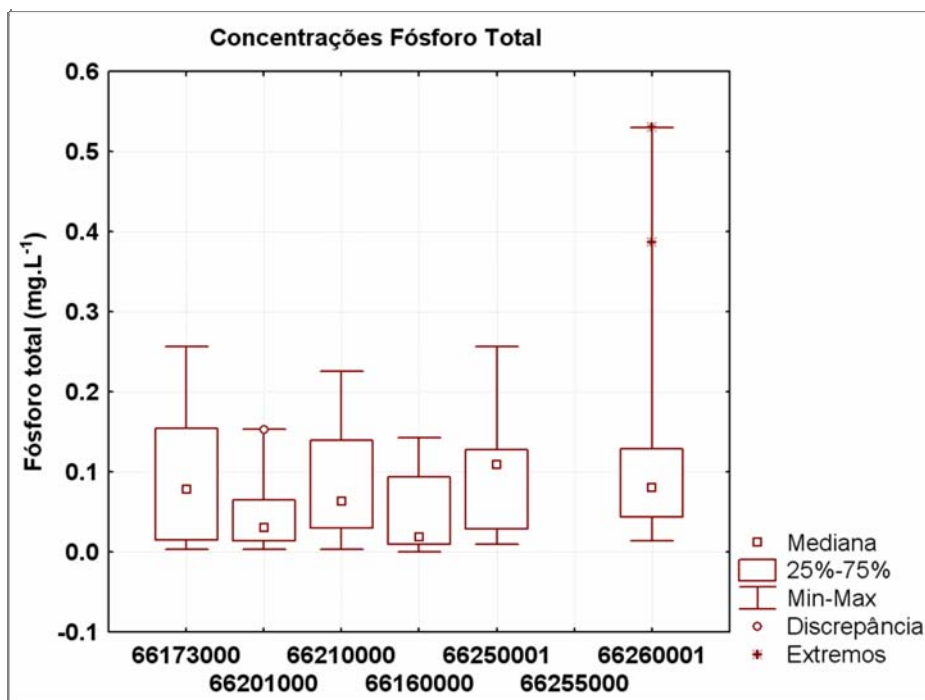


Figura 3.7 – Comportamento das concentrações observadas de fósforo total.

Outro importante fator na escolha dessa sub-bacia para a direção de estudos com resolução temporal diária deu-se pelo fato da bacia ter sido alterada física e hidrologicamente pela implantação de uma usina hidrelétrica, que, embora não estudada no presente estudo, tornou-se motivo de perguntas para a comunidade científica que, desde então, tem o intuito de avaliar a influência desse empreendimento nos aspectos hidrometeorológicos e climáticos locais.

3.3 MODELAGEM HIDROLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANSO

Conforme mencionado anteriormente, a área da sub-bacia do rio Manso apresenta níveis mais elevados de poluição por fontes difusas quando comparada com o restante da bacia (LIBOS, 2002). Salienta-se que características do solo nessa sub-bacia são mais apropriadas para a agricultura.

Assim, optou-se por, a partir da informação obtida através da modelagem de longo curso, realizar a modelagem hidrológica diária na área da sub-bacia do rio Manso. Mais ainda, a área de aplicação da metodologia conjugada de quantidade e qualidade de água passa-se a ser a sub-bacia hidrográfica do rio Manso.

Vale ressaltar que o banco de dados hidrometeorológicos já existente foi ampliado, sendo incorporadas novas informações ao banco, deixando-o mais robusto e consistente. A aplicação e avaliação de metodologias e ferramentas diferem, em algumas etapas, das realizadas na modelagem de longo curso, objetivando dar prioridade e ênfase às fontes de dados que estão disponíveis de forma livre e gratuita, como é o caso da substituição do MDE feito por ZEILHOFER (2001) pelo MDE extraído da missão SRTM, detalhado no final deste capítulo.

3.4 MODELO SMAP

O modelo SMAP requer, conforme discutido no Capítulo 2, como dados de entrada, três variáveis hidrológicas, a saber: vazão, precipitação e evapotranspiração de referência. Do banco de dados construído, é possível extrair duas dessas informações, a vazão e a precipitação.

Contudo, a obtenção da evapotranspiração de referência não é uma prática rotineira na bacia do rio Manso, uma vez que a estação meteorológica mais próxima da bacia encontra-se distante da mesma cerca de 60 km.

Por essa razão, e também com o intuito de testar a metodologia, optou-se, nesta tese, utilizar uma aproximação através da aplicação da evapotranspiração real, calculada pelo método do balanço hídrico sazonal (BHS) proposta por DIAS e KAN (1999), como dado de entrada para o modelo SMAP.

3.4.1 MÉTODO DO BALANÇO HÍDRICOS SAZONAL – BHS

O método do balanço hídrico sazonal (BHS) foi desenvolvido por DIAS e KAN (1999) para estimar a evapotranspiração real de uma bacia hidrográfica que atendessem, por princípio, à conservação de massa. O BHS é válido, em princípio, para bacias hidrográficas de pequeno (1 a 1.000 km²) e médio (1.000 a 10.000 km²) porte, onde as características físicas, geomorfológicas e de cobertura vegetal sejam relativamente homogêneas. Além disso, a bacia hidrográfica não deverá apresentar falhas geológicas que permitam a fuga de água para o lençol subterrâneo. Caso contrário, as estimativas de evapotranspiração através desse método não serão realistas.. Adicionalmente, destaca-se que o método é válido para horizontes de tempo inferiores a 1 ano e em escala não inferior à mensal.

O comportamento da vazão no período de recessão e o armazenamento da água no solo são essencialmente influenciados pelas características do solo, de modo que quantificar a água armazenada através de medições diretas é praticamente impossível. O ponto fundamental do método BHS está em realizar estimativas da quantidade de água armazenada na bacia através da vazão em períodos de recessão bem definidos entre 15 e 160 dias. Segundo DIAS e KAN (1999), para esse período, o erro associado ao desconhecimento do armazenamento na forma de umidade do solo é minimizado, ao passo que as mudanças no armazenamento de água subterrânea são estimadas por intermédio de um reservatório subterrâneo linear, onde a constante de tempo é obtida pela análise da recessão do hidrograma.

O balanço hídrico instantâneo de uma bacia pode ser definido pela equação:

$$\frac{dS}{dt} = P - Q - ET_R \quad (3.4)$$

onde, S é o armazenamento total da bacia, como a água retida na superfície (poças), umidade do solo (soma da água na região não-saturada, ou seja, na região vadosa e na franja capilar) e água subterrânea (zona saturada), P é a precipitação, Q é o escoamento superficial, e ET_R é a evapotranspiração real.

Considerando um período de recessão na bacia hidrográfica, que compreende o número de dias em que se assume que a precipitação é praticamente nula ($P = 0$), então:

$$\frac{dS}{dt} = -(Q + ET_R) \leq -Q \quad (3.5)$$

Considerando-se uma relação empírica entre armazenamento e vazão, cujos parâmetros podem ser dados através da análise da recessão, tem-se, para um reservatório linear:

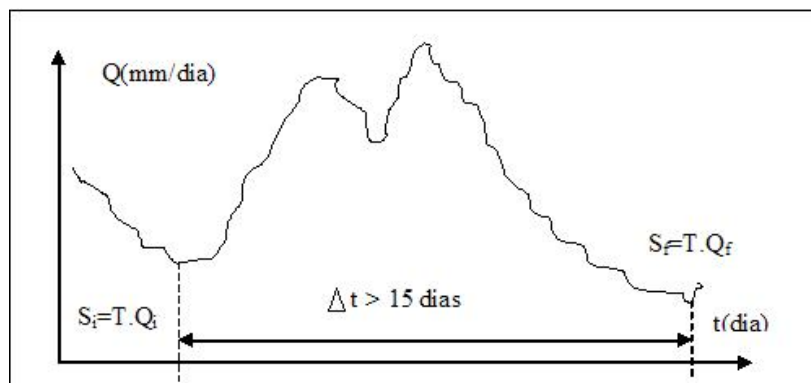
$$Q = \frac{S}{T} \quad (3.6)$$

onde T é uma constante temporal da recessão. Integrando a equação diferencial [Equação (3.5)] mostrada anteriormente, tem-se:

$$Q(t + \Delta t) \leq Q(t)e^{-\Delta t/T} \quad (3.7)$$

Dessa forma, T pode ser determinado através da envoltória linear superior da plotagem de $Q(t)$ versus $Q(t + \Delta t)$.

A Figura 3.8 ilustra o início e o fim do período temporal irregular de análise de recessão, contendo os armazenamentos no primeiro dia (S_i , em mm) e no último dia (S_f , em mm). O final de uma recessão é sempre o início da seguinte, de acordo com os seguintes critérios:



Fonte: DIAS e KAN (1999)

Figura 3.8 – Determinação do início e do fim do período de recessão.

- para $\Delta t < 15$ dias, se a vazão do último dia de recessão Q_f for menor do que Q_f do período anterior, considera-se, em um único hidrograma, a soma dos dois períodos; caso contrário, busca-se o próximo Q_f ;
- aceita-se $15 \text{ dias} < \Delta t < 60 \text{ dias}$, desde que $Q_f \leq 1,0 \text{ mm.dia}^{-1}$;
- somente nos casos em que $\Delta t > 60 \text{ dias}$, admite-se $Q_f \leq 2,0 \text{ mm.dia}^{-1}$;

Usando-se Q_i e Q_f e a constante T calculada, determinam-se S_i e S_f , que, aplicados à equação principal de balanço hídrico através da Equação (3.4), fornecem o valor da evapotranspiração real (ET_R).

Tendo em vista que a aplicação do método fornece uma seqüência de valores de ET_R em períodos de tempo irregulares, e que muitas vezes, os estudos hidrológicos adotam como unidade básica temporal o mês, pôde-se determinar a ET_R mensal através da ponderação de cada valor de ET_R em relação ao número de dias do mês no qual a mesma foi calculada.

Para a aplicação do BHS na bacia do rio Manso, a chuva foi espacializada através do uso da interpolação utilizando o método do inverso da distância ao quadrado (IDW). Esse método assume que cada dado de entrada tem uma influência local que diminui com a distância. Ele pondera os pontos que estão mais próximos das células em processamento do que os pontos que estão em células mais afastadas (ESRI, 1999). Baseia-se na linearidade ponderada da combinação do conjunto de dados de precipitação coletados em cada um dos postos, no qual o fator de ponderação é o inverso da distância ao quadrado.

3.5 MODELO MGB-IPH (MODELO DE GRANDES BACIAS)

O modelo hidrológico de grandes bacias – MGB-IPH, desenvolvido por COLLISCHONN (2001), foi aplicado na bacia hidrográfica do rio Manso. Antes da aplicação propriamente dita do modelo, que está escrito em linguagem de programação computacional Fortran, foi necessária a preparação de algumas informações que servem como entrada ao modelo.

Essa preparação foi feita utilizando o código computacional IDRISI (EASTMAN, 1995) bem como alguns algoritmos disponibilizados pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Adicionalmente, nesta tese, foi empreendido um esforço de desenvolvimento de uma série de procedimentos e rotina bem como emprego de códigos computacionais

variados para o adequado uso do modelo. Esses procedimentos estão detalhados ao longo de texto que segue e expostos por meio dos resultados apresentados no Capítulo 5.

O MGB-IPH foi desenvolvido para trabalhar com o sistema de coordenadas geográficas e *datum* WGS-84. Tal sistema é adotado em todos os módulos que compõem o MGB-IPH. Como se trata de um modelo hidrológico para ser aplicado em grandes bacias, a possibilidade de se trabalhar com uma bacia que abranja mais de um fuso, no caso da utilização, por exemplo, do sistema UTM, é real. Para evitar as distorções de projeção que ocorreriam em casos como esse, optou-se pelo sistema de coordenadas geográficas.

Um modelo distribuído utiliza, em geral, uma grande quantidade de dados, o que dificulta o seu emprego. São dados de fontes e naturezas diversas, como imagens de satélites, mapas de tipos de solos e modelos digitais de elevação, além de séries históricas de variáveis hidrometeorológicas como precipitação, temperatura do ar, radiação solar global, umidade relativa do ar, velocidade do vento e pressão atmosférica. Para o tratamento de dados de natureza múltipla, fez-se necessária a utilização das ferramentas disponíveis em códigos computacionais de sistemas de informações geográficas (SIG).

Algumas rotinas, como mencionado previamente, foram desenvolvidas ou adaptadas por COLLISCHONN (2001), sendo elas: (i) obtenção das direções de fluxo das células a partir de um MDE; (ii) remoção de depressões de um MDE; (iii) cálculo da área da bacia de drenagem; (iv) delimitação de sub-bacias; (v) ordenamento hierárquico das células para a simulação; (vi) agregação de informação em várias resoluções; (vii) interpolação de dados meteorológicos; e (viii) geração da rede de drenagem do modelo com base nas direções de fluxo.

Essa preparação inicial dos dados justifica-se devido à necessidade de gerar um arquivo contendo as informações que são essenciais na modelagem hidrológica. Esse arquivo é do tipo texto, sintetizando o conteúdo de todos os mapas e informações processadas nos passos anteriores. O arquivo inclui: (i) número da célula (quanto maior o número, mais a jusante está a célula dentro da bacia); (ii) coordenadas do centro da célula; (iii) número da sub-bacia à qual pertence a célula; (iv) área acumulada da célula (área de drenagem até a célula considerada); (v) área da célula (quando os lados da célula são definidos em coordenadas geográficas, as células tem área diferente conforme a posição em que se encontram); (vi) cotas

máxima e mínima do MDE. de alta resolução na área interna à célula; (vii) comprimento e declividade do rio que percorre a célula; (viii) número da célula localizada a jusante; e (ix) percentagem da célula ocupada por cada um dos blocos (vegetação/solo).

Juntamente com esse arquivo, que sintetiza as características dos mapas processados, também são necessários os arquivos dos parâmetros fixos e calibráveis, o arquivo que contém as informações da chuva interpolada, o arquivo com os dados climatológicos bem como o arquivo com as vazões observada nos postos fluviométricos da bacia.

3.5.1 RESOLUÇÕES ESPACIAIS

O modelo MGB-IPH trabalha com duas resoluções espaciais diferentes. A resolução do modelo precisa ser inferior àquelas dos outros planos de informações. Essa premissa é fundamental no modelo, pois dentro de uma célula é preciso ter informações variadas para a realização da modelagem dentro dessa célula, que, posteriormente, produzirá os escoamentos que serão propagados para outras células através da rede de drenagem.

É premissa do MGB-IPH que as resoluções espaciais do modelo e dos blocos, chamados de célula e píxel, respectivamente, sejam múltiplos entre si. As resoluções adotadas para a aplicação do MGB-IPH na bacia do rio Manso foram definidas conforme descrito a seguir.

A resolução espacial do MDE da missão SRTM é de $0,000833333^\circ$ (≈ 90 m). Para trabalhar com alta resolução, redimensionaram-se os píxeis para a resolução de $0,001^\circ$ (≈ 100 m), sendo essa resolução a mais próxima possível da resolução de alta precisão disponível (90 metros). A resolução de baixa precisão do modelo (célula) escolhida foi de $0,05^\circ$ (≈ 5 km), escolha essa realizada com o intuito de captar a variabilidade espacial das características físicas da bacia expressas na grade de alta resolução (100 m). Escolhendo essas resoluções, foi possível respeitar a premissa da relação entre células e píxeis.

A Figura 3.9 (a) e (b) ilustram as resoluções espaciais utilizadas nesta tese, podendo ser visto, do lado esquerdo (a), a resolução do modelo hidrológico, representado por uma grade de $0,05^\circ$ (≈ 5 km) resolução empregada efetivamente na modelagem na sub-bacia do rio Manso, enquanto, do lado direito (b), visualiza-se a

grade do plano de informação do modelo digital de elevação, representada pela resolução de $0,001^\circ$ (≈ 100 m). Sendo assim, considerando as resoluções ilustradas, dentro de uma célula do modelo existem cerca de 2500 informações sobre a altitude do terreno.

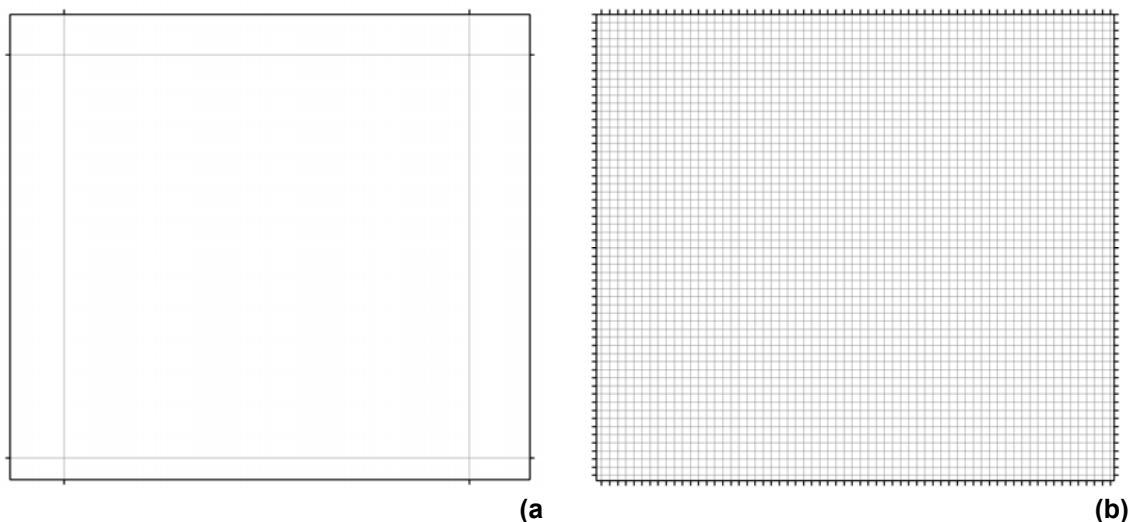


Figura 3.9 – Representação das resoluções espaciais: (a) Modelo hidrológico; (b) Blocos; com ilustrações do MDE.

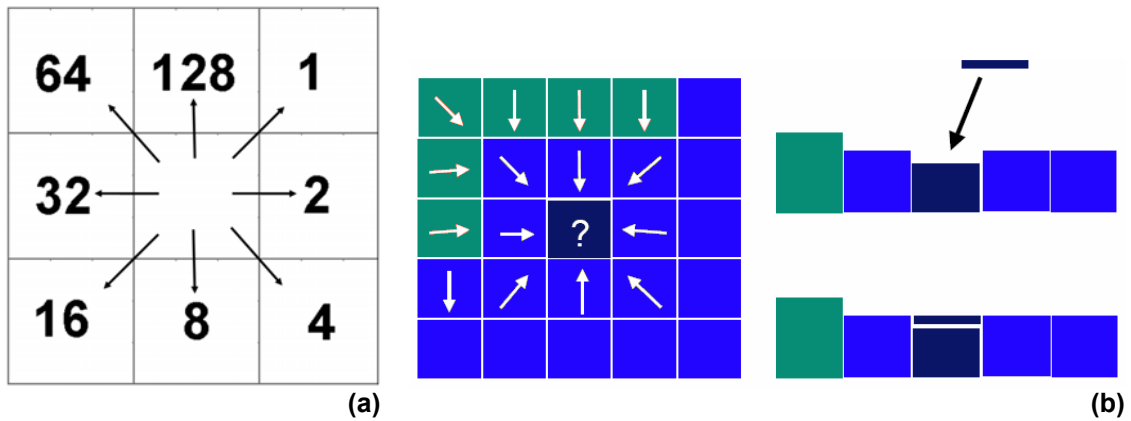
A seguir, serão descritos, sucintamente, os passos do pré-processamento para a aplicação do MGB-IPH.

3.5.2 DIREÇÕES DE FLUXO E PREENCHIMENTO DAS DEPRESSÕES DO MDE

As informações adquiridas através do SRTM são referentes à topografia do terreno, em representação matricial. O valor do centro da célula indica a sua altitude média. Segundo LUEDELING *et al.* (2007), apesar do MDE derivado do SRTM ser o modelo de elevação global, de disponibilidade pública (CGIAR-CSI SRTM, 2004), mais preciso que existe no momento, ele contém muitos vazios, lacunas e depressões. Por essas razões, antes de aplicar a rotina que permitirá a obtenção da direção do fluxo de uma célula qualquer para a sua vizinha mais baixa, foi necessário fazer o preenchimento dessas depressões, realizado acrescentando-se altura artificialmente (Figura 3.10).

A rotina aplicada determina a direção do fluxo seguindo a metodologia das oito direções (JENSON e DOMINGUE, 1988), acrescentando ainda um fator de aleatoriedade na busca por direções de fluxo em áreas planas (FAIRFIELD e

LEYMARIE, 1991), o que evita a tendência do algoritmo em criar drenagens excessivamente paralelas (PAZ e COLLISCHONN, 2003).



Fonte: COLLISCHONN, 2001.

Figura 3.10 – (a) Oito direções de fluxos possíveis, segundo direções da rotina MGB-IPH; e (b) depressão ou célula com direção indeterminada e processo de correção.

Em função do algoritmo utilizado, que eleva a cota dos píxeis situados em depressões e tenta encontrar uma saída para o fluxo, a evolução do número de píxeis com direção indefinida ocorre por batelada, podendo ocorrer aumento desse número de um ciclo do algoritmo para o outro (Figura 3.11).

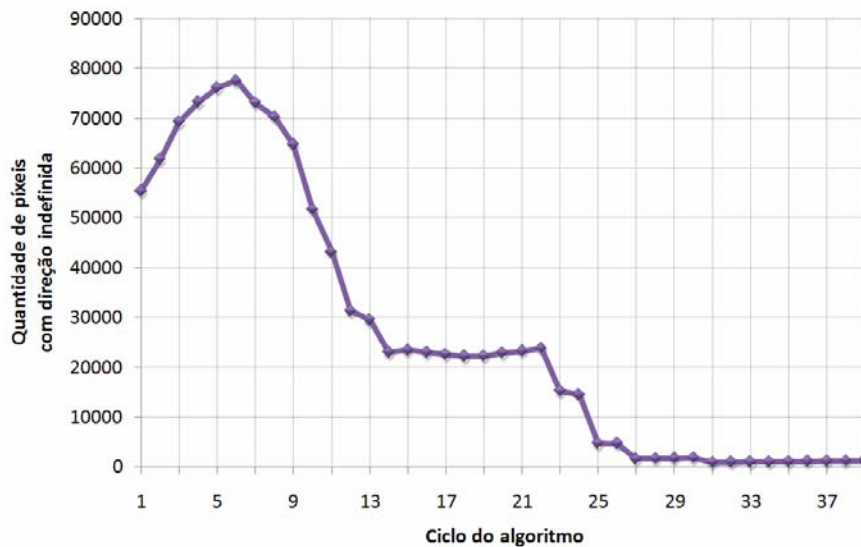


Figura 3.11 – Evolução do número de píxeis com direção indefinida na execução da rotina.

Convém salientar que a não utilização do MDE da bacia do rio Cuiabá disponibilizado por ZEILHOFER (2001) , deve-se ao fato da busca de agregação de informações ao trabalho e, ao mesmo tempo, a tentativa de tornar usual as informações e processos que estão disponíveis gratuitamente, estimulando essa prática e avaliando essas informações.

3.5.3 ÁREA ACUMULADA E DELIMITAÇÃO DE SUB-BACIAS

Considerando um ponto do terreno, através da direção do fluxo obtido pelo método das oito direções, a área de drenagem integra o fluxo superficial ou sub-superficial da água a montante desse ponto. Ela é obtida somando a área das células na direção indicada. Já os códigos computacionais comerciais possuem, em sua maioria, uma abordagem diferenciada, uma vez que, quando executado esse procedimento, acumula o número de píxeis contribuintes.

Os procedimentos de determinação das direções dos fluxos e das áreas de drenagem acumulados com os planos de informações em alta resolução foram feitos para auxiliar na derivação dos mesmos planos em baixa resolução. Essa metodologia é chamada de *upscaling* e melhora muito a qualidade das informações quando comparado com a extração das informações usando diretamente o plano de informação reamostrado para baixa resolução (O'DONNELL *et al.*, 1999; WANG *et al.*, 2000; FEKETE *et al.*, 2001; DÖLL e LEHNER, 2002; OLIVEIRA *et al.*, 2002; REED, 2003; OLIVERA e RAINA, 2003; SHAW *et al.*, 2005a, 2005b, PAZ e COLLISCHONN, 2003, PAZ *et al.*, 2005, PAZ *et al.*, 2006).

Para a delimitação de sub-bacias, escolheram-se os seus exutórios coincidindo com os postos fluviométricos. Esses postos receberam uma numeração e a delimitação das sub-bacias foi feita, de jusante para montante, seguindo a direção contrária ao fluxo. No final, as células foram marcadas com o número do exutório da sub-bacia correspondente.

Esse mesmo procedimento foi adotado na modelagem hidrológica de longo curso anteriormente discutida. Contudo, naquela etapa da pesquisa, foi utilizado um código computacional comercial que possui limitações e que não está disponível gratuitamente, ao contrário das rotinas apresentadas aqui na fase de implementação do MGB-IPH.

3.5.4 DADOS HIDROMETEOROLÓGICOS

Além do arquivo do tipo texto que consolida as informações dos mapas trabalhados, são necessárias também as informações referentes aos dados pluviométricos bem como aos dados climáticos.

Os dados de chuva medidos nos pluviômetros estão disponíveis no endereço eletrônico da ANA (HidroWeb). As estações pluviométricas e fluviométricas utilizadas para a aplicação do modelo MGB-IPH estão listadas na Tabela 3.5 e ilustradas espacialmente através da Figura 3.12.

Tabela 3.5 – Localizações geográficas dos postos pluviométricos, fluviométricos e climatológico.

Código oficial	Tipo	Código SIBAC	Longitude	Latitude
01455007	Pluviométrico	-	-55°10'	-14°52'
01455008	Pluviométrico	-	-55°49'	-14°50'
01555000	Pluviométrico	-	-55°18'	-15°24'
01555001	Pluviométrico	-	-55°44'	-15°28'
01555007	Pluviométrico	-	-55°28'	-15°20'
01555008	Pluviométrico	-	-55°45'	-15°13'
66173000	Fluviométrico	Rcas2	-55°34'	-15°01'
66175000	Fluviométrico	Rqui1	-55°41'	-15°07'
66201000	Fluviométrico	Rcas4	-55°45'	-14°56'
66210000	Fluviométrico	Rm5	-55°47'	-14°52'
833620	Climatológico	-	-55°06'	-15°36'

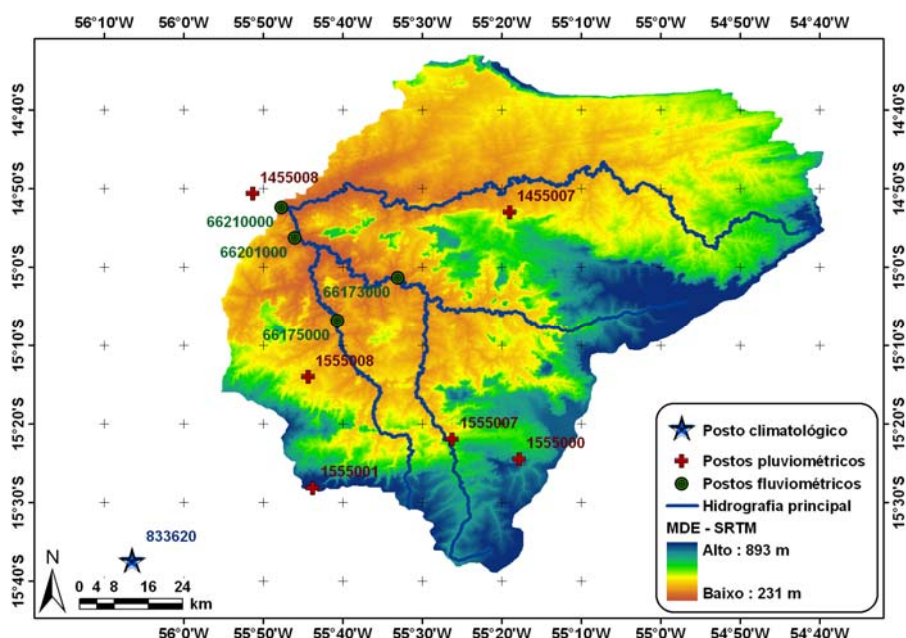


Figura 3.12 – Localização geográfica dos postos pluviométricos, fluviométricos e climatológico utilizados na modelagem da bacia do rio Manso.

Os dados climatológicos foram obtidos da estação localizada na cidade de Cuiabá. Apesar de se localizar a cerca de 60 quilômetros da bacia do rio Manso, é a única fonte de informações de dados dessa natureza na região, tendo sido utilizado na presente pesquisa.

3.5.4.1 DISTRIBUIÇÃO DA PLUVIOMETRIA NA BACIA DO RIO MANSO

Para a obtenção da chuva distribuída na bacia, foi realizada a interpolação da precipitação. O modelo MGB-IPH possui duas opções codificadas em FORTRAN: inverso do quadrado da distância e interpolação por Thiessen. A chuva é interpolada para cada célula. Nas simulações realizadas nesta tese, utilizou-se o inverso do quadrado da distância, que é expresso por:

$$P = \frac{P_1 \cdot \left(\frac{1}{d_1^2}\right) + P_2 \cdot \left(\frac{1}{d_2^2}\right) + \dots + P_n \cdot \left(\frac{1}{d_n^2}\right)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^2}} \quad (3.8)$$

onde P é a precipitação na célula, P_i é a precipitação nos postos e d_i é a distância do posto ao centro da célula.

A rotina que trata a chuva, denominada INTERPLU, utiliza as informações pré-preparadas que consolidam as características da bacia em estudo. Essas informações são organizadas em arquivo cujas informações possibilitam a realização da interpolação, tendo como base a localização das células do modelo, através das coordenadas do centro da célula, para, assim, estimar a precipitação em todas as células do modelo em todos os dias da simulação.

A saída do programa INTERPLU é um arquivo contendo a seqüência de planos de informação com a precipitação em cada dia em cada célula do modelo. Cada um desses planos pode ser representado como uma imagem semelhante a da Figura 3.13. O plano de informação é armazenado de forma compacta, mantendo apenas as células que fazem parte da bacia.

Segundo LIMA (2005), a precipitação na bacia do rio Manso possui um caráter extremamente localizado e a rede de monitoramento é mal distribuída. Por essas razões, métodos como Thiessen ou isoietas, não são adequados para emprego na área de estudo. Ressalta-se ainda que, a utilização do IDW parte da hipótese de que

exista um grau de dependência espacial entre os postos, na medida em que a estimativa considera a proximidade dos postos de medição de chuva entre si e a relação entre eles.

A título de ilustração, explorou-se e contrastou-se, em particular, as superfícies pluviométrica geradas pelas rotinas de Thiessen e IDW, ambas disponíveis no código do MGB-IPH. É possível verificar, através da Figura 3.13, a interpolação realizada pelo método IDW e por Thiessen de um evento de chuva ocorrido no dia 04/01/1996, evento de maior intensidade contido na análise da modelagem hidrológica para o período chuvoso na bacia. O método de Thiessen atribui, a uma grande área, a informação de um único posto. Com isso, tende-se a aumentar a influência, na bacia, de chuvas intensas, porém localizadas, e tende a ampliar a influência de eventuais erros nos dados e na modelagem, que deve captar o fenômeno sob um enfoque de natureza espacial.

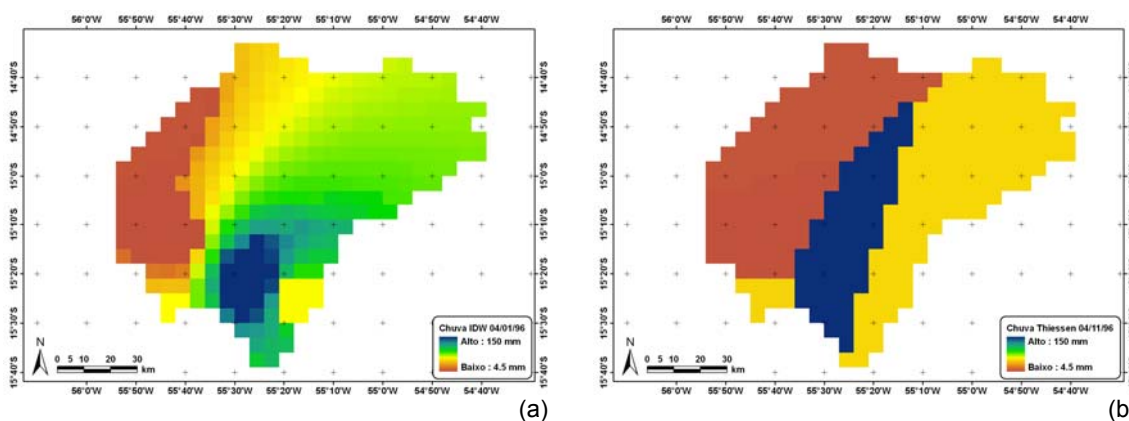


Figura 3.13 – Mapa da chuva interpolada para o dia 04/01/1996: (a) método IDW; (b) método de Thiessen.

Nota-se, através do dia ilustrado na Figura 3.13, que, por ambos os métodos, a chuva apresentou comportamento similar. Todavia, pelo método IDW, a chuva foi distribuída de forma mais gradual e não apresentou mudanças abruptas de valores no espaço, o que, possivelmente, representa melhor a realidade física subjacente ao fenômeno em análise e fundamenta a escolha feita no presente trabalho.

3.5.5 MAPA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E DE PEDOLOGIA

O conceito de áreas hidrologicamente homogêneas (GRU – *grouped response units*) é utilizado no MGB-IPH. Nessa consideração, é intrínseca a subdivisão de

células segundo as características inerentes ao uso do solo, cobertura vegetal e tipo de solo.

Para a realização da combinação dessas áreas hidrologicamente homogêneas, fez-se necessária a confecção de mapas de ocupação e uso do solo combinados com a pedologia da bacia do rio Manso.

3.5.5.1 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Para a ocupação e uso do solo, foram utilizadas imagens de satélite dos dias 26 de julho de 1999 e 11 de agosto de 1999, ambas do sensor TM (*Thematic Mapper* – mapeador temático) do satélite Landsat 5, sendo a órbita 226 e os pontos 70 e 71, respectivamente, para compor o mosaico da área.

A escolha dessas datas deu-se pela disponibilidade das imagens, gentilmente cedidas pelo IBGE, coincidentes com o período de avaliação das séries históricas hidrometeorológicas aplicadas nesta tese, que compreende os anos de 1993 a 1999, estando, dessa forma, as informações associadas no tempo e espaço.

As bandas do visível e infravermelho (#1, #2, #3, #4, #5 e #7) das imagens Landsat 5, utilizadas nesta etapa do trabalho, foram consolidadas com o intuito de otimização das tarefas de processamento de imagens e tiveram seus píxeis redimensionados de 28,5 m para 30,0 m. Também foi realizado um recorte da área de interesse na imagem.

CORREÇÃO GEOMÉTRICA

Uma das etapas do pré-processamento das imagens multiespectrais do sensor TM foi a correção geométrica. Para tanto, a composição R3G4B5 foi utilizada para melhor visualização das imagens e, conseqüentemente, identificação dos pontos amostrais para a realização da correção geométrica. O mapa base utilizado no georreferenciamento foi o GeoCover 2000, que será abordado no tópico mais adiante (item 3.7). A idéia da utilização do GeoCover 2000 é a mesma associada a utilização do SRTM como DEM, incluindo a gratuidade e o fácil aquisição através de rede mundial de computadores (item 3.6).

O procedimento de correção geométrica das imagens foi feito identificando pontos de controle bem definidos, tais como confluências de rios e estradas, pontes e outras formas que pudessem dar segurança quanto à localização tanto na imagem

base quanto na imagem a ser corrigida. Dessa forma, um banco de dados com as informações de ambas as imagens é gerado, servindo de base no processo de transformação das coordenadas das imagens. Os processamentos das imagens foram realizados em coordenadas UTM e *Datum* SAD-69, fuso 21 – hemisfério sul.

O polinômio de primeira ordem foi empregado no processo de reamostragem do vizinho mais próximo. Assim, o valor do píxel (tom de cinza) não é alterado, preservando as características de variabilidade espacial da imagem original, procedimento importante no processo de classificação das imagens. .

CLASSIFICAÇÃO

Para a classificação das imagens do ano de 1999, o procedimento adotado seguiu a mesma metodologia mencionada no item no 3.2.5.1, exceto pelo pré-estabelecimento das classes, uma vez que essas informações já se encontravam disponíveis (LIBOS, 2002; PCBAP, 1997; RADAMBRASIL, 1982). Diante disso, partiu-se diretamente para a classificação supervisionada, utilizando o método de máxima verossimilhança (RICHARDS, 1986).

As duas imagens que compõem o mosaico da bacia do rio Manso foram classificadas conjuntamente, visto que não apresentam discrepâncias e possuem uma área com relativa homogeneidade quanto ao tipo de solo e relevo.

As áreas de treinamento foram definidas baseadas no conhecimento prévio da área e nos estudos anteriores realizados na região. As classes empregadas foram: mata ciliar, savana arbórea densa (cerradão), savana arbórea aberta I (campo cerrado), savana arbórea aberta II, savana parque (campo sujo), savana gramíneo-lenhosa I (campo ou campo limpo), savana gramíneo-lenhosa II, plantação, plantação irrigada, solo aberto, sombra, água e água com sedimento.

É conveniente ressaltar que as subdivisões das classes savana arbórea aberta e savana gramíneo-lenhosa em I e II deu-se devido à necessidade de separar as respostas espectrais da melhor forma possível, para não haver miscigenação no momento da classificação, uma vez que era perceptível, nas imagens, as subdivisões dessas classes.

Contudo, após as imagens terem sido classificadas, as classes foram aglutinadas, em uma primeira vez, para fins de mapeamento da ocupação e uso do solo, e, em uma segunda vez, para a aplicação efetiva do MGB-IPH, que requer uma

quantidade pequena de classes, ou seja, prescinde de um detalhamento excessivo, da vegetação. As aglutinações das classes podem ser visualizadas na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Classes preliminares utilizadas no procedimento de classificação das imagens e subseqüentes aglutinações.

Classes para a classificação	Classes para mapeamento	Classes para a modelagem – MGB-IPH
Mata ciliar	Mata ciliar	Mata ciliar
Sombra	Sombra	Savana
Savana arbórea densa	Savana arbórea densa	
Savana arbórea aberta I	Savana arbórea aberta	
Savana arbórea aberta II		
Savana gramíneo-lenhosa I	Savana gramíneo-lenhosa	
Savana gramíneo-lenhosa II		
Savana parque	Savana parque	
Plantação	Plantação	Plantação
Plantação irrigada		
Solo aberto		
Água	Água	Água
Água sedimento		

Salienta-se que, conforme mostrado na Tabela 3.6, a classe sombra foi associada à classe savana. Essa aglutinação é justificável porque os locais onde ocorre o maior número de píxeis classificados como sombra são os locais próximos às escarpas da Chapada dos Guimarães, local onde a savana é predominante. Outro procedimento aplicado foi a transformação das classes savana gramíneo-lenhosa e savana parque em pasto, classe utilizada na implementação do MGB-IPH. Essa transformação se justifica por ser, muito comum, na bacia do rio Manso, encontrar áreas de pastagens naturais em regiões com savana gramíneo-lenhosa e savana parque. Com relação à junção das classes plantação e solo aberto, esse procedimento foi adotado devido à época em que a área foi imageada. As imagens são de julho e agosto, período de seca na região Centro-oeste do país e também período que os solos agricultáveis estão em repouso, ou seja, já ocorreu a colheita, e o solo está esperando a época de plantio, que se inicia por volta de setembro/outubro, dependendo da cultura a ser plantada. Com isso, as respostas espectrais dos solos agricultáveis são semelhantes àquelas dos solos abertos por degradação.

Com o intuito de ilustrar esse ponto, a Figura 3.14 apresenta uma comparação entre duas imagens de satélite enfocando áreas agricultáveis da bacia. Do lado esquerdo, visualiza-se uma imagem CBERS do sensor orbital CCD na composição

R3G2B1 do dia 03 de maio de 2004, enquanto do lado direito, é mostrada a imagem Landsat do sensor TM na composição R3G4B5 do dia 11 de agosto de 1999, a mesma utilizada neste estudo. Como as imagens não são simultâneas, é possível perceber as culturas com um verdor intenso no mês de maio, antes da colheita, e os solos abertos em agosto, após a colheita.

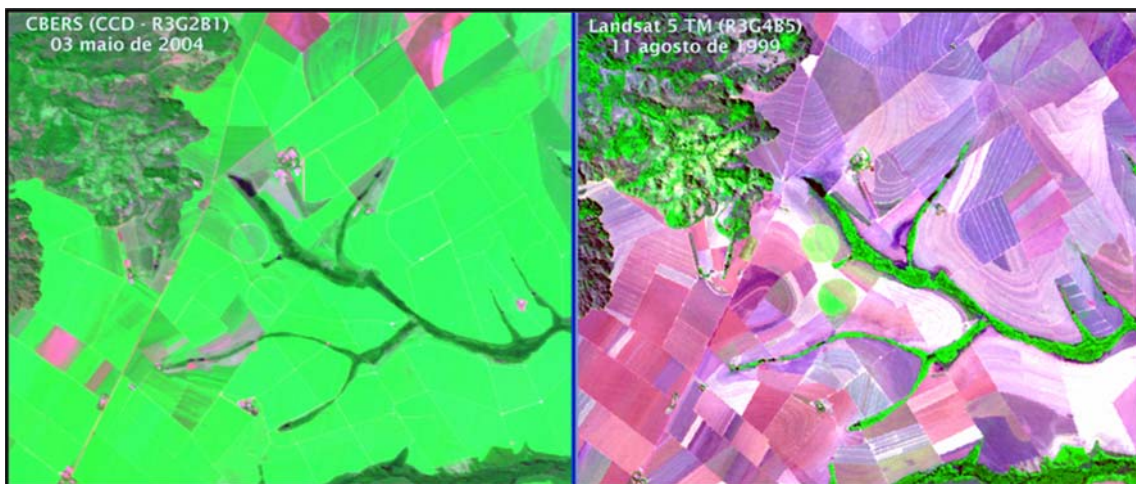


Figura 3.14 – Imagem CBERS (câmara CCD - R3G2B1) e Imagem Landsat 5 TM (R3G4B5).

3.5.5.2 MAPA PEDOLÓGICO DA BACIA DO RIO MANSO

O mapa que caracteriza o tipo de solo, denominado mapa pedológico, foi obtido no banco de dados SIBAC (2000). Esse mapa apresenta as classes dos solos da bacia de maneira detalhada (Figura 4.3).

No entanto, para atender aos objetivos da presente tese, necessitou-se da formação de blocos que definam as áreas hidrologicamente homogêneas, premissa do modelo aplicado (MGB-IPH). Nesse sentido, agruparam-se as classes pedológicas, apresentando-as no nível de *ordem*, suprimindo os detalhamentos, uma vez que o intuito é a obtenção das características de escoamento superficial apresentado por cada uma das *ordens* das classes pedológicas.

Essas características foram assim definidas: areias quartzosas (quartzarênicos) e latossolos – baixo potencial de escoamento superficial; cambissolos – médio potencial de escoamento superficial; solos litólicos (neossolos) – alto potencial de escoamento superficial.

Uma observação pertinente refere-se à manipulação feita no mapa pedológico. O mapa pedológico do banco de dados do SIBAC apresenta o lago da represa do APM-Manso. Contudo, como as análises desta tese contemplam o período de 1993 a 1999, período esse em que lago de Manso não existia, julgou-se necessária a extração da área do lago para que a mesma não viesse a interferir nas análises.

3.5.5.3 FORMAÇÃO DAS ÁREAS HIDROLOGICAMENTE HOMOGÊNEAS (GRU'S)

O mapa de uso e ocupação do solo foi cruzado com o mapa pedológico. Esse procedimento foi realizado utilizando o código computacional Idrisi (EASTMAN, 1995).

Após esse cruzamento, os blocos foram formados e reclassificados, buscando as similaridades entre eles a fim de constituir um plano de informação com as informações hidrologicamente homogêneas. Dentro da célula do modelo, existe, então, uma variabilidade de uso do solo combinado com a pedologia, chamada de bloco. Quanto maior o número de blocos, mais complexo é o processo de calibração do modelo.

O modelo é informado com valores de fração da área da célula em que predomina cada uso do solo combinado com a pedologia. Assim, uma célula pode ter em sua área interna, por exemplo, 10% de mata ciliar, 30% de pastagens, 2% de uso urbano, 48% de cerrado e 10% de superfície líquida, como um lago. Não é mantida a informação sobre a localização de cada classe dentro de uma célula, apenas a sua quantidade. A Figura 3.15 apresenta um exemplo da distribuição dos blocos dentro das células, demarcados pelas linhas das coordenadas geográficas (5' ≈ 5 km).

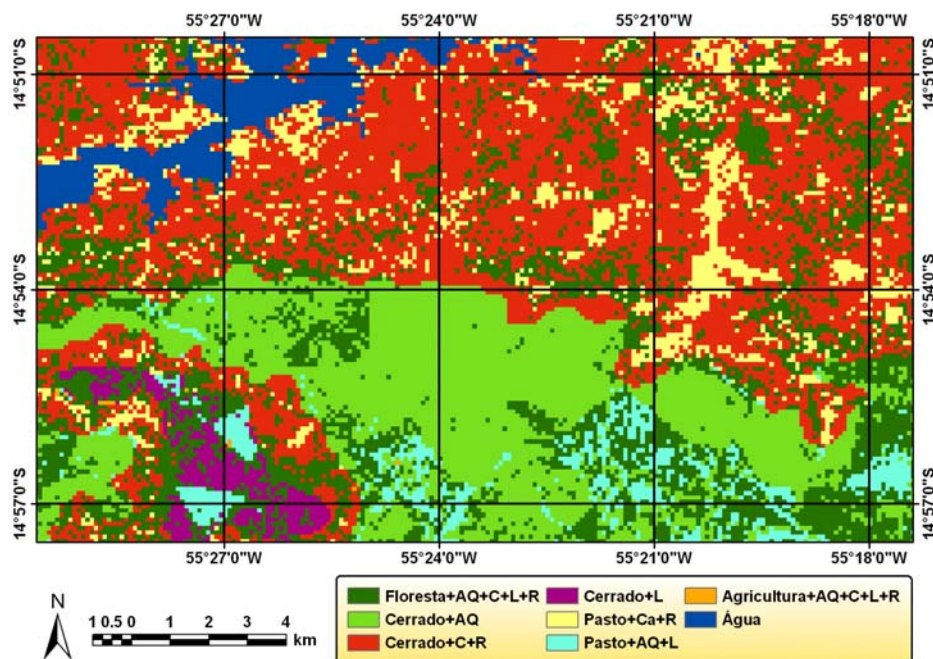


Figura 3.15 – Variabilidade das classes oriundas do cruzamento das informações de uso e ocupação do solo e da pedologia no interior do modelo.

3.5.6 APLICAÇÃO DO MODELO MGB-IPH-IPH NA BACIA DO RIO MANSO

A série histórica dos dados hidrometeorológicos e climatológicos abrange o período compreendido entre os anos de 1993 a 1999, período utilizado na modelagem hidrológica. Contudo, esse período foi dividido em dois grupos. Os anos de 1994 a 1996 foram utilizados para a calibração do modelo (MGB-IPH), enquanto os anos de 1997 a 1999 foram empregados para a validação ou fase de predição do modelo. O ano de 1993 foi utilizado para o aquecimento do modelo, ou seja, para a atenuação dos efeitos das condições iniciais.

Para a calibração do modelo, foram utilizados dois conjuntos de parâmetros, divididos em dois arquivos diferentes.

Um dos arquivos contempla o conjunto de parâmetros calibráveis e nele estão inclusas variáveis como a capacidade de armazenamento do solo (W_m), parâmetro de forma da relação entre armazenamento e saturação (b), parâmetro de drenagem subterrânea ou de base (K_{BAS}), parâmetro de drenagem sub-superficial (K_{INT}), parâmetro adimensional que multiplica o tempo de concentração para calibração do escoamento superficial (C_s) e intermediário (C_i).

O conjunto de parâmetros não calibráveis é formado pelos parâmetros que controlam a evapotranspiração e foram extraídos das referências bibliográficas. Esses parâmetros são: índice de área foliar (*IAF*), resistência superficial (r_s), resistência aerodinâmica (r_a) e altura da vegetação (h).

O *IAF* ganhou um tratamento diferenciado nesse conjunto de parâmetros não calibráveis. Com o intuito de verificar as informações da literatura, lançou-se mão de uma metodologia baseada em sensoriamento remoto para o cálculo do *IAF*. Essa metodologia faz parte do algoritmo SEBAL (BASTIAANSEN, 1995), cujo cerne é a estimativa da evapotranspiração real a partir do balanço de energia na superfície terrestre. O cálculo do *IAF*, nesse algoritmo, é realizado a fim de permitir a estimativa da emissividade da superfície, que, por sua vez, é fundamental na obtenção da temperatura da superfície e da radiação de onda longa emitida pela superfície, uma das componentes do balanço radiativo.

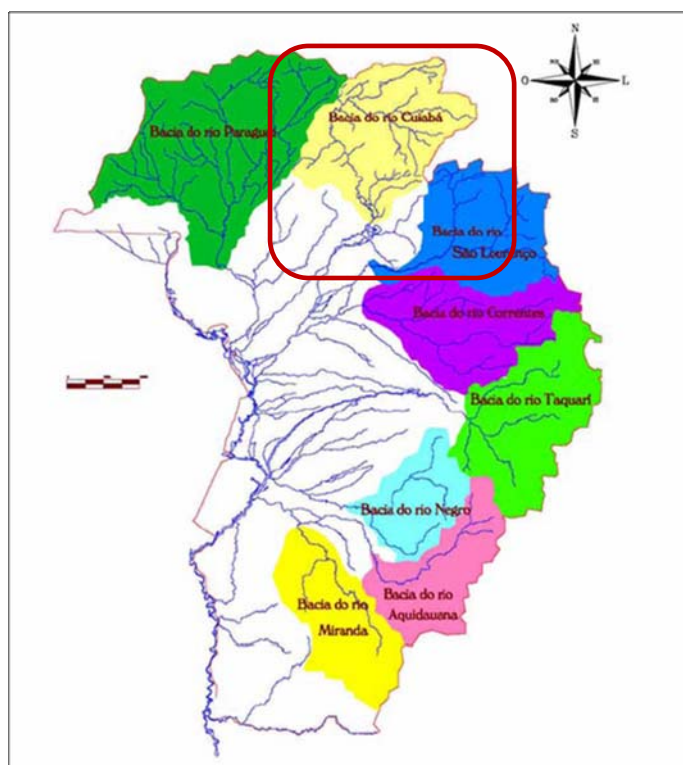
Então, utilizando-se a imagem de satélite do ano de 1999 (Landsat 5 TM) calculou-se o *IAF* para o dia da passagem da satélite, ou seja, dia 26 de julho para a área norte da bacia, e dia 11 de agosto para a porção sul. Dessa forma, pode-se aferir as informações contidas na literatura para os meses de julho e agosto, uma vez que essa informação utilizada pelo modelo, em particular, está em escala temporal mensal.

O modelo MGB-IPH apresenta a opção de calibração automática, utilizando o algoritmo genético MOCOM-UA (YAPO, *et al.*, 1998). No entanto, essa calibração não foi utilizada nesta pesquisa, ficando a mesma limitada ao método de comparação visual entre os hidrogramas observado e calculado bem como avaliação dos valores dos coeficientes de Nash (R^2), do coeficiente de Nash para os logaritmos das vazões (R/\log) e da relação entre volumes medidos e calculados (ΔV) dos postos fluviométricos analisados. Algumas tentativas do uso do algoritmo para calibração automática foram realizadas, contudo, sem sucesso.

O primeiro conjunto de parâmetros utilizados para realizar a modelagem foi obtido a partir do projeto denominado implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do Alto Paraguai (VARELLA, 2005), do governo Federal, tendo como consultores a equipe do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH). Esse projeto aplicou o modelo MGB-IPH para as sub-bacias do planalto do Alto Paraguai, conforme pode ser observado na Figura 3.16.

Todavia, como esse projeto tratou de um conjunto de bacias, a área total estudada foi de 138.911 km², resultando na utilização de baixas resoluções espaciais. Para a bacia do rio Cuiabá, a discretização do modelo foi de 0,1° (≈ 10 km). Diante disso, nota-se, através da Figura 3.16, delimitada pelo retângulo vermelho, que a discretização da bacia do rio Manso é bastante alta, estando subdividida em apenas duas sub-bacias, sendo elas a sub-bacia do rio Casca e a sub-bacia do rio Manso, com apenas um posto fluviométrico (66200000) dentro da bacia.

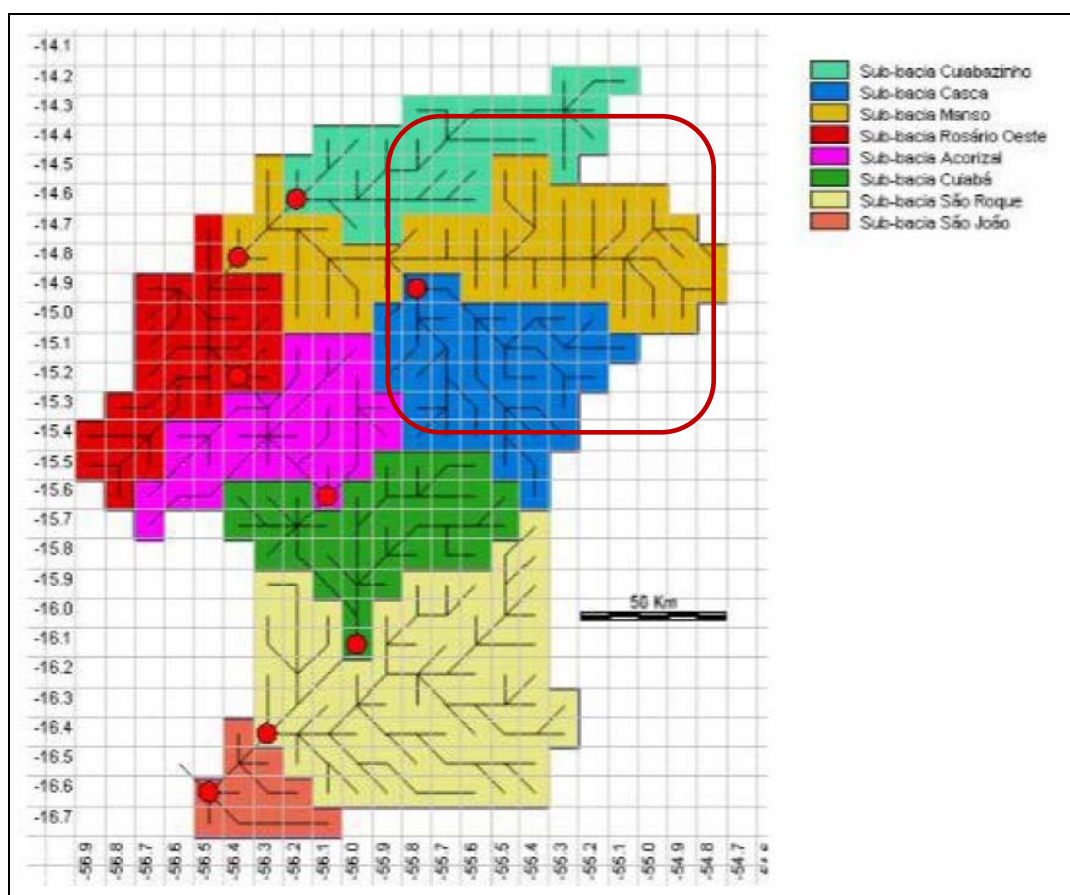
O período de aplicação do MGB-IPH, feito no projeto de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do Alto Paraguai, foi de 1980 a 1990. O conjunto de parâmetros calibráveis para as duas sub-bacias do rio Manso, abordadas no projeto, estão apresentados nas Tabela 3.7 e 3.8. Salienta-se que os blocos enumerados nas referidas Tabelas são, em ordem crescente: (1) savana + areia, (2) savana + cambissolo, (3) savana + latossolo, (4) pastagem + cambissolo, (5) pastagem + areia, (6) cultivo, (7) pantanal, (8) rocha, (9) água e (10) mata ciliar.



Fonte: VARELLA, 2005.

Figura 3.16 – Sub-bacias do planalto do Alto Paraguai, nas quais o modelo MGB-IPH foi ajustado (área delimitada pelo retângulo – bacia do rio Cuiabá).

A partir dessa configuração dos parâmetros para os objetivos propostos do referido projeto, pôde-se construir o conjunto inicial de parâmetros a calibrar para a aplicação do MGB-IPH na bacia do rio Manso, levando-se em conta os objetivos desta tese. Na Figura 3.17, é apresentada a discretização da bacia do rio Manso para a aplicação do MGB-IPH. Note-se que, as sub-bacias 1, 2 e 3 são equivalentes às sub-bacia do rio Casca do projeto do Alto Paraguai e a bacia 4 corresponde à bacia do rio Manso.



Fonte: VARELLA, 2005.

Figura 3.17 – Sub-bacia do rio Cuiabá utilizada no projeto de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do Alto Paraguai (área delimitada pelo retângulo – sub-bacia do rio Manso).

Tabela 3.7 – Valores calibrados dos parâmetros associados aos blocos na sub-bacia do rio Casca.

Parâmetros	Blocos									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
W_m (mm)	3936	560	2642	260	1266	880	3445	275	0	438
b(-)	7,45	7,45	7,45	9,0	7,45	7,45	7,45	9,0	7,45	7,45
KINT (mm.dia ⁻¹)	16,4	16,4	16,4	16,4	16,4	16,4	16,4	16,4	16,4	16,4
KBAS (mm.dia ⁻¹)	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
DM _{cap} (mm.dia ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5
Wc (mm)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,5

Fonte: VARELLA, 2005.

Tabela 3.8 – Valores calibrados dos parâmetros associados aos blocos nas sub-bacias dos rios Manso, Jangada, Coxipó e Cuiabá.

Parâmetros	Blocos									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
W_m (mm)	1953	461	2594	555	428	1856	2288	266	0	273
b(-)	0,44	0,44	3,9	0,44	0,44	0,44	0,44	8,0	0,05	3,9
KINT (mm.dia ⁻¹)	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93
KBAS (mm.dia ⁻¹)	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
DM _{cap} (mm.dia ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5
Wc (mm)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,5

Fonte: VARELLA, 2005.

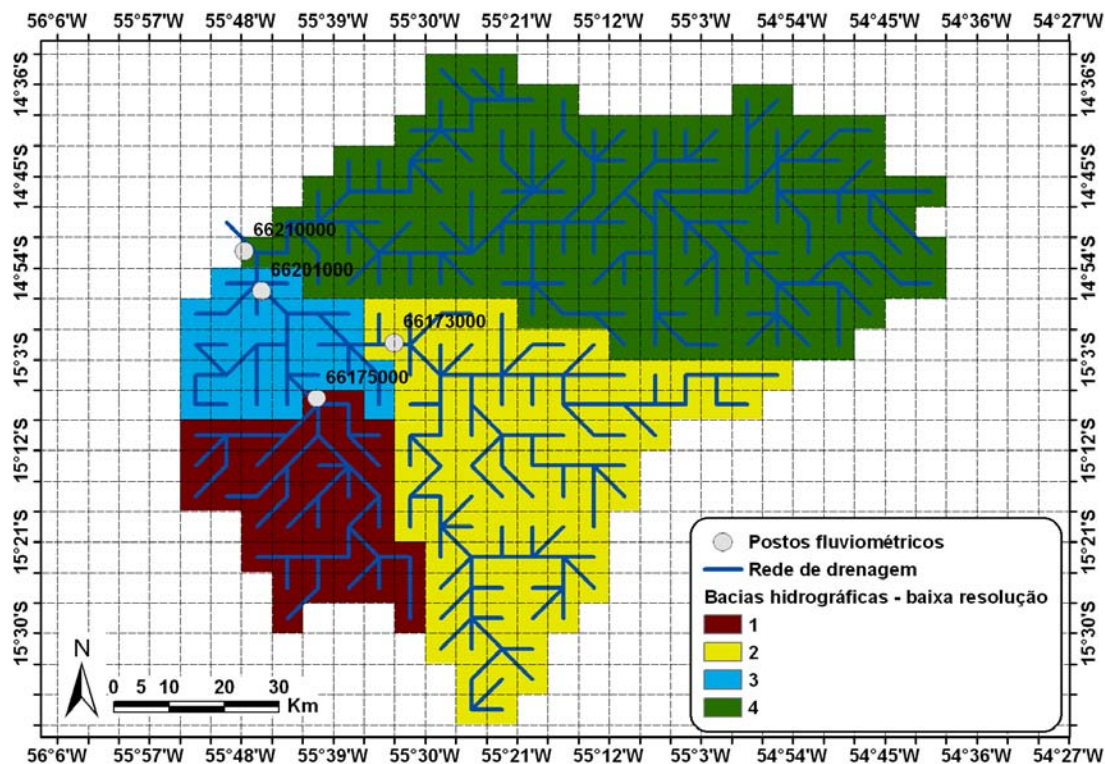


Figura 3.18 – Bacia do rio Manso sub-dividida em sub-bacias considerando postos fluviométricos como exutórios.

3.6 SRTM - SHUTTLE RADAR TOPOGRAPHY MISSION

O modelo digital de elevação (MDE), utilizado nesta pesquisa, foi obtido a partir do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*). Segundo ZYL (2001), o SRTM é um projeto conjunto entre a NASA (Agência Espacial Norte-Americana), a NIMA (Agência de Imageamento e Mapeamento Norte-Americana), a DLR (Agência Espacial Alemã) e a ASI (Agência Espacial Italiana).

O objetivo desse projeto foi produzir dados digitais da topografia de 80% da superfície terrestre (área contida entre as latitudes 60°N e 57°S). O SRTM utilizou a técnica de interferometria por radar. Nessa técnica são geradas duas imagens de radar de duas posições ligeiramente diferentes. As diferenças entre essas duas imagens permitem calcular a elevação da superfície ou a diferença.

As imagens são obtidas pelo uso de duas antenas de radar, uma acoplada no ônibus espacial e outra no final de um mastro de 60 m preso ao ônibus espacial, resultando em dados de altimetria com acurácia de 16 m com nível de confiança de 95%. O sobrevôo do ônibus espacial '*Endeavour*' ocorreu no período de 11 a 22 de fevereiro de 2000, durante o qual foram percorridas 16 órbitas por dia, num total de 176 órbitas. Os dados foram coletados a cada 1 arco de segundo (ou 1", ou ainda 0,000277°, aproximadamente 30 m) em uma grade de latitude/longitude (RABUS, *et al.*, 2003).

A resolução espacial do SRTM é de 30 m. Contudo, as imagens gratuitas do SRTM foram reamostradas para uma resolução de 90 m, exceto para os EUA.

Os dados do SRTM estão no sistema de referência horizontal WGS84, vertical EGM96 e possuem o sistema de coordenadas geográficas (latitude e longitude). A altura ortométrica (z) é dada em metros inteiros.

As imagens do SRTM utilizadas neste trabalho foram adquiridas no endereço eletrônico <http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>, na forma de blocos de 5 por 5 graus de latitude e longitude, com resolução radiométrica de 16 bits, no formato GeoTIFF. Essas imagens são produtos da interpolação dos dados brutos da missão SRTM, conhecida tanto como versão 2 como versão '*finished*'.

3.7 GEOCOVER

O georreferenciamento das imagens de satélite foi realizado com o registro imagem-imagem. Para tanto, foram utilizadas as imagens GeoCover do ano de 2000, que são mosaicos de imagens ETM+ do Landsat 7, disponíveis no endereço eletrônico <https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/mrsid.pl>.

Os mosaicos ortorretificados e georreferenciados que compõem o GeoCover 2000 foram gerados a partir das imagens ETM+ do Landsat 7, obtidas entre 1999 e 2000, na composição das bandas R7G4B2. Os mosaicos são formatados em 5° de latitude e 6° em longitude, com resolução espacial de 14,5 m, resolução da banda 8 (pancromática). Estão no sistema de projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM) e *Datum* WGS84.

Como a imagem base do Geocover 2000 possui uma resolução espacial de 14,5 m, que difere da imagem a ser corrigida (28,5 m), o mosaico Geocover 2000 teve sua resolução espacial redimensionada para 28,5 m.

Toda essa etapa de refinamento geométrico das imagens Landsat foi realizada utilizando o código computacional ENVI 3.2 (1997). O produto final dessa etapa é o mosaico formado pelas imagens órbita 226 e os pontos 70 e 71. As imagens foram processadas no sistema de projeção UTM e datum SAD69, fuso 21 sul.

A escolha pela utilização do conjunto de imagens GeoCover deve-se à justificativa da utilização das informações que se encontram disponíveis de forma gratuita na rede mundial de computadores.

3.8 MEDIDAS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AJUSTE NA MODELAGEM HIDROLÓGICA

Segundo WEGLARCZYK (1998), não existe o melhor critério estatístico para avaliar a qualidade dos resultados dos modelos hidrológicos. Muitos critérios têm sido propostos e discutidos na literatura (NASH e SUTCLIFFE, 1970; AITKEN, 1973; SARMA *et al.*, 1973; GARRICK *et al.*, 1978; MARTINEC e RANGO, 1989; KRZYSZTOFOWICZ, 1992; LETTENMAIER e WOOD, 1993). A ciência hidrológica lança mão da utilização de vários critérios, muitas vezes dois ou mais, simultaneamente, no processo de avaliação do desempenho do modelo.

No presente trabalho, para uma avaliação objetiva da qualidade da simulação do modelo, foram utilizadas diferentes medidas de qualidade. Foram elas: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) (R^2); coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) para os logaritmos das vazões (R/\log) e a relação entre volumes medidos e calculados (ΔV). As equações que definem essas medidas, ou funções objetivo, são apresentadas nas Equações (2.58), (2.59) e (2.60).

3.9 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA DE MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA, PROPOSTA POR SAUNDERS E MAIDMENT (1996), AOS DADOS DE VAZÃO MODELADOS

Aos dados de saída dos modelos hidrológicos concentrado (SMAP II suavizado) e distribuído (MGB-IPH), foram aplicados os passos metodológicos desenvolvidos por SAUNDERS e MAIDMENT (1996) para a obtenção da distribuição espacial dos componentes nitrogênio e fósforo total na bacia do rio Manso.

A saída do modelo SMAP trata-se de uma série de registros das vazões simuladas para o período estudado (1993-1999). Essa saída diz respeito ao exutório da bacia, aqui atribuído ao posto fluviométrico 66210000. Para espacializar essa vazão, adotou-se a seguinte hipótese: a área da bacia com maior intensidade pluviométrica recebe maior peso na distribuição das vazões e, esse peso diminui na área com pouca ou nenhuma chuva.

Para essa ponderação da vazão por meio da intensidade pluviométrica, considerou-se a existência de cinco classes, associadas à magnitude da precipitação para cada dia simulado. O código computacional utilizado para essa divisão em classes identifica pontos de quebra, ou seja, pontos de descontinuidade nos dados. Dessa maneira, esse código favorece a tomada de classes com valores similares em seu interior e maximiza as diferenças entre as classes.

Realizada a divisão das classes, estabeleceram-se pesos diferenciados a cada uma delas: 0,05, 0,10, 0,18, 0,28 e 0,39 das áreas com menor intensidade pluviométrica para as áreas com maior intensidade pluviométrica.

Para dias não chuvosos, onde a distribuição das vazões por classes não foi possível, dividiu-se a vazão de saída do modelo pela área da bacia, de forma igualitária.

Assumindo-se a hipótese da distribuição da vazão com base na intensidade pluviométrica e tomando-se os mapas de chuva para a bacia nos dias escolhidos realizou-se a espacialização da vazão, que foi utilizada, posteriormente, para a simulação da qualidade da água na bacia do rio Manso. Destaque-se que esse procedimento da espacialização da vazão foi aplicado apenas às saídas do SMAP II suavizado.

Para as saídas do modelo distribuído MGB-IPH, não se aplicou a mesma metodologia utilizada para as saídas do modelo SMAP II suavizado. A saída do MGB-IPH é dada de forma distribuída, sendo fornecida a vazão por célula da bacia hidrográfica.

De posse das vazões espacializadas de ambos os modelos, foi então aplicada a metodologia descrita no item 3.2 e calculadas as distribuições espaciais dos nutrientes nitrogênio e fósforo total para os dias modelados, a saber: 03 a 07 de janeiro de 1996, 03 a 07 de julho de 1996, 21 de novembro de 1997 e 08 de dezembro de 1998.

Aos valores das concentrações obtidos *in situ* nos dias avaliados, foi aplicado o teste de hipótese t-*Student*, com nível de significância de 5%.

CAPÍTULO 4 - ÁREA DE ESTUDO: BACIA DO RIO CUIABÁ E SUB-BACIA DO RIO MANSO

A bacia do rio Cuiabá está localizada no estado de Mato Grosso, conforme pode ser observado na Figura 4.1. Esse estado é responsável por um quinto das águas continentais do Brasil, fazendo com que seja reconhecido por essa característica e, ao mesmo tempo, assumindo responsabilidades referentes aos cuidados com o gerenciamento desse bem.

Mato Grosso está completamente inserido na Amazônia Legal. Contudo possui três biomas distintos segundo MIRANDA e AMORIM (2000) e IBGE (2005): Amazônia, com áreas situadas predominantemente no extremo noroeste e esparsas ao nordeste; savana, em toda faixa central; e a região do Pantanal ao extremo sul. A cobertura vegetal geral da região centro-oeste do país é a savana.

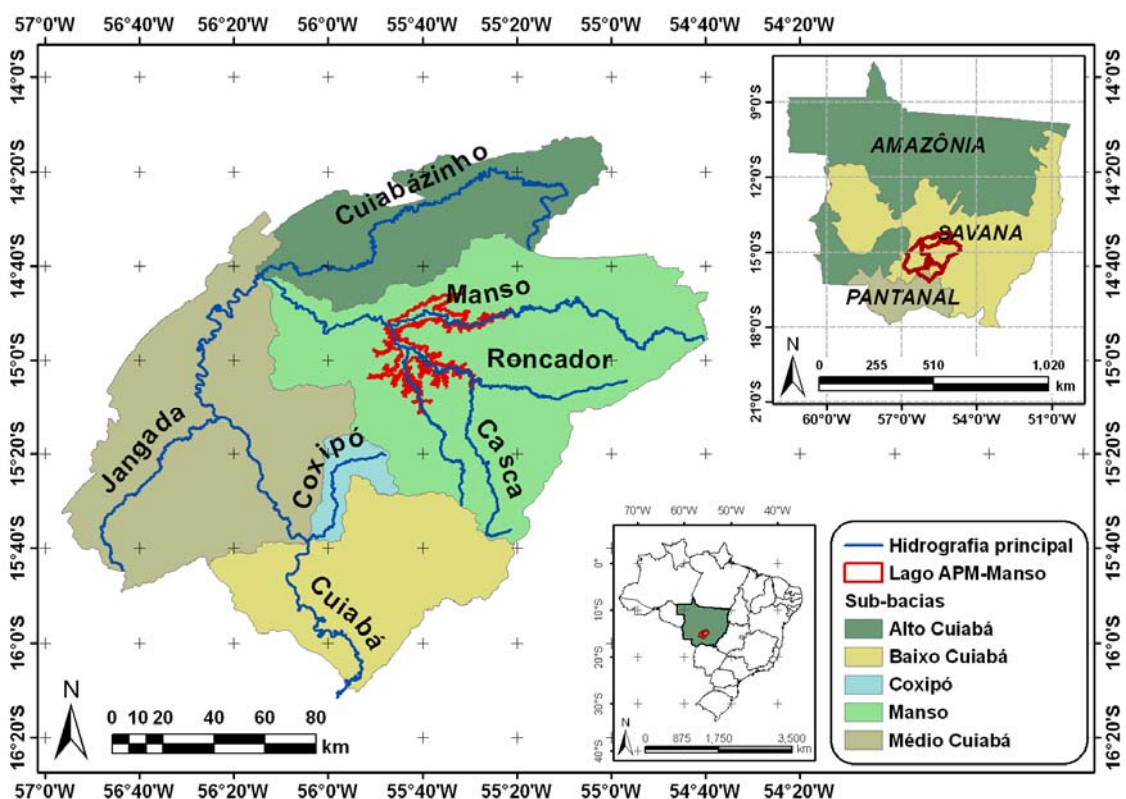


Figura 4.1 – Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Cuiabá no estado de Mato Grosso e respectivos biomas.

4.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ

A bacia hidrográfica do rio Cuiabá possui uma área de aproximadamente 29.000 km² segundo PCBAP (1997). Localizados no município de Rosário Oeste, os rios formadores dessa bacia são os riachos Cuiabá da Larga e Cuiabá do Bonito, que, ao se juntarem, formam o rio Cuiabazinho. Esse último, por sua vez, dobra de volume com o deságüe do rio Manso, formando assim o rio Cuiabá.

O rio Cuiabá exerce um importante papel nos municípios por onde passa, sendo o responsável pelo abastecimento de água, bem como pelo sustento das muitas famílias ribeirinhas que vivem da pesca de seus rios. Também fornece água para a dessedentação de animais, para a recreação e para a navegação. Rosário Oeste, Acorizal, Cuiabá, Várzea Grande, Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço são as cidades que o rio Cuiabá atravessa, perfazendo um percurso de 828 km (TEIXEIRA, 1997).

São 13 municípios que estão inseridos na bacia do rio Cuiabá: Acorizal, Rosário Oeste, Nobres, Jangada, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Chapada dos Guimarães, Planalto da Serra, Santo Antônio do Leverger, Campo Verde, Barão de Melgaço e, entre esses, Cuiabá e Várzea Grande, principais núcleos urbanos do estado (VITAL *et al.*, 1996). A bacia está localizada entre os paralelos 14°12' e 16°10' S e meridianos 54°40' e 56°56' W (CAVINATTO, 1995; SIBAC, 2000).

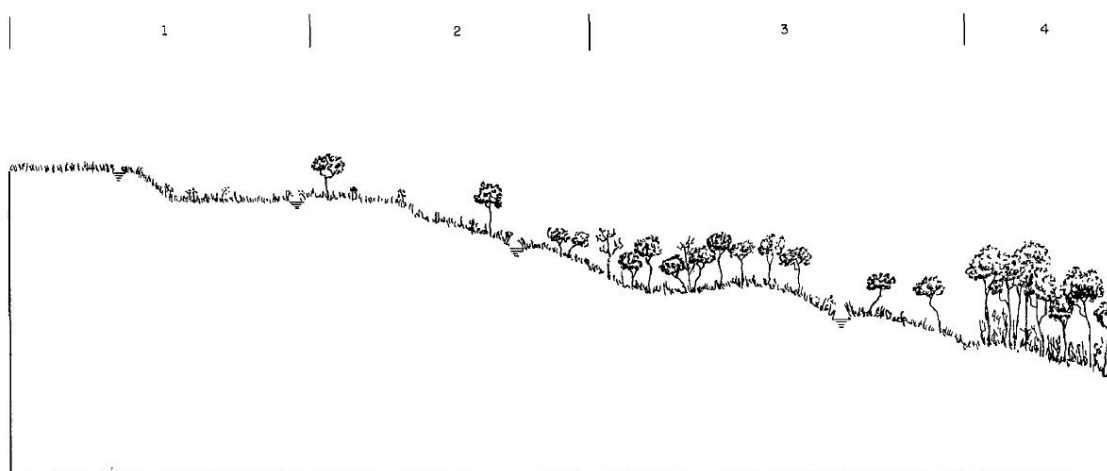
De acordo com CAVINATTO (1995), a bacia do rio Cuiabá é subdividida administrativamente ainda em 5 sub-bacias. Têm-se as sub-bacias do alto Cuiabá, do médio Cuiabá, do baixo Cuiabá, do rio Coxipó e a do rio Manso (Figura 4.1).

4.1.1 CARACTERÍSTICAS DA VEGETAÇÃO E TIPO DE SOLO DA BACIA

A bacia do rio Cuiabá, conforme citado no item anterior, caracteriza-se pelo domínio da vegetação savana, regionalmente chamada de cerrado.

Os fatores ecológicos naturais aliados aos antrópicos proporcionam a variação (Figura 4.2) que vai desde uma vegetação constituída por espécies lenhosas e herbáceas (savana arbórea aberta – campo cerrado, savana parque – campo sujo e savana gramíneo lenhosa – campo ou campo limpo), geralmente serpenteada de floresta-de-galeria, até o clímax do tipo arbórea (savana arbórea densa - cerradão). É constituído de arvoretas relativamente baixas, com troncos e galhos retorcidos, disseminadas entre numerosas e variadas plantas lenhosas anãs e herbáceas. A

diferença da estrutura da vegetação depende principalmente do tipo de solo, da profundidade do lençol de água subterrâneo e da composição da rocha matriz. A savana caracteriza-se por dois estratos: o superior, constituído de arvoretas ou árvores raquíticas, e o inferior, formado por um tapete gramíneo-lenhoso. De maneira geral, a Savana está presente em áreas compostas por latossolos distróficos da formação Parecis e nos solos litólicos e concrecionários da formação Cuiabá. O clima preferido por esse tipo de vegetação é o tropical com duas estações bem distintas: a estação chuvosa durante o verão e a estação seca durante o inverno.



Fonte: RADAMBRASIL, 1982.

Figura 4.2 – Perfil esquemático da região de savana: (1) gramíneo-lenhosa; (2) parque; (3) arbórea aberta; e (4) arbórea densa.

A savana surge com relativa indiferença em vários tipos de solos desenvolvidos sobre estruturas geológicas diversas, dentro de um clima tropical com acentuado período seco. Esse fato induz à consideração de que a savana, na área em estudo, aparece estreitamente relacionada com as condições climáticas reinantes regidas principalmente pelo período de seca prolongada.

Em termos pedológicos, convém ressaltar o predomínio de solos com problemas de ordem química (caráter álico), acrescido de limitações físicas como concreções e pouca profundidade em algumas unidades de mapeamento.

É importante salientar que, a partir de 1999, a EMBRAPA realizou atualizações na taxonomia dos solos. Devido ao fato de que a informação disponibilizada para a realização deste estudo quanto à pedologia data do mesmo ano, somada às informações do RADAMBRASIL, que são oriundas do ano de 1982, adotou-se, nesta

tese, a taxonomia antiga. Todavia, no decorrer do texto, é possível observar a utilização de ambas nomenclaturas, com taxonomia atual entre parênteses, a fim de compor um documento atualizado.

Os latossolos, especialmente os vermelhos, e alguns litossolos (neossolos), principalmente as areias quartozas (quartzarênicos) são os tipos de solo mais comuns na região centro-oeste do país, mais freqüentes em superfícies quase planas das chapadas e nas áreas de relevo suavemente ondulado.

Seguindo as direções das nascentes dos rios, destacam-se as veredas, caracteristicamente ocupadas por palmeiras buritis, passando, mais a jusante, para matas de galeria à medida que os vales se alargam. Aí ocorrem, nas áreas mais úmidas, solos orgânicos (organossolos) e gleis (gleissolos). Entre essas e as áreas mais elevadas e quase planas, surgem solos concrecionários lateríticos (plintossolos pétricos) e podzólicos vermelho-amarelos (argissolos).

Os latossolos sob vegetação de savana são ácidos e pobres em nutrientes. Essa acidez, relacionada ao alumínio tóxico, e escassez de nutrientes são algumas das principais causas do aparecimento da savana como vegetação natural, em vez de floresta. Não obstante a baixa fertilidade natural, as maiores partes dos latossolos dessas áreas podem ser utilizadas para agricultura intensiva, desde que se faça a neutralização da acidez com a aplicação do calcário e que se adicione quantidades adequadas de nutrientes, com a aplicação de fertilizantes.

Na bacia do rio Cuiabá, a distribuição da pedologia pode ser visualizada na Figura 4.3. A descrição de cada uma das classes pode ser consultada no volume 26 do projeto RADAMBRASIL (1982).

As características do solo, associadas a outras informações como a climatologia, por exemplo, podem reger a ocupação do solo. Através dessas informações, é possível ter uma primeira idéia do tipo da vegetação, da produção agropecuária e até do desenvolvimento da região.

Utilizando as informações associadas, RADAMBRASIL (1982) fez estudos do uso potencial da terra da região que engloba a bacia do rio Cuiabá. A seguir, um breve resumo desse estudo é feito para alguns dos municípios que estão inseridos na bacia (Figura 4.4).

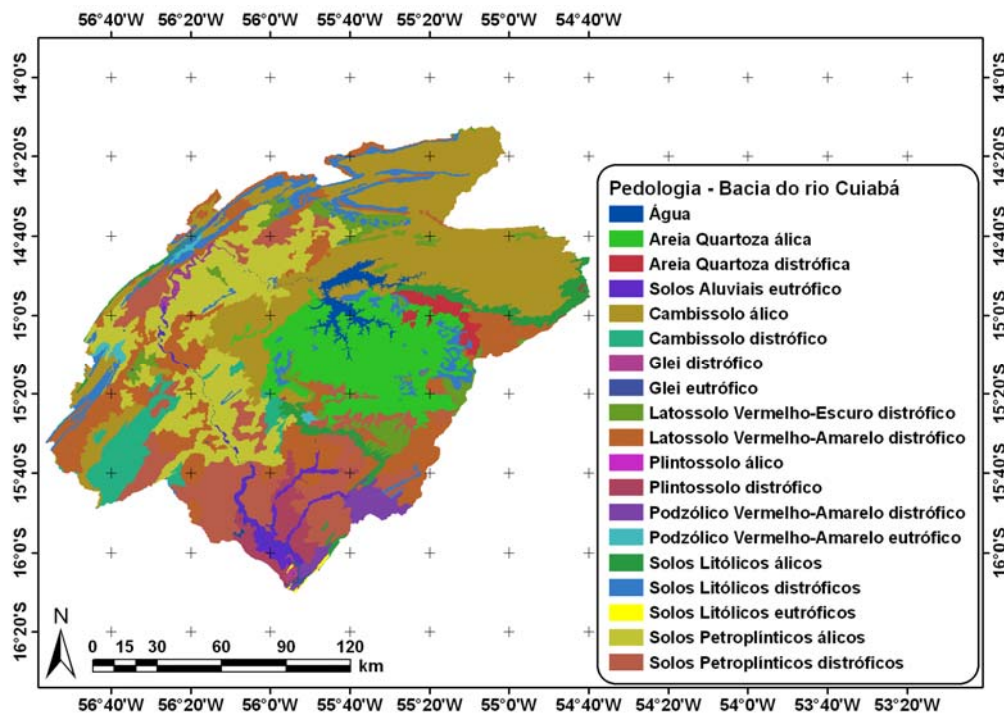


Figura 4.3 – Pedologia da bacia do rio Cuiabá.

Nos municípios de Nossa Senhora do Livramento e Rosário Oeste, predominam os solos podzólicos vermelho-amarelo eutrófico. No município de Acorizal, a limitação pedológica acentua-se, dominando o espaço territorial através de solos concrecionários indiscriminados do podzólico vermelho-amarelo álico e de regossolos álicos. Devido a essa limitação do solo, o município de Acorizal destaca-se pela participação na cultura da mandioca, pois essa raiz exige muito pouco do solo.

Rosário Oeste apresenta um solo mais favorável do que Acorizal, pois a porção norte do município pertence à classe Lavoter¹, com predominância do solo podzólico vermelho-amarelo eutrófico.

A classe Lavoter possui um revestimento florístico constituído pela savana parque com floresta-de-galeria, savana arbórea aberta e floresta estacional semidecidual. Do ponto de vista climático, a região classificada na classe Lavoter é boa, podendo desenvolver-se uma série de variedades de culturas. O relevo apresenta

¹ Classe Lavoter refere-se a lavoura com conotação de cultura temporária.

declividades variando de 5 a 16%, portanto plenamente mecanizáveis. Os solos possuem boa estrutura, com blocos subangulares, porém de textura pesada; quimicamente apresentam boas reservas de elementos nutritivos, conferindo a esses solos alta fertilidade. Sua profundidade é muito variável, indo de 39 a mais de 120 cm. O alumínio trocável é inferior à unidade e a saturação com esse elemento é praticamente zero. Em geral, as características mais limitativas não chegam a comprometer a boa qualidade dessas terras, pois apresentam elevado potencial agrícola, possibilitando o desenvolvimento de uma grande diversificação de culturas.

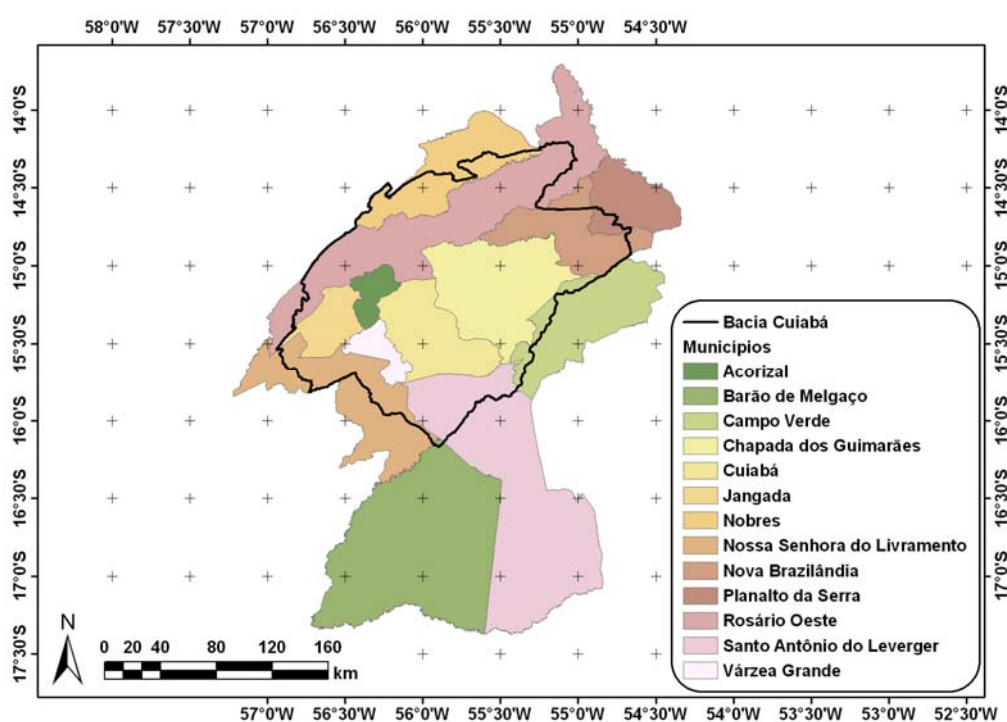


Figura 4.4 – Municípios pertencentes à bacia do rio Cuiabá.

O município da capital, visto de forma particularizada, mostra características próprias em função do elevado percentual de população urbana. A baixíssima potencialidade dos solos nas áreas próximas à capital restringe a atividade agrícola às várzeas do rio Cuiabá. Nos terrenos tabulares cobertos pela savana, mesmo a ocupação com a pecuária é bastante irregular e de baixo rendimento.

Várzea Grande, pela sua posição geográfica e proximidade da capital, possui basicamente a mesma estruturação da população economicamente ativa e as

mesmas limitações no tocante a solos, os quais predominantemente são os concrecionários. Sua área urbana constitui um prolongamento natural da cidade de Cuiabá e sede das principais atividades do estado.

Nossa Senhora do Livramento tem, na posição geográfica, sua principal vantagem, visto que seus solos também não são favoráveis a um desenvolvimento agropecuário menos oneroso. Os solos concrecionários também dominam grandes extensões, assim como os solos litólicos álicos se fazem presentes. Os solos de alta fertilidade estão contidos nos platôs da província Serrana. Sua proximidade aos principais centros urbanos (Cuiabá e Várzea Grande) faz com que a empresa de assistência técnica de extensão rural do estado de Mato Grosso (EMATER) venha dando incentivo à pecuária leiteira.

No município de Santo Antônio de Leverger, dominam os solos de média fertilidade. Quanto às várzeas do rio Cuiabá, até os anos da década de 1960, havia alta produtividade de cana-de-açúcar, onde funcionavam usinas. Os usineiros transformaram-se em pecuarista, e os pequenos proprietários dedicam-se à agricultura de subsistência. Essa planície, bastante extensa no município, foi mapeada pelo projeto RADAMBRASIL como uma classe indicada para pecuária (Unidade 314/ep). Cerca de 30% dos solos do município são concrecionários e 25% são constituídos por laterita hidromórfica sobre os quais encontram-se as várzeas do rio Cuiabá. Em melhor situação, estão alguns podzólicos distróficos, que, apesar de terem relevo favorável, necessitam de aplicação de capital através de fertilizantes. Solos eutróficos em subdominância aparecem em áreas reduzidas.

A microregião da baixada Cuiabana (Acorizal, Rosário Oeste, Várzea Grande, Cuiabá, Nossa Senhora do Livramento, Santo Antônio do Leverger e Poconé), em uma visão conjunta tem suas maiores limitações no fator solo, ainda que o clima também imponha restrições. No período seco, alguns afluentes do rio Cuiabá tornam-se filetes de água, e o regime torrencial é verificado pela largura considerável do leito em relação à quantidade de água dos meses de estiagem, bem como pela quantidade de seixos rolados.

O município de Chapada dos Guimarães caracteriza-se como área de atração populacional evidenciado pelo crescimento da agricultura e pecuária. Possui elevado potencial agrícola, pois 65,5% de sua área encontra-se classificado na classe Agriter².

Seus solos são variados em termos de conceituação modal, podem ser descritos de maneira seguinte: não salinos a moderadamente salinos; drenagem de ligeiramente leve até pesada, combinada com estrutura em blocos, prismáticas ou colunares moderadas e granulares; apresentam capacidade de troca catiônica, bem como soma de base trocáveis, superior a 8 miliequivalentes por cada 100 g de solo, denotando, com isto, regular a boa fertilidade potencial e atual; são moderadamente profundos a profundos com conteúdos de matéria orgânica normalmente superior a 1%.

Baseado na descrição da exploração do solo na bacia, é possível realizar a descrição da exploração e sua ocupação, descrita a seguir.

4.1.2 CARACTERÍSTICAS DA OCUPAÇÃO E EXPLORAÇÃO DA BACIA

A bacia do rio Cuiabá caracteriza-se por uma grande diversificação nas formas de apropriação dos recursos naturais, como pode ser constatado no item anterior. VITAL *et al.* (1996), baseado nessa diversificação, sub-dividiu a bacia do rio Cuiabá em três regiões, conforme exposto a seguir:

- alto Cuiabá – abrange os municípios de Nobres, Rosário Oeste, Nova Brasilândia, Campo Verde, Acorizal, Jangada e Chapada dos Guimarães; caracterizado por apresentar uma vegetação do tipo savana em que a agricultura é uma das atividades predominantes, onde ocorrem monoculturas principalmente de soja, milho e arroz; ocorre ainda exploração de diamante e exploração de calcário em Nobres na porção nordeste; nessa região, estão compreendidas as nascentes da sub-bacia do rio Manso e seus afluentes, onde se observa a presença de garimpo de diamante no córrego Água Fria, afluente do rio da Casca, e grandes áreas desmatadas ao longo do rio Manso;

² Classe Agriter refere-se a agricultura com conotação de cultura semipermanente.

- médio Cuiabá – abrange municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Nossa Senhora do Livramento e Santo Antônio do Leverger; essa região é conhecida como baixada Cuiabana, compreendendo uma área de depressão que fica entre as partes mais altas do planalto e o início da planície inundável, onde há uma intensificação dos impactos ambientais sobre o rio Cuiabá, oriundos da concentração das atividades industriais como mineração, frigoríficos, curtumes e bebidas, que produzem resíduos com diferentes potenciais poluidores, dos lançamentos dos esgotos domésticos e do uso de dragas de areia em grande parte da região, principalmente nas cidades de Cuiabá e Várzea Grande; no médio-norte da bacia, a ocupação apresenta-se também na forma de pastagens em áreas de solos pobres e, portanto, mal-formadas;
- baixo Cuiabá – abrange os municípios de Barão de Melgaço e Poconé, embora este último município não pertença à bacia em questão; essa região é constituída de planícies de inundação, que é a área pantaneira, em que o funcionamento normal das terras baixas depende da ecodinâmica das terras altas, tornando necessário que o aproveitamento dos recursos naturais seja racional para possibilitar a continuidade desse processo integrado, responsável pelo equilíbrio ecológico de toda a área da bacia (ecossistema pantaneiro); ainda na parte baixa da bacia, na porção sudeste, os municípios da Chapada dos Guimarães e Planalto da Serra apresentam práticas agrícolas com o plantio de soja.

Assim, é possível perceber que a região do alto Cuiabá é a região com maior potencial de poluição por fonte difusa, uma vez que as outras regiões da bacia não possuem solos adequados para o cultivo, a não ser o cultivo de subsistência.

Apesar dessa característica de solos pobres, a maior parte da população da bacia encontra-se nas duas cidades pólos do estado, Cuiabá e Várzea Grande. A Tabela 4.1 apresenta a população residente em cada um dos municípios pertencentes à bacia do rio Cuiabá para os anos de 1996, 2000 e 2007, bem como o comportamento da taxa de crescimento nesses mesmos anos. As populações de Cuiabá e Várzea Grande, região também chamada de grande Cuiabá, representam 26,52% da população de todo o estado de Mato Grosso (IBGE, 2007).

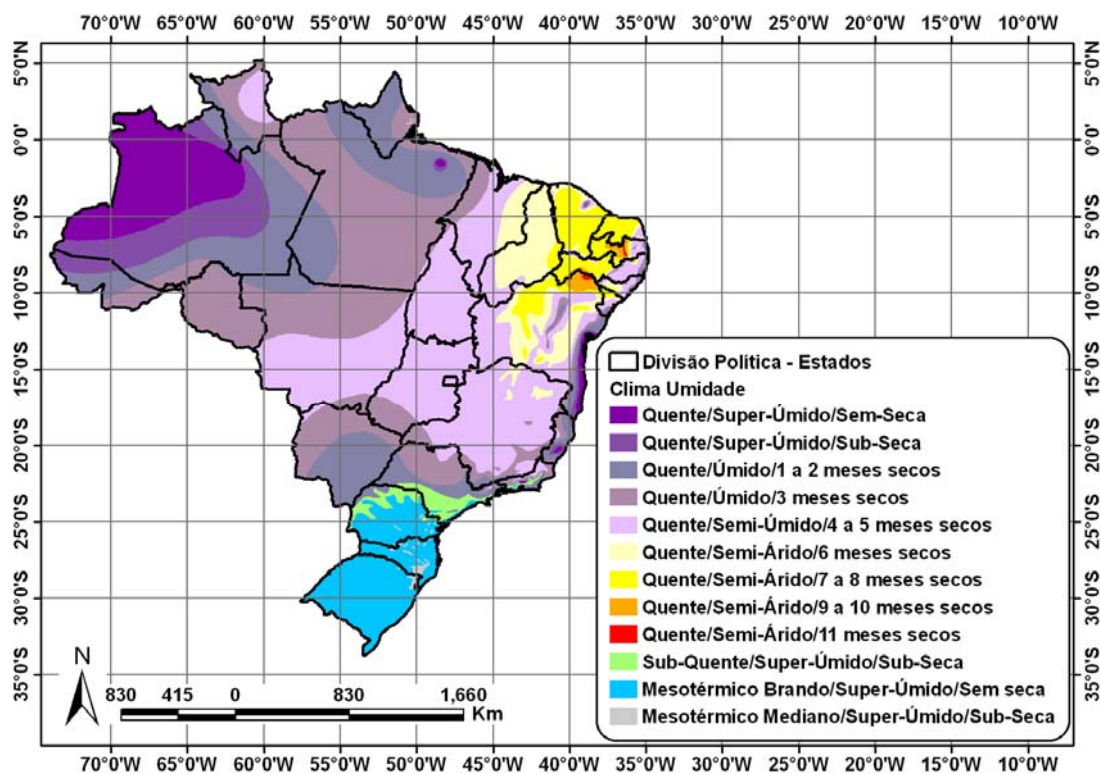
Tabela 4.1 – População residente e taxa de crescimento anual nos municípios da bacia do rio Cuiabá - 1996/2000/2007.

Grandes Regiões, Unidades de Federação	População residente			Taxa de crescimento (%)		
	1996	2000	2007	1996-2000	2000-2007	1996-2007
Acorizal	5993	5817	5530	-0,74	-0,72	-0,73
Barão de Melgaço	7852	7667	7619	-0,59	-0,09	-0,27
Campo Verde	10746	17221	25924	12,51	6,02	8,33
Chapada dos Guimarães	14598	15755	17377	1,93	1,41	1,60
Cuiabá	433355	483346	526830	2,77	1,24	1,79
Jangada	6630	7134	8058	1,85	1,76	1,79
Nobres	15266	14983	14862	-0,47	-0,12	-0,24
Nossa Senhora do Livramento	10899	12141	12386	2,73	0,29	1,17
Nova Brasilândia	5938	5786	4891	-0,65	-2,37	-1,75
Planalto da Serra	2638	2881	2734	2,23	-0,75	0,33
Rosário Oeste	16019	18755	18031	4,02	-0,56	1,08
S, A, Leveger	15314	15435	19197	0,20	3,17	2,08
Várzea Grande	193401	215298	230307	2,72	0,97	1,60

Fonte: IBGE, 2007.

4.1.3 QUANTIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO RIO CUIABÁ

A bacia do Manso enquadra-se no tipo climático **Aw**, de acordo com a classificação climática de Köppen. É classificado como tropical quente semi-úmido com sazonalidade marcada por dois períodos bem distintos, seco e chuvoso, conforme descrevem FIGUEIREDO (1996), MIRANDA e AMORIN (2000) e a Figura 4.5. De acordo com VIANELLO e ALVES (2000), nesse tipo climático, a temperatura média do mês mais frio é superior a 18°C (megatérmico). A época mais seca coincide com o inverno, comportando pelo menos um mês com precipitação, em média inferior a 60 mm; a razão entre as precipitações mensais mínima e máxima é inferior a 1/10.



Fonte: IBGE, 2008.

Figura 4.5 – Classificação do clima no Brasil.

A temperatura média anual em Cuiabá varia de 22 a 25°C, enquanto a mínima anual oscila entre 17 e 24°C e máxima média anual está compreendida entre 27 e 36°C. A umidade relativa média do ar é de 80%, alcançando até 90% no período de chuvas. A precipitação média anual varia entre 800 mm e 1.600 mm, com as máximas ocorrendo nas cabeceiras e a evapotranspiração potencial média anual entre 3,6 e 4,6 mm/dia (LIMA, 2001; MUSIS, 1997).

Por se tratar de uma bacia inserida em uma região de clima tropical, a sazonalidade entre períodos secos e chuvosos é bem definida, interferindo sobremaneira na vazão do rio Cuiabá e de todos os seus tributários. Observa-se, nos meses de maior intensidade de chuva (janeiro, fevereiro e março), segundo LIMA (2001), um registro de vazão de 480 m³.s⁻¹ a 1000 m³.s⁻¹ na estação Porto (66260001), localizada no perímetro urbano da cidade de Cuiabá. A partir dos meses de abril e maio, quando as chuvas tornam-se mais esparsas, começa a ocorrer um decréscimo das vazões, que chegam a atingir níveis abaixo de 100 m³.s⁻¹, nos meses de maior seca (agosto e setembro).

4.1.4 QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO RIO CUIABÁ

O estado da qualidade da água na bacia vem sendo alterada de forma bastante significativa, devido às mais variadas formas e tipos de poluição que vêm se intensificando ao longo dos anos. Por esse motivo, ela tem sido bastante estudada. GOMES (1984), TEIXEIRA (1994), FEMA (1996), FIGUEIREDO (1996), LIMA (2001) e NEVES (2002), produziram trabalhos acerca das mudanças das variáveis hidrológicas, físico-químicas e bacteriológicas na bacia do rio Cuiabá.

GOMES (1984) avaliou a capacidade de autodepuração do rio Cuiabá a partir da identificação das fontes pontuais domésticas e industriais localizadas ao longo desse rio e do rio Coxipó, no período de cheia e estiagem, de 1982 a 1984. Esse estudo abrangeu a área urbana do rio, localizado especificamente nas cidades de Cuiabá e Várzea Grande.

TEIXEIRA (1994) aplicou o modelo computacional QUAL2E aos rios Cuiabá e Coxipó com o objetivo de avaliar e simular a qualidade da água a partir da situação no ano de realização do estudo (1993). Procurou ainda estabelecer uma projeção futura da qualidade de água do trecho urbano do rio Cuiabá para os anos de 1995 a 2005, adotando hipótese de remoção de carga doméstica da ordem de 80%, 50% e 0%, considerando vazões hidrológicas mínimas e médias.

Já o estudo realizado por FIGUEIREDO (1996) contemplou uma área maior, abrangendo treze pontos de coleta localizados desde a cabeceira do rio Cuiabá até Porto Cercado, início do Pantanal. Esses dados foram levantados pela FEMA a partir das médias obtidas para os períodos de seca e cheia, de maio de 1995 a maio de 1996. Foram analisadas as evoluções temporais de algumas variáveis de cada ponto e a correlação entre algumas dessas variáveis, além da análise de agrupamento, que permitiu reunir os pontos do rio que apresentaram características comuns.

NEVES (2002) estudou a dinâmica das comunidades aquáticas, zooplanctônicas e bentônicas, oriundas do processo de ocupação na bacia. Esses estudos partem para uma nova linha da hidrologia denominada ecohidrologia.

A Fundação Estadual do Meio Ambiente realizou, no ano de 1997, um estudo sobre os níveis e tendências da qualidade da água, a partir da determinação do índice de qualidade de água (IQA), dos principais tributários da bacia do Alto Paraguai, incluindo o rio Cuiabá. Esse trabalho contém o índice de qualidade de água (IQA),

além da evolução temporal dos parâmetros levantados no período em relação aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 20/86 para rios de classe II.

ZEILHOFER *et al.* (2006) observaram que as concentrações de nutrientes e de coliformes totais na cabeceira do rio Cuiabá são levemente aumentadas somente após o rio passar por regiões com fazendas de pecuária. Contudo, após a confluência com o rio Manso, concentrações de nutrientes e de DQO (demanda química de oxigênio) aumentam significativamente, uma vez que recebem cargas de outras sub-bacias com expressivas atividades agrícolas, encontrando concentrações médias anuais acima de $1,74 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrogênio total (NTK). As sub-bacias com fazendas de peixes mostraram ter significativo impacto da concentração do nitrogênio, alcançando concentrações médias de $2,66 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrogênio total nos afluentes. Ainda mais séria foi a poluição, biológica e química, encontrada após o aglomerado urbano de Cuiabá e Várzea Grande, onde a degradação da qualidade da água tem aumentado consideravelmente. A capacidade de autodepuração do rio Cuiabá, segundo os autores, está intacta. No entanto, elevadas concentrações de fósforo e DQO foram observadas na planície do Pantanal, cerca de 120 km a jusante do aglomerado urbano.

Além desses estudos citados, existem muitos outros não registrados na literatura. Apesar da grande disponibilidade de dados ambientais, essas informações encontram-se dispersas em diversas instituições e órgãos. Buscando resgatar esses dados e agrupá-los de forma sistematizada, foi desenvolvido um sistema integrado de monitoramento ambiental de gerenciamento da bacia do rio Cuiabá (SIBAC), que possui o objetivo de resgatar e agrupar esses dados de forma sistematizada, tornando-os de fácil acesso aos usuários.

A FEMA/MT (1996) realizou uma proposta de enquadramento para os principais corpos de água da bacia do rio Cuiabá atendendo aos tipos de classe que estabelece a resolução CONAMA 20/86, ficando assim definido o enquadramento para os rios:

- classe especial - as nascentes do rio Cuiabá, o Cuiabá da Larga e o Cuiabazinho até a confluência com o Manso; as nascentes do rio Coxipó e os córregos Salgadeira, Paciência, Claro, Mutuca e Coxipó Mirim.
- classe II - o trecho compreendido na área urbana de Cuiabá e Várzea Grande.
- classe I - todos os demais cursos de água da bacia do rio Cuiabá.

A importância dessa proposta de enquadramento é que possibilita a conservação das nascentes e a recuperação da qualidade de importantes trechos dos corpos de água dessa bacia hidrográfica, principalmente o trecho compreendido na área urbana entre os municípios de Cuiabá e Várzea Grande. LIMA (2001) aponta não apenas o processo de urbanização como maior responsável pela degradação dessas águas como também a contribuição oriunda das fontes não pontuais.

Na discussão sobre a qualidade de água na bacia do rio Cuiabá, é importante ainda destacar o papel da represa de Manso (Figura 4.1). Note-se que a represa de Manso está localizada na sub-bacia de Manso. A história oficial de Manso começa com a grande enchente do rio Cuiabá em 1974. A implantação dessa usina foi planejada no final da década de 70, tendo como função principal regular as cheias ocorridas na região. As cidades de Nobres, Rosário Oeste, Acorizal e, principalmente, Cuiabá e Várzea Grande eram freqüentemente afetadas por inundações. O projeto inicial do reservatório, confeccionado pelo DNOS, foi posteriormente remodelado pela empresa Sondotécnica, incluindo o objetivo de gerar energia e estímulo às atividades de irrigação, turismo, pesca e lazer, configurando-se, assim, em um aproveitamento múltiplo de Manso (APM-Manso).

A construção do APM-Manso sofreu várias interrupções e foi marcada pelos polêmicos questionamentos que a comunidade científica, organizações não governamentais, associações dos pescadores e toda a população levantaram a respeito de sua concepção, viabilidade e impactos ambientais gerados.

Segundo LIMA (2001), os impactos ambientais decorrentes da implantação do APM-Manso causaram modificações que foram rapidamente observadas a partir do fechamento da barragem, que ocorreu em novembro de 1999, onde as águas do rio Manso passaram a ser retidas. Houve alterações na vazão em todo o trecho a jusante, provocando condições desfavoráveis à sobrevivência de inúmeros cardumes.

HYLANDER *et al.* (2006) e TUOMOLA *et al.* (2008) avaliaram as concentrações de mercúrio (Hg) em peixes, no solo e na água do reservatório do APM-Manso, na sub-bacia do rio Manso. A concentração de Hg no solo e sedimentos estava dentro dos níveis regionais (22 – 35 ng.g⁻¹ em material seco). Os autores encontraram uma forte correlação positiva entre o Hg, carbono e enxofre no sedimento. Algumas espécies de peixes continham concentrações de Hg na faixa de 70 e 210 ng.g⁻¹ sete anos antes do enchimento do reservatório e entre 72 e 755 ng.g⁻¹ durante o período de enchimento. No entanto, três anos após o reservatório ter

enchido, foi possível observar concentrações elevadas de Hg em algumas espécies (Cachara e Dourado), da ordem de 216 e 938 ng.g⁻¹. Ao mesmo tempo, constatou-se que as concentrações de carbono orgânico aumentaram, e as concentrações de oxigênio dissolvido diminuíram, indicando decomposição e anoxia como contribuintes do aumento da concentração de Hg nos peixes. Os autores salientam também que a concentração de Hg presente nos peixes é comumente consumida pela população que depende da pesca, tanto na represa como no curso a jusante da represa, para a sobrevivência.

LIBOS (2002) realizou uma modelagem de longo curso da qualidade de água para a bacia do rio Cuiabá. A metodologia empregada pela autora foi baseada em geoprocessamento e considerou os aspectos não pontuais da poluição, sobretudo os componentes nitrogênio e fósforo totais. Essa modelagem mostrou a distribuição espacial das concentrações desses dois nutrientes, sendo identificada a sub-bacia do rio Manso como a mais afetada, com concentrações, em geral, acima das concentrações permitidas pelo CONAMA 20/1986 (e também pelo CONAMA 357/2005) considerando o enquadramento realizado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEMA-MT) em 1996.

4.1.5 USOS DA ÁGUA NA BACIA DO RIO CUIABÁ

As águas da bacia do rio Cuiabá são utilizadas para o abastecimento público e rural, industrial, agrícola, geração de energia, diluição dos despejos, pesca, navegação e lazer. Apesar de não ter quantificado os percentuais utilizados por esses setores na bacia, TELLES (1999) e WERNECK LIMA *et al.* (1999) assinalam que, em geral, 70,1% das águas captadas destinam-se às atividades agrícolas, incluindo dessedentação de animais, 20% para o uso industrial e 9,9% para o abastecimento público.

4.1.5.1 ABASTECIMENTO DE ÁGUA

A bacia do rio Cuiabá, através de seus corpos de água, é responsável pelo abastecimento público de 69,3% do total de água que é destinado a essa finalidade, sendo representado por uma adução de 1.406,8 l.s⁻¹, sendo 30,7% retirados de poços. A zona rural também é favorecida por essas águas, mas devido à ocorrência acontecer de forma difusa ao longo de todos os trechos dos rios, a quantificação desses números torna-se difícil (TEIXEIRA, 1997). Segundo ENGEPOLI (1999), o rio

Cuiabá é responsável por 95% e 82% do abastecimento público das duas principais cidades do estado, Cuiabá e Várzea Grande, respectivamente. Por esse motivo, é importante garantir o uso sustentável desse recurso natural e preservar sua qualidade para atender as demandas requeridas pelos múltiplos usos na bacia.

4.1.5.2 IRRIGAÇÃO

O Centro-oeste, em 1998, possuía uma área plantada na ordem de 86.237,62 km², sendo 2.017,60 km² de área irrigada, tendo um percentual de 2,34% de acordo com ROSENFELD (1999). O estado de Mato Grosso apresentava também, no mesmo ano, uma área irrigada de 121,80 km². A quantidade de água extraída de mananciais para irrigar essa área era da ordem de 89.620 mil m³.ano⁻¹, sendo que somente 58.647 mil m³.ano⁻¹ eram consumidos pelos cultivos, ou seja, 30.973 mil m³.ano⁻¹ eram perdidos, provocando impactos ambientais. A agricultura irrigada é a atividade humana que demanda maior quantidade total de água. Em termos mundiais, estima-se que esse uso responda por cerca de 80% das derivações de água. No Brasil, esse valor aproxima-se dos 70% (FGV, 1998).

A bacia do rio Cuiabá, de acordo com o PCBAP (1997), possui 11,53% de sua área antropizada. Nas áreas onde são desenvolvidas as atividades agrícolas, estima-se que 0,504 km² é irrigado, o que representa uma estimativa de consumo de 68,40 l.h⁻¹.km⁻², em um total aproximado de 44.323,2 m³ de água por dia na bacia, aumentando nos meses de seca, onde há escassez de chuva e os níveis dos rios e córregos estão no limite mínimo (PCBAP, 1997). Além do desenvolvimento dessas atividades, ocorre, na região de Nobres, a exploração de diamante e de calcário (EMPAER, 1995). Na baixada Cuiabana, notadamente nas sub-bacias localizadas dentro do perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, existem criações de animais em pequenas chácaras e a agricultura de subsistência para plantio de mandioca, milho e hortaliça, que requerem uma certa quantidade de água para o processo de irrigação.

4.1.5.3 GERAÇÃO DE ENERGIA

Mato Grosso, apesar do seu potencial hidroenergético, compra 90,52% (4.229.580.894 kWh) da energia requerida (4.750.054.119 kWh) pelo estado. Sua produção tem sido ainda muito incipiente (450.473.225 kWh), entretanto sua previsão para o futuro é deixar de importar energia, bem como exportá-la para outras regiões

(CEMAT, 1997; SEPLAN, 2006). As gerações energéticas hidráulica e térmica do estado são 212.975.588 kWh e 237.497.637 kWh, respectivamente.

As usinas hidrelétricas existentes na bacia são: Manso, Casca II e Casca III. As duas últimas geram 3,5 MW e 12,4 MW respectivamente, e a primeira tem capacidade de geração total de 220 MW (LIMA, 2001; SEPLAN, 2006). Outra fonte geradora de energia da região é a usina termoeétrica, tendo como combustível o gás natural proveniente da Bolívia com capacidade de 450 MW (RIMA, 1997).

Segundo o Anuário Estatística de 2006 (SEPLAN, 2006), nos municípios da bacia do rio Cuiabá, existem algumas usinas e centrais geradoras de energia elétrica. A Tabela 4.2 apresenta essa relação de usinas bem como a potência de cada uma delas.

Tabela 4.2 – Usinas e centrais geradoras, potência (kW) e proprietário da usina, por município, MT/2005.

Município	Usina	Potência (kW)	Proprietário
Rosário Oeste	Fazenda São José	120	100% para Pyrâmid Agropastoril S/A
Chapada dos Guimarães	Manso	210.000	70% para FURNAS centrais Elétricas S/A 30% para Produtores Energéticos do Manso S/A
	Casca III	12.420	100% para Apicás Energia S/A
	Casca II	3.520	100% para Apicás Energia S/A
Cuiabá	Cuiabá	529.200	100% para Empresa Produtora de Energia
	Cuiabá II	529.200	100% para Geração Centro Oeste Ltda.
	Colniza	5.525	100% para Centrais Elétricas Matogrossenses S/A
	Hiperideal	1.080	100% para Serrana Empreendimentos e Participações Ltda.
Santo Antônio de Leverger	Senador Jonas Pinheiro (Caeté)	5.940	100% para Caeté Empreendimentos Energético Ltda.
	Rancho Queimado I	5.000	100% para Irmãos Rodrigues Centrais Elétricas Ltda.
	Santa Cecília	3.500	100% para Geradora de Energia do Estado de Mato Grosso Ltda.
	Mestre	2.000	100% para Geradora de Energia do Estado de Mato Grosso Ltda.
	São Tadeu I	18.000	100% para São Tadeu Energética Ltda.

Fonte: SEPLAN, 2006.

4.1.5.4 DILUIÇÃO DE DESPEJO

Um dos principais usos da água é a diluição de despejos domésticos e industriais. No rio Cuiabá, tem sido presenciado o impacto que esse uso provoca, pois tem sido amplamente utilizado para a diluição desses efluentes bem como para a destinação final dos resíduos sólidos. Nas regiões onde existe uma maior densidade demográfica, percebe-se que a descarga lançada nos corpos de água é maior e mais impactante.

A diluição de esgoto doméstico representa cerca de 80% de toda a carga orgânica lançada na bacia, onde, segundo TEIXEIRA (1994), cerca de 41.543 kgDBO, 9.232 kgN (nitrogênio) e 2.308 kgP (fósforo) são lançados por dia em toda a bacia, sendo as cidades de Cuiabá e Várzea Grande responsáveis por 94% de toda a poluição orgânica de origem doméstica que chega, direta ou indiretamente, ao rio Cuiabá.

4.2 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANSO

Balizando-se nos resultados obtidos através do estudo de LIBOS (2002), onde se identificou a sub-bacia do rio Manso como área mais afetada pela poluição difusa, toma-se a sub-bacia do rio Manso como a área de interesse do presente estudo, visando atender o objetivo desta tese. Por essa razão, uma descrição mais detalhada dessa sub-bacia será realizada a seguir.

4.2.1 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANSO

Essa bacia possui uma área de aproximadamente 9400 km², com perímetro de 484 km e com densidade de drenagem de 0,76. Os principais rios da bacia são: Manso, Casca, Roncador e Quilombo. A declividade média do rio Manso é de 2,44 m.km⁻¹, o tempo de concentração de um pouco menos de 2 dias (45,20 horas) e possui uma vazão média anual de 171 m³.s⁻¹. Para o rio Casca, o tempo de concentração é de 1,34 dias (32,17 horas), a declividade é 3,09 m.km⁻¹ e a vazão média anual de 71 m³.s⁻¹. Para os outros dois rios, Roncador e Quilombo, as declividades são mais acentuadas (6,25 e 4,63 m.km⁻¹, respectivamente) e, conseqüentemente, possuem tempos de concentração mais baixos (14,20 e 18,72 horas, respectivamente).

A bacia do Manso está freqüentemente sujeita a chuvas intensas, entre os meses de novembro e março, estação chuvosa na porção central do país, que ocasionam transtornos diversos de ordem material e humana. A região é freqüentemente atingida por chuvas intensas associadas a sistemas convectivos de mesoescala.

Essas chuvas ocorrem de forma extremamente localizada. Com duração um pouco mais prolongada, são responsáveis por grandes enchentes em áreas urbanas. Devido as suas características espaço-temporais, esses sistemas são de difícil e complexa previsibilidade.

O comportamento médio mensal da chuva e da vazão sobre a sub-bacia do rio Manso pode ser visualizado através da Figura 4.6. É possível observar a sazonalidade marcante sobre a área, onde os meses de seca abrangem o período de maio a outubro e os meses de chuva abrangem os meses de novembro a abril.

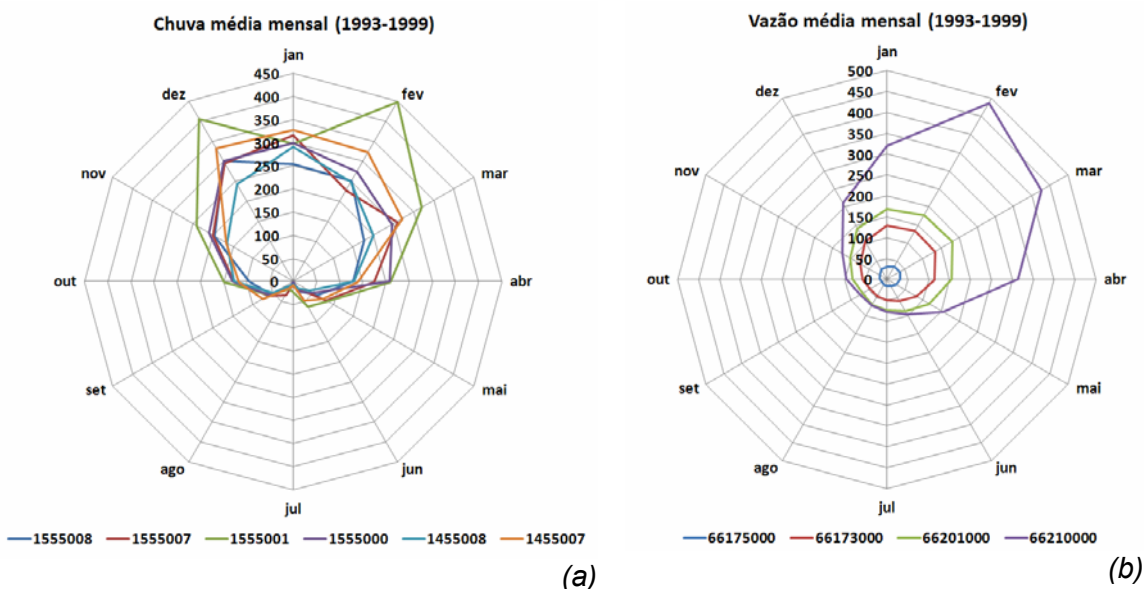


Figura 4.6 – Comportamento médio anual da (a) chuva e; (b) vazão sobre a bacia do rio Manso.

A bacia do Manso está inserida na província Serrana, que se caracteriza como um amplo arco com concavidade voltada para SE, com duas direções predominantes: NE-SW no trecho em que separa as depressões do Alto Paraguai e Cuiabana; e E-W, no segmento em que separa as depressões Cuiabana e Interplanáltica de Paranatinga. As altitudes variam entre 231 e 893 m, como pode ser visualizado na Figura 4.7.

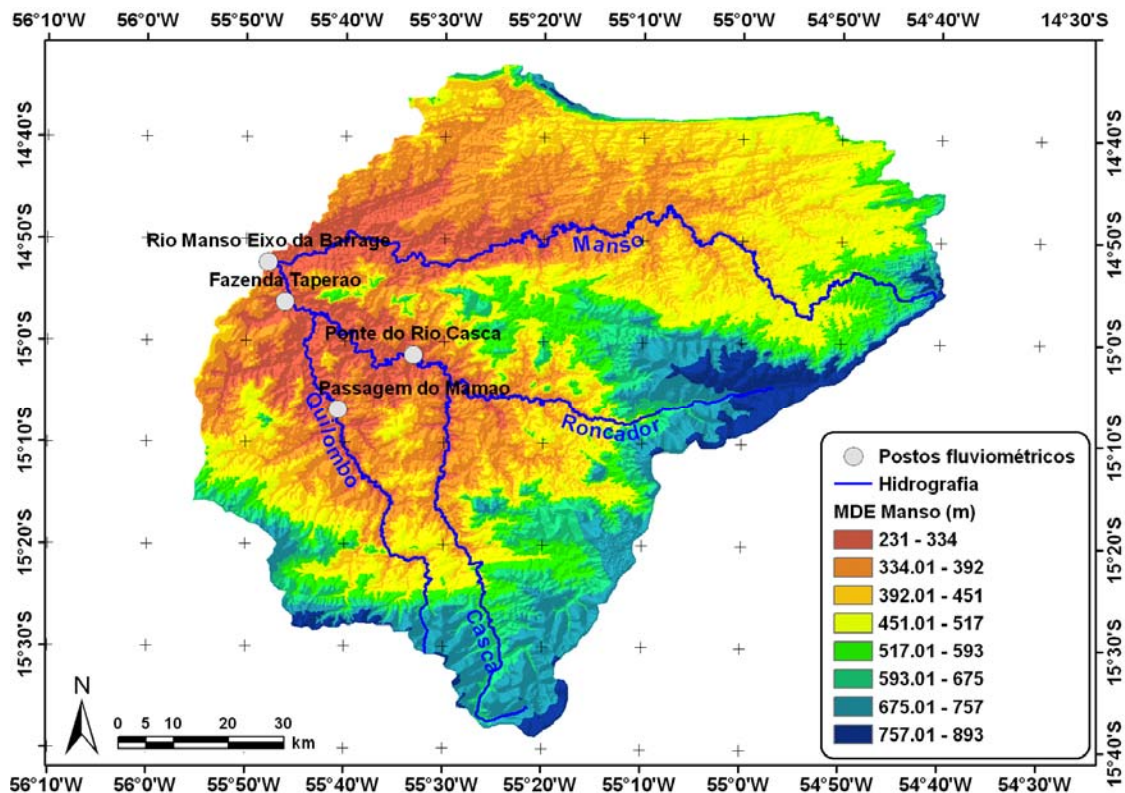


Figura 4.7 – Modelo digital de elevação da bacia hidrográfico do rio Manso – base de dados SRTM.

Quanto às características físicas da bacia do Manso, as diferenças mais importantes, estão nos regimes hidrológicos ao longo dos cursos dos rios Manso e Casca. Por razões geológicas (Figura 4.3), as características dos regimes hidrológicos desses dois rios são distintas.

A sub-bacia do rio Manso, delimitada a montante da foz do rio Casca, possui solos de baixa permeabilidade que, durante a estação chuvosa, contribuem para a formação de grandes cheias nos rios Manso e Cuiabá. Por outro lado, durante a época de estiagem, proporcionam descargas extremamente reduzidas (OLIVEIRA, 2003).

O rio Casca, devido às condições geológicas de sua bacia, com solos com grande porosidade, apresenta, no período de estiagem, descargas específicas extremamente elevadas em comparação com as dos outros rios da região (FURNAS, 2002; OLIVEIRA, 2003).

Por causa dessa diferenciação geológica, o rio Manso apresenta um regime mais intenso que o rio Casca, com picos de cheias mais elevados e estiagens mais pronunciadas. No rio Casca, os picos de cheias e as estiagens são mais moderados, dado o poder regularizador das formações geológicas predominantes em sua bacia.

4.2.2 APROVEITAMENTO MÚLTIPLO DE MANSO – APM-MANSO

O APM-Manso foi concebido para atender a distintos propósitos dentro do conceito de usos múltiplos do reservatório e da água, dentre eles, o controle de cheias e secas a jusante, e, nesse sentido, deverá proporcionar estreita relação com a população de Cuiabá e arredores.

A potência instalada total é de 210 MW, com quatro unidades de 52,5 MW cada. O nível máximo normal do reservatório encontra-se na cota 287,00 m, correspondendo a uma área inundada de 427 km² e um volume de 7,3x10⁹ m³. O vertedouro principal possui 3 vãos, com comportas de segmento e uma vazão efluente total de 2.990 m³.s⁻¹. O enchimento do reservatório iniciou em 30/11/1999. A entrada em operação da primeira unidade geradora começou em novembro de 2000, seguida das outras três em janeiro de 2001, março de 2001 e maio de 2001 (OLIVEIRA, 2003).

Nas imagens que compõem a Figura 4.8, podem ser vistos alguns detalhes da dentro e fora da usina, incluindo o lago formado pelo represamento do rio Manso.

No entanto, cabe salientar que, o período do estudo apresentado nesta tese abrange os anos de 1993 a 1999, não sendo abordadas as questões relativas à presença do reservatório formado pelo APM-Manso na bacia hidrográfica do rio Manso.

FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS SA.

APM - MANSO

COMPRIMENTO TOTAL DA BARRAGEM.....	3.660 M
ÁREA INUNDADA DO RESERVATÓRIO.....	427 KM2
QUEDA LÍQUIDA NOMINAL.....	57,5 M
POTÊNCIA TOTAL INSTALADA.....	210 MW
CONCRETO.....	205.000 M3
ESCAVAÇÃO COMUM.....	740.000 M3
ESCAVAÇÃO EM ROCHA.....	1.060.000 M3
MACIÇOS DE ENROCAMENTO.....	1.220.000 M3
MACIÇOS DE RANDOM.....	3.000.000 M3
FILTROS E TRANSIÇÕES.....	280.000 M3
ENSECADEIRAS.....	370.000 M3

(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 4.8 – Fotos do APM-Manso: (a) placa com informações técnicas no entrada da usina; (b) vista aérea do lago do APM-Manso; (c) as quatro turbinas de 52,5 MW cada; e (d) conduto forçado (diâmetro interno 5.200 mm).

CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, serão apresentados e discutidos, conforme metodologia apresentada no Capítulo 3, os resultados obtidos no presente estudo.

Inicialmente, é conduzida a modelagem de longo curso concebida para o nível de diagnóstico na bacia do rio Cuiabá via metodologia proposta por SAUNDER e MAIDMENT (1996).

Na seqüência, os resultados contemplam a preparação dos dados de entrada de ambos modelos hidrológicos, SMAP II versão suavizada e MGB-IPH, operando no nível de tempo diário. A preparação para o SMAP aborda o balanço hídrico sazonal, metodologia apresentada por DIAS e KAN (1999), e a manipulação de dados do sensor orbital AMSR-E. Para o emprego do modelo MGB-IPH, a preparação dos dados requereu pré-processamentos que serão apresentados no decorrer deste capítulo. Também serão apresentados e discutidos os passos da modelagem concentrada (SMAP) e distribuída (MGB-IPH) bem como a comparação realizada entre esses dois modelos hidrológicos. Ambos os modelos foram ajustados e aplicados na bacia do rio Manso, sub-bacia do rio Cuiabá.

Finalmente, aplicando a metodologia de modelagem de qualidade de água proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996), foi possível realizar uma avaliação quanto ao desempenho dessa metodologia, aplicada, em princípio, para uma modelagem de longo curso, e, posteriormente, para uma modelagem com escala temporal diária, abrangendo período de 1993 a 1999.

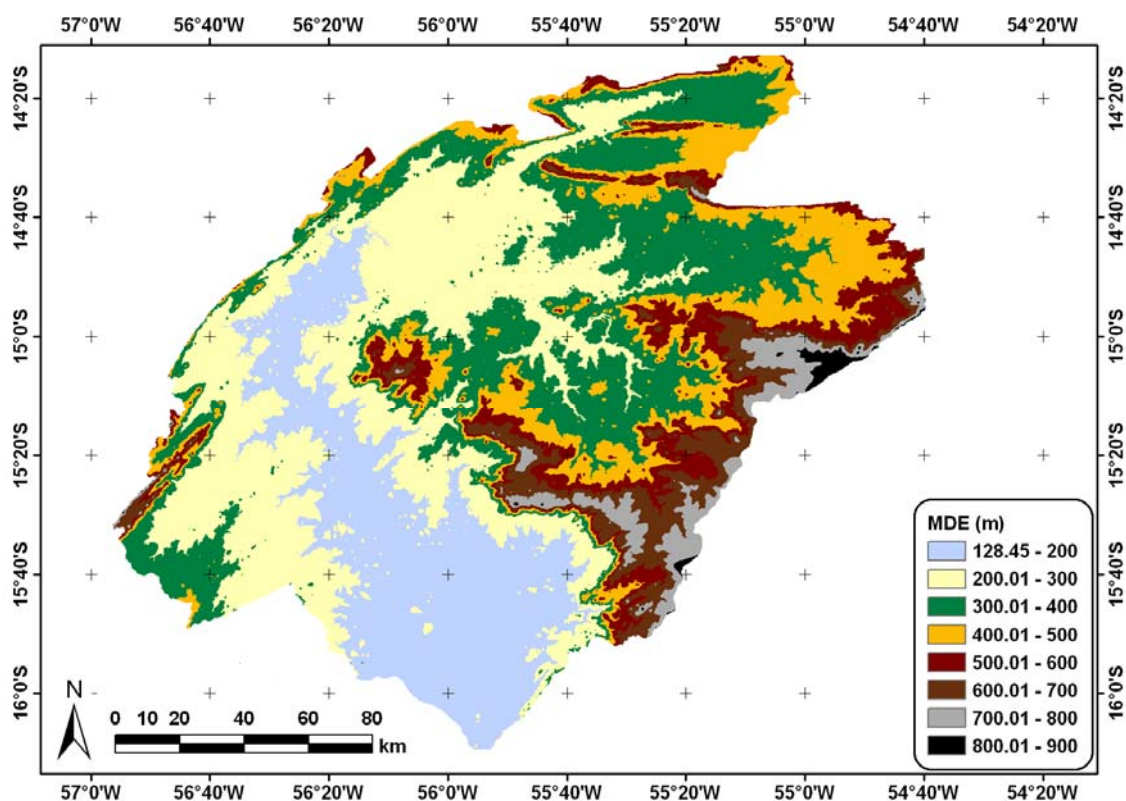
5.1 MODELAGEM HIDROLÓGICA DE LONGO CURSO

Neste tópico, serão apresentados os resultados obtidos da modelagem de longo curso, que abrangem o modelo numérico do terreno, direção e acumulação do volume de água na rede, interligação entre a concentração média estimada de poluentes com o uso do solo e estimativa da carga de nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) na bacia do rio Cuiabá. Essas etapas envolveram análises estatísticas das séries temporais, a classificação de imagens de satélite Landsat 7 – EMT+ e análises espaciais.

A modelagem distribuída de avaliação da qualidade de água na bacia do rio Cuiabá, requereu a discretização da área de interesse em células de área igual a 150 m X 150 m. Como destacado no Capítulo 4, a escolha da área da célula foi arbitrária, embora tenha respeitado a diretriz de observar a variabilidade espacial da cobertura e uso do solo captada por imagens de satélite do tipo Landsat 7 – ETM+.

5.1.1 MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO

O modelo digital de elevação da bacia do rio Cuiabá, ilustrado na Figura 5.1, mostra as características do relevo. O planalto, regiões nordeste e leste da bacia, apresenta altitudes elevadas. As escarpas, situadas na região central e sudeste, podem ser visualizadas por apresentarem variações bruscas de altitude e, conseqüentemente, variações nas tonalidades ilustradas no mapa. As porções sul e sudoeste da bacia, com tonalidade azul, representam baixas altitudes, e são conhecidas como a baixada Cuiabana.



Fonte: ZEILHOFER, 2001.

Figura 5.1 – Modelo digital de elevação (MDE) da bacia hidrográfica do rio Cuiabá.

5.1.2 SENTIDO E ACUMULAÇÃO DE ÁGUA NA REDE

Obtido o modelo digital de elevação, foi possível caracterizar o fluxo de água na bacia, conforme mostra a Figura 5.2.

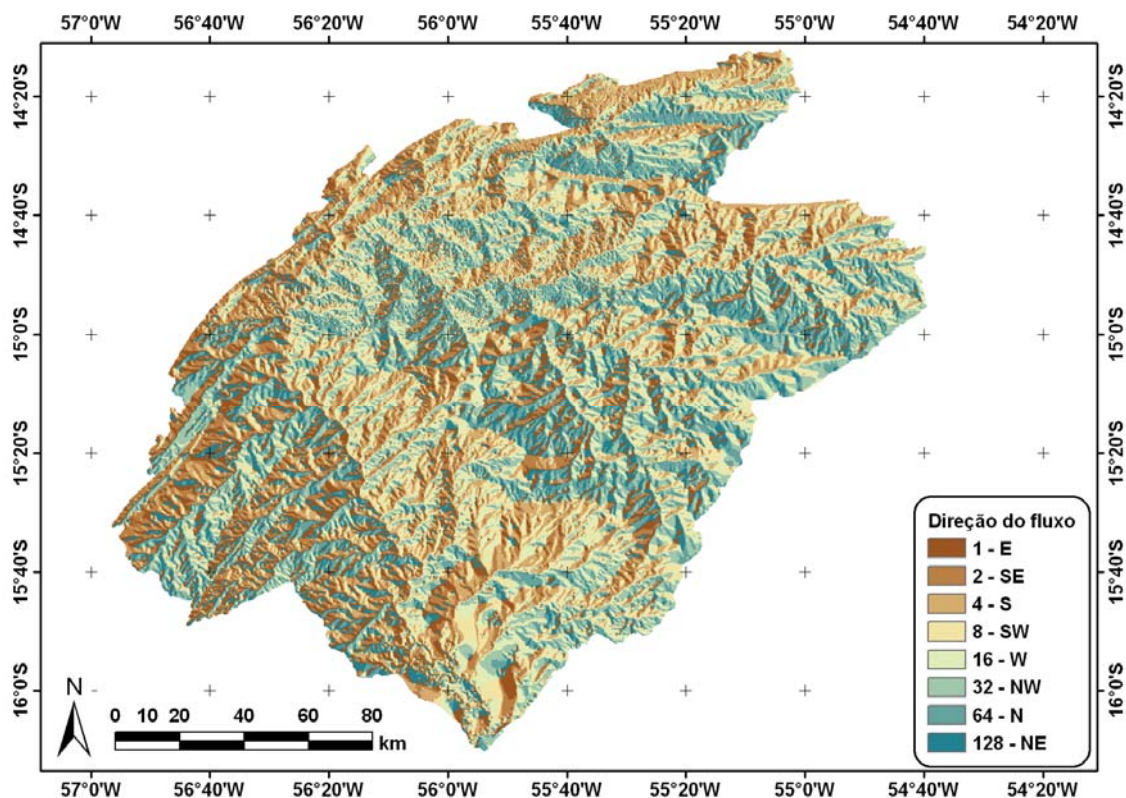


Figura 5.2 – Plano de informação do sentido do fluxo superficial na bacia do rio Cuiabá.

5.1.2.1 SUB-BACIAS DE DRENAGEM OU ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO

As sub-bacias de drenagem foram geradas a partir dos postos fluviométricos, que foram utilizados como exutórios e do plano de informação da direção do fluxo. A Tabela 5.1 apresenta esses postos, incluindo as áreas de drenagem e o número de células pertencentes a cada uma delas. A Figura 5.3 mostra a distribuição e localização das áreas de drenagem dentro da bacia.

Tabela 5.1 – Informações dos postos fluviométricos e suas respectivas sub-bacias de drenagem.

Código oficial	Sub-bacias de drenagem	# células	Área de drenagem (km ²)	Área de drenagem acumulada (m ²)
66173000	Rcas2	134.782	3032,60	3.032.595.000
66201000	Rcas4	88.410	1989,23	5.021.820.000
66210000	Rm5	195.061	4388,87	9.410.692.500
66160000	Rc2_1	188.869	4249,55	4.249.552.500
66250001	Rc3_2	107.345	2415,26	16.075.507.500
66255000	Rc4	164.515	3701,59	19.777.095.000
66260001	Rc8	169.197	3806,93	23.584.027.500

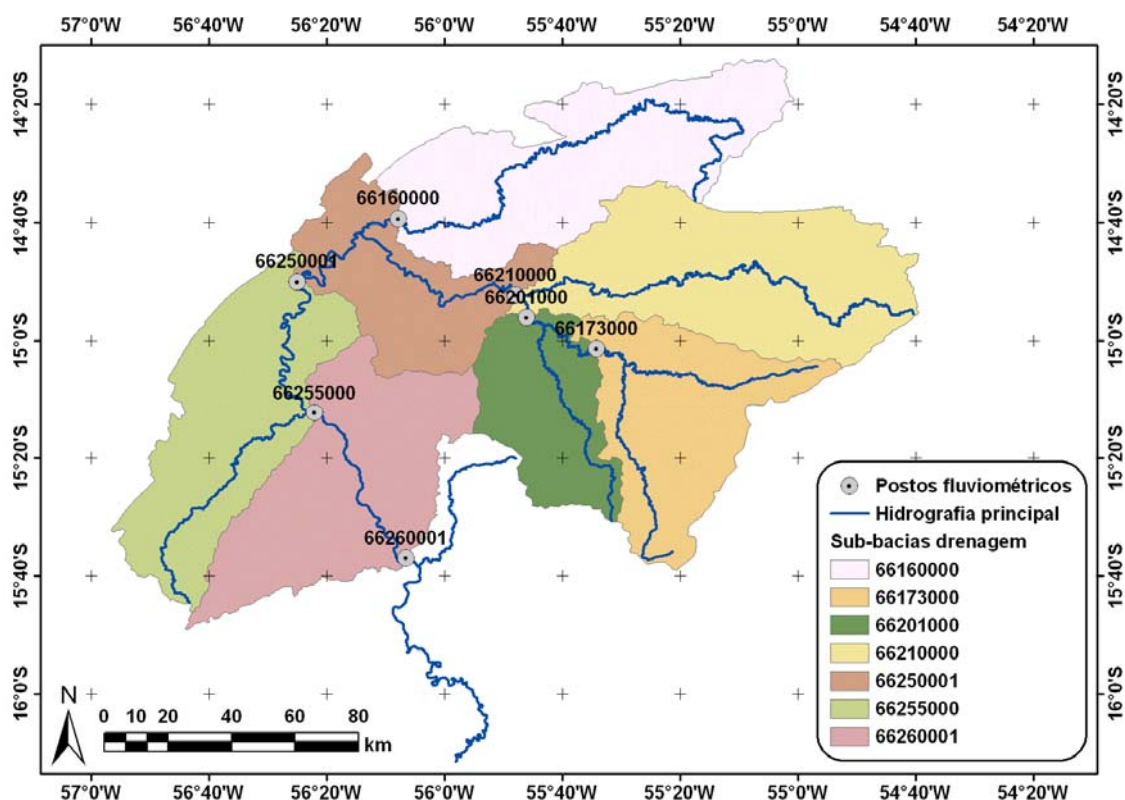


Figura 5.3 – Área de drenagem das sub-bacias de contribuição.

5.1.2.1.1 DETERMINAÇÃO DA RELAÇÃO CHUVA-VAZÃO

Os dados mensais de chuva e vazão foram adquiridos do banco de dados do SIBAC (2000), que passaram pelo procedimento de análise de consistência e preenchimento de falhas. Vale relembrar que o período de análise dos dados é de 1993 a 1999.

INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DA CHUVA

Foi utilizado o interpolador *spline* para a compreensão da variabilidade espacial pluviométrica. A Figura 5.4 apresenta a distribuição espacial da chuva média anual na bacia do rio Cuiabá.

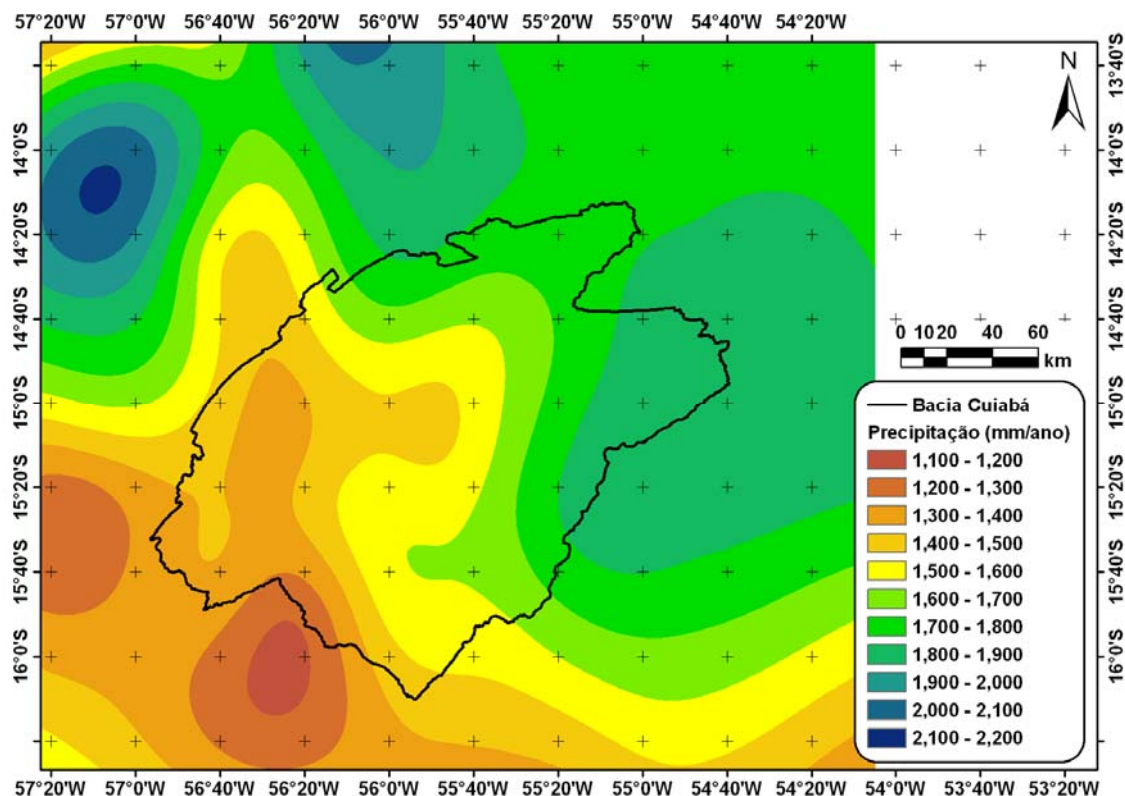


Figura 5.4 – Resultado da interpolação das estações pluviométricas.

Pode-se perceber que, na região noroeste, ocorrem chuvas com maior intensidade. Na região nordeste, as chuvas já apresentam menor intensidade, enquanto, na região da Baixada Cuiabana (sudeste), as chuvas são menos freqüentes.

DETERMINAÇÃO DO VOLUME MÉDIO POR ÁREA DE DRENAGEM

Este procedimento combinou os planos de informação do sentido do fluxo (Figura 5.2) e o da chuva interpolada (Figura 5.4), obtendo-se, então, o volume anual acumulado das chuvas.

Foram, então, superpostos os postos de medição de vazão sobre o plano de informação do fluxo acumulado. Dessa maneira, pode-se quantificar a chuva acumulada em cada uma das sub-bacias de drenagem, conforme apresenta a Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Volume anual acumulado das áreas de drenagem nas estações de medição de vazão.

Código oficial	Código SIBAC	Volume anual acumulado (m³)
66173000	Rcas2	5.313.623.040,00
66201000	Rcas4	8.385.146.880,00
66210000	Rm5	16.090.842.112,00
66160000	Rc2_1	7.323.667.456,00
66250001	Rc3_2	27.084.795.904,00
66255000	Rc4	32.298.731.520,00
66260001	Rc8	37.767.409.664,00

RELAÇÃO MATEMÁTICA ENTRE CHUVA E VAZÃO

Sobre a questão da estacionariedade da bacia, foram conduzidos testes de estacionariedade para os postos pluviométricos e fluviométricos. Como resultado desse teste operado no nível de significância de 5%, foram rejeitados 6 postos pluviométricos entre os 30 utilizados e 3 postos fluviométricos. Apesar desses resultados, adotou-se a hipótese de estacionariedade dos dados hidrometeorológicos e, todos os postos, mesmos os que foram rejeitados no teste de hipótese, foram utilizados no estudo da bacia do rio Cuiabá.

A chuva e a vazão média de longo curso por célula, em milímetro por ano, correspondentes aos postos fluviométricos analisados, podem ser observadas na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Vazão e chuva média de longo curso por célula, em mm/ano.

Código oficial	Código SIBAC	Vazão média por célula (mm/ano)	Chuva média por célula (mm/ano)
66173000	Rcas2	752,02	1752,17
66201000	Rcas4	674,75	1669,74
66210000	Rm5	639,38	1709,85
66160000	Rc2_1	791,43	1723,40
66250001	Rc3_2	669,08	1684,85
66255000	Rc4	597,42	1633,14
66260001	Rc8	572,34	1601,40

A partir do referencial metodológico de análise de regressão estatística e com base na amostragem de dados de chuva e vazão, foram ajustados alguns modelos para se chegar a melhor relação chuva-vazão que pudesse representar adequadamente e de forma simplificada o comportamento hidrológico da bacia do rio Cuiabá.

A modelo de regressão linear foi o que obteve melhor resultado para os dados estudados. A Figura 5.5 ilustra o modelo de regressão linear obtido e a Equação (5.1) a descreve.

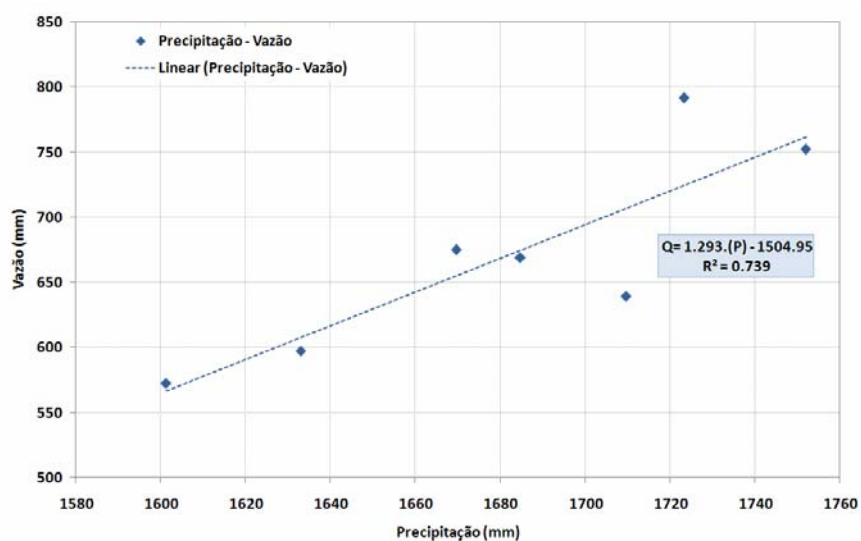


Figura 5.5 – Ajuste do modelo de regressão linear entre a chuva e a vazão média de longo curso.

$$Q = 1,293 * P - 1504,95 \tag{5.1}$$

onde Q representa a vazão ($\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$) e P representa a precipitação ($\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$).

Com a relação chuva-vazão e com base no plano de informação da chuva por célula (Figura 5.4), gerou-se o plano de informação da vazão média de longo curso estimada por célula, conforme mostra Figura 5.6

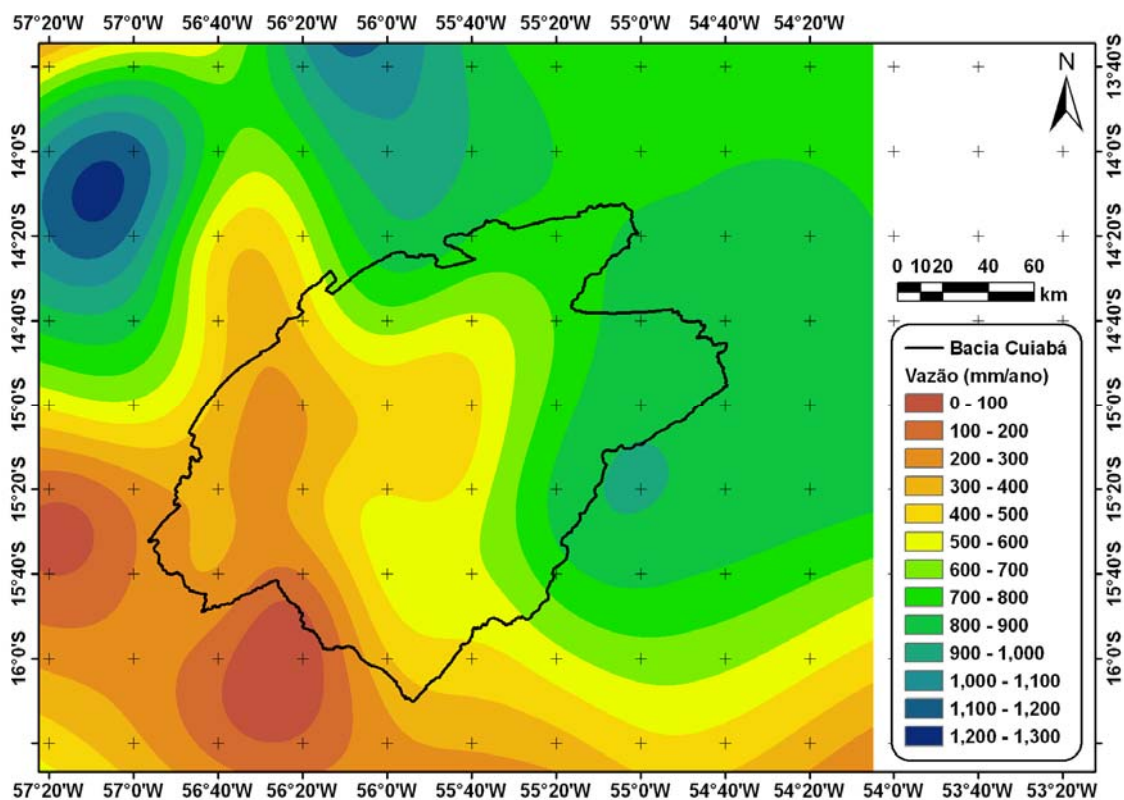


Figura 5.6 – Plano de informação da vazão média de longo curso (mm.ano⁻¹) estimada por célula.

Após, foi feita a estimativa do volume anual acumulado com base na vazão estimada por célula.

5.1.3 INTERLIGAÇÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO MÉDIA ESPERADA DE POLUENTES COM O USO DO SOLO

Nesta seção, foi estabelecida a interligação entre concentração média esperada e a ocupação e uso do solo. Para tanto, foi realizado o tratamento das imagens de satélite Landsat 7 – EMT+ da área da bacia do rio Cuiabá. Após o georreferenciamento e a classificação das imagens, foi obtido o plano de informação da área classificada, atribuindo-se, a cada classe, o valor da concentração média esperada (EMC) dos poluentes nitrogênio total e fósforo total. O valor de EMC foi baseado, primeiramente, em valores obtidos da literatura (NOVOTNY e OLEM, 1994; SAUNDERS e MAIDMENT, 1996; BENAMAN *et al.*, 1996). Em um segundo momento, efetuou-se um procedimento de calibração e validação para modelagem da qualidade

de água. Para tanto, foram utilizados dados observados dos poluentes nitrogênio total e fósforo total nas estações de monitoramento localizadas na bacia do rio Cuiabá.

5.1.3.1 SENSORIAMENTO REMOTO E SIG

Utilizaram-se as seis bandas (1, 2, 3, 4, 5 e 7) das quatro imagens de satélite Landsat 7 – EMT+ (índices WRS 226/70 e 226/71 de 02 de julho de 2000 e índices WRS 227/70 e 227/71 de 27 de julho de 2000), que cobrem a área da bacia do rio Cuiabá. As imagens foram georreferenciadas em um sistema de coordenadas UTM baseado no SAD 69, hemisfério sul, fuso 21°. Para o georreferenciamento, foi utilizado o plano de informação da rede hídrica, disponível no SIBAC (2000), como base para os pontos de controle. O método de reamostragem utilizado foi o do vizinho mais próximo determinado com base no emprego de polinômio de primeira ordem. O erro obtido do processo de georreferenciamento foi da ordem de 58,73 m, aproximadamente 2 píxeis.

Tomando-se como base as imagens georreferenciadas, optou-se primeiramente por uma classificação não supervisionada, algoritmo isodata, com a finalidade de identificar as várias formas de ocupação da bacia. Com base na visita de campo e no conhecimento prévio da área de estudo, optou-se por adotar 10 classes, a saber: mata ciliar, savana arbórea aberta, savana arbórea densa, pasto, plantação, solo aberto, água, água com sedimento, sombra e cidade.

Passou-se, então, ao procedimento de classificação supervisionada pelo método da máxima verossimilhança com base na definição das áreas de treinamento. Foram utilizadas todas as bandas disponíveis para a realização da classificação das imagens. Para a visualização da imagem na escolha das áreas de treinamento, foi utilizada a composição R3G4B5.

Para ilustrar e permitir avaliar os resultados obtidos no procedimento de classificação, apresentam-se as matrizes de erros na Tabela 5.4, geradas, a partir de áreas de treinamento de calibração para a imagem órbita/ponta 227/70 de 27 de julho de 2000.

Tabela 5.4 – Matriz de confusão das áreas de treinamento de calibração (227/70).

		Real									
		Plantação	Solo aberto	Savana arbórea densa	Pasto	Água sed	Água	Mata ciliar	Sombra	Savana arbórea aberta	Total
Classificado	Plantação	15864	157	0	2670	0	0	0	0	0	18691
	Solo aberto	507	3260	58	652	0	1	1	0	0	4479
	Savana arbórea densa	0	15	25830	160	0	0	194	1	0	26200
	Pasto	1026	32	234	16620	0	4	0	4	0	17920
	Água sed	0	17	0	0	200	4	0	0	0	221
	Água	0	0	0	0	0	1485	0	1	0	1486
	Mata ciliar	0	0	258	0	0	3	8340	5	2124	10730
	Sombra	0	0	35	0	0	32	61	1090	0	1218
	Savana arbórea aberta	0	1	0	0	0	0	2540	0	18485	21025
	Total	17397	3481	26415	20102	200	1529	11136	1101	20609	101970

De acordo com HUBERT-MOY *et al.* (2001), a precisão dos resultados dos mapas dependem do algoritmo de classificação selecionado. O método aplicado, neste trabalho, foi o da máxima verossimilhança. Segundo SWAIN e DAVIS (1978), esse algoritmo é, dentro da classificação supervisionada, o mais frequentemente empregado devido seu conceito ser bastante simples e funcional. A partir das classes selecionadas como áreas de treinamento, ele busca, na imagem, os píxeis que possuem o mesmo tom de cinza. Os autores HUBERT-MOY *et al.* (2001) ponderam que existe uma limitação nesses métodos paramétricos, como é o caso da máxima verossimilhança. Isso se deve principalmente aos limites fixados e definidos pelo método na delimitação da área de treinamento, nos casos em que a região definida como área de treinamento possui limites difusos, misturando classes. O classificador, provavelmente, produzirá classificações com ruídos, aparecendo, então, algumas misturas nas áreas classificadas.

Uma das formas de avaliar o desempenho do procedimento de classificação é através do coeficiente *kappa*. Esse coeficiente é uma medida da concordância entre as amostras da cena e aquelas derivadas através da classificação da imagem de sensoriamento remoto, sendo calculado pela expressão:

$$k = \frac{P_0 - P_i}{1 - P_i} \quad (5.2)$$

onde p_0 é o percentual total de acertos observados, e p_i é o percentual total de acertos esperados ao acaso.

No caso da imagem 227/70, o $kappa$ para a matriz de erros correspondente às áreas de treinamento de calibração foi de 0,87 (Tabela 5.4).

Cabe observar que o procedimento de análise estatística da classificação foi conduzido separadamente para cada uma das quatro imagens que compõem a bacia. O resultado foi o mapa do uso e ocupação do solo apresentado na Figura 5.7. Note-se que as oito classes finais utilizadas na produção desse mapa foram mata ciliar, savana, pasto, plantação, solo aberto, água, sombra e cidade.

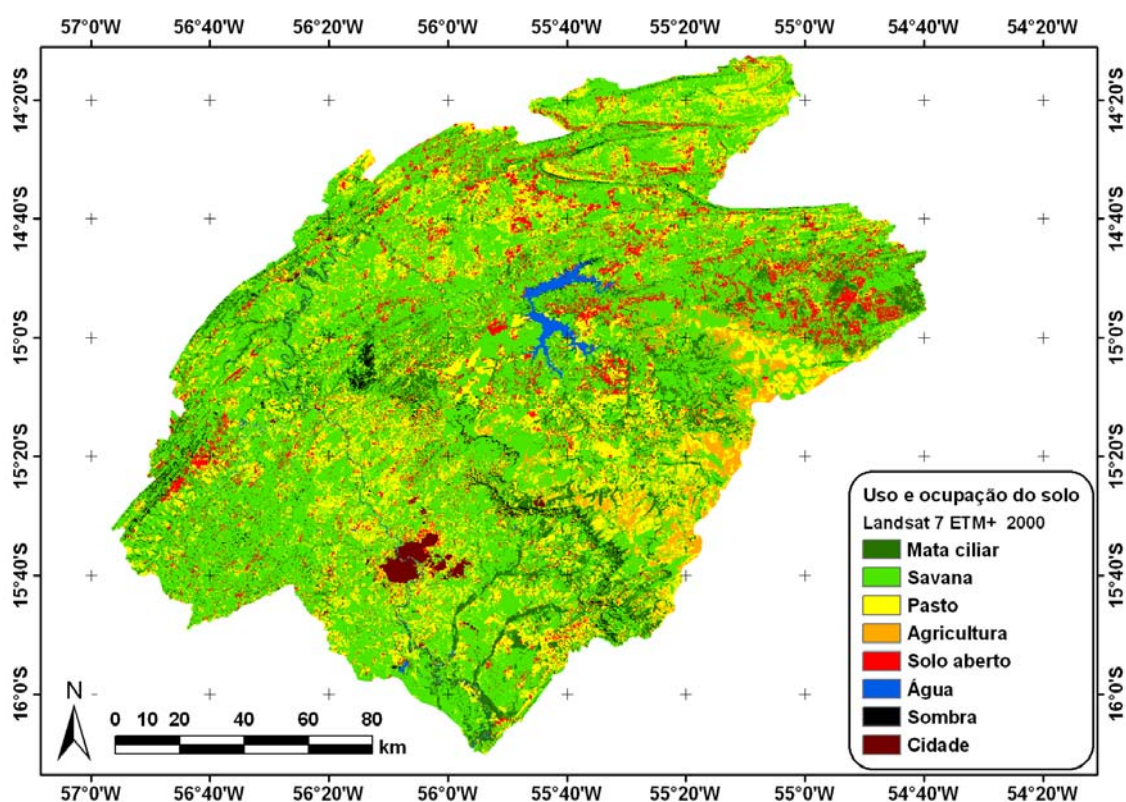


Figura 5.7 – Classificação do uso do solo baseada nas imagens digitais Landsat 7 - ETM+ (227/71, 227/70, 226/71 e 226/70) de julho 2000.

A área do planalto, região nordeste e leste da bacia, apresenta uma maior quantidade de áreas de plantação, também podendo ser notada a presença de pastos. A região norte e a região próxima às cidades de Cuiabá e Várzea Grande (sudoeste) contam com regiões de pasto com maior frequência, quase não apresentando áreas

de plantação. Toda a área da bacia apresenta mata ciliar e savana, essa última com maior frequência.

O resultado da classificação das imagens nas classes foi, então, transposto para a base de dados que deu suporte para a modelagem de qualidade de água desenvolvida. No sistema de informações geográficas utilizado, foi definida uma malha com células de 150 m X 150 m, conforme explicitado anteriormente. Na Tabela 5.5, estão configuradas as diferentes classes do estudo e percentuais de ocupação na bacia, incluindo o número de células e áreas correspondentes.

Tabela 5.5 – Resultado da classificação.

Classe	Células	% ocup	Área célula (0,0225 km²)
Mata ciliar	104325	8,09	2347,31
Savana	739997	57,39	16649,93
Pasto	262222	20,33	5899,99
Plantação	36320	2,82	817,20
Solo aberto	108142	8,38	2433,19
Água	11737	0,91	264,08
Sombra	18585	1,44	418,16
Cidade	8033	0,62	180,74
Total	1289361	100,00	29010,62

Dessa forma, pode-se notar que as áreas antropizadas, considerando-se a plantação, o solo aberto e a cidade, representam 11,827% da área total da bacia. Conforme descrito anteriormente, o valor apresentado pelo PCBAP (1997) é de 11,53% para a área antropizada, confirmando que, em geral, a bacia do rio Cuiabá manteve condições de ocupação similares no período 1995 a 2000.

5.1.3.2 VALORES DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ESPERADAS (EMC)

Na seqüência do procedimento de modelagem para a avaliação da qualidade da água da bacia do rio Cuiabá, foi necessário, então, estimar as concentrações médias esperadas (EMC) associadas às diferentes classes presentes no mapa de cobertura e uso do solo (Figura 5.7).

Os valores das concentrações médias esperadas partiram de valores obtidos na literatura (NOVOTNY e OLEM, 1994; SAUNDERS e MAIDMENT, 1996; BENAMAN *et al.*, 1996). Inicialmente, empregaram-se os valores de EMC disponíveis em SAUNDERS e MAIDMENT (1996), permitindo a comparação entre os resultados

simulados pelo processo de modelagem e os valores observados, tanto para nitrogênio total quanto para fósforo total, nos postos fluviométricos utilizados (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 – Valores observados e simulados de nitrogênio total e fósforo total nos postos fluviométricos.

Código oficial	Código SIBAC	Valor observado (mg.L ⁻¹)		Valor simulado (mg.L ⁻¹)	
		NT	PT	NT	PT
66173000	Rcas2	0,2414	0,0886	0,4658	0,1087
66201000	Rcas4	0,1884	0,0525	0,3648	0,0875
66210000	Rm5	0,3412	0,0850	0,3241	0,0631
66160000	Rc2_1	0,2148	0,0524	0,1969	0,0221
66250001	Rc3_2	0,3127	0,0967	0,2608	0,0444
66255000	Rc4	0,3003	-	0,2305	0,0386
66260001	Rc8	-	0,0975	0,2110	0,0398

A avaliação dos valores simulados pelo processo de modelagem foi feito através da condução de testes de hipótese, no nível de confiança de 95%, para os valores esperados de concentração média de nitrogênio e fósforo nos diferentes postos de medição, tendo como referência os valores amostrais desses poluentes disponíveis no SIBAC (2000). Com relação ao nitrogênio total, revela-se que haveria aceitação dos valores esperados obtidos pela modelagem adotada em todos os postos com exceção dos postos Rcas2 e Rcas4. No caso de fósforo total, os resultados indicam que haveria rejeição somente para a estação Rc8. Conforme relatado na metodologia, observe-se a ausência de dados de nitrogênio total para o posto 66260001 (Rc8) e de fósforo total para o posto 66255000 (Rc4).

No sentido de procurar aperfeiçoar os resultados obtidos através do uso dos valores de EMC estabelecidos por SAUNDERS e MAIDMENT (1996), aliado ao fato de melhor caracterizar as especificidades da bacia do rio Cuiabá, empreendeu-se um procedimento de calibração e validação na modelagem, observando-se os valores de referência disponíveis na literatura.

Foram considerados, para a calibração, os postos 66173000 (Rcas2), 66160000 (Rc2_1), 66255000 (Rc4) e 66260001 (Rc8). Os postos 66201000 (Rcas4), 66250001 (Rc3_2) e 66210000 (Rm5) foram utilizados para a validação. Em essência, analisaram-se os usos do solo predominantes nas bacias hidrográficas associadas aos postos de calibração. Assim, o EMC da área de plantação foi ajustado em função dos resultados de nitrogênio e fósforo obtidos para o posto 66173000 (Rcas2). O EMC de pasto foi melhor definido a partir do posto de controle 66160000 (Rc2_1). Por outro

lado, o EMC de solo aberto foi avaliado a partir do posto 66255000 (Rc4) e, finalmente, o EMC para a cidade foi ajustado através do posto 66260001 (Rc8).

A Tabela 5.7 apresenta os valores calibrados das concentrações médias esperadas (EMC) para nitrogênio total e fósforo total, bem como os valores encontrados na literatura. Os valores calibrados foram adotados nas seções subseqüentes do estudo, onde são apresentados os resultados simulados em contraste com os valores observados de nitrogênio e fósforo.

Tabela 5.7 – Valores das concentrações estimadas de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) por categoria de uso do solo (valores em mg.L⁻¹).

Classes	NT SAUNDERS <i>et al.</i>	PT SAUNDERS <i>et al.</i>	NT BENAMAN <i>et al.</i>	PT BENAMAN <i>et al.</i>	NT NOVOTNY <i>et al.</i>	PT NOVOTNY <i>et al.</i>	NT Calibrados	PT Calibrados
Cidade	1,57	0,35	2,10	0,37	-	-	3,00	0,35
Pasto	0,70	0,01	1,51	0,12	1,5-1,60	0,06-0,80	1,30	0,01
Plantação	4,40	1,30	1,56	0,36	1,1-1,80	0,02-0,30	2,00	1,30
Mata ciliar	-	-	0,83	0,06	0,05-0,90	0,01-0,01	0,00	0,00
Savana	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
Sombra	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
Solo aberto	1,5	0,12	1,51	0,12	-	-	2,00	0,40
Água	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00

Fonte: SAUNDERS e MAIDMENT (1996), BENAMAN *et al.* (1996), NOVOTNY e OLEM (1994).

Observe-se que, para a classe cidade, os valores de referência são mais baixos que os valores utilizados neste trabalho. Isso se deu devido ao fato de que, nos Estados Unidos da América, local onde os valores de referência foram gerados, os efluentes domésticos das cidades são tratados para posteriormente serem lançados nos recursos hídricos, seguindo os padrões e condições da agência de proteção ambiental do país (EPA). No estado de Mato Grosso, bem como na maioria das cidades brasileiras, esses efluentes não recebem tratamento prévio antes de serem lançados nos corpos hídricos, ocorrendo, dessa forma, um acréscimo de nutrientes nos mananciais.

Nas outras classes, com exceção do solo aberto, os valores de EMC empregados mantiveram-se na faixa dos valores de referência. Os valores da classe de solo aberto foram ligeiramente maiores neste trabalho do que nos trabalhos de referência.

A Figura 5.8 e a Figura 5.9 mostram, respectivamente, os valores de EMC por célula para nitrogênio total e fósforo total, baseados no uso do solo da bacia do rio

Cuiabá. Como, na região do planalto, existe uma maior quantidade de áreas agricultáveis, é também, nessa região, que as concentrações dos nutrientes são maiores, segundo as premissas da modelagem proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996). Para nitrogênio total, a distribuição apresenta-se mais uniforme por toda a bacia.

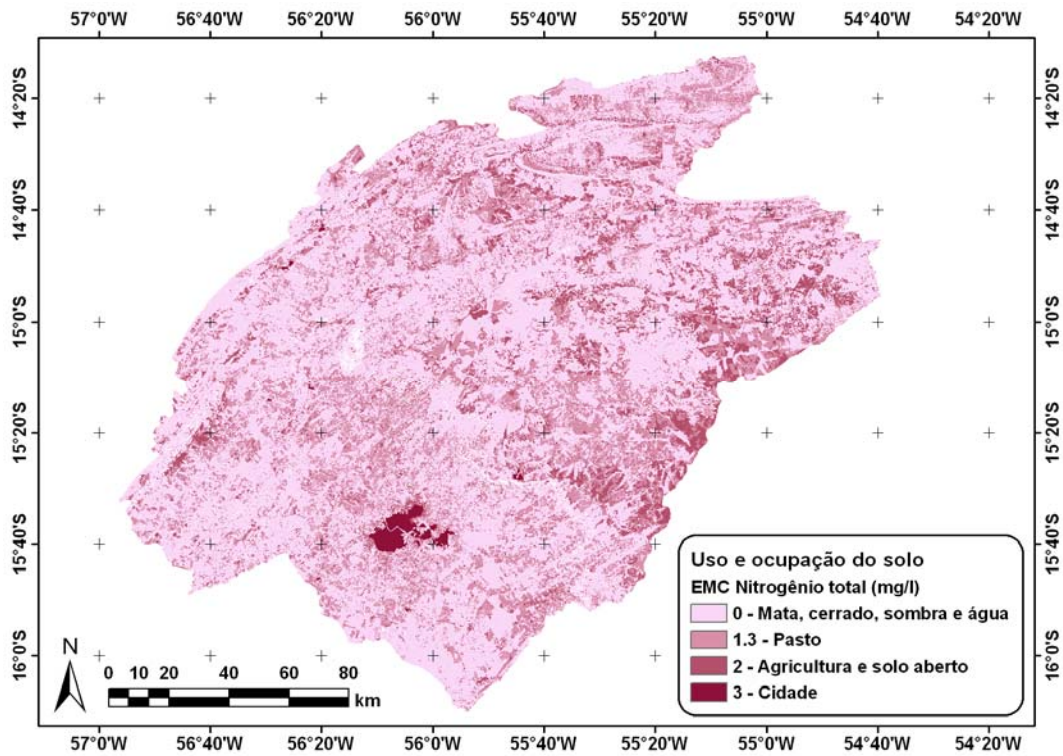


Figura 5.8 – Distribuição do EMC de nitrogênio total na bacia do rio Cuiabá.

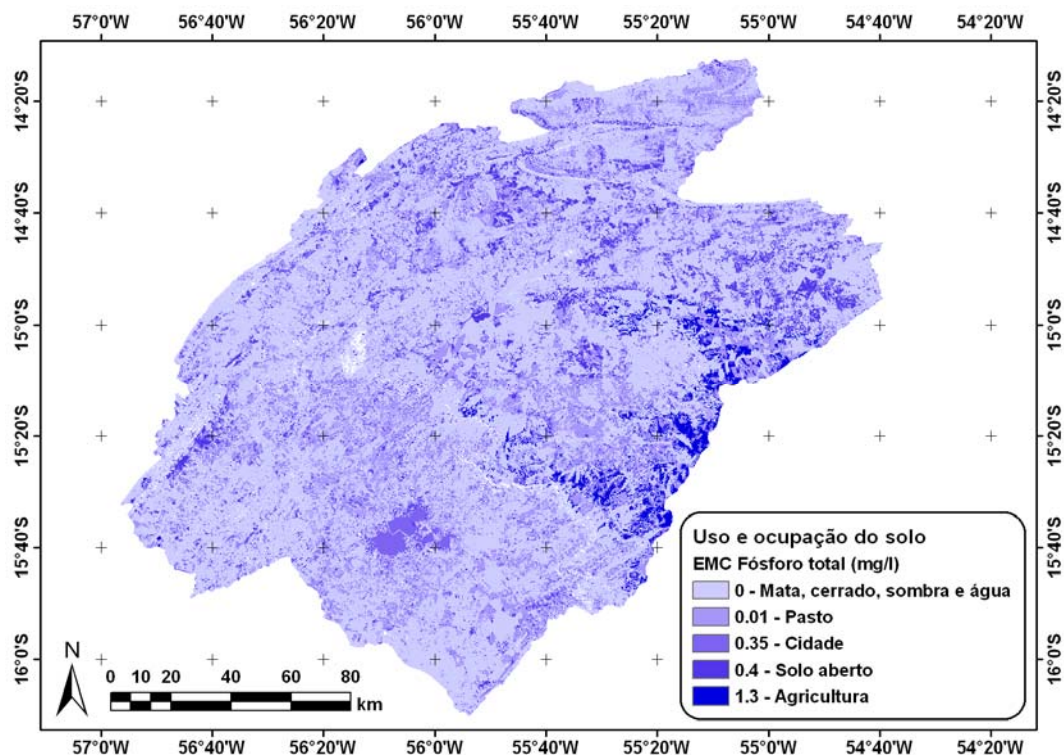


Figura 5.9 – Distribuição de EMC de fósforo total na bacia do rio Cuiabá.

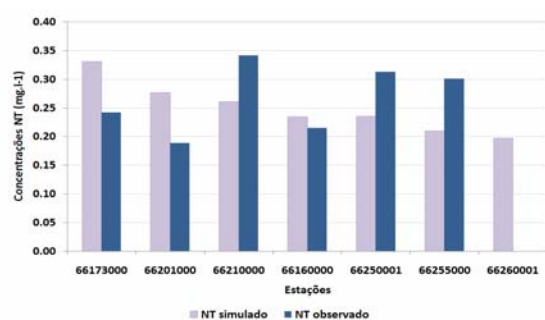
5.1.4 ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO MÉDIA DOS NUTRIENTES

Os planos de informação da concentração média dos nutrientes nitrogênio total e fósforo total foram estabelecidos com base na carga acumulada anual estimada dos nutrientes e na vazão acumulada anual em metros cúbicos por ano.

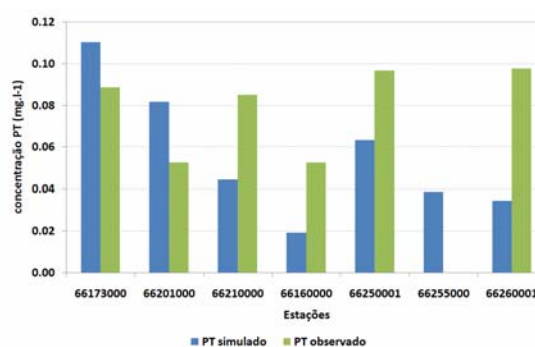
Para estimar a carga acumulada dos nutrientes nitrogênio total e fósforo total, foi utilizado o plano de informação da carga de nutrientes por célula, que foi obtido a partir da concentração média esperada por célula para cada um dos constituintes (Figura 5.8 e 5.9) da vazão por célula em milímetros por ano (Figura 5.6) e da área da célula, conforme descrito na metodologia. Com o resultado desse procedimento, foi executado o algoritmo do escoamento acumulado ponderado dos nutrientes, obtendo-se a carga acumulada de cada um dos nutrientes na bacia em quilos por ano. Destaca-se, pois, na seqüência, os valores gerados no processo de simulação em contraste com os valores observados de nitrogênio total e fósforo total. A Tabela 5.8 expõe esses resultados, enquanto a Figura 5.10 os ilustram.

Tabela 5.8 – Valores observados e simulados de nitrogênio total e fósforo total nos postos fluviométricos conforme EMC's calibrados.

Posto	Valor observado (mg.L ⁻¹)		Valor simulado (mg.L ⁻¹)	
	NT	PT	NT	PT
Rcas2	0,2414	0,0886	0,3310	0,1101
Rcas4	0,1884	0,0525	0,2764	0,0815
Rm5	0,3412	0,0850	0,2609	0,0443
Rc2_1	0,2148	0,0524	0,2345	0,0192
Rc3_2	0,3127	0,0967	0,2352	0,0631
Rc4	0,3003	-	0,2101	0,0815
Rc8	-	0,0975	0,1972	0,0344



(a)



(b)

Figura 5.10 – Nutrientes: (a) Nitrogênio total simulado e observado e (b) fósforo total, simulado e observado.

A avaliação dos valores simulados pelo processo de modelagem foi feito através da condução de testes de hipótese, no nível de confiança de 95%, para os valores esperados de concentração média de nitrogênio e fósforo nos diferentes postos de medição, tendo como referência os valores amostrais desses poluentes disponíveis no SIBAC (2000). Com relação ao nitrogênio total, revela-se que haveria aceitação dos valores esperados obtidos pela modelagem adotada em todos os postos. No caso de fósforo total, os resultados indicam que haveria rejeição somente para as estações 66210000 (Rm5) e 66260001 (Rc8). Note-se a ausência de dados de nitrogênio total para o posto 66260001 (Rc8) e de fósforo total para o posto 66201000 (Rc4), o que impediu a avaliação nessas estações.

As concentrações simuladas dos poluentes nitrogênio total e fósforo total nos cursos de água da bacia do rio Cuiabá, em miligramas por litro, podem ser visualizadas nas Figura 5.11 e 5.12, respectivamente. Pode-se notar uma

concentração maior de ambos os poluentes, nitrogênio total e fósforo total, na porção leste da bacia, região do planalto.

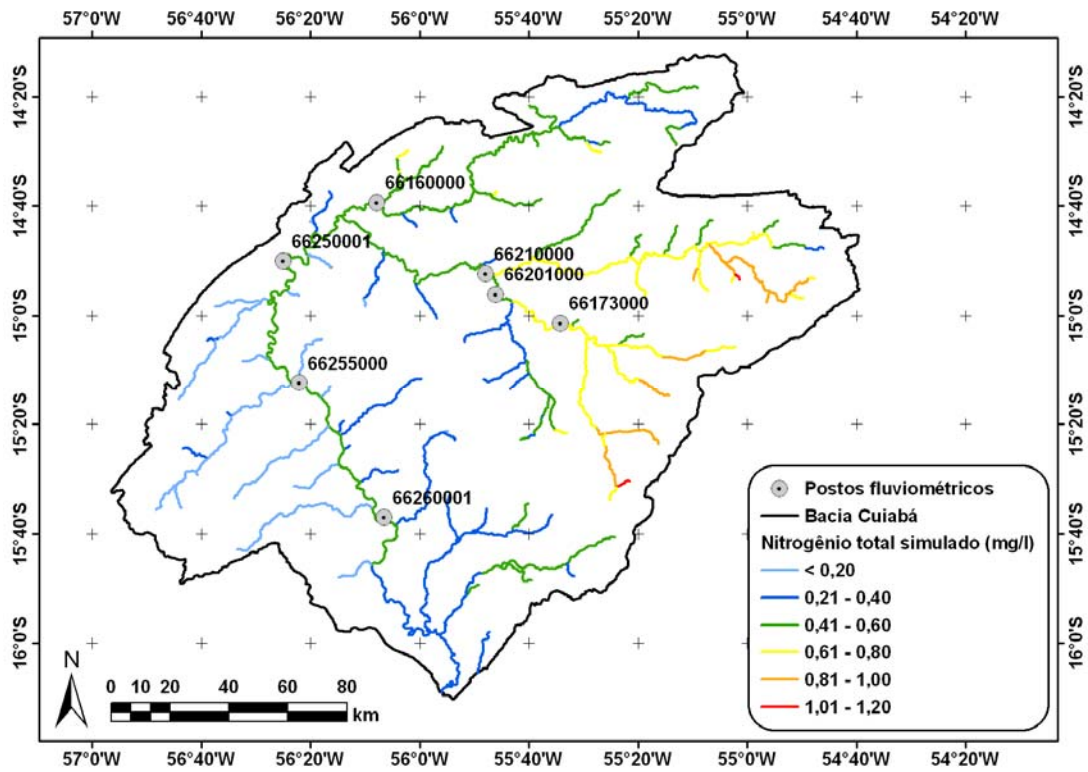


Figura 5.11 – Concentração estimada de nitrogênio total na bacia do rio Cuiabá.

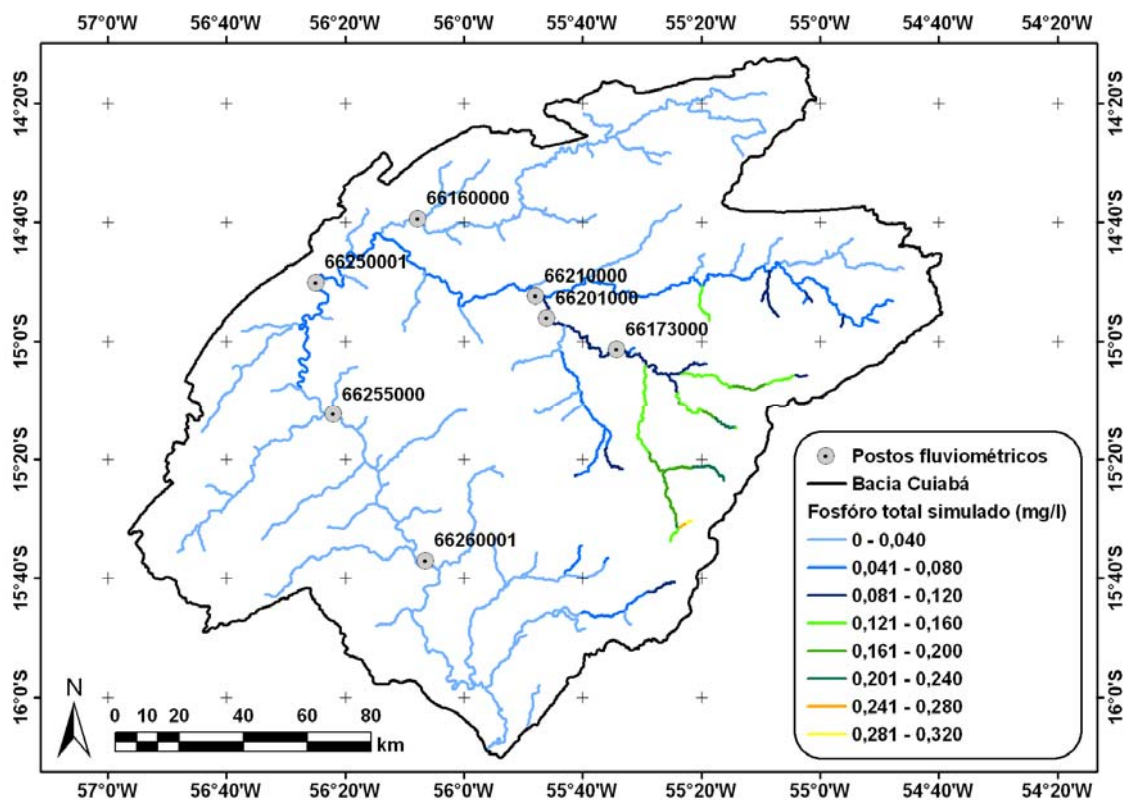


Figura 5.12 – Concentração estimada de fósforo total na bacia do rio Cuiabá.

As concentrações mais elevadas de nitrogênio total foram simuladas na porção leste da bacia (66173000 e 66201000), onde possui uma maior área agricultável (Figura 5.11). A concentração ao longo do principal curso de água dessa região, que é o rio Manso, foi simulada, variando de 0,21 a 0,80 mg.L⁻¹. As concentrações observadas ao longo desse mesmo trecho de rio são menores que os valores simulados (Figura 5.10). Uma possível explicação reside queda dos valores das concentrações dos nutrientes ao longo do rio Manso, possivelmente como resultado da sedimentação ou decaimento desse poluente. Já nas regiões oeste e sul da bacia (66250001, 66255000 e 66260001), onde a vegetação natural, os solos abertos e as cidades estão mais presentes que na porção leste, os valores observados das concentrações de nitrogênio total são maiores que os valores simulados (Figura 5.10). Essas diferenças de concentração no nitrogênio total são atribuídas às fontes difusas que são lançadas ao longo do trecho das porções oeste e sul da bacia (66250001, 66255000 e 66260001), visto possuir, em suas margens, algumas cidades que lançam efluentes domésticos e industriais, muitas vezes, sem qualquer tratamento preliminar. Na porção norte da bacia, estação 66160000, os valores simulados aproximaram-se

de forma satisfatória dos valores observados (Figura 5.10). Alternativamente, o fato de não haver a consideração da perda de poluentes inclusa na modelagem, pode induzir a uma simulação de concentrações elevadas de nitrogênio total para essa região.

Assim como a simulação do nitrogênio total, a concentração de fósforo total nos cursos de água indicou uma maior contribuição desse constituinte na porção leste da bacia (Figura 5.12), região correspondente às sub-bacias 66173000 e 66201000, que apresentam maiores percentuais de áreas cultiváveis em relação às demais sub-bacias. Os valores das concentrações simuladas nessas estações variam de 0,081 a 0,120 mg.L⁻¹, enquanto que, para as sub-bacias localizadas no curso principal do rio Cuiabá, 66250001, 66255000 e 66260001, a concentração simulada diminuiu variando de 0 a 0,080 mg.L⁻¹. Esses valores inferiores ocorreram devido à ocupação do solo dessa área ser predominantemente de vegetação natural (pasto), além do efeito da diluição ocasionada pelos tributários. Nessas áreas correspondentes às regiões oeste e sul, os valores observados de fósforo total superaram os valores simulados (Figura 5.10). Essa característica pode ser atribuída à contribuição adicional de fósforo total advinda da poluição por fonte pontual, uma vez que há presença de cidades com lançamento de esgotos.

Na porção norte da bacia, referente à estação 66160000, os valores das concentrações de fósforo total simulados são um pouco mais próximos aos valores observados (Figura 5.10). Nessa região, a ocupação do solo é predominantemente composta pela vegetação natural, não havendo grandes interferências das áreas agricultáveis e nem das cidades.

Para as concentrações de fósforo total, a resolução atual, a saber, CONAMA 357 de 2005, faz algumas restrições. Na Tabela 5.9, estão listadas as concentrações limites permitidas dentro de cada classe de enquadramento dos rios. Essa resolução divide os ambientes em três: lântico, com tempo de residência entre 2 e 40 dias e os ambientes lóticos.

Tabela 5.9 – Ambientes e concentrações limites para cada classe de enquadramento de rios (mg.L⁻¹).

	Lântico	Tr* 2 a 40 dias	Lótico
Classe 1	0,020	0,025	0,10
Classe 2	0,030	0,050	0,10
Classe 3	0,050	0,075	0,15

*Tempo de residência.

A bacia do rio Cuiabá, através dos valores simulados das concentrações de fósforo total, considerando ambientes lóticos, encontra-se, na maior parte dos cursos de água da bacia, dentro dos limites estabelecidos para as classes 1 e 2, como pode ser visualizado na Figura 5.13. A Fundação Estadual do Meio Ambiente do estado de Mato Grosso (FEMA-MT) enquadrou todos os cursos de água da bacia do rio Cuiabá na classe 1, exceto o trecho do perímetro urbano (Cuiabá e Várzea Grande), enquadrado na classe 2, e as nascentes, que foram enquadradas na classe especial.

No entanto, é possível perceber que, no setor leste da bacia, onde as áreas agricultáveis são mais presentes, as concentrações de fósforo total simuladas estão altas, ultrapassando os limites previstos por lei para os corpos de água dessa bacia. É importante salientar que, nessa mesma região, encontram-se as nascentes dos rios dessa bacia.

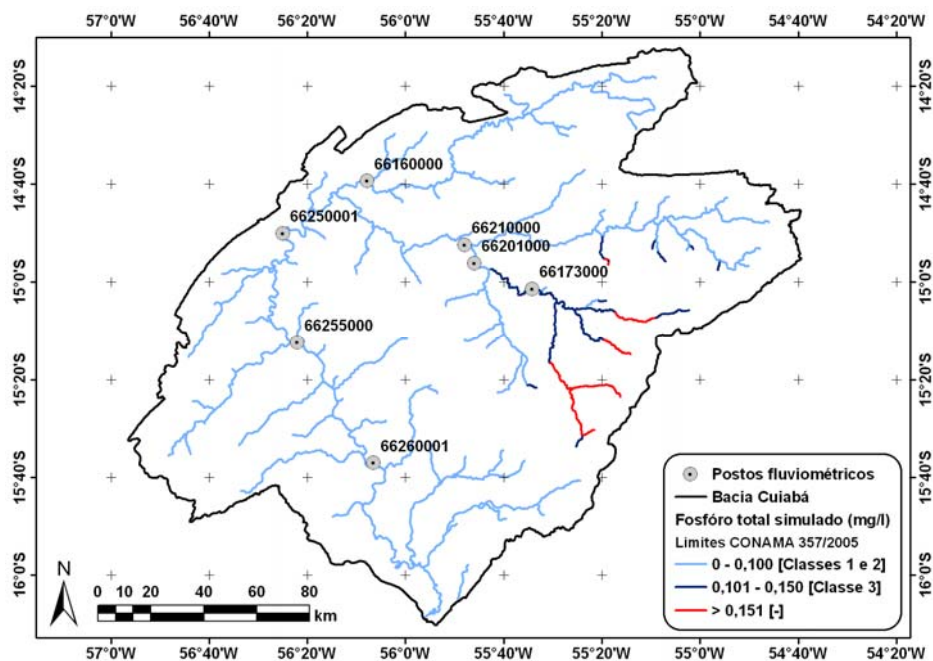


Figura 5.13 – Simulação das concentrações de fósforo total em contraste com a resolução CONAMA 357/2005.

O fósforo total, apesar de não apresentar problemas de ordem sanitária na água, é um elemento indispensável para o crescimento de algas. Os corpos de água na China, por exemplo, vem mostrando um contínuo aumento em eutrofização, e a perda de fósforo da agricultura está contribuindo para esse declínio da qualidade da água (ZHU, 1995). De acordo com SHARPLEY *et al.* (1988), PARKER (2000),

GRUNWALDS e NORTON (2000) e HOLLINGER *et al.* (2001), o fósforo de terras agricultáveis é transportado com os sedimentos. Portanto, o controle dos sedimentos é importante no controle do fósforo.

VON SPERLING (1996) classifica o estado de eutrofização da água de acordo com a concentração de fósforo total, sendo: (i) menor que $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ como ultraoligotrófico; (ii) entre $0,01$ e $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ como oligotrófico; (iii) entre $0,01$ e $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ como mesotrófico; (iv) entre $0,025$ e $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ como eutrófico; e (v) maior que $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ como hipereutrófico.

As águas dos rios da bacia do rio Cuiabá apresentam, em alguns trechos, valores abaixo de $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$, a maior parte dos trechos com valores entre $0,016$ e $0,050 \text{ mg.L}^{-1}$, na classe mesotrófica. Todavia, existe uma parte bastante significativa que apresenta valores acima de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo esses trechos, então, classificadas como eutróficas e hipereutróficas (Figura 5.14).

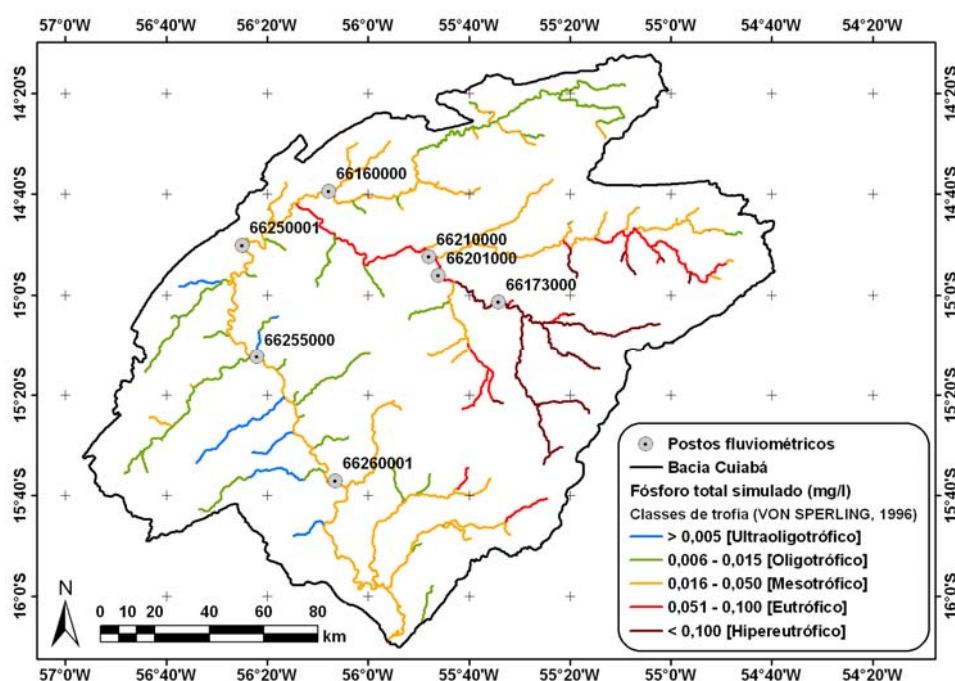


Figura 5.14 – Simulação das concentrações de fósforo total para caracterização do estado de eutrofização das águas da bacia do rio Cuiabá.

A concentração de nitrogênio, fixada pela resolução CONAMA 357, está sob a forma de nitrito e nitrato (classes 1, 2 e 3) e de nitrogênio amoniacal (classe 3), sendo os valores máximos permissíveis de 1 e 10 mg.L^{-1} para nitrito e nitrato,

respectivamente. Para nitrogênio amoniacal total, os valores variam dependendo do pH da água e estão listados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 – Concentrações limites para nitrogênio amoniacal total segundo resolução CONAMA 357/2005.

Concentração nitrogênio amoniacal total (mg.L ⁻¹)		Condição
Classes 1 e 2	Classe 3	
3,7	13,3	pH ≤ 7,5
2,0	5,6	7,5 < pH ≤ 8,0
1,0	2,2	8,0 < pH ≤ 8,5
0,5	1,0	pH > 8,5

Para o nitrogênio total, não existem restrições na resolução. O nitrogênio total é a soma dos nitrogênios orgânico e inorgânico. O nitrogênio orgânico, também chamado de nitrogênio Kjeldhal, resulta da soma dos nitrogênios orgânico e amoniacal. O nitrogênio inorgânico é definido pela soma dos nitrogênios nitrito e nitrato. Apesar do nitrogênio total ser a soma de todas as formas de nitrogênio, não é possível afirmar que a soma das concentrações de cada uma das formas de nitrogênio corresponderia à restrição atribuída ao nitrogênio total pela resolução CONAMA 357/2005. Essa dificuldade acontece devido ao processo de nitrificação e desnitrificação; quando uma forma de nitrogênio, por exemplo, nitrato, é encontrada em um curso de água, significa que suas formas de amônia e nitrito já ocorreram, não se podendo somá-la com as outras formas. Por esse motivo, não foi possível realizar uma comparação entre os resultados simulados de nitrogênio total com os valores estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005.

Cabe ainda salientar que a poluição por nutrientes de fontes difusas, mais especificamente oriunda das atividades agrícolas, possui uma alta significância local e regional. Por esse motivo, a preocupação com relação aos problemas gerados por excesso de nutrientes está ligada não só à bacia do rio Cuiabá, que possui rios lóticos, mas também ao complexo Pantanal, situado a jusante dessa bacia, onde seus corpos de água são lênticos, o que prejudica o processo de autodepuração, aumentando a capacidade de eutrofização dos corpos de água.

5.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA – ESCALA TEMPORAL DIÁRIA

Neste item, serão descritos os resultados alcançados via modelagem hidrológica dos modelos SMAP II suavizado e MGB-IPH.

Para a aplicação do modelo SMAP, as variáveis necessárias são: precipitação, vazão e evapotranspiração de referência. A vazão e a precipitação fazem parte do conjunto de dados disponibilizados pela ANA e SIBAC. Porém, a evapotranspiração de referência foi calculada utilizando o método do balanço hídrico sazonal (BHS), com seus resultados descritos no tópico a seguir.

É importante salientar que o BHS estima a evapotranspiração real, enquanto o SMAP requer a evapotranspiração de referência como uma das variáveis de entrada da modelagem. Contudo, lançou-se mão dessa metodologia e foi feita uma aproximação através da aplicação da evapotranspiração real, calculada pelo método do balanço hídrico sazonal (BHS), como dado de entrada para o modelo SMAP II suavizado.

5.2.1 BALANÇO HÍDRICO SAZONAL - BHS

Duas das principais variáveis de entrada para a modelagem hidrológica de uma região encontram-se na chamada fase atmosférica do ciclo hidrológico e representam a entrada de água no sistema e as principais perdas dessa água antes de atingir o ponto exutório da bacia, ou seja, a precipitação e a evapotranspiração.

5.2.1.1 PRECIPITAÇÃO

O período de abrangência dos dados hidrometeorológicos, nesta tese, é o mesmo realizado para a modelagem de longo curso, ou seja, de 1993 a 1999.

Os postos utilizados nesta etapa estão listados na Tabela 5.11. Essas informações foram extraídas do banco de dados do *HidroWeb* (ANA, 2005).

Como, para essa etapa do balanço hídrico, havia necessidade de dados diários, optou-se por extraí-los do *HidroWeb* (ANA, 2005). No entanto, realizando o procedimento de consistência dos dados, foi observado que tanto o banco do DNAEE/ANEEL, que foi incorporado ao SIBAC, como o banco de dados de ANA possuem a mesma informação.

Tabela 5.11 – Postos pluviométricos da sub-bacia do rio Manso.

Código	Nome	Latitude	Longitude
01455008	Fazenda Raizama (Coimbra)	-14,84°	-55,86°
01555001	Chapada Dos Guimarães	-15,47°	-55,73°
01555000	Ponte Alta	-15,41°	-55,30°
01555008	Fazenda Estiva PR3	-15,23°	-55,74°
01455007	Fazenda Corrente Verde PR4	-14,89°	-55,32°
01555007	Usina Casca III PR2	-15,37°	-55,44°

Fonte: HIDRO (ANA, 2005)

Na seqüência, foram realizadas, através das séries temporais diárias consistidas de cada posto pluviométrico, as estatísticas para escalas de tempo anual (Figura 5.15), mensal (Figura 5.16) e a chuva diária acumulada (Figura 5.17).

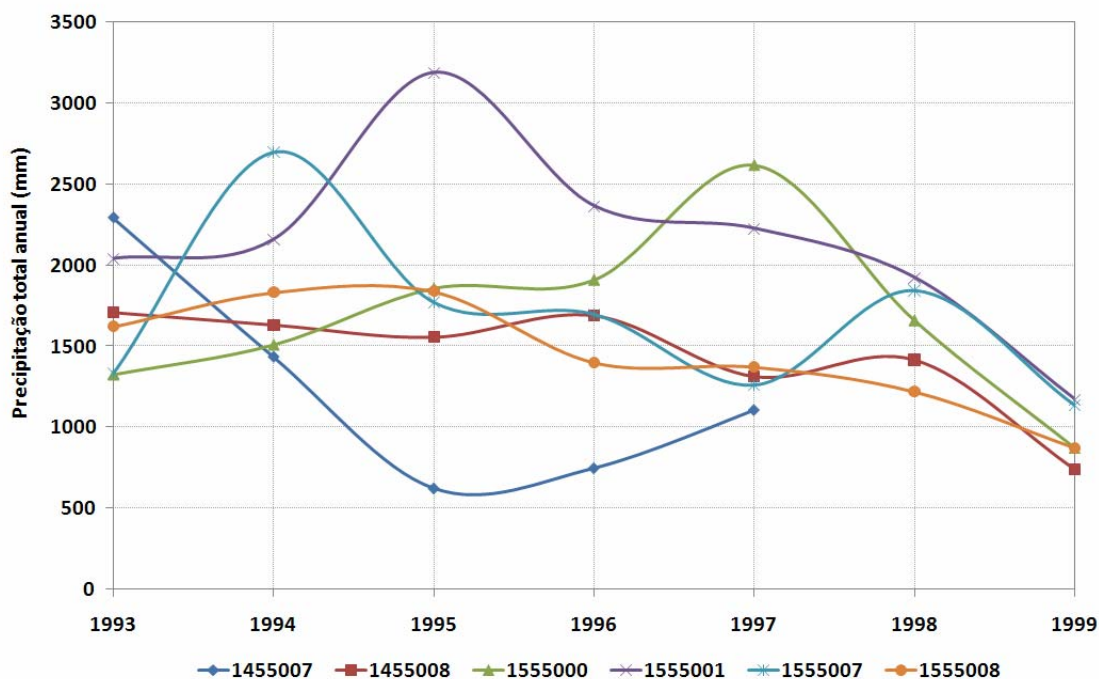


Figura 5.15 – Precipitações totais anuais para os postos pluviométricos da região de estudo (1993-1999).

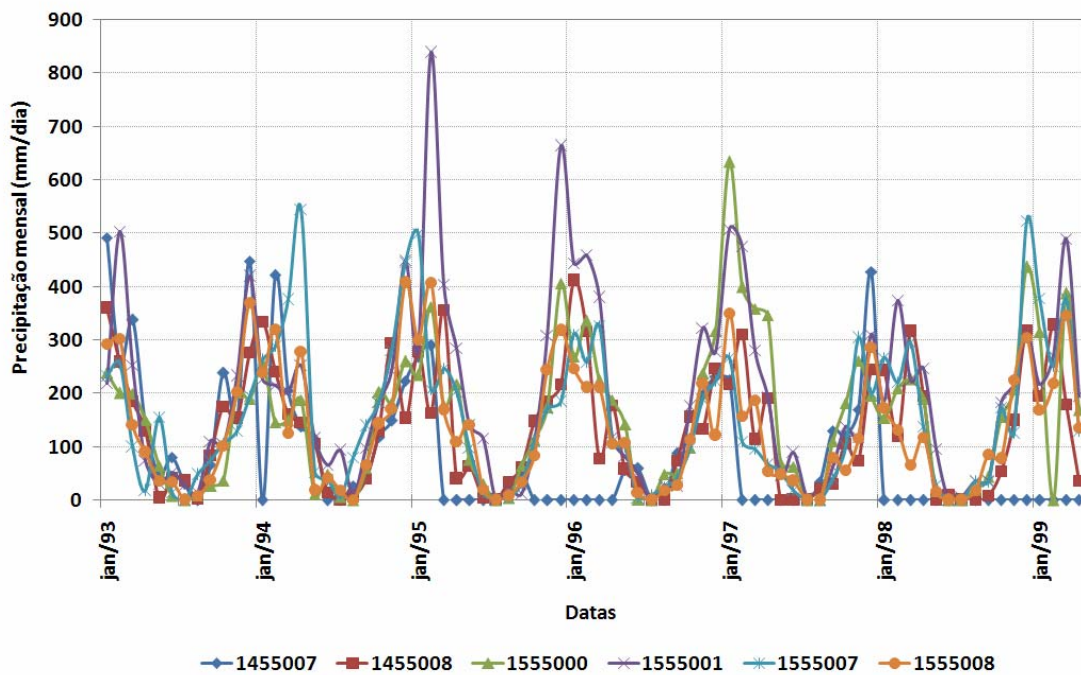


Figura 5.16 – Precipitações totais mensais para os postos pluviométricos da região de estudo (1993-1999).

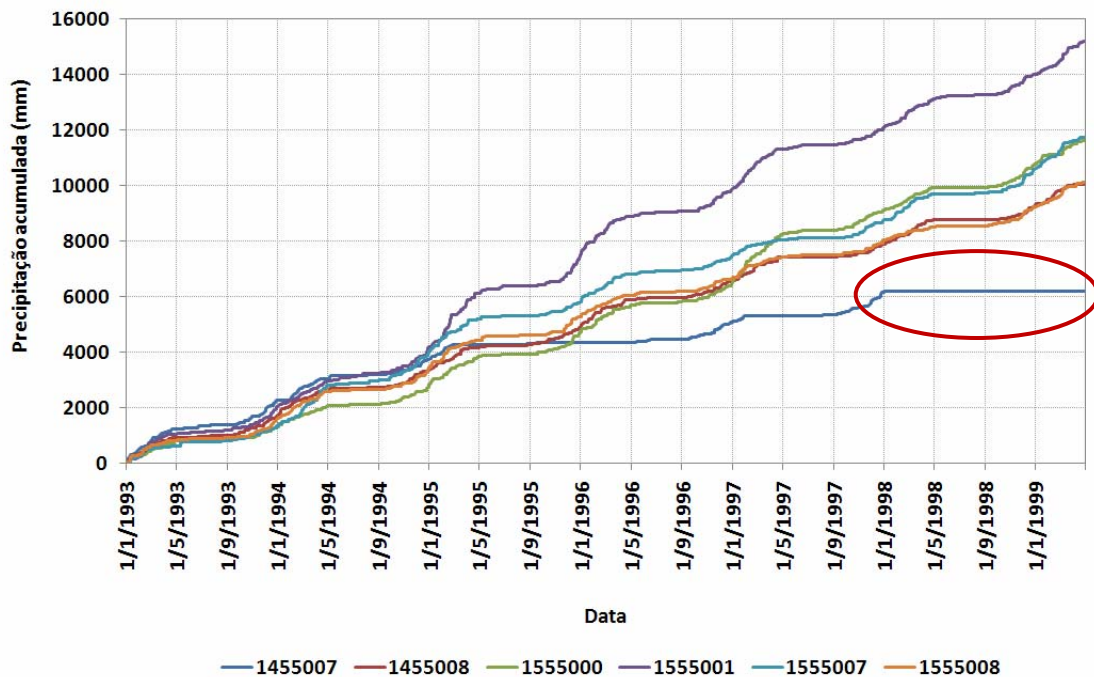


Figura 5.17 – Precipitação diária acumulada.

Nos totais mensais de precipitação (Figura 5.16), através das médias de todos os postos, pode-se perceber a variação sazonal das precipitações na região de estudo, com precipitações bastante elevadas nos meses de novembro a fevereiro e chuvas praticamente nulas no período de junho a agosto. Também é possível notar que as curvas de precipitação diária acumulada das estações pluviométricas apresentam diferenças expressivas, indicando grande variabilidade espaço-temporal da pluviometria na bacia (Figura 5.17). O posto 1455007 possui informações até o ano de 1997.

Apesar de DIAS e KAN (1999) sugerirem a utilização do método de Thiessen, também conhecidos como poliedros de Voronoi, para a extração das informações espacializadas da chuva, optou-se pela utilização da distância inversa ponderada (IDW).

A Figura 5.18 apresenta o diagrama de dispersão entre as chuvas extraídas pelos dois métodos, de Thiessen e IDW. É possível verificar, através do coeficiente de determinação (R^2) de 0,788, que aproximadamente 80% da variação total da chuva extraída pelo método IDW pode ser explicada pela relação linear entre as duas chuvas (Thiessen e IDW).

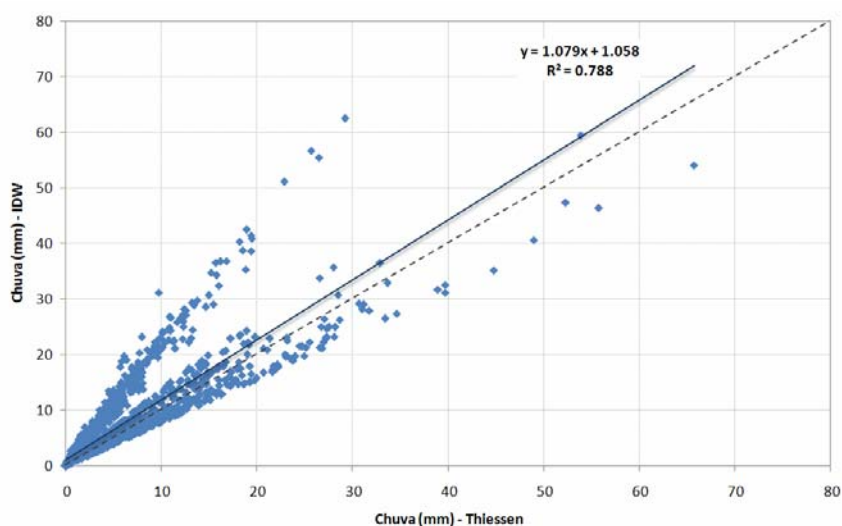


Figura 5.18 – Diagrama de dispersão entre os dados de chuva espacializados pelo método de Thiessen (abscissa) e pelo método IDW (ordenadas).

Com essa relação entre os dois métodos, não é possível afirmar que o método IDW é melhor do que o Thiessen, contudo, quando o objetivo é alcançar uma

superfície contínua, deve-se utilizar um interpolador gradual (IDW) e para alcançar uma superfície discreta, empregou-se um interpolador abrupto (Thiessen).

SILVA *et al.* (2007) avaliou alguns interpoladores para a avaliação espacial de algumas variáveis climáticas na bacia do rio Itapemirim, no estado do Espírito Santo, e chegando a conclusão de que o melhor interpolador para seus dados e seus objetivos foi o IDW.

5.2.1.2 VAZÃO

O posto fluviométrico utilizado para a aplicação do BHS foi o posto 66210000 (Rm5), exutório da bacia do rio Manso. Nesse posto, especificamente, a série encontra-se completa para o período de estudo (1993-1999) não precisando ser realizada qualquer tipo de preenchimento de falhas. Contudo, a análise de consistência foi feita.

A série de vazão é uma série estacionária, constatada através do teste de hipótese de Mann Whitney (BRADLEY, 1968) no nível de significância de 5%. A Figura 5.19 apresenta o hidrograma para o posto 66210000 (exutório da bacia) e a precipitação média na bacia.

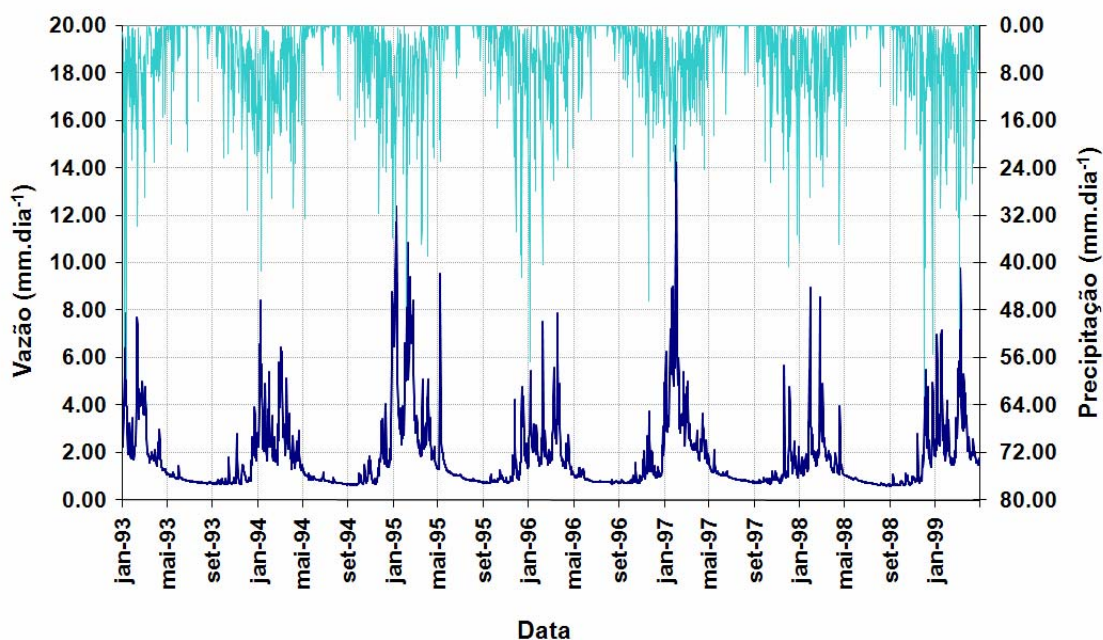


Figura 5.19 – Hidrograma bacia do rio Manso (posto 66210000) no eixo principal e precipitação (IDW) no eixo secundário (1993-1999).

5.2.1.3 EVAPOTRANSPIRAÇÃO

O primeiro passo para a aplicação do método BHS envolveu a determinação dos dias referentes aos finais das recessões (QF), bem como os dias de ocorrência do pico de vazão (Figura 5.20), através de hidrogramas anuais das vazões do posto fluviométrico 66210000. Optou-se por um trabalho não automatizado na determinação dos períodos de recessão, mas que garantisse uma coerência ao processo e uma maior confiabilidade para a aplicação das etapas seguintes. Considerou-se, conforme preconizado pela metodologia BHS, que o final de uma recessão é sempre o início da seguinte, desde que o período de tempo não seja inferior a 15 dias.

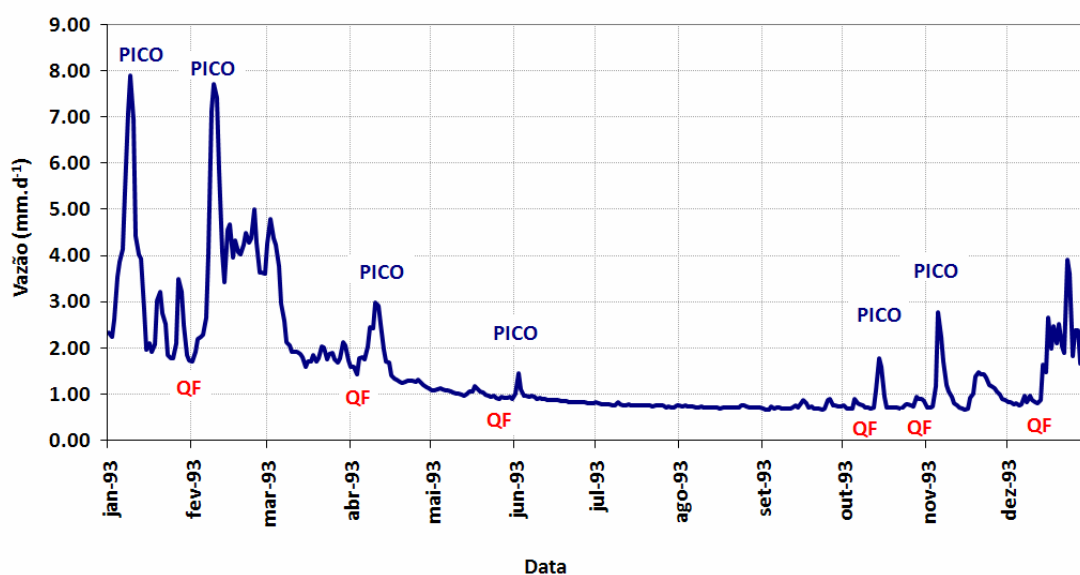


Figura 5.20 – Hidrograma posto 66210000, picos e recessões.

Usa-se o início e o fim do período irregular de análise de recessão, denominados Pico (QI) e QF, respectivamente, e a constante temporal da recessão, T, calculada através da envoltória linear superior da plotagem de $Q(t)$ versus $Q(t+\Delta t)$, para determinar os valores dos armazenamentos no primeiro dia (S_i , em mm) e no último dia (S_f , em mm). Esses valores de armazenamento de água no solo aplicados à equação principal de balanço hídrico fornecem o valor da evapotranspiração média, E_{med} , no período entre recessões.

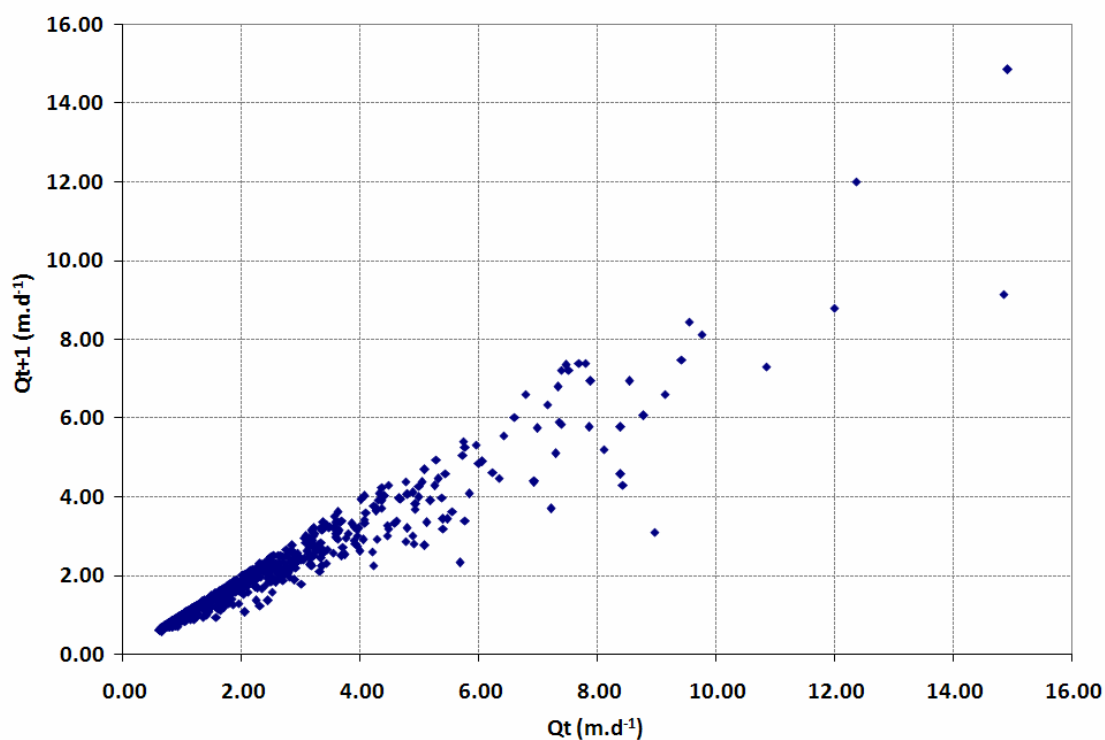


Figura 5.21 – Gráfico Q_t versus Q_{t+1} .

Adotou-se, como premissa na determinação da envoltória linear superior da plotagem de $Q(t)$ versus $Q(t+\Delta t)$, visando o cálculo da constante temporal da recessão T , que todos os pontos onde Q_t fosse igual a Q_{t+1} seriam desprezados e, dessa forma, a constante de tempo de recessão infinito é eliminada, seguindo a recomendação de DIAS e KAN (1999). Adicionalmente, a condição de envoltória superior admitida foi a de que 99% dos pontos estivessem abaixo da reta com inclinação K (DIAS e KAN, 1999). No trabalho de DIAS e KAN (1999), foram determinadas constantes de recessão T , onde $T = -1/(\ln(K99\%))$, iguais a 17 e 28 dias, para bacias de áreas de drenagem de 1.055 e 5.622 km², respectivamente. Outro trabalho realizado por DIAS e KAN (2004) mostra que, para uma bacia de 9.424 km², o T foi de 196 dias.

No presente trabalho, a constante de recessão T , onde $T = -1/(\ln(K99\%))$, obteve-se um valor similar, igual a 194 dias (\approx 6 meses), para bacia de área de drenagem de 9.412,81 km².

Todo o procedimento foi automatizado por meio de planilhas eletrônicas. Alguns resultados comparativos entre as precipitações, as vazões e as evapotranspirações calculadas no período de 1993 a 1999, em mm.dia^{-1} , para a bacia do rio Manso, são apresentados na Figura 5.22. Como se pode perceber através da figura, a evolução sazonal da evapotranspiração respeita os períodos de cheias e estiagens das bacias, captando bem o sinal hidrológico da região.

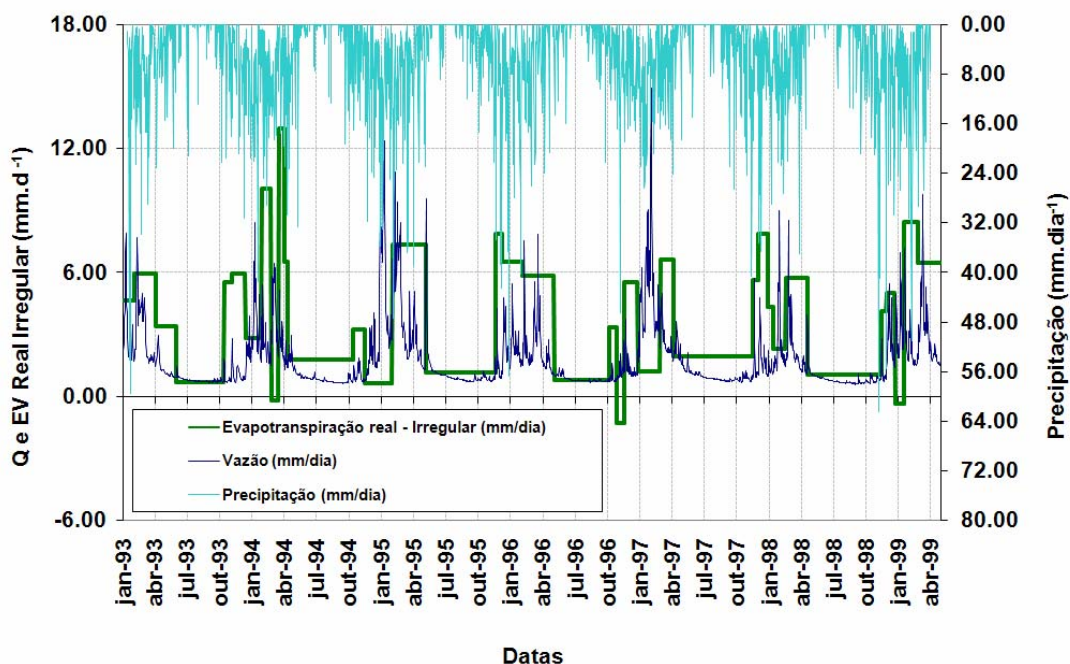


Figura 5.22 – Precipitações, vazões e evapotranspirações calculadas pelo método BHS para o posto de drenagem do rio Manso (Rm5 - 66210000) (1993-1999).

Tendo em vista que a aplicação do método fornece uma seqüência de valores de evapotranspiração em períodos de tempo irregulares (linha verde) e que os estudos hidrológicos usuais adotam os valores mensais como unidade básica temporal, determinou-se a evapotranspiração mensal através da proporcionalidade que cada valor de evapotranspiração assume em relação ao número de dias do mês no qual é válido (Figura 5.23).

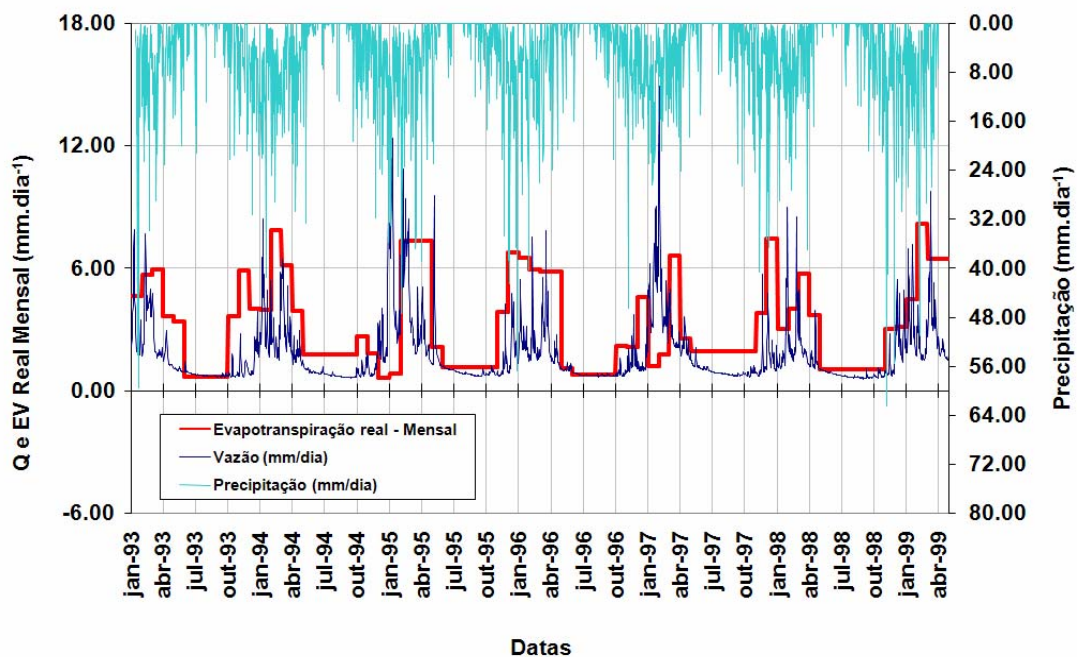


Figura 5.23 – Evapotranspiração mensal pelo método BHS (1993-1999).

A bacia do rio Manso possui a característica de chuvas localizadas cujos pluviômetros nem sempre são capazes de captar a distribuição espacial dessa chuva. No caso deste estudo, a bacia do Manso tem sua pluviosidade representada por 6 postos pluviométricos. A Organização Meteorológica Mundial (WMO) recomenda pelo menos 1000 km² por posto pluviométrico em regiões com grande dificuldade de obtenção de dados. Na aplicação do BHS, bem como nas demais aplicações desta tese, a densidade de posto pluviométrico é de 1 posto a cada 1570 km², aproximadamente.

Devido à carência de postos pluviométricos e em função da forte característica de chuvas localizadas, é bastante razoável afirmar que os postos pluviométricos captam, de maneira mais realista, o fluxo da água, medido pela vazão, do que o fluxo medido pela chuva. Com isso, valores de evapotranspiração calculados a partir do balanço de massa podem apresentar seus valores negativos, representando essa falha no sistema de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Manso.

Uma análise crítica mais apurada sobre o desempenho do método BHS pode ser realizada através da verificação do balanço de massa acumulado realizado pelo modelo. Para tal, a Figura 5.24 apresenta a comparação entre os valores acumulados

da evapotranspiração calculada pelo BHS e os totais acumulados da diferença diária entre precipitação e vazão (mm.dia^{-1}), para o posto do rio Manso.

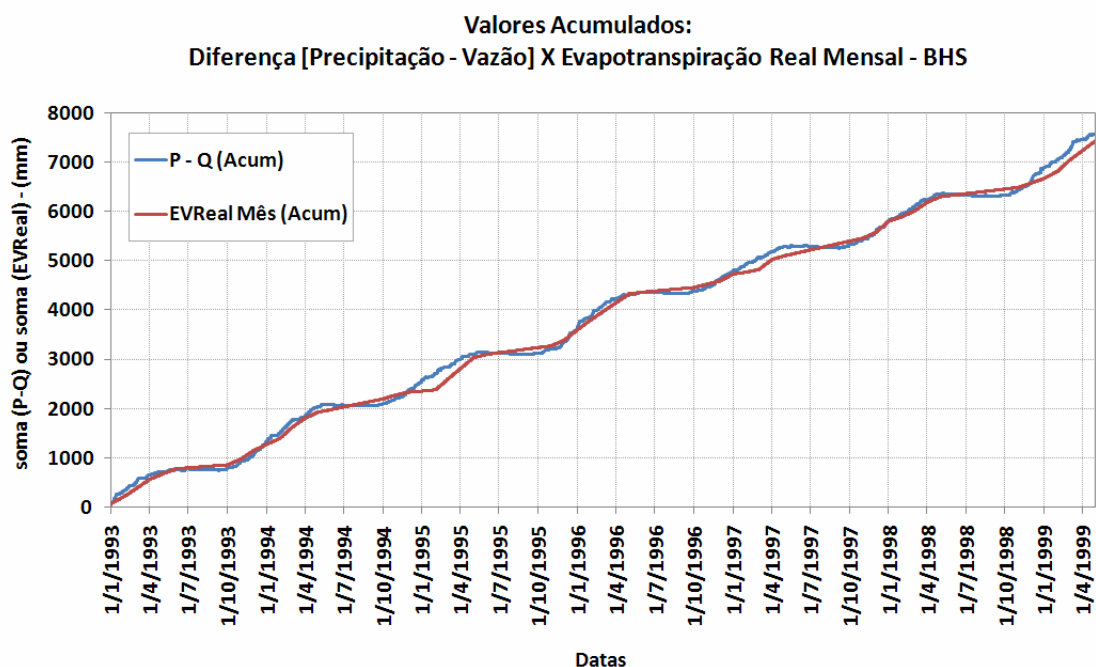


Figura 5.24 – Evapotranspiração BHS acumulada comparada a [P-Q] acumulada (1993-1999).

Observa-se um pequeno distanciamento entre as curvas, o que denota uma subestimativa dos valores de evapotranspiração real (BHS), provavelmente causada por uma propagação de erros na rotina escolhida para cálculo do armazenamento de água no solo. Apesar da indicação para aplicação do método ser para bacias de até 10.000 km^2 , essa subestimativa pode estar também ligada ao tamanho da bacia ($9.412,81 \text{ km}^2$).

5.3 RESULTADOS DO MODELO CONCENTRADO SMAP II SUAVIZADO

Dando seqüência à modelagem hidrológica concentrada através do modelo SMAP, após a reunião das informações hidrometeorológicas, parte-se para a realização das simulações e avaliação dos resultados do modelo SMAP suavizado.

O modelo SMAP II suavizado exige-se o estabelecimento de valores iniciais para os parâmetros a serem calibrados que sejam condizentes com a realidade da bacia, uma vez que o processo matemático de minimização da função objetivo pode

levar a diversos pontos de mínimos locais, tendo em vista que o seu caráter é altamente não linear. Cumpre destacar que o modelo SMAP II tem um histórico de aplicação bastante restrito, em especial com a análise de casos para a bacia do rio Fartura, uma bacia de apenas 227 km², afluente do rio Pardo, no estado de São Paulo (DIB, 1986; ROTUNNO FILHO, 1989). O modelo na sua versão suavizada foi estudado por SILVA (1990), ANDRADE FILHO (1992) e THOMAZ (1992), também para a bacia do rio Fartura, considerada, nas análises, como potencialmente perfeita. DI BELLO (2005) também estudou o modelo em sua versão suavizada, embora, nesse caso, em bacias reais na região do rio São Francisco, com áreas de drenagem variando entre 5.199 a 37.522 km². No caso do presente estudo, empregou-se a modelagem hidrológica concentrada do tipo chuva-vazão para uma área de drenagem de 9.412,81 km², ganhando relevância, na medida que representa um avanço na aplicação desse modelo em bacias reais, e, em especial, permitindo desenvolver um estudo comparativo com modelo hidrológico de natureza distribuída e a avaliação desse tipo de abordagem em modelagem da qualidade da água.

5.3.1 TEMPO DE CONCENTRAÇÃO

O tempo de concentração para a bacia em estudo foi estimado com base nas informações de trabalhos executados na bacia do rio Cuiabá e no conhecimento prévio da área.

Cumpre destacar que, a título de verificação da ordem de grandeza dos valores determinados, foram aplicadas três fórmulas empíricas da literatura (PONCE, 1989; WIESNES, 1984), usualmente empregadas em bacias urbanas, a saber:

- Fórmula de Kirpich:

$$t_c = 57 \left(\frac{L^3}{\Delta H} \right)^{0,385} \quad (5.3)$$

sendo t_c o tempo de concentração (min), L o comprimento total da bacia, medido ao longo do talvegue principal até o divisor de águas (km), e ΔH a diferença de nível entre o ponto mais a montante da bacia e seu exutório (m).

- Fórmula de Ventura

$$t_c = 76,3 \frac{\sqrt{A}}{\sqrt{I}} \quad (5.4)$$

sendo A a área da bacia hidrográfica (km^2) e I a declividade média da bacia

$$I = 100 \cdot \frac{\Delta H}{L} \quad (\%).$$

- Fórmula de Passini

$$t_c = 64.8 \frac{\sqrt[3]{L.A}}{\sqrt{I}} \quad (5.5)$$

Os resultados para as três formulações empíricas, apresentadas na Tabela 5.12, divergiram substancialmente entre si. Porém, como pode ser notado na Figura 5.25, o tempo de retardo médio no rio Manso, determinado pelos postos 66162000 (montante) e 66210000 (jusante), distantes cerca de 90 km, via propagação de onda de cheia, é de 1 dia. Considerando que o posto 66162000 está distante da cabeceira do rio aproximadamente 145 km, assume-se que o tempo de retardo seja de 2 dias, corroborando com os cálculos feitas com a formulação de Kirpich. Diante disso, o tempo de concentração adotado, nesta etapa de estudo, para a bacia do rio Manso foi de 2 dias.

Tabela 5.12 – Resumo dos resultados dos tempos de concentração

	Kirpich (dias)	Ventura (dias)	Passini (dias)
APM Manso	1,98	0,38	0,34

Conforme exigência do modelo SMAP, foram estimados os histogramas de tempo de retardo (TDH), cujas ordenadas são parte das condições iniciais do modelo e entram no processo de calibração na versão suavizada. Essa estimativa do tempo de retardo bem como do traçado das isócronas, linhas de igual tempo de viagem, foram feitas baseadas no conhecimento prévio da bacia. A partir das isócronas, foram delimitadas e calculadas as áreas A_i , onde i é numerado no sentido de jusante para montante, e, na seqüência, foram calculadas as ordenadas dos histogramas de retardo, dividindo-se os valores de A_i pela área total da bacia (Figura 5.26).

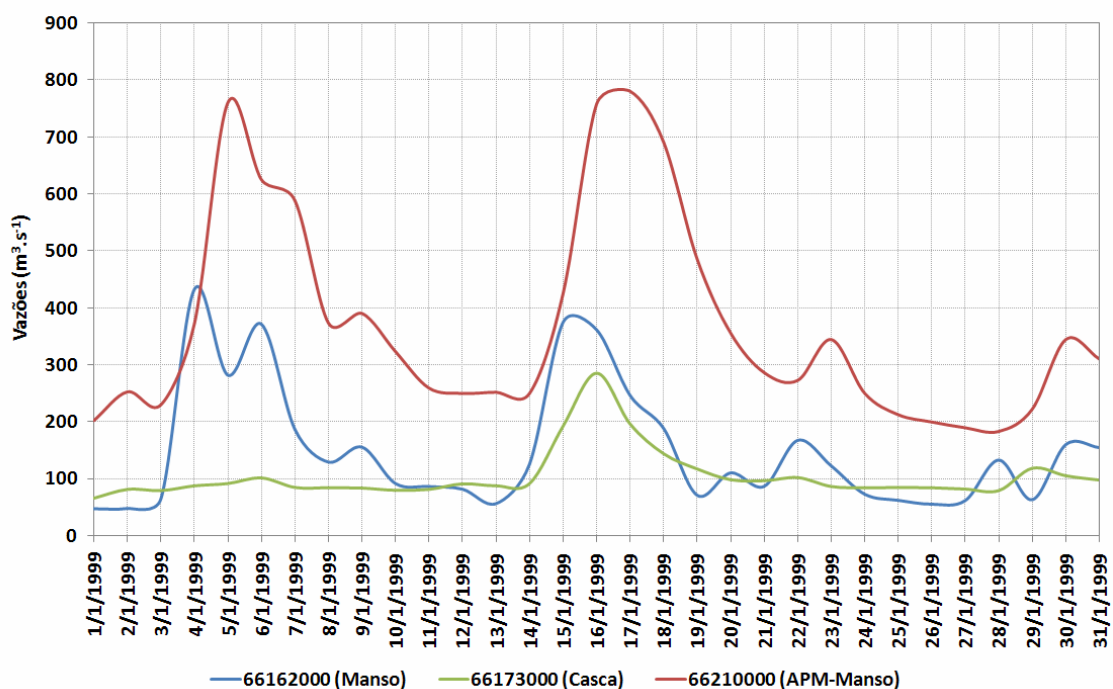


Figura 5.25 – Hidrograma dos postos da bacia para estimativa do tempo de concentração.

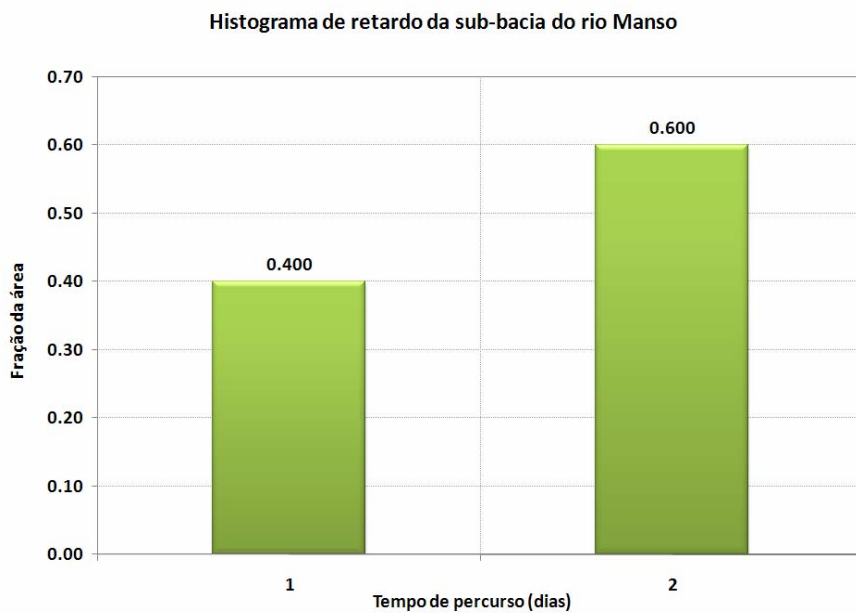


Figura 5.26 – Histograma de retardo da sub-bacia do rio Manso.

5.3.2 PLANEJAMENTO DAS SIMULAÇÕES

As séries de precipitação, vazão e evapotranspiração abrangeram o período de 1993 a 1999. A série foi dividida em duas, sendo que o período de 1993 a 1996 foi utilizado para calibração, enquanto o restante da série para validação. CANEDO (1979) concluiu que um período de três anos já se revela aceitável para ser usado na calibração, enquanto um período de cinco anos poderia ser considerado, em termos práticos, como ideal. Contudo, para bacias hidrográficas onde a vazão subterrânea contribui grandemente para a vazão dos rios, sugere-se que o período para a calibração seja maior.

5.3.2.1 ESTABELECIMENTO DOS PARÂMETROS INICIAIS

Neste item, serão explicitados os critérios adotados para a fixação de cada um dos parâmetros iniciais que foram otimizados pelo método de penalização hiperbólica acoplado à rotina de otimização BFGS (*Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shanno*).

ROTUNNO FILHO (1989) analisou diversos resultados das calibrações automáticas para o modelo SMAP, valendo-se de índices para classificar a importância ou não de cada um dos parâmetros do modelo. Por exemplo, afirmou que o parâmetro KSUB apresenta dominância em relação aos demais, medindo essa propriedade através do índice de concentricidade e do índice de sensibilidade (SOROOSHIAN *et al.*, 1983). Essa conclusão fundamenta a experiência no processo de calibração manual do modelo SMAP, recomendando-se que o primeiro parâmetro sujeito a ajustamento nesse tipo de processo seja o KSUB.

Com relação aos parâmetros mais sensíveis do modelo, ROTUNNO FILHO (1989) ponderou que os valores calculados para os índices de sensibilidade relativos a KSUP e KSUB, que correspondem aos coeficientes de recessão dos reservatórios superficial e subterrâneo, respectivamente, indicaram que tais parâmetros são essenciais ao modelo, uma vez que seus efeitos não podem ser substituídos ou compensados pelos demais.

Em uma posição intermediária, em termos de importância para os resultados do modelo, encontra-se o parâmetro ABSI, que está ligado à retenção de água na superfície do solo. Ao contrário, CPER é o que apresenta o maior valor para o índice de sensibilidade e, portanto, há a indicação de que esse parâmetro é o que mais facilmente pode ser substituído ou mantido constante, sem maiores problemas para o

resultado final da modelagem, ou seja, é um parâmetro redundante e talvez desnecessário ao modelo.

O parâmetro KPER observado apresenta o segundo maior valor para o índice de sensibilidade, possivelmente afetado pelo comportamento de CPER. Deve-se notar que esses dois parâmetros atuam com grande proximidade na calibração automática e ambos estão presentes na equação de percolação do modelo.

Com base nessas informações preliminares, foram escolhidos os valores dos parâmetros para inserção no conjunto de condições iniciais a serem calibradas pelo modelo SMAP.

Devido à falta de dados que permitissem estimar melhor a variável ABSI, que reflete a retenção de água na superfície do solo, incluindo a parcela da precipitação ocorrida antes do escoamento inicial, adotou-se o valor 5 (cinco) para as simulações deste trabalho, considerando-se, portanto, um valor médio entre a faixa de valores normalmente adotada, ou seja, de 0 a 10 mm. Por outro lado, os parâmetros KSUB e KSUP, constantes de recessão dos escoamentos subterrâneo e superficial, respectivamente, puderam ser estimados com base nos estudos realizados para a aplicação do método de balanço hídrico sazonal (BHS) na bacia em estudo. Através da análise das recessões dos hidrogramas para o cálculo da constante de tempo da recessão T da bacia, obtiveram-se os valores das constantes K dos gráficos $Q(t)$ versus $Q(t+\Delta t)$. Para a estimativa de KSUB inicial, o valor de K foi tomado como o coeficiente angular da reta envoltória de 99% dos pontos, enquanto, para a estimativa de KSUP inicial, o valor de K foi tomado como o coeficiente angular da reta envoltória de 1% dos pontos. Convém lembrar que os valores de KSUP costumam ser ligeiramente inferiores aos de KSUB, uma vez que, no gráfico onde $Q(t)$ encontra-se no eixo das abscissas e $Q(t+\Delta t)$ encontra-se no eixo das ordenadas, os valores $dQ(t+\Delta t)/dQ(t)$ mais baixos indicam recessões mais suaves e, portanto, caracterizadas pela predominância do escoamento de base. Valores de $dQ(t+\Delta t)/dQ(t)$ mais altos, por sua vez, indicam recessões com quedas de vazão mais acentuadas e, portanto, caracterizadas pela existência de escoamento superficial significativo. A Figura 5.27 apresenta o procedimento adotado, ilustrando-o para o período de dados do posto fluviométrico 66210000.

Os valores de KSUP e KSUB calculados para o posto fluviométrico 66210000 relacionados com base em todo o histórico de dados empregado no estudo (1993 a 1999) são 0,9916 e 0,9948, respectivamente.

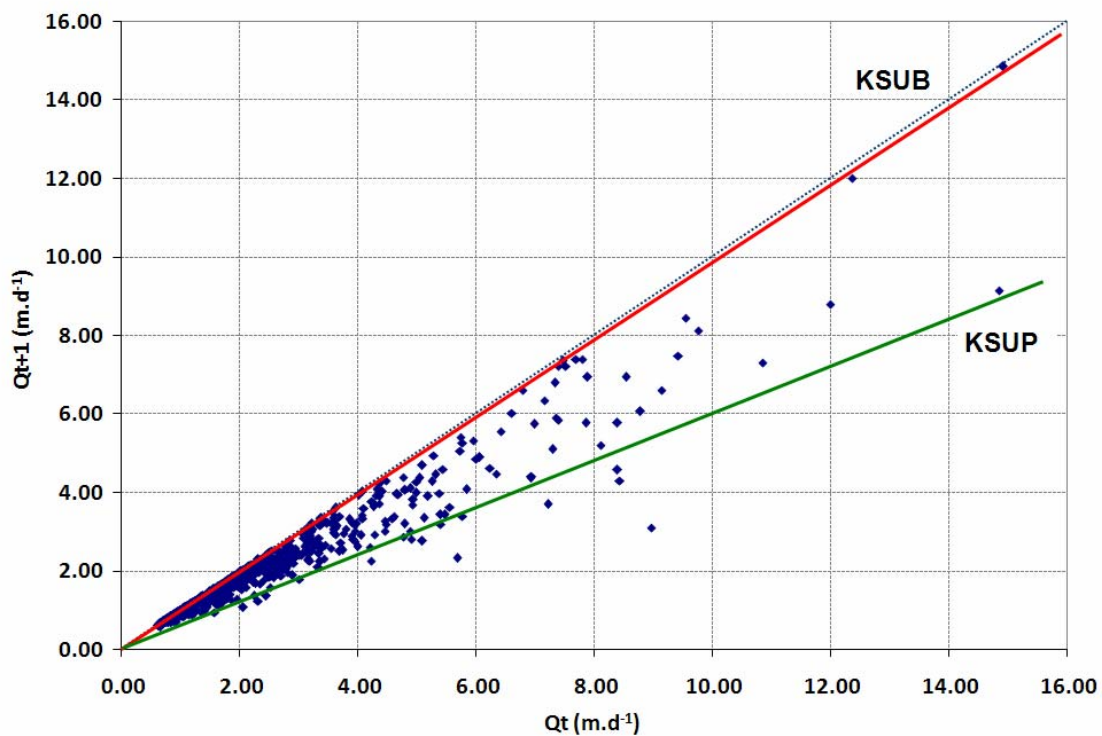


Figura 5.27 – Estimativa de KSUP e KSUB através da análise das recessões.

O parâmetro NSAT, nível de saturação do solo, foi estimado utilizando a equação do modelo ($NSAT = NSOL/TSOL$). NSOL, nível do reservatório no solo, pôde ser considerado, para fins de estimativas das variáveis iniciais, igual ao armazenamento de água no solo dado pela metodologia do BHS, 173 mm. O parâmetro TSOL (taxa de umidade do reservatório do solo) foi obtido através do valor de umidade do solo produzido pelo sensor orbital AMSR-E (*advanced microwave scanning radiometer*), que fica a bordo do satélite ACQUA-EOS, lançado em 04 de maio de 2002. Como a data de lançamento desse satélite não coincide com o período estudado, escolheu-se uma data onde houvesse chuvas intensas para poder estimar o nível de saturação do solo na bacia do rio Manso. A data escolhida, através das análises dos postos pluviométricos da bacia, foi 08 de maio de 2003. Como o parâmetro trata do nível de saturação, escolheu-se o valor máximo da imagem (Figura 5.28) do produto umidade do solo do AMSR-E para a utilização nos cálculos necessários, a saber: $0,18099 \text{ g.cm}^{-3}$. De posse dessas informações, calculou-se o

NSAT = 955,80 mm. O valor obtido foi coerente com a faixa de variação desse parâmetro, normalmente de 0 a 1.200 mm.

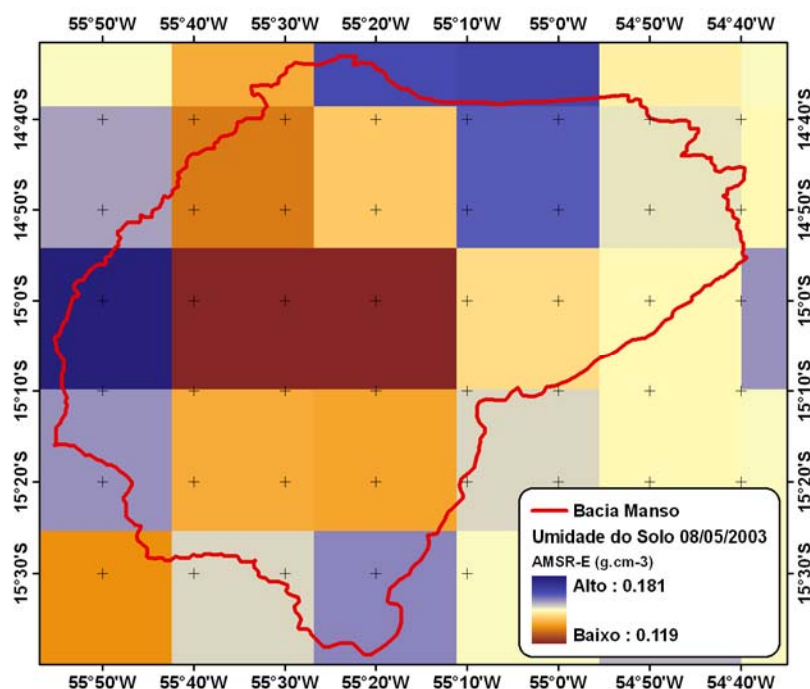


Figura 5.28 – Umidade do solo do sensor AMSR-E.

Para o valor de NSUB, utilizou-se a própria equação do modelo SMAP para, através do valor médio da vazão de base no período de início da calibração e do KSUB estimado para bacia, calcular o nível do reservatório subterrâneo pela equação: $NSUB = QSUB / (1 - KSUB)$. Então, o valor inicial de NSUB foi de 138,73 mm.

O parâmetro CPER remete ao conceito de capacidade de campo, sendo um coeficiente que é multiplicado pelo nível de saturação do solo, NSAT, para definir o chamado CPER, nível a partir do qual ocorre a efetiva transferência de água entre o reservatório do solo e o reservatório subterrâneo. Conforme mencionado anteriormente, de acordo com ROTUNNO FILHO (1989), CPER é um parâmetro potencialmente redundante e talvez desnecessário ao modelo. Por esse motivo, seu valor inicial foi admitido o valor central 0,5 nas simulações realizadas. Na mesma linha, o parâmetro KPER, coeficiente de recarga do aquífero, é, possivelmente, afetado pelo comportamento de CPER. Como sua faixa de variação é 0 e 1, o valor adotado como estimativa inicial para este estudo foi de 0,5.

Por fim, em relação aos parâmetros responsáveis pelo armazenamento e pela propagação das vazões na calha fluvial, KARM e VTDH(*i*), considerou-se que o valor de KARM é nulo nas condições iniciais e os valores das ordenadas do histograma de retardo são as estimadas por intermédio do conhecimento prévio da área de estudo, cujos resultados são os apresentados na Figura 5.26.

Na Tabela 5.13, foi feito um resumo dos parâmetros iniciais, considerando a física dos processos hidrológicos, para a simulação do modelo SMAP.

Tabela 5.13 – Condições iniciais dos parâmetros do modelo SMAP - Manso.

Parâmetros	Descrição dos parâmetros	Faixa de variação	Condições iniciais
ABSI	Abstração inicial – quantidade máxima de água que pode ser retida no solo e na superfície (mm)	0-10	5
KSUP	Constante de recessão do escoamento superficial (1.dia ⁻¹)	0-1	0,9916
NSAT	Nível de saturação so solo (mm)	0-1200	955,80
CPER	Coeficiente de percolação [-]	0-1	0,5
KPER	Coeficiente de recarga do aquífero (1.dia ⁻¹)	0-1	0,5
KSUB	Constante de recessão do escoamento subterrâneo (1.dia ⁻¹)	0-1	0,9948
KARM	Armazenamento das vazões na calha fluvial (dia)	-	-
VTDH	Total de ordenadas no histograma de retardo (dia)	-	2
NSOL	Nível do reservatório no solo (mm)	-	173 mm
NSUB	Nível do reservatório subterrâneo (mm)	-	138,73 mm

5.3.2.2 PROGRAMAÇÃO DAS SIMULAÇÕES

Foram realizadas três simulações, visando compreender o comportamento dos processos físicos do ciclo hidrológico através de comparação visual dos hidrogramas e de estatísticas que mensuram a qualidade da simulação dos modelos hidrológicos.

Portanto, não foi intenção da presente pesquisa esgotar o tema no tocante à definição do conjunto denominado ótimo de parâmetros, ou seja, aqueles que tornam a função objetivo a menor possível, tornando mais próximos os resultados dos hidrogramas observados e simulados. Por outro lado, os cenários empregados permitem fazer uma avaliação da metodologia proposta, em especial, do desempenho dos modelos hidrológicos chuva-vazão utilizados.

SIMULAÇÃO COM PARÂMETROS FISICAMENTE ARBITRADOS

Nesta primeira simulação, o objetivo foi aplicar a metodologia descrita utilizando os parâmetros e as variáveis iniciais estimadas para a realização do processo de calibração. Os valores de evapotranspiração adotados foram os obtidos pelo método BHS e o período de calibração compreende 1.461 dias, ou seja, de 01/01/1993 a 31/12/1996. A validação foi realizada com o restante do período de dados disponível, ou seja, de 01/01/1997 a 30/04/1999. Vale ressaltar que o ano de 1993 foi utilizado para o aquecimento do modelo. O hidrograma dessa simulação pode ser visualizado na Figura 5.29.

A Tabela 5.14 apresenta os valores dos parâmetros para essa simulação, definida para o estudo abrangendo os parâmetros fisicamente arbitrados. Apresenta também o valor da função objetivo de mínimos quadrados, para o período de calibração, destacando-se que a função objetivo somente é indicadora do desempenho, comparável diretamente com outras funções objetivos, quando o período de calibração é o mesmo.

Tabela 5.14 – Valores fisicamente arbitrados dos parâmetros do modelo SMAP.

Conjunto	Parâmetros fisicamente arbitrados
ABSI	5,0000
KSUP	0,9916
NSAT	955,8000
CPER	0,5000
KPER	0,5000
KSUB	0,9948
KARM	0,0000
VTDH	0,4000
VTDH	0,6000
Função objetivo	56.912.286,9401

Em geral, o que se pode perceber nesse hidrograma é que os parâmetros fisicamente arbitrados são capazes de reproduzir o comportamento sazonal das vazões, podendo observar períodos de cheia e períodos de seca, ou seja, reproduzindo o comportamento das vazões observadas.

No entanto, para a estimativa de valores que possam reproduzir os valores observados, esses parâmetros necessitam de ajustes mais finos para poder incorporar tanto os picos como os vales do hidrograma, de maneira mais representativa do

comportamento das vazões na bacia do rio Manso. Para tanto, a calibração automática desses parâmetros foi testada.

Na Figura 5.30, pode-se observar o diagrama de dispersão das vazões observadas e simuladas a partir dos parâmetros fisicamente arbitrados

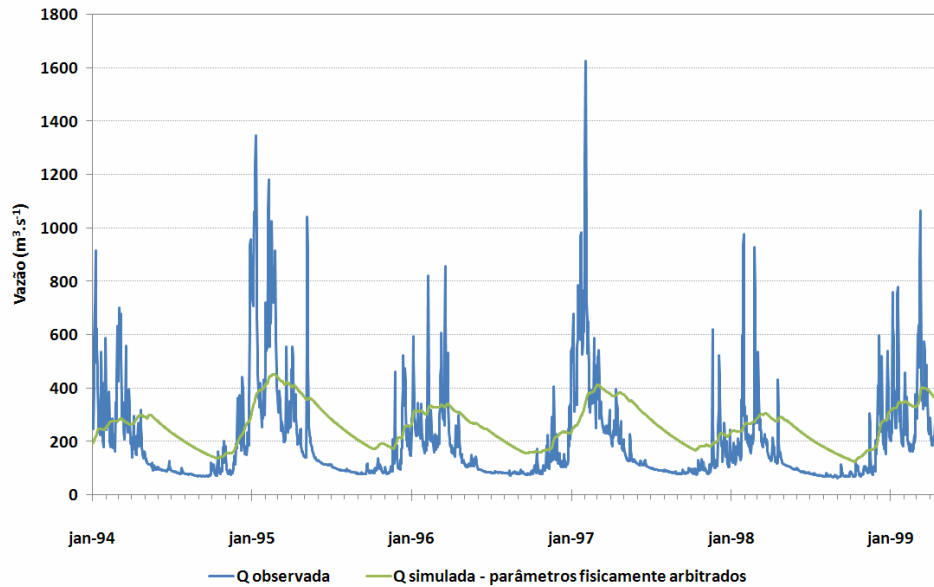


Figura 5.29 – Hidrogramas observado e simulado – parâmetros de referência.

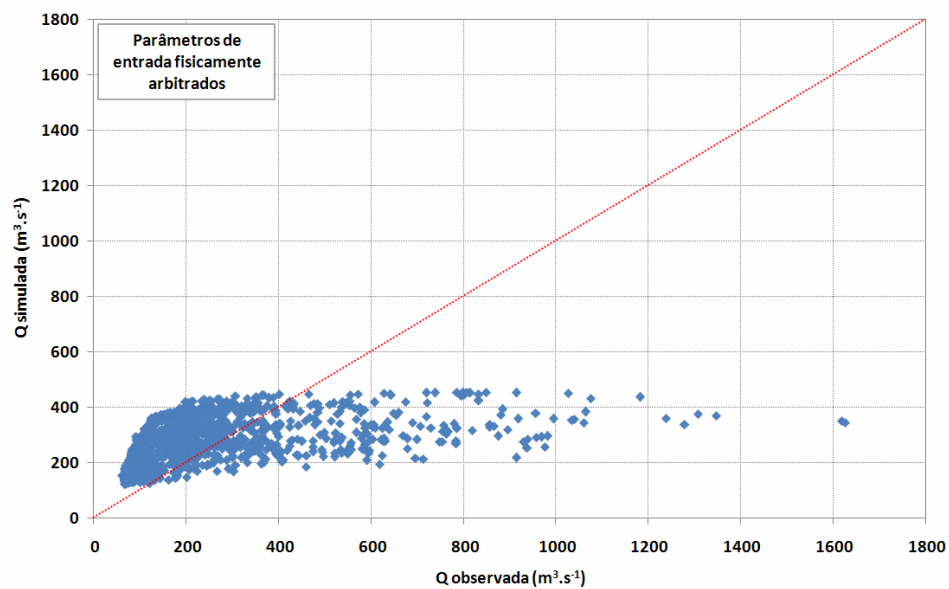


Figura 5.30 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e simuladas – parâmetros fisicamente arbitrados.

É possível notar que os resultados da simulação estão sempre abaixo de $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o que não representa a realidade, apesar de grande parte do tempo as vazões permanecerem abaixo desse valor. O coeficiente de determinação (R^2) dessa relação é de 0,264, mostrando que cerca de 50% da variação das vazões simuladas pode ser explicada pela relação linear entre as vazões observadas e simuladas. O coeficiente de Nash e Sutcliffe (NS) foi de 0,1473, o coeficiente de NS para o logaritmo das vazões foi extremamente baixo (0,0207) e a relação entre os volumes medidos e calculados foi de 30,2%.

SIMULAÇÃO DE REFERÊNCIA – CALIBRAÇÃO AUTOMÁTICA

Nessa simulação, a calibração automática foi aplicada aos parâmetros fisicamente arbitrados utilizando o processo de calibração de suavização hiperbólica, explicitado no capítulo de revisão bibliográfica desta tese. A Tabela 5.15 apresenta os valores de cada parâmetro, e a Figura 5.31 mostra os hidrogramas das vazões observada e calculada, utilizando a calibração automática.

Tabela 5.15 – Valores dos parâmetros do modelo SMAP.

Conjunto	Parâmetros fisicamente arbitrados	Parâmetros automaticamente calibrados
ABSI	5,0000	0,5224
KSUP	0,9916	0,8802
NSAT	955,8000	430,6578
CPER	0,0000	0,8490
KPER	0,5000	1,0000
KSUB	0,9948	0,9931
KARM	0,0000	0,0000
VTDH	0,4000	0,9903
VTDH	0,6000	0,0097
Função objetivo	56.912.286,94	31.483.675,10

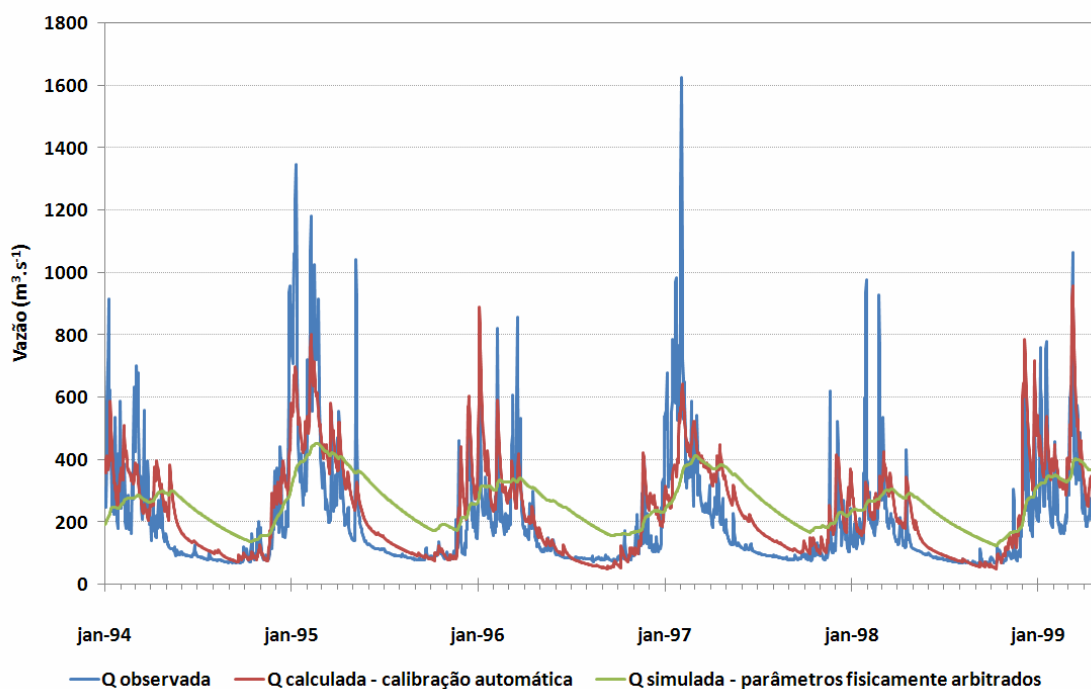


Figura 5.31 – Hidrogramas observado, calculado - calibração automática e simulado – parâmetros fisicamente arbitrados.

Neste estudo, as variáveis de estado NSOL e NSUB são atribuídos aos valores fisicamente compatíveis com a hidrologia local. Conforme se pode observar, tanto através da comparação dos valores das funções objetivos finais do processo de calibração, quanto pela própria visualização gráfica, a calibração automática introduz um forte ganho na tentativa de representar as vazões observadas.

Analisando-se os parâmetros finais calibrados, nota-se que a calibração diminuiu os valores das constantes de recessão KSUB e KSUP, reduziu bastante o valor de NSAT e equilibrou os valores calibrados de CPER e KPER, que aparecem na configuração final com a mesma ordem de grandeza.

Na visualização geral dos hidrogramas, constata-se que a simulação utilizando os parâmetros calibrados subestimou as vazões de pico e superestimou as vazões de recessão.

Na Figura 5.32, pode-se observar o diagrama de dispersão das vazões observadas e calculadas (calibração automática a partir dos parâmetros fisicamente arbitrados).

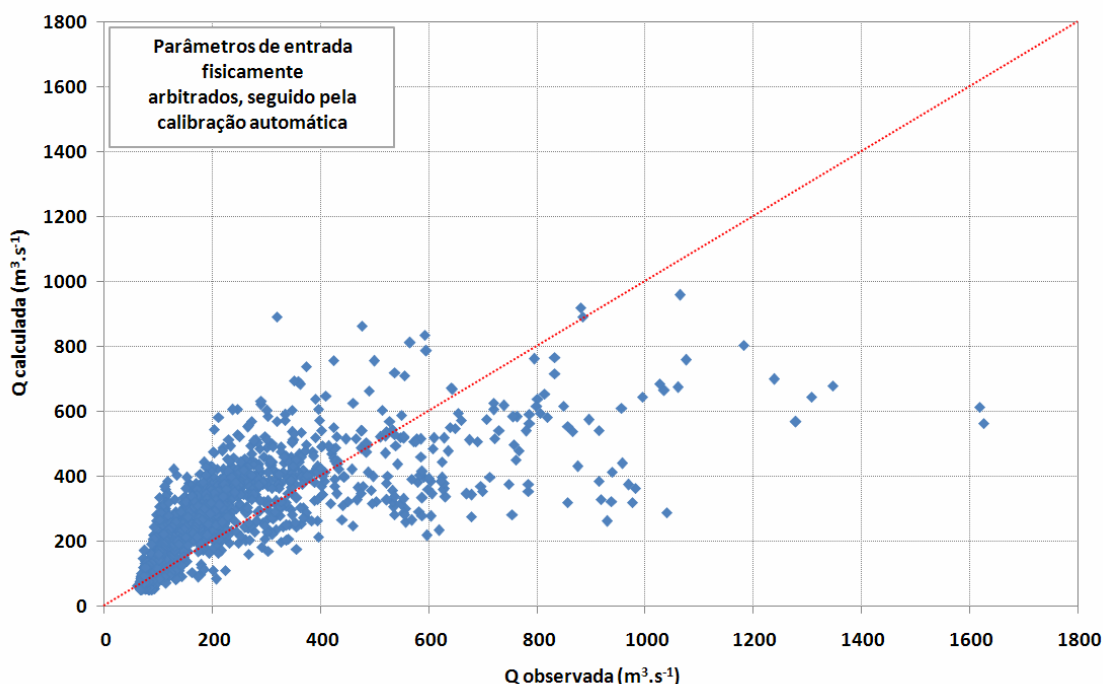


Figura 5.32 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e calculadas (parâmetros de entrada fisicamente arbitrados, seguido pela calibração automática).

No gráfico de dispersão das vazões observadas *versus* vazões calculadas, utilizando a calibração automática aos parâmetros de entrada fisicamente arbitrados (Figura 5.32), é possível perceber uma melhora expressiva nos resultados das vazões simuladas, quando comparadas às vazões geradas no primeiro tipo de simulação (Figura 5.30). Essa melhora demonstra a eficiência do algoritmo da suavização hiperbólica na calibração do modelo SMAP. No entanto, é possível perceber que para as vazões acima de $800 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, o modelo não consegue representar de forma eficiente. O coeficiente NS foi de 0,5362, para os logaritmos das vazões, o que melhor representaria a eficiência do modelo na representação das vazões mínimas, NS (log) foi de aproximadamente 0,70. Nota-se que a nuvem de pontos está próxima a linha de ajuste perfeito (1:1), demonstrando que existe uma boa correlação entre as duas vazões, de 0,759. O erro nos volumes das vazões é de 16,9%.

SIMULAÇÃO CALIBRAÇÃO MANUAL

Nessa etapa do estudo, a partir das premissas quanto aos parâmetros e às variáveis iniciais estimadas para a realização do processo de calibração, com base em valores fisicamente compatíveis com a bacia de estudo, explorou-se o procedimento

de calibração manual dos parâmetros via método tradicional de tentativa e erro, ajustando-se um novo conjunto de parâmetros que fornecem um melhor resultado para a função objetivo. A Tabela 5.16 apresenta os valores dos parâmetros calibrados manualmente, e a Figura 5.33 ilustra o hidrograma dessa simulação.

Tabela 5.16 – Valores dos parâmetros do modelo SMAP.

Conjunto	Parâmetros calibrados manualmente
ABSI	5,0000
KSUP	0,98
NSAT	950,0000
CPER	0,5000
KPER	0,5000
KSUB	0,9900
KARM	0,0000
VTDH	0,9900
VTDH	0,0100
Função objetivo	53.954.468,5523

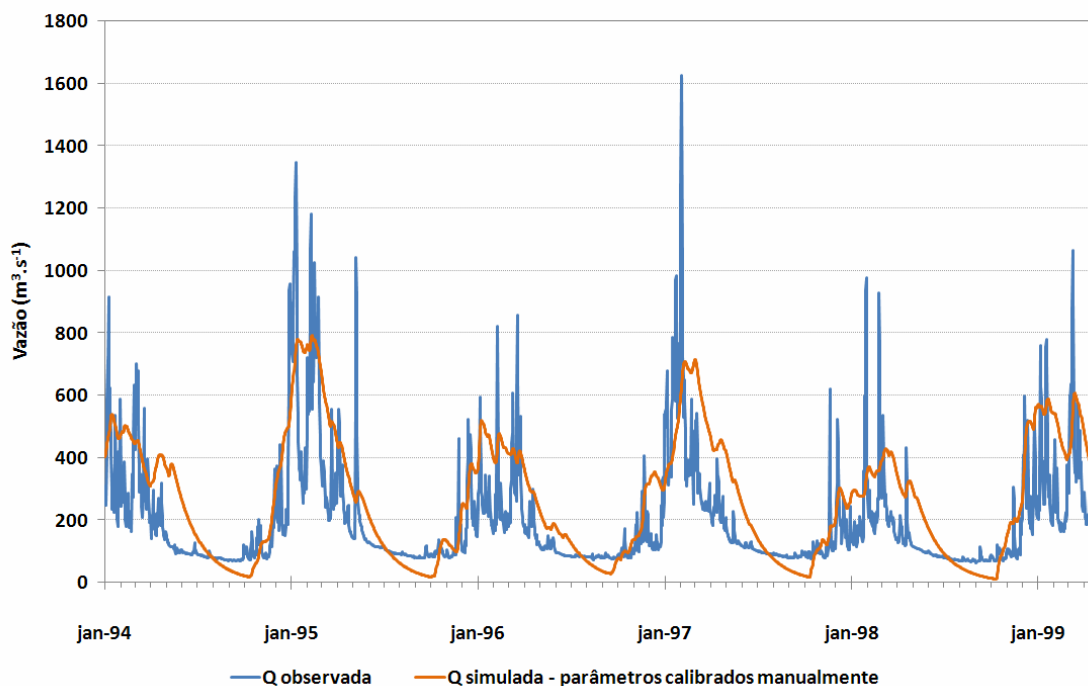


Figura 5.33 – Hidrogramas observado e simulado - calibração manual.

Nessa etapa, as variáveis de estado NSOL e NSUB foram mantidas nulas com o intuito de representar uma situação em que não se tenha essa informação à priori.

É possível perceber subestimativa no comportamento geral do hidrograma. Contudo, quando comparado com o hidrograma com parâmetros fisicamente arbitrados (Figura 5.29), é possível notar uma evolução com sazonalidades mais marcantes, descrevendo melhor o que ocorre na bacia.

Na Figura 5.34, pode-se observar o diagrama de dispersão das vazões observadas e simuladas (parâmetros calibrados manualmente).

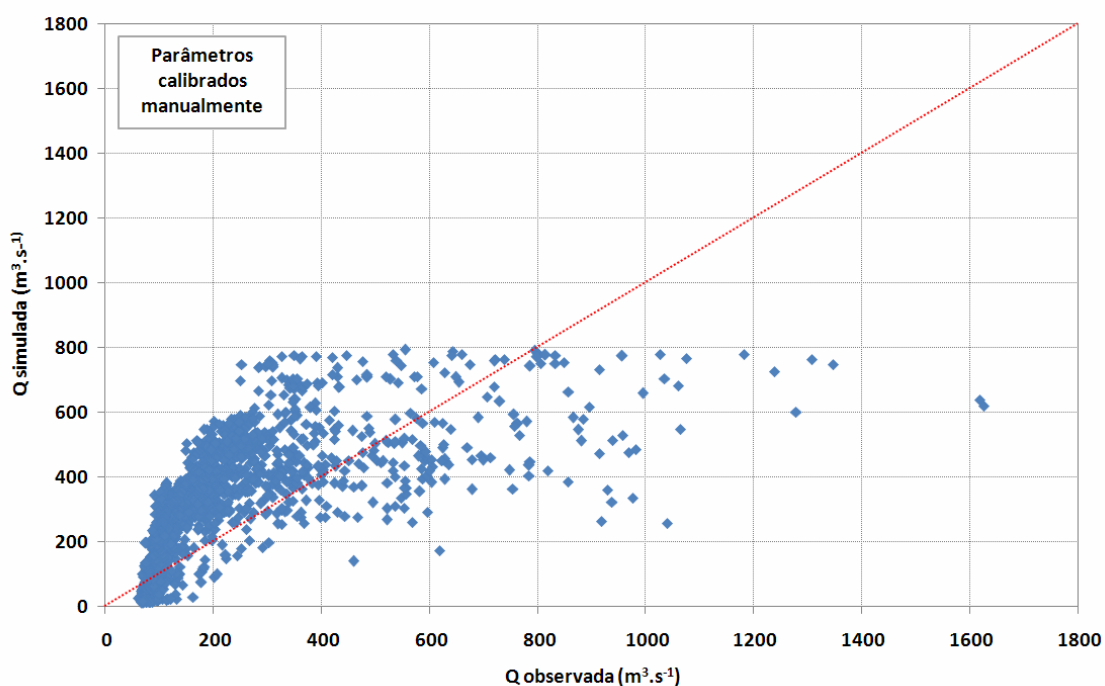


Figura 5.34 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e simuladas (parâmetros calibrados manualmente).

O limite das simulações máximas, nessa etapa do estudo, passou para $800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. As vazões abaixo de $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ são, em geral, superestimadas pelo modelo. No entanto, é possível perceber que a nuvem de pontos dispersos está mais próxima da linha de ajuste perfeito (1:1), diferentemente no caso quando considerado os parâmetros fisicamente embasados (Figura 5.30). Dessa simulação, o coeficiente de NS é de 0,2151, o NS para os logaritmos das vazões é de 0,099 e a diferença entre os volumes das vazões observadas e simuladas é de 34%. O coeficiente de correlação entre as vazões foi de 0,70.

SIMULAÇÃO – CALIBRAÇÃO AUTOMÁTICA A PARTIR DOS PARÂMETROS CALIBRADOS MANUALMENTE

Os parâmetros de entrada para a calibração automática, nessa etapa do estudo, foram os parâmetros calibrados manualmente.

A Tabela 5.17 mostra os parâmetros iniciais e finais, após a calibração automática. A Figura 5.35 apresenta os hidrogramas dessa simulação, apresentando, conjuntamente, as vazões observadas, simuladas (calibração manual) e calculadas (calibração automática).

Tabela 5.17 – Valores dos parâmetros do modelo SMAP.

Conjunto	Parâmetros calibrados manualmente	Parâmetros automaticamente calibrados
ABSI	5,0000	0,0000
KSUP	0,9800	0,8642
NSAT	950,0000	416,8584
CPER	0,5000	0,5376
KPER	0,5000	0,0285
KSUB	0,9900	0,9943
KARM	0,0000	0,0000
VTDH	0,9900	0,9736
VTDH	0,0100	0,0264
Função objetivo	53.954.468,5523	29.143.303,9639

Mostra-se, assim, o papel importante da calibração manual, partindo-se de valores fisicamente arbitrados, com posterior emprego de calibração automática. Ratificando-se a importância que as condições iniciais têm no processo de calibração automática. Os resultados dessa simulação foram comparados aos resultados da primeira simulação. Comparando as funções objetivo, é possível notar uma sensível melhora do desempenho no tocante a uma redução do valor da função objetivo. Os hidrogramas finais demonstram que as vazões calculadas com base nos parâmetros calibrados manualmente apresentaram comportamento mais próximo das vazões observadas.

Na Figura 5.36 pode-se observar o diagrama de dispersão das vazões observadas e calculadas com parâmetros iniciais calibrados manualmente seguido pela calibração automática.

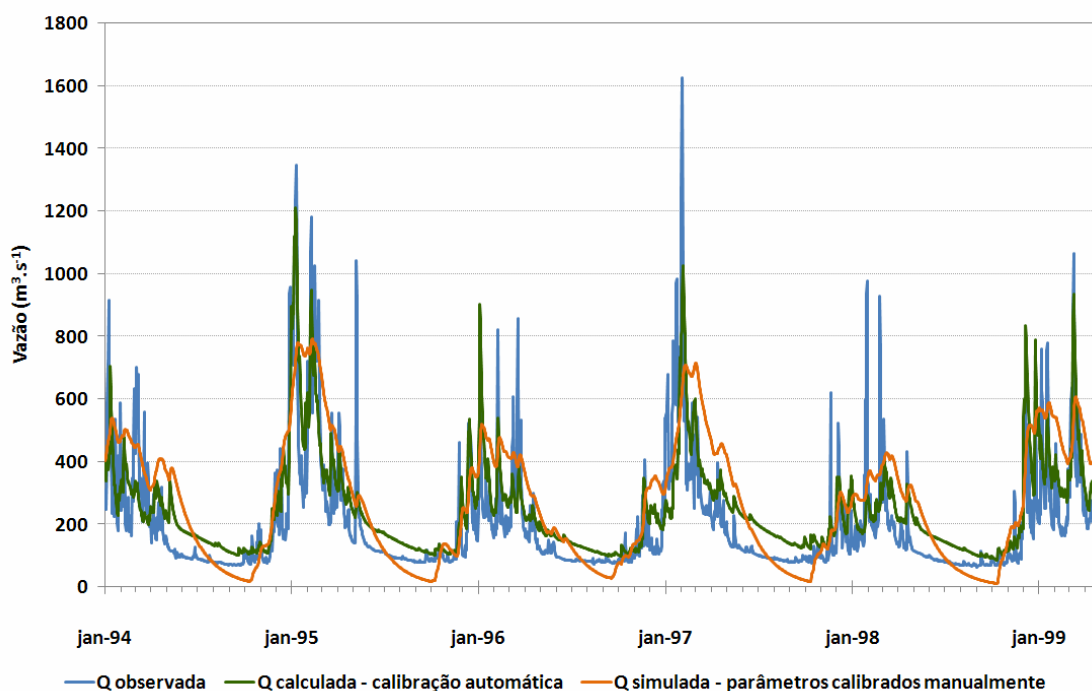


Figura 5.35 – Hidrogramas observado, simulado - calibração manual (parâmetros de entrada) e calculado – calibração automática.

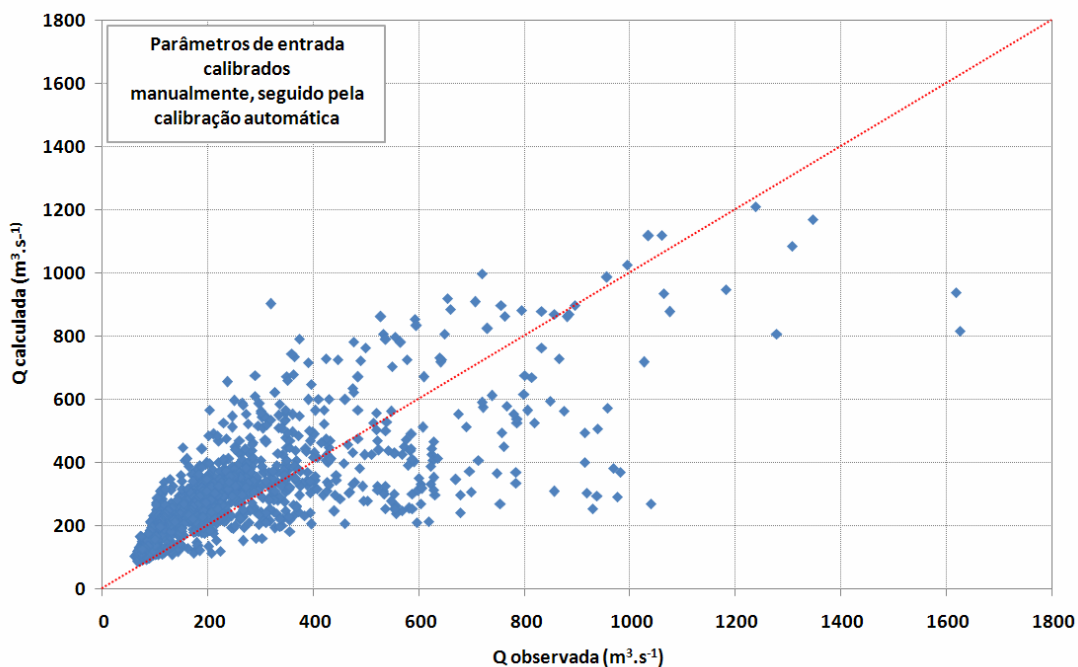


Figura 5.36 – Diagrama de dispersão das vazões observadas e calculadas (parâmetros de entrada calibrados manualmente seguido por calibração automática).

A simples visualização do gráfico de dispersão pode levar à conclusão de que a calibração manual dos parâmetros de entrada seguido pela calibração automática apresenta melhores resultados na modelagem.

Lançando mão de métricas estatísticas que avaliam o desempenho dos modelos, pode-se concluir que existem coeficientes que denotam diferenças de comportamento. Para o coeficiente de NS, que melhor avalia o comportamento das cheias do hidrograma, o valor foi de 0,5770, o mais alto entre as simulações realizadas anteriormente. Seguindo, o coeficiente de correlação também foi o mais elevado, 0,801. Porém, para o logaritmo das vazões, o coeficiente NS foi de 0,5839 e o erro no volume das vazões foi de 22,7%. Ressalta-se que, utilizando a calibração manual seguida pela automática, foi possível representar vazões mais elevadas, chegando a vazões em torno de $1.200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

5.3.2.3 RESUMO DOS RESULTADOS DO MODELO SMAP

Com o intuito de facilitar as comparações entre as simulações realizadas, a Tabela 5.18 reúne as métricas utilizadas na avaliação do desempenho do modelo SMAP para cada situação abordada.

Tabela 5.18 – Métricas para avaliação da performance do modelo.

Simulações	NS*	Log – NS*	ΔV	Coefficiente de correlação
Q simulada – parâmetros fisicamente arbitrados	0,1473	0,0207	30,2%	0,514
Q calculada – calibração automática a partir dos parâmetros fisicamente arbitrados	0,5362	0,6682	16,9%	0,759
Q simulada – parâmetros calibrados manualmente	0,2151	0,0990	34%	0,700
Q calculada – calibração automática a partir dos parâmetros calibrados manualmente	0,5770	0,5839	22,7%	0,801

*NS – Nash e Sutcliffe.

Analisando as informações das métricas, pode-se observar que existem coeficientes altos e baixos em todas as quatro simulações. As vazões calculadas utilizando a calibração automática com os parâmetros de entrada fisicamente arbitrados alcançaram melhores resultados para a representatividade das vazões

mínimas, afirmado pelo maior coeficiente dos logaritmos das vazões NS, apresentando o menor erro de volume ($\approx 17\%$). No caso das vazões calculadas utilizando a calibração automática com os parâmetros de entrada calibrados manualmente, obtiveram-se melhores resultados para a representatividade das vazões máximas, característica do coeficiente NS, apresentando a maior coeficiente de correlação entre as vazões observadas e calculadas.

5.4 CLASSIFICAÇÃO DAS IMAGENS DE SATÉLITE LANDSAT 5 - TM

Para compor a área de estudo, foram necessárias 2 cenas do sensor orbital TM do satélite Landsat 5. As datas das imagens são dos dias 26 de julho de 1999 e 11 de agosto de 1999, sendo a órbita 226 e os pontos 70 e 71, respectivamente. As imagens utilizadas, neste estudo, foram gentilmente cedidas pelo IBGE.

As imagens foram cortadas com o intuito de evitar tempo de processamento desnecessário nos passos de correção geométrica e classificação. Após o corte, o procedimento foi o georreferenciamento, utilizando o sistema de projeção UTM e *datum* SAD69, hemisfério sul, fuso 21°. Para o georreferenciamento, foi utilizada imagem GeoCover 2000 como base para os pontos de controle. O método de reamostragem foi o do vizinho mais próximo determinado com base no emprego de polinômio de primeira ordem. Os erros obtidos do processo de georreferenciamento foram da ordem 40,15 m para a cena 226/70 e de 20,30 m para a cena 226/71.

Após o georreferenciamento, as imagens foram mosaicadas, formando uma única imagem da área de estudo para a realização da classificação do uso e ocupação do solo.

A classificação foi feita de forma supervisionada pelo método da máxima verossimilhança tomando como base a definição das áreas de treinamento. As áreas de treinamento foram 14 no total, a saber: mata ciliar, savana arbórea densa, savana arbórea aberta I, savana arbórea aberta II, savana gramíneo-lenhosa I, savana gramíneo-lenhosa II, savana parque, plantação, plantação irrigada, solo aberto, cidade, sombra, água e água com sedimento.

As subdivisões das classes savanas ocorreram com a intenção de melhor captar as diferentes respostas espectrais de cada alvo. Com a mesma intenção, foi realizada, igualmente, a subdivisão das classes plantação e água.

Para auxiliar no processo das escolhas das áreas de treinamento, lançou-se ao de uma ferramenta que avalia o grau de separabilidade espectral. No presente estudo empregou-se o método da distância de Jeffries-Matusita - JM (RICHARDS, 1986), descrita no capítulo de revisão bibliográfica desta tese. A distância JM utiliza um número para avaliar a separabilidade espectral entre as classes, que varia de 0 a 2. Quanto mais próximo de 2, menor a confusão entre as classes, o que acarretará um bom resultado de classificação. A Tabela 5.19 apresenta esses índices para as classes de treinamento selecionadas no procedimento de classificação. Observa-se que em nenhuma das classes esse índice foi abaixo de 1,8, caracterizando boa escolha das áreas representativas das classes (KRAISCH *et al.*, 2007).

As matrizes de erros decorrentes do procedimento de classificação podem ser visualizadas na Tabela 5.20. Algumas poucas miscigenações de classes ocorreram, sobretudo, nas classes de savana que foram subdivididas.

A performance da classificação foi avaliada utilizando o coeficiente *kappa*, que aponta a concordância entre as amostras da cena e aquelas derivadas através da classificação da imagem de sensoriamento remoto. O *kappa* do procedimento de classificação foi de 98,9% ratificando o resultado da matriz de erros (Tabela 5.20).

Outro coeficiente capaz de mensurar o desempenho da classificação é a precisão geral, que foi de 0,991. Quanto às precisões do produtor³ do mapa e dos usuários⁴, essas percentagens estão listadas na Tabela 5.21.

³ Precisão de quem produz o mapa ao afirmar o resultado da classificação.

⁴ Precisão do usuário do mapa ao utilizá-lo.

Tabela 5.19 – Índice de separabilidade espectral – Jeffries-Matushita.

Classes	Mata ciliar	Savana arbórea densa	Savana arbórea aberta I	Savana arbórea aberta II	Savana gramíneo-lenhosa I	Savana gramíneo-lenhosa II	Savana parque	Plantação	Plantação irrigada	Solo aberto	Cidade	Sombra	Água	Água sedimento
Mata ciliar	-													
Savana arbórea densa	1.8613	-												
Savana arbórea aberta I	1.9788	1.9213	-											
Savana arbórea aberta II	2.0000	2.0000	1.8393	-										
Savana gramíneo-lenhosa I	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	-									
Savana gramíneo-lenhosa II	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	1.9193	-								
Savana parque	2.0000	2.0000	2.0000	1.9988	2.0000	2.0000	-							
Plantação	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	1.9776	1.9985	-						
Plantação irrigada	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	-					
Solo aberto	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	1.9733	1.9193	2.0000	1.9989	2.0000	-				
Cidade	2.0000	2.0000	2.0000	1.9999	1.9954	1.8743	1.9874	1.9819	2.0000	1.9957	-			
Sombra	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	1.9995	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	-		
Água	1.9995	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	1.9870	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	-	
Água sedimento	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	2.0000	-

Tabela 5.20 – Matriz de confusão das áreas de treinamento de calibração do mosaico das imagens Landsat (órbita 226, pontos 70 e 71).

Classes	Mata ciliar	Savana arbórea densa	Savana arbórea aberta I	Savana arbórea aberta II	Savana gramíneo-lenhosa I	Savana gramíneo-lenhosa II	Savana parque	Plantação	Plantação irrigada	Solo aberto	Cidade	Sombra	Água	Água sedimento	TOTAL classificado	% erro inclusão
Mata ciliar	9685	25	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	9715	0.31
Savana arbórea densa	157	20972	171	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21300	1.54
Savana arbórea aberta I	20	101	8179	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8309	1.56
Savana arbórea aberta II	0	0	28	667	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	700	4.71
Savana gramíneo-lenhosa I	0	0	0	0	3173	10	0	0	0	0	0	0	0	0	3183	0.31
Savana gramíneo-lenhosa II	0	0	0	0	3	1203	0	33	0	0	2	0	0	0	1241	3.06
Savana parque	0	0	0	3	0	0	5610	0	0	0	0	0	0	0	5613	0.05
Plantação	0	0	0	0	0	1	2	20135	0	0	0	0	0	0	20138	0.01
Plantação irrigada	0	0	0	0	0	0	0	0	1039	0	0	0	0	0	1039	0.00
Solo aberto	0	0	0	0	12	28	0	2	0	357	0	0	0	0	399	10.53
Cidade	0	1	0	0	3	6	5	16	0	0	102	0	0	0	133	23.31
Sombra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	19	0.00
Água	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0.00
Água sedimento	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	54	0.00
TOTAL que deveria ter sido classificado	9862	21099	8378	679	3191	1248	5627	20186	1039	357	104	19	10	54	71853	
% erro omissão	1.79	0.60	2.38	1.77	0.56	3.61	0.30	0.25	0.00	0.00	1.92	0.00	0.00	0.00		

Tabela 5.21 – Percentagem de precisão do mapa produzido pela classificação.

Classes	Precisão do produtor do mapa (%)	Precisão do usuário do mapa (%)
Mata ciliar	98,21	99,69
Savana arbórea densa	99,40	98,46
Savana arbórea aberta I	97,62	98,44
Savana arbórea aberta II	98,23	95,29
Savana gramíneo-lenhosa I	99,44	99,69
Savana gramíneo-lenhosa II	96,39	96,94
Savana parque	99,70	99,95
Plantação	99,75	99,99
Plantação irrigada	100,00	100,00
Solo aberto	100,00	89,47
Cidade	98,08	76,69
Sombra	100,00	100,00
Água	100,00	100,00
Água sedimento	100,00	100,00

O resultado do procedimento de classificação pode ser visualizado através da Figura 5.37.

Nota-se que as áreas de plantação são escassas na bacia, localizadas massivamente no setor leste. As áreas de solo aberto também podem caracterizar solos agrícolas, uma vez que, na época do ano das cenas do satélite (julho e agosto), os solos agricultáveis encontram-se nus, tendo sido feita a colheita, em geral, em maio ou junho, dependendo do tipo da cultura. Quanto às áreas de pastos, que não são observadas na legenda do mapa da Figura 5.37, elas estão inseridas na savana gramíneo-lenhosa, uma vez que o pasto natural é bastante utilizado na região, sendo esse tipo de vegetação utilizado para tal finalidade. Em geral, é possível perceber uma bacia bastante vegetada e pouco antropizada. A Figura 5.38 mostra as percentagens dessas áreas de forma agregadas, como savana gramíneo-lenhosa, que pode estar representando as áreas de pastos e os diversos tipos de savana. Nota-se também que, na classe de solo aberto, podem estar inseridas áreas de plantação.

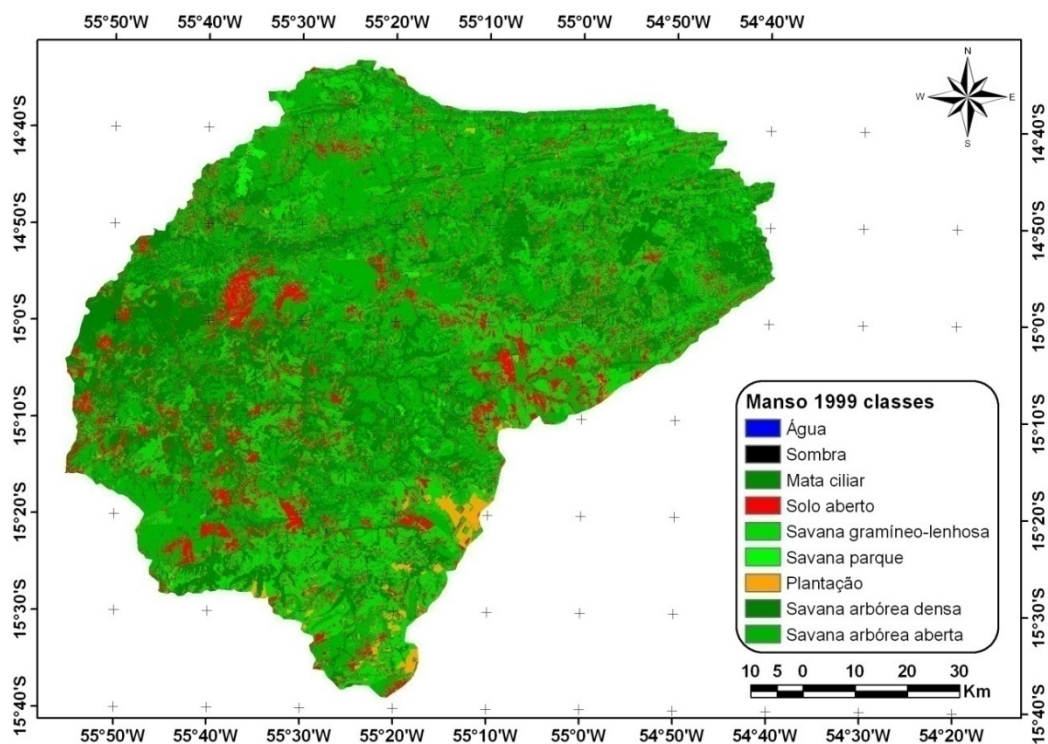


Figura 5.37 – Classificação do uso e ocupação do solo baseada nas imagens de satélite Landsat 5TM (226/70 e 226/71) de julho e agosto de 1999.

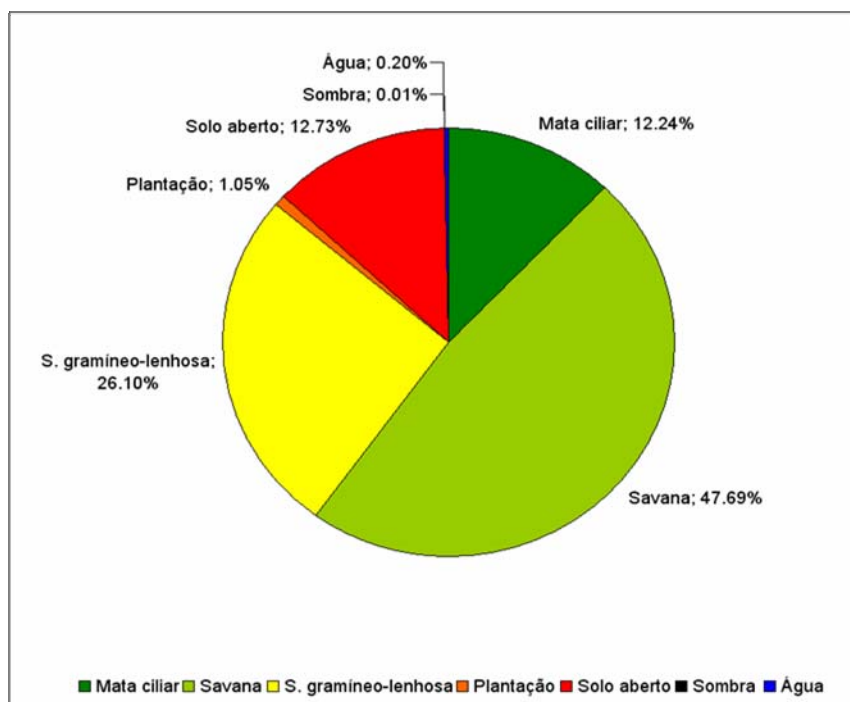
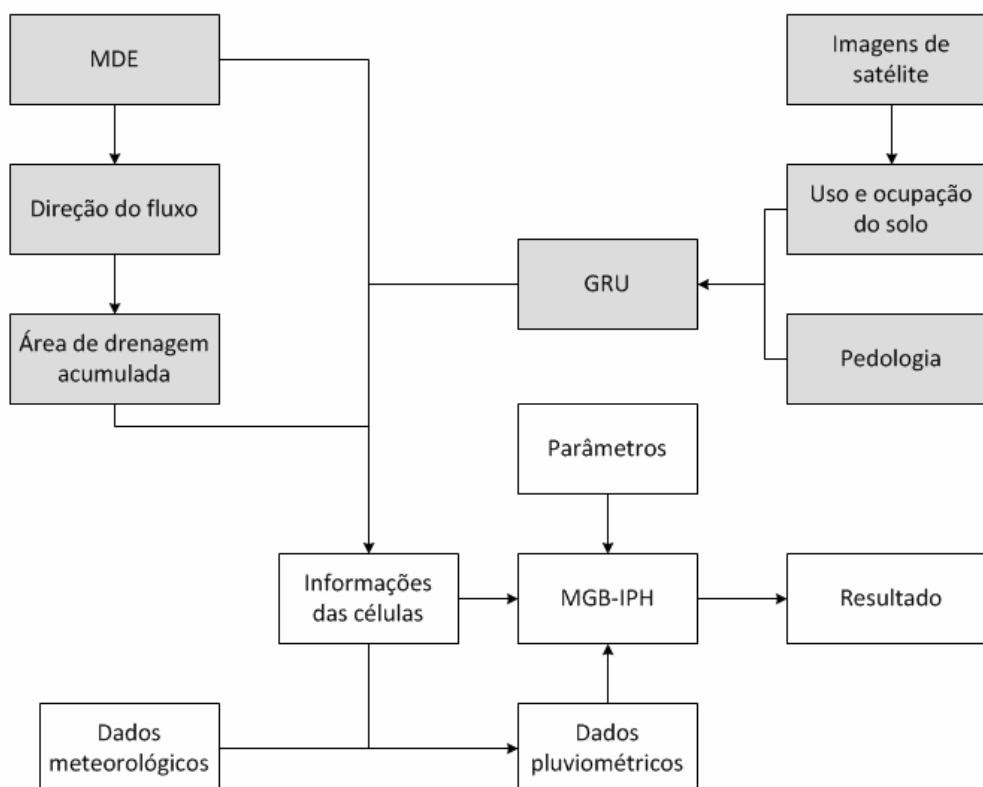


Figura 5.38 – Distribuição percentual das classes de uso e ocupação do solo extraídas das imagens Landsat 5-TM de 1999.

5.5 APLICAÇÃO DO MODELO MGB-IPH NA BACIA DO RIO MANSO

O modelo hidrológico de transformação de chuva em vazão utilizado neste trabalho foi desenvolvido para simulação em grandes bacias em intervalo de tempo diário. Esse modelo, denominado MGB-IPH (Modelo de Grandes Bacias), foi desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) por COLLISCHONN (2001).

Trata-se de um modelo distribuído onde os parâmetros do modelo são ligados a classes de características físicas, tais como pedologia e uso e ocupação do solo. O modelo apóia-se sobre duas unidades espaciais: malhas quadradas para a direção do fluxo através da bacia e das áreas hidrologicamente homogêneas (GRU), que são classes de características físicas do ponto de vista do balanço hídrico. A Figura 5.39 apresenta um fluxograma simplificado do funcionamento do modelo. Os resultados desses passos são descritos a seguir.



Fonte: COLLISCHON et al. (2007b).

Figura 5.39 – Fluxograma do processamento e operações em ambiente SIG de uma aplicação do modelo (caixas cinzas – operações em SIG convencionais).

5.6 O RELEVO DA BACIA DO RIO MANSO – SRTM

O relevo da área da bacia e seu entorno pode ser descrito pela imagem SRTM (Figura 5.40). Nota-se que as elevações mais acentuadas são observadas na porção leste e sudeste. A Figura 5.41 mostra o perfil (AA') que corta a porção leste da bacia mostrando as diferenças de elevação encontradas na região. Um histograma de frequência do MDE é mostrado na Figura 5.42. Esse modelo apresenta uma distribuição trimodal. A Tabela 5.22 mostra a estatística básica para esse modelo. Note que o desvio padrão é aproximadamente 172 m, com mínimo de 141 m e máximo de 910 m, enquanto o coeficiente de variação é 0,3689.

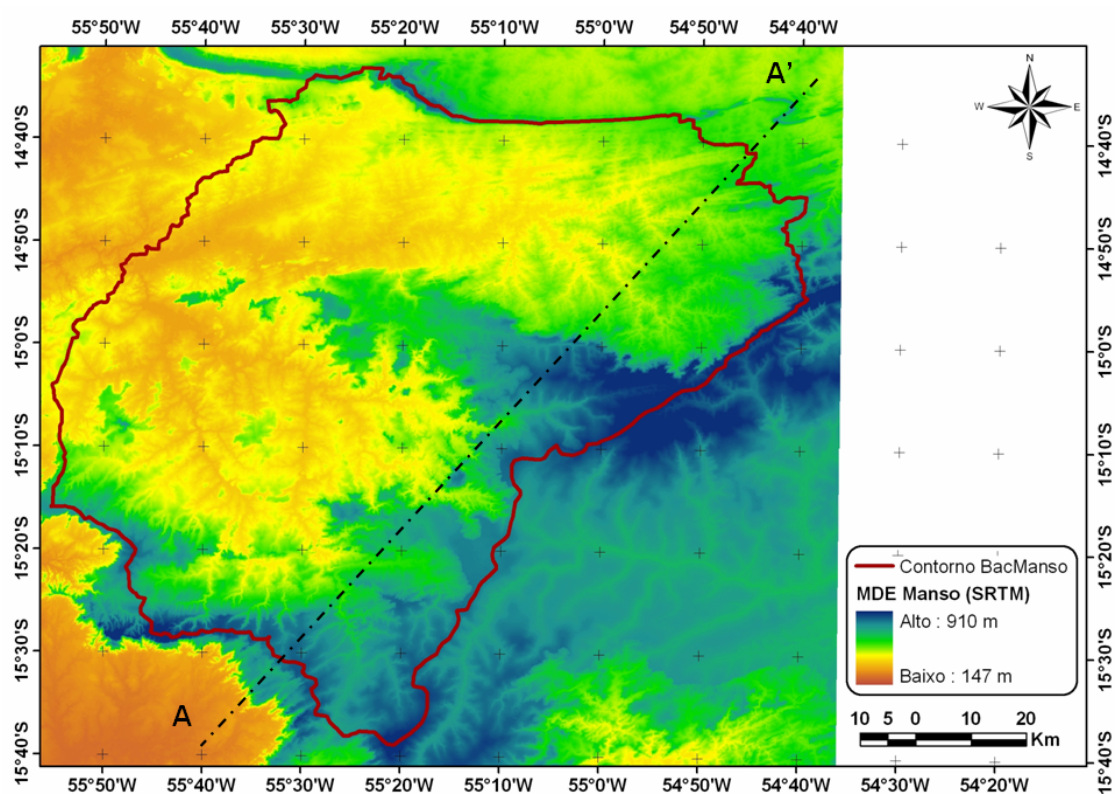


Figura 5.40 – Modelo digital de elevação (MDE) para a bacia hidrográfica do rio Manso.

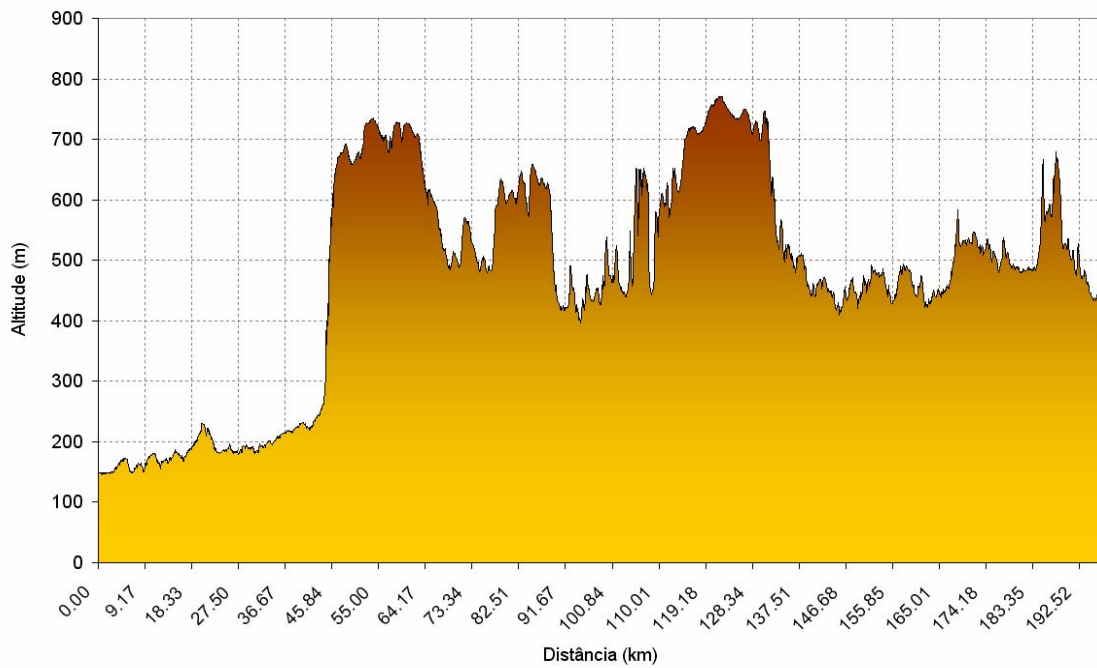


Figura 5.41 – Corte AA’ na Figura 5.41 - Modelo Digital de Elevação (MDE) para a bacia hidrográfica do rio Manso.

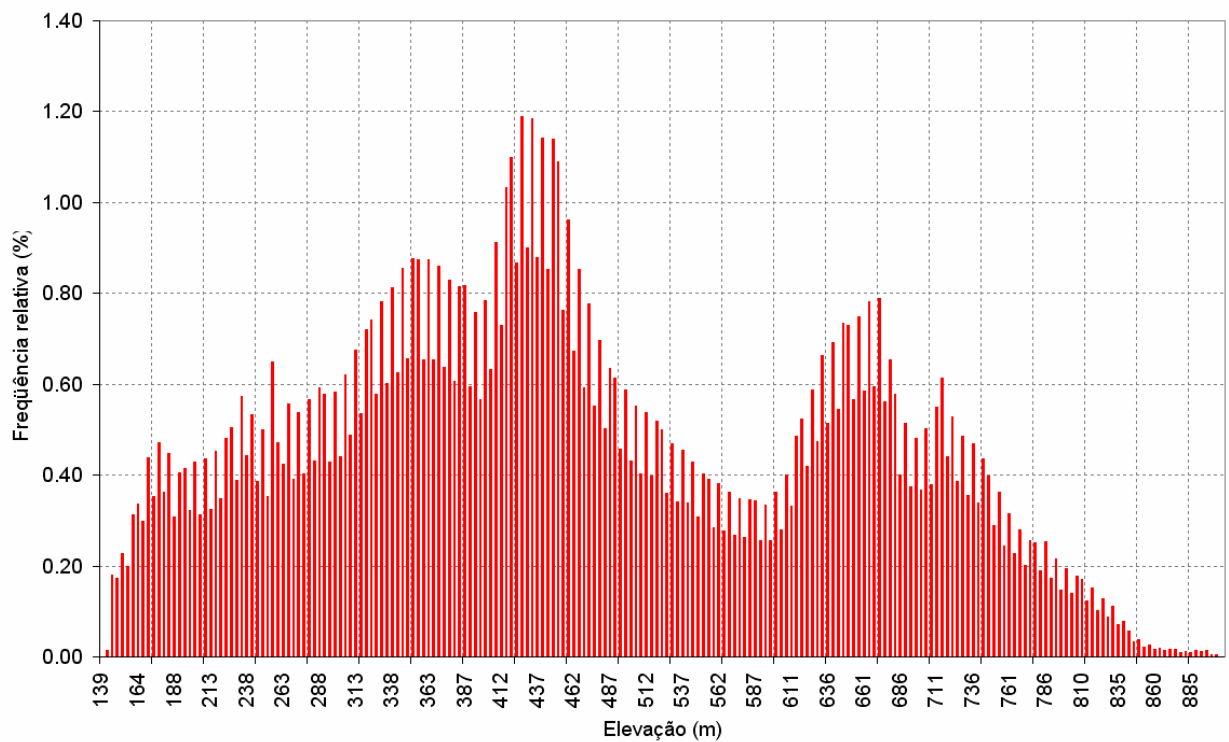


Figura 5.42 – Histograma de frequência do modelo de elevação digital da área da bacia do rio Manso e seu entorno.

Tabela 5.22. Parâmetros estatísticos do MDE para área da bacia do rio Manso e seu entorno.

Máximo (m)	Mínimo (m)	Média (m)	Mediana (m)	Moda (m)	DP ¹ (m)	CV ²
910,000	141,00	467,527	441,390	429,380	172,514	0,369

¹ – Desvio Padrão ² – Coeficiente de Variação

Na Figura 5.41 é possível notar que, o relevo da bacia, representado pelo corte AA', possui uma diferença abrupta, ocasionado pela presença das escarpas de Chapada dos Guimarães. Essas escarpas separam a baixada Cuiabana do planalto. No entanto, a bacia do rio Manso, área de aplicação dos modelos, encontra-se no Planalto e, conseqüentemente, seu relevo possui uma elevação mais suave. A amplitude das elevações considerando somente a área da bacia é de 662 m, enquanto, da área, agregando o entorno, é de 769 m (Figura 5.43 e Tabela 5.23).

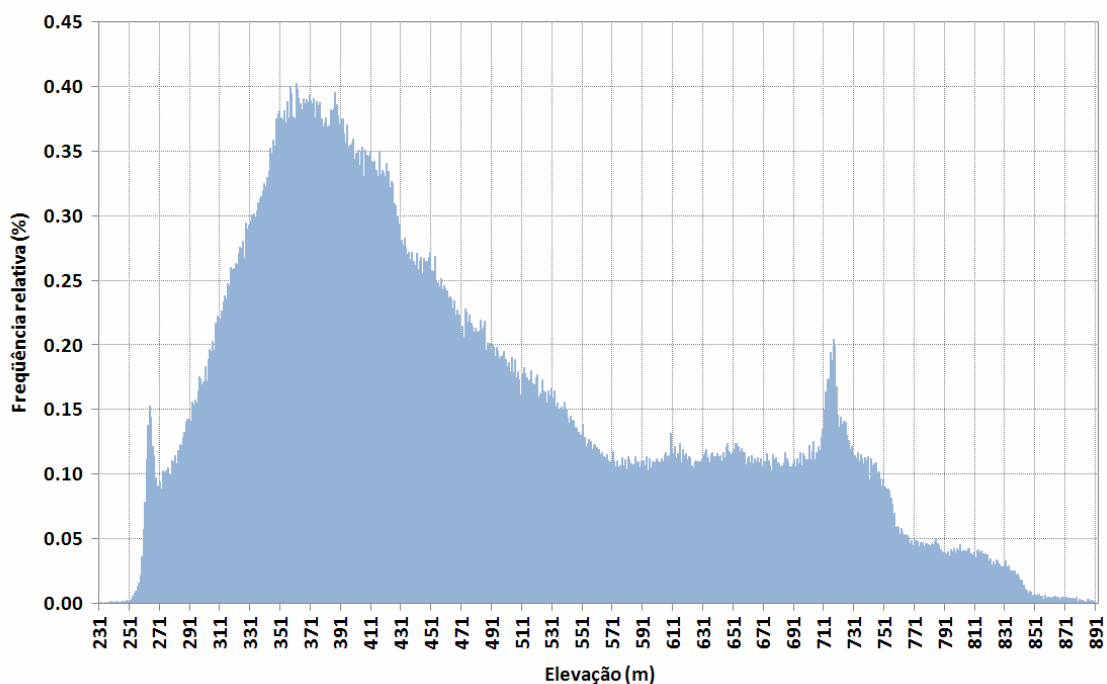


Figura 5.43 – Histograma de frequência do modelo de elevação digital da área da bacia do rio Manso.

Tabela 5.23 – Parâmetros estatísticos do MDE para área da bacia do rio Manso.

Máximo (m)	Mínimo (m)	Média (m)	Mediana (m)	Moda (m)	DP ¹ (m)	CV ²
893,000	231,000	477,563	439,000	362,000	141,283	0,296

¹ – Desvio Padrão ² – Coeficiente de Variação

O MDE foi utilizado pelo modelo para os procedimentos de extração das características físicas da bacia, como direção de fluxo, área de drenagem acumulada e outras. Para tanto, foi necessário realizar um redimensionamento dos píxeis da imagem de SRTM de 90 m para 100 m, resolução adotada para os píxeis na modelagem.

Vários trabalhos têm procurado avaliar a qualidade das informações do modelo SRTM e procurado desenvolver metodologias para melhorá-las, tais como VALERIANO (2004), VALERIANO e ABDON (2006), SANTOS *et al.* (2006), LUEDELING *et al.*, (2007), entre outros.

5.6.1 DISCRETIZAÇÃO DA BACIA EM CÉLULAS

Conforme descrito no item anterior, o MDE foi redimensionado de 90 m para 100 m. Posteriormente, através da metodologia de passagem de uma resolução de maior detalhe para uma redução de menor detalhe (*upscaling*), obteve-se a bacia no tamanho de células do modelo, ou seja, 5 km.

Sendo assim, a bacia foi discretizada em células de 5 km de lado, em um total de 314 células. Cada célula foi dividida em 8 blocos (áreas hidrologicamente homogêneas – GRU's), cada um representando uma classe de uso do solo e cobertura vegetal.

Com esse MDE, fizeram-se as seguintes operações: determinação das direções de fluxo, cálculo da área de drenagem acumulada de cada célula, delimitação das sub-bacias de acordo com as estações fluviométricas, definição da rede de drenagem e hierarquização das células. A Figura 5.44 mostra a rede de drenagem representada pelo modelo e a discretização da bacia em células de acordo com as estações fluviométricas e respectivas sub-bacias.

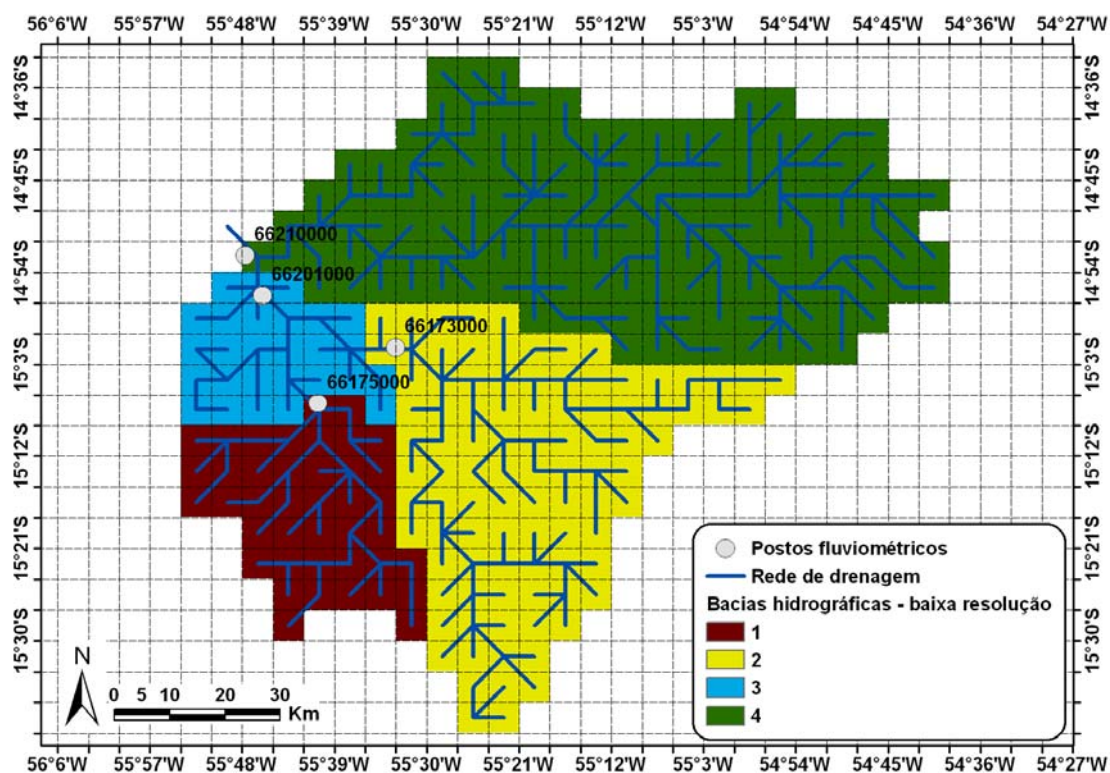


Figura 5.44 – Bacia discretizada em células e rede de drenagem.

5.6.2 ÁREAS HIDROLOGICAMENTE HOMOGÊNEAS (GRU'S)

Para formar as áreas hidrologicamente homogêneas, as informações de pedologia e cobertura vegetal foram utilizadas, proporcionando a divisão das células em blocos. Foram utilizadas as informações do SIBAC (2000) e aquelas levantadas pelo projeto RADAMBRASIL para avaliar os diferentes tipos de solo. Para o mapeamento do uso e ocupação do solo, foram utilizadas imagens do satélite Landsat 5TM e metodologia de classificação de imagens.

5.6.2.1 PEDOLOGIA

O projeto RADAMBRASIL mapeou 189 unidades diferentes de tipo de solo para a folha SD 21 Cuiabá, onde a bacia em estudo se encontra. O mapa da pedologia detalhada pode ser visto na Figura 5.45. A legenda das respectivas classes do solo encontra-se no RADAMBRASIL - volume 26 (SD 21 – Cuiabá).

Porém, com o intuito de simplificar e tornar a modelagem hidrológica possível, foi feita a aglutinação das classes pedológicas que apresentam o mesmo comportamento hidrológico. Essa aglutinação foi feita levando em consideração a ordem do solo, e podendo ser visualizada na Tabela 5.24.

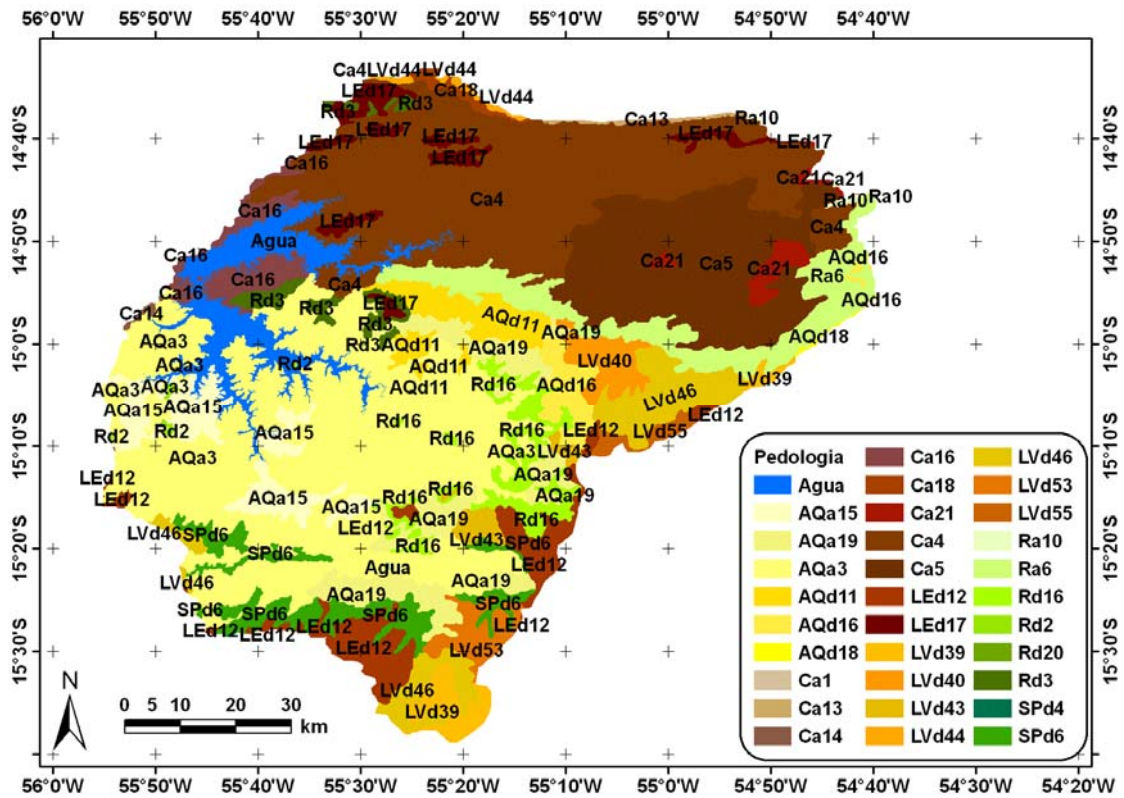


Figura 5.45 – Pedologia detalhada da bacia do rio Manso.

É possível observar a presença do reservatório do APM-Manso na Figura 5.45. Contudo, como o período de estudo é de 1993 a 1999, período anterior à implantação do reservatório, optou-se por retirá-lo com a finalidade de tornar a área o mais fiel possível às condições da época.

O comportamento hidrológico foi considerado no âmbito do escoamento superficial, sendo avaliada a pedologia quanto ao ajuste nas classes com baixo, médio e alto potencial de escoamento superficial. Essas características foram assim definidas: areias quartzosas (quartzarênicos) e latossolos – baixo potencial de escoamento superficial; cambissolos – médio potencial de escoamento superficial; solos litólicos (neossolos) – alto potencial de escoamento superficial. Sendo assim, o resultado dessa consolidação pode ser visualizado na Figura 5.46.

Tabela 5.24 – Classes do tipo de solo na bacia do rio Manso e respectivas aglutinações.

Aglutinação das classes	Item	Código/Classe	Discriminação código
1	1	Água	Água
2	2	AQa15	Areias quartzosas álicas
2	3	AQa19	Areias quartzosas álicas
2	4	AQa3	Areias quartzosas álicas
2	5	AQd11	Areias quartzosas distróficas
2	6	AQd16	Areias quartzosas distróficas
2	7	AQd18	Areias quartzosas distróficas
3	8	Ca1	Cambissolo álico
3	9	Ca13	Cambissolo álico
3	10	Ca14	Cambissolo álico
3	11	Ca16	Cambissolo álico
3	12	Ca18	Cambissolo álico
3	13	Ca21	Cambissolo álico
3	14	Ca4	Cambissolo álico
3	15	Ca5	Cambissolo álico
4	16	LEd12	Latossolo vermelho-escuro distrófico
4	17	LEd17	Latossolo vermelho-escuro distrófico
4	18	LVd39	Latossolo vermelho-amarelo distrófico
4	19	LVd40	Latossolo vermelho-amarelo distrófico
4	20	LVd43	Latossolo vermelho-amarelo distrófico
4	21	LVd44	Latossolo vermelho-amarelo distrófico
4	22	LVd46	Latossolo vermelho-amarelo distrófico
4	23	LVd53	Latossolo vermelho-amarelo distrófico
4	24	LVd55	Latossolo vermelho-amarelo distrófico
5	25	Ra10	Solos litólicos álicos
5	26	Ra6	Solos litólicos álicos
5	27	Rd16	Solos litólicos distróficos
5	28	Rd2	Solos litólicos distróficos
5	29	Rd20	Solos litólicos distróficos
5	30	Rd6	Solos litólicos distróficos
5	31	SPd4	Solos petroplínticos distróficos
5	32	SPd6	Solos petroplínticos distróficos

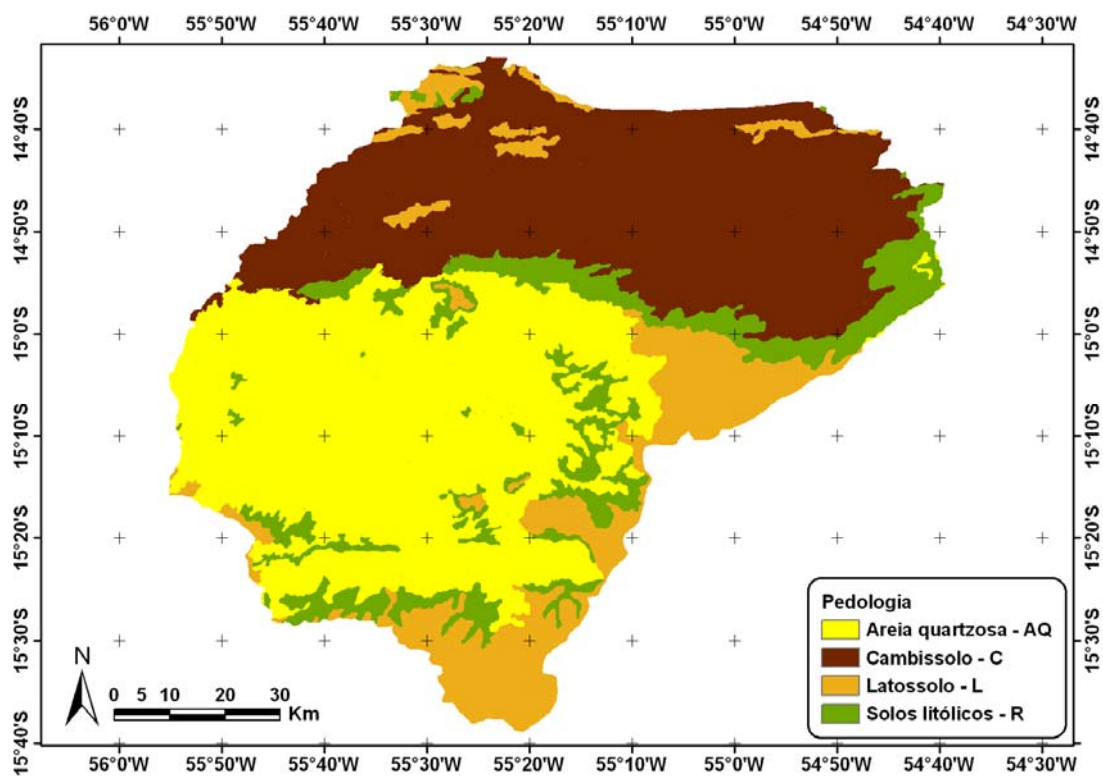


Figura 5.46 – Mapa de pedologia da bacia do rio Manso.

A bacia possui basicamente dois comportamentos distintos. A parte norte da bacia é formada por cambissolo, e a parte sul, de areia quartzosa (quartzarênicos). Os outros tipo de solo, latossolo e solos litólicos (neossolos), são minoria, sendo este disperso mais a leste da bacia e aquele, associado às áreas que apresentam agricultura na bacia, uma vez que o latossolo é um solo adequado, desde que empregado corretivos da acidez e adicionado fertilizantes, sendo muito utilizado para tal atividade.

5.6.2.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Para a cobertura vegetal, foram utilizadas 2 cenas do satélite Landsat 5 TM e foi realizado o procedimento de classificação, utilizando o método da máxima verossimilhança, como pôde ser visto no item 5.4 (Classificação das imagens de satélite Landsat 5 - TM).

A Figura 5.37 mostrou o mapa de uso e ocupação do solo como o resultado da classificação feita. A partir dessa classificação, foi realizada a agregação das classes,

a exemplo da pedologia, para a combinação das duas informações e a obtenção das áreas hidrologicamente homogêneas. O resultado final da aglutinação das classes pode ser visualizado na Figura 5.47.

Então, as classes de savana arbórea densa e savana arbórea aberta formaram a classe savana, enquanto as classes savana gramíneo-lenhosa e savana parque foram reunidas e formaram a classe pasto. Isso se dá devido ao fato de que, na bacia do rio Cuiabá, é bastante freqüente o uso dessa vegetação rasteira como pasto, também chamado como pasto nativo.

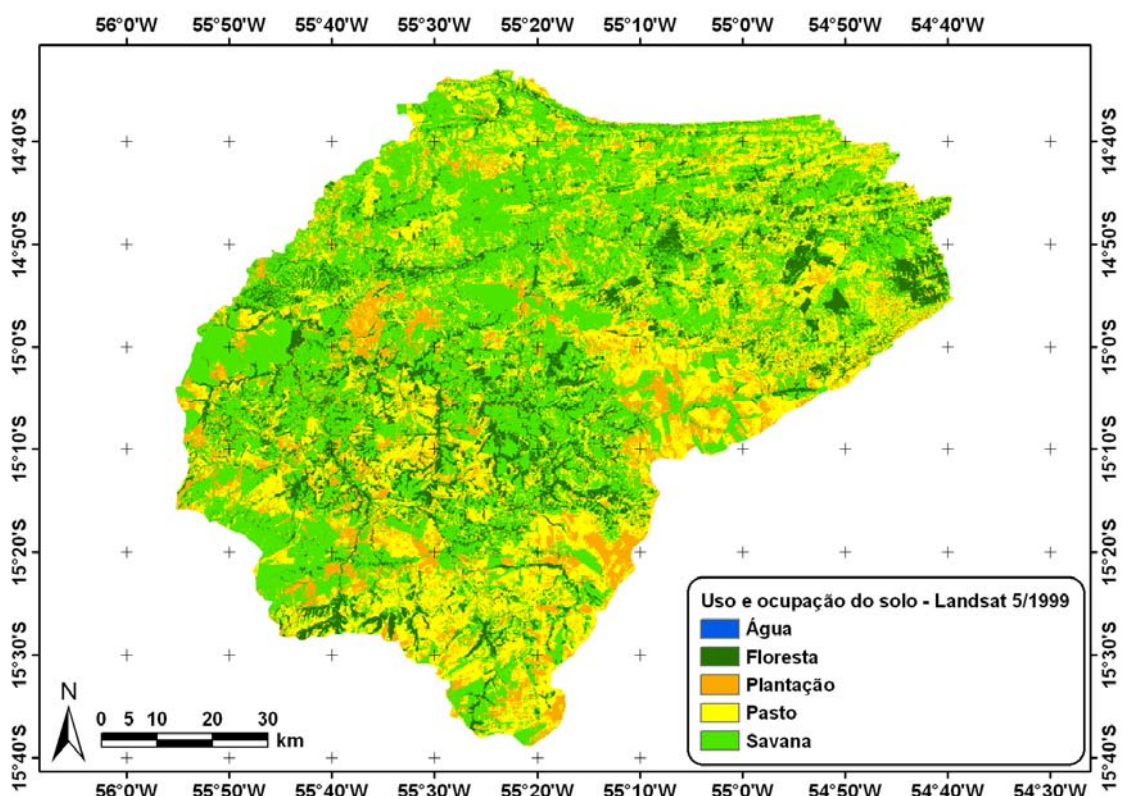


Figura 5.47 – Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Manso – 1999.

A vegetação savana abrange quase por completo a área da bacia. Incluindo a legenda de pasto, pode-se afirmar que mais de 73% é coberta pela savana. As áreas de plantação estão concentradas sobre a porção leste da bacia, devido ao solo na mesma área ser mais apropriado para tal atividade.

BLOCOS

A combinação das classes de pedologia e cobertura vegetal resultou em 8 blocos. Nota-se que, nas classes de uso e ocupação do solo agricultura e floresta (mata ciliar), são considerados todos os tipos de solo. A Figura 5.48 mostra a distribuição espacial dos blocos.

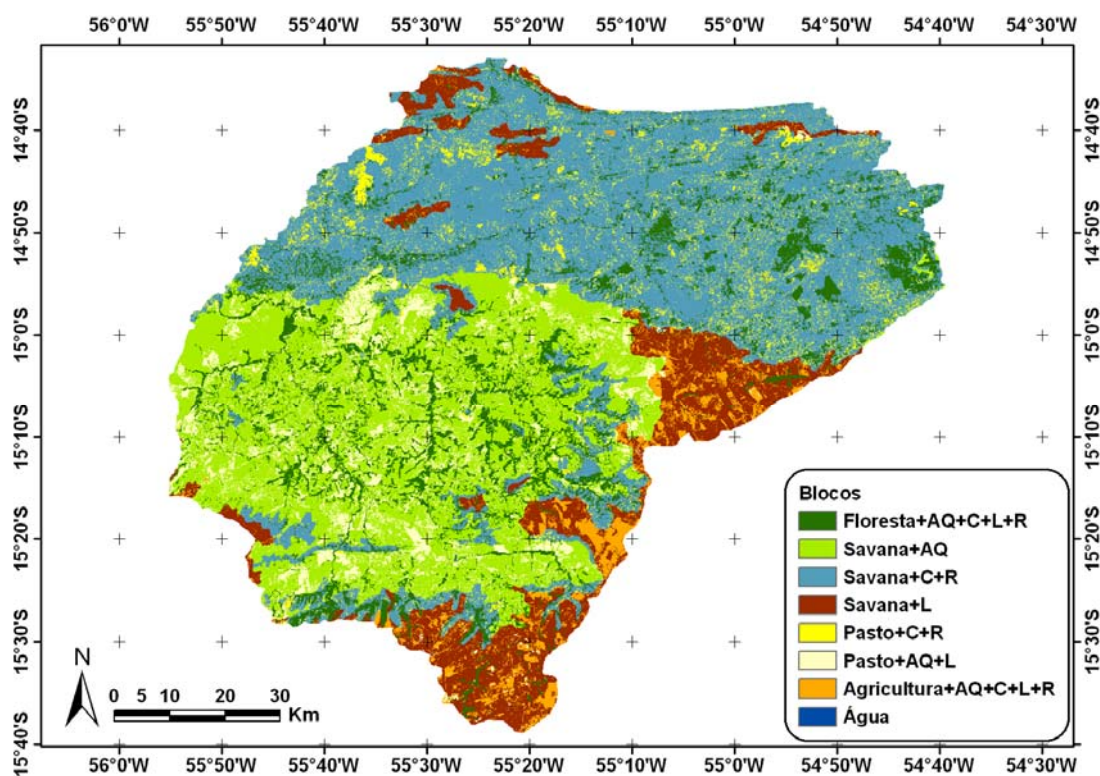


Figura 5.48 – Distribuição da combinação da pedologia e uso do solo (blocos).

5.6.3 RELAÇÃO ENTRE A ÁREA DE DRENAGEM E A LARGURA DO RIO

O modelo realiza a propagação nos trechos de rio utilizando o método de Muskingum-Cunge (TUCCI, 1998), que relaciona a vazão de saída de um trecho de rio, em um intervalo de tempo qualquer, às vazões de entrada e saída no intervalo de tempo anterior e à vazão de entrada no intervalo atual.

Para buscar atender a exigência desse método, a largura do rio foi obtido a partir dos dados das seções transversais dos rios da bacia, medidos em imagens de satélite Landsat 5 TM do ano de 1999, as mesmas utilizadas para a classificação de cobertura e uso do solo, e também de informações contidas no banco de dados do

HidroWeb, ajustando-a através de uma relação exponencial entre a área de drenagem e a largura do rio. A Figura 5.49 apresenta os dados e a curva ajustada, e a Equação (5.6) é a relação encontrada. A partir dessa relação foi definida a largura do rio, necessária no módulo de propagação das vazões pelo método de Muskingum-Cunge.

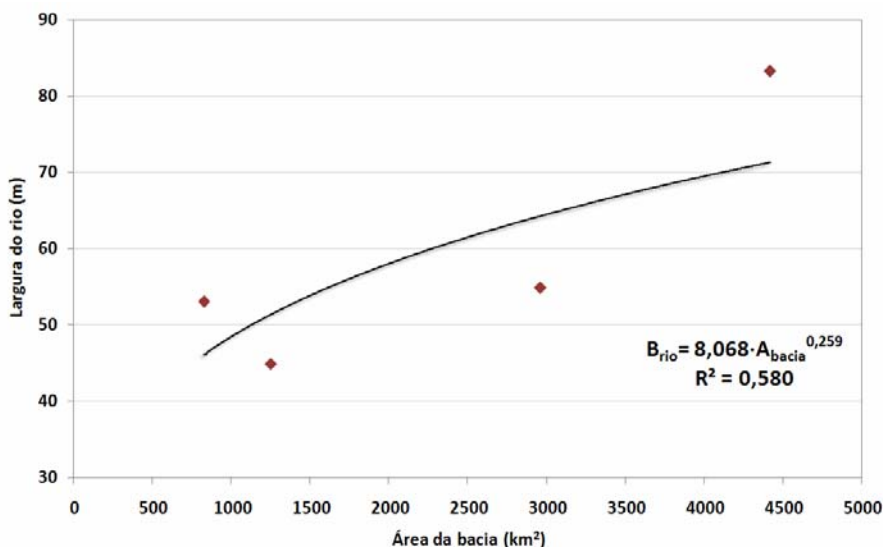


Figura 5.49 – Relação entre a área da bacia e a largura do rio na bacia do rio Manso.

$$B_{rio} = 8,068 \cdot A_{bacia}^{0,259} \quad (5.6)$$

onde B_{rio} é a largura do rio (m) e A_{bacia} é a área da bacia (km²).

A incerteza na determinação das larguras é bastante grande, conforme se comprova pela dispersão dos pontos na Figura 5.49, porém o modelo é relativamente pouco sensível ao valor da largura dos rios.

5.6.4 CALIBRAÇÃO DOS PARÂMETROS

O período de quase 7 anos, de janeiro de 1993 a abril de 1999, com dados disponíveis, foi dividido em dois grupos. Os três anos de 1994 a 1996 foram utilizados para a calibração do modelo, e os últimos 2 anos e 4 meses para a verificação da calibração. O ano de 1993 foi utilizado para aquecimento do modelo, ou seja, para a atenuação dos efeitos das condições iniciais.

Para a calibração do modelo, os parâmetros utilizados foram Wm , b , $KBAS$, $KINT$, CS , CI . Outros parâmetros, como os que controlam a evapotranspiração (IAF ,

rs, *ra* e *h*) foram considerados fixos consoantes os valores encontrados na bibliografia e através de técnicas de sensoriamento remoto, conforme descrito no capítulo de materiais e métodos.

Os valores dos parâmetros foram escolhidos de forma a produzir um bom ajuste dos dados observados e calculados nos postos fluviométricos de controle. O ajuste foi avaliado considerando a análise visual dos hidrogramas e verificando os valores do coeficiente de Nash (*R2*), do coeficiente de Nash para os logaritmos das vazões (*Rlog*) e da relação entre volumes medidos e calculados (ΔV).

O modelo foi ajustado pelo método manual, não tendo sido utilizadas técnicas de otimização em função de dificuldades encontradas quando do emprego dessa alternativa. A primeira combinação utilizada de valores dos parâmetros foi baseada no relatório final de modelagem realizado para a bacia do Alto Paraguai (VARELLA, 2005). Os valores dos parâmetros utilizados em todas as sub-bacias são apresentados nas Tabela 5.25 a 5.28. Os valores dos parâmetros fixos são apresentados no Anexo A, conforme o tipo de cobertura vegetal e o mês do ano.

Tabela 5.25 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 1 (66175000).

Bacia 1							
Uso	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Floresta	1622,260	0,948	0,498	28,611	0,670	0,500	0,010
Sav+AQ	7377,440	0,225	0,498	28,611	0,670	0,000	0,005
Sav+C+R	2203,520	0,225	0,498	28,611	0,670	0,000	0,005
Sav+L	2393,220	0,948	0,498	28,611	0,670	0,000	0,005
Pasto+C+R	2237,760	0,225	0,498	28,611	0,670	0,000	0,005
Pasto+AQ+L	1778,260	0,225	0,498	28,611	0,670	0,000	0,005
Agricultura	4536,690	0,225	0,498	28,611	0,670	0,000	0,005
Água	0,000	0,025	0,498	28,611	0,670	0,000	0,005
CS	405,460						
CI	4590,000						
CB	2460,710						
qb(m ³ /skm ²)	0,0006						

Tabela 5.26 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 2 (66173000).

Bacia 2							
Uso	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Floresta	1590,450	2,255	26,923	24,532	0,670	0,500	0,510
Sav+AQ	5252,680	0,885	26,923	24,532	0,670	0,000	0,405
Sav+C+R	2165,970	0,885	26,923	24,532	0,670	0,000	0,405
Sav+L	270,610	0,885	26,923	24,532	0,670	0,000	0,405
Pasto+C+R	2343,010	2,255	26,923	24,532	0,670	0,000	0,405
Pasto+AQ+L	3606,930	0,885	26,923	24,532	0,670	0,000	0,405
Agricultura	967,800	2,382	26,923	24,532	0,670	0,000	0,405
Água	0,000	0,008	26,923	24,532	0,670	0,000	0,405
CS	160,480						
CI	3300,600						
CB	5700,000						
qb(m ³ /skm ²)	0,0240						

Tabela 5.27 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 3 (66201000).

Bacia 3							
Uso	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Floresta	2954,000	0,500	0,130	16,300	0,670	0,500	0,100
Sav+AQ	3720,000	0,010	0,130	16,300	0,670	0,000	0,055
Sav+C+R	3034,000	0,010	0,130	16,300	0,670	0,000	0,055
Sav+L	5432,000	0,010	0,130	16,300	0,670	0,000	0,055
Pasto+C+R	3170,000	0,500	0,130	16,300	0,670	0,000	0,055
Pasto+AQ+L	5052,000	0,010	0,130	16,300	0,670	0,000	0,055
Agricultura	3050,000	0,010	0,130	16,300	0,670	0,000	0,055
Água	0,000	0,005	0,130	16,300	0,670	0,500	0,055
CS	950,000						
CI	9500,000						
CB	5700,000						
qb(m ³ /skm ²)	0,0050						

Tabela 5.28 – Valores dos parâmetros calibrados para a bacia 4 (66210000).

Bacia 4							
Uso	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Floresta	953,000	0,100	0,005	0,010	10,670	0,900	0,010
Sav+AQ	1556,000	0,050	0,005	0,010	10,670	0,000	0,005
Sav+C+R	1550,000	0,050	0,005	0,010	10,670	0,000	0,005
Sav+L	1052,000	0,100	0,005	0,010	10,670	0,000	0,005
Pasto+C+R	1350,000	0,050	0,005	0,010	10,670	0,000	0,005
Pasto+AQ+L	1252,000	0,050	0,005	0,010	10,670	0,000	0,005
Agricultura	956,000	0,050	0,005	0,010	10,670	0,000	0,005
Água	0,000	0,050	0,005	0,010	10,670	0,000	0,005
CS	10,000						
CI	4590,000						
CB	4700,000						
qb(m ³ /skm ²)	0,0036						

As diferenças de valores de alguns parâmetros entre os blocos de uso de solo estão baseadas em algumas informações disponíveis na literatura. A diferença no valor de *Wm* entre os diversos tipos de uso do solo e cobertura vegetal é necessária para fazer com que o modelo represente as diferenças na evapotranspiração e na geração de escoamento.

Para escolher os valores dos parâmetros, além de analisar os resultados da simulação e ajustar os hidrogramas, foram feitas algumas hipóteses sobre o comportamento hidrológico dos diferentes blocos. A capacidade de armazenamento do solo (parâmetro *Wm*) foi considerada, em geral, maior na savana do que nas outras formas de vegetação. Essa diferença foi adotada porque a vegetação da savana tem raízes muito profundas e pode retirar água de grandes profundidades do solo.

5.6.5 AJUSTE E VERIFICAÇÃO

Os resultados da aplicação do modelo hidrológico são apresentados em termos de valores atingidos das funções objetivo e de gráficos de vazões diárias. São apresentados também alguns resultados de interesse na bacia, como a participação do escoamento subterrâneo nos hidrogramas e a distribuição espacial da evapotranspiração na bacia.

Nas Figura 5.50 a 5.53, podem ser vistos os hidrogramas das vazões diárias observadas e calculadas.

O coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe - NS (1970) foi aplicado aos dados diários. O coeficiente de correlação R indica a força da relação linear entre os valores de vazão observados e calculados. O valor absoluto de R não pode exceder a 1, e R é igual a 1 no caso de relação linear. O critério visual também foi usado através da comparação dos hidrogramas observados e calculados. Os valores das funções objetivo podem ser vistos nas Tabela 5.29 a 5.32.

Observa-se, através da Figura 5.50 e Tabela 5.29 que o modelo apresenta dificuldade em representar os picos do hidrograma dessa sub-bacia. Contudo, consegue captar o seu comportamento hidrológico e a sua sazonalidade. O hidrograma observado nessa sub-bacia apresenta comportamento distinto em cada ciclo de ano hidrológico, podendo ser observado, em torno do mês de março de 1995, um ruído na descida do hidrograma. A mesma situação é percebida no ano de 1997. Outro ponto curioso são as vazões de recessão dos anos de 1995 e 1996, muito mais elevadas, do que nos anos seguintes, 1997 e 1998. Com esse comportamento irregular, a captação dos picos e das recessões pelo modelo torna-se difícil. Devido ao exposto, os valores das funções objetivo para o período de validação estão abaixo de 0,70, que representa um ajuste razoável.

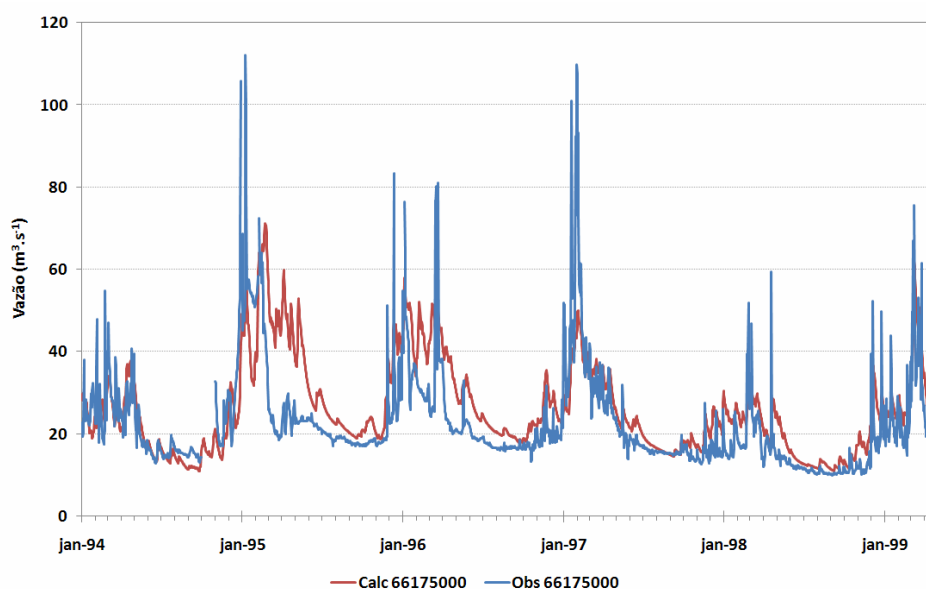


Figura 5.50 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66175000 (posto 1), de janeiro de 1994 a abril de 1999.

Tabela 5.29 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 1 (66175000).

Sub-bacia 1 (66175000)		
Coefficientes	Calibração	Validação
NS R2	0,80136	0,64867
NS Log	0,89173	0,67999
Diferença de vazões	10,20%	11,44%
Erro padrão (m ³ .s ⁻¹)	-2,64541	-2,6654
Desvio padrão das vazões observadas (m ³ .s ⁻¹)	11,53961	11,9964
Desvio padrão das vazões calculadas (m ³ .s ⁻¹)	13,27424	11,8963

Para a sub-bacia 2, pode-se observar, através da Figura 5.51 e Tabela 5.30, que o modelo acompanha bem, tanto os picos como as recessões. Para os anos de calibração (1993 a 1996), o ajuste é bastante alto para o coeficiente NS (0,923). No ano de 1997, existe um pico bastante atípico que compromete o ajuste do modelo. As vazões mínimas são melhor ajustadas no período de calibração, enquanto na validação, observa-se um desajuste, ficando as vazões de recessão subestimadas pelo modelo. É possível chegar a essa mesma conclusão observado o coeficiente NS Log, que é mais eficiente quanto à avaliação da aderência nas vazões de recessão.

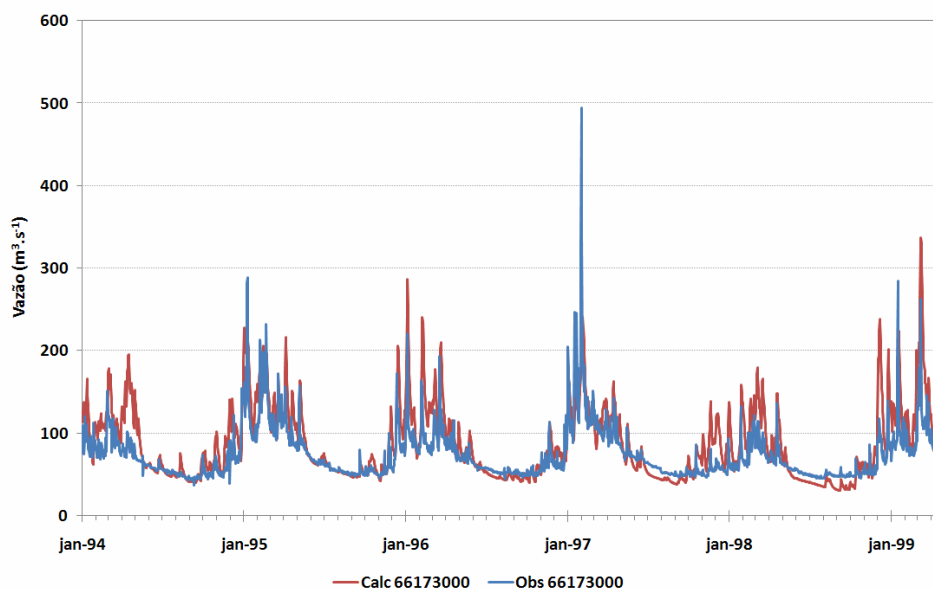


Figura 5.51 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66173000 (posto 2), de janeiro de 1994 a abril de 1999.

Tabela 5.30 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 2 (66173000).

Sub-bacia 2 (66173000)		
Coefficientes	Calibração	Validação
NS R2	0,92269	0,87072
NS Log	0,59686	0,63095
Diferença de vazões	19,98%	18,36%
Erro médio ($m^3.s^{-1}$)	-14,11429	-13,31686
Desvio padrão das vazões observadas ($m^3.s^{-1}$)	28,7018	32,2178
Desvio padrão das vazões calculadas ($m^3.s^{-1}$)	41,6255	44,1782

De forma semelhante às duas sub-bacias apresentadas anteriormente, o modelo também representou de forma satisfatória o comportamento da sub-bacia 3 (Figura 5.52 e Tabela 5.31). Pode-se observar um baixo valor do coeficiente Nash dos logaritmos das vazões para essa sub-bacia, mostrando um ajuste não tão bom para as vazões mínimas no período de validação.

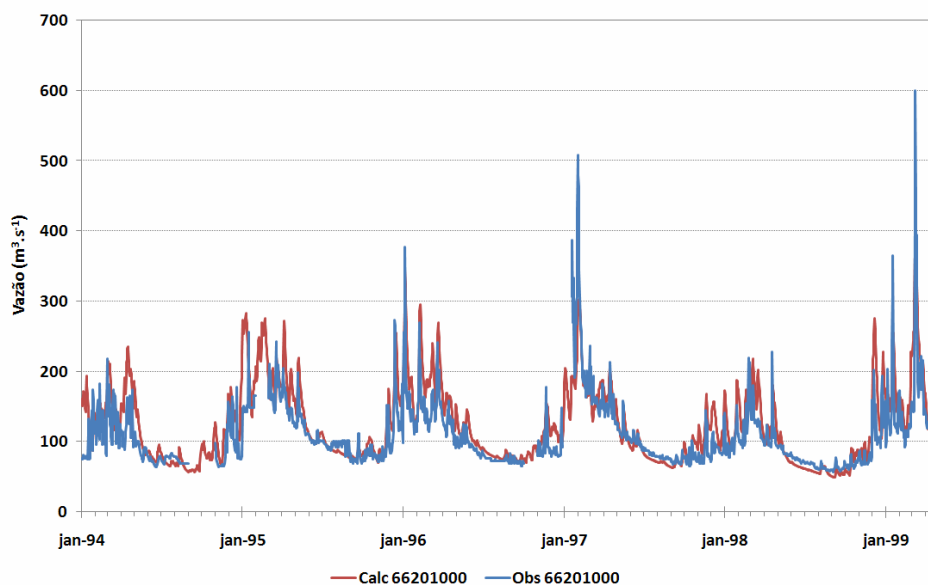


Figura 5.52 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66201000 (posto 3), de janeiro de 1994 a abril de 1999.

Tabela 5.31 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 3 (66201000).

Sub-bacia 3 (66201000)		
Coefficientes	Calibração	Validação
NS R2	0,94519	0,54378
NS Log	0,7330	0,48417
Diferença de vazões	12,92%	10,80%
Erro médio (m ³ .s ⁻¹)	-16,88626	-13,28967
Desvio padrão das vazões observadas (m ³ .s ⁻¹)	35,63356	47,36501
Desvio padrão das vazões calculadas (m ³ .s ⁻¹)	52,0543	53,69069

Para a sub-bacia 4, representando o exutório da bacia do rio Manso, um alto coeficiente de NS pode ser observado (0,92). Contudo, como pode ser visualizado na Figura 5.53 e observado na Tabela 5.32, o modelo superestima as vazões, tanto das máximas como as mínimas. No geral, um bom ajuste do comportamento entre os hidrogramas calculado e observado é realizado pelo modelo. Nesta sub-bacia, notam-se as menores diferenças dos volumes das vazões com 5,7% no período de calibração e 8,19% para o período de validação. Uma importante observação faz-se quanto à ascensão do hidrograma, que, em geral, começa em dezembro. Para o hidrograma calculado, existe um retardo no início dessa ascensão, ocorrendo por volta de janeiro ou fevereiro.

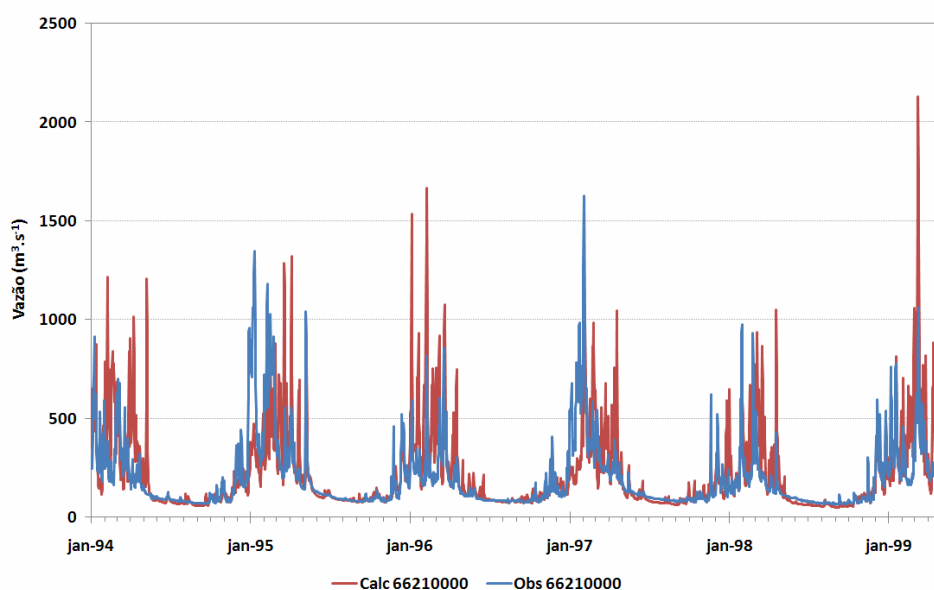


Figura 5.53 – Hidrogramas de vazões diárias calculado e observado no rio Manso no posto 66210000 (posto 4), de janeiro de 1994 a abril de 1999.

Tabela 5.32 – Valores das funções objetivo no período de calibração e validação – bacia 4 (66210000).

Sub-bacia 4 (66210000)		
Coeficientes	Calibração	Validação
NS R2	0,94412	0,92328
NS Log	0,4187	0,40646
Diferença de vazões	5,70%	8,19%
Erro médio ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	-10,9247	-16,0739
Desvio padrão das vazões observadas ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	173,8732	177,267
Desvio padrão das vazões calculadas ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	198,6265	208,9121

Como pode ser observado nas Tabela 5.29 a 5.32, que apresentam os valores das funções objetivo nos quatro postos de monitoramento da bacia, em grande parte dos postos, o coeficiente NS de calibração foi superior a 0,90, exceto para a bacia 1 (66175000). Os volumes totais calculados pelo modelo foram, em geral, muito próximos aos volumes observados. Em Manso (posto 66210000), o volume calculado foi 5,70% superior ao observado.

No período de validação, os resultados foram bons, embora não tenham sido atingidos valores tão altos das funções objetivo R2 e Rlog (Tabela 5.29 a 5.32) como no período de calibração, o que, de alguma forma, confirma a expectativa inicial. No

posto fluviométrico do rio Manso, o coeficiente de NS (R2) passou de 0,94, no período de calibração, para 0,92, no período de validação. O coeficiente de NS dos logaritmos da vazão (Rlog), que melhor descreve a aderência para as vazões mínimas, teve uma pequena redução, de 0,42, no período de calibração, para 0,41, no período de verificação.

A sub-bacia 4, que representa o exutório de toda a bacia do rio Manso, foi a que apresentou a melhor qualidade do ajuste. Essa tendência ocorre possivelmente porque a estrutura do modelo é mais adequada para representar bacias maiores. Bacias pequenas reagem mais rapidamente às chuvas, tornando emprego do intervalo de tempo diário e a parametrização do modelo, possivelmente, menos adequados.

A curva de permanência das vazões diárias calculadas pelo modelo mostra um ajuste razoável (Figura 5.54). O modelo tende a superestimar as vazões altas. Contudo, nas vazões baixas, pode-se observar um bom ajuste.

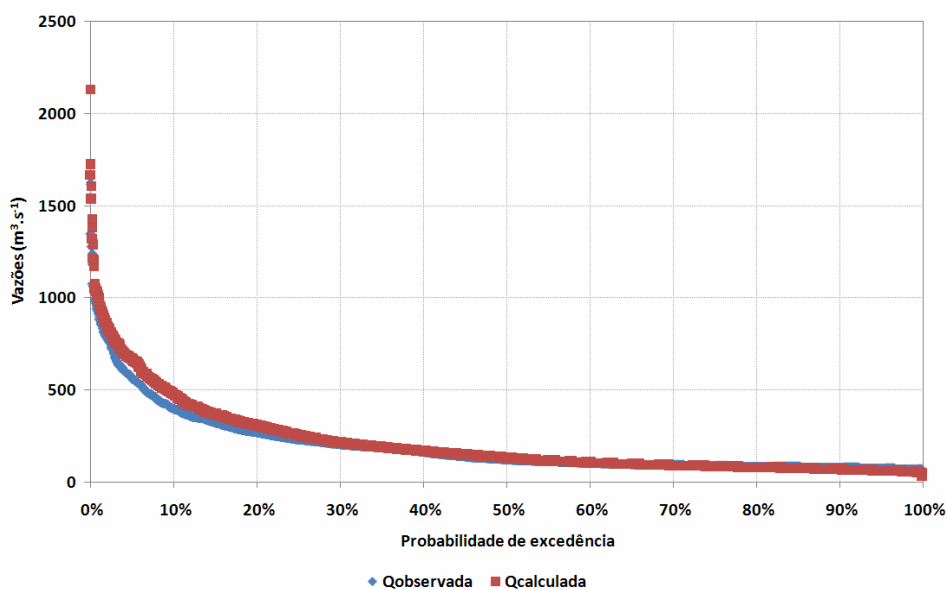


Figura 5.54 – Curva de permanência de vazões diárias calculadas e observadas do rio Manso (sub-bacia 4 – 66210000), no período de 1994 - 1999.

O modelo hidrológico foi utilizado para avaliar alguns aspectos interessantes do comportamento hidrológico da bacia. A Figura 5.55 apresenta o hidrograma de vazões calculadas no rio Manso (66210000). Além da vazão total calculada, são apresentadas as vazões oriundas do escoamento subterrâneo e as vazões do escoamento

subterrâneo e sub-superficial somados. Esse hidrograma mostra, portanto, a composição do hidrograma conforme a origem da vazão.

Observa-se que o escoamento subterrâneo e sub-superficial apresenta pouca variação ao longo do período, enquanto o escoamento superficial se altera rapidamente durante as cheias. Durante as estiagens, o escoamento é mantido praticamente com os escoamentos sub-superficial e subterrâneo. A Figura 5.56 mostra as porcentagens de cada um dos escoamentos, segundo a origem, na bacia, representado pelo posto 66210000, localizado no seu exutório.

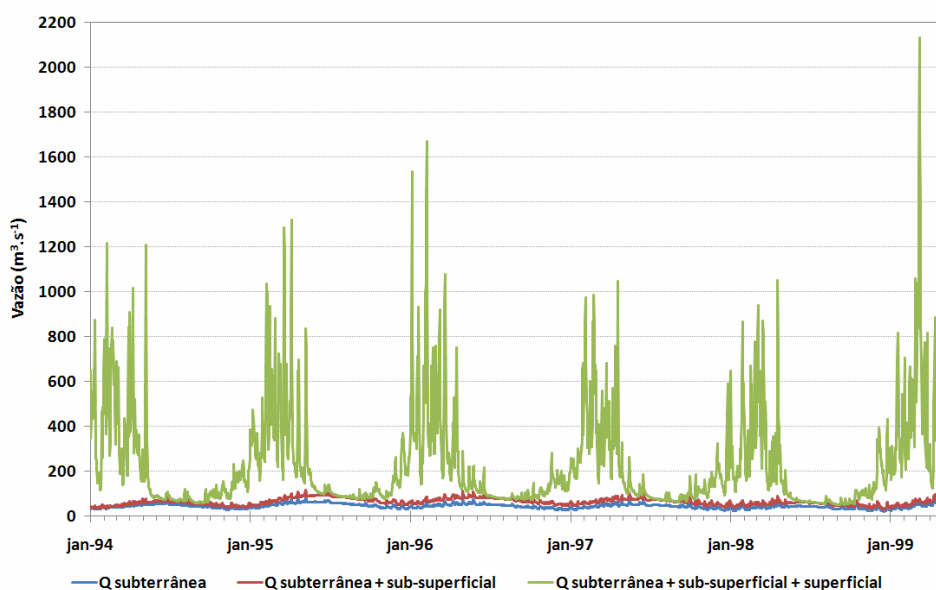


Figura 5.55 – Hidrograma do rio Manso (66210000), conforme origem do escoamento.

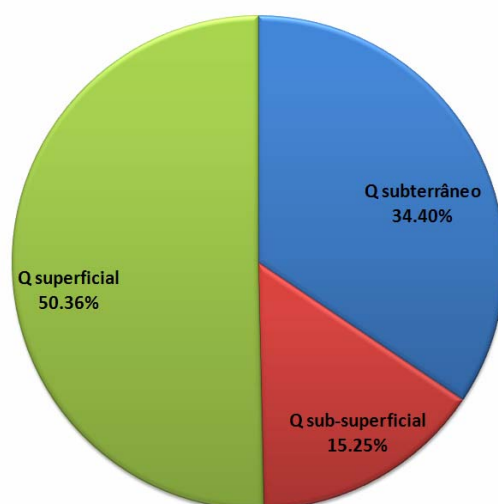


Figura 5.56 – Percentagem do escoamento no rio Manso (66210000), de acordo com a origem.

5.7 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA MODELAGEM CONCENTRADA E DISTRIBUÍDA

Uma importante característica dos modelos hidrológicos distribuídos é sua capacidade de incorporar uma variedade de dados espacialmente variados de diferentes bases de dados, como o uso e características do solo, precipitação de alta resolução, temperatura e outras forçantes de entrada dos modelos dessa natureza. Adicionalmente, as simulações e previsões são facilitadas devido às altas resoluções, quando comparadas com as resoluções dos modelos concentrados. Essa característica oferece um potencial para a melhora das previsões hidrológicas em escalas operacionais devido à variabilidade espacial inerente que, historicamente, tem sido concentrada nas características das bacias hidrográficas.

Por outro lado, a complexidade dos modelos distribuídos tem transformado a operação desse tipo de modelo em um desafio, trazendo à tona a indagação quanto ao potencial desses modelos ocuparem o lugar dos modelos concentrados, cuja utilização requer menos entradas e, conseqüentemente, de operação mais facilitada, e resultados, em muitos casos, bastante satisfatórios.

Devido a essas indagações e com o intuito de avaliar o desempenho dos modelos entre si, essa seção reúne estatísticas e gráficos comparativos das saídas de ambos modelos.

Como a saída do modelo concentrado SMAP, utilizado nesta pesquisa, refere-se à vazão da bacia do rio Manso em seu exutório e a vazão de saída do modelo distribuído MGB-IPH é subdividida em quatro sub-bacias, optou-se por realizar uma distribuição da vazão proporcional à área de drenagem da sub-bacia 2 (Figura 5.44), ficando assim, possível a realização das comparações entre os modelos usados, utilizando a sub-bacia 2 como referência.

A Figura 5.57 apresenta os hidrogramas das vazões observadas e as vazões simuladas pelos modelos SMAP e MGB-IPH. É possível notar que tanto as vazões geradas pelo modelo SMAP como as geradas pelo modelo MGB-IPH acompanham o comportamento sazonal das vazões observadas, incluindo os picos e recessões. É possível perceber que, para as vazões mínimas, as vazões geradas pelo modelo concentrado SMAP estão mais descoladas com relação às vazões observadas.

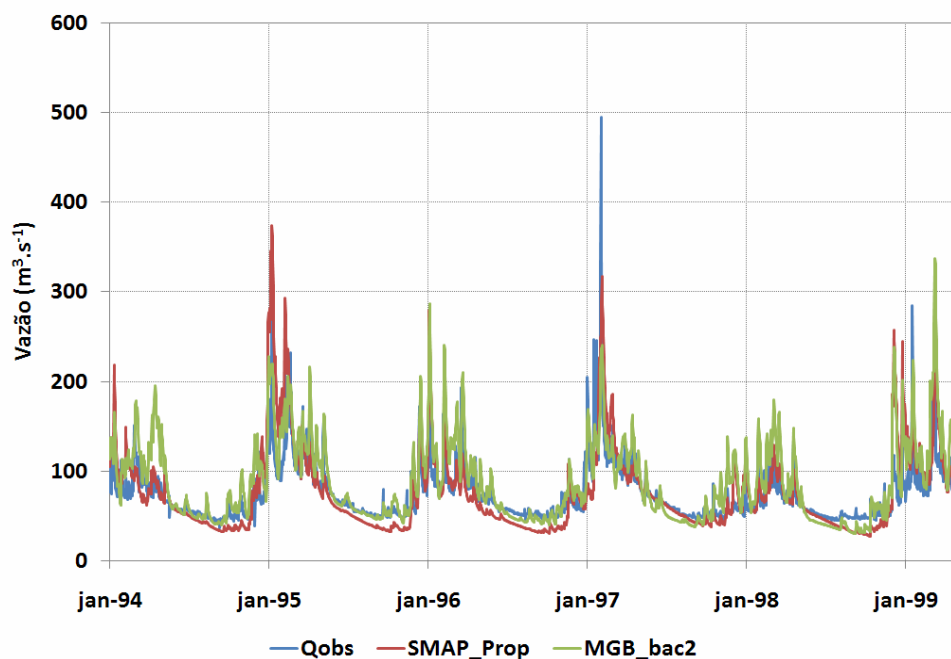


Figura 5.57 – Hidrograma das vazões observadas (linha em verde) e simuladas pelos modelos SMAP (linha em vermelho) e MGB-IPH (linha em azul)

A Figura 5.58 ilustra, através das freqüências acumuladas das vazões observadas e simuladas pelos modelos, ou curvas de probabilidade de não excedência, que as vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH possui probabilidades de não excedência menores que as vazões simuladas pelo modelo SMAP, sendo este mais aproximado das vazões observadas no posto 66173000 (sub-bacia 2),

comportamento também observado no hidrograma (Figura 5.57). No entanto, nota-se que as três curvas possuem distanciamentos entre si, mostrando uma não aderência das séries de vazões.

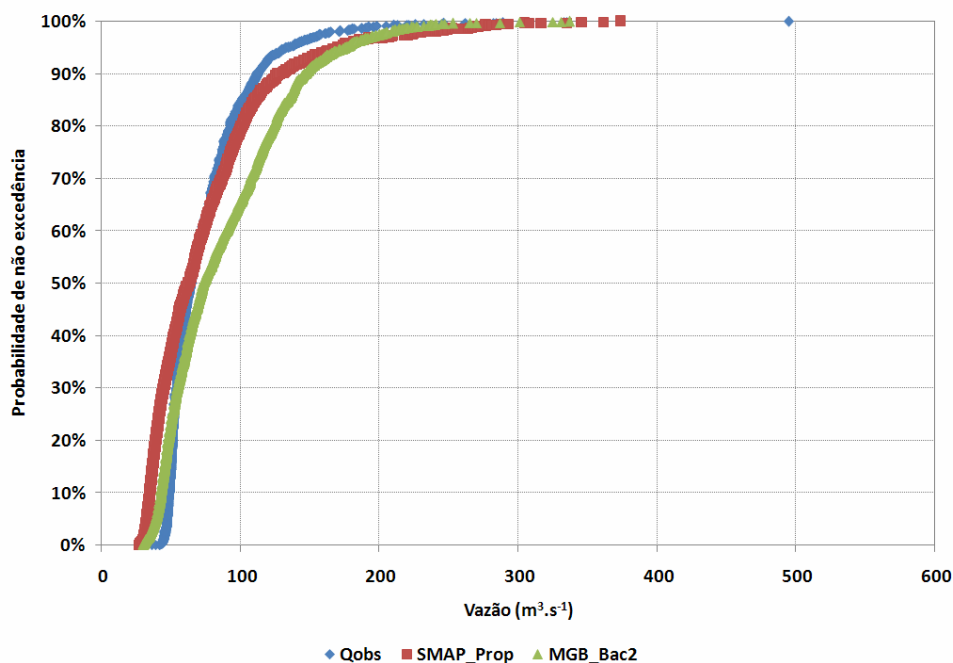


Figura 5.58 – Frequência acumulada das vazões observadas (azul) e simuladas, modelo SMAP (vermelho) e MGB-IPH (verde).

Para avaliar as séries das vazões e verificar a não aderência constatada através da Figura 5.58, foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov para duas amostras (BENJAMIM e CORNELL, 1970). A hipótese nula desse teste considerou as distribuições das duas amostras como não sendo significativamente diferentes, enquanto nas Tabela 5.29 a 5.32 a hipótese alternativa apontava para distribuições das duas amostras como sendo significativamente diferentes. Através desse teste, foi possível verificar que os resultados dos modelos SMAP II suavizado e MGB-IPH são significativamente diferentes entre si e também significativamente diferentes das vazões observadas, no nível de significância 5%, comprovando, estatisticamente, a não aderência das séries de vazões.

A Figura 5.59 e a Tabela 5.33 revelam algumas características das séries de vazões observadas e simuladas por ambos os modelos SMAP II suavizado e MGB-IPH. Observa-se que, em geral, as estatísticas das vazões observadas e das vazões simuladas são bem próximas umas das outras, tendo médias e medianas similares.

Para o diagrama de caixa que representa as vazões observadas, nota-se uma amplitude interquartilica bastante estreita, comparada com as amplitudes dos diagramas das vazões simuladas. No entanto, é na série das vazões observadas onde se observa valores extremos mais elevados. Com isso, é possível perceber que ambos os modelos simularam vazões bastante próximas às vazões observadas na faixa do décimo ao nonagésimo percentil

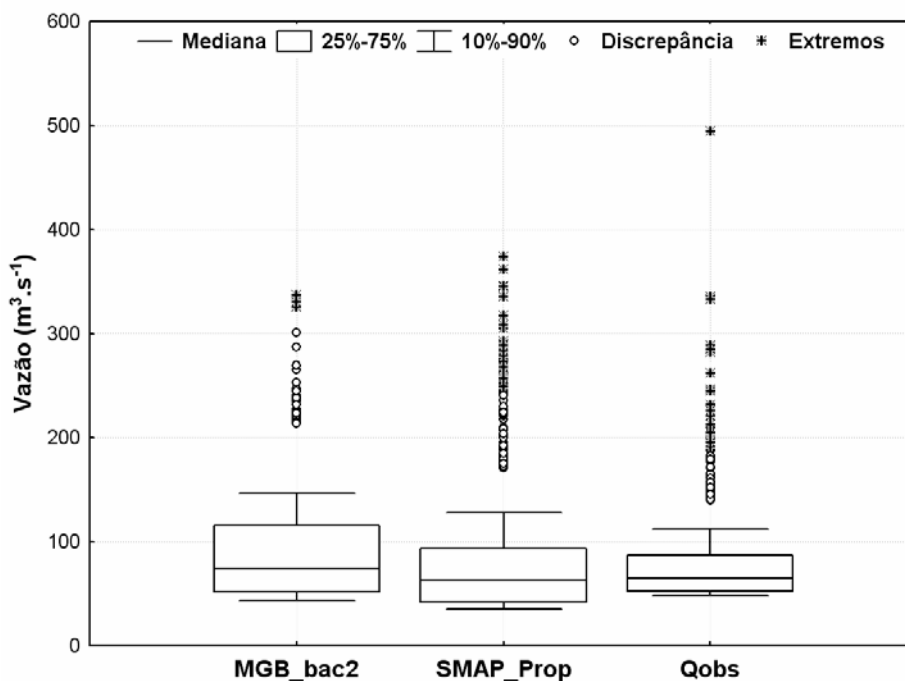


Figura 5.59 – Diagrama de caixa das vazões observadas e simuladas (SMAP e MGB-IPH).

Tabela 5.33 – Estatísticas das vazões observadas e simuladas (Sub-bacia 2 – 66173000).

Vazões	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Percentil 10	Percentil 90	Desvio Padrão
Observada	75,03	64,58	36,53	494,61	43,23	112,48	33,23
SMAP	76,06	63,21	26,86	373,60	35,23	128,48	47,78
MGB-IPH	87,90	73,65	30,25	337,22	48,79	146,96	45,11

Podem ser visualizados, através da Figura 5.60, as dispersões das vazões simuladas pelos dois modelos quantitativos. A Figura 5.60 (a) apresenta a dispersão entre as vazões observadas e as modeladas pelo modelo SMAP, proporcional a sub-bacia 2, com um coeficiente de correlação de 80%. Na Figura 5.60 (b), o gráfico da dispersão das vazões observadas e simuladas pelo modelo MGB-IPH apontam resultados semelhantes, com um coeficiente de correlação de 0,79. Ambos gráficos

indicam uma associação positiva entre as variáveis e, denotam, também, um aumento considerável da dispersão entre os pares à medida que as vazões aumentam, sugerindo maiores incertezas nas estimativas das vazões máximas.

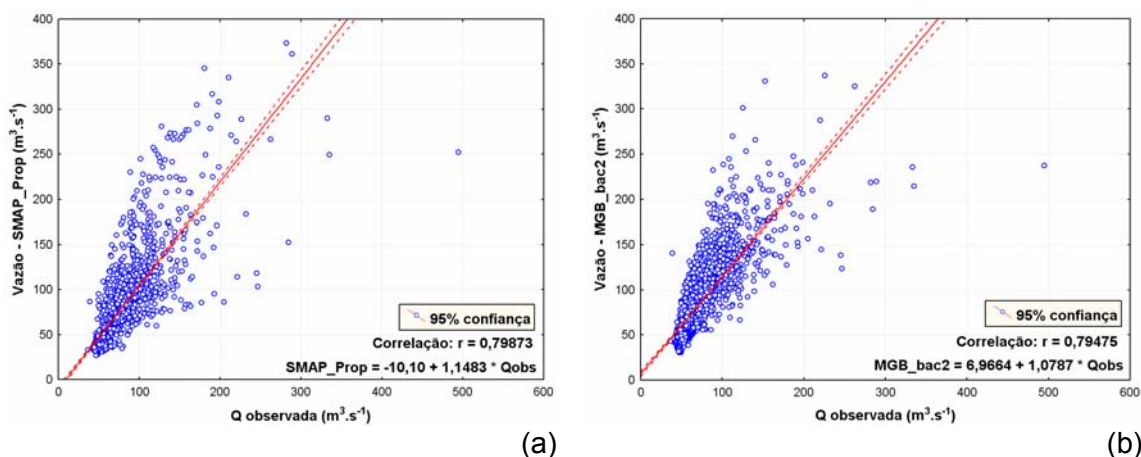


Figura 5.60 – Dispersão das vazões observadas e simuladas; (a) Q observada X Q SMAP; e (b) Q observada X Q MGB-IPH.

Ainda com o intuito de apontar as diferenças e relações entre as vazões observadas e simuladas, a Figura 5.61 ilustra os histogramas de frequência relativa dessas vazões. A Figura 5.61 (a) apresenta o histograma das vazões observadas, possuindo forma unicaudal, assimétrico à direita, onde a maior concentração de pontos está no intervalo entre 50 e 55 $m^3 \cdot s^{-1}$. Através da Figura 5.61 (b), observa-se o histograma das vazões simuladas pelo modelo SMAP. Esse histograma também possui estrutura unicaudal assimétrico à direita. A maior concentração de pontos está no intervalo entre 34,2 e 38 $m^3 \cdot s^{-1}$. No entanto, a concentração dos pontos possui uma distribuição mais esparsa nas classes, tornando a descida da cauda do histograma mais suave. O histograma que representa as vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH pode ser visualizado na Figura 5.61 (c). Esse histograma possui forma bastante semelhante ao do histograma das vazões simulados pelo modelo SMAP, contudo a queda da cauda à direita é ainda mais suave, mostrando uma distribuição de frequência mais dispersa. A concentração de pontos está no intervalo entre 44,2 47,6 $m^3 \cdot s^{-1}$.

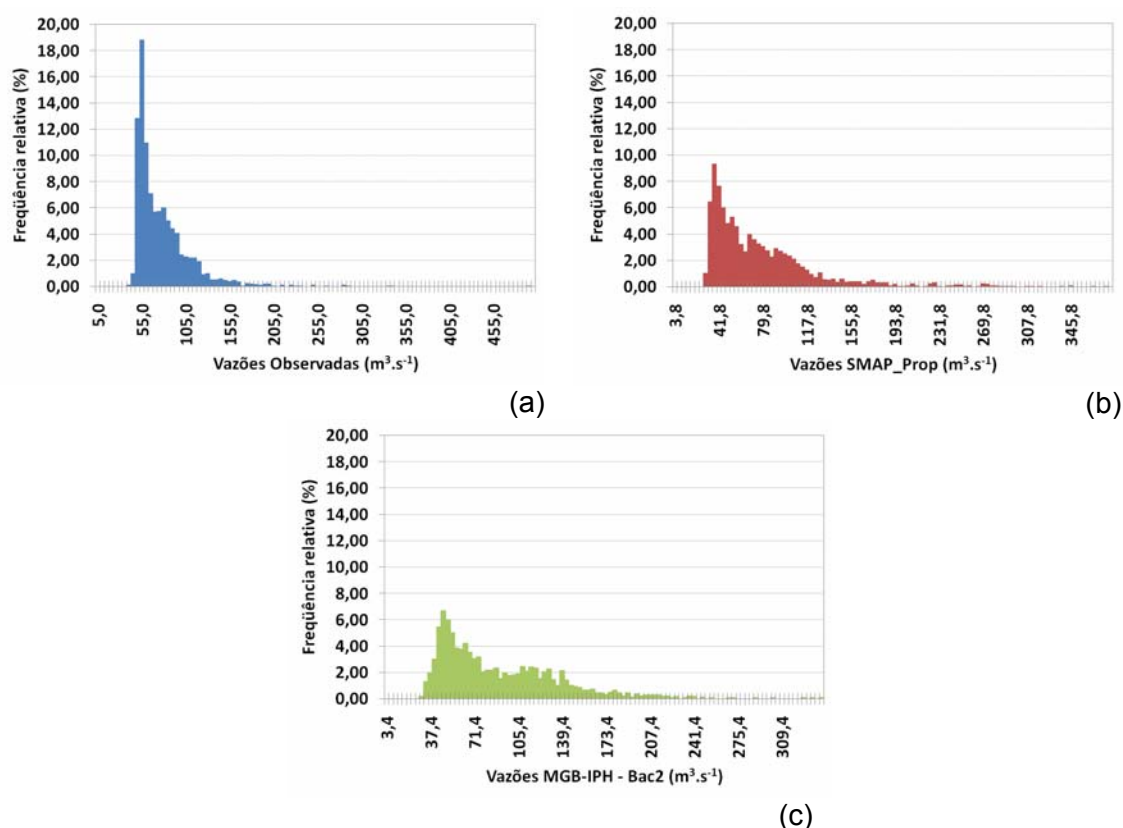


Figura 5.61 – Frequência relativa das vazões (a) observadas; (b) simuladas pelo modelo concentrado SMAP; e (c) simuladas pelo modelo distribuído MGB-IPH.

O coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS) foi aplicado às vazões diárias geradas pelos modelos SMAP e MGB-IPH para a sub-bacia 2 (66173000). Adicionalmente, NS também foi aplicado aos logaritmos das vazões. A diferença entre vazões observadas e calculadas pelos modelos, além do coeficiente de correlação R, foram também empregadas como medidas de avaliação. Os valores desses coeficientes podem ser vistos na Tabela 5.34.

Tabela 5.34 – Medidas de avaliação do desempenho dos modelos SMAP e MGB-IPH para a sub-bacia 2 – 66173000.

Sub-bacia 2 (66173000)		
Coeficientes	SMAP	MGB-IPH
NS R2	0,7713	0,8348
NS Log	0,6505	0,6191
Diferença de vazões	1,37%	17,15%
Correlação	0,79	0,79

É possível observar que, de maneira geral, ambos modelos representam, razoavelmente, as vazões máximas, podendo ser notado, através dos coeficientes NS, valores de 0,7713 e 0,8348 para os valores simulados pelo modelo SMAP e MGB-IPH, respectivamente. Já para as vazões mínimas, como é possível verificar na Figura 5.57, o ajuste é considerado aceitável, com valores de Log NS de 0,6505 e 0,6191 para os modelos SMAP e MGB-IPH, respectivamente. No entanto, uma diferença mais expressiva entre os modelos pode ser notada na diferença entre os volumes das vazões observadas e simuladas pelos modelos, sendo o modelo SMAP mais eficiente, apresentando uma diferença de vazões da ordem de 1,37%, enquanto o modelo MGB-IPH apresentou diferença de vazões acima de 17%.

5.8 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA DE SAUNDERS E MAIDMENT (1996) EM DADOS DIÁRIOS

A aplicação da metodologia de modelagem de qualidade de água proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996) foi feita aos dados de vazão diária, saídas do SMAP e MGB-IPH. A vazão do SMAP é atribuída ao exutório da bacia, ou seja, posto fluviométrico 66210000. A vazão do MGB-IPH é dada por célula, ou seja, em áreas de 25 km². Para alcançar parâmetros compatíveis à comparação, buscou-se espacializar a vazão gerada pelo modelo hidrológico SMAP seguindo a mesma diretriz estabelecida na concepção de geração de vazão pelo modelo MGB-IPH. A metodologia adotada para a espacialização dessas vazões está abordada no capítulo de materiais de métodos (Capítulo 3).

As vazões do SMAP e MGB-IPH, nas células, ou seja, pontuais, foram interpoladas (IDW) de modo a obter-se a vazão espacializada na bacia.

Escolheram-se algumas datas, em períodos distintos (chuvoso e seco), para fazer a aplicação da metodologia. Essas datas foram de 03 a 07 de janeiro de 1996 e de 03 a 07 de julho de 1996. Também foram escolhidas duas datas específicas (20/11/1997 e 08/12/1998) cuja informação qualitativa (nitrogênio e fósforo total) existia no banco de dados, para poder ser realizada a verificação dos dados simulados com os dados observados.

De posse da vazão distribuída por célula do modelo, adquiriu-se o fluxo acumulado ponderado para o caso da bacia do rio Manso e da discretização da malha em dimensões diferenciadas.

Com o fluxo acumulado ponderado, aplicando a formulação apresentada na Equação (3.1), obteve-se a carga de nutrientes por célula. Para se alcançar a concentração dos nutrientes por célula, fez-se o fluxo acumulado das cargas dos nutrientes e, a razão entre este e a vazão [Equação (3.3)] resultou na concentração dos nutrientes, em mg.L^{-1} . Esses passos foram realizados utilizando os códigos computacionais da família ArcGIS (ESRI, 2005).

Para o período de chuvas (janeiro, novembro e dezembro), escolheu-se, para representação nos mapas, trechos dos rios com vazões acima de $5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e, no período de seca (julho), vazões acima de $1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

Na seqüência, serão apresentadas as distribuições espaciais da chuva, da vazão, da evapotranspiração real, do nitrogênio total e do fósforo total para as diferentes datas anunciadas, resultantes das saídas dos modelos SMAP e MGB-IPH, respectivamente. No sentido de melhor expor os resultados, duas linhas imaginárias serão traçadas nas figuras, uma no sentido latitudinal e outra no sentido longitudinal, dividindo as figuras em quadrantes (NE-1°Q, SE-2°Q, SW-3°Q e NW-4°Q).

A Figura 5.62 (a) a (e) apresenta a distribuição da chuva para os dias 03 a 07 de janeiro de 1996. É possível perceber uma alta pluviosidade nos dias 03 e 04, sendo as máximas de 89,27 mm e 158,91 mm, respectivamente. Já para o dia 07/01/1996, pouca chuva ocorreu na bacia, sendo a máxima registrada no posto 1555001 no valor de 2,16 mm. Nota-se que as chuvas mais elevadas ocorrem, em geral, no SW da bacia, devido à presença das escarpas de Chapada dos Guimarães que proporcionam chuvas orográficas. Não obstante, é possível notar que, na área SE da bacia, a chuva é, também, bastante expressiva. Para os dias escolhidos na época de seca, de 03 a 07 de julho, não foi registrada qualquer ocorrência de chuva nessas datas.

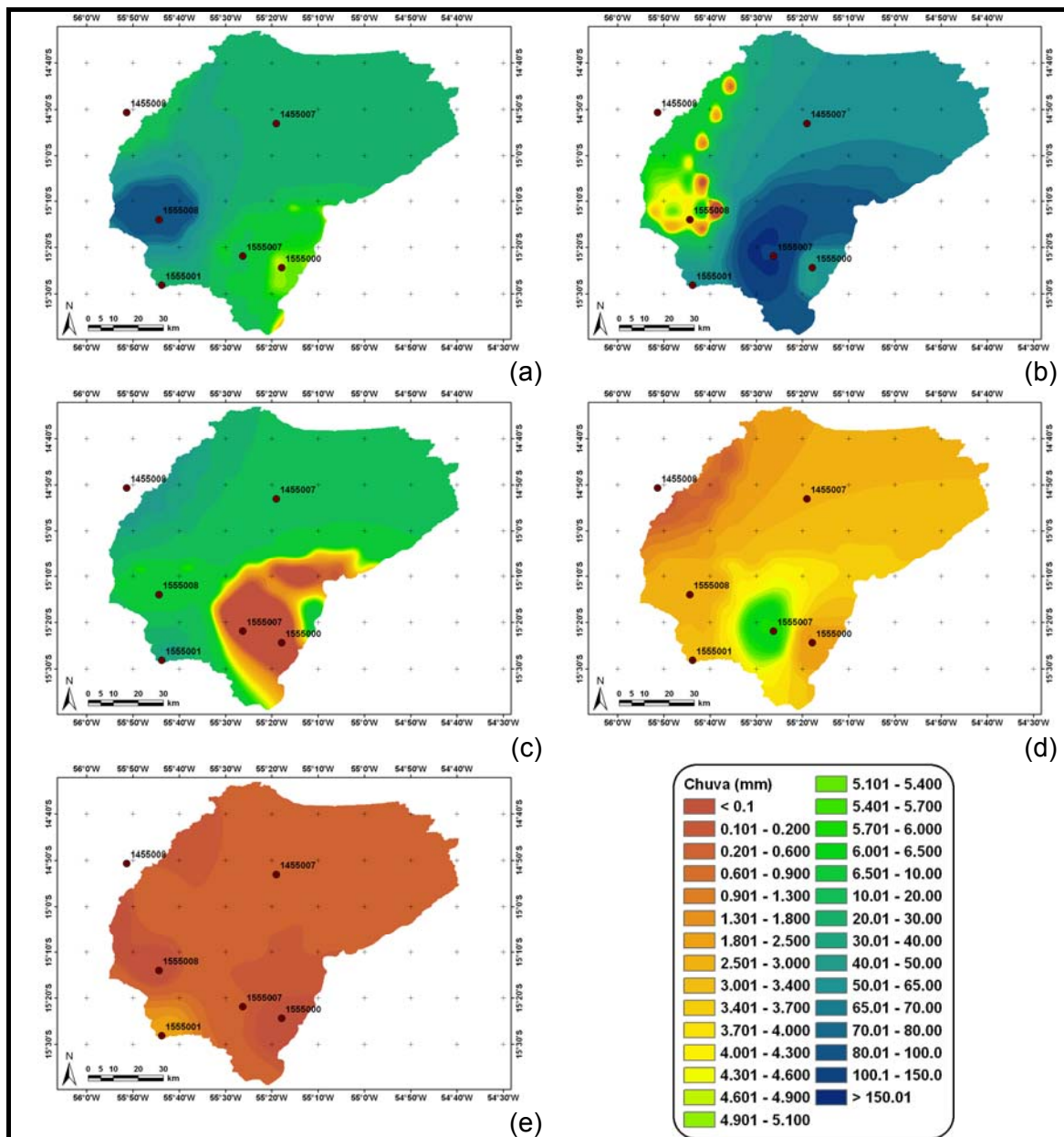


Figura 5.62 – Distribuição espacial da chuva na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996.

5.8.1 SAÍDA DO MODELO CONCENTRADO SMAP

A saída do modelo SMAP é composta por uma série de registros de vazões. Essas vazões são concentradas, representando o exutório da bacia, posto 66210000. A vazão do exutório foi dividida e distribuída para toda a bacia. Para atribuir maior peso às áreas cuja pluviosidade tenha sido mais intensa, foram adotados alguns

passos metodológicos, descritos no capítulo de materiais e métodos, que possibilitou a obtenção das vazões espacializadas segundo a intensidade pluviométrica diária.

Para o período chuvoso, mês de janeiro, esse procedimento foi adotado. Todavia, para o período seco, mês de julho, como não houve registro de chuva nos dias analisados (03 a 07), distribuiu-se a chuva de forma homogênea em toda a bacia, considerando a malha quadrada formada por 314 células, mesma estrutura do modelo distribuído MGB-IPH.

As vazões espacializadas para o período chuvoso podem ser visualizadas através da Figura 5.63 (a) a (e). É possível perceber que, apesar da alta pluviometria nos dias 03 (a) e 04 (b) de janeiro de 1996, a vazão não foi afetada de maneira visível, apresentando valores máximos de $10,48 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, no dia 03 de janeiro, e, para os dias 04 a 06, valores em torno de $24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. No entanto, para o dia 07 de janeiro, apesar da chuva não ter grande magnitude (2,16 mm), devido a sua característica extremamente pontual, o peso atribuído à vazão no setor SW da bacia foi alto, elevando os valores da vazão para essa região, apresentando a máxima, para esse dia, o valor de $226,99 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Como se trata de um caso bastante isolado e de pequena extensão, a legenda do mapa (Figura 5.63 e) representa esse valor como acima de $33 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. É importante salientar que o tempo de concentração da bacia é de aproximadamente 2 dias. No entanto, na porção sul da bacia, esse tempo de concentração é menor do que 1 dia, devido a suas características topográficas e de forma, podendo ser realizadas análises de chuva e vazão em escala diária.

Para a distribuição do nitrogênio total e do fósforo total, apresentadas na Figura 5.64 (a) a (e) e na Figura 5.65 (a) a (e), respectivamente, pode-se observar concentrações mais elevadas no SE da bacia, região com solos mais apropriados para o cultivo agrícola. Os solos dessa região, os latossolos, são conhecidos por sua acidez e baixa fertilidade. No entanto, devido às pesquisas que foram desenvolvidas com o objetivo de tornar esses solos apropriados para a agricultura, a utilização dos corretivos para acidez e de fertilizantes fizeram dos solos latossolos grandes produtores agrícolas. O custo de uma alta produção está na degradação dos recursos hídricos ocasionado pela lixiviação desses fertilizantes, quando utilizados de maneira inadequada, sem manejo adequado, trazendo aos rios uma grande quantidade de nitrogênio e fósforo.

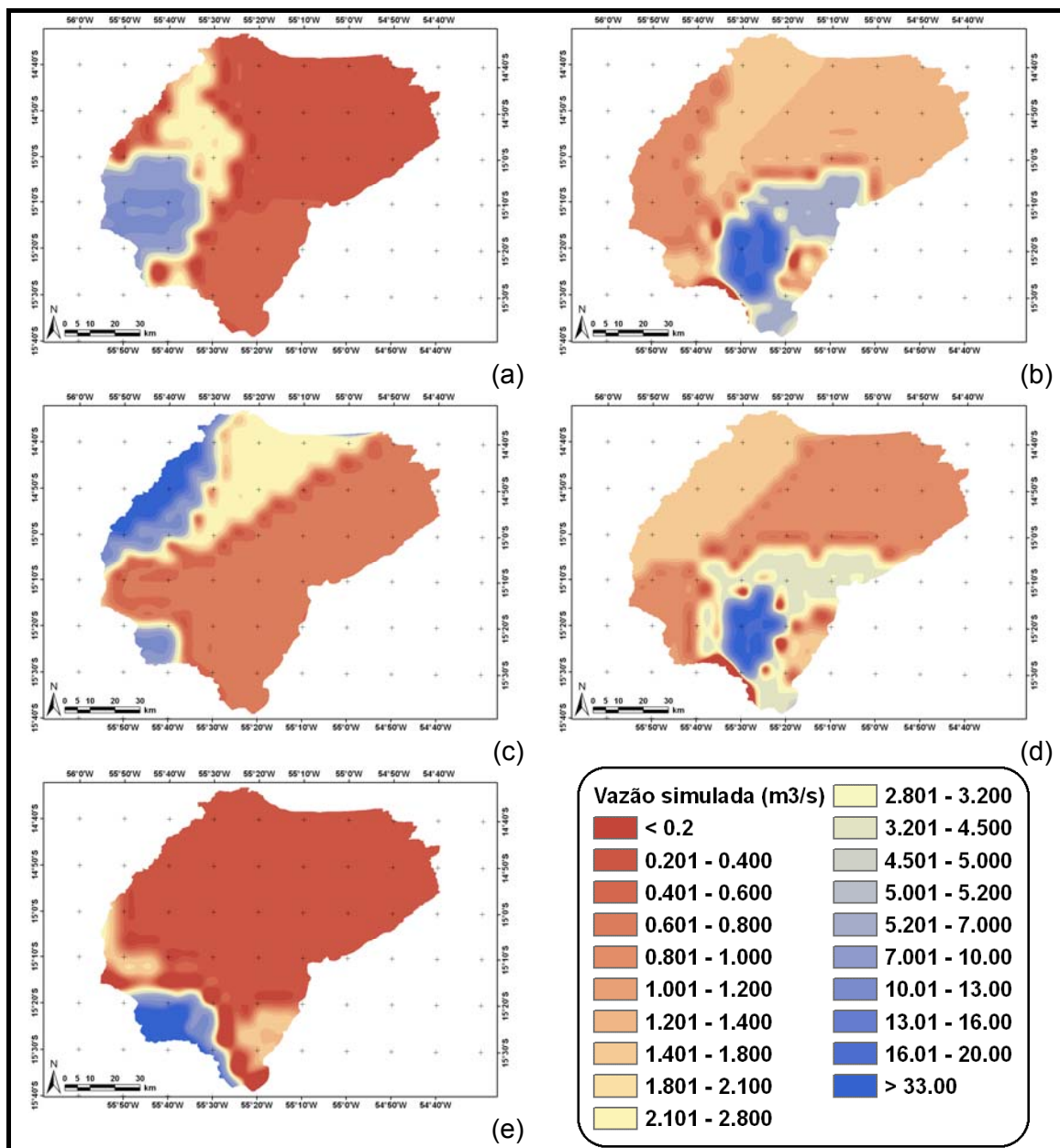


Figura 5.63 – Distribuição espacial da vazão (SMAP) na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996.

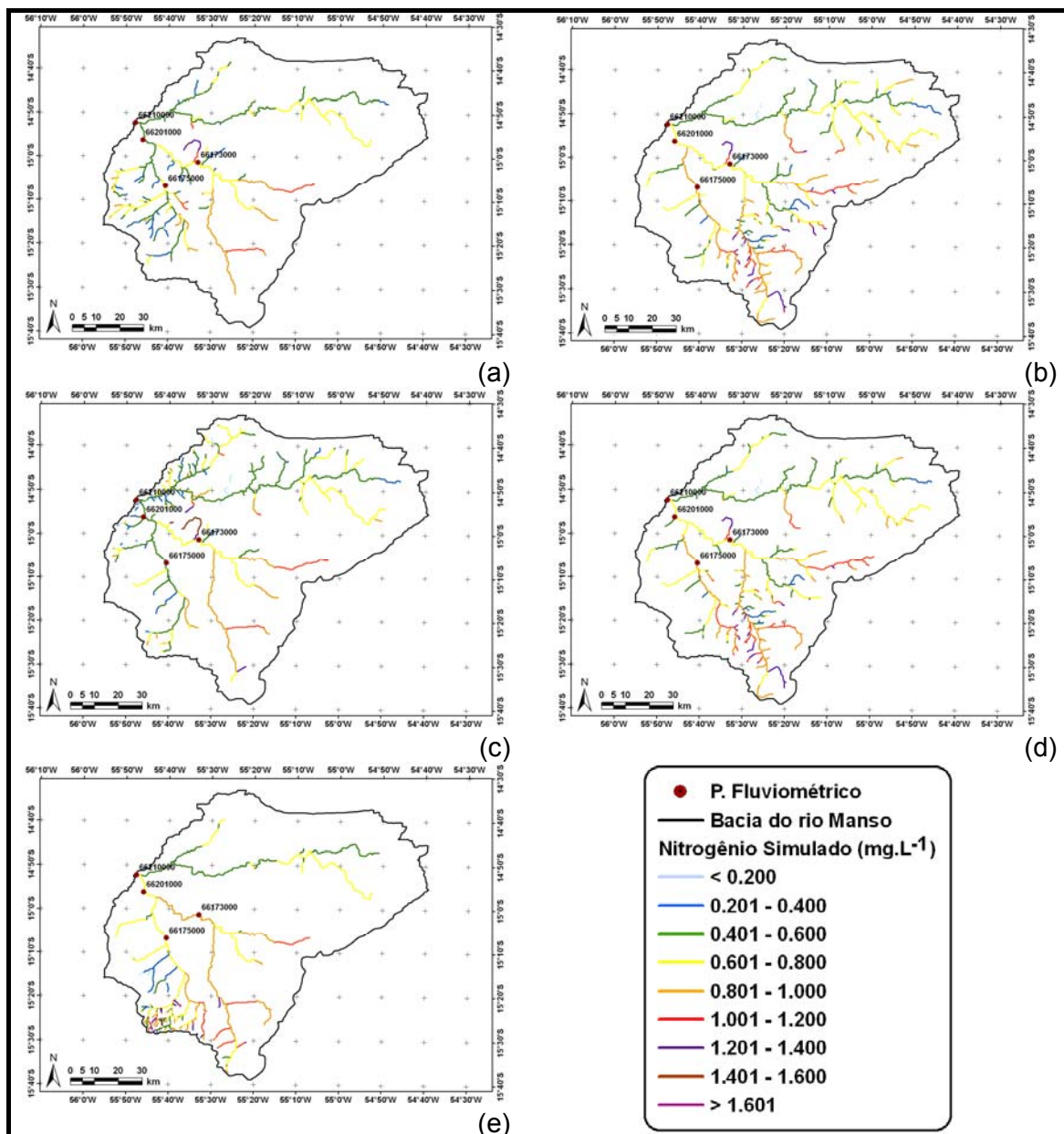


Figura 5.64 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída SMAP.

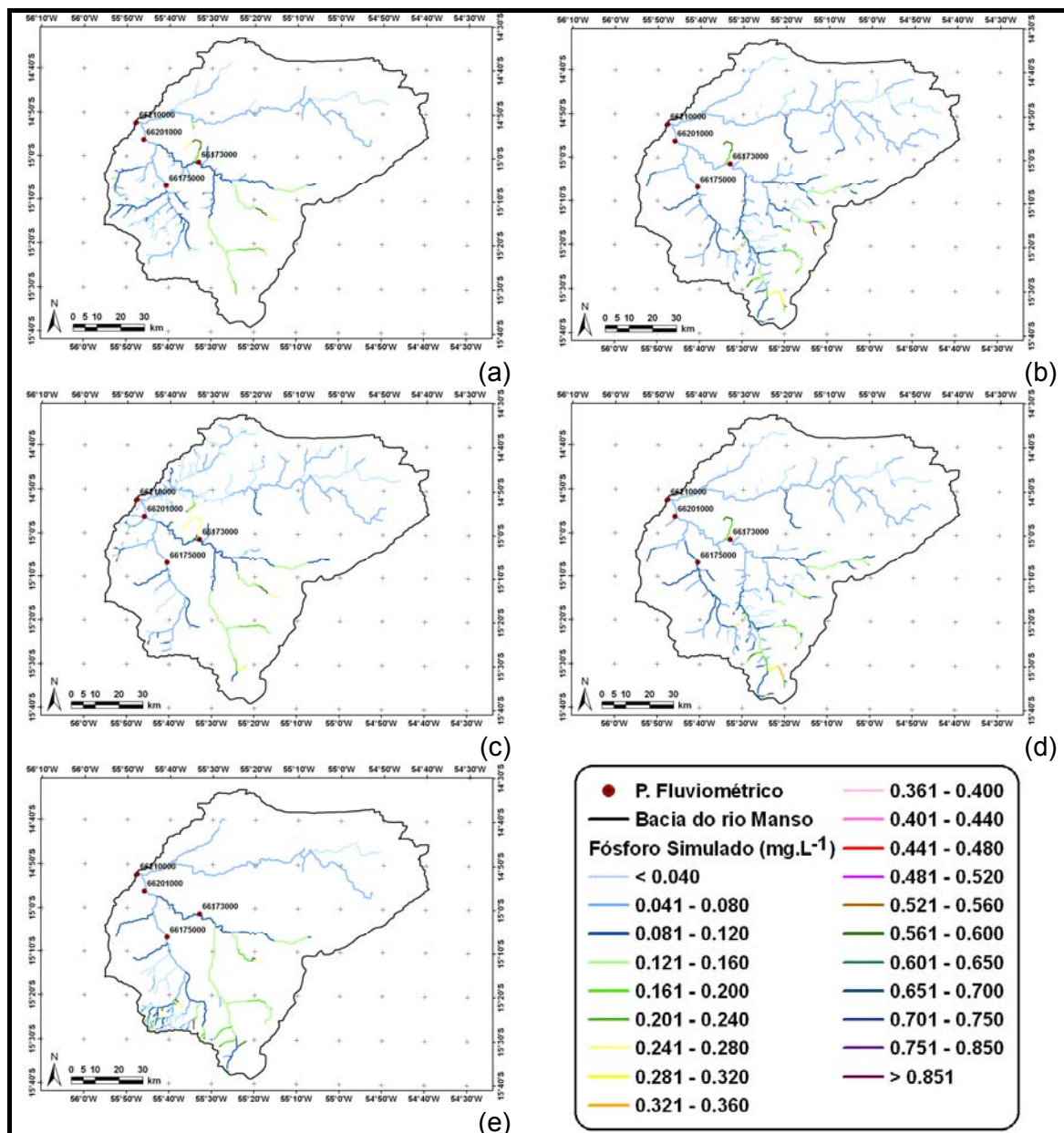


Figura 5.65 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída SMAP.

A Figura 5.64 (a) a (e) apresenta a distribuição do nitrogênio total na bacia. Note-se que, no 2º quadrante, as concentrações de nitrogênio são mais elevadas em todos os dias simulados. No dia 03/01/96 (a), a maior parte das concentrações do norte da bacia estão na faixa de 0,201-0,800 (mg.L^{-1}). A mesma situação é observada no setor SW da bacia, mas apresenta alguns trechos de rios com concentrações de nitrogênio total chegando a 1,200 (mg.L^{-1}). No SE da bacia, a faixa das concentrações varia de 0,601 a 1,200 (mg.L^{-1}). A maior parte dos trechos de rios representados nesse

dia, aproximadamente 31%, está na faixa de 0,401 – 0.600 mg.L⁻¹. Valores acima da concentração de 1,201 mg.L⁻¹ não representam 1% da bacia. Para o dia 04/01/96 [Figura 5.64 (b)], o comportamento do nitrogênio é bastante similar ao dia anterior. No entanto, é possível observar um acréscimo das concentrações em quase todos os trechos de rios da bacia e, também, uma maior quantidade de trechos de rios, quando comparados ao dia anterior, 03/01/96. Isso acontece devido à chuva nesse dia ter sido mais elevada (máxima de 158,91 mm) e, conseqüentemente, maior quantidade de trechos de rios com vazões superiores a 5 m³.s⁻¹. Na parte SE da bacia, as concentrações abrangem toda a escala da legenda, variando de 0,054 a 1,873 (mg.L⁻¹). A maior parte dos trechos dos rios representados para esse dia, cerca de 28%, está na faixa de 0,801 – 1,000 mg.L⁻¹, e 5,17% dos trechos dos rios encontram-se acima da concentração de 1,201 mg.L⁻¹. Para o dia 05/01/96 [Figura 5.64 (c)], somente 1,86% dos trechos dos rios representados nesse dia encontra-se com concentrações acima de 1,201 mg.L⁻¹. Para esse mesmo dia, é possível notar um aumento da quantidade de trechos de rios com vazões acima de 5 m³.s⁻¹ na porção NW da bacia, onde pôde-se observar uma intensidade pluviométrica aumentada, na ordem de 45,43 mm. Cerca de 28% dos trechos dos rios representados encontram-se com as concentrações dentro da faixa de 0,401 a 0,600 mg.L⁻¹, e 31% na faixa de 0,601 a 0,800 mg.L⁻¹. No dia 06/01/96 [Figura 5.64 (d)], as concentrações mínima e máxima de nitrogênio total simuladas são de 0,078 e 1,873 mg.L⁻¹, respectivamente. A maior parte da bacia encontra-se com concentrações na faixa de 0,081 – 1,000 mg.L⁻¹, cerca de 29%, e apenas 5% da bacia apresenta concentrações acima de 1,201 mg.L⁻¹. Já o dia 07/01/96 [Figura 5.64 (e)], por apresentar uma vazão elevada [Figura 5.63 (e)] na porção SW da bacia, a quantidade de trechos de rios representados no mapa com vazões acima de 5 m³.s⁻¹ é bastante alta. A vazão elevada nessa região proporcionou simulações de altas concentrações de nitrogênio total para essa área. As concentrações mais elevadas, acima de 1,201 mg.L⁻¹, encontram-se nessa região, o que representa 15,5% dos trechos dos rios, ou seja, a maior percentagem dessa faixa de concentrações dentre os dias do período chuvoso avaliados. De maneira geral, no restante da bacia, as concentrações assemelham-se às concentrações do dia anterior, apesar da maior parte dos trechos dos rios, cerca de 23%, estar dentro da faixa de concentrações de 0,601 a 0,800 mg.L⁻¹.

Para o fósforo total, a Figura 5.65 (a) a (e) apresenta o comportamento para os dias simulados (03 a 07 de janeiro de 1996). No mapa da simulação para o dia 03/01/96 [Figura 5.65 (a)], pode-se observar concentrações de fósforo total não

ultrapassando valores de $0,280 \text{ mg.L}^{-1}$ para toda a bacia. As concentrações mais elevadas, acima de $0,161 \text{ mg.L}^{-1}$, são encontradas na porção SE da bacia e em um pequeno trecho no centro da bacia, já próximo ao posto fluviométrico 66173000, representando 2,34% dos trechos de rios da bacia. Nessa faixa de variação, segundo o CONAMA 357/2005, os trechos dos rios estão fora das classes 1, 2 e 3. Vale ressaltar que, pela FEMA-MT (1996), esses trechos dos rios estão enquadrados na classe 1 e as nascentes na classe especial. No dia 04/01/96 [Figura 5.65 (b)], como houve um evento chuvoso mais expressivo nesse dia, um aumento da densidade da rede hidrográfica pode ser notado na porção sul da bacia. O valor da maior concentração do fósforo total simulado foi de $0,723 \text{ mg.L}^{-1}$, observado na parte mais ao sul da bacia, de pequena proporção. Cerca de 40% dos trechos de rios da bacia, para esse dia específico, possuem concentrações de fósforo total simuladas na faixa de $0,041 - 0,080 \text{ mg.L}^{-1}$. Para o dia 05/01/96 [Figura 5.65 (c)], com o decréscimo da precipitação, a densidade hidrográfica também diminuiu, podendo ser observada uma malha hidrográfica menos densa ao sul da bacia e mais densa na porção NW. Também foi possível observar concentrações mais baixas, sendo a máxima concentração de $0,299 \text{ mg.L}^{-1}$. Aproximadamente 73% dos trechos de rios representados para esse dia na bacia apresentam concentrações de fósforo total menores que $0,080 \text{ mg.L}^{-1}$. As concentrações encontradas para o dia 06/01/96 [Figura 5.64 (d)] estão inseridas em todas as faixas de concentrações demonstradas através da legenda da figura. A concentração máxima simulada foi de $0,764 \text{ mg.L}^{-1}$ para esse dia. No entanto, a um pequeno trecho de rio, foi atribuído essa concentração, localizado no extremo sul da bacia. À maior parte dos trechos de rios representados para esse dia, cerca de 44%, foi atribuída concentrações na faixa de $0,041 - 0,080 \text{ mg.L}^{-1}$. Para o último dia simulado do período chuvoso, 07/01/96 [Figura 5.64 (e)], as concentrações mais elevadas estão localizadas na porção SW da bacia, alcançando valores na faixa de $0,481 - 0,850 \text{ mg.L}^{-1}$; no entanto, a percentagem de trechos de rios que obtiveram essas concentrações somam 0,54% do total dos trechos representados para esse dia. Em geral, mais de 50% dos trechos dos rios não ultrapassam a concentração de $0,080 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os mesmos procedimentos foram feitos para o mês de julho, onde as chuvas são bastante escassas, e pôde-se avaliar as diferenças que ocorrem nessas duas situações, de chuva e seca. Os dias escolhidos para a simulação para a época de seca foram de 03 a 07 de julho de 1996. Para esses dias, não foi registrada chuva na

bacia. Por essa razão, não se apresentam mapas da distribuição das chuvas para esses dias.

Diante disso, não se pode realizar a distribuição das vazões ponderadas segundo as distribuições das chuvas, como ocorrido para o período chuvoso (janeiro). Dessa forma, as vazões simuladas através da modelagem hidrológica concentrada, utilizando o modelo SMAP, foram distribuídas de forma homogênea na bacia. Para a obtenção de padrões comparáveis, adotou-se a divisão das vazões das saídas do modelo SMAP pelo número de células da bacia, o mesmo número de células adotado para o modelo distribuído MGB-IPH, ou seja, 314 células.

Pelas razões explicitadas no parágrafo anterior, as vazões espacializadas para o período seco (03 a 07 de julho de 1996) não foram apresentadas. Não obstante, os valores das vazões de saída do SMAP para as datas do período são: 140,43, 139,67, 138,95, 138,25, 137,57 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente, valores esses referentes ao exutório da bacia, representando-a de forma homogênea.

De posse das vazões distribuídas na bacia, aplicou-se a metodologia proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996) para a elaboração dos mapas das concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo total, também para esse período. A Figura 5.66 (a) a (e) e Figura 5.67 (a) a (e) apresentam as distribuições do nitrogênio e fósforo total, respectivamente.

A distribuição para o nutriente nitrogênio total [Figura 5.66 (a) a (e)] para esse período não apresentou mudanças significativas no intervalo do dia 03 ao dia 07 de julho de 1996, decorrente da ausência de chuvas. As concentrações simuladas permaneceram praticamente constantes, na faixa de 0,103 - 1,634 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Valores mais elevados foram observados na porção SE da bacia; concentrações maiores que 1,000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, porém, representam somente cerca de 15% dos trechos de rios representados para esse período. A maior parte dos trechos dos rios, cerca de 35%, encontram-se na faixa de 0,601 – 0,800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Comportamento semelhante foi observado na distribuição espacial das concentrações de fósforo total [Figura 5.67 (a) a (e)], não sofrendo alterações para esses cinco dias de mês de julho. As concentrações mínima e máxima simuladas para esses dias foram de 0,009 e 0,803 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Valores mais elevados foram observados na região SE da bacia, decorrente das atividades agrícolas mais expressivas nessa localidade, com concentrações acima de 0,200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, perfazendo,

aproximadamente, 4% dos trechos dos rios representados para esse período avaliado. Cerca de 40% dos trechos de rios da bacia possuem concentrações de fósforo total na faixa de 0,041 – 0,080 mg.L⁻¹. Segundo critério estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005, cerca de 10% dos trechos dos rios possuem concentrações maiores do que as permitidas para trechos de rios enquadrados nas classes 1 a 3, ou seja, concentrações maiores que 0,151 mg.L⁻¹.

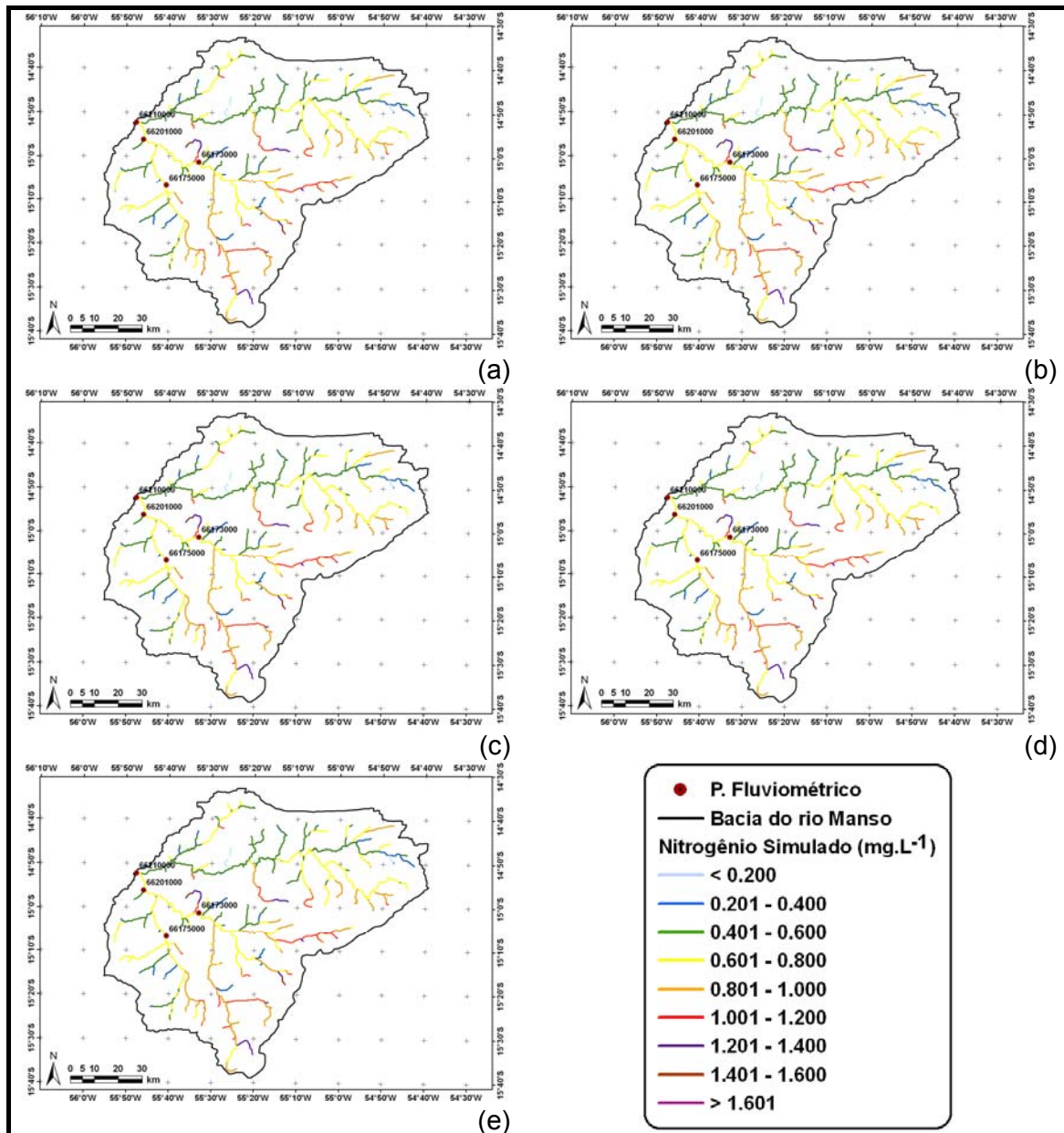


Figura 5.66 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída SMAP.

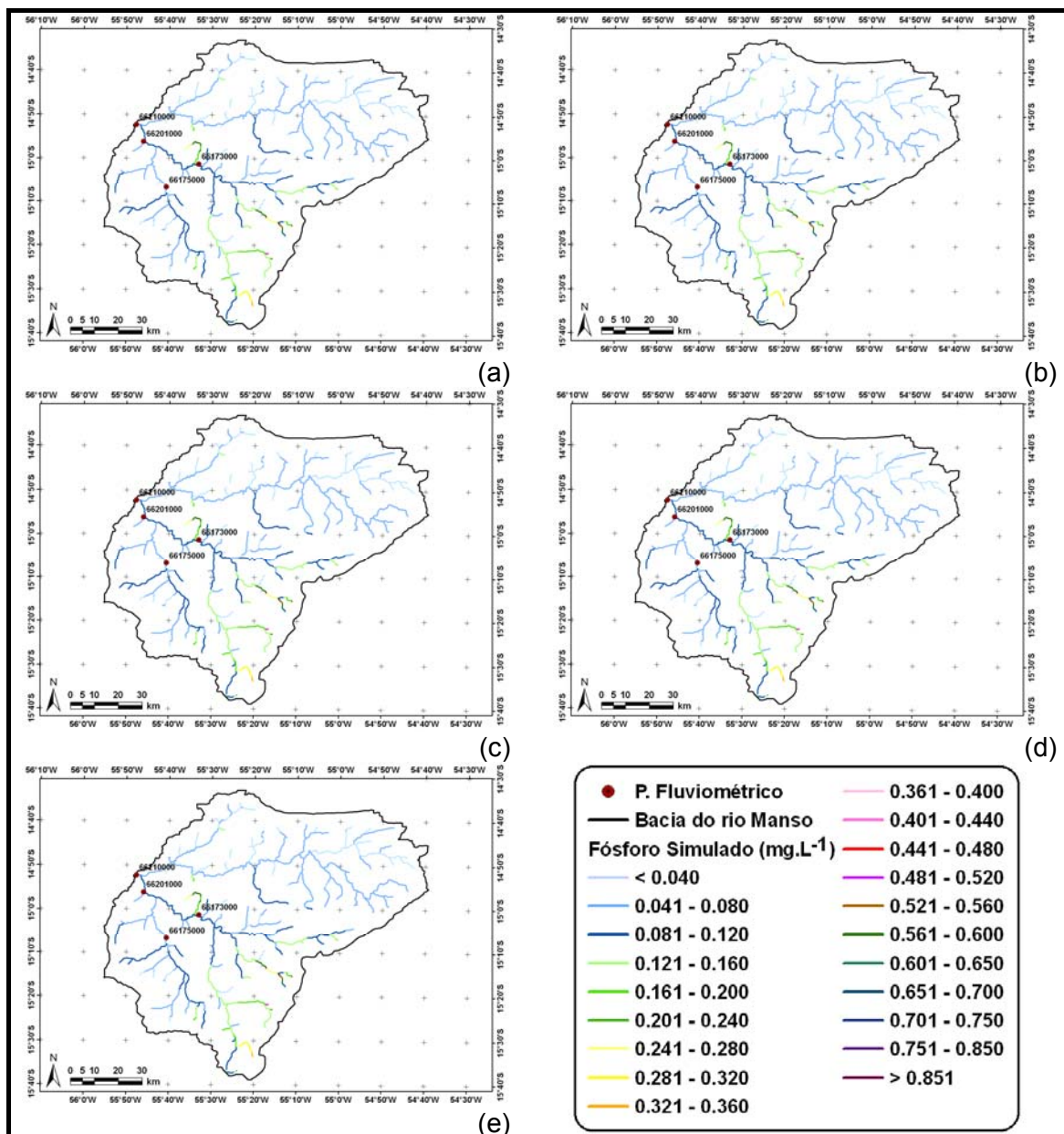


Figura 5.67 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída SMAP.

Os valores simulados, através da saída do modelo hidrológico concentrado SMAP, para os compostos nitrogênio e fósforo total nos postos fluviométricos, exutórios das sub-bacias, estão apresentados nas Tabela 5.35 e 5.36.

Tabela 5.35 – Valores simulados, a partir da saída do modelo hidrológico concentrado SMAP, das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – postos 66175000 e 66173000.

Data	66175000		66173000	
	NT	PT	NT	PT
03/01/96	0,114815	0,019358	0,677565	0,083109
04/01/96	0,864680	0,078190	0,740056	0,079202
05/01/96	0,597872	0,073752	0,706798	0,092362
06/01/96	0,872989	0,081922	0,750282	0,077563
07/01/96	0,669475	0,075557	0,857972	0,114347
03/07/96	0,680657	0,077191	0,729785	0,095536
04/07/96	0,680658	0,077191	0,729781	0,095536
05/07/96	0,680659	0,077191	0,729782	0,095535
06/07/96	0,680656	0,077191	0,729780	0,095535
07/07/96	0,680657	0,077191	0,729783	0,095536

Tabela 5.36 – Valores simulados, a partir da saída do modelo hidrológico concentrado SMAP, das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – postos 66201000 e 66210000.

Data	66201000		66210000	
	NT	PT	NT	PT
03/01/96	0,579604	0,069830	0,572445	0,065958
04/01/96	0,749365	0,078895	0,710967	0,071733
05/01/96	0,563258	0,073391	0,514816	0,055303
06/01/96	0,753888	0,077545	0,711645	0,070543
07/01/96	0,681552	0,078408	0,676730	0,077019
03/07/96	0,678782	0,086337	0,624386	0,066594
04/07/96	0,678776	0,086336	0,624383	0,066594
05/07/96	0,678779	0,086336	0,624384	0,066593
06/07/96	0,678778	0,086336	0,624386	0,066593
07/07/96	0,678780	0,086337	0,624387	0,066594

5.8.2 SAÍDA DO MODELO DISTRIBUÍDO MGB-IPH

Uma das saídas do modelo distribuído MGB-IPH é a vazão. A partir da vazão, foram elaborados mapas da distribuição das concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo total para a bacia do rio Manso.

Dessa forma, são apresentadas, na seqüência, as vazões, as evapotranspirações, e as concentrações de nitrogênio e fósforo total para os dias analisados, 03 a 07 de janeiro de 1996, englobando um período chuvoso, e 03 a 07 de julho de 1996, correspondendo a um período seco da bacia.

As vazões espacializadas são apresentadas através da Figura 5.68 (a) a (e). É possível perceber que a alta pluviometria dos dias 03 e 04 de janeiro de 1996 [Figura 5.62 (a) e (b)] puderam ser notadas nas vazões, que apresenta valor máximo de $33 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para o dia 04/01/1996 [Figura 5.68 (b)] e continua alta nos dias subseqüentes. Essa característica pode ser claramente notada, através dos mapas das vazões para os dias 06 e 07 de janeiro [Figura 5.68 (d) e (e)], onde a chuva é relativamente baixa, quando comparada aos dias anteriores [máximas de 6,28 e 2,16 mm, Figura 5.62 (d) e (e), respectivamente], mantendo uma vazão praticamente estável, com decréscimo lento, de 28,33, 24,86 e $21,37 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, para os dias 05, 06 e 07 de janeiro [Figura 5.68 (c), (d) e (e)], respectivamente.

Para a evapotranspiração [Figura 5.69 (a) a (e)], podem-se notar variações entre os dias 03 a 07 de janeiro, sendo o dia 06/01/96 [Figura 5.69 (d)] o dia com valores mais elevados, máxima de 3,22 mm, sobretudo sobre a área NE da bacia. A evapotranspiração real mínima foi registrada no dia 03/01/96 [Figura 5.69 (a)], com valor de 2,01 mm. Os dias avaliados obedecem ao mesmo padrão espacial.

Comparando os valores simulados de evapotranspiração real através do modelo MGB-IPH com os valores de evapotranspiração real advindos do método do balanço hídrico sazonal (BHS), pode-se notar discordâncias entre os mesmos. A evapotranspiração real para os dias do mês de janeiro de 1996 através do BHS é da ordem de $0,434 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$. Esse fato aponta um desvio de, aproximadamente, 83% dos valores da evapotranspiração real advindos do BHS, tomando os valores simulados, através do MGB-IPH, como padrão.

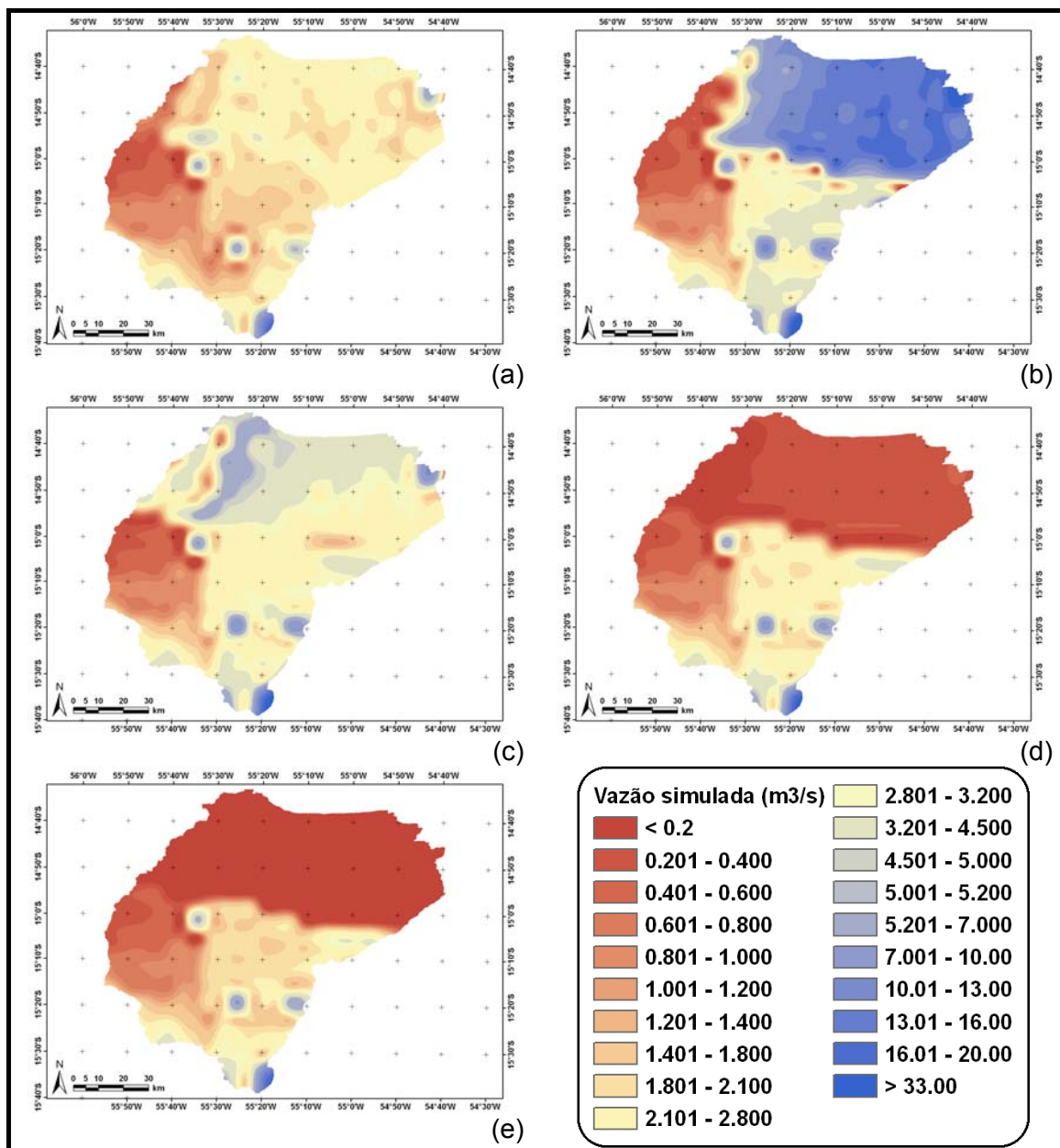


Figura 5.68 – Distribuição espacial da vazão na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.

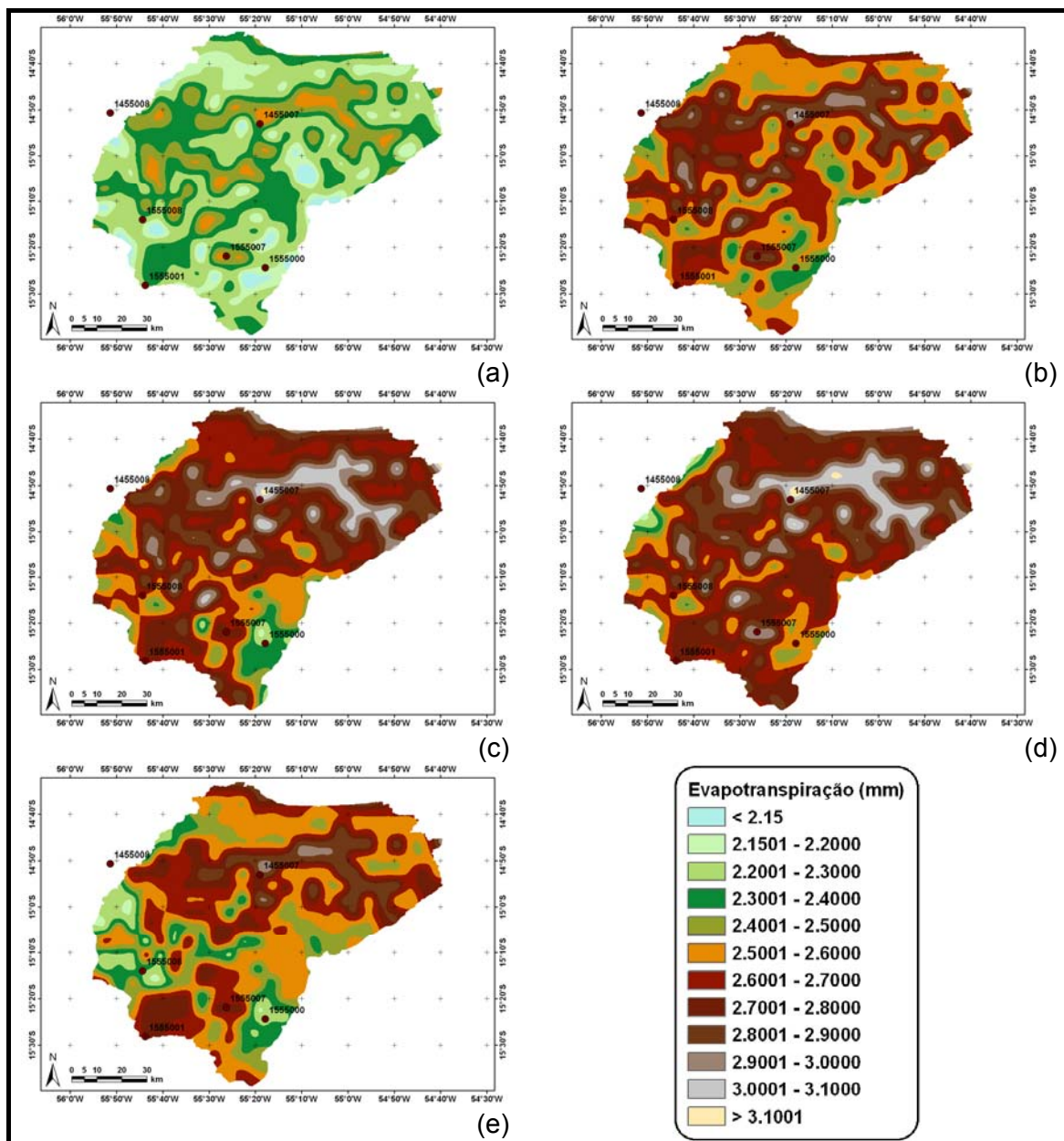


Figura 5.69 – Distribuição espacial da evapotranspiração real na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.

Por outro lado, VAREJÃO-SILVA (2005) aponta que vários são os fatores intervenientes no processo de transferência da água para a atmosfera. A umidade relativa do ar é um desses fatores, possuindo grande importância nesse processo. Quando a superfície vizinha à superfície evaporante encontra-se saturada, o vapor de água volta à condição líquida, e a evaporação cessa virtualmente. Além da umidade relativa do ar, em se tratando de superfícies vegetadas, o espectro de fatores

intervenientes aumenta ainda mais, pela introdução de variáveis puramente biológicas, incluindo diferentes respostas fisiológicas. Nesse caso, para uma dada condição atmosférica, a evapotranspiração vai depender da espécie de planta e, para cada espécie, da idade, da fase de desenvolvimento, do índice de área foliar, do estado fitossanitário, entre outras, dos indivíduos presentes, bem como da densidade e da composição da comunidade vegetal como um todo. Como muitos fatores ambientais e biológicos são interdependentes, o estudo da transferência de vapor de água para a atmosfera em superfícies vegetadas torna-se bem mais complexo.

Dados de umidade relativa obtidos da base do NCEP para a área da bacia do rio Manso apontam alta umidade relativa do ar para o mês de janeiro de 1996 (86,18%). Diante do exposto, para fazer qualquer afirmação quanto à validade dos dados de evapotranspiração calculados, tomando como base os dados das estações climatológicas existentes na cidade de Cuiabá, é preciso fazê-lo com bastante cautela. Seria adequada a implantação de uma estação climatológica na bacia do rio Manso e, adicionalmente, realizar medições em campo

Tendo como única fonte de informação climatológica as estações existentes fora da bacia, lança-se mão das mesmas para realizar os estudos hidrológicos para o melhor entendimento da bacia.

Para as distribuições do nitrogênio total e do fósforo total, apresentadas na Figura 5.70 (a) a (e) e na Figura 5.71 (a) a (e), pode-se observar, em geral, concentrações mais elevadas no SE da bacia, região com atividades agrícolas mais intensas do que o restante da bacia.

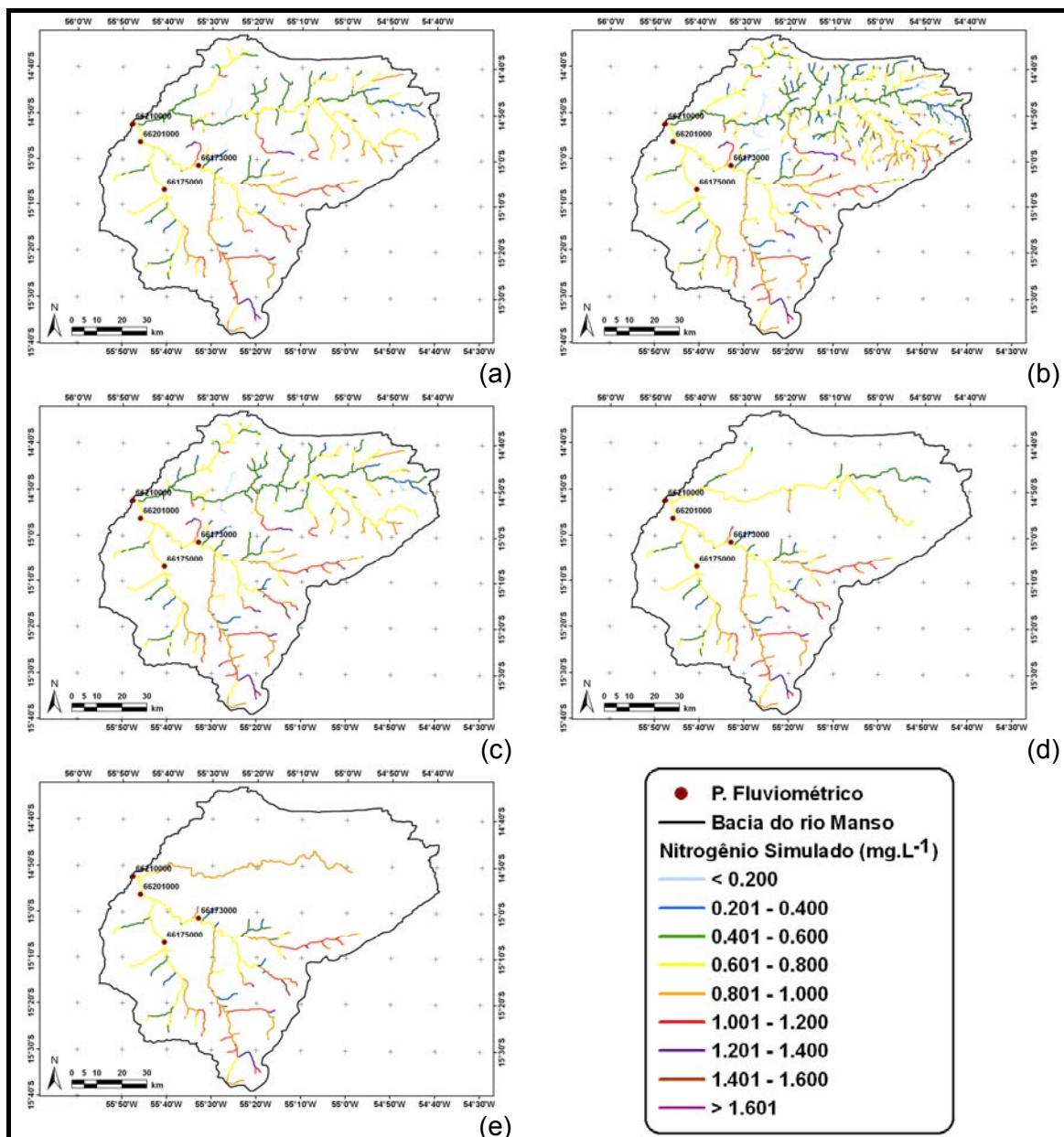


Figura 5.70 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.

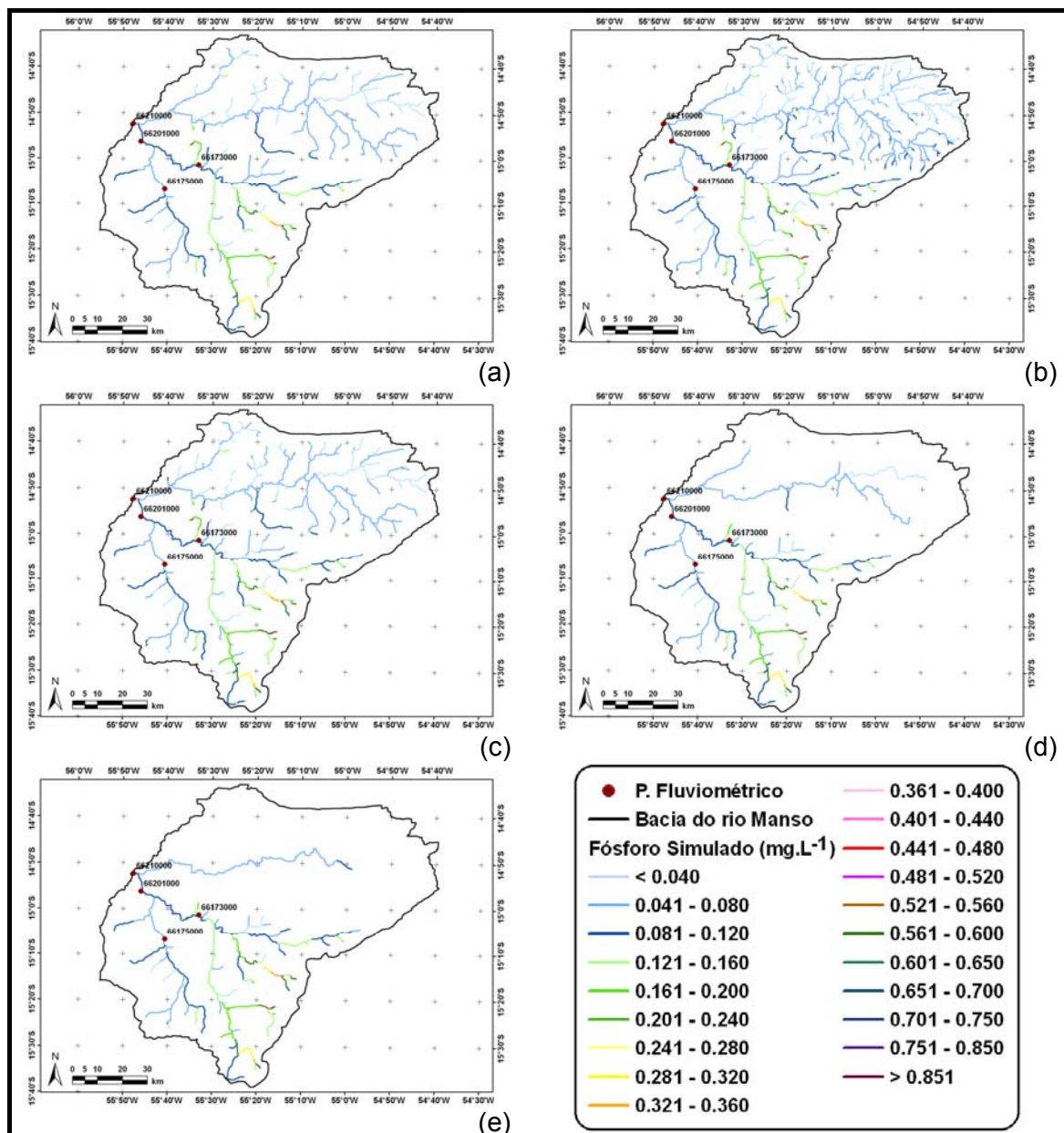


Figura 5.71 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/01/1996; (b) dia 04/01/1996; (c) dia 05/01/1996; (d) dia 06/01/1996; (e) dia 07/01/1996. Saída MGB-IPH.

A Figura 5.70 (a) a (e) apresenta a distribuição do nitrogênio total na bacia. Nota-se que, no 3° quadrante, as concentrações de nitrogênio total permanecem as mesmas para todos os dias simulados, variando entre 0,201 – 1,200 mg.L^{-1} . Comportamento similar também é observado na porção SE da bacia, ou seja, as concentrações pouco se alteram, variando somente onde os trechos dos rios modificam a vazão. Nessa região (SE), as concentrações são as mais elevadas em todos os dias simulados, acima de 1,601 mg.L^{-1} . Já na parte norte da bacia, é possível

notar alterações mais expressivas devido às modificações decorrentes das vazões dos trechos dos rios representados (acima de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). No dia 03/01/96 [Figura 5.70 (a)], a maior parte das concentrações do norte da bacia estão na faixa de $0,401 - 0,800 \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1})$. Para o dia 04/01/96 [Figura 5.70 (b)], o comportamento do nitrogênio é bastante similar ao dia anterior. No entanto, é possível observar mais trechos de rios do que no dia 03/01/96. Isso acontece devido a chuva nesse dia ter sido mais elevada e, conseqüentemente, há mais trechos de rios com vazões superiores a $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ressalte-se que, devido a esse fator, no norte da bacia, trechos com concentrações mais baixas podem ser observados, sendo influenciados pelo fator diluição. Na parte SE da bacia, as concentrações estão, na maioria dos trechos dos rios, na faixa de $1,201 - 1,400 \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1})$, com alguns trechos alcançando valores de concentrações maiores que $1,601 \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1})$. Para os dias subseqüentes, o comportamento é bastante parecido com o ocorrido nos dias anteriores, com a diferença do decréscimo da vazão e, por conseguinte, diminuição dos trechos dos rios que são representados no mapa da distribuição das concentrações do nitrogênio total. Em geral, para os cinco dias simulados, a faixa de concentrações que obteve maior freqüência foi $0,601 - 0,800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, em torno de 32% dos trechos dos rios. Acima da concentração de $1,201 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, somente 3,5% dos trechos dos rios representados foram simulados, exceto para o dia 06/01/96 [Figura 5.70 (d)], apresentando uma percentagem de 5,44% dos trechos dos rios com valores acima dessa concentração.

Para o fósforo total, a Figura 5.71 (a) a (e) apresenta o comportamento para os dias simulados (03 a 07 de janeiro de 1996). No mapa da simulação para o dia 03/01/96 [Figura 5.71 (a)], pode-se observar concentrações de fósforo total na faixa de $0,040 - 0,080 \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1})$ para o norte e sudoeste da bacia. No entanto, para a área SE, as concentrações são elevadas, variando entre $0,121$ a $0,851 \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1})$. Nessa faixa de variação, segundo o CONAMA 357/2005, os trechos dos rios estão fora das classes 1, 2 e 3. Vale ressaltar que, pela FEMA-MT (1996), esses trechos dos rios estão enquadrados na classe 1 e as nascentes na classe especial. O mesmo comportamento é observado para os dias subseqüentes, com pouquíssimas variações. Nos dias 06 e 07 de janeiro [Figura 5.71 (d) e (e)], cerca de 32% dos trechos dos rios representados para esse período apresentam concentrações na faixa de $0,081 - 0,120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Nos dias anteriores, a maior parte dos trechos dos rios, mais de 50%, apresenta concentrações de até $0,080 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Os mesmos procedimentos foram feitos para o mês de julho, onde as chuvas são escassas e puderam-se avaliar as diferenças que ocorrem nessas duas situações, de chuva e de seca.

Os dias escolhidos para a simulação para a época de seca foram de 03 a 07 de julho de 1996. Para esses dias, não foi registrada chuva na bacia. Por essa razão, conforme mencionado anteriormente, não existe mapa da distribuição da chuva para esses dias.

Para a representação das vazões espacializadas [Figura 5.72 (a) a (e)], pode-se perceber baixos valores das mesmas, sendo a máxima, entre todos os dias, um pouco maior que $5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Os valores mais elevados de vazão são encontrados próximos à região sul da bacia. Como mostrado na Figura 5.55, durante a estiagem, as vazões dos rios são mantidas pelo escoamento sub-superficial e, sobretudo, pelo escoamento subterrâneo.

A evapotranspiração real apresenta um comportamento bastante similar ao mês de janeiro. Porém, é possível notar que, em geral, os valores de evapotranspiração real mínimos aumentaram e que os máximos diminuíram, quando comparados com os valores no período chuvoso. No entanto, a média de ambos períodos é da ordem de 2,5 mm. O valor mais baixo da evapotranspiração real apresentado nessa época de seca foi de 2,31 mm, no dia 03/07/1996 [Figura 5.73 (a)], e a mais alta foi de 2,79 mm no dia 04/07/96 [Figura 5.73 (b)]. A evapotranspiração real para o mesmo período, calculada através do método de balanço hídrico sazonal (BHS), foi da ordem de 0,802 mm, o que gera um desvio de aproximadamente 68% quando comparada à evapotranspiração real simulada pelo modelo MGB-IPH. A distribuição na bacia para esse período pode ser visualizada na Figura 5.73 (a) a (e).

A distribuição para o nutriente nitrogênio total [Figura 5.74 (a) a (e)], para esse período, não apresentou mudanças no intervalo do dia 03 ao dia 07 de julho de 1996. As concentrações simuladas permaneceram praticamente constantes, com aproximadamente 34% dos trechos dos rios representados nesse período na faixa de 0,601-0,800 ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$). Ao norte da bacia, sendo representado por um único trecho de rio (rio Manso), a concentração de nitrogênio total simulado ficou na faixa de 0,801 – 1,000 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$. Valores mais elevados foram simulados para a porção SE da bacia, chegando a atingir valores de concentrações acima de 1,800 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$. Contudo, somente cerca de 4% dos trechos dos rios representados alcançaram valores maiores que 1,201 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$.

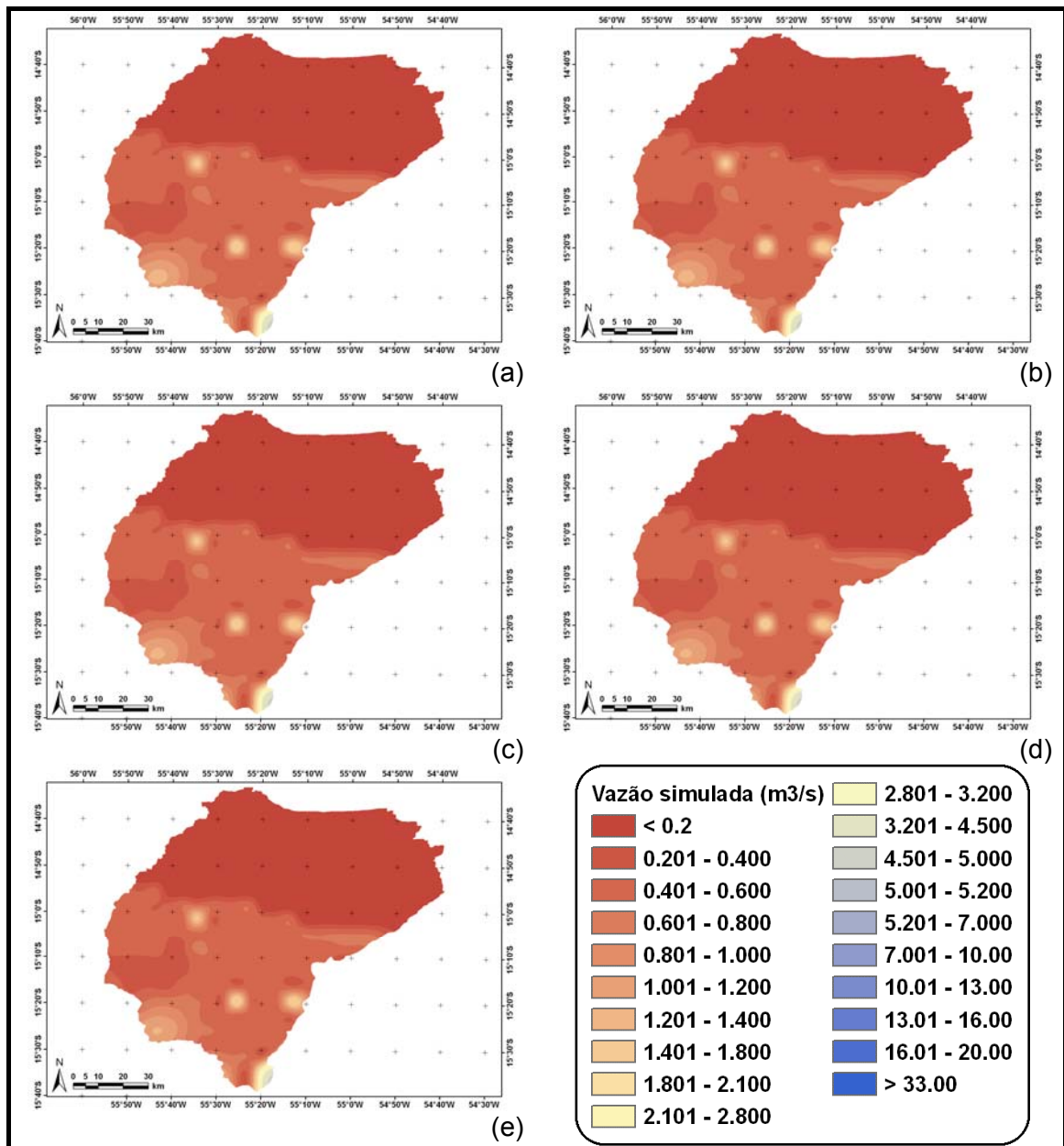


Figura 5.72 – Distribuição espacial da vazão na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.

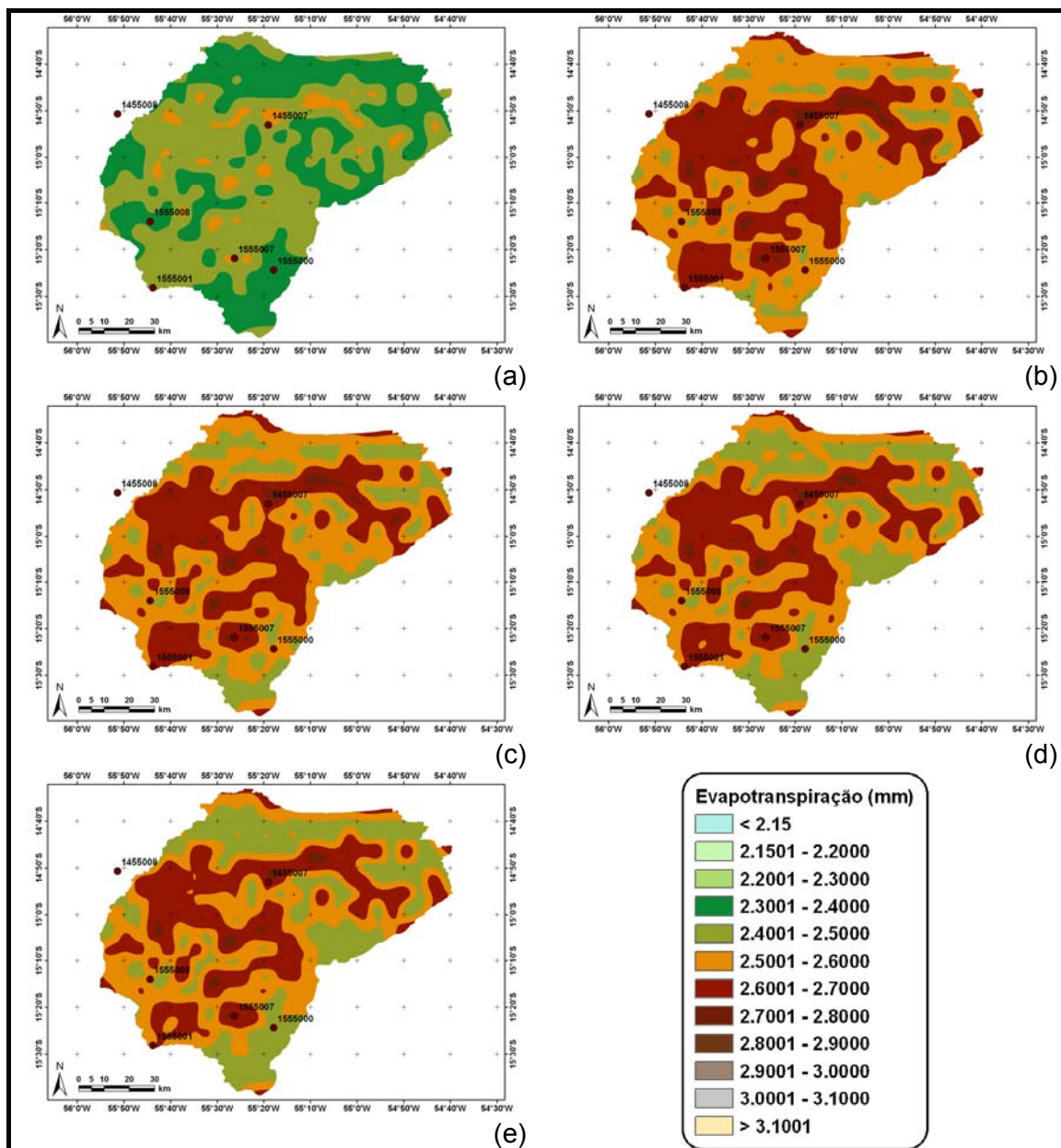


Figura 5.73 – Distribuição espacial da evapotranspiração real na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.

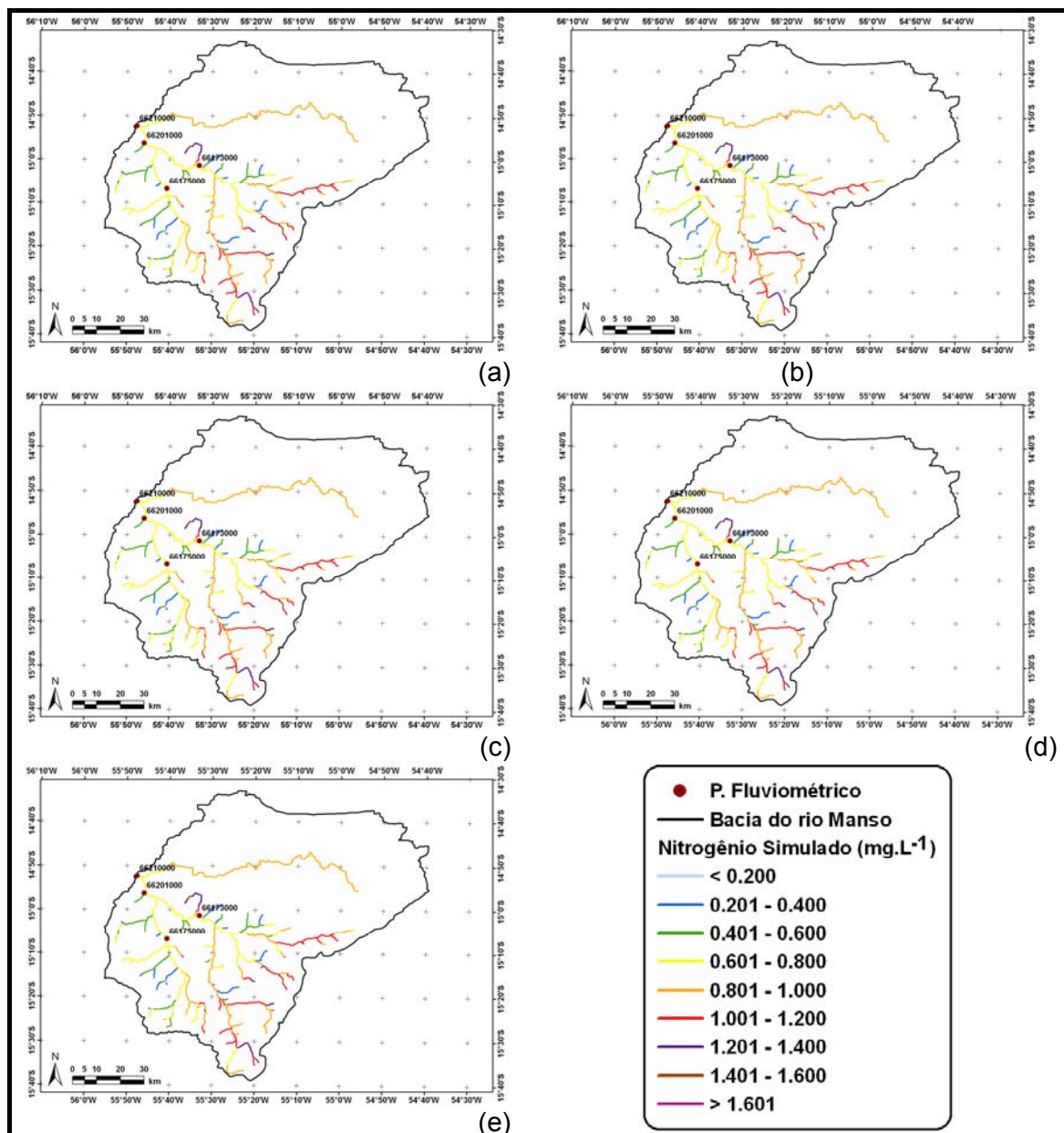


Figura 5.74 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.

As concentrações de fósforo total [Figura 5.75 (a) a (e)], analogamente ao que ocorreu com o nitrogênio total, não sofreram grandes alterações para esses cinco dias de mês de julho. Concentrações ao norte e sudoeste da bacia apresentam concentrações que não ultrapassam $0,080 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$. Para a região SE, alguns trechos de rios atingem valores de até $0,982 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$. Em geral, cerca de 33% dos trechos de rios representados na bacia estão com suas concentrações de fósforo total na faixa de $0,081 - 1,200 \text{ mg.L}^{-1}$. No entanto, dentro dessa faixa, segundo VON SPERLING

(1996), esses trechos de rios encontram-se em estado eutrófico, e aqueles acima de $0,100 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentam estado hipereutrófico. Sobre a resolução CONAMA 357 de 2005, mais de 40% dos trechos dos rios estão fora das classes 1 e 2, que admite concentrações de até $0,100 \text{ mg.L}^{-1}$. Vale ressaltar que se trata, sobretudo, de nascentes de rios, que estão enquadrados, segundo FEMA-MT, na classe especial, onde as condições naturais do corpo de água devem ser mantidas.

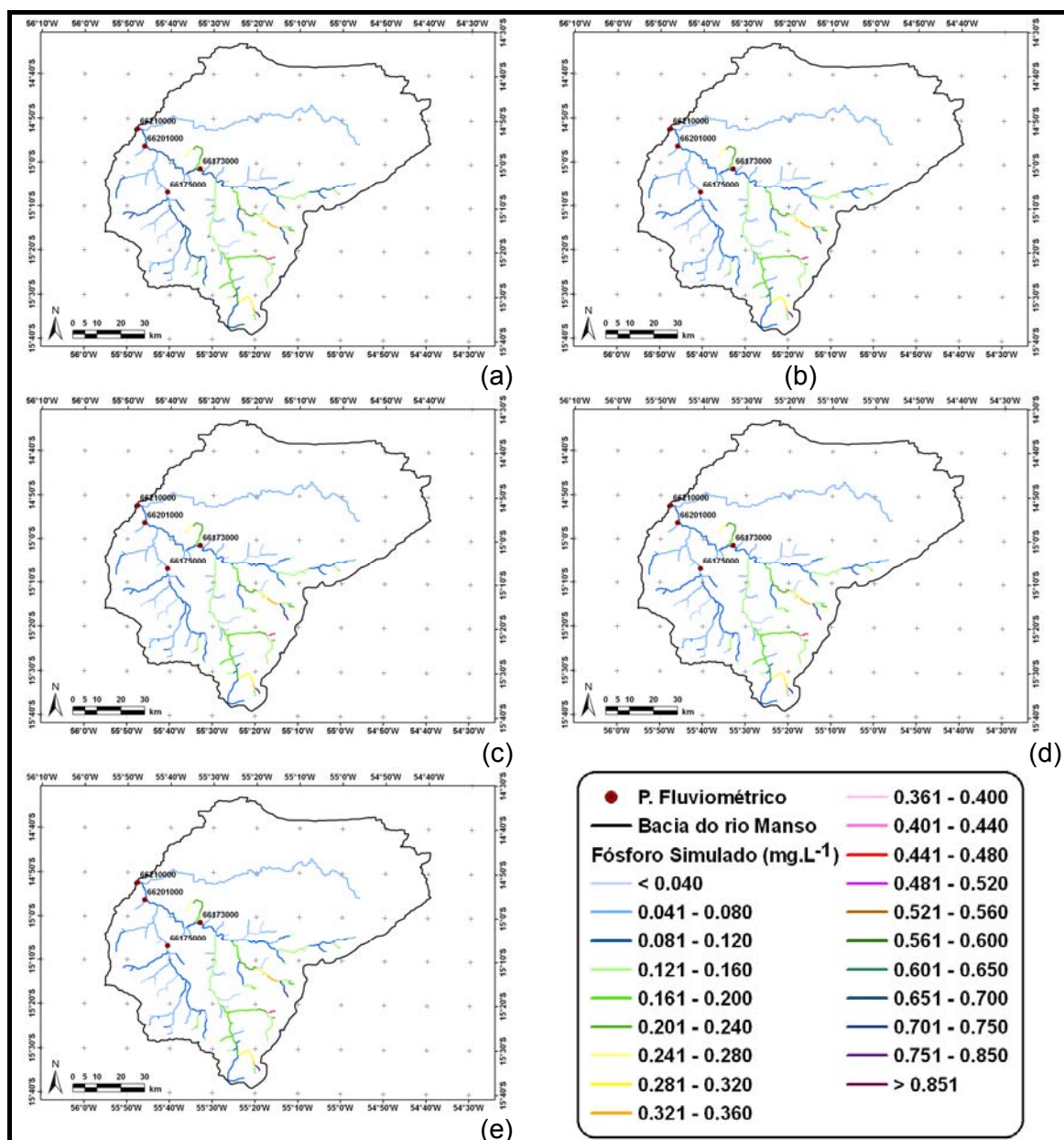


Figura 5.75 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso; (a) dia 03/07/1996; (b) dia 04/07/1996; (c) dia 05/07/1996; (d) dia 06/07/1996; (e) dia 07/07/1996. Saída MGB-IPH.

Os valores simulados para os compostos nitrogênio e fósforo total nos postos fluviométricos, exutórios das sub-bacias, estão apresentados na Tabela 5.37 e na Tabela 5.38.

Tabela 5.37 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – postos 66175000 e 66173000.

Data	66175000		66173000	
	NT	PT	NT	PT
03/01/96	0,667590	0,076537	0,775043	0,116154
04/01/96	0,692821	0,079321	0,764404	0,109988
05/01/96	0,691301	0,078905	0,770630	0,115034
06/01/96	0,693431	0,079116	0,782269	0,117732
07/01/96	0,687781	0,078762	0,784938	0,118014
03/07/96	0,676629	0,077098	0,775539	0,115631
04/07/96	0,676895	0,077595	0,775901	0,115736
05/07/96	0,672015	0,077122	0,776173	0,115817
06/07/96	0,672101	0,077134	0,776381	0,115885
07/07/96	0,672181	0,077146	0,776526	0,115936

Tabela 5.38 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – postos 66201000 e 66210000.

Data	66201000		66210000	
	NT	PT	NT	PT
03/01/96	0,742694	0,106487	0,656286	0,074202
04/01/96	0,749051	0,105200	0,620548	0,057729
05/01/96	0,749332	0,107772	0,637192	0,071463
06/01/96	0,753714	0,108917	0,738708	0,102159
07/01/96	0,752042	0,108302	0,752085	0,107091
03/07/96	0,709996	0,098982	0,708294	0,097828
04/07/96	0,710030	0,099016	0,708298	0,097856
05/07/96	0,710038	0,099043	0,708282	0,097877
06/07/96	0,710033	0,099066	0,708253	0,097895
07/07/96	0,710008	0,099085	0,708209	0,097908

Note-se que, em geral, as concentrações tanto de nitrogênio como de fósforo são mais elevados no posto 66173000, exutório da sub-bacia que possui maior quantidade de áreas agricultáveis. Outra observação refere-se às diferenças nas concentrações dos nutrientes nas épocas seca e chuvosa. Ressalta-se que na época chuvosa, em geral, as concentrações são mais elevadas. Isso demonstra a importância do processo de lixiviação na poluição difusa.

5.8.3 VERIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES SIMULADAS DE NITROGÊNIO TOTAL E FÓSFORO TOTAL

Conforme explicitado no início dessa seção, duas datas específicas foram escolhidas para realizar a comparação entre as concentrações de nitrogênio e fósforo total simulados com os valores das concentrações observadas. Essas datas são os dias 20 de novembro de 1997 e o dia 08 de dezembro de 1998.

Para o dia 20/11/97, concentrações de nitrogênio e fósforo total foram medidas para o posto fluviométrico 66173000 e foram disponibilizados pelo departamento de engenharia sanitária e ambiental da UFMT.

Os procedimentos adotados na etapa anterior da simulação das concentrações dos nutrientes para períodos de chuva e de estiagem, também foram adotados nessa etapa do trabalho. Vale lembrar que, analogamente, foram realizadas simulações das concentrações dos nutrientes utilizando tanto a vazão de saída do modelo hidrológico SMAP como do modelo MGB-IPH.

5.8.3.1 SMAP

Nesse tópico, apresentam-se os resultados das simulações da qualidade de água, obtidos a partir da saída do modelo concentrado SMAP.

É possível visualizar a espacialização da chuva e da vazão para o dia 20/11/97 através da Figura 5.76 (a) e (b), respectivamente. A chuva [Figura 5.76 (a)], nesse dia, teve o máximo valor da ordem de 4,20 mm, com maior intensidade ao sul da bacia, medido pelo posto pluviométrico 1555007. Conseqüentemente, a resposta da vazão [Figura 5.76 (b)] foi bastante similar ao comportamento da chuva, apresentando valor máximo de $10,46 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ também na porção meridional da bacia.

Na Tabela 5.39, estão explicitados os valores das concentrações de nitrogênio e fósforo total simulados e observados, enquanto na Tabela 5.40, estão expostos os valores das concentrações simuladas e da metodologia proposta por SAUNDERS e MAIDMENT (1996), utilizando dados de vazão simulados pelo modelo concentrado SMAP.

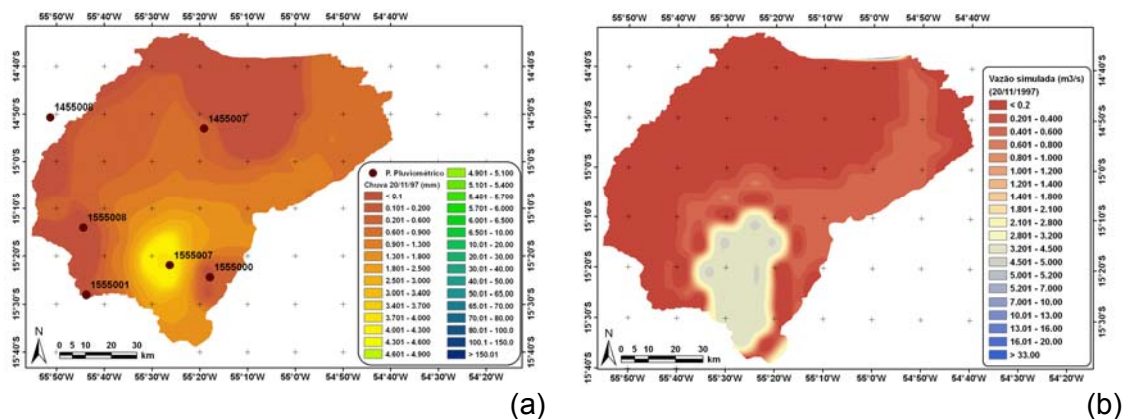


Figura 5.76 – Distribuição espacial do dia 20/11/1997 para: (a) chuva; (b) vazão.

Tabela 5.39 – Valores simulados via SMAP, e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹.

Data	66173000			
	NT-sim	NT-obs	PT-sim	PT-obs
20/11/97	0,716985	0,416000	0,074037	0,021000

Tabela 5.40 – Valores simulados via SMAP das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹.

Data	66175000		66201000		66210000	
	NT	PT	NT	PT	PT	PT
20/11/97	0,868849	0,085143	0,735744	0,075643	0,711767	0,070704

Para o posto fluviométrico 66173000, onde é possível realizar comparações, tendo em vista que existe um registro de concentrações observadas, pode-se dizer que, para o nitrogênio total, existe um desvio de aproximadamente 72% dos dados simulados em relação aos dados observados. Já para o fósforo total, esse desvio é da ordem de 250%.

A distribuição espacial dos compostos nitrogênio e fósforo total, para o dia 20/11/96, podem ser visualizadas através das Figura 5.77 e 5.78.

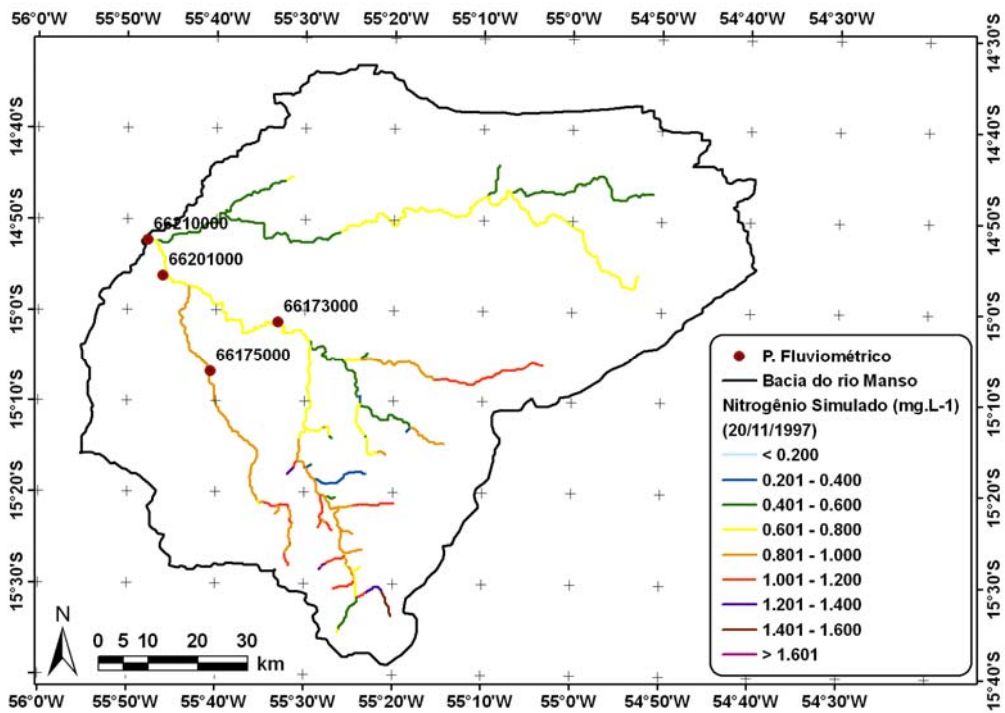


Figura 5.77 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso para o dia 20/11/97. Saída SMAP.

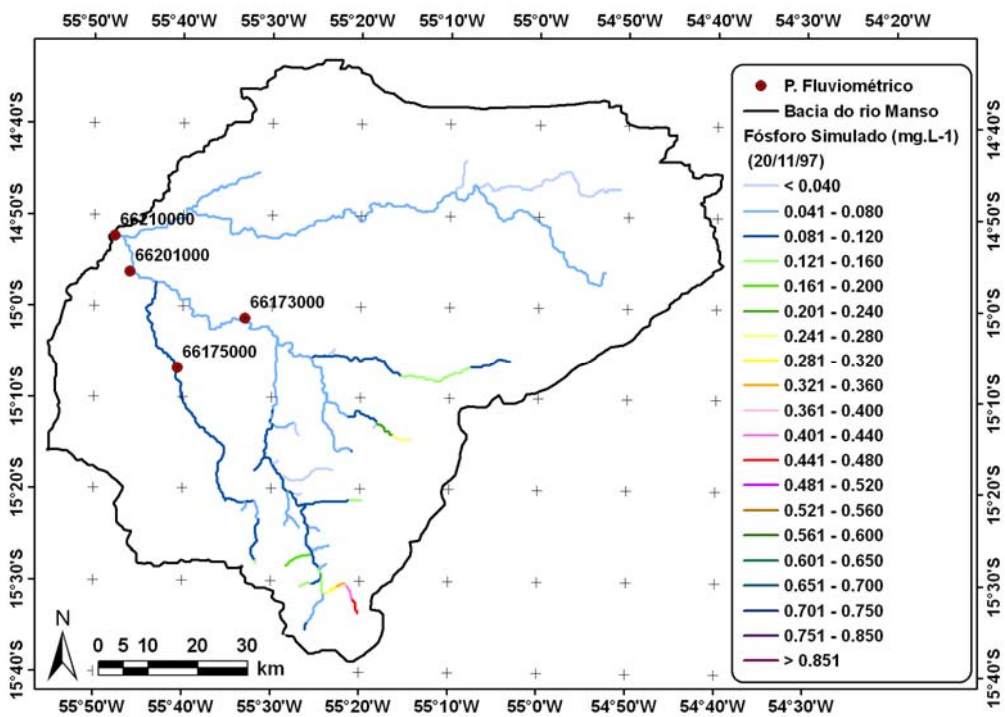


Figura 5.78 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso para o dia 20/11/97. Saída SMAP.

Para o nitrogênio total, a maior parte dos trechos dos rios representados, cerca de 33%, possuem concentrações na faixa de 0,601 – 0,800 mg.L⁻¹. Para o fósforo total, as concentrações não ultrapassam 0,480 mg.L⁻¹, sendo a faixa de 0,081 – 0,120 mg.L⁻¹ a mais expressiva em quantidades de trechos de rios.

O mesmo procedimento foi realizado para o dia 08/12/2008. As distribuições da chuva e da vazão podem ser vistas na Figura 5.79 (a) e (b). A chuva [Figura 5.79 (a)], nesse dia, apresentou valores em torno de 20 mm na porção SW da bacia, próximo às escarpas de Chapada dos Guimarães. A vazão [Figura 5.79 (b)] também apresentou valores mais elevados na porção SW da bacia, acompanhando o comportamento das chuvas. Para esse dia, 08/12/98, a máxima vazão simulada através do modelo concentrado SMAP foi de 12,30 m³.s⁻¹.

As concentrações dos nutrientes observadas nesse dia (08/12/98) contemplam os postos 66201000 e 6621000. Dessa forma, pode-se notar, através da Tabela 5.41, as concentrações simuladas e observadas para o posto 66201000. Na Tabela 5.42, constam as concentrações simuladas e observadas do posto 66210000, enquanto, na Tabela 5.43, estão as concentrações simuladas para os postos 66175000 e 66173000.

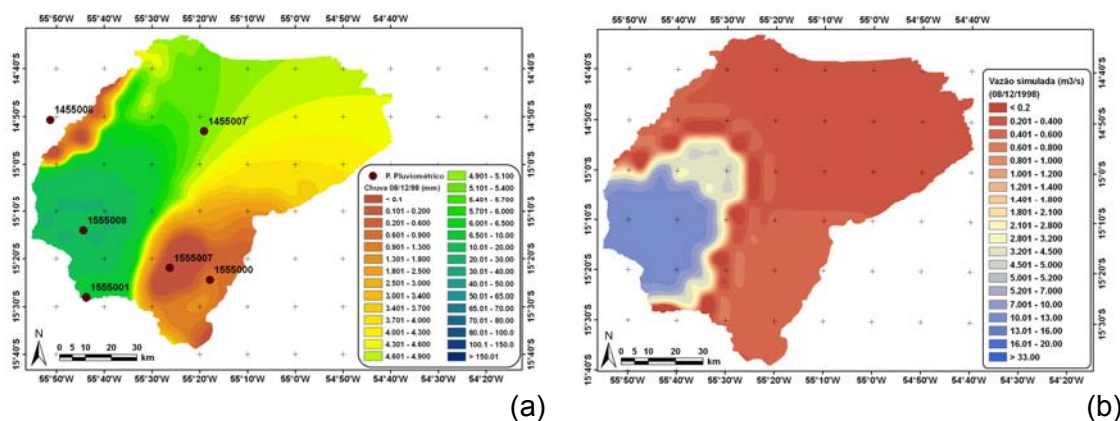


Figura 5.79 – Distribuição espacial do dia 08/12/1998 para: (a) chuva; (b) vazão.

Tabela 5.41 – Valores simulados via SMAP e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – posto 66201000.

Data	66201000			
	NT-sim	NT-obs	PT-sim	PT-obs
08/12/98	0,586306	0,240000	0,071189	0,040000

Tabela 5.42 – Valores simulados via SMAP e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – posto 66210000.

Data	66210000			
	NT-sim	NT-obs	PT-sim	PT-obs
08/12/98	0,587851	0,170000	0,069482	0,060000

Tabela 5.43 – Valores simulados via SMAP das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹.

Data	66175000		66173000	
	NT	PT	NT	PT
08/12/98	0,124418	0,021008	0,684049	0,082806

Para o posto 66201000, a concentração de nitrogênio total simulada apresenta um desvio de 144% da concentração observada, e para o fósforo total, esse desvio é de 78%. Tratando o posto fluviométrico 66210000, a concentração do fósforo total simulada foi a mais próxima da concentração observada (Tabela 5.42), apresentando um desvio de 16%. Para o nitrogênio total, observa-se o maior desvio, 246%. A representação dessas concentrações de forma espacializadas são apresentadas através da Figura 5.80, para o nitrogênio total, e enquanto a Figura 5.81 apresenta a distribuição para o fósforo total.

É interessante ressaltar que, para a distribuição do fósforo total, as concentrações do mesmo não excederam 0,280 mg.L⁻¹ para os trechos de rios selecionados. Vale lembrar que, como novembro é o início do período chuvoso, os trechos dos rios representados nesses mapas das concentrações foram selecionados obedecendo o critério de vazão maior que 5 m³.s⁻¹. É possível notar que (Figura 5.80 e Figura 5.81) a porção SW da bacia apresenta uma malha hidrográfica mais densa para esse dia avaliado.

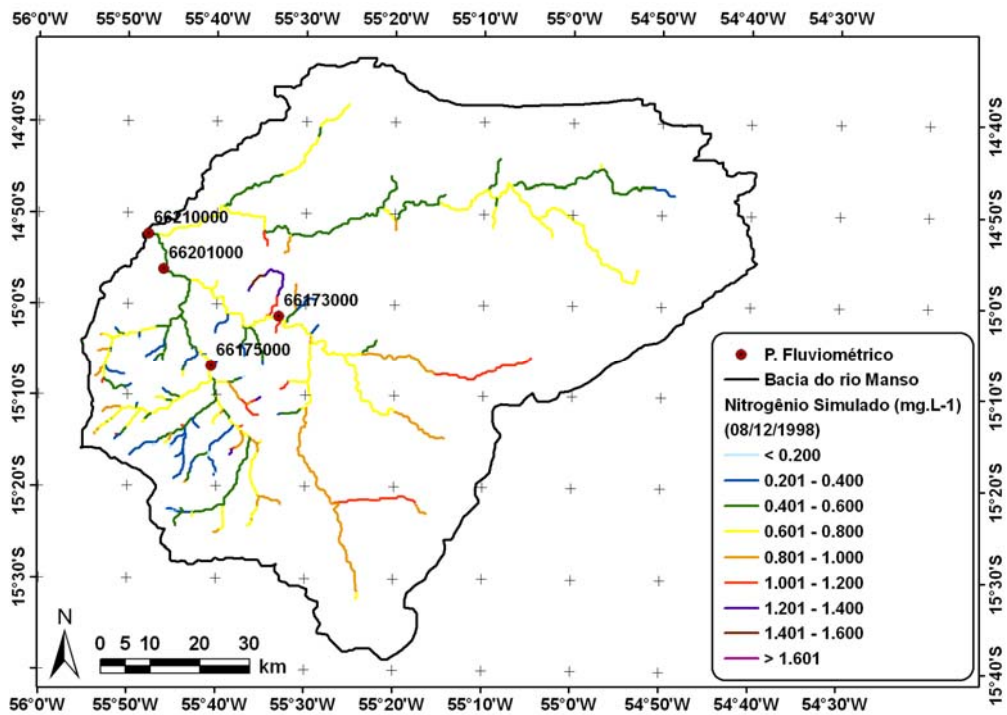


Figura 5.80 – Distribuição espacial do nitrogênio total na bacia do rio Manso para o dia 08/12/98. Saída SMAP.

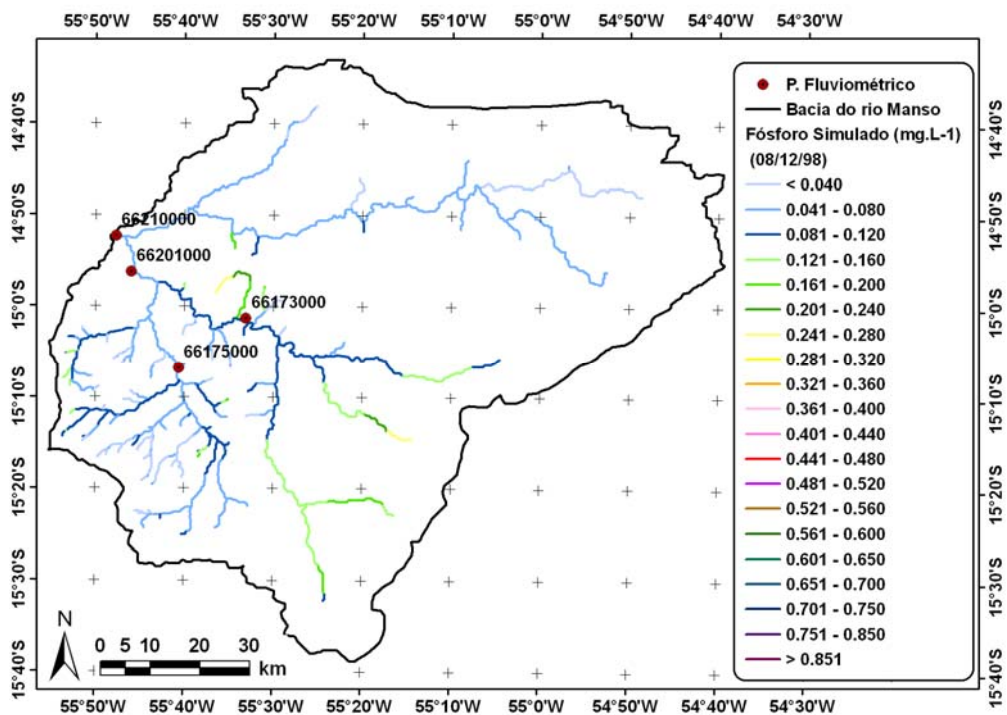


Figura 5.81 – Distribuição espacial do fósforo total na bacia do rio Manso para o dia 08/12/98. Saída SMAP.

5.8.3.2 MGB-IPH

Neste tópico, apresentam-se os resultados das simulações da qualidade da água, obtidos a partir da saída do modelo distribuído MGB-IPH. Através da distribuição das vazões, foi possível aplicar a metodologia de SAUNDERS e MAIDMENT (1996) e, assim, simular os valores de nitrogênio e fósforo total para os dias 20/11/97 e 08/12/1998

A seguir, a Figura 5.82 (a) a (c) apresenta as distribuições da chuva, da vazão e da evapotranspiração real para o dia 20/11/1997. Nota-se que, para esse dia, a chuva é baixa, sendo a máxima 4,26 mm, distribuída em quase toda a bacia, com maior concentração no setor sul e sem chuvas no extremo norte. A saída do modelo MGB-IPH propiciou a confecção do mapa da distribuição espacial da vazão, que mostra vazões mais altas na porção SE da bacia, com valores de até $13,39 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A evapotranspiração real é apresentada com valores variando entre 2,08 e 2,50 mm, sendo, na área SE da bacia, onde os valores de evapotranspiração real são mais elevados, acompanhando o comportamento da precipitação na bacia.

A evapotranspiração real calculada através do método do balanço hídrico sazonal (BHS), para essa data, é da ordem de 3,42 mm, apresentando um desvio de, aproximadamente, 50% entre as saídas obtidas pelos dois métodos.

Quanto às concentrações dos nutrientes avaliados, nitrogênio e fósforo total, no dia 20/11/1997, para o posto de monitoramento 66173000, existem dados observados dessas variáveis, podendo ser feita uma avaliação dos resultados das modelagens. A Tabela 5.44 mostra os valores de nitrogênio e fósforo total simulados e observados para esse posto (66173000). Na seqüência, a Tabela 5.45 apresenta as concentrações simuladas para os outros 3 postos de fluviométricos na bacia. As distribuições dos nutrientes simulados podem ser visualizadas na Figura 5.83 e na Figura 5.84.

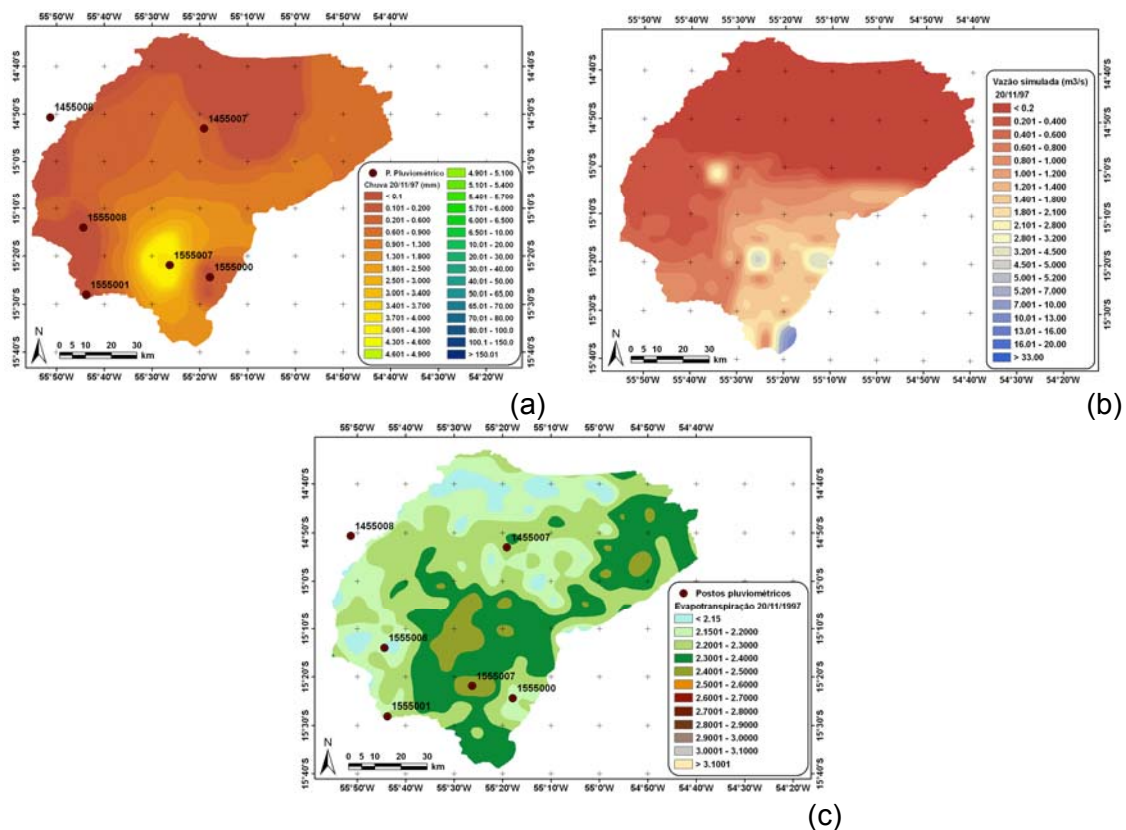


Figura 5.82 – Distribuição espacial do dia 20/11/1997 para: (a) chuva; (b) vazão; (c) evapotranspiração real.

Tabela 5.44 – Valores simulados via MGB-IPH e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L^{-1} .

Data	66173000			
	NT-sim	NT-obs	PT-sim	PT-obs
20/11/97	0,811936	0,416000	0,126549	0,021000

Tabela 5.45 – Valores simulados via MGB-IPH das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L^{-1} .

Data	66175000		66201000		66210000	
	NT	PT	NT	PT	NT	PT
20/11/97	0,709880	0,080884	0,775385	0,115779	0,774308	0,114530

Na Tabela 5.44, é possível realizar a comparação entre os dados observados e calculados. Observe-se que, para o nitrogênio total, o desvio entre as concentrações simulada e observada é de 95%, enquanto que, para o fósforo total, esse desvio é de 503%.

Para a distribuição do nitrogênio total na bacia (Figura 5.83), pode-se observar altas concentrações simuladas, em torno de $1,690 \text{ mg.L}^{-1}$, para a área SE da bacia, com áreas agrícolas utilizadoras de fertilizantes para otimizar sua produção e, no restante da mesma, concentrações que variam de $0,401$ a $1,000 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo a faixa mais freqüente ($42,2\%$) a que engloba as concentrações de $0,601$ a $0,800 \text{ mg.L}^{-1}$.

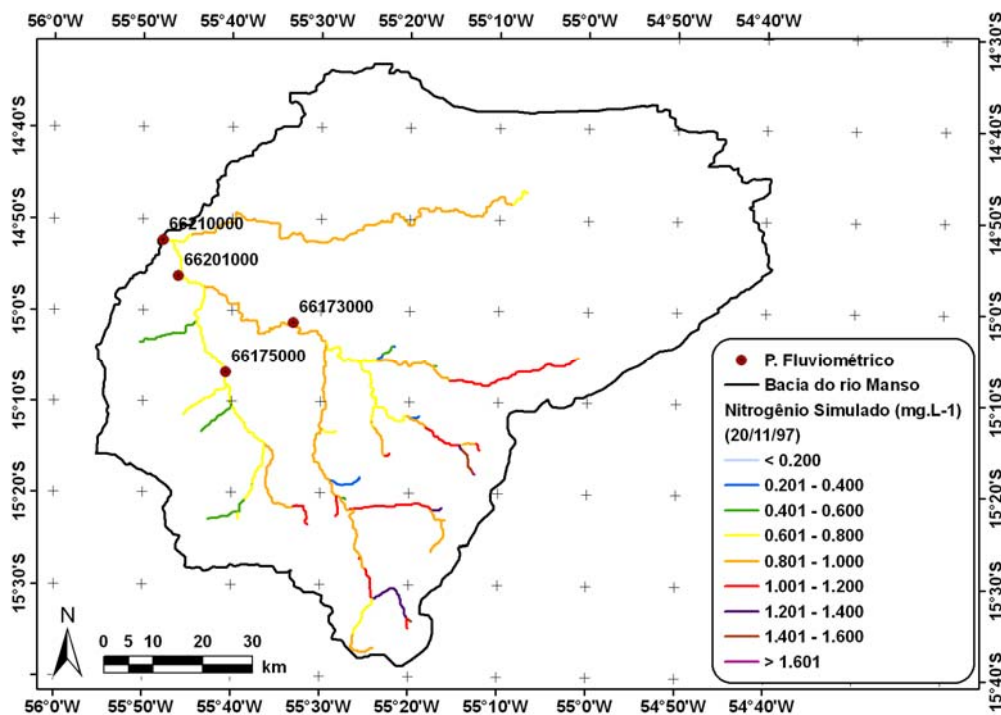


Figura 5.83 – Distribuição espacial do nitrogênio total para o dia 20/11/1997.

Para o fósforo total (Figura 5.84), o comportamento é bastante similar ao do nitrogênio total, onde as maiores concentrações são simuladas no extremo SE da bacia, sobretudo nas nascentes, causando problemas ambientais bastante relevantes, chegando a concentrações de $0,862 \text{ mg.L}^{-1}$. No restante da bacia, as concentrações simuladas variam de $0,041$ a $0,240 \text{ mg.L}^{-1}$. No entanto, a maior parte dos trechos dos rios, cerca de 26% , apresentam concentrações na faixa de $0,081$ a $0,120 \text{ mg.L}^{-1}$.

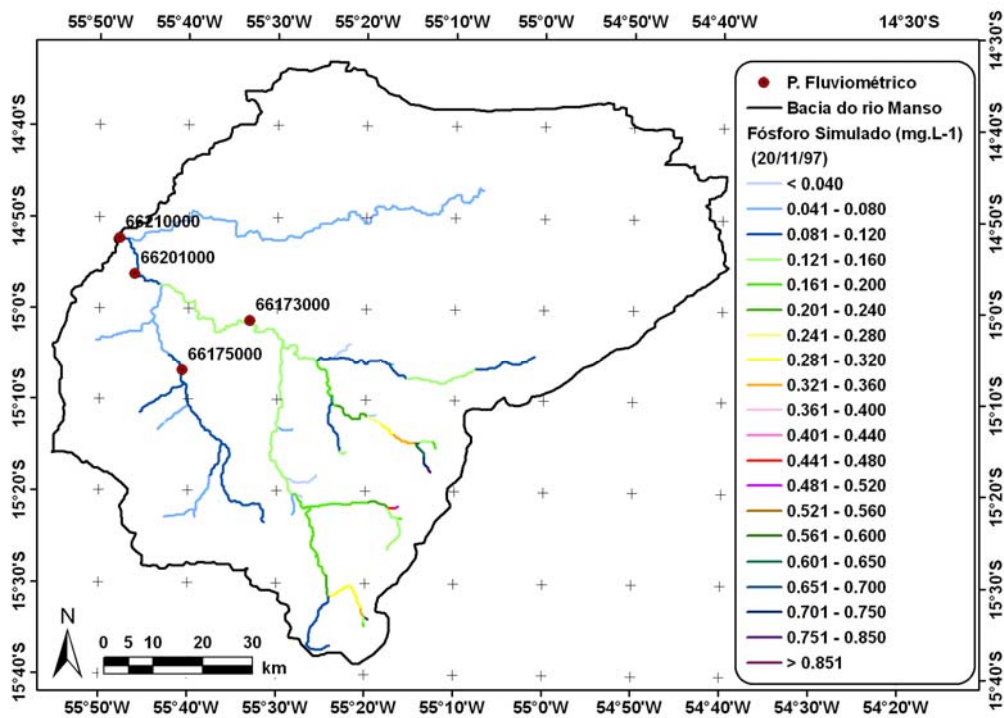


Figura 5.84 – Distribuição espacial do fósforo total para o dia 20/11/1997.

A seguir, a Figura 5.85 (a) a (c) apresenta as distribuições da chuva, da vazão e da evapotranspiração real para o dia 08/12/1998. A chuva distribuída para esse dia possui máxima de 21,20 mm, concentrada, sobretudo, sobre o 3º quadrante (SW) da bacia. Para a vazão, observam-se valores mais elevados das mesmas na porção SE da bacia. A evapotranspiração real é apresentada com valores variando entre 1,83 e 2,39 mm, sendo, na área SE da bacia, onde os valores de evapotranspiração real são menores. Vale ressaltar que, para esse período, ou seja, mês de dezembro de 1998, a evapotranspiração fornecida pelo método do balanço hídrico sazonal (BHS) apresentou valor negativo da ordem de 3,09 mm. Como explicitado no item 5.2.1, alguns valores negativos ocorreram quando da aplicação dessa metodologia, porém, isso demonstra ser muito mais decorrente da problemática da distribuição da chuva na bacia do que da metodologia em si.

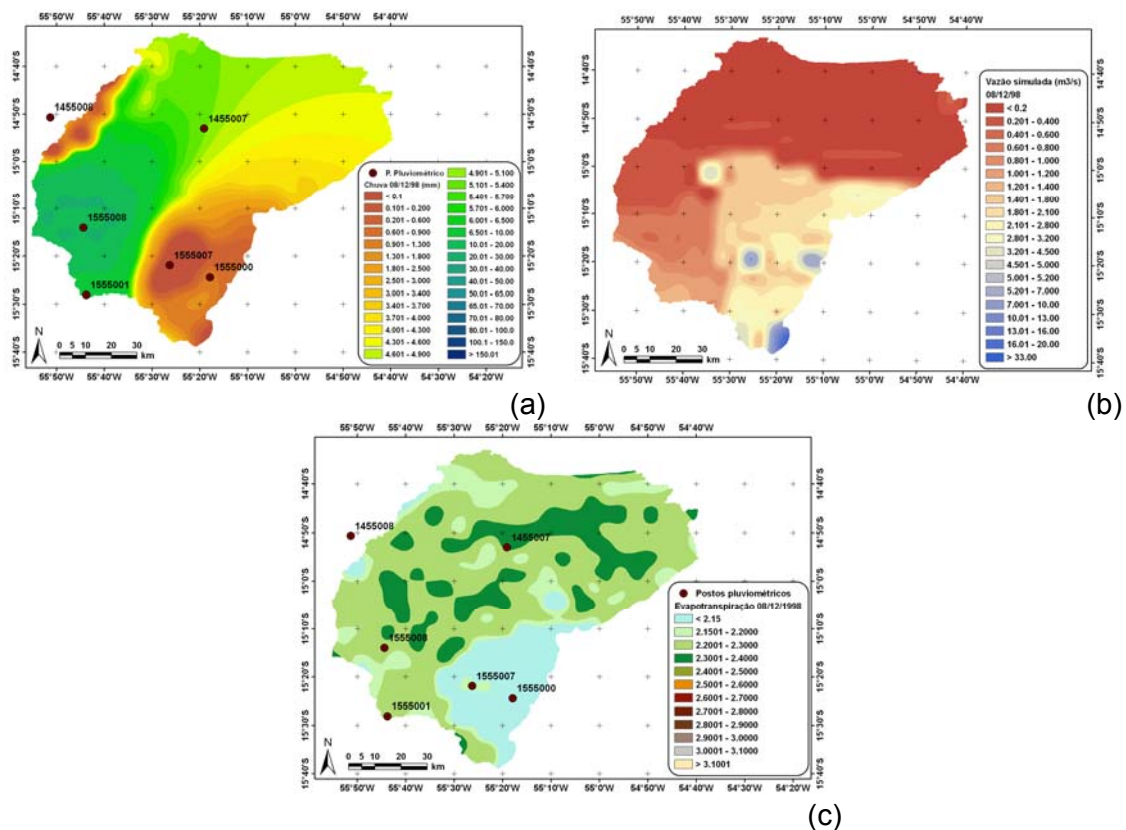


Figura 5.85 – Distribuição espacial do dia 08/12/1998 para: (a) chuva; (b) vazão; (c) evapotranspiração real.

No dia 08/12/1998, para os postos de monitoramento 66201000 e 66210000, existem dados observados das variáveis qualitativas avaliadas, podendo ser feita, então, a análise dos resultados da modelagem. Para os postos 66175000 e 66173000, para o dia 08/12/1998, não existem dados observados de nitrogênio e fósforo total para essa data.

As Tabelas 5.46 e 5.47 mostram os valores de nitrogênio e fósforo total simulados e observados para os postos 66201000 e 66210000. Note-se que as concentrações simuladas são mais elevadas que as observadas. Para o posto 66201000, a concentração do nitrogênio total simulada desviou-se cerca 221% do valor observado e, para o fósforo total, esse desvio foi de 184%. O mesmo ocorreu no posto 66210000, cujo desvio para a concentração de nitrogênio total foi de 345%, enquanto, para o fósforo total, da ordem de 79%.

Na seqüência, a Tabela 5.48 apresenta as concentrações simuladas para os outros dois postos fluviométricos na bacia. As distribuições dos nutrientes simulados podem ser visualizadas na Figura 5.86 e na Figura 5.87.

Tabela 5.46 – Valores simulados via MGB-IPH e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – posto 66201000.

Data	66201000			
	NT-sim	NT-obs	PT-sim	PT-obs
08/12/98	0,771567	0,240000	0,113625	0,040000

Tabela 5.47 – Valores simulados via MGB-IPH e valores observados das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹ – posto 66210000.

Data	66210000			
	NT-sim	NT-obs	PT-sim	PT-obs
08/12/98	0,757331	0,170000	0,107656	0,060000

Tabela 5.48 – Valores simulados via MGB-IPH das concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mg.L⁻¹.

Data	66175000		66173000	
	NT	PT	NT	PT
08/12/98	0,708441	0,080541	0,7995998	0,121356

Analogamente ao comportamento observado para as simulações do dia 20/11/1997, a simulação para esse dia (08/12/1998) superestimou os valores de nitrogênio e fósforo total, tanto para o posto 66201000 como para o posto 66210000, conforme já citado anteriormente.

Para a distribuição do nitrogênio total na bacia (Figura 5.86), pode-se observar concentrações que variam de 0,401 a 1,000 mg.L⁻¹ em quase toda a bacia e, no setor SE, altas concentrações simuladas. Mais de 32% dos trechos de rios representados para essa data apresentam concentrações acima de 1,001 mg.L⁻¹. O valor máximo da concentração de nitrogênio total encontrado na bacia para essa simulação foi da ordem de 1,79 mg.L⁻¹. Para o fósforo total (Figura 5.87), o mesmo comportamento é observado, ou seja, altas concentrações no extremo SE da bacia, com concentrações que alcançam 0,982 mg.L⁻¹. Apesar disso, a maior parte dos trechos dos rios, cerca de 31%, encontram-se na faixa de 0,081 a 0,120 mg.L⁻¹.

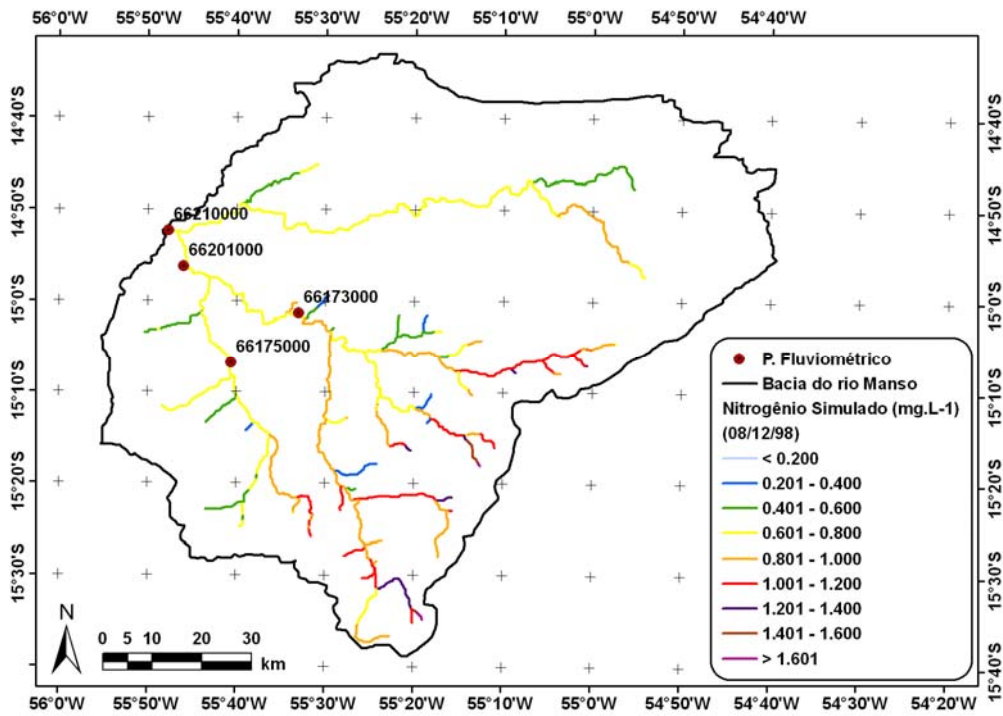


Figura 5.86 – Distribuição espacial do nitrogênio total para o dia 08/12/1998.

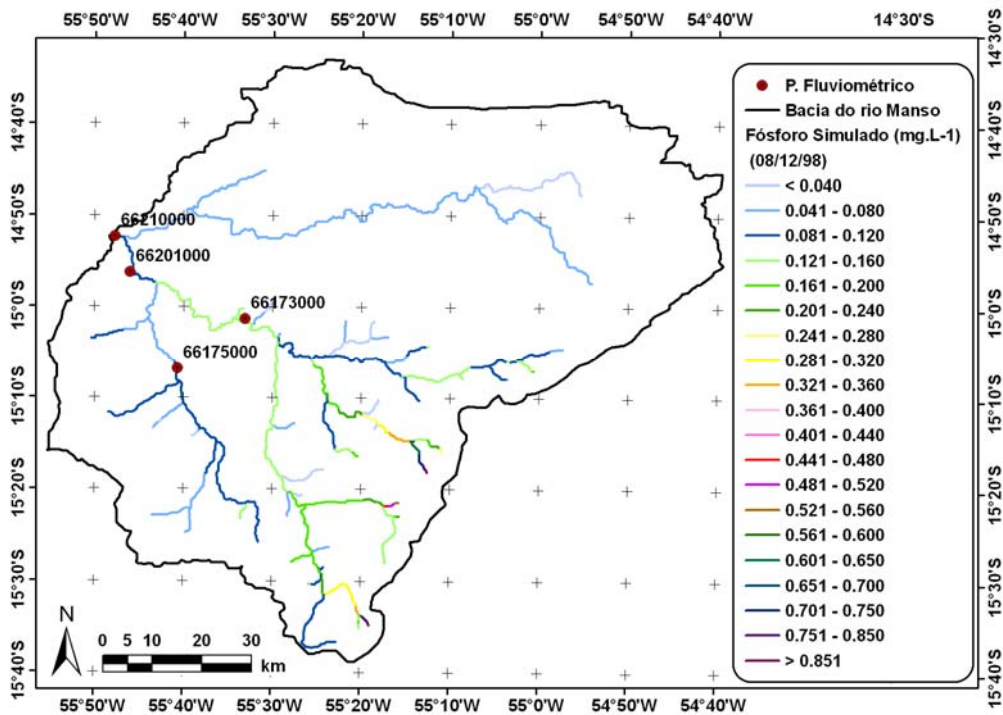


Figura 5.87 – Distribuição espacial do fósforo total para o dia 08/12/1998.

5.8.3.3 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DAS CONCENTRAÇÕES DOS NUTRIENTES SIMULADAS

Pode-se notar que, através da descrição dos valores das concentrações simuladas, essas concentrações são sempre superiores às concentrações observadas. Esse comportamento pode ser justificado devido à não consideração, do modelo de SAUNDERS e MAIDMENT (1996), do decaimento desses nutrientes. Essa simplificação pode estar superestimando as concentrações de nitrogênio e fósforo total simuladas. Outra possibilidade ocorre no processo de simulação em escala diária de constituintes que possuem uma faixa de variação bastante ampla. Como exemplo, pode-se citar concentrações mínima e máxima existentes no banco de dados SIBAC (2000) de fósforo total para o posto 66173000 (0,021 – 0,164 mg.L⁻¹). De maneira semelhante, para o nitrogênio total encontram-se, grandes variações (0,113 – 0,416 mg.L⁻¹). Em outras palavras, a amplitude dessas variáveis é bastante grande e a quantidade de dados observados é relativamente escassa (5 observações dentro dos 7 anos utilizados na modelagem). Essa limitação justifica a tentativa de encontrar uma metodologia que possa simular a qualidade da água através de modelagem. Por outro lado, a modelagem pode estimular que novas campanhas de campo periódicas sejam realizadas no sentido de aperfeiçoar a metodologia de análise proposta nesta tese.

No intuito de realizar análises estatísticas mais rigorosas, foi feita uma avaliação dos valores simulados pelo processo de modelagem da qualidade da água através da condução de testes de hipótese, no nível de confiança de 95%, para os valores esperados de concentração média de nitrogênio e fósforo total nos diferentes postos de medição, tendo como referência, os valores amostrais desses poluentes disponíveis no banco de dados. O teste aplicado foi o *t-student* tendo como hipótese nula μ igual ao valor esperado de concentrações de nutrientes obtidos pelo processo de modelagem e como hipótese alternativa, μ diferente do valor esperado de concentração de nutrientes obtido pela modelagem, tendo como critério, o aceite da hipótese nula caso $t < t_{crítico}$ (BENJAMIM e CORNELL, 1970), onde μ refere-se ao intervalo de confiança para o valor esperado das variáveis de interesse (nitrogênio e fósforo total). Para os dias com valores de concentrações dos nutrientes medidos *in situ*, a faixa do desvio padrão foi utilizada para a realização da avaliação dos valores das concentrações simulados.

A Tabela 5.49 apresenta a essa avaliação para os dias 03 a 07 de janeiro de 1996 e 03 a 07 de julho de 1996, tomando, como entrada, a vazão simulada pelo

modelo concentrado SMAP. Já a Tabela 5.50 apresenta a mesma avaliação, tomando, contudo, como entrada, as vazões simuladas pelo modelo distribuído MGB-IPH.

Com relação ao nitrogênio total, revela-se que haveria rejeição dos valores esperados obtidos pela modelagem de qualidade de água adotada em todos os postos de monitoramento e em todos os dias simulados. No caso de fósforo total, os resultados indicam que haveria rejeição somente para a estação 66201000 em todos os dias simulados. Conforme se pode notar, a ausência de dados de qualidade de água no posto 66175000 torna a avaliação estatística, através do teste de hipótese, inviável para esse posto.

Utilizando o desvio padrão, a avaliação dos valores simulados nos dias onde havia dados observados no banco de dados (20 de novembro de 1997 e 08 de dezembro de 1998) foi feita verificando se o valor simulado encontrava-se dentro da faixa de variação do desvio padrão. As Tabelas 5.51 e 5.52 apresentam os valores simulados e observados dos nutrientes para o dia 20 de novembro de 1997 oriundos das modelagens quantitativas feitas através dos modelos SMAP e MGB-IPH, respectivamente.

Com relação ao nitrogênio total, revela-se que, os valores obtidos pela modelagem adotada em todos os postos e em ambos os modelos, estão fora da faixa de variação do desvio padrão. No caso de fósforo total, os resultados indicam que, para as concentrações simuladas através do modelo MGB-IPH, esses valores ficaram fora da faixa de variação do desvio padrão somente para as estações 66173000 (20/11/1997) e 66201000 (08/12/1998). Para as concentrações de fósforo total simuladas através do modelo SMAP II suavizado, os valores encontraram-se dentro da faixa de variação do desvio padrão. Note-se a ausência de dados de nitrogênio e fósforo total para o posto 66175000, o que impediu a avaliação nessas estações.

As Tabelas 5.53 e 5.54 apresentam os valores simulados e observados dos nutrientes para o dia 08 de dezembro de 1998 advindos das modelagens quantitativas feitas através dos modelos SMAP e MGB-IPH, respectivamente.

Tabela 5.49 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo SMAP, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.

Data	66175000		66173000				66201000				66210000			
	NT	PT	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese
03/01/96	0,1148	0,0194	0,6776	rejeito	0,0831	aceito	0,5796	rejeito	0,0698	aceito	0,5724	rejeito	0,0660	aceito
04/01/96	0,8647	0,0782	0,7401	rejeito	0,0792	aceito	0,7494	rejeito	0,0789	aceito	0,7110	rejeito	0,0717	aceito
05/01/96	0,5979	0,0738	0,7068	rejeito	0,0924	aceito	0,5633	rejeito	0,0734	aceito	0,5148	rejeito	0,0553	aceito
06/01/96	0,8730	0,0819	0,7503	rejeito	0,0776	aceito	0,7539	rejeito	0,0775	aceito	0,7116	rejeito	0,0705	aceito
07/01/96	0,6695	0,0756	0,8580	rejeito	0,1143	aceito	0,6816	rejeito	0,0784	aceito	0,6767	rejeito	0,0770	aceito
03/07/96	0,6807	0,0772	0,7298	rejeito	0,0955	aceito	0,6788	rejeito	0,0863	aceito	0,6244	rejeito	0,0666	aceito
04/07/96	0,6807	0,0772	0,7298	rejeito	0,0955	aceito	0,6788	rejeito	0,0863	aceito	0,6244	rejeito	0,0666	aceito
05/07/96	0,6807	0,0772	0,7298	rejeito	0,0955	aceito	0,6788	rejeito	0,0863	aceito	0,6244	rejeito	0,0666	aceito
06/07/96	0,6807	0,0772	0,7298	rejeito	0,0955	aceito	0,6788	rejeito	0,0863	aceito	0,6244	rejeito	0,0666	aceito
07/07/96	0,6807	0,0772	0,7298	rejeito	0,0955	aceito	0,6788	rejeito	0,0863	aceito	0,6244	rejeito	0,0666	aceito

Tabela 5.50 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.

Data	66175000		66173000				66201000				66210000			
	NT	PT	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese
03/01/96	0,6676	0,0765	0,7750	rejeito	0,1162	aceito	0,7427	rejeito	0,1065	rejeito	0,6563	rejeito	0,0742	aceito
04/01/96	0,6928	0,0793	0,7644	rejeito	0,1100	aceito	0,7491	rejeito	0,1052	rejeito	0,6205	rejeito	0,0577	aceito
05/01/96	0,6913	0,0789	0,7706	rejeito	0,1150	aceito	0,7493	rejeito	0,1078	rejeito	0,6372	rejeito	0,0715	aceito
06/01/96	0,6934	0,0791	0,7823	rejeito	0,1177	aceito	0,7537	rejeito	0,1089	rejeito	0,7387	rejeito	0,1022	aceito
07/01/96	0,6878	0,0788	0,7849	rejeito	0,1180	aceito	0,7520	rejeito	0,1083	rejeito	0,7521	rejeito	0,1071	aceito
03/07/96	0,6766	0,0771	0,7755	rejeito	0,1156	aceito	0,7100	rejeito	0,0990	rejeito	0,7083	rejeito	0,0978	aceito
04/07/96	0,6769	0,0776	0,7759	rejeito	0,1157	aceito	0,7100	rejeito	0,0990	rejeito	0,7083	rejeito	0,0979	aceito
05/07/96	0,6720	0,0771	0,7762	rejeito	0,1158	aceito	0,7100	rejeito	0,0990	rejeito	0,7083	rejeito	0,0979	aceito
06/07/96	0,6721	0,0771	0,7764	rejeito	0,1159	aceito	0,7100	rejeito	0,0991	rejeito	0,7083	rejeito	0,0979	aceito
07/07/96	0,6722	0,0771	0,7765	rejeito	0,1159	aceito	0,7100	rejeito	0,0991	rejeito	0,7082	rejeito	0,0979	aceito

Tabela 5.51 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo SMAP, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.

Data	66175000		66173000						66201000				66210000			
	NT	PT	NT-sim	NT-obs	Hipótese	PT-sim	PT-obs	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese
20/11/97	0,8688	0,0851	0,7170	0,4160	rejeito	0,0740	0,0210	aceito	0,7357	rejeito	0,0756	aceito	0,7118	rejeito	0,0707	aceito

Tabela 5.52 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.

Data	66175000		66173000						66201000				66210000			
	NT	PT	NT-sim	NT-obs	Hipótese	PT-sim	PT-obs	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT	Hipótese	PT	Hipótese
20/11/97	0,7099	0,0809	0,8119	0,4160	rejeito	0,1265	0,0210	rejeito	0,7754	rejeito	0,1158	rejeito	0,7743	rejeito	0,1145	aceito

Tabela 5.53 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo SMAP, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.

Data	66175000		66173000				66201000						66210000					
	NT	PT	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT-sim	NT-obs	Hipótese	PT-sim	PT-obs	Hipótese	NT-sim	NT-obs	Hipótese	PT-sim	PT-obs	Hipótese
08/12/98	0,1244	0,0210	0,6840	rejeito	0,0828	aceito	0,5863	0,2400	rejeito	0,0712	0,0400	aceito	0,5879	0,1700	rejeito	0,0695	0,0600	aceito

Tabela 5.54 – Valores simulados das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (em mg.L⁻¹), a partir das vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH, para os postos de monitoramento e respectivos teste de hipótese.

Data	66175000		66173000				66201000						66210000					
	NT	PT	NT	Hipótese	PT	Hipótese	NT-sim	NT-obs	Hipótese	PT-sim	PT-obs	Hipótese	NT-sim	NT-obs	Hipótese	PT-sim	PT-obs	Hipótese
08/12/98	0,7084	0,0805	0,7996	rejeito	0,1214	aceito	0,7716	0,2400	rejeito	0,1136	0,0400	rejeito	0,7573	0,1700	rejeito	0,1077	0,0600	aceito

Em linhas gerais, é possível notar que as concentrações simuladas para nitrogênio total, em todos os dias e em todas as estações, não estão dentro do intervalo de confiança para os valores esperados, indicando que a metodologia deve ser aperfeiçoada para a simulação dessa variável. Por outro lado, para o fósforo total, é possível avaliar o modelo de qualidade de água variando de bom a ótimo, uma vez que, em somente 9,6% das simulações, as concentrações simuladas encontraram-se fora do intervalo de confiança para os valores esperados.

Através dos valores das concentrações simuladas para nitrogênio e fósforo total, percebe-se que, em geral, as simulações que utilizaram as saídas do modelo SMAP II suavizado como entrada para a modelagem da qualidade da água apresentaram as concentrações que mais se aproximaram dos valores observados. Por outro lado, as vazões simuladas pelo modelo hidrológico MGB-IPH, para os dias onde foram realizadas as modelagens qualitativas, foram, na maioria das vezes, mais elevadas do que as vazões simuladas pelo modelo hidrológico SMAP II suavizado, levando a que a modelagem gerasse concentrações superiores dos nutrientes nitrogênio e fósforo total.

Adicionalmente, note-se que ambos os modelos apresentaram desempenhos semelhantes sob o ponto de vista de índices estatísticos calculados com base nas séries temporais observadas e simuladas. No entanto, alguns resultados mostrados no presente capítulo indicam que a variabilidade espacial da vazão pode afetar de forma sensível em termos de qualidade de água, como pode ser visto, por exemplo, contrastando-se os resultados obtidos pelo SMAP II suavizado (Tabela 5.51 e 5.53) e aqueles calculados via MGB-IPH (Tabela 5.52 e 5.54).

Percebe-se ainda que, qualitativamente, os resultados das concentrações dos nutrientes nitrogênio total e fósforo total apresentaram um padrão de distribuição espacial consistente. No entanto, uma validação mais ampla dessas concentrações requer medições *in situ* que viabilizem a determinação das concordâncias entre os valores observados e simulados.

CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 HISTÓRICO DO TRABALHO

Este trabalho de tese buscou alcançar o objetivo de avaliar a qualidade da água da bacia do rio Manso, considerando as contribuições oriundas da poluição difusa através de três abordagens distintas de modelagem hidrológica do tipo chuva-vazão, a saber: de longo curso, com base em regressão estatística, concentrada no nível diário e distribuída no nível diário. Mais especificamente, este trabalho contemplou a análise da distribuição espacial dos poluentes nitrogênio total e fósforo total, de modo a explicitar os efeitos causados pela ocupação do solo na bacia do rio Manso mediante o desempenho dessas três distintas abordagens de modelagem hidrológica na determinação da qualidade da água.

A modelagem no nível de diagnóstico, denominada, ao longo do texto, de modelagem de longo curso, obteve resultados que permitiram avaliar, identificar e quantificar os poluentes nitrogênio e fósforo total na bacia. A partir desse referencial, aplicou-se a modelagem hidrológica concentrada e distribuída, com escala temporal diária. Esses dois modelos hidrológicos possuem abordagens distintas, que têm sido discutidas e contrastadas na literatura mostrando que são complementares e não excludentes (KLEMS, 1983; SIVAPALAN *et al.*, 2003). Os modelos hidrológicos utilizados foram o modelo SMAP II suavizado com penalização hiperbólica e o Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH), caracterizados como concentrados e distribuídos, respectivamente.

A metodologia concebida que se baseou na determinação das condições iniciais e de parâmetros com base física como etapa inicial da fase de calibração dos modelos concentrado e distribuído, enfocando, portanto, o entendimento do comportamento hidrológico real da bacia, mostrou-se rigorosamente adequada. Os resultados, até certo ponto promissores, reproduziram, em linhas gerais, o comportamento observado, tanto da vazão como da qualidade da água, consistentes com a hidrologia local e feita a ressalva da limitação da base de dados empregada no presente estudo.

O modelo concentrado SMAP II suavizado foi aplicado na escala de bacia. Entretanto, para o uso dessa modelagem, fez-se necessária a obtenção de uma série

histórica de evapotranspiração potencial. Para tanto, a metodologia proposta por DIAS e KAN (1999) foi empregada neste estudo. Essa metodologia, denominada balanço hídrico sazonal (BHS), baseia-se no princípio da conservação de massa e calcula a evapotranspiração real através de registros de chuva e vazão. Note-se que o modelo SMAP utiliza, como informações de entrada, as séries temporais de chuva, vazão e evapotranspiração potencial; todavia, na aplicação do SMAP II suavizado, utilizou-se a evapotranspiração real obtida através do balanço hídrico sazonal (BHS), tendo como base as justificativas mencionadas anteriormente (item 3.4).

A evapotranspiração real advinda do BHS representou bem a sazonalidade existente na bacia. No entanto, observaram-se alguns valores negativos de evapotranspiração real. Esses valores reforçam a afirmativa feita por LIMA (2005) de que a pluviometria na bacia é mal distribuída, ou seja, tem padrão localizado. Essa característica faz com que o reduzido número de estações pluviométricas existentes na área da bacia e em seu entorno não represente adequadamente a distribuição de chuva na bacia do rio Manso.

Além disso, o BHS mostrou-se, também, capaz de auxiliar nas estimativas de alguns dos parâmetros de entrada do modelo SMAP. Para a estimativa dos parâmetros KSUP e KSUB, responsáveis pelo deplecionamento dos reservatórios superficial e subterrâneo, respectivamente, foram utilizados os coeficientes angular das retas que envolvem 1% e 99% do gráfico $Q(t)$ versus $Q(t+\Delta t)$. O BHS também auxiliou nas estimativas dos parâmetros NSOL (nível do reservatório no solo), NSAT (nível de saturação do solo) e NSUB (nível do reservatório subterrâneo). Essa contribuição do BHS nas estimativas de alguns parâmetros do SMAP, somada à possibilidade de obtenção da evapotranspiração real, evidenciou o potencial e aplicabilidade do método proposto por DIAS e KAN (1999), balanço hídrico sazonal, na modelagem hidrológica, firmando seu desempenho e emprego nesse tipo de aplicação, enfatizando-se que a pesquisa foi conduzida para bacia hidrográfica da ordem de grandeza de 10.000 km².

A aplicação do modelo SMAP II, em sua versão suavizada, na área da bacia do rio Manso, mostrou-se bastante eficiente. Essa aplicação ganha relevância, uma vez que se trata do segundo estudo com o modelo SMAP II Suavizado em bacias reais, sendo o primeiro realizado por DI BELLO (2005) na bacia do rio Grande, estado da Bahia. Observe-se que o presente código foi desenvolvido para bacias potencialmente

perfeitas, com balanço hídrico rigoroso nos dados de alimentação do modelo, havendo condições e estímulos para novos significativos avanços e ajustes em casos reais.

Os resultados corroboram as conclusões obtidas por SILVA (1990) e XAVIER *et al.*, (2004), onde a aplicação da técnica de suavização no processo de otimização da calibração automática dos parâmetros, mantendo a integridade física do modelo, foi considerada bem sucedida para a bacia do rio Manso, região de estudo. Os coeficientes de desempenho da modelagem, obtidos após ajuste dos parâmetros físicos através da calibração manual e automática, são Nash-Sutcliffe 0,5770, Nash-Sutcliffe do logaritmo das vazões 0,5839, ΔV 22,7% e coeficiente de correlação 0,801 ($\alpha = 0,05$), demonstrando um desempenho satisfatório da modelagem.

É interessante salientar a utilização do produto do sensor AMSR-E, a bordo do satélite AQUA, para a determinação do parâmetro TSOL do modelo SMAP, uma vez esse parâmetro está relacionado à umidade volumétrica do solo. O TSOL (taxa de umidade do reservatório do solo) é aplicado no cálculo no NSAT (nível de saturação do solo). O cálculo de NSAT, feito a partir da informação obtida via sensoriamento remoto, ganha relevância ao incorporar valores passíveis de ocorrência na área de estudo, agregando base física às variáveis do modelo. Além disso, é possível ressaltar que, partindo da diretriz adotada nesta tese, que enfatizou a utilização de informações disponibilizadas gratuitamente, o emprego do produto de umidade do solo via AMSR-E é mais um reforço na diversidade de produtos que enriqueceram o presente estudo hidrológico, ainda não aplicados ou aplicados de forma bastante limitada na engenharia nacional e internacional de recursos hídricos.

Na modelagem distribuída, a aplicação do MGB requereu a consolidação e preparação de um número elevado de informações, o que permitiu a construção de um banco de dados vasto e consistente. Esse banco de dados apresenta-se como um subproduto da presente tese. A reunião de dados básicos de precipitação e vazão, seguida de sua análise de consistência e preenchimento de falhas, aliada às pesquisas acerca da situação de exploração dos recursos hídricos na bacia, tornam esta tese um interessante referencial àqueles que pretendem desenvolver pesquisas na região da bacia do rio Manso.

Dentre as informações requeridas para a modelagem hidrológica distribuída pelo modelo MGB-IPH, elencam-se as informações oriundas de sensores orbitais: mapa de uso e cobertura do solo (TM-Landsat 5) e modelo digital de elevação (interferometria por radares); as temáticas, sendo elas a pedologia e a vegetação; as

hidrológicas, que foram compostas pelos dados de vazão e chuva, em escala diária; e as climatológicas, constituídas de dados de temperatura do ar, umidade relativa do ar, pressão atmosférica, velocidade do vento, radiação solar global, tomados em escala mensal.

O mapeamento da cobertura e uso do solo da bacia do rio Manso foi elaborada com base em duas imagens do sensor TM do satélite Landsat 5 (índice WRS 226/70 de 26 de julho de 1999 e índice WRS 226/71 de 11 de agosto de 1999). Para se construir o mapa de ocupação e uso do solo, foi realizado o procedimento de classificação supervisionada das imagens utilizando o método de máxima verossimilhança. As imagens classificadas foram submetidas a avaliações de precisão através do coeficiente *kappa*, que alcançou valores da ordem de 98,9%, revelando um ótimo desempenho. Essa precisão foi ratificada pelo índice de precisão geral, que apresentou valor igual a 0,991.

Adicionalmente, o referencial metodológico compreendeu o cruzamento entre as informações de uso e ocupação do solo e a de pedologia, formando um plano de informações com características hidrológicamente homogêneas (GRU), denominado, no modelo MGB-IPH, de blocos.

O modelo digital de elevação (MDE), utilizado na modelagem, foi extraído das informações da missão SRTM, dando enfoque, uma vez mais, aos produtos disponibilizados gratuitamente. Através do MDE, foram derivados, por meio de rotinas programadas em linguagem FORTRAN disponibilizadas pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS), os planos de informações da direção do fluxo, área acumulada, rede de drenagem e delimitação das sub-bacias estudadas. Essas informações, somadas às informações dos blocos (GRU), definiram as características da bacia hidrográfica.

As informações de chuva disponibilizadas na bacia foram consistidas e espacializadas, empregando o método de interpolação do inverso da distância ao quadrado. Para o cálculo da evapotranspiração real, foram utilizados os dados de temperatura do ar, radiação solar global, umidade relativa do ar, velocidade do vento e pressão atmosférica, da estação climatológica mais próxima da bacia em estudo.

Ainda como entrada para a execução do modelo, alguns parâmetros foram estabelecidos. São eles: os parâmetros fixos e os calibráveis. Dentre os fixos, destacam-se o albedo da superfície, o índice de área foliar, a altura da vegetação e a

resistência superficial. Seus valores são dados em escala mensal, procurando captar a sazonalidade existente na bacia. Por outro lado, os parâmetros calibráveis são: a capacidade de armazenamento do solo, o parâmetro de forma da relação entre o armazenamento e saturação, o parâmetro de drenagem sub-superficial, dentre outros. Esses parâmetros foram calibrados segundo as características hidrológicas da bacia de Manso, ou seja, consoante os blocos formados pelo cruzamento dos temas uso e ocupação do solo e pedologia. Salienta-se que, para a determinação do índice de área foliar, foi testada a metodologia SEBAL (*Surface Energy Balance for Land*), com base em imagens multiespectrais de sensoriamento remoto, proposta por BASTIAANSEN (1995), que se destina à obtenção dos fluxos de energia à superfície e da evapotranspiração real. Essa metodologia obtém valores instantâneos, ou seja, para o momento da passagem do satélite. No entanto, a partir desse referencial, foi possível realizar a verificação dos valores de IAF propostos na literatura.

Dessa forma, após a preparação das informações necessárias, o modelo MGB-IPH foi efetivamente aplicado à bacia do rio Manso. Foi realizada a calibração manual em todas as quatro sub-bacias delimitadas, englobando, pois, toda a bacia de estudo. O coeficiente de desempenho da modelagem Nash-Sutcliffe, no período de calibração (1993 – 1996) para as quatro sub-bacias, variou de 0,8014 a 0,9452, enquanto, para o período de validação (1997 – 1999) oscilou de 0,5438 a 0,9233. Para o logaritmo das vazões no período de calibração, Nash-Sutcliffe (NS) assumiu valores de 0,4187 a 0,8917, contrastando com o período de validação em que esteve na faixa de 0,4065 a 0,6800. A diferença dos volumes das vazões, observadas e calculadas, no período de calibração, para as quatro sub-bacias, variou de 5,70% a 19,98%, enquanto, para o período de validação, atingiu valores de 8,19% a 18,36%.

Reitera-se que a modelagem conceitual não deve ser encarada simplesmente como um mero ajuste de curvas, mas sim como um procedimento de tentativa de representação matemática de uma realidade física, que fornecerá subsídios para projetos e tomadas de decisões na área de engenharia de recursos hídricos. Dessa forma, pesquisas devem ser conduzidas no sentido de colocar em tela discussões sobre a escala espacial e temporal de representação dos fenômenos físicos via modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão de diferentes naturezas, trazendo à luz uma abordagem integrada da quantidade e da qualidade dos recursos hídricos. Essa construção, que tem base filosófica, na medida que contrasta uma visão sistêmica Newtoniana *versus* uma visão Darwiniana de natureza celular, pode tornar esse tipo

de abordagem mais operacional, permitindo que as informações contidas nos dados de entrada para calibração sejam mais eficazmente transferidas para as estimativas dos parâmetros do modelo, e, conseqüentemente, resultem em melhorias nos resultados finais, tanto durante as fases de validação como de aplicação do modelo, ou, em outras palavras, nas fases de predição e previsão.

Feita a modelagem hidrológica quantitativa, partiu-se para a modelagem qualitativa da bacia do rio Manso. Tanto a modelagem quantitativa dos modelos hidrológicos concentrados e distribuídos como a modelagem qualitativa foram realizadas para o período de 1993 a 1999. Esse período precede a implantação do reservatório do aproveitamento múltiplo de Manso. No entanto, o entendimento dos processos hidrológicos que ocorriam antes da implantação do reservatório ajuda no entendimento dos fenômenos que passaram a ocorrer após o início do funcionamento do reservatório, o que favorece a melhora nos processos de tomada de decisão no âmbito do gerenciamento de bacias hidrográficas do estado de Mato Grosso.

A proposta metodológica feita por SAUNDERS e MAIDMENT (1996) refere-se à modelagem da qualidade da água, abrangendo os aspectos da poluição difusa. Essa metodologia foi utilizada, nesta tese, para a modelagem qualitativa da água. Salienta-se que a mesma metodologia foi aplicada na modelagem de longo curso, tornando os resultados passíveis de comparação.

Dessa maneira, no plano de informação de uso e ocupação do solo, gerado através da classificação das imagens de satélite, foram atribuídos os valores das concentrações médias esperadas (EMC) dos nutrientes nitrogênio e fósforo total às classes de uso e ocupação do solo, de acordo com os valores calibrados para a bacia do rio Cuiabá por LIBOS (2002).

As vazões diárias oriundas da modelagem quantitativa transformaram-se em fluxos acumulados e, à partir da distribuição dos nutrientes (EMC) e do volume acumulado da vazão, simulou-se a distribuição final das concentrações de nitrogênio total e fósforo total na bacia do rio Manso.

Finalmente, o estudo contemplou também, a comparação entre os valores das concentrações simuladas e observadas dos nutrientes. Essa comparação mostrou que a modelagem da qualidade de água em escala diária apresenta restrições quanto ao nitrogênio total, sendo observadas rejeições dos valores simulados quando da aplicação de testes estatísticos com nível de confiança de 95%. Já o fósforo, no

mesmo nível de confiança, foi aceito em 66% dos postos de monitoramento para os dias simulados.

Feita essa retrospectiva do presente trabalho, apresenta-se, a seguir, as conclusões e recomendações.

6.2 CONCLUSÕES

As principais conclusões desta tese são:

- o BHS demonstrou que, devido à carência de postos pluviométricos e à distribuição bastante irregular das chuvas na bacia do rio Manso, é razoável afirmar que os postos fluviométricos captam de maneira mais realista o fluxo da água medido pela vazão que o fluxo medido pela chuva; sendo assim, valores de evapotranspiração real calculados a partir do balanço de massa podem apresentar valores negativos, o que acontece como reflexo da falha no sistema de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Manso;
- a modelagem hidrológica chuva-vazão, realizada através do modelo concentrado SMAP II suavizado, fundamentou-se na determinação das condições iniciais com base física; após, com a calibração do modelo enfocando o comportamento hidrológico real da bacia, os resultados foram bastante favoráveis e condizentes com a hidrologia local;
- para a simulação através do modelo SMAP, a calibração manual dos parâmetros de entrada, seguida pela calibração automática, apresentou os melhores resultados na modelagem; na avaliação de desempenho da modelagem, o coeficiente de NS de 0,5770 e o coeficiente de correlação de 0,801 ($\alpha = 0,05$) foram os mais elevados dentre as simulações realizadas; o coeficiente NS para o logaritmo das vazões foi de 0,5839 e as diferenças dos volumes das vazões foi de 22,7%, podendo ser classificada como satisfatória; através da modelagem utilizando o SMAP, é possível afirmar a importância das condições iniciais e dos parâmetros que inicializam o procedimento de calibração automática;
- a aplicação do produto de umidade de solo do sensor AMSR-E, para a estimativa de um dos parâmetros de entrada do modelo SMAP II suavizado, apresentou um ganho à parametrização dos dados fisicamente arbitrados, pois, dessa maneira, é possível realizar a simulação com características próprias da bacia simulada, mesmo sem haver experimentos *in situ* de tal natureza na área de estudo;

- a modelagem hidrológica chuva-vazão, realizada através do modelo distribuído MGB-IPH, requer um esforço na reunião das informações necessárias para a modelagem; esse esforço aponta na direção da construção de uma base de dados fortalecida e consistida, podendo ser empregada em estudos posteriores na mesma região;
- os resultados da modelagem distribuída (MGB-IPH) apontaram grande afinidade com o comportamento real da bacia, verificados através dos hidrogramas traçados dos valores das vazões calculadas e observadas;
- é possível observar uma repetida superestimativa das vazões, sobretudo sobre a sub-bacia 4; é também nessa sub-bacia que foi obtido o mais alto coeficiente de NS (0,92) e as menores diferenças dos volumes das vazões, com valores de 5,7% no período de calibração e de 8,19% no período de validação;
- o modelo MGB-IPH foi concebido para bacias de grande porte, o que justifica o fato da sub-bacia 4 ter apresentado a melhor qualidade do ajuste, já que essa bacia representa o exutório de toda a bacia do rio Manso;
- comparativamente, ambos os modelos, SMAP II Suavizado e MGB-IPH, representaram, razoavelmente bem, as vazões máximas, com NS de 0,7713 e 0,8348, respectivamente; já para as vazões mínimas, o ajuste é considerado aceitável, com Log NS de 0,6505 e 0,6191, respectivamente; avaliando apenas a diferença entre os volumes das vazões observadas e simuladas pelos modelos, o SMAP mostrou-se mais eficiente, apresentando uma diferença de vazões da ordem de 1,37%, enquanto o MGB-IPH apresentou diferença de vazões acima de 17%;
- apesar dos bons ajustes dos hidrogramas e dos bons coeficientes de avaliação de desempenho da modelagem, as séries de vazões geradas pelos modelos SMAP II Suavizado e MGB-IPH apresentaram significativas ($\alpha = 0,05$) diferenças entre si e entre as vazões observadas (teste de Kolmogorov-Smirnov para duas amostras);
- em relação a qualidade da água, pode-se dizer que a modelagem de longo curso, utilizada como diagnóstico na bacia do rio Manso, é uma potencial alternativa para bacias que possuem poucos dados de monitoramento, uma vez que essa modelagem não requer extensas séries históricas e dados de entrada de diferentes naturezas; a execução dessa metodologia em um ambiente SIG possibilitou a realização da simulação da concentração dos poluentes, nitrogênio e

fósforo total, de maneira bastante satisfatória; os resultados apresentados pela modelagem de longo curso descreveram o comportamento do fluxo de nutrientes na bacia; essa metodologia pode ser aplicada a qualquer bacia agricultável a fim de estimar as cargas de poluentes que escoam para os cursos de água;

- a modelagem de longo curso também fornece um caminho eficiente para identificação de regiões específicas onde elevados níveis de concentração de poluentes podem ser esperados; em particular, este estudo mostrou que a região do planalto (SE da bacia do rio Manso), onde se localiza uma grande percentagem de áreas agricultáveis da bacia, englobou localizações onde os níveis mais elevados de nitrogênio total e fósforo total foram encontrados;
- as concentrações, tanto de nitrogênio total como de fósforo total, são mais elevadas no posto 66173000, exutório da sub-bacia, que apresenta a maior quantidade de áreas agricultáveis; na época chuvosa, em geral, as concentrações são mais elevadas, o que ressalta a importância do processo de lixiviação na poluição difusa;
- a performance do modelo SMAP II Suavizado, quanto à qualidade de água para o dia 08 de dezembro de 1998, no posto 66201000, no tocante à concentração de nitrogênio total simulada, revelou um desvio de 59% da concentração observada, enquanto, para o fósforo total, esse desvio foi de 44%; no posto fluviométrico 66210000, a concentração do fósforo total simulada foi a mais próxima da concentração observada, apresentando um desvio relativo percentual de 13%; já para o nitrogênio total, observou-se um maior desvio relativo percentual, atingindo 71%;
- na performance do modelo MGB-IPH quanto à qualidade de água, no dia 20 de novembro de 1997, para o fósforo total, observou-se que as maiores concentrações simuladas estão no extremo SE da bacia, sobretudo nas nascentes, causando problemas ambientais bastante relevantes, podendo assumir valores de concentrações de $0,862 \text{ mg.L}^{-1}$; no restante da bacia, as concentrações simuladas variaram entre $0,041$ e $0,240 \text{ mg.L}^{-1}$; no entanto, a maior parte dos trechos dos rios, cerca de 26%, apresentam concentrações na faixa de $0,081$ a $0,120 \text{ mg.L}^{-1}$;
- nas simulações realizadas pelo modelo MGB-IPH, para o dia 08 de dezembro de 1998, a distribuição do nitrogênio total na bacia apresentou concentrações que variam de $0,401$ a $1,000 \text{ mg.L}^{-1}$ em quase toda a bacia; no setor SE, foram

observadas altas concentrações simuladas; mais de 32% dos trechos de rios, representados para essa data, apresentaram concentrações de nitrogênio total acima de $1,001 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo o valor máximo dessa concentração encontrado na bacia para essa simulação da ordem de $1,79 \text{ mg.L}^{-1}$; em termos de fósforo total, altas concentrações foram verificadas no extremo SE da bacia, atingindo valores de $0,982 \text{ mg.L}^{-1}$; a maior parte dos trechos dos rios, cerca de 31%, encontra-se na faixa de $0,081 - 0,120 \text{ mg.L}^{-1}$ para a concentração de fósforo total;

- em geral, os valores das concentrações de fósforo total e nitrogênio total simulados, tanto pelo SMAP como pelo MGB, são sempre superiores às concentrações observadas; esse comportamento é justificado devido a insuficiência do modelo de SAUNDERS e MAIDMENT (1996) em não considerar o decaimento desses nutrientes, o que pode superestimar as concentrações de nitrogênio e fósforo total simuladas;
- o processo de simulação em escala diária de constituintes que possuem uma faixa de variação bastante ampla pode ocasionar desvios significativos entre os valores simulados e observados; a amplitude dessas variáveis é bastante grande e a quantidade de dados observados é relativamente escassa, justificando a tentativa de encontrar uma metodologia que possa simular a qualidade da água através de modelagem;
- na avaliação das simulações realizadas por ambos os modelos (SMAP e MGB-IPH) no período de 03 a 07 de janeiro e 03 a 07 de julho de 1996, realizada através de testes de hipóteses ($\alpha = 0,05$), verificou-se que, para o nitrogênio total, haveria rejeição dos valores esperados obtidos pela modelagem de qualidade de água adotada em todos os postos de monitoramento e em todos os dias de simulação; para o fósforo total, os resultados indicam que haveria rejeição somente para a estação 66201000 em todos os dias de simulação;
- para as simulações realizadas para o dia 20 de novembro de 1997, ambos os modelos demonstraram que, para o nitrogênio total, haveria rejeição dos valores esperados obtidos pela modelagem adotada em todos os postos; para o fósforo total, os resultados indicam que haveria rejeição somente para as estações 66173000 e 66201000;
- para as simulações realizadas no dia 08 de dezembro de 1998, ambos os modelos (SMAP e MGB-IPH) demonstraram que, para o fósforo total, à exceção do posto

66201000, houve aceitação das concentrações simuladas; no caso do nitrogênio total, a rejeição ocorreu em todos os postos avaliados;

- as concentrações simuladas para nitrogênio total, em todos os dias e em todas as estações fluviométricas, não estão dentro do intervalo de confiança para os valores esperados, indicando que a metodologia não está adequada para a simulação dessa variável na bacia do rio Manso;
- para o fósforo total, é possível avaliar a modelagem da qualidade de água variando de bom a ótimo, uma vez que, em somente 9,6% das simulações, as concentrações encontraram-se fora do intervalo de confiança para os valores esperados.

6.3 RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

Como recomendações, sugere-se:

- a implementação de uma rede de monitoramento pluviométrica e fluviométrica mais densa, pois a falta de dados gera dificuldades na implementação de uma modelagem hidrológica efetiva em termos operacionais; a cobertura esparsa de pluviômetros faz com que o hidrograma esteja, muitas vezes, abaixo do esperado; a influência da escassez de dados pluviométricos pode ser percebida claramente em alguns casos de picos de vazão mal ajustados, já que alguns eventos de chuva intensa podem ocorrer em áreas não adequadamente monitoradas, resultando em picos de vazão que não podem ser reproduzidos pelo modelo;
- o transporte de poluentes foi definido como sendo conservativo neste estudo, ou seja, admitiu-se não haver decaimento dos nutrientes em função do percurso até alcançarem os corpos de água; em estudos futuros, essa limitação pode ser superada via um modelo de qualidade da água que tenha o coeficiente cinético para o modelo de concentração de nutrientes;
- o reservatório da barragem do rio Manso sobre o transporte e dispersão do nitrogênio total e fósforo total na bacia do rio Cuiabá deve ser incorporado na análise;
- a adoção de programas de prevenção de poluição é preferível à utilização de técnicas de remoção de contaminantes em água poluída, uma vez que a tecnologia de purificação é cara e complexa à medida que o número de

contaminantes cresce; nesse sentido, é desejável, que haja um plano de gerenciamento de nutrientes a ser proposto e discutido com os agricultores, controlando a quantidade de nutrientes que alcança os recursos hídricos;

- a realização de estudos que contemplem a simulação hidrológica quantitativa e qualitativa observando diferentes escalas espaciais e temporais; e
- a análise de incerteza da previsão de chuva para efeitos de previsão de vazão e qualidade de água.

Devido à complexidade do tema e a sua interdisciplinaridade, diferentes áreas do conhecimento científico e tecnológico foram demandadas, o que acrescenta conhecimentos à área da engenharia hidrológica relacionada à modelagem hidrológica. Com isso, espera-se que esta pesquisa traga novas perspectivas no âmbito da modelagem hidrológica, em especial, para a utilização dessas três escalas abordadas, longo curso, concentrada e distribuída, mostrando a complementaridade existente entre elas, aduzindo subsídios fundamentais para um efetivo planejamento e gestão dos recursos hídricos e ambientais em bacias hidrográficas.

CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOTT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNEL, P. E., RASMUSSEN, J., 1986b, "An Introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique 'SHE', 2: Structure of a Physically Based Distributed Modelling System", *Journal of Hydrology*, v. 87, pp. 61-67.
- ABBOTT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNEL, P. E., RASMUSSEN, J., 1986a, "An Introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique 'SHE', 1: History and Philosophy of a Physically Based Distributed Modelling System", *Journal of Hydrology*, v. 87, pp. 45-59.
- ABDULLA, F. A., LETTENMAIER, D. P., 1997, "Development of Regional Parameter Estimation Equations for a Macroscale Hydrologic Model", *Journal of Hydrology*, v. 197 n.1-4, pp. 230-257.
- ABREU, G. F., 2000, *Sensoriamento Remoto Aplicado na Classificação da Cobertura do Solo de uma Bacia Hidrográfica*, Dissertação M.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- AITKEN, A. P., 1973, "Assessing Systematic Errors in Rainfall-Runoff Models", *Journal of Hydrology*, v. 20, n. 2, pp. 121-136.
- ANA, 2005, HIDROWEB - Banco de Dados Hidrológicos, Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/hidroweb>.
- ANA/ GEF/ PNUMA/ OEA, 2003a, *Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco – Subprojeto 3.2. – Uso conjunto das águas superficiais e subterrâneas da sub-bacia do rio das Fêmeas – BA - **Resumo executivo do relatório final**: programa de ações estratégicas para o gerenciamento integrado da bacia do rio São Francisco e da sua zona costeira - PAE*. Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba – CODEVASF, Brasília, DF, Brasil.
- ANDRADE FILHO, M. C., 1992, *Funções Objetivo de Mínimos Quadrados Generalizados nos Modelos Conceituais Chuva-Vazão*, Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

- ANEEL Agência Nacional de Energia Elétrica, 2001, *HidroWeb Mapas Online*, Disponível em: <http://hidroweb.aneel.gov.br> , Acesso em outubro de 2001.
- ARAGÃO, J. O. R. A., 1998, “Previsão de Precipitação no Norte do Nordeste do Brasil para o Período Chuvoso de Fevereiro a Maio: Anos de 1997/98”, *In: X Congresso Brasileiro de Meteorologia*, Brasília. Distrito Federal: SBMET.
- ARAUJO, A. A. M., 2006, *Um Novo Esquema de Parametrização Hidrológica da Superfície Terrestre com Redistribuição Lateral da Água no Solo*, Tese de Doutorado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- ARNOLD, J. G. , WILLIAMS, J. R., GRIGGS, R. H., *et al.*, 1990, SWRRBWQ – A Basin Scale Simulation Model for Soil and Water Research Management, Texas A & M Press.
- ARNOLD, J. G., ALLEN, P. M., 1996, “Estimating Hydrologic Budgets for Three Illinois Watersheds”, *Journal of Hydrology*, v. 176, pp. 57-77.
- ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R., GRIGGS, R. H., *et al.*, 1991, “SWRRBWQ – A Basin Model for Assessing Management Impacts on Water Quality”, Draft. USDA, ARS, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Temple, TX.
- ASRAR, G., KANEMASU, E. T., JACKSON, R. D., PINTER, P. J., Jr., 1985a, “Estimation of Total Above-Ground Phytomass Production Using Remotely Sensed Data”, *Remote Sensing Environmental*, v. 17 pp. 211 – 220.
- ASRAR, G., KANEMASU, E. T., YOSHIDA, M., 1985b, “Estimates of Leaf Area Index from Spectral Reflectance of Wheat under Different Cultural Practices and Solar Angle”, *Remote Sensing of Environmental*, v. 17, pp. 1 – 11.
- BAPTISTA, A. L. G. P. R., SANCHEZ, G. M., LARA, R. C., 2000, *Os Efeitos dos Resíduos Industriais no Estuário do Tejo*, Faculdade de Medicina Veterinária, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal.
- BARBOSA, M. C. D., 2000, *Geoestatística Aplicada a Dados de Radar Meteorológico*, Dissertação M.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- BARET, F., 1995, “Use of Spectral Reflectance Variation to Retrieve Canopy Biophysical Characteristics”, *In: Advances in Environmental Remote Sensing* (DARSON, M., PLUMMER, S., Eds.). John Wiley and Sons, Inc., pp.33 – 51.

- BASTIAANSEN, W. G. M., 1995, *Regionalization of Surface flux Densities and Moisture Indicators in Composite Terrain*, Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands.
- BASTIAANSEN, W. G. M., 1998, "Remote Sensing in Water Resource Management: The State of the Art", *International Water Management Institute*, Colombo, Sri Lanka.
- BATHURST, J. C., O'CONNEL, P. E., 1992, "Future of Distributed Modelling: The Système Hydrologique Europeen", *Hydrological Processes*, v. 6, n. 3, pp. 265 – 277.
- BEASLEY, D. B., HUGGINS, L. F., MONKE, E. J., 1980, "ANSWERS: A Model for Watershed Planning, *Transaction of the ASAE*, v. 23, n. 4, pp. 938-944.
- BENAMAN, J., ARMSTRONG, N., MAIDMENT, D., 1996, *Modeling of Dissolved Oxygen in the Houston Ship Channel Using WASP5 and Geographic Information System*, Center for Research in Water Resources, Online Report 96-1, University of Texas at Austin. Austin, Texas.
- BENJAMIN, J. R., CORNELL. C. A., 1970, *Probability, Statistic and Decision for Civil Engineering*, New York, McGraw Hill Book Company.
- BEST, R. G., HARLAN, J. C., 1985, "Spectral Estimation of Green Leaf Area Index of Oats", *Remote Sensing of Environmental*, v. 17, pp. 27 – 36.
- BEVEN, A., 1989, "Changing Ideas in Hydrology – the Case of Physically Based Models", *Journal of Hydrology*, v. 105, pp. 157-172.
- BEVEN, K. J., BINLEY, A., 1993, "The Future of Distributed Models: Model Calibration and Uncertainty Prediction", *In: Beven, K. J., Moore, I. D. Terrain Analysis and Distributed Modelling in Hydrology, Advances in Hydrological Processes – Wiley New York.*
- BEVEN, K., 2001, "How Far Can We Go in Distributed Hydrological Modelling?" *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 5, n.1, pp. 1 – 12.
- BEVEN, K., CALVER, A., MORRIS, E. M., 1987, *The Institute of Hydrology Model*, Institute of Hydrology Report 98, Wallingford, UK.

- BEVEN, K., FREER, J., 2001, "Equifinality, Data Assimilation, and Uncertainty Estimation in Mechanistic Modelling of Complex Environmental Systems Using the GLUE Methodology", *Journal of Hydrology*, v. 249, pp. 11 – 29.
- BEVEN, K., LAMB, R., QUINN, P., ROMANOWICZ, R., FREER, R., 1995, "TOPMODEL", In: Singh, V. P. (ed.), *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, Colorado, pp. 627 - 668.
- BEVEN, K., O'CONNELL, P. E., 1982, "On the Role of Physically – Based Distributed Modeling in Hydrology", Report nº 81, Institute of Hydrology, UK, pp. 1 – 36.
- BLASONE, R. S., MADSEN, H., ROSBJERG, D., 2008, "Uncertainty Assessment of Integrated Distributed Hydrological Models Using GLUE with Markov Chain Monte Carlo Sampling", *Journal of Hydrology*, v. 353, pp. 18 – 32.
- BOEGH, E., SOEGAARD, H., HASAGER, C. B., *et al.*, 2002, "Airborne Multispectral Data for Quantifying Leaf Area Index, Nitrogen Concentration, and Photosynthetic Efficiency in Agriculture", *Remote Sensing of Environmental*, v. 81, pp. 179 – 193.
- BOYLE, D. P., GUPTA, H. V., SOROOSHIAN, S., 2000, "Toward Improved Calibration of Hydrologic Models: Combining the Strengths of Manual and Automatic Methods", *Water Resources Research*, v. 36, n. 12, pp. 3663 – 3674.
- BRADLEY, J. V., 1968, *Distribution-Free Statistical Test*, Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.
- BRASIL, 1982, Ministério das Minas e Energia, Secretaria-Geral, Projeto RADAMBRASIL, Folhas SD21 Cuiabá; Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso Potencial da Terra, vol. 26, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- BUCHANERI, V. C., 2004, *Geração da Série Histórica de Vazão por Meio do Modelo SMAP: Subsídio Para o Plano de Manejo da Bacia do Rio Grande de Ubatuba*, Tese de M.Sc., Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP, Piracicaba, SP, Brasil.
- BURNASH, R. J. C., 1995, "The NWS River Forest System – Catchment Modelling", In: Singh, V. P., (Ed.), *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, pp. 311 – 366.
- CÂMARA, G., MEDEIROS, J. S., 1998. "Princípios Básicos em Geoprocessamento". In Assad, E. D, Sano, E. E. (eds.), *Sistema de Informações Geográficas*:

Aplicações na Agricultura, 2 ed., rev. e ampl, capítulo 1, Brasília, DF, Brasil, EMBRAPA.

- CANEDO, P. M., 1979, *The Reliability of Conceptual Catchment Model Calibration*, Ph.D. Thesis, University of Lancaster, UK.
- CANEDO, P. M., 1989, "Hidrologia Superficial", *Associação Brasileira de Recursos Hídricos*, pp. 281 – 289.
- CASTANHARO, G., GILBERTONI, R. F. C., MÜLLER, I. I., ADRIOLO, M. V., KAVISKI, E., GUILHON, L. G. F., ROCHA, V. F., 2007, "Previsão de Vazões na Bacia do Rio Iguaçu Baseada no Modelo SMAP e com Incorporação de Informações de Precipitação", *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 3, pp. 57 – 68.
- CAVINATTO, V., 1995, *Caracterização Hidrológica do Estado de Mato Grosso*. PRODEAGRO/SEPLAN/FEMA, Cuiabá, MT.
- CEMAT, 1997, *Relatório da Divisão de Operação*.
- CGIAR-CSI SRTM, 2004, "Void-filled seamless SRTM data V1, 2004", International Centre for Tropical Agriculture (CIAT), available from the CGIAR-CSI SRTM 90m, Disponível em: <http://srtm.csi.cgiar.org>, Acesso em 06 novembro de 2006.
- CHEN, J. M., CHEN, X., JU, W., GENG, X., 2005, "Distributed Hydrological Model for Mapping Evapotranspiration Using Remote Sensing Inputs", *Journal of Hydrology*, v. 305, pp. 15–39.
- CHORUS, I., BARTRAM, J., 1999, "Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences", *Monitoring and Management*, 416p.
- CHOW, V. T., 1959, *Open Channel Hydraulics*, McGraw-Hill, New York.
- CHOW, V. T., 1964, *Handbook of Applied Hydrology*. 1 ed. New York, N.Y., McGraw Hill.
- CLEMENTE, R. S., PRASHER, S. O., BARRINGTON, S. F., 1993, "PESTFADE, A New Pesticide Fate and Transport Model: Model Development and Verification", *Transaction of the ASAE*, v. 36, n. 2, pp. 357-367.
- COLLIER, C. G., 1989, *Applications of Weather Radar Systems – A Guide to Use of Radar Data in Meteorology and Hydrology*, Ellis Horwood Limited.
- COLLINGE, V. K., KIRKBY, C., 1987, *Weather Radar and Flood Forecasting*, John Wiley e Son.

- COLLISCHONN, B., 2006, Uso da Precipitação Estimada por Satélite em um Modelo Hidrológico Distribuído, Dissertação de Mestrado, IPH-UFRGS, Porto Alegre, RS.
- COLLISCHONN, B., COLLISCHONN, W., AGRA, S., BORTOLI, C., 2007a, “Reconstituição das Vazões Naturais do Rio Caí-RS à Jusante da Transposição no Sistema Salto Através de Modelagem Hidrológica”, In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, SP.
- COLLISCHONN, W., 2001, *Simulação Hidrológica de Grandes Bacias*, Tese de Doutorado, Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, IPH, UFRGS, Porto Alegre – RS.
- COLLISCHONN, W., ALLASIA, D., DA SILVA, B. C., TUCCI, C. E. M., 2007b, “The MGB-IPH Model for Large-Scale Rainfall-Runoff”, *Hidrological Sciences – Journal – des Sciences Hydrologiques*, v. 52,, pp. 878-895.
- COLLISCHONN, W., HAAS, R., ANDREOLLI, I., TUCCI, C. E. M., 2005, “Forecasting River Uruguay Flow Using Rainfall Forecasts from a Regional Weather-Prediction Model”, *Journal of Hydrology*, v. 305, pp. 87–98.
- COLLISCHONN, W., TUCCI, C. E. M., 2003, “Calibração Automática Global do Modelo IPH-2”, In: Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, Aracaju - SE.
- COLLISCHONN, W., TUCCI, C. E. M., CLARKE, R. T., CORBO, M. D., SILVA, B. C., COLLISCHONN, B., ALLASIA, D., PAZ, A. R., 2007c, “Modelo Hidrológico Distribuído para Previsão de Vazões Incrementais na Bacia do Rio Paranaíba entre Itumbiara e São Simão”, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 13, pp. 43 – 55.
- COLLISCHONN, W., TUCCI, C. E. M., CLARKE, R. T., SILVEIRA, A. L. L., PAZ, A. R., BRAVO, J. M., ALLASIA, D., SALDANHA, C. B., TOMASELLA, J., MARENGO, J. A., CHAN, S. C., SAMPAIO, G., DIAS, P. L. S., SPINOZA, A., 2007d, Previsão de Afluência a Reservatórios Hidrelétricos – Módulo 1 (PREVHIDRO), PROJETO FAURGS/FINEP 40.04.0094.00, RELATÓRIO FINAL, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH (UFRGS), Centro de Previsões e Estudos Climáticos – CPTEC (INPE), Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas – IAG (USP).

- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução n. 020 de 18 de Junho de 1986, Define Critérios para Classificação das Águas, Doces, Salobras e Salinas do Território Nacional, Relator: Deni Lineu Schwartz. Diário Oficial da União, Brasília, 30 julho de 1986.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução n. 357 de 17 de Março de 2005, Dispõe Sobre a Classificação dos Corpos de Água e Diretrizes Ambientais para o seu Enquadramento, Bem como Estabelece as Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, e dá Outras Providências, Relator: Marina Silva. Diário Oficial da União, Brasília, 18 março de 2005.
- CRAWFORD, N. H., LINSLEY, R. K., 1966, “Digital Simulation in Hydrology”, Stanford Watershed Model IV, Department of Civil Engineering, Stanford University, Technical Report 39.
- CUDDY, S. M., LETCHER, R., CROKE, B., SAGUANTHAM, P., SAIFUK, K., 2005, “IWRAM DSS e a Modelling Approach for Integrated Water Resources Assessment and Management in Northern Thailand”. In: KACHITVICHYANUKUL, V., PURINTRAPIBAN, U., UTAYOPAS, P. (Eds.), *Proceedings of the 2005 International Conference on Simulation and Modelling, Bangkok, Thailand, 17 e 19 January 2005*.
- CURRAN, P. J., 1983, *Multispectral Remote Sensing for the Estimation of Green Leaf Area Index*, Phil. Trans. Roy. Soc. London Ser. A 309, pp. 257 – 270.
- DALRYMPLE, T., 1960, “Flood Frequency Analysis”, *United State Survey Water Supply Paper*, Washington, Paper 1543 - A.
- DAVISON, B., 2003, *Snow Accumulation in a Distributed Hydrological Model*, MSc. Thesis, University of Waterloo, Applied Science in Civil Engineering, Waterloo, Canadá.
- DAVISON, B., POHL, S., DORNES, P., MARSH, P., PIETRONIRO, P., MACKAY, M., 2006, “Characterizing Snowmelt Variability in a Land-Surface-Hydrologic Model”, *Atmosphere-Ocean*, v. 44, n. 3, pp. 271-287.
- DAWDY, D. R., O’DONNELL, T., 1965, “Mathematical Models of Catchment Behaviour”, *Journal of Hydrology Division of the American Society of Civil Engineering*, v. 91, pp. 123-137.

- DI BELLO, R., 2005, *Análise do Comportamento da Umidade do Solo no Modelo Chuva-Vazão Smap II – Versão com Suavização Hiperbólica. Estudo de Caso: Região de Barreiras na Bacia do rio Grande-BA*, Dissertação de MSc, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- DIAS, N. L., KAN, A., 1999, "A Hydrometeorological Model for Basin-Wide Seasonal Evapotranspiration". *Water Resources Research*, v. 35, n.11, pp. 3409 – 3418.
- DIB, K. R., 1986, *Manual de Apresentação do Modelo SMAP II*, Publicação Interna da Enge-Rio, Engenharia e Consultoria S.A., Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- DIB, K. R., 1994, *Utilização de Função de Penalização Hiperbólica na Suavização e Otimização de um Modelo Chuva-Vazão: Modelo SWMS*, Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- DICKINSON, R.E., 1984, Modeling Evapotranspiration for the Three-Dimensional
- DILLON, P. J., RIGLER, F. H., 1974, "A Test of a Simple Nutrient Budget Model Predicting the Phosphorus Concentration in Lake Water", *J. Fish Res. Board. Can.*, v. 31, pp. 1771 – 1778.
- DÖLL, P., LEHNER, B., 2002, "Validation of a New Global 30-min Drainage Direction Map", *Journal of Hydrology*, v. 258, pp. 214-231.
- DOMIGIAN, A. S., DAVIS, H. H., 1985, User Manual for Agricultural Runoff Management (ARM) Model, EPA 600/3-78-080, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- DOMIGIAN, A. S., HUBER, W. C., 1990, Modeling Nonpoint Source Water Quality in Urban and Non-Urban Areas, EPA 68-03-3513, U.S. EPA, Athens, GA.
- DONIGIAN, A. S., BICKNELL, B. R., IMHOFF, J. C., 1995, "Hydrological Simulation Program e FORTRAN (HSPF)", *In: SINGH, V.P. (Ed.), Computer Models of Watershed Hydrology*. WRP, Highlands Ranch, Colorado, USA, pp. 395-442.
- EASTMAN, J. R., 1995, Idrisi for Windows Users Guide. Clark University. Worcester.
- ECKHARDT, K., ARNOLD, J. G., 2001, "Automatic Calibration of a Distributed Catchment Model", *Journal of Hydrology*, v.251, pp. 103-109.
- EDMONDSON, W.T., 1974, *Book Review, Limnology, Oceanography*, v. 19, pp. 369-375.

- ELETROBRÁS – Ministério das Minas e Energia, 2000, “Diretrizes para Estudos e Projetos de Pequenas Centrais Hidrelétricas”, In: *Manuais para implementação de Hidrelétricas*, Documentos Digitais, disponíveis em http://www.eletrobras.gov.br/EM_Atuacao_Manuais/default.asp, acesso em 28 de janeiro de 2008.
- EMPAER, 1995, Relatório Parcial, pp. 51, Cuiabá/MT.
- ENGEPOLI, 1999, *Estudo da Concepção do Sistema de Esgotamento Sanitário de Várzea Grande – MT*, Departamento de Água e Esgoto , DAE/VG.
- ENGMAN, E. T., 1990, “Use of Microwave Remotely Sensed Data in Hydrologic Modeling”, In: *Proceedings of the Workshop on Applications of Remote Sensing in Hydrology*, Saskatoon, Sakatchewan, pp. 259-278.
- ENVI, 1997, version 3.2, Envi user’s guide, “The Environment for Visualizing Images”, Research Systems, Inc., Colorado, U.S.A.
- EPA, 2001, PLOAD version 3.0 User’s Manual, Environmental Protection Agency, EUA, Disponível em http://www.epa.gov/waterscience/basins/b3docs/PLOAD_v3.pdf, Acesso em 25 de junho de 2006.
- EPA, 2007, BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Source) User’s Manual, Environmental Protection Agency, EUA, Disponível em <http://www.epa.gov/waterscience/ftp/basins/system/BASINS4/>, Acesso em 30 de novembro de 2007.
- ER MAPPER – Earth Resource Mapping, 1997, *User Manual*, version 5.5, Disponível em: <http://www.ermapper.com> Acesso em: 27 de janeiro de 2001.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute, Inc., 1999, User Manual – Help Online, version 3.2, Disponível em: <http://www.esri.com>, Acesso em: 14 de Outubro de 2006.
- FAIRFIELD, J., LEYMARIE, P., 1991, “Drainage Networks From Grid Digital Elevation Models”, *Water Resources Research*, v. 27, pp. 709-717.
- FEKETE, B. M., VÖRÖSMARTY, C. J., LAMMERS, R. B., 2001, “Scaling Gridded River Networks for Macroscale Hydrology: Development, Analysis, and Control of Error”, *Water Resources Research*, v. 37, n. 7, pp. 1955-1967, doi: 0043-1397/01/2001WR900024.

- FEMA/MT – Fundação Estadual do Meio Ambiente de Mato Grosso, 1996, *Proposta de Enquadramento dos Principais Corpos de água da Bacia do Rio Cuiabá*, FEMA, MMA – PNMA, Cuiabá – MT.
- FGV – Fundação Getúlio Vargas, 1998, *Revista de Economia Agrícola da FGV – AGROANALYSIS*. Vol.18, n.3. p. 80.
- FIGUEIREDO, D. M., 1996. *A Influência dos Fatores Climáticos e Geológicos e da Ação Antrópica Sobre as Principais Variáveis Físicas e Químicas do Rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso*, Tese de Mestrado, Instituto de Biologia, UFMT, Cuiabá, MT.
- FONTANA, D. C., BERLATO, M. A., BERGAMASCHI, H., 1992, “Alterações Micrometeorológicas na Cultura da Soja Submetida a Diferentes Regimes Hídricos”, *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 27, n. 5, pp. 661 – 669.
- FORTIN, J. P., VILLENEUVE, J. P., GUILBOT, A., *et al.*, 1986, “Development of a Modular Hydrological Forecasting Model Based on Remotely Sensed Data for Interactive Utilization on a Microcomputer, Proceedings Cocoa Beach Workshop 1985: Hydrologic Applications of Space Technology”, A. I. Johnson, ed., IAHS Publication n. 160, Int. Assoc. of Hydrologic Sci., Wallingford, England, pp. 307 – 319.
- FRANCHINI, M., PACCIANI, M., 1991, “Comparative Analysis of Several Conceptual Rainfall-Runoff Models”, *Journal of Hydrology*, v. 122, pp. 161-219.
- FURNAS Centrais Elétricas S/A, 2002, *Aproveitamento Múltiplo Manso – Memória Técnica*, 1 ed. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- FURNAS Centrais Elétricas S/A, 2006, *Usina Hidrelétrica de Manso – Dados Técnicos, Disponível em: <http://www.furnas.com.br/hotsites/sistemafurnas/usina_hidr_manso.asp>*, Acesso em:30 de março 2006.
- GAN, T. Y., BIFTU, G. F., 1996, Automatic Calibration of Conceptual Rainfall – runoff Models: Optimization Algorithms, Catchment Conditions and Model Structure. *Water Resources Research*, v. 32 n. 12 pp. 3513-3524.
- GARLAND, G., 1986, *Resolution Considerations in Using Radar Rainfall Data for Hydrologic Modelling*, M. Sc. Thesis, Dept of Civil Engineering, University of Waterloo, Waterloo, Ontário, Canadá.

- GARRICK, M., CUNNANE, C., NASH, J. E., 1978, "A Criterion for Efficiency of Rainfall-Runoff Models", *Journal of Hydrology*, v. 36, pp. 375-381.
- GAUME, E., 2002, Hydrologie de Versants e de Bassins Versants et Modélisations Pluie-Débit, Cours de DEA em Science et Technique de l'environnement, Ecole Nationale dès Ponts et Chaussées, Geophys. Monogr. Series, AGU, pp. 58-72.
- GEZA, M., MCCRAY, J. E., 2008, "Effects of Soil Data Resolution on SWAT Model Stream Flow and Water Quality Predictions", *Journal of Environmental Management*, v. 88, pp. 393–406.
- GILL, P., MURRAY, W., WRIGHT, M. M., 1981, *Practical Optimization*, Princeton University Press., N.Y., USA.
- GIORGINI, A., ZINGALES, F., 1986, *Agricultural Nonpoint Source Pollution: Model Selection and Application*, Elsevier, Amsterdam.
- GOMES, L. A., 1984, *Levantamento da Carga Poluidora Afluente e Capacidade Autodepuradora do Rio Cuiabá*, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMT, Cuiabá, MT.
- GOODRICH, D. C., WOOLHISER, D. A., 1991, Catchment Hydrology. *Review of Geophysics and Space Physics*, Washington, p. 202-209, Apr. Supplement.
- GRAHAM, D. S., HILL, J. M., 1980, "Field Study for Landsat Water Quality Verification," *In: Civil Engineering Applications of Remote Sensing*, Madison, WI., New York, American Society of Civil Engineers.
- GRAYSON, R. B., MOORE, I. D., MCHAHON, T. A., 1992a, "Physically Based Hydrologic Modelling. 1. A Terrain-Based Modell for Inverstigative Purpose", *Water Resources Research*, v. 28, n. 10, pp. 2639 – 2658.
- GRAYSON, R. B., MOORE, I. D., MCHAHON, T. A., 1992b, "Physically Based Hydrologic Modelling. 2. Is the Concept Realistic?", *Water Resources Research*, v. 28, n. 10, pp. 2639 – 2658.
- GRUNWALDS, S., NORTON, L. D., 2000, "Calibration and Validation of a Non-point Source Pollution Model". *Agricultural Water Management*. v.5, n.1, pp.17-39.
- GUILHON, L. G. F., ROCHA, V. F., MOREIRA, J. C., 2007, "Comparação de Métodos de Previsão de Vazões naturais Afluentes a Aproveitamentos Hidrelétricos", *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 3, pp. 13 – 20.

- GUPTA, H., SOROOSHIAN, S., YAPO, P. O., 1998, "Toward Improved Calibration of Hydrologic Models: Multiple and Noncomensurable Measures of Information", *Water Resources Research*, v. 34, n. 4, pp. 751 – 763.
- GUPTA, S. K., SOLOMON, S. I., 1977a, "Distributed Numerical Model for Estimating Runoff and Sediment Discharge of Ungaged Rivers. 1. The Information System" *Water Resources Research*, v. 13, n. 3, pp. 613-618.
- GUPTA, S. K., SOLOMON, S. I., 1977b, "Distributed Numerical Model for Estimating Runoff and Sediment Discharge of Ungaged Rivers. 3. Comparison With Other Simple Techniques", *Water Resources Research*, v. 13, n. 3, pp. 631-636.
- HAJKOWICZ, S., PERRAUD, J. M., DAWES, W., DEROSE, R., 2005, "The Strategic Landscape Investment Model: A Tool for Mapping Optimal Environment Expenditure", *Environmental Modelling and Software*, v. 20, n. 10, pp. 1251-1262.
- HARVEY, K. D., SOLOMON S. I., 1984, "Satellite Remotely-Sensed Land Use Data for Hydrologic Modelling", *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 10, n 1.
- HASSANIZADEH, S. M., CARRERA, J., 1992a, Special Issue of Advances in Water Resources on "Validation of geo-hydrological models, Part 1," v. 15, n. 1, pp. 1 – 87.
- HASSANIZADEH, S. M., CARRERA, J., 1992b, Special Issue of Advances in Water Resources on "Validation of geo-hydrological models, Part 2," v. 15, n. 3, pp. 153 – 217.
- HENDRICKSON, J. D., SOROOSHIAN, S., BRAZIL, L. E., 1988, "Comparison of Newton-Type and Direct Search Algorithms for Calibration of conceptual Rainfall-Runoff Models", *Water Resources Research*, v. 24, n. 5, pp. 691-700.
- HEWLET, J. D., 1982, *Principles of Forest Hydrology*, Athens: The University of geórgia Press.
- HILLEL, D., 1986, "Modelling in Soil Physics: A Critical Review", In: Future Developments in Soil Science Research, *Soil Science Society of America*, Madison, Wisconsin, pp. 35 – 42.
- HOLLINGER, E., CORNISH, P. S., BAGINSKA, B., *et al.*, 2001, "Farm-Scale Stormwater Losses of Sediment and Nutrients from a Market Garden Near Sydney, Australia". *Agricultural Water Management*, v. 47, n. 3, pp. 227-241.

- HONZÁK, M., LUCAS, R. M., AMARAL, I., CURRAN, P. J., FOODY, G. M., AMARAL, S., 1996, *Estimation of the leaf area index and total biomass of tropical regenerating forests: comparison of methodologies*, In: Gash, J. H. C.; Nobre, C. A., Roberts, J. M., Victoria, R. L. (ed.), *Amazonian Deforestation and Climate*, Wiley.
- HUBERT-MOY, L., COTONNEC, A., LE DU, L., *et al.*, 2001, "A Comparison of Parametric Classification Procedures of Remotely Sensed Data Applied on Different Landscape Units", *Remote Sensing of Environmental*, v.85, n.2, pp. 174-187.
- HUTCHINSON, M. F., 1989, "A New Procedure for Gridding Elevation and Stream Line Data with Automatic Removal of Spurious Pits", *Journal of Hydrology*, v. 106, pp. 211-232.
- HUTCHINSON, M. F., 1996, "A Locally Adaptive Approach to the Interpolation of Digital Elevation Models", In: *Proceedings of 3rd International Conference / Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, January 21-26, Disponível em: <http://www.ncgia.ucsb.edu/conf> , Acesso em: abril de 2000.
- HYLANDER, L. D., GRÖHN, J., TROPP, M., VIKSTRÖM, A., WOLPHER, H., CASTRO e SILVA, E., MEILI, M., OLIVEIRA, L. J., 2006, "Fish Mercury Increase in Lago Manso, a New Hydroelectric Reservoir in Tropical Brazil", *Journal of Environmental Management*, v. 81, pp. 155 – 166.
- IBGE, 2005, *Produção Agrícola Municipal - Cereais, Leguminosas e Oleaginosas - 2005 Problemas climáticos fazem safra de grãos cair 5,2% em 2005*, Comunicação Social 30 junho 2006, Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_impresao.php?id_noticia=635 >, Acesso em 13 de junho de 2007.
- IBGE, 2007, *Contagem da População 2007 e Estimativas da População 2007*, Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm> >, Acesso em 15 de janeiro de 2008.
- JACKSON, T. J., RAGAN, R. M., FITCH, W. N., 1977, "Test of Landsat-Based Urban Hydrologic Modelling", *Journal of Water Resources Planning Management Div.*, ASCE, 103 (WR1), pp. 141 – 158.

- JENSON, S. K., DOMINGUE, J. O., 1988, "Extracting Topographic Structure From Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis", *Photogrammetric Engineering Remote Sensing*, v. 54, n. 11, pp. 1593-1600.
- JOHNSTON, P. R., PILGRIM, D. H., 1976, "Parameter Optimization for Watershed Models", *Water Resources Research*, v. 12, n. 3, pp. 477-486.
- JØRGENSEN, S. E., YAMASHIKI, Y., TSUNO, H., HIDAKA, H., MAHLER, H., SANTIAGO, V., 2003, "PAMOLARE Training Package, Planning and Management of Lakes and Reservoirs: Models for Eutrophication Management", UNEP_DTIE_IETC and ILEC, 1091, Oroshimo-cho, Kasatsu, Shiga 525-0001, Japan.
- KABAT, P., DOLMAN, A. J., ELBERS, J. A., 1997, "Evaporation, Sensible Heat and Canopy Conductance of Fallow Savannah and Patterned Woodland in the Sahel", *Journal of Hydrology*, v. 188 – 189, pp. 494 – 515.
- KEINER, L. E., YAN, X., 1998, "A Neural Network Model for Estimating Sea Surface Chlorophyll and Sediments from Thematic Mapper Imagery", *Remote Sensing of Environment*, v. 66, pp. 153 – 165.
- KETCHUM, B. H., 1967, "Phytoplankton Nutrients in Stuaries". *In*: LAUFF, G. H. (ed.) *Estuaries*. Washington, American Association for the Advancement of Science, pp. 329 – 335.
- KLEMAS, V., BARTLETT, D., PHILPOT, W., 1974, "Coastal and Estuarine Studies With ERTS-1 and Skylab", *Remote Sensing of Environment*, v. 6, pp. 458 - 472.
- KLEMES, V., 1983, "Conceptualization and Scale in Hydrology", *Journal of Hydrology*, v. 65, pp. 1 – 23.
- KNISEL, W. G., 1980, "CREAMS, A Field Scale Model for Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems", *Conservation Report Number 26*, US Department of Agriculture, 442, East Seventh Street, Tucson, Arizona
- KOUWEN N., 1988, "WATFLOOD: A Micro-Computer Based Flood Forecasting System Based on Real-Time Weather Radar", *Canadian Water Resource Journal*, v. 13, n.1, pp. 62 – 77.
- KOUWEN, N., 1986, "SIMPLE: A Watershed Model for Flood Forecasting", Users manual, Water Resources Group, Department of Civil Engineering , University of Waterloo, Waterloo, Canada.

- KOUWEN, N., SOULIS, E. D., PIETRONIRO, A., DONALD, J., HARRINGTON, R. A., 1993, "Grouped Response Units for Distributed Hydrologic Modeling", *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 119, n. 3, pp. 289– 305.
- KRAISCH, R., REFOSCO, J. C., VIBRANS, A. C., 2007, "Estudo de Comportamento Espectral de Alvos e Análise Multitemporal da Região da Foz do Rio Itajaí – Santa Catarina", In: *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil, INPE, pp. 5329-5336.
- KRZYSZTOFOWICZ, R., 1992, "Bayesian Correlation Score: A Utilitarian Measure of Forecast Skill", *Monthly Weather Review*, v. 120, pp. 208-219.
- KUCZERA, G., 1983, "Improved Parameter Inference in Catchment Models. 1. Evaluating Parameter Uncertainty", *Water Resources Research*, v. 19, n. 5, pp. 1151 – 1162.
- LARENTIS, D. G., 2004, "Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas – RS", Dissertação de Mestrado, IPH/UFRGS, Porto Alegre – RS.
- LEAVESLEY, G. H., STANNARD, L. G., 1990, *Application of Remotely Sensed Data in a Distributed-Parameter Watershed Model*, Proc. Workshop on Applications of Remote Sensing in Hydrol., Feb., 47 – 68.
- LEÓN, L. F., SOULIS, E. D., KOWEN N., *et al.*, 2001, "Nonpoint Source Pollution: A Distributed Water Quality Modeling Approach", *Water Research*, v. 35 n. 4, pp. 997–1007.
- LEONARD, R. A., KNISEL, W. G., STILL, D. A., 1987, "GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems", *Transactions of the ASAE*, v. 30 n. 5, pp. 1403-1418.
- LETTENMAIER, D. P., WOOD, E. F., 1993, "Hydrologic Forecasting". In: MAIDMENT, D. R. (Ed.), *Handbook of Hydrology*, McGraw-Hill, New York.
- LIANG, X., LETTENMAIER, D. P., WOOD, E. F., BURGESS, S. J., 1994, "A Simple Hydrologically Based Model of Land Surface Water and Energy Fluxes for General Circulation Models", *Journal of Geophysical Research*, v. 99, n. 7, pp. 14415 – 14428.

- LIBOS, M., 2002, *Modelagem da Poluição não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento*, Dissertação de Mestrado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- LIBOS, M., ROTUNNO FILHO, O., ZEILHOFER, P., 2003, “Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento”, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 8, n. 4, pp. 115 – 135.
- LIMA, D. R. O., 2005, *Diagnóstico de Chuvas e Previsão Meteorológica para a Bacia Hidrográfica do Rio Manso*, Dissertação de Mestrado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro..
- LIMA, E. B. N. R., 2001, *Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá*, Tese de Doutorado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- LIMA, F. F., 2007, *Estado Trófico do Açude Acarape do Meio com Prognósticos Usando Modelagem Matemática*, Dissertação de M.Sc., UFC, Fortaleza, CE.
- LIMA, W. P., 1971, *Behavior of Two Small Watershed in West Virginia Undergoing Natural Reforestation*, M.Sc. Dissertation, Ohio State University.
- LINK, L. E., 1983, “Compatibility of Present Hydrologic Models With Remotely Sensed Data”, *In: Seventeenth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, Ann Arbor, Michigan.
- LOHMANN, D., RASCHKE, E, NIJSSEN, B., LETTENMAIER, D. P., 1998, “Regional Scale Hydrology: I. Formulation of the VIC-2L Model Coupled to a Routing Model”, *Hydrological Sciences Journal*, v. 43, n. 1; pp. 131 – 141.
- LOPES, J. E. G., BRAGA, B. P. F., CONEJO, J. G. L., 1981, “SMAP - A Simplified Hydrological Model”, *Proceedings of the International Symposium on Applied Modelling*, Mississippi, USA.
- LOS, S. O., 1998, *Linkages Between Global Vegetation and Climate: An Analysis Based on NOAA Advanced Very High Resolution Radiometer Data*, Ph.D Dissertation, National Aeronautics and Space Administration, Greenbelt, Maryland, USA.
- LOS, S. O., COLLATZ, G. J., SELLERS, P. J., *et al.*, 2000, “A Global 9-yr Biophysical Land Surface Dataset From NOAA AVHRR Data”, *Journal of Hydrometeorology*, v. 1, pp. 183 – 199.

- LUDWIG, K., BREMICKER, M., 2006, *The Water Balance Model LARSIM – Design, Content and Applications*. Institut Für Hydrologie, Universität Freiburg I. Br. Germany.
- LUEDLING, E., SIEBERT, S., BUERKERT, A., 2007, “Filling the Voids in the SRTM Elevation Model — A TIN-Based Delta Surface Approach”, *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, v. 62, pp. 283–294.
- MADSEN, H., 2000, “Automatic Calibration of a Conceptual Rainfall – Runoff Model Using Multiple Objectives”, *Journal of Hydrology*, v. 235, pp. 276 – 288.
- MADSEN, H., WILSON, G., AMMENTORP, H. C., 2002, “Comparison of Different Automated Strategies for Calibration of Rainfall-Runoff Models”, *Journal of Hydrology*, v. 261, pp. 48-59.
- MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V., 1975, *Unsteady Flow in Open Channels*, Water Resource Publications, Fort Collins.
- MALMAEUS, J. M., HÅKANSON, L., 2004, “Development of a Lake Eutrophication Model”, *Ecological Modelling*, v. 171, pp. 35 – 63.
- MARTINEC, J., RANGO, A., 1989, “Merits of Statistical Criteria for the Performance of Hydrological Models”, *Water Resources Bulletin*, v. 25, pp. 421-432.
- MESSAOUD, M., POINTIN, Y. B., 1990, “Small Time and Space Measurement of the Mean Rainfall Rate Made by a Gauge Network and by a Dual-Polarization Radar”, *Journal Applied Meteorology*, n. 29, pp. 830 – 841.
- MIGUEZ, M. G., 2001, *Modelo Matemático de Células de Escoamento para Bacias Urbanas*, Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- MIRANDA, A. C., MIRANDA, H. S., LLOYD, J., GRACE, J., MCYNTIRE, J. A., MEIR, P., RIGGAN, P., LOCKWOOD, R., BRASS, J., 1996, “Carbon Dioxide Fluxes Over a Cerrado Sensus Stricto in Central Brazil”, *In: Gash, J. H. C., Nobre, C. A., Roberts, J. M., Victoria, R. L., Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley.
- MIRANDA, L., AMORIN L., 2000, *Mato Grosso: Atlas Geográfico*, Entrelinhas, Cuiabá, MT.
- MORAND, P., BRIAND, X., 1996, “Excessive Growth of Macroalgae: a Symptom of Environmental Disturbance”, *Botany. Marine*, v. 39, pp. 491 – 516.

- MOREIRA, F. M., ARAUJO, L. M. N., BARROS, P. S. T, *et al.*, 198?, *Análise de Consistência de Dados Fluviométricos*, Ciência e Tecnologia.
- MORGAN, R. P. C., QUINTON, J. N., SMITH, R. E., GROVERS, G., POESEN, J. W. A., AUERSWALD, K., CHISCI, G., TORRI, D., STYCZEN, M. E., FOLLEY, A. J. V., 1998, The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide. Silsoe College, Cranfield University, Silsoe, UK.
- MOUSSA, R., CHAHINIAN, N., BOCQUILLON, C., 2007, "Distributed Hydrological Modelling of a Mediterranean Mountainous Catchment – Model Construction and Multi-Site Validation", *Journal of Hydrology*, v.337, pp. 35-51.
- MUÑOZ, A. F., SALAS, H., VENTURA, M., VICTORINO, S., RISSO, I. D., FARFAN, J., 2008, Sistema Aquífero Guarani, Disponível em: http://www.sg-guarani.org/microsite/pages/pt/info_aguas.php, Acesso em: 31 de janeiro de 2008.
- MUSIS, C. R., 1997, *Caracterização Climatológica da Bacia do Alto Paraguai*, Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia, UFMT, Cuiabá, MT.
- NASH, I. E., SUTCLIFFE, J. V., 1970, "River Flow Forecasting Through Conceptual Models. Part I: A Discussion of Principles", *Journal of Hydrology*, v. 10, pp. 282–290.
- NASSER, V. L., 2001, Sensoriamento Remoto e Geoestatística Aplicados ao Estudo de Qualidade de Água da Baía de Guanabara, Dissertação de M.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- NEARING, M. A., FOSTER, G. R., LANE, L. J., FINKNER, S. C., 1989a, "A Process Based Soil Erosion Model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology", *Trans. ASAE*, v. 32, n. 5, pp1587–1593.
- NEARING, M. A., PAGE, D. I., SIMANTON, J. R., LANE, L. J., 1989b, "Determining Erodibility Parameters From Rangeland Field Data for a Process-Based Erosion Model", *Trans. ASAE*, v. 32, n. 3, pp. 919–924.
- NEVES, I. F., 2002, *Diversidade da Comunidade Zooplanctônica em Trechos do Rio Cuiabá Impactados por Atividades Antropogênicas*, Tese de D.Sc., Biologia, UFSCAR, São Carlos, SP.
- NICÁCIO, R. M., 2008, M, *Evapotranspiração Real e Umidade do Solo Usando Dados de Sensores Orbitais e a Metodologia SEBAL na Bacia do Rio São*

Francisco, Tese de Doutorado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.

NJOKU, E. G., JACKSON, T. J., LAKSHMI, V., CHAN, T. K., NGHIEM, S. V., 2003, "Soil Moisture Retrieval From AMSR-E", *Geoscience and Remote Sensing*, IEEE Transactions, v. 41, n. 2, pp. 215 – 229.

NOVOTNY, V., OLEM, H., 1994, *Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution*, New York, John Wiley and Sons, Inc.

O'DONNELL, G., NIJSSEN, B., LETTENMAIER, D. P., 1999, "A Simple Algorithm for Generating Streamflow Networks for Grid-Based, Macroscale Hydrological Models", *Hydrological Processes*, v.13, pp.1269-1275.

O'DONNELL, T., CANEDO, P., 1980, "The Reability of Conceptual Calibration", *Hydrological Forecasting, Proceedings of the Oxford Symposium*, IAHS Publication, 129.

OLIVEIRA, F., MAIDMENT, D. R., 1999, "GIS Tools for HMS Modeling Support". In: *19th Annual ESRI International User Conference*. July 26-30. San Diego, California.

OLIVEIRA, F., MAIDMENT, D. R., CHARBENEAU, R. J., 1996, Spatially Distributed Modeling of Storm Runoff and Non-Point Source Pollution Using Geographic Information Systems, The University of Texas at Austin.

OLIVEIRA, L. C. K., 2003, *Papel do Monitoramento e da Previsão de Vazões no Gerenciamento de Bacias Hidrográficas*, Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

OLIVERA, F., LEAR, M. S., FAMIGLIETTI, J. S., ASANTE, K., 2002, Extracting Low-Resolution River Networks from High-Resolution Digital Elevation Models, *Water Resour. Res.*, 38(11), 1231, doi:10.1029/2001WR000726.

OLIVERA, F., RAINA, R., 2003, "Development of Large Scale Gridded River Networks from Vector Stream Data", *Journal of the American Water Resources Association*, v. 2108, pp. 1235-1248.

ONGLEY, E. D., 1997, Control of Water Pollution from Agriculture - FAO Irrigation and Drainage Paper 55, GEMS/Water Collaborating Centre, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canada, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- ONS, 2004, Previsões Hidrometeorológicas e de Carga – Texto Provocativo para as discussões do tema 2º, 1o Seminário de Prospecção Tecnológica do ONS – 1º SPTO, 08 de dezembro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PAIVA, C. M., 2005, Estimativa do Balanço de Energia e da Temperatura da Superfície Via Satélite NOAA-AVHRR. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PARINET, B., LHOITE, A., LEGUBE, B., 2004, “Principal Component Analysis: an Appropriate Tool for Water Quality Evaluation and Management — Application to a Tropical Lake System”, *Ecological Modelling*, v. 178, pp. 295 – 311.
- PARKER, D., 2000, “Controlling Agricultural Nonpoint Water Pollution: Costs of Implementing the Maryland Water Quality Improvement Act of 1998”, *Agricultural Economics*, v.24, n.1, pp.23-31.
- PAZ, A. R., COLLISCHONN, W., 2003, “Extração Automática de Comprimentos de Trechos de Rio a Partir do Modelo Numérico do Terreno para Modelagem Hidrológica Distribuída”, In: *X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Foz do Iguaçu, PR.
- PAZ, A. R., COLLISCHONN, W., 2007, “River Reach Length and Slope Estimates for Large-Scale Hydrological Models Based on a Relatively High-Resolution Digital Elevation Model”, *Journal of Hydrology*, v. 343, pp. 127– 139.
- PAZ, A. R., COLLISCHONN, W., LOPES DA SILVEIRA, A. L., 2006, “Improvements in Large-Scale Drainage Networks Derived From Digital Elevation Models”, *Water Resources Research*, v. 42, W08502, doi:10.1029/2005WR004544.
- PAZ, A. R., COLLISCHONN, W., RISSO, A., MENDES, C. A. B., 2008, “Errors in River Lengths Derived from Raster Digital Elevation Models”, *Computers and Geosciences*, doi:10.1016/j.cageo.2007.10.009.
- PAZ, A. R., COLLISCHONN, W., TUCCI, C., 2005, “Geração de Direções de Fluxo para Modelagem Hidrológica de Grande Escala”, In: *XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, ABRH, João Pessoa – PB.
- PCBAP - Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai, 1997, v. 2.
- PEREIRA FILHO, A. J., CRAWFORD, K. C., 1999, “Mesoscale Precipitation Fields. Part I: Statistical Analysis and Hydrologic Response”, *Journal Applied Meteorology*, n. 38, pp. 82 – 101.

- PEREIRA, A. R., VILLA NOVA, N. A., SEDIYAMA, G. C., 1997, *Evapo(transpi)ração*, FEALQ, Piracicaba.
- PETERSON, D. L., SPANNER, M. A., RUNNING, S. W., TEUBER, K. B., 1987, "Relationship of Thematic Mapper Simulator Data to Leaf Area Index of Temperate Coniferous Forest", *Remote Sensing of Environmental*, v. 22, pp. 323 – 341.
- PIETRONIRO, A., 1993, *The Feasibility of Using Remotely Sensed Soil Moisture Estimates as Input Into a Distributed Hydrologic Model*, Ph. D. Thesis, Dept. of Civil Engineering, University of Waterloo, Waterloo, Ontário, Canadá.
- PIETRONIRO, A., FORTIN, V., KOUWEN, N., NEAL, C., TURCOTTE, R., DAVISON, B., VERSEGHY, D., SOULIS, E. D., CALDWELL, R., EVORA, N., PELLERIN, P., 2007, "Development of the MESH Modelling System for Hydrological Ensemble Forecasting of the Laurentian Great Lakes at the Regional Scale", *Hydrology and Earth System. Sciences*, v. 11, pp. 1279 – 1294.
- PINHEIRO, A., REFOSCO, J. C., PINHEIRO, I. G., 2001, "Emprego de Imagens Orbitais na Determinação da Capacidade de Interceptação da Bacia do Rio Itajaí – SC", *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, ABRH, Aracaju - SE.
- PONCE, V. M., 1989, *Engineering Hydrology: Principles and Practices*, Upper Saddle River, Prentice Hall.
- PRICE, J. C., BAUSCH, J. C., 1995, "Leaf Area Index Estimation from Visible and Near-Infrared Reflectance Data", *Remote Sensing of Environmental*, v. 52, pp. 55 – 65.
- RABUS, B., EINEDER, M., ROTH, A., BAMLER, R., 2003, "The Shuttle Radar Topography Mission – A new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar ISPRS", *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, n. 57, pp. 241-262.
- RAFFEALLI, D. G., RAVEN, J. A., POOLE, L. J., 1998, "Ecological Impact of Green Macroalgal Blooms", *Oceanography and Marine Biology*, v. 36, pp. 97 – 125.
- RAGAN, R. M., JACKSON, T. J., 1980, "Runoff Synthesis Using Landsat and SCS model", *Journal of Hydraulic Div.*, ASCE, 106 (HY5) pp. 667 – 678.
- RANGO, A., MARIINEC, J., FOSTER, J., *et al.*, 1983, "Resolution in Operacional Remote Sensing of Snow Cover", *Hydrological Applications of Remote Sensing*

- and Remote Data Transmission*, GOODISON, B. E. (ed.), pp. 371-382, International Association of Hydrological Sciences, Wallingford, UK.
- RANZINI, M., 1990, *Balanço Hídrico, Ciclagem de Nutrientes e Perdas de Solo em Duas Microbacias Reflorestadas com Eucalyptus Saligna Smith, No Vale do Paraíba, SP. Piracicaba*, Dissertação de M.Sc., Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- REED, S. M., 2003, “Deriving Flow Directions for Coarse-Resolution (1-4 km) Gridded Hydrologic Modeling”, *Water Resources Research*, v. 39, n. 9, pp. 1238, doi:10.1029/2003WR001989.
- REFSGAARD, J. C., 1996, “Terminology, Modelling Protocol and Classification of Hydrological Models Codes”, In: ABBOT, M. B., REFSGAARD, J. C., (Eds), *Distributed Hydrological Modelling*, Kluwer Academic, pp. 17 – 39.
- REFSGAARD, J. C., 1997, “Parameterisation, Calibration and Validation of Distributed Hydrological Models”, *Journal of Hydrology*, v. 198, pp. 69 – 97.
- REFSGAARD, J. C., STORM, B., 1995, “Construction, Calibration and Validation of Hydrological Models”, In: *Global Environmental Change and Land Surface Processes in Hydrology: the Trial and Tribulations of Modeling and Measuring*, NATO ASI ser. I, v. 46, pp. 17-39, Springer-Verlag, New York.
- RESTREPO-POSADA, P. J., BRAS, R. L., 1982, *Automatic Parameter Estimation of a Large Conceptual Rainfall-Runoff Model: A Maximum Likelihood Approach*, Rep. 267 - Dep. of Civil Engineer, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts, USA.
- RIBEIRO NETO, A., 2006, *Simulação Hidrológica na Amazônia: Rio Madeira*, Tese D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- RIBEIRO, C. B. M., 2001, *Sensoriamento Remoto Aplicado à Detecção de Mudanças na Cobertura do Solo de uma Bacia Hidrográfica*, Dissertação M.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- RICHARDS, J. A, 1986, *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*, Berlin: Springer-Verlag.
- RIGHETTO, A. M., 1998, *Hidrologia e Recursos Hídricos*, EESC/USP, Projeto REENGE, São Carlos..

- RIMA, 1997, *Relatório de Impactos Ambientais da Usina Termoelétrica a Gás Natural em Ciclo Combinado*, Cuiabá - MT, pp. 113.
- ROBERTS, J. M., CABRAL, O. M. R., COSTA, J. P., MCWILLIAM, A. L. C., SÁ, T. D. A., 1996, An Overview of the Leaf Area Index and Physiological Measurements During ABRACOS, In: Gash, J. H. C., Nobre, C. A., Roberts, J. M., Victoria, R. L., *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley.
- ROCHA, C. H. B., 2000, *Geoprocessamento: Tecnologia Transdisciplinar*, Juiz de Fora - MG, Ed. do Autor.
- ROGAN, J., FRANKLIN, J., ROBERTS, D. A., 2002, "A Comparison of Methods for Monitoring Multitemporal Vegetation Changes Using Thematic Mapper Imagery", *Remote Sensing and Environmental*, v. 80, pp. 143 – 156.
- ROLICH, G. A., COOK, C. W., 1966, *Eutrophication*, Austin, USA, University of Texas.
- ROSE, C. W., DICKINSON, W. T., GHADIRI, H., et al., 1988, "Agricultural Nonpoint Source Runoff and Sediment Yield Water Quality Models", *Proceeding of International Symposium on Water Quality Modeling of Agricultural Nonpoint Sources*, USDA, Utah University, pp. 145-169.
- ROTUNNO FILHO, O. C., 1989, *Comparação de Dois Métodos de Otimização em Modelos Hidrológicos do Tipo Chuva-Vazão*, Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- ROTUNNO FILHO, O. C., 1995, "Soil Moisture Mapping Using Remote Sensing and Geostatistics Applied to Rainfall-Runoff Models", Ph. D. Thesis, Dept. of Civil Engineering, University of Waterloo, Waterloo, Ontário, Canadá.
- SANTOS, P. R. A., GABOARDI, C., OLIVEIRA, L. C., 2006, "Avaliação da Precisão Vertical dos Modelos SRTM para a Amazônia", *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 58, n.01 (ISSN 1808-0936).
- SANTOS, R. C., 2002, *Classificação Textural Aplicada à Cobertura do Solo de uma Bacia Hidrográfica Usando Sensoriamento Remoto*, Dissertação M.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- SARMA, P. B. S., DELLEUR, J. W., RAO, A. R., 1973, "Comparison of Rainfall-Runoff Models for Urban Areas", *Journal of Hydrology*, v. 18, pp. 329-347.

- SAUNDERS, W., MAIDMENT, D., 1996, *A GIS Assessment of Nonpoint Source Pollution in the San Antonio-Nueces Coastal Basin*, Center for Research in Water Resources, Online Report 96-1, University of Texas at Austin. Austin, Texas.
- SCARDUA, F. P., 1994, *Caracterização Hidrológica de uma Microbacia Hidrográfica Experimental da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga*, Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SCHMUGGE, T. J., JACKSON, T. J., MCKIM, H. L., 1981, “Survey of Methods for Soil Moisture Determination”, *Water Resources Research*, v. 16, n. 6, pp. 961 - 979.
- SCHROEDER, W., 2001, Identificação de Padrões Climatológicos que Contribuem para Ocorrência de Incêndio em Áreas de Cerrado Usando dados AVHRR/NOAA-14, Dissertação M.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- SCHUOL, J., ABBASPOUR, K. C., SRINIVASAN, R., YANG, H., 2008, “Estimation of Freshwater Availability in the West African Sub-Continent Using the SWAT Hydrologic Model”, *Journal of Hydrology*, v. 352, pp. 30– 49.
- SCS, 1975, *National Engineering Handbook*, Sect. 4, U.S. Dept. Agriculture, Washington D.C., USA.
- SEILER, R. A., KOGAN, F., 2002, Monitoring ENSO Cycles and Their Impacts on Crops in Argentina from NOAA-AVHRR Satellite Data, *Advanced Space Research*, v.30, n. 11, p. 2489 - 2493.
- SELLERS, P. J., 1985, “Canopy Reflectance, Photosynthesis and Transpiration”, *International Journal of Remote Sensing*, v. 6, pp. 1335 – 1372.
- SELLERS, P. J., LOS, S. O., TUCKER, C. J., JUSTICE, C. O., *et al.*, 1996b, “A Revised Land Surface Parameterization (SiB2) for Atmospheric GCMs. Part II: The Generation of Global Fields of Terrestrial Biophysical Parameters from Satellite Data”, *Journal Climate*, v. 9, pp. 706 – 737.
- SELLERS, P. J., NEESON, B. W., HALL, F. G., *et al.*, 1995, “Remote Sensing of the Land Surface for Studies of Global Change: Model-Algorithm-Experiments”, *Remote Sensing of Environment*, v. 51, pp. 3 – 26.
- SEPLAN, 2006, Anuário Estatístico do Estado de Mato Grosso: Capítulo 13 – Energia, Disponível em: < http://www.zsee.seplan.mt.gov.br/anuario2006/Capitulo_13.pdf> Acesso em: 30 novembro 2007.

- SHARPLEY, A. N., SMITH, S. J., WILLIAMS, J. R., 1988, "Nonpoint Source Pollution Impacts of Agricultural Land Use", *Lake Reservoir Manage*, v. 4, n. 1, pp. 41-49.
- SHAW, D., MARTZ, L. W., PIETRONIRO, A., 2005a, "A Methodology for Preserving Channel Flow Networks and Connectivity Patterns in Large-Scale Distributed Hydrological Methods", *Hydrological Processes*, v. 19, pp. 149-168.
- SHAW, D., MARTZ, L. W., PIETRONIRO, A., 2005b, "Flow Routing in Large-Scale Models Using Vector Addition", *Journal of Hydrology*, v. 307, pp. 38-47, doi:10.1016/j.jhydrol.2004.09.019.
- SHEN, J., PARKER, A., RIVERSON, J., 2005, "A New Approach for a Windows-Based Watershed Modeling System Based on a Database-Supporting Architecture", *Environmental Modelling and Software*, v. 20, pp. 1127-1138.
- SHERMAN, L. W., 1932, "Streamflow from Rainfall by the Unit-Graph Method", *Engineering News-Record*, 108.
- SHUTTLEWORTH, W. J., 1993, "Evaporation", In: Maidment, D. R., *Handbook of Hydrology*, McGraw-Hill New York.
- SIBAC – Sistema de Monitoramento Integrado da Bacia do Rio Cuiabá, 2000, *Relatório de Modelagem Integrada da Bacia do Rio Cuiabá*, PROPEP.
- SILVA, D. L. M., BRAGA, R. S., 2000, "Sistema de monitoramento hidrológico durante a fase de enchimento do reservatório do APM Manso", In: *Anais I Simpósio de Recursos Hídricos do Centro Oeste*, Brasília, DF.
- SILVA, K. R., PAIVA, Y. G., CECÍLIO, R. A., PEZZOPANE, J. E. M., 2007, Avaliação de Interpoladores para a Espacialização de Variáveis Climáticas na Bacia do Rio Itapemirim – ES., *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis - SC, 21 – 26 abril, INPE, pp. 3141-3146.
- SILVA, L. P., 1990, *Calibração Automática de Modelos Tipo Chuva-Vazão Utilizando Técnicas de Suavização – uma Aplicação ao Modelo SMAP-II*, Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- SILVA, V. C. R., NOVO, M., PECLY, G. O. J., 1999, "Potencialidades do Uso de Satélites Para o Monitoramento da Concentração de Sedimentos no Rio Amazonas", Manaus 99 – Hydrological and Geochemical Processes in Large Scale River Basins.

- SINGH, R. P., ROY, S., KOGAN, F., 2003, "Vegetation and Temperature Condition Indices From NOAA-AVHRR Data for Drought Monitoring over India", *International Journal of Remote Sensing*, v. 24, n. 22, pp. 4393 – 4402.
- SIVAPALAN, M., BLÖSCHL, G., ZHANG, L., VERTESSY, R., 2003, "Downward Approach to Hydrological Prediction", *Hydrological Processes*, v. 17, pp. 2101 – 2111.
- SOROOSHIAN, S., DUAN, Q., GUPTA, V. K., 1983, "Calibration of Rainfall-Runoff Models: Application of global Optimization to the Sacramento Soil Moisture Accounting", *Water Resources Research*, v. 29, pp. 1185-1194.
- STATSOFT INC., 2004, STATISTICA (Data Analysis Software System), version 7, www.statsoft.com.
- SWAIN, P., DAVIS, S. M., 1978, *Remote Sensing: The Quantitative Approach*, McGraw-Hill, New York.
- TAO, T., KOUWEN, N., 1989, "Remote Sensing and Fully Distributed Modelling for Flood Forecasting", *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, v. 115, pp. 809 – 823.
- TASUMI, M., 2003, *Progress in Operational Estimation of Regional Evapotranspiration Using Satellite Imagery*, Ph.D. Thesis, Major in Biological and Agricultural Engineering, University of Idaho, Moscow, Idaho - USA.
- TEIXEIRA, I., 1994, *Modelagem da Qualidade das Águas do Rio Cuiabá*, FEMA/PNMA, Cuiabá, MT.
- TEIXEIRA, T. P. B., 1997, *Avaliação dos Desempenhos Operacionais e Econômicos dos Sistemas de Abastecimento de Água ou Esgotamento Sanitário, Através da Determinação de Indicadores Básicos Regionais, Ajustados aos Novos Conceitos de Modernização do Setor de Saneamento*, Monografia de Especialização em Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental, DESA/UFMT, Cuiabá, MT.
- TELLES, D. D., 1999, "Água na Agricultura e Pecuária", In: Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J. G. (org.), *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*, Capítulo 09, São Paulo, Escrituras.

- TEMIMI, M., LECONTE, R., BRISSETTE, F., *et al.*, 2007, "Flood and Soil Wetness Monitoring Over the Mackenzie River Basin Using AMSR-E 37 GHz Brightness Temperature", *Journal of Hydrology*, v. 333, pp. 317 – 328.
- THIEMANN, S., KAUFMANN, H., 2002, "Lake Water Quality Monitoring Using Hyperspectral Airborne Data – a Semiempirical Multisensor and Multitemporal Approach for the Mecklenburg Lake District, Germany", *Remote Sensing of Environmental*, v. 81, pp. 228-237.
- THIESSEN, A. H., 1911, "Precipitation Average for Large Areas", *Monthly Weather Rev.*, v. 39, pp. 1082-1084.
- THOMAZ, F. R., 1992, *Análise e Superação de Algumas Dificuldades na Calibração Automática do Modelo SMAP II – Versão Suavizada*, Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- TODINI, E., 1996, "The ARNO Rainfall – Runoff Model", *Journal of Hydrology*, v. 175 pp. 293- 338.
- TOUTIN, T., GRAY, L., 2000, *State-of-the-Art of Elevation Extraction From Satellite SAR Data*, Canada Centre for Remote Sensing (CCRS).
- TREZZA, R., 2002, *Evapotranspiration Using a Satellite-Based Surface Energy Balance with Standardized Ground Control*, Ph.D. dissertation, Utah State University, Logan, Utah.
- TRIOLA, M. F., 2005, *Introdução à Estatística*. 9 ed. Rio de Janeiro, Editora LTC (Livros Técnicos e Científicos S.A.).
- TROUTMAN, B. M., 1982, "An Analysis of Input Errors in Precipitation-Runoff Models Using Regression With Errors in the Independent Variables", *Water Resources Research*, v.18, pp. 947-964.
- TROUTMAN, B. M., 1985, "Errors and Parameter Estimation in Precipitation-Runoff Modelling, 1, Theory", *Water Resources Research*, v. 21, pp. 1195 – 1213..
- TSUNECHIRO, A., 2004, "Os 50 Municípios Brasileiros Maiores Produtores de Milho e Soja", *Análise Conjuntural*, Instituto de Economia Agrícola, Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/verTexto.php?codTexto=1356>>, Acesso em 25 de dezembro de 2005.

- TUCCI, C. E. M., 1993, "Regionalização de Vazões", In: Tucci, C. E. M. (org), *Hidrologia: Ciência e Aplicação*, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ABRH, EdUSP, Porto Alegre, RS.
- TUCCI, C. E. M., 1998, *Modelos Hidrológicos*, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- TUCCI, C. E. M., 2002, *Regionalização de Vazões*, Ed. Universidade, UFRGS, Porto Alegre, RS.
- TUCCI, C. E. M., CLARKE, R. T., 1997, "Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: Revisão", *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, pp. 135-152.
- TUCKER, C. J, SELLERS, P. J., 1986, "Satellite Remote Sensing of Primary Production", *International Journal of Remote Sensing*, v. 7, pp. 1395 – 1416.
- TUOMOLA, L., NIKLASSON, T., CASTRO e SILVA, E., HYLANDER, L. D., 2008, "Fish Mercury Development in Relation to Abiotic Characteristics and Carbon Sources in a Six-Year-Old, Brazilian Reservoir", *Science of Total Environment*, v. 390, pp. 177 – 187.
- VALERIANO, M. M., 2004, *Modelo Digital de Elevação com Dados SRTM Disponíveis Para a América do Sul*, INPE, São José dos Campos, INPE-10550-RPQ/756.
- VALERIANO, M. M., ABDON, M. M., 2006, "Aplicação de Dados SRTM a Estudos do Pantanal", In: *Anais 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Campo Grande, Brasil*, 11-15 novembro 2006, INPE/Embrapa Informática Agropecuária, p.395-404.
- VALIELA, I., MCCLELLAND, J., HAUXWELL, J., BEHR, P. J., HERSH, D., FOREMAN, K., 1997, "Macroalgal Bloom in Shallow Estuaries: Controls and Ecophysiological and Ecosystem Consequences" *Limnology Oceanography*, v. 42, pp. 1105 – 1118.
- VAREJÃO-SILVA, M. A., 2005, "Meteorologia e Climatologia", Versão Digital, Disponível em: http://www.ceunes.ufes.br/downloads/2/josepezzopane-Meteorologia_Climatologia.pdf, acesso em: 20 de agosto 2007.
- VARELLA, P., 2005, *Modelo de Simulação Hidrológica na Bacia do Alto Paraguai*, In: Projeto Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai - ANA/GEF/PNUMA/OEA -

Subprojeto 5.4 – Modelo Integrado de Gerenciamento Hidrológico da Bacia do Alto Paraguai, Relatório Final, Contrato CPR/OEA nº 6399.

- VIANELLO, R. L., ALVES, A. R., 2000. *Meteorologia Básica e Aplicações*, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG. 449p.
- VITAL, A. R., COSTA, E. S., CURVO, M., *et al.*, 1996, *Projeto de Recuperação e Conservação da Bacia do Rio Cuiabá*, FEMA-MT, Cuiabá, MT.
- VOLLENWEIDER, R. A., 1975, "Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology", *Schweiz. Z. Hydrol.*, v. 37, pp. 53 – 84.
- VON SPERLING, M., 1996, *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*, 2. Ed., Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais.
- WANG, M., HJELMFELT, A. T., GARBRECHT, J., 2000, "DEM Aggregation for Watershed Modeling", *Journal of the American Water Resources Association*, v. 36, n.3, pp. 579-584.
- WEGLARCZYK, S., 1998, "The Interdependence and Applicability of Some Statistical Quality Measures for Hydrological Models", *Journal of Hydrology*, v. 206, pp. 98-103.
- WERNECK LIMA, J. E. F., FERREIRA, R. S. A., CHRISTOFIDIS, D., 1999, "O Uso da Irrigação no Brasil", In: Freitas, M. A. V. (ed.), *O Estado das Águas no Brasil*. Capítulo 3, Brasília, DF.: ANEEL, SIH; MMA, SHR; MME.
- WIESNES, P., 1984, *Introduction à L'hydrologie Urbaine: Conférences pour le Cours International d'Hydrologie Operationnelle et Appliquée*, Lausanne, EPFL
- WIGMOSTA, M. S., VAIL, L. W., LETTENMAIER, D. P., 1994, "A Distributed Hydrology-Vegetation Model for Complex Terrain", *Water Resources Research*, v. 30, n. 6, pp. 1665 – 1679.
- WILLIAMS, J. R., 1980, "SPNM, A Model for Predicting Sediment, Phosphorus, and Nitrogen Yields from Agricultural Basins", *Water Resource Bulletin*, v. 16, pp. 843-848.
- WILLIAMS, J. R., DYKE, P. T., JONES, C. A., 1982, "EPIC e a Model for Assessing the Effects of Erosion and Soil Productivity", In: *Proceedings of the Third International*

Conference on State-of-the Art in Ecological Modeling, International Society for Ecological Modeling.

WILLIAMS, J. R., NICKS, A. D., ARNOLD, J. G., 1985, "SWRRB, a Simulator for Water Resources in Rural Basins", *ASCE Hydraulics Journal*, v. 111, n. 6, pp. 970-986

WOOD, E. F., LETTENMAIER, D. P., ZARTARIAN, V. G., 1992, "A Land Surface Hydrology Parameterization with Subgrid Variability for General Circulation Models", *Journal of Geophysical Research*, v. 97, n. 3, pp. 2717 – 2728.

WOOD, E. F., SIVAPALAN, M., BEVAN, K., BAND, L., 1988, "Effects of Spatial Variability and Scale with Implications to Hydrologic Modeling", *Journal of Hydrology*, v. 102, pp. 29 – 47.

XAVIER, A. E., 1982, *Penalização Hiperbólica: Um Novo Método para Resolução de Problemas de Otimização*, Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

XAVIER, A. E., ROTUNNO FILHO, O. C., CANEDO, P. M., 2004, "A New Deterministic Approach in Calibration of Rainfall-Runoff Models: The Hyperbolic Smoothing Method", *Publicação Interna*, COPPE/UFRJ.

XAVIER, L. N. R., 2002, *Análise da Incerteza Causada pela Representação da Precipitação no Modelo TOPMODEL*, Dissertação de MSc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.

XAVIER, T. M. B. S., XAVIER, A. F. S., SILVA DIAS, P. L., 2001, "Modelos Estocásticos de Previsão Climática Regional da Chuva no Ceará - NE do Brasil: 1964-2001", *In: XII Congresso Brasileiro de Agrometeorologia*, Fortaleza: SBMET.

YAPO, P. O., GUPTA, H. V., SOROOSHIAN, S., 1998, "Multi-Objective Global Optimization for Hydrologic Models", *Journal of Hydrology*, v. 204, pp. 83-97.

YEVJEVICH, V., 1974, "Determinism and Stochasticity in Hydrology", *Journal of Hydrology*, v. 22, pp. 225 – 238.

YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D., ANDERSON, W. P., 1989, "Agricultural Non-Point Source Pollution Model for Evaluating Agricultural Watersheds", *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 44, n. 2, pp. 168-173.

- YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D., ANDERSON, W. P., 1994, *Agricultural Non-Point Source Pollution Model*, AGNPS User's Guide. USDA-ARS. Version 4.03.
- YU, P. S., YANG, T. C., 2000, "Fuzzy Multi-Objective Function for Rainfall-Runoff Model Calibration", *Journal of Hydrology*, v. 238, pp. 1-14.
- ZAKIA, M. J. B., 1987, *O Balanço Hídrico Levando-se em Conta o Sistema Solo-Planta-Atmosfera de Quatro Tipos de Cobertura Vegetais na região de Grão Mogol, MG*, Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- ZEILHOFER, P., 2001, "Aplicabilidade de Mapas Topográficos 1:100.000 para a Modelação de Relevo e Obtenção de Parâmetros Fisiográficos na Bacia do Rio Cuiabá", *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 6, n. 3.
- ZEILHOFER, P., LIMA, E. B. N. R., LIMA, G. A. R., 2006, "Spatial Patterns of Water Quality in the Cuiabá River Basin, Central Brazil", *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 123, pp. 41–62.
- ZHANG, J., JØRGENSEN, S. E., 2005, "Modelling of Point and Non-Point Nutrient Loadings from a Watershed", *Environmental Modelling & Software*, v. 20, pp. 561-574.
- ZHAO, R. J., ZUANG, Y. L., FANG, L. R., LIU, X. R., ZHANG, Q. S., 1980, "The Xinanjiang Model Hydrological Forecasting", *IAHS Publication*, n. 129. pp.351-356.
- ZHU, Y. M., 1995, "Fertilisers and Eutrophication of River and Lakes", *Fertiliser Application and Environmental Chinese Science and Techonology Press*, Beijing.
- ZYL, J. J., 2001, "The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): A Breakthrough in Remote Sensing of Topography", *Acta Astronautica*, v. 48, n. 5-12, pp. 559-565.

ANEXOS

Anexo A – Valores dos parâmetros fixos utilizado no modelo MGB-IPH

albedo												
uso	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
floresta	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
cerrado-Aq	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,14	0,13	0,13
cerrado-CR	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,14	0,13	0,13
cerrado-L	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,14	0,13	0,13
past-CaR	0,12	0,12	0,13	0,15	0,15	0,15	0,20	0,20	0,20	0,17	0,15	0,12
pasto-AqL	0,12	0,12	0,13	0,15	0,15	0,15	0,20	0,20	0,20	0,17	0,15	0,12
agricult	0,20	0,20	0,14	0,15	0,16	0,16	0,17	0,17	0,16	0,15	0,14	0,13
água	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
IAF - índice de área foliar												
uso	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
floresta	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
cerrado-Aq	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,15	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18
cerrado-CR	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,15	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18
cerrado-L	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,15	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18
past-CaR	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,15	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18
pasto-AqL	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,15	0,13	0,13	0,13	0,14	0,18	0,18
agricult	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	1,20	1,00	1,00	1,00	1,50	1,80	3,00
água	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Z - altura das árvores												
uso	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
floresta	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00
cerrado-Aq	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
cerrado-CR	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
cerrado-L	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
past-CaR	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
pasto-AqL	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
agricult	0,60	6,00	0,10	0,10	0,20	0,30	0,30	0,30	0,10	0,10	0,10	0,30
água	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
rs - resistência superficial												
uso	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
floresta	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00
cerrado-Aq	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00
cerrado-CR	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00
cerrado-L	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00	99,00
past-CaR	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00
pasto-AqL	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00
agricult	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00
água	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

ANEXO B – ESTUDOS HIDROLÓGICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ

RESUMO

A bacia do rio Cuiabá está localizada no centro-oeste brasileiro e possui uma vasta rede hídrica. Observa-se que, apesar de inúmeros estudos realizados na bacia, pouco se divulga acerca dos estudos básicos hidrológicos. No entanto, estudos dessa natureza são primordiais na viabilização de gestão eficaz de recursos hídricos, que, por sua vez, reflete-se no desenvolvimento socioeconômico regional. Dessa maneira, o objetivo principal deste estudo é o de explicitar a importância da realização de estudos hidrológicos básicos na escala da bacia hidrográfica. Os resultados obtidos apontaram qual a suscetibilidade da bacia do rio Cuiabá às enchentes, bem como ressaltaram informações a cerca da velocidade do escoamento superficial da bacia. Além disso, foi possível constatar os aspectos de homogeneidade da bacia do rio Cuiabá. Note-se que informações dessa natureza são capazes de fornecer suporte em atividades como operação de reservatórios, que se insere, numa escala muito mais ampla da matriz energética nacional, em estudos que se destinem ao entendimento da dinâmica dos sedimentos e em estudos de regionalização de vazões ou espacialização de variáveis hidrológicas tais como precipitação e evapotranspiração.

Palavras-chave: estudos hidrológicos, consistência e análise de dados hidrológicos, vazão de extremos, curva-chave, bacia do rio Cuiabá.

INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do rio Cuiabá tem sido uma unidade de planejamento muito estudada, especialmente na última década. É possível encontrar diversos estudos nessa bacia, abordando diferentes áreas do conhecimento (FEMA, 1996; PCBAP, 1997; GOMES, 1984; LIMA, 2001; LIBOS, 2002; LIBOS *et al.*, 2003; VARELLA *et al.*, 2005; ZEILHOFER, 2007), contudo é notória a lacuna existente nas informações hidrológicas.

Note-se que, a despeito da ausência desses dados hidrológicos em muitas bacias hidrográficas, eles são fundamentais para diversas decisões em hidrologia, o que viabilizaria uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos regionais, refletindo-se,

assim, na adequabilidade dos usos múltiplos da água, como irrigação, navegação, operação de reservatórios, dentre outros.

Alguns órgãos e instituições do estado de Mato Grosso e até de outros estados realizam coletas sistemática de dados hidrológicos, todavia essas informações nem sempre são publicadas ou compartilhadas, o que gera gastos redundantes de recursos e energia sem que os mesmos sejam efetivamente necessários.

Na perspectiva de difundir algumas informações hidrológicas, a Agência Nacional de Águas (ANA) disponibiliza dados tais como vazão, cota e precipitação das principais bacias hidrográficas do Brasil. Esses dados são disponibilizados através do sistema de informações hidrológicas (HIDROWEB), disposto no endereço eletrônico <http://hidroweb.ana.gov.br/>.

Vale ressaltar que medir os parâmetros não é o bastante nesse processo, tornando-se essencial que os dados sejam processados, corrigidos, gerados e consistidos. Esse tratamento prévio dos dados, antes de sua utilização propriamente dita, é que possibilita a geração de análises confiáveis e que podem subsidiar vários estudos hidrológicos.

Dessa maneira, este estudo tem como principal objetivo explicitar a importância da realização de estudos hidrológicos básicos na escala da bacia hidrográfica. Para isso, escolheu-se, como estudo de caso, a bacia do rio Cuiabá.

AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS

Os estudos hidrológicos consideram todos os fenômenos envolvidos no ciclo hidrológico, destacando-se os processos de evapotranspiração, escoamento superficial e umidade do solo. Por outro lado, a medição e a avaliação desses fenômenos nem sempre são de fácil acesso. Para tornar essas informações mais acessíveis, os hidrólogos utilizam a bacia hidrográfica como sistema hidrológico, pois apresenta limites definidos através do divisor de águas e da área de interceptação das chuvas. No entanto, o problema relacionado às limitações espaciais nas medições dessas variáveis persiste, sendo necessário o uso de tecnologias mais inovadoras, tais como as técnicas de sensoriamento remoto, para acessá-las de forma distribuída sobre a bacia hidrográfica.

A despeito da facilidade atual em relação ao uso do sensoriamento remoto, é importante destacar que as medições *in situ* são fundamentais em processos de validação e consolidação de metodologias. Isso sugere a relevância não apenas das

medições *in situ* das variáveis hidrológicas, mas também do seu entendimento e aplicabilidade nos estudos que se destinam tanto ao entendimento do regime hidrológico de uma bacia hidrográfica como nas pesquisas que enfocam a modelagem do escoamento superficial.

Os parâmetros hidrológicos podem ser classificados em três categorias, a saber: (i) climáticos; (ii) pertinente a escoamentos; e (iii) característicos do meio receptor.

Neste estudo, abordaram-se os parâmetros de escoamento, que abrangem as descargas líquidas e as sólidas, e seus parâmetros secundários, que são: nível de água, características da rede de drenagem, área da bacia delimitada pela rede de drenagem, velocidade, qualidade da água e dos sedimentos transportados, reservatórios naturais e artificiais, entre outros.

CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DA BACIA DO RIO CUIABÁ

Os aspectos fisiográficos da bacia hidrográfica permitem uma interpretação mais acurada dos resultados de estudos hidrológicos e permitem estabelecer relações e comparações com outras bacias conhecidas. Esses aspectos são área, perímetro, forma, densidade de drenagem, declividade do rio, tempo de concentração, cobertura vegetal, uso, ocupação e relevo. As principais características fisiográficas são descritas a seguir.

- Área de drenagem: é a projeção em um plano horizontal da superfície contida entre seus divisores topográficos;
- Perímetro: é o comprimento linear do contorno do limite da bacia, expresso geralmente em km;
- Forma da bacia: a forma da bacia pode ser caracterizada a partir de dois índices, que são índice de compacidade e índice de conformação;
 - O índice ou coeficiente de compacidade (K_c) é a relação entre o perímetro da bacia hidrográfica e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia, ou seja

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (\text{B.1})$$

onde: P é o perímetro da bacia hidrográfica (km); A é a área de drenagem da bacia hidrográfica (km²).

○ O índice de conformação ou fator de forma (Kf) é a relação entre a área da bacia hidrográfica e o quadrado de seu comprimento axial, e é dado conforme a equação 2

$$K_f = \frac{A}{L^2} \quad (\text{B.2})$$

onde: L é o comprimento axial da bacia, ou comprimento total do curso de água principal (km); A é a área de drenagem da bacia (km²).

- Densidade de drenagem: a densidade de drenagem (Dd) é a relação entre o comprimento total dos cursos de água de uma bacia hidrográfica e a sua área total. Esse índice fornece uma indicação da eficiência da drenagem, ou seja, da maior ou menor velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica e é expresso conforme a equação 3.

$$D_d = \frac{L_T}{A} \quad (\text{B.3})$$

onde: L_T é o comprimento total dos cursos d'água da bacia hidrográfica (km); A é a área de drenagem da bacia (km²).

- Declividade do rio: a velocidade de escoamento de um rio depende da declividade dos canais fluviais. Quanto maior a declividade, maior será a velocidade de escoamento e mais pronunciados e estreitos serão os hidrogramas das enchentes. Foi considerada, para este estudo, a declividade média, obtida dividindo-se o desnível entre a nascente e a foz pela extensão total do curso de água principal, conforme equação 4.

$$S = \frac{H}{L} \quad (\text{B.4})$$

onde: S é a declividade média (m.km⁻¹); H é a diferença entre as cotas do ponto mais afastado e o considerado (m); L é o comprimento axial da bacia hidrográfica ou o comprimento total do curso de água principal (m).

- Tempo de concentração: o tempo de concentração mede o tempo necessário para que toda a bacia contribua para o escoamento superficial em uma dada seção, ou seja, é o tempo em que a gota que se precipita no ponto mais distante da seção transversal considerada de uma bacia leva para atingir essa seção. A fórmula do Serviço de Conservação do Solo (*Soil Conservation Service*) é uma das mais utilizadas para esse cálculo:

$$t_c = 0,95 \cdot \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad (\text{B.5})$$

onde t_c é o tempo de concentração (h); H é a diferença entre cotas do ponto mais afastado e o considerado (m); L é o comprimento axial da bacia hidrográfica, ou comprimento total do curso de água principal (km).

CURVA-CHAVE

A relação que existe entre a descarga medida e a leitura simultânea de régua é uma função que envolve características geométricas e hidráulicas da seção de medições e do trecho do curso de água considerado. Desta forma, a curva-chave é uma representação gráfica dessa relação, elaborada a partir dos resultados das medições hidrométricas e apoiada na análise dos parâmetros do escoamento.

Aos pares de valores leitura da régua e vazão, ajusta-se uma curva que deve ser monotonamente crescente, sem singularidades e com concavidade voltada para cima. Ela poderá ainda apresentar pontos de inflexão no caso de ocorrer uma mudança de controle ou uma mudança súbita na seção transversal. A equação que melhor expressa esta relação é do tipo:

$$Q = a \cdot (h - h_o)^b \quad (\text{B.6})$$

onde Q é a vazão líquida ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); H é a leitura de régua correspondente à vazão Q (m); h_o é a leitura de régua correspondente à vazão Q_o , nula (m); a e b são constantes empíricas.

CURVAS DE DURAÇÃO/PERMANÊNCIA

A curva de permanência relaciona um dado valor de vazão ou nível de água de um rio com a sua probabilidade de excedência. Ela pode ser estabelecida com base

em valores diários, semanais ou mensais para todo o período da série histórica disponível, ou ainda, se necessário, para cada mês do ano.

Essas curvas permitirão a identificação de valores característicos de níveis ou vazões associados a diferentes probabilidades de permanência no tempo, importantes para estudos hidrológicos, com aplicabilidade em operação de reservatórios, por exemplo.

ESTUDOS DE VAZÕES EXTREMAS

A análise de frequência de cheias tem como objetivo estabelecer a relação entre os valores de vazões máximas e os tempos de retorno ou de recorrência a elas associados. Essa análise baseia-se no exame probabilístico dos máximos registros fluviométricos anuais. Desta forma, a cada ano, está associado um máximo anual de vazão resultando num conjunto $\{y_1, y_2, \dots, y_n\}$, que pode ser interpretado como sendo uma amostra da variável aleatória Y , definida pelos valores máximos da vazão anual.

Assim, o problema consiste em determinar o valor de x_T , tal que $P[Y > x_T] = 1/T$, onde x_T é a vazão correspondente a um período de retorno em anos (T). Para tanto, é necessário ajustar uma distribuição de probabilidades à amostra $\{y_1, y_2, \dots, y_n\}$, o que permitirá a definição de x_T , para qualquer T .

SELEÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES

Para a definição das cheias de projeto, serão utilizadas duas distribuições, a saber: exponencial de dois parâmetros (estimada pelo método dos momentos), sempre que a assimetria da amostra for superior a 1,5; e Gumbel (extremos do tipo I) para assimetrias amostrais inferiores a 1,5.

ESTIMAÇÃO DOS QUANTIS

Seja X uma variável aleatória da qual se tem n observações. Define-se:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i \quad (\text{B.7})$$

$$s = \left[\frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \right]^{0,5} \quad (\text{B.8})$$

$$g = \frac{n}{(n-1) \cdot (n-2)} \cdot \left(\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^3}{s^3} \right) \quad (\text{B.9})$$

como estimadores da média, desvio-padrão e assimetria, respectivamente.

O quantil de projeto x_T , para as duas distribuições, associado ao período de retorno T , e com probabilidade (p) de não excedência $P(Y \leq x_T) = 1 - P(Y > x_T) = 1 - \frac{1}{T}$ é calculado através das seguintes equações:

EXPONENCIAL DE DOIS PARÂMETROS:

$$x_T = x_o - \beta \cdot \ln \left(\frac{1}{T} \right) \quad (\text{B.10})$$

onde: $x_o = \bar{x} - s$, $\beta = s$, x_o e β são os parâmetros da distribuição.

GUMBEL:

$$x_T = \mu - \alpha \cdot \left(\ln \left(- \ln \left(1 - \frac{1}{T} \right) \right) \right) \quad (\text{B.11})$$

onde: $\alpha = 0,78 \cdot s$, $\mu = \bar{x} - 0,577 \cdot \alpha$, α e μ são os parâmetros da distribuição.

De posse da série de vazões médias diárias, selecionou-se o maior valor ocorrido anualmente. Da série estabelecida de máximos anuais calculou-se a média, o desvio-padrão e a assimetria. Através da análise do valor da assimetria escolheu-se a distribuição, Gumbel ou Exponencial, e definiram-se as vazões de projeto.

VAZÕES MÍNIMAS

A vazão mínima é bastante utilizada para operação de pequenas centrais hidrelétricas, cálculo da vazão ecológica, outorga de direito de uso da água, entre outras.

O método da curva de permanência utiliza valores dessa curva para estabelecer as vazões em uma base diária. A curva de permanência foi calculada através dos dados históricos de vazões, os quais foram ordenados de forma crescente. A permanência de cada vazão observada é o percentual de vezes em que ela foi igualada ou superada.

A vazão $Q_{7,10}$ representa a menor média em sete dias consecutivos com recorrência de 10 anos. Nesse método, as mínimas das médias móveis das vazões diárias no intervalo de 7 dias ao longo do ano hidrológico são retidas.

REGIONALIZAÇÃO DOS VALORES EXTREMOS

Em virtude da escassez de dados na bacia de interesse, por vezes, opta-se por adotar uma curva regional que abranja os valores extremos, ou outros de interesse, tais como vazões médias, $Q_{95\%}$, $Q_{50\%}$, entre outras, calculados em bacias circunvizinhas ou em postos situados na mesma bacia, e transferir, a partir dessa curva, os valores de vazões extremas ou de interesse para o local em estudo.

A partir de valores de vazão estimados para locais onde existam dados, determinam-se as curvas de regressão dessas variáveis, relacionadas com as respectivas áreas de drenagem. As curvas encontradas são definidas por expressão do tipo:

$$q_t = a \cdot (A)^b \quad (\text{B.12})$$

onde a e b são coeficientes empíricos; q_t é a vazão específica, em l/s.km²; t é a vazão para o tempo de recorrência (T) ou de interesse, tais como vazões médias, $Q_{95\%}$, $Q_{50\%}$, etc.; A é a área de drenagem de cada local/posto (km²).

A análise da qualidade do ajuste da correlação calculada se dá pela avaliação do coeficiente de determinação, R^2 . Esse coeficiente indica o grau de ajuste entre a variável dependente, vazão, com a independente, área de drenagem. Quanto mais próximo for o valor de R^2 da unidade, melhor será o grau de ajustamento dos pontos à curva definida.

A BACIA DO RIO CUIABÁ

A bacia do rio Cuiabá está localizada no Centro-Oeste do país, no estado de Mato Grosso, reconhecido como o quinto estado no ordenamento de disponibilidade hídrica do país. Essa bacia possui uma área de aproximadamente 29.000 km². Em sua cabeceira, estão os rios Cuiabá da Larga e Cuiabá do Bonito e, em sua foz, o rio Coxipó-Assú, próximo à cidade de Santo Antônio do Leverger.

O clima da bacia é classificado como tropical quente semi-úmido marcado por um período seco e outro chuvoso. A temperatura média anual em Cuiabá varia de 22 a 25°C. A umidade relativa média do ar é de 74%, alcançando 90% no período de

chuvas. A precipitação média anual varia entre 800 mm e 1.600 mm, com as máximas ocorrendo nas cabeceiras e a evapotranspiração potencial média anual varia entre 3,6 e 4,3 mm.dia⁻¹ (LIMA, 2001).

Os municípios que estão no perímetro da bacia são 13, a saber: Rosário Oeste, Nobres, Jangada, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Chapada dos Guimarães, Planalto da Serra, Santo Antônio de Leverger, Campo Verde, Barão de Melgaço, Cuiabá e Várzea Grande. A bacia está localizada entre os paralelos 14°18' e 17°00' S e meridianos 54°40' e 56°55' W (CAVINATTO, 1995).

A bacia do rio Cuiabá possui duas regiões distintas, denominadas planalto e baixada Cuiabana. Observam-se, nessas regiões, ocupações diferenciadas, uma vez que possuem aptidões distintas. No planalto existe uma maior quantidade de cultivo do solo, em especial as culturas de algodão, milho, soja e arroz. Na área da baixada Cuiabana, onde se localiza o principal núcleo urbano da bacia e do estado, as cidades de Cuiabá e Várzea Grande, a ocupação do solo, além da urbanização, também é definida pelo cultivo de pastagem. Essas atividades desenvolvidas na bacia geram, segundo estudos realizados por LIBOS *et al.* (2003), uma grande poluição dos recursos hídricos, advindos dos fertilizantes aplicados nos cultivos.

A vegetação típica da região é a savana. Na região norte da bacia, também denominada de Alto Cuiabá, é observada a exploração de minérios. Na parte média da bacia (médio Cuiabá), existe uma expressiva concentração de atividades industriais, o que favorece a grande quantidade de resíduos que são lançados no rio Cuiabá, causando um impacto ambiental negativo. Na parte baixa da bacia (baixo Cuiabá), constituída de terras alagadiças, as atividades são de criação de gado e pouca plantação de arroz alagado, contudo ressalta-se a importância da preservação das áreas a montante, pois dela depende as condições de equilíbrio ecológico e hidrodinâmico do Pantanal, que, por sua vez, constitui-se em um ecossistema bastante sensível.

A água da bacia apresenta os seguintes usos: abastecimento doméstico (público e rural) e industrial, agrícola, geração de energia, diluição dos despejos, pesca, navegação e lazer. No contexto da geração energética, foram implantadas as usinas hidrelétricas de Manso, Casca II e Casca III. As duas últimas geram 3,5 MW e 11,9 MW respectivamente, e a primeira possui uma capacidade total de 210 MW, sendo o início de sua operação datada em 30 de novembro de 1999.

A maior parte das águas da bacia está classificada, segundo o órgão estadual de meio ambiente (FEMA-MT, 1996), na classe I. No entanto, as cabeceiras são classificadas na classe especial e o trecho compreendido no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, na classe II.

A Figura B.1 apresenta a bacia com seus limites geográficos, suas sub-bacias e o curso da hidrografia principal, com os seus respectivos nomes dos rios.

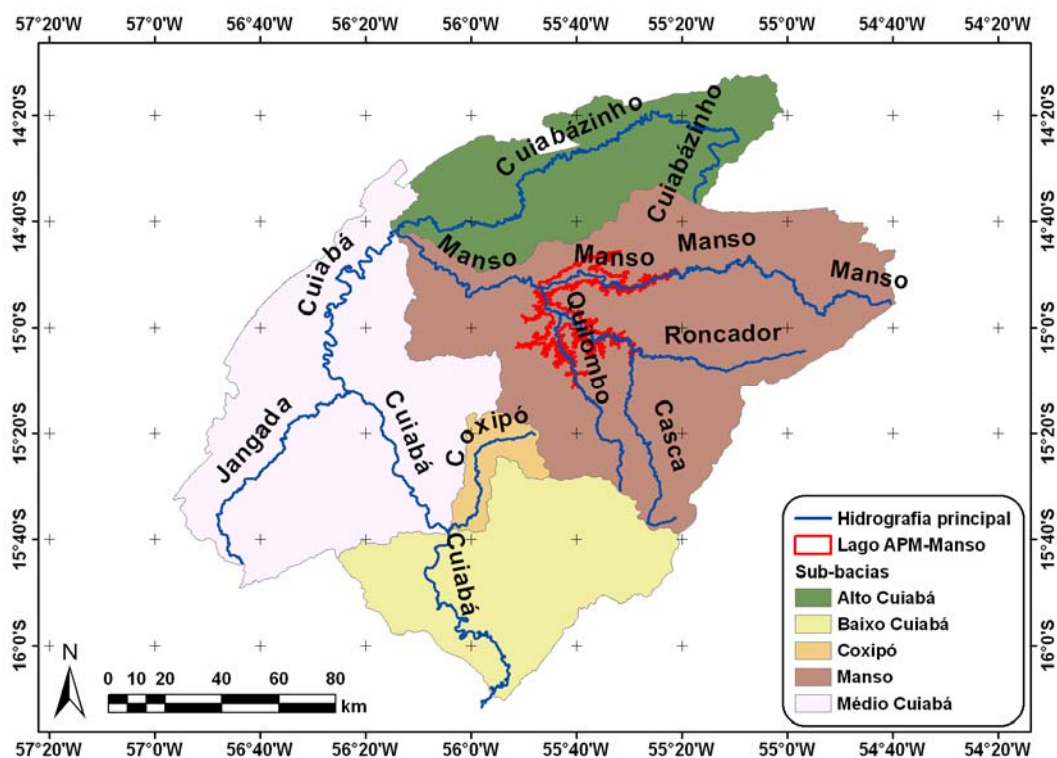


Figura B.1 - Bacia do rio Cuiabá.

METODOLOGIA

A Universidade Federal de Mato Grosso, através do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, tem realizado, desde 1998, coletas de dados de forma sistemática, suportado por cerca de 06 anos pelo projeto denominado Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental da Bacia do Rio Cuiabá (SIBAC, 2000), financiado pela FAPEMAT. Esse projeto subsidiou a formação de um banco de dados, que tinha como objetivo reunir, além das informações medidas pelo próprio departamento, o maior número de informações hidrometeorológicas das mais variadas fontes, visto que muitos órgãos e instituições realizam estudos da bacia, porém havendo pouca integração.

CARACTERÍSTICAS FISIOGRÁFICAS DA BACIA

Para a obtenção dos parâmetros que caracterizam fisiograficamente a bacia, utilizaram-se as informações contidas no SIBAC (2000). Estas informações são: área de drenagem (Ad), perímetro (P), comprimento axial da bacia ou curso principal (L), comprimento total dos cursos de água ou toda a rede de drenagem (L_T) e diferença entre as cotas da cabeceira e da foz da bacia (H). O SIBAC, além do banco de dados hidrometeorológicos, possui também um banco com informações espaciais da bacia, tornando possível, através de um código computacional de geoprocessamento, a extração dessas informações supracitadas.

BANCO DE DADOS

Uma importante observação deve ser feita, visto que as estações fluviométricas atribuídas pela equipe do projeto SIBAC não eram, necessariamente, as mesmas estações fluviométricas oficiais, sendo, contudo, algumas coincidentes e outras escolhidas com o intuito de atender as necessidades de obtenção de informações mais específicas relativo ao aglomerado urbano Cuiabá - Várzea Grande. Consideraram-se, assim, estações em vários pontos ao longo do trecho do rio no perímetro urbano, foz de alguns dos principais córregos urbanos, proximidades de indústrias de grande porte, entre outros.

No entanto, era possível observar, nesse banco, algumas inconsistências, pois era alimentado constantemente, mas pouco analisado, processo esse realizado apenas por eventuais usuários em projetos pessoais de capacitação.

Neste trabalho, o procedimento adotado consistiu em consolidação das informações existentes nas fontes de dados SIBAC e HIDROWEB, seguido da comparação das informações das estações fluviométricas. Esse banco de dados, resultante da agregação das informações do SIBAC e HIDROWEB, ficou constituído de dezesseis estações fluviométricas.

As variáveis do banco de dados são, além do inventário que está disponível no endereço eletrônico do HIDROWEB, com informações da bacia, sub-bacia, rios, estações, entidades responsáveis pelas coletas, estados e municípios, cota, vazão, perfil transversal, resumo de descarga, sedimentos e qualidade de água.

Vale ressaltar alguns critérios adotados no procedimento de formação do banco de dados. Algumas estações fluviométricas possuíam informações nos dois bancos. Ao compará-las, já estava sendo realizada uma primeira análise de

consistência, pois eram observados e extraídos valores discrepantes oriundos de possíveis falhas de digitação ou mesmo de medição. Contudo, pôde-se observar que os bancos eram bastante similares, diferindo apenas em casas decimais. Por esse motivo, quando isso foi observado, utilizou-se o banco de dados extraído da HIDROWEB, pois sendo o mesmo oficial, achou-se mais conveniente mantê-lo para haver uma uniformização da informação.

Após a construção do banco de dados, verificou-se a necessidade de uma redução da quantidade de estações a serem trabalhadas, devido à extensão da bacia hidrográfica, cerca de 29.000 km². Selecionaram-se então, seis estações representativas da bacia hidrográfica, realizando-se, então, estudos mais específicos. Essas estações fluviométricas, bem como o modelo numérico do terreno (ZEILHOFER, 2001), estão apresentadas na Figura B.2 e suas informações estão na Tabela B.1.

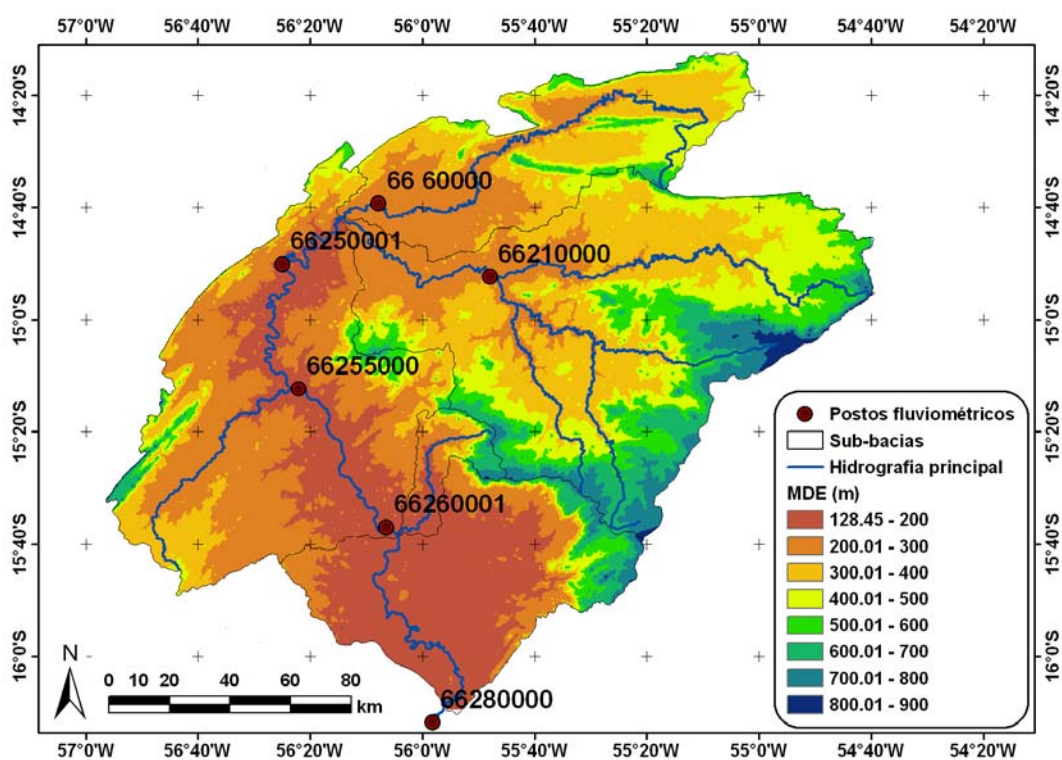


Figura B.2 - Estações fluviométricas utilizadas no estudo.

Tabela B.1 - Estações fluviométricas adotadas nesse estudo, bacia do rio Cuiabá.

Posto	Nome	Lat	Lon	Alt (m)	Ad* km²
66210000	Manso	-14,87	-55,80	220,3	9411
66160000	Quebó	-14,65	-56,13	192,9	4250
66250001	Rosário Oeste	-14,83	-56,41	179,3	16076
66255000	Acorizal	-15,20	-56,37	163,3	19777
66260001	Cuiabá	-15,62	-56,11	140,3	23584
66280000	Barão de Melgaço	-16,19	-55,97	125,0	29050

* Área de drenagem da bacia

PREENCHIMENTO DE FALHAS

Com o banco de dados montado, o passo seguinte foi a observação das falhas para fazer o devido preenchimento. De acordo com a literatura (MOREIRA *et al.*, 199?), o preenchimento só pode ser realizado em um período igual ou menor a 15 dias. Períodos entre 15 e 30 dias podem ser preenchidos desde que seja em período de estiagem e que se tenha absoluta certeza de não ter havido precipitação na região. Como esse último critério é de difícil mensuração, não foi possível preencher falhas neste período.

Para a estação localizada na barragem do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM), posto 66210000, foi utilizado um arquivo de registros de cotas e vazões, que foi disponibilizado por FURNAS Centrais Elétricas S.A., para o preenchimento das falhas existentes nessa estação.

Para as demais estações, não foi possível realizar o preenchimento das falhas por alguns motivos, a saber: (i) por estar fora do critério do período para a realização do preenchimento; (ii) falta de informações nas estações com alto coeficiente de correlação; (iii) grande distância geográfica entre as estações com coeficiente de correlação adequado, possibilitando diferenças significativas nas características físicas entre as áreas de drenagens das estações. Por essas razões, o banco de dados permaneceu com algumas falhas que não puderam ser preenchidas.

Outro critério adotado, nesse procedimento, foi de que as falhas nas séries temporais encontradas em algumas estações do banco de dados da ANA foram preenchidas através do banco SIBAC, tendo sido considerado o mesmo período para as duas fontes de dados.

CURVA-CHAVE

Para o cálculo da curva chave, foram primeiramente analisadas as sessões transversais das respectivas estações, verificando o comportamento do leito do rio ao longo do tempo, estabelecendo as hipóteses de fundo fixo ou móvel.

Após essa análise, buscou-se seguir a metodologia proposta por JACON e CUDO (1980) no método do traçado logarítmico.

Foi construído um gráfico em papel logarítmico considerando-se, no eixo x e y, as variáveis vazão e cota, respectivamente. Os pontos gerados da combinação dessas duas variáveis foram ligados, porém foram formados dois grupos de dados, observando-se seu alinhamento. Caso haja um alinhamento completo entre todos os dados, o valor de h_0 (leitura de régua correspondente à vazão Q_0) é nulo; no entanto, esse comportamento, em geral, é de difícil ocorrência.

A determinação de h_0 foi feita graficamente, extraíndo as vazões, a menor (Q_1) e a maior (Q_2), início e final das retas traçadas e, a partir dessas duas informações, foi calculado o valor de uma terceira vazão (Q_3), considerando-se a seguinte expressão:

$$Q_3 = \sqrt{(Q_1 * Q_2)} \quad \text{(B.13)}$$

De posse dos valores das três vazões, foram extraídos, graficamente, os valores de h_0 para cada uma das vazões, formando assim um conjunto de três cotas. Com isso, calculou-se h_0 fazendo-se:

$$h_0 = \frac{h_1 h_2 - h_3^2}{h_1 + h_2 - 2h_3} \quad \text{(B.14)}$$

Para o cálculo de a e b (Equações 15 e 16), que são as constantes determinadas para o local, utilizou-se a seguinte equação:

$$\log Q_1 = \log a + b \log h_1 \quad \text{(B.15)}$$

$$\log Q_2 = \log a + b \log h_2 \quad \text{(B.16)}$$

sendo Q_1 e Q_2 dois pontos aleatórios na reta, ou podem ser utilizados os mesmo valores empregados para o cálculo de h_0 . Esse procedimento permitiu a elaboração das curvas-chaves.

Com o intuito de se manter um padrão que possibilitasse a comparação, as curvas-chave foram, também, calculadas utilizando um código computacional denominado GRAFCHAV, desenvolvido no Laboratório de Hidrologia da COPPE - Coordenação de Programas de Engenharia - da UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro e que se encontra disponível no endereço eletrônico da ELETROBRAS.

Essa comparação mostrou grandes similaridades entre os valores calculados pelo método logarítmico, calculado manualmente, assim como na utilização do código computacional GRAFCHAV.

VAZÕES DE EXTREMOS

As vazões máximas foram calculadas utilizando seus valores máximos anuais, extraídas do banco de dados com o auxílio do programa HIDRO disponibilizado no endereço eletrônico da ANA. Para esse cálculo, foi observado o coeficiente de assimetria que, de acordo com a literatura (ELETROBRÁS, 2000), quando menor ou igual a 1,5, deve ser utilizada a distribuição de Gumbel e, quando maior que 1,5, a distribuição exponencial a 2 parâmetros.

As vazões mínimas, calculadas a partir de dados diários das vazões, foram formadas pelas vazões Q95%, Q90%, Q75%, Q50%, Q25%, Q5% e Q7,10.

Para a determinação da curva de permanência, utilizou-se o processo empírico, que aconselha o estabelecimento de intervalos de classe das vazões. Esses intervalos podem ser definidos de acordo com a magnitude das vazões ou níveis de água, procurando ter uma quantidade razoável de valores que se situem em cada intervalo. Contudo, para este estudo, utilizou-se o número de intervalos igual ao número de registros (n).

Do resultado desse procedimento, foi elaborada uma curva relacionando a vazão, em $m^3.s^{-1}$, com o tempo, em %, conforme pode-se observar na Figura B.3. Dessa curva podem ser obtidos os valores de permanência de vazões no tempo.

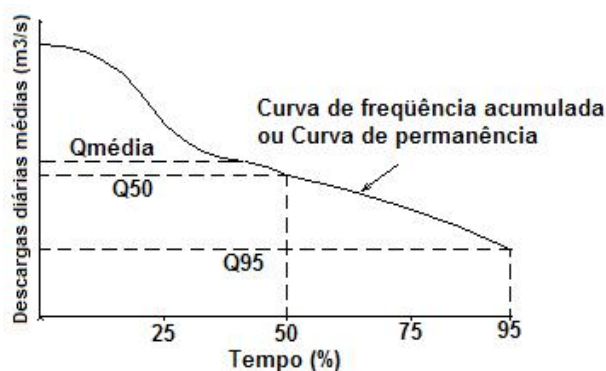


Figura B.3 - Curva de permanência de vazões no tempo (representativa).

A vazão mínima $Q_{7,10}$ foi calculada utilizando uma planilha Excel® disponibilizada no endereço eletrônico da ELETROBRÁS.

Para o cálculo das demais vazões, as séries foram ordenadas de forma crescente, atribuindo ordem 1 ao menor valor e ordem n ao maior, em uma amostra com tamanho n e computada a frequência com que cada valor ordenado é excedido ou igualado (permanência).

As vazões mínimas regionalizadas foram calculadas utilizando apenas uma variável, ou seja, a área de drenagem (TUCCI, 2002).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Como mencionado anteriormente, o principal objetivo deste trabalho é a divulgação das informações hidrológicas da bacia do rio Cuiabá. Assim, as informações hidrológicas serão apresentadas de forma simples e direta. A Tabela B.2 mostra a caracterização fisiográfica da bacia do rio Cuiabá. Note-se que as informações relativas à área de drenagem, perímetro, comprimentos dos rios e altitudes foram extraídas do SIBAC.

Tabela B.2 - Resultados das características fisiográficas da bacia do rio Cuiabá.

Variável	Valor	
Área de drenagem (A)	29.010,57 km ²	
Perímetro (P)	965,78 km	
Forma da bacia	Índice de compacidade (k_c)	1,59
	Índice de conformação (k_f)	0,069
Densidade de drenagem (Dd)	0,87 km/km ²	
Declividade do rio	1,01 m/km	
Tempo de concentração	138,39 horas	

O índice de compacidade fornece informações relativas ao grau de irregularidade da bacia. Quanto mais próximo da unidade for esse valor, maior será a potencialidade de ocorrência de picos elevados de enchentes. Assim, é possível dizer que, sendo $k_c = 1,59$ na bacia do rio Cuiabá, os picos de cheia não ocorrem constantemente. Em uma bacia estreita e longa, a possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo, ao mesmo tempo, toda sua extensão, é menor que em bacias largas e curtas. Desta maneira, para bacias de mesmo tamanho, será menos sujeita a enchentes a que possuir menor fator de forma (k_f).

A densidade de drenagem ($0,86 \text{ km.km}^{-2}$) indica que a bacia apresenta sistema de drenagem medianamente desenvolvida. Se em uma bacia houver um número grande de tributários, tal que a densidade de drenagem seja superior a $3,5 \text{ km.km}^{-2}$, o deflúvio atingirá rapidamente o curso de água principal e, provavelmente, haverá picos de enchentes altos e deflúvios de estiagem baixos.

Valores baixos do fator de forma ($0,069$) associados a valores do índice de compacidade distante da unidade ($1,59$) indicam que a área não é sujeita a enchentes persistentes. Os valores de declividade ($1,01 \text{ m.km}^{-1}$) e o tempo de concentração ($5 \text{ d, } 18\text{h, } 28' \text{ e } 48''$) sugerem um escoamento superficial com velocidade média a baixa, confirmando a afirmação anterior referente a enchentes.

O comprimento total dos cursos de água permanentes na bacia é de $25.188,48 \text{ km}$. O máximo valor de cota encontrado foi 795 m , próximo à cabeceira do rio Manso. Já na foz, a cota encontrada foi 138 m , ocorrendo, portanto, uma diferença de 657 metros .

O número de registros do banco de dados extraído do HIDROWEB está listado na Tabela B.3 e o do banco do SIBAC, como havia somente registros de vazões, está apresentado na última coluna da mesma tabela. O número de registro no banco de dados final, obtido após a comparação e aglutinação, bem como o período dos registros das vazões, está apresentado na Tabela B.4. Como o SIBAC só possuía as informações referentes à vazão, as demais variáveis, para o banco de dados final, foram as mesmas apresentadas do banco HIDROWEB.

Tabela B.3 - Número de registros das informações hidrológicas extraídas do HIDROWEB e SIBAC.

Estação	Cota*	Perfil Transversal*	Resumo de descarga*	Sedimentos*	Qualidade*	Vazões	
						Hidroweb*	SIBAC
66210000	12	1	101	42	-	-	200
66160000	366	5	199	-	-	366	374
66250001	444	6	354	29	-	442	433
66255000	447	8	361	30	-	447	457
66260001	816	8	627	35	7	492	493
66280000	443	8	82	-	-	432	433

* Registros extraídos do HIDROWEB

Tabela B.4 - Número de registros das informações hidrológicas do bando de dados final.

Estação	Cota	Vazões	Período de registro das vazões
66210000	12	200	Jan 1986 a Fev 2003
66160000	366	366	Ago 1972 a Jan 2003
66250001	444	445	Jan 1966 a Jan 2003
66255000	447	447	Dez 1965 a Fev 2003
66260001	816	492	Jan 1962 a Dez 2002
66280000	443	432	Dez 1966 a Nov 2002

Na Tabela B.5, as equações das curvas-chave de cada estação estão relacionadas. Observa-se que, para a estação 66260001 (Cuiabá), existe uma curva-chave para cada década, representada pelo decimal logo após o código da estação. O ajuste dessas equações da curva-chave por década fez-se necessário devido às mudanças na conformação do leito do rio (leito de fundo móvel), que ocorreu como consequência das atividades intensas de dragagem e da urbanização.

Tabela B.5 - Relação das curvas-chave nas estações da bacia.

Estação	R ² (α = 0,05)	Curva-chave
66210000	0,99781	$Q = 40,0270(H - 1,20)^{2,00359}$
66160000	0,99786	$Q = 40,51511(H - 0,24)^{1,37284}$
66250001	0,98978	$Q = 106,39796(H + 0,32)^{1,38294}$
66255000	0,99662	$Q = 71,71680(H + 0,35)^{1,71907}$
66260001_60	0,99596	$Q = 88,96478(H - 0,33)^{1,49541}$
66260001_70	0,99263	$Q = 86,02977(H - 0,09)^{1,47803}$
66260001_80	0,98874	$Q = 42,62758(H + 1,01)^{1,75932}$
66260001_90	0,98896	$Q = 30,73602(H + 1,72)^{1,92953}$
66260001_00	0,99812	$Q = 69,82513(H + 1,17)^{1,60535}$
66280000	0,97421	$Q = 14,55250(H + 0,43)^{2,11868}$

As vazões máximas encontradas estão listadas na Tabela B.6. Observa-se que, no caso dos seis postos analisados, a assimetria foi menor que 1,5, sendo, então, utilizada a distribuição de Gumbel. Os valores das vazões mínimas Q7,10, Q95%, Q90%, Q75%, Q50%, Q25% e Q5%, são apresentados na Figura B.4 e na Tabela B.7.

Tabela B.6 – Vazões máximas da bacia do rio Cuiabá para os diversos anos de recorrência.

Tempo (anos)	Vazão (m ³ /s)					
	66210000	66160000	66250001	66255000	66260001	66280000
5	1255,74	781,92	1808,19	2086,76	2129,04	1344,04
10	1517,80	848,64	2018,34	2372,61	2392,40	1515,28
20	1769,17	912,64	2219,92	2646,81	2645,03	1679,53
50	2094,54	995,48	2480,84	3001,74	2972,04	1892,14
100	2338,36	1057,56	2676,37	3267,70	3217,08	2051,46
500	2901,79	1201,01	3128,20	3882,31	3783,34	2419,63
1000	3144,02	1262,68	3322,44	4146,53	4026,78	2577,91
10000	3948,26	1467,44	3967,38	5023,81	4835,05	3103,43

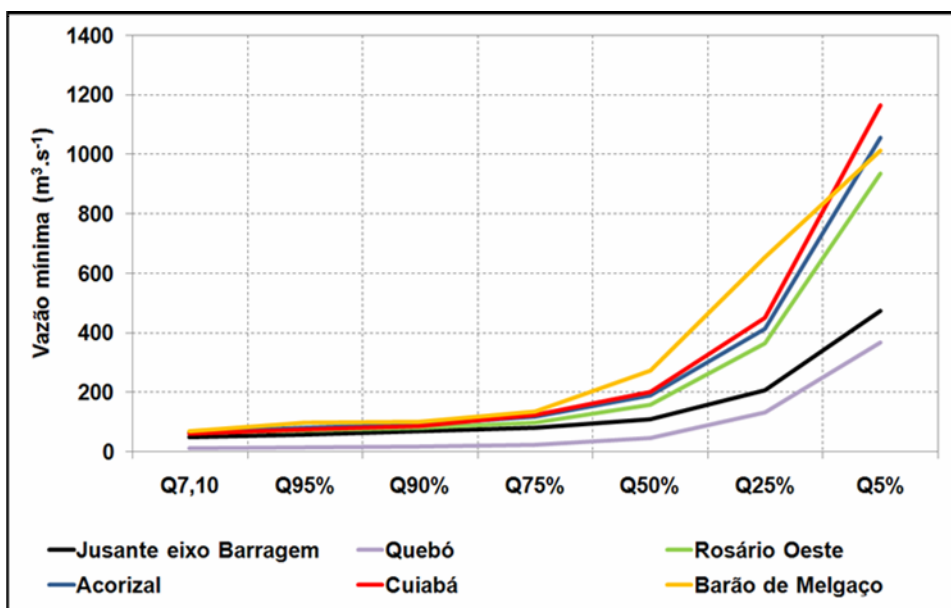


Figura B.4 – Vazões mínimas (Q7,10, Q95%, Q90%, Q75%, Q50%, Q25% e Q5%).

Tabela B.7 - Vazões mínimas da bacia do rio Cuiabá para os diversos tempos de permanência.

Vazão Mínima	66210000	66160000	66250001	66255000	66260001	66280000
Q7,10	50,05	12,73	63,91	68,00	61,82	68,96
Q95	58,90	15,90	72,60	81,80	77,10	97,80
Q90	69,90	17,60	80,40	95,20	89,00	101,00
Q75	80,40	22,80	99,00	119,00	124,00	136,00
Q50	110,00	46,50	159,00	191,00	203,00	274,00
Q25	208,00	134,00	366,00	415,00	450,00	656,00
Q5	473,00	367,00	936,00	1056,00	1164,00	1014,00

É possível observar, através da Figura B.4 e da Tabela B.7, que as estações fluviométricas Quebó (66160000) e a jusante do eixo barragem (66210000) apresentam os mais baixos valores de vazão mínima. O posto Quebó está localizado próximo à foz do rio Cuiabazinho, afluente da margem direita do rio Cuiabá. A comparação das séries de vazão dos postos 66210000, localizado no rio Manso, e 66160000, no período anterior à construção da APM Manso, permitiu verificar que, na estação chuvosa, a contribuição fluvial do posto 66160000 (Quebó) é muito superior ao posto 66210000 (a jusante do eixo barragem). Já na estação seca, essa situação se inverte, o que indica que a bacia não é hidrologicamente homogênea. Esse aspecto pode ser justificado por uma conformação física e até mesmo geológica diferenciada.

O posto 66260001 (Cuiabá), localizado no rio Cuiabá, próximo à cidade de Cuiabá, possui problema de estabilidade na sua seção de medidas, provocado, principalmente, pelas dragagens sistemáticas na calha do rio, o que se pôde constatar pela definição de várias curvas-chave válidas para cada década de medições. Assim sendo, esse posto foi excluído das curvas regionais de vazões mínimas características Q7,10 e Q95%.

O posto fluviométrico 66280000 (Barão de Melgaço) também foi desconsiderado na análise por possuir uma área de drenagem bastante grande, sendo praticamente inutilizado para o processo de regionalização de vazões mínimas. O referido posto está localizado no início da região do Pantanal Matogrossense, quase na foz da bacia do rio Cuiabá.

Sendo assim, o ajuste das equações para a regionalização das vazões mínimas, segundo justificativas supracitadas, considerou três postos fluviométricos, a saber: 66210000, 66250001 e 66255000. As equações foram ajustadas utilizando

regressão potencial. A Figura B.5 apresenta as curvas regionalizadas para Q7,10 e Q95% realizados com dados diários.

$$Q_{7,10_{reg}} = 1,063 * Ad^{0,421} \quad R^2 = 0,993 \quad (\alpha = 0,05)$$

$$Q_{95\%diário_{reg}} = 1,086 * Ad^{0,435} \quad R^2 = 0,991 \quad (\alpha = 0,05)$$

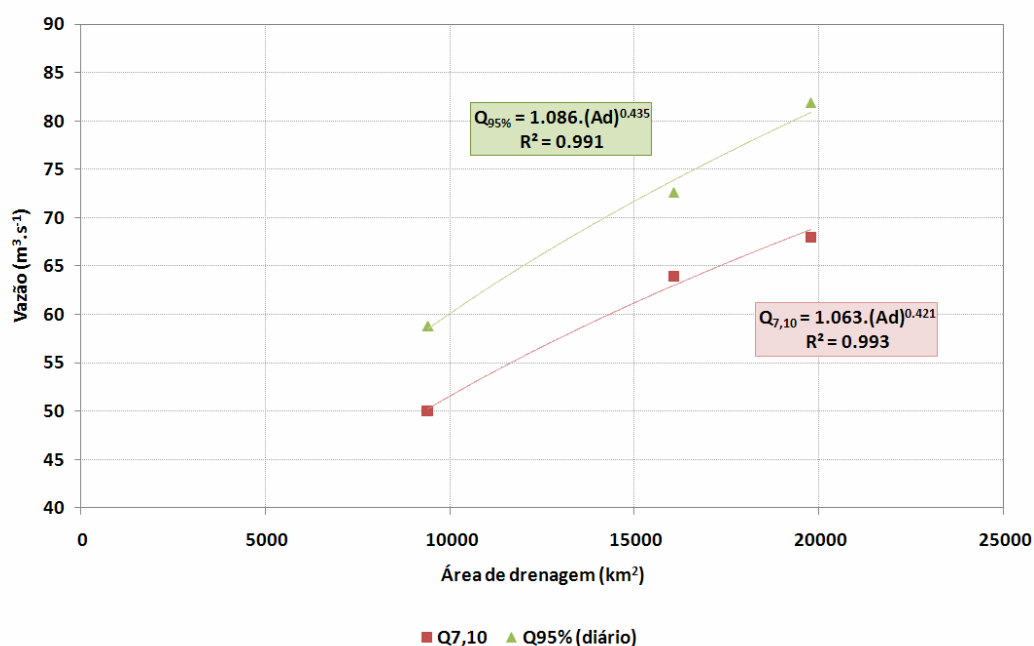


Figura B.5 - Curva de regionalização da vazão mínima Q7,10 e Q95% (diário) para a bacia do Rio Cuiabá.

A Tabela B.8 apresenta as vazões mínimas Q95% e Q7,10 regionalizadas, utilizando apenas a área de drenagem como variável. Ressalta-se que as vazões mínimas regionalizadas obtiveram desvios relativamente baixos quando comparadas com as vazões mínimas calculadas. No posto fluviométrico 66210000, a vazão Q7,10 regionalizada apresentou um desvio de 0,19% com relação a vazão Q7,10 calculada e um desvio de 1,52% entre as vazões Q95% regionalizada e calculada. Comportamentos similares foram observados nos outros dois postos, com desvios de 0,06% e 2,54% no posto 66255000 para as vazões Q7,10 e Q95%, respectivamente, e desvios de 2,31% e -0,60% no posto 66250001 para as vazões Q7,10 e Q95%,

respectivamente, o que aponta um bom ajuste das equações das vazões mínimas regionalizadas.

Tabela B.8 - Regionalização das vazões mínimas Q95% e Q7,10 da bacia do rio Cuiabá.

Posto	Q7,10	Q95%
	Vazões regionalizadas (m ³ .s ⁻¹)	
66210000	49,95	58,01
66250001	62,43	73,04
66255000	67,96	79,72

Um segundo estudo para a obtenção da vazão mínima Q95% também foi realizado, sendo utilizadas as vazões médias mensais.

De forma semelhante aos dados diários, os dados de vazões Q95%, calculadas a partir da série de vazões médias mensais, mostraram novamente que os postos fluviométricos Quebó e a jusante do eixo barragem possuem valores mínimos de vazão inferiores aos observados para as demais estações fluviométricas. Assim sendo, foi mantido o critério de exclusão dos mesmos na definição da curva de regionalização, somada à justificativa da exclusão do posto de Barão de Melgaço (66280000). A equação dessa curva de regionalização, definida com base na área de drenagem, é mostrada a seguir:

$$Q_{95\%mensal_{reg}} = 0,915 * Ad^{0,456} \quad R^2 = 0,985 (\alpha = 0,05)$$

Pode-se observar, também, que os resultados obtidos, quando da utilização dos dados mensais de vazão, são muito próximos àqueles relacionados na Tabela 62, referentes a utilização de dados diários de vazão, porém sempre superiores, como já era esperado. Para melhor visualização dos dados optou-se por apresentar as curvas regionais das vazões Q95%, diária e mensal, em um mesmo gráfico, conforme a Figura B.6.

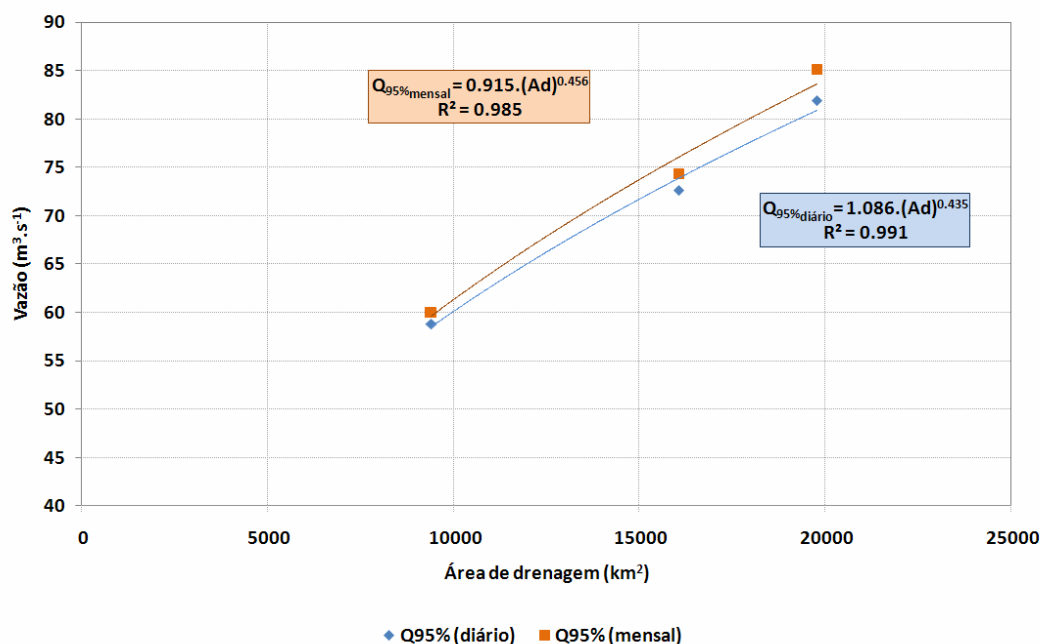


Figura B.6 - Curva de regionalização para a vazão mínima Q95% (calculado com a vazão média mensal) para a bacia do rio Cuiabá.

CONCLUSÕES

A bacia do rio Cuiabá possui uma localização estratégica e é rica em biodiversidade e em disponibilidade hídrica. Esses fatores são somados a sua importância à região do Pantanal Matogrossense, uma vez que a região do Pantanal está à jusante da bacia estudada. Diante desses fatores, justifica-se o entendimento do comportamento hidrológico da bacia do rio Cuiabá, sendo esse o foco deste estudo.

As informações obtidas, neste estudo, a despeito de sua simplicidade e de suas características básicas, são primordiais para o entendimento do comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do rio Cuiabá. É importante destacar que o conhecimento das informações hidrológicas básicas de uma bacia hidrográfica possibilita um desenvolvimento de uma política eficaz de gestão hídrica, o que, por sua vez, reflete-se no contexto socioeconômico regional. As informações encontradas permitiram a avaliação da frequência de cheias e mostrou que a bacia do rio Cuiabá não está sujeita a enchentes persistentes.

Além disso, outro resultado relevante percebido ao longo deste estudo refere-se ao escoamento superficial dessa bacia, que apresenta velocidade média a baixa.

Esse resultado ratifica a informação da não existência de constantes picos de cheias na bacia. Note-se que informações relativas a cheias e o seu tempo de recorrência são fundamentais para uma operação adequada de reservatórios. Além disso, as informações a cerca da velocidade do escoamento superficial se inserem fortemente em estudos que se destinem, por exemplo, ao entendimento do carreamento de sedimentos na bacia.

Outra informação que se destaca, neste estudo, relaciona-se a não homogeneidade da bacia hidrográfica do rio Cuiabá, o que foi verificado a partir das avaliações de vazões mínimas diárias e mensais. Verificou-se que a estação Quebó apresenta uma contribuição fluvial maior que o posto a jusante do eixo barragem, durante o período chuvoso da região; no entanto, durante a estação seca, essa contribuição se inverte. Esse tipo de informação é importante em estudo que visem à regionalização de vazões ou espacialização de variáveis hidrológicas, tais como precipitação e evapotranspiração.

AGRADECIMENTOS

- Ao Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente / COPPE (UFRJ).
- Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / UFMT.
- À equipe técnica do projeto “Compatibilização do Uso da Água e da Geração Hidráulica de Energia na Bacia do Rio Cuiabá”, financiado pelo CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BENJAMIN, J. R., CORNELL. C. A., 1970, *Probability, Statistic and Decision for Civil Engineering*, New York, McGraw Hill Book Company.

CAVINATTO, V., 1995, *Caracterização Hidrológica da Estado de Mato Grosso*. PRODEAGRO/SEPLAN/FEMA, Cuiabá, MT.

CHEVALLIER, P., 2000, “Aquisição e Processamento de Dados”, In: Tucci, C. E. M. (org), *Hidrologia: Ciência e Aplicação*, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ABRH, EdUSP, Porto Alegre, RS.

CHOW, V. T., 1964, *Handbook of Applied Hydrology*, McGraw Hill, New York, N.Y.

- CLARKE, R. T., 2000, "Hidrologia Estatística", In: Tucci, C. E. M. (org), Hidrologia: Ciência e Aplicação, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ABRH, EdUSP, Porto Alegre, RS.
- CUNNANE, C., 1978, "Unbiased Plotting Positions – A Review," *Journal of Hydrology*, v. 37, pp. 205 - 222.
- ELETROBRÁS, 1998, *Diretrizes Para Estudos e Projetos de Pequenas Centrais Hidrelétricas*, Disponível em http://www.eletronbras.gov.br/EM_Atualizacao_Manuais/manuais.asp Acesso em 09 de Janeiro de 2004.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute, Inc., 1999, *User Manual – Help Online*, version 3.2, Disponível em: <http://www.esri.com> Acesso em: 24 de Maio de 2004.
- JACON, G., CUDO, K. J., 1980, *Curva-Chave: Análise e Traçado*, Brasília, DNAEE.
- KITE, G. W., 1977, *Frequency and Risk Analysis in Hydrology*, Water Resources Publications, Fort Collins, Colorado.
- LANNA, A. E., 2000, "Elementos de Estatística e Probabilidade", In: Tucci, C. E. M. (org), Hidrologia: Ciência e Aplicação, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ABRH, EdUSP, Porto Alegre, RS.
- LIBOS, M., ROTUNNO FILHO, O., ZEILHOFER, P., 2003, "Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento", *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 8, n. 4, pp. 115 – 135.
- LIMA, E. B. N R., 2001, *Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá*, Tese de Doutorado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- MOREIRA, F. M., ARAUJO, L. M. N., BARROS, P. S. T, *et al.*, 198?, *Análise de Consistência de Dados Fluviométricos*, Ciência e Tecnologia.
- SIBAC – Sistema de Monitoramento Integrado da Bacia do Rio Cuiabá, 2000, *Relatório de Modelagem Integrada da Bacia do Rio Cuiabá*, PROPEP.
- TUCCI, C. E. M., 2000, "Regionalização de Vazões", In: Tucci, C. E. M. (org), Hidrologia: Ciência e Aplicação, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ABRH, EdUSP, Porto Alegre, RS.

TUCCI, C. E. M., 2002, *Regionalização de Vazões*, Ed. Universidade, UFRGS, Porto Alegre, RS.

VIEIRA DA SILVA, R. C., MASCARENHAS, F. C. B., MIGUEZ, M. G., 2003, *Hidráulica Fluvial*, Rio de Janeiro, COPPE / UFRJ.

ZEILHOFER, P., 2001, "Aplicabilidade de Mapas Topográficos 1:100.000 para a Modelação de Relevo e Obtenção de Parâmetros Fisiográficos na Bacia do Rio Cuiabá", *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 6, n. 3.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)