ANA LÚCIA SILVA

**“ A UTILIZAÇÃO DO MODELO WinHSPF NO ESTUDO DAS CARGAS
DIFUSAS DE POLUIÇÃO DA BACIA DO RIBEIRÃO DA ESTIVA, SP. ”**

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de
São Paulo para obtenção do
Título de Mestre em Engenharia

São Paulo
2003

ANA LÚCIA SILVA

**“ CARGAS DIFUSAS DE POLUIÇÃO E SEU IMPACTO EM MANANCIAIS
PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO. ”**

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de
São Paulo para obtenção do
Título de Mestre em Engenharia

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica

Orientadora:
Prof^a Dr^a Monica Ferreira do
Amaral Porto

São Paulo
2003

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, dede 2003

Assinatura do autor

FICHA CATALOGRÁFICA

Silva, Ana Lúcia

A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva, SP/ A.L.Silva.
-- São Paulo, 2003.
158 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

1. Água (Qualidade) 2. Poluição difusa I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II.t.

DEDICATÓRIA

Para os meus pais, Jonas Pedro e Maria do Carmo Silva,
meus grandes mestres.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos à minha querida orientadora, prof^a Dr^a Mônica Ferreira do Amaral Porto, a qual me estendeu a mão quando precisei, transmitiu generosamente seus conhecimentos e acreditou sempre na minha capacidade.

Ao professor Sidney Seckler Ferreira Filho, que me apoiou e ajudou em momentos difíceis deste trabalho, e sempre me incentivou.

Ao meu co-orientador, cujo papel foi decisivo para que este trabalho se concretizasse, o paciente e solidário Paul Cocca, da EPA.

Ao Armando Perez Flores, João Vianney de Carvalho e Higino Carlos Calaça, por apostarem na minha pessoa, me incentivarem e terem me dado oportunidade e condições para que este trabalho fosse concluído.

Aos inúmeros amigos da SABESP, sempre solícitos e generosos, aos quais eu recorri inúmeras vezes para colher experiências, conselhos e palavras de incentivo: Álvaro Fernandes Jr., Carlos Toshio Wada, Francisca Adalgisa, João Bosco Scian, Edson K. Nochi, Gustavo D. Albano, Hilomo Tsuchida e Sérgio Antonio da Silva.

Ao admirável Kamel Zahed Filho, obrigada pelos ensinamentos, amizade, conselhos e desafios.

Ao Sérgio Seizen Kian, por seu apoio e confiança.

À Maria Ap. Brandino da Silva, minha "Professora de Mananciais", com quem aprendi o que seria a base para este trabalho. Aos colegas de trabalho, pelo apoio: José Mauro, Marcos, Walter, Maurício e Edvaldo. Aos colegas do departamento de Recursos Hídricos da SABESP, meu muito obrigada.

Aos meus antigos companheiros da SABESP, que participaram da minha luta e me apoiaram para que eu desse prosseguimento a este mestrado: Antônio Pitta, Wando e Benta, Marcos, Luís, Norma e Cláudia.

Às amigas conquistadas ao longo do caminho e que muito me ajudaram: Silvana Susko e Letícia dos S. Masini,.

E por último, mas principalmente, aos meus irmãos André e Amilton, e ao meu companheiro Silvio Antonio, pelo amor, compreensão, paciência e incentivo.

RESUMO

Embora no Brasil já se reconheça a importância do aporte de cargas difusas como um dos principais responsáveis pela deterioração da qualidade das águas, faltam ferramentas, informações e maiores estudos a respeito, para que, como nos Estados Unidos, a legislação passe a regulamentar esta de fonte de poluição.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a geração de cargas difusas na bacia de Ribeirão da Estiva usando como ferramenta o modelo WinHSPF, uma interface do modelo HSPF, mundialmente utilizado no estudo de cargas difusas, e que nesta versão traz inserido uma ferramenta de aplicação de BMP (práticas ótimas de manejo).

A bacia de Ribeirão da Estiva (SP) vem recebendo uma atenção especial por parte da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, SABESP, a qual pretende transformá-la numa bacia piloto, com estudos acerca de fontes de poluição, alternativas de tratamento, monitoramento e obtenção de dados, entre outros. Já existe um avançado trabalho em conjunto com a sociedade civil, prefeituras e ONGs da região, visando proteger o manancial de abastecimento público e conscientizar a sociedade quanto a importância da preservação da qualidade da água de nossos mananciais.

O modelo foi calibrado e validado, e demonstrou ser uma prática ferramenta para simulação de cargas difusas, principalmente para bases anuais. A aplicação de uma BMP na bacia demonstrou que ações simples e de pequeno porte, não-estruturais e estruturais, podem diminuir em até 80% a concentração dos poluentes no manancial.

O modelo WinHSPF demonstrou ser uma ferramenta bastante acessível, prática e eficiente. Devido à sua flexibilidade, pode ser objeto de uso em outras bacias hidrográficas brasileiras, visando aumentar o conhecimento a respeito da geração de cargas difusas e o desenvolvimento de programas de controle de poluição.

ABSTRACT

Although Brazil just recognize the importance of nonpoint sources that is one of principal responsible by water quality deterioration, there aren't tools, informations and more studies about, and like in United States, laws to regulation of these sources.

The purpose of this project was to contribute to nonpoint source studies in Ribeirão da Estiva (SP) basin, using WinHSPF, an interface with nonpoint source model HSPF, too many used in the world to study about nonpoint sources.

Ribeirão da Estiva basin have been receiving a special attention by sanitation company of São Paulo State, SABESP, that intends transform it in a pitot-basin, with studies about sources pollution, water treatment alternatives, monitoring and data obtain, etc. There is a work with civil society, city how and non governmental organization, to protect the watershed and to make sense about the needs of preservation of water quality.

The model was calibrated and validated, and demonstrated to be a practical tool to nonpoint source simulations, in special to annual simulations. The application of a BMP in the basin resulted in simple actions, non-structural and structural, that'll reduce in 80% pollution concentration in source.

WinHSPF is a access tool, practical and efficient. The WinHSPF flexibility permits other studies in different watersheds, to improve knowledge and development of programs about pollution control in Brazil

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE ABREVIATURAS

I. Introdução	1
II. Objetivos	6
III. Revisão de Literatura	7
III.1. A poluição da água	7
III.1.1. O conceito da poluição difusa	9
III.2. A modelagem da qualidade da água	12
III.2.1. A evolução da modelagem da qualidade da água para cargas difusas	15
III.2.2. Modelos para carga difusa de origem rural	18
III.3. O impacto da agricultura na geração de cargas	23
III.4. Identificação, avaliação e controle de cargas difusas	25
III.4.1. Monitoramento de cargas difusas	25
III.4.2. Manejo dos dados	27
III.4.3. Garantia de qualidade no monitoramento	28
III.4.4. Práticas ótimas de manejo	28
IV. Estudo de caso	31
IV.1. Bacia hidrográfica de estudo	31
IV.1.1. Aspectos gerais	32
IV.1.2. Aspectos urbanísticos	32
IV.1.3. Aspectos sócio-econômicos	33
IV.1.4. Bacia hidrográfica de Ribeirão da Estiva	34
IV.1.5. Legislação incidente sobre a bacia	34
V. O modelo matemático	39
V.1. O modelo BASINS 3.0	39
V.2. A interface WinHSPF	40
V.3. O modelo HSPF	40
V.3.1. Série de dados utilizadas pelo modelo	42
V.3.2. Aplicações do modelo	44

V.3.3. O módulo PERLND	45
V.3.3.1. Correção da temperatura do ar para diferentes altitudes	46
V.3.3.2. Simulação dos balanços de massa da água	46
V.3.3.3. Simulação da produção e remoção de sedimentos	53
V.3.4. Simulação da temperatura da água e das concentrações de gases dissolvidos	56
V.3.5. Simulação de qualidade usando correlação simples entre sedimento e precipitação	56
V.3.6. Simulação de poluição difusa causada por substâncias agro-químicas	59
V.3.6.1. Métodos de adsorção/desorção	62
V.3.7. Simulação do comportamento das espécies nitrogenadas	64
V.3.8. Simulação do comportamento dos compostos fosforados	67
V.3.9. Simulação do movimento de um traçador	68
V.4. O módulo IMPLND	69
V.4.1. Simulação de balanço de massa de água	69
V.4.2. Simulação do acúmulo e remoção de sólidos	69
V.4.3. Estimativa da temperatura e concentração de gás dissolvido	70
V.4.4. Simulação do carreamento de constituintes de qualidade usando simples correlações com os sólidos e o balanço hídrico	71
V.5. O módulo RCHRES	71
V.5.1. Simulação da matéria sedimentada	72
V.5.2. Simulação do comportamento hidráulico	73
V.5.3. Simulação da advecção	84
V.5.4. Propriedades hidráulicas e geométricas	84
V.5.5. Simulação de substâncias conservativas	86
V.5.6. Simulação de troca de calor e temperatura da água	86
V.5.7. Simulação do comportamento do sedimento inorgânico	88
V.5.7.1. Cálculo do transporte de areia usando o método de Toffaleti	92
V.5.8. Simulação do comportamento de uma substância química	94
V.5.8.1. Simulação dos constituintes envolvidos em transformações biogeoquímicas	98
V.5.8.2. Simulação primária de OD e balanço de DBO	99

V.5.8.3. Simulação de demanda bentônica de oxigênio e liberação de DBO bentônica	101
V.5.8.4. Simulação do coeficiente de reaeração de oxigênio	101
V.5.8.5. Simulação do decaimento de DBO	103
V.5.8.6. Simulação de nitrogênio inorgânico primário e balanço de fósforo	103
VI. Aplicação do modelo matemático à bacia de Ribeirão da Estiva	105
VI.1. Dados de carga pontual	108
VI.2. Dados hidrográficos	108
VI.3. Dados geográficos	109
VI.4. Dados meteorológicos	109
VI.5. Dados de qualidade	111
VI.6. Sensibilidade do modelo aos parâmetros de calibração	112
VI.7. Calibração e validação do modelo	116
VI.7.1. A performance do modelo	116
VI.7.2. Calibração hidrológica do modelo	117
VI.7.3. Parâmetros hidráulicos	122
VI.7.4. Calibração do modelo para o módulo de geração de sedimentos	123
VI.7.5. Calibração de cargas difusas e qualidade da água	126
VI.7.6. Calibração do modelo para coliformes termotolerantes ou fecais	126
VI.7.7. Calibração do modelo para fósforo total	129
VI.7.8. Calibração do modelo para oxigênio dissolvido	131
VI.8. Validação do modelo	132
VI.9. Análise crítica dos resultados	134
VI.10. Análise das cargas difusas na qualidade da água captada, e sua minimização a partir de uma BMP	136
VI.11. Sugestões de BMPs a serem implantadas em Ribeirão da Estiva	141
VII. Conclusão	142
VIII. Bibliografia	146

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1	Mapa do município de Rio Grande da Serra	36
Figura 4.2	Mapa da bacia de Ribeirão da Estiva inserida no município de Rio Grande da Serra	37
Figura 4.3	Mapa do município de Rio Grande da Serra	38
Figura 5.1	Determinação da infiltração e interfluxo	47
Figura 5.2	Fração da água carregada potencial direta retina na zona superficial (FRAC) como uma função da razão da zona de mistura superior do solo	49
Figura 5.3	Fração de água de infiltração mais percolada que entra na menor zona de retenção	52
Figura 5.4	Potencial e atual evapotranspiração para a menor zona	52
Figura 5.5	Diagrama de fluxo do transporte da mistura de água mais outras substâncias estimadas pelo submódulo MSTLAY	61
Figura 5.6	Isoterma de Freundlich	63
Figura 5.7	Fluxograma para as reações de nitrogênio	66
Figura 5.8	Diagrama de fluxo para as reações de fósforo	68
Figura 5.9	Fluxo de matéria através do módulo RCHRES	72
Figura 5.10	Representação gráfica das equações usadas para cálculo das taxas de saída e volume	75
Figura 5.11	Configuração típica de RCHRES e o método usado para representar propriedades hidráulicas e geométricas	77
Figura 5.12	Representação gráfica de um trabalho executado para a subrotina ROUTE	78
Figura 5.13	Representação gráfica do trabalho executado pela subrotina NOROUT	82
Figura 5.14	Correlações de velocidade, concentração e descarga de sedimentos de Toffaleti	93
Figura 5.15	Fatores de Toffaleti	93
Figura 5.16	Fator de correção de Toffaleti	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 3	Resumo dos modelos para carga difusa de origem rural	23
Tabela 4.1	Desenvolvimento populacional no município	33
Tabela 4.2	Distribuição dos empregos por setores produtivos	33
Tabela 4.3	Legislação ambiental básica aplicável à Bacia Billings	35
Tabela 5.1	Dados recomendados, requeridos e opcionais para os módulos do HSPF	43
Tabela 5.2	Dados requeridos, recomendados e opcionais x poluentes e processos modelados	44
Tabela 6.1	Análise de sensibilidade para as principais variáveis de influência na calibração hidrológica	112
Tabela 6.2	Valores utilizados na calibração hidrológica	121
Tabela 6.3	Diferença entre os valores médios	133
Tabela 6.4	Dados reais x dados simulados na validação	133
Tabela 6.5	Valores padrões de concentração máxima, segundo a legislação CONAMA 20, para águas classe 1	136
Tabela 6.6	Resultados obtidos a partir da aplicação da BMP	139
Tabela 6.7	BMP's sugeridas e que apresentam uma maior eficiência de remoção para uma bacia com as características de Ribeirão da Estiva	142

LISTA DE ABREVIATURAS

ABS = função para determinar valor absoluto

ABSTMP = temperatura do fluxo ($^{\circ}\text{K}$)

ACCSDP = taxa de acúmulo de sólidos retidos (toneladas/acre por dia)

ACQOP = taxa de acúmulo da substância (quantidade/acre por dia)

ADCN = concentração da deposição atmosférica em tempo úmido (massa/volume)

ADFX = fluxo de deposição atmosférica total ou seca (massa/área por intervalo)

ADS = fluxo corrente de adsorção (massa/área por intervalo)

AGWO = efluente do canal ativo (polegadas/intervalo)

AGWRC = constante de recessão diária do fluxo de água subterrânea se KVARV ou GWVS = 0,0.

AGWS = canal de retenção de água subterrânea ativo no início do intervalo (polegadas)

AIRTC = temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)

AIRTCS = temperatura inicial do ar ($^{\circ}\text{C}$)

AIRTMP = temperatura do ar corrigida ($^{\circ}\text{F}$)

ALOG = função logarítmica natural

AVDEPE = profundidade média do corpo d'água em RCHRES no intervalo (ft)

AVDEPM = altura média da coluna d'água em RCHRES (m)

AVVELE = velocidade média da água (pés/s)

ASLT = Y-intercepto

AWTF = intercepto Y

BENOD = demanda bentônica a 20°C ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{intervalo}$)

BENOX = demanda de OD exercida pelo bento ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{intervalo}$)

BOD = concentração de DBO (mg/L)

BODOX = quantidade do OD requerido para satisfazer o decaimento de DBO ($\text{mg}/\text{L}/\text{intervalo}$)

BRBOD(1) = taxa de liberação de DBO (condições aeróbicas) ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{intervalo}$)

BRBOD(2) = incremento da taxa de liberação de fundo através do decaimento da concentração de OD

BSLT = declividade

BWTF = declividade

C = concentração de equilíbrio químico em solução (ppm de solução)

CFOREA = fator de correção para o coeficiente de reaeração para lagos; para lagos com baixa circulação, CFOREA pode ser menor que 1,0, e para lagos com excepcional circulação podem justificar valores maiores que 1,0.

CFPRES = proporção entre a pressão local e a pressão ao nível do mar

CMAD = químico adsorvido retido (massa/área)

CMSU = químico em solução retido (massa/área)

CNV = expoente empírica derivada de uma função da temperatura da água ($0,1198 + 0,00048 \cdot \text{TMPR}$)

COKS = $1,0 - \text{KS}$ (complemento de KS)

CONC = concentração de sólidos suspensos no início da simulação (mg/L)

CR = fração de terra coberta por gelo ou outro tipo de cobertura

CZ = fator empírico derivado da função de temperatura da água ($260,67 - 0,667 \cdot \text{TMPR}$)

D = taxa em que ocorre a sedimentação ($\text{massa}/\text{m}^2 \cdot \text{intervalo}$)

DELT60 = $\text{DELT}/60$ (hr/intervalo)

DELTHE = diminuição da linha de energia ao longo do RCHRES (ft)

DELTS = fator de conversão para unidades de /segundo para um intervalo qualquer

DELTTW = mudança de temperatura na água ($^{\circ}\text{C}$)

DEP = profundidade

DEPCOR = fator que converte de mg/m^2 para mg/L

DES = fluxo corrente de desorção (massa/área por intervalo)

DET = sedimento gerado pelo primeiro impacto da água da chuva (toneladas/acre/intervalo)

DETS = sedimento retido (tons/ac)

ELDAT = diferença de altitudes entre o segmento e o local registrado

ELEVGC = fator de correção para locais com altitude acima do nível do mar

ETA = Estação de tratamento de água

EXP = função exponencial

EXPOD = fator exponencial para a função de demanda bentônica (valor *default* = 1,22)

EXPRED = expoente da função de altura

EXPREL = fator exponencial da função de liberação de DBO bentônica (valor *default* = 2.82)

EXPREV = expoente da função de velocidade

F = fração de soluto que percola entre as camadas

FLOTIM = tempo de fluxo através do RCHRES (segundos)

FRAC = fração de PDRO retida pela zona superior

GATMP = temperatura do ar local (°F)

GSi = capacidade de transporte de areia (toneladas/dia/pé de largura)

GWVS = índice de declive do canal subterrâneo (polegadas)

IBAR = média da capacidade de infiltração sobre o segmento (polegadas/intervalo)

IFWO = interfluxo que não fica retido (polegadas/intervalo)

IFWK1 e IFWK2 são variáveis determinadas por:

IFWS = interfluxo estocado no início do intervalo (polegadas)

IMAX = máxima capacidade de infiltração (polegadas/intervalo)

IMIN = mínima capacidade de infiltração (polegadas/intervalo)

INFEXP = expoente

INFFAC = fator para o caso de haver neve ou gelo

INFLO = afluxo no interfluxo retido (polegadas/intervalo)

INFFAC = fator para casos onde ocorre neve ou gelo

INFILD = raio da máxima capacidade média de infiltração no segmento

INFILT = parâmetro de infiltração (polegadas/intervalo)

INTFW = parâmetro de interfluxo (pode ser em intervalos mensais ou anuais)

ISAND = quantidade de entrada de areia em RCHRES

JEIM = expoente para transporte de sólidos

JGER = expoente de polimento do solo

JRER = expoente de separação/geração de sedimento – depende das propriedades do solo

JSER = expoente para o transporte do sedimento gerado

K = taxa ótima de reação de primeira ordem à 35 °C (/intervalo)

KAD = taxa de primeira ordem de adsorção

KBOD20 = taxa de decaimento de DBO a 20°C (/intervalo)

KDS = taxa de primeira ordem de desorção (por intervalo)

KEIM = coeficiente de transporte de sólidos

KF2 = coeficiente variável de Freundlich

KF1 = coeficiente único K de Freundlich

KGER = coeficiente de polimento do solo

KK = temperatura corrigida da taxa de reação de primeira ordem (/intervalo)

KLON e KRON = coeficientes de partição para as formas de nitrogênio orgânico lábil e refratário, respectivamente.

KOREA = coeficiente de reaeração calculado em OXREA

KRER = coeficiente de geração de sedimento – depende das propriedades do solo

KS = fator de carga ($0 \leq KS \leq 0,99$)

KSER = coeficiente de transporte do sedimento gerado

KSET = taxa de sedimentação (pés/intervalo) (depende das características de RCHRES e do tipo de material)

KVARY = parâmetro que pode tornar ativo um estoque de água subterrânea, com relação não linear com o efluente (/polegadas)

LAPS = variação ($^{\circ}$ F/pé)

LEN = comprimento de RCHRES.

LPF = fator de retardo da lixiviação do soluto na camada, ULPF ou LLPF

LSUR = extensão do fluxo do plano superficial (pés)

LZS = zona baixa de armazenamento (polegadas)

LZSN = parâmetro para a zona baixa nominal de armazenamento (polegadas)

M = coeficiente de erodibilidade para a fração de sedimento ($\text{kg/m}^2 \cdot \text{intervalo}$)

MSUPY = volume de água não acumulado

MST = camada de retenção da mistura, UMST ou LMST

N1 = expoente de Freundlich

N2 = expoente variável de Freundlich

NSTOR = estoque de espécies nitrogenadas na camada de solo (massa/área)

NSUR = n de Manning para fluxos planos superficiais

P = estoque das espécies de fósforo nas camadas de solo (massa/área)

PERC = percolação sobre a zona superior (polegadas/intervalo)

PFLUX = fluxo de percolação, UDOWN, IGWI ou AGWI

PLON = N orgânico lábil particulado (lb N/ac ou kg N/ha)
 POTFS = fator potencial de polimento (quantidade/tonelada)
 POTFW = fator potencial de lavagem (quantidade/toneladas)
 PREC = precipitação (mm ou polegada/intervalo)
 PRON = N orgânico refratário particulado (lb N/ac ou kg N/ha)
 PRSUPY = precipitação na superfície de RCHRES
 PSCOUR = potencial de remoção ou deposição
 QB = transporte de calor de uma radiação de onda longa
 QBED = troca de calor com a camada mais profunda
 QE = transporte de calor por evaporação
 QH = transporte de calor por condução-convecção
 QP = calor contido na precipitação
 QSR = transporte de calor de uma radiação de onda curta incidente
 QT = troca de calor em kcal/m²/intervalo
 R = Fator de erosividade
 RAIN = precipitação (polegadas/intervalo)
 RATIO = razão da ordenada da linha II até linha I
 RDEP = profundidade relativa = (DEP – DEP1)/DEP2 – DEP1), onde DEP1 e DEP2 são valores tabulados de profundidades vizinhas, antes e depois, de DEP.
 REAK = constante empírica para uma equação de reaeração (/hora)
 RELBOD = DBO liberada de fundo (mg/m²/ intervalo)
 REMQOP = unidade de taxa de remoção da substância retida (por dia)
 REMSDP = fração de sólidos removidos por dia
 ROM = taxa total de efluente do RCHRES (m³/s)
 ROS = taxa de saída no início do intervalo (pé³/s ou m³/s)
 S = taxa na qual o sedimento é removido do fundo (kg/m²*intervalo)
 SA1 e SA2 = áreas superficiais vizinhas à SAREA
 SANDS = concentração de areia no início do intervalo
 SAREA = área superficial
 SATDO = concentração de OD saturado (mg/L)
 SCOUR = areia removida ou depositada no fundo
 SCRFAC = Fator de remoção dependente da velocidade média da água

SCRQS = fluxo da substância associada ao polimento do solo (quantidade/acre/intervalo)

SCRSD = partícula polida do solo (tons/ac/intervalo)

SLDS = retenção de sólidos (toneladas/acre)

SLDSS = sólidos retidos no início do dia (toneladas/acre)

SLON = N orgânico lábil em solução (lb N/ac ou kg N/ha)

SLOPE = slope de RCHRES (pé/pé)

SLTMP = temperatura na superfície (°C)

SLSUR = slope do fluxo do plano superficial (pé/pé)

SMO = fator de correção

SMPF = fator de suporte por manejo do solo

SNKMAT = massa de material que sedimenta durante o intervalo simulado (massa*pe³/L/intervalo ou massa*m³/L/intervalo)

SNKOUT = fração de material que sedimenta (redução de concentração/intervalo)

SOCO2 = concentração de dióxido de carbono dissolvido no fluxo de água superficial (mg C/L)

SODOX = concentração de oxigênio dissolvido no fluxo de água superficial (mg/L)

SOTMP = temperatura do fluxo de água superficial (°C)

SPD = soma das derivativas parciais de QB, QH e QE com respeito à temperatura da água.

SPS = pesticida retido na superfície (massa/área)

SQO = retenção da substância na superfície (massa/área)

SQOLIM = limite assintótico para SQO como tempo próximo do limite (quantidade/acre), se ocorrer um evento chuvoso

SQOS = SQO no início do período simulado

SOQO = carreamento da substância na superfície (quantidade/ acre por intervalo)

SOSLD = lavagem de sólidos (toneladas/acre por intervalo)

SOTMP = temperatura da carga difusa (°C)

SRON = N orgânico refratário em solução (lb N/ac ou kg N/ha)

SSUPR = taxa de mistura dando entrada na superfície

STCAP = capacidade de remoção do sedimento gerado (tons/ac/intervalo)

SURO = água que escoar na superfície (polegadas/intervalo)

SURS = água retida na superfície (polegadas)
 SURSE = superfície de detenção de detenção de equilíbrio
 SURSM = superfície média de detenção no tempo (polegadas)
 T = estoque de traçador na camada de solo (massa/área)
 TAU = pressão de remoção (libras/pé²)
 TAUCD = pressão crítica para deposição (libras/pé²)
 TCBEN = fator de correção de temperatura para a demanda de OD bentônica
 TCBOD = coeficiente de correção da temperatura da água, valor *default* = 1,075
 TCGINV = coeficiente de correção de temperatura para uma taxa de gás invasivo com valor *default* = 1,047
 TDIF = especifica a diferença entre a temperatura média do ar e a temperatura média
 TH = coeficiente de correção de temperatura para a reação (tipicamente cerca de
 THKDS = fator de correção de temperatura para a desorção
 TMP = temperatura na camada, no final do intervalo de tempo simulado (°C)
 TMPS = temperatura na camada, no início do intervalo de tempo simulado (°C)
 1,06)
 TW = temperatura da água (°C)
 TW20 = temperatura da água – 20,0 (°C)
 TWIDE = largura de RCHRES (pés)
 U = velocidade de fluxo em uma distância Y sobre o leito de fundo (pés/s)
 UZRAT = UZS/UZSN
 UZS = zona superior de armazenamento
 UZSN = zona superior nominal de armazenamento
 V = velocidade média do rio (pés/s)
 VOL = volume de água em RCHRES (pé³ ou m³)
 VOLEV = evaporação em RCHRES
 VOLS = volume de água no início do intervalo (pé³ ou m³)
 VSET = velocidade de sedimentação da areia (pé/s)
 W = velocidade de sedimentação para frações de sedimento coesivo (pol/intervalo)
 WINDF = fator de velocidade do vento
 WINDSP = velocidade do vento (m/s)
 WSSD = sedimento carregado (tons/ac/intervalo)

da camada do solo ($^{\circ}\text{C}$)

WASHQS = fluxo da substância associada com o sedimento carregado (quantidade/ac por intervalo)

WSFAC = susceptibilidade da substância ao carregamento (/polegada)

WSQOP = taxa de escoamento de chuva na superfície resultante de 90% da água de chuva em uma hora (polegada/hora)

X = substância adsorvida no solo (ppm de solo)

$\text{XDIF} = \text{XJCT} - \text{XFIX}$

XFIX = substância química permanentemente fixa (ppm de solo)

XJCT = concentração de adsorvido onde a curva 1 encontra a curva 2 (onde a ZS = zona de retenção da mistura, UZS ou LZS

ZSN = zona de retenção nominal de mistura, UZSN ou LZSN desorção inicia) (ppm de solo).

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção dos mananciais. Uma das causas fundamentais do aumento no consumo de água, e da rápida deterioração da qualidade, é o aumento da população mundial e a taxa de urbanização. No Brasil, segundo o levantamento de 2000 do IBGE, cerca de 85% da população vive em áreas urbanas com necessidades crescentes de água e com aumento permanente nos custos de tratamento. A água é, portanto, um recurso natural ameaçado, o que coloca em risco a sobrevivência da espécie humana (Tundisi, 2000). O aproveitamento dos recursos hídricos pelo homem envolve uma maior ou menor modificação das condições naturais da bacia hidrográfica. O planejamento da bacia como um todo envolve a integração de esforços, necessidades e definição de prioridades do uso da água nas suas múltiplas finalidades. Como controlar a água e sua distribuição para diferentes usos com o mínimo de dano à natureza? Segundo Tucci (1989), para responder a esta pergunta deve-se utilizar todas as ferramentas disponíveis para antever as diferentes alternativas de estudo. Os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar as alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer.

O gerenciamento dos recursos hídricos desenvolve-se a partir da necessidade de conciliação das atividades e ocupação de uma região, com as respectivas demandas e disponibilidades. Dentro do amplo contexto que envolve os planos de manejo em uma bacia hidrográfica, os objetivos ambientais, particularmente a manutenção de padrões de qualidade da água, podem ser considerados fundamentais para o cumprimento dos múltiplos objetivos que compõem os planos. Face aos grandes fatores que atingem os sistemas aquáticos continentais no final do século passado e ainda no século XXI, como o aumento de cargas de nitrogênio e fósforo total, descarga de substâncias tóxicas e modificações hidrológicas resultantes de atividades humanas ou consequência das mudanças globais provocando variações de volume e aumento de evaporação com impacto na biodiversidade dos sistemas aquáticos, entre outros problemas, grande parte dos esforços na pesquisa limnológica e no

desenvolvimento e aplicação de modelos matemáticos tem sido dirigida aos problemas de poluição, entendimento dos mecanismos nestes envolvidos e ao prognóstico do comportamento do sistema frente às diferentes solicitações. Os modelos matemáticos em ecossistemas aquáticos tornaram-se viáveis a partir da larga base de conhecimento criada pela pesquisa limnológica e visam funcionar como ferramenta de integração e síntese do conhecimento disponível. O manejo, juntamente com a pesquisa, define as principais categorias de objetivos da modelagem (Saggio, 1992).

O controle de ecossistemas vem também se tornando cada vez mais caro, e um erro de julgamento pode trazer mais prejuízos do que soluções, tanto com relação ao meio ambiente quanto com relação ao custo para corrigir falhas. Tudo isso gera a necessidade de ferramentas que tornem a análise mais ampla e eficiente e auxiliem na tomada de decisões (USEPA, 2000). A capacidade de prognóstico pode orientar programas de gerenciamento, fornecer reorientações e dar condições para o desenvolvimento de estratégias adequadas e opções como: diminuição nos custos de tratamento de água, interferência nos mecanismos sistemas terrestre/sistemas aquáticos, proteção da biodiversidade e de que tecnologia se disporá e quais são seus efeitos no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. De um gerenciamento setorial, com respostas urgentes para problemas como substâncias tóxicas ou contaminações diversas e localizadas temporal e espacialmente, o gerente passará a ser integrado em nível de ecossistema e preditivo (Tundisi, 2000).

A modelagem matemática não é uma nova descoberta, tampouco uma nova atividade. Esta “arte” vem sendo desenvolvida através dos séculos. É importante distinguir entre modelagem matemática e modelos matemáticos. Ambos possuem um importante papel no ensino da matemática, mas existe uma grande diferença entre utilizar-se de modelos matemáticos e formulá-los. Ao utilizar-se de um modelo, busca-se respostas a uma determinada situação possível de ser simulada. No entanto, a utilização de um modelo nem sempre dispensa que o usuário possua conhecimentos maiores a respeito dos processos e eventos que estão sendo simulados e, se

necessário, sua intervenção para que a simulação seja a mais próxima possível da realidade (James e Huntley, 1990).

Cabe lembrar que um modelo é uma abstração da realidade projetada para realizar uma tarefa específica. Os modelos matemáticos utilizam equações que simulam vários cenários e eventos e prevêm ou simulam impactos, sendo o mesmo uma hipótese sobre o sistema que representa, tanto pelo que é incluído como pelo que é excluído, segundo Pattern (1976) apud Saggio (1992); e, o objetivo principal da modelagem não é produzir uma cópia exata do ecossistema, mas sim tentar reproduzir as características relevantes para o tratamento de uma determinada questão, podendo o ecossistema ser modelado de diferentes maneiras, de acordo com as informações disponíveis e os propósitos do projeto.

A quantificação da carga poluidora que afluí a um corpo d'água é um elemento fundamental para qualquer manejo que objetive a conservação e o uso sustentável da água. Essa afirmativa se torna ainda mais evidente quando se trata de um manancial para abastecimento público. Através da análise integrada entre os dados de qualidade da água e as características de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica, juntamente com a distribuição da população e a disponibilidade de infra-estrutura urbana, torna-se possível definir relações de causa e efeito entre as condições de ocupação da bacia e a qualidade das águas (Prime, 1998).

Vários fenômenos regem a geração, o transporte e a depuração de cargas poluidoras na rede hídrica de uma bacia. As cargas poluidoras podem ser pontuais e não pontuais (cargas difusas). Segundo Novotny; Chesters (1981), até recentemente os esforços no controle de poluição eram concentrados nas cargas pontuais, mesmo porque a degradação causada por este tipo de carga era muito mais visível e seus danos óbvios. Isto levou a grandes avanços nos desenvolvimento de tecnologias que tratassem eficientemente efluentes industriais e esgotos domésticos, e aumento nos custos destes tratamentos. A poluição causada por cargas difusas não era reconhecida até o final de 1960. No entanto, calcula-se que 50% da carga de poluição que adentra uma bacia é proveniente de fontes difusas. De acordo com Yagow; Shanholtz (1996),

a poluição por cargas difusas é a principal causa da degradação de corpos d'água de superfície nos Estados Unidos, sendo que a poluição proveniente de atividades agrícolas contribui com cerca de 72% da poluição total, em 48 estados pesquisados em 1992 pela EPA. Devido unicamente à poluição difusa, cerca de 40% dos rios, estuários e lagos que já possuem um controle adequado de cargas pontuais ainda são impróprios para a pesca e nado (USEPA, 2002).

No Brasil, a experiência com cargas poluidoras de origem difusa é quase inexistente. Alguns poucos trabalhos nacionais buscaram aprofundar o conhecimento disponível sobre a geração e afluência destas cargas e seus impactos na qualidade da água (Dalcanale, 2001; Eiger, 1993; Martins, 1988; Prime, 1998).

Um dos principais limitantes neste tipo de estudo é a natureza desta poluição e a maneira como deve ser mensurada. Primeiramente, a poluição difusa não implica na avaliação de um simples parâmetro, mas normalmente em vários, e nem sempre tradicionais como oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Atualmente existem vários modelos de qualidade da água que estimam cargas pontuais e difusas, de origem urbana e rural. Em 1991, a EPA publicou uma revisão destes tipos de modelos (Donigian et al, 1996). Estes modelos podem se tratar de simples cálculos estatísticos ou dos mais sofisticados conceitos existentes atualmente. A correlação normalmente utilizada na estimativa de cargas difusas é o tipo de uso e ocupação do solo. Também as características hidrológicas e físicas da região, e os processos químicos e biológicos determinam as cargas que estarão sendo geradas. A relativa importância e magnitude destes processos variarão de acordo com as categorias de uso do solo e as atividades humanas.

Embora atualmente seja óbvia a importância de maiores estudos relacionados às cargas difusas, a Política Nacional de Recursos Hídricos e a regulamentação CONAMA não contemplam diretamente a problemática da geração de cargas difusas. Outras falhas encontradas são os parâmetros químicos orgânicos tratados

pela lei, que não abrangem a realidade existente. Devido à origem das cargas difusas em bacias rurais, muitas vezes provenientes de produtos orgânicos como pesticidas e fertilizantes, os quais frequentemente têm sua formulação modificada em função de novos estudos e desenvolvimentos por parte das indústrias químicas, a quantidade de substâncias tóxicas e sua variância são muito mais amplas do que é regulamentado na legislação.

“A nova lei da Política Nacional para Recursos Hídricos (1997) acaba de ser divulgada e não há uma menção sequer sobre a existência do problema, muito menos especificamente sobre como tratá-lo. A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (...) tampouco trata do assunto. Apesar da lei e regulamentações brasileiras não serem específicas no tratamento das cargas difusas, é possível destacar a necessidade de estudo e recuperação de bacias afetadas por este tipo de poluição de maneira implícita nos seus artigos” (Dalcanele, 2001, p. 2).

Tundisi (2001) afirma que, a fim de assegurar a prevenção da poluição e programas eficazes de controle é necessário o apoio de um arcabouço legal e institucional adequado. As medidas que visam à redução de dejetos e ao controle da poluição difusa tendem a ser não-estruturais, o que cria uma necessidade ainda maior de um arcabouço legal e institucional. O objetivo final do conjunto de leis deve ser o de induzir a sociedade a um comportamento adequado, ou seja, que incentive a busca para um gerenciamento sustentável dos recursos naturais, e em particular, dos recursos hídricos e dos sistemas aquáticos. Dentro do escopo das estratégias nacionais, devem ser iniciados e melhorados os programas destinados à prevenção da poluição ou visando à redução de fontes de cargas difusas.

II. OBJETIVOS

O objetivo do projeto é estudar o modelo WinHSPF como ferramenta de simulação de geração de carga difusa de poluição na bacia de Ribeirão da Estiva.

O modelo WinHSPF é distribuído gratuitamente pela EPA, e uma equipe técnica organiza a participação dos usuários em canais de discussão via internet, respondendo a questões sobre o software.

A bacia em estudo é a Bacia de Ribeirão de Estiva, de características essencialmente rurais, situada no município de Rio Grande da Serra e cujo manancial inserido nesta bacia é um dos oito que abastecem a Região Metropolitana de São Paulo, produzindo cerca de 100 litros/segundo de água e abastecendo 35 mil pessoas nos municípios de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires.

Atualmente a bacia encontra-se razoavelmente preservada e o manancial possui característica de qualidade da água adequada para o processo de tratamento convencional. Apesar de totalmente inserido em uma Área de Proteção de Mananciais (APM), observa-se que, devido a pouca fiscalização, a evolução das atividades na região e uma gradativa invasão vêm ocorrendo nesta bacia, causando preocupação. Outro fato preocupante é a cultura existente no saneamento nacional de que soluções de curto e médio prazo, como implementação dos processos de tratamento para tecnologias cada vez mais avançadas são preferíveis, ao invés de procurar-se atacar a causa em áreas com alto potencial de degradação, mas com possibilidades de atuações preventivas.

Através da modelagem da qualidade da água e simulação de vários cenários espera-se destacar a importância de maiores estudos sobre a problemática da poluição difusa, a possibilidade de utilização do software WinHSPF e a importância da implantação de manejo, planejamento e fiscalização nesta bacia, visando a preservação do manancial e a saúde pública.

III. REVISÃO DE LITERATURA

III. 1 - A poluição da água

A preocupação da qualidade da água e sua relação com a qualidade de vida não são recentes. A qualidade da água reflete a sua composição e sua resposta às atividades humanas, expresso em termos quantitativos e relacionados com o tipo de uso a que se destina. A qualidade da água é percebida diferentemente de pessoa para pessoa, dependendo do foco. Os termos poluição, contaminação ou degradação da água são usados para descrever a falta de condição adequada da água superficial ou subterrânea. Novotny; Olem (1994) sugerem como uma definição para o termo poluição da água como sendo: “(...) uma mudança das qualidades físicas, químicas, radiológicas, ou biológicas do recurso (ar, terra ou água) causada pelo homem ou através da atividade humana em prejuízo à existência, pretensão ou potenciais usos deste recurso.” Portanto, a poluição seria as diferentes mudanças na qualidade do meio ambiente através da ação humana.

Ainda segundo Novotny; Olem (1994), o período entre 1880 e 1920 marca o início de maiores discussões a respeito da importância da qualidade da água, especialmente a água distribuída para consumo humano. Em 1910, em Essen, na Alemanha, uma das maiores áreas industrializadas no mundo à época, foi estabelecida a primeira agência dirigida ao manejo da qualidade da água com o intuito de assegurar a disposição de cargas difusas urbanas e esgotos. Uma pequena comunidade providenciou uma planta de tratamento de esgotos para purificar a descarga de efluentes. Os coletores construídos transportavam tanto esgotos como poluição difusa. Em áreas rurais, fertilizantes orgânicos foram intensamente utilizados até meados de 1950. Não se utilizavam inseticidas e fertilizantes químicos e este tipo de ocupação não causava grandes problemas de poluição. Os avanços na descoberta de produtos capazes de minimizar pragas, produtos químicos desenvolvidos durante e desde a segunda guerra mundial contaminaram o solo, o ar e a água. Além disso, ocorreu uma rápida expansão de população e comércio, com aumento no tráfego de veículos, impulsionado pelo avanço de estradas. Automóveis e caminhões são os

maiores geradores de produtos químicos tóxicos relacionados às cargas difusas, assim como as atividades correlacionadas com a expansão de estradas de rodagem. Em 1977, em Essen, 95% da população residia em comunidades com sistemas de coleta de esgoto e 70% deste esgoto recebia tratamento biológico secundário. No entanto, tanto nos Estados Unidos quanto na Europa, a maioria dos rios e lagos já se encontrava saturada em termos de poluição, com quase total eliminação das formas de vida aquática. Em 1972 os Estados Unidos decretaram o *Clean Water Act*, a mais abrangente legislação sobre o meio ambiente para a solução de problemas ambientais. Após esta emenda de 1972, centenas de bilhões de dólares foram gastos para reverter à situação dos corpos d'água.

Reconhece-se que estes esforços podem não ter muita eficácia na reversão da qualidade da água, já que o uso e ocupação do solo continuaram gerando muita poluição. Isto significava que, além do controle das cargas pontuais era necessário controlar também as cargas difusas de poluição. De acordo com Novotny; Chester (1981), em 1972 um grupo de estudiosos da poluição proveniente do tipo de uso do solo (*Pollution from Land Use Reference Group* – PLUARG) estabeleceu o propósito de determinar os níveis e causas da poluição em função das atividades desenvolvidas nos Grandes Lagos - USA. Após cinco anos e muitos milhões de dólares, chegou-se à conclusão que a eutrofização acelerada e a degradação nestes lagos ocorreu em função das entradas de cargas de fósforo, sedimentos, produtos orgânicos agrícolas e industriais e metais pesados. A avaliação dos efeitos da poluição difusa em corpos d'água superficiais possibilitou a diferenciação entre cargas difusas e pontuais. Em 1987, o congresso alterou o *Clean Water Act* para que fossem incluídas as cargas difusas.

A seção 319 do *Clean Water Act* autoriza a EPA a providenciar subvenções para assistir os estados em programas de controle de poluição difusa (USEPA, 2000).

III. 1.1 – O conceito da poluição difusa

Assim como muitos conceitos evasivos, a poluição difusa é de modo geral especificada como aquilo que ela não é. Literalmente, é definida como sendo aquela causada por poluentes que não são descarregados pelas fontes pontuais. No entanto, a poluição difusa inclui pequenas fontes pontuais, como por exemplo, os citados por Martins (1988): tanques sépticos em áreas rurais, pequenos locais de alimentação de animais, descargas de sistemas de esgotos unitários para os quais não são necessárias licenças de lançamento de efluentes e descargas clandestinas.

Definem-se então as cargas poluidoras (Prime, 1998):

- Cargas pontuais: a fonte é possível de ser determinada e localizada, como é o caso de esgotos domésticos, descargas industriais, efluentes de aterros sanitários, etc.
- Cargas difusas ou não pontuais: geradas de forma distribuída ao longo da superfície do solo por inúmeros agentes poluidores, que afluem aos corpos d'água preferencialmente por ocasião dos eventos de chuvas.

Além disso, as cargas pontuais apresentam variação de magnitude muito menor que o observado nas cargas difusas, já que a última varia em função da intensidade de uma chuva, por exemplo. As fontes difusas de poluentes são mais frequentemente associadas às atividades de uso do solo. Entre estas, as que mais contribuem são: desenvolvimento urbano, agricultura, construção urbana e rural, corte de madeira e mineração. As fontes de cargas difusas podem ser:

Em áreas rurais:

- Atividades agrícolas
- Atividades pecuárias
- Silvicultura
- Chácaras de lazer e recreação
- Áreas naturais pouco alteradas como matas, capoeiras, campo.
- Mineração

Em áreas urbanas:

- Áreas residenciais
- Áreas comerciais
- Áreas industriais
- Outros tipos de áreas: complexos esportivos, parques, etc.
- Meios de transporte
- Deposição atmosférica:
- Partículas em suspensão no ar
- Água de chuva

Pode-se citar ainda outras condições que caracterizam as fontes difusas (Porto, 1995):

- O lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado à precipitação;
- Os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- As cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque não é possível identificar sua origem;
- O controle da poluição de origem difusa, obrigatoriamente, deve incluir ações sobre a área geradora da poluição, ao invés de incluir, apenas, o controle do efluente quando do lançamento;
- É difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada, a extensão da área de produção naquele específico evento e com outros fatores, que tornam a correlação vazão x carga poluidora praticamente impossível de ser estabelecida.

A EPA decidiu especificar as várias categorias e origens de cargas difusas – de origem urbana (USEPA, 1993) para suprir a falta de uma definição precisa, sendo as principais:

1. sedimento;
2. poluentes minerais (drenagem ácida de minas, teores indesejáveis de salinidade e a presença de metais pesados);
3. nutrientes, especialmente os compostos de nitrogênio, e sobretudo fósforo, que é o fator limitante ao avanço da eutrofização;

4. pesticidas;
5. poluentes biodegradáveis;
6. poluição térmica;
7. radioatividade;
8. poluição microbiana.

As primeiras cinco categorias são consideradas como sendo os tipos de poluição difusa d'água de maior preocupação, devido ao montante – os sedimentos, além de carrear poluentes é o maior em volume total anual, nos Estados Unidos; e por causa da toxicidade e de originarem a eutrofização dos sistemas aquáticos superficiais.

Em Martins (1988), lê-se que as cargas difusas dependem significativamente de fatores locais, cujos efeitos nem sempre podem ser descritos por critérios racionais e gerais, que permitam ser extrapolados de uma região para outra. Exigem, portanto, monitoramento específico em cada área de estudo. A quantificação de poluentes específica é difícil de ser feita devido à complexidade e a variabilidade da fonte difusa. As concentrações variam entre bacias hidrográficas, eventos diferentes de precipitação, e ao longo de um mesmo evento. A quantidade de carga gerada vai depender não só do tipo de uso do solo, mas das características hidrológicas e topográficas, cobertura vegetal, estação do ano, limpeza de ruas, práticas de gerenciamento do uso do solo, etc. Ou seja, tudo aquilo que influencie no acúmulo de poluentes na superfície ou os mecanismos de transportes de poluentes da superfície possuem um impacto direto na carga difusa gerada. Ainda segundo Martins (1988), o Estado de São Paulo iniciou uma tentativa de controle da poluição em 1968, após a criação da CETESB. As suas primeiras ações corretivas enfocaram as usinas de cana-de-açúcar, seguidas por outros tipos de indústrias. Ações preventivas foram implementadas em 1976 com um sistema de licenciamento para as novas fontes potenciais de poluentes, os quais foram efetivos em termos de redução da poluição industrial. No entanto, por motivos políticos e por faltas de recursos houve pouco avanço no sistema de coleta de esgotos.

III. 2 – A modelagem da qualidade da água

Segundo Chapra (1997), a modelagem da qualidade da água vem conquistando uma crescente quantidade de apreciadores desde suas inovações nos últimos anos do século 20. Esta evolução pode ser quebrada em quatro grandes fases. Estas fases relacionam-se tanto com as preocupações sociais quanto com a capacidade computacional que podem ser observadas em cada um destes períodos. Em 1925, foi desenvolvido por Streeter e Phelps, da universidade de Ohio um modelo capaz de estimar níveis de concentração de oxigênio dissolvido em rios e estuários. A partir de 1960, computadores tornaram-se acessíveis, e isto ajudou em maiores avanços na área da modelagem da qualidade da água. O primeiro modelo avançado envolvia expressões numéricas com estruturas analíticas. O foco ainda era o oxigênio, mas o computador permitia análises envolvendo geometrias mais complicadas, cinéticas e simulações com variações temporais. Os modelos eram de sistemas bidimensionais como estuários e baías. Na década de 60 ocorreram mudanças nas aplicações dos modelos. O computador permitia uma maior compreensão, embora aproximada dos problemas de qualidade da água. Mais do que focar em efeitos locais e origens pontuais passou-se a avaliar o todo, a observar-se à bacia de drenagem como um sistema, com a adoção de uma perspectiva holística. Em 1970, outro salto aconteceu. Um movimento ecológico começava a nascer, a partir da nova percepção da sociedade da importância do meio ambiente, e a noção de que a renovação do meio ambiente começava e terminava em si mesmo. O principal problema da qualidade da água focado nesse período foi o da eutrofização. Como consequência, aumentaram os estudos para os mecanismos de representação dos processos biológicos.

Com a existência dos computadores, retroalimentação e cinéticas não lineares puderam ser empregadas nestes estudos. O mais recente estágio da modelagem desenvolveu-se devido à crise de energia no meio dos anos setenta. Esta crise inibiu ações que foram vistas como necessárias na proteção e melhora da qualidade da água. O maior avanço neste período foi no reconhecimento da importância do material sólido e no transporte e destinação de substâncias tóxicas. Em particular, a associação destas substâncias com a sedimentação e a ressuspensão das partículas

representa o maior mecanismo de controle no transporte e seu destino em águas naturais. Também se passou a estudar o acúmulo de substâncias tóxicas, e sua atuação na cadeia alimentar como concentrador de contaminantes. Segundo Novotny; Chesters (1994) a partir de meados de 1970 e início de 1980, passou-se a estudar mais a fundo a modelagem para a poluição difusa.

A complexidade da simulação de cargas difusas, em parte devido ao pouco avanço nesta área até o momento, faz com que a variabilidade de tipos de modelos e sua escolha demandem uma análise muito crítica por parte do usuário. Os processos físicos e a variação espacial envolvida no escoamento superficial, transporte de sedimentos e transporte de contaminantes dissolvidos são muito complexos e difíceis de caracterizar (Dalcanele, 2001).

Quanto à formulação dos modelos, Jørgensen (2000) afirma que um modelo consiste de cinco componentes, sendo estas as funções de força ou variáveis externas que influenciam as condições do ecossistema; as variáveis de estado; as equações químicas para representação dos processos biológicos, químicos e físicos que ocorrem dentro do ecossistema; os parâmetros ou coeficientes; e finalmente o modelo ou diagrama conceitual. O diagrama conceitual contém as componentes anteriores e a maneira como estas se relacionam nos processos. O modelo quantitativo surge então a partir da formulação desses processos por meio de expressões matemáticas.

Segundo Strasbraska; Tundisi (2000), os grupos de modelos de interesse para o gerenciamento da qualidade da água dividem-se em sete, variando desde modelos de cálculos estáticos simples, contendo equações algébricas ou gráficos até sistemas de apoio a decisões (DSS), que incorporam outros modelos capazes de oferecer respostas a problemas que exigem a tomada de decisões importantes quanto a aspectos de qualidade da água.

Segundo Tucci (1989), os modelos podem ser classificados segundo diferentes critérios, como a discretização espacial das variáveis de fluxo e de transporte de massa.

Um reservatório, por exemplo, pode ter quatro tipos de modelos:

1. Modelo concentrado – (zero dimensão), com sistema de mistura completa e sem capacidade de avaliação da variabilidade espacial.
2. Modelo unidimensional – simula processos considerando apenas uma dimensão no espaço. Normalmente este tipo de modelo é usado no estudo do fluxo do reservatório, longitudinal ou vertical.
3. Modelo bidimensional – simula os fenômenos, desprezando uma das direções. Pode ser bidimensional no plano (direção longitudinal e transversal), desprezando as variações na vertical, ou bidimensional no perfil (direções longitudinal e vertical) que despreza as variações na transversal. Este modelo permite uma visualização das velocidades e concentrações no plano formado pelo reservatório.
4. Modelo tridimensional – representa todas as direções.

Os modelos podem ser classificados quanto à variação no tempo em permanente e não permanente. Os modelos em regime permanente desconsideram a variação no tempo das variáveis envolvidas no processo, enquanto que os modelos em regime não permanente levam em conta estas variações. Os modelos em regime permanente podem ainda ser uniforme – consideram a velocidade constante no rio – e não uniformes – com velocidades variando ao longo do rio.

Pode-se ainda classificar os modelos quanto ao tipo de parâmetros, em conservativos e não conservativos. O primeiro não trata de reações químicas e biológicas no sistema aquático. No modelo não conservativo, são tratados os parâmetros que podem ser representados matematicamente quanto às reações citadas. Além desta classificação, Straskraba; Tundisi (2000) dizem que os modelos podem ser determinísticos ou estocásticos:

- Os modelos determinísticos calculam um valor médio por situação ou unidade de tempo, ignorando assim perturbações randômicas e variações de parâmetros e variáveis de estado.
- Os modelos estocásticos fornecem um intervalo de valores que pode ser esperado para cada situação ou unidade de tempo,

normalmente expresso em termos de média ou dentro de intervalos de probabilidade.

Os modelos podem variar de simples aplicações de processos hidrológicos somados de uma carga unitária a modelos complexos, que necessitam de um grande número de dados. O custo, portanto, aumenta em função da complexidade do modelo. A complexidade do modelo deve ser muito bem avaliado, pois em alguns casos, não existe a necessidade de um detalhamento extensivo do sistema em estudo para a obtenção de uma boa simulação.

Em estudo desenvolvido por Thomman (EPA, 1975) no Lago Ontario, U.S.A., o mesmo concluiu que a dinâmica da comunidade fitoplanctônica e os nutrientes presentes em um sistema podiam ser adequadamente analisados em um modelo simples, do tipo unidimensional. Posteriormente, com o intuito de verificar melhor a dinâmica existente no sistema e a variação pontual da massa algal no lago foi estudado e desenvolvido um modelo tridimensional.

III. 2.1 – A evolução da modelagem da qualidade da água para cargas difusas

Em uma revisão da evolução da modelagem da qualidade da água para cargas difusas, Donigian; Imhoff (2002) dizem que, no início da década de 60 o modelo SWM (*Stanford Watershed Model*) foi um instrumento introduzido na engenharia civil que aplicava o conceito de modelagem hidrológica contínua. No início da década de 70 os criadores do SWM expandiram e refinaram o modelo, criando o HSP (*Hydrocomp Simulation Program*), o qual possuía a capacidade de simulação de cargas difusas e da qualidade da água. Durante esta década a EPA ocupou-se com o desenvolvimento do modelo ARM (*Agricultural Runoff Management*) e NPS (*Nonpoint Source*), modelos de carga de poluição de fonte agrícola, urbana e outros usos. Os anos de 1970 a 1980 destacaram-se como um período de aumento da poluição. Ao mesmo tempo ocorreu um aumento do desenvolvimento de modelos matemáticos para cargas de poluição e impactos na qualidade da água, além de análise de alternativas e medidas de controle. Um grande investimento foi feito a partir de então pela agência Hydrocomp para o desenvolvimento do modelo HSPF

que englobava os modelos HSP, ARM e NPS, e era consideravelmente mais fácil de armazenar e manipular. Desde seu lançamento o HSPF passou por uma contínua melhoria. Em 1994 iniciou-se o desenvolvimento do modelo BASINS, capaz de combinar várias ferramentas e modelos para análise e gerenciamento de bacias. A partir de 1998 o BASINS integra o HSPF e softwares desenvolvidos pela USGS.

Muitos trabalhos têm sido publicados analisando modelos e metodologias de simulação de cargas difusas e qualidade da água, como em Harman et al (1998), Nix (1991) e Novotny (1992), Mukhopadhyay; Smith (2000), Sohrabi; Shirmohammadi; Montas (2002); Yagow; Shanholtz (1996); Venturini; Buchberger (2001), Welch (1980), Donigian; Imhoff (2002), Griffin et al (1980). No Brasil, alguns trabalhos sobre geração de cargas difusas urbanas e rurais como Dalcanale (2001), Martins (1988), Hermann; Martins (1986), Prime (1998). O modelo HSPF possui algumas publicações de trabalhos como os feitos por Donigian (2002), USEPA (2000), Carruba (2000), Whittemore (2002) e trabalhos citados em Harman et al (1998).

Em Novotny; Olem (1993) lê-se que existem basicamente duas aproximações para modelagem de poluição difusa, que classifica o modelo como sendo do tipo agregado, os mais comuns, ou distribuído, que são modelos determinísticos mais complexos. Um modelo agregado pode ser tanto estocástico quanto determinístico. Este tipo de modelo trata a bacia hidrográfica ou uma porção significativa da mesma como sendo uma coisa só. As características da bacia são várias vezes agregadas, em uma equação empírica, e a forma final e magnitude dos parâmetros são simplificadas para representar uma unidade modelada como sendo um sistema uniforme. Os coeficientes e parâmetros do sistema de cada unidade são muitas vezes determinados através da calibração por comparação e resposta do modelo a um extenso número de dados. Após sua calibração e validação, este modelo pode produzir longas séries de dados refletindo diferentes condições hidrológicas e meteorológicas. O modelo distribuído divide a bacia em unidades menores e homogêneas – elementos de área – com características uniformes (solo, permeabilidade, etc.). Cada unidade é descrita individualmente por um conjunto de equações diferenciais de balanço de massa. A entrada de dados para cada unidade constitui-se de entradas de dados distribuídas,

como dados de chuva e deposição atmosférica, mais os dados de saída das unidades de área adjacentes. Este tipo de modelo requer grandes arquivos de armazenamento de dados. No entanto, qualquer mudança nas características da bacia e seus efeitos podem ser facilmente simulados. São modelos mais adequados para uso em conjunto com sistemas de informações geográficas (GIS).

Léon; Kouwen; Farquhar (2000) afirmam que, tradicionalmente, modelos distribuídos são limitados por requererem elementos homogêneos e manipularem um grande número de dados. Modelos mais recentes usam a aproximação agregada, considerando uma área como sendo homogênea e calculando a resposta hidrológica para uma unidade. Para áreas grandes a bacia é dividida em elementos individuais, cada qual com seus próprios parâmetros de modelagem. Recentemente uma aproximação diferente, baseada no conceito de resposta de unidade de grupo (GRU), calcula o resultado para cada classe de solo do elemento fazendo com que a modelagem de células maiores seja uma alternativa prática. Este método é utilizado pelo modelo WATFLOOD. Este conceito, GRU, leva a um método simplificado para aproximações distribuídas, e melhora a modelagem de cargas difusas. A aproximação GRU baseia-se no cálculo de resultados para cada classe de uso e ocupação do solo dentro de cada elemento, e o peso da resposta por tipo de classe de uso em cada grade de células. Daí a simplificação, onde a homogeneidade não é necessária, mas o importante é o peso que cada área com determinada classe representa na bacia. Já Novotny; Chesters (1981) dividem os modelos de cargas difusas em três grupos básicos: modelos de simples rotinas estatísticas, modelos hidrológicos determinísticos e modelos estocásticos. A maioria dos modelos possui os seguintes componentes básicos:

1. A geração de carga difusa na superfície do solo, que descreve a transformação da chuva em carga e seu comportamento na superfície do solo até atingir o corpo d'água. Este componente incluem os seguintes processos:
 - a. permeabilidade do solo;
 - b. evaporação;
 - c. acúmulo de gelo e neve;

2. Um módulo de simulação da capacidade de infiltração da água. Este módulo contempla alguns processos como evapotranspiração, limites de infiltração e perda de água para zonas subterrâneas.
3. A componente erosão estima a perda de partículas pelo solo.
4. Simulação de cargas de partículas acumuladas e dispersas, normalmente provenientes de áreas urbanas.
5. Um componente que simule a adsorção e desorção do solo, para tipos de solo capazes de adsorver e dissolver frações de poluentes. Este conceito pode incluir volatilização e equações de decaimento e reações que podem ocorrer para determinados tipos de poluentes, como pesticidas e formas nitrogenadas. Este módulo pode ser substituído por correlações entre a concentração de poluentes encontradas em sedimentos.

III. 2.2 – Modelos para cargas difusas de origem rural

A seguir comenta-se sobre alguns dos principais modelos existentes, segundo Donigian; Aquaterra; Huber (1991); Léon; Kouwen; Farquhar (2000), para simulação de geração de cargas difusas em bacias rurais:

ANSWERS – *Areal, Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation;*

Este modelo foi desenvolvido pelo *Agricultural Engineering Department of Purdue University*. ANSWERS foi primeiramente projetado para simular apenas um evento de chuva, e requer que a bacia hidrográfica em estudo seja dividida em elementos de grade com informações dos parâmetros para cada um destes elementos. Estas características impõem a necessidade de um computador de alta performance, devido ao grande volume de informações utilizadas. No entanto, este detalhamento espacial permite uma melhor avaliação da área que se deseja estudar. ANSWERS é basicamente um modelo de simulação de sedimentos e geração de cargas; a simulação de nutrientes é baseada em simples correlações entre a concentração e o volume de sedimento/carga. Os processos ocorridos no solo não são simulados.

AGNPS – *Agricultural Nonpoint Source Pollution Model*. Este modelo foi desenvolvido pelo USDA *Agricultural Research Service*. Foi desenvolvido para simular o escoamento superficial, transporte de sedimentos e nutrientes, sendo capaz de simular eventos individuais de chuva ou efetuar simulações contínuas. Embora seja similar ao ANSWERS quanto à subdivisão da bacia em células, os processos simulados em cada célula alimentam as células adjacentes. O modelo pode ainda acomodar entrada de cargas pontuais e plantas de tratamento de esgotos, e não simula pesticida.

AnnAGNPS – *Annualized Agricultural Non-point Source Pollution Model*. Este modelo foi projetado para a simulação de cargas difusas em bacias rurais, e torna possível comparar efeitos de implementação de várias alternativas de conservação na bacia hidrográfica. Por exemplo, métodos alternativos de plantação e colheita, taxas de irrigação, etc. O modelo é um programa de simulação contínua que usa como base a bacia hidrográfica. Trata-se de uma expansão da capacidade do modelo AGNP. Neste modelo é possível dividir a bacia em áreas homogêneas em termos de tipo de solo, uso e manejo. A simulação inclui quantidade de escoamento superficial, sedimentos, nutrientes e pesticidas. Os cálculos são feitos baseados em 24 horas, com a alimentação de dados das células posteriores pelas antecessoras, durante o que é simulado o fenômeno de sedimentação da carga inicial. Os resultados são apresentados baseados em eventos de chuva para os trechos de rios selecionados e como porção de contribuição para cada área homogênea e canal durante o período de simulação.

PRZM – *Pesticide Root Zone Model*. Desenvolvido pelo laboratório da EPA *Athens* para a modelagem de pesticidas em regiões de cultivo de plantações e conseqüentes impactos em corpos d'água subterrâneos. Entretanto, o PRZM inclui um módulo de cargas e erosão, e possui componentes de dissolução, adsorção e evaporação de pesticidas no solo representados através de processos de formação de cargas, erosão, evapotranspiração, temperatura do solo, função de decaimento, volatilização, advecção, dispersão, entre outros.

ARM – *Agricultural Runoff Management*. Este modelo é uma versão do HSPF que pode ser rodada independentemente ou não. Simula o escoamento superficial, incluindo o acúmulo na neve e o degelo, sedimentos, pesticidas e cargas de nutrientes em cursos d'água de superfície e subterrâneos. Este modelo requer extensa calibração.

CREAMS – *Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*. Foi desenvolvido pelo *U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service*, utiliza separadamente submodelos hidrológicos, químicos e de erosão que se conectam através de arquivos. O volume de chuva, infiltração, evapotranspiração e percolação através do solo são computados em bases diárias. Se existe um banco de dados mais detalhado sobre a precipitação, a infiltração pode ser calculada através de histogramas. Nutrientes e pesticidas são simulados neste modelo, capaz de determinar as concentrações médias de sedimentos e elementos químicos dissolvidos carregados para os corpos d'água. O modelo é dinâmico e por isso capaz de simular entradas instantâneas (pulsos) de pesticidas.

SWRRB – *Simulation for Water Resources in Rural BASINS 2.0*. Este modelo foi desenvolvido pela USDA para modelagem da qualidade da água. Seus componentes de cargas são similares aos outros modelos de cargas difusas, sendo que o SWRRB inclui o processo em canais e fluxos subterrâneos que permite representar diferentes tipos de bacias. Seus intervalos de cálculos são diários, e é capaz de simular fenômenos hidrológicos, cultivo de plantações, erosão, transporte de sedimentos e geração de cargas de nutrientes e pesticidas. Suas capacidades de simulação de cargas são derivadas do modelo CREAMS.

UTM-TOX – *Unified Transport Model for Toxic Materials*. Desenvolvido pelo *Oak Ridge National Laboratory* da *USEPA Office of Pesticides and Toxic Substances*, este modelo combina componentes hidrológicos, atmosféricos e transporte de sedimentos. É similar ao modelo HSPF quanto à representação do solo e processos em canal. É capaz de simular detalhadamente os processos de transporte atmosférico e deposição, e foi desenvolvido primeiramente para simular compostos orgânicos.

Trata-se de um modelo de aplicações limitadas, sem capacidade específica para simulação de nutrientes.

SWAT – *Soil and Water Assessment Tool*. É um modelo para bacias hidrográficas e rios, desenvolvido pelo Dr. Jeff Arnold, USDA. SWAT foi desenvolvido para prever o impacto de manejos de uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água, pela geração de sedimentos e utilização de produtos agroquímicos. Sua construção é voltada para bacias hidrográficas complexas, com vários tipos de uso e ocupação do solo e para simulações contínuas de longo período. Para tanto o modelo é fisicamente baseado, ou seja, não simplesmente correlaciona variáveis de entrada e saída, mas requer informações específicas sobre a meteorologia, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo ocorridas na bacia. Permite estudos mais especializados de processos como transporte de bactérias. É um aprimoramento do modelo SWRRB.

HSPF – *Hydrological Simulation Program – FORTRAN* (HSPF), é um modelo de simulação de fenômenos hidrológicos e qualidade da água para poluentes tóxicos orgânicos. Este modelo incorpora o modelo ARM e modelagem de cargas difusas para uma bacia, incluindo simulações unidimensionais de destino e transporte de carga em rios. Permite ainda integrar simulações de contaminação por cargas difusas, temperatura da água, transporte de sedimentos, nutrientes e interações entre sedimentos e elementos químicos. Inclui ainda simulações simples (constante de concentração) e detalhadas de processos (transformações químicas de nutrientes). O modelo HSPF passou por várias revisões com inserção de novos algoritmos. Em 1984 foi desenvolvida a metodologia CMRA (*Chemical Migration and Risk Assessment*), a qual trazia procedimentos mais detalhados de simulação de sedimentos e transporte e interação de parâmetros químicos. Além disso, combinava o uso os dados de frequência-duração com dados de toxicidade para obter a frequência de condições agudas e crônicas em organismos aquáticos. Com este novo algoritmo é lançada a versão 8.0 do HSPF. Em 1993 surge o HSPF 10.0. Era notório que o modelo 5.0 possuía deficiências para modelar nutrientes nos corpos d'água, por ser inábil na simulação das interações entre nutrientes e sedimentos, como

adsorção/desorção, advecção e deposição/remoção de sedimentos. Na nova versão o modelo passa a considerar efeitos do pH no equilíbrio do alumínio e do carbonato e da alcalinidade; e os possíveis efeitos da complexação do ferro e competição com o alumínio, além de estarem solucionadas as deficiências anteriores. Além disso o modelo melhora a definição de como estão ligados os vários segmentos da bacia, a partir do desenvolvimento das ferramentas SCHEMATIC e MASS-LINK, facilitando o uso do modelo. A versão 11.0 é apresentada em 1997. Com um melhor entendimento da dinâmica das fontes de nitrogênio na bacia de Chesepeak, USA, a EPA promove uma melhoria na capacidade de modelagem a partir da inclusão de três fontes de poluição diferentes: deposição atmosférica, fertilizantes agrícolas e áreas com florestas. Além disso o modelo tem expandido os algoritmos que simulam o ganho e perda de nutrientes por plantas, minimizando uma hiper-sensibilidade para simulações com aplicações de fertilizantes. Também o nitrogênio passa a ser simulado em diferentes formas, frações de nitrogênio orgânico lábil e refratário particulado e dissolvido, entre outras melhorias. A última versão, o HSPF 12.0, ocorreu em 2001, com o refinamento da representação da hidrologia de wetlands. Outras melhorias foram: capacidade de representar a irrigação em segmentos permeáveis, definidas pelo usuário; simulação mais simplificada de eventos de neve; simulação de BMPs; a inserção da ferramenta REPORT para que o usuário possa personalizar a maneira como pretende que os dados sejam extraídos. Encontra-se em estudo melhorias para a simulação de vazão/sedimentos (Donigian, 2002). Em capítulos posteriores este modelo será discutido com maiores detalhes).

A tabela 3 a seguir compara os atributos de alguns modelos para cargas geradas em bacias rurais.

Tabela 3 – Resumo dos modelos para cargas difusas de origem rural

Modelo	Complexidade	Tipo de simulação	Classificação do modelo	Número e tipo de poluentes	Dados necessários
AGNPS	M	C, SE	DP	S, N	M
ANSWERS	M	SE	DP	S	M
CREAMS-GLEAMS	A	C, SE	LA	S, N, 20 OP	A
HSP-F	A	C	DP, unidimensional	S, N, 1 OP	M-A
PRZM	M	C	LA	S, OP	M
SWRRB	M-A	C, (E)	LA	S, N, OP	M

Nota: M = moderado (a), A = alto (a), C = contínuo, SE = evento de chuva, DP = modelo distribuído (*distributed-model*), LA = modelo “agregado” (*lumped-model*), S = erosão (sedimentos), N = nutrientes, OP = pesticidas orgânicos.

III.3 – O impacto da agricultura na geração de cargas

Nos Estados Unidos a carga difusa gerada em áreas rurais está entre as maiores fontes de poluição de rios e lagos e é a principal contribuinte de contaminantes para águas subterrâneas e degradação de wetlands. As atividades agrícolas que causam a geração de cargas difusas incluem a criação de animais, áreas de pasto e arado, uso de pesticidas, irrigação, fertilização, plantações e colheita. Os poluentes gerados são: sedimentos, nutrientes, organismos patogênicos, pesticidas e sais. O excesso de fertilizantes na água pode causar a eutrofização de lagos e reservatórios a jusante, enquanto pesticidas e a DBO resultante do material orgânico em excesso pode causar grandes danos às populações aquáticas. A erosão, além do problema da geração de sedimentos auxilia a carregar nutrientes e tóxicos para os corpos d’água (USEPA, 1997a).

Segundo Novotny; Olem (1994) a criação de animais pode impactar de diversos modos o tipo de cargas geradas. Uma criação confinada produz uma carga do tipo pontual, enquanto criações livres em um cercado geram uma poluição que será carregada em um evento de chuva. Além disso, a movimentação dos animais no pasto ajuda a compactação do solo, diminuindo a capacidade de infiltração de água. Vários fatores intensificam esta geração de cargas, como a localização dos animais em

relação a um curso d'água e seu acesso ao mesmo. Atividades que promovem o aumento da erosão, inserção de produtos químicos nas plantações, como nutrientes e pesticidas, são fatores preocupantes no uso do solo para atividades agrícolas. Embora as perdas de nutrientes sejam pequenas em relação ao montante aplicado, sua contribuição nos corpos d'água quase sempre excede os padrões aceitáveis para prevenção da aceleração da eutrofização em mananciais de superfície. A perda de nitratos em áreas agrícolas é substancial e pode tornar um manancial subterrâneo impróprio para consumo humano. O uso de pesticidas tem contribuído em muito para a contaminação de mananciais. Perde-se cerca de 5% do total de pesticidas utilizado para controle de pragas. A maior parte vai para os corpos d'água. Entretanto, caso a aplicação de pesticidas ocorra pouco antes de uma chuva, a carga pode ser muito maior. Em 1980 fazendeiros americanos usaram cerca de 200 toneladas/ano de herbicida e 140 toneladas/ano de inseticidas. Desde então estes dados dobraram.

A sedimentação ocorre quando o vento ou a água da chuva carrega partículas sólidas de uma certa área, por exemplo uma fazenda, para um corpo d'água, como um rio ou um lago.

Dependendo do tipo de sedimento o impacto pode ir desde ao aumento da turbidez da água, com diminuição da zona eufótica e geração de problemas à fauna aquática dependente da luminosidade; aumento da concentração de nutrientes, patogênicos e metais pesados, etc.

De acordo com Chaves et al (1995), a formação de sedimentos é ocasionada em geral pelo processo de carreamento dos solos, conhecido como erosão. Agentes ocasionadores de erosão podem ser a água, os ventos e outros. De forma resumida, os processos de erosão são desencadeados pelo impacto das gotas da chuva na superfície do solo, promovendo a desagregação das partículas e o transporte das mesmas através do escoamento superficial. A erosão mais comumente encontrada em áreas rurais, causada pelo escoamento difuso das águas de chuva e remoção progressiva e relativamente uniforme dos horizontes superficiais do solo é a erosão *laminar* ou em *lençol*. Ocorre a partir daí a perda de terras cultiváveis, com perda de fertilizantes, pesticidas, sementes, etc., o seu empobrecimento e conseqüente perda

da produtividade, levando assim à necessidade de gastos para recuperar o solo perdido. O sedimento gerado e carreado para rios ou reservatórios irá então contribuir para o assoreamento do mesmo.

De acordo com a USEPA, citado em Novotny; Olem (1994), no começo dos anos 80, plantações, áreas de pasto, etc, contribuíram com 6,8 milhões de toneladas/ano de nitrogênio e 2,6 milhões toneladas/ano de fósforo. A agricultura requer ainda a utilização de irrigação, que durante sua passagem pelas valas de irrigação concentra os sais do solo, carreando estes sais para o corpo d'água receptor. Segundo a USEPA (1993), nos Estados Unidos ainda não existem leis federais que controlem a poluição difusa de origem rural. No entanto, existe um crescente consenso que um efetivo meio de controlar a geração de cargas difusas e promover um crescimento sustentável que envolva comunidades rurais e agrícolas é através do planejamento e manejo de bacias. A geração de sedimentos pode, por exemplo, ser minimizada através da diminuição da erosão, com controle do volume e vazão da água de irrigação, por exemplo, replantio em áreas de pasto, etc. Os usos otimizados de nutrientes e pesticidas podem diminuir a dosagem requerida e minimizar a carga gerada (USEPA, 1996). Este manejo e planejamento devem integrar as várias atividades humanas desenvolvidas na área da bacia com os impactos resultantes à qualidade da água. Para tanto se torna necessário à utilização de ferramentas de apoio à decisão que permitam simular vários cenários e os impactos resultantes de cada um. As ferramentas necessárias em geral são modelos capazes de simular estes dados, integrando dados de sistemas georreferenciados (GIS) a dados de geração de cargas e qualidade da água.

III.4 – Identificação, avaliação e controle de cargas difusas

É essencial a identificação de entradas e saídas de cargas difusas em uma bacia para que sejam possíveis o planejamento e gestão da mesma. Os modelos computacionais são sugeridos para uma melhor estimativa de impactos e simulação de diferentes cenários de uso e ocupação do solo.

O monitoramento é uma ferramenta essencial nesta identificação, ajudando a identificar e corrigir erros e gastos desnecessários de tempo e dinheiro, tanto em monitoramento com pontos não significativos para avaliação da bacia quanto utilização de manejos não apropriados e investimentos para combate à poluição.

III.4.1 – Monitoramento de cargas difusas

No Dicionário Aurélio lê-se que monitorar significa “1. Acompanhar e avaliar (dados fornecidos por aparelhagem técnica). 2. Restr. Controlar, mediante monitoração.” Normalmente utilizam-se vários termos para a mesma ação de monitorar: monitorizar, monitoramento, monitorização, entre outros. Existem vários tipos de monitoramento, cada qual atendendo a uma necessidade de informação: monitoramento para indicação de tendências, monitoramento para definição de indicadores ambientais, etc. Portanto, o tipo de monitoramento indicará qual o tipo de informação gerada.

Conforme explica Tundisi (2001), o monitoramento da qualidade da água é imprescindível na busca de informações capazes de identificar as condições dos recursos hídricos e fornecer subsídios para possibilitar a gestão da bacia hidrográfica em estudo. Dentre todos os sistemas de monitoramento existem duas abordagens espaciais. A primeira é composta por uma rede fixa, com coleta de dados a intervalos regulares. O banco de dados gerado para cada posto da rede é capaz então de fornecer tendências de longo prazo, existência de determinados poluentes e níveis de concentração. Para obtenção de dados de carga o monitoramento da qualidade hídrico deve ser feito em conjunto com o monitoramento hidrológico. O segundo tipo de monitoramento é uma abordagem contemplando levantamentos, segundo a qual não há estações fixas de longa duração. Os programas de monitoramento devem refletir os tipos de decisões a serem tomadas, no sentido de permitir:

- a identificação da contribuição relativa das diferentes fontes de poluentes;
- permitir os cálculos dos balanços de entrada e saída de nutrientes nos corpos d'água;

- prever alterações nas condições tróficas que demandam intervenções gerenciais específicas;
- e detalhar intervenções alternativas de gerenciamento em termos de custos e benefícios.

A ausência de dados para desenvolver opções corretivas costuma ser a principal deficiência técnica, assim como a qualidade (consistência) dos dados obtidos. Os dados de monitoramento da maioria das bacias fluviais, onde não há grande fontes pontuais, dão uma idéia da contribuição agrícola para carga de nutrientes. Essas informações normalmente podem ser transferidas de forma segura, para áreas contíguas, de acordo com o nível de resolução necessário para fazer julgamentos gerenciais.

III.4.2 – Manejo dos dados

Em USEPA (1993) lê-se que o tratamento dos dados é a chave do sucesso para que qualquer tipo de ação que se resolva tomar para manejo da bacia. Este manejo muitas vezes compete em termos de tempo e investimento com outras prioridades dentro do sistema de monitoramento, e acaba sendo deixado em segundo lugar, comprometendo assim todo o processo. É importante, dentro do planejamento de monitoramento separar os dados que se tornam rapidamente obsoletos– portanto necessitam ser gerados resultados com rapidez, e estes resultados, ou dados, devem ser imediatamente manipulados; e dados que são essenciais para avaliações ao longo do tempo – e que devem ser monitorados por um longo tempo e com uma certa regularidade. Um planejamento bem feito deve contemplar os seguintes aspectos

- acessibilidade ao(s) ponto(s) de coleta;
- mapeamento da bacia com principais fontes de poluição;
- metodologia para tratamento dos dados a serem coletados;
- identificação das legislações a serem atendidas, como base do tipo de monitoramento a ser feito;
- metodologias de análise, assegurando a qualidade da coleta e dos resultados obtidos;

- avaliação dos resultados esperados pelo monitoramento, com definição dos indicadores mínimos de qualidade a serem coletados ;

Os dados gerados devem portanto atender às expectativas. Para tanto, a adequada geração de informações e aplicabilidade delas é de extrema importância como produto final de todo o plano de monitoramento.

Em suma, um plano de técnicas de coleta de dados e geração de dados para manejo é essencial antes mesmo de que se inicie um monitoramento.

III.4.3 – Garantia de qualidade no monitoramento

Uma parte importante a ser destacada na fase do monitoramento de cargas difusas de poluição é que o mesmo assegure que os dados coletados forneçam resultados que descrevam a realidade. O primeiro passo ao se iniciar um projeto é incorporar um plano de qualidade. Isto permite avaliar consistência dos dados obtidos, ou seja, a sua qualidade.

III.4.4 – Práticas ótimas de manejo

Neste trabalho são apresentadas algumas soluções para a minimização das cargas difusas afluentes ao manancial Ribeirão da Estiva, a partir da aplicação de uma BMP. BMP (*Best management Practices*) ou práticas ótimas de manejo são métodos ou combinações de métodos onde são determinados meios mais efetivos e viáveis (incluindo considerações tecnológicas, econômicas e institucionais) de controle de cargas pontuais e difusas a níveis compatíveis com os objetivos de qualidade ambiental (Dalcanale, 2001; USEPA, 1997).

Nos Estados Unidos, o programa de controle de cargas difusas de origem rural, o *Rural Clean Water Program* (RCWP), implementado pela *United State Department of Agricultural* (USDA) e pela EPA foi conduzido entre os anos de 1980 a 1990 como experiência para obtenção de informações sobre a origem de fontes de poluição difusa em bacias hidrográficas daquele país. Os objetivos foram encontrar

maneiras de lidar com a carga difusa, subsidiando projetos junto a fazendeiros para busca de manejos das atividades rurais que resultassem em menores cargas geradas e busca por meios de monitoramento, fiscalização e procedimentos para controle. Foram financiados 21 projetos que incluíam BMP's, com o objetivo de testá-los e validá-los. Nos Estados Unidos o governo federal fornece incentivos para a utilização de BMP's nas atividades rurais que possam gerar cargas difusas. Entre os incentivos existentes cita-se o auxílio técnico, educacional e ajuda na instalação e implementação estrutural, vegetação e BMP's para conservação do solo. Existem ainda incentivos para prevenção à erosão, manutenção e conservação de wetlands, etc., onde voluntários recebem incentivos financeiros para executar as atividades. Segundo Dalcanale (2001), as BMP's controlam a entrada de fontes difusas através de:

- minimização das cargas geradas;
- retardamento do transporte e/ou entrada de poluentes, através da deposição destes antes da chegada ao corpo d'água;
- remediação ou interceptação do poluente através de transformações químicas ou biológicas.

Em USEPA (1997e) lê-se que a BMP é desenvolvida para um tipo específico de uso do solo ou um poluente em particular. Também podem gerar benefícios secundários através do controle de um determinado poluente. Por exemplo, o controle da erosão pode ocasionar também a redução do fósforo, já que este é fortemente adsorvido pelas partículas. O contrário também pode ocorrer, com o controle de um poluente e o aumento de um outro. Por exemplo a conservação da terra pode aumentar a sua porosidade e conseqüentemente aumentar a concentração do nitrato no solo. Portanto, o uso de BMP's deve prever seus impactos e efeitos potenciais sob diversos ângulos.

Existem várias BMP's para o controle de cargas difusas na agricultura (Dalcanale, 2001). Entre as mais utilizadas, temos:

- a) construção de dispositivos estruturais cujo objetivo é auxiliar na deposição de sedimentos e material em suspensão, melhorando a qualidade da água a jusante.

Exemplo: barreiras de pedra, cascalho, barragens de terra, pavimentação porosa, bacias de retenção, canais cobertos de vegetação para infiltração, etc.

b) BMP's não estruturais:

- rotação de culturas, com melhora na eficiência da absorção de nitrogênio pelas plantas e a utilização do solo, entre outras;
- curvas de nível, para terrenos com baixa declividade, o que reduz a velocidade do escoamento superficial;
- plantação em faixas, com manutenção de diferentes tipos de culturas no mesmo campo, para controle de erosão pelo vento e pela água;
- terraceamento, para armazenamento da água entre os degraus, ajudando na deposição de sedimentos e na infiltração;
- valas gramadas, onde se força o escoamento para uma faixa gramada capaz de reduzir a erosão e filtrar sedimentos e poluentes ao longo do caminho;
- estruturas de desvios, ou canais construídos contra a inclinação do terreno, que conduzem o escoamento para outra estrutura hidráulica;
- estruturas de queda, ou pequenas barragens utilizadas para estabilização de canais de grande inclinação, com direcionamento do fluxo para açudes ou bacias;
- vegetação ciliar, onde plantas crescem entre o campo e as margens do rio para diminuir a velocidade de escoamento superficial e capturar poluentes, entre outras.

A escolha das medidas mais apropriadas deve considerar o tipo de área a ser trabalhada. Conforme explica Porto (1995), no caso de haver espaço físico, uma medida estrutural pode ser mais fácil e pode atuar de maneira preventiva. No caso da falta de espaço físico, o mais indicado é implantação de uma medida não-estrutural, como por exemplo às relativas a melhorias dos serviços de limpeza.

IV – ESTUDO DE CASO

IV.1 - Bacia hidrográfica de estudo

A Bacia hidrográfica de Ribeirão da Estiva encontra-se melhor preservada que outras bacias da Região Metropolitana de São Paulo, em geral. Por ser uma bacia cujo manancial abastece toda a cidade de Rio Grande da Serra e uma parte da cidade de Ribeirão Pires, e cujo tratamento da água é do tipo convencional, causa preocupação o tipo de uso e ocupação do solo na região. Atualmente é possível observar uma gradativa invasão de terras no entorno da bacia e muito próximas ao manancial, com atividades capazes de trazer problemas de qualidade à água. Entre algumas atividades verifica-se uma fábrica de tijolos, criações de animais com alto potencial de geração de cargas, esgotos domésticos lançados a céu aberto e plantações muito próximas à margem do ribeirão. O acentuado assoreamento da represa onde é feita a captação da água para tratamento também chama a atenção.

Nos últimos anos observou-se um aumento gradativo de invasões na região. Acredita-se que, em parte, devido à supressão de transporte ocorrida a partir de 2000, quando localidades vizinhas como a cidade de Paranapiacaba tiveram diminuição dos horários dos trens da Companhia Paulista de Trens Metropolitanos (CPTM). Devido à boa localização do manancial – a foz encontra-se a 1,5 km do centro da cidade de Rio Grande da Serra até o ponto de captação da ETA – sendo esta região muito visada. Mesmo encontrando-se em uma Área de Proteção dos Mananciais (APM), a falta de fiscalização facilita invasões. A gradativa perda de qualidade pode ser constatada através de indicadores físico-químicos, como fósforo e nitrogênio total, oxigênio dissolvido e biológico como coliformes fecais e alguns gêneros de algas típicos de águas eutrofizadas, que vêm sendo detectados no monitoramento. Na oscilação sazonal destes verifica-se aumentos nas concentrações quando em épocas de chuva.

Este trabalho teve, portanto, o intuito identificar as fontes que contribuem para a degradação deste manancial, chamando a atenção para a necessidade de

planejamento e manejo da bacia e indicando instrumentos para o acompanhamento da evolução das cargas difusas.

IV.1.1 – Aspectos gerais

O município de Rio Grande da Serra ocupa uma área aproximada de 37 km², totalmente inserida na Bacia da Billings, e com 100% da área do município APM, e faz limite com os seguintes municípios: Ribeirão Pires (norte), Suzano (leste), Santo André (oeste e sul) (SABESP, 2000). A prefeitura considera toda a população urbana para fins legais, porém a área urbana pode ser considerada de apenas 3 km². Apresenta relevo bastante acidentado devido a sua localização na escarpa da Serra do Mar, com grandes desníveis topográficos. A altitude varia de 748 m (próximo ao centro) a 978 m (a leste). O clima é temperado úmido, com precipitação média de 1667 mm/ano. Situado no Domínio de Mata Atlântica, a bacia apresenta hoje fragmentos dessa formação em vários estágios de desenvolvimento (há estimativa de que cerca de 60% da área do município é coberta por matas e capoeiras). A distribuição de chuvas apresenta certa sazonalidade, com máximas nos meses de verão, de dezembro a março; porém, mesmo nos meses mais secos a ocorrência de chuvas é freqüente. A umidade relativa do ar é elevada durante todo o ano. Considerando a situação da Bacia Billings, pode-se dizer que o município ainda conserva áreas de mata atlântica bem preservadas.

IV.1.2 - Aspectos urbanísticos

O município de Rio Grande da Serra tem um plano Diretor de Desenvolvimento Integrado, aprovado pela Lei n° 707 de 23/04/92. Segundo informações da Secretaria Municipal de Obras e Meio Ambiente, para sua implantação falta a elaboração e aprovação do Zoneamento do município, o qual encontra-se em andamento. Portanto, os trabalhos de fiscalização ambiental, por parte dos órgãos competentes, seguem a Lei Estadual de Proteção aos Mananciais (9886/97, de 28/11/97). A prefeitura municipal promoveu, a partir de 2001, a revisão de seu Plano Diretor Municipal, com o objetivo de inserir o conceito de desenvolvimento sustentado, permitindo ao

município buscar alternativas de crescimento econômico compatíveis com a preservação ambiental.

A intenção da prefeitura municipal é promover a exploração do potencial ecoturístico da região, calcado na sua vocação natural.

IV.1.3 - Aspectos Sócio-Econômicos

A população do município de Rio Grande da Serra, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, estava próxima dos 35 mil habitantes, em 1996. Projeta-se que para o ano de 2015 o município atinja população de 50 mil habitantes. Apesar de verificar um crescimento populacional mostrados nos dados da tabela 1 (taxa anual de crescimento de 3,7% de 1980 a 1991 e 3,2 % de 1991 a 1996), houve uma queda no aumento da população comparada com anos anteriores, quando a taxa anual de crescimento atingiu 9,1 % (1970 a 1980). Esta diminuição deve estar relacionada ao declínio do setor industrial na região. No diagnóstico para elaboração do Plano Diretor do município, a Lei de Proteção aos Mananciais foi apontada como causadora da estagnação desse setor. De acordo com informações obtidas na SABESP, a bacia de Ribeirão da Estiva possui cerca de 1500 pessoas (censo de 2000, IBGE).

Tabela 4.1 – Desenvolvimento populacional no município. Fonte: SABESP (2000).

Ano	População total	Densidade demográfica (hab/km ²)	Nº de domicílios
1980	19.969	648.16	4.154
1991	29.676	962.84	7.654
1996	34.736	1118.77	-
2000	37.091	-	-
2015	50.001 (projetada)		

Tabela 4.2 – Distribuição dos empregos por setores produtivos. Fonte: SABESP (2000)

Setor	nº de empregos
Indústria	730
Comércio	206
Serviços	187
Administração pública	34
setor agropecuário	01

Quanto à saúde, o município apresenta causas de mortalidade indicativas de regiões subdesenvolvidas (infecções no período pré-natal, doenças do aparelho respiratório, digestivo, endócrino e transtornos imunitários). O município não possui hospital, oferecendo atendimento médico em 5 centros de saúde. Os dados indicam necessidade de revisão do sistema de atendimento à população quanto ao saneamento básico, a fim de melhorar a qualidade de vida. A rede coletora de esgotos concentra-se na área central, apresentando 19 km de extensão e 600 ligações. Cerca de 26% do esgoto gerado na cidade é coletado, e deste, cerca de 85% do esgoto coletado é tratado na Lagoa de Estabilização (trata 28 L/s e lança seu efluente no Braço do Rio Grande). A carga poluidora potencial é de 1.963 kg de DBO/dia e a remanescente é de 1.616 kg de DBO/dia (CETESB, 2002). O restante do esgoto não alcança a lagoa por falta de implantação de recalque. Grande parte da área urbanizada não dispõe de rede coletora, lançando os despejos a céu aberto ou em galeria de águas pluviais.

IV.1. 4 – Bacia hidrográfica do Ribeirão da Estiva

O Ribeirão da Estiva é um afluente do Rio Grande, que por sua vez é um dos formadores da Bacia Hidrográfica da Represa Billings. A bacia hidrográfica do Ribeirão da Estiva está inserida totalmente no município de Rio Grande da Serra e possui uma área aproximada de 17 km², ou seja, representa 45,94% da área total do município.

A característica predominante na bacia hidrográfica do Ribeirão da Estiva é rural, com a exceção de alguns pontos onde já se observa alguma ocupação desordenada, a maioria delas em áreas impróprias para este fim (áreas de risco e com restrições legais).

IV.1.5 – Legislação incidente sobre a bacia

Os mananciais da Região Metropolitana de São Paulo possuem, desde a década de 70, legislação específica de conservação ambiental com o objetivo garantir água em quantidade e qualidade suficientes para o abastecimento de sua população e de seu setor produtivo. Além destas normas específicas, na Bacia Hidrográfica da Billings incidem normas federais e estaduais relativas à proteção ambiental em geral, à

proteção dos recursos hídricos e florestais, ao licenciamento de atividades potencialmente prejudiciais ao meio ambiente, ao uso e ocupação do solo e aos crimes ambientais.

Tabela 4.3 - Legislação ambiental básica aplicável à Bacia Billings.

Legislação ambiental básica aplicável à Bacia da Billings	
FEDERAL	
Número e Ano (ordem cronológica)	Assunto
Decreto Federal nº 24643 de 1934	Estabelece o código de Águas
Lei nº 4.771 de 1965	Código Florestal
Lei nº 6.766 de 1979	Parcelamento do solo urbano
Resolução Conama nº 20 de 1986	Classifica as águas doces, salobras e salinas e estabelece parâmetros de qualidade de água.
Constituição Federal, 1988	Artigos 22, 23, 24 e 225 (Capítulo do Meio Ambiente)
Decreto Federal nº 750 de 1993	Regula o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançados e médio de regeneração da Mata Atlântica.
Resolução Conama nº 1 de 1994	Regula o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica no Estado de S. Paulo.
Lei Federal nº 9.433, de 1997	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
Lei nº 9.605, de fevereiro de 1998	Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente – "Lei de Crimes Ambientais".
ESTADUAL	
Lei nº 898 de 1975	Proteção aos Mananciais.
Lei nº 1.172 de 1976	Proteção aos Mananciais.
Constituição do Estado de São Paulo de 1989	Artigos sobre Meio Ambiente, Recursos Naturais e Saneamento (arts. 191 a 204)
Lei nº 7.663 de 1991	Institui a Política e o Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos.
Lei nº 9.034 de 1994	Estabelece o Primeiro Plano Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos
Lei nº 9.866 de 1997	Estabelece nova lei de Proteção aos Mananciais do Estado de São Paulo.

Fonte: Adaptado de Capobianco e Whately (2002).

A partir da interpretação do Decreto Federal nº 10.755 de 22 de novembro de 1997, o qual dispõe sobre o enquadramento dos corpos d'água receptores na classificação

Figura 4.2 – Mapa da bacia de Ribeirão da Estiva inserida no município de Rio Grande da Serra. Fonte: adaptado do ISA, sem escalas.

Figura 4.3 – Mapa do município de Rio Grande da Serra

V – O MODELO MATEMÁTICO

V.1 – O modelo BASINS 3.0

O modelo BASINS 3.0 (*Better Assessment Scienc Integrating Point and Nonpoint Sources*) é o modelo mais recentemente desenvolvido pela *U.S. Environmental Protection Agency's (EPA) Office of Water*, com os seguintes objetivos:

- facilitar a análise de informações ambientais;
- suportar sistemas de análise ambiental;
- promover uma estrutura capaz de examinar diferentes alternativas de manejo.

A vantagem da criação do BASINS 3.0 é sua capacidade de reunir os vários softwares de uso corrente dentro das agências hidrológicas, monitoramento da qualidade da água, e de uso e ocupação do solo, existentes nos Estados Unidos. Utiliza ambiente Windows e trabalha com ArcView®, um programa de SIG, que proporciona a integração básica estrutural do BASINS 3.0, organiza as informações espaciais, possibilitando a visualização de mapas, tabelas ou gráficos. desejada pelo usuário.

O modelo BASINS 3.0 contém uma série de componentes interrelacionados para realizar os vários aspectos de análise ambiental:

- 1) Dados de base nacional (EUA): dados cartográficos, ambientais, de monitoramento e cargas pontuais. Dados meteorológicos, hidrológicos e de uso do solo, que são obtidos através de *download* no *site* onde se obtêm o modelo.
- 2) Ferramentas de análise: operam em ambiente SIG e podem ser usadas para diversos tipos de análises. A ferramenta *TARGET* permite uma análise geral de grandes áreas. *ASSESS* é uma ferramenta mais simples que opera em uma ou em um número limitado de bacias e *DATA MINING* permite o acesso total ao banco de dados de qualidade.
- 3) Utilitários: Ferramentas para delimitação de bacias (*Watershed Delineation*) capaz de dividi-las em segmentos ou sub-bacias; Importação de dados (*Import Tool*), para importar dados e prepará-los para funcionar com GIS e outras funções

do modelo; reclassificação do uso e ocupação do solo (*Land Use Reclassification*); *Water Quality Observation Management*, para análise e manipulação de dados de qualidade da água; reclassificação e definição da topografia (*DEM Reclassification*); e o *Look Tables*, tabelas de acesso rápido aos dados mais importantes;

- 4) Caracterização da bacia para permitir a compilação e extração de informações da bacia em uso;
- 5) Modelos de qualidade da água: QUAL2E;
- 6) Modelo de cargas difusas: WinHSPF , SWAT e PLOAD (modelo simples de base anual);
- 7) Um software de armazenamento de dados de entrada e dados gerados: GenScn.

A interface com o usuário é feito através da tela do ArcView®, esta modificada através do acréscimo de algumas “janelas” para acesso rápido pelo aos programas e modelos pertencentes ao modelo BASINS. O software possui um manual para informações e procedimentos gerais das suas funções. Neste manual são previstas contínuas melhorias por parte da equipe técnica da EPA.

V.2 – A interface WinHSPF

O WinHSPF é uma interface em Windows para o modelo HSPF 11.0 no BASINS 3.0, o qual permite ao usuário construir arquivos de uso do modelo HSPF através dos dados de SIG. A interface permite ao usuário analisar, entender e modificar o modelo de representação da bacia hidrográfica. O programa HSPF em FORTRAN pode ser rodado a partir do WinHSPF. Faz um link ainda com o software GenScan (*GENeration and analysis of model simulations SceNarios*). O GenScan permite ao usuário analisar os resultados da simulação feitas pelo modelo e comparar cenários.

V.3 – O modelo HSPF

Trata-se de um modelo para bacias que integra cargas difusas e pontuais. Possui capacidade de simular cargas difusas e associá-las a descargas de poluentes,

integrando a descargas pontuais, e efetuar as rotinas de vazão e qualidade da água para sistemas de volume constante e mistura completa. O modelo pode simular uma única bacia ou um sistema de múltiplas bacias conectadas hidrologicamente. Cada bacia é definida como uma unidade hidrológica contendo uma série de cargas difusas e pontuais descarregadas em uma unidade de trecho. O modelo pode ser aplicado para vários estudos de modelagem da qualidade, como por exemplo:

- Simulação da condição da qualidade da água de bacias hidrográficas.
- Simulação para tipos diferentes de uso e ocupação do solo, com o balanço de cargas.
- Simulação de estratégias de controle de cargas difusas e pontuais.
- Desenvolvimento de estratégias de controle de bacias e sub-bacias, necessários para manutenção da qualidade da água.

O HSPF se diferencia, essencialmente, de um modelo para carga pontual, no detalhamento da análise temporal e espacial, e por ter uma representação mais refinada dos processos que determinam a entrada dos poluentes difusos (USEPA, 1991).

O modelo HSPF foi desenvolvido pela EPA. O foco de desenvolvimento do modelo é a habilidade de representar contribuições de sedimento, pesticidas e nutrientes provenientes de áreas agrícolas, e avaliar o resultado da qualidade de água em escala de bacia considerando a contribuição por cargas difusas e por processos internos do corpo d'água. O modelo permite ainda integrar simulações de uso e ocupação do solo com a qualidade da água, características hidráulicas do sistema, temperatura, transporte de sedimentos, nutrientes e interações químicas do sedimento. A quantidade de dados exigida por ele é grande. Opera em simulação contínua, e requer dados contínuos para direcionar as simulações. Em situações onde alguns tipos de parâmetros não são possíveis de serem inseridos (falta de dados) o modelo permite simulações sem estes dados.

O modelo discretiza o sistema em estudo, subdividindo o protótipo em elementos consistidos de nódulos e zonas. Um nódulo corresponde a um ponto no espaço, e um valor de uma função variável espacialmente pode então ser associada a ele, como por exemplo, a taxa de fluxo de um canal. Uma zona corresponde a uma porção finita do

sistema, associada a um dado quantitativo que varia espacialmente, por exemplo, volume de um trecho do canal.

Um elemento é uma coleção de nódulos e/ou zonas. Os elementos podem ainda ser denominados como segmentos, uma porção de solo assumida como possuidora de propriedades uniformes. Um segmento de solo com características de permeabilidade é denominado “*Pervious Land-segment*” ou PLS. O modelo divide a bacia em segmentos, e apesar de suas características poderem ser definidas pelo usuário, em geral os segmentos são definidos como áreas com características hidrológicas similares. O HSPF classifica, a partir das características do solo, diversos módulos para os quais são direcionadas diferentes funções, como equações de correção de temperatura.

Por exemplo, existe o módulo PERLND, para solos com capacidade de infiltração de água. Este módulo simula os processos de qualidade e a quantidade de água que ocorrem neste segmento.

V.3.1 – Série de dados utilizadas pelo modelo

A série de dados a ser introduzida no modelo deve estar em unidades inglesas, e o modelo roda intervalos de no mínimo um mês com dados horários, no caso de dados de qualidade. Nas notas técnicas do modelo BASINS (USEPA, 1999e) encontram-se as definições de cada uma das funções utilizadas pelo modelo HSPF, assim como suas unidades e intervalos de valores (máximo, mínimo e média). O modelo exige para determinadas simulações um número mínimo de dados pré-alimentados, os quais são automaticamente acionados pelo modelo ao ser escolhido pelo usuário quais simulações serão feitas. Cabe ressaltar que o usuário deverá sempre efetuar primeiro a calibração hidrológica e a seguir a de sedimentos. No caso de o usuário não relacionar todas as simulações necessárias o modelo emitirá uma advertência de erro com uma indicação das variáveis que necessitam ser simuladas, ou até mesmo de problemas com a simulação pelo uso de dados não corretos ou incompatíveis com os intervalos de valores atribuídos para cada variável.

A tabela 5.1 demonstra os dados recomendados, requeridos e dados opcionais. Os módulos recomendados são requeridos a menos que a série de dados observada ou

estimada estejam disponíveis no lugar das variáveis que eles simulam (USEPA, 1999c).

Tabela 5.1 – Dados recomendados, requeridos e opcionais para os módulos do HSPF.

Seção do HSPF		PERLND													IMPLND																	
r—requerido rc—recomendado o—opcional		Ajuste temp. ar		Neve	Hidrologia		Erosão do solo		Temp. do solo	Temp. da água		OD	Dióxido de Carbono		WQ geral	Pesticidas	Nitrogênio	Fósforo	Traçadores		Ajuste temp. ar		Neve	Hidrologia		Sólidos	Temp. da água	Oxigênio	Dióxido de Carbono		Geral WQ	
PERLND	ATEMP	r	rc ²	o	o	rc ²	rc ²	rc ²	rc ²	o	o	rc ²	rc ²	o																		
	SNOW		r	o	o		o	o	o	o	o	o	o	o																		
	PWATER			r	r		r	r	r	r	r	r	r	r																		
	SEDMNT				r				r ¹	r	r	r																				
	PSTEMP					r	rc	rc	rc		o ³	rc	rc																			
	PWTGAS						r	r	r																							
	PQUAL									r																						
	MSTLAY														r	r	r	r	r													
	PEST														r																	
	NITR																r															
	PHOS																		r													
	TRACER																			r												
IMPLND	ATEMP																				r	rc ²	o	o	rc ²	rc ²	rc ²	o				
	SNOW																					r	o	o	o	o	o	o	o			
	IWATER																						r	r	r	r	r	r				
	SOLIDS																							r							R ¹	
	IWTGAS																									r	r	r				
IQUAL																															r	

1 – ativado apenas quando o constituinte modelado está associado ao sedimento.

2 – ATEMP é recomendado para o ajuste para alguma diferença de elevação entre a dimensão observada e a bacia hidrográfica.

3 – PSTEMP é requerido apenas se a equação de primeira ordem para adsorção-desorção é selecionada ao invés da aproximação de equilíbrio de Freundlich.

Fonte: USEPA, 1999d.

Tabela 5.2 - – dados requeridos, recomendados e opcionais x poluentes e processos modelados.

Seção do HSPF		RCHRES																
		R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
		Rotina escoamento	Conservativo	Temp. água	Sedimento	Geral WQ	Pesticidas	Oxigênio dissolvido	DBO	Fósforo inorgânico	Nitrogênio inorgânico	Alga bentônica	Fitoplâncton	C, N e P orgânico	Zooplâncton	pH	Dióxido de carbono	Carbono total inorg.
RCHRES	HYDR	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
	ADCALC		R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
	CONS		R													rc	rc	rc
	HTRCH			R	rc ¹	rc	rc	rc	rc	rc	rc	rc	rc	rc	rc	rc	rc	rc
	SEDTRN				R	rc ²	rc ²	o ⁴	o ⁴	R ³	R ³	R ³	R ³	R ³	R ³	R ³	R ³	R ³
	GQUAL					R	R											
RQUAL	OXRX							R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
	NUTRX							o ⁵	o ⁵	R	R	R	R	R	R	R	R	R
	PLANK							o ⁵	o ⁵	o ⁵	o ⁵	R	R	R	R	R	R	R
	PHCARB															R	R	R

1 – requerido apenas se o método usado for de Toffaleti ou Colby.

2 – requerido apenas se o constituinte sendo modelado for um sedimento-associado; recomendado se a fotólise for considerada para cálculo de sedimento.

3 – requerido apenas para NH₃/PO₄, associado com o sedimento, é considerado – entretanto, altamente recomendado.

4 – requerido somente se NUTRX é também ativado e o sedimento associado for considerado – entretanto, altamente recomendado.

5 – consideração da entrada de nutrientes e ciclo biológico é altamente recomendado.

Fonte: USEPA, 1999d.

V.3.2 – Aplicações do modelo

O HSPF possui uma longa história na aplicação de manejos de bacias, incluindo a

análise de carga de nutrientes e avaliação de BMP's para a agricultura na bacia hidrográfica de Chesapeake (Meyers, Albertin e Cocca, 2001). Desde a sua inclusão no modelo BASINS 2.0 e 1.0, vem sendo aplicado para o desenvolvimento do total máximo de cargas diárias (TMDLs), desenvolvimento de programas de monitoramento, planejamento do uso e ocupação do solo e outros projetos de manejo de bacias. Com numerosos TMDLs sendo desenvolvidos utilizando o modelo HSPF, este vem provando ser efetivo para a modelagem de cargas de bactérias em rios. Possui a vantagem ser capaz de prover uma contínua simulação de ambas as descargas diretas recebidas por rios: cargas pontuais e difusas.

Desenvolvimento de programas de monitoramento: durante calibração o usuário cria um modelo de uma bacia hidrográfica e destino e transporte de poluentes baseado na topografia local, meteorologia, características da nascente, taxas de cargas de poluentes, monitoramento, etc. O usuário pode focar em algumas áreas frágeis na coleta de dados, identificando vazões e dados de qualidade que não contemplam totalmente a área ou dados que não explicam por completo os processos que vêm ocorrendo na mesma. Além de organizar uma grande e complexa série de dados em um consistente banco de dados, a calibração do HSPF pode direcionar melhores planejamentos de monitoramento para a obtenção de informações mais realísticas.

Planejamento do uso e ocupação do solo: o usuário é capaz de antecipar o impacto de diferentes tipos de uso e ocupação da bacia através da simulação destes e prever mudanças na qualidade da água.

V.3.3 – O módulo PERLND

Um segmento de solo é uma subdivisão da bacia hidrográfica simulada. As interfaces são estabelecidas de acordo com as necessidades do usuário, mas geralmente, um segmento é definido como sendo uma área com características hidrológicas similares. Para os propósitos da modelagem, água, sedimento, e os parâmetros de qualidade da água são carregados transversalmente em um segmento em declive ou para um reservatório ou rio. Um segmento de solo que possua a capacidade de permitir alguma infiltração que influencie no balanço da água que esteja escoando pelo

mesmo, é considerado um solo permeável. No HSPF, PERLND é o módulo que simula os processos de qualidade e quantidade de água que ocorrem em um segmento de solo permeável.

V.3.3.1 - Correção da temperatura do ar para diferentes altitudes

O sub-módulo ATEMP trabalha os dados de correção da temperatura, tanto para o módulo PERLND quanto o módulo IMPLND. Os lapsos de diferença de temperatura são dependentes da precipitação. Se ocorrer a precipitação, o modelo faz uma correção dentro de uma variação de 0,0035 ° F/pé. No caso de tempo seco, o modelo constrói uma tabela de 24 horas com lapsos que variam entre 0,0035 e 0,005 ° F/pé. A correção do ar é feita, portanto:

$$\text{AIRTMP} = \text{GATMP} - \text{LAPS} * \text{ELDAT} \quad (5.1)$$

V.3.3.2 – Simulação dos balanços de massa da água

O sub-módulo PWATER simula o fluxo e/ou armazenamento da água no segmento em estudo. A partir da entrada de dados sobre os fluxos de água no segmento, o HSPF faz simulações, fornecendo diversos tipos de informações.

A variável que simula a interceptação da água por vegetais ou outros é o ICEPT. Esta água pode ser uma "mistura" da água da chuva e, caso ocorra, da água da neve. O ICEPT designa alguma retenção que possa ocorrer dessa água que não a infiltração ou escoamento para outro segmento. A água restante será ou infiltrada ou carregada, e será utilizada por outro algoritmo. A água armazenada, calculada pelo ICEPT será considerada removida por evaporação. O usuário deve informar a capacidade de interceptação em bases mensais ou pode informar um valor único anual.

A água que não ficou acumulada será trabalhada pela sub-rotina SURFAC. O algoritmo que simula a infiltração representa a contínua variação da taxa de infiltração ao longo do tempo como uma função do tipo de solo e da área do

segmento. As equações representando a dependência da infiltração e sua mistura com o solo são baseadas no trabalho de Philip apud USEPA (1996). A capacidade de infiltração, taxa máxima de aceitação pelo solo, são funções das características da bacia hidrográfica.

A figura 5.1 apresenta uma distribuição da infiltração, interfluxos e fluxos da água da chuva equacionados pelo modelo.

Figura 5.1 – Determinação da infiltração e interfluxo

Os cálculos seguem as seguintes relações:

$$IBAR = (INFILT/(LZS/LZSN)**INFEXP)*INFFAC \quad (5.2)$$

$$IMAX = INFILD*IBAR \quad (5.3)$$

$$IMIN = IBAR - (IMAX - IBAR) \quad (5.4)$$

$$RATIO = INTFW*(2.0**(LZN/LZNS)) \quad (5.5)$$

A subrotina DISPOS determina o que acontece com a mistura que não ficou acumulada (MSUPY, na figura 5.1), através de outras subrotinas. A subrotina DIVISN determina a quantidade de água que fica abaixo da linha I na figura 5.1. Esta quantidade é considerada infiltrada. A água entre as linhas I e II podem ou não ser a água carregada (PDRO). Esta é subdividida pela linha II. As ordenadas da linha II são encontradas através da multiplicação da linha I pela variável RATIO. A quantidade abaixo da linha II e da linha MSUPY mas acima da linha I é chamada de interfluxo potencial. O restante, acima da linha MSUPY está disponível para ficar armazenada no segmento ou fluir para outro segmento. O afluxo sobre a zona superficial ocorre como uma quantidade potencial da água de carregamento (PDRO). Esta fração potencial é uma função da razão de armazenamento e da capacidade nominal, conforme demonstra a figura 5.2. As equações usadas para definir esta curva são:

$$FRAC = 1 - (UZRAT/2)*(1/(4 - UZRAT))*(3 - UZRAT) \quad (5.6)$$

Para UZRAT menor que ou igual a dois. Para UZRAT maior que dois, utilizamos a equação 5.7:

$$FRAC = (0,5/UZRAT - 1))*(2*UZRAT - 3) \quad (5.7)$$

Já que UZS e FRAC são dinamicamente afetadas pelo processo de afluxo, torna-se desejável encontrar o valor deste afluxo. Isto é feito pela subrotina UZINF1. A solução é simplificada assumindo que o afluxo e o efluxo da zona superficial são calculados separadamente. Para o afluxo, temos a seguinte equação:

$$d(UZS) / dt = (d(UZRAT)/dt)*UZSN = PDRO*FRAC \quad (5.8)$$

$$d(UZRAT)/FRAC = (PDRO/UZSN)*dt \quad (5.9)$$

Integrando esta equação, temos:

$$\text{INTGRL} = \int_{\text{UZRAT}_{t1}}^{\text{UZRAT}_{t2}} d(\text{UZRAT}) / \text{FRAC} = (\text{PDRO} / \text{UZSN})(t2 - t1) \quad (5.10)$$

Figura 5.2 – Fração da água carregada potencial direta retida na zona superficial (FRAC) como uma função da razão zona de mistura superior do solo.

A subrotina UZINF1 usa valores tabulados de INTGRL e UZRAT. A partir destes valores e das equações 5.8 a 5.10, é possível encontrar mudanças do valor de UZRAT em um intervalo de tempo e assim, o afluxo. A determinação da água de carregamento superficial é determinada pela subrotina PROUTE. A vazão de "inundação" é tratada como um processo de escoamento turbulento. É simulada usando a equação de Chezy-Manning e uma expressão empírica. A razão da vazão de inundação descarregada é determinado pelas seguintes equações 5.11 a 5.13:

Para $\text{SURSM} < \text{SURSE}$

$$\text{SURO} = \text{DELT60} * \text{SRC} * (\text{SURSM} * (1,0 + 0,6 (\text{SURSM} / \text{SURSE})^{**3})^{**1,67} \quad (5.11)$$

Para $\text{SURSM} \geq \text{SURSE}$

$$\text{SURO} = \text{DELT60} * \text{SRC} * (\text{SURSM} * 1,6)^{**1,67} \quad (5.12)$$

O equilíbrio de detenção na superfície é calculado por:

$$SURSE = DEC * SSUPR ** 0,06 \quad (5.13)$$

Um meio de estimar SSUPR é subtrair o estoque superficial inicial (SURS) do potencial de detenção superficial (PSURS), o qual é determinado pela subrotina DISPOS. O SURSM é estimado como uma média do SURS e PSURS. Outra opção estima o SSUPR pelo mesmo método anterior, exceto pelo fato de que o resultado é dividido pelo DELT60 para obter um valor em polegadas/hora. As variáveis DEC e SRC são calculadas em dados diários, pela subrotina SURFAC, e suas equações são as 5.14 e 5.15, respectivamente:

$$DEC = 0,00982 * (NSUR * LSUR / SQRT(SLSUR)) ** 0,6 \quad (5.14)$$

$$SRC = 1020,0 * (SQRT(SLSUR) / (NSUR * LSUR)) \quad (5.15)$$

O interfluxo, que pode ter uma importante influência em hidrogramas de chuva, particularmente quando a percolação vertical é retardada pela altitude, menor é a permeabilidade do solo. A rotina INTFLW determina a quantidade de interfluxo e auxilia no cálculo da água retida. Sua determinação assume uma relação linear de água armazenada. A mistura que resta será o interfluxo retido. A descarga do interfluxo é calculada por:

$$IFWO = (IFWK1 * INFLO) + (IFWK2 * IFWS) \quad (5.16)$$

$$IFWK1 = 1,0 - (IFWK2 / KIFW) \quad (5.17)$$

$$IFWK2 = 1,0 - \text{EXP}(-KIFW) \quad (5.18)$$

$$KIFW = -\text{ALOG} (IRC) * \text{DELT60} / 24,0 \quad (5.19)$$

IRC é a razão da taxa de interfluxo que não fica retido durante as primeiras 24 horas, se não há afluxo. A água que percola na zona superior é calculada pela subrotina UZONE. A água que não percola ou fica retida na zona superior (superfície) ou é eliminada por evapotranspiração. A percolação apenas ocorre se a razão da zona superior com a zona nominal de armazenamento (UZRAT) menos a razão da menor

zona de armazenamento com a menor zona nominal de armazenamento (LZRAT) for maior que 0,01. Quando isso ocorre, a percolação na zona superficial é calculada pela expressão empírica:

$$\text{PERC} = 0,1 * \text{INFILT} * \text{INFFAC} * \text{UZSN} * (\text{UZRAT} - \text{LZRAT})^{**3} \quad (5.20)$$

A quantidade de água infiltrada e percolada que entra na zona inferior (LZS) é calculada pela subrotina LZONE. Esta quantidade, ou fração (LZFRAC), é baseada na razão da menor zona de retenção ou armazenamento pela capacidade nominal de retenção (LZS/LZSN). É determinada empiricamente:

$$\text{LZFRAC} = 1,0 - \text{LZRAT} * (1,0 / 1,0 + \text{INDX})^{**\text{INDX}} \quad (5.21)$$

Quando LZRAT é menor que 1,0

$$\text{LZFRAC} = (1,0 / 1,0 + \text{INDX})^{**\text{INDX}} \quad (5.22)$$

Quando LZRAT é maior que 1,0, INDX é definido por:

$$\text{INDX} = 1,5 * \text{ABS}(\text{LZRAT} - 1,0) + 1,0 \quad (5.23)$$

$$\text{LZRAT} = \text{LZS} / \text{LZSN}$$

A quantidade de água que vai para canais de água subterrâneos é calculada pela subrotina GWATER. A água que ativa ou inativa um canal subterrâneo é calculada pelo parâmetro DEEPFR. A vazão de saída do canal é estimada por:

$$\text{AGWO} = \text{KGW} * (1,0 + \text{KVARY} * \text{GWVS}) * \text{AGWS} \quad (5.24)$$

O parâmetro KGW é calculado usando a seguinte relação:

$$\text{KGW} = 1,0 - (\text{AGWRC})^{**}(\text{DELT60} / 24,0) \quad (5.25)$$

Figura 5.3 – Fração de água de infiltração mais percolada que entra na menor zona de retenção.

Figura 5.4 - Potencial e atual evapotranspiração para a menor zona.

Os fluxos de evaporação e a evapotranspiração de todas as zonas do segmento permeável são calculadas pela subrotina EVAPT. A estimativa da evapotranspiração

envolve o potencial de evapotranspiração ou como uma função da água retida e seu potencial de evapotranspiração.

V.3.3.3 – Simulação da produção e remoção de sedimentos

O submódulo SEDMNT simula a produção e remoção de sedimento de um segmento permeável. O sedimento pode ser inorgânico, orgânico ou ambos, o qual é definido pelo usuário. As equações utilizadas por SEDMNT são baseadas nos modelos ARM e NPS. O algoritmo representando a erosão nestes modelos são derivados de um modelo de sedimento desenvolvido por Moshe Negev, e influenciado por Meyer e Wischmeier, e Ostand e Foster (citados em USEPA, 1996). O fator "R" adicionado na equação do solo removido por ação da chuva é baseado na Equação Universal de Perda de Solo. Este permite avaliar melhor BMP's em solos com uso agrícola. A equação que representa o polimento da matriz do solo foi derivada do método de Negev para simular as perdas por erosão. A remoção de sedimento pela água é simulado como uma lavagem do sedimento retido (WSSD) e polido do solo (SCRSD). O processo de lavagem envolve duas partes: A separação/fixação do sedimento do solo e o transporte do sedimento. A separação (DET) ocorre pela chuva. A fixação ocorre apenas em dias sem chuva. A taxa de fixação é especificada pelo parâmetro AFFIX. O transporte do sedimento ocorre por carreamento. O polimento do solo inclui a fragmentação e o transporte por carreamento combinados em um só processo. Esta simulação pode ser dependente do tempo, com intervalos de 15 e 5 minutos – subrotina SOSED1 – ou com menor dependência do tempo e dimensionalmente mais homogênea – subrotina SOSED2. A separação do sedimento quando ocorre o primeiro impacto da chuva é simulada pela subrotina DETACH. A energia cinética da água caindo sobre o solo ocasiona uma separação das partículas, as quais são transportadas por carreamento. A equação para este fenômeno é a que segue:

$$DET = DELT60 * (1,0 - CR) * SMPF * KRER ** (RAIN / DELT60) ** JERR \quad (5.26)$$

A variável CR é a soma da fração da área coberta pelo gelo/neve, se houver, e a fração que é coberta por algum outro tipo de cobertura.

As subrotinas SOSED1 e SOSED2 simulam a lavagem do sedimento e o polimento do solo. A capacidade de transporte é estimada e comparada com a quantidade de sedimento separado existente, a qual é calculada por:

$$STCAP = DELT60 * KSER * ((SURS + SURO) / DELT60) ** JSRE \quad (5.27)$$

Quando a capacidade de remoção do sedimento é maior que a quantidade de sedimento gerado retido, a água carregada é calculada por:

$$WSSD = DETS * SURO / (SURS + SURO) \quad (5.28)$$

Se a capacidade de retenção é maior que a de transporte, usa-se:

$$WSSD = STCAP * SURO / (SURS + SURO) \quad (5.29)$$

WSSD é então subtraído de DETS.

O transporte e a geração de partículas do solo é simulada com a seguinte equação:

$$SCRSD = SURO / (SURS + SURO) * DELT60 * KGER * ((SURS + SURO) / DELT60) ** JGER \quad (5.30)$$

A soma dos dois fluxos, WSSD e SCRSD, representam o sedimento total carregado do segmento em estudo. A subrotina SOSED1 difere-se da SOSED2 por usar termos dimensionalmente não homogêneos $(SURS + SURO) / DELT60$ em ambas as equações, enquanto SOSED2 utiliza o termo homogêneo $SURO / DELT60$.

O sedimento pode permanecer junto ao segmento de solo e compactar-se ao mesmo. A subrotina ATTACH simula este fenômeno, a partir de DETS. O sedimento solto que ficou no solo ao longo do segmento irá diminuir, fixando-se ao solo, enquanto não houver outro fenômeno como a precipitação que gere novos sedimentos. Esta diminuição é calculada a partir da multiplicação de DETS por uma taxa de primeira-

ordem de redução do sedimento gerado (1,0 – AFFIX). A temperatura da superfície do solo, das camadas superiores e inferiores do subsolo é calculada por PSTEMP. Estes dados são necessários para cálculo do módulo PWTGAS e pelos módulos que calculam processos agro-químicos. É importante para calcular as transformações de primeira ordem quando estes tipos de processos são simulados. Os dois métodos utilizados pelo HSPF para estimar a temperatura do solo são baseados em equações de regressão e no fator de estabilidade, utilizados pelo ARM *Model* e HSP QUALITY respectivamente, que simulam os fluxos de temperatura nas camadas do solo. O escoamento de água na camada superficial é a porção do segmento de terra que afeta os fluxos externos e as características da qualidade da água. O escoamento nas demais camadas intermediárias simuladas são a camada superior, inferior e subterrânea. No caso das camadas inferior e subterrânea, as temperaturas são consideradas aproximadamente iguais, e o modelo utiliza um único valor de temperatura para ambas. A temperatura para a superfície do solo é estimada usando a seguinte equação de regressão:

$$SLTMP = ASLT + BSLT * AIRTC \quad (5.31)$$

A temperatura das outras camadas são simuladas por outros dois métodos. Se o valor de comparação TSOPFG é fixado como igual a 1 no arquivo *.uci, a temperatura do subsolo na camada superior é estimada por uma equação de regressão como uma função da temperatura do ar (como na equação 5.31), e a temperatura das camadas inferior e subterrânea é especificada por um parâmetro que variará mensalmente. Se TSOPFG é estabelecido como igual a zero, a temperatura de todas as camadas serão calculadas a partir de uma média da temperatura do ar mais um fator de correção. A equação 5.32 é usada, com variáveis de estado e parâmetros separados por camada:

$$TMP = TMPS + SMO * (AIRTCS + TDIF - TMPS) \quad (5.32)$$

Se o valor de comparação TSPOFG é igual a dois, o método de cálculo é idêntico ao anterior, exceto pela temperatura das camadas inferiores que serão estimadas a partir da temperatura da camada superior do subsolo (ULTMP), ao invés de diretamente a

partir da temperatura do ar. Os valores para os parâmetros das camadas são interpolados linearmente em intervalos mensais para obter variações diárias através do ano.

V.3.4 – Simulação da temperatura da água e das concentrações de gases dissolvidos

A simulação da temperatura da água e das concentrações de oxigênio e dióxido de carbono dissolvido na superfície e fluxos de água nas camadas do subsolo, é feita pelo submódulo PWTGAS. Considera-se a temperatura do fluxo de água igual à temperatura do solo ou da camada de onde se originou o fluxo, exceto nos casos onde a temperatura da água pode ser menor, na ocorrência de neve ou gelo. As concentrações de oxigênio e dióxido de carbono dissolvidos nestes fluxos pode ser assumida como igual à temperatura de saturação e são calculadas como função direta da temperatura da água. PWTGAS usa a equação 5.33, empírica e não linear, para o oxigênio dissolvido:

$$\text{SODOX} = (14,652 + \text{SOTMP}*(-0,41022 + \text{SOTMP}*(0,007991 - 0,000077774*\text{SOTMP}))*\text{ELEVGC} \quad (5.33)$$

$$\text{SOCO2} = (10**((2385,73/\text{ABSTMP} - 14,0184 + 0,0152642 * \text{ABSTMP}))*0,000316*\text{ELEVGC}*12000,0 \quad (5.34)$$

As concentrações de oxigênio e dióxido de carbono dissolvido no interfluxo e na água subterrânea não podem ser assumidas como saturadas. Os valores para estas concentrações são providenciadas pelo usuário, sendo este valor constante ou mensal.

V.3.5 – Simulação de qualidade usando correlação simples entre sedimento e precipitação

O módulo PQUAL simula parâmetros de qualidade e poluição da água em escoamentos em segmentos de solo permeáveis usando correlações simples com a

água/sedimento gerado. Qualquer parâmetro pode ser simulado. O usuário fornece o nome do parâmetro, unidades e valores. Entretanto, o módulo PERLND possui alguns submódulos específicos para determinadas simulações, as quais serão apresentadas posteriormente. A ocorrência de um indicador de qualidade na superfície e camadas inferiores de fluxos de água podem ser simulados. O comportamento de um constituinte na superfície é considerado mais complexo e dinâmico do que em camadas inferiores. Isto porque, na superfície, podem ocorrer fenômenos como adesão ao solo e influências da temperatura, luz, vento, deposição atmosférica e influências diretas humanas. A seção PQUAL é capaz de representar estes processos de modo geral, como a associação a sedimentos e acumulação ou taxas de depleção devido ao carreamento, além de influências por deposição atmosférica. A concentração pode ser interpolada linearmente para obter valores diários, a partir de dados mensais. Pode-se simular até 10 constituintes de qualidade diferentes ao mesmo tempo. Cada um destes deve ser definido como um dos tipos de combinações: QUALSD, QUALOF, QUALIF e/ou QUALGW. Se um constituinte é considerado associado com um sedimento, utiliza-se o QUALSD. Se o constituinte é associado com o fluxo superficial, intermediário ou subterrâneo, usa-se respectivamente QUALOF, QUALIF ou QUALGW.

A subrotina QUALSD assume que o constituinte simulado pode ser removido da superfície da terra na mesma proporção em que o sedimento é removido. No entanto, a relação pode ser especificada pelo usuário por um fator potencial. Este fator indica o quão grande é a remoção do constituinte a partir do sedimento. Sais de ferro e chumbo por exemplo, são fortemente adsorvidos por sedimentos. Outros poluentes, como amônia, orgânicos, patógenos e DBO podem não ser adsorvidos, mas podem ser correlacionados com a geração de sedimento.

A remoção da substância química associada ao sedimento por carreamento é simulada por:

$$\text{WASHQS} = \text{WSSD} * \text{POTFW} \quad (5.35)$$

A remoção destas substâncias por polimento é similar:

$$\text{SCRQS} = \text{SCRSD} * \text{POTFS} \quad (5.36)$$

WASHQS e SCRQS são combinados para fornecer o total de sedimento associado ao fluxo da substância do segmento em estudo, SOQS.

A unidade "quantidade" se refere a unidades de massa (libras ou toneladas no sistema inglês) ou outro tipo de quantidade, como número de organismos para coliformes.

A subrotina QUALOF difere das outras pelo fato de possibilitar simular a substância que ficou retida na superfície do solo. O mesmo pode ser acumulado ou removido por processos independentes de eventos de chuva, como limpeza, decaimento ou erosão aerólica e deposição, etc. Se a deposição atmosférica for simulada pelo modelo, a retenção da substância é calculada por:

$$\text{SQO} = \text{SQO} + \text{ADFX} + \text{PREC} * \text{ADCN} \quad (5.37)$$

Quando há um fluxo de água e algumas substâncias estão retidas, na superfície, o carregamento é simulado usando uma correlação comum:

$$\text{SOQO} = \text{SQO} * (1,0 - \text{EXP}(-\text{SURO} * \text{WSFAC})) \quad (5.38)$$

A retenção é atualizada diariamente calculando-se a remoção e acúmulo com ocorrências independentes do carregamento da chuva pela equação 5.39:

$$\text{SQO} = \text{ACQOP} + \text{SQOS} * (1,0 - \text{REMQOP}) \quad (5.39)$$

O modelo calcula REMQOP e WSFAC :

$$\text{REMQOP} = \text{ACQOP} / \text{SQOLIM} \quad (5.40)$$

$$\text{WSFAC} = 2,30 / \text{WSQOP} \quad (5.41)$$

A subrotina QUALIF permite ao usuário simular a ocorrência de uma substância química que flui entre as camadas do subsolo. O usuário pode especificar 12 valores

mensais para a substância em estudo, os quais serão interpolados diariamente. A subrotina QUALGW permite a simulação da substância química na camada d'água subterrânea, e sua metodologia é idêntica ao QUALIF.

V.3.6 – Simulação de poluição difusa causada por substâncias agro-químicas

A introdução de produtos químicos na agricultura afeta lagos, rios e águas subterrâneas, causando sua degradação. O modelo HSPF pode ser usado para simular com detalhes processos de nutrientes e pesticidas, biológicos ou químicos, e o movimento de um traçador qualquer não reativo em um segmento de área. Os processos dinâmicos e contínuos que afetam a retenção e o fluxo de pesticidas e nutrientes provenientes de fertilizantes podem ser simulados em detalhe para análise do efeito de cargas difusas em áreas agrícolas. Os algoritmos básicos utilizados são originalmente desenvolvidos para uso em terras rurais, mas podem ser usadas em outras áreas permeáveis onde pesticidas e nutrientes ocorrem. As unidades utilizadas são massa por unidade de área. No sistema métrico, kg/ha, e no sistema inglês, libra/acre. O usuário pode optar por uma ou outra, e informar ao modelo o sistema métrico utilizado, antes de iniciar a simulação. Esta opção pode ser informada no arquivo *.uci ou na própria interface, na barra de ferramentas de edição, na opção “EXT TARGETS”.

O submódulo MSTLAY estima a retenção da mistura água + substância química nas quatro camadas do solo, o qual simula o transporte através destas camadas, e não é feito pelo PWATER. Portanto, MSTLAY utiliza os fluxos e retenções calculados por PWATER e adapta-os. Como é demonstrado na figura 5.5, o submódulo considera cinco camadas de solo para simulação.

Para produtos agro-químicos, a mistura retida são calculadas por:

$$MST = WSTOR + WFLUX \quad (5.42)$$

A variável WFLUX geralmente corresponde ao fluxo de mistura através das camadas de solo. A camada superficial do subsolo é dividida em duas zonas de retenção, a principal e a transitória. A transitória (interfluxo) é onde ocorre o transporte de

substâncias químicas da camada superior do subsolo e o seu extravasamento para a superfície. Para a superfície, o fator de percolação (SLMPF) afeta a fração de soluto que percola (FSP) pela seguinte relação:

$$FSP = SLMPF * SDOWN / SMST \quad (5.43)$$

As variáveis SDOWN e SMST são definidas na figura 5.5. FSP varia entre 0 e 1. Para a fração de percolação nas camadas superior e inferior (FUP, FLDP ou FLP), o fator de retardamento influencia apenas quando a razão entre a respectiva camada de retenção e o fator de tempo de retenção nominal ($ZS / (ZSN * LPF)$) é menor que a fração. A relação sob esta condição é:

$$F = (ZS / (ZSN * LPF)) * (PFLUX / MST) \quad (5.44)$$

Os pesticidas são simulados pelo submódulo PEST. Estes exigem um tratamento detalhado, levando em conta seu potencial de degradação, os complexos processos de transformação pelos quais podem passar, volatilização, etc. São simulados tanto no solo quanto na água de carreamento da chuva na forma solúvel, adsorvida ou cristalizada. Caso existam dados de entrada de deposição atmosférica, o modelo atualiza os dados para cada uma das três formas em que o pesticida pode ser encontrado, pela equação 5.45:

$$SPS = SPS + ADFX + PREC * ADCN \quad (5.45)$$

A subrotina SDFRAC determina a fração na superfície do solo com erosão. A quantidade de erosão é o total de sedimento removido por polimento e lavagem pela chuva, determinado na seção SEDMNT. Assume-se que a quantidade de produto químico removido é proporcional ao de sedimento removido da superfície, e é simulado pela subrotina SEDMOV. O pesticida cristalino não é considerado como adsorvido a estas partículas de sedimento, mas sim que está sendo transportado junto com os mesmos. As subrotinas TOPMOV e SUBMOV simulam o transporte do soluto em solução, simulando as camadas superiores e inferiores, respectivamente.

As reações químicas e biológicas são simuladas em cada camada. A subrotina PSTRXN simula a degradação e a adsorção/desorção de pesticidas. Esta subrotina é utilizada por cada uma das quatro camadas simuladas.

Figura 5.5 – Diagrama de fluxo do transporte da mistura de água mais outras substâncias estimada pelo submódulo MSTLAY.

Um dos métodos de cálculo da adsorção/desorção é através de um cálculo cinético de primeira ordem. Este assume que o pesticida adsorve e desorve a uma taxa baseada na quantidade em solução e na quantidade junto às partículas. Isto leva a uma constante de proporcionalidade e é independente da concentração.

Um segundo método usa um valor da isoterma de Freundlich. Este método utiliza uma única curva para determinar as concentrações do pesticida no solo e em solução. O terceiro e último método usa múltiplas curvas baseadas em um valor variável K de Freundlich. A quantidade total degradada no segmento é determinada simplesmente

multiplicando-se uma taxa de decaimento específico para cada camada do solo, característica para uma das três possíveis formas em que o pesticida se encontraria. A quantidade degradada é então subtraída da quantidade retida. A seguir serão detalhados cada um destes métodos, com seus respectivos cálculos.

V.3.6.1 – Métodos de adsorção/desorção

A subrotina FIRORD calcula os fluxos de reação de adsorção e desorção dos elementos químicos usando uma equação cinética de primeira ordem dependente da temperatura, para temperaturas menores que 35° C:

$$DES = CMAD * KDS * THKDS ** (TMP - 35,0) \quad (5.46)$$

$$ADS = CMSU * KAD * THKAD ** (TMP - 35,0) \quad (5.47)$$

THKDS e THKAD são tipicamente iguais a 1,06.

Todas as variáveis, com exceção dos coeficientes de temperatura podem variar dependendo do tipo de camada que está sendo simulada. A correção da temperatura para a taxa de reação é baseado na equação de Arrhenius. Para temperaturas iguais ou acima de 35°C, nenhuma correção é feita. Quando a temperatura é igual ou menor que 0°C ou o solo está seco, nenhum fenômeno de adsorção ou desorção ocorre.

A subrotina SV calcula a adsorção e desorção e a nova quantidade de material retido usando um único valor do método de Freundlich. O método da isoterma de Freundlich, diferentemente da cinética de primeira-ordem, assume instantaneamente o equilíbrio. Isto é, não importa quanto de substância química é adicionada em uma fase em particular, o equilíbrio é assumido como estabelecido entre a solução e a fase adsorvida. Estes métodos também assumem que para uma dada quantidade de substância química presente no solo, a distribuição de equilíbrio da substância entre a solução e a partícula no solo, pode ser encontrado a partir de uma isoterma. A figura 5.6 demonstra uma isoterma.

Admite-se três fases químicas: cristalina, adsorvida e em solução. A forma cristalina é considerada apenas quando a camada de solo está seca, ou quando a quantidade de substância química na camada excede as capacidades combinadas de esta ser

adsorvida ou de apresentar-se saturada se em solução. Se o solo está seco toda a substância química presente é considerada um sal cristalino. O adsorvido e a fase solúvel são determinadas nesta subrotina pela equação padrão de Freundlich.

A equação de Freundlich para a curva da figura 5.6 é usada para determinar a substância química dentro do adsorvato e da fase solúvel:

$$X = KF1 * C^{**}(1/N1) + XFIX \quad (5.48)$$

Figura 5.6 – Isoterma de Freundlich

A equação 5.48 é resolvida por uma técnica de iterações, na subrotina ITER. Os parâmetros usados no cálculo podem diferir para cada camada de solo.

A subrotina NONSV calcula a adsorção/desorção de uma substância pelo método de Freundlich onde o valor de coeficiente é variável. NONSV usa os mesmos algoritmos e técnicas de solução da subrotina anterior, SV, para determinar a curva

da figura 5.6. Entretanto, esta curva é usada apenas para a adsorção, ou apenas quando a concentração de adsorvido está aumentando. Quando a desorção ocorre, uma nova curva é usada, agora com o K variável:

$$X = KF2 * C^{**}(1/N2) + XFIX \quad (5.49)$$

$$KF2 = (KF1/XDIF)^{**}(N1/N2)*XDIF \quad (5.50)$$

Quando a curva 2 é usada, tanto a desorção quanto à adsorção seguem até que a concentração de adsorvido seja menor ou igual ao valor de XFIX ou até alcançar o valor de XJCT. A resolução da equação de Freundlich para as curvas 1 e 2 utiliza a mesma técnica de iteração usada pela subrotina SV, citada anteriormente.

V.3.7 - Simulação do comportamento das espécies nitrogenadas

O submódulo NITR simula o comportamento das espécies químicas nitrato, amônia e nitrogênio orgânico no segmento permeável e nas suas várias camadas. Isto envolve simular o transporte e suas reações. O nitrogênio, assim como o fósforo, é um nutriente limitante no processo de eutrofização em corpos d'água.

As espécies nitrogenadas são transportadas pelo mesmo método usado para os pesticidas. A amônia adsorvida e duas formas de nitrogênio orgânico particulado (lábil e refratário)* são removidos das camadas superficiais por associação com sedimentos. Estes processos são simulados pelas subrotinas SDFRAC e SEDMOV. Na água de carreamento a simulação de transporte é feita pelas subrotinas TOPMOV e SUBMOV. As reações de nitrogênio são simuladas separadamente para cada camada do solo. Os métodos são discutidos a seguir, na subrotina NITRXN, e são esquematizados na figura 5.7. As entradas de nitrogênio na superfície e na camada superior do subsolo são originadas naturalmente ou por ação do homem, e podem ser simuladas usando os seguintes métodos:

- 1) A partir de dados da série histórica e/ou da deposição atmosférica.

* Lábil: que se cristaliza por ação física ou química; instável. Refratário: que resiste a certas influências químicas ou físicas. Fonte: consulta feita a químicos da SABESP, 2003.

2) A deposição atmosférica ocorre para as espécies nitrato, amônia e nitrogênio orgânico particulado lábil. Esta pode ser especificada de duas maneiras dependendo do tipo de dado. Se a deposição é na forma de fluxo (massa por área por tempo), esta é considerada uma deposição "a seco". Se os dados são em termos de concentração em eventos de chuva, esta é considerada uma deposição "úmida", e o programa automaticamente combina estes dados com os dados de chuva para que o cálculo seja expresso em fluxo. O modelo atualiza os dados para as três espécies em cada camada de solo (superfície e camada superior) e usa a fórmula geral:

$$NSTOR = NSTOR + ADFX + PREC*ADCN \quad (5.51)$$

As reações de transformação do nitrogênio no solo são simuladas pela subrotina NITRXN. Isto inclui as reações apresentadas na figura 5.7. As reações de nitrogênio podem ser divididas entre as químicas e a combinação das reações químicas e biológicas. A adsorção e a desorção de amônio é um processo químico, e o usuário pode simular por uma equação cinética de primeira ordem com a subrotina FIRORD ou pelo método da isoterma de Freundlich, na subrotina SV.

O usuário pode especificar a frequência que as taxas de adsorção e desorção são calculadas.

Assume-se que o nitrogênio orgânico existe nas seguintes formas nas camadas de solo:

- particulado lábil
- solução lábil
- particulado refratário
- solução refratário

A espécie particulada lábil origina-se pela imobilização do nitrato e amônia, e é convertido novamente em amônia por mineralização no solo. É transportada por associação ao sedimento. O modelo pode considerar que a forma lábil venha a se tornar refratária a partir dos dados iniciais introduzidos pelo usuário. Ambas são transportadas pelo carreamento por chuvas, e a forma particulada refratária pode ser transportada com o sedimento.

As reações são descritas por isotermas de equilíbrio pelas equações a seguir:

$$KLON = PLON/SLON \quad (5.52)$$

$$KRON = PRON/STRON \quad (5.53)$$

* Retorno da parte superior da planta, de N e resíduos de N que ocorrem na superfície e camada superior do solo.

Figura 5.7 – Fluxograma para as reações de nitrogênio.

Outras transformações de nitrogênio ocorrem por combinação química e biológica. Todas estas reações podem ser modeladas usando cinéticas de primeira ordem; algoritmos opcionais podem ser usados para modelar o uso do N pelas plantas e imobilização de nitrogênio orgânico. A taxa ótima da cinética de primeira ordem é corrigida para temperaturas do solo menores que 35°C pela equação generalizada 5.54:

$$KK = K \cdot TH^{**}(TMP-35,0) \quad (5.54)$$

Para temperaturas acima de 35°C, a taxa é considerada ótima, ou seja, $KK = K$. Quando a temperatura é menor que 4°C ou o solo é seco, o modelo considera que nenhuma transformação bioquímica ocorre.

A imobilização do nitrato e amônia (conversão para nitrogênio orgânico particulado lábil) pode ser simulado usando tanto a cinética de primeira ordem descrita anteriormente quanto o método da cinética de saturação (Michaelis-Menten). Esta última é usada normalmente para florestas. A volatilização da amônia pode, opcionalmente, ser simulada por uma reação de primeira ordem, o que permite grandes concentrações de amônia no solo. O modelo HSPF assume que (1) o fator de capacidade de troca iônica pode ser incorporado dentro de uma taxa constante de primeira ordem pelo usuário, e (2) o vento é sempre forte o bastante para resultar em uma perda máxima. A correção de temperatura para a volatilização da amônia é um pouco diferente do método padrão usado para outras reações. A temperatura de referência é fornecida pelo usuário, ao invés dos 35 °C. As correções para a taxa de volatilização passam a ser feitas quando a temperatura do solo excede a temperatura de referência.

V.3.8 – Simulação do comportamento dos compostos fosforados

A simulação do fósforo envolve o seu transporte, uso por plantas, adsorção/desorção, imobilização e mineralização nas várias formas de fósforo. Devido ao fósforo encontrar-se vinculado ao solo e ao sedimento, é naturalmente raro em rios e lagos. Por isso é um nutriente limitante no processo de eutrofização. O método usado para transporte e reação do fósforo é o mesmo usado para o nitrogênio, na seção NITR. As subrotinas usadas para transporte e reação do fósforo são descritos no módulo PEST. O fósforo orgânico e o fosfato adsorvido são removidos com o sedimento, o qual é simulado na subrotina SEDMOV. O fosfato em solução é transportado pela água em movimento usando a subrotina TOPMOV e SUBMOV. As reações de fósforo são simuladas no solo pela subrotina PHORXN.

A deposição atmosférica pode ser especificada por dois meios dependendo do tipo de dado, como fluxo de massa – deposição em tempo seco – e como concentração – deposição em tempo úmido. O modelo usa a seguinte equação:

$$P = P + ADFX + PREC*ADCN \quad (5.55)$$

Na subrotina PHORXN, o fosfato é adsorvido e desorvido em uma cinética de primeira ordem ou pelo método de Freundlich, explicados no submódulo PEST. Outras reações que a subrotina PHORXN inclui são mineralização, imobilização e uso pelas plantas. Estas dependem da temperatura e obedecem a uma cinética de primeira ordem, como no caso do nitrogênio. A figura 5.8 demonstra os parâmetros e equações usados para calcular o fósforo.

Figura 5.8 – Diagrama de fluxo para as reações do fósforo.

V.3.9 – Simulação do movimento de um traçador

A subrotina TRACER simula o movimento de um traçador qualquer conservativo em um segmento permeável. Cloreto, brometo e alguns tipos de tintas são comumente usados como traçadores. Esta ferramenta é aplicada com cloreto para calibrar o movimento de solutos através do solo. Envolve também o ajuste do fator de retardo por percolação.

Para simular o transporte de soluto, TRACER utiliza a subrotina TOPMOV e SUBMOV, da seção PEST. Se ocorrer a entrada de dados de deposição atmosférica, o modelo utiliza a seguinte equação:

$$T = T + ADFX + PREC*ADCN \quad (5.56)$$

V.4 – O módulo IMPLND

Em um segmento impermeável, pouca ou nenhuma infiltração ocorre. Entretanto, processos como retenção da água na superfície, acúmulo de substâncias químicas, carreamento de poluentes para corpos d'água ocorrem nestes tipos de solo.

O módulo IMPLND simula estes processos. Muitos destes processos são iguais aos existentes no módulo PERLND, os quais podem ser aplicados em situações em que ambos possuem processos semelhantes, por exemplo: a subrotina IWATER no submódulo PWATER, SOLIDS do submódulo SEDMNT, IWTGAS e IQUAL.

V.4.1 – Simulação de balanço de massa de água

O submódulo IWATER simula a retenção, armazenamento e evaporação da água em um segmento de solo impermeável. Sua operação é similar ao PWATER, mas mais simples, porque neste tipo de segmento não ocorre a infiltração. A água de carreamento é somada à precipitação, ou por exemplo a neve quando esta ocorrer. A água de carreamento também é avaliada para retenção pela subrotina RETN. O fluxo lateral na superfície é simulado pela subrotina SURLI. O fluxo de retenção RETI equivale a subrotina SUPY. O excedente, que não é retido, é considerada como carga difusa. A determinação da quantidade de carga difusa que escoar pela superfície impermeável em uma simulação é feita pela subrotina IROUTE. A sua metodologia é similar à usada no PROUTE.

V.4.2 – Simulação do acúmulo e remoção de sólidos

O submódulo SOLIDS simula o acúmulo e remoção de sólidos pela carga difusa e outros meios, no segmento impermeável. Os sólidos removidos podem ser usados na seção IQUAL para simular constituintes de qualidade associados às partículas.

As subrotinas SOSLD1 e SOSLD2 simulam, cada uma usando uma metodologia diferente, a lavagem por carreamento dos sólidos no segmento em estudo. Nesta simulação, a capacidade de transporte por carreamento sobre a superfície é estimada e comparado à quantidade de sólido existente. A capacidade de transporte pode ser equacionada:

$$STCAP = DELT60 * KEIM * ((SURS + SURO) / DELT60) ** JEIM \quad (5.57)$$

Quando STCAP é maior que a quantidade de sólidos retidos, a lavagem é calculada por:

$$SOSLD = SLDS * SURO / (SURS + SURO) \quad (5.58)$$

O acúmulo e a remoção de sólidos independente da carga difusa é simulada pela subrotina ACCUM. Isto ocorre por exemplo na deposição atmosférica ou na limpeza de ruas. A atualização dos dados de sólidos retidos é feita pelo modelo em intervalos diários, sempre quando não há registros de precipitação no dia anterior, pela equação 5.59:

$$SLDS = ACCSDP + SLDSS * (1,0 - REMSDP) \quad (5.59)$$

Se o evento de carga difusa não ocorre, a equação 6.56 pode levar a valores que deverão se aproximar de um determinado limite. O limite, encontrado quando SLDS e SLDSS possuem o mesmo valor (SLDSL).

$$SLDSL = ACCSDP / REMSDP \quad (5.60)$$

V.4.3 – Estimativa da temperatura e concentração de gás dissolvido

A seção IWTGAS estima a temperatura e concentração do oxigênio dissolvido e do dióxido de carbono no água que escoar pelo segmento impermeável.

A temperatura é estimada pela equação de regressão abaixo:

$$SOTMP = AWTF + BWTF * AIRTC \quad (5.61)$$

Considera-se que as concentrações de oxigênio dissolvido e dióxido de carbono encontram-se saturadas e são calculadas como funções diretas da temperatura na

água. IWTGAS usa as mesmas equações usadas no segmento de solo permeável, equações 5.33 e 5.34.

V.4.4 – Simulação do carreamento de constituintes de qualidade usando simples correlações com os sólidos e o balanço hídrico

O submódulo IQUAL simula o carreamento, através de um segmento não permeável, de substâncias químicas ou poluentes pela água, usando uma relação simples com o balanço hídrico ou os sólidos. Qualquer constituinte pode ser simulado por este submódulo. As funções e metodologias do IQUAL são similares aos do MQUAL do PERLND. A simulação de remoção de uma substância por associação à remoção de sólidos, determinado pelo SOLIDS, é feita pela subrotina WASHSD. Assume-se que a quantidade removida é proporcional à remoção de sólidos. Esta é simulada pela equação 5.62:

$$SOQS = SOSLD * POTFW \quad (5.62)$$

O acúmulo de constituintes de qualidade e sua remoção no segmento impermeável é simulado pela subrotina WASHOF, a qual se assemelha, quanto às funções utilizadas, da subrotina QUALOF, no submódulo PQUAL. As equações 5.37 a 5.41 são utilizadas neste submódulo em suas subrotinas.

V.5 – O módulo RCHRES

O módulo RCHRES simula os processos que podem ocorrer em um trecho de rio, um canal aberto ou em um reservatório de mistura completa. Assumindo mistura completa, RCHRES consiste de uma única zona situada entre dois nós, os quais são as extremidades de RCHRES. O fluxo de vazão que atravessa RCHRES é assumido unidirecional. a figura 5.9 demonstra as entradas e saídas do módulo. Podem existir até cinco tipos de saídas e uma única entrada. Precipitação, evaporação e outros tipos de fluxos influenciam os processos que ocorrem no módulo, mas não ultrapassam as saídas.

Figura 5.9 – Fluxo de matéria através do módulo RCHRES

V.5.1 – Simulação da matéria sedimentada

A subrotina SINK calcula a quantidade de material que sedimenta no módulo RCHRES e determina as mudanças resultantes na concentração, através da seguinte equação:

$$\text{SNKOUT} = \text{CONC} \cdot (\text{KSET} / \text{AVDEPE}) \quad (5.63)$$

Se KSET for maior que AVDEPE, todo o material de RCHRES sedimenta. A massa de material que sedimenta é calculada por:

$$\text{SNKMAT} = \text{SNKOUT} \cdot \text{VOL} \quad (5.64)$$

V.5.2 – Simulação do comportamento hidráulico

O submódulo HYDR simula os processos hidráulicos que ocorrem em RCHRES. Os processos elucidados são o comportamento hidráulico do reservatório, o comportamento dos fluxos de vazão e a análise dos constituintes dissolvidos na água. Todas as entradas de água em RCHRES provenientes da superfície ou das camadas do solo chegam pela entrada INFLO, e sua grandeza é chamada IVOL. A saída de água ocorre através de OFLO, e sua grandeza é chamada OVOL. O volume total de saída é chamada ROVOL. A entrada de água proveniente de precipitação direta na superfície e saída ou perda por evaporação também são consideradas. O usuário ativa estas opções adicionando uma série histórica que pode estar armazenada em um arquivo *.wdm. A equação básica usada é a de continuidade:

$$VOL - VOLS = IVOL + PRSUPY - VOLEV - ROVOL \quad (5.65)$$

Podemos escrever ainda:

$$VOL = VOLT - ROVOL \quad (5.66)$$

Onde,

$$VOLT = IVOL + PRSUPY - VOLEV + VOLS \quad (5.67)$$

Esta subrotina portanto estima ROVOL e assim, o volume no final do intervalo simulado (VOL). Assumindo que o volume total de água saindo de RCHRES no intervalo é:

$$ROVOL = (KS*ROS + COKS*ROD)*DELTS \quad (5.68)$$

A combinação das equações 5.67 e 5.68 fornecem:

$$VOL = VOLT - (KS*ROS + COKS*ROD)*DELTS \quad (5.69)$$

Existem dois valores desconhecidos na equação 5.69: VOL e ROD. Portanto, uma segunda relação é necessária para resolver o problema. Para tanto, assume-se que a demanda para cada saída tem a seguinte forma:

$$OD(1) = f_1(VOL, t)$$

$$OD(2) = f_2(VOL, t)$$

...

$$OD(N_{saídas}) = f_{N_{saídas}}(VOL, t) \quad (5.70)$$

Isto é, a demanda para cada saída é uma função do tempo ou volume ou uma combinação de ambos. Este tópico será melhor discutido na subrotina DEMAND.

Portanto, a demanda total tem a seguinte forma:

$$ROD = \text{funct}(VOL, t) \quad (5.71)$$

Em um dado momento na simulação, t é conhecido e daí teremos as seguintes equações:

$$OD(N) = f_N(VOL) \quad (5.72)$$

$$ROD = \text{funct}(VOL) \quad (5.73)$$

A equação 5.72 fornece a segunda relação requerida para resolver o problema.

As equações 5.69, 5.72 e 5.73 são demonstradas na figura 5.10. O ponto de intersecção das equações 5.69 e 5.73 dão os valores de RO, VOL e portanto de $O(1)$, $O(2)$, etc.

O modelo HSPF assume ainda que cada demanda pode ser representada por um ou ambos dos componentes abaixo:

Componente = função (VOL). Este é o mais utilizado em simulações de RCHRES, onde não há controle sobre a vazão ou onde a entrada/saída é apenas função do nível da água. Esta componente é adicionada ao programa através do submódulo FTABLE.

Componente = função (tempo). Esta componente é mais utilizada para manejo de demandas para municípios, indústrias ou uso agrícola. Pode ser

uma função cíclica (por exemplo ciclo anual) ou geral (por exemplo ciclo anual subestimado ou com tendência de crescimento). O usuário adiciona esta componente através de uma série histórica.

Figura 5.10 – Representação gráfica das equações usadas para cálculo das taxas de saída e volume.

Se o usuário decidir que ambas as componentes estão presentes, então este deverá especificar como elas estarão combinadas no cálculo da demanda. Existem as seguintes opções:

1. $OD(N) = \text{Min} [fN(VOL), gN(t)]$. Esta é usada nos seguintes casos:

Supondo que o usuário da água possua uma demanda ótima a qual pode ser expressa como uma função do tempo ($g(t)$). Entretanto, seu bombeamento possui uma limitada capacidade de entrega. Esta capacidade é função do nível da água em RCHRES. Portanto, pode-se expressar como uma função do volume em RCHRES ($f(VOL)$). Esta atual demanda de água terá no mínimo duas funções. Note que $g(t)$ trata-se de uma entrada de dados (OUTDGT).

2. $OD(N) = \text{Max} [fN(VOL), gN(t)]$
3. $OD(N) = fN(VOL) + gN(t)$

Se uma ou mais demandas existirem na componente $f(VOL)$ (figura 5.10(A)), a subrotina ROUTE é usada para resolver a equação. Neste caso a solução das equações torna-se um pouco mais complicada.

Se não existe a componente $f(VOL)$ em nenhuma demanda, o processo é mais simples (figura 6.10(B)). A subrotina NOROUTE é então utilizada.

O HSPF não assume um formato para RCHRES, mas assume que:

- a) não há uma relação fixa entre a profundidade (o ponto mais fundo de RCHRES), a área superficial e o volume.
- b) Para alguma demanda com uma componente $f(VOL)$, a relação funcional é constante no tempo.

Isto significa que não há reversão da direção do fluxo. A técnica de modelagem é conhecida como "rotina de retenção" ou "onda cinemática". O usuário especifica as propriedades de RCHRES na tabela demonstrada na figura 5.11.

O cálculo de taxas e volume de saída de RCHRES e o novo volume em casos onde existe pelo menos uma demanda com um componente dependente do volume ($f(VOL)$) é feito pela subrotina ROUTE. O método envolve a resolução simultânea das equações 5.69 e 5.73.

Estes casos são demonstrados graficamente na figura 5.12. As equações 5.72 e 5.73 são representados por uma série de segmentos de reta. O *breakpoint* nas linhas correspondentes às entradas em RCHTAB (FTABLE). Um segmento da equação 5.70 pode ser representado pela equação 5.74:

$$(VOL - V1)/(ROD - ROD1) = (V2 - V1)/(ROD2 - ROD1) \quad (5.74)$$

Onde $V1$, $V2$ são volumes especificados na linha adjacente de RCHTAB, para a menor e a maior extremidade do segmento de linha, respectivamente. $ROD1$ e $ROD2$ correspondem às demandas totais.

$$VOLINT = VOLT - KS*ROS*DELTS \quad (5.75)$$

Figura 5.11 – Configuração típica de RCHRES e o método usado para representar propriedades hidráulicas e geométricas.

O primeiro passo é encontrar o intercepto da equação 5.69 no eixo do volume:

Se VOLINT for menor que zero, a equação não pode ser resolvida (na figura, caso 3). A equação 5.69 terá um valor negativo para VOL, se ROD for zero. Fisicamente, isto significa que a simulação foi dentro de um período ou intervalo de tempo em que havia um volume incapaz de satisfazer a demanda, mesmo que a taxa de saída no final do intervalo seja igual a zero. De acordo com isto, teremos:

$$VOL = 0,0$$

$$RO = 0,0$$

$$O (*) = 0,0$$

$$ROVOL = VOLT$$

Se VOLINT é maior ou igual a zero, a taxa de saída no final do intervalo será diferente de zero (casos 1 ou 2). Para definir o tipo de caso:

1. O intercepto da equação 5.69 no eixo do volume é encontrado por:

$$\text{OINT} = \text{VOLINT}/(\text{DELTS}*\text{COKS}) \quad (5.76)$$

Figura 5.12 – Representação gráfica de um trabalho executado para a subrotina ROUTE. Obs.: No gráfico, eq. 8,9 referem-se às eq. 5.78 e 5.79; eq. 4 corresponde à eq. 5.69.

2. A demanda máxima para a qual o volume ainda é zero (RODZ) é encontrada.

Se OINT é maior que RODZ, as equações 5.69 e 5.73 podem ser resolvidas (caso 1).

A solução envolve encontrar cada segmento da equação 5.73 que contenha o ponto de intersecção dos gráficos, e encontrar as coordenadas do ponto (RO,VOL). Isto é feito pela subrotina SOLVE.

Se OINT é menor ou igual a RODZ, as equações 5.69 e 5.73 não podem ser resolvidas (caso 2). Fisicamente isto significa que RCHRES será instantaneamente esgotado no final do intervalo com a taxa total de saída no tempo igual a OINT.

A demanda calcula a demanda total e individual a qual aplica-se ao final do intervalo para um nível específico em RCHTAB. Para tanto, determina-se a demanda para cada saída ativa e acumula-se estas para encontrar a demanda total.

A demanda para uma saída consiste de uma ou duas das componentes citadas anteriormente. Sua presença ou ausência é indicada por dois valor de comparações:

Componente	Valor de comparação
fN(VOL)	ODFVFG (N)
gN(t)	ODGTFG (N)

Se ODFVFG (N) é zero, não há componente fN(VOL). Se ODFVFG é maior que zero, a componente existe.

Se ODFVFG é menor que zero, a componente fN(VOL) existe, mas a função fN varia com o tempo. O valor absoluto de ODFVFG(N) fornece o elemento de número do vetor COLIND () que contém uma série histórica de dados fornecida pelo usuário.

A componente gN(t) não existe quando o ODGTFG (N) é igual a zero. Se este último for maior que zero, a componente existe. O valor do valor de comparação é o elemento de número do vetor OUTDGT () o qual contém as séries de dados requeridas.:

$$FG2 = ODGTFG (N)$$

$$ODGT = gN(t) = OUTDGT (FG2) \quad (5.77)$$

Se uma demanda tem as duas componentes descritas acima, o sistema espera o usuário indicar qual das opções abaixo serão combinadas:

1. $OD (N) = \text{Min} [fN(VOL), gN(t)]$
2. $OD (N) = \text{Max} [fN(VOL), gN(t)]$
3. $OD (N) = fN(VOL) + gN(t)$

Os pontos da equação 5.69 e 5.73 cruzam no gráfico da figura 5.12, caso 1, são encontrados a partir da subrotina SOLVE. A idéia geral é selecionar um segmento de equação 5.71, e determinar o ponto de intersecção com a equação 5.65. Se este ponto cair fora do segmento selecionado, o comando irá selecionar o segmento adjacente (na direção onde o ponto de intersecção se dirige) e repete o processo. Este continua até o ponto cair no segmento em consideração.

Para resolver simultaneamente as equações lineares, as equações 5.69 e 5.74 serão escritas da seguinte maneira:

$$A1*VOL + B1*ROD = C1 \quad (5.78)$$

$$A2*VOL + B2*ROD = C2 \quad (5.79)$$

Estas equações podem ser resolvidas avaliando-se as determinantes:

$$DET = \begin{vmatrix} A1 & B1 \\ A2 & B2 \end{vmatrix} \quad DETV = \begin{vmatrix} C1 & B1 \\ C2 & B2 \end{vmatrix} \quad DETO = \begin{vmatrix} A1 & C1 \\ A2 & C2 \end{vmatrix} \quad (5.80)$$

$$FACTA1 = A1 = 1,0/(COKS*DELTS) \quad (5.81)$$

$$FACTA2 = A2 = ROD1 - ROD2 \quad (5.82)$$

$$FACTB1 = B1 = 1,0 \quad (5.83)$$

$$FACTB2 = B2 = V2 - V1 \quad (5.84)$$

$$FACTC1 = C1 = OINT \quad (5.85)$$

$$FACTC2 = C2 = (V2*ROD1) - (V1*ROD2) \quad (5.86)$$

Substituindo as equações 6.78 a 6.83 na equação 6.77, as determinantes ficam:

$$DET = FACTA1*FACTB2 - FACTA2 \quad (5.87)$$

$$DETV = OINT*FACTB2 - FACTC2 \quad (5.88)$$

$$DETO = FACTA1*FACTC2 - FACTA2*OINT \quad (5.89)$$

As coordenadas do ponto de intersecção são:

$$VOL = DETV/DET \quad (5.90)$$

$$RO = DETO/DET \quad (5.91)$$

Para calcular as taxas e volumes de saída de RCHRES e o novo volume em casos onde não há demandas em função do volume, a subrotina NOROUT.

As equações 5.72 e 5.76 nesta situação são ilustradas na figura 5.13. O procedimento de solução é similar ao usado na subrotina ROUTE, exceto por: devido a não haver

demanda dependente de volume, nenhuma tabela e interpolação é requerida para avaliação, e a solução simultânea das equações 5.72 e 5.76 é mais fácil.

O intercepto da equação 5.72 no eixo do volume é encontrado, como anteriormente, usando a equação 5.77. Se VOLINT é menor que 0,0, não há solução (caso 3). Daí é feito o mesmo procedimento que ocorre em ROUTE. Se VOLINT é maior ou igual a 0,0, a solução pode ser tanto o caso 1 como o caso 2. Neste caso, o primeiro passo é avaliar as demandas:

$$FG = ODGTFG(N) \quad (5.92)$$

$$OD(N) = OUTDGT(FG) \quad (5.93)$$

$$ROD = OD(1) + \dots OD(NEXITS)$$

O intercepto da equação 5.69 no eixo do volume (OINT) é encontrado com a equação 5.76. Se OINT for maior que ROD, as equações 5.69 e 5.73 podem ser resolvidas (caso 1):

$$RO = ROD \quad (5.94)$$

$$O(*) = OD(*) \quad (5.95)$$

E as equações 5.66 e 5.72,

$$VOL = VOLINT - COKS*RO*DELTS \quad (5.96)$$

Se OINT é menor ou igual a ROD, as equações 5.69 e 5.73 não podem ser resolvidas (caso 2). O significado físico e as ações são idênticas às descritas para a subrotina ROUTE. A subrotina AUXIL calcula a profundidade, o estágio, a área superficial, a profundidade média, largura e o raio hidráulico correspondente a um dado volume de água em RCHRES. O cálculo da profundidade é feito através da interpolação entre valores fornecidos de um volume, pela subrotina RCHTAB. O método usado deve ser consistente com o fato de o volume ser a integral da área superficial considerando a profundidade. Para executar a interpolação assume-se que a área superficial varia linearmente com a profundidade entre os níveis limites calculados em RCHTAB:

$$SAREA = SA1 + (SA2 - SA1) * RDEP \quad (5.97)$$

Figura 5.13 – Representação gráfica do trabalho executado pela subrotina NOROUT. Integrando a equação 5.97 e equacionando o resultado para o volume temos:

$$(A * RDEP^{**2}) + (B * RDEP) + C = 0,0 \quad (5.98)$$

$$A = SA2 - SA1$$

$$B = 2,0 * SA1$$

$$C = - (VOL - VOL1) / (VOL2 - VOL1) * (B + A)$$

A equação 5.95 providencia um meio de interpolar profundidade para um dado volume. Há uma relação quadrática entre RDEP e VOL. A equação pode ser solucionada para RDEP analiticamente, mas, no HSPF, o método de Newton-Raphson de aproximações sucessivas é utilizado por ser mais rápido na determinação da raiz ou solução da equação:

1. cálculo inicia com uma estimativa para RDEP: exemplo $RDEP = 0,5A$ função $FRDEP = (A \cdot RDEP1^2) + (B \cdot RDEP1) + C$ é analisada.
2. A derivativa $DFRDEP = 2,0 \cdot A \cdot RDEP1 + B$ é analisada.
3. Um novo valor $RDEP2 = RDEP1 - FRDEP/DFRDEP$ é calculado.
4. Os passos 2 a 4 são repetidos com $RDEP1 = RDEP2$ até que a diferença em RDEP seja mínima.

A profundidade é encontrada usando:

$$DEP = DEP1 + RDEP2 \cdot (DEP2 - DEP1) \quad (5.99)$$

O cálculo das outras variáveis de estado é feita por STAGE:

$$STAGE = DEP + STCOR \quad (5.100)$$

STCOR = a diferença, dada pelo usuário

A área superficial é calculada baseando-se na equação 5.97. A profundidade média é calculada como:

$$AVDEP = VOL/SAREA \quad (5.101)$$

A largura média superficial é encontrada usando a equação 5.96:

$$TWID = SAREA/LEN \quad (5.102)$$

O raio hidráulico é calculado como uma função da profundidade média da água (AVDEP) e pela largura média superficial (TWID), pela equação 5.103:

$$HRAD = (AVDEP \cdot TWID) / (2 \cdot AVDEP + TWID) \quad (5.103)$$

V.5.3 – Simulação da advecção

A advecção é calculada pela subrotina ADCALC, para substâncias dissolvidas ou em solução. As variáveis são dependentes do volume e das saídas calculadas na seção hidráulica (HYDR). Para tanto, leva-se em conta as entradas de constituintes e sua saída, simultaneamente. Inicialmente, o modelo calcula a razão do volume inicial para o volume de saída baseado na taxa de saída, no início do intervalo simulado, como mostra a equação 5.104:

$$RAT = VOLS/(ROS*DELTS) \quad (5.104)$$

Também se usa a variável CRRAT, que é a razão entre a velocidade máxima e a velocidade média na seção transversal para condições típicas de vazão, devendo este ser maior ou igual a 1,0, sempre.

V.5.4 - Propriedades hidráulicas e geométricas

No cálculo para representar as propriedades hidráulicas e geométricas dos trechos de rio e para reservatórios misturados, o modelo utiliza uma tabela para funções hidráulicas, denominada FTABLE. Este arquivo trata-se de uma tabela que contém dados rudimentares das características de um canal e não descrevem adequadamente a hidráulica de reservatórios, devido a sua limitação no detalhamento deste canal. Nesta etapa de pré-concepção, o HSPF utiliza-se da equação de Manning, através da extração de quatro valores fornecidos pelo usuário no arquivo de extensões geométricas *.ptf.

- Profundidade
- largura média do canal
- n de Manning
- inclinação longitudinal do canal.

O HSPF assumirá algumas hipóteses para definir o canal, profundidade, largura da várzea, etc. que poderão ser posteriormente modificadas pelo usuário para adequá-las ao mais próximo possível da realidade. Estas hipóteses são:

- a profundidade do canal é igual a uma vez e meia (1,5) a altura média do canal;
- a largura da planície inundável em cada lado do trecho é igual à largura média do canal;
- a declividade da planície inundável varia uma vez e meia com a altura do mesmo;
- a diferença de declividade entre o ponto mais e mais baixo desta planície varia 0,5:1;
- a altura máxima no FTABLE é fixada em até 100 vezes a profundidade da declividade da planície inundável.

A partir daí o HSPF utiliza o n de Manning e a declividade e a equação de Manning para calcular as diferentes profundidades. A tabela FTABLE descreve a hidrologia de um rio ou de um reservatório a partir da definição da função entre a altura da coluna d'água, área superficial, volume de água e efluentes. A rotina de cálculo acaba sendo uma “rotina de armazenamento” ou “onda cinemática”. Nestes métodos, o momento não é considerado. O usuário especifica as propriedades do segmento do corpo d'água na tabela FTABLE, que é um “pedaço” de uma tabela de função linear. Nesta tabela estão descritas, dadas de altura e áreas superficiais colunas que descrevem dados de volume de efluentes dependentes. Cada série contém valores correspondentes de uma elevação específica da superfície da água. O sistema obtém valores intermediários através da interpolação. Portanto, o número da série da tabela FTABLE depende da dimensão da seção transversal e da resolução desejada.

Existem outras maneiras de especificar situações mais complexas de efluentes, descritos no manual do HSPF. O usuário pode especificar volumes adicionais dependentes dos efluentes a partir do ajuste das dimensões da tabela FTABLE e aumento do número de efluentes. O HSPF permite ao usuário ainda criar tabelas FTABLE, assim como é feito no modelo HSPF (USEPA, 1999b). A tabela RF1 possui ainda as características do trecho de rio ou reservatório estudado, os quais podem ser modificados:

- nome
- número de efluentes
- tipo (lago ou rio)

- segmento de rio (à direita e/ou à esquerda)
- segmento complementar
- afluente
- comprimento do segmento
- delta h
- elevação
- localização do ponto
- altitude do ponto

V.5.5 – Simulação de substâncias conservativas

A subrotina CONS simula substâncias conservativas. O modelo leva em consideração as concentrações de entrada da substância, no intervalo de tempo simulado, somando as possíveis fontes: deposição atmosférica, afluentes, etc. Após este cálculo, o modelo chama a subrotina ADVECT para calcular a advecção longitudinal deste material e do material já contido em RCHRES. Para tanto, o modelo assume:

1. Cada substância que sofrer advecção é uniformemente dispersada através do meio.
2. A substância se move na mesma velocidade horizontal que o fluxo de água.

Finalmente, CONS calcula a massa de material remanescente após a advecção. Este valor, RCON, é necessário para a checagem do balanço de massa. O modelo HSPF permite um máximo de 10 substâncias conservativas. O usuário seleciona as unidades, não necessitando ser a mesma para todos.

V.5.6 – Simulação de troca de calor e temperatura da água

O propósito desta subrotina – HTRCH - é simular os processos que determinam a temperatura da água em RCHRES. A temperatura da água é fundamental para determinados processos importantes para o meio aquático. Para tanto o modelo usa os seguintes dados meteorológicos e de temperatura:

1. radiação solar
2. *cloud cover* – nebulosidade
3. temperatura do ar em °F
4. temperatura no ponto de orvalho
5. velocidade do vento

HTRCH considera três principais processos: transferência de calor por advecção, transferência através da interface ar-água e transferência água-sedimento. O processo de difusão e dispersão não é considerado pelo modelo HSPF. A transferência por advecção é simulada tratando a temperatura da água como uma concentração termal. O transporte de calor através da interface ar-água é uma somatória de efeitos individuais. Os mecanismos que aumentam o calor na água são a absorção da radiação solar, absorção de ondas longas de radiação e condução-advecção. Os mecanismos que diminuem o calor são a emissão de ondas longas de radiação, condução-advecção e evaporação. A temperatura da água precipitada também é considerada neste cálculo, a qual é considerada igual à temperatura da superfície da água.

O movimento entre a água e o sedimento contribui significativamente para a variação diurna da temperatura da água, especialmente em rios e trechos rasos. A simulação da condução neste caso é opcional, e o HSPF fornece três opções de cálculo:

- a. Como uma função simples de diferença de temperatura ao longo da coluna d'água, considerando o coeficiente de condução de calor na coluna d'água.
- b. Baseando-se no método de Caupp et al apud USEPA (1996), que é uma extensão do método anterior, mas inclui o sedimento ou a camada de terra em contato com a massa de água, que se encontra em um equilíbrio de temperatura. Os fluxos de calor entre: camada mais profunda – sedimento, sedimento – água são calculadas.
- c. Condução de calor usando uma equação de advecção-dispersão, resolvida analiticamente. Esta resolução reduz a condução da camada mais profunda para uma série convergente, o qual é o produto das seguintes variáveis:

- mudança de temperatura da água sobre um período específico anterior ao período simulado.
- Fluxo de calor por unidade de temperatura na camada mais profunda e na água sobre o período anterior ao período simulado.

O cálculo da temperatura da água na superfície é representado pela seguinte equação:

$$QT = QSR - QB - QH - QE + QP + QBED \quad (5.105)$$

V.5.7 – Simulação do comportamento do sedimento inorgânico

O submódulo SEDTRN simula o transporte, deposição e desgaste de sedimento inorgânico no módulo RCHRES. A modelagem do sedimento em canais podem ser necessária para os seguintes casos:

1. Instabilidade estrutural de piers de pontes ou vazamentos na estrutura por desgaste.
2. Redução da capacidade do reservatório e obstrução de canais de irrigação e meios de navegação devido à deposição.
3. Redução da luminosidade aquática causada por sólidos suspensos.
4. Transporte de poluentes adsorvidos como fertilizantes, herbicidas e pesticidas.

Tanto as características de migração quanto à capacidade de adsorção do sedimento variam significativamente com tamanho da partícula. Consequentemente, o HSPF divide a carga de sedimento inorgânico em três componentes (areia, lodo e argila), cada qual com suas propriedades. Informações paramétricas para requeridas para sedimentos coesivos (lodo e argila), incluem:

1. diâmetro da partícula
2. velocidade de sedimentação da partícula na água
3. densidade da partícula
4. pressão crítica para deposição
5. pressão crítica para desgaste

6. coeficiente de erodibilidade

Os valores requeridos para partículas não coesivas dependem do método usado para calcular a entrada de areia. Se o método de Toffaleti for utilizado devem ser inseridos valores como o diâmetro médio do sedimento do leito (DB50) e a velocidade de sedimentação da partícula (W). O método de Colby requer valores para DB50.

O modelo assume que a remoção de sedimento inorgânico não afeta as propriedades hidráulicas do canal, e que o depósito dos sedimentos simulados ocorre em diferentes áreas do leito do RCHRES. O transporte de sedimento por arraste de fundo não é simulado ainda devido a limitações de conhecimento teóricos e comprovações empíricas, dada a complexidade deste fenômeno.

A altura do depósito de sedimento tem um limite máximo o qual não pode ser excedido. O volume das três frações do sedimento de fundo (areia, argila e lodo) são somadas, e o volume total é ajustada levando em conta a porosidade. A partir destes dados obtém-se a altura máxima do depósito.

A rotina COHESV simula a deposição, remoção e os processos de transporte de sedimentos coesivos. Primeiro, a subrotina ADVECT simula o transporte advectivo. A partir daí a rotina BDEXCH calcula a deposição ou desgaste.

A rotina BDEXCH simula a deposição e remoção de frações de sedimentos coesivos. A aproximação é feita a partir da definição de que a troca de sedimentos com o leito de fundo depende da pressão de remoção exercida sobre a superfície do mesmo. Esta pressão é calculada pela subrotina SHEAR na seção HYDR. A taxa de deposição de uma fração particular de um sedimento coesivo é baseado na simplificação da equação de Krone's apud USEPA (1996), calculado pela equação 5.106:

$$D = W * CONC * (1,0 - \tau / \tau_{UCD}) \quad (5.106)$$

A taxa de troca de sedimentos em suspensão através da deposição pode ser expressa pela equação 5.107:

$$d(CONC)/dt = - (D/AVDEPM) \quad (5.107)$$

Substituindo a equação 5.106 em 5.107, temos:

$$d(\text{CONC})/dt = -(W*\text{CONC}/\text{AVDEPM})*(1 - \text{TAU}/\text{TAUCD}) \quad (5.108)$$

Integrando e rearranjando esta equação, a solução pode ser obtida para a concentração de sedimentos suspensos perdidos por deposição durante a simulação(DEPCONC):

$$\text{DEPCONC} = \text{CONC}*(1,0 - \text{EXP } ((- W/\text{AVDEPM})*(1,0 - \text{TAU}/\text{TAUCD})) \quad (5.109)$$

O usuário pode acrescentar valores para a velocidade de sedimentação e para TAUCD.

A seguir do cálculo de DEPCONC, a retenção de sedimentos em suspensão e no leito de fundo é atualizada. A taxa de ressuspensão ou remoção de sedimentos coesivos do leito de fundo é derivada de uma equação modificada de Partheniades:

$$S = M*(\text{TAU}/\text{TAUCS} - 1,0) \quad (5.110)$$

A taxa de mudança da concentração de sedimentos ocasionada pela remoção do sedimento de fundo pode ser expressa como:

$$d(\text{CONC})/dt = S/\text{AVDEPM} \quad (5.111)$$

Substituindo a variável S pela equação 5.110, temos:

$$d(\text{CONC})/dt = (M/\text{AVDEPM})*(\text{TAU}/\text{TAUSC} - 1,0) \quad (5.112)$$

Integrando e rearranjando a equação a solução é obtida para a concentração de sedimentos em suspensão mais o sedimento acrescentado devido à remoção ocorrida (SCRONC):

$$\text{SCRONC} = M/\text{AVDEPM} * 1000*(\text{TAU}/\text{TAUCS} - 1,0) \quad (5.113)$$

O usuário deve entrar com os valores para o coeficiente de erodibilidade e pressão crítica de remoção para cada fração de sedimento simulada. A partir da resolução para SCRONC o modelo obtém dados atualizados para o sedimento em suspensão.

A deposição, o desgaste e o processo de transporte da fração de areia é simulada pela subrotina SANDLD. A erosão e deposição da areia ou sedimentos não coesivos é afetada pela quantidade de sedimento que o fluxo de água é capaz de carrear. Se a quantidade de areia sendo transportada é menor que a capacidade de carregamento para as condições hidrodinâmicas de RCHRES, a areia no fundo será desgastada. Isto ocorre até que a taxa de areia alcance a capacidade de carregamento do fluxo de água, ou a areia possível de ser desgastada e carregada acabe. A deposição portanto ocorre quando a quantidade de areia é superior à capacidade de carregamento. A subrotina permite a utilização de três métodos, a ser definida pelo usuário: método de Toffaleti, método de Colby e uma equação em função da velocidade podem ser usadas. Se um dos dois primeiros métodos é utilizado, a concentração potencial (PSAND) é determinada pela seguinte conversão:

$$PSAND = (GSO * TWIDE * 10,5) / ROM \quad (5.114)$$

O efluente potencial de areia (PROSND) durante o intervalo é:

$$PROSND = (SANDS * SROVOL) + (PSAND * EROVOL) \quad (5.115)$$

A equação da continuidade é utilizada para encontrar o potencial de remoção ou de deposição no leito de retenção:

$$PSCOUR = (VOL * PSAND) - (VOL * SANDS) + PROSND - ISAND \quad (5.116)$$

A concentração de areia suspensa é calculada como:

$$SAND = (ISAND + SCOUR + SANDS * (VOLS - SROVOL)) / VOL + EROVOL \quad (5.117)$$

V.5.7.1 – Cálculo do transporte de areia usando o método de Toffaleti

Na metodologia de Toffaleti (USEPA, 1996), o rio para o qual a carga de areia será calculado será assumido como sendo equivalente a um rio bidimensional, com largura igual à real e profundidade igual ao raio hidráulico (FHRAD).

Para efeito de cálculo, FHRAD é dividido em quatro zonas, como mostra a figura 5.14:

1. a zona de leito é igual a $Y/FHRAD = 2*FDIAM/FHRAD$
2. a zona inferior estende-se de $Y/FHRAD = 2*FDIAM/FHRAD$ até $Y/FHRAD = 1/11,24$
3. a zona média estende-se de $Y/FHRAD = 1/11,24$ até $Y/FHRAD = 1/2,5$
4. a zona superior estende-se de $Y/FHRAD = 1/2,5$ até a superfície

A velocidade de contorno é representado pela equação de força:

$$U = (1 + CNV)*V*(Y/FHRAD)**CNV \quad (5.118)$$

A distribuição de concentração de areia é dada pela relação de força de cada uma das três zonas. O expoente da equações (ZI) números 23 a 25 é obtido pela equação:

$$ZI = (VSETV)/(CZFHRAD*SLOPE) \quad (5.119)$$

Figura 5.14 – Correlações de velocidade, concentração e descarga de sedimentos de Toffaleti.

A capacidade total de transporte de areia (GSI) para o RCHRES é a soma da capacidade de transporte para as quatro zonas:

$$GSI = GSB + GSL + GSM + GSU \quad (5.120)$$

Figura 5.15 – Fatores de Toffaleti

Figura 5.16 – Fator de correção de Toffaleti

V.5.8 – Simulação do comportamento de uma substância química

O submódulo GQUAL possui diversas subrotinas para simulação de substâncias químicas que estejam dissolvidas ou associadas a sedimentos, no RCHRES. Se a substância simulada não estiver associada a um sedimento, o módulo considerará um dos seguintes processos:

1. Advecção do material dissolvido.
2. Processo de decaimento. Um ou mais dos processos abaixo podem ser modelados:
 - a. hidrólise
 - b. oxidação por um radical de oxigênio livre
 - c. fotólise
 - d. volatilização
 - e. biodegradação
 - f. decaimento de primeira ordem

A primeira parte de GQUAL avalia a natureza do dado o qual será usado na simulação. O usuário pode usar esta subrotina independente das outras subrotinas de RCHRES, para uma série de tipos de dados diferentes. Alguns dados requeridos para simulação de processos de decaimento podem ser adicionados na forma de uma constante, para os doze meses do ano, uma série de dados provenientes do arquivo

interno do HSPF, INPAD, ou em alguns casos onde este dado é calculado em outra seção de RCHRES, o último resultado pode ser usado. Estes tipos de dados que podem ser obtidos por algum destes meios são:

1. temperatura da água
2. pH (para hidrólise)
3. radical livre de oxigênio (para oxidação)
4. sedimento suspenso total (para fotólise)
5. fitoplâncton (para fotólise)
6. nuvens (para fotólise)
7. vento (para volatilização em lagos)

GQUAL utiliza seis rotinas para executar a simulação de um constituinte de qualidade qualquer:

1. OXREA: calcula a taxa de reaeração do oxigênio (usado para simular a volatilização)
2. ADVECT: simula a advecção do material dissolvido.
3. DDECAY: simula o decaimento de material dissolvido
4. ADVQUAL: simula o movimento de advecção em material associado ao sedimento
5. ADECAY: simula o decaimento de um qual adsorvido aos sedimentos em suspensão e no sedimento de fundo
6. ADSDES: simula a troca de materiais através da adsorção/desorção

Antes de ADVECT ser chamado, GQUAL soma todas as fontes de entrada de qual dissolvido (cargas).

GQUAL ainda calcula o aumento da concentração do parâmetro de qualidade, ou “qual”, resultante de um decaimento de uma substância química qualquer, capaz de formá-lo. Para tanto o usuário deve indicar ao modelo HSPF a possível transformação desta substância no qual, a partir de seu processo de degradação – exceto para a volatilização. No entanto, o modelo dá algumas restrições. Existe a possibilidade de simular até três constituintes quaisquer, mas estes três estão correlacionados: o “qual 2” deverá ser produto do decaimento do “qual 1”, e o “qual 3” deverá ser produto de ambos ou de um dos dois anteriores. Outros tipos de reações não são possíveis de serem simuladas.

O HSPF permite um máximo de 3 constituintes qualquer de qualidade. O usuário deve fornecer dados como o nome do constituinte (máximo de 20 caracteres), a quantidade que adentrou o RCHRES ou encontra-se no meio (até 8 caracteres), a unidade de concentração (até 4 caracteres) e o fator de conversão para que o resultado tenha a unidade desejada pelo usuário.

A subrotina DDECAY simula a degradação de uma substância qualquer por meios químicos e/ou biológicos. Seis processos são considerados:

1. hidrólise
2. oxidação por ação de radicais livres de oxigênio
3. fotólise
4. volatilização
5. biodegradação
6. decaimento de primeira ordem.

Todos os processos modelados em DDECAY possuem um fator de correção para a temperatura.

Hidrólise: define-se hidrólise como uma reação que ocorre na presença de água, sem a interferência da luz ou microorganismos, onde o componente reage com a água e é transformado em outro componente qualquer. A taxa de transformação do qual dissolvido através da hidrólise é sensível a mudanças de pH e temperatura. Os coeficientes das taxas de hidrólise para um determinado qual são determinadas em laboratório. Dependendo do tipo de dado e das necessidades do usuário, a informação do pH para a equação de hidrólise pode ser adicionada como um valor constante, bimestral ou uma série de dados.

Oxidação por radicais livres de oxigênio: dois tipos de reações podem ser distinguidas para avaliar os processos de oxidação química em um ambiente aquático:

1. reação de um estado excitado da molécula com oxigênio, onde o estado é produzido diretamente por foto-oxidação.
2. reação do produto com oxidantes em solução, onde os oxidantes são formados por reações do material natural suspenso ou dissolvido em solução.

Podem ser chamadas simplesmente de oxidação, auto-oxidação ou oxidação termal.

O HSPF considera como oxidação apenas a reação de oxidação termal, sendo as demais consideradas processos fotolíticos.

Fotólise: a transformação fotoquímica pode ocorrer quando energia na forma de luz é absorvida por uma molécula, levando esta a um estado de excitação a partir de onde a reação pode ocorrer, e a molécula se degenerar. A fotólise indireta ocorre se outra espécie química absorve luz e transfere energia para outra substância química, o qual reage e se degenera. Entre as reações fotoquímicas temos a oxidação, a redução, a hidrólise, reação de substituição, etc. A formulação da fotólise no modelo HSPF procura medir a força de degradação de uma substância qualquer o qual resulta na reação fotoquímica.

Volatilização: a volatilização é definida como o transporte de uma substância química da água para a atmosfera. A concentração da substância diminui mas nenhuma transformação ocorre, ou seja, não ocorre nenhum tipo de reação. O HSPF calcula a taxa de volatilização a partir do coeficiente de reaeração de oxigênio.

Biodegradação: é o processo mais importante de transformação de compostos químicos em ambientes naturais. A taxa de biodegradação de um constituinte dissolvido é expresso como uma função da concentração de biomassa a qual degrada o qual, em uma dada temperatura da água.

Decaimento de primeira ordem: pode ser simulado em adição ou ao invés de, um dos processos de degradação ou decaimento já citados anteriormente.

A subrotina ADVQAL simula o processo advectivo para um constituinte qualquer associado a um sedimento. Esta subrotina inclui:

1. carga de qual que adentra o RCHRES
2. migração do qual da suspensão na água para o fundo, resultante do processo de deposição do sedimento onde o qual encontra-se adsorvido.

3. migração do qual do fundo do corpo d'água para a suspensão, resultado do desgaste do fundo.
4. saída do qual do RCHRES, que se encontra adsorvido às partículas em suspensão.

O movimento do qual é totalmente dependente do movimento da partícula em que o mesmo se encontra adsorvido. Todos os fluxos são expressos como um produto do fluxo da fração de sedimento que está sendo simulado e considerado e a concentração do qual associado a esta fração. Da mesma forma calcula-se para o qual presente no RCHRES.

Se for indicado que ocorre a geração de sedimento por desgaste da camada de fundo, o ADVQAL considera:

1. uma adição de qual que estava adsorvido às partículas que estavam sedimentadas e agora se encontram em suspensão.
2. o fluxo de qual para o modo em suspensão ocorre na mesma proporção calculada para os fluxos anteriores.

A subrotina ADECAY calcula o decaimento do constituinte devido à sua adsorção por um sedimento inorgânico. O HSPF assume que a taxa de decaimento de um constituinte adsorvido qualquer é a mesma para todas as frações de sedimento (areia, lama e argila), mas pode ser diferente para o sedimento suspenso e para o sedimento de fundo. A subrotina solicita as seguintes informações:

1. ADDCPM (1) – taxa de decaimento para o qual no sedimento – suspenso ou sedimentado.
2. ADDCPM (2) – coeficiente de correção da temperatura para o decaimento
3. RSED – estoque de cada fração de sedimento
4. SQAL – concentração de qual associado a cada uma das três frações de sedimento.

ASDES simula a passagem de um qual do estado dissolvido para o estado adsorvido. O equilíbrio cinético entre os dois estados e seis tipos de adsorção são modelados:

areia, lama e argila em suspensão, e no fundo do corpo d'água para as três frações anteriores.

V.5.8.1 - Simulação dos constituintes envolvidos em transformações bioquímicas

RQUAL é mais um entre os submódulos de RCHRES que simula constituintes envolvidos em transformações bioquímicas, os quais são:

- Oxigênio dissolvido (OD)
- Demanda bioquímica de oxigênio
- Amônia
- Nitrito
- Nitrato
- Ortofosfato
- Fitoplâncton
- Fito-bento
- Zooplâncton
- Nitrogênio orgânico refratário
- Fósforo orgânico refratário
- Carbono orgânico refratário
- Carbono orgânico total
- pH
- dióxido de carbono

Além destes, o nitrogênio orgânico total (TORN), o fósforo orgânico total (TORP), o carbono orgânico total (TORC) e a DBO potencial (POTDBO).

RQUAL usa quatro funções para calcular estes grupos:

1. OXRX: simula o OD primário e o balanço de DBO
2. NUTRX: determina o nitrogênio inorgânico e o balanço de fósforo
3. PLANK: simula as populações planctônicas e as suas reações
4. simula o pH e as espécies de carbono inorgânico

Outra função de RQUAL é determinar os valores para variáveis que são usadas em conjunto com as quatro funções anteriores, que são:

1. AVVELE: velocidade média da água no RCHRES (pés/s)
2. AVDEPE: profundidade média da água em RCHRES (pés)
3. DEPCOR: fator de conversão de metros quadrados para litros
4. SCRFAC: fator de desgaste usado para o cálculo da taxa de ressurgimento bentônico de nitrogênio inorgânico, ortofosfato, dióxido de carbono e DBO.

V.5.8.2 - Simulação primária de OD e balanço de DBO

A função OXRX avalia os processos primários que determinam a concentração de OD em um reservatório de mistura completa ou um rio. A variável de estado “DOX” representa o OD na água necessário para satisfazer o sistema. A variável de estado DBO representa a quantidade total de oxigênio necessário satisfazer a demanda bioquímica de primeiro estágio (DBO carbonácea) e os materiais orgânicos não refratários presentes na água.

OXRX considera os seguintes processos no cálculo do balanço de oxigênio:

1. advecção longitudinal de DOX e DBO.
2. diminuição de BOD
3. demanda de oxigênio bentônica
4. ressurgimento de DBO bentônica
5. reaeração
6. depleção do oxigênio ocasionado pelo consumo para a DBO

Este sub-módulo calcula a reaeração através da seguinte equação:

$$DOX = DOXS + KOREA*(SATDO - DOX) \quad (5.121)$$

Onde a correção da concentração de OD saturado é calculado sob as condições atmosféricas prevalentes pela equação:

$$SATDO = (14,652 + TW*(-0,41022 + TW*(0,007991 - 0,777E-4*TW)))*CFPRES \quad (5.122)$$

V.5.8.3 - Simulação da demanda bentônica de oxigênio e liberação de DBO bentônica

A demanda bentônica de oxigênio resulta dos materiais de fundo os quais requerem oxigênio para a estabilização. Este processo resulta na perda direta de oxigênio do RCHRES. A segunda demanda é causada pela liberação e suspensão de DBO, a qual é a menor forma direta de demanda de OD.

A demanda bentônica é calculada por:

$$BENOX = BENOD*(TCBEN**TW20)*(1.0 - \text{Exp}(-EXPOD*DOX)) \quad (5.123)$$

Após o cálculo de BENOX, a variável OD é atualizada:

$$DOX = DOX - BENOX*DEPCOR \quad (5.124)$$

A liberação de DBO de fundo é uma função do potencial de remoção e da concentração de OD. A equação utilizada é a 5.125:

$$RELBOD = (BRBOD(1) + BRBOD(2)*\text{Exp}(-EXPREL*DOX))*SCRFAC \quad (5.125)$$

V.5.8.4 - Simulação do coeficiente de reaeração de oxigênio

Vários métodos vêm sendo utilizados para cálculo do coeficiente de reaeração atmosférica, e a experiência demonstra que os métodos de cálculo mais efetivos em qualquer situação depende sempre das características hidráulicas do sistema. A subrotina OXREA calcula a reaeração do oxigênio usando uma das quatro técnicas de aproximação a serem descritas a seguir.

Aproximação:

A equação geral para a reaeração é:

$$DOX = DOXS + KOREA*(SATDO - DOXS) \quad (5.126)$$

Reaeração do lago

Em um lago ou em um reservatório, o cálculo de reaeração dependerá da área superficial, volume e velocidade do vento. A fator de velocidade do vento é determinado usando a seguinte equação empírica:

$$\text{WINDF} = \text{WINDSP} * (-0,46 + 0,136 * \text{WINDSP}) \quad (5.127)$$

$$\text{KOREA} = (0,032808 * \text{WINDF} * \text{CFOREA} / \text{AVDEPE}) * \text{DELT60} \quad (5.128)$$

Reaeração de rios

Uma das três aproximações podem ser utilizadas:

1. Método de dissipação de energia (Tsivoglou-Wallace, 1972 apud USEPA, 1996). O cálculo de reaeração é baseado nos princípios de dissipação de energia:

$$\text{KOREA} = \text{REAKT} (\text{DELTHE} / \text{FLOTIM}) * (\text{TCGINV} ** (\text{TW} - 20)) * \text{DELTS} \quad (5.129)$$

2. Método de Covar de determinação de reaeração (Covar, 1976 apud USEPA, 1996). A reaeração é calculada como uma função da velocidade e da altura da queda d'água. Neste método, a partir da profundidade do reservatório e velocidades do fluxo de água, utiliza-se valores empíricos para as variáveis que compõem a equação:

$$\text{KOREA} = \text{REAK} * (\text{AVVELE} ** \text{EXPREV}) * (\text{AVDEPE} ** \text{EXPRED}) * (\text{TCGINV} ** (\text{TW} - 20)) * \text{DELT60} \quad (5.130)$$

Dependendo da altura e velocidade, utiliza-se valores preestabelecidos para as variáveis REAK, EXPREV e EXPRED, definidos a partir de fórmulas empíricas as quais provêm determinada acurácia para três tipos diferentes de condições hidráulicas, sendo estas:

- a) Fórmula de Owen: esta fórmula é utilizada para alturas de coluna d'água menores que 2 pés. Os valores atribuídos às variáveis são: $REAK = 0,906$, $EXPREV = 0,67$ e $EXPRED = -1,85$.
 - b) Fórmula de Churchill: esta fórmula é utilizada para situações de altas velocidades e com colunas d'água maiores que 2 pés. Temos então: $REAK = 0,484$, $EXPREV = 0,969$ e $EXPRED = -1,673$
 - c) Fórmula de O'Connor-Dobbins: usada para situações de velocidade baixa e colunas d'água maiores que 2 pés. Temos: $REAK = 0,538$, $EXPREV = 0,5$ e $EXPRED = -1,5$.
3. E finalmente, o usuário pode criar sua própria função hidráulica, similar ao método de Covar, sob qualquer condição de altura e velocidade.
4. A reaeração pode ainda ser modelada como um processo em função da temperatura. Neste caso, o usuário suprime as variáveis altura e velocidade e trabalha apenas com a constante de reaeração, $REAK$.

V.5.8.5 - Simulação do decaimento de DBO

A subrotina BODDEC ajusta a concentração de OD da água para somar ao OD consumido por microorganismos. Apenas a DBO carbonácea é considerada nesta subrotina. O processo de decaimento é calculado na equação cinética de primeira-ordem representada na equação 5.131:

$$BODOX = (KBOD20 * (TCBOD ** (TW - 20))) * BOD \quad (5.131)$$

V.5.8.6 - Simulação de nitrogênio inorgânico primário e balanço de fósforo

A função NUTRX simula os processos primários que determinam o balanço do nitrogênio e fósforo inorgânico em águas naturais. São considerados os seguintes processos:

1. advecção longitudinal de NO_3 , NO_2 , NH_3 e PO_4 , dissolvidos
2. ressurgimento bentônico de nitrogênio inorgânico (NH_3) e PO_4
3. ionização da amônia (equilíbrio NH_3/NH_4^+)

4. vaporização da amônia
5. nitrificação de NH_3 para NO_2
6. denitrificação de NO_3
7. amonificação através da degradação da DBO
8. adsorção/desorção de NH_3 e PO_4 no sedimento inorgânico e na coluna d'água
9. deposição/desgaste e advecção longitudinal de NH_3 e PO_4 adsorvida

Entradas e saídas de NO_3 , NH_3 e PO_4 são simuladas neste módulo.

VI - APLICAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO À BACIA DE RIBEIRÃO DA ESTIVA

De acordo com os artigos técnicos da EPA, para capacitar o modelo BASINS 3.0 a trabalhar com os dados de uma bacia não existente nos Estados Unidos e nem cadastrada em suas agências ambientais de controle, torna-se necessário uma série de alterações em arquivos, substituindo os existentes, de uma bacia qualquer dos EUA, por dados que caracterizam a Bacia de Ribeirão da Estiva.

Os dados de uma bacia qualquer dos Estados Unidos foram projetados para uso pelo BASINS 3.0, e se apresentam em arquivos com extensão *.apr. A partir de instruções fornecidas pelas notas técnicas (USEPA, 1999c) do BASINS 3.0 e da troca de informações com um dos técnicos de construção do BASINS 3.0, o Sr. Paul Cocca, foram modificados os arquivos utilizados pelo modelo de geração de cargas difusas. As principais alterações feitas foram nos "temas" (tabelas do ArcView):

- *Permit Compliance System (PCS)*
- *Industrial Facilities Discharge*
- *Reach File 1 (RF1)*
- *Reach File 3 (RF3)*
- *Cataloging Unit Boundary*
- *Land Use Index*
- Arquivo com dados meteorológicos

Também foram alterados outros arquivos para inserção de dados de qualidade, que serão descritos nos sub-capítulos a seguir.

O BASINS 3.0 permite ao usuário utilizar estes temas para gerar um modelo no HSPF. Desta forma torna-se possível, através da modificação de todos estes temas, utilizar uma bacia qualquer, desde que se disponha dos dados necessários. No entanto, estas modificações exigiam um conhecimento além do básico em ArcView. O modelo, por ser rodado pela versão 3.2 do ArcView, apresenta uma série de limitações e conflitos internos. Quando uma alteração é feita, caso se deixe de alterar alguma outra tabela com link entre ambas, acaba por inviabilizar todo o arquivo. Este tipo de falha ocorre facilmente devido ao enorme número de tabelas

utilizadas e links existentes entre elas. Ao se abrir um projeto de uma bacia criada para o BASINS em arcview no modo texto, este normalmente possui mais de 1.000 páginas, onde constam todos os links para criação de cada tema. Alguns temas possuem links com diversos arquivos. Além disso, o BASINS 3.0 possui diversas tabelas internas de referência com identificadores que devem ser respeitados. Isto acaba gerando um número enorme de dados, o que torna o trabalho de modificação completa mais complexo do que o esperado, de acordo com as instruções obtidas no manual e nas listas de discussões do software disponibilizados pela equipe técnica da EPA.

Como o modelo oferece a opção de utilizar o WinHSPF no modo *stand-alone*, este foi o modo usado para rodar os dados da Bacia de Ribeirão da Estiva. Mesmo assim, para que o WinHSPF funcione, foi necessária a criação de alguns arquivos para que a partir deles fosse possível modificar o modelo conforme desejado. Portanto, foram alterados alguns temas pouco conflitantes do BASINS 3.0, a partir de uma bacia pré-existente, utilizando o ArcView 3.2. Em qualquer caso o WinHSPF exige modificações manuais por parte do usuário: correção dos dados hidrográficos, inserção de conexões ou trechos de rios, calibração de vazões e adequações outras que em geral só são possíveis com uso de outras ferramentas disponibilizados pela EPA.

Os dados hidrográficos de águas superficiais dos Estados Unidos e Hawaii são armazenados em um banco de dados criado pela EPA. A estrutura e o conteúdo deste banco de dados foi criada para estabelecer uma organização dos dados hidrológicos para aplicações de modelagem e para que fosse utilizada uma linguagem única com referência a cada um dos mananciais superficiais. O RF1A foi o primeiro a ser concebido, e do seu aprimoramento surgiu o RF1, em 1982. O RF3 começou a ser desenvolvido a partir de 1989. Ele é mais abrangente e possui maior detalhamento dos trechos hidrográficos. Ambos possuem atributos de definição de conectividade entre rios, e conseqüentemente, a direção do fluxo inerente a estas conexões (Hanson et al, 1994).

No entanto, para uso do WinHSPF, o RF1 é o arquivo que possui os dados essenciais para simulação. Estes dados são alimentados automaticamente no projeto gerado para o WinHSPF, pelo BASINS 3.0.

O tema *Cataloging Unit Boundary* contém os dados geográficos como área, perímetro, identificador de bacia, etc. É formado por dois arquivos, com três extensões cada um: acc.dbf, acc.shp e acc.shx e cat.dbf, cat.shp e cat.shx.

O tema *Land Use index* contém os dados de tipo de uso e ocupação do solo, que dão entrada no modelo HSPF integrados basicamente em 10 diferentes tipos: *Unclassified, Urban or Built-up Land, Agricultural Land, Rangeland, Forest Land, Water, Wetland, Barren Land, Tundra e Perennial Snow or Ice*. Estes dados podem ser alterados manualmente no botão "*Land Use Editor*", do modelo WinHSPF, com relação ao tipo de solo (permeável ou impermeável), tipo de área e identificação da bacia. Portanto, estes dados são essencialmente utilizados pelos módulos PERLND e IMPLND.

O arquivo que possui os dados de qualidade para uso nestes módulos é o de extensão *.def. Ao se obter o BASINS 3.0, entre os arquivos existentes encontra-se um arquivo starter.def, que será usado para criação com os dados referentes à bacia em estudo. Este arquivo pode ser aberto no modo texto e nele são armazenados dados qualquer para cada tipo de uso e ocupação do solo, com as variáveis de entrada exigidas pelas fórmulas internas do modelo.

O usuário pode modificar estes dados no próprio WinHSPF, a partir do arquivo *.uci. Os dados meteorológicos são armazenados em arquivos com extensão *.wdm, gerados em um software à parte, o WDM, (USEPA, 1999a). O WDM possibilita armazenar estes dados, gerar novos dados a partir de séries históricas de dados meteorológicos correlatos, como por exemplo gerar uma série histórica mensal de máximas e mínimas de temperatura a partir de dados diários; desagregar dados de mensais para diários ou diários para horários. O WinHSPF interage com os arquivos em wdm de maneira dinâmica, ou seja, enquanto roda o modelo, ele busca os dados

necessários nestes arquivos e os resultados obtidos são também armazenados no formato wdm. O WDM possui uma interface em Windows muito amigável. O WDM é um software aprimorado, a partir do programa ANNIE (U.S.G.S., 1995), gerado pela United State Geological Survey (USGS, 1995). O programa ANNIE possui sua plataforma em DOS, e ao contrário do WDM, permite a modificação de atributos internos do arquivo. A geração de um dado com um atributo que não exista nos arquivos do WDM (unidade métrica por exemplo), torna necessária a utilização do ANNIE .

Um segundo software foi criado a partir do ANNIE, o GenScn (Kittley Jr., 1998). Este software possui sua plataforma em Windows, é extremamente amigável, e oferece diversos recursos diferentes dos oferecidos pelo software Annie e WDM, como por exemplo no caso de existirem mapas com localização dos pontos é possível visualizá-los. O GenScn trabalha com a extensão *.wdm e é o software de arquivo dos dados gerados pelo modelo WinHSPF.

VI.1 - Dados de carga pontual

No caso do modelo para a bacia de Ribeirão da Estiva, não foram considerados pontos de cargas pontuais, já que não existem indústrias e nem influência da lagoa de tratamento de esgotos do município no ribeirão.

VI.2 -Dados hidrográficos

Para a bacia de Ribeirão da Estiva os dados de extensão do ribeirão e área da bacia foram obtidos a partir da análise de plantas da EMPLASA. Não haviam dados da geometria do reservatório, por isso foram feitas aproximações dos dados de profundidade, área superficial, coeficiente de rugosidade de Manning, altura do canal e declividade, e utilizados os dados para geração pelo modelo da configuração do ribeirão, os quais foram calibrados posteriormente.

Os dados hidrológicos foram cedidos pela SABESP, de um estudo feito pelo DAEE de regionalização do Ribeirão da Estiva e disponibilidade hídrica. A vazão média de longo período foi utilizada para calibração do modelo. Também foram obtidos deste estudo a área total da bacia.

Devido a falta de dados importantes como a vazão ao longo do ribeirão em pontos diferentes, limitou-se o estudo a apenas um ponto da bacia, junto à captação de água para tratamento por uma ETA da SABESP. Este ponto agregava um número maior de informações necessárias para a simulação.

VI.3 – Dados geográficos

Os dados de uso e ocupação do solo foram obtidos junto ao Instituto Sócio Ambiental (ISA). No entanto estes dados são de 1999. Em inspeções técnicas na bacia com equipes da SABESP e da Secretária de Meio Ambiente de desenvolvimento urbano – DUSM, foi verificado que algumas das áreas onde o ISA considera ocupações urbanas não consolidadas, já existe infra-estrutura para os moradores, como água, luz, telefone e linha de ônibus, embora o local seja de difícil acesso. Estes dados foram atualizados para o modelo. O tipo de solo é predominantemente permeável, mesmo nas áreas urbanizadas.

Nestas visitas foram observadas as criações de animais próximas ao ribeirão. Como a extensão do mesmo é pequena, pôde-se fazer uma vistoria do local, mas sem detalhamento já que de modo geral, os proprietários não permitiam a entrada nos locais. Foram considerados três tipos de uso e ocupação, todos do segmento permeável: floresta nativa como 80% da área total da bacia de Ribeirão da Estiva, 10% como de uso urbano não consolidado e os outros 10% como de uso agrícola. Considerou-se que estes segmentos drenavam totalmente para o ribeirão.

VI.4 – Dados meteorológicos

Para rodar o WinHSPF é necessário que existam os seguintes dados meteorológicos, dependendo dos processos físicos e químicos que se deseja simular:

- precipitação
- velocidade do vento
- radiação solar
- evaporação
- temperatura
- potencial de evapotranspiração
- nebulosidade
- temperaturas máxima e mínima
- temperatura de orvalho

Para geração dos valores de precipitação calculou-se a partir dos dados de dois postos do DAEE existentes na região, utilizando o método de Thiessen.

O cálculo do potencial de evapotranspiração foi feito a partir Método de Thornthwaite, e utilizado o Nomograma de Palmers & Havens e adaptado por Camargo (Mattos; Vilella, 1975).

Os dados de evaporação do reservatório foram obtidos a partir do uso da fórmula de Vermuele (Alvarez; Garcez, 1988), que considera a temperatura média anual e a altura pluviométrica anual.

Não foram encontrados dados de velocidade do vento, os quais esperava-se estarem disponíveis antes do término deste trabalho, já que estava prevista a instalação de uma estação meteorológica na bacia. Infelizmente este posto não estava ainda em operação até o encerramento da calibração. Em observações feitas para a região de Grande São Paulo, a EMBRAPA detecta que a velocidade média mensal do vento varia em torno de 2,6 m/s. Como para velocidades abaixo de 6 m/s o modelo adota imediatamente um valor para o fator de velocidade utilizado no cálculo de reaeração, não foi dada entrada deste dado e o fator preestabelecido modelo foi considerado.

Os dados de radiação solar foram estimados a partir de dados para a cidade de São Paulo, em um estudo feito por Escobedo; Machado; Oliveira (1999). A variação ao longo do dia foi estimada a partir de um cálculo de triangulação dos dados diários.

Os dados de temperatura foram obtidos a partir de observações da SABESP.

VI.5 - Dados de qualidade

Os dados de qualidade utilizados para esta simulação foram os obtidos pela SABESP ao longo dos anos de 2000 a 2002. Foram identificados os parâmetros com maior número de dados, maior variabilidade sazonal e selecionados a partir da capacidade de simulação do modelo. Para este trabalho foram simulados e calibrados os parâmetros coliformes termotolerantes, fósforo total, sólidos em suspensão e OD. Para validação apenas os parâmetros coliformes termotolerantes e fósforo total foram utilizados, pois não haviam os outros dados para o ano de 2000.

A SABESP faz uma campanha bimestral de monitoramento na bacia de Ribeirão da Estiva, desde novembro de 2000, para os seguintes parâmetros, em quatro pontos de coleta da bacia:

- **Parâmetros químicos:** Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio Fenóis, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Albuminóide, Nitrogênio Nitrato, Nitrogênio Nitrito, Ferro Solúvel, Manganês Solúvel, pH, Cor, Cloreto, Alcalinidade, Dureza, Agente Tenso Ativo, Carbono Orgânico Total;
- **Parâmetros físicos:** Temperatura, Turbidez, Condutividade, Sólidos Suspensos Totais, Transparência, Resíduo Total;
- **Parâmetros organolépticos:** Alumínio, Ferro e Manganês Total;
- **Parâmetros tóxicos:** Arsênio e Metais Pesados: Cobre, Zinco, Bário, Cromo, Prata, Cádmio, Chumbo, Mercúrio, Selênio;
- **Parâmetros microbiológicos:** Bactérias Termotolerantes e Fitoplancton.

O ponto de captação possui um histórico de mais de 10 anos de parâmetros sendo como ponto de coleta a captação, com frequência mensal, para os seguintes parâmetros:

- Temperatura, Demanda Química de Oxigênio, Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal, Ferro e Manganês Solúvel, pH, Cor, Turbidez, Condutividade e Coliformes totais e termotolerantes.

Um histórico de cerca de 5 anos para os seguintes parâmetros:

- Ferro e Manganês Total, Cobre, Zinco, Bário, Cromo, Prata, Cádmio, Chumbo, Arsênio, Mercúrio, Selênio

VI.6 - Sensibilidade do modelo aos parâmetros de calibração

A análise de sensibilidade consiste da utilização dos modelos desenvolvidos, calibrados e verificados, variando-se os dados de entrada ou seus parâmetros chave e comparando os resultados gerados com aqueles obtidos sem qualquer alteração. As variáveis que apresentaram maior influência na calibração hidrológica foram as relacionadas à infiltração, recessão e percolação no solo. As variáveis de capacidade de retenção e de evapotranspiração não apresentaram grande sensibilidade, e seus valores foram estabelecidos seguindo o exemplo de valores utilizados em bacias americanas com características de uso do solo similares às da bacia em estudo, respeitando-se a sazonalidade típica da região.

A tabela 6.1 demonstra a alteração da vazão média a partir da modificação de algumas variáveis que mais influenciaram na calibração deste sistema, dentro de limites de literatura.

Tabela 6.1 – Análise de sensibilidade para as principais variáveis de influência na calibração hidrológica:

Variável	Valor de teste	Alteração observada
velocidade de infiltração	1 2	A diminuição em uma unidade provocou o aumento médio de 36% da vazão média.
Constante de recessão	0.999 0.920	Aumento, em média, de 37% a vazão média.
Fração de fluxo de recarga do canal subterrâneo	0,6 0,5	A diminuição ocasionou aumento médio de 46% da vazão média.

A influência da variável DEEPFR muda incrivelmente a partir da atribuição de valores acima de 0,5, com comportamento exponencial. Apesar de os limites típicos estarem entre 0 e 0.2 e o possível entre 0 e 0.5 foi necessário valorá-la em 0.6 para que o comportamento do volume do reservatório fosse mais próximo do real. Este fato também ocorreu com o modelo gerado pela USEPA (2000), indicando que esta variável apresenta uma sensibilidade que vai além do esperado dentro dos limites conhecidos em literatura. Estas observações sinalizam a necessidade de uma revisão desta variável, e até mesmo da simulação hidrológica do modelo.

A variável INFILD também apresentou um comportamento atípico, em relação às outras variáveis. Sua influência na bacia de Ribeirão da Estiva só passava a ser percebida a partir de valores muito acima dos encontrados na literatura. No entanto, não existem dados para esta bacia sobre capacidade de infiltração do solo, o que dificulta uma análise crítica. Observa-se que na calibração feita pela USEPA (2000) esta variável apresentou valor dentro dos limites de literatura.

A tabela FTABLE possui como maior influência, durante a simulação, a vazão de saída do reservatório e a área atribuída à várzea. O volume, área superficial e altura da coluna d'água influenciam principalmente a simulação da qualidade da água.

A geração de sedimentos na bacia e a concentração de sólidos totais no reservatório dependerá de diversos fatores. O método baseia-se nas observações de que existe uma troca intensa de partículas no meio, as quais são transportadas em uma série de etapas a uma velocidade proporcional ao tamanho da partícula. Uma partícula em especial não permanece em movimento continuamente, mas deposita-se ao final de algum tempo. E finalmente, a taxa de deposição por unidade de área depende da taxa de transporte na secção assim como a probabilidade de que a força hidrodinâmica são suficientes para que a partícula se deposite. Portanto, a intensidade de chuva não necessariamente correlaciona-se com a geração do sedimento ou concentração do mesmo no reservatório.

Uma das deficiências encontradas neste módulo é que a perda mensal de sedimento em dados reais nem sempre existe, e a simulação não distingue a diferença entre a

perda que ocorre em momentos de fortes precipitações das que ocorrem em outros momentos. Observa-se que uma chuva pode ou não gerar quantidade significativa de sedimentos que efetivamente darão entrada no trecho do rio, e isto dependerá tanto da intensidade da chuva quanto do intervalo de tempo o qual o evento durou. Por isso, uma chuva intensa de apenas um dia não necessariamente gerará um fluxo de sedimentos, e no caso deste ser gerado, não necessariamente chegará ao reservatório naquele momento; por outro lado, eventos com chuvas contínuas por um período relativamente maior provavelmente irão gerar um arraste que chegue até o corpo d'água. Existe aqui a influência direta do trajeto que o sedimento percorrerá do segmento até o reservatório. Erosões que possam ocorrer à beira do corpo d'água e imediatamente impactam o sistema não são portanto considerados.

No módulo RCHRES a velocidade de sedimentação, W (in/segundo ou mm/segundo) apresentou uma grande influência no resultado final de concentração de sedimentos, e foi modificada até obtenção de resultados de concentração satisfatórios. Observou-se que esta variável opera de modo não linear, devendo o usuário buscar o valor "ótimo". Na realidade, a partir de um determinado valor, a concentração final de sólidos em suspensão total no reservatório só diminuirá com a alteração do volume total do reservatório. Whittemore (2002) observa que uma calibração para sedimentos é difícil para eventos de chuvas fortes, com diferenças entre o real e o simulado que vão de -40% a +200%, o que indica que ainda há muito que se aprimorar na modelagem de sedimentos.

Para a simulação de qualidade foram utilizados principalmente os submódulos GQUAL e PQUAL. Como já foi comentado em capítulos anteriores, o PQUAL correlaciona diretamente o qual à precipitação. Já o submódulo GQUAL oferece algumas opções de decaimento da concentração deste qual por processos químicos ou físicos.

Com relação ao PQUAL observou-se uma grande sensibilidade da concentração final do qual em função da taxa de escoamento superficial capaz de remover 90% dos coliformes. A variação da taxa é extremamente sensível, com valor mínimo igual a 0,01 in/hr. Para uma mesma quantidade de qual pode-se diminuir em cerca de 50%

a concentração final caso seja aumentada a taxa para 0,50 in/hr. Conservando-se os valores das variáveis e dobrando a carga adotada, o resultado final, ou a carga difusa gerada sofre uma alteração linear, ou seja, dobra o resultado obtido.

No módulo GQUAL, ao se optar por nenhuma influência no decaimento do qual, a concentração final se correlacionará diretamente com a precipitação e com a carga difusa gerada advinda do módulo PERLND. A influência da temperatura para os coliformes termotolerantes parece ser importante apenas em situações onde o gradiente é grande. Na simulação para a bacia de Ribeirão da Estiva, não notou-se grande influência. Outra hipótese é o tempo de retenção. A simulação indicou uma rápida passagem dos constituintes de qualidade através da bacia e no ribeirão, e um baixo tempo de retenção. Neste caso, a temperatura passa a exercer pouca influência na degradação.

Outro dado de entrada que afeta o resultado final é a capacidade de acúmulo de constituinte do segmento. O modelo considera que a poluição gerada e não carregada pode se acumular para um evento posterior. No entanto, como a discretização da poluição é feita em bases mensais pode ocorrer uma perda de sensibilidade para resultados pontuais.

Na simulação de OD, a principal diferença entre o método de Tsivoglou e o método de Covar é que o primeiro trabalha com a dissipação de energia e o segundo com a coluna d'água e a velocidade do fluxo de água. A eficácia de cada método dependerá das configurações preponderantes do sistema em estudo. O primeiro método não se apresentou eficaz neste trabalho. O método de Covar não pode ser bem avaliado já que em média os resultados foram bons, compatíveis com os reais, mas pontualmente foram ruins. Esta comparação no entanto não é confiável pois dependeria de um número maior de dados. A variável que apresentou maior sensibilidade para o método de Covar, o qual foi utilizado no trabalho mas de forma variada da original, foi a constante de reaeração, REAK. Ao simular em função da temperatura, observa-se que os resultados oscilam muito pouco. Mudanças comuns na temperatura ao longo do dia, com gradientes de ± 1 a $2\text{ }^{\circ}\text{C}$, não são significativas.

VI.7 – Calibração e validação do modelo

VI.7.1 - A performance do modelo

A performance de um modelo pode ser avaliada a partir da sua capacidade de calibração e validação e, segundo Donigian; Inhoff (2002), vem sendo tema de discussão há mais de 20 anos. Encontra-se na literatura diversas discussões a respeito do uso de modelos e a incerteza dos resultados (Carruba, 2000); (Carruba, 2002); (Whittemore, 2002).

Os dados requeridos por um modelo para cargas difusas para a predição de transporte de poluentes dependem de valores para determinados parâmetros cuja incerteza não é conhecida (Sorhabi, 2001). Devido a esta incerteza, os modelos, embora sejam fortemente trabalhados em termos de número de dados, algoritmos, etc., não são capazes de descrever com exatidão os processos hidrológicos e químicos que ocorrem sob condições naturais. A variabilidade destes parâmetros entre vários tipos de uso de solo e os tipos de solo é uma importante consideração a se fazer durante o processo de modelagem. Devido a estas variações nos parâmetros de entrada, vem-se discutindo muito sobre a modelagem e detecta-se controvérsias a respeito da validade relativa aos processos e resultados obtidos por estes modelos.

Como estes modelos vêm sendo largamente utilizados para avaliar problemas de manejo em bacias, também vem crescendo a discussão sobre a incerteza dos mesmos.

De modo geral, Donigian; Inhoff (2002) afirmam que se deve considerar sempre que:

- modelos são simples aproximações da realidade; não representam precisamente os sistemas reais.
- não existe um método, estatístico ou não, que determine se um modelo é ou não válido.
- Tanto as comparações gráficas quanto os testes estatísticos são necessários para a calibração e validação de um modelo.

- Não se pode esperar que os modelos forneçam resultados com erros menores do que os existentes nos dados de entrada e nos dados observados.

A calibração e validação deve, de modo geral, incluir ao menos alguns dos seguintes procedimentos e testes:

Comparações gráficas:

1. plotagem de dados em gráficos
2. dados observados x dados simulados, em uma regressão linear de 45°
3. distribuições cumulativas de frequência de fluxos ou variáveis de estado observados e simulados

Testes estatísticos:

1. erros estatísticos, por exemplo erro médio, erro médio absoluto, erro relativo, tendências, erros estimados, etc.
2. testes de correlação.
3. testes de distribuição acumulada, por exemplo teste de Kolmogorov-Smirnov

Dadas as incertezas no estado da arte, em inerentes erros em dados de entrada e dados observados, as formulações do modelo que são apenas aproximações, não há como dizer em absoluto se uma modelagem é de todo aceitável ou não.

VI.7.2 -Calibração hidrológica do modelo

A simulação hidrológica combina as características físicas da bacia e os dados meteorológicos observados. Como cada bacia possui suas características próprias, os valores variam de uma bacia para outra. O modelo simula a carga difusa que ocorre em áreas impermeáveis, e para áreas permeáveis, o fluxo superficial, intermediário e subterrâneo. Uma calibração hidrológica completa envolve examinar sucessivas vezes: (1) o balanço hidrológico anual, (2) vazão sazonal e mensal, (3) fluxo de base e (4) eventos de tempestade. Os dados simulados são então comparados aos

observados e os parâmetros críticos são ajustados até que ambos sejam o mais similares possível.

O modelo requer a entrada de dados de precipitação e evapotranspiração potencial para calcular a hidrologia da bacia, os quais afetam o balanço de massa de água. Os parâmetros de infiltração são utilizados para ajustar a distribuição sazonal e mensal da carga difusa.

O fluxo de base foi estabelecido a partir de sucessivas calibrações, respeitando-se os dados existentes em literatura até que fossem obtidos valores ideais de vazão.

Os eventos de tempestade são finalmente ajustados a partir da alteração dos parâmetros de retenção superficial e de interfluxo, além de, se necessário, os parâmetros de infiltração.

A EPA disponibiliza um software capaz de calibrar a hidrologia de uma bacia, o HSPEXP (USEPA, 1999f). Como neste trabalho não haviam ainda dados de vazão medidos em número suficientes para utilização deste software, o mesmo não foi utilizado. No entanto, é uma ferramenta prática e de fácil manejo para uso em conjunto com o modelo HSPF.

A calibração para os demais parâmetros foi obtida a partir de valores de base, os quais foram ajustados até obtenção de resultados compatíveis com os dados reais existentes, procurando respeitar os valores limites usualmente encontrados na literatura.

A calibração foi feita a partir da entrada de dados de 1995 a 2002, e a calibração de vazão a partir de 1999 a 2002. Tal procedimento foi adotado porque o modelo inicia com a modelagem com o reservatório vazio, apesar existir um parâmetro de entrada onde o usuário informa com que volume o reservatório encontra-se no momento de início da simulação. Observa-se no gráfico de vazão gerado pelo modelo que a partir de 1998 a vazão estabiliza, e o sistema atinge um equilíbrio. Para segurança, foram considerados os dados a partir de 1999. A calibração foi refinada seguindo os seguintes passos:

- observou-se os resultados de balanço de massa gerados pelo próprio HSPF, até que a % de erro fosse menor que 10%.

- para calibração da vazão considerou-se a vazão média de longo período, 358,56 L/s, de forma que a vazão média dos 4 anos diferisse da real em menos que 10%. O valor médio obtido foi de 377 L/s durante a calibração, com vazões oscilando entre 346 e 394 L/s.
- ajuste de distribuição da alta e baixa vazão de escoamento através do ajuste das taxas de percolação e infiltração através do solo e recargas do rio;
- distribuição da precipitação ao longo do dia. Como o modelo trabalha com dados horários em seus algoritmos, houve problemas para calibrar a bacia a partir dos dados existentes e não desagregados. Com isto, foram distribuídos os valores de precipitação ao longo de 6 do dia. Para valores excessivamente altos, no entanto, foi necessário dividir o valor total por 24, pois o resultado final do cálculo extrapolava, gerando erros. Estes valores foram então distribuídos ao longo das 24 horas do dia;
- utilização de diferentes valores mensais de variáveis (quando havia a opção de inserir dados mensais), de acordo com a variação sazonal esperada.

Gráfico 6.1 – Curva de vazão obtida para o reservatório de Ribeirão da Estiva.

Legenda: ROVOL: Volume em Mm^3/hora ;

De modo geral, os principais ganhos e perdas de água em uma bacia hidrográfica ocorrem devido à precipitação e infiltração. Não se nota grandes perdas influenciadas pela evapotranspiração, nesta bacia, a qual foi simulada com e sem a evapotranspiração.

O primeiro passo foi adequar a fração de fluxo de recarga do canal subterrâneo.

Outros parâmetros que poderiam influenciar a evapotranspiração foram então calibrados. A partir daí calibrou-se os parâmetros que influenciam os picos de escoamento, variáveis de infiltração, percolação e recessão.

Em quarto lugar foram ajustados parâmetros que influenciam a distribuição do escoamento nas diversas camadas do solo, e finalmente calibrou-se a distribuição sazonal dos fluxos ao longo dos meses. Não foram calibrados eventos de tempestade devido a falta de dados mais detalhados de precipitação. A tabela 6.2 demonstra os valores utilizados ao final da calibração.

Cabe ressaltar que a variação dos valores da tabela 6.2 classificados em típicos e possíveis são sugeridos na literatura (USEPA, 1999g). Não foram encontrados dados para a bacia de Ribeirão da Estiva. Durante a calibração foi necessário ultrapassar estes valores, como no caso das variáveis INFILT e DEEPFR. Esta ocorrência foi explicada no sub-capítulo VI.6.

VI.7.3 - Parâmetros hidráulicos

Não foi possível calibrar a tabela hidrológica devido a falta de dados precisos. Foram inseridos dados necessários para a construção da tabela hidrológica para o trecho de rio simulado, a tabela FTABLE. Os valores de volume são principalmente utilizados para determinar a concentração de poluentes no meio. A área superficial do trecho do rio determina as taxas de volatilização e reações físico-químicas/biológicas envolvidas na interface ar/água.

A princípio, utilizou-se os valores gerados a partir da entrada de dados pelo BASINS. O manual sugere então um refinamento destes dados de modo a torná-lo o mais próximo possível dos dados reais. Para tanto, foi configurado um arquivo *.ptf, que agrega os dados importantes para a geração da FTABLE:

- profundidade máxima média do canal: considerou-se igual a 1,10 metros;
- profundidade média do canal: considerou-se igual a 0,55 metros;
- comprimento do canal: foi considerado o trecho entre os dois pontos extremos de monitoramento da SABESP, cuja distância é de aproximadamente 1,6 km. Estes pontos coincidem com a delimitação da bacia de Ribeirão da Estiva e com os demais dados existentes necessários à calibração: regionalização hidrológica, dados de qualidade, etc.

A fração máxima de efluente do ribeirão, em diferentes alturas, foi inserida de modo que totalizassem uma vazão máxima de 600 L/s. Este valor foi utilizado a partir de uma única medição de vazão feita pela SABESP à jusante da estação de tratamento de água no mês de janeiro de 2001 mais a vazão captada para tratamento. O modelo solicita ainda o coeficiente de rugosidade de Manning e dados de declividade do canal. Neste caso foram geradas várias FTABLES variando o coeficiente de rugosidade e os slopes, e não se observou influência significativa no resultado final. Optou-se portanto por utilizar os valores obtidos no arquivo tutorial do modelo WinHSPF.

O modelo gera um canal com valores de efluente, área e volume extremamente maiores do que os reais. A partir daí foram corrigidos estes valores. Após a correção, observou-se que ao rodar o modelo, este ainda apresentava problemas, gerando

volumes a partir da vazão de escoamento que iam além do volume máximo do reservatório. Seguindo instruções da literatura consultada na EPA, foram acrescentadas duas linhas na FTABLE, com mais duas alturas de 10 e 20 pés, cerca de 4 a 5 vezes a altura máxima medida. No entanto, a literatura informa que estas modificações e otimizações não influenciam sensivelmente nos resultados finais obtidos com relação à vazão final gerada (USEPA, 2000a).

Nesta bacia foi considerado que a vazão de saída do reservatório depende do volume e do tempo, partindo do princípio que não há controle da vazão do reservatório e devido a haver bombeamento para a ETA. Portanto, o ribeirão modelado possui uma única saída que integra: a vazão bombeada para a estação de tratamento de água, cerca de 100 L/s - e a vazão a jusante do bombeamento, a qual pode variar bastante e ainda não é medida. Esta vazão total foi calibrada na calibração hidrológica, conforme foi explicado no sub-capítulo anterior.

VI.7.4 - Calibração do modelo para o módulo de geração de sedimentos

A calibração do sedimento deve ser feita após a calibração hidrológica e antes da calibração dos parâmetros de qualidade. O processo de calibração é o mesmo, onde se procura obter valores simulados próximos aos reais.

Uma vez calibrada quantidade de sedimento gerado por erosão, segue-se à calibração mais refinada do sedimento que adentra a massa de água. Estes dados reais são mais facilmente encontrados, o que facilita a calibração: sólidos suspensos. Embora o modelo calcule a carga de sedimentos total, o mesmo é dividido em três tipos de sólidos: areia, argila e lodo. Cada fração é simulada separadamente. O transporte da fração areia (não coesiva) é calculado como uma função de força da velocidade média do canal em cada intervalo de tempo. Para as frações de lodo e argila (não coesivos), calcula-se capacidade de remoção dos mesmos a partir do módulo hidráulico e compara-se com o valor crítico definido pelo usuário, ou valores de deposição e remoção para cada tipo e dimensão.

Para iniciar a modelagem de sedimentos utilizou-se como *default* as variáveis usadas em um arquivo existente junto com os demais arquivos do modelo HSPF, para servir como guia para o usuário na geração de seu modelo. Para dados e informações não disponíveis foi seguido exatamente o que estava disposto neste arquivo. Além disso, devido a esta pouca disponibilidade de dados, procurou-se acionar o mínimo possível de variáveis disponibilizadas pelo modelo, ou seja, o modelo foi sub-utilizado dentro da sua capacidade de utilização de informações e geração de dados devido a este tipo de limitação.

O modelo usa a equação universal de solos na simulação, e alguns valores para as variáveis foram possíveis de ser encontrados na literatura, e embora não sejam específicos para a bacia em questão, são valores encontrados no Brasil ou no estado de São Paulo (IPT/SABESP, 2001); (MATTOS, 1995) e(USEPA, 2001a). Para a variável K, o fator de erodibilidade para solos paulistas varia entre 0,18 e 0,13. Durante a calibração, esta foi valorada inicialmente em 0,15, mas o melhor valor foi de 0,18.

Para as demais variáveis utilizou-se valores *defaults*, que foram calibrados até que atendessem os valores esperados de concentração final de sólidos totais suspensos no trecho de rio. Cabe ressaltar que na verdade os dados existentes para este rio são pouco conclusivos, pois todos os dados estavam abaixo do limite de detecção do método, que é acima de 20 mg/L. O modelo foi então calibrado de modo que os resultados gerados, na sua maioria, fossem abaixo de 20 mg/L. Os resultados encontram-se no gráfico 6.2.

O modelo oferece três métodos de cálculo, já descritos em sub-capítulos anteriores. Inicialmente optou-se por utilizar o método de Colby, porque este utiliza um n° menor de variáveis em relação ao método de Toffalety. Isto possibilita um menor erro final, já que se dispõe de poucos dados. No entanto, ao rodar o modelo, a velocidade média no canal, AVVELE, é igual a 0,92016 ft/sec é ligeiramente menor que a faixa utilizada pelo método de Colby, que deve ser de 1 a 10 ft/sec. Por isso, o modelo automaticamente emitiu uma mensagem de erro e passou a utilizar o método de Toffalety.

Gráfico 6.2 – Resultados obtidos para sólidos suspensos totais após a simulação no modelo WinHSPF.

VI.7.5 - Calibração de cargas difusas e qualidade da água

A essência da calibração da qualidade da água em uma bacia é obter dados simulados o mais próximo possível dos dados reais, com dados de taxas de cargas difusas dentro dos valores esperados em literatura.

Segundo Donigian (2002), após a calibração e validação dos dados hidrológicos, deve-se, para efetuar a calibração do parâmetro de qualidade:

- estimar todos os parâmetros do modelo, incluindo a capacidade de acúmulo e taxas de remoção para cada tipo de uso e ocupação do solo, etc.
- comparar os dados de cargas difusas gerados com os reais até que os mesmos estejam o mais próximo possível
- calibrar a temperatura da água
- comparar as concentrações simuladas com as observadas e tornar a fazer os passos anteriores até que se obtenha dados compatíveis em todos os casos.

A calibração do “qual” (parâmetro de qualidade) vai depender das características do mesmo e de quais processos físicos ou químicos o usuário. Pode-se associar o qual ao sedimento. O modelo permite ainda ao usuário definir valores para variáveis como taxa de acúmulo diário, limites de acúmulo e remoção.

Ainda segundo Donigian, a calibração de qualidade é em parte uma arte e em parte ciência. A parte artística vem da capacidade de analisar múltiplas séries de dados e determinar quais são necessários para determinado qual e onde entram determinados algoritmos ou não.

VI.7.6 - Calibração do modelo para coliformes termotolerantes ou fecais.

A ferramenta utilizada para calibração dos coliformes termotolerantes foi a PQUAL, para o segmento permeável, e a GQUAL, para o corpo d'água, já que o modelo não possui um algoritmo específico para este parâmetro.

O primeiro passo na calibração do modelo para coliformes termotolerantes é a determinação das entradas e suas cargas. Para tanto, torna-se necessário obter estes

dados a partir de um monitoramento que quantifique a carga de cada ponto por tipo de uso e ocupação; ou possuir um levantamento da quantidade de pessoas e animais existentes na área, e através da literatura calcular estas cargas.

Devido a falta destes dados, a calibração ocorreu do final para o começo, ou seja, a cada rodada analisava-se os resultados obtidos e manipulava-se as variáveis para que fosse encontrado o resultado esperado.

Foi utilizado como referência o estudo realizado pela USEPA (2000a), que apresenta dados de entradas de cargas para cada tipo de uso e ocupação da bacia em estudo. No caso de áreas com florestas, os valores colhidos pela EPA para coliformes totais variavam na ordem de 10 a 1000 vezes menos que os encontrados em áreas agrícolas com criações de animais. Nesta última, os valores eram da ordem de 10^9 . Estes valores são distribuídos com frequência mensal para cada tipo de uso e ocupação do solo. Deve-se entrar com a capacidade máxima de retenção e taxa de acumulação em cada segmento. A capacidade máxima de retenção deve ser de 1,5 a 1,8 vezes maior que a taxa de acumulação.

Outro dado importante considerado foram os limites máximos e mínimos de concentração encontrados durante o monitoramento. A calibração foi feita de modo que os valores médios, mínimos e máximos observados não fossem ultrapassados. Foi considerado que o coliforme fecal gerado no módulo permeável e que chegava ao reservatório estava associado apenas ao escoamento superficial.

Os resultados obtidos podem ser observados no gráfico 6.3.

Gráfico 6.3 – Resultados obtidos para o parâmetro coliforme termotolerante, simulado pelo modelo WinHSPF.

VI.7.7 - Calibração do modelo para fósforo total

O parâmetro fósforo possui um módulo próprio para ser simulado tanto no módulo PERLND quanto no RCHRES. No entanto, este módulo exige o conhecimento de diversas variáveis, entre elas a capacidade de absorção/desorção de fósforo por plantas, difusão do mesmo do sedimento para o meio, etc. Devido a não existência destes dados para o ambiente simulado, optou-se por simplificar o método de simulação.

O fósforo total foi modelado a partir dos módulos genéricos PQUAL e GQUAL. Os usos de solo que estariam originando o fósforo seriam o agrícola e o urbano não consolidado.

A partir da variação da carga e da taxa de escoamento superficial, chegou-se aos resultados do gráfico 6.4. O modelo solicita valores de carga mensais, os quais são inseridos de modo a se obter um bom resultado final, próximo do valor real. Inicialmente, a exemplo do parâmetro coliforme, optou-se por tentar calibrar com um valor único anual de carga. No entanto não foram obtidos bons resultados, já que a concentração de fósforo total na bacia de Ribeirão da Estiva não se correlaciona com a precipitação. Como o modelo permite a variabilidade sazonal, o modelo foi calibrado variando a carga de fósforo de 0,1 a 5 Kg de P/m².dia até, com valor médio de carga afluente ao reservatório foi de 1,2 kg de P/ m².dia, considerando o uso urbano não consolidado como o maior gerador de fósforo. Na bacia, o total produzido seria de 27 kg de P/ ano. Apesar desta ampla variação dos dados de carga a calibração obtida pode ser considerada razoável, sendo importante salientar que foram respeitados limites máximos e mínimos de concentração, ficando estes entre os valores encontrados para os parâmetros reais. Os resultados simulados com dados acima do normal em eventos sem chuva explica-se pelo acúmulo de fósforo no segmento, o qual foi carregado em grande quantidade na primeira chuva. A concentração encontrada é remanescente destes dias.

A calibração foi feita utilizando dados de dois anos, de modo a obter resultados razoáveis para ambos. Os resultados podem ser observados no gráfico 6.4.

Gráfico 6.4 – Resultados obtidos para o parâmetro fósforo total, simulado pelo modelo WinHSPF.

Novamente, a variável que apresenta maior influência nos resultados finais foi a taxa de escoamento superficial capaz de remover 90% do fósforo total. Para a calibração utilizou-se valores encontrados em trabalhos da EPA para simulação de fósforo total, que variam para cada tipo de uso e ocupação do solo.

VI.7.8 - Calibração do modelo para oxigênio dissolvido

A modelagem para Ribeirão da Estiva considerou as três formas possíveis de reaeração, já demonstradas no subcapítulo V.5.8.4, com os seguintes resultados:

a. **Método de Tsivoglou:** obteve-se resultados pouco condizentes com a realidade, com valores constantes abaixo de 0,8 mg/L de O₂. As principais variáveis para este método são o coeficiente de escape, REAKT, com valores típicos entre 0,054 e 0,110/ft; E o coeficiente de correção de temperatura para entrada de gás, TCGINV, com valor *default* de 1,047.

A alteração dos valores destas variáveis dentro dos limites do modelo não melhoraram em muito o resultado final. Portanto, este método foi descartado.

b. **Método de Covar:** este método apresentou resultados que demonstram ser extremamente dependentes do volume do reservatório, variando muito as concentrações, com picos de 12 mg/L indo até menos de 2 mg/L de O₂. Embora a série histórica do reservatório seja pequena, em nenhuma amostragem obteve-se valores acima de 8 mg/L de O₂. Além disso, foi estimado o valor de saturação de O₂ em 8,5 mg/L. Considera-se que valores acima disso seriam condizentes em reservatórios com alta produtividade fotossintética, o que não ocorre em Ribeirão da Estiva. Apesar disso, 50% dos resultados obtidos na simulação estavam próximos dos dados reais. Observou-se que a variação de temperatura influenciou pouco neste método.

c. **Variação do método de Covar pelo usuário:** a partir de várias simulações, percebe-se que a variação dos expoentes de velocidade e altura no método de Covar pouco interferem no resultado final. Após fixar estes em valores *default* partiu-se

para a variação de REAK para a qual o modelo apresenta maior sensibilidade. Finalmente chegou-se a um valor ótimo de coeficiente de reaeração de 0,37/ft.

Também foram considerados:

- Variável DBO: valor médio do período simulado, obtido no monitoramento do Ribeirão da Estiva
- Demanda bentônica: não foi calculada, já que o modelo permite o by-pass desta variável
- Não foram consideradas as variáveis para a série nitrogenada, pois não haviam os dados exigidos pelo modelo.

Os resultados podem ser observados no gráfico 6.5.

Gráfico 6.5 – Resultados obtidos de oxigênio dissolvido após simulação utilizando o modelo WinHSPF.

VI.8 -Validação do modelo

A validação do modelo foi feita a partir da simulação das variáveis coliformes termotolerantes e fósforo para o ano de 2000. Não foi possível validar outras variáveis já que não existiam dados para as mesmas. Para a validação foram feitos os seguintes testes estatísticos:

- comparação dos os valores médios obtidos ao longo do ano
- correlação dos dados reais x dados simulados
- análise de similaridade das séries de dados obtidas a partir da análise conjunta de média e variáveis, com 95% de significância

Os resultados são apresentados a seguir.

Diferença entre os dados médios:

Tabela 6.3 – diferença entre os dados médios obtidos durante calibração.

Período de 12 meses	Coliforme termotolerante (NMP/100 mL)			Fósforo total		
	Valor médio real	Valor médio simulado	% diferença	Valor médio real	Valor médio simulado	% diferença
2000 (9) ¹	103	105	1	0,023	0,026	13
2001 (5)	75	86,6	15	0,025	0,022	14
2002 (4)	256	106	59	0,028	0,027	5

1 – número de eventos observados durante o monitoramento e utilizados para comparação com os dados simulados.

Correlação r^2

As correlações obtidas na validação dos dados, para o ano de 2000 foram:

- Coliforme termotolerante: $r^2 = 0,96$
- Fósforo total: $r^2 = 0,04$

Teste T

O teste T é usado para determinar se duas médias amostrais são iguais, sendo que neste caso foi assumido igual variância para as duas amostras: dados reais e dados simulados. Para um nível de significância de 5%, o teste T considera que os dados simulados e os dados reais de coliformes termotolerantes e fósforo total são iguais.

Tabela 6.4– Dados reais x dados simulados na validação.

Data de coleta	Coliforme fecal		Fósforo total	
	Dado real	Dado simulado	Dado real	Dado simulado
unidade	NMP/100 mL		mg/L	
07/02/2000	52	27	0,025	0,022
29/03/2000	52	67	0,017	0,009
26/04/2000	41	0	0,019	0
29/05/2000	10	0	0,018	0
26/06/2000	20	0	0,030	0
24/07/2000	323	318	0,018	0,09
23/08/2000	20	0	0,014	0
16/10/2000	20	60.9	0,044	0,01
06/12/2000	404	357	0,019	0,09

Diante destes resultados foram considerados bons os valores obtidos a partir da simulação do WinHSPF, principalmente para o parâmetro coliforme termotolerante.

VI.9 – Análise crítica dos resultados

O modelo, apresenta uma dificuldade considerável de calibração hidrológica em função do grande número de variáveis a serem trabalhadas, e principalmente pela falta de dados neste trabalho. No entanto esta calibração é a mais importante, pois vai orientar todos os demais resultados. Observou-se que, comparando as variáveis de calibração hidrológica mais importantes em bacias americanas (Carruba, 2000; Donigian, 2002; USEPA, 2000) as mesmas não o foram para a bacia de Ribeirão da Estiva. Nestes trabalhos os autores comentam que se observa grandes diferenças para calibrações entre bacias com características similares. Uma grande influência observada na calibração total são as características morfométricas do sistema. Como estas são características de cada sistema e influenciam toda a calibração, pode-se afirmar que uma bacia com características de uso e ocupação do solo similares a de Ribeirão da Estiva apresentará sensibilidade diferente aos mesmos parâmetros. Conforme foi observado anteriormente, a evapotranspiração não teve papel preponderante nesta calibração.

O modelo apresentou ótimos resultados para o parâmetro coliforme termotolerante e não tão bons para o parâmetro fósforo total. O primeiro apresenta uma ótima correlação de concentração com a intensidade de chuva, e este foi provavelmente o principal motivo da obtenção de bons resultados, já que o algoritmo simulado correlaciona a formação do qual a eventos de chuva.

O fósforo total é um elemento complexo na natureza, com diversas fontes, o que justifica a necessidade de algoritmos de cálculo bem trabalhados e um conhecimento apurado do sistema de trabalho. Donigian (2002), em seu trabalho de calibração e validação de um bacia hidrográfica dos Estados Unidos utilizando o modelo HSPF também encontrou problemas na calibração do parâmetro fósforo, obtendo um resultado ruim.

Analisando o ribeirão da Estiva quanto aos seus dados de qualidade percebe-se que a variação da concentração de alguns parâmetros é sazonal: cor, turbidez, ferro, manganês, OD e principalmente o fósforo. O reservatório encontra-se em um processo inicial de eutrofização onde já são encontradas algas cianofíceas (indicadoras de eutrofização). Além disso encontra-se bastante assoreado. As fontes de fósforo nesta bacia portanto são principalmente de cargas difusas e da carga interna do sistema. O pH do corpo d'água é também tendendo a ácido, o que influencia na ressolubilização de metais, entre eles o ferro ao qual o fósforo encontra-se normalmente associado. A variação de OD é grande, tendendo a valores muito abaixo de 4,0 mg/L. O potencial de redução do meio aquático tende a aumentar à medida que a concentração de oxigênio tende a zero. Com isto há a redução do íon férrico (Fe^{+3}) a íon ferroso (Fe^{+2}). Uma vez que o fósforo se complexa com os compostos férricos, este fenômeno de oxi-redução libera o fósforo que se solubiliza na água intersticial do sedimento, ficando disponível para difusão na massa d'água. Por sua vez esta difusão é dependente do gradiente entre a concentração do fósforo em suspensão na água intersticial e na coluna d'água. Este fenômeno é observado no reservatório de Ribeirão da Estiva. A correlação entre o fósforo total e o ferro total é de $r = 0,72$. Tudo isto pode explicar a origem do fósforo no corpo d'água. Estes fatores não foram considerados na simulação, mesmo porque se desconhece exatamente quais variáveis atuam neste meio e principalmente por falta de dados.

O parâmetro OD apresentou bons resultados. O mesmo não se correlaciona com a chuva, mas parece apresentar uma tendência de variar sazonalmente. Infelizmente a pouca disponibilidade de dados limita uma análise mais aprofundada. O modelo não pareceu responder bem à variação de temperatura, sendo muito mais influenciada pelo volume do reservatório. No entanto, a inserção de dados de radiação solar melhorou consideravelmente o resultado obtido.

VI.10 - Análise das cargas difusas na qualidade da água captada, e sua minimização a partir de uma BMP

Os limites de concentração para os parâmetros sedimentos, fósforo total, coliformes termotolerantes e OD que se espera encontrar no Ribeirão da Estiva de acordo com a legislação vigente são os que aparecem na tabela 6.2, abaixo.

Tabela 6.5 – Valores padrões de concentração máxima, segundo a legislação CONAMA 20, para águas classe 1.

Parâmetro	Sólidos Suspensos Totais	Fósforo Total mg/L	OD	Coliformes termotolerantes NMP/100 mL
Limite	500	0,025	≥ 6	200

O parâmetro mais problemático encontrado no corpo d'água é o OD, que se apresentou abaixo do valor limite durante todo o monitoramento. O segundo parâmetro seria o fósforo, com 5 valores acima do limite máximo, ou 49% do total.

O parâmetro coliformes termotolerantes apresentou apenas um parâmetro acima do esperado, ou 9% do total. A análise dos dados obtidos nos demais dias do ano, ou seja, os resultados gerados pelo modelo ao longo do ano confirmam os resultados acima, onde por exemplo para o grupo coliformes, em média 10% do total encontra-se com valores acima do limite máximo estabelecido pela legislação CONAMA 20.

A bacia encontra-se atualmente com 1500 pessoas inseridas em área de proteção de mananciais. Não existe, para estas famílias, coleta de esgotos. A grande maioria possui criação de animais não confinados. A SABESP, em trabalho com o DUSM vem fiscalizando periodicamente a região e já conseguiu fechar a maioria das criações de suínos, que ainda existiam até meados de 2001. A projeção do IBGE é que a cidade de Rio Grande da Serra aumente em cerca de 47% até 2015. A tendência que se observa em grandes centros urbanos é o crescimento mais acentuado em áreas de mananciais. Como a localização da bacia de Ribeirão da Estiva pode ser considerada privilegiada, é de se esperar um grande afluxo de

pessoas para a região, sem a infra-estrutura necessária. É importante informar que destas 1500 pessoas, apenas algumas famílias moram próximo a afluentes do ribeirão. Contando que 1/3 desta população seja a responsável pela origem das cargas difusas e que o aumento de 47% para esta região se concentre na área de mananciais próximo ao ribeirão haveria um incremento de quase 80% da carga difusa afluente ao reservatório. Neste caso, teríamos cerca de 20% dos valores de coliformes acima do limite máximo da legislação. De acordo com a mesma, espera-se que ao menos 80% dos valores encontrados no monitoramento sejam abaixo ou igual ao valor limite.

Já para o parâmetro fósforo, significaria que o ribeirão estaria com a qualidade da água totalmente comprometida, ou seja, com valores bem acima da legislação.

Em termos de tratamento de água, os parâmetros simulados não são bons indicadores diretos para análise do impacto no processo. Consegue-se apenas inferir sobre prováveis problemas e impactos futuros a partir da experiência com outros mananciais.

Com relação aos coliformes termotolerantes, problemas advindos da poluição difusa aos patógenos envolvem a possível existência de organismos mais agressivos à saúde humana e de difícil tratamento em estações convencionais. Segundo Faust (1999), o grupo de bactérias do tipo coliforme não é de difícil inativação e remoção por tratamentos simples e convencionais, como o cloro livre. Em geral, um tempo de contato < 1 minuto a concentrações em torno de 0,05 mg/L de Cl₂ são suficientes. A SABESP ainda assegura uma concentração de cloro residual livre de no mínimo 0,5 a 0,2 mg/L em pontas de rede, mais que suficiente para a manutenção da qualidade da água. No entanto, é importante ressaltar que para outros organismos patógenos existe a necessidade de se preocupar com o aumento do tempo de contato e da concentração do desinfetante no processo de tratamento.

Quanto ao parâmetro fósforo total, a sua concentração não é controlada para a água após tratamento. No entanto, sua existência em reservatórios pode ser bastante prejudicial para a qualidade da água para tratamento. Em geral mananciais com altas concentrações de fósforo apresentam eutrofização, com presença de algas em

abundância, sendo as mais problemáticas as cianofíceas. Além do seu potencial tóxico, as mesmas liberam na água substâncias orgânicas que atribuem gosto e odor à água. O tratamento para a remoção destas substâncias tóxicas e de gosto e odor são extremamente caros e complexos, como por exemplo carvão ativado em pó e carvão ativado granulado.

O modelo permite a simulação de uma BMP, a qual aplicada para os parâmetros coliforme termotolerante e fósforo total. Nesta simulação é possível determinar qual a BMP a partir de uma porcentagem de remoção pré-projetada pela mesma, e qual sua eficiência no resultado final.

A tabela 6.6 foi obtida após simular diferentes cenários de remoção para os parâmetros coliformes termotolerantes e fósforo total. Estes cenários simulavam vários níveis de remoção da carga total afluyente, e foram rodados até que obtivesse um cenário ótimo, onde o ótimo seria o limite de carga a ser retirada que permitisse uma remoção logo abaixo dos padrões estipulados pela legislação CONAMA 20 vigente.

A aplicação de uma BMP capaz de diminuir em 3% a carga total afluyente ao reservatório, de origem difusa, seria o suficiente para que as concentrações de coliformes termotolerantes no reservatório ficassem abaixo de 200 coliformes termotolerantes /100 mL em 80% dos resultados obtidos, com redução média de 83%.

Uma BMP capaz de remover 5% da carga difusa afluyente de fósforo total seria o suficiente para garantir que as concentrações de fósforo no reservatório fossem inferiores ao limite da legislação, com uma redução média de 77% das concentrações de fósforo total. A intervenção de uma BMP dentro da bacia pode gerar, em alguns casos, resultados muito mais favoráveis do que a implantação de processos sofisticados para purificação da água. Os gráficos 6.6 e 6.7 a seguir trazem os resultados obtidos.

Tabela 6.6 – Resultados obtidos a partir da aplicação da BMP

Dia	Dados reais			Simulação de BMP			
	Prec (mm)	P total (mg/L)	Colif. Termot. (NMP/100 mL)	P total	% de remoção	Colif. Termot.	% de remoção
09/11/00	0,7	0,031	63	0,0109	64	9,8	83
15/01/01	0,1	0,061	134	0	100	0,4	86
01/03/01	0,3	0,016	85	0	100	0	100
22/03/01	16,7	0,028	-	0,0048	83	-	-
16/05/01	1,8	0,015	-	0,0031	79	-	-
12/07/01	0,2	0,011	-	0,0024	78	-	-
26/09/01	9,4	0,005	52	0,0013	74	13,8	80
23/10/01	-	-	-	-	-	-	-
12/12/01	10,8	0,03	30	0,0141	53	26,4	80
21/03/02	56,5	0,042	880	0,0124	70	174	80
09/05/02	4,3	0,019	-	0,0146	23	-	-
29/07/02	4,4	0,047	20	0,0006	98	3,7	80
23/09/02	0,1	0,009	52	0,0002	97	2,5	79
16/12/02	4,5	0,021	74	0,0005	76	9	80
Média					77		83

É essencial ressaltar a importância desta ferramenta no modelo. Sem uma simulação da cargas e da influência destas cargas no corpo d'água em estudo seria difícil chegar à conclusão sobre a eficiência de remoção das cargas x qualidade da água para o abastecimento público. O software WinHSPF diferencia-se em termos de ferramenta para gestão e manejo de bacias ao tornar possível a quantificação da carga necessária para que o corpo d'água atinja a qualidade esperada para seu tipo de uso, ou ao simular diferentes cenários na bacia e comprovar sua eficiência no reservatório. Finalmente, a ferramenta BMP fornece diretrizes quanto a investimentos em saneamento na bacia de estudo, permitindo ao usuário, posteriormente, avaliações de custo x benefício.

Gráfico 6.6 – Aplicação de uma BMP para diminuição da carga de coliformes termotolerantes, para atingir o limite da legislação.

Gráfico 6.7 - Aplicação de uma BMP para diminuição da carga de fósforo total para atingir o limite da legislação.

VI.11 - Sugestões de BMPs a serem implantadas em Ribeirão da Estiva

Kittle et al (2002) fez uma revisão sobre BMPs, onde avalia a efetividade de algumas ações que vão desde preventivas, não estruturais, leis e fiscalizações, manutenção até finalmente BMPs estruturais, para determinadas fontes de poluição.

A avaliação vai de 0 a 5, sendo que em 0 a BMP não se aplica para aquela fonte de poluição e a eficiência aumenta de 1 a 5. Na tabela 6.7 são apresentadas algumas BMP's que poderiam ser aplicadas a bacia de Ribeirão da Estiva para minimizar a carga de coliformes termotolerantes e de fósforo.

É importante notar neste trabalho que as BMP's mais importantes para uma bacia como a de Ribeirão da Estiva se apresentaram como sendo aquelas onde há o trabalho de manutenção, fiscalização e educação ambiental com trabalho conjunto com a comunidade.

Tabela 6.7: BMP's sugeridas e que apresentam melhor eficiência de remoção para uma bacia com as características de Ribeirão da Estiva.

BMP	Patógenos							Nutrientes				
	Esgoto doméstico	Esgoto extravasado	Esgotamento sanitário	Fossa séptica	Animais selvagens	Animais domésticos	Esgotos ilegais	Animais confinados	Água parada	Aplicação incorreta de nutrientes	Outras fontes domésticas	Carga difusa
Educação ambiental	1	1	1	5	1	5	3	4	5	5	1	2
Encorajar diminuição de uso de fertilizantes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0
Incentivar plantio de vegetação nativa	1	1	1	1	1	2	0	0	0	5	0	0
Conservação de áreas naturais	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	3
Revegetação de espaços abertos e várzeas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Áreas de proteção ambiental	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
Trabalho de conservação do ambiente junto com a comunidade	1	1	0	1	0	3	4	3	3	2	1	3
Monitoramento, identificação e eliminação de fontes	3	3	0	4	0	0	4	0	0	0	3	3
Bacias de retenção de chuva	1	1	1	3	3	3	1	3	3	5	5	5
Wetlands construídas	2	3	3	3	3	2	2	3	1	3	1	5
Várzeas	1	1	0	3	1	1	0	3	0	3	1	0

Legenda: A eficiência de remoção aumenta de 0 para 5, sendo que quando igual a “0”, a BMP não é eficiente; se igual a 3, a BMP tem uma remoção regular; se igual a 5 a remoção é ótima. Fonte: Kittle et al (1998).

VII - CONCLUSÃO

Como principais conclusões deste estudo destacam-se:

1. O modelo WinHSPF mostrou-se adequado para a simulação de geração de cargas difusas, desde que para a obtenção de dados médios anuais. A análise para a simulação de resultados pontuais foi prejudicada principalmente pela escassez de dados, dentro de um mesmo período anual, para um melhor e mais efetivo teste comparativo. Além disso, como a discretização da poluição é feita em bases mensais pode ocorrer uma perda de sensibilidade para resultados pontuais;
2. O modelo apresentou ótimos resultados para o parâmetro coliformes termotolerantes; no entanto, seria interessante simulações com mais dados dentro de um mesmo período hidrológico para melhor avaliação;
3. O parâmetro oxigênio dissolvido apresentou bons resultados na calibração. Torna-se necessária a obtenção de mais dados, com frequências maiores, para validação do modelo para este parâmetro;
4. As rotinas de geração de sedimentos utilizam teorias e princípios atuais, mas que ainda precisam ser aprimorados. As principais limitações neste sentido são com relação a instrumentos de medição capazes de confirmar teorias existentes, e a complexidade destas teorias e suas simulações. Durante a obtenção dos resultados observou-se uma grande influência do trajeto que a partícula gerada percorrerá no segmento até afluir no corpo d'água. Erosões que possam ocorrer à beira do corpo d'água e que imediatamente impactem o sistema não são considerados. Isto gera grande diferença de resultados durante a calibração, principalmente na ocorrência de chuvas fortes e de pouca duração.
5. A partir dos resultados obtidos para o parâmetro coliformes termotolerantes demonstrou-se uma correlação direta da concentração do mesmo com o volume de chuva precipitada. Portanto, é possível afirmar que a população presente interfere diretamente na geração de cargas difusas, e conseqüentemente, na qualidade do Ribeirão da Estiva. É essencial que sejam tomadas medidas que venham a garantir a

preservação da qualidade da água do manancial, como por exemplo as BMPs sugeridas neste trabalho;

6. A validação do modelo demonstrou que o mesmo pode ser utilizado na simulação de cenários futuros, os quais permitiram contemplar simulações de como o aumento das cargas difusas afluentes ao reservatório influenciará na qualidade da água para os diferentes tipos de uso a que se destina, o aumento da população projetado para 2015 versus o saneamento existente na bacia, etc.

7. Algumas variáveis utilizadas na calibração hidrológica demonstraram problemas durante a calibração, apresentando valores incompatíveis com os encontrados em literatura. Este fato também ocorreu com uma simulação efetuada para uma bacia americana. Estas observações sinalizam a necessidade de uma revisão destas variáveis ou para o fato de os dados de literatura não estarem condizentes com a realidade.

8. A ferramenta geradora de BMP foi extremamente importante para demonstrar que ações de contenção mínimas para geração de cargas difusas podem levar a resultados ótimos na diminuição da carga afluente ao reservatório. A diminuição de carga afluente ao reservatório, de 3% de coliforme termotolerante e 5% de fósforo total, garantiria uma diminuição em média de 80% da concentração destes parâmetros na água captada para tratamento e abastecimento público.

9. É importante ressaltar que este trabalho evidenciou que as BMP's com maior eficiência na bacia de Ribeirão da Estiva são aquelas onde há o trabalho de manutenção, fiscalização e educação ambiental com trabalho conjunto com a comunidade. O presente estudo comprovou a eficácia destas ações ao correlacionar as cargas difusas com o tipo de uso e ocupação do solo.

10. Sem uma simulação das cargas de poluição e da influência destas cargas no corpo d'água em estudo não seria possível a simulação de uma BMP com conclusões sobre a eficiência de remoção das cargas x qualidade da água para o abastecimento

público. O software WinHSPF diferencia-se em termos de ferramenta para gestão e manejo de bacias ao tornar possível a quantificação da carga necessária para que o corpo d'água atinja a qualidade esperada para seu tipo de uso, ou ao simular diferentes cenários na bacia e comprovar sua eficiência no reservatório, e pela ferramenta BMP, a qual fornece diretrizes quanto a investimentos em saneamento na bacia de estudo, permitindo ao usuário, posteriormente, avaliações de custo x benefício.

11. Existem na bacia outras fontes além das cargas difusas, que se somam a estas em eventos de precipitação. Isto é comprovado a partir da constatação que os parâmetros coliformes termotolerantes e fósforo total são encontrados mesmo durante eventos em tempo seco, ou seja, existe uma parcela permanente de carga afluyente ao ribeirão. Com relação ao fósforo total, infere-se que esta parcela permanente esteja principalmente relacionada à carga interna do ribeirão;

12. O modelo WinHSPF, por ser do tipo distribuído, necessita de grande detalhamento. No entanto, notou-se durante o trabalho a dificuldade para a obtenção de dados simples como precipitação, radiação solar, velocidade do vento, temperatura, em base horária; vazão, morfometria e demais variáveis utilizadas nos módulos de qualidade, principalmente para o parâmetro sedimento. Este tipo de dado não é rotineiramente levantado no Brasil e possui grande influência em um estudo de modelagem de qualidade da água. Esta falta de dados acaba por limitar maiores avanços na área.

13. Apesar da complexidade do modelo e da sua capacidade geral, conclui-se que o mesmo foi o suficiente flexível para uso em alguns casos onde os dados são escassos, como foi o caso da bacia de Ribeirão da Estiva.

14. A análise de sensibilidade do modelo torna-se pouco precisa face às incertezas dos dados existentes. Esta importante análise perde em termos de precisão quando se observa o fato de que os dados de entrada possuem erros não mensurados, e que exercem total influência no resultado final. Portanto, é de extrema importância

durante um estudo deste tipo que se leve em conta a qualidade dos dados existentes. Nas conclusões sobre os resultados, tanto de cargas estimadas quanto de valores de remoção, ressalta-se que não foi calculada a incerteza e o erro devido a inexistência destas informações nos dados de entrada.

15. Finalmente, a possibilidade de obter o software gratuitamente em sites da EPA, a assistência técnica oferecida a partir de grupos de discussão ou diretamente com cientistas da EPA, e o fato de o WinHSPF ser uma ferramenta utilizada e validada por uma instituição deste porte traz a oportunidade para que o Brasil avance nos estudos nesta área e empresas de saneamento e órgão ambientais nacionais possam desenvolver trabalhos em suas regiões visando a melhoria da qualidade da água.

VIII – BIBLIOGRAFIA

ALLAN, J. D. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. 1. ed. London, Ed. Chapman e Hall, 1995.

ALVAREZ, G. C.; GARCEZ, L. N. **Hidrologia**. 2ª ed., São Paulo, Ed. Edgard Blücher LTDA, 1988. p. 177-198.

BROWN, L. C. & BARNWELL Jr.; T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCA: documentation and user manual**. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, 1987. EPA 600/3-87/007.

CAPOBIANCO, J. P. R.; WHATELY, M. **Billings 2000 – Ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo: Relatório do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no Período 1989-99**. São Paulo, Instituto Sócio-Ambiental, 2002. 72 p. Disponível em: www.socioambiental.org

CARRUBA, L. Hydrologic modeling at the watershed scale using NPSM. **Journal of the american water resources association**. Vol. 36, nº 6, Dezembro/2000, p. 1237-1246.

CARRUBA, L. Reply to Discussion by Raymond C. Whittemore: Hydrologic modeling at the watershed scale using NPSM. **Journal of the american water resources association**. Vol. 38, nº 3, Junho/2002, p. 873-874.

CETESB. **Relatório das águas interiores do estado de São Paulo-2001**. São Paulo, 2002.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. WCB McGraw-Hill, 1997. 844p.

CHAVES, E.; GALERANI, C.; MACEDO Fº. J.; SANTOS, L.; SILVA, P. Controle da erosão urbana. In: **Drenagem Urbana**. 1. ed. Porto Alegre, ABRH/Editora da Universidade/UFRGS, 1995. p. 349-383.

DALCANALE, F. **Simulação de cargas difusas em bacias rurais**. 2001. 99p. Tese de mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

DONIGIAN, S. A. Jr. IMHOFF, J. C. **From the Stanform Model to BASINS: 40 years of watershed modeling**. Washington, D.C. Novembro/2002. Disponível em: http://www.aquaterra.com/STANFORD_TO_BASINS.doc+stanford+donigian+model+&hl=pt-BR&ie=UTF-8

DONIGIAN, A. S., Jr.; AQUATERRA Consultants; Huber, W. C.. **Modeling of Nonpoint Source Water Quality in Urban and Non-urban Areas**. 1991. EPA 600-3-91-039

DONIGIAN, A. S., Jr; Huber, W. C.; Barnwell, O. T., Jr. Models of Nonpoint Source Water Quality for Watershed Assessment and Management. In: **WATERSHED '96 - Moving Ahead Together. Conference Proceedings**. Junho/1996, pp. 197-200. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/watershed/Proceed/donigia2.html>. Acesso em fev/2002.

DONIGIAN, A. S. Jr. **Watershed model calibration and validation: the HSPF experience**. WEF National TMDL Science and Policy. Novembro/2002, 13-16. Phoenix, AZ. Disponível em: http://www.northgeorgiawater.com/pdfs/CH2MwatershedMgt/techmem6_SEC4.pdf

DUDA, P. B.; KITTLE, L. J.JR.; KINERSON, R. S. WINHSPF – An independent, fully-integrated component of a comprehensive modeling system. In: **Annual spring specialty conference**, Texas, 2001. American Water Resources Association. p. 23-28.

EIGER, S. **Aplicação do Modelo BIDIM ao Reservatório do Rio Grande.** Relatório Final – Manual de descrição do modelo. São Paulo, 1993.

ESCOBEDO, J. F.; MACHADO, A. J.; OLIVEIRA, A. P. **Estudo observacional da radiação solar na cidade de São Paulo.** São Paulo, 1999. Disponível em: <http://seila.do.sapo.pt/invest/ms00005.pdf> . Acesso em jan/03.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998. 601p.

FAUST, S. D. **Chemistry of water treatment.** 2ª edição. Florida: Ed. CRC, 1999, p. 485-566.

FULCHER, C.; PRATO, T.; ZHOU, Y. **Watershed management decision support system.** In: Watershed 96 Proceedings. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/watershed/Proceed/fulcher.html>. Acesso em fev/2002.

GRIFFIN Jr., D. M. et al. Analysis of Non-Point Pollution Export from Small Catchments. **Journal WPCF**, vol. 52, n° 4, pp. 780-790, april/1980.

GRIFFIN Jr., D. M.; GRIZZARD, T. J.; RANDALL, C.; Efficient Design of Stormwater Holding BASINS 2.0 used for Water Quality Protection. **Water Research**, Great Britain, Vol. 14, pp. 1549-1554, 1980.

HANSON, S. A.; HORN, C. R.; MCKAY L. D.; **History of the U.S. EPA's River Reach File: A National Hydrographic Database Available for ARC/INFO Applications.** USEPA, 1994 (revisado em 2001). Disponível em <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rf/esripapr.html>

HARMAN, W. A.; JENNINGS, G. D.; LINE, D. E.; LOMBARDO, L. A.; McLAUGHLIN, R. A.; OSMOND, D. L.; SPOONER, J. Nonpoint Sources. **Water Environmnet Research.**, Vol. 70, n° 4, pp. 895-912, 1998.

HELOU, G. C. N. **Modelos de avaliação do estado trófico aplicados ao reservatório do Guarapiranga**. 1996, 156p. Tese de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

HELOU, L. C. **Acoplamento das equações da hidrodinâmica as da dispersão de poluentes**. 1994, 140p. Tese de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

HERMANN, R. M.; MARTINS, R. H. O. **Programa para avaliação da carga difusa na região metropolitana de São Paulo, Brasil**. CETESB, F/01617, 1986.

HOWARD, D.; SHAHANE, A.; THOMAS, M. **Best Management Practices for Agrichemical Handling and Farm Equipment Maintenance**. Flórida, 1998.

ISA, Instituto Sócio-Ambiental, acessível em: www.isa.org.br

IPT/SABESP. **Diagnóstico e Monitoramento do Assoreamento dos Reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo**. Relatório Técnico n° 52.996. São Paulo, 2001.

JAMES, D.J.G.; HUNTLEY, I.D. Some aspects of the processes of mathematical models. **In: Mathematical Modelling – a source book of case studies**. London, 1990. p. 1-17.

JØRGENSEN, S.E. Utilização de Modelos. In: Jørgensen, S.E; Vollenweider, R. A. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. ILEC, UNEP. 2000. v.1. p. 59-85.

KITTLE Jr., J. L. et al. **A Tool for the Generation and Analysis of Model Simulation Scenarios for Watersheds (GenScn)**. U.S. GEOLOGICAL SURVEY, Water-Resources Investigations Report 98-4134. Georgia, 1998. 159 p.

KITTLE, J. PATWARDHAN, A. **Modeling resultings for existing conditions**. Technical memorandum n° 6, Junho/2002, Georgia.

LÉON, L. F.; SOULIS, E. D.; KOUWEN, N.; FARQUHAR, G. J. Nonpoint Source Pollution: a distributed water quality modeling approach. **Water Resources**, Vol. 35, n° 4, pp. 997-1007, 2001.

MATTOS, A.; VIEIRA, A. C. C. Contribuição ao estudo do transporte de sedimentos e assoreamento de reservatórios em bacias hidrográficas agrícolas. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 18., Salvador, 1995. **Anais**. São Paulo, SABESP, 1995. 12 p.

MATTOS, A.; VILLELA, S. M. Precipitação. Escoamento superficial; Regime dos cursos de água. In: **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 1975. p 29-100 e p. 102-37.

MASURIER, D. Pollution on the Great Lakes. In: **Mathematical Modeling, a source book of case studies**. Oxford University Press. London, 1990. p. 181-94

MARTINS, R. H. O. **Carga difusa em ambientes urbanos: A bacia representativa do Córrego do Mandaqui**. 1988. 207p. + anexos. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MEYERS, M.; ALBERTIN K.; COCCA, P. BASINS 2.0 3.0: Modeling tools for improved watershed management. In: **Annual spring specialty conference**, Texas, 2001. American Water Resources Association. p. 17-22.

MUKHOPADHYAY, B. SMITH, E. H. Comparison of statistical methods for estimation of nutrient load to surface reservoirs for sparse data set: application with a modified model for phosphorus availability. **Water Research**, vol. 34, n° 12, pp. 3258-3268, 2000.

NIST, SEMATECH. **ENGINEERING STATISTICS HANDBOOK**. Maio/2001. Disponível em: <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/eda/eda.htm> Download feito em 07/05/2002.

NIX, S. Applying urban runoff models. **Water Environmnet e Technology**, jun/1991, pp. 47-49.

NOBUHIRO, N.; DECANINI, M.M.S. Desenvolvimento de um protótipo de SIG para a Bacia do Alto Paraguai. In: Simpósio Brasileiro de Geoprocessamento, 3, São Paulo, 1997. **Anais**. São Paulo: IDET, 1997. p.352-58.

NOTES ON WATERSHED MANAGEMENT, 2001. **BMP's reduce pollution from Kansas Golf Course**. Url: [www.twsu.edu/~biolwww/319Web/Braeburn Gol Course Project.htm](http://www.twsu.edu/~biolwww/319Web/Braeburn%20Golf%20Course%20Project.htm)

NOVOTNY, V. Unit pollutant loads. **Water Environment e Technology**, Vol. 4, n° 1, pp. 40-43, jan/1992.

NOVOTNY, V. Urban diffuse pollution: sources and abatement. **Water Environment e Technology**, pp. 60-65, dez/1991.

NOVOTNY, V. ; CHESTERS, G. **Handbook of non-point pollution: sources and management**. Van Nostrand-Reinhold: New York, 1981. 555p.

NOVOTNY, V. OLEM, H. **Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution**. Van Nostrand-Reinhold: New York, 1993. 1054p.

OCCHIPINTI, G. A. **Modelo de qualidade da água do Reservatório Guarapiranga**. Publicação do departamento de hidráulica e saneamento de EESC-USP/HIDROCONSULT LTDA. São Paulo, 1973.

ODUM, E. P.. **Ecologia**. São Paulo: Editora Guanabara , 1983. 433p.

PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: **Drenagem Urbana**. 1. ed. Porto Alegre, ABRH/Editora da Universidade/UFRGS, 1995. p. 387-426.

PRIME ENGENHARIA. **Avaliação da poluição por fontes difusas afluente ao reservatório Guarapiranga - Relatório preliminar**. São Paulo, 1998.

SABESP. **Implantação do Redesenho do Macroprocesso de Produção de Água Projeto Sistema Produtor Ribeirão da Estiva**. São Paulo. 2000.

SABESP. **Qualidade da água nos mananciais da RMSP – Ribeirão da Estiva – Relatório preliminar**. São Paulo. 2001.

SABESP. **Qualidade da água nos mananciais da RMSP – Rio Grande – Relatório preliminar**. São Paulo, 1999.

SAGGIO, A. A. **Estudo da Eutrofização do Reservatório de Barra Bonita (Rio Tietê – SP) através de simulação numérica**. 1992. 105p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos.

SIMONS, D. B.; SENTÜRK, F. **Sediment transport technology**. Colorado: Water Resources Publications, 1976.

SOHRABI, T. M.; SHIRMOHAMMADI, A.; MONTAS, H. Uncertainty in nonpoint source pollution models and associated risks. **Environmental Forensics**, 3, 2002, p. 179-189.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Paulo: ILEC, UNEP. 2000. v.9.

TEIXEIRA Fº, J **Estudo de modelos matemáticos de qualidade de água e aplicação do modelo qual-i na bacia do rio Piracicaba.** 1988, 248p. Tese de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

THOMAN, R. V. et al. **Mathematical modeling of phytoplankton in Lake Ontario.** 1975, EPA-660/3-75-005

TUCCI, C. E. Modelos de qualidade da água em reservatórios. In: Wrobel, L. C. et al. **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos I.** Rio de Janeiro, Editora ABRH. 1989. P 223-99.

TUNDISI, J. G. **Limnologia no Século XXI: Perspectivas e Desafios.** In: Conferência de Abertura do Congresso Brasileiro de Limnologia, 7, São Carlos, 2000. 24 pág.

TUNDISI, J. G. **Planejamento e gerenciamento de lagos e represas: uma abordagem integrada ao problema de eutrofização.** UNEP-IETC. São carlos, 2001. 383 pp.

USEPA, 2000. **A Guide to the Environmental Visioning Process Utilizing a Geographic Information System (GIS).** EPA-625-R-98-003

USEPA, 1999b. **BASINS 2.0 technical note 1 - Creating Hydraulic Function Tables (FTABLES) for Reservoirs in BASINS 2.0.** EPA-823-R-99-006.

USEPA, 2000a. **BASINS 2.0 Case Study 1 - Cottonwood Creek Watershed, Idaho County, Idaho.** EPA-823-R-00-024

USEPA, 1999c. **BASINS 2.0 technical note 2 - BASINS 2.0 Scripts and Extracted Data Fields.** EPA-823-R-99-001.

USEPA, 1999d. **BASINS 2.0 technical note 3 - NPSM/HSPF Simulation Module Matrix.** EPA-823-R-99-005.

USEPA, 1999e. **BASINS 2.0 technical note 4 - Incorporating upstream flow and water quality time series in the Nonpoint Source Model (NPSM).** EPA-823-R-99-005.

USEPA, 1999f. **BASINS 2.0 technical note 5 – Using HSPEXP with BASIN/NPSM.** EPA- 823-R-99-010.

USEPA, 1999g. **BASINS 2.0 technical note 6 - Estimating Hydrology and Hydraulic parameters for HSPF.** EPA-823-R00-012.

USEPA, 1998. **Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources User's Manual.** EPA-823-B-98-006.

USEPA, 2001. **Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources User's Manual, Version 3 (BASINS 3.0).** EPA-823-F-01-021. Disponível em: <http://www.epa.gov/ost/basins/>

USEPA, 1997a. Controlling Nitrogen Inputs into the Peconic Estuary. In: **Information About Estuaries and Near Coastal Waters Winter.** Volume 7, Number 1. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/estuaries/coastlines/winter97/peconic.html>

USEPA, 2000. **Fecal coliform TMDL modeling report – Cottonwood Creek Watershed, Final Report.** Idaho, USA.

USEPA, 2002. Flow Calibration Tutorial. Disponível em: <http://www.epa.gov/waterscience/ftp/basins/training/tutorial/storm.htm#VIII>. Acesso em: dezembro/2002.

USEPA, 1993. **Handbook – Urban runoff pollution: prevention and control planning.** 1993. EPA/625/R-93/004

USEPA, 1996. **Hydrological Simulation Program – FORTRAN, User's Manual for Release 11.0.**

USEPA, 1997b. Managing Nonpoint Source Pollution from Agriculture. In: **NonPoint Source Pointers (Factsheets).** EPA/841-F-96-004F. Disponível em: <http://www.epa.gov/OWOW/NPS/facts/point6.html>

USEPA, 2002a. **Section 319 - Success Stories Volume III: The Successful Implementation of the Clean Water Act's Section 319 Nonpoint Source Pollution Program.** EPA 841-S-01-001. Disponível em: www.epa.gov/ncepihom

USEPA, 1997c. **Technical Guidance Manual for Developing Total Maximum Daily Loads. Book 2: Streams and Rivers – Part 1: Biochemical Oxygen demand/ Dissolved Oxygen And Nutrients/ Eutrophication.** EPA 838-B-97-002.

USEPA, 1997d. **Techniques for tracking, evaluating and reporting the implementation of nonpoint source control measures. I. Agriculture.** EPA/841-B-97-010.

USEPA, 2001 (a). **Total maximum daily load (TMDL) for sediment in the Tobesofkee Creek Watershed.**

USEPA, 1997e. The Nonpoint Source Management Program. In: **NonPoint Source Pointers (Factsheets).** EPA/841-F-96-004C. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/nps/facts/point4.html>

USEPA, 1997f. **Tracking Nonpoint Pollution in a Multi-Use Watershed at the Hudson River NERR.** In: Information About Estuaries and Near Coastal Waters

Winter. **Volume 7, Number 1. Disponível em:**
<http://www.epa.gov/owow/estuaries/coastlines/winter97/imperv2.html>

USEPA, 1999. **Watershed Protection Management Measure.** Disponível em:
<http://www.epa.gov/owow/nps/MMGI/.html>

USEPA, 1999a. **WDMUtil Version 1.0 (BETA) User's Manual.** EPA-823-C-99-001

USEPA, 2001b. **WinHSPF Version 2.0. An Interactive Windows Interface to HSPF (WinHSPF) User's Manual.** EPA 68-C-98-010.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 1995. **User's manual for Annie, version 2, a computer program for interactive hydrologic data management.** Report 95-4085.

USHER, J.; MACKENZIE, I. Biological cell population. In: **Mathematical Modeling, a source book of case studies.** Oxford University Press. London, 1990. p.255-72.

VENTURINI, V.; BUCHBERGER, S. A new approach to integrate parameters in lumped models. In: **Annual spring specialty conference,** Texas, 2001. American Water Resources Association. p. 35-42.

WELCH, F. B. et al. Lake Sammamish Response to Wastewater Diversion and Increasing Urban Runoff. **Water Research.** Vol. 14, pp. 821-828, 1980.

WHITTEMORE, R. C. "Hydrologic modeling at the watershed scale using NPSM", by Lee Carruba. **Journal of the american water resources association.** Vol. 38, n° 3, 2002, pp. 871-874.

YAGOW, G.; SHANHOLTZ, V. **Procedures for indexing monthly NPS pollution loads from agricultural and urban fringe watersheds.** In: Watershed 96.

Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/watershed/Proceed/yagow.html>. Acesso em: fev/2002.

ZIEGLER, K. C.; OWEN, C. F. Improvement of sediment transport dynamics in HSPF. In: **Annual spring specialty conference**, Texas, 2001. American Water Resources Association. p. 29-34.

ZISON, S. W.; MILLS, W. B.; DEIMER, B & CHEN, C. W.. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C. 1978. EPA 600-3-68-105.

APÊNDICE I

Segue abaixo algumas figuras com telas de entrada e saída do modelo.

Figura 1: Tabela de dados FTABLE.

Figura 2: Tela de entrada de um projeto com representação dos tipos de uso e ocupação do solo, trecho de rio e lago.