

**IV-123 - DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE SIMULAÇÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA CONSIDERANDO FONTES PONTUAIS E DIFUSAS
EM AMBIENTE SIG E INTEGRADO COM MODELO HIDROLÓGICO:
APLICAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
SANTA MARIA DA VITÓRIA**

Rafael Henrique Bloedow Kayser⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS). Consultor do Instituto Estadual do Ambiente (ES). Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS).

Walter Collischonn⁽¹⁾

Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Professor Adjunto do IPH da UFRGS – Porto Alegre (RS), Brasil.

Endereço⁽¹⁾: Av. Bento Gonçalves, 9500 – Bairro Agronomia - Porto Alegre – RS – CEP 91501-970

RESUMO

O presente trabalho apresenta uma metodologia de alocação de cargas pontuais e difusas em bacias de médio e grande porte através de recursos de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). A metodologia também realiza a simulação do transporte das cargas lançadas na bacia utilizando modelos analíticos e considerando parâmetros como a Demanda Bioquímica de Oxigênio, Oxigênio Dissolvido, Fósforo total e coliformes termotolerantes. O modelo é integrado a um modelo hidrológico chuva-vazão para obtenção das vazões de referência em cada trecho simulado. Neste trabalho é apresentada uma aplicação do modelo na Bacia do rio Santa Maria da Vitória, localizada no Estado do Espírito Santo, cuja foz é localizada na Baía de Vitória, abrigando a capital do Estado e boa parte da região metropolitana. O modelo foi aplicado no contexto da aplicação do Plano de Recursos Hídricos desta bacia, no qual a modelagem é um recurso para o estabelecimento da qualidade atual da bacia e também para o estabelecimento das metas de redução de carga com vistas ao atingimento do enquadramento proposto. O trabalho discute a questão da inserção das cargas pontuais e difusas em modelos permanentes de qualidade de água, cuja inserção do segundo termo é essencial para a representação razoável da realidade desta bacia. mn3oym3yop5m

PALAVRAS-CHAVE: Modelagem, SIG, cargas difusas, Santa Maria da Vitória.

1. INTRODUÇÃO

O planejamento de uma bacia, envolve, dentre outros aspectos, a necessidade de se avaliar se os padrões de qualidade definidos pelo enquadramento dos corpos d'água estão realmente sendo alcançados conforme o planejado. A classificação da qualidade atual da água é feita através da realização de campanhas de monitoramento e complementando-se a análise pode-se lançar mão da utilização de modelos de qualidade para o estabelecimento de cenários para a bacia na qual esteja sendo feito o enquadramento. A partir do conjunto dos resultados monitorados e simulados, são estabelecidas metas de redução dos valores de concentração para que se possa atingir o enquadramento proposto.

Tucci (1998) relata que a escolha de um modelo de qualidade da água em rios e reservatórios depende das características do sistema simulado, do nível de precisão esperado em função dos objetivos desejados, dos dados disponíveis e da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados, onde a representatividade dos processos depende das condições hidráulicas, do meio ambiente e das condições químicas e biológicas.

Os modelos de qualidade basicamente realizam o cálculo das cargas poluidoras geradas na bacia, sendo estas cargas de origem pontual ou difusa, além do transporte de poluentes na rede de drenagem principal, considerando rios e reservatórios (Larentis, 2004). Considerando a variação no tempo, os modelos de qualidade podem ser permanentes ou não permanentes. No primeiro caso é desconsiderada a variação no

tempo das variáveis envolvidas no processo e no segundo caso é permitida uma escala de tempo diária, semanal, mensal, etc. Quanto ao transporte de substâncias, existem os modelos advectivos, no qual consideram que o transporte de uma substância é resultante somente do gradiente de escoamento, podendo ser resolvida analiticamente, com simplificações (Chapra, 1997); e também os modelos completos, no qual consideram também os efeitos de dispersão e difusão, sendo resolvidos somente por métodos numéricos

Entre os modelos de simulação existentes, destacam-se o Streeter-Phelps e o QUAL2E. O modelo analítico de Streeter-Phelps, desenvolvido em 1925 a partir de intensos estudos das fontes de poluição e seus impactos no rio Ohio, EUA. Embora seja atualmente superado por modelos mais complexos, baseados em métodos numéricos, o modelo de Streeter-Phelps permite analisar casos de lançamento de efluentes contínuos e permite prever consequências do lançamento sobre o oxigênio dissolvido do rio (Chapra, 1997). Atualmente, um dos modelos mais utilizados é o QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987), que possibilita a simulação de variáveis com detalhamento dos processos físicos, químicos e biológicos que interagem no corpo hídrico. Assim como o modelo Streeter-Phelps, possui caráter permanente, porém permite a resolução da equação de transporte de forma numérica, além da possibilidade de simular até 15 constituintes indicativos de qualidade da água.

A possibilidade de integração com Sistemas de Informações Geográficas (SIG) também é um aspecto importante, considerando a possibilidade de discretização da bacia de forma distribuída. Nestes modelos a bacia é dividida em sub-bacias ou células, possibilitando a simulação das alterações da variabilidade espacial natural do tipo e cobertura do solo. Atualmente, a tendência é o desenvolvimento de aplicações completamente integradas com SIG, como nos trabalhos de Foster e McDonald (2000) e Lins et al. (2012) que desenvolveram modelos e métodos acoplados à estrutura de plataformas SIG

Neste trabalho é apresentada uma metodologia de simulação da qualidade da água integrada ao ambiente de SIG, podendo se integrar também ao modelo hidrológico MGB-IPH para aquisição dos dados de vazão. O modelo utiliza a equação de Streeter-Phelps para a representação do transporte de massa, sendo, portanto, de caráter permanente e resolvido analiticamente. Possui a vantagem da facilidade de obtenção das características fisiográficas da bacia, tal como a topologia e a discretização em trechos de rio. Além disso, as informações de vazão podem ser estimadas para cada trecho de rio através de uma metodologia de regionalização, ou ainda ser integrado a um modelo hidrológico. Por fim, as informações de lançamentos de efluentes, sejam eles de origem pontual ou difusa, podem ser inseridas facilmente no modelo, sabendo-se, a priori, das coordenadas do ponto de lançamento ou da delimitação da área no interior da bacia que está contribuindo de forma difusa para o aumento da concentração do parâmetro no trecho de rio.

Aplicou-se o modelo na bacia do rio Santa Maria da Vitória no Espírito Santo, com vistas ao desenvolvimento do Plano de Recursos Hídricos desta região hidrográfica. A etapa de simulação da qualidade atual da bacia está inserida no diagnóstico da bacia, que dará as bases para a elaboração do prognóstico com a definição da qualidade da água para um certo horizonte de tempo futuro a partir das projeções de aumento das demandas, além dos mecanismos de redução de carga de modo a se atingir o enquadramento proposto.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Descrição geral do modelo

O modelo apresentado corresponde ao módulo de qualidade do Sistema de Suporte à Decisão (SAD-IPH), um programa de manejo de dados de demandas e lançamentos de efluentes cujo objetivo é o gerenciamento de recursos hídricos. A versão mais atual do sistema de apoio à decisão desenvolvido no HGE está descrita em Kayser (2011) e Kayser (2013), no qual se propõe o desenvolvimento de um sistema integrado ao software MapWindow®, um Sistema de Informação Geográfica programável de código aberto, e livre distribuição na internet. Esta integração é realizada através de um plug-in, que corresponde a um programa de computador usado para adicionar funções a outros programas maiores, provendo alguma funcionalidade especial ou muito específica. A Figura 1 apresenta o aspecto geral do sistema desenvolvido.

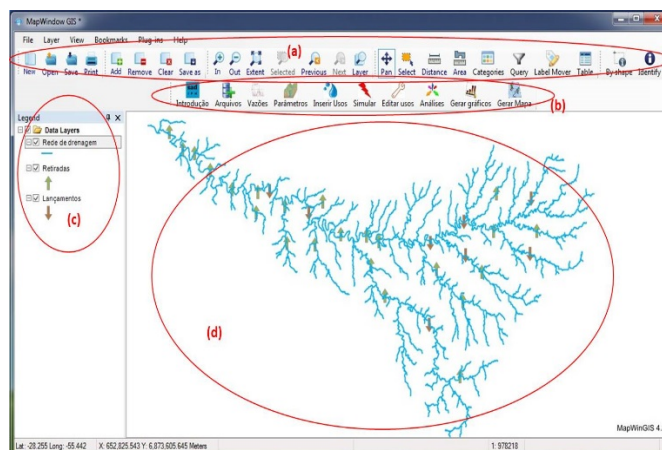


Figura 1 - Interface do SAD-IPH associado ao software MapWindow GIS.

Em (a), são indicadas as funções típicas de um SIG, tais como a inserção de um arquivo, ferramentas de zoom, identificação de elementos, etc. Estas ferramentas já vêm incluídas na versão do SIG sem o plug-in. Em (b), indica-se o plug-in referente ao SAD-IPH, constituído pela barra de ferramentas ilustrada. Em (c) são listados os arquivos inseridos no projeto, no caso de uma aplicação do SAD, estão presentes o arquivo da rede de drenagem representando a bacia, e os arquivos de usuários da mesma.

O modelo já foi aplicado com bastante sucesso nas Bacias do Rio Ibicuí e Ijuí, no Rio Grande do Sul, em duas bacias afluentes do Rio São Francisco, em Minas Gerais, e também da Bacia do Rio Macaé, no Estado do Rio de Janeiro, notando-se a grande facilidade de implementação em qualquer bacia hidrográfica. Na página do grupo de pesquisas encontra-se disponível para download a versão atual do SAD-IPH, além do manual de instruções e artigos publicados, no qual pode ser acessado através do seguinte link: <http://www.ufrgs.br/hge/modelos-e-outros-produtos/sad-iph/>.

A metodologia do modelo SAD-IPH envolve cinco etapas: (i) o pré-processamento de dados geoespaciais; (ii) a definição de atributos hidráulicos; (iii) a inclusão de lançamentos; (iv) o cálculo de propagação; e (v) o pós-processamento para visualização dos resultados.

2.2. Estrutura topológica da bacia hidrográfica

Este item descreve a criação do banco de dados geoespacial de uma bacia hidrográfica. O produto final da etapa de pré-processamento é um arquivo shapefile denominado rede de drenagem, que representam a drenagem de uma bacia graficamente segmentada em vários trechos. Para a geração da rede de drenagem, lança-se mão da utilização de ferramentas de geoprocessamento e dos chamados Modelos Digitais de Elevação (MDE), ou Modelo Numérico do Terreno (MNT). Os MDE correspondem a uma representação de dados topográficos na forma de uma imagem no formato raster, ou matricial, onde cada pixel dessa imagem tem como atributo o valor de elevação do terreno representado.

Para obtenção do arquivo da rede de drenagem, existem duas formas de processamento do MDE: utilizando a estrutura de dados e o conjunto de ferramentas denominado ArchHydro, desenvolvidas em parceria pela Universidade do Texas e pela empresa ESRI, que operam internamente ao programa ArcGIS® (Maidment, 2002), ou então utilizando o plug-in TauDEM, desenvolvido pela Universidade do Estado de Utah e operado juntamente com o SIG MapWindow®. Em ambos os processos, é executada uma série de operações a partir do MDE, entre elas a definição das direções de fluxo, definição das áreas de contribuição, definição dos cursos d'água e geração dos arquivos de rede de drenagem e das mini-bacias resultantes da etapa de discretização.

Os principais atributos de topologia da rede de drenagem são o código de cada trecho de rio e o código do trecho de jusante, obtidos na etapa de pré-processamento. Estas codificações são importantes pois elas identificam o trecho simulado e indicam o próximo segmento, a fim de se prosseguir com a simulação. Além deste código, cada trecho de rio recebe do sistema de apoio à decisão um número que identifica a ordem do curso d'água. Os códigos são atribuídos de montante para jusante, de forma que os códigos mais altos correspondem aos trechos de rio localizados mais à jusante.

A Figura 2 ilustra um esquema de uma rede de drenagem associada à sua tabela de atributos, focando os códigos que estabelecem a topologia da bacia. A estrutura topológica se estabelece de tal forma que à exceção dos trechos de cabeceira, todos os demais recebem a confluência de dois trechos, e encaminha o fluxo para um único trecho de jusante. Observa-se que todos os trechos de cabeceira são numerados primeiramente, seguindo para os trechos de ordem mais elevada.

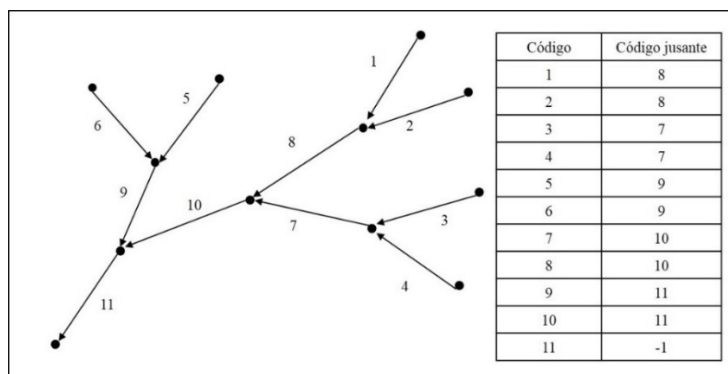


Figura 2 - Exemplo de rede de drenagem ilustrando a estrutura topológica da bacia

Os dados referentes aos usuários de água da bacia serão armazenados em um banco de dados geoespacial, da mesma forma como ocorre no arquivo da rede de drenagem. Valendo-se das propriedades do SIG, os dados dos usuários podem ser inseridos no sistema por três formas distintas, selecionando o ponto de lançamento a partir do cursor do mouse, carregando uma lista de pontos com coordenadas, ou ainda carregando um arquivo vetorial de área, sendo representativo das cargas difusas.

2.3. Descrição do modelo de qualidade

O modelo de qualidade da água a ser utilizado é o módulo de qualidade da água disponível no sistema de Suporte à Decisão SAD-IPH (Kayser, 2011), já discutido anteriormente no item do balanço hídrico quantitativo. Neste item, serão explicitadas as formulações da modelagem qualitativa do modelo. A característica básica do modelo de qualidade é a utilização da estrutura topológica resultante do processamento do MDE, de modo que nenhum trecho seja simulado sem que todos os trechos que estão a montante do mesmo já tenham sido simulados anteriormente. A Figura 3 apresenta uma esquematização do módulo de qualidade do modelo SAD-IPH.

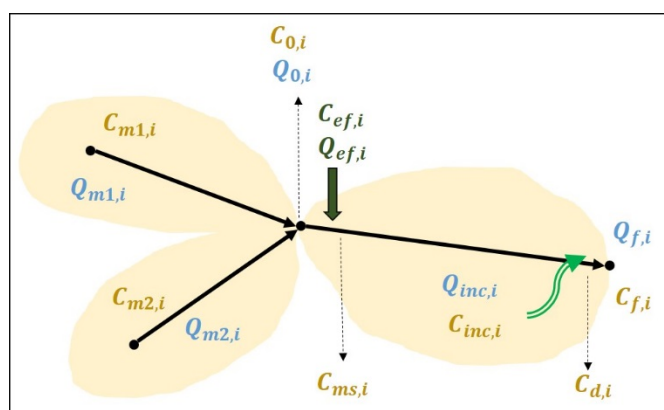


Figura 3 - Esquema ilustrando as variáveis envolvidas no modelo quantitativo e qualitativo do sistema.

Sendo:

- $C_{m1,i}, C_{m2,i}$ = concentrações do parâmetro simulado nos trechos à montante do trecho simulado (trecho i);
- $Q_{m1,i}, Q_{m2,i}$ = disponibilidade hídrica nos trechos à montante do trecho simulado;
- $C_{0,i}, Q_{0,i}$ = concentração do parâmetro e disponibilidade hídrica no ponto inicial da mini-bacia simulada;
- $C_{ef,i}, Q_{ef,i}$ = concentração do efluente e vazão de lançamento do efluente, caso haja lançamentos pontuais na minibacia i ;

- $C_{ms,i}$ = concentração do parâmetro no rio em ponto imediatamente após a mistura da vazão efluente;
- $C_{inc,i}, Q_{inc,i}$ = concentração incremental, obtida através das cargas difusas produzidas na mini-bacia, e vazão incremental, ou seja, a disponibilidade gerada diretamente pela mini-bacia i;
- $C_{d,i}$ = concentração do parâmetro no rio após o decaimento ao longo de todo o trecho da mini-bacia i;
- $C_{f,i}, Q_{f,i}$ = concentração do parâmetro e disponibilidade hídrica após mistura com a vazão e concentração incremental, serão as concentrações de montante dos trechos de jusante do modelo.

As cargas pontuais são inseridas no modelo a partir das informações de vazão e concentração de cada lançamento. O valor de $C_{ms,i}$ é obtido por mistura direta com o rio, de acordo com a equação:

$$C_{ms,i} = \frac{(C_{0,i} \cdot Q_{0,i}) + (C_{ef,i} \cdot Q_{ef,i})}{Q_{0,i} + Q_{ef,i}}$$

O transporte do poluente ao longo do trecho simulado segue uma relação definida pelo modelo de Streeter Phelps (Chapra, 1997) a qual estabelece que a variação da concentração do poluente remanescente ($C_{ms,i}$) em um infinitésimo de tempo (dt) é igual a concentração do poluente multiplicada por uma constante de decaimento (K), podendo ser escrita como:

$$\frac{d(C_{ms,i})}{dt} = -K \cdot C_{d,i}$$

A equação diferencial tem solução analítica, considerando a variação da concentração do espaço e regime permanente:

$$C_{d,i} = C_{ms,i} \cdot \exp\left(\frac{-K_i \cdot L_i}{U_i}\right)$$

Onde $C_{d,i}$ é a concentração após o decaimento no trecho i, K_i é a taxa de decaimento que pode variar por segmento, L_i é o comprimento do trecho de rio i em metros, e U_i é a velocidade média, em $m.s^{-1}$. A velocidade média pode ser estimada através da relação de Manning, por exemplo. O modelo pode realizar a simulação de qualidade dos seguintes parâmetros: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD), formas nitrogenadas (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e coliformes fecais. Para cada parâmetro, são considerados os ajustes necessários na etapa de transporte das concentrações, contudo, para todos os parâmetros a estrutura de execução do cálculo segue a descrição realizada anteriormente.

As cargas difusas são inseridas de acordo com o tipo de uso de solo e do coeficiente de exportação adotado para cada feição. A concentração difusa por ser obtida relacionando a carga gerada com a vazão incremental de cada mini-bacia, considerando que todo o escoamento gerado produzisse carga difusa, ainda que isto não seja totalmente verdade, pois ainda tem-se a contribuição do escoamento subsuperficial e subterrâneo. Desse modo, a concentração difusa será dada de acordo com a seguinte relação:

$$C_{dif,i} = \frac{(\sum_{j=1}^N W_{j,i}) \cdot A_i}{Q_{inc,i}}$$

Onde $W_{j,i}$ é a carga gerada pela classe de uso do solo j (em unidades de $kg/ha.ano$), N é o número de classes de uso de solo por mini-bacia, A_i é a área da mini-bacia, e $Q_{inc,i}$ é a vazão incremental da mini-bacia, dada pela diferença entre a vazão final e a vazão das contribuições de montante. A concentração final do trecho, dada por $C_{f,i}$, é dada pela mistura entre a concentração do parâmetro após o decaimento e a concentração difusa juntamente com a vazão incremental, de acordo com a seguinte equação:

$$C_{f,i} = \frac{(C_{d,i} \cdot Q_{ms,i}) + (C_{dif,i} \cdot Q_{inc,i})}{Q_{ms,i} + Q_{ef,i}}$$

2.4. Descrição do modelo hidrológico

O modelo hidrológico MGB-IPH é um modelo matemático que representa o processo de transformação de chuva em vazão com forte embasamento físico e de forma distribuída na bacia hidrográfica (Collischonn, 2001). Na versão atual o modelo MGB-IPH subdivide a bacia hidrográfica em unidades menores denominadas mini-bacias, a partir das informações de um modelo digital de elevação, analisado utilizando ferramentas típicas de SIG. Em cada mini-bacia pode existir uma ou mais Unidades de Resposta Hidrológica, que é uma forma de classificação da paisagem do ponto de vista hidrológico.

O MGB-IPH é um modelo baseado em processos e simula o ciclo hidrológico através de relações físicas e conceituais. Dados de tipo e uso do solo, topografia e cobertura são utilizados como guias para selecionar os valores dos parâmetros. Devido à magnitude da escala na qual o modelo é aplicado, dados disponíveis globalmente são empregados tanto quanto possível. Algumas destas fontes são as seguintes:

- Mapas do tipo de solos: são obtidos de fontes como o projeto RADAM-Brasil.
- Modelos numéricos do terreno (MNTs): são disponibilizados pela the *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM).
- Cobertura vegetal e uso do solo: A partir de imagens de satélite.
- Dados Climáticos: Obtidos de várias agências como a *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), a Meteorological Aerodrome Report (METAR), o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e a Agência Nacional de Águas do Brasil (ANA).

3. ESTUDO DE CASO: BACIAS DO RIO JUCU E SANTA MARIA DA VITÓRIA

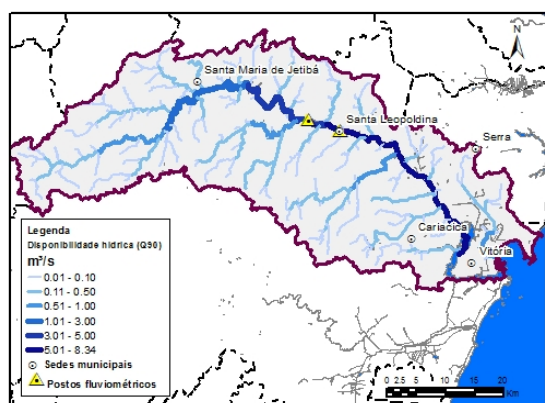
3.1. Introdução

A bacia do rio Santa Maria da Vitória possui área de aproximadamente 1560 km² de área (3,4% da área do Estado), com altitudes variando entre 0 e 1.300 m. Seu perímetro é de 291 km. Limita-se a leste com a baía de Vitória, ao norte e a oeste com as bacias dos rios Reis Magos e Doce e ao sul com as bacias dos rios Jucu, Bubu e Formate-Marinho. A precipitação média anual na bacia varia de 1.100 a 1.200 mm na parte superior e litorânea, indo até 1.800 mm na região das cabeceiras do córrego Cachoeira, um dos formadores do rio Mangaraí, afluente da margem direita.

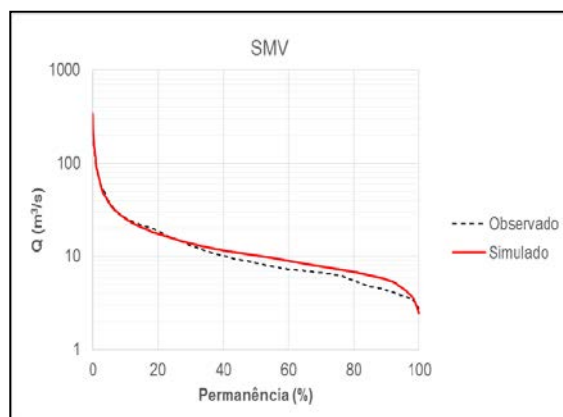
Na porção superior do Rio Santa Maria da Vitória a agricultura é a principal atividade econômica, com destaque para a produção de café. A olericultura desenvolve-se por todos os vales e encostas da região, sendo a principal atividade empregadora de mão de obra e geradora de renda em curto prazo. Os rios Alto Posmoser e São Luiz são os principais formadores do rio Santa Maria da Vitória. O rio São Luiz constitui maior fonte de carga orgânica, pois despeja efluentes domésticos, provenientes da sede do município de Santa Maria de Jetibá, sem tratamento adequado, no rio Santa Maria da Vitória.

3.2. Aplicação do modelo hidrológico

O modelo hidrológico MGB-IPH foi aplicado na Bacia do Rio Santa Maria da Vitória com o objetivo de obtenção dos valores de referência de vazão para cada um dos trechos discretizados na bacia. A partir dos dados de vazão observada, o modelo foi calibrado, sendo geradas séries de vazões para todos os trechos da bacia. A partir destas séries de vazões, foram extraídos valores característicos de vazão, como Q90, Q95 e Q50. A figura 4.a apresenta a espacialização dos valores de Q90 obtidos através da aplicação do modelo, e na Figura 4.b é apresentada a curva de permanência dos valores observados e calculados em relação ao posto fluviométrico indicado na figura anterior.



(a)



(b)

Figura 4 – Modelagem hidrológica aplicada à Bacia do Rio Santa Maria da Vitória: (a) vazões de referência calculadas para cada trecho da bacia, (b) comparativo entre a curva de permanência calculada e observada no posto fluviométrico.

3.3. Descrição das fontes de poluição

A Bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória possui uma população total de 581.078 habitantes, sendo incluída a população da capital do Estado do Espírito Santo, Vitória, cuja população na bacia é cerca de 55% do total, e cujos efluentes não são lançados diretamente na bacia, e sim na Baía de Vitória, região estuarina correspondente à foz do Rio Santa Maria da Vitória. A bacia recebe um total de 3873 Toneladas de DBO₅/ano de cargas orgânicas que atingem diretamente os recursos hídricos superficiais de forma pontual, tratando 5529 toneladas de DBO₅/ano. Considerou-se uma taxa de geração de matéria orgânica de 54 kg/dia.hab (VON SPERLING, 1996) além de uma redução que varia 35% a 35% que depende do tipo de lançamento predominante em cada município, e também a taxa de redução da Estação de Tratamento de Esgotos existente, que varia de 70% a 95% dependendo do tipo de tratamento empregado.

A Figura 5 apresenta um mapa de localização de bacia do Rio Santa Maria da Vitória, indicando os pontos de lançamento de efluentes domésticos juntamente com sua magnitude, além dos postos de monitoramento utilizados na análise. Em seguida, a Tabela 1 apresenta a descrição de cada ponto de lançamento, indicando uma descrição, a população que dispõe de tratamento de esgoto e a população que lança seu esgoto in natura, além da carga orgânica lançada considerando os pontos de tratamento e a carga orgânica se não houvesse o tratamento nos pontos indicados. As informações relativas à população de cada ponto e sobre a existência ou não de tratamento foram extraídas do Plano de Recursos Hídricos da bacia, que ainda está em fase de execução.

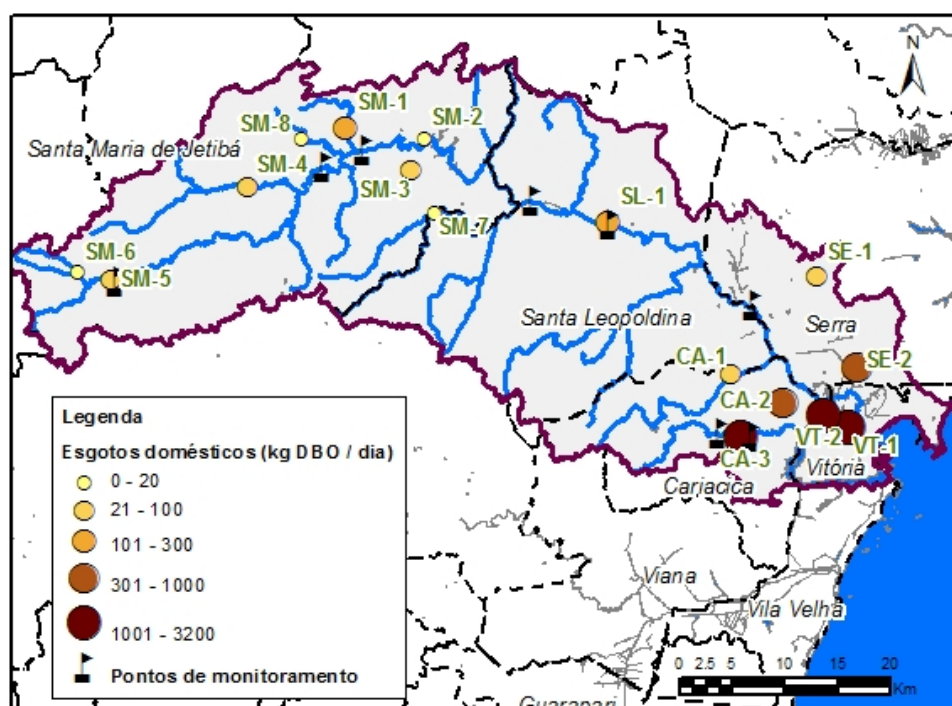


Figura 5 - Mapa da Bacia de Santa Maria da Vitória com a indicação dos pontos de lançamento de esgotos

Tabela 1 - Relação dos pontos de lançamento de efluentes urbanos na Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria

Município	Pop. total na bacia	Ponto	Pop. esgoto in natura	População tratada (ETE)	Carga orgânica sem tratamento (kg/dia)	Carga orgânica com tratamento (kg/dia)
Cariacica	155.742	CA-1	1627	1539	140.08	76.46
		CA-2	18181	17204	1565.40	854.45
		CA-3	60213	56978	5184.54	3148.99
Santa Leopoldina	2.586	SL-1	2586	0	114.40	114.40
Santa Maria de Jetibá	11.795	SM-1	4475	5469	440	259
		SM-2	373	0	16.50	16.50
		SM-3	519	0	22.96	22.96
		SM-4	670	0	29.64	29.64
		SM-5	707	0	31.27	31.27
		SM-6	428	0	18.91	18.91
		SM-7	240	0	10.62	8.74
		SM-8	250	0	11.06	11.06
Serra	85.664	SE-1	0	4759	210.53	53.30
		SE-2	55	80742	3574.47	906.32
Vitória	325.291	VT-1	53257	93139	6476.54	2199.34
		VT-2	65080	113815	7914	2861

Observa-se na Figura 5 a existência de cinco postos de monitoramento no curso principal do Rio Santa Maria da Vitória, além de dois pontos no afluente Rio Bubu, localizado na porção baixa da bacia. Existem outros pontos de monitoramento além destes, porém priorizou-se aqueles com uma maior série de dados disponíveis. O monitoramento da qualidade das águas da bacia é realizado pelo Instituto Estadual do Meio Ambiente (ES), havendo também o monitoramento por parte da concessionária responsável pela distribuição de água nos pontos de captação (Cesan). Os dados provenientes do Instituto Estadual do Meio Ambiente (IEMA) possuem uma série histórica de amostragem abrangendo o período de 2008 a 2012, com uma frequência trimestral. As amostragens originárias da Companhia Estadual de Saneamento (CESAN) abrangem o período de 2008 a 2013, porém com frequência irregular e presença de muitas campanhas com a avaliação de um único parâmetro (Coliformes Totais). O conjunto dos pontos avaliados abrangem no geral tanto períodos secos quanto períodos de chuva, o que reflete na disponibilidade de água, na capacidade de diluição dos efluentes e também na capacidade de carreamento de cargas difusas oriundas do tipo de uso do solo.

Para verificar a variabilidade do regime de vazões na realização das amostragens, relacionou-se a concentração do parâmetro analisado com a permanência da vazão no dia da coleta. As informações de vazão não foram coletadas juntamente com as amostragens, sendo que o procedimento adotado para a obtenção dos dados de vazão envolve a utilização dos resultados do modelo hidrológico para verificação da vazão simulada no dia da amostragem em cada ponto monitorado. Foram agrupados os pontos de monitoramento localizados ao longo do curso principal do rio Santa Maria da Vitória, onde a contribuição pontual de esgotos não é muito relevante, e os pontos localizados no rio Bubu, onde além de haver um alto despejo de efluentes, a disponibilidade hídrica é baixa devido à pequena área de drenagem da bacia. As figuras 6.a e 6.b apresentam a relação entre a permanência de vazões a concentração de DBO e OD para os pontos de monitoramento localizados ao longo do rio Santa Maria da Vitória, o qual possuem características predominantemente rurais, e nas figuras 6.c e 6.d apresenta-se a mesma condição para o ponto de monitoramento mais à jusante no rio Bubu, que possui características predominantemente urbanas.

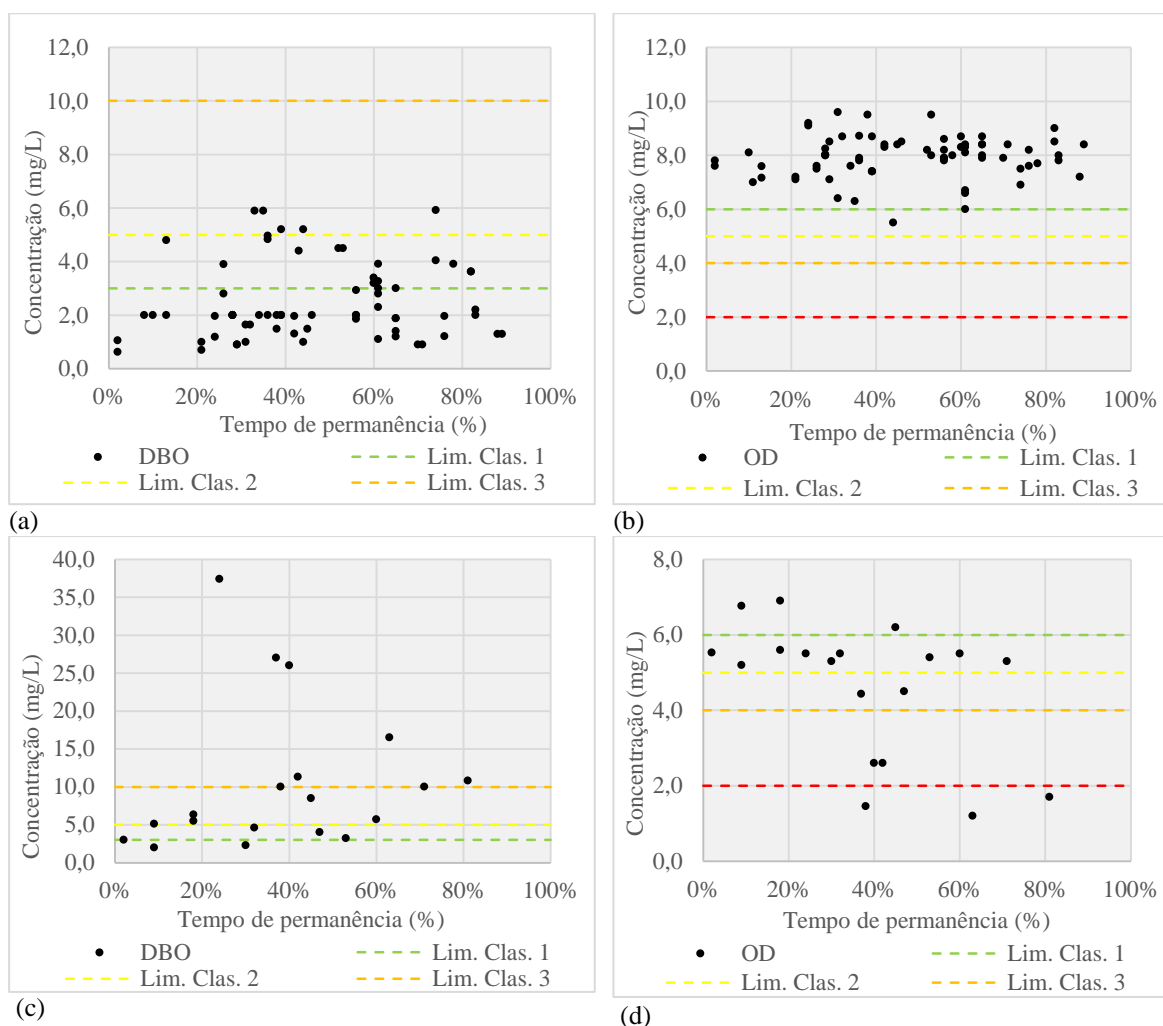


Figura 6 - Relação do tempo de permanência de vazões com o valor de concentração amostrado: (a) bacias predominantemente rurais, parâmetro DBO; (b) bacias predominantemente rurais, parâmetro OD; (c) bacia predominantemente urbana, parâmetro DBO; (d) bacia predominantemente urbana, parâmetro OD.

Dentre os pontos de monitoramento originários de bacias rurais, não existe nenhuma tendência de aumento da concentração de DBO à medida em que se diminui a disponibilidade de água para diluição (ou diminuição do OD). Isso demonstra que o efeito das fontes pontuais de poluição é pouco relevante, pois seria esperado um aumento da concentração de matéria orgânica à medida que se diminui a quantidade de água disponível para diluição dos efluentes lançados. Por outro lado, a concentração em períodos de maior disponibilidade de água pode aumentar em virtude da carga difusa que chega ao curso d'água em razão da ocorrência de precipitação e consequentemente a lavagem e carreamento de sedimentos, o que parece estar prevalecendo nestas bacias. No ponto onde existe uma contribuição expressiva de carga pontual de poluição, a tendência de aumento da concentração de DBO (e diminuição do OD) é um pouco mais perceptível, porém ainda neste caso é possível verificar altas concentrações em períodos de grande disponibilidade de água.

Dessa forma, para uma representação adequada da qualidade na bacia, é essencial considerarmos as cargas de origem difusa. Uma das principais contribuições difusas é a carga oriunda da criação animal. A carga proveniente da pecuária está diretamente relacionada ao número e as espécies de animais criados na bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória. Sobre os rebanhos efetivos, foram aplicadas taxas de contribuição *per capita* de acordo com a espécie animal apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Taxas de contribuição per capita para criação animal.

Rebanho	Carga unitária DBO g/(cabeça.d)	Carga unitária fósforo g/cabeça.d)	Coliforme termotolerante (MNP x 10 ⁶ /d)
Aves	9,27	2,5	240
Bovinos	378	42,3	5400
Equinos	230	136	5700
Ovinos	297	190	18000
Suínos	216	236	8900

Fonte: UNIPAMPA/UFSM/MMA. 2009

A tabela 3 apresenta o número de rebanhos por município da bacia. Destaca-se o elevado valor do rebanho de aves para o município de Santa Maria do Jetibá, no qual sua produção de ovos representa a segunda mais expressiva do país. Grande parte da criação animal na bacia do rio Santa Maria caracteriza-se por ser extensiva. Ou seja, as cargas orgânicas provenientes da atividade passam por um processo natural de depuração antes de chegarem aos corpos hídricos. Logo, foram utilizados coeficientes de retorno atribuídos a cada espécie. Para bovinos, equinos, ovinos, aves atribui-se o coeficiente de retorno de 1% e para suínos 10%. Estes coeficientes foram estimados a partir do sistema de criação e do potencial poluidor atribuído a cada atividade. Posteriormente, esses coeficientes de retorno foram ajustados de acordo com os resultados do modelo.

Tabela 3 – Número de rebanhos por município da bacia

Município	Aves	Bovinos	Equinos, Asininos e Múas	Ovinos	Suínos
Cariacica	5.582	7.554	298	1.013	910
Santa Leopoldina	455.872	17.165	583	63	1.387
Santa Maria de Jetibá	11.137.135	2.452	74	337	3.927
Serra	2.856	7.284	284	68	454
Vitória	0	163	0	0	0

Considerou-se que a carga difusa atua de forma homogênea sobre a camada de uso da terra classificada como campos e pastagens. A figura 7 apresenta a alocação das cargas de origem orgânica em cada uma das unidades de discretização da bacia. Os resultados são expressos através da carga específica, de forma a se obter a carga alocada por km² em toda a bacia. Dessa forma, é possível observar a grande concentração de matéria orgânica alocada dentro dos limites do município de Santa Maria do Jetibá, em função da elevada produção de aves neste município, ainda considerando as taxas de redução anteriormente mencionadas.

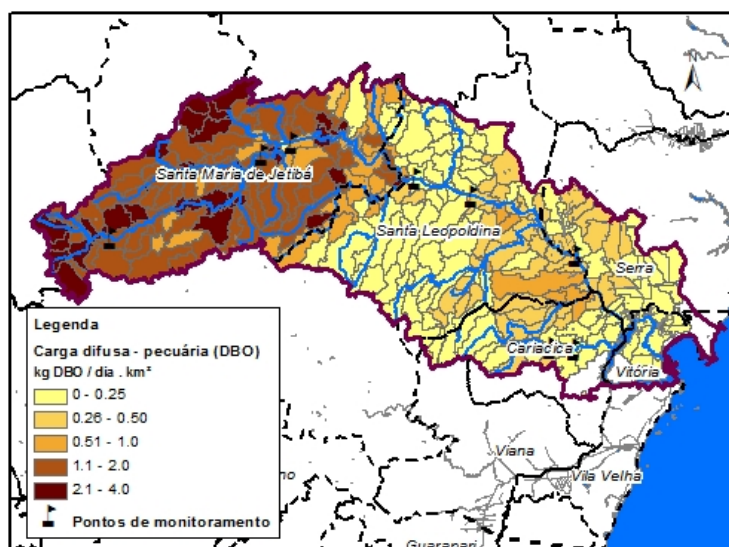


Figura 7 – Distribuição das cargas difusas de origem animal na bacia.

Também é possível estimar a poluição difusa através da utilização de valores de concentração média de determinado poluente de eventos de escoamento superficial ou de coeficientes que se baseiam na carga de poluente gerado por unidade de área, ambos levando em consideração o tipo de uso de solo. A concentração média de um poluente é um valor estatístico obtido da medição de eventos de diferentes durações e depende de vários fatores como tipo e uso do solo, intensidade da precipitação, entre outros. Portanto, a utilização de coeficientes de exportação deve levar em conta estas condicionantes locais e regionais e considerar as incertezas inerentes a metodologia (LARENTIS, 2004).

A tabela 4 apresenta os coeficientes de exportação utilizados na simulação das regiões hidrográficas em estudo. Os valores são uma estimativa inicial, sendo ajustados posteriormente de acordo com os pontos de monitoramento. Estes valores de carga por unidade de área são calculados para cada mini-bacia dos trechos da discretização, sendo estimada uma concentração em função da vazão incremental da mesma.

Tabela 4 - Cargas unitárias de poluentes (kg.ha-1.ano-1) por tipo de uso do solo (valores entre parênteses são médios) (fonte: LARENTIS, 2004).

	DBO	Nitrogênio total	Fósforo total	Coliformes*
Floresta	2 – 7 (5)	3 - 13	0,03 – 0,9 (0,1)	-
Campo	11,5	2 – 12 (6,2)	0,1 – 2,1 (0,5)	2,63E9
Urbano	50	3,2 – 18 (8,5)	1,1 – 5,6 (2)	1,5E3
Agrícola	18	0,1 - 13	0,18 – 1,62 (1,05)	2,5E7

*Unidade em 1E6 NMP.ha⁻¹.ano⁻¹.

4. RESULTADOS DO MODELO

Na obtenção dos cenários de simulação para fins de gerenciamento, é comum a adoção de vazões mínimas de forma a se obter o pior cenário para a diluição dos efluentes. Essa condição teoricamente limitaria a entrada das cargas de origem difusa, pois a condição para a entrada destes poluentes é a ocorrência de chuvas, o que teoricamente não ocorre num cenário de estiagens como a Q90 ou a Q95. Dessa forma, realizou-se a simulação qualitativa utilizando dois patamares de disponibilidades hídricas: o primeiro referente a um cenário de vazões mínimas (Q90) e o segundo referente a um cenário de vazões médias (Q50). Serão apresentados perfis de concentrações onde é possível visualizar os valores dos pontos monitorados. A partir da série de monitoramento de cada ponto, são registrados os valores máximo, mínimo, o percentil de 80% de ocorrência da amostra, o percentil de 20%, além da mediana amostral. Assim, será possível obter uma ideia dos valores de concentração já ocorridos dentro do período de monitoramento. Serão estabelecidos também três cenários de simulação: o primeiro, considerando somente a entrada de pontuais de poluição, o segundo considerando somente as cargas difusas de origem animal e oriundas do uso do solo, e por fim, no terceiro cenário, o somatório das cargas consideradas na modelagem.

4.1. Inserção das cargas pontuais

Neste primeiro cenário, desconsiderou-se o efeito das cargas difusas no modelo. A figura 8 apresenta alguns perfis de concentração de DBO e OD para todo o curso do Santa Maria da Vitória (8.a e 8.b) e também para o afluente rio Bubu (8.c e 8.d). Os resultados estão expressos para a Q90 (Simulação 1) e também para a Q50 (Simulação 3). As principais entradas de carga poluidora, de montante para jusante, são os lançamentos de esgoto da localidade de Alto Possmouser, da sede municipal de Santa Maria de Jetibá, da sede municipal de Santa Leopoldina e a entrada do perímetro urbano a partir de Cariacica. Observa-se que os valores simulados não conseguem representar adequadamente os picos de concentração que ocorrem na porção média e baixa do curso principal do Santa Maria, e que no curso do Bubu os valores de concentração no trecho estão superestimados após a entrada do lançamento no trecho.

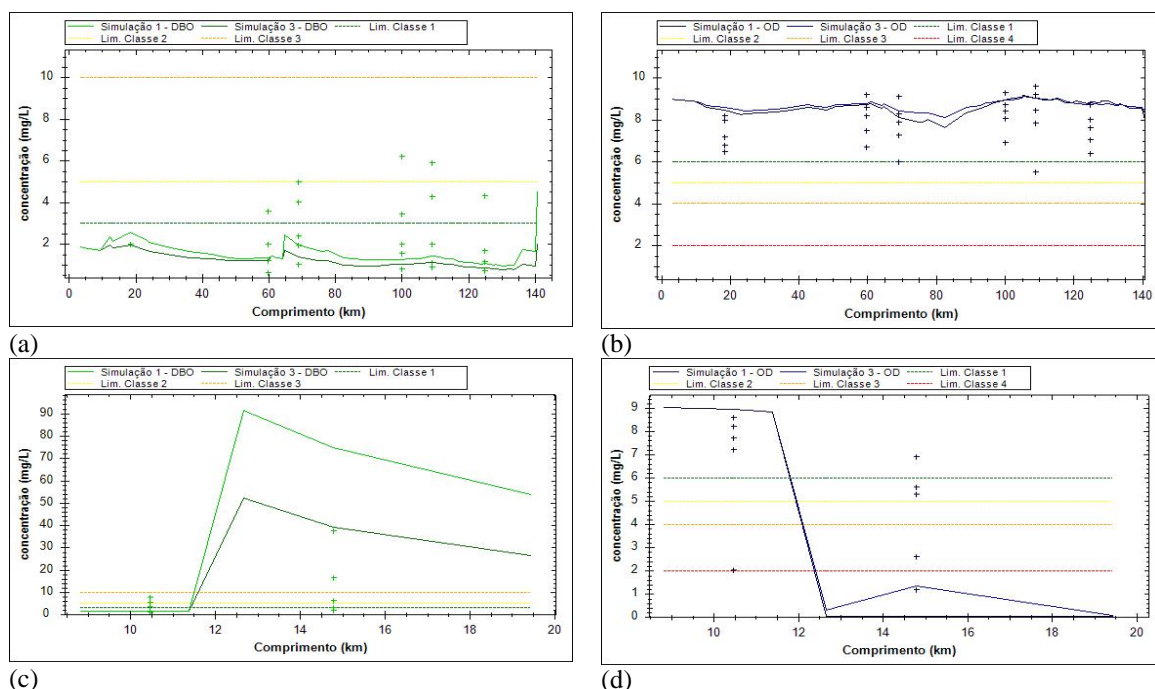


Figura 8 – Perfis de concentração para o cenário considerando a entrada de efluentes de origem pontual: (a) parâmetro DBO, ao longo do rio Santa Maria da Vitória; (b) parâmetro OD, ao longo do rio Santa Maria da Vitória; (c) parâmetro DBO, ao longo do rio Bubu; (d) parâmetro OD, ao longo do rio Bubu.

4.2. Inserção das cargas difusas

Neste cenário são consideradas apenas as estimativas de carga difusa proveniente da criação animal e da ocupação do solo. Na figura 7.a podemos observar o efeito da alocação uniforme das cargas oriundas da criação animal em todo o domínio municipal, fazendo com que a concentração na cabeceira atinja níveis muito altos. Na porção média e baixa do Santa Maria a simulação respondeu razoavelmente bem. No rio Bubu, sem a presença dos efluentes pontuais, a concentração embora alta, não atingiu os níveis obtidos na simulação anterior.

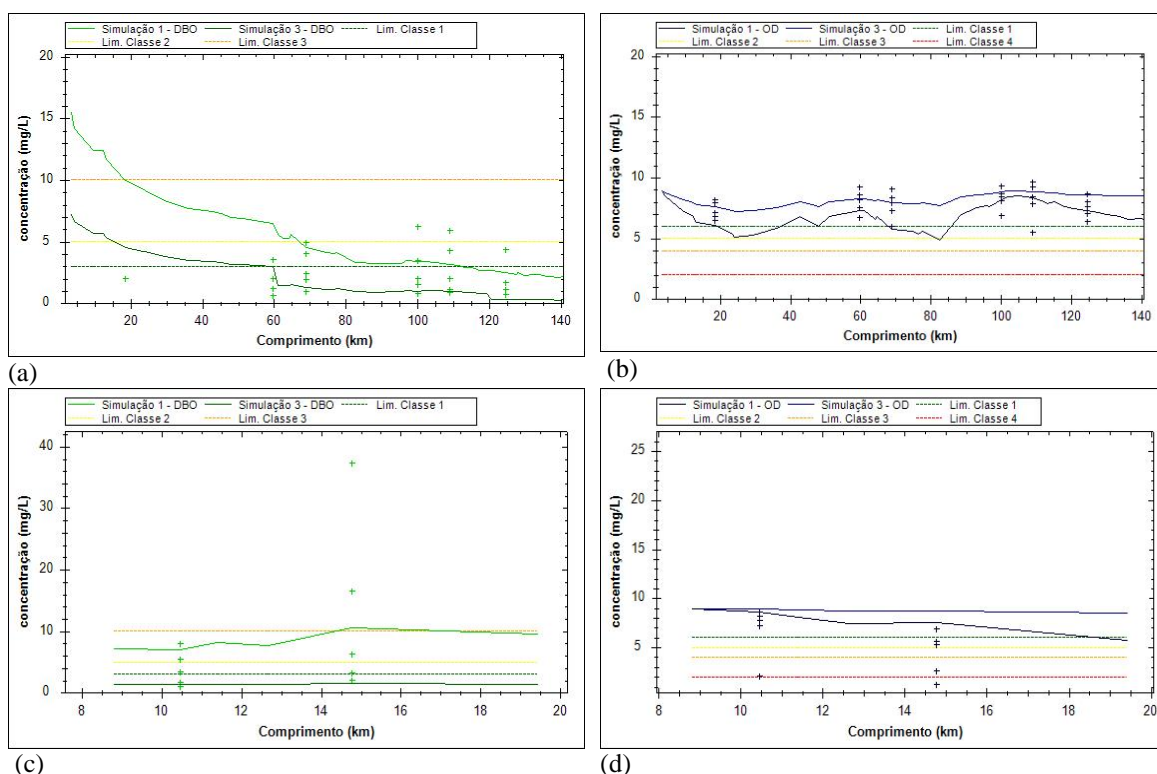


Figura 9 - Perfis de concentração para o cenário considerando a entrada de efluentes de origem difusa: (a) parâmetro DBO, ao longo do rio Santa Maria da Vitória; (b) parâmetro OD, ao longo do rio Santa Maria da Vitória; (c) parâmetro DBO, ao longo do rio Bubu; (d) parâmetro OD, ao longo do rio Bubu.

4.3. Inserção das cargas pontuais e difusas

Neste cenário acrescentam-se as duas fontes de poluição na simulação, aplicando-se também reduções extras nas cargas difusas. Aplicou-se uma redução de 100% da carga oriunda da criação de aves, o que de certa forma é razoável, uma vez que não é incomum a prática de reaproveitamento dos dejetos gerados por este tipo de rebanho. Quanto às cargas de originárias do uso do solo, arbitrou-se uma redução de 50% da carga, de modo a realizar um ajuste razoável no perfil de concentrações. A figura 10 apresenta o resultado final da simulação de qualidade na bacia do rio Santa Maria utilizando pontes pontuais e difusas.

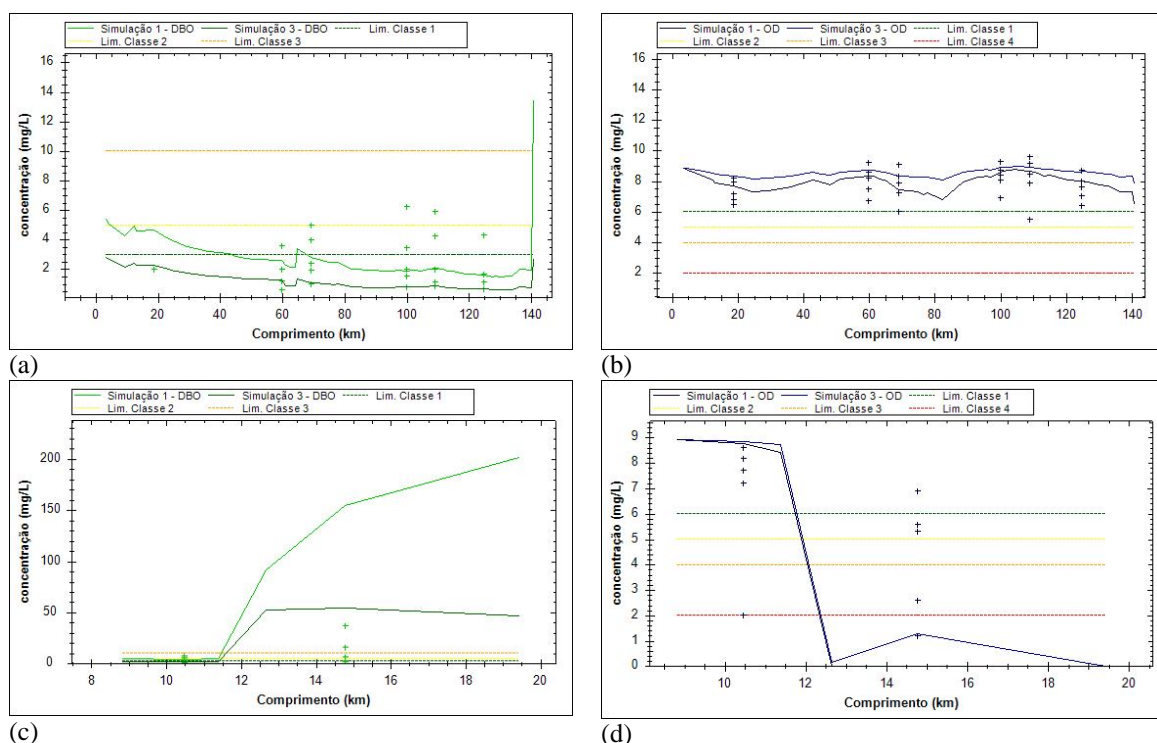


Figura 10 - Perfis de concentração para o cenário considerando a entrada de efluentes de origem pontual e difusa:
(a) parâmetro DBO, ao longo do rio Santa Maria da Vitória; (b) parâmetro OD, ao longo do rio Santa Maria da Vitória; (c) parâmetro DBO, ao longo do rio Bubú; (d) parâmetro OD, ao longo do rio Bubú.

5. CONCLUSÕES

O modelo apresentado mostrou-se ser uma ferramenta bastante útil na alocação dos dados de lançamentos pontuais e difusos e representou com razoabilidade a realidade da bacia, através da comparação com os dados monitorados. A adoção do modelo de resolução analítica com regime de vazão permanente é um fator limitante do modelo, pois a entrada das cargas difusas é melhor representada considerando o efeito da chuva em passo de tempo diário. Contudo, para efeito de gerenciamento da bacia, o modelo atende os objetivos de fornecer um cenário de qualidade da água para um determinado cenário de vazão, normalmente referente a uma condição de estiagem, onde a vazão disponível para diluição é mínima. Esta condição poderia ser revista, principalmente em bacias hidrográficas de características rurais, onde foi verificado que os valores mais altos de concentração não ocorrem em períodos de estiagem, e sim em períodos de vazões médias onde é provável a ocorrência de chuvas responsáveis por trazer as cargas de origem difusa aos rios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BROWN, C. L.; BARNWELL, T. O. Jr. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2EUNCAS documentation and user manual.** USA: Environmental Protection Agency, 1987.
2. CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling.** New York: McGraw-Hill, 1997.
3. COLLISCHONN, W. **Simulação Hidrológica de Grandes Bacias.** 2001. 194f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 194 p.
4. LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas – RS.** 2004. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Instituto de Pesquisas Hidráulicas.
5. LINS, R.C.; MENDES, C.A.B.; AGRA, S.G.; CARVALHO, A.E.; FRAGOSO JR, C.R. (2012) **Integração de um modelo hidrológico a um SIG para avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio Doce.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 17, p. 171-181.
6. FOSTER, J.A. & MCDONALD, A.T. (2000) **Assessing pollution risks to water supply intakes using geographical information systems (GIS).** Environmental Modelling & Software, v. 15, n. 3, p. 225-234.

7. KAYSER, R. H. B. **Sistema de Suporte à Decisão para gerenciamento de recursos hídricos integrado a um SIG: desenvolvimento e aplicação na Bacia do Rio dos Sinos**. 2011. 123 f. Trabalho de conclusão de curso. (Graduação em Engenharia Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Escola de Engenharia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
8. KAYSER, R. H. B.; COLLISCHONN, W. **Integrando Sistema de Suporte à Decisão para Gerenciamento de Recursos Hídricos a um SIG de Código Aberto**. In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013, Bento Gonçalves. Anais do XX SBSR. Porto Alegre: ABRH, 2013.
9. MAIDMENT D. R. **Arc Hydro: GIS for Water Resources**. Redlands, USA: ESRI Press. 2002.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1.).
10. UNIPAMPA/UFSM/MMA. 2009. **Desenvolvimento Metodológico e Tecnológico para Avaliação Ambiental Integrada Aplicada ao Processo de Análise da Viabilidade de Hidrelétricas - Projeto FRAG-RIO**. Relatório Técnico da Etapa I. Santa Maria: FATEC/UNIPAMPA/UFSM. 307 p
11. TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.