

Modelo Econômico-Hidrológico Integrado para Gestão de Bacias Hidrográficas: Abordagem *Piece-by-Piece* para Incorporar a Capacidade de Autodepuração dos Rios e Limites de Trofia dos Reservatórios

Márcia M^a. G. Alcoforado de Moraes, Yony Sampaio

Departamento de Economia - UFPE

www.marciagamoraes@aol.com, ysampaio@elogica.com.br

José Almir Cirilo

Departamento de Engenharia Civil - UFPE

jac@ufpe.br

Ximing Cai

University of Illinois, Laboratory of Hydrosystems, Illinois, US

xmai@uiuc.edu

Recebido: 12/04/06 – revisado: 05/10/06 – aceito: 21/02/08

RESUMO

Um método de decomposição por temas (*piece-by-piece approaching*) foi adotado para integrar aspectos referentes a quantidade e qualidade de águas numa modelagem que contém aspectos econômicos e hidrológicos descrita no artigo anterior intitulado: Apoio A Decisão Na Gestão De Recursos Hídricos Usando Modelo Econômico-Hidrológico Integrado Para Alocação Ótima De Água: Uma Aplicação Na Bacia Do Rio Pirapama. O principal fator que compromete a qualidade das águas no trecho modelado da bacia do rio Pirapama, é a matéria orgânica usada para fertirrigar a cana-de-açúcar, efluente do processo industrial das agroindústrias (vinhaça). Ademais, com respeito aos reservatórios do trecho, a maior preocupação refere-se a eutrofização. Os constituintes de qualidade considerados foram Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD). Esses constituintes decaem ao longo do rio. Os resultados, quando a qualidade é considerada, mostram uma redução substancial nos benefícios líquidos totais, principalmente para o uso industrial e a fertirrigação. A alocação dos efluentes de uma das destilarias nas áreas plantadas de cana não é mais totalmente realizada, devido a impossibilidade de atender às restrições de qualidade. Isso implica não apenas em custos para a agroindústria, que terá que tratar a carga orgânica que sobra, mas também a produtividade das áreas fertirrigadas é menor devido a redução das parcelas fertilizadas. As alocações dos efluentes dependem do mês, devido ao fato de que em meses mais secos a capacidade de depuração do rio é reduzida. Os benefícios também são reduzidos nos demais usos. Isto mostra que o modelo está considerando a diluição de cargas orgânicas, restringindo retiradas de água para que o rio possa se recuperar através do processo de autodepuração. Ademais, para evitar um futuro processo de eutrofização nos reservatórios, mantém maiores volumes nos mesmos.

Palavras-chave: Modelo econômico-hidrológico; bacias hidrográficas; “*piece-by-piece*”.

INTRODUÇÃO

A natureza multidisciplinar da gestão de recursos hídricos requer a integração de aspectos técnicos, econômicos, ambientais, sociais e legais numa mesma plataforma. Este artigo apresenta um modelo econômico-agronômico-hidrológico (Moraes, 2003) aplicado na bacia do Pirapama, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil, cujos fundamentos teóricos encontram-se em Cai et al (2003). No refe-

rido trabalho os benefícios líquidos de cada uso são implementados numa mesma função-objetivo restrita por relações físicas, ambientais e institucionais. É identificada a alocação ótima de água maximizando-se os benefícios líquidos de todos os usuários. Ele simula um constituinte de qualidade, que é muito importante para a irrigação (salinidade) e impactos sobre a produção de várias culturas. Todos os componentes são incorporados em um único, que é resolvido completamente através de um simples porém eficiente método de decomposição. Assim, o

primeiro sub-modelo lida com o balanço de quantidade e usa as funções de produção das culturas considerando as condições de qualidade fixas. Então num segundo sub-modelo o balanço e o transporte de poluentes passam a ser considerados, de tal forma que se encontrem valores adequados de quantidade e de qualidade (*piece-by-piece approaching*).

O modelo desenvolvido na Universidade Federal de Pernambuco - UFPE (Moraes, 2003), numa parceria entre o Laboratório de Hidráulica e o Departamento de Economia, com recursos do CT-HIDRO/ FINEP, implementa a referida abordagem - *piece-by-piece* - utilizando o *General Algebraic Modeling System* (GAMS), software de alto nível utilizado para resolução de problemas de programação matemática. Adotou-se da mesma forma o método de decomposição por temas com dois sub-modelos para integrar a modelagem de quantidade e de qualidade, sendo que os constituintes de qualidade modelados foram diferentes da salinidade. No caso da região em estudo, a bacia do rio Pirapama, o problema maior é relacionado com compostos orgânicos usados para fertirrigar as áreas de cana que existem em toda a bacia, o que vem acarretando níveis de Oxigênio Dissolvido, em vários trechos do rio, abaixo do valor estabelecido para as classes a que pertencem. Os constituintes modelados passam a ser Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD).

O desafio maior nesta nova modelagem é que esses constituintes, ao contrário da salinidade, sofrem um decaimento ao longo do rio, decorrente do processo de autodepuração, e as equações que governam este processo são altamente não-lineares. A inclusão do fenômeno de autodepuração dentro de um modelo de otimização traz consigo a possibilidade do alcance dos seguintes objetivos: 1) Utilizar a capacidade de assimilação dos rios 2) Impedir o lançamento de substâncias poluidoras acima do que possa suportar o corpo d'água.

A descrição do modelo completo aplicada a área de estudo representada através de figuras esquemáticas da área de estudo, princípios básicos, aspectos referentes à integração econômico-hidrológica e os primeiros resultados encontram-se no artigo anterior intitulado *Apoio A Decisão Na Gestão De Recursos Hídricos Usando Modelo Econômico-Hidrológico Integrado Para Alocação Ótima De Água: Uma Aplicação Na Bacia Do Rio Pirapama*. O presente trabalho pretende enfatizar a relevância e os impactos da incorporação de restrições de qualidade das águas no modelo econômico-hidrológico integrado para determinação não só da alocação ótima de água por usuário e mês, bem como do efluente (vi-

nhoto ou vinhaça) nas áreas plantadas de cana ao longo da bacia, de forma a garantir níveis de qualidade adequados aos usos.

ESTUDO DE CASO: QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PIRAPAMA

Os principais fatores que levam à ocorrência de poluição no trecho modelado por este estudo, ou seja, a montante da barragem Pirapama, são (Gama, 1998): fertirrigação com vinhaça; descargas de vinhaça diretamente nos cursos de água; descarga das águas de lavagem das usinas de açúcar; descarga de água quente das destilarias; uso de fertilizantes, pesticidas e herbicidas; esgoto doméstico e de animais que alcançam o curso d'água. Dentre estes, os fatores mais significativos provêm da presença do vinhoto. O primeiro trecho da bacia, onde o modelo é aplicado, vai da nascente até o reservatório Pirapama. Este é um trecho de crucial importância, pois nele está concentrada a maioria das agroindústrias localizadas na bacia, cuja produção de efluentes é a principal causa de carga orgânica nesta área. Além disso, o segmento é responsável por todo o aporte de água afluente ao reservatório Pirapama. Localizam-se no trecho modelado três destilarias de álcool: a JB, a Sibéria e a Liberdade. A produção das mesmas à época da elaboração do Diagnóstico Integrado (Gama, 1998) era de cerca de 94.000 m³/ano, ou seja, 522.000 litros/dia, possuindo o vinhoto dessas indústrias uma carga orgânica potencial de 226.335 kgDBO/dia com um equivalente populacional de 4.2 milhões de habitantes. A única prática atualmente adotada para disposição final deste vinhoto é a de seu aproveitamento na fertirrigação. Parte deste vinhoto é lançada no solo e atinge os cursos d'água, seja através do escoamento direto do vinhoto no período da irrigação, seja através do arraste superficial no período das chuvas ou mesmo através do escoamento subterrâneo (DFID CPRH, 1998). Existe a possibilidade também de haver sobras sendo ilegalmente lançadas de forma direta em épocas de vazões altas. Vem daí uma das principais dificuldades na abordagem dessa questão: no monitoramento atualmente existente mede-se ao longo do rio os constituintes de qualidade que são resultantes especialmente desses lançamentos diretos e indiretos do vinhoto, no entanto, não há como quantificar a existência e a contribuição de cada uma dessas parcelas de contaminação. (DFID CPRH, 1998). Para isso foi necessário o desenvolvimento de um modelo

de simulação externo para tratar essa questão, que será descrito na seção seguinte.

O MODELO DE SIMULAÇÃO DE QUALIDADE

O modelo de simulação desenvolvido (Moraes, 2003) considera como fator de poluição a matéria orgânica existente na vinhaça (lançamentos diretos contém DBO=16.400mg/l e OD=0 e para os lançamentos indiretos foi feita uma estimativa da proporção de DBO), por serem os mais significativos, bem como aquela relativa à presença de herbicidas e pesticidas contidos no solo. Não é considerada a presença de esgotos domésticos. Procuram-se determinar as formas de contaminação do curso d'água a partir do vinhoto lançado no solo, através do estabelecimento de proporções de retorno superficial, proporções de sobras possivelmente lançadas ao rio e concentrações de um dos constituintes de qualidade medidos, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), trazida nas águas de drenagem pluvial e que representa a contaminação por vinhoto e/ou por fertilizantes/ herbicidas. Ao mesmo tempo, procura-se através deste modelo de simulação, testar a adequacidade do modelo de qualidade adotado – o clássico modelo da engenharia ambiental desenvolvido por Streeter & Phelps (Streeter & Phelps, 1925) – para o caso em estudo. A aplicação das equações dadas por Streeter & Phelps (S-P) requer o conhecimento de parâmetros do rio e implica numa série de simplificações do mundo real. A simulação estimou alguns desses parâmetros, através da minimização dos erros ao quadrado (programação não-linear) da diferença entre os valores obtidos através das equações representativas do S-P e os valores medidos em alguns pontos do rio. Além disso, parâmetros obtidos em tabelas puderam ser calibrados em função das características específicas de cada trecho do rio. As equações S-P em geral assumem que a diluição por contribuições naturais (drenagem direta) seja contrabalançada pela poluição distribuída ao longo do percurso. No caso do Pirapama, no entanto, há uma parcela considerável e importante dessa contaminação, que é exatamente a poluição trazida pelas águas da chuva ao percorrer terrenos onde se utiliza vinhoto e outros fertilizantes¹.

¹ Os fertilizantes são ricos em nitrogênio e fósforo, este último principal responsável pela eutrofização de reservatórios. Como será detalha-

Diante do desafio em que já se constituía a utilização de tal modelo simplificado dentro de uma plataforma complexa integrada para determinação de alocação ótima, o caminho foi o de se adequar e adaptar a situação real às exigências do modelo. Daí a importância da simulação para verificar o comportamento do modelo diante das adaptações feitas.

Assim é que todos os aportes difusos devidos à drenagem pluvial natural de cada trecho (estimativas de quantidade e carga orgânica) que precisavam ser considerados, foram simulados de forma pontual no nó que inicia o próximo segmento. Estes lançamentos são compostos de parcelas com cargas orgânicas diferentes, dependendo se o referido trecho possui área de matas, área com cana plantada que não tenha recebido vinhoto (DBO representativo dos fertilizantes) e área com cana onde se tenha aplicado o vinhoto (DBO representativa da vinhaça). Assim, toda a contribuição de drenagem pluvial natural associada a um determinado segmento é simulada como sendo um lançamento pontual representado no fim do trecho discretizado ou no nó que inicia o próximo.

Além desses, os demais lançamentos representam os principais afluentes considerados, que foram oito, bem como os principais retornos. Estes retornos tanto podem representar águas de refrigeração descartada pelas agroindústrias (retornos diretos), como águas resultantes de um possível escoamento superficial advindo do processo de fertirrigação ou de águas de lavagem de cana e/ou equipamentos ou até mesmo resultantes de vazamentos de sobras em lagoas-pulmão² (retornos indiretos). Esses seriam realmente as fontes pontuais de poluição e são colocados no nó início do trecho que os mesmos determinam.

No estabelecimento dos trechos levou-se em conta não apenas a localização geográfica destes aportes pontuais, mas também a questão dos aportes difusos foi considerada, de forma que existem segmentos iniciados unicamente por uma fonte pontual que representa uma contaminação difusa ao longo da área. Isto foi importante pois a aplicação das equações de S-P considera os segmentos como sendo homogêneos e constantes, adotando a solução simplificada de considerar a suposição hidráulica do fluxo em pistão. Caso fossem representados trechos

do mais adiante, estima-se o aporte de fósforo a partir de estimativas da DBO.

² São reservatórios feitos em áreas chamadas de *áreas de sacrifício*, onde os agroindustriais estocam o vinhoto produzido, para ao longo da safra, irem utilizando o mesmo na fertirrigação realizada após o corte. Em geral, observa-se que ao fim da safra há sobras, que dependendo da localização da lagoa pode escorrer para o rio, ou infiltrar.

muito longos, segmentando-se apenas pelas fontes pontuais existentes, a consideração da poluição difusa concentrada nas mesmas provocaria erros grandes. Por isso, a definição dos trechos levou em conta não só esses lançamentos pontuais existentes, mas a questão da distribuição do aporte difuso ao longo de diversos segmentos.

Basicamente foram os seguintes os limites considerados para a delimitação estabelecida:

1. Ponto de aporte no rio principal de afluentes considerados explicitamente no modelo. Os afluentes modelados, ou seja, os que aparecem no esquemático da Figura 1 do artigo anterior, foram considerados explicitamente³ por uma série de critérios tais como: importância da contribuição de vazões tanto no que se refere ao aspecto quantitativo como qualitativo, usuários importantes localizados no mesmo, etc.;
2. Retornos diretos e indiretos conforme descrito anteriormente;
3. Lançamento pontual simulando o aporte difuso do trecho.

Assim, no nó inicial de cada trecho modelado, haverá sempre um dos lançamentos acima, sendo que no caso do lançamento pontual que simula a poluição difusa, o mesmo representa o aporte difuso ocorrido ao longo do trecho anterior ao nó. Com relação a quantidade, este aporte será estimado através das vazões específicas médias do trecho e respectivas áreas, e no que se refere a qualidade estimativas de carga orgânica impactadas principalmente pela fertilização das áreas de cana (com vinhoto ou com fertilizantes).

O outro tipo de lançamento simulado é o que representa tanto os retornos diretos como os indiretos. Os retornos diretos são conhecidos e nesta área modelada constituem-se nos lançamentos pelas agroindústrias das águas usadas no processo de refrigeração e que retornam ao rio.

Os valores quantitativos deste tipo de retorno são informados pelas agroindústrias e constam nas licenças de operação dos mesmos concedida pelo órgão ambiental responsável. Os valores qualitativos não são conhecidos. Acredita-se que há algum tipo de tratamento na água captada antes do uso para fins de refrigeração. Presume-se também que há uma certa contaminação durante o processo.

³ Deve-se salientar que não se desconsideram as vazões dos demais afluentes. Elas apenas são incorporadas aos segmentos em que os afluentes se encontram.

No entanto, não havia maiores informações acerca de como simular a qualidade desta água. Assim, decidiu-se adotar a qualidade do lançamento no retorno como sendo a mesma da captação, no que se refere aos constituintes de qualidade modelados (DBO e OD)⁴.

Os retornos indiretos apresentam uma dificuldade maior pois não são conhecidos. Na realidade, buscou-se através do modelo de simulação estimar estes retornos calibrando proporções de escoamento superficial dos efluentes lançados e de sobras dos mesmos (não usados na fertirrigação) que poderiam estar sendo armazenadas de forma inadequada, provocando vazamentos que poderiam explicar os níveis observados de constituintes de qualidade atuais. Assim, o que se pretendia representar e mensurar através destes retornos indiretos eram as possíveis formas de escoamento superficial dos efluentes chegando no rio.

No que se refere às captações, as mesmas são representadas no nó que inicia o trecho no qual elas ocorrem. Foram considerados no modelo usuários demandantes aqueles que possuíam outorga, ou seja, segundo o critério que o órgão gestor de recursos hídricos no Estado de Pernambuco usa para exigir termos de outorga, àqueles que possuíam valores de retirada acima de 48 m³/dia. Portanto, foram consultadas as retiradas oficiais, ou seja, às que possuíam termo de outorga.

O modelo de simulação enfim, considera os lançamentos e as captações, bem como as formulações matemáticas para a qualidade dadas pelo modelo de Streeter-Phelps, para calcular os dois principais constituintes de qualidade - OD e DBO - no início e no fim de cada trecho. Todos os lançamentos feitos no nó inicial do trecho (o aporte difuso referente ao trecho anterior e os pontuais nele mesmo) são simulados, resultando numa concentração obtida da mistura destes lançamentos com a concentração final do trecho anterior, seguindo a equação abaixo:

$$C = \frac{C_1 Q_1 + C_2 Q_2}{Q_1 + Q_2} \quad (1)$$

onde: C = Concentração do constituinte na mistura;
Q₁ = vazão anterior ao lançamento (um dos compo-

⁴ Os retornos diretos das águas de refrigeração das agroindústrias alteram principalmente a temperatura das águas. Este efeito será em parte considerado na medida em que a concentração de saturação (OD_{sat}) a ser utilizada na equação (ver eq.5) do Oxigênio Dissolvido é obtida através de medidas de temperatura observadas nos postos de qualidade ao longo do trecho modelado.

nentes da mistura); C_1 = Concentração do constituinte anterior ao lançamento, ou seja, concentração final do trecho anterior; Q_2 = vazão do lançamento (o outro componente da mistura); C_2 = Concentração do constituinte no lançamento.

Deve-se observar que esta média ponderada pode ser estendida para ser usada com qualquer número de lançamentos. As concentrações de OD e DBO desta mistura representarão os valores desses constituintes no início do trecho. As captações, como já mencionado, são representadas no nó em que se inicia o trecho em que as mesmas ocorrem.

A conservação da massa em trecho limitado por dois nós leva a:

$$Q_{jussante}(nól) = Q_{mon\ tan\ te}(nól) + Q_{lanca}(nól) - Q_{capta}(nól) \quad (2)$$

Uma vez determinadas as concentrações dos constituintes no início do trecho, para simular o processo de autodepuração que ocorre ao longo do segmento, tratado assim como homogêneo e constante, aplicam-se então as equações de decaimento, que serão vistas com detalhes mais adiante, e que dependem das características físicas e da concentração inicial a ser depurada, resultando ao final do mesmo em outras concentrações. No caso da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO – o referido constituinte retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea.

Para calcular a DBO no fim do trecho é necessário utilizar o conceito de DBO remanescente, que é um outro ângulo (ao lado da DBO exercida) sob o qual o conceito de DBO pode ser entendido. A DBO remanescente dá a concentração de matéria orgânica presente na massa líquida em um dado instante.

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente (DBO remanescente) se processa segundo uma reação de primeira ordem, cuja integração entre os limites de $t=0$ e $t=t$ e $L=L_0$ e $L=L_t$ resulta em:

$$L_t = L_0 e^{-K_1 t} \quad (3)$$

onde:

L_t = DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/ l)

L_0 = DBO remanescente em $t=0$ (mg/ l)

K_1 = Coeficiente de desoxigenação em dia^{-1}

O coeficiente de desoxigenação é um parâmetro de grande importância não só aqui mas tam-

bém na modelagem do oxigênio dissolvido. Ele representa a taxa com que o consumo de oxigênio progride ao longo do tempo. O coeficiente depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras.⁵

Portanto, no modelo a DBO remanescente no fim de cada trecho e ao fim de cada mês, será dada por:

$$DBO_{final}(nól, mês) = DBO_{inicial}(nól, mês) e^{-K_1 t(nól, mês)} \quad (4)$$

A carga inicial é dada pela mistura obtida no nó 1, segundo formulação dada pela Equação 1, e t é o tempo de trânsito no trecho, que possui um comprimento em quilômetros fixo e área de seção transversal. No entanto, este tempo é função da velocidade do escoamento e portanto da vazão no trecho e no mês. A vazão representativa do mês, para o cálculo deste tempo, é a vazão mínima⁶ ocorrida no mês ao invés da média, pois dessa forma considera-se a pior situação. Este valor de tempo para percorrer o segmento (*travel time*) (Loucks et al, 1967) é muito importante para que se possa avaliar o processo de autodepuração que ocorre em cada um desses trechos, através da utilização das equações do modelo Streeter-Phelps.

A DBO, no fim de cada trecho, é usada então como entrada para calcular a nova mistura resultante no início do próximo trecho, e o processo é repetido.

Para a simulação do oxigênio dissolvido (OD), da mesma forma que para a DBO, calcula-se a concentração de OD no início e no fim de cada trecho em cada mês.

O valor de OD no final de cada trecho é obtido por meio da equação geral do modelo Streeter-Phelps, que expressa a concentração de OD depois de decorrido um tempo qualquer t a partir do ins-

⁵ No caso em estudo, os efluentes mais importantes considerados eram os das agroindústrias (vinhoto). Valores de referência não foram encontrados para o coeficiente de desoxigenação desses efluentes, mas é sabido que os mesmos têm altas taxas de degradação. Por isso, foram usados os maiores valores que constam na tabela de valores típicos para K_1 , existente em (Von Sperling, 1996) e dado por $0,45 \text{ dia}^{-1}$

⁶ Deve-se ressaltar que as decisões de alocação de água e vinhoto são médias mensais, da mesma forma que os dados de entrada representativos dos aportes. Como há uma variabilidade grande dos valores de vazão diários em torno da média, para simular o processo de autodepuração da forma mais conservadora, tanto no que se refere ao cálculo do coeficiente de reaeração (K_2) como do tempo para a água percorrer um determinado trecho (*travel time*), utilizou-se uma proporção do valor médio alocado representativa do valor mínimo, obtida a partir dos valores simulados em cada mês do ano em estudo.

tante inicial $t=0$, no qual houve um lançamento pontual num rio, que apresentava certas condições iniciais anteriores ao lançamento e que possui uma série de características físicas que irão determinar a sua capacidade de depuração.

$$OD_t = OD_{sat} - \frac{K_1}{DBO_0} * (K_1 - K_2) * (e^{-K_2 t} - e^{-K_1 t}) + (OD_{sat} - OD_0) * e^{-K_2 t} \quad (5)$$

Onde:

1. A concentração de saturação (OD_{sat}) foi calculada para cada trecho e a cada mês através de fórmulas empíricas que levavam em conta a temperatura e a altitude, citadas em VonSperling⁷ (1996).
2. K_2 é o coeficiente de reaeração, que representa a taxa de absorção de oxigênio dentro do processo de reaeração atmosférica que se dá através das trocas gasosas na interface gás-líquido. O valor deste coeficiente é dependente da profundidade e da velocidade do curso d'água e portanto da vazão.⁸
3. OD_0 é a concentração inicial de oxigênio logo após à mistura. A diferença ($OD_{sat} - OD_0$) é chamada de déficit inicial de oxigênio, e é portanto função não só da situação anterior do rio, como também do lançamento.
4. DBO_0 é a DBO resultante logo após a mistura.

Usando as equações explicitadas, pôde-se calcular os constituintes de qualidade em todos os nós que delimitam os trechos definidos (valores calculados). Os valores observados foram as medidas disponibilizadas pelo órgão ambiental responsável (CPRH) medidos nas estações de qualidade das concentrações de OD e DBO5 em cada mês do ano de 2000 que foi usado como referência. Os dados de quantidade (médias e mínimas mensais) foram obtidos na HIDROWEB.

⁷ A fórmula utilizada foi:

$$OD_{sat}(rivernode,t) = temp_{prt}(rivernode,t) * (1 - \frac{height(rivernode)}{9450})$$

⁸ Na realidade, foram usados valores tabelados (Von Sperling, 1996) relacionados com velocidades. Para velocidades menores do que 0.35 m/s $K_2=0.46 \text{ day}^{-1}$; $0.35\text{m/s} < v < 0.85\text{m/s}$ $K_2=0.69 \text{ day}^{-1}$; $v>0.85\text{m/s}$ $K_2=1.15 \text{ day}^{-1}$. A velocidade de cada trecho e mês é obtida a partir do comprimento em quilômetros, da área da seção transversal e do fluxo mensal mínimo.

Foi feita então, usando o Solver da planilha Excel, uma minimização da diferença ao quadrado entre os valores observados e os calculados de todos os meses do ano de referência (2000), escolhendo-se para isso os melhores valores relacionados a contaminação do rio (tais como proporção de retornos indiretos da fertirrigação, concentração dos aportes de drenagem pluvial natural dependendo da ocupação do solo, etc.) bem como àqueles relacionados a capacidade de depuração (valores de OD em relação a concentração de saturação, dos aportes naturais dependendo da ocupação da área). Como existiam interdependências entre os diversos valores a se calibrar, sendo alguns relativos a carga lançada e outros referentes a reoxigenação, procurou-se adotar uma sequência de forma a calibrar primeiro os valores relativos a lançamentos e só então partir para os relativos à recuperação. Ademais, quando se trata de lançamento de cargas, o melhor indicador é a DBO5, enquanto que para tratar de depuração passa a ser o OD. O que se fez então em cada estação de monitoramento - iremos chamar de ponto de calibração - é obter a diferença entre os valores modelados em cada mês e os valores medidos no mesmo mês elevando-a ao quadrado. O somatório destas diferenças dá o desvio total dos valores modelados dos constituintes (OD ou DBO5) em relação ao medido naquele ponto de calibração. Esta diferença é que será minimizada ao se ajustar os coeficientes a se calibrar. O procedimento completo, e os resultados obtidos, em cada ponto de calibração, em cada mês para o ano de referência (2000), e em cada etapa da calibração, estão relacionados, inclusive através de gráficos em Moraes(2003).

A validação foi realizada mantendo-se os resultados dos coeficientes calibrados e alterando-se os valores que eram específicos do ano de 2000, para os valores respectivos do ano de 2001. Estes valores foram basicamente as vazões específicas mensais nos trechos e nos afluentes, que passam a ser as do ano de 2001, e os níveis medidos mensais nas estações de monitoramento das concentrações de DBO5 e OD e de temperatura, que passam a ser os de 2001. Os resultados da validação também são apresentados de forma detalhada, nas suas diversas etapas em Moraes (2003). De forma geral, o modelo de simulação mostrou, que a versão utilizada do modelo de qualidade simplificado Streeter-Phelps para o caso em estudo traz bons resultados, porque foi possível simular relativamente bem os dois constituintes de qualidade observados ao longo do curso d'água. Assim, considerou-se que as simplificações requeridas para a aplicação dessa metodologia são aceitá-

veis, partindo-se para a plataforma de otimização e a inserção dos aspectos econômicos.

O MODELO DE OTIMIZAÇÃO

O modelo de otimização foi elaborado a partir de uma representação da bacia que se constitui em uma rede de nós e “links” definida a partir da rede usada para a simulação. A descrição completa da rede de nós e “links” do modelo de otimização, bem como os fundamentos teóricos, abordagem de integração utilizada, as formulações (sub-modelos, função-objetivo e restrições) e os primeiros resultados constam em Moraes et al (2004).

Os nós podem ser de dois tipos: os nós-fonte, que representam entidades físicas tais como: rios, reservatórios, águas subterrâneas, etc; e os nós-demanda, que podem ser: agroindústrias, cidades, pequenas centrais hidroelétricas-PCHs, etc. Há também os nós de demanda por efluentes, que são as áreas plantadas de cana ao longo do curso d’água em que se lançam efluentes do processo industrial das destilarias, na chamada fertirrigação.

O trecho modelado se constitui num sistema em que são agregados: 8 principais afluentes, 2 reservatórios, 2 PCHs (PCHJB e PCHCIP), 25 fontes superficiais de água e 25 áreas plantadas de cana (FIR0 a FIR24) que demandam lançamentos de efluentes agroindustriais como fertilizantes. As categorias de uso consideradas foram: abastecimento humano(AH), agroindustrial(AI), geração de energia(GE) e fertirrigação(FIR). Este último, como explicado, não emprega nem compromete a água no que se refere a volume de captação (dado que se usa na fertirrigação o vinhoto, que é um efluente da produção das destilarias) porém impacta na qualidade da mesma.

A estrutura do modelo pode ser mostrada de forma genérica, por meio da seguinte formulação:

$$\text{Max } f(x,y) \quad (6)$$

Sujeita às seguintes restrições:

$$g_1(x)=0 \quad (7)$$

$$g_2(x,y)=0 \quad (8)$$

E aos limites:

$$x^l \leq x \leq x^u \quad (9)$$

$$y^l \leq y \leq y^u \quad (10)$$

Onde x e y são vetores de variáveis de decisão, algumas das quais podendo ser variáveis de folga. As funções $g_1(X)$ e $g_2(X)$ são vetores de equações lineares e não-lineares, diferenciáveis nos retângulos definidos pelos limites estabelecidos nas equações (9) e (10). Os termos X^l e X^u significam os limites inferiores e superiores das variáveis com definição similar para a variável y . As restrições $g_1(X)$ são representativas do sub-modelo 1 (aspectos quantitativos), e envolvem apenas as variáveis x . Assim, a idéia é num primeiro *step* resolver o sub-modelo 1 sem levar em conta as variáveis y (aspectos qualitativos).

A solução, denotada por X^* , é então utilizada como condição inicial para o segundo sub-modelo, que inclui as restrições $g_2(x,y)$. A solução do sub-modelo 2 é assim a solução do modelo completo, já descrito nas Equações (6) a (10). No sub-modelo 1 ressalta-se o balanço hídrico e no segundo sub-modelo se inclui as restrições de qualidade da água. O objetivo do segundo sub-modelo é o mesmo que o primeiro - o de maximizar o benefício para a sociedade como um todo - sendo que novos valores de alocação - ainda respeitando as restrições quantitativas - devem ser encontrados de forma a resultar em constituintes de qualidade dentro dos limites estabelecidos - ou seja, que respeitem também as restrições qualitativas: os valores dos constituintes de qualidade exigidos pela legislação, de acordo com usos correntes, bem como níveis de aporte de fósforo para prevenir um futuro processo de eutrofização.

Restrições de disponibilidade hídrica (sub-modelo 1)

Todas as restrições de disponibilidade hídrica foram apresentadas com detalhes no artigo anterior.

Equações de simulação

Uma proporção da água demandada pelas agroindústrias entra no processo de produção do produto final como insumo (considera-se uma outra proporção que voltará ao rio e que é usada no processo de refrigeração). Estas proporções foram obtidas a partir de dados existentes nas licenças de ope-

ração do órgão ambiental (CPRH) para as três destilarias presentes na bacia hidrográfica do rio Pirapama. O outro insumo considerado é a quantidade de cana mensal produzida por todas as áreas plantadas (nós de demanda por efluentes) que atendem à respectiva agroindústria. Estimou-se uma função de produção para o álcool e o aguardente a partir de dados correntes destes dois insumos, considerando que a influência dos demais fatores de produção era irrelevante

De posse dos dados dos produtores de álcool e aguardente fez-se a suposição de que a função de produção do álcool e do aguardente seria uma função Cobb-Douglas. Trata-se da forma funcional mais comum em Economia para expressar funções de produção. Os parâmetros foram obtidos minimizando o erro quadrático entre os dados observados e a função:

$$Produto_{final} = K.(Qtidade_{agua})^a.(Qtidade_{cana})^b \quad (11)$$

Os parâmetros obtidos para cada produto final foram:

Tabela 3 – Parâmetros obtidos para a função Cobb-Douglas de cada produto final

Produto final	K	a	b
Álcool	0,213	0,574	0,948
Aguardente	0,017	0,293	0,288

Estas funções são usadas no modelo para estimar os valores mensais produzidos de álcool e aguardente, a partir da quantidade de água alocada para cada agroindústria e da quantidade de cana - resultado das áreas escolhidas para fertirrigar no ano anterior e portanto da quantidade de efluente alocado em cada área plantada de cana no ano.

Dessa forma, a cada mês e para cada agroindústria, pode-se simular no modelo a quantidade do produto final a ser obtida em função do valor alocado de água neste uso. A quantidade de cana que será utilizada é resultado do plantio do ano anterior, e portanto resultado de decisões com relação a áreas fertirrigadas no plantio de um ano atrás.

As produtividades agrícolas dadas por 0,05 e 0,065 kton/ ha foram obtidas no estudo realizado para o Pirapama, indicando os efeitos da cana que não recebe vinhoto e da que foi fertirrigada, respectivamente. Isto representa um aumento de produtividade cerca de 30% maior obtido com a fertiliza-

ção. Finalmente, considera-se 5 meses de safra e se dividem em proporções iguais as áreas para obter uma estimativa de produção mensal. A partir dos valores do produto final obtém-se ainda a quantidade do efluente resultante no ano corrente. Para a produção de álcool usa-se uma relação volumétrica de 12,5 litros de vinhoto para cada litro de álcool produzido; já para o aguardente, a proporção é 7 para 1 (ITEP&SUDENE,1986).

A alocação deste efluente nas diversas áreas plantadas de cana irá impactar a produção para a próxima safra e especialmente a carga orgânica que chegará ao rio. Por isso, a quantidade do efluente de uma dada agroindústria aplicado em uma determinada área de cana em cada mês de safra é uma variável de decisão. Nos meses de entressafra, o valor desta variável é nulo. Ademais a partir desta variável definem-se outras tantas, tais como área fertirrigada, sobra de efluentes, carga orgânica associada aos lançamentos de drenagem pluvial, etc.

Restrições de qualidade de águas (sub-modelo 2)

Valor mínimo de concentração de oxigênio dissolvido assegurado ao longo de todo o curso d'água

A concentração do oxigênio dissolvido é calculada em todos os nós em que foi dividido o rio, a menos daqueles que estão na área hoje alagada pelo reservatório Pirapama. Isto porque as equações representativas do modelo Streeter-Phelps não se aplicam a lagos, só a rios. Para entender a restrição que assegura o atendimento do valor mínimo de OD ao longo de todo o curso d'água, é necessário estabelecer a curva de OD e o conceito de tempo crítico. Este é um ponto de fundamental importância ao longo da curva de OD. Este ponto crítico, de acordo com Von Sperling (1996), é aquele no qual a concentração de oxigênio atinge o mínimo valor. Esta concentração associada ao tempo crítico é também denominada concentração crítica (Figura 1). A fórmula do tempo crítico decorre da formulação que descreve o comportamento do OD ao longo do tempo (Equação 5), e é dada por:

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} * \ln\left(\frac{K_2}{K_1} \left[1 - \frac{D_0(K_2 - K_1)}{DBO_0 K_1}\right]\right) \quad (12)$$

onde os termos têm o mesmo significado que na Equação (5). A concentração associada a este valor é chamada de concentração crítica e é dada por:

$$OD_{crit} = OD_{sat} - \frac{K_1}{K_2} * DBO_0 * e^{-K_1 t_c} \quad (13)$$

De acordo com o que foi visto até aqui, os valores de OD em cada trecho são calculados no início e no fim de cada trecho. Como é necessário assegurar o respeito ao limite inferior admissível de oxigênio não só nestes pontos, mas durante todo o trecho, as restrições são aplicadas de forma que o teste depende da diferença entre as relações DBO_0/D_0 e K_2/K_1 , como na Figura 1: No caso (a), o tempo crítico deve ser calculado e comparado ao tamanho do trecho no mês. Caso o tempo crítico seja menor do que o tempo para a água percorrer o segmento (*travel time*)⁹, isto implica que entre o ponto inicial e o final poderá ocorrer uma concentração menor de OD do que nos referidos pontos. Portanto, a carga será limitada de forma que OD_{crit} seja maior ou igual a 5 mg/l. Obtém-se esta limitação rearrumando a Equação (13) como uma desigualdade, que se configura na Equação (14).

Caso o tempo crítico seja maior que o tempo total, o que implicará que a concentração crítica não será atingida dentro do trecho, significa que a limitação deve ser feita de tal forma que assegure o valor de OD_i , ou seja, de OD no fim do trecho maior que o limite admissível (5 mg/l), já que este será o menor valor atingido. Na verdade, a garantia de se respeitar os níveis de oxigênio vem, dentre outros, da carga da mistura no início do trecho. Esta deverá ser tal que ao fim do trecho o valor de OD_i resultante seja maior ou igual a 5 mg/l. Para obter a limitação da carga que assegura a obtenção do limite mínimo, deve-se rearrumar agora a equação (5) que dá o OD ao fim do tempo t, o que resulta na equação (15):

$$\frac{K_1}{K_2} * DBO_0 * e^{-K_1 t_c} \leq OD_{sat} - 5 \quad (14)$$

$$\frac{K_1}{DBO_0} * (K_2 - K_1) * (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 * e^{-K_2 t} \leq OD_{sat} - 5 \quad (15)$$

⁹ Na verdade, o tempo de trânsito (*travel time*) é determinado pela distância e a velocidade em cada nó e a cada mês. A distância é fixa em quilômetros para cada segmento. A velocidade é dada pela formulação $v=Q/A$, onde A é a área da seção transversal considerada fixa para cada trecho (obtida de um levantamento batimétrico – DOCEAN – UFPE (2001)) e Q é o fluxo mínimo ocorrido no mês e no trecho, calculado como uma proporção da vazão média de lá. Na plataforma de otimização, a vazão média mensal em cada trecho e em cada mês é uma variável de decisão e a proporção usada para obter o fluxo mínimo é mensal e um dado de entrada para o ano estudado.

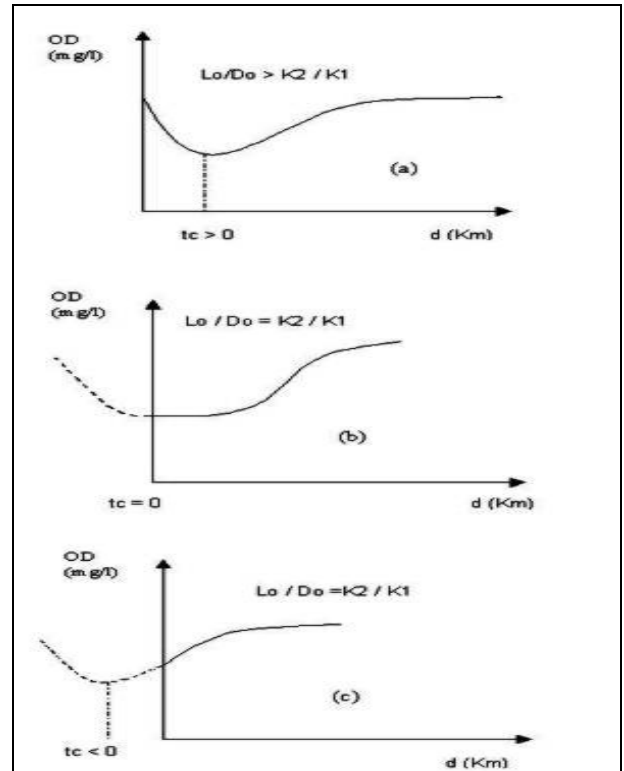


Figura 1 – Curvas de OD e tempos críticos. O símbolo L_0 significa o mesmo DBO_0 já definido.

Nos casos (b) e (c), a limitação passa a ser necessária sobre o valor de OD_0 e não no final (observar a forma da curva), que passa a ser o menor valor. Portanto, a preocupação é limitar a carga de forma que OD_0 seja maior que 5mg/l, pois isto asseguraria ao longo de todo o trecho o atendimento da concentração mínima. Obtém-se esta desigualdade novamente rearrumando (5) de forma a obter OD_0 , lembrando que:

$$D_0 = OD_{sat} - OD_0 \quad (16)$$

$$\frac{OD_{sat}}{e^{-K_2 t}} * (1 + e^{-K_2 t}) - \frac{K_1}{DBO_0} (K_2 - K_1) * \left(\frac{e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}}{e^{-K_2 t}} \right) \geq 5 \quad (17)$$

A carga orgânica resultante no nó, logo após a mistura, é dada pela média ponderada entre os fluxos e suas respectivas concentrações de DBO. Basicamente a carga desta mistura é função do valor proveniente do trecho anterior (já tendo sofrido decaimento segundo a Equação (4)) e dos demais lançamentos. Dentre esses o mais significativo é dependente da alocação do vinhoto na área plantada de cana associada ao trecho. Dependendo da área fertilirrigada, da área de cana que recebe apenas fertilizantes e da área de matas, a drenagem pluvial

natural contribuirá com níveis de DBO que vão desde 30 a 2 e 1 mg/l, respectivamente. Ademais, o coeficiente de reaeração (K_2), bem como o tempo t para percorrer o trecho, são funções das vazões e portanto das captações, pois na medida em que se reduzem as vazões nos trechos há influência no atendimento da restrição. Dessa forma, a alocação de água e vinhoto, anteriormente já determinadas, levando-se em conta apenas as restrições de disponibilidade hídrica (sub-modelo1) têm que ser agora recalculadas de forma a satisfazer os níveis de qualidade.

Valor mínimo de carga lançada nos reservatórios

No caso de reservatórios, a preocupação maior no que se refere a lançamentos de cargas é a questão da eutrofização. Para caracterizar o estágio de eutrofização em que se encontra um corpo d'água, possibilitando a adoção de medidas preventivas e/ ou corretivas, é interessante a adoção de um sistema classificatório, que são os graus de trofia, a saber: estágio oligotrófico: lagos claros e com baixa produtividade; estágio mesotrófico: Lagos com produtividade intermediária; estágio eutrófico: Lagos com elevada produtividade, comparada ao nível natural básico.

A quantificação do nível trófico é o grande problema, especialmente para lagos tropicais. Há diversas referências que sugerem a quantificação em termos de diferentes constituintes, tais como clorofila, transparência, concentração de fósforo total, etc. No modelo em análise, tenta-se estabelecer a classe de trofia com base apenas no fósforo, o que é uma conveniência para modelagem matemática. Assim, o primeiro passo é calcular a carga orgânica lançada nos reservatórios. O reservatório é representado no modelo como um nó, portanto a carga orgânica é a carga da mistura (Equação 1) de todos os lançamentos ao referido nó.

Uma vez determinada a carga orgânica em DBO, o problema é como associá-la à carga de fósforo. Em relatório de estudos da dinâmica do Alto Pirapama elaborado pelo DOCEAN-UFPE (2001), foi utilizada para calcular entradas difusas de Fósforo Orgânico devido aos procedimentos de fertirrigação, uma relação média encontrada em literatura da fração de fósforo do caldo (vinhoto). Essa relação é dada por $DBO/P_0 = 58$, considerando-se ainda que 10% do valor orgânico estaria passível de oxidação.

No caso em estudo, em relação aos dois reservatórios, na área em torno das barragens, pode-se

considerar o vinhoto devido à fertirrigação como a única fonte poluidora.

Para que se possa estabelecer um limite a esta carga afluyente de fósforo, que é proporcional à carga orgânica lançada, necessita-se de uma estimativa da carga máxima admissível em cada reservatório, de maneira que não sejam atingidos valores de concentração de fósforo característicos de eutrofia.

O modelo empírico para estimar a concentração de fósforo num corpo d'água mundialmente conhecido é o de Vollenweider (1976) citado em Von Sperling (1996). O referido modelo estima a concentração em função da carga afluyente, tempo de detenção e características geométricas e pode ser usado na estimativa da carga máxima admissível. O modelo foi desenvolvido para lagos temperados, mas através de um coeficiente estabelecido por Salas e Martino (1991) também citados em Von Sperling (1996), foi adaptado para lagos tropicais.

Desta forma, estabelece-se a carga de fósforo máxima admissível através da seguinte expressão:

$$L = P.V.\left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}}\right) \quad (18)$$

onde:

L = carga afluyente de fósforo (tonP/mês);

P = concentração de fósforo no lago (gP/m^3);

V = volume do reservatório (milhões de m^3);

t = tempo de detenção hidráulica (mês).

É utilizada uma estimativa do tempo de detenção hidráulica dada por:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (19)$$

onde

Q = vazão média afluyente em milhões de m^3 no mês.

Para determinar a carga máxima admissível é necessário ainda determinar a concentração de fósforo inferior a partir do qual o lago pode se considerar eutrófico. Segundo Von Sperling (1996) há dificuldades com relação ao estabelecimento de um valor ideal de fósforo. O que existem são faixas aproximadas de valores de fósforo para os principais graus de trofia e nelas existe superposição de valores, o que indica dificuldade no estabelecimento de faixas rígidas. A faixa de concentração de fósforo em um corpo d'água eutrófico, encontrada na referência citada, é de 0,025 a 0,1 gP/m^3 . A fixação de um valor ideal de fósforo, mais relaxado ou restritivo,

deve ser feita caso a caso, analisando-se usos múltiplos da represa e o seu grau de importância. Foi utilizado a princípio para as duas represas na área em estudo o valor mais restritivo de 0,025. Sendo assim, a desigualdade usada no modelo para restringir carga de fósforo afluente (e portanto cargas orgânicas lançadas) aos reservatórios é dada por:

$$L * \frac{1}{V(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}})} \leq 0.025 \quad (20)$$

RESULTADOS DO SUB-MODELO 2

Os primeiros resultados do sub-modelo 1 estão descritos em Moraes et al , (2004) e os mais recentes estão no artigo anterior intitulado: *Apoio A Decisão Na Gestão De Recursos Hídricos Usando Modelo Econômico-Hidrológico Integrado Para Alocação Ótima De Água: Uma Aplicação Na Bacia Do Rio Pirapama..* Aqui são enfatizados os resultados do sub-modelo 2.

Ao se introduzir as restrições de qualidade de águas e executar o modelo completo, há uma redução no valor da função-objetivo, ou seja na soma de todos os benefícios líquidos. Agrupando por uso, há uma redução nos benefícios líquidos de todos eles, sendo que as reduções mais significativas se dão no abastecimento industrial e na fertirrigação, usos diretamente envolvidos na produção e alocação do efluente, que impacta na qualidade das águas.

Há perdas de benefícios da ordem de R\$ 350.000,00 no AI, o que representa apenas 1% do valor resultante do sub-modelo 1 para o referido uso. Já na fertirrigação, as perdas são maiores, chegando a R\$ 776.000,00, percentualmente representando 24,5% do valor alcançado pelo uso sem as restrições de qualidade de águas. Investigando em nível de usuário, observa-se que no caso do abastecimento industrial, é praticamente a agroindústria JB que sofre a perda de benefícios mencionada acima, o que em relação aos benefícios conseguidos sem as restrições de qualidade para a JB, representam uma redução de 1,7%. Isto ocorre pois os efluentes produzidos por esta agroindústria não são totalmente alocados. Há sobra de efluentes e portanto há um custo imputado à agroindústria, que deverá tratar esta sobra. O ponto de operação que era o valor outorgado atualmente se desloca, devido ao aumento dos custos, e leva a alocação ótima para

um valor um pouco menor do que a outorga, com benefícios líquidos máximos menores.

A sobra de efluentes ocorre pela impossibilidade de respeitar os níveis mínimos do constituinte de qualidade, com o lançamento total dos mesmos, e obter ao mesmo tempo o máximo do benefício total. Pode-se observar (ver Figura 2) que, ao se introduzir as restrições de qualidade, apenas dois nós de demanda anteriormente não fertirrigados pela JB passam a receber efluentes. Aparentemente os custos com o transporte do total de efluentes na soma geral levam a uma redução maior dos benefícios do que o tratamento das sobras.

No que se refere às perdas na fertirrigação que são as maiores, as mesmas se verificam basicamente nos nós de demanda fertirrigados com os efluentes produzidos pela JB. Nestes, as perdas ocorrem principalmente pela redução das áreas fertirrigadas nos nós onde se alocavam os efluentes no resultado do sub-modelo 1. Porém há também perdas de benefícios, devido à alocação dos efluentes nos nós onde sem restrições de qualidade não haveria, os nós FIR10 e 12, que implicam em custos de transporte. Podem-se observar na Figura 2 não só a alocação nesses últimos, como também as reduções nas áreas dos FIR3 a 7, mais acentuadas nos FIR4 a 6. Para explicar tal comportamento deve-se lembrar que nos nós de demanda que não configuram custos de transporte (FIR3 a 7), em todos os meses, o ponto de operação é a alocação de efluentes de forma que 67,65% da área total seja fertirrigada. Sem as restrições de qualidade, por uma limitação do quantitativo total dos efluentes, a todos eles foram alocados, distribuídos igualmente entre os meses, uma quantidade tal que 64,69% da área total foi fertirrigada.

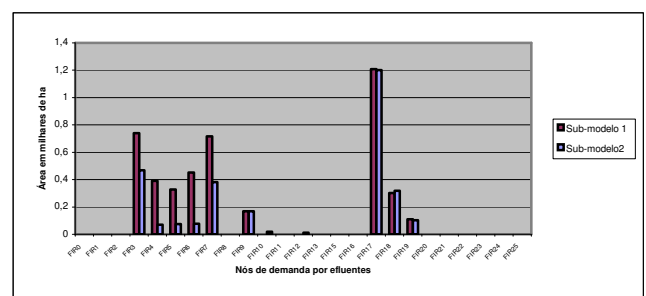


Figura 2 – Áreas fertirrigadas resultantes da alocação ótima de efluentes segundo o sub-modelo1 e o modelo completo(sub-modelo2)

Ao se introduzir as restrições de qualidade, a alocação proporcional a área total começa a se

diferenciar entre os nós e entre os meses. Entre os meses porque em épocas de vazões menores, meses mais secos, a capacidade de depuração do rio é menor, o que condiciona uma maior limitação no lançamento de cargas, o que deve implicar em menores áreas fertirrigadas. Como exemplo será explicitada a nova distribuição entre os meses no nó FIR7 das áreas fertirrigadas comparando-a com os resultados anteriores. Como resultado do sub-modelo 1, as áreas fertirrigadas foram idênticas em todos os meses de safra: 143,31 ha, que representa 64,69% da área total possível de ser fertirrigada no mês (221,48ha). Sendo assim, ao fim da safra, aproximadamente 65% da área de cana total(1107,43ha) do nó será fertirrigada, ou 716,5ha. A figura 3 mostra os resultados do sub-modelo 2 no que se refere a alocação de efluentes no nó FIR7. Observa-se que no mês com maiores vazões (Setembro) o modelo aloca uma maior área para fertirrigação (53,62% da área total), enquanto que no mês mais seco (Dezembro) apenas 26,65% da área total é alocada para fertirrigação. Na média FIR7 tem, em todos os meses de safra, em torno de 34,39% de sua área de cana recebendo efluentes, bem abaixo dos 65%.

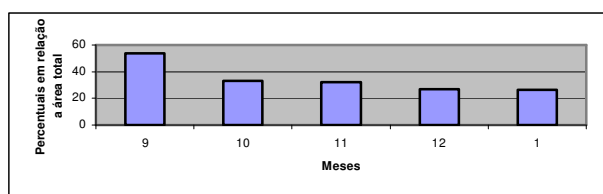


Figura 3 – Áreas fertirrigadas em relação a área total no nó FIR7

Isto acontece em todos os nós onde as áreas fertirrigadas se reduzem devido a limitações de qualidade. As maiores reduções se dão nos meses mais secos, pelo motivo já explicado. O decréscimo dos benefícios líquidos no caso do nó FIR7 é de R\$197.000,00, aproximadamente 17% do total de benefícios perdidos.

Com relação as demais agroindústrias as perdas são desprezíveis - com a introdução das restrições de qualidade - tanto por não haver sobra de efluentes como pelo fato de não passar a se fertirrigar nenhum nó que implique em custos de transporte. Na realidade, o total de efluentes a ser alocado pela JB é bem maior que o quantitativo das demais., o que pode justificar a alocação total dos efluentes destas últimas e a sobra em JB.

Finalmente as reduções de benefício que se dão no Abastecimento Humano e na Geração de Energia Elétrica se devem ao não atendimento pleno do valor outorgado para Vitória e do ponto de operação da PCHCIP (da mesma forma que no sub-modelo1) entre os meses de outubro a abril. Com a introdução das restrições de qualidade as reduções se ampliam - chega-se a 11% de redução em relação ao valor de outorga na alocação de Vitória enquanto mantêm-se os valores para Recife e para as agroindústrias – nos meses de safra. Nota-se claramente uma redução na disponibilidade hídrica devido a entrada das restrições de qualidade nestes meses. Diferentemente do sub-modelo1, a maior redução não se dá no mês mais seco, e sim no mês em que alocam-se mais cargas (mês com maiores vazões) o que exige a manutenção de mais água no rio para garantir a diluição dos efluentes. Ademais para evitar um futuro processo de eutrofização mantêm-se um volume maior de água no reservatório Águas Claras. Este último fator de redução na disponibilidade hídrica é o responsável pelo que ocorre nos meses seguintes a safra. De fevereiro a abril, os resultados do sub-modelo 1 mostravam que a redução na alocação ótima de Vitória se mantinha, mesmo não havendo mais os usos consuntivos das agroindústrias, para garantir vazões fluindo no trecho associado a PCHCIP. Os resultados do sub-modelo 2 mostram que as reduções persistem, mas os valores alocados passam a ser ligeiramente maiores em relação ao sub-modelo1. Isto se deve a uma maior liberação de água do reservatório Águas Claras que durante a safra, devido a limites de qualidade, armazenou mais.

CONCLUSÕES

Restrições de qualidade de água são introduzidas no modelo final. Benefícios líquidos totais são reduzidos, mas principalmente aqueles relacionados ao uso industrial e a fertirrigação. A maior agroindústria não aloca mais o quantitativo total de efluentes, devido a custos de transporte altos, o que implica que o tratamento das sobras teria uma viabilidade econômica maior. As alocações dos efluentes dependem do mês, devido ao fato de que em meses mais secos a capacidade de depuração do rio é reduzida. Os benefícios também são reduzidos nos demais usos devido a disponibilidade hídrica que se reduz com a introdução das restrições de qualidade. Isto mostra que o modelo está considerando a diluição de cargas orgânicas como um outro uso, restrin-

gindo retiradas de água para que o rio possa se recuperar através do processo de autodepuração. Ademais, para evitar um futuro processo de eutrofização nos reservatórios mantêm-se maiores volumes nos mesmos. A ferramenta possui recursos que possibilita mensurar custos das restrições. A introdução de restrições tais como fluxos mínimos para fins ecológicos podem ser valoradas. A questão da eutrofização para os reservatórios da bacia é tratada pelo modelo de uma forma preventiva. Preços-sombra podem ser obtidos destes limites para cada um dos reservatórios em qualquer mês. Podem-se fazer a partir deles estimativas de custos da prevenção a serem comparados com custos de medidas corretivas. Esquemas de compensação podem ser utilizados para lidar com externalidades, o que provavelmente resultaria em alocações favorecendo usos domésticos e diminuiriam poluentes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CTHIDRO – Fundo Setorial de Recursos Hídricos, e à FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos, agência executora, pelo apoio à pesquisa.

REFERÊNCIAS

- CAI, X.; MCKINNEY, D.C.; LASDON, L.S., 2003, Integrated Hydrologic-Agronomic-Economic Model for River Basin Management, Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 129, No. 1, January/February 2003, pp. 4-17
- DFID-CPRH 1998, Diagnóstico Ambiental Integrado da Bacia do Pirapama. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente – CPRH. Rua Santana, 367.
- DOCEAN-UFPE 2001, Estudos da Dinâmica do Alto Pirapama a montante da futura represa. Laboratório de Oceanografia - LOFEC – UFPE. Novembro de 2001.
- GAMA, A. M. F. COORDENADORA 1998, Estudo da qualidade de água da bacia do rio Pirapama, Companhia Pernambucana do Meio Ambiente – CPRH. Publicações Projeto Pirapama - Recife – PE.
- ITEP&SUDENE 1986, Vinhoto: Alternativas de Aproveitamento e Aspectos Sócio-econômicos, Governo do Estado de Pernambuco, ISBN:663.551.6:664.11. 1986
- MORAES, M.M.G.A., 2003, Modelo Econômico-Hidrológico Integrado para Alocação Ótima de Água em Diferentes Usos e Vinhoto em Áreas Plantadas de Cana na Bacia do Rio Pirapama, Tese de doutoramento, UFPE, Julho de 2003.
- MORAES, M.M.G.A., CIRILO, J.A., SAMPAIO, Y.B. 2004, Integração dos Componentes Econômico e Hidrológico na modelagem de Alocação Ótima de água para apoio a gestão de recursos hídricos: uma aplicação na bacia do rio Pirapama. Apresentado no XXXII Encontro Nacional de Economia.
- STREETTER, H. W. and PHELPS, E. B. (1925), A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. Public Health Bulletin, no. 146.
- VON SPERLING, M. 1996, Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, Segunda Edição, V. I.

Piece-by-Piece Approach to Include the Self-Depuration Capacity of Rivers and Limits of Reservoir Trophic

ABSTRACT

A piece-by-piece decomposition method was adopted to integrate water quantity and quality in a model that includes economic and hydrologic aspects described in the previous article, titled “Decision Support in the Management of Water Resources using an Integrated Economic-Hydrologic Model for Optimal Water Allocation: An Application in the Pirapama River Basin.” The main factor that compromises water quality in the modeled stretch of Pirapama River Basin is the organic matter used to fertiirrigate sugarcane, an effluent of the main industrial process of agribusiness (vinasse). Furthermore, the greatest concern regarding reservoirs in the stretch is eutrophication. The quality constituents considered were Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Dissolved Oxygen (DO). These constituents decay along the river. The results, when quality is taken into account, show a substantial reduction in the total net benefits, especially for industrial use and fertiirrigation. Effluent allocation of one of the distilleries in the sugarcane plantation areas is no longer fully performed due to the impossibility of complying with quality restrictions. This not only implies cost for agribusiness, which will have to treat the remaining organic load, but also lower productivity of the fertiirrigated areas, due to the reduction of the fertilized parcels. Effluent allocation depends on the month, since in drier months the depuration capacity of the river is reduced. Benefits are also reduced in the other uses. This shows that the model is considering the dilution of organic loads, restricting water withdrawals so that the river can recover by means of the self-depuration process. Moreover, larger volumes are kept in the reservoirs to avoid future eutrophication.

Key-words: Management, river basins.