

MODELAMENTO DO TRANSPORTE DE CHUMBO E COBRE BIVALENTES PELO AQUÍFERO ALUVIONÁRIO DE AMARO LANARI – VALE DO AÇO – MG

Antônio Teixeira Cabral¹ & Celso de Oliveira Loureiro².

Resumo: Este trabalho apresenta o modelamento conceitual e matemático do transporte dos cátions metálicos cobre e chumbo bivalentes pelo aquífero aluvionário do rio Piracicaba situado no bairro de Amaro Lanari da cidade de Coronel Fabriciano no Vale do Aço de Minas Gerais. Em 2002, ele era explotado a uma taxa média de 600 L/s para o suprir de água potável as cidades de Ipatinga, Cel. Fabriciano e Timóteo. Foram simulados 2 cenários de contaminação das águas do rio Piracicaba para este regime de bombeamento: (1) a contaminação crônica por 0,05 mg/L de chumbo e por 0,1 mg/L de cobre e, (2) a contaminação aguda por 10 mg/L tanto de chumbo quanto de cobre durante 30 dias. No cenário de contaminação crônica, a concentração de chumbo na água extraída do poço mais próximo ao rio (16 m) levou 5 anos para atingir 10% da concentração original enquanto a de cobre levou 20 meses. No cenário de contaminação aguda, após 5 anos, a concentração de cobre no poço mais próximo ao rio foi de 0,065 mg/L e de chumbo de 0,039 mg/L. Os coeficientes de distribuição (K_d) para chumbo e cobre foram determinados especificamente para os materiais da aluvião.

Abstract: This paper presents the conceptual and computational transport model of copper and lead metallic cations through the alluvial aquifer of Piracicaba River located at Amaro Lanari District, in Coronel Fabriciano City, Minas Gerais State – Brazil. During the year 2002, it was exploited at an average rate of 600 L/s in order to supply potable water the communities of Ipatinga, Coronel Fabriciano and Timóteo. Two different river contamination scenarios were simulated: (1) a chronically contamination by 0,05 mg/L of lead and 0,1 mg/L of copper; and, (2) a sharply contamination of 10 mg /L, for both cations, during 30 days. Based on the chronically contamination scenario, the lead concentration in water extracted from the most near river well (16 m) spent 5 years to achieve 10 % of original concentration, while the copper concentration spent 20 months. According to the sharply contamination scenario, after 5 years, the copper concentration, at the nearest well, was 0,065 mg/L, and the lead concentration was 0,039 mg/L. The distribution coefficients (K_d), of copper and lead cations, were specifically determinate to the local alluvial soil.

Palavras Chaves: Modelagem de Transporte, Coeficiente de Distribuição, Aquífero Aluvionário.

¹ Engenheiro Químico, Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – UFMG.
Endereço: Rua Martim Francisco, 334ap 801 – Gutierrez.
Belo Horizonte – MG – Brasil, CEP: 30.430-220.
Telefone: (31) 3292-1665 / 9976-3606 / e-mail: antonio.cabral@mail.com

² Ph.D., Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.
Endereço: Escola de Engenharia da UFMG - Deptº de Engª Sanitária e Ambiental - DESA
Avenida do Contorno, 842 Centro – 7º Andar.
Belo Horizonte – MG – Brasil, CEP: 30.110-060.
Tel.: (31) 3238-1884 – Fax. (31) 3238-1879 / e-mail: celso@desa.ufmg.br

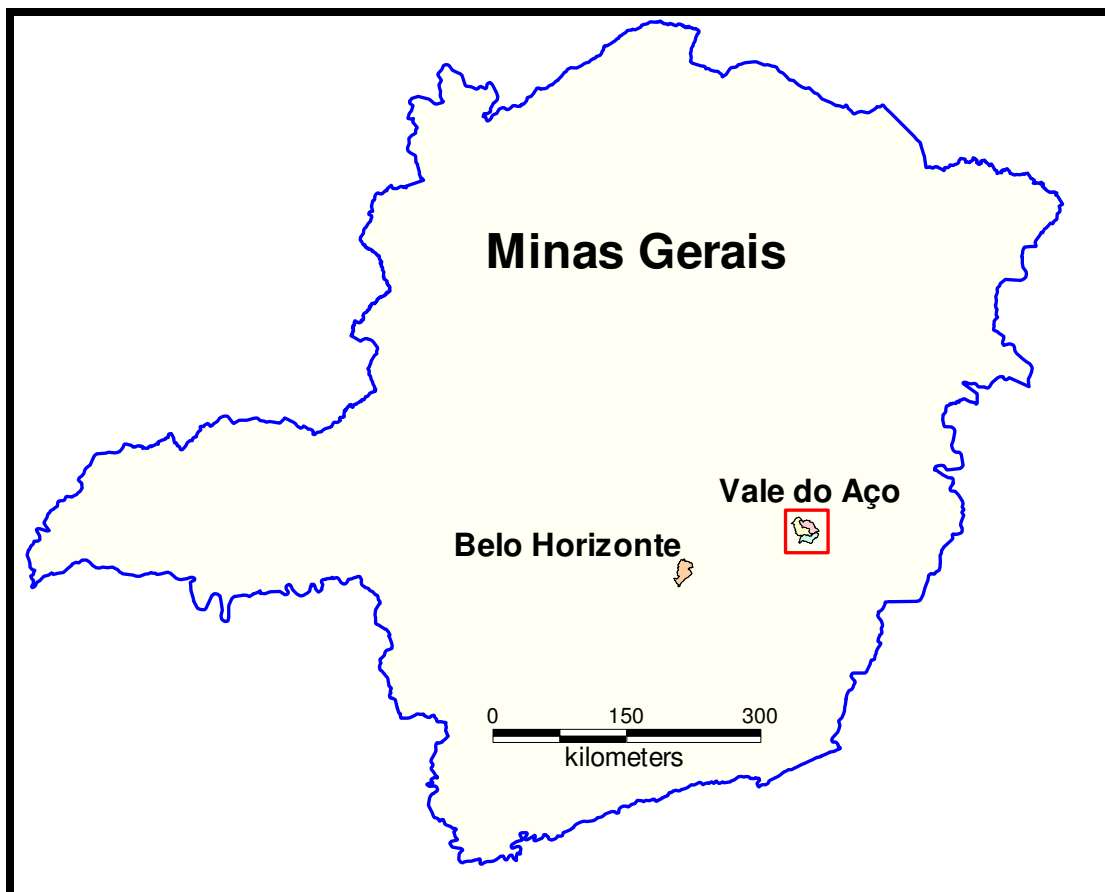
1 - INTRODUÇÃO

As cidades de Ipatinga, Coronel Fabriciano e Timóteo, possuidoras de uma população da ordem de 400.000 habitantes, estão situadas no baixo vale do rio Piracicaba, numa região que ficou conhecida como Vale do Aço de Minas Gerais devido às atividades siderúrgicas e metalúrgicas ali desenvolvidas. Elas obtêm seu suprimento de água potável da exploração de um aquífero aluvionário do rio Piracicaba sendo operado sob a responsabilidade da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA/MG. Esta região situa-se a 200 km a Leste da capital mineira, Belo Horizonte, e seu acesso é feito por meio da Rodovia BR-381, em seu trecho entre Belo Horizonte e a cidade de Governador Valadares (**Mapa 1**).

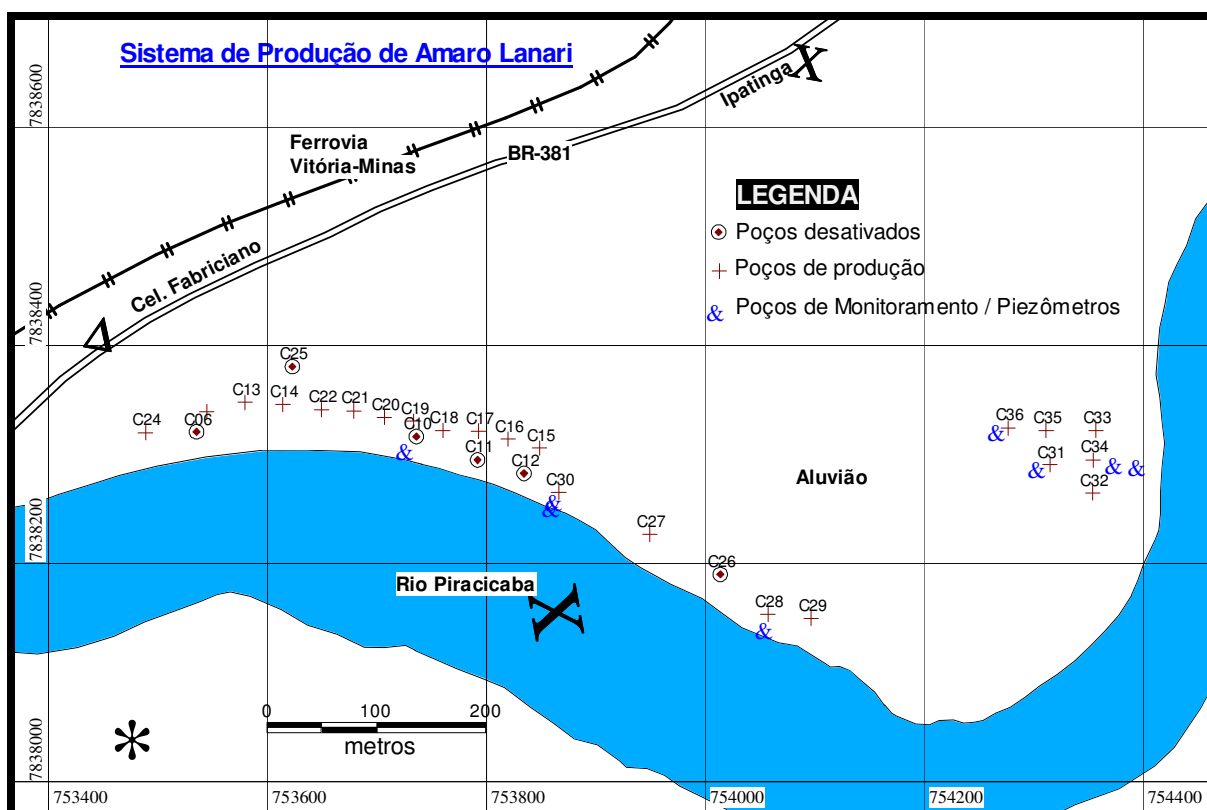
O sistema produziu, em 2002, uma média de 600 L/s e constava de 22 poços tubulares com profundidades de 31 a 47 m e distâncias de 16 a 141 m ao rio Piracicaba (**Mapa 2**). A água bombeada passava por uma estação de tratamento simplificado, onde era feita a cloração e a filtragem antes de sua distribuição. O principal agente de recarga deste aquífero é o rio Piracicaba, sabidamente possuidor de águas poluídas pelas atividades antrópicas desenvolvidas ao longo de suas margens (**FEAM, 2000**). Apesar de ser recarregado com águas poluídas, o aquífero consegue purificá-las e fornecer uma água de boa qualidade sem a necessidade de um tratamento convencional com floculação, decantação e filtração. Contudo, a poluição presente nas águas do rio está se infiltrando e se espalhando pelo aquífero. Provavelmente, a maior parte dos componentes orgânicos desta poluição são biodegradados num período de tempo relativamente curto. Porém, os componentes inorgânicos não serão biodegradados e se acumularão no meio poroso do aquífero podendo alcançar os poços de produção e inviabilizar a operação do sistema que hoje funciona no local.

Das substâncias inorgânicas presentes nas águas do rio Piracicaba, os metais pesados são particularmente preocupantes, tendo em vista a sua prevalência e o seu potencial de toxicidade (**FEAM, 2000**). O entendimento e a mensuração dos processos que se desenvolvem entre estas substâncias, o solo e a água do aquífero tornam-se necessários para que se possa estabelecer os procedimentos para uma gestão adequada do manancial em questão.

Com este propósito, um modelo hidrogeológico computacional, de escoamento das águas e de transporte de poluentes, foi elaborado neste presente estudo, permitindo acomodar e simular todos os aspectos relevantes do transporte de poluentes pelo solo e água subterrânea (**CABRAL e LOUREIRO, 2002a e 2002b**). Para tanto, foram utilizados os aplicativos computacionais denominados MODFLOW (**MCDONALD, 1988**), para o modelamento do escoamento, e MT3D (**ZHENG, 1990**), para o modelamento do transporte, ambos contidos em um pacote computacional denominado VisualMODFLOW (**GUIGUER e THOMAS, 1998**).



Mapa 1 – Localização geográfica do Vale do Aço no Estado de Minas Gerais
 (Fonte: Kit Desktop Mapping v2.0 – GeoMinas – 1995).



Mapa 2 – Localização dos poços em Amaro Lanari (Coordenadas em UTM).

2 - O MODELO CONCEITUAL

O aquífero de Amaro Lanari caracteriza-se por um depósito aluvionário quaternário formado em ambas as margens do rio e localizado sobre o leito rochoso alterado do embasamento cristalino do Período Pré-Cambriano, sendo a faixa situada na margem esquerda e a região dos morros que está atrás dela, as áreas de interesse para o modelamento. Esta faixa da aluvião tem uma largura variável de 300 a 700 metros e uma área de 1,68 km² (LOUREIRO, 1995).

A topografia da aluvião apresenta-se bastante plana em toda sua extensão. A sua elevação média é de 224 metros com uma variação de 3 metros. A faixa aluvionária possui levantamentos planialtimétricos que possibilitaram a obtenção de uma superfície topográfica digital. Contudo, a região dos morros atrás dela não possui nenhum levantamento de altitude. Sua topografia foi estimada com base em observações de fotografias estereoscópicas, de propriedade da COPASA/MG e, também, em visitas ao local.

O perfil litoestratigráfico da aluvião, obtido com base nas descrições dos furos de instalação dos poços de produção (GEOSOL, 1994; CORNER, 1978; COPASA, 2002) e de monitoramento é constituído por uma camada superficial argilosa de 1 a 4 metros seguida de uma camada de areia média a grosseira, bastante homogênea até a profundidade em que encontra o embasamento cristalino por volta de 40 m abaixo da superfície.

A condutividade hidráulica avaliada para a camada arenosa da aluvião nos testes de bombeamento realizados logo após a instalação dos poços de produção indicaram um valor médio de $1,3 \times 10^{-2}$ m/s. Na calibração efetuada para um regime de bombeamento médio de 600 L/s distribuído pelos 22 poços de produção e utilizando a piezometria medida nestes poços e nos poços de monitoramento, os valores de condutividade hidráulica que mais bem ajustaram os valores medidos e calculados da carga hidráulica foram de $K_X = K_Y = 6,12 \times 10^{-4}$ m/s e $K_Z = 6,12 \times 10^{-5}$ m/s, o que caracteriza uma anisotropia 1:10 com relação à direção vertical (CABRAL e LOUREIRO, 2002a e 2002b). Um valor típico de 0,3 foi atribuído ao coeficiente de armazenamento ou porosidade efetiva, S, (FREEZE e CHERRY, 1979), ainda que este parâmetro só tenha relevância em situação transiente de escoamento, o que não foi o caso de nenhum dos cenários simulados neste trabalho.

O substrato cristalino, na região sob o rio, foi considerado como estando a um nível constante na cota de 180 m. Já, no contato entre a aluvião e os morros situados ao Norte, ele foi considerado como estando, em um nível também constante, numa cota de 210 m. Entre estes dois pontos, foi considerado que existe uma variação linear. Com isto, a camada de material arenoso da aluvião vai diminuindo de espessura à medida que se aproxima do seu contorno ao Norte.

Em Setembro de 1998, foi feito um levantamento para o nivelamento da base de todos os poços de Amaro Lanari e também do Nível d'água do rio Piracicaba. Nesta ocasião, o NA do rio em

frente aos poços C24 e C33, foi medido em 220,171 m e 218.737 m, respectivamente, o que resultou em um gradiente de 1,129 m/km.

A recarga devida à precipitação pluviométrica foi considerada como sendo um terço da precipitação média anual para a área da aluvião e de um décimo, para a área dos morros. A precipitação média anual foi avaliada em 1500 mm/ano (LOUREIRO, 1995), o que resultou em uma recarga média de 500 mm/ano.

Na região de contato do rio com a aluvião, foi considerado que exista uma camada de colmatção de 1 metro de espessura tendo uma condutividade hidráulica 10 vezes menor que a da aluvião.

Para o modelamento do transporte, o parâmetro fundamental necessário é o coeficiente de distribuição (K_d). Ele foi determinado a partir de oito amostras de solo coletadas quando da instalação de 8 poços de monitoramento no local. A determinação foi realizada pelo método de batelada (CABRAL e LOUREIRO, 2002a). O material da aluvião foi considerado como sendo homogêneo e isotrópico com relação ao coeficiente de distribuição de cobre e chumbo bivalentes. Foi considerado também que não há variação do coeficiente, em função da concentração, uma vez que as concentrações de equilíbrio utilizadas neste modelamento são suficientemente baixas, o que justifica descartar quaisquer outros tipos de variação, que não a linear.

A **Tabela 3** resume os parâmetros e os valores que foram considerados na elaboração do modelo conceitual.

3 - A DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE DISTRIBUIÇÃO (K_d)

No modelamento de transporte, o parâmetro que exerce uma ação preponderante na dinâmica pela qual um contaminante se espalha pelo meio poroso (solo) é o coeficiente de distribuição (K_d) deste contaminante. Este parâmetro permite avaliar qual será a velocidade de espalhamento do contaminante em relação à velocidade do escoamento da água subterrânea. Normalmente é possível encontrar na literatura valores típicos do coeficiente de distribuição para uma grande quantidade de contaminantes. Contudo, sabe-se que os valores deste coeficiente são particularmente dependentes do tipo de solo em que o escoamento ocorre.

Desta forma, para se obter um resultado de modelamento mais realista, faz-se necessário determinar os valores do coeficiente de distribuição para os contaminantes de interesse, especificamente para o local onde o modelamento está sendo realizado. Assim, neste trabalho, os coeficientes de distribuição para o cobre e chumbo bivalentes foram determinados em amostras de solo coletadas no aquífero aluvionário de Amaro Lanari (CABRAL e LOUREIRO, 2002a).

A partir de oito amostras de solo da aluvião coletadas quando da implantação de oito poços de monitoramento do aquífero de Amaro Lanari, procedeu-se a determinação dos coeficientes de distribuição dos cátions metálicos bivalentes de cobre e chumbo (Cu^{2+} e Pb^{2+}). Para isto foi utilizado o método por batelada, adaptado de normalização proposta pela ASTM (ASTM, 1987). Nesta metodologia adaptada, 10 gramas de solo previamente seco a 105°C por 4 horas, foram transferidas para um frasco seco de polietileno de 500 mililitros. Transferiu-se então, para este frasco, 200 mililitros de uma solução com uma concentração conhecida do cátion de interesse. Depois disso, o frasco foi tampado hermeticamente e vigorosamente agitado por alguns minutos. A seguir, este frasco foi deixado em repouso por 24 horas. Passado este tempo, a solução sobrenadante foi filtrada em membrana de 0,47 micrometros sob vácuo. Nesta solução filtrada e límpida foi feita a análise química para se obter a concentração residual do cátion de interesse. Correu-se também, paralelamente, uma determinação em branco, ou seja, sem a amostra de solo, para se estabelecer a condição inicial de concentração do cátion. Após esta primeira série de determinações nas oito amostras de solo, foi realizada uma segunda série de determinações, idêntica à primeira, porém com a realização de um ajuste na concentração inicial da solução dos cátions, de modo a se obter concentração residual final mais baixa possível, porém ainda um pouco acima do limite de detecção da metodologia analítica utilizada na análise química. Cada determinação de cada uma das oito amostras nas duas séries e para cada um dos cátions foi realizada em triplicata.

O cálculo do K_d foi feito de acordo com a expressão mostrada a seguir.

$$K_d = \frac{(A - B) \times V}{(P_s \times B)} \quad (\text{Eq.1})$$

onde:

A = concentração inicial da solução em branco ($\mu\text{g}/\text{mL}$);

B = concentração da solução residual após o contato com a amostra de solo ($\mu\text{g}/\text{mL}$);

V = volume de solução usado (mL);

P_s = peso da amostra seca (g); e,

K_d = coeficiente de distribuição (mL/g).

Os resultados obtidos estão listados nas **Tabelas 1 e 2**, mostradas a seguir. Para se determinar o K_d , tanto para o chumbo quanto o cobre bivalentes, foi utilizada uma regressão linear (**Figuras 1 e 2**). Esta regressão é forçada a passar pela a origem (0,0), uma vez que para uma água com zero de concentração do cátion, a adsorção pelo solo terá de ser obrigatoriamente zero.

Tabela 1 – Resultados do coeficiente de distribuição (K_d) para o cobre bivalente.

Amostra de solo	Primeira Série			Segunda Série		
	Concentração residual final na solução ($\mu\text{g Cu}^{2+}/\text{mL}$)	Concentração final no solo ($\mu\text{g Cu}^{2+}/\text{g}$)	K_d (mL/g)	Concentração residual final na solução ($\mu\text{g Cu}^{2+}/\text{mL}$)	Concentração final no solo ($\mu\text{g Cu}^{2+}/\text{g}$)	K_d (mL/g)
PZ01	2,77 ^(*)	45	16	0,16 ^(*)	30	195
PZ02	2,30 ^(*)	58	25	0,07 ^(*)	32	476
PZ03	2,33 ^(*)	55	23	0,10 ^(*)	32	329
PZ04	1,40 ^(*)	72	51	0,02 ^(*)	34	1839
PZ05	1,83 ^(*)	65	36	0,07 ^(*)	34	490
PZ06	<0,01 ^(*)	100	>10000	87 ^(*)	261	3
PZ07	0,32 ^(*)	96	304	1,43 ^(*)	174	122
PZ08	0,16 ^(*)	97	619	0,96 ^(*)	182	191

OBS1: ^(*) Média de triplicata. OBS2: Os valores marcados em negrito foram selecionados para comporem a regressão linear usada na determinação do K_d .

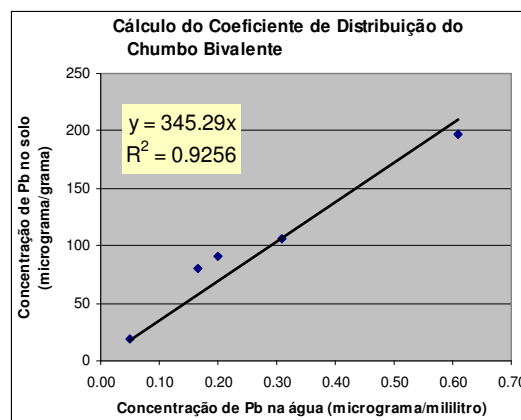
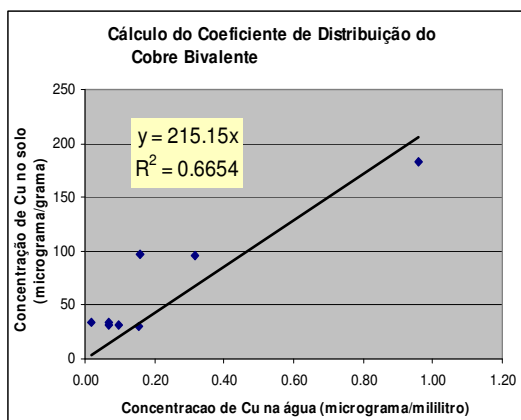
Tabela 2 – Resultados do coeficiente de distribuição (K_d) para o chumbo bivalente.

Amostra de solo	Primeira Série			Segunda Série		
	Concentração residual final na solução ($\mu\text{g Pb}^{2+}/\text{mL}$)	Concentração final no solo ($\mu\text{g Pb}^{2+}/\text{g}$)	K_d (mL/g)	Concentração residual final na solução ($\mu\text{g Pb}^{2+}/\text{mL}$)	Concentração final no solo ($\mu\text{g Pb}^{2+}/\text{g}$)	K_d (mL/g)
PZ01	0,20 ^(*)	91	456	0,61	197	324
PZ02	<0,05 ^(*)	81	>1620	16,52	669	41
PZ03	<0,05 ^(*)	81	>1600	17,35	653	38
PZ04	0,17 ^(*)	81	489	0,05	19	380
PZ05	0,31 ^(*)	106	341	24	565	24
PZ06	<0,05 ^(*)	81	>1620	91	2174	24
PZ07	<0,05 ^(*)	81	>1620	5,75	904	157
PZ08	<0,05 ^(*)	81	>1620	3,36	934	278

OBS1: ^(*) Média de triplicata. OBS2: Os valores marcados em negrito foram selecionados para comporem a regressão linear usada na determinação do K_d .

Os valores selecionados para fazer parte desta regressão foram aqueles em que a concentração residual final da solução ficou entre 1 $\mu\text{g}/\text{mL}$ e o limite de detecção da metodologia analítica. Esta faixa foi escolhida para que fosse obtido um K_d característico de uma situação de baixas concentrações dos cátions de interesse, como as observadas no monitoramento da FEAM como também nos cenários simulados neste trabalho.

O K_d do cobre bivalente foi considerado como sendo igual a 215 mL/g e o do chumbo bivalente como 345 mL/g (CABRAL e LOUREIRO, 2002a).



Figuras 1 e 2 – Cálculo do coeficiente de distribuição para cobre e chumbo bivalentes nas amostras de solo.

4 - O MODELO COMPUTACIONAL

Uma avaliação prévia, utilizando um modelo que contemplava toda a bacia de contribuição, ou seja, a porção aluvionária mais os morros adjacentes, numa situação de bombeamento contínuo à taxa de 600 L/s, mostrou que a área de influência do bombeamento está restrita à porção do aquífero em que estão instalados os poços de produção e que os aportes de água, das outras áreas para esta, são muito pouco significativos (menor que 4%) (CABRAL e LOUREIRO, 2002a). Por esta razão, optou-se por utilizar somente a porção do aquífero onde estão instalados os poços de produção como o domínio de modelamento.

A dimensão desta área é de 1150 m por 850 m e foi dividida em 160 colunas por 86 linhas. Nas regiões mais distantes dos poços, as dimensões das células ficaram com 20 m por 20 m. Esta discretização horizontal foi refinada na região próxima aos poços, chegando a uma dimensão de 2,5 m por 2,5 m nas células que contêm os poços de produção.

A dimensão vertical foi dividida em 20 camadas. A discretização vertical na região da aluvião foi feita de modo a se ter um detalhamento da distribuição vertical da carga hidráulica em um nível satisfatório que não compromettesse os procedimentos de calibração. A calibração mostrou-se bastante sensível à discretização vertical devido à intensidade do fluxo e à pequena extensão do domínio nesta direção. Os contornos que definem o modelo hidrodinâmico são mostrados na **Tabela 3**.

O rio Piracicaba foi definido como um contorno tipo rio utilizando o pacote *River* do MODFLOW. Para se definir a superfície piezométrica do rio Piracicaba, foi tomado o nível d'água do rio no ponto de entrada e no ponto de saída da área de interesse e foi calculado que, ao longo de suas margens, o nível d'água varia linearmente em função de seus comprimentos. De posse da distribuição piezométrica das margens, foi calculado a distribuição piezométrica entre elas como tendo, também, uma variação linear.

Tabela 3 – Parâmetros e seus respectivos valores, considerados no modelo hidrogeológico computacional.

Item	Parâmetro	Valor	Unidade
1	Espessura da camada da aluvião.	10 – 45	m
2	Espessura da camada de colúvio nos morros	10 – 15	m
3	Cota do substrato rochoso na aluvião	180 – 215	m
4	Cota do substrato rochoso na região dos morros	215 - 320	m
5	Cota média da superfície da aluvião.	224	m
6	Cota mínima e máxima da região dos morros.	225 – 330	m
7	Gradiente hidráulico do rio Piracicaba na área de interesse.	1,129	m/km
8	Nível da água no rio Piracicaba: Cota à montante: Cota à jusante:	221,49 214,61	m
9	Extensão do rio Piracicaba na área de interesse.	6,1	km
10	Condutividade hidráulica média dos materiais aluvionários. $K_X = K_Y =$ $K_Z =$	$6,12 \times 10^{-4}$ $6,12 \times 10^{-5}$	m/s
11	Condutividade hidráulica média do colúvio dos morros. $K_X = K_Y =$ $K_Z =$	$1,0 \times 10^{-6}$ $1,0 \times 10^{-7}$	m/s
12	Condutividade hidráulica média da camada de colmatção sob o rio. $K_X = K_Y = K_Z =$	$6,12 \times 10^{-5}$	m/s
13	Porosidade total, n, do material da aluvião.	0,35	–
14	Porosidade efetiva, n_e , ou coeficiente de armazenamento, S.	0,30	–
15	Espessura da camada saturada da aluvião, h.	5 – 40	m
16	Armazenamento específico, S_S ; ($S_S = S/h$).	0,0600 – 0,0075	1/m
17	Recarga superficial devida à infiltração pluviométrica na aluvião.	500	mm/ano
18	Recarga superficial devida à infiltração pluviométrica nos morros.	150	mm/ano
19	Extensão lateral total da aluvião.	6,1	m
20	Densidade aparente média dos materiais da aluvião.	1,7	g/cm ³
21	Coefficiente de distribuição do Chumbo bivalente nos materiais da aluvião.	345	mL/g
22	Coefficiente de distribuição do Cobre bivalente nos materiais da aluvião.	215	mL/g

Esta superfície piezométrica assim determinada foi utilizada para definir a altura do nível d'água do rio Piracicaba em cada célula do pacote *River*. O fundo do rio foi definido como estando a 1 m abaixo da superfície. A camada de colmatção foi definida como tendo 1 m de espessura. A condutância desta camada de colmatção foi calculada a partir da expressão:

$$C = KL \frac{W}{M} \quad (\text{Eq.2})$$

onde: C = condutância (m^2/dia);

K = condutividade hidráulica da camada de colmatção (m/dia);

L = comprimento do rio dentro da célula (m);

W = largura do rio dentro da célula (m); e,

M = espessura da camada de colmatção (m).

Neste modelamento, devido às dimensões reduzidas das células em relação às dimensões do rio, todas as células alocadas como células do pacote *River* foram totalmente ocupadas pelo rio. Desta maneira, as dimensões L e W coincidiram com as dimensões das células.

A calibração do modelo hidrogeológico de fluxo foi realizada baseando-se nos níveis dinâmicos dos poços de produção e na piezometria dos poços de monitoramento. Os parâmetros que se mostraram efetivos, para ajustar as cargas calculadas com as cargas observadas, foram a condutividade hidráulica e sua anisotropia considerando o plano horizontal e o plano vertical.

As condições de contaminação das águas do rio Piracicaba foram implementadas no modelo hidrogeológico de transporte, aplicativo MT3D, utilizando a opção “Concentração Constante”. Na contaminação perene, foi utilizado somente um período de simulação durante o qual as concentrações dos cátions não foram alteradas durante os cem anos da simulação. Já a contaminação aguda foi implementada utilizando dois períodos. O primeiro, com duração de 30 dias, com as concentrações desejadas dos cátions e, o segundo, a partir de 30 dias até o final da simulação de 100 anos onde as concentrações foram mantidas em zero.

5 - OS CENÁRIOS SIMULADOS

Foram simulados dois cenários de transporte dos cátions chumbo e cobre para uma condição hidrodinâmica de bombeamento de 600 L/s em regime permanente, que é a condição atual de exploração do aquífero. O primeiro cenário considerou as águas do rio Piracicaba tendo uma concentração crônica de chumbo e cobre de 0,05 e 0,01 mg/L, respectivamente. O segundo cenário considerou uma contaminação aguda das águas do rio Piracicaba durante 30 dias por chumbo e cobre numa concentração de ambos igual a 10 mg/L. Os tempos de resposta considerados, para ambos os cenários, foram: 30 dias, 1 ano, 5, 10, 50 e 100 anos (CABRAL e LOUREIRO, 2002a).

A escolha dos cátions metálicos chumbo e cobre bivalentes para esta simulação de transporte deveu-se ao fato destes dois cátions serem as substâncias de maior potencial de toxicidade encontradas nas águas do rio Piracicaba no monitoramento realizado pela FEAM. As escolhas das concentrações na condição de contaminação crônica também foram baseadas nas máximas concentrações encontradas neste monitoramento (FEAM, 2000).

6 - APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Os resultados de todas as simulações de transporte se mostraram consistentes com relação ao balanço de massa. A quantidade de metal introduzida no aquífero por meio das águas do rio concordou satisfatoriamente com a quantidade retirada pela água bombeada nos poços de produção mais a quantidade que permaneceu sorvida nos materiais da aluvião (CABRAL e LOUREIRO, 2002a).

As Figuras 1 a 6 mostram a seqüência temporal, em um corte vertical no poço C30, do cenário em que as águas do rio Piracicaba são contaminadas de modo crônico com uma concentração de chumbo bivalente de 0,05 mg/L. Nesta situação, após 1, 5, 10, 50 e 100 anos, as águas que chegam ao poço C30 estarão com concentrações de 0,0001 – 0,0060 – 0,0160 – 0,0430 – 0,0470 mg Pb²⁺/L respectivamente. A Figura 7 mostra a situação da pluma, em planta, depois de passados 100 anos.

Observando estes dados, é possível determinar que serão necessários em torno de 5 anos para que a concentração de chumbo na água que chega ao poço C30 atinja 10% da concentração que possui no rio. Nos outros poços o tempo será proporcionalmente maior em função da maior distância deles do rio e da intensidade do fluxo.

As Figuras 8 a 13 mostram uma situação similar à descrita para o chumbo, porém para uma concentração de cobre bivalente de 0,1 mg/L. As concentrações das águas que chegaram ao poço C30 após 1, 5, 10, 50 e 100 anos serão de 0,0008 – 0,0260 – 0,0550 – 0,0950 – 0,0990 mg/L. Fazendo uma regressão logarítmica com estes valores obtém-se que serão necessários 20 meses para as águas que chegarem ao poço C30 atinjam 10% da concentração que possuem no rio.

Este menor tempo gasto para que a concentração de cobre atinja 10% da concentração original é devido ao menor retardamento que ele tem no meio poroso do aquífero em relação ao chumbo. O retardamento é governado pelo coeficiente de distribuição (K_d) do metal, que no caso do chumbo é 345 mL/g e do cobre é 215 mL/g, para o material arenoso que constitui a aluvião de Amaro Lanari. Nota-se que, para uma redução do K_d de 38%, o retardamento diminuiu em 3,5 vezes, nas condições aqui simuladas.

Um outro cenário simulado foi o da contaminação aguda das águas do rio Piracicaba pelos metais, ou seja, uma alta concentração por um curto intervalo de tempo. Uma situação em que as águas do rio são contaminadas por chumbo e cobre em uma concentração de 10 mg/L durante 30 dias é mostrada nas Figuras 15 a 20 e 22 a 27, respectivamente. As Figuras 21 e 28 mostram a situação da pluma, em planta, depois de passados 100 anos.

Na contaminação aguda com chumbo as mais altas concentrações que chegam ao poço C30 após 1, 5, 10, 50 e 100 anos são aproximadamente 0,0040 – 0,0390 – 0,0340 – 0,0075 – 0,0040 mg/L. No caso do cobre são aproximadamente 0,0150 – 0,0650 – 0,0350 – 0,0075 – 0,0040 mg/L.

Observa-se, novamente o efeito do menor retardamento do cobre em relação ao chumbo. O cobre atinge concentrações maiores e mais rapidamente no poço C30. Contudo, nos tempos de 50 e 100 anos as suas concentrações se igualam.

Pode-se notar também, examinando os resultados obtidos que, na contaminação crônica a concentração do cátion metálico cresce, no aquífero, no mesmo sentido e com velocidade proporcional à intensidade do fluxo até atingir, num tempo suficientemente longo, a concentração de equilíbrio que é igual à concentração das águas do rio.

Já na contaminação aguda, forma-se uma região de maior concentração que também se move na mesma direção e com velocidade proporcional à intensidade do fluxo. Contudo, a concentração desta região de maior concentração vai diminuindo até alcançar zero num tempo suficientemente longo.

Desta forma, é importante notar que, para substâncias que não são biodegradáveis e são reversivelmente sorvidas pelo meio poroso do aquífero, uma contaminação das águas do rio Piracicabas é atenuada, não sendo, porém, eliminada. Um cátion metálico presente nas águas do rio que se infiltram no aquífero acabará, mais cedo ou mais tarde, alcançando os poços de produção. Assim, para este tipo de substância, o aquífero funciona como um reservatório amortecedor, diminuindo a concentração momentânea sem, contudo, diminuir a carga total.

7 - CONCLUSÕES

Neste trabalho foi apresentado o modelamento conceitual e computacional do transporte dos cátions metálicos chumbo e cobre bivalentes pelo aquífero aluvionário do rio Piracicaba situado no bairro de Amaro Lanari, em Cel. Fabriciano – MG. Este aquífero era explotado, em 2002, a uma taxa média de 600 L/s para fornecer água potável para a região do Vale do Aço. Dois cenários foram simulados. Num destes cenários, as águas do rio Piracicaba foram consideradas contaminadas de modo crônico e no outro, de modo agudo. O modelo tridimensional computacional do transporte foi desenvolvido utilizando o software MT3D juntamente com o modelo tridimensional computacional hidrogeológico desenvolvido com o software MODFLOW. Os coeficientes de distribuição (K_d) para o chumbo e cobre foram determinados em laboratório utilizando amostras de solo da aluvião obtidas quando da instalação de poços de monitoramento (CABRAL e LOUREIRO, 2002a). Com os resultados obtidos pode-se concluir que:

- ✓ O software MT3D mostrou-se adequado e capaz de conduzir simulações de transporte de poluentes pelo solo e águas subterrâneas, possibilitando acomodar as considerações de ordem conceitual de maneira facilitada e robusta.
- ✓ Os resultados do coeficiente de distribuição (K_d) obtidos para a aluvião de Amaro Lanari se mostraram condizentes com as características dos materiais locais.

- ✓ A aluvião funciona como um eficiente sorvedouro dos cátions chumbo e cobre, visto os altos valores do coeficiente de distribuição dos materiais que a compõem.
- ✓ Contaminações das águas do rio Piracicaba com os cátions chumbo e cobre, de modo crônico ou agudo, são adequadamente assimiladas, mantendo as águas extraídas do aquífero dentro dos padrões de qualidade sanitária exigíveis.
- ✓ Numa contaminação crônica das águas do rio com 0,05 mg/L de chumbo, serão necessários 5 anos para que a concentração na água extraída no poço mais próximo ao rio (C30) atinja 10% deste valor. Para uma concentração de cobre de 0,1 mg/L, serão necessários 20 meses para que tal situação aconteça.
- ✓ Numa contaminação aguda das águas do rio por uma concentração 10 mg/L de chumbo e cobre por 30 dias, depois de decorridos 5 anos, a concentração dos cátions nas águas extraídas no poço C30 foi 0,039 mg/L para o chumbo e 0,065 mg/L para o cobre.

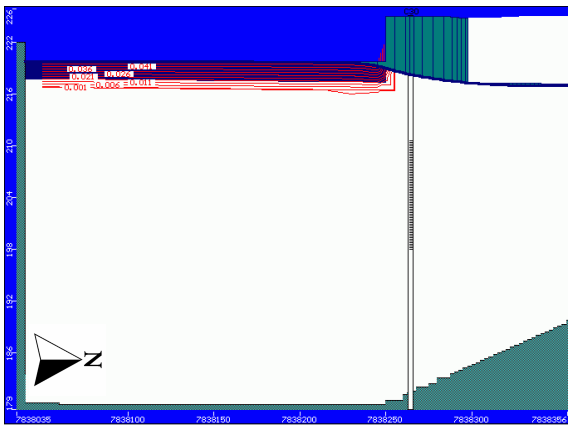


Figura 1 – 30 dias – Corte

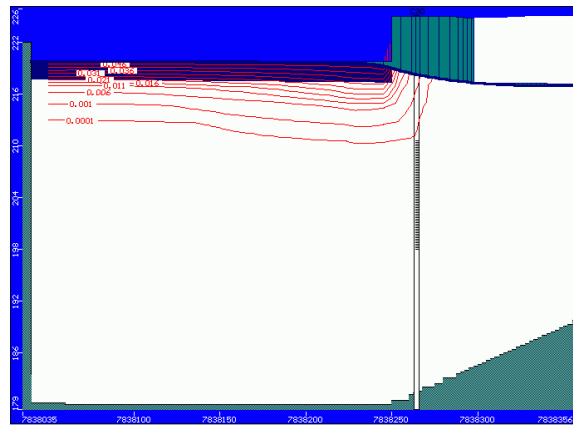


Figura 2 – 1 ano – Corte

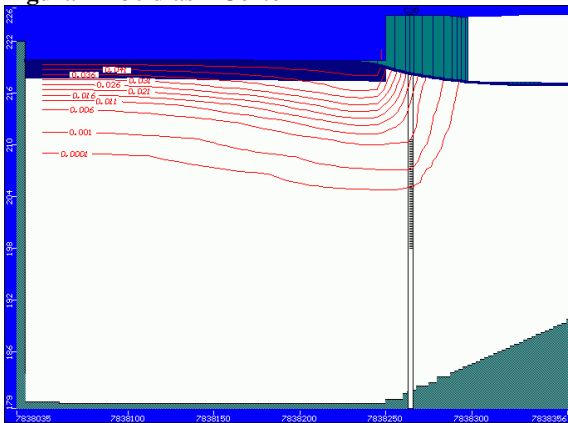


Figura 3 – 5 anos – Corte

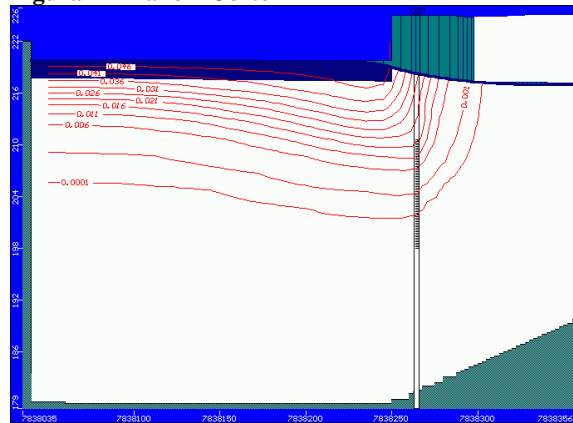


Figura 4 – 10 anos – Corte

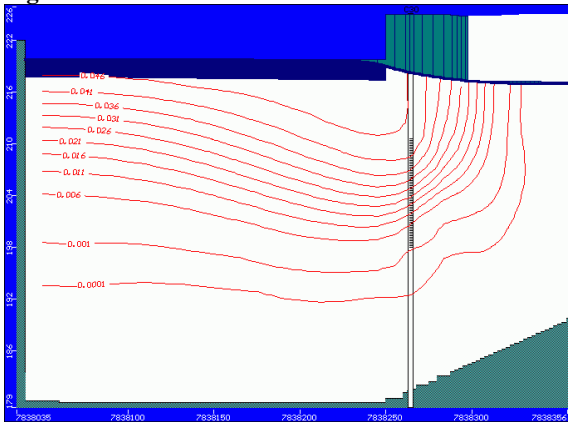


Figura 5 – 50 anos – Corte

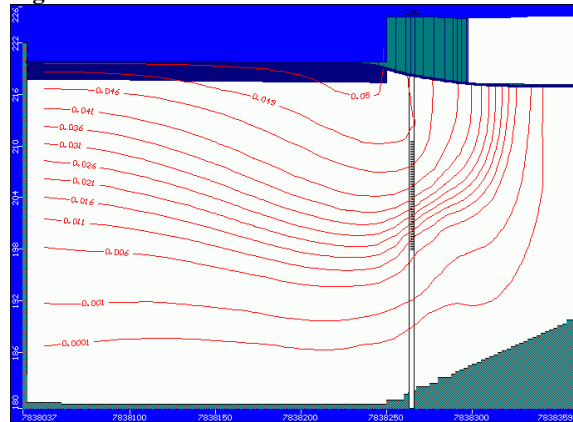


Figura 6 – 100 anos – Corte

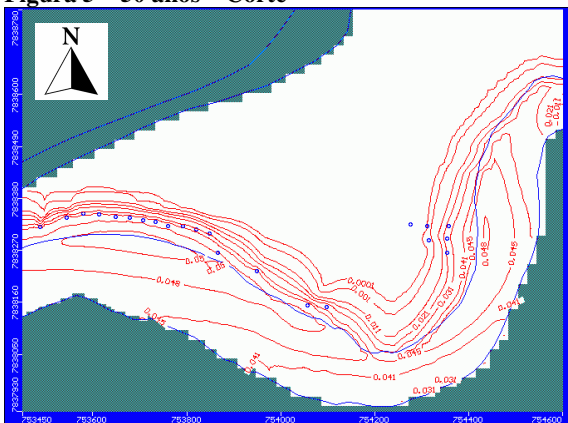


Figura 7 – 100 anos – Planta

Figuras 1, 2, 3, 4, 5, e 6:
 Linhas de isoconcentração (mg/L) na aluvião.
 Contaminação crônica das águas do rio com
 0,05 mg/L de chumbo(II).
 Corte vertical Norte-Sul no poço C30.
 Escala vertical exagerada 5 vezes.

Figura 7: mesma condição em planta.

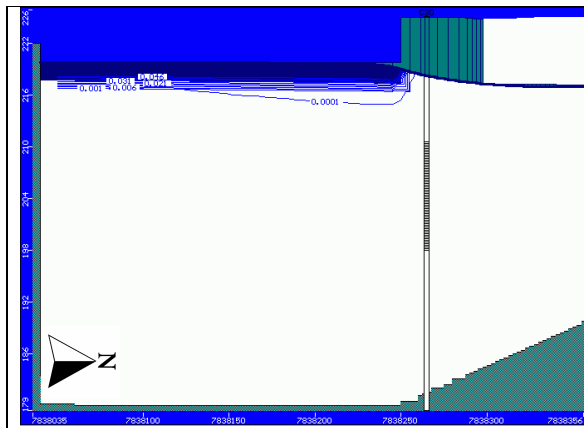


Figura 8 - 30 dias - Corte

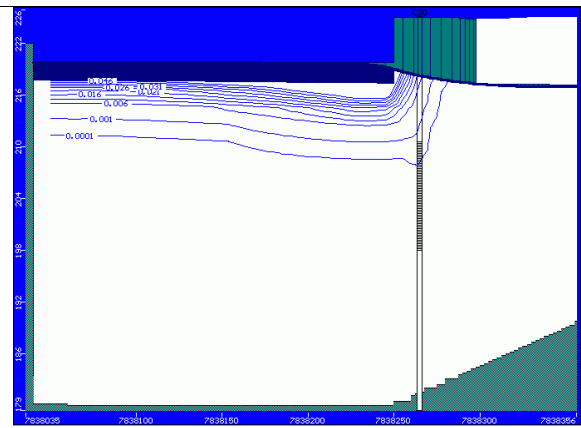


Figura 9 - 1 ano - Corte

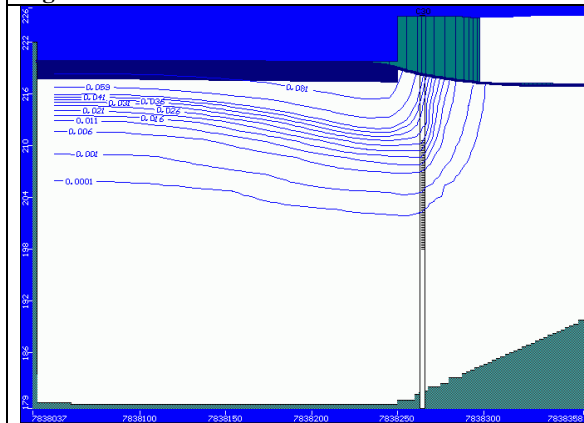


Figura 10 - 5 anos - Corte

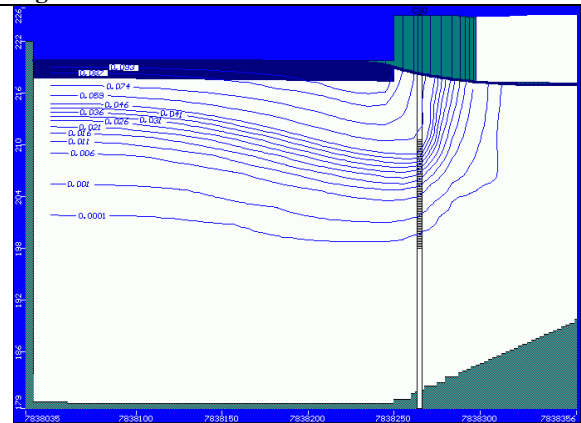


Figura 11 - 10 anos - Corte

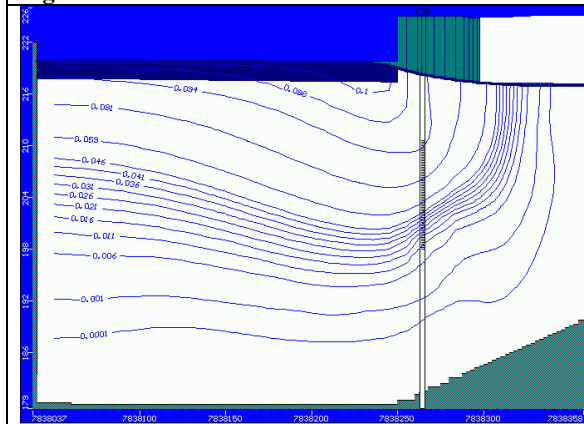


Figura 12 - 50 anos - Corte

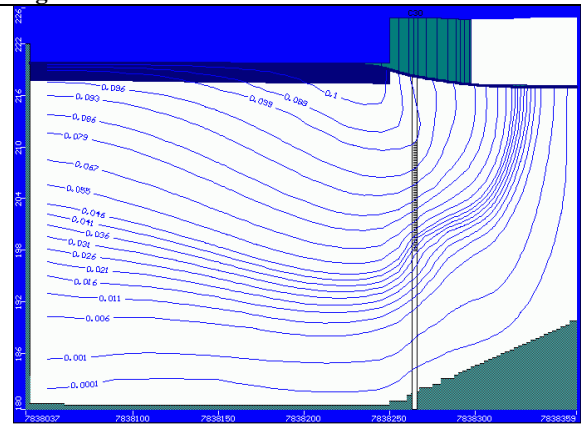


Figura 13 - 100 anos - Corte

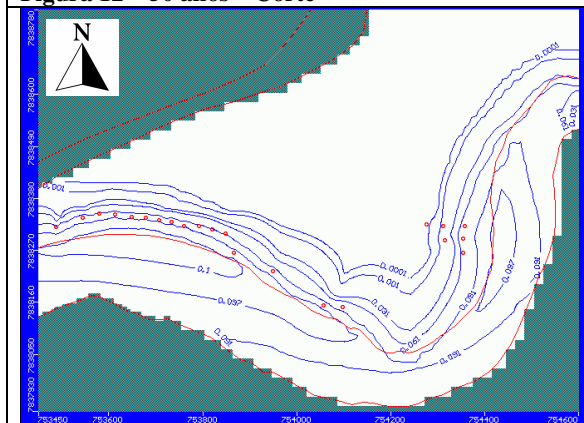


Figura 14 - 100 anos - Planta

Figuras 8, 9, 10, 11, 12 e 13 :
 Linhas de isoconcentração (mg/L) na aluvião.
 Contaminação crônica das águas do rio com
 0,1 mg/L de cobre(II).
 Corte vertical Norte-Sul no poço C30.
 Escala vertical exagerada 5 vezes.

Figura 14: mesma condição em planta.

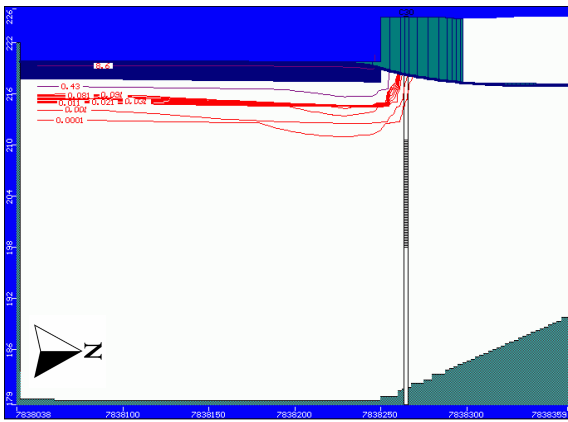


Figura 15 – 30 dias – Corte

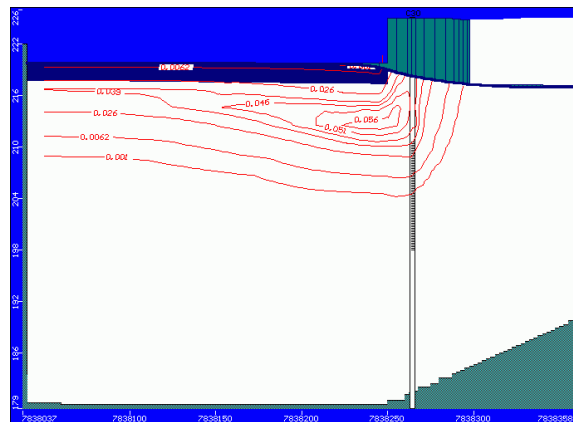


Figura 16 – 1 ano – Corte

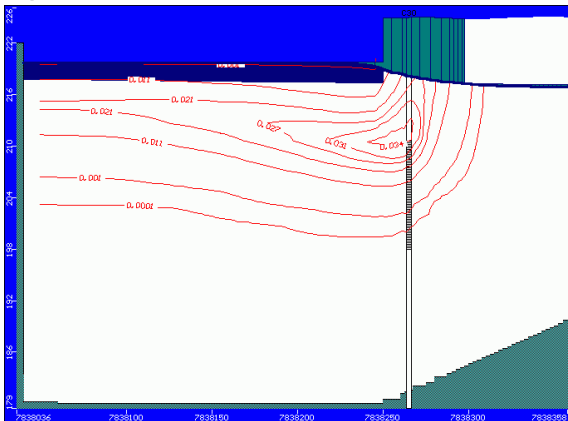


Figura 17 – 5 anos – Corte

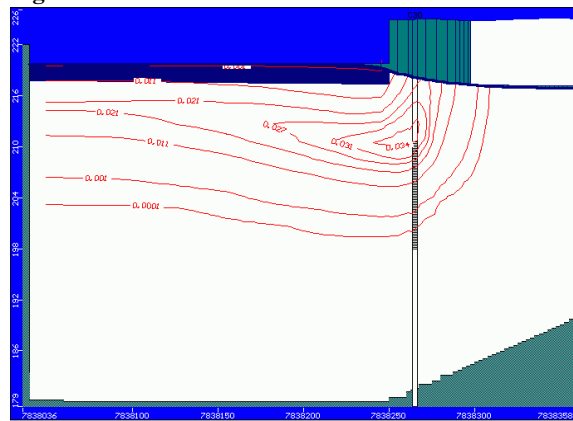


Figura 18 – 10 anos – Corte

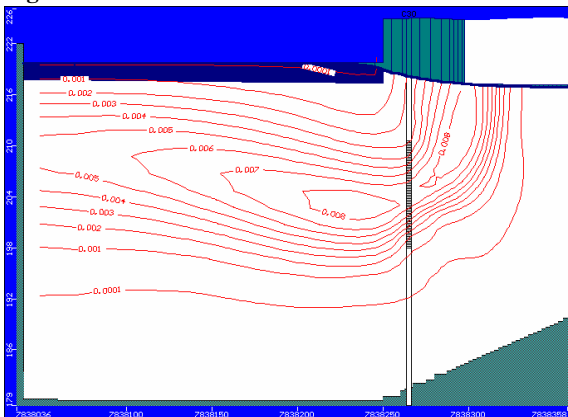


Figura 19 – 50 anos – Corte

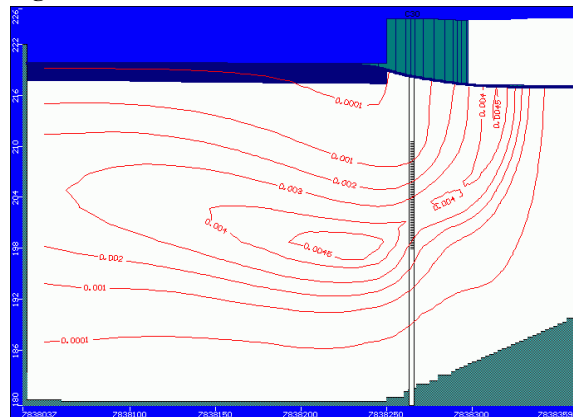


Figura 20 – 100 anos – Corte

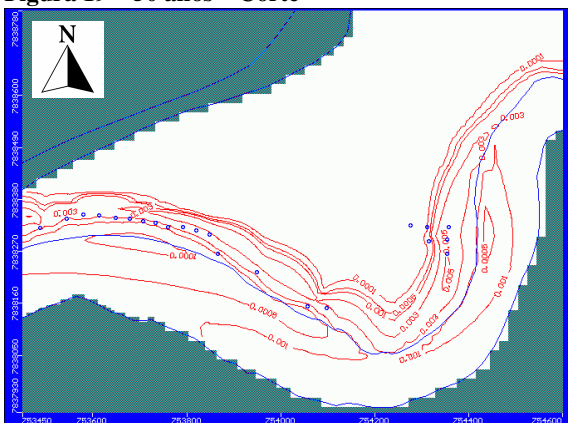


Figura 21 – 100 anos – Planta

Figuras 15, 16, 17, 18, 19 e 20:
 Linhas de isoconcentração (mg/L) na aluvião.
 Contaminação aguda das águas do rio com
 10 mg/L de chumbo (II) durante 30 dias.
 Corte vertical Norte-Sul no poço C30.
 Escala vertical exagerada 5 vezes.

Figura 21: mesma condição em planta.

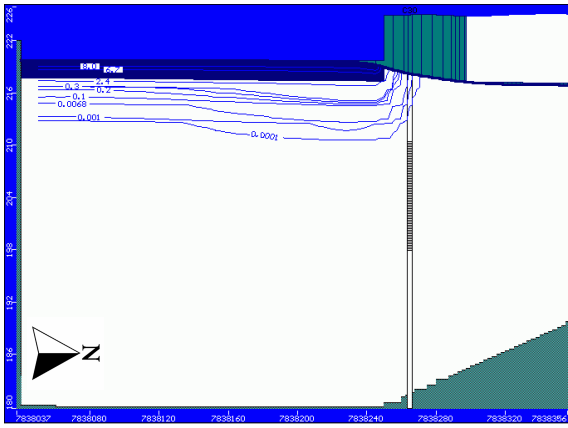


Figura 22 – 30 dias – Corte

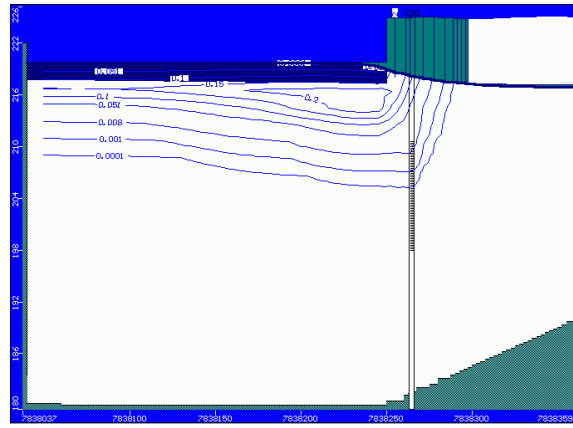


Figura 23 – 1 ano – Corte

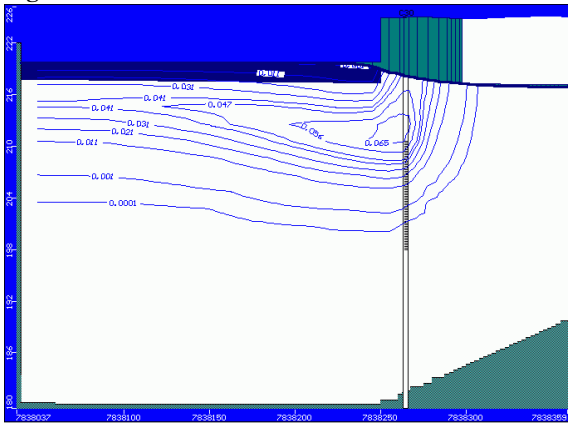


Figura 24 – 5 anos – Corte

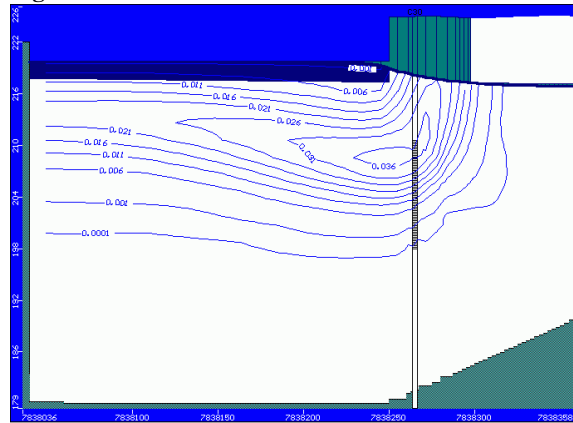


Figura 25 – 10 anos – Corte

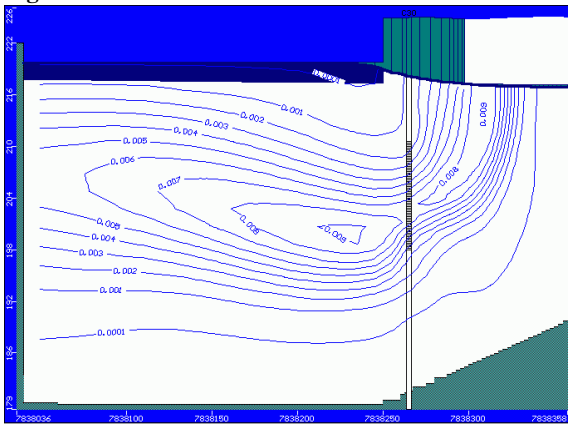


Figura 26 – 50 anos – Corte

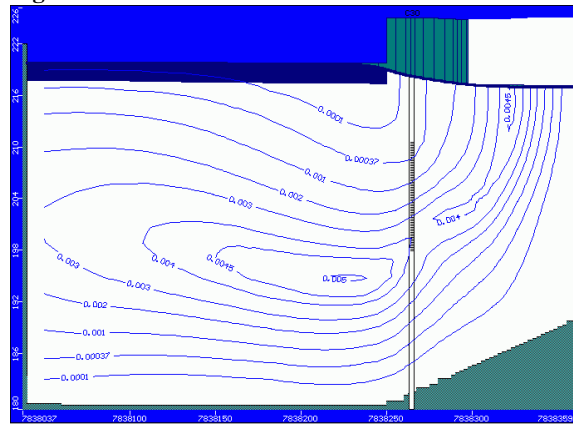


Figura 27 – 100 anos – Corte

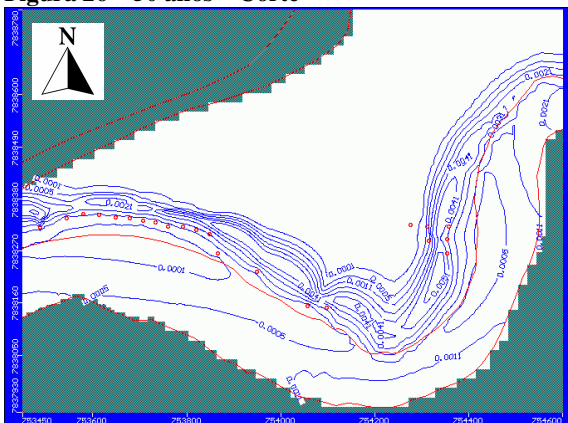


Figura 28 – 100 anos – Planta

Figuras 22, 23, 24, 25, 26 e 27:
 Linhas de isoconcentração (mg/L) na aluvião.
 Contaminação aguda das águas do rio com
 10 mg/L de cobre (II) durante 30 dias.
 Corte vertical Norte-Sul no poço C30.
 Escala vertical exagerada 5 vezes.

Figura 28: mesma condição em planta.

8 - BIBLIOGRAFIA

ANDERSON, M.P. e Woessner, W.W., “*Applied Groundwater Modeling – Simulation of Flow and Advective Transport*”, Academic Press, San Diego, CA, USA, 1992.

COPASA/MG – “*Banco de dados Hidrogeológico – Relatório de poços – Características construtivas e hidrogeológicas – DRMA/SPDR/DVCM*”, Belo Horizonte – MG, 2002.

CABRAL, A. T., “*Modelamento Hidrogeológico do Aquífero Aluvionário de Amaro Lanari, Vale do Aço, Minas Gerais*”, Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte, MG. Março de 2002. Orientador: Prof. Celso de Oliveira Loureiro.

CABRAL A.T. e Loureiro, C.O. “*Modelamento hidrogeológico do aquífero aluvionário de Amaro Lanari – Vale do Aço – MG*”, XII Congresso Nacional de Águas Subterrâneas. ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. Florianópolis, S.C., Setembro de 2002.

CORNER S.A. Poços Artesianos, “*Relatório final de poços tubulares profundos - bateria de Amaro Lanari, em Ipatinga, MG*”. Relatório elaborado pela Corner S.A. Poços Artesianos, para a Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA-MG, Belo Horizonte – MG, 1978.

FEAM, “*Dados primários do monitoramento da Bacia do rio Doce – Projeto Águas de Minas*”, Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM. Belo Horizonte, MG, 2000.

FREEZE, R.A. e Cherry, J.A., “*Groundwater*”, Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA, 1979.

GEOSOL, “*Perfuração de Poços Profundos - ETA de Amaro Lanari - Ipatinga - MG*”. Relatório elaborado pela GEOSOL - Geologia e Sondagens Ltda., para a Superintendência de Recursos Hídricos - SPDR da Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA-MG. Abril a Junho de 1994.

LOUREIRO, C.O., Versiani, B.R., Leão, M.M.D., Ribeiro, E.D.L., Gonzaga, A.S.M e Persechini, M.U.M., “*Diagnóstico da Situação do Aquífero Aluvionário e dos Poços de Água Subterrânea que Atendem ao Sistema de Abastecimento de Água do Vale do Aço*”. Relatório apresentado à Divisão de Controle e Monitoramento de Recursos Hídricos – Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA/MG, Belo Horizonte, Julho de 1995.

MCDONALD, M.G. e Harbaugh, A.W., “*MODFLOW - A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model*”, United States Geological Survey, United States Government Printing Office, Washington, USA, 1988.

GUIGUER, N. e Thomas, F. *Visual MODFLOW*. Waterloo Hydrogeologic, Inc., Waterloo, Canada. 1998.

ZHENG, C., “*MT3D – A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical reactions of Contaminants in Groundwater Systems*”. U.S. Environmental Protection Agency, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, Oklahoma, USA, October, 1990.