



VI-008 – DETERMINAÇÃO DA CINÉTICA DE BIODEGRADAÇÃO PARA COMPOSTOS BTEX EM PROCESSOS DE ATENUAÇÃO NATURAL

Márcio Roberto Schneider⁽¹⁾

Doutorando do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental e Engenheiro Sanitarista pela mesma instituição.

Henry Xavier Corseuil

Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. PhD em Engenharia Ambiental pela Universidade de Michigan.



Endereço⁽¹⁾: Rua Manoel Clemente, 170 - Costeira – Florianópolis - SC – Caixa Postal 1524 CEP: 88010-970 - Brasil - Tel: (48) 331-7569 - e-mail: schneidr@ens.ufsc.br

RESUMO

Este estudo apresenta e discute os métodos usualmente empregados na determinação dos coeficientes cinéticos de biodegradação baseados em modelos de decaimento de primeira ordem para aquíferos arenosos contaminados por Hidrocarbonetos Monoaromáticos. No período de dezembro de 1998 a novembro de 2000 foram realizadas oito amostragens de concentração dos compostos BTEX e etanol em 45 poços de monitoramento em uma área experimental da Fazenda Ressacada em Florianópolis-SC. Utilizando-se os dados de concentração dos contaminantes foram determinados os coeficientes de biodegradação através de métodos tradicionais como: o método da correção com o trimetilbenzeno, método de Buscheck e Alcantar (1995), método do fluxo de massa e o modelo de transporte e transformação (Bioscreen). A análise dos resultados mostrou que o modelo Bioscreen é o método que melhor se adequou às condições de fluxo transiente das plumas de BTEX e etanol, na determinação dos coeficientes de biodegradação de campo. O cálculo dos coeficientes cinéticos de biodegradação com o modelo Bioscreen revelou as seguintes meias-vidas: etanol = 0,60 ano; tolueno = 0,70 ano; benzeno = 1,00 ano; etilbenzeno e xilenos totais = 1,20 ano.

PALAVRAS-CHAVE: Coeficientes de Biodegradação, Cinética de Primeira Ordem, BTEX, Etanol, Aquíferos Arenosos.

INTRODUÇÃO

Nos derramamentos de gasolina, uma das principais preocupações é a contaminação dos aquíferos subterrâneos utilizados como fonte de abastecimento para o consumo humano. O contato da gasolina com a água subterrânea faz com que esta se dissolva parcialmente, liberando os compostos do grupo BTEX como o benzeno, tolueno, etilbenzeno e os xilenos (isômeros *orto*, *meta* e *para*) que são os constituintes da gasolina que apresentam maior solubilidade em água e maior capacidade de migração (BARKER ET AL., 1990). Um fator que potencializa a contaminação dos aquíferos é a presença de 20 a 24% de etanol na gasolina comercial brasileira, fazendo com que haja um aumento da dissolução dos BTEX na água subterrânea (CORSEUIL ET AL., 1997). Os efeitos crônicos sobre a saúde humana de alguns dos constituintes da gasolina dissolvidos na água subterrânea (benzeno, tolueno, xilenos, naftaleno, alquilbenzenos e PAHs) incluem a depressão do sistema nervoso central e efeitos sobre o fígado, rins e pulmões, podendo levar ao câncer (NATIONAL PARK SERVICE, 1997).

As técnicas empregadas na remediação de aquíferos geralmente envolvem altos custos e longos períodos de tempo. Além disso, as limitações tecnológicas podem impedir o alcance dos padrões de remediação estabelecidos. Para avaliar a necessidade da aplicação de determinados métodos de remediação e de resguardar a saúde da população exposta a contaminação, os padrões de remediação são baseados em avaliações de riscos (FINOTTI e CORSEUIL, 1997). Nas metodologias que incorporam a avaliação de risco, o conhecimento da cinética de decaimento das concentrações dos contaminantes no aquífero é um fator essencial para a previsão do comportamento das plumas em relação a um ponto de exposição (ex.: um poço



de captação de água para abastecimento). O conhecimento da taxa de biodegradação, associado as componentes de transporte advectivo, dispersivo e de retardo, permite que se aplique modelos matemáticos que podem fornecer informações sobre o movimento da massa de contaminantes na água subterrânea. Desta forma, pode-se avaliar o risco de contaminação e se determinar quais os casos onde existe a necessidade de se tomar medidas de remediação que acelerem a degradação dos hidrocarbonetos do petróleo. No caso específico de derramamentos de derivados do petróleo e etanol não existe ainda, disponível na literatura, informações sobre a velocidade de degradação dos contaminantes.

Como parte integrante da pesquisa “Atenuação Natural de Aquíferos Contaminados por Derramamentos de Gasolina” realizada em parceria com o Centro de Pesquisas e Desenvolvimento da Petrobrás (CENPES) e a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), este estudo tem como objetivos: Avaliar e definir dentre as metodologias usuais a mais adequada para a quantificação da taxa de biodegradação dos compostos BTEX e etanol para aquíferos arenosos.

ÁREA DE ESTUDO

O local de estudo está inserido na Fazenda Experimental Ressacada, propriedade da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Possui uma área total de 12 m x 30 m em região plana com cotas que variam suavemente entre -0,10 e 0,50 metros em relação ao nível do mar. A área experimental possui 45 poços orientados de acordo com o sentido de fluxo da água subterrânea para o monitoramento do deslocamento da pluma de gasolina e do traçador. Cada poço possui de 4 a 5 pontos de monitoramento, nas profundidades de 1; 2; 2,5; 3,5 e 4,5 m em relação ao nível do terreno. A contaminação da área experimental foi realizada em 1º de dezembro de 1998, com 100 litros de gasolina comercial, contendo 24% de etanol. Além disso, foi adicionada ao ambiente subterrâneo a massa de 1 kg de brometo de potássio (KBr) em solução. O brometo de potássio serviu como indicador de fluxo da água subterrânea (traçador). A adição dos contaminantes foi realizada em uma posição 35 cm abaixo do nível freático.

As características hidrogeológicas da área experimental foram determinadas através de diversos ensaios realizados em campo e em laboratório. O solo foi caracterizado como areia fina cinza de granulometria uniforme com porosidade efetiva igual a 20%, densidade de 1,7 kg/L, gradiente hidráulico médio igual a 0,018 m/m, condutividade hidráulica média igual a 1×10^{-4} cm/s e velocidade de fluxo da água subterrânea 2,8 m/ano. A caracterização geoquímica da água subterrânea revelou uma fração de carbono orgânico no solo de 0,06%. Os valores de pH variaram de 4,5 a 6,5 e a alcalinidade total de 0,0 a 54,0 mg/L. A faixa de temperatura da água subterrânea durante o período de amostragem foi de 18 a 26 °C. Quanto aos receptores de elétrons (necessários para a ocorrência das reações de oxidação-redução), as concentrações dissolvidas de oxigênio medidas em campo resultaram em uma faixa de 0 a 7 mg/L. Já as concentrações de nitrato, sulfato, fosfato, metano e ferro ferroso dissolvidos foram mais baixas, variando de 0,13 a 0,62 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, 0,3 a 4,3 mg/L, 0,12 a 0,9 mg/L $\text{PO}_4\text{-P}$, < 0,01 mg/L, e 0,0 a 4,4 mg/L, respectivamente. A variação na concentração dos receptores de elétrons foi devido a recarga do aquífero (implicando no aumento da concentração) e devido ao consumo destes compostos pelos microorganismos no processo de biodegradação. O potencial de oxidação-redução variou na faixa de 82 a -224 mV, em função dos processos aeróbios e anaeróbios.

DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE BIODEGRADAÇÃO DE PRIMEIRA ORDEM

Vários estudos têm mostrado que o decaimento das concentrações de benzeno e outros compostos BTEX é principalmente devido a biodegradação (ALEXANDER, 1994). Para se descrever a cinética de biodegradação de compostos BTEX em aquíferos é usualmente empregada a concepção da cinética de primeira ordem (SUAREZ e RIFAI, 1999). Isto por que geralmente não é o processo biológico que determina a velocidade da reação, mas sim a limitação do transporte de massa de contaminantes (ex.: benzeno), de nutrientes (ex.: nitrogênio e fósforo) e receptores de elétrons (ex: oxigênio). Todas as transformações ocorridas devido a biodegradação dependem das características geoquímicas da água subterrânea, da população microbiana e das propriedades dos contaminantes (CORSEUIL e WEBER, 1994).

Neste estudo foram utilizados quatro métodos para a determinação dos coeficientes de decaimento da concentração dos hidrocarbonetos monoaromáticos do petróleo (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos)



dissolvidos na água subterrânea. A metodologia inclui a correção com trimetilbenzeno, a técnica de Buscheck e Alcantar, a técnica do fluxo de massa e o uso do modelo matemático *Bioscreen*, como é mostrado a seguir.

O método da correção com o trimetilbenzeno consiste na correção das concentrações dos compostos BTEX dissolvidos ao longo da linha central da pluma, tentando distinguir a biodegradação de outros processos que fazem diminuir a concentração do contaminante, como a dispersão, diluição, volatilização e sorção (WIEDEMEIER et al., 1996). O traçador utilizado na correção deve reunir três requisitos básicos: deve ser originário da mesma fonte que os outros contaminantes, deve ser relativamente recalcitrante em relação aos contaminantes de interesse e por último, as diferenças entre o coeficiente de partição dos contaminantes e do traçador devem ser avaliadas se necessário (SORENSEN et al., 2000). Portanto, o traçador empregado nesta técnica foi o 1,3,5-TMB por ser o isômero mais recalcitrante do trimetilbenzeno, além de sofrer as mesmas influências dos fenômenos de transporte na água subterrânea que os BTEX. Entretanto, o uso do trimetilbenzeno deve ser avaliado caso a caso, pois este composto pode ser degradado em condições aeróbias. Para a determinação do coeficiente de biodegradação (I), inicialmente foram medidas as concentrações de BTEX e as concentrações de 1,3,5-TMB na linha central da pluma de gasolina. As concentrações corrigidas de BTEX foram calculadas por:

$$C_{B,corr} = C_B(TMB_A/TMB_B) \quad \text{equação (1)}$$

onde $C_{B,corr}$ é a concentração corrigida de BTEX em um ponto B , C_B é a concentração de BTEX medida em um ponto B , TMB_A é a concentração de trimetilbenzeno medida no campo em um ponto A e TMB_B é a concentração de trimetilbenzeno medida no campo em um ponto B (a jusante do ponto A). Neste estudo, foram determinados valores de concentrações em 5 pontos de monitoramento (P_1, P_2, P_3, P_4 e P_5) ao longo da linha principal da pluma à jusante da fonte de contaminação (figura 1). Usando a equação 1 e assumindo cinética de biodegradação de primeira ordem, a relação entre o coeficiente de biodegradação (λ) e a concentração do contaminante corrigida em dois pontos diferentes foi determinada por:

$$C_{B,corr} = C_{A,corr} e^{-\lambda t} \quad \text{equação (2)}$$

onde $C_{A,corr}$ é a concentração do contaminante corrigida em um ponto a montante de um ponto B e t é o tempo de deslocamento do contaminante entre os dois pontos.

O segundo método utilizado para estimar a degradação dos contaminantes dissolvidos na água subterrânea foi o método de BUSCHECK e ALCANTAR (1995). Este método é baseado na solução analítica do modelo unidimensional de transporte do contaminante em condição de estado estacionário, que considera a dispersão longitudinal, a sorção e a cinética de biodegradação de primeira ordem, sendo representado por:

$$C(x) = C_0 \cdot \exp\left\{\frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - (1 + 4\lambda \alpha_x v_c)^{1/2}\right]\right\} \quad \text{equação (3)}$$

onde C é a concentração do contaminante que varia com a distância da fonte x , C_0 é a concentração inicial do contaminante, α_x é a dispersividade longitudinal, v_c é a velocidade do contaminante e λ é o coeficiente de decaimento devido a biodegradação. Para a obtenção de λ foi assumindo que a concentração dos contaminantes tende a diminuir exponencialmente ao longo da linha central da pluma com o aumento da distância da fonte (equação 4).

$$C(x) = C_0 \cdot \exp(-k \cdot x/v_x) \quad \text{equação (4)}$$

Onde k é o coeficiente de decaimento, o qual incorpora a biodegradação, advecção, dispersão e sorção, v_x é a velocidade da água subterrânea e x/v_x é o tempo que a água subterrânea leva para percorrer a distância x . Combinando as equações 3 e 4 obtemos:

$$\lambda = (v_c/4\alpha_x) \{ [1 + 2\alpha_x(k/v)]^2 - 1 \} \quad \text{equação (5)}$$



onde k/v_x é igual a inclinação negativa da reta determinada através da construção de um gráfico semilogarítmico da concentração dos contaminantes na linha central da pluma (figura 1) versus a distância ao longo do caminho de fluxo.

O método do fluxo de massa foi utilizado para superar as limitações associadas aos modelos de Buscheck e Alcantar e a correção com o trimetilbenzeno, que só usam dados de concentração da linha central da pluma na determinação dos coeficientes de decaimento. Com este método é possível eliminar os efeitos da dispersão vertical e transversal, além disso, não foi necessário o uso de um padrão interno como o 1,3,5-TMB (BORDEN et al., 1997). O fluxo de massa total dos compostos BTEX, etanol e do KBr através de cada seção transversal da pluma (figura 1), foi calculado pela seguinte equação:

$$F_i = 1000.C_i.A_i.v_c \quad \text{equação (6)}$$

onde F_i é o fluxo de massa em cada seção transversal i , C_i é a concentração do contaminante que atravessa a seção transversal i , A_i é a área de concentração efetiva na seção i e v_c é a velocidade de migração do contaminante. Sendo que os dados de concentração dos contaminantes são referentes à última amostragem de dados realizada em novembro de 2000.

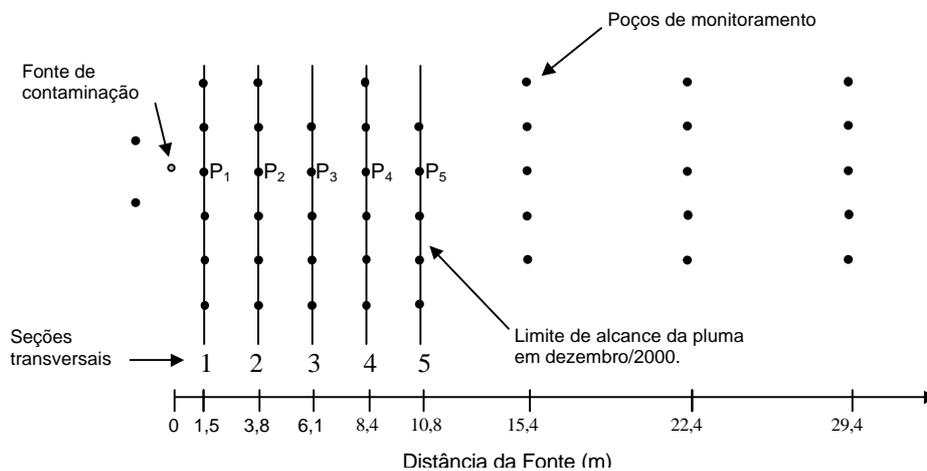


Figura 1: Poços de monitoramento das plumas de BTEX, etanol e do traçador KBr.

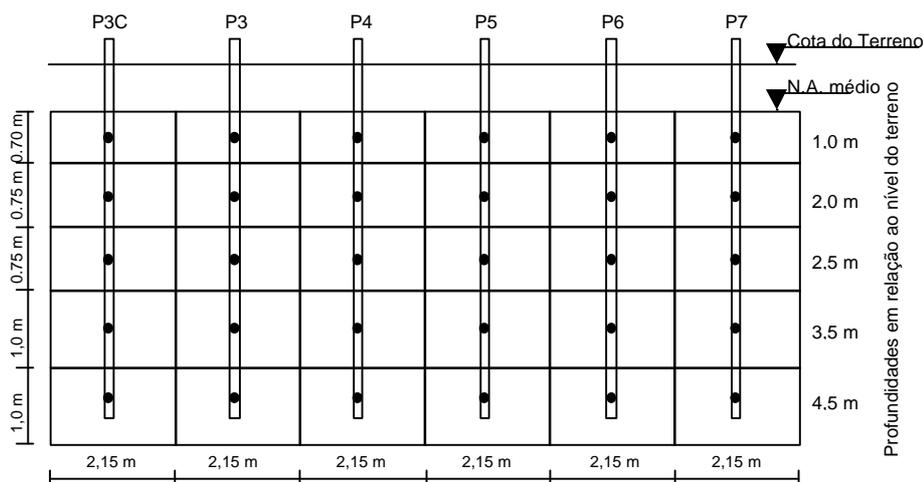


Figura 2: Esquema do posicionamento dos pontos de amostragem e suas respectivas áreas de influência para a seção transversal 1.



A distribuição de massa sobre uma área da seção transversal foi determinada por um método usualmente empregado em estudos hidrológicos, conhecido como técnica do Polígono de Theissen (KAO e WANG, 2000). Baseado nesta técnica, foi determinada a área de influência de cada ponto de monitoramento nas seções transversais 1, 2, 3, 4 e 5, como representado na figura 2. A quantidade de poços definiu o número de polígonos da seção transversal, já que as profundidades amostradas são sempre as mesmas (1; 2; 2,5; 3,5; e 4,5 m em relação ao nível do terreno). O fluxo de massa total em cada uma das seções transversais da área experimental foi obtido pela soma do fluxo de massa em cada polígono (área de influência) da seção correspondente. O modelo de decaimento de primeira ordem aplicado ao fluxo de massa considerando estado estacionário resultou na equação 7, que descreve o decaimento da concentração dos contaminantes ao longo do comprimento da pluma.

$$F_x = F_0 \cdot \exp(-Ix) \quad \text{equação (7)}$$

Onde F_x é o fluxo de massa total para uma seção transversal a uma distância x da fonte, F_0 é o fluxo de massa total na seção transversal mais próxima à fonte e I é o coeficiente de decaimento de primeira ordem. Para a determinação dos valores de λ dos compostos BTEX e do etanol foram plotados os fluxos de massa de cada contaminante versus a distância da fonte, concernente a última coleta de dados. O próximo passo foi determinar o coeficiente angular da linha de tendência obtida por regressão linear. Este coeficiente multiplicado pela velocidade do contaminante resultou no coeficiente de biodegradação dos contaminantes (λ).

O quarto método utilizado foi o Sistema de Suporte de Atenuação Natural – modelo Bioscreen, desenvolvido pela Divisão de Transferência Tecnológica do “Air Force Center for Environmental Excellence – AFCEE” - Texas, nos Estados Unidos (NEWELL, 1996). Este modelo é baseado na solução analítica da equação do transporte de Domenico (1987) (equação 8), e permite simular a atenuação natural de contaminantes em águas subterrâneas, considerando os processos de transporte (advecção, dispersão tridimensional e sorção) e transformação (biodegradação).

$$\partial C/\partial t = 1/R [D_x(\partial^2 C/\partial x^2) - v_x(\partial C/\partial x)] - \lambda C \quad \text{equação(8)}$$

Onde C é a concentração de um contaminante dissolvido, t é o tempo, D_x é a dispersão hidrodinâmica, v_x é a velocidade da água subterrânea, x é a distância da fonte ao longo da linha central da pluma (posições P_1 a P_5), λ é o coeficiente de biodegradação e R é o fator de retardo. A determinação do coeficiente de biodegradação foi feita através de simulações no modelo Bioscreen utilizado-se os dados de hidrogeologia do aquífero, dados da geometria da pluma e dados de campo da concentração dos compostos BTEX, etanol e do traçador brometo de potássio para a calibração do modelo. O coeficiente de retardo utilizado nas simulações foi adotado como sendo igual a um ($R=1$), isto porque alguns ensaios de sorção realizados em laboratório com amostras de solo e água do aquífero, juntamente com soluções de BTEX e etanol, revelaram que os contaminantes não adsorveram ao solo.

Visto que, dos quatro métodos apresentados neste estudo, o método do Buscheck e Alcantar e o método do Fluxo de massa partem do princípio que as plumas de contaminação estejam em estado estacionário, foi necessário determinar o comportamento das plumas dos contaminantes com relação ao regime de migração: transiente ou estacionário. A tendência de migração das plumas de BTEX e etanol foi avaliada através de gráficos que apresentam a variação do fluxo de massa para as três últimas amostragens de dados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A avaliação do comportamento da pluma de contaminantes foi feita através da análise dos gráficos semilogarítmicos do fluxo de massa de benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos totais, etanol e brometo de potássio (KBr) versus a distância da fonte, como mostra a figura 3. Os gráficos mostram que os fluxos de massa dos compostos BTEX, para as três últimas amostragens, ainda continuam aumentando, o que indica que a pluma não está em estado estacionário. Para o etanol houve uma diminuição do fluxo de massa e uma retração da pluma em relação a distância da fonte. No caso do traçador KBr, por se tratar de um composto conservativo, a pluma terá sempre um deslocamento contínuo sem retração.



Uma característica comum das plumas em processo de atenuação natural é a diminuição da massa dissolvida dos contaminantes em função do tempo. No caso dos compostos BTEX, a taxa de biodegradação ainda é menor que a taxa de transporte (advecção, dispersão e sorção) demonstrado pelo aumento do fluxo de massa em relação ao tempo. Já o etanol apresentou uma diminuição do fluxo de massa em relação ao tempo evidenciando que a taxa de biodegradação é maior que a taxa de transporte e, portanto, revelando a eficiência da atenuação natural no caso do etanol.

Os resultados obtidos na determinação dos coeficientes de biodegradação (λ) através do método da correção com trimetilbenzeno, Buscheck e Alcantar, fluxo de massa e o modelo matemático Bioscreen são apresentados na tabela 1. Com a aplicação do método da correção com o trimetilbenzeno foi possível distinguir a biodegradação dos demais processos de atenuação (advecção, dispersão e sorção), independente das plumas estarem em regime transiente. Entretanto, a análise dos dados de concentração do trimetilbenzeno ao longo da linha central da pluma mostrou que este composto foi degradado no ponto de monitoramento P_1 , o que tornou limitante a aplicação desta técnica, levando a valores de λ que não correspondem a realidade.

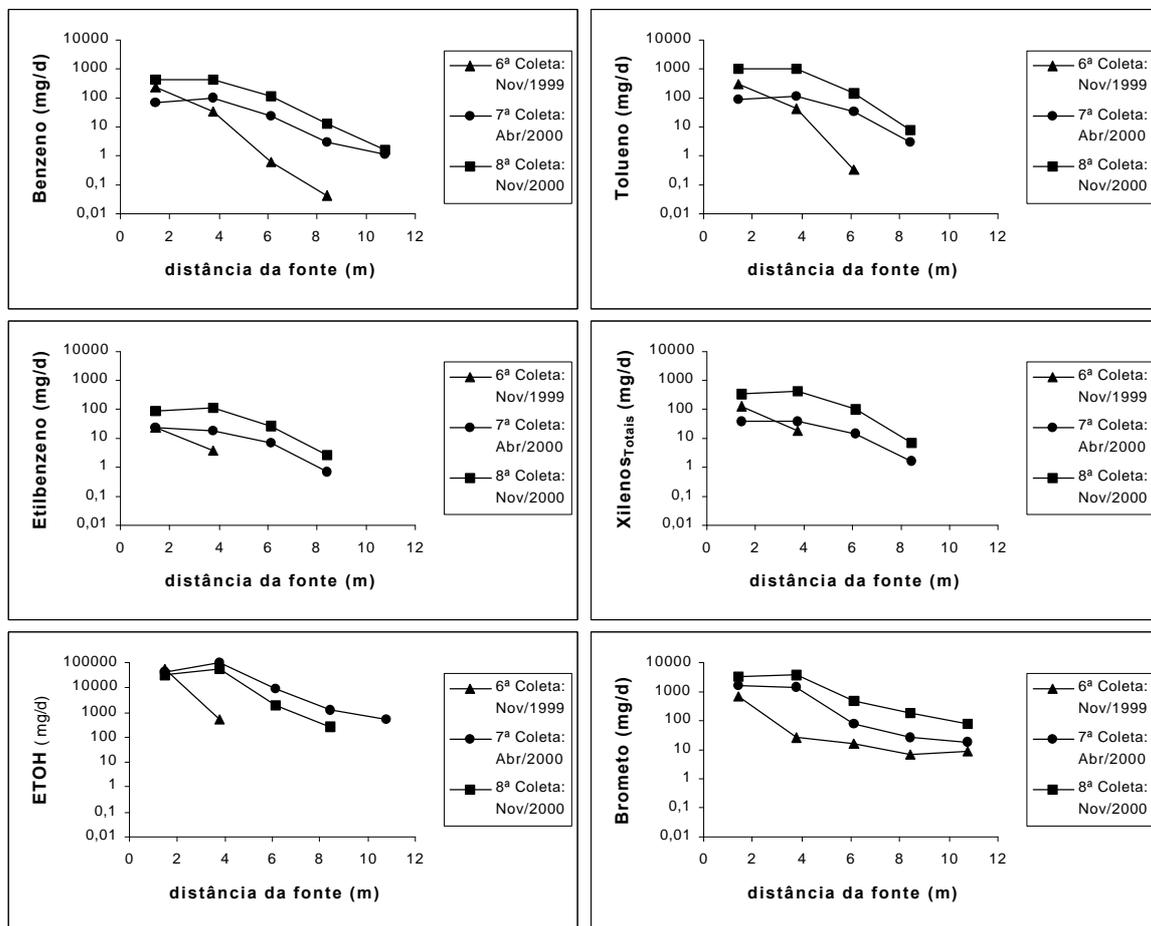


Figura 3: Fluxo de massa do benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos totais, etanol e brometo de potássio versus a distância da fonte, referente as três últimas amostragens de dados.



Tabela 1: Coeficientes de biodegradação e meias-vidas dos compostos BTEX e etanol calculados pelos métodos de campo

Composto	Correção com TMB		Buscheck e Alcantar		Fluxo de Massa		Modelo Bioscreen	
	λ (ano ⁻¹)	$t_{1/2}$ (ano)						
Benzeno	1,57	0,44	1,75	0,40	2,22	0,31	0,69	1,00
Tolueno	2,37	0,29	2,63	0,26	2,95	0,23	0,99	0,70
Etilbenzeno	1,68	0,41	1,72	0,40	2,99	0,23	0,58	1,20
Xilenos ^{Totais}	1,72	0,40	1,75	0,40	2,48	0,28	0,58	1,20
Etanol	*	*	2,37	0,29	3,29	0,21	1,15	0,60

* Não foi possível a aplicação da técnica da correção com o TMB para o etanol

O método do fluxo de massa apresentou-se mais eficiente na estimativa do decaimento de massa dos contaminantes em relação aos demais métodos que utilizam apenas dados de concentração de alguns pontos da linha central da pluma. Porém, este modelo foi limitado na determinação de λ , não permitindo a distinção entre a dispersão longitudinal e a biodegradação. O método de Buscheck e Alcantar e o modelo Bioscreen são baseados na solução analítica do modelo unidimensional do transporte de contaminantes, mas o primeiro só pode ser utilizado para plumas em estado estacionário. Como as plumas de BTEX e etanol apresentaram comportamento transiente, o modelo de Buscheck e Alcantar não apresentou resultados condizentes com a realidade. Os resultados obtidos através de simulações no modelo Bioscreen produziram valores de coeficientes de biodegradação, independentemente de outros processos (advecção, dispersão e sorção) que corroboram para o decaimento das concentrações. No entanto, deve-se destacar que o modelo utilizado é limitado pois não considera as interferências da presença do etanol na degradação dos compostos BTEX.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos pela avaliação dos métodos usualmente empregados na avaliação dos coeficientes de biodegradação (λ) - método da correção com o trimetilbenzeno (TMB), método de Buscheck e Alcantar (1995), método do fluxo de massa e o modelo de transporte e transformação (Bioscreen) – indicaram que o modelo Bioscreen foi o único método que conseguiu distinguir a biodegradação dos demais processos envolvidos na atenuação natural, independente da pluma estar em regime estacionário ou transiente. Desta forma, os coeficientes de biodegradação de campo (λ), considerando as características hidrogeológicas e geoquímicas do aquífero em questão, são apresentados ordem crescente de meia vida: etanol: $\lambda = 1,15 \text{ ano}^{-1}$ e $t_{1/2} = 0,60 \text{ ano}$; tolueno: $\lambda = 0,99 \text{ ano}^{-1}$ e $t_{1/2} = 0,70 \text{ ano}$; benzeno: $\lambda = 0,69 \text{ ano}^{-1}$ e $t_{1/2} = 1,00 \text{ ano}$; etilbenzeno: $\lambda = 0,58 \text{ ano}^{-1}$ e $t_{1/2} = 1,20 \text{ ano}$; xilenos totais: $\lambda = 0,58 \text{ ano}^{-1}$ e $t_{1/2} = 1,20 \text{ ano}$. O método da correção com o TMB também permitiu a determinação de λ independente do regime de fluxo, entretanto o traçador 1,3,5-TMB sofreu degradação próximo a fonte de contaminação levando a valores de λ que não correspondem a realidade. O método de Buscheck e Alcantar (1995) e o método do fluxo de massa foram limitados na determinação de λ dos compostos BTEX pois ambos partem da hipótese que a pluma está em estado estacionário enquanto a pluma está em regime transiente (em expansão). A análise da variação do fluxo de massa dos compostos BTEX e etanol em relação ao tempo revelou que a taxa de transporte dos compostos BTEX ainda é maior que a taxa de biodegradação. Para o etanol a taxa de biodegradação superou a taxa de transporte demonstrando a eficiência da atenuação natural na remoção da massa deste contaminante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALEXANDER, M. Biodegradatin and Bioremediation. Academic Press, San Diego, California, 1994, 302 p.
2. BARKER J.F.; HUBBARD, C.E.; LEMON, L.A. The influence of methanol and MTBE on the fate and persistence of monoaromatic hydrocarbons in groundwater. Proceedings of the NWWA/API Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection, and Restoration. Houston, TX, October 31 November 2, p13, 1990.



3. BORDEN, R. C.; DANIEL, R. A.; LEBRUN, L. E.; DAVIS, C. W. Intrinsic Biodegradation of MTBE and BTEX in a Gasoline-Contaminated aquifer. *Water Resources Research*, v. 33, n. 5, p.1105-1115, 1997.
4. BUSCHECK, T.E.; ALCANTAR, C.M. Regression Techniques and Analytical Solutions to Demonstrate Intrinsic Bioremediation. In: *Proceeding of the Battele International Symposium on In Situ and On-Site*, 1995, Columbus, OH: Battele Press. p. 109-116.
5. CORSEUIL, H. X.; WEBER, W. J. Inoculation of contaminated soils with enriched indigenous microbes to enhance bioremediation rates. *Water Research*, v. 28, n. 6, p. 1407-1414, 1994.
6. CORSEUIL, H. X., SANTOS, R.F., FERNANDES, M. Contaminação de Aquíferos por Derramamentos de Gasolina e Álcool. In: 19º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, FOZ DO IGUAÇU - PR.
7. FINOTTI, A.R., CORSEUIL, H. X. O Uso de Ações Corretivas Baseadas no Risco Ambiental na Remediação de Aquíferos Contaminados por Vazamentos em Postos de Gasolina. In: 19º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, FOZ DO IGUAÇU - PR. 1997. p.2448-2452.
8. KAO, C. M.; WANG, C. C. Control of BTEX Migration by Intrinsic Bioremediation at a Gasoline Spill Site. *Water Research*, v. 34, n. 13, p. 3413-3423, 2000.
9. NATIONAL PARK SERVICE (NPS). *Environmental Contaminants Encyclopedia: Gasoline, General Entry*. NPS, Water Resources Divisions, Water Operations Branch. Fort Collins, Colorado, 1997, 66p.
10. NEWELL, C.J., K.R. M CLEOD, J.R. GONZALES, AND J.T. WILSON. BIOSCREEN version 1.3 user's manual: Natural Attenuation Decision Support System. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Cincinnati, OH. 1996.
11. SORENSON JR, K. S.; PETERSON, L. N.; HINCHEE, R.E.; ELY, R. L. An Evaluation of Aerobic Trichloroethene Attenuation Using First-Order Rate Estimation. *Bioremediation Journal*, v. 4, n. 4, p. 337-357, 2000.
12. SUAREZ M. P.; RIFAI H. S. Biodegradation rates for fuel hydrocarbons and chlorinated solvents in groundwater. *Bioremediation Journal*, v.3, n.4, p.337-362, dez. 1999.
13. WIEDEMEIER, T.H.; SWANSON, M. A.; WILSON, J. T.; KAMPBELL, D. H.; MILLER, R. N.; HANSEN, J. E. Approximation of Biodegradation Rate Constants for Monoaromatic Hydrocarbons (BTEX) in Ground Water. *Ground Water Monitoring and Remediation*, v. 16, pp. 186-194, 1996.