IV-213 - MATRIZ DE SELEÇÃO DE FÓRMULAS PRÁTICAS PARA A ESTIMATIVA DO COEFICIENTE DISPERSÃO LONGITUDINAL EM CURSOS DE ÁGUA

Fernando Mainardi Fan [(1)]
Engenheiro Ambiental pela UFRGS. Mestre e Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no IPH-UFRGS.
Walter Collischonn [(2)]
Professor Adjunto da UFRGS. Mestre e Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela UFRGS.

Endereço[(1)]**:** Av. Bento Gonçalves, 9500. CEP: 91501-970 - Porto Alegre - RS – Brasil. Caixa Postal 15029. Tel: (51) 3208-7511 - e-mail: fernando.fan@ufrgs.br

RESUMO

Para a avaliação dos impactos causados por despejos de poluentes com duração finita a consideração da dispersão longitudinal é fundamental, onde um dos principais parâmetros utilizados nas equações de modelagem é o coeficiente de dispersão longitudinal. Existem diversas equações empíricas que relacionam o valor do coeficiente com as características hidráulicas dos rios, obtidas por diferentes pesquisadores, para diferentes condições de ensaio. O presente trabalho apresenta o desenvolvimento de uma matriz de decisão para a escolha das fórmulas empíricas mais adequadas a serem aplicadas para diferentes casos de simulação de rios, colocando a decisão baseada em três informações hidráulicas do curso de água: vazão, velocidade e profundidade da lâmina de água. As equações mais adequadas para cada caso foram determinadas através de informações encontradas na literatura e em análises comparativas, feitas a partir de dados obtidos com a aplicação de um modelo hidrológico para uma bacia hidrográfica. Espera-se que a matriz desenvolvida ajude no processo de seleção da melhor formulação empírica, além de poder ser implantada em modelos matemáticos para possibilitar uma forma automatizada de seleção das equações mais adequadas.

PALAVRAS-CHAVE: Dispersão Longitudinal, Fórmulas Práticas, Lançamento Acidental, Poluição, Qualidade da Água.

INTRODUÇÃO

Problemas relacionados com qualidade da água figuram entre as maiores preocupações ambientais da atualidade. Os corpos hídricos são frequentemente utilizados como receptores de diferentes tipos de despejos de poluentes, que causam alterações em suas características e podem causar impactos diversos a ecossistemas e ao homem.

Um despejo em um curso de água pode ter diferentes durações. Caso a duração do despejo seja muito pequena em comparação com o tempo total de análise, o lançamento pode ser considerado instantâneo. De outra forma, caso o derramamento seja caracterizado por uma duração não muito pequena, mas finita, este lançamento é denominado de intermitente. Finalmente, caso o lançamento não tenha um tempo final definido, ele pode ser chamado de contínuo ou de permanente.

Quando uma substância atinge um corpo receptor, diferentes processos de mistura, advecção, dispersão e decaimento acontecem enquanto o constituinte é transportado para jusante. Em relação à dispersão, quando um poluente é lançado em um curso de água ele rapidamente se dispersa transversalmente até atingir os limites da calha do rio, a partir de onde prossegue se dispersando apenas longitudinalmente. Ou seja, a dimensão longitudinal é o principal sentido de dispersão em rios (Chapra, 1997, Barbosa Jr. *et al.*, 2005a, Devens, 2006).

Quando o lançamento é permanente, em muitas circunstâncias este processo de dispersão pode ser desconsiderado. Neste caso, o pressuposto básico é que os lançamentos permanentes criam gradientes de concentrações pequenos, e assim o transporte dispersivo também é pequeno. Por outro lado, quando o derramamento tem duração finita, os gradientes de concentrações são grandes e a dispersão não é negligenciável (Bowie *et al.*, 1985).

Segundo estudos de Thomann (1973), um dos precursores na investigação do efeito da duração dos lançamentos sobre o comportamento dos mesmos, para rios pequenos a dispersão dos constituintes pode ser importante quando a duração do lançamento for de 7 dias ou menos. Para rios maiores a dispersão foi definida como importante sempre que o despejo é variado com o tempo.

Na modelagem do comportamento de despejos instantâneos ou intermitentes de poluentes, onde a dispersão dos constituintes deve fundamentalmente ser avaliada, o processo pode ser descrito através de um modelo unidimensional de balanço de massa, em que a dispersão longitudinal é representada com base na lei de Fick (Chapra, 1997; Devens *et al.*, 2006; Chin 2006; Ribeiro *et al.*, 2010). Neste caso, a equação diferencial que representa o sistema é dada por:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u.\frac{\partial c}{\partial x} + kc = E_L.\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \qquad (1)$$

Sendo: $\partial c / \partial t$ = taxa de variação da concentração no sistema com o tempo [$ML^{-3}\ T^{-1}$]; EL= coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}]; $\partial 2c / \partial x2$ = derivada segunda da concentração pelo comprimento [ML^{-5}]; u = velocidade média da água no sentido longitudinal [LT^{-1}]; $\partial c / \partial x$ = taxa de variação da concentração no sistema [ML^{-4}]; e k = coeficiente de decaimento ambiental do constituinte [T^{-1}].

A Equação 1 também é conhecida como equação da advecção-dispersão para constituintes conservativos (k = 0) e não conservativos (k $\neq$0). Para um poluente lançado no ponto x =0 em t=0, em um canal de área transversal igual a "A", a solução analítica da equação é dada por (Chapra, 1997; Devens *et al.* , 2006; Chin 2006):

$$c(x,t) = \frac{M}{A.\sqrt{4.\pi.E_L.t}}.\exp\left[\left(-\frac{(x-u.t)^2}{4.E_L.t}\right) - k.t\right] \qquad (2)$$

Sendo: c(x,t) = concentração no local x no instante de tempo t [ML^{-3}]; E_L= coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}]; t = instante de tempo em que se deseja saber a concentração [T]; x = local onde se deseja saber a concentração [L]; u = velocidade média da água no sentido longitudinal [LT^{-1}]; M = massa injetada no sistema [M]; A = área da seção transversal onde ocorre a dispersão longitudinal [L^2]; e k = coeficiente de decaimento ambiental do constituinte [T^{-1}].

Esta é a equação utilizada para a representação do comportamento de substâncias conservativas e não conservativas lançadas em cursos de água e que sofrem dispersão longitudinal. Observa-se que ela é uma função dependente de duas variáveis: x e t. Ou seja, ela pode ser vista de duas perspectivas, com um valor de localização (x) fixado (ou seja, como um observador em um ponto que espera a pluma passar), ou com um valor de tempo (t) fixado (verificação do o perfil do rio em um intervalo de tempo determinado).

A Figura 1 apresenta a forma dos resultados de propagação de uma pluma com Equação 2, para diferentes valores de x e t, constituinte conservativo e não conservativo.

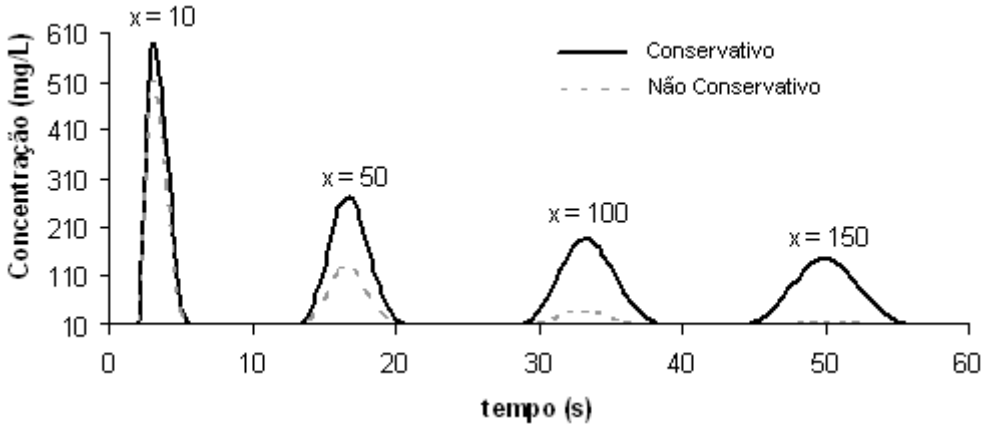

Figura 01 – Propagação de uma pluma

Na Equação 2 o parâmetro E_L (coeficiente de dispersão longitudinal) representa a taxa de dispersão longitudinal do constituinte enquanto trafega no curso de água. A determinação deste parâmetro deve ser feita previamente para o local de estudo, e a utilização de valores próximos ao coeficiente real de dispersão são importantes para uma correta representação dos diferentes eventos de despejos.

A determinação deste coeficiente já foi alvo de muitos estudos (Elder, 1959; Glover, 1964; Fischer, 1975; Deng, Singh e Bengtsson, 2001; Kasherfipour e Falconer, 2002; Devens, 2006), onde existem desde métodos de análise de dados de campo até formulações empíricas que colocam E_L em função de características do curso de água. O presente trabalho apresenta um estudo mais aprofundado sobre a utilização e a seleção destas formulações práticas, buscando definir uma metodologia para a seleção da equação que melhor representa os valores reais de dispersão longitudinal, e assim servir de sugestão para o aprimoramento de estudos e modelos de qualidade da água.

DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DISPERSÃO LONGITUDINAL

Os primeiros estudos relacionados à dispersão longitudinal foram realizados por Taylor (1954) e Elder (1959), que estudaram este fenômeno respectivamente em canalizações retas e em canais assumidos como infinitos. Posteriormente a eles, muitos outros estudos sobre dispersão longitudinal surgiram, onde se destacam quatro maiores focos principais: Métodos para a predição do coeficiente E_L; Métodos para a medição do coeficiente E_L em campo; Sumarização e generalização de coeficientes de dispersão; Aproximações para a simulação da dispersão de maneiras não Fickianas (Beltaos, 1980 *apud* Eiger, 1991; Davis *et al.*, 2000).

A partir destas últimas décadas de estudos, uma quantidade considerável de conhecimento foi gerada. Especialmente em relação a técnicas para a obtenção de coeficiente de dispersão longitudinal a partir de dados de campo uma série de métodos foram desenvolvidos e amplamente testados. Uma revisão sobre o assunto pode ser encontrada em Barbosa Jr. Et. al. (2005a, 2005b).

No entanto, para a realização de estudos e avaliações de qualidade da água, a condução de trabalhos de campo é muitas vezes proibitiva em termos financeiros, falta de disponibilidade de técnicos capacitados, ou por questão de tempo. Especialmente para alguns casos, como quando se trata de urgências relacionadas a lançamentos acidentais em locais sem medições prévias, a hipótese de se realizar um estudo de campo não é nem considerada. Ainda, para algumas ocasiões, trabalhos de medição em campo podem simplesmente não servir para a avaliação da dispersão de um poluente lançado, caso as condições hidrológicas do rio não sejam as mesmas para as quais os valores de E_L foram medidos.

Nestes casos, a solução encontrada para a melhor estimativa possível do coeficiente E_L tem sido relacionar o valor do parâmetro com as características hidráulicas do escoamento, através de equações empíricas e semi-empíricas (Devens *et al.*, 2006; Devens e Barbosa Jr., 2010). Estas formulações, também chamadas de fórmulas práticas, são uma alternativa simples e de fácil aplicação para estimar coeficiente de dispersão longitudinal.

Os trabalhos de Devens e Barbosa Jr. (2010) e de Bowie *et al.* (1985) trazem uma revisão ampla sobre as diversas fórmulas práticas existentes para a determinação de E_L. Buscando apresentar as equações existentes de uma forma mais sumarizada, dando destaque para as condições em que as mesmas foram obtidas e para o nome de seu desenvolvedor, a Tabela 01 apresenta um sumário das principais fórmulas empíricas existentes para a determinação de E_L.

Tabela -01 –Principais equações empíricas conhecidas para a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal.

Autor (Referência)	Eq.	Fórmula	Descrição
Taylor (1954) (Taylor, 1954)	1	$E_L = 10{,}1.R_h.u_*$	Primeira aproximação para o coeficiente de dispersão longitudinal. Desenvolvida para escoamento em condutos.

Elder (1959) (Elder, 1959)	2	$E_L = u_*.H.\alpha_E$	Desenvolvido para escoamento em canais livres considerados infinitos.
Krenkel (1980) (Bowie *et al.*, 1985)	3	$E_L = 6{,}4.H^{1{,}24}.(U.S.g)^{0{,}3}$	Desenvolvida a partir de estudos em canais considerados bi-dimensionais.
Parker *et al.* (1961) (Bowie *et al.*, 1985)	4	$E_L = 14{,}3.(R_h)^{3/2}.\sqrt{2S}$	Aproximação a partir de estudos em canais abertos.
Glover (1964) (Glover, 1964)	5	$E_L = 500..R_h.u_*$	Desenvolvida para considerar variações laterais na velocidade em canais naturais.
Thackston (1966) (Bowie *et al.*, 1985)	6	$E_L = 7{,}25.H.u_*.U$	Desenvolvida a partir de estudos em canais considerados bi-dimensionais.
McQuivey e Keefer (1974) (McQuivey e Keefer, 1974)	7	$E_L = 0{,}058\frac{Q}{S.B}$ para Froude< 0,5	Utilizaram dados de campo de 18 cursos de água naturais. As vazões variaram entre 1 e 935m³/s, as velocidades entre 0.21 e 1.53m/s e as profundidades médias entre 0.3 e 4.75m.
Fischer (1975) (Fischer, 1975)	8	$E_L = 0{,}011\frac{u^2B^2}{H.U*}$	Desenvolvida a partir da fórmula de McQuivey e Keefer (1974) com mais algumas considerações e ensaios. As vazões variaram entre 1.02 e 109m³/s, as velocidades entre 0.14 e 0.86m/s e as profundidades médias entre 0.39 e 2.13m.
Liu (1977) (Liu, 1977)	9	$E_L = \beta_L.\frac{Q^2}{u_*.R_H{}^3}$ onde $\beta_L = 0{,}18.\left(\frac{u_*}{U}\right)^{1{,}5}$	Desenvolvida a partir de estudos de Fischer sobre variação lateral da velocidade. Propôs B a partir de dados para 14 rios naturais. As vazões de teste variaram entre 0.99 e 957m³/s, as velocidades entre 0.181 e 1.71m/s e a área das seções transversais entre 5.30 e 561m².
Beltaos (1980) (Eiger, 1991)	10	$E_L = 1{,}14\beta_B.\frac{U^2B^2}{u_*.H}$	Desenvolvida a partir de estudos com modelo unidimensional de dispersão longitudinal em rios naturais.
Nikora e Sukhodolov (1993) (Nikora e Sukhodolov, 1993)	11	$E_L = \alpha_{NS}.U.B$	Desenvolvida a partir de experimentos em cursos de água naturais e NaCl como traçador. As vazões de ensaio variaram entre 0.013 e 4.7m³/s.
Vargas e Mellado (1994) (Devens *et al.*, 2010)	12	$E_L = \beta_{VM}.\frac{U^2B^2}{u_*.H}$	Desenvolvida para rios largos, pouco profundos e de baixas declividades. A faixa de declividades de trabalho foi compreendida entre 0,001 e 0,003 e 18,27 < B/Rh < 152,15

Seo e Cheong (1998) (Seo e Cheong, 1998)	13	$E_L = 5{,}915.\left[\frac{B}{H}\right]^{0{,}628}.\left[\frac{U}{u_*}\right]^{1{,}428}.H.u_*$	Deduziram a equação a partir de análises dimensionais e de regressão. Foram utilizados 59 conjuntos de dados de 26 rios. As vazões variaram entre 0.92 e 7941.54m³/s, as velocidades entre 0.13 e 1.74m/s e as profundidades médias entre 0.22 e 19.94m.
Koussis e Rodrigues-Mirasol (1998) (Koussis e Rodrigues-Mirasol, 1998)	14	$E_L = \phi.\frac{u_*.B^2}{H}$ e $\Phi \approx 0{,}6$	Desenvolvida a partir da teoria de Fischer e da aplicação da lei de Karman, com a estimativa do parâmetro ϕ com base em 16 conjuntos de dados de campo. As vazões variaram entre 2.47 e 935.82m³/s, as velocidades entre 0.24 e 1.55m/s e as profundidades médias entre 0.43 e 4.75m.
Deng *et al.* (2001) (Deng *et al.*, 2001)	15	$E_L = 0{,}15.\left(\frac{H.u_*}{8.n_{t0}}\right).\left(\frac{B}{H}\right)^{5/3}\left(\frac{U}{u_*}\right)^2$ onde $n_{t0} = 0{,}145.\left(\frac{1}{3520}\right).\left(\frac{U}{u_*}\right).\left(\frac{B}{H}\right)^{1{,}38}$	Utilizou a mesma base de dados de Seo e Cheong (1998) para a dedução.
Kasherfipour e Falconer (2002) (Kasherfipour e Falconer, 2002)	16	$E_L = 10{,}612.H.u.\left(\frac{U}{u_*}\right)$ ou $E_L = \left(7{,}428 + 1{,}775.\left[\frac{B}{H}\right]^{0{,}62}.\left[\frac{u_*}{u}\right]^{0{,}572}\right)H.u.\left(\frac{u}{u_*}\right)$	Desenvolvida a partir de três estudos diferentes, com dados de campo de mais de 30 rios. As vazões variaram entre 0.92 e 7941.54m³/s, as velocidades entre 0.14 e 1.55m/s e as profundidades médias entre 0.26 e 4.75m.
Devens *et al.* (2006) (Devens *et al.*, 2006)	17	$E_L = 0{,}000355.\frac{U^{-0{,}793}.B^{0{,}793}}{H^{1{,}610}.S^{0{,}026}}$	Desenvolvida para pequenos cursos de água a partir de estudos de campo com traçadores. As vazões variaram entre 0.00521 e 11.25m³/s, as velocidades entre 0.08 e 0.59m/s e as profundidades médias entre 0.02 e 1.37m.
Ribeiro *et al.* (2010) (Ribeiro *et al.*, 2010)	18	$E_L = 7{,}326.(u^*)^{0{,}303}.(H)^{1{,}316}.(B)^{0{,}445}.(U)^{1{,}458}$	Desenvolvida para rios de médio porte, a partir de ensaios com traçadores nos rios Pomba e Paraibuna (Brasil). As vazões dde teste variaram entre 16.2 e 98m³/s, as velocidades entre 0.5 e 0.92m/s e as profundidades médias entre 1.17 e 2.42m.

Sendo, na tabela 01: E_L= coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}]; H = Altura média da água no rio [L]; u* = velocidade de atrito ou de cisalhamento[LT^{-1}]; αE = 5,93; RH = Raio Hidráulico do Escoamento [L]; g = aceleração da gravidade [LT^{-2}]; S = declividade do trecho de lançamento do constituinte [LL^{-1}]; Q = Vazão do curso de água [L^3T^{-1}]; B = Largura média da seção transversal do curso de água [L]; U = velocidade média da água no sentido longitudinal [LT^{-1}]; βL = coeficiente adimensional; βB = parâmetro retirado a partir da relação u*/ u; e αNS = 1,1.

Em alguns estudos, como o de Ribeiro *et al.* (2010), de Devens *et al.* (2006) e de Kasherfipour e Falconer (2002), além de apresentarem o desenvolvimento de equações próprias para a avaliação da dispersão longitudinal, os autores também fazem avaliações acerca dos resultados e da aplicabilidade de outras fórmulas práticas existentes.

Como exemplo, segundo Glover (1964) as equações de Taylor (1954) e de Elder (1959) tendem a resultar em valores de dispersão longitudinal de 10 a 40 vezes menores que a dispersão real, devido ao fato de elas não terem sido desenvolvidas para considerar a variação lateral de velocidades que acontece em cursos de água naturais.

Outro autor, Liu (1977), quando propôs a sua equação ressaltou que os valores resultantes das equações de McQuivey e Keefer (1974) e de Fischer (1975) resultavam em valores superestimados de dispersão longitudinal, quando comparados aos valores medidos.

Da mesma forma, Kasherfipour e Falconer (2002) e Ribeiro *et al.* (2010) compararam os valores calculados pelas suas equações com os resultados de outras fórmulas práticas e os valores medidos, e através de métodos estatísticos concluíram que as suas respectivas equações eram melhores para os casos testados.

Para pequenos cursos de água, os estudos de Devens *et al.* (2006) sugerem que a sua formulação representa melhor o coeficiente de dispersão longitudinal, onde uma grande variabilidade nos valores calculados foi obtida durante estes testes. Os autores destacam, ainda, que a variabilidade dos resultados obtidos na utilização de algumas fórmulas práticas possivelmente reside no fato de que cada uma foi desenvolvida para cursos de água com características diferenciadas. Ou seja, dependendo da aplicação o modelo mais apropriado deve ser escolhido.

DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO DE SELEÇÃO DE EQUAÇÃO EMPÍRICA

A escolha da equação que melhor representa a dispersão longitudinal deve ser, portanto, baseada nas características hidráulicas do curso de água que será modelado, buscando compatibilidade com as características para as quais a equação foi desenvolvida e testada.

Contudo, conforme pode ser observado na Tabela 01, algumas equações foram desenvolvidas em condições de escoamento que se sobrepõem, o que gera dúvidas no processo de decisão sobre qual fórmula deve ser utilizada. Além disso, alguns autores sugerem um benefício na utilização de uma ou outra equação, conforme seus testes.

Assumindo que duas equações resultem em valores com pouca diferença, existe ainda a dúvida de qual é o melhor resultado a ser utilizado, ou qual é o valor em que se opta mais pela segurança. Caso a concentração despejada do poluente seja muito elevada, um valor mais elevado de dispersão é o que resultaria em valores mais seguros, já que a pluma demoraria mais tempo passando pelo ponto de interesse (como uma captação) em valores acima do limite proposto. Já, caso as concentrações do poluente sejam pequenas, um valor mais seguro seria aquele em que a dispersão é pequena, e o poluente ainda passa em valores acima dos limites propostos no ponto de interesse. A Figura 02 ilustra os efeitos da escolha do coeficiente de dispersão.

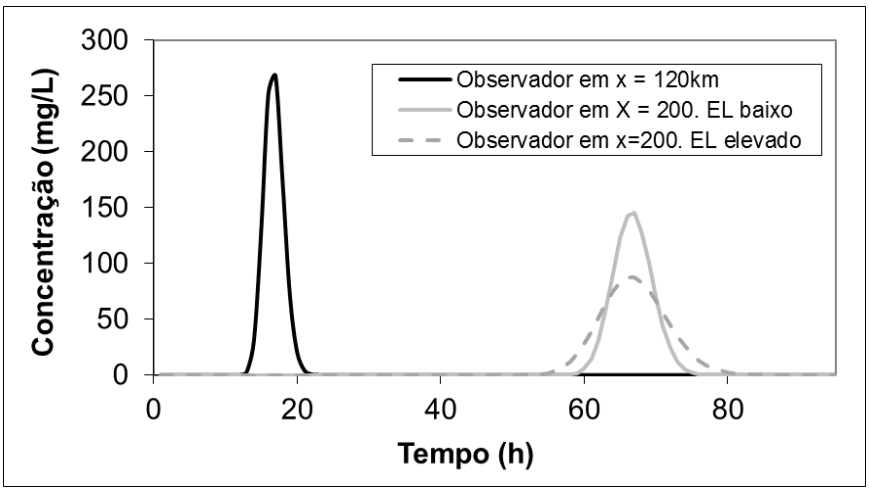

Figura 02 – Efeitos da escolha do coeficiente de dispersão longitudinal sobre a propagação da pluma de contaminação. Dependendo do valor limite para o constituinte, o valor de E_L mais seguro varia.

Desta forma, o presente trabalho busca a definição de uma metodologia de escolha a ser aplicada para a definição da equação de cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal. Para este fim, foram realizados testes comparativos de resultados obtidos utilizando as equações apresentadas na Tabela 01, e também foram levadas em consideração as experiências e resultados de experimentos relatados por pesquisadores sobre os resultados obtidos com a aplicação das fórmulas empíricas.

Para a realização dos testes, as informações hidráulicas de cursos de água utilizadas para a aplicação das diferentes formulações empíricas foram obtidas a partir de simulações utilizando o modelo hidrológico distribuído MGB-IPH, desenvolvido para representar os processos de transformação chuva-vazão em bacias de grande escala (Collischonn *et al.*, 2001; Paiva *et al.*, 2011). O principal resultado da aplicação do modelo hidrológico é a vazão dos cursos de água em pontos definidos, contudo, como um modelo distribuído, o MGB-IPH estima também as informações hidráulicas dos trechos de rio que compõem a bacia hidrográfica, para a execução dos cálculos de propagação de vazão.

O local de estudo utilizado nos testes foi a bacia hidrográfica do rio Ibicuí, que é uma sub-bacia do rio Uruguai, localizada no Rio grande do Sul (Brasil). Para a aplicação do modelo, a bacia foi dividida em 1159 trechos de rio, onde as informações hidráulicas de cada trecho (velocidade, área da seção, raio hidráulico, declividade e outras) foram calculadas para duas condições de vazão (estiagem e cheia). Isto resultou em um total de 2318 conjuntos de dados hidráulicos para a realização de testes com as fórmulas empíricas.

A opção de se utilizar os resultados de um modelo hidrológico para uma bacia real, em detrimento da utilização de uma série de dados gerados artificialmente (i.é. diferentes combinações de dados hidráulicos aleatórios) foi feita devido ao fato de se esperar que os dados de uma bacia real representem de forma mais apropriada a combinação de dados hidráulicos e morfológicos que efetivamente ocorrem na natureza. A Figura 03 apresenta a bacia do rio Ibicuí, e a Tabela 03 apresenta um sumário dos dados hidráulicos calculados para os trechos de rio que compõem a bacia.

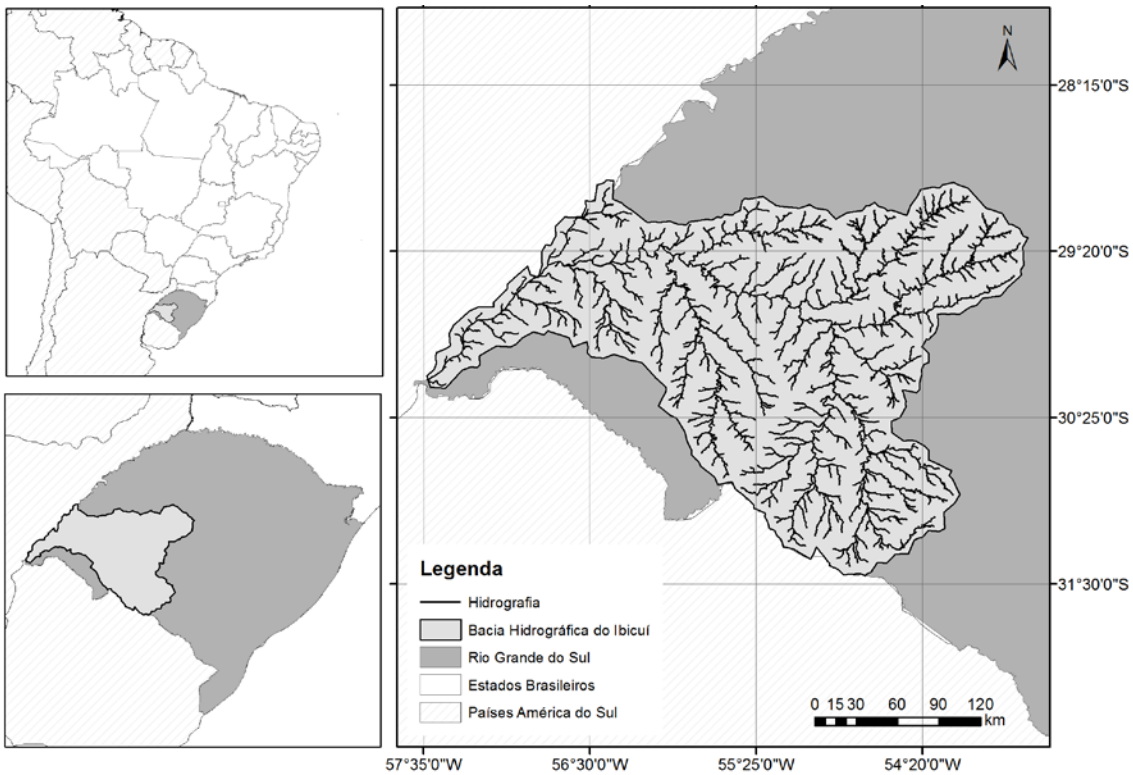

Figura 03 – Localização e delimitação da bacia do Ibicuí.

Tabela 02 - Sumário dos dados hidráulicos calculados para os trechos de rio que compõem a bacia do rio Ibicuí, utilizados para os testes com as formulações empíricas.

Informação	Maior	Menor
Comprimento (km)	47.60	0.08
Declividade (m/km)	42.996	0.010
Vazão (m^3/s)	2645.1	0.004
Velocidade (m/s)	3.001	0.017
Raio Hidráulico (m)	14.03	0.007
Altura Lâmina de Água (m)	15.79	0.007
Largura da Seção (m)	252.7	4.5
u* (m/s)	0.14	0.0014

Com o conjunto completo de dados hidráulicos obtidos a partir do modelo hidrológico, foram calculados os respectivos coeficientes de dispersão longitudinal para cada trecho de rio que compõem a bacia, para cada condição de vazão, com cada uma das equações apresentadas na Tabela 01.

Para a comparação entre os resultados das formulações empíricas, procurando simplificar a análise e o processo de criação de uma metodologia de seleção da equação mais apropriado, foi definido que seriam analisadas três variáveis hidráulicas para a comparação dos valores obtidos: vazão, velocidade média e altura da lâmina de água.

Estas variáveis foram escolhidas como os fatores a serem analisados para a seleção da formulação empírica, pois aparecem como fatores em muitos dos diferentes trabalhos de desenvolvimento de equações existentes, possibilitando assim a verificação se a formulação empírica testada está dentro dos limites para os quais foi desenvolvida.

A partir disto, o seguinte procedimento de análise e comparação dos resultados das formulações empíricas foi executado:

1. Predeterminação de uma faixa de vazão (por exemplo: 1m³/s a 10m³/s);

2. Dentro desta faixa de vazão, determinação de várias faixas de velocidade (variando de 0,25 em 0,25m/s) e várias faixas de altura de lâmina de água (variando de 0,5 em 0,5m);

3. Verificação dos resultados do coeficiente de dispersão longitudinal, calculados através das formulações práticas, para cada combinação de faixa de velocidade com faixa de altura de lâmina de água;

4. Todas as equações empíricas que resultaram em valores próximos (mesma ordem de grandeza) eram selecionadas como possivelmente corretas para a respectiva faixa testada. Assumiu-se, assim, que o valor calculado pela maioria das equações é o mais próximo da realidade para a faixa testada.

5. Verificação da etapa anterior com resultados apresentados na literatura, visando evitar com que formulações empíricas que não foram desenvolvidas (ou apresentam resultados ruins) para as características hidráulicas próximas das testadas fossem selecionadas, ou influenciassem no processo decisório da etapa 4.

O procedimento de análise foi executado várias vezes, para diversas faixas de vazão, gerando uma matriz de decisão para a seleção da formulação empírica mais apropriada para cada caso. Sendo que, as equações mais apropriadas para cada caso foram aquelas cujos valores calculados ficaram a maioria dentro da mesma ordem de grandeza.

Esta matriz foi posteriormente verificada e generalizada, com a união de algumas faixas de fatores que resultaram na escolha de um mesmo conjunto de equações. A matriz de decisão final, resultante dos procedimentos apresentados, é exposta na Figura 04.

As equações foram organizadas dentro da matriz na ordem de cima para baixo propositalmente, onde a equação mais acima resultou em valores de E_L geralmente menores que os valores calculados pela mais abaixo (ou seja, está organizada de menor para maior). Muito embora todas as equações dentro de uma faixa de parâmetros apresentem a mesma ordem de grandeza, elas resultaram em valores ligeiramente diferentes, e esta organização possibilita a consideração disto no momento da escolha da equação a ser utilizada.

Vazão (m³/s)	Velocidade (m/s)	Profundidade Média (m)										
		0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	Maior que 5.0
0.001 a 1	0.01 a 0.50	• Devens et al.										
	0.50 a 0.75	• Devens et al. • Nikora e Sukhodolov										
1 a 10	0.01 a 0.50	• Devens et al. • Nikora e Sukhodolov										
	0.50 a 1.00	• Nikora e Sukhodolov										
	1.00 a 1.50	• Kasherfipour e Falconer • Ribeiro et al. • Vargas e Mellado • Beltaos										
	1.50 a 2.00	• Kasherfipour e Falconer • Ribeiro et al. • Vargas e Mellado										
10 a 100	0.01 a 0.50	• Vargas e Mellado • Kasherfipour e Falconer • Seo e Cheong					• Vargas e Mellado • McQuivey e Keefer • Kasherfipour e Falconer • Ribeiro et al. • Liu • Seo e Cheong		• Ribeiro et al. • Liu • Seo e Cheong			
	0.50 a 1.50	• Vargas e Mellado • Beltaos • Kasherfipour e Falconer • Ribeiro et al. • Seo e Cheong • Koussis e Rodrigues-Mirasol					• Vargas e Mellado • Ribeiro et al. • Seo e Cheong		• Ribeiro et al. • Seo e Cheong			
	1.50 a 2.50	• Vargas e Mellado • Beltaos • Ribeiro et al. • Seo e Cheong										
100 a 500	0.01 a 0.25	• Kasherfipour e Falconer • Seo e Cheong				• Kasherfipour e Falconer • Vargas e Mellado • Beltaos • Seo e Cheong					• Vargas e Mellado • Beltaos • Seo e Cheong	
	0.25 a 1.00					• Kasherfipour e Falconer • Vargas e Mellado • Seo e Cheong					• Ribeiro et al. • Vargas e Mellado • Seo e Cheong	
	1.00 a 2.00	• Kasherfipour e Falconer • Seo e Cheong • Vargas e Mellado									• Kasherfipour e Falconer • Seo e Cheong • Vargas e Mellado	• Seo e Cheong • Vargas e Mellado • Fischer
	2.00 a 3.00	• Kasherfipour e Falconer • Vargas e Mellado • Seo e Cheong										
500 a 1200	0.01 a 0.75	• Seo e Cheong • Kasherfipour e Falconer				• Seo e Cheong • McQuivey e Keefer • Kasherfipour e Falconer • Vargas e Mellado						
	0.75 a 2.5					• Seo e Cheong • Fischer • Kasherfipour e Falconer						
Maior que 1200	0.50 a 1.00				• Kasherfipour e Falconer • Seo e Cheong • Fischer							• Kasherfipour e Falconer • Vargas e Mellado • Beltaos
	2.00 a 3.00				• Kasherfipour e Falconer • Seo e Cheong							

Figura 04 – Matriz de decisão da equação a ser utilizada para o cálculo da dispersão longitudinal.

O uso da matriz de decisão é simples, no momento em que se deseja saber qual formulação empírica é apropriada para o caso em estudo, primeiro devem ser verificados os valores de vazão. Selecionada a faixa de

vazão correta, basta verificar em qual faixa de “velocidade x altura de lâmina de água” se encontra o curso de água, e assim selecionar a equação mais adequada.

Com esta matriz de decisão, o processo de seleção da melhor formulação empírica a ser utilizada passa a ser simples e rápido, além de evitar que possíveis erros de escolha de equações que resultem em valores muito diferentes da realidade aconteçam. Além disto, a matriz de decisão pode ser implantada em modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, e assim possibilitar ao modelo uma forma automatizada de seleção da formulação.

CONCLUSÕES

Para a correta avaliação dos impactos causados por despejos de poluentes com duração finita, a consideração da dispersão longitudinal é fundamental. Esta avaliação pode ser realizada através do uso da equação da dispersão longitudinal, baseada na lei de Fick, que tem como um de seus parâmetros o coeficiente de dispersão longitudinal.

A determinação do coeficiente de dispersão longitudinal tem sido alvo de muitos estudos ao longo das últimas décadas, onde foram desenvolvidas diversas equações empíricas que relacionam o valor do coeficiente com as características hidráulicas dos rios. Estas equações foram obtidas por diferentes pesquisadores, para diferentes condições, onde muitas vezes os valores calculados entre elas diferem de maneira significativa na ordem de grandeza.

O presente trabalhou apresentou o desenvolvimento de uma matriz de decisão para a escolha de quais são as fórmulas empíricas mais adequadas a serem aplicadas em diferentes casos, colocando a decisão com base em três informações hidráulicas do curso de água: vazão, velocidade e profundidade da lâmina de água.

As equações mais adequadas para cada caso foram determinadas como sendo aquelas cujos valores são mais próximos para uma mesma faixa de vazão, velocidade e profundidade. Além das análises comparativas, feitas a partir de um conjunto de 2318 dados obtidos com a aplicação de um modelo hidrológico, a matriz de decisão foi construída a partir de análises e comparações com informações encontradas na literatura sobre a aplicação de fórmulas empíricas.

Espera-se que a matriz apresentada contribua para o processo de seleção da formulação empírica mais adequada, tornando-o mais simples e homogêneo, além de evitando possíveis erros no uso de equações que resultem em valores muito diferentes da realidade. Da mesma forma, a matriz de decisão pode ser implantada em modelos matemáticos para possibilitar uma forma automatizada de seleção da formulação mais adequada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BARBOSA Jr., A.R. et al. Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d’água naturais. Parte 1 - Fundamentos teóricos. Revista Escola de Minas, 58(1): p. 27-32, 2005a.
2. BARBOSA Jr., A.R. et al. Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d’água naturais. Parte 2 - Aplicação e comparação dos métodos. Revista Escola de Minas, 58(2): p. 139-14, 2005b.
3. BOWIE et al., 1985: G.L. BOWIE, W.B. MILLS, D.B. Porcella, C.L. Campbell, J.R. Pagenkopf, G.L. Rupp, K.M. Johnson, P.W.H. Chan, S.A. Gherini, C. Chamberlain Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling EPA/600/3-85/040 (2nd edition)U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Ga, 1985.
4. DENG, Z.Q.; SINGH, V.P.; BENGTSSON, L. Longitudinal dispersion coefficient in straight rivers. Journal of Hydraulic Engineering, v. 127, n. 11, p. 919-927, 2001.
5. CHAPRA, S. C., 1997. Surface Water-Quality Models. Editora McGraw-Hill, Inc., EUA.
6. CHIN, D. 2006. Water Quality Engineering in Natural Systems. New York, N.Y.: John Wiley and Sons.
7. COLLISCHONN, W., TUCCI, C. E. M. Simulação hidrológica de grandes bacias. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 6, n. 2, 2001.

8. DAVIS, P. M., ATKINSON, T. C., WIGLEY, T. M. L. Longitudinal dispersion in natural channels: 2. The roles of shear flow dispersion and dead zones in the River Severn, U.K. Hydrology and Earth System Sciences 4, 3 355-371, 2000.
9. DENG Z.-Q., SINGH V.P., & BENGTSSON L.. Longitudinal dispersion coefficient in straight rivers. Journal of Hydraulic Engineering. 127(11): 919 – 927, 2001
10. DEVENS, J.A., BARBOSA JUNIOR, A.R., SILVA, G.Q. Modelo de quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal de pequenos cursos de água naturais. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 3, p. 269-276, 2006.
11. DEVENS, Julimara Alves ; BARBOSA JÚNIOR, Antenor Rodrigues . Modelos Empíricos e Semi-Empíricos para a Obtenção do Coeficiente de Dispersão Longitudinal de Pequenos Cursos de Água. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 15, p. 75-88, 2010.
12. EIGER, S. Qualidade da Água em Rios e Estuários. In: PORTO, R.L. Hidrologia Ambiental. Coleção Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v.3. São Paulo: USP, 1991.
13. ELDER, J.W. The dispersion of a marked fluid in turbulent shear flow. Journal of Fluid Mechanics, 5 (4): p. 544-560, 1959.
14. FISCHER H. B.. Discussion of a simple method for predicting dispersion in streams, by R.S. McQuiveyand T.N. Keefer. J Environ Eng Div ASCE 1975; 101:453–5, 1975.
15. GLOVER, R. E. Dispersion of Dissolved Suspended Materials in Flowing Streams, U.S. Geological Survey Professional Paper 433-13, 1964.
16. KASHEFIPOUR, S.M.; FALCONER, R.A. Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. Water Research, v. 36, n. 6, p. 1596-1608, 2002.
17. KOUSSIS A.D. & RODRIGUEZ-MIRASOL J. Hydraulic estimation of dispersion coefficient for streams. Journal of Hydraulic Engineering. 124(3): 317 – 320, 1998.
18. KRENKEL, P.A. and Novotny, V. 1980 Water Quality Management. Academic Press, New York.
19. LIU, H. Predicting Dispersion Coefficient of Streams. Journal of the Enviromental Engineering Division, 101(3): p.59-69, 1977.
20. MCQUIVEY, R.S.; KEEFER, T.N. Simple method for predicting dispersion in streams. Journal of the Enviromental Engineering Division. Em: Proceending of the American Society of Civil Engineers, 100(4): p. 997-1011, 1974.
21. NIKORA, V.I. & SUKHODOLOV, A.N. Longitudinal Dispersion of a Conservative Pollutants in Small Rivers. Proceedings of the First International Conference on Hydro-Science and-Engineering. Washington, DC, USA, pp.379-384, 1993.
22. PARKER, W.J., JENKINS, R.J., BUTLER, C.P. and ABBOTT, G.L., Flash method of determining thermal diffusivity, heat capacity and thermal conductivity, Journal of Applied Physics 32(9), 1679-1684, , 1961.
23. PAIVA, R. C. D. Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias: Estudo de caso na bacia do rio Solimões. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Financiadora de Estudos e Projetos. Orientador: Walter Collischonn. Pg. 182, 2009.
24. RIBEIRO, C. B. M.; SILVA, D. D.; SOARES, J. H. P. e GUEDES, H. A. S. Desenvolvimento e validação de equação para determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em rios de médio porte. Eng. Sanit. Ambient. [online]. vol.15, n.4 [cited 2011-08-05], pp. 393-400, 2010.
25. SEO, W., CHEONG, T.S. Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams. Journal of Hydraulic Engineering, v. 124, n. 1, p. 25-32, 1998.
26. SUKHODOLOV A.N., NIKOA V.I., ROWINSKI P.M., & CZERNUSZENKO W. A case study of longitudinal dispersion in small lowland rivers. Water Environment Research. 69(7): 1246 – 1333.
27. TAYLOR, G.I., 1954. The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. Proc. Roy. Soc. London, Ser. A, 223, 446-468, 1997.
28. THACKSTON, E. L., Longitudinal mixing and reaeration in natural streams: Vanderbilt Univ. Sanitary and Water Resources Eng., Tech. Rept. 7,212 p., 1966.
29. THOMANN, R. V., Effects of Longitudinal Dispersion on Dynamic Water Quality Response of Streams and Rivers. Water Resources Research, Vol. 9, No. 2, pp. 355-366, 1973.
30. VARGAS, J.B.; MELLADO, M. CH. Modelo de estimacion Del coeficiente de dispersion longitudinal em rios anchos, de profundidad y pendiente escasa. Em: XVI Congresso Latino Americano de Hidráulica de Santiago, Chile, p. 385-396, 1994.