



VI-015 - AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DO ARSÊNIO NOS CURSOS D'ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS – MG

Cristiano Christofaro⁽¹⁾

Biólogo - UFMG. Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (DESA/UFMG). Professor Adjunto da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM.

Mônica M. Diniz Leão

Engenheira Química - UFMG. Doutora em Engenharia de Anti-Poluição (INSA-FR). Professora Associada da Universidade Federal de Minas Gerais- DESA/UFMG.

Endereço⁽¹⁾: UFVJM – Campus II - Depto. de Engenharia Florestal - Rodovia MG 367 n. 5000. Alto do Jacuba - Diamantina, MG; CEP 39100-000 – Brasil.. Telefone: +55 (38) 3532-1248. Fax: +55 (38) 3532-1200 - e-mail: cristiano.christofaro@ufvjm.edu.br

RESUMO

Arsênio é um metalóide que se apresenta na forma de diferentes compostos inorgânicos e orgânicos, sendo amplamente distribuído na natureza e frequentemente associado a outros metais. Monitoramento realizado na Bacia do Rio das Velhas – MG demonstram a ocorrência desse metal nas estações de amostragem distribuídas ao longo de seu curso d'água principal e afluentes. Assim, o presente estudo objetiva avaliar o risco ecológico do Arsênio nas águas superficiais da bacia do Rio das Velhas/MG. A avaliação da exposição foi feita a partir dos dados obtidos em estações de amostragem distribuídas ao longo de toda a bacia, no período de 1998 a 2007. A análise do perigo considerou os efeitos sobre a comunidade aquática a partir da elaboração da Distribuição de Sensibilidade de Espécies. Por fim, a caracterização do risco considerou a distribuição de probabilidades do coeficiente de perigo, obtida a partir da análise de Monte Carlo. A análise dos resultados, considerando os intervalos de confiança calculados, indica que as concentrações de Arsênio verificadas apresentam baixo risco às comunidades aquáticas da bacia. Os resultados para a bacia do Rio das Velhas demonstram que avaliação de risco ecológico apresenta grande potencial de aplicação como subsídio para a gestão de bacias hidrográficas, possibilitando a comparação do risco ecológico do Arsênio entre estações de amostragem, bem como a priorização de medidas de controle e/ou remediação em função do risco ecológico calculado em cada local.

PALAVRAS-CHAVE: Monitoramento, Qualidade da Água, Risco Ecológico, Análise de Monte Carlo, *Bootstrap*, Rio das Velhas.

INTRODUÇÃO

Metais e metalóides consistem em componentes naturais da biosfera, sendo sua forma e distribuição nos diversos compartimentos ambientais afetadas por atividades humanas. Esses elementos podem apresentar toxicidade a uma ampla faixa de organismos, desde produtores primários até consumidores de elevado nível trófico (Chapman *et al.*, 2003). Além da conhecida toxicidade, outras propriedades dos metais são importantes para a avaliação dos seus efeitos nos ecossistemas, incluindo o fato desses elementos apresentarem alta persistência no ambiente e apresentarem bioconcentração e/ou bioacumulação, ocorrência natural na forma de misturas, bem como a variação de sua biodisponibilidade em função das condições do meio (Chapman & Wang, 2000; Janssen *et al.*, 2000; Fairbrother *et al.*, 2007). Essas características fazem com que os metais sejam considerados um grande desafio em estudos ambientais (Janssen *et al.*, 2000).

Esse desafio vem sendo verificado nos cursos d'água da bacia do Rio das Velhas, onde o monitoramento realizado no âmbito do Projeto “Águas de Minas” (IGAM, 2008) indica a ocorrência de metais em concentrações acima dos padrões ambientais, associados tanto a fontes pontuais quanto a fontes difusas (Camargos, 2004). A bacia apresenta grande relevância ecológica, uma vez que se situa em uma área de transição entre dois biomas importantes, Mata Atlântica e Cerrado, com um grande número de espécies da fauna terrestre e aquática. Desse modo, extensões territoriais significativas dessa bacia são consideradas prioritárias para a conservação da biodiversidade do estado de Minas Gerais (Drummont *et al.*, 2005).



Arsênio é um metalóide que se apresenta na forma de diferentes compostos inorgânicos e orgânicos. Na natureza, é amplamente distribuído e pode se apresentar associado a metais como Cobre, Níquel e Ferro, ou ainda como sulfeto ou óxido de arsênio. O principal meio de transporte do Arsênio no ambiente ocorre pelo meio aquático. A sedimentação de compostos de Arsênio associados ao Ferro ou ao Alumínio pode ser significativa em ambientes naturais (WHO, 1981). A toxicidade do Arsênio depende do seu estado químico. Assim, por exemplo, enquanto o Arsênio metálico e o sulfeto de Arsênio são praticamente inertes, o gás H_3As é extremamente tóxico. Compostos metilados de Arsênio ocorrem naturalmente nos ecossistemas como resultado de atividade biológica, apresentando elevada toxicidade. É considerado um elemento cancerígeno. (Newman & Unger, 2002).

A gestão dos riscos associados a metais em cursos d'água superficiais de bacias hidrográficas pode ser baseada na Avaliação de Risco Ecológico (ARE). A ARE consiste em um processo de avaliação da probabilidade de ocorrência de efeitos ecológicos adversos associados à exposição a agentes degradadores (USEPA, 1997, 1998; Suter, 2007). Essa metodologia apresenta vantagens em relação a outras utilizadas no diagnóstico e gestão de impactos ambientais pelo fato de ser fundamentada na relação causal entre o agente degradador e seus efeitos, além de buscar uma melhor caracterização das incertezas associadas ao processo de análise (Hoffman *et al.*, 1990; Suter, 2007). Desse modo, a avaliação de risco ecológico pode fornecer informações únicas para a gestão dos ecossistemas aquáticos (Suter, 2001; Burgman, 2005, Suter, 2007).

Desse modo, o objetivo do presente estudo, é avaliar o risco ecológico do Arsênio nas águas superficiais da bacia do Rio das Velhas/MG a partir dos dados obtidos em estações de monitoramento distribuídas ao longo de toda a bacia, no período de 1998 a 2007.

METODOLOGIA

Área de Estudo

A bacia do rio das Velhas está localizada na região central do Estado de Minas Gerais, entre as latitudes $17^{\circ} 15'S$ e $20^{\circ} 25'S$ e longitudes $43^{\circ} 25'W$ e $44^{\circ} 50'W$ (Figura 1). Apresenta uma forma alongada na direção norte-sul e corresponde à Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos SF5 (São Francisco 5). O rio das Velhas tem sua nascente principal na cachoeira das Andorinhas, Município de Ouro Preto, numa altitude de aproximadamente 1.500 m. Toda a bacia compreende uma área oficial de 29.173 Km^2 , onde estão localizados 51 municípios que abrigam uma população de aproximadamente 4,8 milhões de habitantes (destes, aproximadamente 89% residem em distritos e municípios integralmente inseridos na bacia). O rio das Velhas encontra-se com o rio São Francisco em Barra do Guaicuí, Distrito de Várzea da Palma, numa altitude de 478m (IGAM 2008).

Desde 1997, a bacia hidrográfica do Rio das Velhas vem sendo monitorada no âmbito do programa “Águas de Minas” (IGAM, 2008). Nesse programa, 29 (vinte e nove) estações de amostragem são utilizadas para o monitoramento de diversos metais, incluindo o Arsênio, na bacia do Rio das Velhas (Figura 1), com frequência de amostragem trimestral ou semestral. Para a análise de tendência executada no presente estudo foram utilizados os dados do Arsênio coletados de 1998 a 2007 nas 29 estações de amostragem localizadas ao longo do rio das Velhas e afluentes.

Análise Probabilística de Risco Ecológico

A Avaliação Probabilística de Risco Ecológico (APRE) foi feita conforme estrutura proposta por USEPA (2001): formulação do problema, avaliação da exposição e do perigo e caracterização do risco.

Na formulação do problema foram caracterizados os ecossistemas afetados e o cenário de exposição do Arsênio. Para a análise de exposição, foram utilizadas as concentrações mensuradas nas vinte e nove estações de monitoramento de qualidade da água da bacia do Rio das Velhas-MG, de 1998 a 2007, no âmbito do projeto "Águas de Minas" (IGAM, 2008). A estimativa da variabilidade e da incerteza associada à exposição foi feita por meio do ajuste de uma distribuição de probabilidade lognormal de segunda ordem aos dados coletados. A qualidade do ajuste foi verificada visualmente em relação à distribuição empírica cumulativa elaborada a partir da posição de plotagem padrão para funções de distribuição empíricas ($F(x_i) = i/n$) (R Development Core Team, 2008), via gráficos Quantil-Quantil (QQ) modificados para a presença de dados censurados e pelo teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (R Development Core Team, 2008).

A incerteza dos parâmetros de caracterização das distribuições de probabilidade ajustadas aos dados foi estimada pela simulação *Bootstrap* paramétrica, com 1000 repetições. Assim, para a distribuição lognormal, calculou-se o intervalo de confiança *Bootstrap* da média e do desvio padrão. Os valores do 2,5° e 97,5° percentil de cada parâmetro foram utilizados para a geração do intervalo de confiança de 95% de cada parâmetro (Cullen & Frey, 1999).

Os efeitos de cada metal foram calculados a partir da construção das respectivas Distribuições de Sensibilidade de Espécies (DSEs) de segunda ordem (USEPA, 2001). De modo a reduzir as incertezas associadas à utilização de espécies temperadas na avaliação de efeitos em ambientes tropicais, apenas valores de ecotoxicidade de espécies tropicais (Kwok *et al.*, 2007) foram utilizados na construção das DSEs. A variabilidade e a incerteza das DSEs foram obtidas pelo ajuste de uma distribuição de probabilidade de segunda ordem aos dados de ecotoxicidade obtidos para as espécies. Assim, uma distribuição lognormal foi ajustada às CL50 obtidas para cada espécie apresentada em (Kwok *et al.*, 2007) pelo método da máxima verossimilhança. Considerando o baixo número de amostras disponíveis para a construção das DSEs de ambientes tropicais o *Bootstrap* paramétrico (Cullen & Frey, 1999), com 1000 repetições, foi considerado mais apropriado para a caracterização da incerteza.

Por fim, a propagação da incerteza e da variabilidade dos dados de exposição e efeitos, de cada metal, considerando os dados gerais e a espacialização em relação a cada estação de monitoramento, foi executada no modelo do Quociente de Perigo (QP). Esse modelo corresponde à razão entre as distribuições de concentração de exposição e a distribuição de efeitos (DSE). Nas avaliações probabilísticas de risco ecológico, a simulação Monte Carlo é utilizada para a geração de distribuições de probabilidade dos QPs. Nessa situação, a propagação da variabilidade e da incerteza foi executada por meio da análise de Monte Carlo bidimensional, com 10.000 repetições para a variabilidade e 1.000 repetições para incerteza.

A probabilidade de ocorrência de efeitos adversos às espécies aquáticas existentes na bacia (risco ecológico) foi considerada como igual à probabilidade do QP ser maior do que 1 (USEPA, 2001). Para fins de interpretação dos valores do QP, a seguinte classificação, no intervalo de confiança superior do risco, considerando $E = (QP > 1)$, foi adotada:

- $P(E < 0,001) \rightarrow$ risco desprezível
- $P(0,001 \leq E < 0,01) \rightarrow$ risco baixo
- $P(0,01 \leq E < 0,1) \rightarrow$ risco moderado
- $P(0,1 \leq E < 0,2) \rightarrow$ risco elevado
- $P(E \geq 0,2) \rightarrow$ risco extremo

Todas as análises de probabilidade foram executadas no programa R (v. 2.8.1) (R Development Core Team, 2008), utilizando-se os pacotes "mc2d" (Pouillot *et al.*, 2008) e "fitdistrplus" (Delignette-Muller *et al.*, 2008)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise da Exposição

A variabilidade e a incerteza associada ao Arsênio, em cada uma das estações de monitoramento, após aplicação do método ROS para tratamento da censura, podem ser visualizadas na Figura 2.

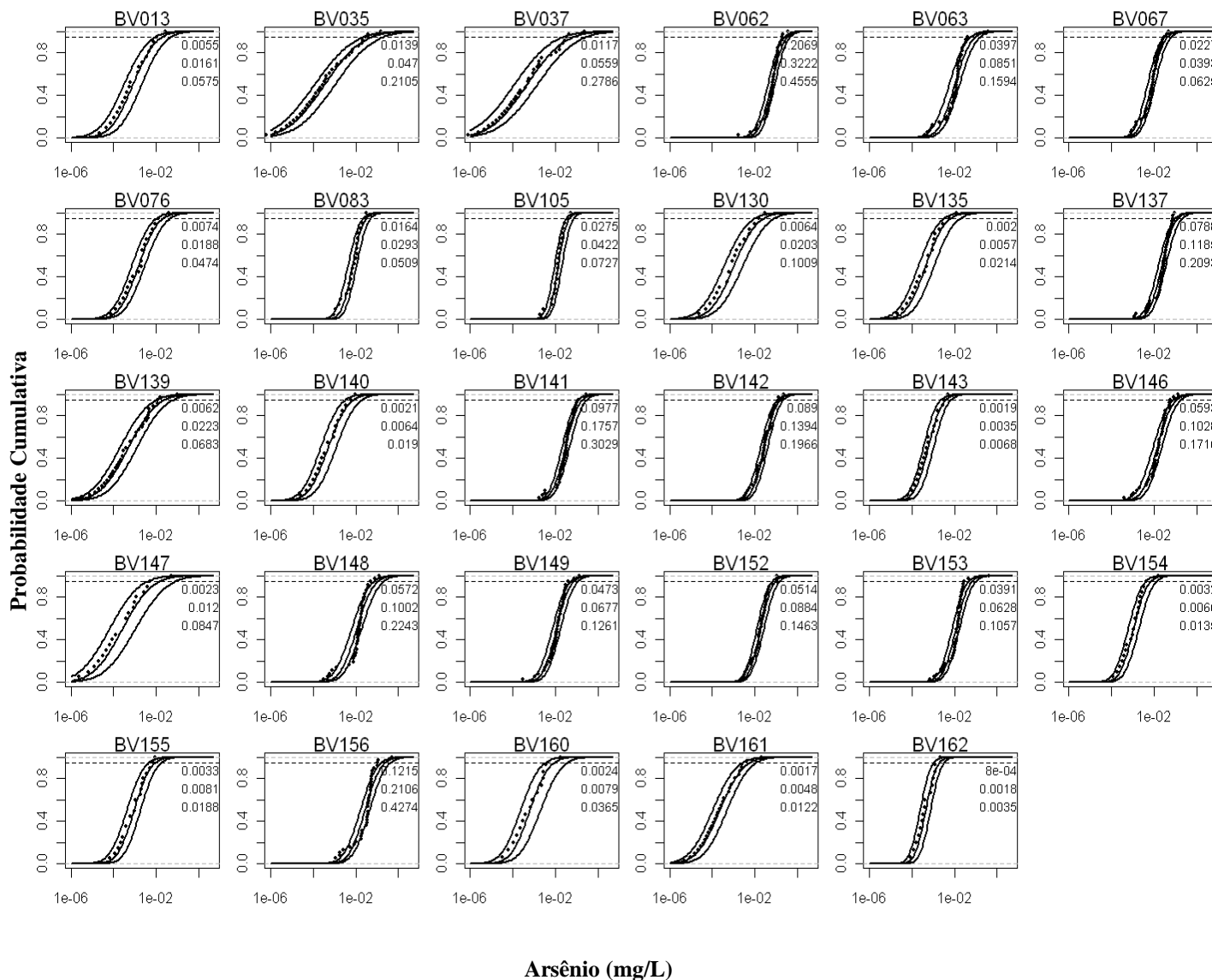


Figura 2: Variabilidade e incerteza da exposição do Arsênio, no período de 1998 a 2007, considerando o ajuste à distribuição lognormal, por estação de monitoramento, nas águas superficiais da bacia do Rio das Velhas. Os valores indicam as concentrações (em mg/L) no intervalo de confiança de 95% das concentrações verificadas no 95º Percentil.

Em geral, a variabilidade do Arsênio na bacia do Rio das Velhas foi satisfatoriamente caracterizada pelo ajuste dos dados a uma distribuição lognormal. A variabilidade associada a cada estação pode ser caracterizada, visualmente, pela inclinação da distribuição ajustada. Assim, por exemplo, a estação BV035 - Rio Itabirito apresenta maior variabilidade do que a estação BV142. No que diz respeito à incerteza, os valores do intervalo de confiança de 95% do percentil 95, em cada estação de monitoramento, variaram de um fator de 2,20 (BV062 - Rib. Água Suja) a 36,82 (BV147 - Rio Bicudo), com um valor mediano de 4,02. As concentrações de exposição no 95º percentil variaram de 0,0008 (BV162 - Rio Cipó), menor valor do ICinf, a 0,455 mg/L

(BV062 - Rib. Água Suja), maior valor ICsup. Assim, foram incluídos valores inferiores e superiores àqueles da faixa de incerteza verificada na exposição geral do Arsênio na bacia (Figura 2).

Análise dos Efeitos

A Distribuição de Sensibilidade de Espécies para o Arsênio utilizada no presente estudo (Kwok *et al.*, 2007) pode ser visualizada na Figura 3.

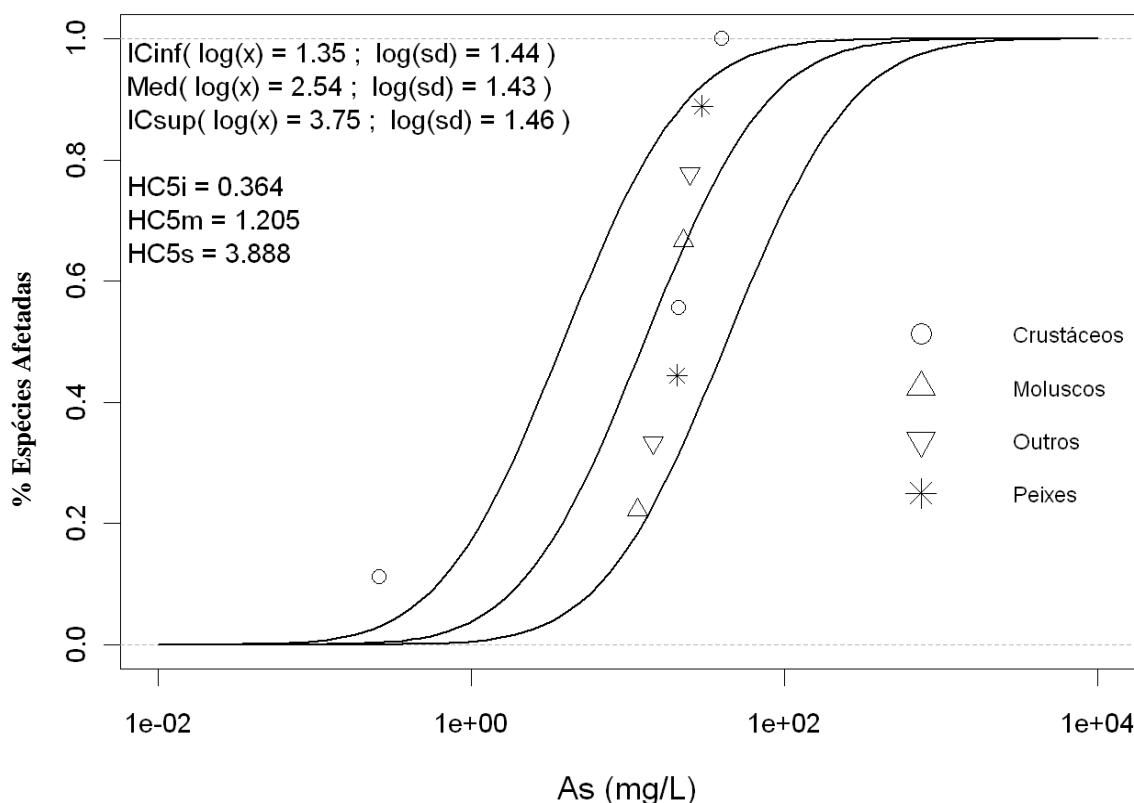


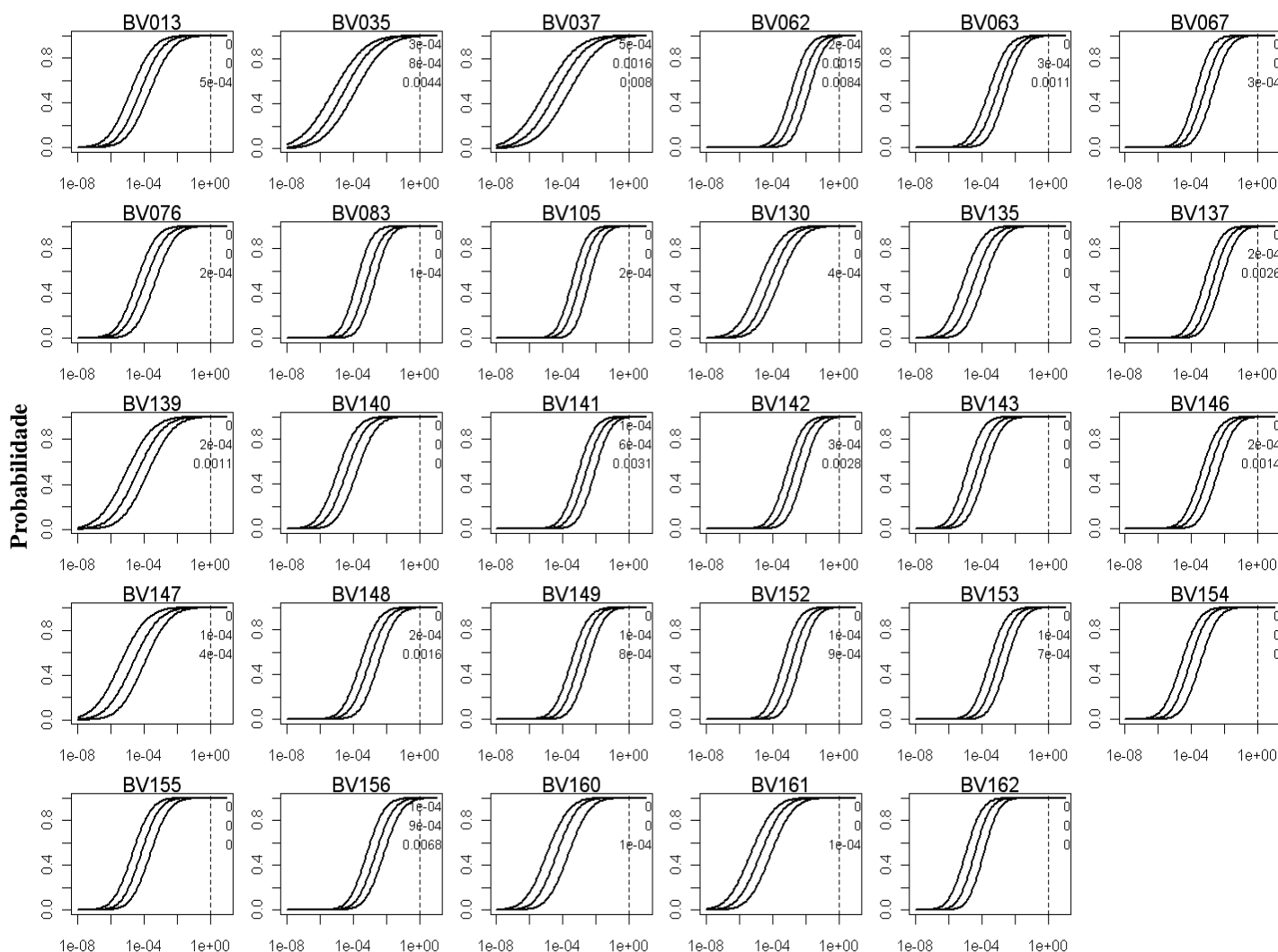
Figura 3: Distribuição de Sensibilidade de Espécies e respectivos parâmetros da distribuição Lognormal e a concentração de perigo no 5º percentil, para as concentrações do Arsênio, considerando um intervalo de confiança de 95%. Organismos em ambiente tropical, conforme (Kowk *et al.*, 2007).

Pela análise visual dos dados, a DSE do Arsênio apresentou o ajuste relativamente satisfatório à distribuição lognormal. Na construção de DSEs, as distribuições mais frequentemente utilizadas são a lognormal e log-logística (Wheeler *et al.*, 2002; Posthuma *et al.*, 2002; Kwok *et al.*, 2007). No entanto, também são relatadas a utilização de distribuições como a triangular (Kwok *et al.*, 2007), a normal truncada (USEPA, 1998) ou a empírica (Wheeler *et al.*, 2001; Verdonck, 2003). Não existem bases teóricas sólidas para a escolha de qualquer uma dessas distribuições, sendo a escolha baseada, principalmente, em critérios de praticidade (De Zwart, 2005).

A incerteza do quinto percentil da DSE, considerando a razão entre o valor obtido nos limites superior e inferior do quinto percentil, apresentou o valor de 10,68 (As). Considerando a DSE construída pode-se considerar que o Arsênio apresenta efeitos ecológicos relevantes apenas a concentrações entre 0,364 mg/L e 3,89 mg/L, suficientes para afetar pelo menos 5% das espécies em uma comunidade aquática.

Caracterização do Risco Ecológico

A partir das análises de exposição e efeitos calculou-se a distribuição de probabilidades do Quociente de Perigo do Arsênio na bacia do Rio das Velhas. A Figura 2 apresenta as distribuições desses Quocientes de Perigo, com os respectivos intervalos de confiança de 95%.



Quociente de perigo (Arsênio)

Figura 4: Variabilidade e incerteza associadas aos Quocientes de Perigo do Arsênio nas estações de monitoramento do Rio das Velhas, de 1998 a 2007. Os valores plotados indicam a probabilidade do coeficiente ser maior do que 1, com um intervalo de confiança de 95%.

Os ICsup do risco ecológico do Arsênio variaram de zero a 0,0084 (BV062 - Rib. Água Suja). Dezoito estações de monitoramento apresentaram, no limite superior, risco menor que 0,001, sendo verificado, em seis dessas estações, risco inferior a 0,0001. Nas onze estações de monitoramento remanescentes, o risco variou entre 0,001 e 0,01. A incerteza associada ao risco (razão ICsup/ICinf), considerando o intervalo de confiança de 95%, variou de 15,41 (BV035 - Rio Itabirito) a 305,00 (BV142), com um valor mediano de 88,50. Esse fator de incerteza não foi calculado para dezessete estações, que apresentaram probabilidade menor do que 0,0001 no limite inferior. Desse modo, pode-se considerar que o risco ecológico associado ao Arsênio é pouco relevante na bacia hidrográfica do Rio das Velhas. Esse nível de risco pode ser explicado tanto pelas baixas concentrações mensuradas para esse metal na bacia, quanto pelo baixo perigo relativo do Arsênio às comunidades aquáticas, quando comparado aos demais (Figura 4).

A caracterização do risco de elementos tóxicos considerando a variabilidade e incerteza na exposição e nos efeitos consiste na questão fundamental da avaliação probabilística de risco ecológico (Aldenberg *et al.*, 2002). No presente estudo, essa caracterização foi feita por meio da distribuição de probabilidades do Quociente de



Perigo. Assim, considerou-se que a estrutura desse modelo é satisfatória para a caracterização do risco, considerando que o critério principal para sua utilização foi permitir a comparação dos riscos do Arsênio nas várias estações de tratamento, a fim de elencar aquelas prioritárias para a gestão do risco. Assim, as limitações estariam associadas apenas aos parâmetros de entrada do modelo: exposição e efeitos.

A exposição dos metais foi obtida por meio dos dados de monitoramento da bacia hidrográfica ao longo de dez anos. No entanto, a rede amostral utilizada apresenta limitações espaciais e temporais de cobertura que inserem incertezas à avaliação de risco. A caracterização da variabilidade espacial dos metais pode ainda ser melhorada, tanto no que diz respeito ao curso d'água principal quanto aos afluentes, pois grandes trechos da bacia não foram devidamente caracterizados, principalmente no baixo Velhas (Figura 1).

Os efeitos foram caracterizados a partir da construção da DSE. As limitações desse método estão relacionadas à seleção das entradas (espécies e efeitos), a extrapolação de dados de laboratório para condições de campo e a não consideração de efeitos indiretos. A sistematização na seleção das espécies que compõem as DSEs pode ser considerada uma limitação importante (Suter, 2007). Dada a escassez de dados, a escolha das espécies acaba se baseando na disponibilidade de dados toxicológicos na literatura (Hart, 2001). Kwok *et al.* (2007) consideram que a diferença na composição de grupos taxonômicos pode ser o principal fator responsável pela diferença entre as DSEs de ambientes tropicais e temperados. A utilização da concentração letal a cinquenta por cento de cada espécie, *endpoint* associado a efeitos agudos, também é considerado um fator de incerteza nas DSEs (Suter *et al.*, 2002). O principal motivo da ampla utilização da CL50 está relacionado à maior disponibilidade desses valores nos bancos de dados ecotoxicológicos (De Zwart, 2005). Apesar das críticas, Solomon & Takacs (2002) consideram que, em termos populacionais, a CL50 pode ser um parâmetro conservativo para algumas espécies, já que mecanismos compensatórios no ambiente natural, como a redução na competição intra-específica, podem fazer com que os organismos remanescentes passem a apresentar altas taxas de reprodução, compensando as perdas iniciais.

Em relação à extrapolação de dados de laboratório para o campo, estudos comparativos demonstram que nas condições de campo os organismos tendem a apresentar respostas duas a cinco vezes mais brandas do que aquelas verificadas em laboratório (Suter, 2001). Esses resultados podem ser explicados por adaptações fisiológicas para exclusão dos contaminantes ou compensação dos seus efeitos (Posthuma *et al.*, 2002), ou ainda por adaptações genéticas (Rutgers & Breure, 1999).

Além de não levar em consideração as adaptações fisiológicas, outra limitação das DSEs está relacionada à não consideração dos efeitos indiretos aos organismos (Fleeger *et al.*, 2003). Os efeitos indiretos podem resultar em impactos distintos para cada espécie de acordo com sua história de vida e interações com o meio biótico e abiótico. Diversos autores enfatizam que os efeitos ecológicos atribuídos a um contaminante não podem ser caracterizados exclusivamente pelas propriedades dos compostos e/ou pela fisiologia dos organismos, pois também variam em função de parâmetros ecológicos (Wennergren & Stark, 2000; Fleeger *et al.*, 2003; Stark & Banks, 2003; Stark *et al.*, 2004; Barnthouse, 2004; Stark, 2005; Landis & Kaminski, 2007; Barnthouse, 2007; De Laender *et al.*, 2008a, De Laender *et al.*, 2008b). No entanto, as limitações da caracterização dos efeitos ecológicos indiretos são inerentes aos princípios da ecotoxicologia clássica (Fleeger *et al.*, 2003).

Apesar das limitações e incertezas associadas, a utilização de espécies como *endpoint* ainda é considerada um critério adequado para a avaliação de risco ecológico (Suter *et al.*, 2002). Essa adequação é baseada em evidências de uma redundância funcional relacionada às espécies existentes nos ecossistemas (Klepper *et al.*, 1999). Assim, a remoção de algumas espécies pode não ser detectável em termos de alterações nas funções de um ecossistema, o que pode levar a uma subestimação dos efeitos. Suter *et al.* (2002) argumentam que a redundância funcional em ecossistemas pode fazer com que a utilização de DSEs na caracterização dos efeitos tenda a apresentar resultados conservadores em relação a abordagens que enfatizam efeitos ecológicos indiretos, fornecendo uma maior margem de segurança às avaliações de risco ecológico.

Os resultados para a bacia do Rio das Velhas demonstram que avaliação de risco ecológico apresenta grande potencial de utilização como subsídio para a gestão de bacias hidrográficas, possibilitando a comparação do risco entre as estações de amostragem. A partir dos resultados da APRE os gestores podem priorizar medidas de controle e/ou remediação de um determinado contaminante função do risco calculado para cada local.

CONCLUSÕES

Pode-se considerar que o risco ecológico associado ao Arsênio apresenta baixa relevância na bacia hidrográfica do Rio das Velhas, contribuindo pouco para a ocorrência de situações desfavoráveis à comunidade aquática. Esse baixo risco pode ser explicado tanto pelo baixo perigo relativo desse metal à vida aquática quanto pelas baixas concentrações de exposição verificadas.

A Avaliação de Risco Ecológico demonstrou apresentar grande potencial de aplicação na gestão de bacias hidrográficas, permitindo um melhor aproveitamento dos dados oriundos do monitoramento dos cursos d'água. Novos estudos devem ser elaborados para reduzir as incertezas e limitações detectadas no âmbito desse trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALDENBERG, T.; JAWORSKA, J. S. & TRAAS, T. P. Normal species sensitivity distributions in probabilistic ecological risk assessment. Pages 49-102 in POSTHUMA, L.; SUTER, G. W., II; TRAAS, T. P.; editors. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA. 2002.
2. BARNHOUSE, L.W., Quantifying population recovery rates for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 500-508 2004.
3. BARNHOUSE, L.W., *Population modeling*. In SUTER, G.W., org. *Ecological Risk Assessment*, Second Edition. CRC, p. 680. 2007.
4. BURGMAN, M., *Risks and decisions for conservation and environmental management*. Cambridge University Press. 2005.
5. CAMARGOS, L. M. M. *Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio das Velhas: Resumo Executivo*. Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas. Belo Horizonte. Minas Gerais. 2004.
6. CHAPMAN, P. M.; WANG, F.; GOULET, R & KAMUNDEL, C. Conducting Ecological Risk Assessments of Inorganic Metals and Metalloids: Current Status. *Human and Ecol. Risk Assess*: 9 (4) 641-697. 2003.
7. CHAPMAN, P. M. & WANG, F. Issues in ecological risk assessment of inorganic metals and metalloids. *Human Ecol Risk Assess* 6: 965-88, 2000.
8. CULLEN A. C. & FREY H. C. Probabilistic Techniques In Exposure Assessment. A Handbook For Dealing With Variability And Uncertainty In Models And Inputs. Plenum, New York. 335. 1999.
9. DE LAENDER, F., DE SCHAMPHELAERE, K.A., VANROLLEGHEM, P.A. & JANSSEN, C.R., Do we have to incorporate ecological interactions in the sensitivity assessment of ecosystems? an examination of a theoretical assumption underlying species sensitivity distribution models. *Environment International*, 34(3), 390-396 2008a.
10. DE LAENDER, F., DE SCHAMPHELAERE, K.A., VANROLLEGHEM, P.A. & JANSSEN, C.R., Is ecosystem structure the target of concern in ecological effect assessments? *Water Research*, 42(10-11), 2395-2402 2008b.
11. DELIGNETTE-MULLER, M.L., POUILLOT, R. & DENIS, J., *Fitdistrplus: help to fit of a parametric distribution to non-censored or censored data*. 2008. Disponibilizado em: <http://riskassessment.r-forge.r-project.org>.
12. DE ZWART, D. *Impact of Toxicants on Species Composition of Aquatic Communities: Concordance of Predictions and Field Observations*. Thesis University of Amsterdam, Faculty of Science. 2005.
13. DRUMMOND, G. M. *et al.* Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2. ed . Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte. Minas Gerais., 222 p. 2005.
14. FAIRBROTHER, A., WENSTEL, R., SAPPINGTON, K. & WOOD, W., Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68(2), 145-227 2007.
15. FLEEGER, J.W., CARMAN, K.R. & NISBET, R.M., Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 317(1-3), 207-233 2003.
16. HART, A., *Probabilistic risk assessment for pesticides in Europe (EUPRA): implementation and research needs: a report from the European workshop on probabilistic risk assessment for the environmental impacts of plant protection products*. June 2001. The Netherlands. Sand Hutton (UK): Central Science Laboratory. 2001.



17. HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A. & HALL, R. J. Wildlife Toxicology – Third part of a four-part series. *Environ. Sci. Technol.*, 24(3). 1990.
18. INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM Monitoramento das águas Superficiais na Bacia do Rio das Velhas 1998-2007. Belo Horizonte: IGAM, 161 p., 2008.
19. JANSSEN C. R.; DE SCHAMPHELAERE K.; HEIJERICK D.; MUYSSSEN B.; LOCK K., BOSSUYT B.; VANGHELuwe M. & VAN SPRANG P. Uncertainties in the environmental risk assessment of metals. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6, 1003-1018. 2000.
20. KWOK, K.W.H. *et al.*, Comparison of tropical and temperate freshwater animal species' acute sensitivities to chemicals: implications for deriving safe extrapolation factors. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(1), 49-67 2007.
21. LANDIS, W. & KAMINSKI, L., Population scale assessment *endpoints* in ecological risk assessment part 2: selection of assessment *endpoint* attributes. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2007.
22. NEWMAN, M.C. & UNGER, M.A. *Fundamentals of ecotoxicology*, second edition 2nd ed. CRC. 2002.
23. POSTHUMA, L.; TRAAS, T. P.; DE ZWART, D. & SUTER, G. W., II.. Conceptual and technical outlook on species sensitivity distributions. Pages 475-510 in POSTHUMA, L.; SUTER, G. W., II & TRAAS, T. P.; editors. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA. 2002.
24. POUILLOT, R., DELIGNETTE-MULLER, M.L. & DENIS, J., *mc2d: distributions, tools for data fitting to univariate distributions and tools for 1D and 2D Monte-Carlo simulations*. 2008. Disponibilizado em: <http://www.R-project.org>
25. RUTGERS, M. & BREURE, A.M., Risk assessment, microbial communities, and pollution-induced community tolerance. *Human and Ecological Risk Assessment*, 5(4), 661-670 1999.
26. SOLOMON, K.R. *ET AL.*, *Extrapolation practice for ecotoxicological effect characterization of chemicals* 1st ed. CRC. 2008.
27. STARK, J.D. & BANKS, J.E., Population-level effects of pesticides and other toxicants on arthropods. *Annual Review of Entomology*, 48(1), 505-519 2003.
28. STARK, J.D., How closely do acute lethal concentration estimates predict effects of toxicants on populations? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 109-113 2005.
29. STARK, J.D., BANKS, J.E. & VARGAS, R., How risky is risk assessment: the role that life history strategies play in susceptibility of species to stress. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(3), 732-736 2004.
30. SUTER, G. W. II. Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment. *Ecological Indicators* 1, 101-112. 2001.
31. SUTER, G. W. II *Ecological Risk Assessment*. Second edition. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida, US. 2007.
32. U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments*. U.S. Environmental Protection Agency. USA, 1997.
33. U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. U.S. Environmental Protection Agency. USA, 1998.
34. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Risk assessment guidance for superfund (RAGS): Volume III - Part A. Process for conducting probabilistic risk assessment*. US Environmental Protection Agency. Washington, DC. 2001.
35. VERDONCK, F. *Geo-Referenced Probabilistic Ecological Risk Assessment*. Thesis in Applied Biological Sciences: Environmental Technology. Faculteit Landbouwkundige En Toegepaste Biologische Wetenschappen. Universiteit Gent. 2003.
36. WENNERGREN, U. & STARK, J., Modeling long-term effects of pesticides on populations: beyond just counting dead animals. *Ecological Applications*, 10(1), 295-302 2000.
37. WHEELER, J. R.; GRIST, E. P. M.; LEUNG, K. M. Y., MORRITT, D. & CRANE, M. Species sensitivity distributions: data and model choice. *Marine Pollution Bulletin* 45: 192-202. 2002.
38. WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Arsenic. Environmental Health Criteria 18. International Programme on Chemical Safety – IPCS. Geneva: WHO, 1981.