



XI SILUBESA

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

28/03 a 02/04/2004 - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil

XII-002 - AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO COMO ESTRATÉGIA PARA A PREVENÇÃO DA POLUIÇÃO INDUSTRIAL – Estudo de caso para o setor têxtil

Cristiano Christófar ⁽¹⁾

Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos DESA/EE-UFG. Biólogo ICB-UFG. Perito Ambiental do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.

Mônica M. D. Leão

Doutora em Engenharia de Anti-Poluição (INSA-FR). Engenheira Química EE-UFG. Professora Adjunta do DESA/EE-UFG.

Endereço⁽¹⁾: Rua Penafiel 126 apto 201. Bairro Anchieta. Belo Horizonte/MG. CEP 30310-420



: christofaro@zipmail.com.br

RESUMO

A avaliação de risco ecológico corresponde à determinação da probabilidade de ocorrência de efeitos adversos ao ambiente oriundos da exposição de entidades ecológicas aos distúrbios ambientais. O presente estudo teve como objetivo verificar a aplicabilidade da avaliação de risco ecológico como ferramenta para a Prevenção da Poluição. Para esse fim, o risco ecológico de produtos auxiliares utilizados pelas indústrias têxteis foi avaliado, a fim de se possibilitar a substituição daqueles que apresentem maior risco. A constatação de ingredientes perigosos nos auxiliares têxteis foi feita por meio de suas Fichas de Informação de Produtos Químicos – FISPQ's e Informações Técnicas, obtidas em sites especializados da Internet e junto aos fabricantes. Para cada ingrediente estimou-se sua exposição e seu perigo à biota aquática. A exposição dos compostos, em um cenário de "pior caso" de funcionamento de uma indústria têxtil, foi estimada via diluição no curso d'água receptor, utilizando-se modelo de distribuição probabilística (PDM) disponível no software E-FAST, e por seu comportamento ambiental, estimado via relação quantitativa de estrutura e atividade (QSAR) no software EPIWin, obtendo-se as seguintes propriedades: potencial de bioconcentração (Kow e Fator de Bioconcentração), potencial de adsorção ao solo (Koc), biodegradabilidade e percentagem de remoção após o tratamento de efluentes. O perigo à biota aquática foi aquele correspondente aos efeitos tóxicos agudos e crônicos a algas, invertebrados aquáticos e peixes, obtidos por QSAR, com o uso do software ECOSAR. O perigo associado a cada composto e sua exposição permitiram a determinação do risco ecológico. Ao todo, foram avaliados treze compostos, sendo seis deles classificados como agentes umectantes, quatro agentes dispersantes e três agentes complexantes. A avaliação do risco desses produtos indicou que três umectantes e um dispersante apresentaram risco ecológico suficiente para que seu uso fosse desaconselhado. Os compostos avaliados apresentaram baixo potencial de distribuição na biota (baixo Kow e fator de bioacumulação) e nos sedimentos (baixo Koc), e baixo potencial de remoção via tratamento convencional de efluentes. Verificou-se que a avaliação de risco ecológico permite escolher, de forma rápida, barata, e relativamente segura, produtos com menor potencial poluidor, podendo ser aplicada para a prevenção da poluição de qualquer segmento industrial. Sugere-se que a metodologia seja adaptada caso a caso, considerando a realidade de cada empresa e o ambiente em que ela se insere, além da adaptação dos modelos às condições de clima tropical.

PALAVRAS-CHAVE: Prevenção da Poluição, Risco Ecológico, Risco Ambiental, Poluição Industrial, Indústrias têxteis.

INTRODUÇÃO

A implantação de Leis e Normas Ambientais restritivas e a ocorrência de mercados cada vez mais competitivos exigem

que as empresas sejam mais eficientes, tanto do ponto de vista produtivo quanto ambiental, ou seja, o aumento da produção industrial deverá estar aliado a um menor gasto de insumos e menor geração de poluentes (CETESB, 2001). Nesse contexto, ações puramente remediadoras para o controle da poluição industrial, aplicadas ao final da linha de produção, estão cedendo espaço para medidas mitigadoras e preventivas (Leão et al., 2002).

A Prevenção da Poluição (ou P2) surgiu nos anos 90 como um método alternativo para redução de situações consideradas perigosas para a saúde e o ambiente (Sinsheimer et al., 2002). Enquanto o controle corretivo da poluição concentra-se no tratamento de poluentes após sua geração, a Prevenção da Poluição corresponde a qualquer prática, processo, técnica e/ou tecnologia que resulte na redução e/ou eliminação em volume, concentração e/ou toxicidade dos resíduos na fonte geradora (CETESB, 2001).

Uma vez realizado o lançamento de compostos químicos no ambiente, danos em animais e plantas, e a contaminação de alimentos e cursos d'água podem ocorrer por anos ou décadas (IPCS, 1996). A Prevenção da Poluição baseia-se na premissa de que é mais fácil prevenir os problemas do que remediá-los, apresentando diversas vantagens em relação ao controle corretivo da poluição, como: redução dos custos de operação, facilitação do cumprimento de leis e padrões ambientais, e melhoria da imagem da empresa em relação à sociedade em geral (Mallick et al., 1996).

De acordo com EPA (2000a), atualmente, a redução das fontes poluidoras é a estratégia mais utilizada para Prevenção da Poluição. Essa redução pode ser obtida por práticas que:

- reduzam a entrada de qualquer substância perigosa, poluente ou contaminante nos sistemas de tratamento ou no ambiente;
- reduzam os riscos à saúde pública e ao ambiente associados ao lançamento de tais substâncias, poluentes ou contaminantes.

Uma vez que as informações relativas aos riscos ambientais dos produtos são praticamente inexistentes, as indústrias freqüentemente escolhem seus produtos químicos ou processos com base no seu custo e performance. A avaliação dos riscos associados aos produtos químicos pode melhorar o processo de Prevenção da Poluição, ao permitir a escolha de produtos de menor risco ecológico e, conseqüentemente, com menor custo de gerenciamento ambiental (EPA, 2000a).

A indústria têxtil é uma das maiores produtoras de efluentes líquidos. Em média são requeridos aproximadamente 80 litros de água para produzir um quilograma de tecido. Seus efluentes líquidos, que constituem o principal problema, são provenientes, basicamente, das etapas de limpeza, tingimento e acabamento, caracterizando-se por elevada demanda bioquímica de oxigênio – DBO₅. Além disso, por apresentarem um número significativo de constituintes não biodegradáveis, esses efluentes possuem valores elevados de demanda química de oxigênio – DQO. A intensa utilização de produtos químicos auxiliares potencialmente tóxicos na fabricação de tecidos indica que a caracterização dos insumos, de forma a se buscar aqueles com menor potencial poluidor/tóxico, pode apresentar relevante papel na prevenção da poluição desse setor (Leão et al., 2002).

O presente estudo objetiva avaliar características físico-químicas, comportamento ambiental, exposição e ecotoxicidade dos componentes perigosos existentes em produtos auxiliares das indústrias têxteis, a fim de permitir a escolha daqueles com menor risco ecológico e, conseqüentemente, menor potencial poluidor.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia adotada consiste na avaliação do risco ecológico dos compostos que compõem os produtos auxiliares utilizados pelas indústrias têxteis conforme EPA (1998) (Figura 01). Assim, as etapas: formulação do problema, análise e caracterização do risco foram cumpridas, de forma a possibilitar a avaliação do risco ecológico, a comparação e a escolha daqueles produtos que, dentro de uma mesma classe de uso, apresentam menor risco ecológico associado.

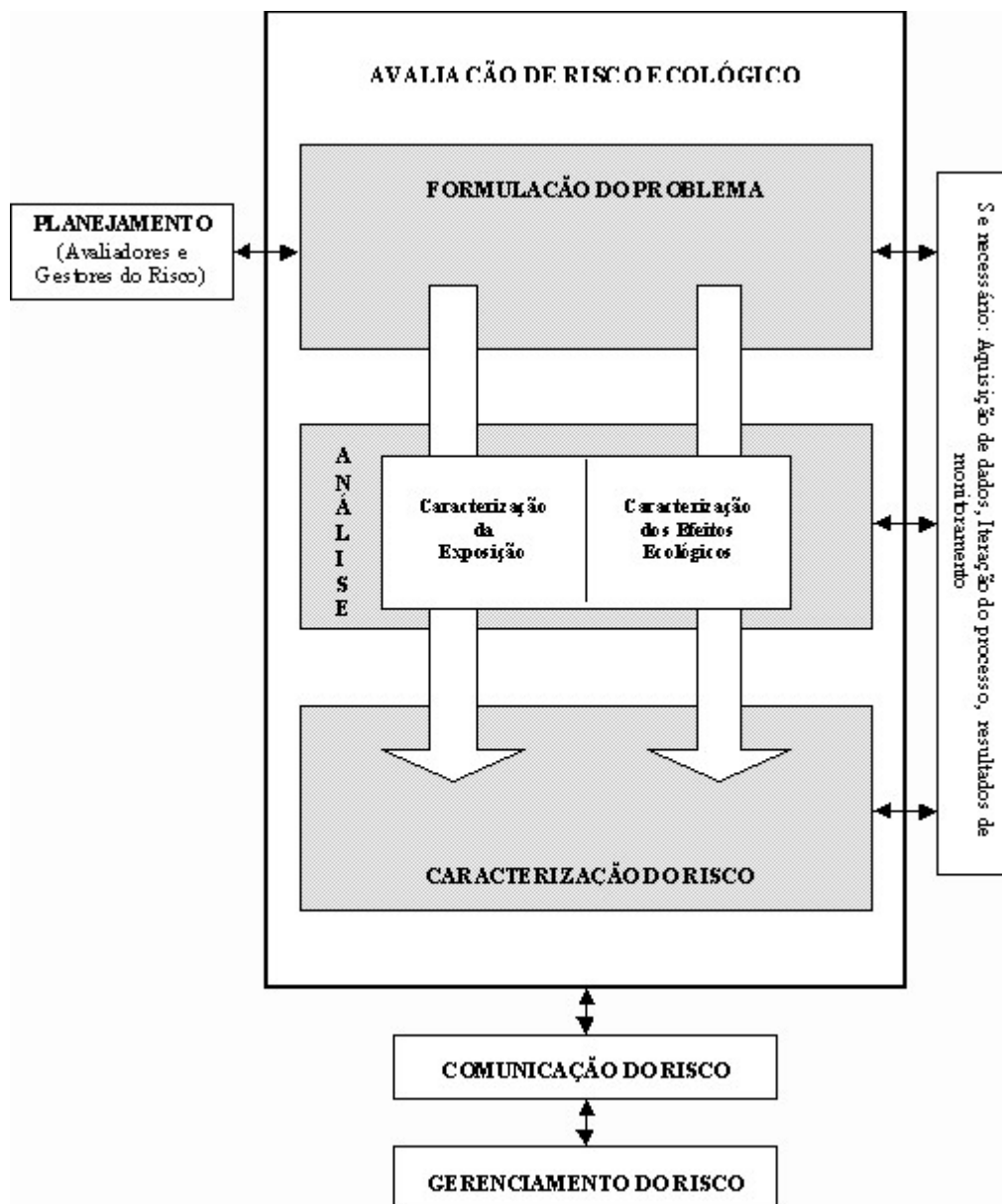


Figura 01: Etapas do processo de Avaliação de Risco Ecológico.

Na formulação do problema realizou-se um levantamento de Fichas de Informação de Produtos Químicos – FISPQ’s (Material Safety Data Sheets – MSDS) e de Informações Técnicas fornecidas pelos fabricantes dos produtos auxiliares utilizados no setor têxtil. A busca incluiu pesquisa em endereços eletrônicos e contato direto com alguns dos principais fabricantes e procura em sites da Internet especializados em MSDS. Os produtos encontrados foram classificados de acordo com seu uso (Leão et al., 2002). Para cada um deles verificou-se, na sua formulação, a existência de compostos químicos considerados potencialmente perigosos ao ambiente, segundo TSCA (1976) e a percentagem desse ingrediente no produto final.

Os efeitos ecológicos oriundos dos produtos auxiliares consistem em distúrbios nos produtores primários, nos consumidores primários e/ou nos consumidores secundários do ecossistema aquático. Assim, adotou-se como "endpoints" operacionais organismos representantes de três das unidades funcionais de um ecossistema: algas, invertebrados aquáticos e peixes.

Durante a fase de análise foram caracterizadas a exposição dos compostos químicos perigosos levantados, juntamente com seus efeitos ecológicos ao ecossistema aquático. A caracterização da exposição foi feita em duas etapas. Primeiramente, foi estimado o comportamento desses compostos no ecossistema aquático. Após esse passo, a quantidade do composto lançada no ambiente foi estimada, permitindo o cálculo da exposição dos compostos aos "endpoints" operacionais.

A caracterização do comportamento ambiental dos compostos lançados foi feita por meio de técnicas de QSAR

executadas pelo software EPIWin 3.10[©] (Estimations Programs Interface for Windows) (EPA, 2000b). Por meio da entrada do número CAS (Chemical Abstract Services) de cada composto químico, o software fornece estimativas das seguintes propriedades de interesse:

- Coeficiente de partição octanol-água (Kow): consideram-se os compostos que apresentam valores de log Kow menores que 4 como hidrofílicos, e compostos com valor de log Kow maiores que 4 como hidrofóbicos (OECD, 2003).
- Coeficiente de adsorção de carbono orgânico (Koc): considera que valores de log Koc $\geq 4,5$ indicam potencial muito elevado de adsorção; log Koc = 3,5 a 4,4 indicam elevado potencial; log Koc = 2,5 a 3,4 indicam moderado potencial; log Koc = 1,5 a 2,4 indicam baixo potencial e log Koc $< 1,5$ indicam potencial de adsorção desprezível (EPA, 2000b).
- Fator de bioconcentração (FBC): considera-se um alto potencial de bioconcentração se FBC ≥ 1000 ; moderado se FBC = 250 – 1000 e baixo se FBC ≤ 250 (EPA, 2000b).
- Taxa de Biodegradação: os valores calculados são classificados, em relação ao tempo necessário para biodegradação primária e final, como: 5,0 – biodegradação em horas; 4,5 – biodegradação em horas até dias; 4,0 – biodegradação em dias; 3,5 – biodegradação em dias a semanas; 3,0 – biodegradação em semanas; 2,5 – biodegradação em semanas a meses; 2,0 – biodegradação em meses; 1,0 – biodegradação em intervalos maiores (EPA, 2000b).
- Remoção após tratamento: fornece um indicativo da percentagem do composto removida após a passagem por estação de tratamento padrão dos EUA (Publicly Owned Treatment Works - POTW), permitindo estimar a quantidade do composto que poderá afetar a vida aquática. As saídas incluem estimativas da percentagem removida via biodegradação, via adsorção no lodo e remoção total. POTW's são sistemas de tratamento municipais que recebem efluentes industriais em conjunto com o esgoto doméstico, apresentando tratamento primário e secundário (EPA, 1999).

A quantificação do lançamento dos compostos foi considerando-se a dose recomendada pelos fabricantes para a relação de banho 10:1 L/kg, em uma indústria de médio porte, com produção de 200 toneladas de tecidos/mês ou 6,5 toneladas/dia, funcionando durante 300 dias do ano. A seguinte fórmula foi utilizada:

$$Q = B \cdot T \cdot D \cdot P - (R) \quad (\text{Fórmula 1})$$

Onde:

Q = quantidade gerada do composto (g/dia)

B = relação de banho = 10:1 L/kg

T = quantidade de tecido produzida = 6.500 kg/dia

D = dose (g/L) ou percentagem de aplicação do produto

P = percentagem do composto no produto avaliado

R = quantidade removida após o tratamento

A dose de aplicação do produto foi obtida por consulta a informações técnicas fornecidas pelo fabricante. Já a percentagem do

A caracterização dos efeitos ecológicos dos compostos lançados aos "endpoints" operacionais escolhidos foi feita indiretamente, por meio do software ECOSAR[©] (Ecological Structure Activity Relationships) (Clements e Nabholz, 1994) incluído no pacote EPIWin 3.10[©] (EPA, 2000b). O software utiliza QSARs para prever a toxicidade aquática de compostos químicos baseados em sua similaridade estrutural a compostos cujos dados de toxicidade estejam disponíveis. Foram obtidas as estimativas dos seguintes efeitos ecológicos de interesse, classificados conforme EPA (2000b):

- Toxicidade aguda: alta - valor de toxicidade inferiores a 1 mg/L para qualquer um dos "endpoints" operacionais; moderada – valores de toxicidade entre 1 e 100 mg/L para qualquer "endpoint"; baixa – valores superiores a 100 mg/L para todos os "endpoints" operacionais.

- Toxicidade crônica: alta - valor de toxicidade inferiores a 0,1 mg/L para qualquer um dos "endpoints" operacionais; moderada – valores de toxicidade entre 0,1 e 10 mg/L para qualquer "endpoint"; baixa – valores superiores a 10 mg/L para todos os "endpoints" operacionais.
- Concentração Máxima Admissível – CMA (em ppb): menor concentração letal ou efetiva obtida dividida por fatores de incerteza propostos por Davy et al. (2001), conforme fórmula 2:

$$CMA = \frac{\text{Menor valor de toxicidade (ppm)} \times 1000}{\text{(conversão de ppm para ppb)}}$$

(Fórmula 2)

Fator de incerteza

A estimativa do risco foi realizada calculando-se o número de dias por ano em que a concentração máxima admissível no meio aquático é ultrapassada. Para tal fim foi utilizado o software Exposure and Fate Assessment Screening Tool - E-FAST, Versão 1.1 (EPA, 1999). O programa apresenta um modelo "screening" que exige, como dados de entrada, a quantificação do composto lançado, percentagem removida após o tratamento, concentração máxima admissível e caracterização geral do empreendimento. E-FAST utiliza o modelo de diluição probabilística (PDM) para estimar quantos dias por ano a concentração máxima admissível (CMA) em um curso d'água será ultrapassada.

Considera-se risco ecológico significativo os casos em que a concentração no curso d'água obtida ultrapasse a CMA por mais de 20 dias no ano, considerando que esse intervalo equivale a um ciclo total de vida de organismos utilizados em testes de ecotoxicidade crônica (como *Daphnia* sp). O critério é considerado conservador uma vez que o PDM não fornece o número de dias seguidos em que CMA é ultrapassada, apenas o número total em um ano (Lynch et al., 1994).

RESULTADOS

Foram obtidas FISPQ's de 13 produtos cuja composição inclui compostos considerados perigosos ao ambiente. Seis dos produtos são utilizados no beneficiamento têxtil como umectantes, quatro como agentes dispersantes e três como agentes complexantes. Os compostos que conferem periculosidade ambiental ao produto são caracterizados quanto ao seu nome, número CAS e sua percentagem no produto. Os dados obtidos podem ser visualizados na tabela 01. Uma vez que cada produto apresentou no máximo um ingrediente considerado perigoso, o nome do produto será utilizado como sinônimo do ingrediente avaliado

Os agentes umectantes são substâncias que reduzem a tensão superficial do líquido, causando seu espalhamento sobre a superfície das fibras, deslocando o ar. Os agentes dispersantes podem ser usados no pós-tratamento das fibras de poliéster, para ajudar na remoção do corante aderido à superfície, ou no tingimento para garantir a estabilidade da suspensão de corante. Por fim, os agentes complexantes são adicionados ao banho para combinar com cátions multivalentes, especialmente cálcio, manganês e ferro, que podem ser introduzidos no banho pelo material têxtil dos banhos, de forma a permitir a remoção do corante não fixado após o término do estágio de tingimento (Leão et al., 2002).

Tabela 01: Informações obtidas nas FISPQ's dos produtos auxiliares têxteis, incluindo nome, fabricante, classe de uso e dosagem recomendada do produto, e a denominação, número CAS e percentagem do ingrediente que confere periculosidade ambiental ao produto.

Produto	Fabricante	Classificação	Nome Composto Perigoso	#CAS
Alcoperse 602	Canada CCL	Agente dispersante	ácido 2-propanoico	79-10-7
Basojet PEL-200	Basf	Agente dispersante	dipropileno glicol	2565-71-8
Dekol SAD	Basf	Agente dispersante	dietildronato de sódio	7414-83-7
Kieralon B	Basf	Agente umectante	ácido dodecilbenzenosulfanico	27176-87-0
Kieralon MFB	Basf	Agente umectante	neopentil glicol	126-30-7
Leophen N-AM	Basf	Agente umectante	dipropileno glicol	2565-71-8
Lyocol BC	Clariant	Agente dispersante	2(butoxi)etanol	112-34-5
Primasol NF	Basf	Agente umectante	fosfato de amonio e (2-etilhexila)	4971-47-5
Resimerce MC	Manchester	Agente umectante	alquilsulfato de Sódio	142-31-4
Rewopol NLS30	Rewo	Agente umectante	dodecil sulfato de sódio	151-21-3
Trilon B	Basf	Agente complexante	EDTA tetrasodio	64-02-8
Trilon BAQ	Basf	Agente complexante	EDTA tetraamonio	22473-78-5
Trilon TA	Basf	Agente complexante	nitrilotriacetato trisodico	5064-31-3

Fonte: MSDSolutions™ (2002)

A quantificação do lançamento deu-se conforme a fórmula 1, levando-se em consideração a dosagem recomendada nas Informações Técnicas fornecidas pelos fabricantes, a percentagem máxima do ingrediente no produto indicada na sua respectiva FISPQ e a percentagem de remoção no tratamento estimada anteriormente (Tabela 02).

Tabela 02: Dosagem máxima recomendada, percentagem do ingrediente tóxico no produto e estimativa da quantidade gerada antes e após o tratamento, dos produtos auxiliares têxteis avaliados no presente estudo.

Produto	Dosagem recomendada Máx. (g/L)	% do ingrediente tóxico no Produto	Concentração sem tratamento (Kg/d)	Concentração após tratamento (Kg/d)
Alcoperse 602	3*	0,1	0,195	0,191
Basojet PEL-200	3*	20	26	25,48
Dekol SAD	2	30	39	38,22
Kieralon B	3	30	58,5	17,55
Kieralon MFB	3	100*	195	191,1
Leophen N-AM	1,2	5	3,9	3,822
Lyocol BC	2	100	130	127,4
Primasol NF	5	60	195	187,2
Resimerce MC	3*	15	29,25	28,665
Rewopol NLS30	3*	100	195	191,1
Trilon B	3*	60	117	114,66
Trilon BAQ	3*	48	93,6	91,728
Trilon TA	2	60	78	76,44

Agentes Umectantes

Os valores estimados para log Kow, log Koc, fator de bioconcentração (FBC), taxa de biodegradação primária e última para os ingredientes dos agentes umectantes analisados podem ser visualizados na tabela 03.

Tabela 03: Comportamento ambiental estimado pelo pacote EPIWin 3.10 para os ingredientes considerados perigosos em umectantes disponíveis para indústrias têxteis.

Produto	log K _{ow}	log K _{oc}	FBC	Taxa biodeg. primária	Taxa biodeg. última
Kieralon B	4,78	4,23	70,79	3,61	2,84
Kieralon MFB	0,16	0	3,16	3,80	3,08
Leophen N-AM	-0,64	0	3,16	3,90	3,21
Primasol NF	2,73	4,53	3,16	3,90	3,04
Resimerce MC	-0,27	2,95	3,16	3,78	2,98
Rewopol NLS30	1,69	4,01	70,79	3,70	2,86

log K_{ow} < 4 – compostos hidrofílicos; log K_{ow} ≥ 4 – compostos hidrofóbicos

log K_{oc} ≥ 4,5 potencial muito elevado de adsorção no solo; log K_{oc} entre 3,5 a 4,4 elevado; log K_{oc} entre 2,5 a 3,4 moderado; log K_{oc} entre 1,5 - 2,4 baixo e log K_{oc} < 1,5 desprezível.

FBC ≥ 1000 - alto potencial de bioconcentração; FBC = 250 a 1000 moderado; FBC ≤ 250 baixo

Taxa de biodegradação: 5,0 – biodegradação em horas; 4,5 - em horas até dias; 4,0 - em dias; 3,5 - em dias a semanas; 3,0 – em semanas; 2,5 em semanas a meses; 2,0 - em meses; 1,0 - em intervalos maiores.

Com exceção do Kieralon B, todos os ingredientes considerados perigosos nos umectantes analisados apresentaram potencial lipofílico pouco significativo (log K_{ow} < 4). Esse baixo potencial lipofílico refletiu em um baixo fator de bioconcentração verificado nos compostos (FBC < 250).

Primasol NF apresentou potencial de adsorção ao solo muito elevado (log K_{oc} > 4,5), já Kieralon B e Rewopol NLS30 apresentaram potencial elevado (log K_{oc} entre 3,5 e 4,4) enquanto Resimerce MC apresentou moderado potencial (log K_{oc} entre 2,5 e 3,4) e os demais apresentaram potencial desprezível.

Kieralon B e Rewopol NLS30 apresentaram a menor biodegradabilidade, com taxas de biodegradação primária estimada em dias-semanas (valor próximo a 3,5). Os quatro demais produtos apresentaram biodegradação primária estimada em dias (valores próximos a 4,0). Todos os produtos apresentaram taxa de biodegradação última similares, estimada em semanas (valores próximos a 3,0).

Uma vez estimado os parâmetros referentes ao comportamento e destino ambiental dos compostos verificados nos agentes umectantes obteve-se a previsão da remoção destes via tratamento convencional (**Figura 02**).

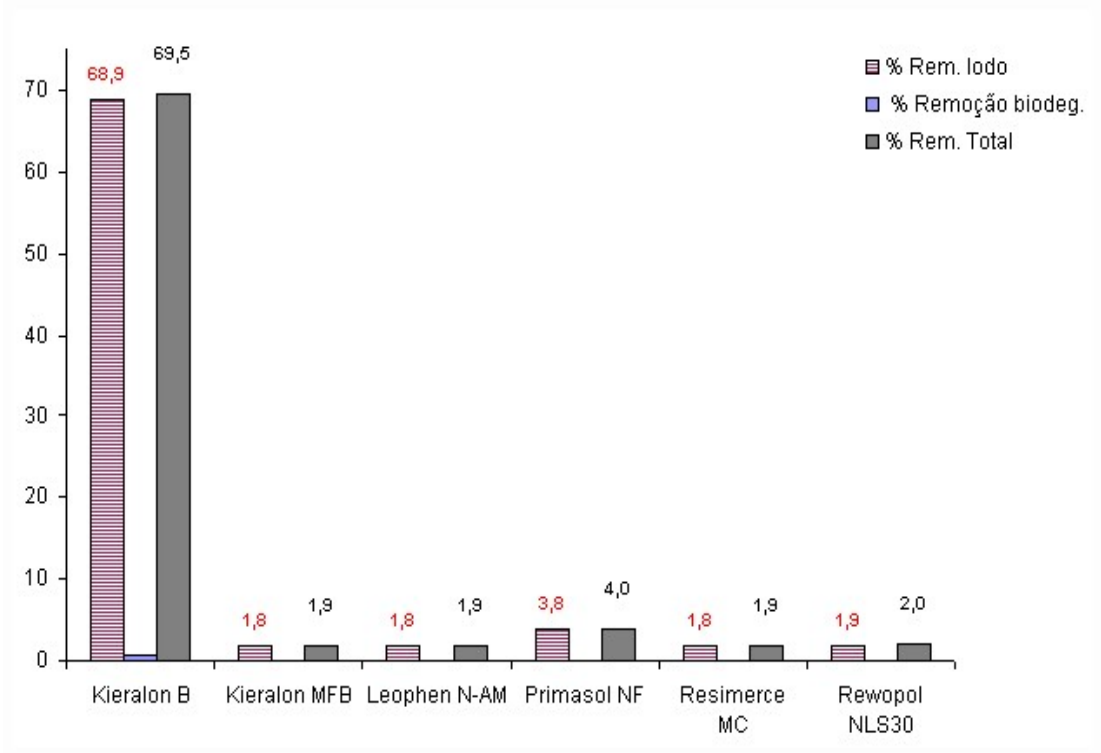


Figura 02: Percentagem de remoção estimada via adsorção no lodo, biodegradação e total, dos agentes umectantes analisados.

Kieralon B apresentou maior percentagem de remoção após o tratamento (69,53 %), sendo a maior parte (68,91%) eliminada por adsorção ao lodo. Os ingredientes dos demais produtos apresentaram uma maior resistência ao tratamento convencional, variando na faixa de 1,9% a 4,0 %, sendo a adsorção ao lodo a principal forma de eliminação dos compostos.

Os ingredientes dos agentes umectantes analisados apresentaram os seguintes valores de ecotoxicidade aguda, crônica, e concentração máxima admissível (Tabela 04):

Tabela 04: Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, algas e invertebrados estimada (em mg/L) para os ingredientes considerados perigosos em umectantes disponíveis para indústrias têxteis, com respectivas Concentrações Máximas Admissíveis - CMA.

Produto	Grupo do composto perigoso	Toxic. Peixes (96h-LC50)	Toxic. <i>Daphnia</i> (48h-LC 50)	Toxic. Algas (96h-EC50)	Toxic. peixes (Chv) ^a	Toxic. <i>Daphnia</i> (16d-EC50)	Toxic. algas (Chv)	CMA (ppb)
Kieralon B	Orgânico neutro	5,18*	7,66*	5,62*	1,19	1,32	2,80*	200
Kieralon MFB	Orgânico neutro	389,82	3908,95	2198,16	396,70	89,63	75,89	8.000
Leophen N-AM	Orgânico neutro	1926,98	2,69 x 10 ⁴	14,46 x 10 ⁴	2537,90	434,99	314,37	3 x 10 ⁴
Primasol NF	Surfactante cat.	2,69 x 10 ⁵	117,49	-	-	-	-	200
Resimerce MC	Orgânico neutro	1791,01	2,15 x 10 ⁴	11,77 x 10 ⁴	2093,60	407,75	317,08	3 x 10 ⁴
Rewopol NLS30	Surfactante aniônico	9,31 x 10 ¹⁸	9,31 x 10 ¹⁸	1,84 x 10 ¹⁷	-	1,43 x 10 ¹⁸	1,31 x 10 ¹⁷	1 x 10 ¹⁹

Kieralon B apresentou toxicidade aguda baixa pois a concentração obtida para peixes, invertebrados aquáticos e algas foi inferior à solubilização do produto em água. Já os ingredientes analisados dos outros cinco produtos apresentaram toxicidade aguda maior que 100 mg/L, considerada baixa.

Em relação à toxicidade crônica verificou-se apenas um agente umectante classificado como moderado, Kieralon B, cujo valor de toxicidade para peixes e invertebrados apresentou-se entre a faixa de 0,1 a 10 mg/L (1,19 e 1,32 mg/L respectivamente). Os demais agentes umectantes analisados apresentaram toxicidade crônica baixa (valores superiores a 10 mg/L).

O cálculo da Concentração Máxima Admissível (CMA) foi obtido com um fator de segurança igual a 10, para o menor valor de toxicidade crônica encontrada para Kieralon B, Kieralon MFB, Leophen N-AM, Resimerce MC e Rewopol NLS30. A CMA de Primasol NF foi calculada com um fator igual a 1000 uma vez que foram obtidos apenas dois valores de toxicidade aguda.

A interação entre a quantidade gerada do composto, seu destino no ambiente (remoção no tratamento), concentração de exposição e a concentração máxima admitida para cada um dos agentes umectantes, resultou nos seguintes valores de risco ecológico (tabela 05):

Tabela 05: Dias por ano cuja concentração dos compostos no meio aquático foi maior que a concentração máxima admissível de agentes umectantes utilizados nas condições do estudo, antes e após o tratamento.

Produto	% do ano ultrapassou CMA (sem trat.)	Dias por ano ultrapassou CMA (sem tratamento)	% do ano ultrapassou CMA (com trat.)	Dias por ano ultrapassou CMA (com trat.)
Kieralon B	73,2	267,2	49,2	179,6
Kieralon MFB	16,0	58,5	15,7	57,4
Leophen N-AM	0	0	0	0
Primasol NF	80,9	295,5	80,8	295,1
Resimerce MC	0,1	0,5	0,1	0,4
Rewopol NLS30	0	0	0	0

Dentre os produtos analisados, Kieralon B; Kieralon MFB e Primasol NF apresentaram concentração maior que a CMA em mais de 20 dias por ano. Primasol NF apresentou concentração acima da máxima admissível em 295 dias do ano (81 %), Kieralon B em 267 dias no ano (73 %) e Kieralon MPF em 58 dias do ano (16%). Apesar do tratamento ter reduzido o risco ecológico de Kieralon B (para 180 dias por ano), o risco do composto ainda é considerado elevado (> 20 dias). A passagem pela estação de tratamento não alterou de forma suficiente o risco ecológico dos demais produtos.

Agentes Dispersantes

Os valores estimados para log Kow, log Koc, fator de bioconcentração (FBC), taxa de biodegradação primária e última para os ingredientes dos agentes dispersantes analisados podem ser visualizados na tabela 06.

Tabela 06: Comportamento ambiental estimado pelo pacote EPIWin 3.10 para os ingredientes considerados perigosos em agentes dispersantes disponíveis para indústrias têxteis.

Produto	log K _{ow}	log K _{oc}	FBC	Taxa biodeg. primária	Taxa biodeg. última
Alcoperse 602	0,44	0,079	3,16	4,13	3,40
Basojet PEL-200	-0,64	0	3,16	3,90	3,21
Dekol SAD	-5,84	1,32	3,16	3,33	2,43
Lyocol BC	0,29	1	3,16	3,99	3,81

Todos os ingredientes considerados perigosos nos agentes dispersantes analisados apresentaram potencial lipofílico pouco significativo ($\log K_{ow} < 4$). Esse baixo potencial lipofílico refletiu em um baixo fator de bioconcentração verificado nos compostos ($FBC < 250$).

Todos os agentes dispersantes analisados apresentaram potencial de adsorção no solo desprezível ($\log K_{oc} < 1,5$).

Com exceção de Dekol SAD, que apresentou biodegradação primária estimada classificada em dias-semanas, os demais agentes dispersantes analisados apresentaram biodegradação primária estimada em dias. Em relação à biodegradação última, os compostos apresentaram valores diferenciados: Lyocol BC apresentou biodegradação última estimada em dias, Alcoperse 602 em dias-semanas, Basojet PEL-200 em semanas, e Dekol SAD em semanas-meses.

Uma vez estimados os parâmetros referentes ao comportamento e destino ambiental dos compostos verificados nos agentes dispersantes obteve-se a previsão da remoção destes via tratamento convencional. Todos os compostos verificados nos agentes complexantes apresentaram baixa remoção esperada no tratamento convencional, com percentagem total semelhante (1,9%), sendo 1,8% proveniente da adsorção ao lodo.

Os ingredientes dos agentes dispersantes analisados apresentaram os seguintes valores de ecotoxicidade aguda, crônica, e concentração máxima admissível (Tabela 07):

Tabela 07: Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, algas e invertebrados estimada para os ingredientes considerados perigosos em agentes dispersantes disponíveis para indústrias têxteis, com respectivas concentrações máximas admissíveis - CMA.

Produto	Grupo do composto perigoso	Toxic. Peixes (96h-LC50)	Toxic. <i>Daphnia</i> (48h-LC 50)	Toxic. Algas (96h-EC50)	Toxic. peixes (Chv)	Toxic. <i>Daphnia</i> (16d-EC50)	Toxic. algas (Chv)	CMA (ppb)
Alcoperse	Org. neutro-ácido	1684,69	$1,50 \times 10^4$ *	8596,45	1566,46	389,87	348,95	4×10^4
Basojet	Org. neutro	1926,98	$2,69 \times 10^4$	$1,44 \times 10^4$	2537,92	434,99	314,37	3×10^4
Dekol	Org.neutro	$2,24 \times 10^7$	$2,71 \times 10^9$	$1,08 \times 10^9$	$1,58 \times 10^8$	$4,49 \times 10^6$	$1,16 \times 10^6$	1×10^8
Lyocol	Org.neutro	488,02	4636,97	2627,14	476,25	112,55	97,78	1×10^4

Todos os agentes dispersantes analisados apresentaram toxicidade aguda e crônica baixa, maior que 100 mg/L e maior que 10mg/L, respectivamente. O cálculo da Concentração Máxima Admissível (CMA) foi obtido com um fator de segurança igual a 10, para o menor valor de toxicidade crônica encontrada para todos os agentes dispersantes analisados.

A interação entre a quantidade gerada do composto, seu destino no ambiente (remoção no tratamento), concentração de exposição e a concentração máxima admitida para cada um dos agentes umectantes, resultou nos seguintes valores de risco ecológico (tabela 08):

Tabela 08: Número de dias por ano cuja concentração dos compostos no meio aquático foi maior que a concentração máxima admissível de agentes dispersantes utilizados nas condições do estudo, antes e após o

tratamento.

Produto	% do ano ultrapassou CMA (sem trat.)	Dias por ano ultrapassou CMA (sem tratamento)	% do ano ultrapassou CMA (com trat.)	Dias por ano ultrapassou CMA (com trat.)
Alcoperse 602	0	0	0	0
Basojet PEL-200	0,09	0,34	0,09	0,34
Dekol SAD	0	0	0	0
Lyocol BC	10,3	37,6	10,06	36,72

Apenas Lyocol BC apresentou concentração maior que a CMA em mais de 20 dias por ano (38 dias), sendo sua passagem pela estação de tratamento insuficiente para redução do risco ecológico (37 dias). Os demais agentes dispersantes apresentaram baixo risco ecológico.

Agentes Complexantes

Os valores estimados para log K_{ow}, log K_{oc}, fator de bioconcentração (FBC), taxa de biodegradação primária e última para os ingredientes dos agentes complexantes analisados podem ser visualizados na tabela 09.

Tabela 09: Comportamento ambiental estimado pelo pacote EPIWin 3.10 para os ingredientes considerados perigosos em agentes complexantes disponíveis para indústrias têxteis.

Produto	log K_{ow}	log K_{oc}	FBC	Taxa biodeg. primária	Taxa biodeg. última
Trilon B	-13,17	3,02	3,16	2,72	1,85
Trilon BAQ	-3,86	3,02	3,16	4,39	3,50
Trilon TA	-10,08	1,64	3,16	3,19	2,38

Todos os ingredientes considerados perigosos nos agentes complexantes analisados apresentaram potencial lipofílico pouco significativo (log K_{ow} < 4). Esse baixo potencial lipofílico refletiu em um baixo fator de bioconcentração verificado em os compostos (FBC < 250).

Trilon B e Trilon BAQ apresentaram moderado potencial de sorção no solo (log K_{oc} = 3,02). Trilon TA apresentou baixo potencial de sorção no solo (log K_{oc} = 1,64).

Trilon B apresentou a menor biodegradabilidade: biodegradação primária em semanas-meses (2,72), e biodegradação última em meses. A maior biodegradabilidade foi apresentada por Trilon BAC: biodegradação primária estimada em dias-horas e biodegradação última estimada em dias-semanas. Trilon TA apresentou biodegradação primária estimada em semanas e biodegradação última estimada em semanas-meses.

Uma vez estimado os parâmetros referentes ao comportamento e destino ambiental dos compostos verificados nos agentes complexantes obteve-se a previsão da remoção destes via tratamento convencional. Verificou-se que todos os agentes complexantes apresentaram baixa remoção esperada no tratamento convencional, com valores semelhantes (1,9%), sendo 1,8% proveniente da adsorção ao lodo.

Os ingredientes dos agentes complexantes analisados apresentaram os seguintes valores de ecotoxicidade aguda, crônica, e concentração máxima admissível (Tabela 10):

Tabela 10: Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, algas e invertebrados estimada para os ingredientes considerados perigosos em agentes complexantes disponíveis para indústrias têxteis, com respectivas concentrações máximas admissíveis - CMA.

Produto	Grupo do composto perigoso	Toxic. Peixes (96h-LC50)	Toxic. <i>Daphnia</i> (48h-LC50)	Toxic. Algas (96h-EC50)	Toxic. peixes (Chv)	Toxic. <i>Daphnia</i> (16d-EC50)	Toxic. algas (Chv)	CMA (ppb)
Trilon B	Aminas Alifáticas	$5,36 \times 10^{11}$	$5,59 \times 10^9$	$5,59 \times 10^7$	-	-	$3,80 \times 10^5$	4×10^7
Trilon BAQ	Aminas Alifáticas - acida	$4,53 \times 10^6$	$1,57 \times 10^5$	$3,91 \times 10^4$	-	-	$2,26 \times 10^3$	3×10^5
Trilon TA	Aminas Alifáticas	$3,81 \times 10^9$	$5,93 \times 10^7$	$1,73 \times 10^6$	-	-	$2,38 \times 10^4$	2×10^6

Todos os agentes complexantes analisados apresentaram toxicidade aguda e crônica baixa, maior que 100 mg/L e maior que 10mg/L, respectivamente. O cálculo da Concentração Máxima Admissível (CMA) foi obtido com um fator de segurança igual a 10, para o menor valor de toxicidade crônica encontrada para todos os agentes complexantes analisados.

A interação entre a quantidade gerada do composto, seu destino no ambiente (remoção no tratamento), concentração de exposição e a concentração máxima admitida para cada um dos agentes umectantes, resultou nos seguintes valores de risco ecológico (tabela 11):

Tabela 11: Número de dias por ano cuja concentração dos compostos no meio aquático foi maior que a concentração máxima admissível de agentes complexantes utilizados nas condições do estudo, antes e após o tratamento.

Produto	% do ano ultrapassou CMA (sem trat.)	Dias por ano ultrapassou CMA (sem tratamento)	% do ano ultrapassou CMA (com trat.)	Dias por ano ultrapassou CMA (com trat.)
Trilon B	0	0	0	0
Trilon BAQ	0,09	0,34	0,09	0,34
Trilon TA	0	0	0	0

Os dados apresentados demonstram que os agentes complexantes avaliados não apresentaram risco ecológico considerável, pois praticamente não houve concentração maior que CMA no ano para nenhum deles.

DISCUSSÃO

Considerando os resultados obtidos, verifica-se que, no grupo dos umectantes, três produtos apresentaram risco ecológico considerável. Dentre os agentes dispersantes, um produto apresentou risco ecológico e, no grupo dos agentes complexantes os riscos estimados não foram relevantes para nenhum produtos analisados.

O agente umectante Primasol NF pertence à classe dos surfactantes catiônicos, cujos QSARs para determinação da toxicidade ambiental ainda encontram-se restritos a testes agudos de peixes e invertebrados aquáticos (Clements, 1994). Os demais compostos que apresentaram risco ecológico pertencem à classe dos orgânicos neutros. Essa classe consiste em compostos não-eletrolíticos e não-reativos cuja toxicidade ocorre devido à sua ação anestésica ou narcótica (Clements, 1996). De acordo com EPA (1999), os efeitos de compostos narcóticos são reversíveis se a exposição for interrompida antes da morte do organismo.

Apesar de nenhum dos agentes complexantes avaliados apresentar risco ecológico, deve-se atentar ao seu potencial de interação com outros compostos. Sabe-se que os agentes complexantes, como o EDTA, formam complexos estáveis com metais pesados, que podem passar incólumes pelas unidades de tratamento, liberando esses metais nos corpos receptores durante seu processo de degradação (Leão et al., 2002).

Os compostos avaliados não apresentaram potencial de distribuição significativa na biota (baixo fator de bioacumulação) e nos sedimentos (baixo Koc – exceto para Kieralon B e Primasol NF). Os resultados indicam que os compostos estudados apresentam maior risco para os organismos pelágicos, o que demonstra a eficácia dos "endpoints" operacionais adotados no presente estudo. Uma caracterização mais detalhada dos efeitos dos compostos com elevado Koc em organismos bentônicos é considerada desnecessária, considerando os objetivos do presente estudo, já que ambos foram desaconselhados devido ao seu risco ecológico à fauna pelágica.

Em relação à estimativa da exposição, as incertezas associadas estão relacionadas aos modelos utilizados. A exposição é um importante fator para a avaliação do risco ambiental, mas é difícil estimar seu níveis utilizando-se de modelos complexos de comportamento e exposição pois esses requerem muitos parâmetros de entrada e cenários de exposição, muitas vezes desconhecidos (Zhang et al., 2001). No caso em questão, a exposição foi calculada com uma série de considerações conservadoras e genéricas, como: cenário genérico de "pior condição", e utilização de um modelo "screening" de diluição no curso d'água (PDM).

Modelos "screening" tendem a apresentar exposição acima da média observada em exposições reais (EPA, 1999) e, nos casos em que o produto não possa ser prontamente substituído, recomenda-se o uso de avaliações e modelos mais sofisticados (EPA, 1998). De acordo com EPA (2000a), na maioria dos casos, compostos que não apresentam risco significativo nas estimativas realizadas por modelos "screening" não requerem avaliações mais detalhadas.

Zhang et al. (2001) constataram que a simplificação excessiva das condições de exposição não é adequada, exceto nos casos de compostos químicos de toxicidade elevada ou em comparações com outros compostos de comportamento similar. No presente estudo, os dois produtos que apresentaram potencial de adsorção aos sedimentos (umectantes - Kieralon B e Primasol NF) apresentaram risco ecológico significativo, e tiveram seu uso desaconselhado.

Outra fonte de incerteza consiste no fato de que os modelos foram originalmente calibrados para condições verificadas em ambientes de clima temperado. Assim, processos como a biodegradação e bioconcentração podem apresentar uma margem de erro adicional. No presente estudo esses fatores estariam mais relacionados a erros na estimativa da eficiência do tratamento e nos efeitos relacionados à bioconcentração dos compostos, não detectada para os compostos avaliados.

Os três tipos principais de incerteza relacionados aos efeitos ecológicos incluem as variações da sensibilidade de espécies para espécies, incerteza relacionada a diferenças entre efeitos crônico e agudo, e a incerteza relacionada à extrapolação dos efeitos observados em laboratórios para efeitos no meio natural (Power e McCarty, 1997). Nem mesmo a adoção dos fatores de incerteza, desenvolvidos especificamente para a determinação de concentrações máximas admissíveis de substâncias não regulamentadas, garantem a ausência de efeitos ecológicos adversos. Esses fatores permitem apenas identificar uma concentração que, se ultrapassada, resulte em algum efeito ecológicos adverso (EPA, 1999).

A utilização de QSAR na avaliação do risco ecológico é, atualmente, bem aceita, principalmente na estimativa do comportamento ambiental e propriedades físico-químicas dos compostos (EPA, 1997; EPA, 1998; Dearden, 2002). No entanto, ainda são necessários alguns aperfeiçoamentos no que diz respeito a dados para estimativa da ecotoxicidade, principalmente para compostos com mecanismos de ação específicos (Blum e Speece, 1990; Dearden, 2002). Ressalta-se que QSARs devem ser utilizados apenas no caso de ausência de dados mensurados ou na suplementação desses (EPA, 2000b; OECD, 2003).

Gaudio e Zandonade (2001) recomendam uma postura mais crítica em relação à escolha de QSARs pois muitos dos modelos publicados são criados sem a aplicação integral das regras gerais para proposição de modelos matemáticos de relações estrutura-atividade, o que pode reduzir a confiabilidade desses dados.

Os efeitos tóxicos avaliados consideraram apenas o ingrediente considerado perigoso na formulação do produto. Assim, não foram consideradas interações sinérgicas ou antagônicas entre os componentes da mistura, podendo haver sub ou superestimação da sua ecotoxicidade e, conseqüentemente, de seu perigo ambiental. Ressalta-se que, numa escala mais ampla, os compostos ainda farão parte de uma mistura mais complexa, formada pelo efluente final da indústria. TSCA (1976) exige apenas a avaliação dos compostos isoladamente na regulamentação de substâncias potencialmente tóxicas nos EUA. OECD (2003) apresenta um sistema de classificação do perigo ambiental de misturas baseado na ecotoxicidade de seus componentes.

As FISPQ's dos produtos brasileiros apresentaram-se como uma fonte adicional de incerteza. Apesar de exigida pelo Decreto 2657 (Brasil, 1998) e regulamentada pela NBR 14725 (ABNT, 2000) os dados fornecidos pelas FISPQ's brasileiras impossibilitam afirmar se o produto não apresentava compostos perigosos ou se essas informações estavam sendo omitidas. Assim, diversas FISPQ de produtos brasileiros não apresentaram informações suficientes, impedindo a

avaliação do seu risco ecológico de acordo com a metodologia utilizada no presente estudo.

Assim, verifica-se que caso a substituição dos produtos de risco ecológico significativo, avaliados no presente estudo, não fosse recomendada do ponto de vista funcional e/ou econômico, poderiam ser necessários estudos mais aprofundados, adotando modelos mais complexos ou a elaboração de um plano de monitoramento.

No entanto as incertezas e limitações apresentadas não inviabilizam o uso da avaliação de risco ecológico como um critério inicial de escolha de produtos com menor potencial de poluição. Os modelos utilizados no presente estudo apresentam diversas vantagens como poucos dados de entrada, baixo custo, resultados rápidos e fornecimento de estimativas conservadoras de exposição (EPA, 2000). Estudos com menor nível de incerteza podem ser realizados caso a caso, incluindo características específicas da empresa estudada, características do ambiente em que ela se encontra e testes de laboratório (Suter, 1994).

CONCLUSÕES

Os produtos auxiliares têxteis, disponíveis no mercado, avaliados no presente estudo, apresentaram efeitos adversos e exposição ao meio aquático diferenciados. A metodologia em questão possibilitou, dentro de um mesmo grupo funcional, a caracterização desses efeitos e a caracterização da sua exposição, permitindo estabelecer um critério de escolha de produtos com menor risco e, conseqüentemente, com menor potencial poluidor.

Assim, considera-se que a avaliação de risco ecológico apresenta grande potencial – como um critério simples, rápido e barato – para a comparação entre os auxiliares utilizados no beneficiamento têxtil, contribuindo para a prevenção da poluição desse setor.

Dada sua abordagem generalista, verifica-se que o processo de avaliação de risco ecológico pode ser utilizado na prevenção da poluição gerada por qualquer tipo de indústria, não se restringindo ao setor têxtil.

Para que a eficácia da avaliação de risco ecológico seja aumentada, recomenda-se que os estudos sejam realizados caso a caso, levando em consideração as características da empresa estudada e do ambiente onde ela se encontra, a fim permitir uma escolha mais precisa de produtos de acordo com seu potencial poluidor.

Verifica-se a necessidade de estudos futuros para a adaptação dos modelos de exposição utilizados pelo EPA e/ou outras entidades internacionais às condições brasileiras, levando-se em consideração as diferenças nos processos ecológicos e hidrológicos nos ambientes tropicais.

Por fim, devido à insuficiência das informações disponibilizadas, recomenda-se a criação de mecanismos de fiscalização das FISPQ disponíveis no mercado, permitindo que as mesmas cumpram seus objetivos e eliminando essa incerteza adicional às avaliações de risco ecológicas realizadas no Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14725 - Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos – FISPQ. ABNT. 2001.
2. BLUM, D. J. W.; SPEECE, R. E. Determining Chemical Toxicity to Aquatic Species: The Use of QSARs and Surrogate Organisms. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 24, N° 3, 284-293. 1990.
3. BRASIL. Decreto 2657. Promulga a Convenção n° 170 da OIT, relativa à Segurança na Utilização de Produtos Químicos no Trabalho, assinada em Genebra, em 25 de junho de 1990. Brasília. 1998.
4. CETESB. Compilação de Técnicas de Prevenção à Poluição nas Indústrias do Setor Têxtil, 2ª edição. CETESB São Paulo. Brasil. 2001.
5. CLEMENTS, R. G. *Estimating toxicity of industrial chemicals to aquatic organisms using structure-activity relationships. 2nd edition*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA 560-6-88-001. 1996.
6. CLEMENTS, R. G.; NABHOLZ, J. V. ECOSAR: A Computer Program for Estimating the Ecotoxicology of Industrial Chemicals Based on Structure Activity, User's Guide. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. USA. 1994.
7. DAVY, M.; PETRIE, R.; SMRCHEK, J.; KUHNICKI, S.; FRANCOIS, D. Proposal to Update Non-Target Plant Toxicity Testing Under NAFTA. Scientific Advisory Panel Briefing. U.S. Environmental Protection Agency and Health Canada. 2001.
8. DEARDEN, J. C. Prediction of Environmental Toxicity and Fate Using Quantitative Structure-Activity Relationships (QSARs). *J. Braz. Chem. Soc.*, Vol 13, N° 6, 754-762. 2002.
9. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund:

- Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. U.S. Environmental Protection Agency. USA. 1997a.
10. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. USA. 1998.
 11. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Exposure and Fate Assessment Screening Tool – E-FAST, Beta Version. Document Manual. Versar Inc. U.S. Environmental Protection Agency. USA. 1999.
 12. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Pollution Prevention (P2) Framework. Office of Pollution Prevention and Toxics. U.S. Environmental Protection Agency. USA. 2000a.
 13. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. EPI Suite. Copyright EPA's Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Corporation. U.S. Environmental Protection Agency. USA. 2000b.
 14. GAUDIO, A. C.; ZANDONADE, E. Proposição, Validação e Análise dos Modelos que Correlacionam Estrutura Química e Atividade Biológica. *Quim. Nova*. Vol. 24, N° 5, 658-671, 2001.
 15. INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY - IPCS. Users' Manual for the IPCS Health and Safety Guides. United Nations Environment Programme International Labour Organisation World Health Organization. World Health Organization, Geneva. 1996.
 16. LEÃO, M. M.D., CARNEIRO, E.V., SCHWABE, W. K., BENJAMIN, J. O. Controle Ambiental na Indústria Têxtil: Acabamento de Malhas. Relatório Final. Projeto Minas Ambiente, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. 2002.
 17. LYNCH, D. G.; MAEEK, G. J.; NABHOLZ, J. V.; SHERLOCK, S. M.; WRIGHT, R. Ecological Risk Assessment Case Study: Assessing the Ecological Risks of New Chemical Under the Toxic Substances Control Act. In: EPA. A Review of Ecological Assessment Case Studies from a Risk Assessment Perspective, Vol II. U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC. USA. 1994.
 18. MALLICK, S. K.; CABEZAS, H.; BARE, J. C.; SIKDAR, S. K. A Pollution Reduction Methodology for Chemical Process. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 35, 4128-4138. 1996.
 19. MSDSSOLUTIONS™. Online database. World Wide Web. Available from: www.mdssolutions.com. 2002.
 20. ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT -OECD. Harmonized Integrated Classification System for Human Health and Environmental Hazards of Chemical Substances and Mixtures. OECD, Paris. 2003.
 21. POWER, M.; McCARTY, L. S. Fallacies in Ecological Risk Assessment Practices. *Environ. Sci. Technol.* Vol 31. N° 8. 370-376 A. 1997.
 22. SINSHEIMER, P.; GOTTLIEB, R.; FARRAR, C. Integration Pollution Prevention Technology into Public Policy: The Case of Professional Wet Cleaning. *Environ. Sci. Technol.*, Vol 36, N° 8, 1649-1654. 2002.
 23. SUTER, G. W. II; VAUGHAN, D. S.; GARDNER, R. H. Issue Paper on Characterization of Exposure. In EPA. Ecological Risk Assessment Issue Paper. Washington, DC: Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency. pp 4-1 to 4-64. 1994.
 24. TSCA. The Toxic Substances Control Act, 15 U.S.C. §§2601-2629 (1982 & Supp. III 1985). 1976.
 25. ZHANG, Q.; CRITTENDEN, J. C.; MIHELICIC, J. R. Does Simplifying Transport and Exposure Yield Reliable Results? An Analysis of Four Risk Assessment Methods. *Environ. Sci. Technol.* 35, 1282-1288. 2001.