

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO COMO
FERRAMENTA DA PREVENÇÃO DA POLUIÇÃO: ESTUDO
DE CASO EM UMA INDÚSTRIA DE MALHAS

Vicente de Paula Vieira

Belo Horizonte

2005

**Avaliação de Risco Ecológico como Ferramenta da
Prevenção da Poluição: Estudo de Caso em uma Indústria
de Malhas**

Vicente de Paula Vieira

Vicente de Paula Vieira

**Avaliação de Risco Ecológico como Ferramenta da
Prevenção da Poluição: Estudo de Caso em uma Indústria
de Malhas**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição industrial

Orientadora: Profa. Dra. Mônica Maria Diniz Leão

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2005

AGRADECIMENTOS

Tenho muito a agradecer a todos que estiveram ao meu lado e assim, contribuíram direta ou indiretamente para o êxito na execução deste trabalho. Em especial:

À minha mãe, Arcanja Fernandes Vieira, pelo amor e exemplo de vida e aos meus irmãos pela confiança e carinho.

À professora Mônica Leão pelos ensinamentos e paciência e à direção da Medições Ambientais Consultoria, Francisco Diniz e Fabiano Baroncelli, pela oportunidade e apoio.

Aos colegas do Grupo de Pesquisa para Prevenção da Poluição na Indústria Têxtil, Dângelle Makelle, Nícia Mourão e Estela Perez, pela amizade e colaboração e aos colegas do DESA, Juliana Felisberto, Matheus Marinho e Alessandra Valadares, pelo incentivo e amizade.

Ao sr. Wilson Barbosa e demais funcionários da Ematex Têxtil pelo apoio, solicitude e conhecimentos compartilhados.

À Cristina pela dedicação e carinho.

Dedico este trabalho às minhas amadas Júlia e Marcela...

RESUMO

Avaliação de risco ecológico consiste em um processo que avalia a probabilidade que efeitos ecológicos adversos venham a ocorrer ou estejam ocorrendo em decorrência da exposição de receptores a um, ou mais agentes de risco. O objetivo deste trabalho é demonstrar que a avaliação de risco ecológico pode ser uma ferramenta efetiva da Prevenção da Poluição (P2). Uma avaliação de risco ecológico de compostos químicos utilizados como auxiliares têxteis foi realizada de acordo com a metodologia da USEPA, para apontar quais auxiliares não apresentavam risco e quais apresentavam risco ecológico. O trabalho foi desenvolvido em uma indústria de malhas de Ribeirão das Neves-MG. As composições dos produtos foram obtidas de Fichas de Informações de Segurança de Produtos Químicos – FISPQ providas pelos fornecedores de auxiliares têxteis. As informações técnicas e de consumo dos produtos foram obtidas em um levantamento feito na empresa e com os fornecedores. Cada composto teve os seus efeitos e exposição à biota aquática avaliados. A análise da exposição (o destino ambiental) foi realizada em um cenário de pior caso, considerando que os compostos passam pela estação de tratamento biológico e são lançados, com os efluentes da empresa, no Ribeirão Areias. A diluição no corpo d'água foi estimada por meio do Modelo de Distribuição Probabilística (MDP) inserido no aplicativo E-FASTTM. As propriedades físico-químicas dos compostos foram estimadas utilizando relações entre estrutura e atividade (QSAR) no aplicativo EPIWinTM. Essas propriedades foram utilizadas para estimar o comportamento ambiental dos produtos químicos. O conjunto de propriedades estimadas compreende o fator de bioconcentração (FBC), coeficiente de sorção no solo, taxas de biodegradação e coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}). Os efeitos foram estimados, considerando três organismos-alvos: algas, daphnias e peixes. A medição dos efeitos foi feita utilizando QSAR no aplicativo ECOSARTM. As medições foram feitas para toxicidades aguda e crônica aos organismos-alvos. Com os resultados para as toxicidades, foram calculadas as concentrações máximas admissíveis (CMA) para todos compostos. Os dados de lançamento dos compostos e as respectivas CMA foram utilizados para estimar o número de dias, por ano, em que a concentração do composto no corpo d'água ultrapassará a CMA. Compostos com número de dias superior a 20 apresentam risco à biota aquática. Os resultados demonstraram que a avaliação de risco pode ser utilizada na Prevenção da Poluição. Compostos com funções similares na indústria apresentaram desempenhos ambientais diferentes, havendo assim, a possibilidade de substituição daqueles produtos que apresentam risco à biota aquática.

ABSTRACT

Ecological risk assessment is a process that evaluates the likelihood that adverse ecological effects may occur as result of the exposure to one or more stressors. The objective of this study is demonstrate the application of the ecological risk assessment as a tool to Pollution Prevention (P2). The ecological risk of textile auxiliaries was carried out in accordance with phases proposed by USEPA, to point that presented low risk and that with high risk. The study was developed in a knit mill in Ribeirão das Neves-MG, Brazil. The textile auxiliaries compositions was obtained from Material Safety Data Sheets – MSDS provided by chemicals suppliers. The technical information and consumption of each one was search on the industry and chemicals suppliers. Each chemical has exposure and effects evaluated for biota in aquatic environment. The exposure assessment (environmental fate) was evaluated, in a “worst-case” scenario, by textile auxiliaries release to a secondary treatment plant and discharged with mill effluents in *Ribeirão Areias* stream. The dilution in the steam was estimated using the Probabilistic Distribution Model (PDM) in E-FASTTM software. The textile auxiliaries chemical and physical properties estimating was based on Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR) in the software EPIWinTM. This properties was applied to evaluate the environmental behavior of the textile auxiliaries. The properties set include bioconcentration factor (BCF), soil adsorption partition coefficient, biodegradation rates, and octanol/water partition coefficient (K_{ow}). The effects was evaluated to three endpoints: algae, daphnias, and fishes. The effects measure was based on QSAR on software ECOSARTM. Acute and chronic toxicity to endpoints was evaluated to calculate the concern concentration to each one compound. Information about the loading of the chemicals and concern concentration was used to calculate the number of days the concern concentration is exceeded on stream per year. That textile auxiliaries with number of days of exceedance over twenty days is considered hazard to aquatic biota. The results of this study show that ecological risk assessment might be used in Pollution Prevention, because there was chemicals, that had similar industrial functions, therefore with different environmental performances, giving evidence of possibility to replace hazard chemical to protect the aquatic biota.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	v
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	vii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3 REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1 A ECOLOGIA INDUSTRIAL E A PREVENÇÃO DA POLUIÇÃO	5
3.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE AS INDÚSTRIAS DE MALHAS	8
3.3 PRINCIPAIS PRODUTOS QUÍMICOS AUXILIARES UTILIZADOS NA INDÚSTRIA TÊXTIL	10
3.4 A AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO COMO FERRAMENTA DA PREVENÇÃO DA POLUIÇÃO	13
3.5 METODOLOGIAS DE AVALIAÇÕES DE RISCO	16
3.5.1 <i>Formulação do problema</i>	18
3.5.2 <i>Análise</i>	28
3.5.3 <i>Caracterização do risco</i>	37
3.5.4 <i>Comunicação do risco</i>	40
3.6 RELAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA E A ATIVIDADE DE SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS	41
3.6.1 <i>Coefficiente de Partição Octanol/Água - K_{ow}</i>	42
3.6.2 <i>Determinação do destino de compostos químicos no ambiente</i>	43
3.6.3 <i>QSAR para determinação da toxicidade ambiental</i>	48
4 MATERIAL E MÉTODOS	50
4.1 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA.....	50
4.1.1 <i>Integração das informações disponíveis</i>	50
4.1.2 <i>Seleção dos alvos da avaliação</i>	53
4.1.3 <i>Elaboração do modelo conceitual</i>	54
4.1.4 <i>Elaboração do plano de Análise</i>	55
4.2 ANÁLISE.....	56
4.2.1 <i>Caracterização da exposição</i>	56
4.2.2 <i>Caracterização dos efeitos ecológicos</i>	58
4.3 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO	58
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
5.1 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA.....	60
5.1.1 <i>Integração das informações disponíveis</i>	60
5.1.2 <i>Levantamento dos compostos auxiliares têxteis</i>	62
5.1.3 <i>Análise das FISPQ dos produtos químicos</i>	62
5.2 ANÁLISE.....	63
5.2.1 <i>Caracterização da exposição dos compostos</i>	63
5.2.2 <i>Perfil de resposta ao distúrbio</i>	71
5.3 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO ECOLÓGICO.....	77
5.3.1 <i>Surfactantes</i>	78
5.3.2 <i>Redutores</i>	79
5.3.3 <i>Alvejantes óticos</i>	79
5.3.4 <i>Oxidantes</i>	80
5.3.5 <i>Antiespumantes</i>	80
5.3.6 <i>Complexantes</i>	81
5.3.7 <i>Preservantes de corante</i>	81
5.3.8 <i>Classes variadas</i>	82
6 CONCLUSÕES.....	84

7	RECOMENDAÇÕES.....	86
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	87

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ARND - Avaliação de Risco em Nível Detalhado

ARNV - Avaliação de Risco em Nível de Varredura

CAS – *Chemical Abstract Service*

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

ChV – Concentração na qual não se observa efeito crônico significativo

CMA – Concentração Máxima Admissível

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias

DQO – Demanda Química de Oxigênio

CE₅₀ – Concentração efetiva que produz determinado efeito em 50 % de organismos em teste

ECOSAR – *Ecological Structure Activity Relationships*

EDTA - Etileno-diamino-tetra-acetato

E-FAST – *Exposure and Fate Assessment Screening Tool*

EPIWIN – *Estimations Programs Interface for Windows*

FBC – Fator de bioconcentração

FISPQ – Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos

K_{oc} – Coeficiente de adsorção de carbono orgânico

K_{ow} – Coeficiente de partição octanol-água

CL₅₀ – Concentração letal para 50 % de organismos em teste

MDP – Modelo de Distribuição Probabilística

NBR – Norma Brasileira

OECD – *Organisation for Economic Co-operation and Development*

POTW – *Publicly Owned Treatment Works*

QSAR – Relação quantitativa entre a estrutura e a atividade química

TEGEWA – Associação de fornecedores de matérias-primas para as indústrias de couro e têxtil da Alemanha.

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Diagrama representativo de uma indústria convencional e de uma indústria onde são aplicadas práticas da produção mais limpa (adaptado de GIANNETTI et al., 2004).....	6
Figura 3.2: Diagrama representativo de uma agregação de indústrias (adaptado de GIANNETTI et al., 2004).....	8
Figura 3.3 – Processos de produção de malhas (adaptado de USEPA, 1997).....	9
Figura 3.4 – Beneficiamento de malhas e suas etapas mais importantes (Fonte: Leão et. al. 2002).....	10
Figura 3.5 – Etapas a serem cumpridas para execução da fase de formulação do problema (adaptado de USEPA, 1998).....	19
Figura 3.6 – Exemplo de modelo conceitual para um ecossistema aquático exposto a contaminantes presentes na água (adaptado de Matosinhos, 2003).....	26
Figura 3.7 – Etapas a serem cumpridas para execução da fase de análise (adaptado de USEPA, 1998).....	29
Figura 3.8 – Forma clássica de uma relação dose-resposta (adaptado de USEPA, 1998).....	34
Figura 3.9 – Etapas a serem cumpridas para execução da fase de caracterização do risco (adaptado de USEPA, 1998).....	38
Figura 3.10 – Exemplos de aplicação do K_{ow} para estimativa de propriedades e parâmetros (adaptado de MATOSINHOS, 2003).....	42
Figura 3.11 – Ilustração da adsorção de contaminantes na matéria orgânica adsorvida ao solo (adaptado de MATOSINHOS, 2003).....	44
Figura 3.12 – Exemplos de possíveis rotas de compostos químicos na cadeia trófica (adaptado de MATOSINHOS, 2003).....	46
Figura 4.1 – Sistema de codificação para os compostos auxiliares têxteis.....	53
Figura 4.2 – Modelo conceitual para o lançamento de compostos auxiliares têxteis no meio aquático.....	55
Figura 5.1 – Panorama geral da empresa EMATEX TÊXTIL localizada no distrito de Justinópolis em Ribeirão das Neves – MG.....	60
Figura 5.2 – Estação de tratamento biológico localizada na planta da empresa.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Compostos auxiliares têxteis comercializados na Alemanha entre os anos de 1997 e 2000.....	16
Tabela 3.2 – Principais diferenças entre ARNV e ARND (adaptado de HILL et al., 2000).....	18
Tabela 3.3 – Utilização de fatores de incerteza de acordo com dados disponíveis para avaliação de risco ecológico (modificado de Davy et al. 2001).....	36
Tabela 4.1 – Parâmetros para medição de acordo com a toxicidade e os organismos-alvos.....	54
Tabela 5.1 – Consumo diário de compostos auxiliares no processo produtivo da empresa.....	64
Tabela 5.2 – Comportamento ambiental dos surfactantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	66
Tabela 5.3 – Comportamento ambiental dos redutores analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	67
Tabela 5.4 – Comportamento ambiental dos alvejantes óticos analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	68
Tabela 5.5 – Comportamento ambiental dos oxidantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	68
Tabela 5.6 – Comportamento ambiental dos antiespumantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	69
Tabela 5.7 – Comportamento ambiental dos complexantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	70
Tabela 5.8 – Comportamento ambiental dos preservantes de corante analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	70
Tabela 5.9 – Comportamento ambiental dos compostos de classes variadas analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin TM	71
Tabela 5.10 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de surfactantes.....	72
Tabela 5.11 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de redutores.....	73
Tabela 5.12 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de alvejantes óticos.....	74
Tabela 5.13 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de oxidantes.....	74
Tabela 5.14 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de antiespumantes.....	75
Tabela 5.15 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de complexantes.....	76
Tabela 5.16 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de preservantes de corante.....	76
Tabela 5.17 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para classes variadas.....	77
Tabela 5.18 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos surfactantes no meio aquático superou os valores da CMA.....	78
Tabela 5.19 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos redutores no meio aquático superou os valores da CMA.....	79
Tabela 5.20 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos alvejantes óticos no meio aquático superou os valores da CMA.....	79
Tabela 5.21 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos oxidantes no meio aquático superou os valores da CMA.....	80

Tabela 5.22 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos antiespumantes no meio aquático superou os valores da CMA.....	80
Tabela 5.23 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos complexantes no meio aquático superou os valores da CMA.....	81
Tabela 5.24 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos preservantes de corante no meio aquático superou os valores da CMA.....	81
Tabela 5.25 – Número de dias por ano nos quais a concentração de classes variadas no meio aquático superou os valores da CMA.....	82

1 INTRODUÇÃO

A crescente pressão sobre os recursos naturais, observada nas últimas décadas, tem forçado instituições governamentais, ou não, indústrias e suas diversas associações e entidades de ensino a buscarem ferramentas efetivas para a preservação ambiental. Essas ferramentas têm como princípio básico a utilização sustentável dos recursos naturais, isto é, a exploração dos recursos disponíveis para suprir as necessidades das gerações atuais sem comprometer o suprimento das necessidades de gerações vindouras.

A busca por um desenvolvimento sustentável, dentre outras coisas, envolve inúmeras ações para elaboração de conceitos e construção de metodologias que possam ser aplicadas pelas indústrias e segmentos da sociedade de maneira consistente e eficaz. Nesse contexto, surgem o conceito de ecologia industrial e diversas metodologias para prevenção da poluição e, paralelamente, para a produção mais limpa.

Ecologia Industrial é um conceito aplicado ao desenvolvimento industrial, visando à promoção da gestão de produtos (incluindo bens e serviços), processos e cadeias produtivas inseridas no uso sustentável de recursos naturais, com foco principal nos fluxos de matéria e de energia (BOYLE, 1999; HUYBRECHTS et al., 1996; FRESNER, 1998).

A produção mais limpa é uma extensão lógica da busca para preservar matérias-primas e reduzir resíduos. Para tal, as pessoas, dentro ou fora das empresas, são conduzidas a examinar ações para aumentar a produtividade, reduzir o consumo de recursos naturais e os resíduos e, o mais importante, reduzir o risco ambiental (UNEP, 2002).

Com a Prevenção da Poluição, são traçadas metas que visam ao desenvolvimento e à aplicação de uma metodologia otimizada para alcançar melhores resultados. Além das ferramentas que fazem parte dessa metodologia, outras ferramentas, como é o caso da avaliação de risco ecológico, têm demonstrado um potencial significativo a ser utilizado para a prevenção da poluição. A avaliação de risco ecológico consiste na determinação da probabilidade de ocorrência de efeitos danosos causados por agentes físicos, químicos ou biológicos, de origem antropogênica sobre organismos não humanos, populações e ecossistemas (SUTER, 1996). O processo foi criado originalmente para estudar ocorrências de contaminação química (OOST et al., 2003), principalmente nos casos em que, apesar do

contaminante não apresentar toxicidade aos seres humanos, serem verificados efeitos danosos aos recursos naturais (BASCINETTO et al., 1990).

A indústria têxtil se caracteriza como uma importante tipologia industrial sob o ponto de vista da poluição. Os poluentes gerados pela tipologia em questão são emitidos nas mais diversas formas, podendo ser resíduos sólidos, emissões atmosféricas e efluentes líquidos, sendo a última forma gerada em maior volume e com alto potencial poluidor.

Segundo Leão et al. (2002), o estado de Minas Gerais possui mais de 600 empresas têxteis cadastradas na Secretaria de Estado da Fazenda, sendo que dessas, cerca de 80 empresas são malharias. O processo de produção de malhas pode ser dividido em três etapas principais (TORQUETTI, 1998):

- beneficiamento primário – destinado à preparação do tecido para as fases subsequentes, constitui-se dos processos de mercerização ou alcalinização, purga e alveijamento;
- beneficiamento secundário – destina-se à aplicação de corantes ou estampas no tecido, sendo realizado por processos de tingimento ou estampagem;
- beneficiamento terciário – nessa etapa são utilizados processos que objetivam conferir maior estabilidade dimensional, melhor toque e características especiais aos tecidos, por exemplo, impermeabilidade à água.

Os efluentes das indústrias têxteis, gerados principalmente nas etapas de processamento a úmido, contêm inúmeras substâncias contaminantes, por utilizar intensivamente produtos químicos, bem conhecidos como auxiliares têxteis, que podem causar danos ao meio ambiente se não forem adequadamente removidas ou tratadas. São muitas as substâncias que não ficam retidas no tecido e são descartadas com os efluentes (LEÃO et al., 2002; RUTHERFORD et al., 2003). Uma característica comum dos efluentes têxteis é a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Além disso, por apresentarem um número significativo de constituintes não biodegradáveis, esses efluentes possuem valores elevados de Demanda Química de Oxigênio (DQO). Esses efluentes, quando brutos, também apresentam altas concentrações de nonilfenol e de etoxilatos de nonilfenol, especialmente aqueles de longas cadeias carbônicas. É conhecido cientificamente que esses compostos apresentam efeitos ecotoxicológicos sobre a biota aquática (SERVOS, 1999).

Considerando as principais características da produção de malhas, um dos focos da Prevenção da Poluição é a substituição de reagentes com maior potencial poluidor por outros de menor potencial. A substituição de compostos químicos pode eliminar resíduos e evitar gastos com equipamentos de controle da poluição. As possibilidades de substituição de reagentes variam substancialmente de uma indústria para outra, devido às diferenças nas condições ambientais, de processamento, nos produtos e nas matérias-primas empregadas (USEPA, 1997). Para chegar às possibilidades de substituição de produtos químicos auxiliares, um dos caminhos é empregar a avaliação de risco ecológico considerando os produtos químicos utilizados pela indústria de malhas. A avaliação de risco ecológica possibilita a distinção entre os compostos que apresentam risco e aqueles que não o apresentam.

Matosinhos (2003) realizou um trabalho de avaliação de risco ecológico para o setor têxtil. Durante o estudo, o autor fez um levantamento na literatura de possíveis produtos químicos utilizados nas indústrias do setor têxtil. As informações sobre esses produtos foram obtidas em páginas eletrônicas de fabricantes e em páginas eletrônicas especializadas em Fichas de Informações de Segurança de Produtos Químicos (FISPQ). Matosinhos (2003) fez a estimativa de consumo dos produtos químicos baseando-se em fichas de informações técnicas dos mesmos, também obtidas em páginas eletrônicas. Apesar de não ter representado o cotidiano de indústrias do setor têxtil, o trabalho demonstrou que a avaliação de risco ecológico nos moldes da metodologia USEPA (1998) é uma estratégia efetiva para a Prevenção da Poluição.

As possibilidades sinalizadas pelo trabalho de Matosinhos (2003) conduziram à realização deste trabalho como um estudo de caso em uma indústria de malhas. Desta feita, o estudo foi conduzido considerando-se as informações de produtos químicos prontamente utilizados em malharias. Essas informações foram obtidas diretamente dos fabricantes. O consumo desses produtos foram estimados com base na realidade operacional da empresa sob estudo. Finalmente a avaliação de risco ecológica foi testada como uma ferramenta para a Prevenção da Poluição.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é verificar a efetividade da avaliação de risco ecológico, relacionado a produtos químicos utilizados no processo produtivo de uma indústria de malhas, como instrumento para Prevenção da Poluição.

2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são os que seguem:

- elaborar um modelo conceitual de exposição para as condições de operação e de lançamento de efluentes de uma indústria típica do segmento de malharia;
- estimar as propriedades físico-químicas de compostos químicos que compõem os produtos auxiliares têxteis;
- avaliar o comportamento e o destino ambiental desses compostos quando lançados no meio aquático;
- estimar a exposição dos organismos aos compostos no meio aquático;
- estimar a toxicidade desses compostos sobre organismos aquáticos;
- estimar e avaliar o risco ecológico inerente ao lançamento desses compostos em cursos d'água;
- avaliar a possibilidade da utilização de programas computacionais para obtenção de dados ecológicos, ausentes nas Fichas de Informações de Segurança de Produtos Químicos (FISPQ), de produtos auxiliares têxteis disponíveis no mercado; e
- apontar as possíveis substituições de produtos auxiliares têxteis visando à Prevenção da Poluição no processo de produção de malhas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *A ecologia industrial e a prevenção da poluição*

A idéia de uma ecologia industrial é baseada em uma analogia direta com ecossistemas naturais. Na natureza um ecossistema funciona como uma rede de conexões em que os organismos vivem e consomem outros organismos e resíduos gerados pelos mesmos. O sistema evoluiu de modo que a característica das comunidades de organismos vivos é tal que nada que contém energia ou material útil estará perdido. Nesse contexto, alguns organismos passam a viver por meio de algum produto residual que fornece energia e material para suprir suas necessidades. No contexto industrial, pode-se pensar nisso como sendo o uso dos produtos e dos resíduos dos produtos. As estruturas de um ecossistema e de um sistema industrial ou econômico são extremamente similares (FROSCH, 1992).

A produção mais limpa e a ecologia industrial surgiram separadamente, mas dividem o interesse de usuários, indústria e instituições de ensino. Os dois conceitos têm o objetivo de diminuir os impactos ambientais causados pela produção industrial e seus produtos, embora diferenças tais como limites do sistema e força motriz sejam pertinentes. A produção mais limpa e a ecologia industrial podem trabalhar em conjunto para prevenir a poluição (GIANNETTI et al., 2004).

A produção mais limpa trata da diminuição da geração de resíduos e do desenvolvimento de produtos que causam um impacto ambiental reduzido ao longo do seu ciclo de vida (DURN e BUSH, 2001). Nesse caso o fabricante identifica todas as fases do ciclo de vida do produto. Essa ação pode ter um efeito positivo na pré-fabricação por meio de interações com fornecedores. A produção mais limpa pode resultar em melhorias na utilização de recursos, bem como considerar as conseqüências da utilização de recursos não renováveis. Também são alvos da produção mais limpa, a modernização de processos de produção e a reciclagem e reutilização de subprodutos. As embalagens e a distribuição devem ser consideradas, assim como a conexão dessas com o meio ambiente. Finalmente o produto deve ser considerado como intermediário que pode ser reciclado ou utilizado no final do seu ciclo de vida (GIANNETTI et al., 2004).

A produção mais limpa contribui para o importante progresso industrial sob o ponto de vista Ambiental. A **Figura 3.1** apresenta o esquema de uma unidade industrial convencional onde

são ilimitadas as matérias-primas e a energia consumidas. Nesse tipo de unidade, a geração de resíduos é alta e, mesmo depois de tratados, são totalmente lançados no meio ambiente. A introdução de práticas da produção mais limpa propicia o uso mais eficiente de matérias-primas e energia (**Figura 3.1**) e a melhoria no fluxo de materiais dentro da unidade industrial.

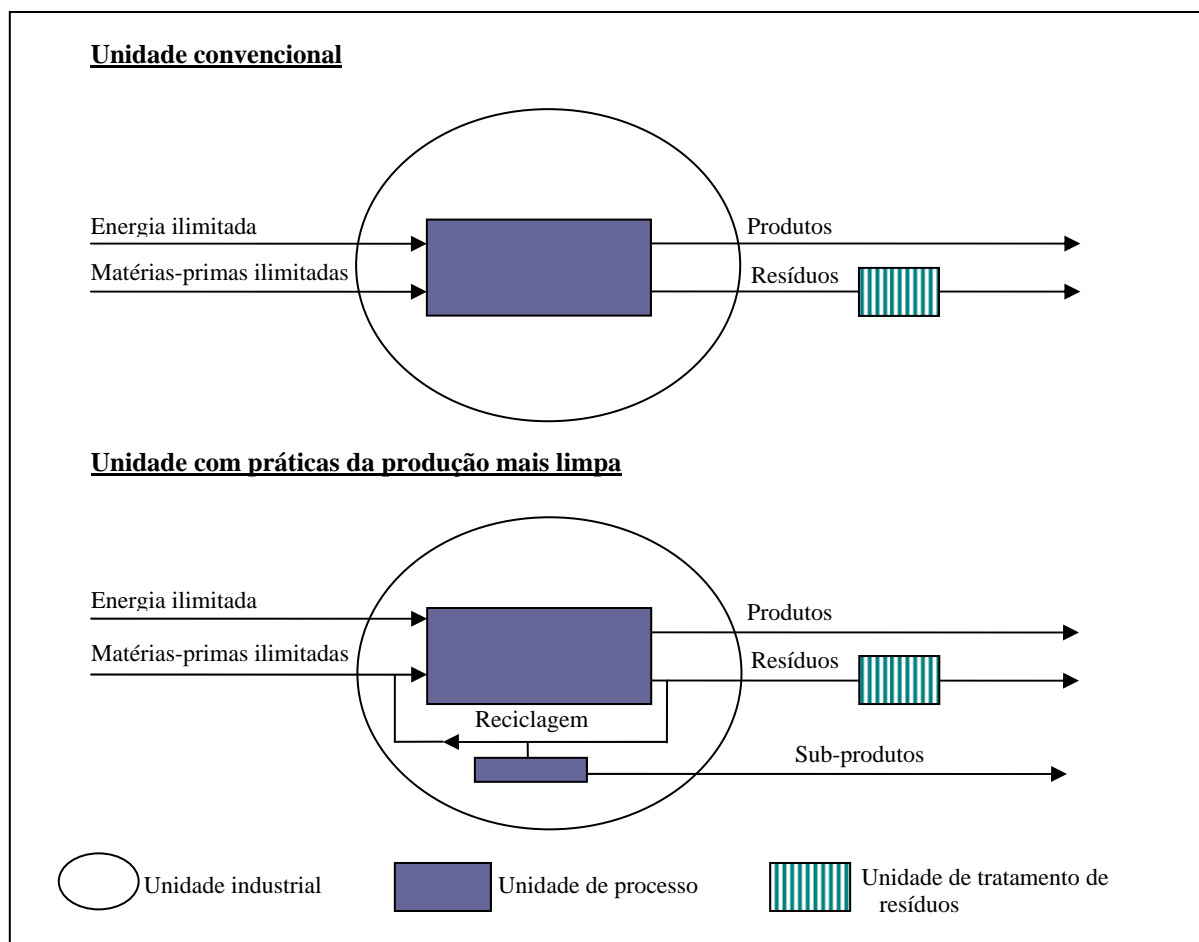


Figura 3.1: Diagrama representativo de uma indústria convencional e de uma indústria onde são aplicadas práticas da produção mais limpa (adaptado de GIANNETTI et al., 2004).

Apesar dos benefícios econômicos e ambientais, a aplicação de práticas de produção mais limpa em empresas separadamente continua sendo limitada, uma vez que intrinsecamente é impossível projetar um processo industrial que não cause impactos ambientais (GIANNETTI et al., 2004).

Lowe et al. (1996) associam os conceitos de ecologia industrial e economia ecológica. Os autores identificam potenciais equilíbrios entre modificações de processos, substituição de

materiais e outras medidas preventivas para redução de resíduos com a troca de materiais tóxicos dentro de uma rede de reciclagem.

Para atingir a ecologia industrial é necessário estudar todos os fluxos de energia e materiais de cada unidade industrial, isto é, estudar o metabolismo industrial (AYRES, 1994). Sob essa abordagem, esses fluxos seguem a partir de suas fontes, passam através do sistema industrial e chegam aos consumidores e às suas disposições finais. Essa análise demonstra como os recursos são utilizados em cada ponto do sistema e auxiliam na identificação de áreas onde uma ação imediata é necessária (GIANNETTI et al., 2004).

A **Figura 3.2** apresenta um diagrama representativo da agregação de unidades industriais que crescem até formar parques industriais ou *clusters*. A complexidade da agregação pode crescer à medida em que o número e a variedade de unidades industriais e as interações entre as unidades crescem. Uma empresa pode fornecer seus resíduos para mais de uma empresa. Analogamente, uma empresa também pode receber resíduos de mais de uma empresa. Apesar da complexidade específica de cada unidade, fatores como interações entre unidades por meio da troca de materiais podem cancelar um efeito mútuo, o qual pode ser responsável por oscilações do sistema com relação ao meio ambiente. Dessa forma, o processo global, o qual resulta de várias contribuições menores, pode causar um menor impacto ambiental quando comparado com o impacto causado pela soma daqueles causados por todas as unidades (GIANNETTI et al., 2004).

Embora a aplicação do conceito da ecologia industrial seja difícil e complexa, os resultados que podem ser alcançados são compensadores. Além disso, podem ser viáveis adaptações e simplificações que permitam uma disseminação ampla do conceito e de metodologias que permitem ganhos pulverizados, mas que na soma do todo seriam ganhos ambientais significativos.

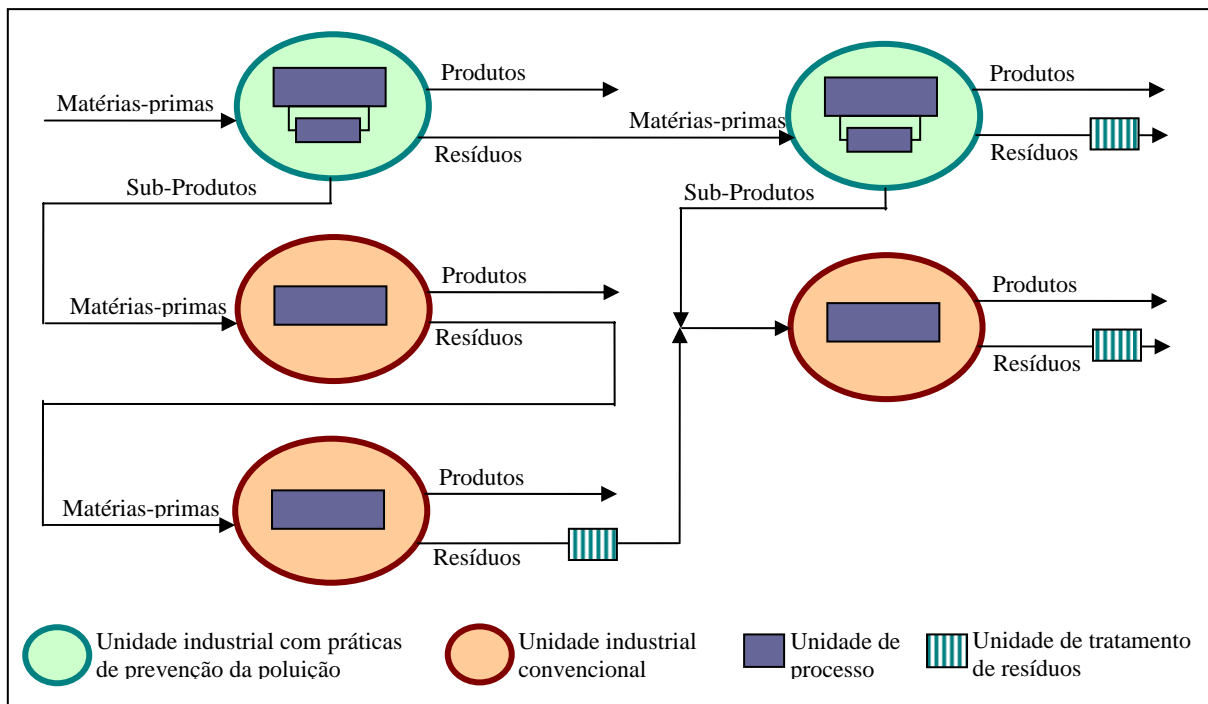


Figura 3.2: Diagrama representativo de uma agregação de indústrias (adaptado de GIANNETTI et al., 2004).

A ecologia industrial considera a indústria como uma fabricante de produtos e resíduos e remete a uma avaliação integrada vinculando a indústria e o meio ambiente (FROSCHE e GALLOPOULOS, 1989)

3.2 Considerações sobre as indústrias de malhas

O processo de fabricação de malhas se inicia com a produção de fios que pode utilizar matérias-primas de origem natural (algodão, seda, linho) ou sintética (Poliéster, Poliamidas, Elastanos etc.). Após a fiação, o material é encaminhado para teares de alta produtividade para a fabricação das malhas. A tecelagem de malhas pode ser feita de duas maneiras diferentes (TORQUETTI, 1998):

- malharia por trama – utiliza o método de entrelaçamento de malhas na direção da trama (horizontal) com um ou mais fios que alimentam um grande número de agulhas, que podem ficar dispostas em sentido retilíneo ou circular. Os teares circulares são mais comuns e de altíssimo rendimento, podendo produzir tecidos de alta qualidade, com desenhos, listras, relevo etc. (**Figura 3.3**).

- malharia por urdume – o entrelaçamento da malha ocorre no sentido vertical, empregando numerosos fios que se entrelaçam lateralmente e podem alimentar uma ou mais agulhas. Existem, basicamente, dois tipos de teares: aqueles utilizados para produção de tecidos lisos como tecidos elásticos, forros, veludos etc. e outros voltados para a produção de *lingeries*, cortinas etc. (**Figura 3.3**).

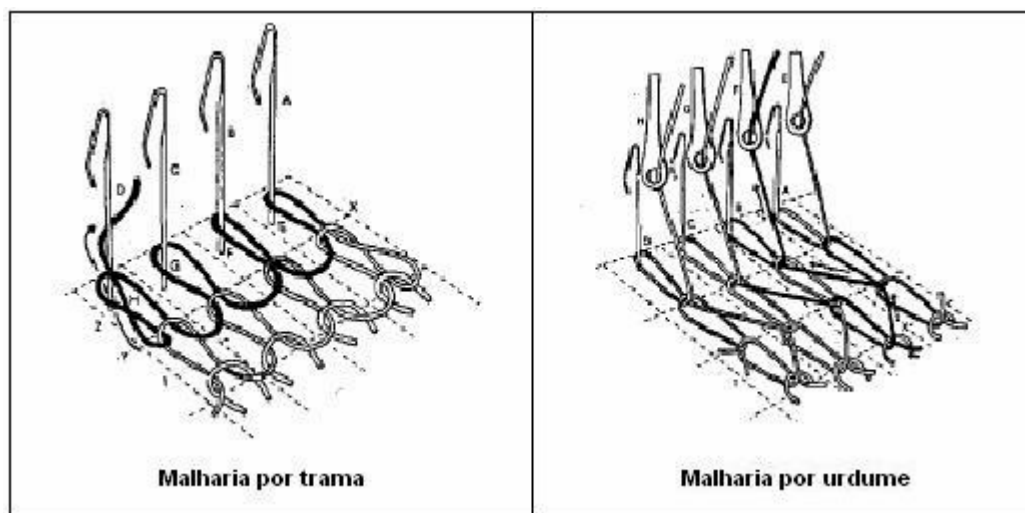


Figura 3.3 – Processos de produção de malhas (adaptado de USEPA, 1997)

Ao término da tecelagem o tecido é encaminhado para o processamento a úmido que consiste em etapas realizadas com o tecido em contato com banhos contendo os mais diversos auxiliares têxteis. A passagem do tecido por essas etapas confere ao mesmo, aparência, durabilidade e utilidade (USEPA, 1997).

As principais etapas do processamento a úmido são apresentadas na **Figura 3.4**. O tecido, recebido da tecelagem, primeiramente passa por uma inspeção para conferência da quantidade e identificação de possíveis defeitos. Após a inspeção, o tecido é encaminhado para o processamento a úmido que compreende as etapas: mercerização/alcalinização, purga, alvejamento químico, tingimento e/ou estampagem e acabamento. Normalmente as etapas de purga, alvejamento e tingimento são realizadas em equipamentos específicos. No setor têxtil de Minas Gerais é comum empregar, nessas etapas, equipamentos do tipo *Jet flow*, *Over flow*, *Jigger flow* ou *Pandora*, *Cotton flow*, *Duck flow*, dentre outros. Cada equipamento é adequado para processar determinados tipos de tecido e são definidos de acordo com a composição, a cor, a quantidade e a procedência do tecido.

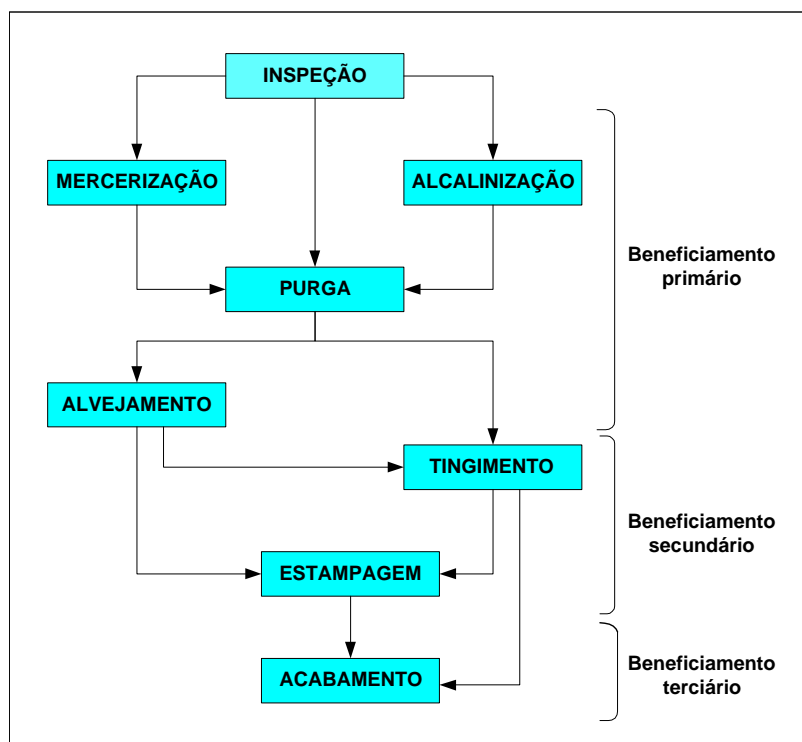


Figura 3.4 – Beneficiamento de malhas e suas etapas mais importantes (adaptado de LEÃO et al., 2002)

Em termos de geração de efluentes e impactos ambientais, o processamento a úmido é a operação de maior importância na indústria têxtil. Os métodos de processamento variam grandemente dependendo do produto final, das práticas adotadas na produção e do tipo de fibra processada. Grandes volumes de efluentes são gerados contendo uma ampla variedade de contaminantes que devem ser tratados antes da disposição final (USEPA, 1997).

3.3 Principais produtos químicos auxiliares utilizados na indústria têxtil

De uma maneira geral, os produtos químicos podem ser classificados de acordo com as funções específicas que possuem no processo de acabamento dos tecidos. Um tipo de classificação, suas respectivas funções juntamente com alguns exemplos são apresentados a seguir (FISCHER et al., 1995):

Detergentes: aplicados para remoção de corante não fixado às fibras e de resíduos de produtos auxiliares utilizados no processamento. Exemplos: produtos alifáticos resultantes da condensação de óxido de etileno e misturas de éteres alquil poliglicólico.

Redutores: utilizados para redução de corantes à cuba e ao enxofre; pós-tratamento pela decomposição redutora de corantes aderidos à superfície das fibras. Esses agentes reduzem os pigmentos dos corante insolúveis em água em condições de pH alcalino, convertendo os mesmos em compostos solúveis em água e com afinidade com as fibras. Exemplos: sulfito de sódio, glicose e glucose.

Oxidantes: aplicados no tingimento de fibras celulósicas com corantes à cuba e ao enxofre. Em tingimentos com corantes à cuba, os pigmentos insolúveis são regenerados por oxidação. Exemplos: peróxido de hidrogênio, hipoclorito de sódio e clorito de sódio.

Dispersantes: utilizados para aumentar a solubilidade de corantes em água. Esses agentes funcionam como reservatórios de solução saturada de corante dos quais o corante, molecularmente disperso, é absorvido pela fibra. Exemplos: compostos ligno-sulfonados e óleos sulfonados.

Umectantes: aplicados para aumentar a hidrofibilidade do tecido, por meio da redução da tensão superficial do líquido, causando seu espalhamento sobre a superfície das fibras. Exemplos: ésteres, polietilenoglicol e sulfato de éter de álcool graxo.

Antiespumantes: utilizados para evitar a formação de espuma e transbordo nos equipamentos. Espumas podem ser formadas, em excesso, em presença de certos surfactantes e, às vezes, na presença de compostos residuais na forma gasosa. Exemplos: derivados de silicone e ésteres de altos pontos de ebulição.

Complexantes: usados para complexar íons de cálcio, magnésio e sais de metais pesados presentes no banho de tingimento. Exemplos: EDTA (etileno-diamino-tetra-acetato) e derivados de ácido fosfórico.

Igualizantes: utilizados para promover a distribuição uniforme dos corantes no tecido durante a exaustão. Os igualizantes agem, principalmente, reduzindo a taxa de tingimento, aumentando a taxa de migração do corante para dentro do tecido e melhorando a compatibilidade de corantes. Exemplos: EDTA, polifosfatos e policarboxilatos.

Reguladores de pH: aplicados para promover o acerto do pH do banho de tingimento em faixas adequadas ao tipo de corante utilizado. O controle do pH possibilita a homogeneização

do corante na fase de absorção na fibra. Exemplos: ésteres, sais de ácidos carboxílicos, sais de sódio, fosfatos e dióxido de carbono.

Preservantes de corante: são compostos que evitam a degradação e a destruição de corantes, quando esses se encontram em condições desfavoráveis. Exemplos: sais inorgânicos e nitroarilsulfonatos de sódio.

Aceleradores: utilizados no tingimento de fibras sintéticas, na fase de exaustão, para aumentar a taxa de absorção de corantes dispersos nas fibras, proporcionar uma difusão mais rápida na fibra e produzir maior rendimento do corante. Exemplos: hidrocarbonetos aromáticos e ésteres aromáticos.

Agentes Antiquebraduras: usados para melhoria do deslizamento de uma parte do tecido sobre outra, visando a evitar formação de rugas no tecido úmido ou seco. Esses agentes são úteis também para estabilizar o tecido, evitando assim, o seu encolhimento ao longo do processo progressivo de lavagem. Exemplos: ésteres fosfóricos modificados, derivados de poliamidas e sulfonados graxos.

Fixadores: aplicados para fixação de corantes solúveis ao tecido. O efeito da maioria dos fixadores é a solubilização do corante durante o processo de fixação. Em outros casos, os mesmos causam a inchação das fibras do tecido. Exemplos: Poliamidas alifáticas modificadas, formaldeído e melamina.

Agentes de pré-tratamento: são aplicados para remoção de materiais estranhos da fibra. Os grupos de substratos, previamente bloqueados por impurezas, são expostos, melhorando assim, a alvura do tecido. Exemplo: hidróxido de sódio.

Agentes de engomagem: são utilizados para conferir ao tecido maior firmeza e resitência. Exemplos: poliacetato de vinila e copolímeros de acrilato e de metacrilato.

Surfactantes: são compostos que se caracterizam por apresentarem macromoléculas contendo partes de polaridades distintas. Possuem uma ampla variedade de aplicação, como em dispersantes, emulsionantes, estabilizadores mecânicos, estabilizadores de outros compostos auxiliares, detergentes, umectantes etc.

3.4 A avaliação de risco ecológico como ferramenta da prevenção da poluição

A avaliação de risco ecológico vem se tornando um prelúdio para o gerenciamento de risco. Na Europa já faz parte da legislação da Comunidade Européia, que se refere a substâncias existentes, ou a substâncias novas (COMUNIDADE EUROPÉIA, 1992).

Uma avaliação de risco ecológico consiste em fazer previsões a respeito da probabilidade de ocorrência de danos ecológicos provenientes de atividades industriais, levando em consideração os moldes de produção, armazenamento, uso e disposição de contaminantes. Nessa avaliação, combina-se uma compreensão do potencial das substâncias para causarem danos e a probabilidade desse potencial tornar-se realidade. Então é necessário combinar identificação e avaliação de agentes de risco com previsão de destino e exposição dos receptores (CALOW, 1998).

O trabalho de Nakanishi et al. (2003) tem um objetivo muito diferente daqueles amplamente desenvolvidos e empregados para tomadas de decisão em países desenvolvidos. O projeto dos autores enfatiza o desenvolvimento de metodologias de avaliação de risco ecológico com as quais é possível comparar quantitativamente os riscos causados à uma ampla gama de receptores.

Nakanishi et al. (2003) propõem o uso do parâmetro extinção de espécies, T , e apresentam os seguintes motivos: 1) a extinção de espécies é um evento que todos querem evitar; 2) a probabilidade da extinção pode ser utilizada para avaliar efeitos ecológicos conseqüentes de outras atividades, que não o uso de produtos químicos; e 3) as conseqüências dos efeitos ecológicos podem ser avaliados em termos de eventos que poderiam ocorrer no futuro.

Nessa abordagem, o parâmetro T pode ser utilizado em tomadas de decisão, comparando os riscos ecológicos decorrentes da exposição a produtos químicos com aqueles conseqüentes de outras ações, tais como, desmatamento, pescaria desordenada, lançamento de efluentes térmicos, regularizações de vazão, ou retirada de recursos naturais. Além disso, é possível comparar os riscos com os benefícios econômicos e ambientais da utilização de produtos químicos.

Tanaka (2003) realizou uma tentativa de estimar o risco ocasionado por alguns agroquímicos e surfactantes sobre a população de zooplâncton. No contexto da avaliação de risco ecológico,

o método utilizado apresentou algumas vantagens não observadas em outros. O método mantém os princípios ecológicos como a intrínseca taxa de crescimento natural, embora algumas simplificações sejam inevitáveis. A estimativa da probabilidade de extinção é baseada em modelos ecológicos que simulam a dinâmica da população e a extinção.

Os trabalhos de Nakanishi et al. (2003) e de Tanaka (2003) vêm demonstrar a evolução dos métodos para avaliação de risco ecológico. Os autores propõem, de maneira consistente, novas formas para execução de avaliação de risco ecológico.

Uma avaliação de risco em nível de populações e de ecossistemas na maioria das vezes é inviabilizada pelo grau de complexidade das relações ecológicas que seriam inseridas no estudo. Alternativamente tornam-se comuns as avaliações de risco ecológico sustentadas por resultados de testes obtidos em laboratórios. Apesar de possuírem muitas incertezas, essas avaliações são ferramentas úteis do ponto de vista ambiental.

Segundo Chapman (1995), respostas a contaminantes em nível de espécies são normalmente determinadas em exposições controladas em laboratórios, mas podem incluir, também, estudos com organismos enclausurados. Cairns et al. (1993) afirmam que dados para espécie única obtidos em laboratório não são confiáveis para extrapolações para níveis de organização biológica mais elevados. Os efeitos sobre populações e comunidades são normalmente avaliados por meio de observações no ambiente que recebe os agentes de risco. Os problemas relacionados às avaliações que consideram espécies múltiplas incluem: definição dos alvos da avaliação, predições menos precisas que aquelas alcançadas para espécies únicas e os custos elevados para realização das análises necessárias (CHAPMAN, 1995).

Avaliações de risco com base em uma única espécie são insuficientes para fornecer confiabilidade na avaliação do impacto de compostos tóxicos sobre ecossistemas. À medida do possível, modelos que consideram populações e ecossistemas devem ser utilizados para explorar as conseqüências da exposição a substâncias químicas. A vantagem do uso de modelos ecológicos em avaliações de risco envolvendo produtos químicos está no fato de que esses modelos possibilitam a caracterização, em nível de processo, das relações entre exposição e impactos ecológicos (NAITO et al. 2003).

Avaliações de risco ecológico podem ser utilizadas para dar sustentação a estimativas de impactos ambientais. Rutherford et al. (2003) utilizaram os resultados de uma avaliação de

risco ecológico para determinar os impactos em um ambiente aquático que recebe os efluentes do processo de acabamento da indústria têxtil no Canadá. Os resultados mostraram que efluentes têxteis sem tratamento apresentaram impactos ecológicos nos níveis de comunidade e de população, enquanto que efluentes com tratamento primário apresentaram impactos apenas no nível de população. Embora alguns efluentes que passaram por tratamento secundário tenham apresentado toxicidade subletal, não há evidência de impacto ambiental relacionado a esses efluentes.

O monitoramento biológico em níveis mais altos de organização (por exemplo, comunidades) não é a abordagem adequada se o objetivo é desenvolver um sistema preventivo capaz de detectar efeitos antes que os mesmos se tornem sérios. Uma vez que os efeitos são detectados em níveis mais altos de organização, sérios danos terão ocorrido em níveis mais baixos (por exemplo, população) (MOORE, 1998).

A avaliação de risco ecológico é um processo que analisa a probabilidade com que um efeito ecológico adverso pode ocorrer como resultado da exposição a um, ou mais, agentes de risco (USEPA, 1992). Esse processo é aplicado sistematicamente para analisar e organizar dados, informações, considerações e incertezas de modo a auxiliar a compreensão e a previsão das relações entre agentes de risco e os efeitos ecológicos (USEPA, 1998).

A avaliação de risco ecológico é desenvolvida dentro de um contexto de gerenciamento de risco para avaliar as interferências antropogênicas que são consideradas indesejadas (USEPA, 1998). Nas últimas décadas a avaliação de risco vem se desenvolvendo como uma importante ferramenta para a tomada de decisões que afetam diferentes sistemas ecológicos.

Pelo caráter indispensável dos produtos químicos utilizados no processo de produção de malhas, torna-se necessário o estudo de viabilidade técnica de alternativas que apresentam ganhos ambientais. Nesse sentido, os aplicativos que auxiliam na avaliação do risco ecológico se apresentam como ferramentas de grande utilidade para simular diversos cenários utilizando diferentes produtos químicos. Segundo Matosinhos (2003), a avaliação de risco ecológico apresenta um grande potencial – como critério simples, rápido e barato – para comparação entre os produtos químicos utilizados no beneficiamento têxtil, contribuindo para a Prevenção da Poluição.

Os agentes da toxicidade aquática podem ser sais, surfactantes, íons metálicos e seus complexos formados com compostos orgânicos tóxicos, biocidas e ânions tóxicos (USEPA, 2004). Durante os últimos anos, foram desenvolvidos vários métodos para classificação e avaliação ecotoxicológicas (IPPC, 2003). Na Europa existem importantes métodos que vêm sendo utilizados com sucesso. São eles: *TEGEWA*, *SCORE-System*, *Dutch General Assessment Methodology* e *BEWAG-Concept*, desenvolvidos e aplicados respectivamente na Alemanha, na Dinamarca, na Holanda e na Suíça. Esse investimento tem resultado no aperfeiçoamento do processo, que passou a abranger os efeitos ecológicos causados por distúrbios físicos e biológicos, em diversas escalas espaciais e temporais (USEPA, 1998).

Segundo a Associação dos Fornecedores de Auxiliares Têxteis da Alemanha, a introdução do método *TEGEWA*, em 1998, na Alemanha, propiciou uma redução no consumo de produtos classe III (alta relevância para os efluentes de acordo com a classificação do método) (IPPC, 2003). A redução pode ser observada na **Tabela 3.1**. O consumo de compostos da classe III apresentou uma redução de 11 % no período entre 1997 e 2000. Essa redução percentual correspondeu a cerca de 18.300 t/ano. Outra constatação importante é que ao longo do referido período o consumo de produtos de classe I (baixa relevância ambiental) ao contrário dos demais aumentou, indicando a substituição de produtos com maior potencial poluidor por aqueles de menor potencial.

Tabela 3.1 – Compostos auxiliares têxteis comercializados na Alemanha entre os anos de 1997 e 2000.

	N.o de Compostos				Quantidade (t/ano)				Quantidade (%)			
	1997	1998	1999	2000	1997	1998	1999	2000	1997	1998	1999	2000
Classe I	2.821	3.020	3.242	3.164	98.446	105.983	102.578	104.406	63	67	75	77
Classe II	1.499	1.485	1.358	1.258	29.972	29.422	23.321	22.103	19	18	17	16
Classe III	460	417	358	297	27.574	23.830	10.231	9.206	18	15	8	7
Total	4.780	4.922	4.958	4.719	155.992	159.235	136.130	135.715	100	100	100	100

Classe I: baixa relevância para o efluente;

Classe II: relevante para o efluente;

Classe III: alta relevância para o efluente.

Fonte: IPPC, 2003.

3.5 Metodologias de avaliações de risco

Existem várias metodologias que podem ser empregadas em uma avaliação de risco ecológico. A complexidade de cada metodologia depende, basicamente, do escopo e dos

objetivos da avaliação a ser realizada. Dessa maneira, escopos mais abrangentes que envolvem ecossistemas mais amplos e maior número de agentes de risco conduzem à aplicação de metodologias mais complexas com critérios rígidos para execução das fases envolvidas na avaliação.

Power e McCarty (2002) examinaram sete metodologias para avaliação de risco ecológico de cinco diferentes países. As metodologias analisadas foram as seguintes: 1) MHPPE (*Ministry of Housing, Physical Planning and Environment Premises*) da Holanda; 2) Metodologia da USEPA (*United States Environmental Protection Agency*); 3) do NRC (*National Research Council*); 4) da Comissão Executiva/Legislativa para Avaliação e Gerenciamento de Risco dos Estados Unidos; 5) Metodologia ANZ da Austrália/Nova Zelândia; 6) Guia UKDOE (*United Kingdom Department of the Environment*) do Reino Unido; e 7) Metodologia da CSA (*Canadian Standards Association*) do Canadá. Segundo os autores, todas as metodologias mantêm uma importante regra, em termos científicos: sugerem abordagens adaptadas para tomadas de decisão e têm etapas analíticas bem definidas.

Segundo Hill et al. (2000), avaliações de risco ecológico tipicamente envolvem quatro fases principais:

- formulação do problema - fase de planejamento sistemático e levantamento de informações para determinação do escopo e dos objetivos globais da avaliação de risco ecológico;
- avaliação dos efeitos - fase de levantamento e análise de dados focada na determinação das concentrações ou taxas não associadas com efeitos ecológicos adversos, ou focada na caracterização real da presença ou ausência de efeitos ecológicos adversos aos recursos ecológicos de um determinado local;
- avaliação da exposição - fase de levantamento e análise de dados direcionada para a quantificação de exposição relevante para os recursos ecológicos de referência do local avaliado; e
- caracterização do risco - fase de assimilação a qual integra os resultados das avaliações dos efeitos e da exposição para caracterizar os riscos aos receptores no ecossistema.

As avaliações de risco ecológico, muitas vezes, são realizadas de modo iterativo, isto é, são realizadas em etapas, sendo que a complexidade da avaliação aumenta ao longo das iterações sucessivas. Existem muitos termos para denominar as várias iterações de uma avaliação de risco ecológico. Em sistemas de duas iterações é comum denominar a primeira como Avaliação de Risco em Nível de Varredura – ARNV e a segunda como Avaliação de Risco em Nível Detalhado – ARND (HILL et al., 2000). As principais diferenças entre os dois tipos de avaliação são apresentadas na **Tabela 3.2**.

Tabela 3.2 – Principais diferenças entre ARNV e ARND (adaptado de HILL et al., 2000)

Parâmetro	ARNV	ARND
Informações utilizadas	<i>Disponíveis</i>	<i>Novas</i>
Nível de empenho	<i>Normalmente baixo</i>	<i>Normalmente alto</i>
Nível de conservadorismo	<i>Alto</i>	<i>Decrescente</i>
Agentes e receptores considerados	<i>Todos os possíveis</i>	<i>Subconjunto focado</i>
Nível de incerteza	<i>Alto</i>	<i>Decrescente (o grau depende dos objetivos da avaliação)</i>
Avaliação das incertezas	<i>Somente em pontos estimados</i>	<i>Tipicamente por meio de uma avaliação probabilística</i>
Extrapolações	<i>Amplas</i>	<i>Limitadas</i>
Estimativa de efeitos	<i>Primariamente individuais</i>	<i>Populações e comunidades</i>
Evidências múltiplas	<i>Consideração preliminar possível</i>	<i>Consideração detalhada</i>

ARNV: Avaliação de Risco em Nível de Varredura

ARND: Avaliação de Risco em Nível Detalhado

A metodologia da USEPA (USEPA, 1998) compreende três fases principais para execução de uma avaliação de risco: formulação do problema, análise, caracterização e comunicação do risco. Nos próximos itens, será apresentado o conteúdo previsto para cada fase da metodologia em questão.

3.5.1 Formulação do problema

Uma síntese do conteúdo da fase de formulação do problema é apresentada na **Figura 3.5**. Nessa representação retângulos são designados para entradas, hexágonos indicam ações e círculos representam saídas.

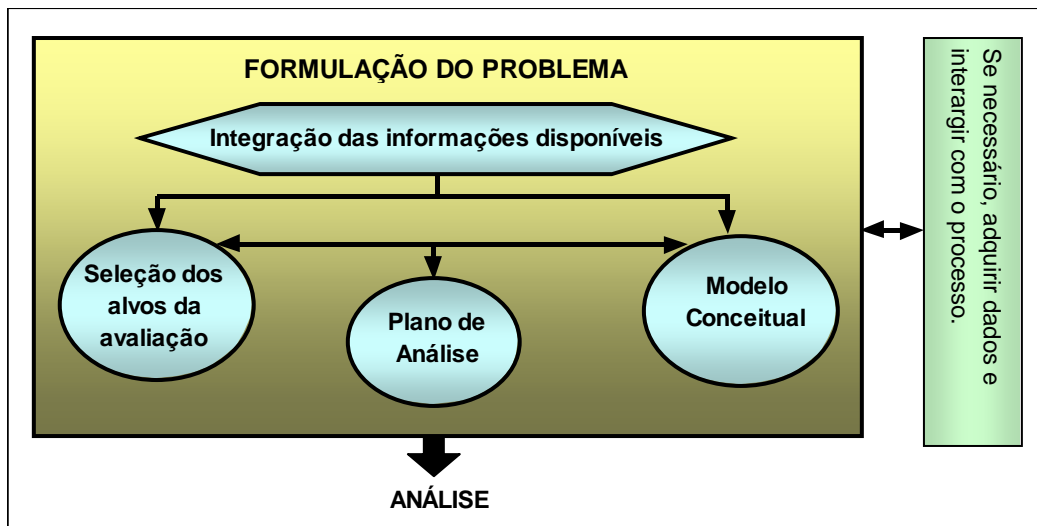


Figura 3.5 – Etapas a serem cumpridas para execução da fase de formulação do problema (adaptado de USEPA, 1998).

A formulação do problema é um processo para gerar e avaliar hipóteses preliminares sobre efeitos ecológicos que ocorreram ou podem ocorrer como resultado da atividade humana. A formulação do problema dá suporte para a completa avaliação de risco ecológico. Os objetivos da avaliação de risco são refinados durante essa fase. Então a natureza do problema é avaliada e é desenvolvido um plano para analisar dados e caracterizar os riscos (USEPA, 1998).

O envolvimento das partes interessadas na formulação do problema pode ser valioso durante a seleção dos alvos da avaliação, a revisão dos modelos conceituais e o ajuste do plano de análise. O grau de envolvimento deve ser compatível com a complexidade da avaliação de risco e com a magnitude do gerenciamento de risco a ser implementado. A implementação da fase de formulação do problema gera três produtos:

- os alvos da avaliação que refletem adequadamente os objetivos da avaliação de risco e o ecossistema que os mesmos representam;
- modelos conceituais que descrevem as relações chaves entre os agentes de risco e os alvos da avaliação; e
- um plano de análise.

3.5.1.1 Integração das informações disponíveis

A estrutura para a formulação do problema se baseia em como as informações disponíveis sobre as características das fontes, dos agentes de risco e dos ecossistemas, as oportunidades de exposição e os efeitos ecológicos são integradas e utilizadas. A integração das informações disponíveis é um processo iterativo que normalmente ocorre durante a formulação do problema. Avaliações iniciais freqüentemente dão suporte para gerar, preliminarmente, os modelos conceituais ou os alvos da avaliação, os quais podem conduzir a outros tipos de informações disponíveis, que não eram reconhecidas como necessárias.

A qualidade e a quantidade de informações determina o curso da formulação do problema. Quando informações-chaves são disponibilizadas em qualidade e quantidade apropriadas, a formulação do problema pode ser conduzida efetivamente. Quando dados não estão disponíveis, a avaliação de risco pode ser suspensa enquanto dados adicionais são coletados, ou se isso não for possível, pode ser desenvolvida com extrapolações a partir de dados conhecidos. Avaliações são freqüentemente iniciadas sem todas as informações necessárias. Nesses casos, o processo de formulação do problema identifica dados ausentes e fornece condições para a posterior coleta de dados.

A abrangência da avaliação de risco influencia quais as informações estão disponíveis inicialmente e quais informações devem ser coletadas. No caso de uma avaliação de risco envolvendo um único agente de risco em contato com o meio ambiente, deve-se procurar informações de como os efeitos associados ao agente sob avaliação podem ser associados ao ecossistema no qual o mesmo está sendo introduzido. Caso fosse um grupo de contaminantes, as informações iniciais seriam em maior número, se comparado à avaliação envolvendo um único agente.

Quando a avaliação é iniciada com a intenção de preservar um nível organizacional (espécies, comunidades, ecossistemas ou paisagens), a mesma deve ser realizada com a busca de informações sobre as condições específicas ou sobre os efeitos de interesse, as características relevantes para os ecossistemas e os potenciais agentes de risco e suas fontes.

Com a formulação do problema, a qualidade das informações e a aplicabilidade ao problema particular são progressivamente examinadas de maneira minuciosa. Nos casos apropriados, iterações adicionais podem resultar em uma compreensão clara do problema, que é útil na elaboração de um conjunto de hipóteses de risco. Uma vez que os planos de análise estão

sendo construídos, a validade dos dados torna-se um fator significativo durante a avaliação. Apesar do conhecimento limitado dos ecossistemas e dos agentes que os influenciam, o processo de formulação do problema oferece uma abordagem sistemática para organizar e avaliar as informações disponíveis sobre os agentes de risco e seus possíveis efeitos (USEPA, 1998).

3.5.1.2 Seleção dos alvos da avaliação

Os efeitos potenciais sobre os alvos da avaliação podem ser avaliados utilizando medição de toxicidade aguda e crônica em água coletada no ambiente e em efluentes brutos, de toxicidade aguda e subletal em amostras de sedimentos coletadas no ambiente. Além dessas medições que dependem de coleta de amostras, podem ser realizados também testes de toxicidade no local onde ocorre a exposição aos agentes de risco (RUTHERFORD et al., 2003).

Segundo Sankoh (1996), uma desvantagem da avaliação de risco ecológico se encontra na escolha de indicadores, que é feita de maneira seletiva. Pode não ser possível definir uma exaustiva lista de indicadores; além disso, informações sobre a influência de agentes de risco sobre o meio ambiente podem não ser levadas em consideração. Outro problema é estabelecer potenciais limitações da avaliação e valores que garantam proteção aos organismos do ecossistema. Embora possam parecer bastante plausíveis, os valores do risco final obtidos são de alguma maneira baseados em julgamentos subjetivos e podem não fornecer razões precisas para tomada de decisão. Contudo, a flexibilidade e a simplicidade do método o tornam viável para ser aplicado em vários aspectos da avaliação ambiental.

Isso presume que os alvos ecológicos, que se deseja proteger, sejam não só identificados, mas também compreendidos em termos de suas propriedades. Nesse contexto, é importante ter certeza daquilo que será medido (alvos da medição), assim como daquilo que será avaliado e protegido no ecossistema (alvos da avaliação) (CALOW, 1998).

Os alvos da avaliação são expressões explícitas de valores ambientais reais, que devem ser protegidos, operacionalmente definidos por entidades ecológicas e seus atributos. Os alvos da avaliação são críticos para a formulação do problema porque os mesmos estruturam a avaliação, tornando-se uma referência, e são pontos centrais para o desenvolvimento do modelo conceitual. A capacidade dos mesmos suportarem as decisões da avaliação depende

de suas características mensuráveis no ecossistema e se representam adequadamente os objetivos da avaliação (USEPA, 1998).

Todos os ecossistemas são diversificados com vários níveis de organização ecológica (indivíduos, populações, comunidades) e múltiplos processos em sua estrutura. É muito difícil definir quais as características são mais críticas para o funcionamento do ecossistema, portanto é sempre um desafio considerar o conjunto de possibilidades durante a escolha das características ecológicas a proteger em conjunto com os objetivos da avaliação.

Três critérios principais são utilizados para selecionar valores ecológicos que podem ser apropriados como alvos da avaliação (USEPA, 1998):

- relevância ecológica;
- suscetibilidade a agentes, ou a potenciais agentes de risco;
- relevância para os objetivos da avaliação.

Alvos relevantes ecologicamente refletem características importantes do sistema e são relacionados funcionalmente a outros alvos (USEPA, 1992). As conseqüências das mudanças nesses alvos podem ser quantificadas, como no caso de alterações na estrutura da comunidade pela perda de uma espécie chave, ou inferidas, como a taxa de sobrevivência mínima para aumentar uma população (MATOSINHOS, 2003). Entidades ecológicas são estruturalmente relevantes desde que sejam comuns, ou foram historicamente parte de um ecossistema sob avaliação.

Os alvos ecologicamente relevantes normalmente auxiliam na sustentabilidade da estrutura natural, das funções e da biodiversidade de um ecossistema, ou de seus componentes. Esse auxílio contribui para a cadeia alimentar, preserva os habitats, promove a regeneração de recursos críticos, ou reflete a estrutura da comunidade, do ecossistema ou da paisagem.

Recursos ecológicos são considerados suscetíveis quando os mesmos são sensíveis a um agente de risco ao qual estão, ou poderão estar, expostos. A suscetibilidade pode freqüentemente ser identificada durante a formulação do problema, mas nem sempre isso é possível.

A sensibilidade se refere a quão prontamente uma entidade ecológica é afetada por um agente de risco particular. A sensibilidade é diretamente relacionada ao modo de ação do agente de risco e é também influenciada pelas características históricas de vida de indivíduos e comunidades. Por exemplo, espécies com ciclo de vida longo e baixa taxa de reprodução são mais suscetível à extinção que espécies com ciclos de vida curtos e com altas taxas de reprodução.

Segundo Aurand (1996), nas três fases sugeridas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (formulação do problema, análise e caracterização do risco) há dois elementos principais que requerem maior atenção: a utilização de alvos da avaliação bem definidos e o desenvolvimento de modelos quantitativos e conceituais que facilitem possíveis análises comparativas. Os alvos da avaliação devem possuir relevância ambiental e social, definição operacional não ambígua, acessibilidade para predição e medições e suscetibilidade aos agentes de risco (SUTER, 1993 *apud* MATOSINHOS, 2003).

Uma vez que os valores ecológicos são selecionados como alvos da avaliação, os mesmos devem ser definidos operacionalmente. Dois elementos são requeridos para se definir os alvos da avaliação. O primeiro é a identificação da entidade ecológica específica. Essa entidade pode ser uma espécie, um grupo funcional de espécies, uma comunidade, um ecossistema, um habitat específico, ou outra entidade importante. O segundo é a característica da entidade que é importante proteger e que está potencialmente em risco. Para um alvo da avaliação ser útil na interpretação precisa dos objetivos do gerenciamento e nas bases para a medição inerente à avaliação de risco, ambos os elementos devem estar presentes.

Os alvos da avaliação se distinguem dos objetivos da avaliação por meio de sua neutralidade e especificidade. Os alvos da avaliação não representam uma realização desejada. Dessa forma, os mesmos não contém palavras como: proteger, manter, ou recuperar, ou mesmo indicam uma direção para mudanças tais como perder ou aumentar. Ao invés disso, os alvos são valores ecológicos definidos por entidades mensuráveis, fornecendo uma estrutura para a análise das relações efeitos-agentes de risco (USEPA, 1998).

Por razões práticas, pode ser facilitador o uso de alvos de avaliação que possuem métodos de testes, técnicas de medição e modelos preditivos bem desenvolvidos (SUTER, 1993 *apud* MATOSINHOS, 2003). Quando bem selecionados, os alvos da avaliação tornam-se poderosas ferramentas do processo de avaliação de risco. Portanto, medidas de efeitos,

exposição e características do ecossistema e dos receptores podem ser escolhidas para avaliar e fornecer as bases para distinguir diferentes agentes de risco, efeitos individuais e efeitos combinados.

Segundo Chapman et al. (1994), em testes ecotoxicológicos a seleção de alvos da avaliação pode sofrer influência comercial. A tendência é os laboratórios oferecerem testes com organismos menos sensíveis, prejudicando assim, a eficiência dos testes que envolvem os alvos da avaliação. Similarmente, testes que deveriam durar meses, muitas vezes são substituídos por outros que são realizados em dias. Esses testes mais rápidos nem sempre apresentam a sensibilidade necessária aos objetivos de uma avaliação (CHAPMAN, 1995).

As divergências entre os pontos de vistas apresentados nos trabalhos de Suter (1993) e Chapman (1994 e 1995) vêm corroborar a idéia de que abrangência da avaliação influencia significativamente a formulação do problema e, na seqüência, as demais fases da avaliação de risco ecológico.

3.5.1.3 Modelo Conceitual

Em avaliações de risco ecológico, modelos conceituais são representações das hipóteses pelas quais uma atividade, ou um conjunto de atividades induz efeitos nos receptores ecológicos (SUTER, 1999).

O desenvolvimento de um modelo conceitual é uma etapa importante de uma avaliação de risco ecológico. Para desenvolvimento de modelos simples, existem manuais bem difundidos entre os interessados na análise de risco (USEPA, 1998; SUTER, 1996). Em avaliações de risco complexas que envolvem múltiplas atividades em localidades específicas com múltiplos receptores, esses manuais não são adequados (SUTER, 1999). Nesse tipo de avaliação, torna-se necessária a elaboração de uma estratégia para desenvolvimento do modelo conceitual. Suter (1999) apresenta uma estratégia composta por cinco componentes que pode ser eficiente para elaboração de modelos complexos. Esses componentes são: construção de modelos explicitamente mecanicista; definição de compartimentos como grupos funcionais; inclusão de relações dose-resposta; criação de hierarquias de detalhes de modo que todos os processos importantes sejam incluídos sem a criação de esquemas confusos; e criação de componentes modulares, que representem as atividades sob avaliação, as influências sobre os receptores e entidades específicas do local, e os processos que vinculam as atividades aos receptores.

O modelo conceitual consiste nas descrições escritas e visuais das interações previstas entre as entidades ecológicas e os agentes de risco aos quais essas entidades estão expostas. Os modelos conceituais representam muitas interações, incluindo processos do ecossistema que influenciam as respostas dos receptores, ou os cenários de exposição que qualitativamente relacionam as atividades em uma paisagem a agentes de risco. O modelo pode descrever rotas primárias, secundárias e terciárias de exposição, ou co-ocorrência de rotas de exposição, efeitos e receptores ecológicos. Múltiplos modelos conceituais podem ser construídos para satisfazer várias questões em uma avaliação de risco (USEPA, 1998).

Os modelos conceituais para avaliações de risco são desenvolvidos a partir de informações sobre os agentes de risco, potencial exposição e efeitos previstos sobre uma entidade ecológica (alvo da avaliação). Dependendo da maneira pela qual a avaliação é iniciada, uma ou mais dessas categorias de informação são conhecidas inicialmente. O processo de construção do modelo conceitual auxilia na identificação de elementos desconhecidos.

A complexidade do modelo conceitual depende da complexidade do problema: o número de agentes de risco, o número de alvos da avaliação, a natureza dos efeitos e as características do ecossistema. Para agentes de risco e alvos da avaliação simples, o modelo conceitual pode ser simples. Em alguns casos o modelo conceitual básico pode ser utilizado repetidamente. Contudo, quando modelos conceituais são utilizados para descrever rotas dos agentes e dos alvos individuais e a interação entre múltiplos e diversos agentes de risco e os alvos da avaliação, modelos conceituais mais complexos e vários submodelos são normalmente requeridos. Nesse caso, pode ser útil criar modelos que também representam as características e funções esperadas para o ecossistema quando os agentes de risco não estão presentes. O modelo conceitual consiste de dois componentes principais (USEPA, 1998):

- conjunto de hipóteses de risco que descrevem as relações previstas entre os agentes de risco, a exposição e as respostas dos alvos da avaliação, juntamente com a justificativa para a sua seleção;
- um diagrama que ilustra as relações apresentadas nas hipóteses de risco.

As hipóteses são considerações feitas para avaliar as conseqüências lógicas ou empíricas, ou suposições aceitas para fornecer uma base para a avaliação. Hipóteses de risco são considerações específicas a respeito do risco potencial sob o qual estão expostos os alvos da

avaliação e podem se basear em teorias e lógica, em dados empíricos e em modelos matemáticos ou modelos probabilísticos.

Embora as hipóteses de risco sejam valiosas mesmo quando as informações são limitadas, a quantidade e a qualidade dos dados serão afetadas pela especificidade e o nível de incerteza associados às hipóteses de risco e ao modelo conceitual elaborado.

Os diagramas do modelo conceitual são representações visuais das hipóteses de risco. Esses diagramas são ferramentas úteis para comunicação e podem ser utilizados para gerar novas questões à respeito das relações que auxiliam a formulação plausível das hipóteses de risco. A **Figura 3.6** apresenta um exemplo de diagrama de modelo conceitual. Nesse diagrama pode-se observar as possíveis rotas (representadas por setas) dos contaminantes, envolvendo as várias entidades ecológicas do ecossistema.

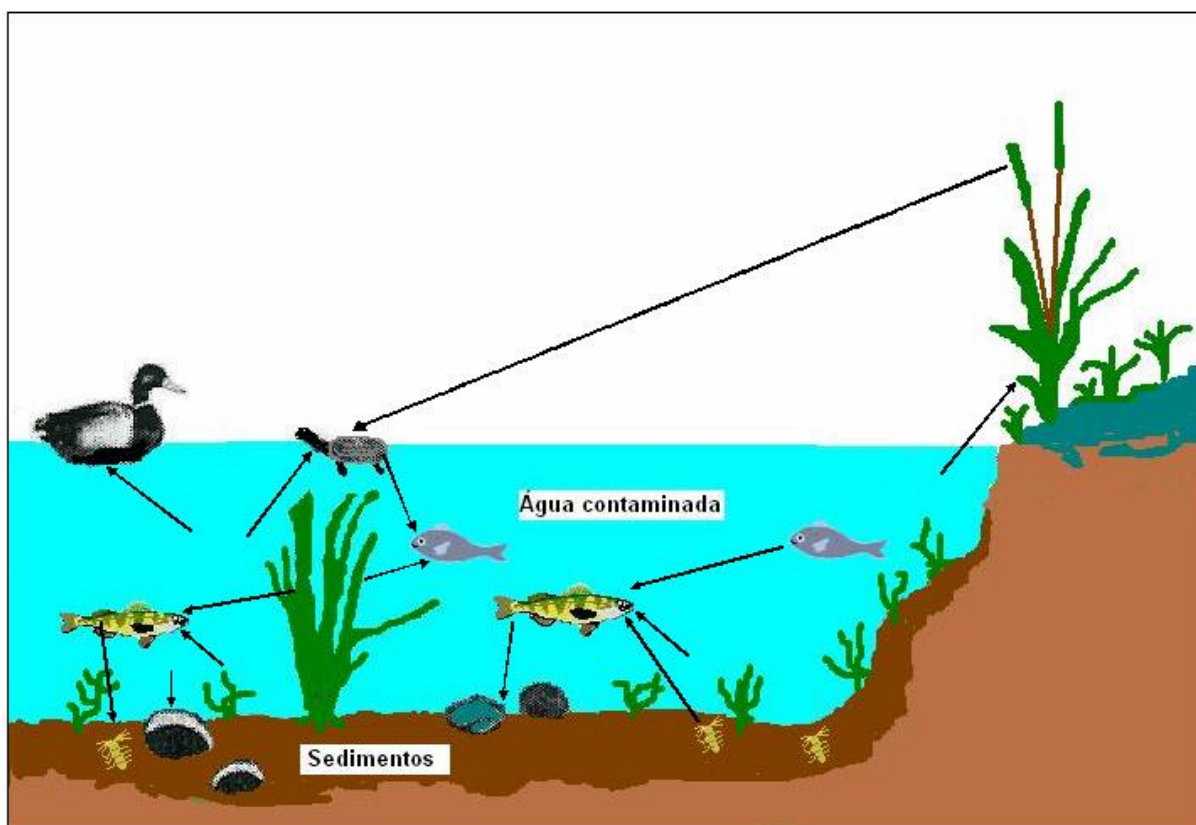


Figura 3.6 – Exemplo de modelo conceitual para um ecossistema aquático exposto a contaminantes presentes na água (adaptado de MATOSINHOS, 2003)

Os problemas associados à quantificação de variações ambientais são realçados quando incertezas inerentes a modelos, processos e parâmetros ecológicos são consideradas.

Negligenciar um tratamento das incertezas na avaliação de impactos sobre populações pode causar várias conseqüências, particularmente se os resultados determinísticos não forem conservativos (REGAN et al., 2003).

As incertezas relevantes para avaliações de risco ecológico podem ser divididas em quatro tipos principais: erros de medição, erros sistemáticos, incertezas do modelo e variação natural. Todas essas incertezas são bem conhecidas nesse tipo de avaliação e existem métodos adequados para descrever cada tipo (REGAN et al., 2003). O desenvolvimento do modelo conceitual pode consistir em uma das mais importantes fontes de incerteza da análise de risco. Se relações importantes são desconsideradas ou especificadas incorretamente, a caracterização do risco pode deturpar os riscos reais. As incertezas são inerentes à lacuna do conhecimento a respeito das funções no ecossistema, às falhas ao identificar os parâmetros espaciais e temporais relacionados entre si e à omissão de agentes de risco, ou à negligência de efeitos secundários.

Ao longo da formulação do problema, ambigüidades, erros e divergências ocorrem e contribuem para a incerteza. Sempre que possível, essas fontes de incertezas devem ser eliminadas por meio de um bom planejamento. Já que todas as incertezas não podem ser eliminadas, deve-se elaborar uma descrição da natureza das incertezas no fechamento da fase de formulação do problema (USEPA, 1998).

3.5.1.4 Plano de análise

O plano de análise é a etapa final da formulação do problema. Durante o planejamento das análises, as hipóteses de risco são avaliadas para determinar como as mesmas podem ser avaliadas por meio de dados disponíveis e também de dados novos. O plano inclui um esboço da avaliação projetada, dados necessários, medições e métodos para condução da fase de análise da avaliação de risco. À medida que a complexidade da avaliação de risco aumenta, a importância de um bom plano de análise também aumenta.

O plano de análise inclui as rotas e relações identificadas durante a formulação do problema, que são levantadas na fase de análise. Aquelas hipóteses consideradas mais prováveis contribuintes para o risco tornam-se alvos de análise. As justificativas para omitir ou selecionar hipóteses de risco são incorporadas ao plano de análise. Também são incluídos o conhecimento de incertezas e as lacunas dos dados utilizados.

Em situações que os dados são insuficientes e novos não podem ser obtidos, é possível fazer extrapolações a partir daqueles existentes. Essas extrapolações permitem a utilização de dados coletados em outros locais onde o problema também existe de maneira similar. Ao utilizar esse recurso é importante identificar a fonte dos dados, justificar o método de extrapolação e discutir as incertezas inerentes.

O plano de análise é a síntese final antes de se proceder com a avaliação de risco em si. O mesmo resume o que foi feito durante a fase de formulação de problema, apresentando a maneira pela qual as decisões devem ser executadas e indicando como os dados e análises serão utilizados na estimativa dos riscos. Quando o problema é claramente definido e há dados suficientes, a fase de análise é iniciada.

3.5.2 Análise

A fase de análise é um processo que examina os dois componentes primários do risco, a exposição e os efeitos, e as relações de cada um com as características do ecossistema. O objetivo é fornecer os ingredientes necessários para determinar ou prever as respostas ecológicas aos agentes de risco sob as condições de exposição existentes.

A análise conecta a formulação do problema com a caracterização de risco. Os alvos da avaliação e os modelos conceituais, desenvolvidos durante a formulação do problema, fornecem a base para se estimar e descrever o risco na fase de caracterização do mesmo.

No início da fase de análise, a necessidade de informação identificada durante a formulação do problema deve ser prontamente considerada e suprida. Durante a fase de análise deve-se:

- selecionar os dados que serão utilizados para avaliar as hipóteses de risco;
- analisar a exposição por meio do exame das fontes de agentes de risco, a distribuição dos agentes no meio ambiente e a extensão da co-ocorrência ou contato do agente com os receptores;
- analisar os efeitos, a evidência para causalidade e as relações entre as medições dos efeitos e os alvos da avaliação; e
- resumir as conclusões a respeito da exposição e dos efeitos.

A fase de análise é flexível, com substancial interação entre a caracterização dos efeitos e da exposição conforme ilustrado na **Figura 3.7**. A linha tracejada representa a interação entre as caracterizações da exposição e dos efeitos ecológicos. Particularmente, quando agentes de risco e efeitos secundários são de interesse, as análises da exposição e dos efeitos são conduzidas iterativamente para diferentes entidades e podem entrelaçar-se, tornando-se difícil a diferenciação entre ambas.

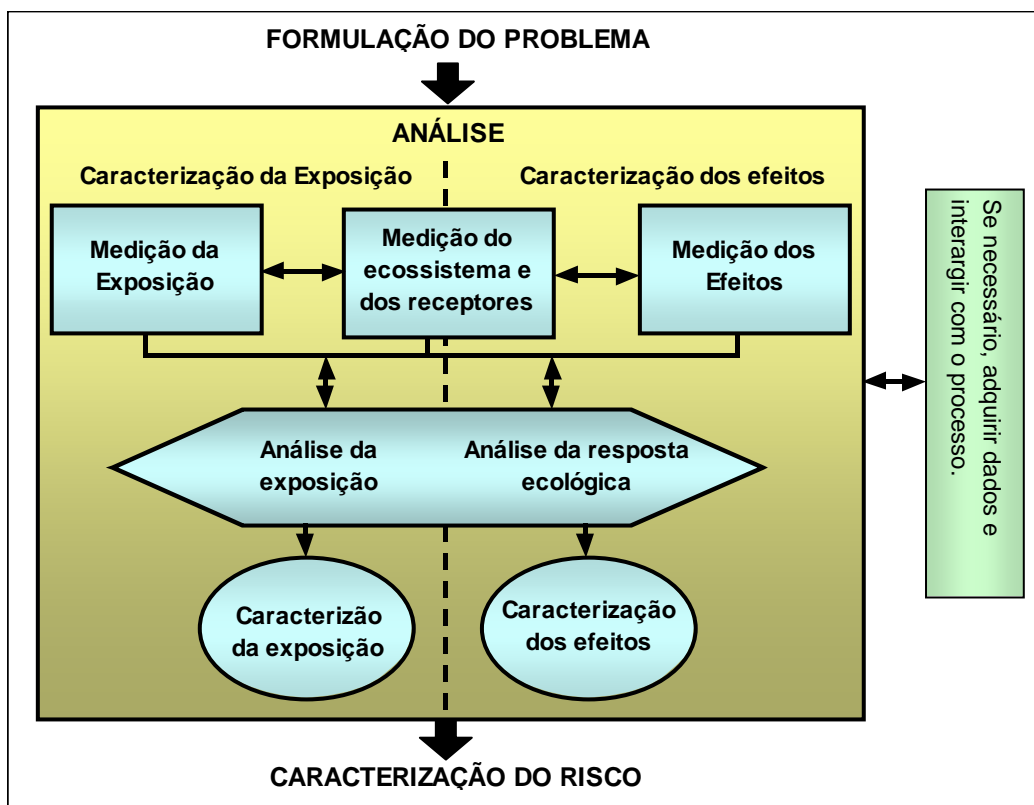


Figura 3.7 – Etapas a serem cumpridas para execução da fase de análise (adaptado de USEPA, 1998)

A natureza dos agentes de risco influencia o tipo de análise a ser conduzida. Os resultados podem variar de altamente quantitativos a qualitativos, dependendo do agente de risco e do escopo da avaliação. Para agentes químicos, a exposição enfatiza o contato e a tolerância dos organismos. As estimativas dos efeitos frequentemente implicam na extrapolação a partir de organismos de interesse. Para agentes físicos, a perturbação inicial pode causar efeitos primários nos alvos da avaliação. Entretanto, em muitos casos efeitos secundários podem ser a principal preocupação; o ponto de vista depende dos alvos da avaliação. Uma vez que efeitos adversos podem ocorrer mesmo se os receptores não tiverem contato com o habitat

perturbado, a análise da exposição deve enfatizar a co-ocorrência com agentes físicos antes do contato. Para agentes biológicos, a análise da exposição é uma avaliação da entrada, da dispersão, da sobrevivência e da reprodução (ORR et al., 1993). Considerando que os agentes biológicos podem se reproduzir, interagir com outros organismos e se desenvolver ao longo do tempo, a exposição e os efeitos nem sempre podem ser quantificados com segurança. Portanto, esses agentes devem ser avaliados qualitativamente por meio da opinião de especialistas.

3.5.2.1 Caracterização da exposição

A caracterização da exposição descreve o contato ou a co-ocorrência, real ou potencial, de agentes de risco com receptores. O objetivo é produzir um resumo do perfil de exposição que identifica o receptor, descreve a rota que um agente de risco segue da fonte até o receptor, a intensidade e a extensão espacial e temporal da co-ocorrência ou do contato. O perfil também descreve o impacto da variabilidade e das incertezas nas estimativas da exposição e apresenta uma conclusão a respeito da probabilidade com que a exposição ocorrerá (USEPA, 1998).

O perfil da exposição é combinado com um perfil dos efeitos para estimar os riscos. Para que o perfil de exposição seja útil, o mesmo deve ser compatível com a relação entre o agente de risco e a resposta gerada para caracterização dos efeitos.

Uma descrição completa de como, quando e onde a exposição ocorre ou ocorreu requer que sejam concluídos, aleatoriamente, os seguintes passos: avaliar as fontes e descargas, a distribuição dos agentes no meio ambiente e a extensão e o modo de contato ou de co-ocorrência.

3.5.2.1.1 Descrição das fontes

Uma fonte pode ser definida de duas maneiras gerais: como o lugar onde o agente de risco é gerado ou liberado, ou como a gestão ou ação que produz agentes de risco. Uma fonte é o primeiro componente da rota de exposição que influencia significativamente onde e quando os agentes de risco serão encontrados.

Na avaliação de risco, além de identificar as fontes, deve-se examinar a intensidade, o momento e o local de liberação de agentes de risco. A localização de uma fonte de risco e o meio que primeiramente recebe os agentes de risco são dois atributos que merecem especial

atenção. Para agentes químicos, a caracterização da fonte deve considerar também se outros constituintes emitidos pela fonte influencia o transporte, a transformação e a biodisponibilidade do agente de interesse. Em situações ideais, a geração de agentes de risco é modelada quantitativamente. Contudo, em alguns casos a modelagem pode ser descrita qualitativamente.

O escopo da avaliação, identificado durante o planejamento, determina quantas fontes serão avaliadas. As opções incluem, em ordem de complexidade:

- focar somente na fonte sob avaliação, calculando para tal a sua contribuição de risco;
- considerar todas as fontes de um mesmo agente de risco e calcular o risco total atribuído ao referido agente; e
- considerar todos os agentes de risco que influenciam um alvo da avaliação e calcular os riscos cumulativos para o alvo em questão.

3.5.2.1.2 Descrição da distribuição dos agentes de risco

Nesse caso, o objetivo é descrever a distribuição espacial e temporal dos agentes no meio. Para agentes físicos que alteram diretamente ou eliminam porções do ambiente, deve-se descrever a distribuição espacial e temporal do ambiente perturbado. Uma vez que a exposição ocorre quando receptores entram em contato com os agentes, essa caracterização é um pré-requisito para a estimativa da exposição. A distribuição dos agente no ambiente é examinado por meio da avaliação das rotas a partir da fonte, bem como a formação e subsequente distribuição de agentes secundários.

3.5.2.1.3 Descrição do contato ou co-ocorrência

O objetivo é descrever a extensão e o perfil de co-ocorrência ou de contato entre os agentes de risco e os receptores. Os termos nos quais a exposição é descrita dependem de como o agente causa efeitos adversos aos receptores e de como é descrita a relação entre o agente e a resposta.

A co-ocorrência é particularmente útil para avaliar agentes que podem causar efeitos sem contato físico com os receptores ecológicos. A co-ocorrência é avaliada por meio da comparação da distribuição dos agentes de risco com a distribuição dos receptores.

A maioria dos agentes necessita de um contato com os receptores para causar um efeito. O contato para agentes químicos é quantificado como a quantidade da substância química ingerida, inalada, ou aplicada na pele. Em sua forma mais simples, o contato é quantificado como uma concentração da substância no ambiente, com considerações que as substâncias se misturam completamente, ou os organismos se deslocam aleatoriamente no ambiente.

Nos casos em que ocorre absorção do contaminante pelos organismos vivos, o cálculo da absorção deve considerar a quantidade absorvida pelo receptor de acordo com as características do agente de risco, do meio (propriedades de adsorção ou presença de solventes etc.), das membranas biológicas (integridade, permeabilidade etc.) e do receptor (estado de saúde, absorção ativa etc.) (SUTER et al., 1994).

A distribuição dos agentes de risco no ambiente pode ser determinada por medições, modelos ou pela combinação de ambos. Se os distúrbios já existem, é preferível a utilização de medições ou da combinação de modelagem e medições. As vantagens da utilização de modelos incluem a investigação das conseqüências em cenários distintos ou sua funcionalidade em casos que não são possíveis ou praticáveis a execução de medições em campo ou em laboratório (USEPA, 1992).

O produto final da análise de exposição é um perfil contendo os níveis de exposição que podem ser descritos em termos da intensidade, espaço e tempo em unidades que podem ser combinadas com a avaliação dos efeitos. Ao executar a avaliação de risco ecológico, deve-se resumir as rotas dos agentes de risco das fontes até os receptores, completando assim, o caminho da exposição.

Se a exposição puder ocorrer por meio de vários caminhos, poderá ser útil classificá-los de acordo com as suas contribuições para a exposição total. O perfil de exposição deve identificar a entidade ecológica que a exposição estimada representa. Por exemplo, a exposição estimada pode descrever a população de marrecos que se alimenta em um lago específico durante os meses do verão. O perfil deve descrever, também, a maneira pela qual a exposição pode variar dependendo dos atributos dos receptores ou do nível de agentes de risco (USEPA, 1998).

O perfil deve resumir as incertezas mais importantes. Em particular deve-se:

- identificar as considerações importantes e descrever a maneira que foram tratadas;
- discutir e quantificar, se possível, a magnitude da amostragem e os erros de medição;
- identificar as variáveis mais sensíveis que influenciam a exposição; e
- identificar quais incertezas podem diminuir com a coleta de dados adicionais.

Todas as informações são sintetizadas em uma conclusão a respeito da probabilidade com a qual a exposição ocorrerá, completando assim, o perfil da exposição. Esse perfil é um dos produtos da fase de análise e é combinado com o perfil de respostas ao agente de risco (produto final da caracterização dos efeitos ecológicos) durante a fase de caracterização de risco.

3.5.2.2 Caracterização dos efeitos ecológicos

Para caracterizar os efeitos ecológicos, deve-se descrever os efeitos causados por um agente de risco, vinculando-os aos alvos da avaliação e avaliando como os mesmos mudam com a variação do nível dos agentes de risco. A caracterização se inicia com a avaliação dos dados de efeitos que são efetivos, verificação de que são consistentes com os alvos da avaliação e confirmação das condições sob as quais os efeitos ocorrem. (USEPA, 1998).

3.5.2.2.1 Análise da resposta ecológica

A análise da resposta ecológica examina a relação entre o nível dos agentes, os efeitos ecológicos e a plausibilidade dos efeitos poderem ocorrer, ou estarem ocorrendo como um resultado da exposição aos agentes de risco. Além disso, examina também o vínculo entre os efeitos ecológicos mensuráveis e os alvos da avaliação quando posteriormente não puderem ser avaliados diretamente.

Para avaliar os riscos ecológicos, é necessário compreender as relações entre os agentes de risco e a resposta resultantes da exposição aos mesmos. As relações entre os agentes de risco e a resposta utilizadas em uma avaliação particular dependem do escopo e da natureza da avaliação de risco, conforme definido na formulação do problema e refletido no plano de análise. Por exemplo, pode ser necessário um ponto estimado para um efeito (tal como o valor uma Concentração letal para 50% dos organismos em teste - CL_{50}) para comparar com outro ponto estimado de outros agentes de risco.

As abordagens da resposta ao agente de risco disponíveis para a avaliação de risco seguem variações da clássica relação dose-resposta apresentada na **Figura 3.8**. A relação normalmente é construída a partir de uma equação proveniente de uma modelagem ou por meio de múltiplos dados experimentais complementados por interpolações.

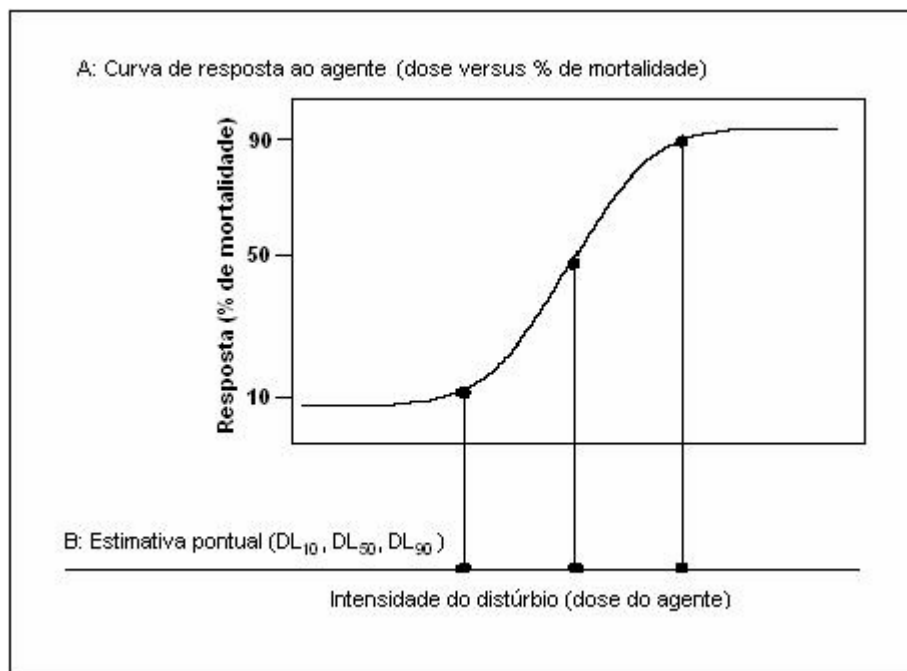


Figura 3.8 – Forma clássica de uma relação dose-resposta (adaptado de USEPA, 1998)

As vantagens do ajuste de curvas incluem a utilização de todos os dados experimentais disponíveis e a possibilidade de interpolação de dados não medidos. Os pontos estimados podem ser utilizados tanto em estudos simples, como em estudos comparativos de risco. O ajuste desse tipo de curva apresenta como desvantagem o grande número de testes necessários para viabilizar a sua utilização (USEPA, 1998).

A relação entre o agente de risco e a resposta pode ser descrita qualitativamente. Por exemplo, utilizando categorias “altas”, “médias” e “baixas” para descrever a intensidade da resposta dada a uma exposição de determinado agente de risco.

Outro fator importante para a caracterização dos efeitos ecológicos consiste na causalidade, ou seja, na relação entre a causa (presença de um ou mais agentes de risco) e os efeitos (resposta ao distúrbio). O desenvolvimento da relação causal é especialmente importante para orientar a avaliação de risco por meio de efeitos ecológicos adversos, tais como, mortandade

de animais, ou um aumento do número de indivíduos de espécies de determinada área. A relação causal pode ser verificada tanto por observações, como por dados experimentais (USEPA, 1998).

O grau de associação entre o distúrbio e a resposta é, freqüentemente, o principal critério de relação entre os efeitos adversos e ações ou eventos específicos. Respostas claramente associadas a uma causa hipotética aumentam a probabilidade de que essa causa seja verdadeira. Outra forte evidência de relação causal consiste no grau de previsão das respostas em relação a alterações no distúrbio. A existência de um gradiente biológico também é considerada um importante critério para se aferir a causalidade. Esse gradiente, verificado, por exemplo, na redução dos efeitos à medida que aumenta-se a distância de uma descarga tóxica, é freqüentemente utilizado como uma evidência de causalidade (USEPA, 1998).

Uma vez estabelecido o nexos de causalidade, os efeitos devem ser associados aos alvos da avaliação. Essa associação pode ser obtida empiricamente ou por meio de aproximações que apresentam sofisticação variada, que vão do uso de fatores de incerteza até a utilização de modelos complexos (USEPA, 1998).

Os alvos da avaliação expressam as características ambientais de referência para a avaliação de risco, mas nem sempre podem ser medidos diretamente. Quando as medições dos efeitos diferem dos alvos da avaliação, torna-se necessário estabelecer um vínculo consistente e explícito entre ambos. Durante a preparação do plano de análise, deve-se identificar as extrapolações requeridas entre os alvos da avaliação e as medições dos efeitos.

A utilização de fatores de incerteza é comum em avaliações de risco ecológico associado a compostos químicos (NABHOLZ, 1991). Fatores de incerteza podem ser utilizados em diversas situações, tais como conversão de efeitos agudos para crônicos, conversão de efeitos mensurados para outra espécie, conversão de resultados de testes de laboratório para condições de campo (USEPA, 1998; BASCIETO et al. 1990; DAVY et al., 2001). A aplicação desses fatores aumenta o nível de proteção aos organismos existentes no ambiente (USEPA, 2004). Exemplos de fatores de incerteza podem ser visualizados na **Tabela 3.3**.

Tabela 3.3 – Utilização de fatores de incerteza de acordo com dados disponíveis para avaliação de risco ecológico (modificado de DAVY et al. 2001)

Tipo dos dados disponíveis	Fator de incerteza
Efeitos agudos (CL ₅₀ ; CE ₅₀) a uma ou duas espécies teste, medidos ou estimados via QSAR. Utilizar a espécie mais sensível.	1000
Efeitos agudos (CL ₅₀ ; CE ₅₀) a três a cinco espécies teste, medidos ou estimados via QSAR. Utilizar a espécie mais sensível.	100
Efeitos crônicos a uma espécie teste, medido ou estimado via QSAR. Utilizar a espécie mais sensível.	10
Valor de toxicidade derivado de teste em campo.	1

CE₅₀ : Concentração efetiva que produz efeito na locomoção de 50 % dos organismos em teste

CL₅₀ : Concentração letal para 50 % dos organismos em teste

QSAR : Relações quantitativas entre a estrutura e a atividade de substâncias químicas (Vide item 3.7)

A utilização de modelos permite representações ou abstrações de um sistema ou processo, de forma a incorporar relações causais e permitir a previsão de respostas a distúrbios. Esses modelos permitem a conversão de dados de efeitos individuais (mortalidade, retardo de crescimento e diminuição da taxa de reprodução) em alterações potenciais nas populações, comunidades ou ecossistemas. Segundo Bartel e Brüggemann (1998), efeitos toxicológicos adversos são difíceis de serem modelados devido ao grande número de espécies e à possibilidade de ocorrência de efeitos indiretos. A principal dificuldade surge no fato de que não só espécies podem ser prejudicadas pelo lançamento de agentes de risco, mas também podem haver perturbações nas relações de competição, predador e presa e de cooperação entre as espécies.

3.5.2.3 Perfil da resposta ao agente de risco

O produto final da análise de resposta é um perfil resumido do que foi assimilado. Esse perfil pode ser um documento escrito ou um módulo de um processo maior. Em alguns casos, o objetivo é garantir que as informações necessárias para a caracterização do risco foram coletadas e avaliadas. A compilação do perfil fornece também uma oportunidade para verificar se os alvos da avaliação e as medições dos efeitos, identificados no modelo conceitual, foram avaliados.

As entidades ecológicas afetadas podem incluir espécies, populações, níveis tróficos, comunidades e ecossistemas. A natureza dos efeitos devem ser relevantes para os alvos da

avaliação. Portanto, se uma espécie é afetada, os efeitos devem representar parâmetros importantes para esse nível de organização. No nível de comunidades, os efeitos devem ser sintetizados em termos de estrutura ou de função dependendo do alvo da avaliação.

Idealmente, o perfil da resposta ao agente de risco deve expressar os efeitos em termos de análise, mas nem sempre isso é possível. Em situações que torna-se necessário utilizar extrapolações qualitativas entre os alvos da avaliação e as medições dos efeitos, o perfil deve conter somente informações sobre as medições dos efeitos. Sob essas circunstâncias, o risco será estimado utilizando as medições dos efeitos, e a extrapolação para os alvos da avaliação ocorrerá durante a caracterização do risco.

Ao término da fase de análise, os perfis de resposta ao agente de risco e de exposição são utilizados para estimar o risco. Esses perfis fornecem a oportunidade para rever o que foi assimilado e sintetizam essas informações em um formato útil para a caracterização de risco. O conteúdo dos perfis garante que as informações necessárias estão disponíveis para a caracterização do risco.

3.5.3 Caracterização do risco

A caracterização do risco é a fase final da avaliação de risco ecológica e é a culminância do planejamento, da formulação do problema e da análise dos efeitos ecológicos previstos ou observados em relação aos alvos da avaliação (**Figura 3.9**). Ao término da caracterização do risco, é possível identificar as relações entre os agentes de risco, efeitos e entidades ecológicas, chegando a conclusões relacionadas à ocorrência de exposição e à adversidade de efeitos existentes ou antecipados.

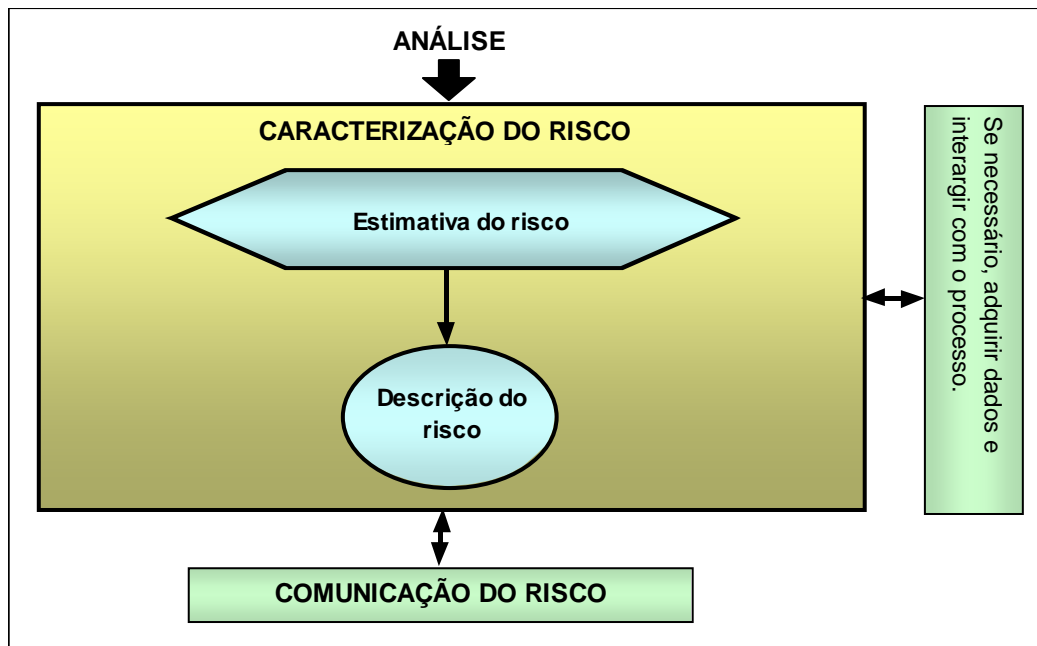


Figura 3.9 – Etapas a serem cumpridas para execução da fase de caracterização do risco (adaptado de USEPA, 1998)

Com os resultados da fase de análise é possível estimar o risco causado às entidades ecológicas incluídas nos alvos da avaliação. Depois de se estimar o risco, deve-se descrevê-lo no contexto da significância de alguns efeitos adversos e de evidências que sustentam as suas probabilidades. Finalmente, deve-se identificar e sintetizar as incertezas, as considerações e as limitações da avaliação de risco (USEPA, 1998). O primeiro elemento de significância ecológica é determinar qual das incontáveis potenciais respostas ecológicas podem ser medidas e são importantes para a saúde e a sustentabilidade do ecossistema, isto é, selecionar os alvos da avaliação. Portanto, o desafio é identificar aqueles alvos ecológicos que refletem tanto a importância para a estrutura como para a função do ecossistema (GENTILE e HARWELL, 1998). O segundo elemento de significância ecológica é distinguir se a mudança nos alvos ecológicos excede uma variação estimada com base na variabilidade natural e é tipo suficiente, com intensidade, extensão, ou duração que seja importante tanto para a saúde como para a sustentabilidade do ecossistema (HARWELL et al., 1994).

Os resultados da caracterização do risco podem documentar a magnitude, a duração e a frequência dos efeitos esperados em cada cenário de exposição. Deve-se listar também, as considerações feitas para completar a análise, juntamente com as incertezas identificadas (AURAND, 1996).

3.5.3.1 Estimativa do risco

A estimativa do risco é o processo de integração da exposição com os dados de efeitos e de avaliação das incertezas associadas. O processo utiliza os perfis de resposta ao agente de risco e de exposição, elaborados de acordo com o plano de análise. Os riscos podem ser estimados de acordo com uma, ou mais, das seguintes técnicas:

- estudo observacional de campo;
- classificação de categorias;
- comparação entre exposição em ponto simples e efeitos estimados;
- comparações incorporando uma curva de correlação dose-resposta;
- incorporação da variabilidade na exposição e nos efeitos estimados; e
- modelos do processo que dependem parcialmente ou indiretamente de aproximações teóricas para a exposição e os efeitos.

Os estudos de campo são úteis por funcionarem como evidência empírica da ligação entre a exposição e os efeitos constatados. Uma das principais vantagens dessa técnica é sua eficiência na avaliação de múltiplos distúrbios e de relações complexas existentes nos ecossistemas, que não podem ser repetidas em laboratório. Observações de campo resultam no delineamento tanto da exposição quanto dos efeitos em sistemas naturais, enquanto estimativas de laboratório delineiam a exposição e os efeitos sob condições controladas ou previstas (CHAPMAN, 1995).

A forma mais simples de comparação quantitativa entre exposição e efeitos consiste em calcular a razão entre ambos. Os quocientes são utilizados para a avaliação do risco de agentes químicos em que valores de referência para a toxicidade são frequentemente aplicados (CALOW, 1998). Nesses casos, o quociente pode ser expresso pela relação entre a concentração de exposição e a concentração máxima admissível – CMA. Em situações nas quais o quociente é maior que a unidade, considera-se que existe o risco ecológico. Por outro lado, nas situações em que o quociente é menor que a unidade, o risco é desprezado.

3.5.3.2 Descrição do risco

Na seqüência da estimativa do risco, deve-se interpretar e discutir as informações disponíveis e relacionadas aos alvos da avaliação. A descrição do risco inclui uma avaliação das evidências que confirmam, ou refutam, o risco estimado e uma interpretação da significância dos efeitos adversos sobre os alvos da avaliação. Durante a fase de análise, deve ter sido estabelecido a relação entre os alvos da avaliação e as medições de efeitos. Além da estimativa técnica do risco, a narrativa técnica é tão importante quanto o risco em questão (USEPA, 1998).

Para distinguir alterações ecológicas oriundas de efeitos adversos daquelas oriundas de alterações naturais ou não significativas do ecossistema, é importante considerar a natureza e intensidade dos efeitos. A avaliação da intensidade de um efeito requer a consideração dos contextos estatísticos e ecológicos a que se refere. A ausência de efeitos estatisticamente significativos em um estudo de campo não corresponde, automaticamente, à ausência de efeitos adversos. Assim, o avaliador deve considerar outras linhas de evidência antes de chegar a alguma decisão (MATOSINHOS, 2003).

A descrição do risco deve fornecer respostas a questões relativas à magnitude da avaliação de risco, suficiência das informações geradas para o gerenciamento do risco, relevância de dados ausentes e sobre eventual necessidade de estudos mais detalhados. Outras questões de interesse nessa fase consistem naquelas relativas às incertezas associadas ao estudo, tais como, extrapolações das condições de laboratório para o campo, utilização de modelos etc. (USEPA, 1998).

3.5.4 Comunicação do risco

Finalmente, após a caracterização do risco e a preparação da apresentação, os resultados obtidos pelos avaliadores de risco devem ser discutidos com as partes interessadas na avaliação. Nessa etapa o entendimento mútuo entre as partes poderá conduzir a uma efetiva minimização dos riscos avaliados, permitindo constatar a necessidade de elaborar um plano de monitoramento, além de permitir uma comunicação clara a outras partes interessadas e ao público em geral.

Uma das estratégias recomendadas para a comunicação dos resultados às partes interessadas consiste na comparação do risco. Nessa abordagem compara-se o risco do composto químico

em questão ao risco de outras substâncias ou atividades, facilitando a compreensão, principalmente para o público em geral (COVELLO, 1989).

3.6 Relação entre a estrutura e a atividade de substâncias químicas

As relações quantitativas entre a estrutura química e a atividade (*Quantitative Structure-Activity Relationships – QSAR*) consistem em equações utilizadas para descrever propriedades físicas, químicas ou biológicas de uma substância de acordo com a sua estrutura química (DEARDEN, 2002; SMITH, 2000). As QSAR são aplicadas em diversas áreas do conhecimento, incluindo farmacologia, toxicologia, ecotoxicologia e bioquímica. Recentemente a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico implantou um novo sistema internacional de classificação do perigo de compostos químicos isolados ou em mistura, que prevê a utilização de QSAR (OECD, 2003).

As QSAR normalmente são divididas em dois grupos principais (BARTEL e BRÜGGEMANN, 1998):

- relações funcionais entre diferentes propriedades – essas relações podem ser equações de regressões lineares, ou mais sofisticadas, como a equação de *Clausius-Clapeyron* que relaciona o ponto de fusão, ponto de ebulição e a massa molar com a pressão de vapor da substância;
- relações fragmentadas e quantificação dos efeitos de substitutos – a propriedade a ser estimada é descrita como uma combinação linear de fragmentos constantes, ou como um termo de correções de energia livre.

As QSAR apresentam grande importância na avaliação de risco ecológico, podendo ser utilizadas tanto na caracterização da exposição de compostos químicos no ambiente, como na caracterização dos seus efeitos, etapas indispensáveis para a avaliação de risco ecológico.

As QSAR podem ser utilizadas na estimativa de propriedades relacionadas ao comportamento e destino dos compostos químicos no ambiente, como: coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}), coeficiente de adsorção em carbono orgânico (K_{oc}), biodegradabilidade e fator de bioconcentração (FBC). Essas propriedades permitem uma caracterização do destino e do

comportamento ambiental dos produtos químicos e, conseqüentemente, de rotas de exposição (USEPA, 2004).

3.6.1 Coeficiente de Partição Octanol/Água - K_{ow}

O coeficiente de partição octanol/água de uma substância é a propriedade física, definida como a razão entre a sua concentração química na fase octanol e sua concentração na fase aquosa de um sistema bifásico octanol/água em equilíbrio termodinâmico. Tal como a variedade de substâncias existentes, o K_{ow} varia em uma ampla faixa de valores de 12 ordens de grandeza e, portanto, é conveniente e comum os valores serem apresentados em escala logarítmica, $\log K_{ow}$. O K_{ow} é uma importante propriedade para vários tipos de estudos (Figura 3.10) e, ao longo dos últimos anos, a sua aplicação vem crescendo e sendo aprimorada na área ambiental.

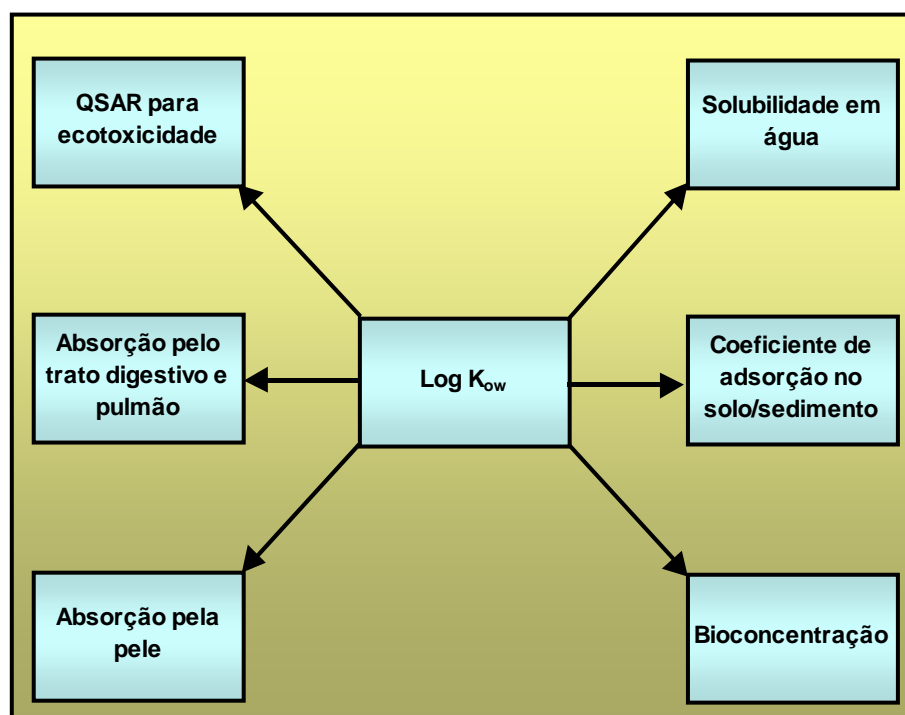


Figura 3.10 – Exemplos de aplicação do K_{ow} para estimativa de propriedades e parâmetros (adaptado de MATOSINHOS, 2003)

Devido à atual precisão das estimativas de K_{ow} e ao fato desse parâmetro correlacionar-se a outras importantes propriedades utilizadas em estudos de toxicidade e comportamento ambiental dos compostos químicos, a estimativa do K_{ow} e das propriedades correlacionadas via QSAR vem sendo aceita na classificação do perigo e na avaliação de risco ecológico de

compostos químicos recém disponíveis no mercado ou considerados problemáticos (USEPA 2004; OECD, 2003).

Uma das principais limitações da aplicação de QSAR está no fato de que essas relações são estabelecidas e utilizadas como ferramentas preditivas para substâncias que apresentam um mesmo modo de ação tóxica (VERHAAR et al., 2000). Como toda ferramenta preditiva, as QSAR precisam de uma representatividade estatística, que, nesse caso, pode ser traduzida no aumento de testes e avaliações com o maior número de parâmetros possíveis.

3.6.2 Determinação do destino de compostos químicos no ambiente

Uma vez que a transformação, acumulação e os efeitos dos contaminantes ambientais são fortemente influenciados por suas propriedades físico-químicas e à medida em que aumenta-se a compreensão das dinâmicas dos sistemas ambientais, amplia-se a capacidade de se prever o comportamento das substâncias químicas introduzidas no ambiente por meio de QSAR (USEPA, 2004). As QSAR são utilizadas na estimativa do destino tanto de compostos naturais como sintéticos nos meios aquático, terrestre e atmosférico (HOWARD, 1990 *apud* MATOSINHOS, 2003).

Atualmente, QSAR precisas podem ser obtidas para propriedades de grande relevância ambiental, tais como: solubilidade em água, pressão de vapor, constante da Lei de Henry, coeficiente de sorção no solo, fator de bioconcentração e oxidação atmosférica. Outros parâmetros importantes, tais como, biodegradação, fotólise e hidrólise, apresentam QSAR em aperfeiçoamento, estando seu uso ainda limitado a classes específicas de produtos. Dentre esses parâmetros, o coeficiente de sorção no solo, bioconcentração e a biodegradação, que são utilizados neste estudo e serão detalhados nos itens que seguem.

3.6.2.1 Estimativa do coeficiente de sorção no solo

A extensão na qual um composto particiona-se entre as fases sólidas e líquida de um solo (**Figura 3.11**), ou água corrente e sedimento, em ecossistemas aquáticos é determinada por várias propriedades físico-químicas, tanto do composto, como do solo ou do sedimento. O coeficiente de sorção no solo indica se a substância tende a ser lixiviada para a fase líquida ou adsorvida na fase sólida. A extensão da partição do composto, normalmente é parametrizada pelo coeficiente de adsorção em carbono orgânico, K_{oc} (MEYLAN e HOWARD, 1992). Na

Figura 3.11 pode-se observar que a partícula mineral possui uma camada líquida, que também contém parte do composto contaminante, adsorvida à sua superfície.

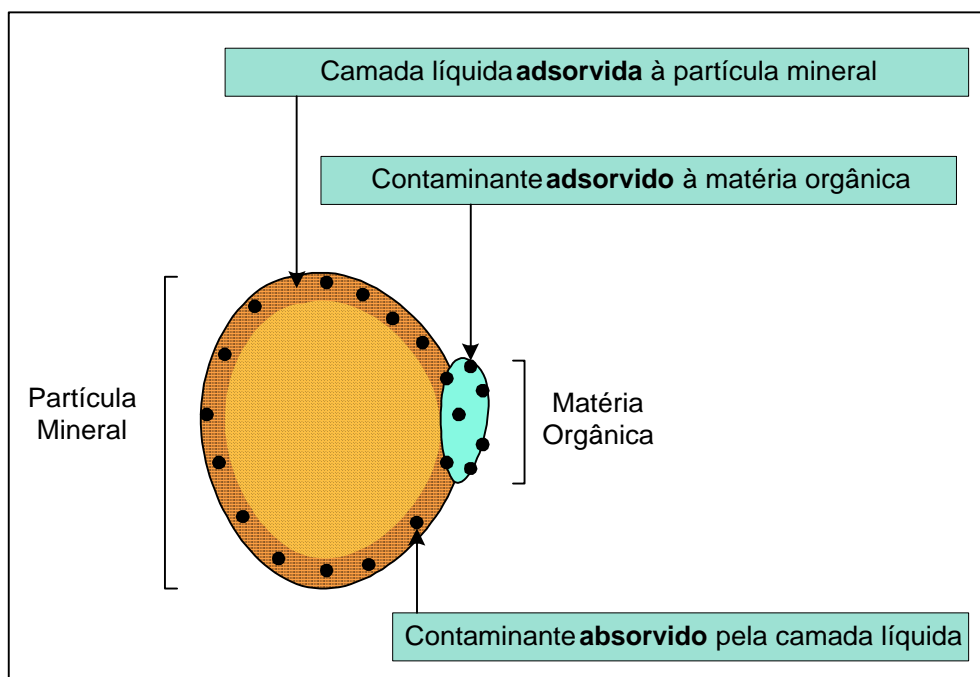


Figura 3.11 – Ilustração da adsorção de contaminantes na matéria orgânica adsorvida ao solo (adaptado de MATOSINHOS, 2003)

O coeficiente de sorção, K_{oc} , é definido como a razão entre a concentração do composto adsorvido, por unidade de carbono orgânico (M_{ad-mo}) no solo ou no sedimento, e a concentração do composto em solução (C_{sl}) (DEARDEN, 2002), conforme a equação que segue,

$$K_{oc} = \frac{M_{ad-mo}}{C_{sl}} \quad (3.1)$$

Na qual:

M_{ad-mo} : quantidade do composto adsorvida na matéria orgânica ($\mu\text{g.g}^{-1}$)

C_{sl} : concentração do composto na fase líquida ($\mu\text{g.mL}^{-1}$).

Apesar da relevância ambiental do K_{oc} , poucos dados medidos são disponíveis para esse parâmetro, sendo necessária a estimativa desses valores. Os métodos tradicionalmente utilizados para estimativa do K_{oc} baseiam-se em relações estatísticas entre o K_{oc} e outras propriedades. A estimativa do K_{oc} baseando-se em valores de K_{ow} , da solubilidade em água e

do fator de bioconcentração (FBC), apesar de aceita, é considerada como um fator de incerteza adicional a qualquer equação de correlação (MEYLAN e HOWARD, 1992). A incerteza associada a essa correlação é geralmente inferior a uma ordem de magnitude (LYMAN, 1990 *apud* MATOSINHOS, 2003).

Outros métodos de estimativa do K_{oc} com base na estrutura química do composto, vêm ganhando destaque, pois apresentam estimativas mais precisas do K_{oc} e podem ser aplicados a um maior número de classes de compostos orgânicos (MEYLAN e HOWARD, 1992). De uma maneira geral, considera-se que as estimativas do K_{oc} são válidas apenas para as classes químicas específicas da qual as QSAR foram derivadas.

O potencial de adsorção nos solos e sedimentos é um fator importante na determinação da distribuição e mobilidade ambiental de compostos químicos. O K_{oc} é freqüentemente utilizado em modelagens do transporte de substâncias em corpos d'água e em escoamentos superficiais, em solos e em águas subterrâneas. Um elevado K_{oc} indica que o composto apresenta alta adsorção no solo e sedimento, apresentando pouca migração para a fase aquosa. Um valor baixo de K_{oc} indica o inverso (LYMAN, 1990 *apud* MATOSINHOS, 2003).

3.6.2.2 Determinação da bioconcentração em organismos aquáticos

O acúmulo de certos compostos químicos em organismos aquáticos tem se mostrado como um potencializador do perigo ambiental. Há duas rotas de entrada e acúmulo de compostos químicos nos organismos: a primeira é via cadeia alimentar e a segunda e pelo meio circundante (DEARDEN, 2002; OOST et al. 2003; OECD, 2003). Compostos químicos com concentração no meio aparentemente segura para os organismos aquáticos (avaliados por meio de testes de toxicidade) podem acumular nos organismos, resultando em efeitos danosos para os mesmos e para seus consumidores. Tipicamente, os peixes são os organismos-alvos para a determinação da bioconcentração, devido à sua importância na alimentação humana e à disponibilidade de testes padronizados para esses organismos

De acordo com OECD (2003), a bioconcentração é definida como o resultado líquido da entrada, transformação e eliminação de uma substância em um organismo exposto via meio circundante. Já a bioacumulação inclui, além das rotas da bioconcentração, rotas alimentares de exposição. Um terceiro conceito, a biomagnificação, corresponde à acumulação e transferência de uma substância via cadeia trófica, resultando em um acréscimo da

concentração em organismos dos níveis tróficos superiores. A **Figura 3.12** apresenta alguns modos de entrada de substâncias químicas na cadeia trófica. Ao longo das rotas dos compostos, muitas vezes são observadas transformações, que podem ser significativas em termos de toxicidade.

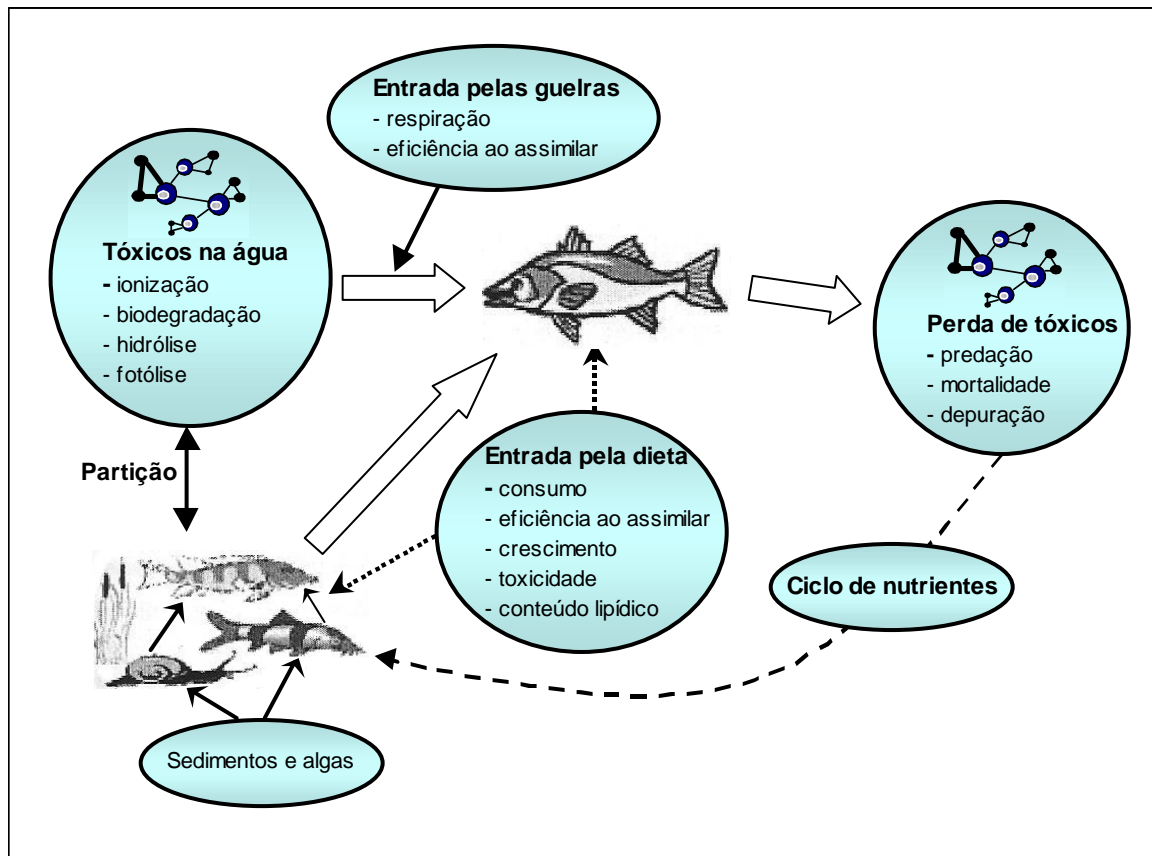


Figura 3.12 – Exemplos de possíveis rotas de compostos químicos na cadeia trófica (adaptado de MATOSINHOS, 2003).

A tendência de uma substância em se concentrar nos organismos vivos é expressa como um fator de bioconcentração (FBC), que pode ser expresso pela equação que segue (BYSSHE, 1990 *apud* MATOSINHOS, 2003):

$$FBC = \frac{C_{co}}{C_{cs}} \quad (3.2)$$

Na qual:

C_{co} : concentração composto em equilíbrio no organismo;

C_{cs} : concentração média do composto químico na água.

Na equação 3.2 as unidades de C_{co} e C_{cs} devem ser iguais. Segundo Matosinhos (2003), os valores normalmente encontrados para o FBC variam de 1 a 10^6 .

Os dados para avaliação da bioconcentração de substâncias podem ser obtidos por testes padronizados ou via estrutura molecular. Em geral, o potencial de bioconcentração de uma substância é relacionado à sua lipofilia (afinidade com tecido adiposo). Assim, o principal parâmetro utilizado na estimativa da bioconcentração de substâncias orgânicas consiste no coeficiente de partição octanol/água, K_{ow} , cujo valor pode ser experimentalmente medido, ou estimado via QSAR (OECD, 2003).

3.6.2.3 Determinação da biodegradabilidade

A biodegradação pode ser definida como qualquer processo mediado por organismos vivos que resultem na conversão de um composto orgânico em subcompostos, inorgânicos ou orgânicos, quimicamente distintos do original. O conceito de biodegradação aplicado em compostos orgânicos não é válido para compostos inorgânicos ou metais (OECD, 2003). O processo de biodegradação de compostos pode ser classificado em:

- biodegradação primária – qualquer transformação, induzida por atividade biológica, que altere a integridade molecular do composto original;
- biodegradação última ou mineralização – conversão, biologicamente mediada, de composto orgânico em compostos inorgânicos; e
- biodegradação desejável – degradação biológica até o ponto em que as características indesejáveis do composto sejam removidas (SCOW, 1990 *apud* MATOSINHOS, 2003).

A biodegradação é um dos mais importantes processos ambientais de eliminação natural ou por tratamento dos compostos orgânicos sintéticos (OECD, 2003). Apesar de outros processos físico-químicos (hidrólise, fotólise etc.) afetarem as transformações dos compostos químicos e sua distribuição nos diferentes compartimentos ambientais (sorção no solo e em sedimentos), a biodegradação é um dos poucos processos que reduzem significativamente a persistência de compostos químicos no ambiente (DEARDEN, 2002).

O uso de QSAR para estimar a biodegradabilidade ainda se encontra em estágios iniciais, em parte, devido à ausência de padronização dos métodos experimentais de medição (SCOW,

1990 *apud* MATOSINHOS, 2003). Apesar das dificuldades, as QSAR para biodegradação vêm sendo aperfeiçoadas. Boethling et al. (1994) apresentaram quatro modelos matemáticos para previsão da biodegradabilidade de compostos orgânicos. Dois desses, partindo de regressões lineares e não lineares, calculam a probabilidade de rápida biodegradação, e podem ser utilizados na classificação de quão rapidamente ou lentamente os compostos são biodegradados. Os outros dois permitem previsões semi-quantitativas da taxa de biodegradação primária e última, utilizando-se regressões lineares múltiplas. Esses modelos fazem parte do software BIOWinTM, sendo utilizados nos EUA para estimar a biodegradação de novos compostos químicos lançados no mercado (USEPA, 2000).

3.6.3 QSAR para determinação da toxicidade ambiental

De uma forma geral, a toxicidade de uma substância pode ser definida como sua capacidade de causar danos a organismos vivos. Assim, uma substância altamente tóxica irá afetar um organismo mesmo em pequenas concentrações; já uma substância de baixa toxicidade não irá produzir um efeito a menos que a concentração seja muito elevada (IPCS, 1996).

O coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}) tem sido o principal atributo utilizado para correlacionar estrutura química e efeitos tóxicos. A relação utilizada com maior frequência relaciona o logaritmo de K_{ow} com o logaritmo do valor médio da toxicidade (CL_{50} e CE_{50}). Atualmente, grande parte das QSAR se refere a substâncias orgânicas geralmente utilizadas na indústria. Muitas dessas substâncias são os orgânicos neutros que recebem essa denominação por serem não-ionizáveis, não-reativos e neutros com relação a carga elétrica. Contudo novas QSAR têm sido desenvolvidas para outras classes de substâncias químicas e novidades continuam surgindo à medida que novos dados tornam-se disponíveis. Hoje são inúmeras classes de compostos que possuem QSAR estabelecidas, dentre elas podem ser citadas: ésteres, ácidos orgânicos, surfactantes, aldeídos, peróxidos etc. (CLEMENTS, 1996).

Outro importante aspecto para determinação da toxicidade de um composto consiste na sua solubilidade em água. Se o valor de toxicidade é significativamente maior do que a solubilidade máxima medida ou estimada, o composto não apresentará efeito tóxico na solução saturada (CLEMENTS, 1996).

Atualmente, diversos softwares para estimativa da toxicidade ambiental de compostos, via QSAR, estão disponíveis. Essas ferramentas podem auxiliar na obtenção de compostos

químicos menos tóxicos e na caracterização dos impactos ambientais de compostos já existentes (SMITH, 2000). Dearden (2002) apresenta uma lista de softwares disponíveis comercialmente para estimativa da toxicidade ambiental de compostos químicos.

Apesar da ampla aplicação de QSAR em diversos campos do conhecimento, ainda existem muitas limitações na metodologia para sua obtenção. Vários estudos têm surgido para melhorar os métodos existentes e para ampliar as possibilidades de aplicação. Wang et al. (2000) realizou um trabalho na tentativa de estimar a toxicidade de fenóis para organismos superiores. Nos métodos de QSAR os autores utilizaram relações entre CL_{50} , $\log K_{ow}$ e pK_a (potencial da constante de equilíbrio químico). O modelo apresentou bons resultados para a exposição de girinos de *Rana japonica* a vários fenóis. O bom desempenho do modelo desenvolvido aponta para a necessidade de evolução na obtenção das QSAR. Devido ao grande número de estudos e publicações relacionadas ao assunto, pode-se esperar que as QSAR terão ampliada a variedade de aplicação e reduzido o nível de incerteza ao longo dos próximos anos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Tendo em vista os objetivos deste trabalho, a metodologia proposta tem como base aquela preconizada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1998). A avaliação de risco ecológico foi realizada considerando as substâncias químicas que compõem os produtos auxiliares utilizados pela indústria de malhas durante um determinado período de tempo. Adaptações e considerações foram feitas de forma a viabilizar a aplicação da metodologia básica. As fases que foram cumpridas ao longo deste trabalho são as seguintes: formulação do problema; análise; e caracterização do risco.

4.1 *Formulação do problema*

Durante a fase de formulação do problema foram cumpridas as seguintes etapas: integração das informações disponíveis; seleção dos alvos da avaliação; elaboração do modelo conceitual e elaboração do plano de análise. Nos próximos itens, essas etapas serão descritas em detalhes.

4.1.1 *Integração das informações disponíveis*

A formulação do problema se iniciou com avaliação do trabalho realizado por Matosinhos (2003). Os resultados obtidos pelo autor apontaram para a possibilidade de utilização da metodologia USEPA (USEPA 1998) para execução da avaliação de risco ecológico em um caso real.

Na seqüência, foi elaborado um projeto de pesquisa para ser apresentado, juntamente com outros três projetos distintos, a uma indústria de malhas, que teria o seu conjunto de produtos auxiliares avaliados. Ao término do projeto, o mesmo foi submetido a apreciação da gerência industrial de uma malharia situada no município de Ribeirão das Neves na região metropolitana de Belo Horizonte. Após a apreciação, os projetos foram aprovados sem restrições.

Com o projeto de pesquisa aprovado, foi estruturado um Grupo de Pesquisa para Prevenção da Poluição na Indústria Têxtil, que se reuniu periodicamente para definição de atividades. Uma das primeiras resoluções do grupo foi a necessidade de levantamento de informações para compreensão do processo produtivo da indústria envolvida na avaliação.

Também ficou resolvido que o levantamento de informações seria feito por meio de análise de documentos, visitas dos membros do grupo à empresa, entrevistas com os funcionários chave (aqueles que detém maior capacitação técnica, normalmente gerentes e supervisores) da empresa e acompanhamento de processos produtivos.

O levantamento do consumo de produtos químicos auxiliares compreendeu todos os produtos consumidos entre outubro de 2002 e dezembro de 2003. As informações de consumo foram obtidas por meio da análise de fichas de controle de estoque mantidas no almoxarifado da empresa.

Durante o acompanhamento dos processos e as entrevistas com funcionários, iniciou-se o levantamento das funções e meios de utilização dos compostos auxiliares. A análise dos procedimentos operacionais e o estudo do princípio de funcionamento de cada máquina também foram realizados para darem suporte à execução de etapas posteriores.

Ao término do levantamento de informações o grupo elaborou um relatório de avaliação ambiental. O relatório continha basicamente dados de produção, consumo de fios, energia, água, vapor, combustíveis, corantes e de produtos químicos auxiliares. A geração de resíduos e de efluentes também foi analisada, juntamente com os procedimentos operacionais adotados pela empresa. Ainda no relatório, o grupo procurou apontar as oportunidades de melhorias sob o ponto de vista ambiental.

Na segunda etapa de levantamento de informações, foram reunidas as Fichas de Informações de Segurança de Produtos Químicos (FISPQ) e fichas de informações técnicas, também chamada de literatura, que a empresa possuía. Para aqueles compostos que a empresa não possuía as fichas necessárias, os respectivos fornecedores foram contatados com uma solicitação dos referidos documentos.

No Brasil, o decreto nº 2657 (BRASIL, 1998) tornou o fornecimento de FISPQ obrigatório para todos os fornecedores de produtos químicos após a provação da norma ABNT NBR 14725 (ABNT, 2001). O decreto promulga a convenção 170 da Organização Internacional do Trabalho – OIT, relativa à segurança na utilização de produtos químicos no trabalho, assinada em Genebra, em 25 de junho de 1990. O artigo 8 do decreto determina que empregadores que utilizam produtos químicos deverão receber fichas com dados de segurança que contenham informações essenciais detalhadas sobre a sua identificação, fornecedor, classificação,

periculosidade, medidas de precaução e os procedimentos a serem seguidos em casos de emergência. O parágrafo segundo do referido artigo estabelece que os critérios para elaboração das fichas com dados de segurança deverão ser estabelecidos pela autoridade competente ou por organismo aprovado ou reconhecido pela autoridade competente, em conformidade com as normas nacionais ou internacionais.

A convenção da OIT é observado que a proteção dos trabalhadores contra os efeitos dos produtos químicos contribui também, para a proteção do público em geral e do meio ambiente.

A ABNT, por meio de seu Comitê Brasileiro de Química, formou a comissão de estudo de informações sobre segurança, saúde e meio ambiente relacionadas a produtos químicos e aprovou, em julho de 2001, a norma NBR 14725 (ABNT, 2001). De acordo com a norma, as FISPQ são um meio de transferência de informações essenciais, do fornecedor do produto químico ao usuário desse, sobre os riscos.

Os compostos químicos auxiliares foram dispostos em uma planilha eletrônica e foram codificados de acordo com a sua função na indústria, sua natureza química e seu consumo diário. O sistema adotado para a codificação é apresentado na **Figura 4.1**. Esse sistema foi aplicado somente para os compostos que foram avaliados. Ainda na referida planilha, a quantidade do composto químico foi calculada considerando a sua concentração e o consumo produto auxiliar no qual o composto está presente. Nos casos em que a concentração não é expressa na FISPQ do produto, foi considerada uma concentração de 100 % para garantir o caráter conservador da avaliação.

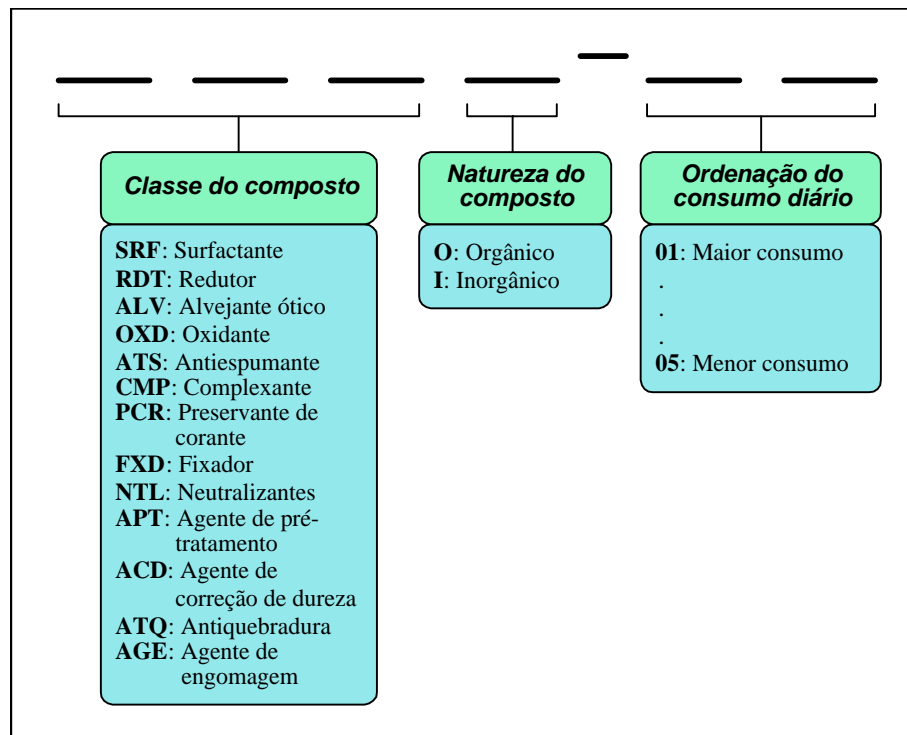


Figura 4.1 – Sistema de codificação para os compostos auxiliares têxteis

Após um terceiro contato com alguns fornecedores, que ainda não haviam enviado as fichas, foi feita a integração de todas as informações disponíveis tanto nas fichas, como relatório elaborado pelo grupo de pesquisa.

4.1.2 Seleção dos alvos da avaliação

Durante as visitas realizadas à empresa constatou-se que os compostos químicos após passarem pelo processo de tratamento secundário são lançados, em meio aos efluentes líquidos da empresa, no Ribeirão Areias, afluente do Ribeirão da Mata, que faz parte da bacia do Rio das Velhas. Com essa constatação, verifica-se que comunidades aquáticas, bentônicas e pelágicas podem ser afetadas pelos compostos químicos. Rutherford et al. (2003) realizaram um estudo sobre os impactos ambientais ocasionados por efluentes de indústrias têxteis e verificaram que efluentes sem tratamento, ou com tratamento parcial, podem causar efeitos danosos sobre organismos aquáticos.

Antes de iniciar a elaboração do modelo conceitual deste estudo, foi definido que o alvo da avaliação seria a saúde do ecossistema aquático que pode ter contato com o produtos químicos lançados no Ribeirão Areias pela empresa.

Os produtos químicos podem causar efeitos adversos em todos os níveis tróficos do ecossistema aquático, seja primário, secundário ou terciário. Da mesma maneira, esses produtos podem ocasionar efeitos agudos ou crônicos sobre os organismos. Considerando essas características, foram definidos os seguintes organismos-alvos: algas representando os produtores; *Daphnia magna* representando os invertebrados e os peixes representando os consumidores secundários ou terciários.

Os organismos-alvos selecionados possuem uma conexão evidente com o alvo da avaliação, uma vez que efeitos adversos a qualquer um deles resultam em efeitos em pelo menos um nível trófico, afetando todo o ecossistema.

Para possibilitar estimativas e compreensão dos resultados foram definidos os parâmetros de toxicidade ecológica que deveriam ser obtidos de acordo com os respectivos organismos-alvos. Esses parâmetros são apresentados na **Tabela 4.1**.

Tabela 4.1 – Parâmetros para medição de acordo com a toxicidade e os organismos-alvos

TOXICIDADE AGUDA			TOXICIDADE CRÔNICA		
Peixes	<i>Daphnias</i>	Algas	Peixes	<i>Daphnias</i>	Algas
CL ₅₀ (96 horas)	CL ₅₀ (48 horas)	CE ₅₀ (96 horas)	ChV	CE ₅₀ (16 dias)	ChV

CE₅₀ : Concentração efetiva que produz efeito na locomoção de 50 % dos organismos em teste

CL₅₀ : Concentração letal para 50 % dos organismos em teste

ChV : Concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos

4.1.3 Elaboração do modelo conceitual

Com as informações sobre o alvo da avaliação foi possível construir um modelo conceitual para a avaliação de risco ecológico. O diagrama do modelo conceitual pode ser visualizado na **Figura 4.2**. A interação entre os produtos químicos e os organismos-alvos ocorre por meio do lançamento do efluente têxtil tratado no Ribeirão Areias. Uma vez que o lançamento ocorre, os compostos passam a entrar em contato com os organismos pelágicos e bentônicos. Nesses

dois grupos se incluem o produtores primários (fitoplâncton), consumidores primários (zooplâncton) e consumidores secundários e terciários (peixes).

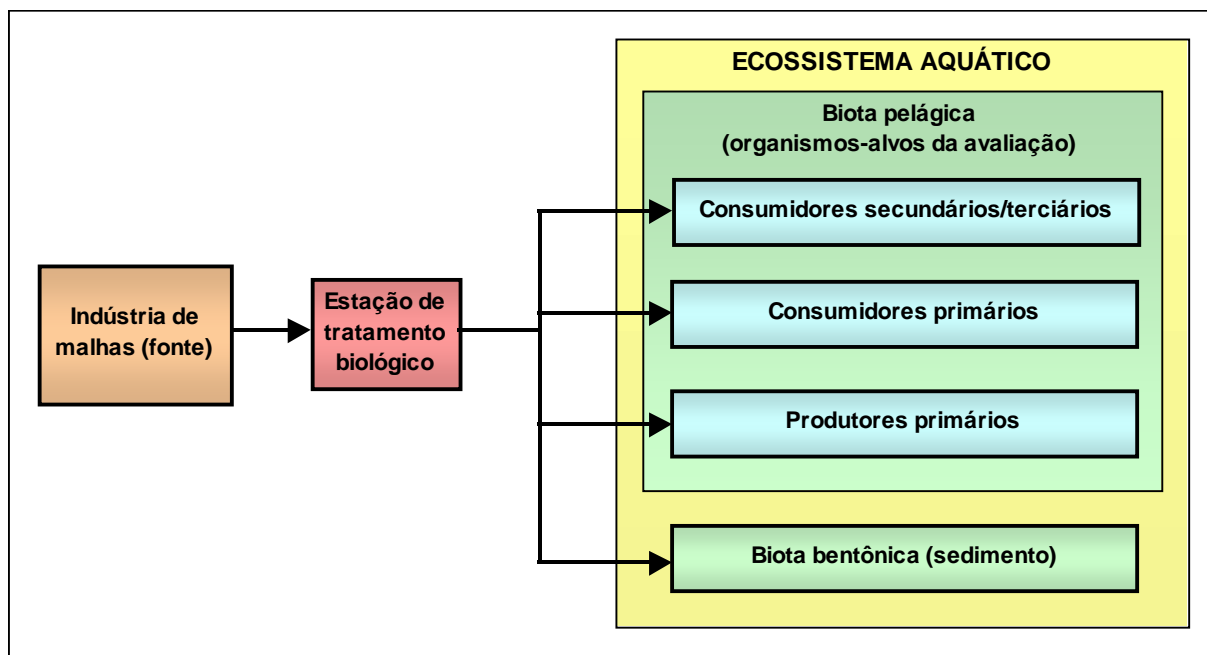


Figura 4.2 – Modelo conceitual para o lançamento de compostos auxiliares têxteis no meio aquático.

O modelo conceitual elaborado também foi influenciado pelas ferramentas que seriam utilizadas na fase de análise. Dessa forma, o número de organismos-alvos foi definido de acordo com as possibilidades de estimativa do software ECOSARTM, conforme será apresentado nos itens que seguem.

Outra consideração intrínseca ao modelo conceitual é que no corpo d'água a concentração do composto químico é homogênea e, além disso, os organismos se deslocam aleatoriamente no meio que os envolve.

4.1.4 Elaboração do plano de Análise

Como existia a possibilidade de algum composto auxiliar têxtil apresentar risco ecológico aos organismos-alvos da avaliação, os mesmos tiveram que ser avaliados, um a um, para obtenção de todas as propriedades que permitiram completar a avaliação de risco ecológico inerente aos compostos em questão.

Para a avaliação individual dos compostos, preparou-se um plano de análise que compreendeu os seguintes passos:

- seleção de compostos – os compostos foram divididos em dois grupos, o primeiro com aqueles compostos que apresentavam informações suficientes para análise e o segundo com aqueles que não apresentam essas informações. O segundo grupo foi arquivado e não passou pela avaliação de risco (Anexo A);
- estimativa de toxicidade ecológica – para os compostos selecionados, foi utilizado o software ECOSARTM para obter os dados de toxicidade; No Anexo C deste trabalho são apresentadas as principais relações entre estrutura química e atividade (QSAR) utilizadas pelo aplicativo ECOSARTM.
- estimativa de propriedades físico-químicos – para os compostos selecionados foi utilizado o software EPIWinTM para obtenção dos seguintes dados: log K_{ow}, FBC, log K_{oc}, taxas de biodegradação e percentagem de remoção no tratamento biológico; e
- estimativa do número de dias em que a concentração do composto superou a concentração máxima admissível (CMA) utilizando o software E-FASTTM.

4.2 Análise

Na fase de análise foi considerado o plano de análise, elaborado durante a formulação do problema, para caracterizar a exposição dos compostos químicos levantados, juntamente com seus efeitos ecológicos sobre o ecossistema aquático.

4.2.1 Caracterização da exposição

A caracterização da exposição é realizada em dois passos. Primeiramente, é estimada a quantidade de compostos químicos lançada no meio ambiente. Essa estimativa é seguida pela avaliação do comportamento dos compostos químicos no ecossistema aquático.

4.2.1.1 Estimativa da quantidade de compostos químicos lançados

A quantidade de compostos químicos utilizados pela empresa foi considerada como sendo aquela levantada na fase de integração das informações. O consumo diário de cada composto foi estimado considerando 25 dias de operação da indústria em cada mês avaliado.

4.2.1.2 Comportamento dos compostos químicos no ecossistema

Na caracterização do comportamento ambiental dos compostos lançados foram empregadas técnicas de QSAR executadas pelo aplicativo EPIWinTM (versão 3.11) disponibilizado pela USEPA (USEPA, 2000). Por meio da entrada do número CAS (*Chemical Abstract Services*), ou da estrutura química do composto no aplicativo foi possível obter estimativas para as seguintes propriedades de interesse (Apêndice C):

- Coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}): compostos que apresentam $\log K_{ow}$ menores que 4 são considerados hidrofílicos, enquanto que compostos com valor de $\log K_{ow}$ maiores que 4 são considerados hidrofóbicos (OECD, 2003).
- Coeficiente de adsorção de carbono orgânico (K_{oc}): valores de $\log K_{oc}$ maiores que 4,5 indicam potencial muito elevado de adsorção; valores de $\log K_{oc}$ entre 3,5 e 4,4 indicam elevado potencial; valores de $\log K_{oc}$ entre 2,5 e 3,4 indicam moderado potencial; valores de $\log K_{oc}$ entre 1,5 e 2,4 indicam baixo potencial; e valores de $\log K_{oc}$ menores que 1,5 indicam potencial desprezível (USEPA, 2004).
- Fator de bioconcentração (FBC): considera-se um alto potencial de bioconcentração se FBC for maior que 5.000; moderado se FBC estiver entre 1.000 e 5.000 e baixo se FBC for menor 1.000 (USEPA, 2004).
- Taxa de biodegradação: os valores calculados são classificados de acordo com o tempo necessário para biodegradação primária e final, de maneira que: 5,0 – biodegradação em horas; 4,0 – biodegradação em dias; 3,0 - biodegradação em semanas; 2,0 – biodegradação em meses; 1,0 - biodegradação em intervalos maiores (USEPA, 2004).
- Remoção percentual no tratamento: fornece um indicativo da fração do composto removida após passagem por uma estação de tratamento padrão dos EUA (*Publicly Owned Treatment Works – POTW*), permitindo estimar a quantidade do composto que poderá atingir a biota aquática. Os resultados incluem estimativas da percentagem removida via biodegradação, via adsorção no lodo e remoção total. POTW são sistemas de tratamentos municipais que recebem efluentes industriais em conjunto com esgoto doméstico, apresentando tratamento primário e secundário (USEPA, 1999).

4.2.2 Caracterização dos efeitos ecológicos

A caracterização dos efeitos ecológicos dos compostos expostos aos organismos-alvos foi realizada com o auxílio do aplicativo ECOSARTM (*Ecological Structure Activity Relationships*). O ECOSAR utiliza QSAR para prever, de maneira indireta, a toxicidade aquática de compostos químicos com base nas suas similaridades estruturais a compostos cujos dados de toxicidade sejam conhecidos. Foram obtidas as estimativas dos seguintes efeitos ecológicos de interesse, classificados conforme USEPA (2004):

- Toxicidade aguda para todos os organismos-alvos: **alta** – valor de toxicidade inferior 1 mg/L; **moderada** – valor de toxicidade entre 1 e 100 mg/L; **baixa** – valor superior a 100 mg/L;
- Toxicidade crônica para todos os organismos-alvos: **alta** – valor de toxicidade inferior 0,1 mg/L; **moderada** – valor de toxicidade entre 0,1 e 10 mg/L; **baixa** – valor de toxicidade superior a 10 mg/L;
- Concentração Máxima Admissível – CMA (em ppb): calculado dividindo-se o menor valor de toxicidade por fatores de incerteza proposto por Davy et. al. (2001), de acordo com a seguinte equação:

$$CMA = \frac{\text{menor valor de toxicidade (ppm)} \times 1.000}{\text{Fator de incerteza}} \quad 4.1$$

Na equação 4.1 o fator 1.000 representa a conversão da concentração de ppm (partes por milhão) para ppb (partes por bilhão).

4.3 Caracterização do Risco

A estimativa do risco foi realizada calculando-se o número de dias por ano em que a Concentração Máxima Admissível – CMA foi ultrapassada. Para isso, foi utilizado o aplicativo E-FASTTM, versão 1.1 (*Exposure and Fate Assessment Screening Tool*) (USEPA 1999). O programa apresenta os resultados em nível preliminar; e exige, como dados de entrada, a quantidade do composto químico lançado, a percentagem do composto removida após o tratamento, a CMA e a especificação do tipo de indústria que faz o lançamento.

O E-FAST utiliza o Modelo de Diluição Probabilística (MDP) para estimar quantos dias por ano a CMA será ultrapassada no curso d'água. Análises utilizando o MDP podem ser realizadas em locais cuja vazão seja conhecida ou em locais com vazões estimadas. Todas as estimativas feitas pelo programa levaram em consideração os piores cenários de exposição para cada composto avaliado (USEPA, 1999).

O MDP utiliza uma matriz contendo a probabilidade calculada considerando vários valores de CMA e da quantidade lançada para determinado produto químico. Ao inserir no programa os dados requeridos, a matriz de probabilidade é acionada para fornecer a probabilidade com a qual a concentração do composto químico ultrapassará a CMA. A matriz contém a média do décimo percentil de piores probabilidade para uma CMA e taxa de lançamento específicas. Essa análise é considerada como de pior cenário (*worst-case*) uma vez que somente as piores probabilidades para ultrapassagem da CMA são utilizadas ao invés de todas as probabilidades (USEPA, 1999).

Considerou-se como risco ecológico significativo os casos em que a concentração no curso d'água ultrapassa a CMA por mais de 20(vinte) dias no ano, considerando que esse número equivale a um ciclo de vida de organismos utilizados em testes de toxicidade crônica (como *daphnia sp*). O critério é considerado conservador uma vez que o MDP não fornece o número de dias consecutivos em que a CMA é ultrapassada, mas apenas o número total em que isso ocorre em um ano (LYNCH et al., 1994).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 *Formulação do problema*

A fase de formulação possibilitou, basicamente, a integração das informações disponíveis, o levantamento dos compostos e a análise de FISPQ dos produtos químicos.

5.1.1 *Integração das informações disponíveis*

A EMATEX TÊXTIL é uma empresa do segmento de malharia que promove a fabricação e acabamento de tecidos de algodão, de fibras sintéticas e várias mesclas. A empresa está localizada no distrito de Justinópolis, município de Ribeirão das Neves. A região pode ser considerada de características urbanas. Um panorama geral da empresa é apresentado na **Figura 5.1**.



Figura 5.1 – Panorama geral da empresa EMATEX TÊXTIL localizada no distrito de Justinópolis em Ribeirão das Neves – MG.

Durante o período de avaliação da empresa, a produção média de malhas da empresa girou em torno de 270 t/mês. A empresa não utilizava água da concessionária municipal em seu processo produtivo, exceto em etapas do tingimento de tecido branco. A empresa possuía

4(quatro) poços artesianos, dos quais retirava a maior parte da água utilizada em seus processos. A empresa possuía duas lagoas para recirculação de água de processo. A água recirculada era utilizada principalmente na produção de tecidos de cores escuras. Os efluentes líquidos eram tratados em uma estação de tratamento biológico. A estação de tratamento da empresa é apresentada na **Figura 5.2**.



Figura 5.2 – Estação de tratamento biológico localizada na planta da empresa.

O processo produtivo da empresa compreende as principais etapas de beneficiamento inerentes às empresas do ramo de malharias, possuindo áreas de tecelagem, beneficiamento primário, secundário e terciário e empregando equipamentos como *Jet flow*, *Jigger flow*, *Over flow*, além de equipamentos automatizados do tipo *Gaston County*.

Esses aspectos credenciam a empresa como representativa do ramo de produção de malhas. É importante ressaltar que isso é bastante relevante, pois a Prevenção da Poluição deve ser pensada de maneira global, de modo que os resultados obtidos para uma empresa podem ser alcançados por outras do mesmo setor.

5.1.2 Levantamento dos compostos auxiliares têxteis

Foi feito um levantamento mensal de todos os produtos auxiliares têxteis utilizados pela empresa entre outubro de 2002 e dezembro de 2003. Os compostos somaram 120 (cento e vinte) produtos químicos distribuídos em várias classes como: surfactantes, alvejantes óticos, oxidantes, redutores, complexantes etc. O conjunto de todos os compostos é apresentado no Anexo A deste trabalho.

O consumo mensal de cada produto foi estimado e a partir dessa estimativa foi obtido o consumo diário dos compostos.

5.1.3 Análise das FISPQ dos produtos químicos

Durante o levantamento dos compostos auxiliares, foi estimado o consumo mensal dos 120 produtos auxiliares. Desse total de produtos, foram disponibilizadas pelos fornecedores 92 (noventa e duas) FISPQ. As fichas não fornecidas foram caracterizadas como informações indisponíveis para a avaliação de risco ecológico. Os motivos que levaram os fornecedores a não fornecerem as fichas podem ser vários. Em muitos casos, as empresas ainda não elaboraram as referidas fichas, apesar do decreto nº 2657 (BRASIL, 1998) e a norma ABNT NBR 14725 (ABNT, 2001) estarem em vigor desde 1998 e 2002 respectivamente. Em alguns casos, as empresas demonstraram falta de interesse em atender as necessidades técnicas de seus clientes, uma vez que foram feitas várias solicitações formais (via fax e telefone) junto aos representantes comerciais das empresas que afirmavam que as fichas existiam, mas não as enviaram.

As FISPQ obtidas foram provenientes de um total de 13 (treze) fornecedores de produtos. Dentre essas fichas, somente 39 (trinta e nove) possuíam as informações necessárias para a avaliação do risco inerente ao produto objeto de cada ficha. A maioria das demais FISPQ analisadas não apresentava informações concisas em seus itens: 2 – Composição e informações sobre os ingredientes e 12 - Informações ecológicas (ABNT, 2001). Duas FISPQ, apresentadas no Anexo B deste trabalho, exemplificam esse tipo de constatação.

No item 2, muitas fichas apresentaram informações genéricas como: “composto de tensoativos não iônicos aditivados”, “polímeros orgânicos”, “tensoativo iônico”, como é o caso do composto ATQN-04 (Anexo B). Esse tipo de informação impossibilitou a avaliação

dos compostos objetos dessas FISPQ. Já no item 12, das 92 FISPQ, 24 apresentaram valores de DQO e 21 apresentaram de DBO₅, entretanto, a maioria não cita a referência dos valores, conforme determina a norma da ABNT. Ainda nesse item foi comum encontrar a mesma descrição nas várias FISPQ fornecidas pela mesma empresa, como aquela apresentada para o composto PRCN-01 (Anexo B). O fornecedor cita Mobilidade, Persistência/Biodegradabilidade e Impacto ambiental de maneira genérica e vaga. Isso é repetido para mais de 30 FISPQ, uma vez que a empresa é a principal fornecedora de produtos químicos da indústria sob avaliação.

Ainda no item 12 das FISPQ foram encontrados dados de toxicidade ecológica em algumas fichas, entretanto as referências para as informações não foram citadas, tornando os dados pouco confiáveis. Um exemplo desse tipo de ficha se refere ao composto OXDO-04, que pode ser observada no Anexo B deste trabalho.

5.2 Análise

5.2.1 Caracterização da exposição dos compostos

A caracterização da exposição foi realizada estimando-se a quantidade gerada de cada composto analisado, juntamente com a análise do comportamento ambiental dos compostos.

5.2.1.1 Estimativa das quantidades de compostos químicos lançados

O consumo estimado dos produtos sob avaliação foi obtido por meio das fichas de controle de estoque da empresa. O cálculo do consumo médio diário foi feito considerando uma operação mensal de 25 dias ao longo de todo o período de outubro de 2002 a dezembro de 2003. Para facilitar o manuseio e aumentar a organização dos dados gerados ao longo do trabalho, os compostos foram classificados de acordo com suas respectivas funções no processamento da indústria têxtil. O sistema adotado para compor os respectivos códigos dos compostos pode ser observado na **Figura 4.1**. A codificação considera a classe do composto de acordo com a função do mesmo na indústria, a sua natureza, seja orgânica ou inorgânica e a ordenação em função do consumo diário de cada composto. A codificação dos compostos que não foram avaliados apresenta, no caractere referente à natureza do composto, a letra “N” para indicar a “Não avaliação” e a ordenação segue a ordem alfabética do nome original do composto (Anexo A). A classe de Surfactantes foi composta por 7(sete) dispersantes (SRFO-01, SRFO-02, SRFO-04, SRFO-05, SRFO-07, SRFO-10 e SRFO-13); 2(dois) igualizantes (SRFO-03 e

SRFO-09); 2(dois) detergentes (SRF-06 e SRF-11); 1(um) umectante (SRF-12) e 1(um) amaciante (SRF-08).

Os valores das estimativas de consumo e lançamentos diários dos produtos podem ser visualizados na **Tabela 5.1**. Ainda na mesma tabela, são apresentadas as estimativas da porcentagem de remoção do composto por meio do tratamento biológico. Esses valores foram estimados utilizando o aplicativo ECOSAR™.

Tabela 5.1 – Consumo diário de compostos auxiliares no processo produtivo da empresa.

Código do Composto	Classe do Composto	Quantidade gerada do composto (kg/dia)	% de remoção no tratamento biológico (%)	Quantidade gerada após tratamento (kg/dia)
SRFO-01	Surfactante	63,36	1,85	62,19
SRFO-02	Surfactante	63,36	90,82	5,82
SRFO-03	Surfactante	24,67	1,86	24,21
SRFO-04	Surfactante	21,60	69,53	6,58
SRFO-05	Surfactante	21,29	1,86	20,90
SRFO-06	Surfactante	15,60	69,53	4,75
SRFO-07	Surfactante	13,73	1,85	13,48
SRFO-08	Surfactante	10,98	2,06	10,75
SRFO-09	Surfactante	10,55	1,85	10,36
SRFO-10	Surfactante	7,92	8,6	7,24
SRFO-11	Surfactante	7,60	69,53	2,32
SRFO-12	Surfactante	6,80	69,53	2,07
SRFO-13	Surfactante	4,83	69,53	1,47
RDTI-01	Redutor	19,10	1,87	18,74
RDTI-02	Redutor	13,41	0,09	13,40
RDTI-03	Redutor	4,77	1,85	4,68
RDTI-04	Redutor	4,00	1,87	3,93
RDTI-05	Redutor	3,04	1,85	2,98
ALVO-01	Alvejante ótico	6,09	1,85	5,98
ALVO-02	Alvejante ótico	4,95	74,18	1,28
ALVO-03	Alvejante ótico	3,20	1,85	3,14
ALVO-04	Alvejante ótico	2,00	1,86	1,96
ALVO-05	Alvejante ótico	1,62	1,86	1,59
OXDI-01	Oxidante	107,17	1,85	105,19
OXDI-02	Oxidante	37,36	1,85	36,66

Tabela 5.1 – Consumo diário de compostos auxiliares no processo produtivo da empresa (continuação).

Código do Composto	Classe do Composto	Quantidade gerada do composto (kg/dia)	Remoção percentual no tratamento biológico (%)	Quantidade gerada após tratamento (kg/dia)
OXDI-03	Oxidante	24,67	1,85	24,22
OXDO-04	Oxidante	14,43	1,85	14,16
ATSO-01	Antiespumante	10,75	98,55	0,16
ATSO-02	Antiespumante	0,56	78,73	0,12
ATSO-03	Antiespumante	0,05	2,41	0,05
CMPI-01	Complexante	29,03	1,9	28,48
CMPI-02	Complexante	20,93	1,85	20,55
CMPI-03	Complexante	7,06	1,9	6,92
PCRI-01	Preservante de corante	822,57	1,85	807,36
PCRI-02	Preservante de corante	124,27	0,09	124,15
PCRI-03	Preservante de corante	6,40	0,09	6,39
FXDO-01	Fixador	340,51	1,85	334,22
FXDO-02	Fixador	22,00	1,85	21,59
NTLO-01	Neutralizante	42,00	94,72	2,22
NTLI-02	Neutralizante	2,16	75,33	0,53
APTI-01	Agente de pré-tratamento	1226,22	1,85	1203,54
ACDI-01	Agente de correção de dureza	0,58	0,09	0,58
ATQO-01	Antiquebradura	11,52	1,85	11,31
AGEO-01	Agente de engomagem	22,72	19,94	18,19

Dentre os valores de consumo médio diário destacaram-se aqueles referentes aos produtos PCRI-01, FXDO-01 e APTI-01 que foram significativamente superiores à média considerando os demais produtos (73,4 kg/dia). A justificativa para tal constatação está no fato de que os três são utilizados no acabamento de malhas contendo algodão. Esse tipo de malha normalmente requer uma quantidade elevada de produtos em algumas etapas de sua produção como o pré-tratamento e o tingimento.

5.2.1.2 Comportamento ambiental dos compostos no ecossistema

O comportamento ambiental dos compostos analisados foi estimado considerando-se a afinidade do composto com a água ($\log K_{ow}$) e com o carbono orgânico ($\log K_{oc}$), a sua capacidade de bioconcentração e a sua viabilidade de tratamento biológico. Os resultados correspondentes às respectivas classes de compostos são apresentados nas seções que seguem.

5.2.1.2.1 Surfactantes

Os valores estimados para a classe de surfactantes são apresentados na **Tabela 5.2**.

Tabela 5.2 – Comportamento ambiental dos surfactantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin™.

Código do Composto	Log Kow	Log Koc	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
SRFO-01	-3,39	1,00	3	3,4	2,5
SRFO-02	5,76	4,79	543	3,8	3,0
SRFO-03	3,12	2,65	50	3,5	2,8
SRFO-04	4,78	4,23	70	3,6	2,8
SRFO-05	0,56	1,00	3	4,0	3,3
SRFO-06	4,78	4,23	70	3,6	2,8
SRFO-07	-1,47	0,00	3	3,9	3,3
SRFO-08	-0,08	0,99	3	3,8	3,1
SRFO-09	-0,02	3,99	3	3,6	2,8
SRFO-10	-0,30	0,16	3	3,8	3,1
SRFO-11	4,78	4,23	71	3,6	2,8
SRFO-12	4,78	4,23	71	3,6	2,8
SRFO-13	4,78	4,23	71	3,6	2,8

Os compostos SRF-02, SRF-04, SRF-06, SRF-11, SRF-12, SRF-13 apresentaram potencial lipofílico significativo ($\log K_{ow} > 4$), entretanto esse potencial não refletiu no fator de bioconcentração. Todos os valores se mantiveram abaixo de 1000, caracterizando um baixo potencial para a bioconcentração.

Com relação à adsorção ao solo, traduzida pelo valor de $\log K_{oc}$, os compostos apresentaram potenciais variados, podendo-se identificar dois grupos que se destacam. O primeiro é formado por aqueles que apresentaram o potencial elevado com $\log K_{oc}$ entre 3,5 e 4,5, enquanto que o segundo é formado por aqueles que apresentaram potencial desprezível com $\log K_{oc}$ menor que 1,5. O SFO-03 foi o único que apresentou potencial de adsorção moderado, com $\log K_{oc}$ entre 2,5 e 3,4. Outra constatação é que o SRF-02 foi o único que apresentou potencial de adsorção muito elevado, com $\log K_{oc}$ maior que 4,5.

De uma maneira geral, os compostos apresentaram taxas de biodegradação primária bastante similares, todos sendo biodegradados em dias ou semanas (valores entre 3,0 e 4,0). Já a taxa

de biodegradação última observou-se uma predominância entre a biodegradação em semanas ou meses. Os demais valores indicaram biodegradação em dias ou semanas (valores entre 3,0 e 4,0).

5.2.1.2.2 Redutores

Os valores estimados para a classe de redutores são apresentados na **Tabela 5.3**.

Tabela 5.3 – Comportamento ambiental dos redutores analisados estimado por meio do aplicativo EPIWinTM.

Código do Composto	Log Kow	Log Koc	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
RDTI-01	-2,93	1,38	3	NA ¹	NA
RDTI-02	-7,53	0,23	3	NA	NA
RDTI-03	-2,89	1,00	3	NA	NA
RDTI-04	-2,93	1,38	3	NA	NA
RDTI-05	-4,23	1,16	3	NA	NA

¹NA : Não Aplicável (composto inorgânico)

Os compostos não apresentaram potencial lipofílico significativo ($\log K_{ow} < 4$) e isso acabou refletindo no fator de bioconcentração. Todos os valores se mantiveram abaixo de 1000, caracterizando um baixo potencial para a bioconcentração.

Com relação à adsorção ao solo, todos os compostos apresentaram potenciais desprezíveis com $\log K_{oc}$ menor que 1,5. Por se tratar de compostos inorgânicos, as taxas de biodegradação não são aplicáveis.

5.2.1.2.3 Alvejantes óticos

Os valores estimados para a classe de alvejantes óticos são apresentados na **Tabela 5.4**.

Tabela 5.4 – Comportamento ambiental dos alvejantes óticos analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin™.

Código do Composto	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
ALVO-01	0,05	4,15	1.009	3,1	2,2
ALVO-02	4,52	4,32	3	3,6	2,8
ALVO-03	0,42	4,03	3	3,4	2,7
ALVO-04	0,42	4,03	3	3,4	2,7
ALVO-05	0,42	4,03	3	3,4	2,7

Dentre os alvejantes óticos, somente o ALVO-02 apresentou potencial lipofílico significativo ($\log K_{ow} > 4$). Já com relação à adsorção ao solo, traduzida pelo valor de $\log K_{oc}$, todos os compostos apresentaram potenciais elevados com $\log K_{oc}$ entre 3,5 e 4,5. O único composto que apresentou potencial de bioconcentração moderado foi o ALVO-01, os demais apresentaram potencial baixo.

Todos os compostos apresentaram taxas de biodegradação primária bastante similares, todos sendo biodegradados em dias ou semanas (valores entre 3,0 e 4,0). De maneira semelhante, os compostos apresentaram biodegradação última em semanas ou meses.

5.2.1.2.4 Oxidantes

Os valores estimados para a classe de oxidantes são apresentados na **Tabela 5.5**.

Tabela 5.5 – Comportamento ambiental dos oxidantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin™.

Código do Composto	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
OXDI-01	-1,57	1,16	3	NA ¹	NA
OXDI-02	-3,42	1,16	3	NA	NA
OXDI-03	-4,24	1,64	3	NA	NA
OXDO-04	-2,61	1,13	3	3,5	2,7

¹NA : Não Aplicável (composto inorgânico)

Observando a **Tabela 5.5** pode-se constatar que todos os oxidantes não apresentaram potencial lipofílico significativo ($\log K_{ow} > 4$). Já com relação à adsorção ao solo, todos os compostos apresentaram potenciais desprezíveis, $\log K_{oc}$ menor que 1,5. Seguindo a mesma tendência, todos os compostos apresentaram potenciais de bioconcentração baixos ($FBC < 1000$).

Dentre os compostos oxidantes, somente o OXDO-04 apresentou possibilidade de biodegradação. A biodegradação primária ocorrendo em dias ou semanas (valores entre 3,0 e 4,0) e biodegradação última em semanas ou meses (valores entre 2,0 e 3,0).

5.2.1.2.5 Antiespumantes

Os valores estimados para a classe de antiespumantes são apresentados na **Tabela 5.6**.

Tabela 5.6 – Comportamento ambiental dos antiespumantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWinTM.

Código do Composto	Log Kow	Log Koc	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
ATSO-01	5,09	4,25	1.687	3,4	2,5
ATSO-02	3,63	2,85	86	3,5	2,7
ATSO-03	0,77	0,31	3	3,9	3,2

Dentre os agentes antiespumantes, pôde-se constatar que o ATS-01 apresentou potencial lipofílico significativo ($\log K_{ow} > 4$). Já com relação à adsorção ao solo, o mesmo composto apresentou potencial elevado, o composto ATS-02 apresentou potencial moderado e o composto ATSO-03 apresentou potencial desprezível. Como reflexo dos consideráveis potenciais lipofílico e de adsorção ao solo, o composto ATSO-01 apresentou potencial de bioconcentração moderado (FBC entre 1.000 e 5.000).

Todos os compostos apresentaram biodegradação primária em dias ou semanas (valores entre 3,0 e 4,0). Já com relação à biodegradação última, o composto ATSO-03 apresentou a transformação em dias ou semanas (valores entre 3,0 e 4,0) e os demais compostos apresentaram decomposição em semanas ou em meses.

5.2.1.2.6 Complexantes

Os valores estimados para a classe de complexantes são apresentados na **Tabela 5.7**.

Tabela 5.7 – Comportamento ambiental dos complexantes analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin™.

Código do Composto	Log Kow	Log Koc	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
CMPI-01	1,15	1,55	3	NA ¹	NA
CMPI-02	-0,81	1,32	3	NA	NA
CMPI-03	1,15	1,55	2	NA	NA

¹NA : Não Aplicável (composto inorgânico)

Os compostos não apresentaram potencial lipofílico significativo ($\log K_{ow} < 4$). Com relação à adsorção ao solo, nenhum dos compostos apresentou potencial significativo. Isso acabou refletindo no fator de bioconcentração. Todos os valores se mantiveram abaixo de 1.000, caracterizando um baixo potencial para a bioconcentração. Por se tratar de compostos inorgânicos, as taxas de biodegradação não são aplicáveis.

5.2.1.2.7 Preservantes de corante

Os valores estimados para a classe de preservantes de corante são apresentados na **Tabela 5.8**.

Tabela 5.8 – Comportamento ambiental dos preservantes de corante analisados estimado por meio do aplicativo EPIWin™.

Código do Composto	Log Kow	Log Koc	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
PCRI-01	-0,46	1,16	3	NA ¹	NA
PCRI-02	-4,38	0,79	3	NA	NA
PCRI-03	0,48	1,38	3	NA	NA

¹NA : Não Aplicável (composto inorgânico)

Dentre os compostos preservantes de corante, nenhum apresentou potencial lipofílico significativo. Com relação à adsorção ao solo, nenhum dos compostos apresentou potencial significativo. Isso acabou refletindo no fator de bioconcentração. Todos os valores se mantiveram abaixo de 1.000, caracterizando um baixo potencial para a bioconcentração. Por se tratar de compostos inorgânicos, as taxas de biodegradação não são aplicáveis.

5.2.1.2.8 Classes variadas

Os valores estimados para várias classes de compostos são apresentados na **Tabela 5.9**. Esse grupo foi formado, devido ao pequeno número de compostos dentro de cada classe específica.

Tabela 5.9 – Comportamento ambiental dos compostos de classes variadas analisados estimado por meio do aplicativo EPIWinTM.

Código do Composto	Log Kow	Log Koc	Fator de Bioconcentração – FBC	Taxa de biodegradação primária	Taxa de biodegradação última
FXDO-01	-6,19	0,00	3	NA ¹	NA
FXDO-02	-1,51	0,18	3	4,0	3,1
NTLO-01	0,09	0,00	3	4,2	3,4
NTLI-02	0,54	1,16	3	NA	NA
APTI-01	-3,88	1,16	3	NA	NA
ACDI-01	-3,07	1,09	3	NA	NA
ATQO-01	-0,67	1,02	3	4,0	3,0
AGEO-01	0,73	0,79	3	4,0	3,0

¹NA : Não Aplicável (composto inorgânico)

Com relação ao potencial lipofílico, nenhum dos compostos apresentou potencial significativo, uma vez que todos apresentaram valores de $\log \log K_{ow} < 4$. De modo semelhante, todos os compostos apresentaram potencial para adsorção no solo desprezível. Essas características se refletiram no fator de bioconcentração. Todos os valores do fator de bioconcentração se mantiveram abaixo de 1.000, caracterizando um baixo potencial para a bioconcentração.

O composto NTLO-01 apresentou biodegradação primária em horas ou dias (valores entre 4,0 e 5,0) os demais compostos apresentaram potencial para biodegradação em semanas ou meses. Já com relação à biodegradação última, praticamente todos os compostos apresentaram potencial para biodegradação em dias ou semanas (valores entre 3,0 e 4,0).

5.2.2 Perfil de resposta ao distúrbio

Os compostos foram avaliados sob o ponto de vista da ecotoxicidade aguda e crônica considerando os três tipos de organismos-alvos.

Os resultados correspondentes às respectivas classes de compostos são apresentados nas seções que seguem.

5.2.2.1 Surfactantes

Os valores estimados para a classe de surfactantes são apresentados na **Tabela 5.10**. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 10.

Tabela 5.10 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de surfactantes.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h) (mg/L)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Peixes (ChV ¹) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d) (mg/L)	Toxic. Algas (ChV) (mg/L)	CMA (µg/L)
SRFO-01	ND ²	ND	ND	2,76x10 ⁷	ND	ND	2,76x10 ⁸
SRFO-02	0,11	0,28	0,03	0,02	0,01	0,03	2
SRFO-03	3	9	6	1	0,71	1	71
SRFO-04	5	8	6	1,19	1,33	3	119
SRFO-05	488	4.637	2.627	4.76	113	98	9.800
SRFO-06	5	8	6	1,19	1,33	3	119
SRFO-07	6.150	121.000	62.052	10.585	1.362	835	83.500
SRFO-08	327	19	18	4475	ND	2,60	260
SRFO-09	1.039	11.223	6.247	1.120	238	194	19.400
SRFO-10	24	51	ND	14,66	ND	ND	1.466
SRFO-11	5	8	6	1,19	1,33	3	119
SRFO-12	5	8	6	1,19	1,33	3	119
SRFO-13	5	8	6	1,19	1,33	3	119

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

² ND : Não Determinado (limitações do software ECOSARTM)

O único composto que apresentou toxicidades altas (aguda - valor menor que 1 mg/L; crônica – valor menor que 0,1 mg/L) foi o SRFO-02. Na **Tabela 5.10**, pode-se observar que essa constatação vale para todos os organismos-alvos. Os compostos SRFO-03, SRFO-04, SRFO-06, SRFO-11, SRFO-12 e SRFO-13 apresentaram toxicidades moderadas (aguda - valor entre 1 e 100 mg/L; crônica – valor entre 0,1 e 10 mg/L). Os compostos SRFO-01, SRFO-05, SRFO-07 e SRFO-09 apresentaram toxicidades baixas (aguda - valor maior que 100 mg/L; crônica – valor maior que 10 mg/L). Já os compostos SRFO-08 e SRFO-10 apresentaram toxicidade moderada para alguns organismos-alvos e baixa para outros.

Para os compostos SRFO-01, SRFO-08 e SRFO-10, nem todos os valores de toxicidades foram determinadas devido à limitação existente no software utilizado, ECOSARTM, versão 0.99g.

Existem determinadas classes de compostos que o programa não dispõe de QSAR para estimativa da toxicidade a determinados organismos-alvos.

5.2.2.2 Redutores

Os valores estimados para a classe de redutores são apresentados na **Tabela 5.11**. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 10.

Tabela 5.11 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de redutores.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h)	Toxic. Peixes (ChV ¹)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d)	Toxic. Algas (ChV)	CMA
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	
RDTI-01	44.559	1,61x10 ⁶	757.000	123.000	9.542	4.382	438.200
RDTI-02	2,68x10 ⁸	6,50x10 ¹⁰	2,35x10 ¹⁰	3,25x10 ⁷	5,16x10 ⁶	9,52x10 ⁶	9,52x10 ⁸
RDTI-03	114.000	4,03x10 ⁶	1,90x10 ⁶	309.000	24.347	1.1270	1127.000
RDTI-04	44.559	1,61x10 ⁶	757.000	123.000	9.542	4.382	438.200
RDTI-05	468.000	2,89x10 ⁷	1,26x10 ⁷	1,96x10 ⁶	97.256	34.525	3.452.500

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

Todos os compostos redutores apresentaram toxicidades aguda e crônica baixas a todos os organismos-alvos.

5.2.2.3 Alvejantes óticos

Os valores estimados para a classe de alvejantes óticos são apresentados na **Tabela 5.12**. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 10.

Tabela 5.12 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de alvejantes óticos.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h) (mg/L)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Peixes (ChV ¹) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d) (mg/L)	Toxic. Algas (ChV) (mg/L)	CMA (µg/L)
ALVO-01	19.379	203.000	114.000	20.433	4.445	3.682	368.200
ALVO-02	0,44	0,73	0,53	0,11	0,11	0,23	11
ALVO-03	2.285	40.260	20.935	3.605	509	329	32.900
ALVO-04	8.229	74.088	42.291	7.701	1.903	1.697	169.700
ALVO-05	8.229	74.088	42.291	7.701	1.903	1.697	169.700

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

O alvejante ótico ALVO-02 apresentou toxicidade aguda alta a todos os organismos-alvos e toxicidade crônica moderada a todos os organismos-alvos. Os demais compostos apresentaram toxicidades aguda e crônica baixas a todos os organismos-alvos avaliados.

5.2.2.4 Oxidantes

Os valores estimados para a classe de oxidantes são apresentados na **Tabela 5.13**. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 100 para os compostos OXDI-01 e OXDI-03 e igual a 10 para os demais compostos.

Tabela 5.13 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de oxidantes.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h) (mg/L)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Peixes (ChV ¹) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d) (mg/L)	Toxic. Algas (ChV) (mg/L)	CMA (µg/L)
OXDI-01	0,02	41	ND ²	ND	ND	ND	0,2
OXDI-02	140.000	5,06x10 ⁶	2,31x10 ⁶	369.000	24.223	10.095	1.009.500
OXDI-03	0,03	1883	ND	ND	ND	ND	0,3
OXDO-04	213.000	8,33x10 ⁶	3,88x10 ⁶	625.000	45.298	19.994	1.999.400

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

² ND : Não Determinado (limitações do software ECOSAR™)

Os oxidantes OXDI-01 e OXDI-03 apresentaram toxicidade aguda alta para peixes. Devido à limitações do software ECOSARTM, os valores de toxicidades crônicas, juntamente com toxicidade aguda para algas, não foram estimadas para esses compostos. Considerando todos os organismos-alvos, os demais compostos apresentaram toxicidades aguda e crônica baixas.

5.2.2.5 Antiespumantes

Os valores estimados para a classe de antiespumantes são apresentados na **Tabela 5.14**. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 10.

Tabela 5.14 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de antiespumantes.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h) (mg/L)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Peixes (ChV ¹) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d) (mg/L)	Toxic. Algas (ChV) (mg/L)	CMA (µg/L)
ATSO-01	0,28	0,36	0,27	0,06	0,07	0,16	6
ATSO-02	1,32	3,14	2,15	0,44	0,33	0,55	33
ATSO-03	100	775	451	83	23	22	2.200

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

O composto ATSO-01 apresentou toxicidade aguda alta para todos os organismos-alvos e toxicidade crônica moderada para algas e alta para peixes e *daphnias*. O composto ATSO-02 apresentou as duas toxicidades moderadas para todos os organismos-alvos, enquanto que o composto ATSO-03 apresentou o mesmo perfil, mas, ao invés de toxicidades moderadas, apresentou toxicidades baixas.

5.2.2.6 Complexantes

Os valores estimados para a classe de complexantes são apresentados na **Tabela 5.15**. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 10.

Tabela 5.15 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de complexantes.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h) (mg/L)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Peixes (ChV ¹) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d) (mg/L)	Toxic. Algas (ChV) (mg/L)	CMA (µg/L)
CMPI-01	58	387	230	43	14	14	1400
CMPI-02	39.376	590.000	314.000	5.479	8.854	6.187	547.900
CMPI-03	58	387	230	43	14	14	1.400

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

Os complexantes CMPI-01 e CMPI-03 apresentaram toxicidade aguda moderada a peixes e alta aos demais organismos-alvos, inclusive a toxicidade crônica. O composto CMPI-02 apresentou toxicidades aguda e crônica baixas a todos os organismos-alvos.

5.2.2.7 Preservantes de corante

Os valores estimados para a classe de preservantes de corantes são apresentados na **Tabela 5.16**. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 10.

Tabela 5.16 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para a classe de preservantes de corante.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h) (mg/L)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Peixes (ChV ¹) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d) (mg/L)	Toxic. Algas (ChV) (mg/L)	CMA (µg/L)
PCRI-01	620	8041	4363	771	141	105	10.500
PCRI-02	110.000	7,21x10 ⁷	3,21x10 ⁷	4,82x10 ⁶	227.000	78.221	7.822.100
PCRI-03	289	2.536	1.453	265	67	60	6.000

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

Todos os preservantes de corante apresentaram toxicidades aguda e crônica baixas a todos os organismos-alvos.

5.2.2.8 Classes variadas

Os valores estimados para várias classes de compostos são apresentados na **Tabela 5.17**. Esse grupo foi formado, devido ao pequeno número de compostos dentro de cada classe específica. Os respectivos valores de CMA foram calculados com fatores de incerteza igual a 10.

Tabela 5.17 – Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, invertebrados e algas com as respectivas CMA para classes variadas.

Código do Composto	Toxic. Peixes (CL ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CL ₅₀ -48h) (mg/L)	Toxic. Algas (CE ₅₀ -96h) (mg/L)	Toxic. Peixes (ChV ¹) (mg/L)	Toxic. Daphnia (CE ₅₀ -16d) (mg/L)	Toxic. Algas (ChV) (mg/L)	CMA (µg/L)
FXDO-01	1,71x10 ⁷	2,39x10 ⁹	9,32x10 ⁸	1,35x10 ⁸	3,40x10 ⁶	820.000	8,20x10 ⁷
FXDO-02	3.303	68.978	35.032	5.947	729	435	43.500
NTLO-01	2.528	26.100	14.618	2.632	580	485	48.500
NTLI-02	70	600	345	63	16	15	1.500
APTI-01	8.229	74.088	42.291	7.701	1.903	1.697	169.700
ACDI-03	104.000	3,99x10 ⁶	1,86x10 ⁶	301.000	22.290	9.956	995.600
ATQO-01	ND ²	ND	ND	26.746	ND	ND	2.674.600
AGEO-01	ND	979	5	56	ND	3,57	357

¹ ChV: concentração na qual não são observados efeitos crônicos significativos.

² ND : Não Determinado (limitações do software ECOSAR™)

Dentre os compostos apresentados na **Tabela 5.17**, predominaram as toxicidades aguda e crônica baixas para todos os organismos-alvos. As exceções são os compostos NTLI-02 e AGEO-01. O primeiro deles apresentou toxicidade aguda moderada para peixes, já o segundo apresentou toxicidade aguda e crônica moderada para algas. O antiebradura, ATQO-01, e o agente de engomagem, AGEO-01, não foram avaliados com referência a alguns organismos-alvos por limitações do aplicativo ECOSAR™, versão v0.99g.

5.3 Caracterização do risco ecológico

Os resultados obtidos por Rutherford et al. (2003) ao analisar dados de toxicidade aquática de efluentes brutos de sete tipos de testes de toxicidade letal e subletal indicaram que geralmente não existe diferença significativa na toxicidade de efluentes brutos para diferentes tipos de fábricas. Os resultados também indicaram que efluentes sem tratamento têm um impacto ecológico nos níveis de comunidade e populações, enquanto que efluentes que recebem tratamento primário podem causar efeitos em nível de populações do ecossistema. Não foram

observados impactos sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em corpos d'água que recebem efluentes têxteis que receberam tratamento secundário.

No presente estudo, a interação entre a quantidade gerada do composto, seu destino no ambiente, considerando a remoção no tratamento, sua concentração de exposição e sua concentração máxima admissível – CMA resultou nos valores de risco ecológico apresentados nas seções que seguem.

5.3.1 Surfactantes

Os valores estimados para a classe de surfactantes são apresentados na **Tabela 5.18**.

Tabela 5.18 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos surfactantes no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
SRFO-01	300	1	0,3	1	0,3
SRFO-02	300	230	63,0	300	83,3
SRFO-03	180	166	45,5	167	46,4
SRFO-04	60	5	1,4	19	5,3
SRFO-05	260	2	0,5	2	0,6
SRFO-06	60	3	0,8	14	3,9
SRFO-07	300	0	0,0	0	0,0
SRFO-08	180	66	18,1	67	18,6
SRFO-09	300	0	0,0	0	0,0
SRFO-10	20	1	0,3	1	0,3
SRFO-11	20	2	0,5	6	1,7
SRFO-12	40	2	0,5	6	1,7
SRFO-13	300	3	0,8	18	5,0

Dentre os surfactantes analisados, os compostos SRFO-02, SRFO-03 e SRFO-08 apresentaram concentrações acima da CMA em mais de vinte dias por ano. Deve-se ressaltar também a importância do processo de tratamento para diminuição das concentrações do SRFO-04 e SRFO-13. O tratamento fez com que seus números de dias caíssem de valores próximos dos valores de risco para poucos dias nos quais a concentração do composto superou a CMA. Esse efeito se deve às propriedades de biodegradabilidade dos compostos, que são orgânicos.

5.3.2 Redutores

Os valores estimados para a classe de Redutores são apresentados na **Tabela 5.19**.

Tabela 5.19 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos redutores no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
RDTI-01	160	1	0,3	1	0,3
RDTI-02	100	0	0,0	0	0,0
RDTI-03	60	0	0,0	0	0,0
RDTI-04	20	0	0,0	0	0,0
RDTI-05	40	0	0,0	0	0,0

Nenhum dos compostos oxidantes analisados apresentou risco para a biota aquática, uma vez que nenhuma das concentrações ultrapassou a CMA em mais de 20 dias.

5.3.3 Alvejantes óticos

Os valores estimados para a classe de alvejantes óticos são apresentados na **Tabela 5.20**.

Tabela 5.20 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos alvejantes óticos no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
ALVO-01	300	0	0,0	0	0,0
ALVO-02	300	64	17,5	188	52,2
ALVO-03	20	0	0,0	0	0,0
ALVO-04	280	0	0,0	0	0,0
ALVO-05	260	0	0,0	0	0,0

O único alvejante ótico que apresentou risco à biota foi o ALVO-02 cuja concentração ultrapassou a CMA por 64 dias, caracterizando o risco. Destaca-se também a importância do processo de tratamento para diminuição da concentração do referido composto, que apesar de não descaracterizar o risco, fez o número de dias caísse de 188 para 64.

5.3.4 Oxidantes

Os valores estimados para a classe de oxidantes são apresentados na **Tabela 5.18**.

Tabela 5.21 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos oxidantes no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
OXDI-01	300	300	82,2	300	83,2
OXDI-02	260	0	0,0	0	0,0
OXDI-03	300	297	81,4	297	82,5
OXDO-04	300	0	0,0	0	0,0

Dentre os oxidantes analisados, os compostos OXDI-01 e OXDI-03 apresentaram concentrações acima da CMA em mais de vinte dias por ano, caracterizando o risco ecológico inerentes a esses compostos. Por se tratarem de compostos inorgânicos, o processo de tratamento não se mostra eficiente para diminuição das concentrações.

5.3.5 Antiespumantes

Os valores estimados para a classe de antiespumantes são apresentados na **Tabela 5.22**.

Tabela 5.22 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos antiespumantes no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
ATSO-01	100	1	0,3	80	22,2
ATSO-02	20	1	0,3	6	1,7
ATSO-03	20	1	0,3	1	0,3

Nenhum dos agentes antiespumantes analisados apresentou risco para a biota aquática, uma vez que nenhuma das concentrações ultrapassou a CMA em mais de 20 dias. Para o ATSO-01, o processo de tratamento adotado demonstrou um desempenho considerável, fazendo com que o número de dias caísse de 80 para somente 1 dia no qual a concentração do composto ultrapassou a CMA.

5.3.6 Complexantes

Os valores estimados para a classe de complexantes são apresentados na **Tabela 5.23**.

Tabela 5.23 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos complexantes no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
CMPI-01	300	1	0,3	1	0,3
CMPI-02	60	0	0,0	1	0,3
CMPI-03	300	1	0,3	0	0,0

Nenhum dos complexantes analisados apresentou risco para a biota aquática, uma vez que nenhuma das concentrações ultrapassou a CMA em mais de 20 dias.

5.3.7 Preservantes de corante

Os valores estimados para a classe de preservantes de corante são apresentados na **Tabela 5.24**.

Tabela 5.24 – Número de dias por ano nos quais a concentração dos preservantes de corante no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
PCRI-01	300	171	46,8	173	48,1
PCRI-02	300	0	0,0	0	0,0
PCRI-03	300	1	0,3	1	0,3

Dentre os preservantes de corante analisados, o composto PCRI-01 apresentou concentrações acima da CMA em mais de 20 dias por ano, caracterizando o risco ecológico inerentes a esse composto. Por se tratar de um composto inorgânico, o processo de tratamento não se mostra eficiente para diminuição das concentrações.

5.3.8 Classes variadas

Os valores estimados para a classe de surfactantes são apresentados na **Tabela 5.25**. Esse grupo foi formado, devido ao pequeno número de compostos dentro de cada classe específica.

Tabela 5.25 – Número de dias por ano nos quais a concentração de classes variadas no meio aquático superou os valores da CMA.

Código do Composto	Número de dias médio de lançamento por ano	Número de dias por ano que superou CMA (com tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (com tratam.)	Número de dias por ano que superou CMA (sem tratam.)	% dos dias do ano que superou CMA (sem tratam.)
FXDO-01	300	0	0,0	0	0,0
FXDO-02	120	1	0,3	1	0,3
NTLO-01	240	0	0,0	0	0,0
NTLI-02	260	1	0,3	1	0,3
APTI-01	300	14	3,8	14	3,9
ACDI-01	300	0	0,0	0	0,0
ATQO-01	20	0	0,0	0	0,0
AGEO-01	300	7	1,9	10	2,8

Nenhum dos compostos analisados apresentou risco para a biota aquática, uma vez que nenhuma das concentrações ultrapassou a CMA em mais de 20 dias.

Sob o ponto de vista da Prevenção da Poluição, os resultados apresentaram possibilidades para substituições de compostos com risco ecológico por outros que não apresentaram o mesmo risco. É importante ressaltar que o número de possibilidades foi limitado pela quantidade e qualidade das FISPQ fornecidas pelos fornecedores de produtos auxiliares, haja visto que de um total de 120 produtos somente 39 apresentaram FISPQ úteis à avaliação.

Dentre os surfactantes, três apresentaram risco à biota aquática, SRFO-02, SRFO-03 e SRFO-08. A possibilidade de substituir o composto SRFO-02 pelo SRFO-07 poderia ser estudada sob o ponto de vista do processo, uma vez que ambos são dispersantes utilizados no tingimento de tecidos de poliéster. De forma semelhante, a substituição do SRFO-03 pelo SRFO-09 deve ser estudada. Ambos os compostos são igualizantes utilizados no tingimento de tecidos de poliéster. Já o SRFO-08 não apresentou a possibilidade de substituição uma vez que o composto é o único amaciante avaliado.

O alvejante ótico ALVO-02 apresentou risco ecológico e sua substituição pelo ALVO-04, ou ALVO-05 deve ser estudada de maneira contundente, já que o primeiro é utilizado no

tingimento de tecido de poliéster e os substituintes no tingimento de mesclas de poliéster e com viscose.

No grupo dos oxidantes também observou-se a possibilidade de substituições envolvendo os compostos OXDI-01 e OXDI-03 que apresentaram risco ecológico e o OXDI-02 que não o apresentou. Os três compostos são utilizados no alvejamento de tecidos de algodão.

Finalizando a análise das possibilidades de substituição, pôde-se observar que o preservante de corante PCRI-01, que apresentou risco ecológico, pode ser substituído pelo PCRI-02 que apresentou um melhor desempenho ambiental. É importante salientar que as substituições, antes de serem implementadas, deveriam passar por uma avaliação técnica com o objetivo de preservar a qualidade do processo industrial no qual a substituição viria a ocorrer.

Outra constatação importante se refere aos compostos que apresentaram potencial significativo para adsorção ao solo (valores de $\log K_{oc}$ maiores que 3,5). Os compostos com essas características devem ser avaliados sob o ponto de vista de risco a organismos bentônicos, já que os compostos em questão apresentaram potencial para se acumularem nos sedimentos do corpo d'água.

6 CONCLUSÕES

Com uma avaliação do conteúdo deste trabalho, foi possível concluir que o objeto geral do trabalho foi alcançado plenamente, uma vez que os resultados obtidos demonstraram que através de uma avaliação de risco ecológico é possível selecionar, em um conjunto ou classe de compostos, aqueles que apresentam menores impactos ambientais. Além dessa conclusão, outras são descritas na seqüência desta seção.

- Os resultados obtidos demonstram que existe a possibilidade de substituição de compostos auxiliares têxteis que apresentam risco ecológico por aqueles que não o apresentam, no grupo de detergentes, alvejantes óticos e oxidantes. Entretanto, esse tipo de substituição deve ser mais bem estudado, sob o ponto de vista industrial, para não haver o comprometimento da qualidade dos tecidos produzidos e, também, sob o ponto de vista da viabilidade econômica.
- A abrangência do estudo depende intrinsecamente da qualidade e quantidade das informações disponíveis e levantadas. Para implementar a metodologia aplicada neste trabalho, é essencial que os produtos químicos possuam FISPQ e, além disso, que as informações contidas nessas fichas possuam qualidade adequada para identificação precisa dos ingredientes do produto químico objeto da FISPQ.
- Atualmente, a baixa qualidade das FISPQ existentes no Brasil é uma das principais fontes de incertezas para o processo de avaliação de risco ecológico realizada com a metodologia apresentada neste trabalho. Essa qualidade precária se deve à falta de fiscalização efetiva de órgãos governamentais e também pelo baixo nível de cobrança dos usuários de produtos químicos do país.
- Os aplicativos ECOSARTM e EPIWinTM se mostraram eficientes na obtenção de dados de toxicidade e de propriedades físico-químicas de substâncias químicas. Uma vez que a norma da ABNT, NBR 14725, não apresenta restrições com relação aos métodos de obtenção de informações contidas nas FISPQ, os referidos programas poderiam ser utilizados pelos fabricantes de substâncias químicas para obtenção de várias informações requeridas pela norma.

- A característica da metodologia em exigir basicamente informações do lançamento de produtos químicos no meio aquático e da composição dos mesmos possibilita a utilização da metodologia em vários tipos de indústrias, desde que possam ser obtidas essas informações.
- O número de possibilidades de substituição pode aumentar significativamente à medida que um número maior de compostos forem avaliados. Para isso basta que sejam fornecidas FISPQ com quantidade e qualidade de informações suficientes.
- Os resultados obtidos podem contribuir para a Prevenção da Poluição na produção de malhas. A produção de malhas e os auxiliares têxteis utilizados pela indústria sob avaliação foram bem caracterizados sob o ponto de vista ambiental.
- O estudo de caso pode ser utilizado como referência para a Prevenção da Poluição no segmento de produção de malhas.

7 RECOMENDAÇÕES

Para otimizar os resultados esperados para a aplicação da avaliação de risco ecológico como ferramenta da Prevenção da Poluição é recomendável que:

- A qualidade das informações de ingredientes e composição de produtos químicos seja melhorada por meio de melhoria das FISPQ, contato direto com fabricantes, ou outra maneira não vislumbrada neste trabalho.
- O estudo deve ser conduzido caso a caso, pois as características específicas de cada indústria influenciam diretamente os resultados.
- Deve-se manter o cenário de avaliação de pior-caso e sempre que um composto apresentar risco ecológico, o mesmo deve ser melhor avaliado.
- Estudar a elaboração de um modelo conceitual que leve em consideração os decompositores na estrutura do ecossistema.
- Estudar a implementação de métodos para calibração dos modelos de obtenção da toxicidade por meio de resultados de bioensaios.
- A obtenção de dados para preenchimento das FISPQ, se possível, deve ser conduzida com informações precisas e de acordo com as necessidades dos aplicativos utilizados.
- No caso de utilização de outros aplicativos, que não aqueles especificados neste trabalho, é recomendável que os mesmos apresentem um desempenho equivalente, ou superior.
- Estudar a possibilidade de estimativa de toxicidades equivalentes para, a partir delas, chegar a valores globais de risco, ou seja, o risco inerente ao lançamento da soma de todos os produtos químicos avaliados.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14725: Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos – FISPQ. ABNT, 2001.
- AURAND, D. The application of ecological risk assessment principles to dispersant use planing. *Spill Science & Technology Bulletin*. N.4, v.2, pp.241-247, 1996.
- AYRES, R. U. Industrial metabolism: theory and policy, in the greening industrial ecosystems. Washington, DC: National Academy Press, 1994.
- BARTEL, H. G.; BRÜGGEMANN, R. Application of formal concept analysis to Structure-Activity Relationships. *Fresenius Journal Analytical Chemistry*. N.361, pp.23-28, 1998.
- BASCIETTO, J.; HINCKLEY D.; PLAFKIN J.; SLIMAK M.. Ecotoxicology and Ecological Risk Assessment: Regulatory Applications at EPA. *Environmental Science. Technology*. N.1, v.24, 1990.
- BOYLE, C. Education, Sustainability and Cleaner Production, *J. Cleaner Prod.*, N.7, pp.83-87, 1999.
- BOETLING, R. S.; HOWARD, P. H.; MEYLAN, W. M.; STITELER, W. M. BEAUMAN, J. A. TIRADO, N. Group contribution method for predicting probability and rate or aerobic biodegradation. *Environmental Science Technology*. N.8, pp.459-465, 1994.
- BRASIL. Decreto n. 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.
- BYSSHE, S. E. Bioconcentration Factor in Aquatic Organisms. In: LYMAN, W. J.; REEHL, W. F.; ROSENBLATT, D. H. Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds. Washington, American Chemical Society, 1990. apud MATOSINHOS, Cristiano Christófaro. Avaliação de risco ecológico como estratégia para prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil. 2003. 72 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- CAIRNS, J.; PRATT, J. R. Trends in ecotoxicology. *Science Toxicology Environmental Suppl*. pp.7-22, 1993.
- CALOW, P. Ecological risk assessment: Risk for what? How do you decide? *Ecotoxicology and Environmental Safety*. N.40, pp.15-18, 1998.
- CHAPMAN, P. M.; PAINE, M. D.; MORAN, T.; KIERSTEAD, T. Refinery water (intake and effluent) quality: update of 1970`s with 1990`s toxicity testing. *Environmental Toxicology Chemistry*. N.13, pp.897-909, 1994.
- CHAPMAN, P. M. Ecotoxicology and pollution – Key issues. *Marine Pollution Bulletin*. N.4-12, v.12, pp.167-177, 1995.
- CLEMENTS, R. G. Estimating toxicity of industrial chemicals to aquatic organisms using structure-activity relationships. 2ª Edition. U. S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, 1996.
- COMUNIDADE EUROPEIA. Directiva 92/32/CEE do Conselho de 30 de Abril de 1992 que altera pela sétima vez a Directiva 67/548/CEE relativa à aproximação das disposições

legislativas, regulamentares e administrativas respeitantes à classificação, embalagem e rotulagem das substâncias perigosas. *Jornal Oficial* nº L 154 de 05/06/1992 pp.0001-0029

- COVELLO, V. Communicating right-to-know information on chemical risks. *Environmental Science Technology*. N.12, v.23, 1989.
- DAVY, M.; PETRIE, R.; SMRCHEK, J.; KUCHNICKI, T.; 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.
- DEARDEN, J. C. Prediction of Environmental Toxicity and Fate Using Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR). *Journal of Brazilian Chemical Society*. N.6, v.13, pp.754-762, 2002.
- DURN, R. F.; BUSH, G. E. Using process integration for cleaner production. *Journal Cleaner Production*. N.9, pp.1-13, 2001.
- FISCHER K.; MARQUARDT, K.; SCHLÜTER, K.; GEBERT, K.; KROMM, E.; GIESEN, V.; SCHNEIDER, R.; WAYLAND, R. L. Jr. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. v.A26, pp.227-350, 1995.
- FRESNER, J. Cleaner Production as a Means for Effective Environmental Management, *Journal Cleaner Production*. N.6, pp.171-179, 1998.
- FROSCH, R. A.; GALLOPOULOS, N. E. Strategies for Manufacturing. *Scientific American*. N.261. pp.144-152, 1989.
- FROSCH, R. A. Industrial ecology: A philosophical introduction. *Proceedings, National Academy of Sciences*. N.89, pp.800-803, 1992.
- GENTILE, J. H.; HARWELL, M. A. The issue of significance in ecological risk assessments. *Human and Ecological Risk Assessment*. N.4, v.4, pp.815-828, 1998.
- GIANNETTI, B. F.; BONILLA, S. H.; ALMEIDA, C. M. V. B. Developing eco-technologies: A possibility to minimize environmental impact in Southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*. N.12, pp.361-368, 2004.
- HARWELL, M. A.; GENTILE, J.; NORTON, B.; COOPER, W. Issue paper on ecological significance. In *ecological risk assessment issues papers*. Washington, DC. Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency. 49p., 1994.
- HILL, R. A.; CHAPMAN, P. M.; MANN, G. S.; LAWRENCE, G. S. Level of detail in ecological risk assessments. *Marine Pollution Bulletin*. N.6, v.40, pp.471-477, 2000.
- HOWARD, P. *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organical Chemicals*. Lewis Publishers. USA, 1990. apud MATOSINHOS, Cristiano Christófaro. Avaliação de risco ecológico como estratégia para prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil. 2003. 72 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- HUYBRECHTS, D.; BERLOZNIK R.; WOUTERS G.; MARION J.; VALENDUC, G.; VENDRAMIN, P. The role of ecobalances in environmental decision. *Journal Cleaner Production*. N.4, v.2, pp.111-199, 1996.

- INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL – IPPC. Reference Document on Best Available Techniques for the Textiles Industry. Joint Research Centre, European Commission, Seville, Spain, 626p., 2003.
- INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY – IPCS; User's Manual for the IPCS Health and Safety Guides. United Nations Environment Programme International Labour Organisation. WHO, Geneva, 1996.
- LEÃO, M. M. D.; CARNEIRO, E. V.; SCHWABE, W. K. RIBEIRO, E. D. L.; TORQUETTI, Z. S. C.; SOARES, A. F. S.; FERNANDES NETO, M. L. Controle ambiental na indústria têxtil - Acabamento de malhas: Projeto Minas Ambiente. Belo Horizonte, 2002.
- LOWE, E. A.; WARREN, J. L.; MORAN, S. R. Discovering industrial ecology – An executive briefing and sourcebook. Battelle Press. Columbus, Ohio, 1996.
- LYMAN, W. J. Octanol/Water Partition Coefficient. In: LYMAN, W. J.; REEHL, W. F.; ROSENBLATT, D. H. Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds. Washington: American Chemical Society, 1990. apud MATOSINHOS, Cristiano Christófaro. Avaliação de risco ecológico como estratégia para prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil. 2003. 72 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- 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.
- MATOSINHOS, Cristiano Christófaro. Avaliação de risco ecológico como estratégia para prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil. 2003. 72 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- MEYLAN, W.; HOWARD, P. H. Molecular Topology/Fragment Contribution Method for Predicting Soil Sorption Coefficients. Environment Science Technology. N.26, pp.1560-1567, 1992.
- MOORE, D. R. J. The ecological component of ecological risk assessment: lessons from a field experiment. Human and Ecological Risk Assessment. N.5, v.4, pp.1103-1123, 1998.
- NABHOLZ, J. V. Environmental Hazard and Risk Assessment under the United States Toxic Substance Control Act. The Science of total environment. 109/110 pp.649-665, 1991.
- NAITO W.; MIYAMOTO, K.; NAKANISHI, J.; MASUNAGA, S.; BARTELL, S. M. Evaluation of an ecosystem model in ecological risk assessment of chemicals. Chemosphere. N.53, pp.363-375, 2003.
- NAKANISHI, J.; GAMO, M.; IWASA, Y.; TANAKA, Y. Environmental risk evaluation of chemicals: achievements of the project and seeds for future – development of metrics for evaluating risks. Chemosphere. N.53, pp.389-398, 2003.

- OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a Review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. N.13, pp.57-149, 2003.
- ORGANISATION 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.
- ORR, R. L.; COHEN, S. D.; GRIFFIN, R. L. Generic non-indigenous pest risk assessment process. Beltsville, MD: USDA Animal and Plants Health Inspection Service, 1993.
- POWER, M.; McCARTY, L. S. Trends in the Development of Ecological Risk Assessment and Management Frameworks. *Human and Ecological Risk Assessment*. N.1, v.8, pp.7-18, 2002.
- REGAN, H. M.; AKÇAKAYA, H. R.; FERSON, S.; ROOT, K. V.; CARROLL, S.; GINZBURG, L. R. Treatments of uncertainty and variability in ecological risk assessment of single-species populations. *Human and Ecological Risk Assessment*. N.4, v.9, pp.889-906, 2003.
- RUTHERFORD, L.; GARRON, C.; ERNST, W.; KENNEDY, K. The aquatic environmental and textile mill effluents – An ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*. N.2, v.9, pp.589-606, 2003.
- SANKOH, O. A.; An evaluation of the analysis of ecological risks methods in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*. N.16, pp.183-188, 1996.
- SCOW, K.M. Rate of Biodegradation. In: LYMAN, W. J.; REEHL, W. F.; ROSENBLATT, D. H. *Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds*. Washington: American Chemical Society, 1990. apud MATOSINHOS, Cristiano Christófaro. *Avaliação de risco ecológico como estratégia para prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil*. 2003. 72 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- SERVOS M. R. Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkilphenols and alkilphenol polyethoxylates. *Water Quality Research Journal Canadian*. N.34, pp.123-177, 1999.
- SMITH, D. A. Assessing Toxicology Quickly and Efficiently. *Chemical Engineering*. April, 2000.
- SUTER, G. W. II; Ecological risk assessment. Lewis Publishers. Chelsea, 1993. apud MATOSINHOS, Cristiano Christófaro. *Avaliação de risco ecológico como estratégia para prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil*. 2003. 72 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- 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.4-11 to 4-64, 1994.
- SUTER, G. W. II; Guide for developing conceptual models for ecological risk assessment. Environmental restoration risk assessment program. Oak Ridge National Laboratory. U.S. Department of Energy, 1996.

- SUTER, G. W. II; Developing conceptual models for complex ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*. N. 2, v. 5, pp.375-396, 1999.
- TANAKA, Y. Ecological risk assessment of pollutant chemicals: extinction risk based on pollutant-level effects. *Chemosphere*. N53, pp.421-425, 2003.
- TORQUETTI, Zuleika Stela Chiacchio. Planejamento Ambiental-gerencial Integrado em Pequenas e Médias Empresas: Contribuição para Implementação de Sistema de Gestão Ambiental – Estudo de Caso para o Setor Têxtil/Malharia. 1998. 149 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP. Sustainable consumption and cleaner production: global status 2002. Paris: ONU, 16 p, 2002.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Framework for Ecological Risk Assessment. U. S. Environmental Protection Agency. U.S.A., 1992.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Profile of the Textile Industry. U. S. Environmental Protection Agency. U.S.A., 1997.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. U. S. Environmental Protection Agency. U.S.A., 1998.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment. U. S. Environmental Protection Agency. U.S.A., 1998.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Exposure and Fate Assessment Screening Tool – E-FAST, Beta Version. Document Manual. Versar Inc. U. S. Environmental Protection Agency. U.S.A., 1999.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. EPI Suite. Copyright EPA’s Office of Pollution Prevention and Toxics and Syracuse Research Corporation U. S. Environmental Protection Agency. U.S.A., 2000.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Pollution Prevention (P2) Framework. Office of Pollution Prevention and Toxics. U. S. Environmental Protection Agency. U.S.A., 2004.
- VERHAAR, H. J. M.; SOLBÉ, J.; SPEKSNIJDER, J.; LEEUWEN, C. J.; HERMENS J. L. M. Classifying environmental pollutants: part 3. External validation of the classifying system. *Chemosphere*. N.40, pp.875-883, 2000.
- WANG, X.; DONG, Y.; XU, S.; WANG, L.; HAN, S. Quantitative structure-activity relationships for the toxicity to the tadpole *Rana Japonica* of selected phenols. *Bulletin Environmental Contaminants Toxicology*. N.64, pp.859-865, 2000.

Anexo A

Resultados do Levantamento do consumo de compostos auxiliares têxteis

Anexo B

Exemplos de Fichas de Informações de Segurança de Produtos Químicos – FISPQ

Anexo C

Relações Quantitativas entre a Estrutura Química e a Atividade utilizadas nos Aplicativo ECOSARTM