



Análise ambiental: Estudo de caso dos aspectos relacionados à água em uma planta industrial

Lays Cardoso Tatagiba

Monografia em Engenharia Química

Orientadores:

Prof^ª. Denize Dias de Carvalho, D. Sc.

Michel Constant, M. Sc.

Março de 2014

ANÁLISE AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO DOS ASPECTOS RELACIONADOS À ÁGUA EM UMA PLANTA INDUSTRIAL

Lays Cardoso Tatagiba

Monografia em Engenharia Química submetida ao corpo docente da Escola de Química como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Graduação de Engenharia Química.

Aprovado por:

Carla Reis de Araújo, D.Sc.

Magali Christe Cammarota, D.Sc.

Rafael Farias Perez, M.Sc.

Orientado por:

Denize Dias de Carvalho, D. Sc.

Michel Constant, M. Sc.

Rio de Janeiro, RJ - Brasil

Março de 2014

Tatagiba, Lays Cardoso.

Análise ambiental: Estudo de caso dos aspectos relacionados à água em uma planta industrial / Lays Cardoso Tatagiba. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2014.

xi, 72 p.; il.

(Monografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2014.

Orientadores: Denize Dias de Carvalho e Michel Constant.

1. Análise ambiental. 2. Água. 3. ISO 14001. 4. Monografia (Graduação – UFRJ/EQ).
5. Denize Dias de Carvalho e Michel Constant. I. Análise ambiental: Estudo de caso dos aspectos relacionados à água em uma planta industrial

Aos meus pais, Alair e Clélia, e à minha irmã, Luisa, por todo o apoio, carinho e amor. Pessoas que amo e sempre me apoiaram e incentivaram.

“O correr da vida embrulha tudo. A vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem.”

José Guimarães Rosa

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Alair e Clélia, pelo amor, dedicação e incentivo incondicionais. Devo a eles tudo que sou e conquistei.

À minha irmã, Luisa, pelo companheirismo e amor.

Aos amigos da faculdade, por terem tornado essa trajetória mais divertida e por terem entrado em minha vida para ficar.

Aos amigos da Halliburton, por terem me motivado e me feito acreditar que eu seria capaz, apesar dos desafios que enfrentamos juntos diariamente.

Aos amigos, pela amizade e apoio em todos os momentos.

Aos meus orientadores, Denize e Michel, por toda a paciência, dedicação e ensinamentos. Obrigada por terem acreditado em mim e terem me ajudado a tornar esta missão possível.

À banca examinadora, pela disponibilidade em avaliar a minha monografia.

Resumo da Monografia apresentada à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Graduação em Engenharia Química

ANÁLISE AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO DOS ASPECTOS RELACIONADOS À ÁGUA EM UMA PLANTA INDUSTRIAL

Lays Cardoso Tatagiba

Março, 2014

Orientadores: Profa. Denize Dias de Carvalho, D. Sc.
Michel Constant, M. Sc.

RESUMO

Um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) é uma estrutura criada para que uma organização possa controlar os impactos que provoca sobre o meio ambiente e melhorar continuamente suas atividades de forma integrada à conquista de mercado. Um SGA efetivo deve, antes de qualquer coisa, identificar como a organização interage com o meio ao seu redor e para isso se utiliza de um instrumento conhecido como análise ambiental.

Dentro deste contexto, o presente trabalho tem como objetivo realizar um estudo dos aspectos e impactos ambientais de uma indústria química produtora de poliamida 6.6 e intermediários, através da utilização de uma metodologia de classificação dos mesmos. A priori, foi apresentada a metodologia padrão utilizada para todos os aspectos da planta. A posteriori, realizada uma análise particular dos aspectos relacionados à água, apresentando os resultados obtidos com base no método proposto. Para os efluentes aquosos despejados no meio ambiente foram efetuados testes de toxicidade crônica, com Algas (*Pseudokirchneriella subcapitata*) e Ceriodaphnias (*Ceriodaphnia dubia*), com resultados satisfatórios, devido principalmente à alta vazão do compartimento receptor. Entretanto, uma análise individual dos efeitos das substâncias revelou uma tendência preocupante em relação ao rejeito de cianetos. Observou-se também que o impacto do consumo de água não é significativo, apesar do alto consumo decorrente das diversas etapas de resfriamento do processo. A ausência de estresse hídrico na região justifica tal resultado.

Palavras chave: Sistema de Gestão Ambiental, Análise Ambiental, ISO 14001, Efluentes Aquosos, Consumo de água.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE TABELAS	x
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Contexto, motivação e relevância do trabalho	1
1.2 Objetivos	2
1.3 Estrutura do trabalho.....	2
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 A indústria Química e a Gestão Ambiental	4
2.2 Sistemas de Gestão Ambiental	5
2.3 A norma ISO 14001	7
2.3.1 Contexto	7
2.3.2 Benefícios e vantagens.....	8
2.3.3 Política ambiental.....	9
2.4 Modelo PDCA	10
2.4.1 Passo 1 : Planejamento	11
2.4.2 Passo 2 : Implementação e operação	12
2.4.3 Passo 3 : Monitoramento e ação corretiva	13
2.4.4 Passo 4 : Revisão gerencial	13
2.5 Aspectos e impactos ambientais	14
2.6 Análise ambiental	15
2.7 Ecossistemas aquáticos	16
2.8 Indicadores biológicos	17
2.8.1 Índice biológico com macroinvertebrados.....	19
2.8.2 Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party)	20
2.8.3 Índice biológico com diatomáceas	23
2.8.4 Estratégias de amostragem para os índices biológicos.....	25
2.9 Método WEA (Whole Effluent Assessement - Avaliação Global de Efluentes)	25
2.9.1 Testes de toxicidade	26
2.9.2 Limites de toxicidade em diferentes países.....	28
2.9.3 Definições de limite de toxicidade.....	29

2.9.4	Estratégias de amostragem composta representativa de efluentes gerados	30
2.10	Comparação dos métodos de avaliação da qualidade da água	31
2.11	Estresse hídrico	32
3	ESTUDO DE CASO E RESULTADOS	34
3.1	Setor de atividade	34
3.2	Objetivos da organização	35
3.3	Metodologia	35
3.3.1	Caracterização dos meios circundantes.....	37
3.3.2	Identificação dos aspectos e impactos ambientais	38
3.3.3	Determinação dos aspectos e impactos ambientais significativos	39
3.3.4	Método Semi-quantitativo	42
3.4	Avaliação dos aspectos e impactos relacionados à água	46
3.4.1	Metodologia.....	46
3.4.2	Efluentes aquosos	46
3.4.3	Consumo de água	58
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
	ANEXOS	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo de SGA. Fonte: ABNT (2004).....	8
Figura 2 - Diagrama de blocos da metodologia utilizada. Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	36
Figura 3 – Diagrama de blocos dos fluxos de entrada e saída de aspectos ambientais da planta - Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	38
Figura 4 - Matriz de significância – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	45
Figura 5 - Fluxograma decisional sobre os métodos de avaliação dos efluentes aquosos – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	49
Figura 6 - Esquema de posicionamento das estações – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	51

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Interpretação das pontuações totais dos organismos encontrados em um determinado ponto de coleta e as cores símbolo correspondentes à qualidade da água. Fonte: Alba-Tercedor (1996)	21
Tabela 2 - Classificação das pontuações totais do índice BMWP. Fonte: Adaptado de Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2013).....	22
Tabela 3- Modelo de plano de ação – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	41
Tabela 4 – Níveis de Frequência - Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011) ..	43
Tabela 5 - Níveis de Severidade - Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)...	43
Tabela 6 - Nível de domínio do risco – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	44
Tabela 7 - Classificação dos impactos – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	45
Tabela 8 - Parâmetros do estado físico-químico do compartimento aquático – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	50
Tabela 9 - Valoração dos índices biológicos – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	52
Tabela 10 - Resultados do teste de toxicidade. Fonte: Adaptado de Eurofins (2012)	54
Tabela 11 - Valoração pelo método WEA – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	56
Tabela 12 - Razão PEC/PNEC para efluentes totais – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	57
Tabela 13 - Razão PEC/PNEC para substâncias individuais – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	57
Tabela 14 - Sensibilidade do consumo de água – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	59
Tabela 15 - Periculosidade do consumo de água – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	60
Tabela 16 - Quantidade do consumo de água – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011).....	60
Tabela 17 - Consumo de água (m ³) – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	61
Tabela 18 - Resultados da avaliação do consumo de água relativo a diferentes fontes de abastecimento – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)	62

LISTA DE ABREVIATURAS

AAS – Aspecto Ambiental Significativo

ABIQUIM – Associação Brasileira da Indústria Química

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA – Agência Nacional de Águas

BMWP - Biological Monitoring Working Party

CE (ou EC) – Concentração Efetiva (ou Effective Concentration)

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

ECHA - European Chemicals Agency

ISO - International Organization for Standardization

LID - Lowest Ineffective Dilution

LOEC - Lowest Observed Effect Concentration

NBR – Norma Brasileira Reguladora

CENO (ou NOEC) – Concentração de Efeito Não Observado (ou No Observed Effect Concentration)

ONU – Organização das Nações Unidas

PDCA – Plan, Do, Check, Act

PEC - Predicted Environmental Concentration

PNEC - Predicted No-Effect Concentration

SGA – Sistema de Gestão Ambiental

UT (ou TU) – Unidade tóxica (ou Toxic Unit)

WEA – Whole Effluent Assessment

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contexto, motivação e relevância do trabalho

A possibilidade de combinar práticas ambientais com lucratividade, reduzindo custos, reforçando o marketing da empresa com relação à sua postura ambientalmente correta, e ganhando confiança do mercado transformou as questões ambientais. Elas se tornaram não mais um ônus para as organizações, mas sim um fator de competitividade (ABNT, 2004).

Além disso, a crescente pressão pública somada a uma legislação cada vez mais exigente impulsionou as organizações a buscarem uma forma eficiente de demonstrar seu desempenho ambiental. Dentre as diversas ferramentas de gestão existentes, a análise ambiental se destaca, pois representa o ponto de partida para implantação de um sistema de gestão ambiental eficaz, possibilitando a identificação dos aspectos e impactos ambientais que podem prejudicar o meio ambiente.

Neste contexto, a metodologia gerencial oferecida pela série de normas ISO 14000 tem auxiliado as organizações não só através da certificação da eficiência do sistema, mas desde o início, como um guia no processo de implantação desse sistema.

Durante a atividade de avaliação ambiental, os aspectos e impactos ambientais são registrados e analisados, para posteriormente serem hierarquizados em relação à sua importância, com base em metodologias pré-estabelecidas.

Quanto à relevância deste trabalho, esta se constitui no fato de que o mesmo aplica um método sistemático e prático para a análise de aspectos e impactos ambientais significativos.

1.2 Objetivos

Pretende-se avaliar a importância da análise ambiental como instrumento de apoio ao Sistema de Gestão Ambiental. Para isso, os aspectos ambientais de uma indústria química foram avaliados, através da utilização de uma metodologia de classificação dos impactos provocados pelos mesmos. Para uma melhor ilustração, um estudo de caso, dos aspectos e impactos associados à água, foi realizado.

Os objetivos específicos deste trabalho são os seguintes:

- Realizar um estudo de caso, com foco nos aspectos ambientais relacionados à água;
- Aplicar uma metodologia de avaliação ambiental;
- Expor metodologias de controle da qualidade da água.

1.3 Estrutura do trabalho

Este trabalho está organizado em 5 capítulos. Neste primeiro capítulo, encontra-se a introdução, com a motivação para o trabalho, assim como o seu contexto, relevância e os objetivos.

O segundo capítulo, de revisão bibliográfica, apresenta o embasamento teórico para o desenvolvimento deste trabalho e aborda conceitos básicos em gestão ambiental, como a norma ISO 14001 e um método iterativo de gestão, de quatro passos, para o controle e melhoria contínua de processos e produtos, conhecido como PDCA (Plan, Do, Check, Act). Ainda no segundo capítulo, são apresentadas diversas metodologias de controle da qualidade da água para avaliação do impacto ambiental da mesma.

O terceiro capítulo trata do estudo de caso propriamente dito, onde é apresentada a metodologia utilizada para realizar a análise ambiental e os resultados encontrados, com foco na classificação dos aspectos e impactos relacionados à água.

Finalmente, o quarto capítulo contém as considerações finais sobre os assuntos abordados.

A bibliografia é encontrada ao final deste trabalho.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A indústria Química e a Gestão Ambiental

A indústria pode ser considerada uma das principais atividades impulsionadoras do desenvolvimento da humanidade. Contudo, o crescimento econômico e o desenvolvimento tecnológico ocorridos nas últimas décadas trouxeram, além de muitos benefícios à sociedade, algumas consequências indesejadas também. A grande quantidade de resíduos depositada no meio ambiente é uma delas (Martini Junior et al., 2003).

Além dos problemas ligados à degradação ambiental, as indústrias se veem cada vez mais pressionadas pelas regulamentações governamentais e opinião pública. A sociedade tem relacionado o conceito de qualidade não só à simples adequação do produto ao uso, mas também a questões ambientais (Teixeira, 2006).

Por consequência do aprimoramento da consciência social e política da população, a visão positiva do setor industrial foi comprometida. Os riscos e impactos ambientais se tornaram foco de interesse das partes interessadas, sejam fornecedores, clientes, consumidores, investidores ou a sociedade em geral, exigindo que a gestão ambiental ganhasse espaço dentro da estrutura industrial (Martini Junior et al., 2003).

Logo, assim como as questões econômicas, as questões ambientais têm se tornado cada vez mais importantes dentro dos processos produtivos. A percepção de que essas questões estão interligadas, visto que uma ação ambiental pode trazer redução de custos, reforça ainda mais a relevância citada (Ometto et al., 2007).

Assim, a busca por processos produtivos ambientalmente mais adaptados e seguros à saúde humana tem se tornado um imperativo para empresas ao redor do mundo, transformando-se em uma questão estratégica (Ometto et al., 2007).

Martini Junior et al. (2003) resume os fatores que influenciaram o reconhecimento da gestão ambiental como parte dos processos decisórios da indústria:

- Opinião e pressão pública;

- Ampliação da legislação ambiental;
- Constatação da responsabilidade ambiental pelos produtos e processos;
- Acidentes com efeitos ambientais;
- Aumento da concorrência e novos padrões de competição;
- Pressão de associações de classe (ABIQUIM, por exemplo);
- Reversão de imagem negativa e maior aceitabilidade do consumidor;
- Nova oportunidade de negócios;
- Redução de custos.

As organizações, preocupadas em demonstrar um desempenho ambiental correto, buscam ferramentas de gestão para implantar um sistema de gestão ambiental eficiente. A análise ambiental surge como meio de identificação dos elementos prioritários desse sistema (Martini Junior et al., 2003).

2.2 Sistemas de Gestão Ambiental

Um Sistema de Gestão Ambiental (SGA), conforme a NBR ISO 14001, é a parte do sistema de gestão geral que inclui a estrutura organizacional, planejamento, responsabilidades, práticas, processos e recursos para desenvolver, implementar, atingir, analisar criticamente, e manter a política ambiental.

Logo, um SGA é uma estrutura criada para que uma organização possa consistentemente controlar seus impactos significativos sobre o meio ambiente e melhorar continuamente suas operações e negócios (Souza, 2000).

Segundo Almeida et al. (2000), a implementação de um SGA pode ser visto como uma estratégia para identificação de oportunidades de melhorias que reduzam os impactos ambientais das atividades de forma integrada à conquista de mercado e lucratividade.

A tomada de consciência da questão que representa a proteção do meio ambiente por uma organização resulta na demanda de um SGA, permitindo avaliar as atividades relacionadas ao meio ambiente e demonstrar o compromisso com a sua proteção.

Um SGA efetivo deve, antes de qualquer coisa, identificar como a organização interage com o meio ambiente ao seu redor.

Os elementos das atividades suscetíveis de interações com o meio ambiente, como um rejeito ou um consumo, são chamados Aspectos Ambientais. Esses aspectos, frequentemente, geram modificações no meio ambiente, chamados Impactos Ambientais (Tinoco; Kraemer, 2006).

É importante que a organização tenha um bom conhecimento de todos os seus aspectos, principalmente daqueles que podem impactar significativamente o meio ambiente. Nessa perspectiva, a Análise Ambiental é uma ferramenta indispensável. Ela permite identificar e classificar esses aspectos e impactos e ainda determinar os mais significativos. Os Aspectos Ambientais significativos serão o tema de um Programa de Gestão Ambiental.

As ações prioritárias, ligadas às necessidades de controle e melhorias, são parte desse programa. Da mesma maneira, a Política Ambiental, os objetivos e metas, o treinamento, a comunicação, o controle operacional e os sistemas de monitoramento a serem implantados, terão todos, obrigatoriamente, uma ligação com Aspectos Ambientais Significativos.

Assim, fica claro que a compreensão das relações de causa e efeito entre o organismo e o meio ambiente, através da Análise Ambiental, é a base de um sistema de Gestão e de seu processo de Melhoria Contínua do desempenho ambiental.

Para terem seu Sistema de Gestão Ambiental reconhecido, as organizações se utilizam da norma NBR ISO 14001. Ela é formada por cinco elementos chaves, que são as etapas de implementação do SGA, baseadas no método de gestão para a melhoria contínua de processos e produtos, conhecido como ciclo PDCA (*Plan, Do, Check, Act*).

2.3 A norma ISO 14001

2.3.1 Contexto

A Norma NBR ISO 14001 (“Sistemas de Gestão Ambiental – Especificações e diretrizes para uso”) é uma norma internacional que trata da Gestão Ambiental. Ela foi criada em 1996, pela Organização Internacional para Normalização (ISO), que no Brasil é representada pela ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), a fim de suprir a necessidade mundial de gestão e certificação ambiental. Possui muitas semelhanças com outra norma da ISO, a ISO 9001, relativa à qualidade (Teixeira, 2006). Contudo, segundo Valle (1996), pode ser considerada mais abrangente, pois permite não só a certificação de instalações e linhas de produção, mas também dos próprios produtos que satisfaçam os padrões de qualidade ambiental.

Esta norma descreve os requisitos para implementação de um SGA de uma forma lógica, com base em um esquema cíclico do tipo PDCA (*Plan/Do/Check/Act*), isto é, planejar, executar, avaliar e agir. A Figura 1 resume a ideia central da norma com o ciclo PDCA, precedido da política ambiental que rege todo o sistema, e a espiral de melhoria contínua fechando o circuito:

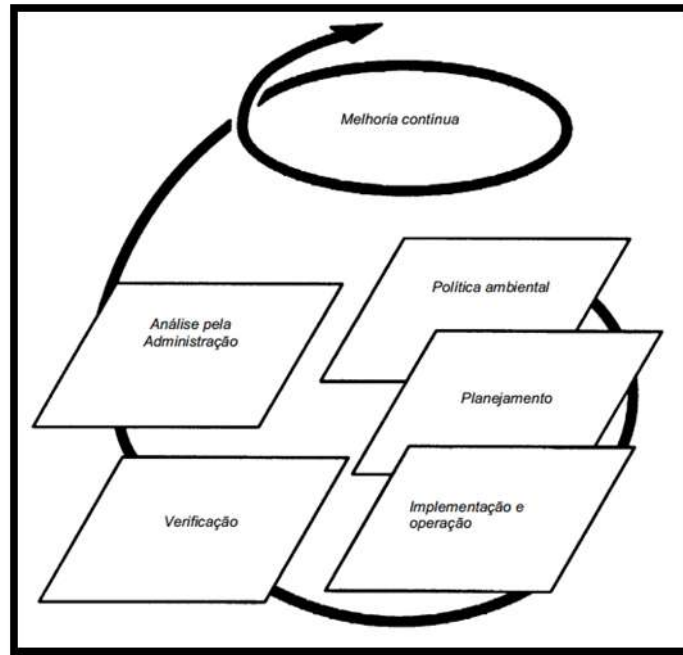


Figura 1 - Modelo de SGA. Fonte: ABNT (2004)

Esses requisitos servem para guiar a organização e não são de forma nenhuma uma exigência absoluta. Duas organizações que efetuem operações similares, mas com diferentes desempenhos ambientais, podem estar conformes à norma. O objetivo desses requisitos é orientar as organizações na formulação de sua própria política e objetivos, pertinentes às suas atividades, produtos e serviços (ABNT, 2004).

A norma não garante que a organização estará 100% conforme e terá um resultado ambiental ótimo, mas sim que tem conhecimento de sua situação ambiental e de suas não-conformidades e que se comprometerá a saná-las através de um processo de melhoria contínua (Souza, 2013).

2.3.2 Benefícios e vantagens

Os benefícios da implementação da certificação ambiental ISO 14001 são muitos e relacionados a diversas partes interessadas. Para a organização, eles são tanto corporativos quanto financeiros, e vão desde a melhoria do relacionamento com as partes interessadas até a

redução de custos através do uso responsável de materiais e práticas ambientalmente favoráveis (Bettiol, 2013).

Com a implantação de processos de produção mais eficientes, a redução no uso de matérias-primas é possível e significa também, quase sempre, uma redução de custos com o tratamento dos resíduos gerados por esse processo (Bettiol, 2013).

A norma reconhece que as organizações podem estar preocupadas tanto com a sua lucratividade quanto com a gestão de impactos ambientais. A ISO 14001 integra estes dois motivos, sendo reconhecida mundialmente como um meio de controlar custos, reduzir riscos e melhorar o desempenho. Este fato é uma grande vantagem para organizações exportadoras, pois elimina as barreiras técnicas ao comércio, sendo uma prova do engajamento da mesma (Teixeira, 2006).

A norma pode representar também uma vantagem competitiva, levando a oportunidades melhoradas de vendas, maiores facilidades de crédito e incentivos governamentais, maior valorização por parte dos acionistas, maior credibilidade e confiança dos clientes, entre outros (Teixeira, 2006).

Em relação à lucratividade, percebe-se que os custos de seguro podem ser reduzidos através da demonstração de uma melhor gestão do risco. Além disso, um SGA estabelecido garante maior transparência e confiança junto aos órgãos fiscalizadores, evitando multas por não cumprimento de requisitos legais (Teixeira, 2006).

2.3.3 Política ambiental

A ABNT NBR ISO 14001 (2004) define política ambiental como sendo intenções e princípios gerais de uma empresa, corporação, firma, empreendimento, autoridade ou instituição, ou parte ou uma combinação desses, incorporada ou não, pública ou privada, que tenha funções e administração próprias, em relação aos seus resultados mensuráveis de gestão sobre seus elementos das atividades, produtos ou serviços que possam interagir com o meio ambiente, conforme formalmente expresso pela Alta Administração.

A gerência deve então demonstrar seu engajamento, se comprometendo, através da política ambiental, a reduzir a poluição, respeitar a regulamentação e introduzir a organização dentro de um ciclo de melhoria contínua (Cirino, 2011).

Para Cláudio e Epelbaum (1998), muitos problemas têm sido observados na adoção de estratégias equivocadas em implantações de SGA, podendo comprometer todo o processo pelo descrédito interno que se cria. Uma delas é a leitura linear do requisito 4.2 da ISO 14001 que pode gerar a precipitação em estabelecer e divulgar uma Política Ambiental como primeira etapa do processo. Segundo os autores, o momento recomendável para se iniciar a discussão da Política ambiental e definir os primeiros objetivos e metas ambientais é após a conclusão da análise ambiental.

2.4 Modelo PDCA

Criado na década de 1930 por Walter A. Shewart para ser usado na gestão da qualidade, o PDCA passou a ser utilizado para outros fins, tornando-se uma espécie de modelo padrão de gestão para implementar qualquer melhoria de modo sistemático e contínuo (Barbieri, 2007). O modelo PDCA tem por princípio tornar os processos envolvidos na aplicação da gestão mais claros e ágeis, dividindo-a em quatro principais passos. O ciclo prevê o engajamento da direção como pré-requisito para a realização desses passos. Ele começa efetivamente pelo planejamento, em seguida toma-se a ação ou conjunto de ações planejadas, checka-se o que foi feito, se estava de acordo com o planejado, constantemente e repetidamente (ciclicamente) e toma-se uma atitude para eliminar ou mitigar problemas do produto ou da execução (Cirino, 2011).

2.4.1 Passo 1 : Planejamento

Esse passo inclui a determinação dos aspectos ambientais ligados às atividades da organização e a avaliação dos impactos significativos ao meio ambiente. Após a identificação dessas prioridades, define-se quais serão as formas de dominar as não-conformidades, a fim de eliminá-las. Realizar uma análise ambiental é primordial para a identificação desses aspectos e impactos, sendo, após o comprometimento da direção, o primeiro passo na direção do estabelecimento de um sistema de gestão ambiental efetivo (Cirino, 2011).

A organização deve identificar ainda as obrigações legais e outros requisitos aplicáveis a esses aspectos ambientais e de que maneira se aplicam. Além disso, é conveniente estabelecer e manter objetivos e metas ambientais coerentes com a política previamente definida (Cirino, 2011).

Para alcançar esses objetivos e metas, a organização deve estabelecer um Programa de Gestão Ambiental, definindo as responsabilidades para cada função e nível pertinente dentro da organização, além dos meios e cronograma.

Assim, de acordo com Teixeira (2006), é coerente e mais viável, até a fase de planejamento do SGA, obedecer a seguinte sequência:

- Realização de uma análise ambiental para definir a posição atual da empresa em relação ao meio ambiente, isto é, identificação e avaliação dos aspectos e impactos ambientais significativos;
- Levantamento dos aspectos legais e outros requisitos;
- Estabelecimento da Política Ambiental;
- Definição dos objetivos e metas ambientais, em acordo com os compromissos da Política, e estabelecimento de programas necessários ao alcance dos mesmos.

2.4.2 Passo 2 : Implementação e operação

A direção deve assegurar a disponibilidade de recursos indispensáveis ao Sistema de Gestão Ambiental, como recursos humanos, tecnológicos e financeiros, e uma organização estrutural, onde as funções, responsabilidades e atribuições estejam definidas, documentadas e comunicadas. Para isso, a direção deve nomear representantes específicos que garantam que os requisitos do SGA estejam sendo implementados, mantidos e revisados em busca de melhorias (Cirino, 2011).

É preciso também identificar as necessidades de treinamentos associados aos aspectos ambientais e fornecê-los, principalmente no que diz respeito a pessoas realizando atividades que podem potencialmente ter um impacto ambiental significativo. Todos devem estar conscientes da importância da conformidade com a política e com os requisitos do SGA e das consequências potenciais do não seguimento dos procedimentos operacionais especificados (Teixeira, 2006).

É igualmente importante sensibilizar todas as pessoas que trabalham na organização. Todos devem estar envolvidos e se sentir parte do processo. É necessário garantir que a comunicação dos aspectos ambientais e outras considerações relevantes do SGA seja bem feita. Para isso é importante desenvolver procedimentos de comunicação interna, e de documentação e resposta às demandas das partes interessadas. Se desejado, pode-se realizar uma comunicação externa do SGA, trazendo visibilidade à organização (Teixeira, 2006).

Resumindo, é nesta fase que acontece a implementação propriamente dita do SGA, na qual, para executar o sistema, os seguintes requisitos devem ser contemplados (Cirino, 2011):

- Estrutura e responsabilidades ;
- Competência, treinamento e conscientização ;
- Comunicação ;
- Documentação ;
- Controle de documentos ;
- Controle operacional ;
- Preparação e atendimento a emergências.

Estas etapas de operação do sistema visam garantir as condições e os recursos para que a Política e os programas ambientais, definidos no planejamento, saiam do papel e a implementação do SGA realmente aconteça (Teixeira, 2006).

Vale ressaltar que todos os requisitos devem ser documentados, assim como qualquer outro documento necessário ao bom funcionamento do SGA. Esses documentos devem ser conhecidos, atualizados e disponíveis para consulta de todos os funcionários (ABNT, 2004).

2.4.3 Passo 3 : Monitoramento e ação corretiva

A organização deve garantir a durabilidade das ações corretivas aplicadas. Para isso, ela deve desenvolver procedimentos de monitoramento e medição, além de procedimentos de identificação das não-conformidades. Para controle operacional, muitas ferramentas podem ser usadas, de simples *check-lists* a complexas auditorias (Teixeira, 2006).

Ela deve também manter e dispor de registros ambientais para demonstrar a conformidade aos requisitos da norma (Teixeira, 2006).

Estas etapas são fundamentais para o bom desenvolvimento do SGA, pois mantendo um constante monitoramento dos resultados parciais alcançados, evita-se um possível distanciamento dos objetivos e metas (Teixeira, 2006).

2.4.4 Passo 4 : Revisão gerencial

A revisão gerencial consiste em rever todo o sistema de gestão ambiental para se assegurar que ele continua apropriado, suficiente e eficaz. Uma análise dos resultados obtidos deve ser feita, a fim de identificar possíveis mudanças na orientação, política, objetivos ou outro elemento do sistema. (ABNT, 2004).

No início do processo, a direção demonstra seu engajamento com o sistema. O fechamento desse ciclo ocorre nesta etapa, através da identificação de melhorias para esse sistema (Teixeira, 2006).

2.5 Aspectos e impactos ambientais

Segundo a ISO 14001, “um aspecto ambiental se refere a um elemento da atividade, produto ou serviço da organização que pode ter um impacto benéfico ou adverso ao meio ambiente”; já “um impacto ambiental se refere à alteração que ocorre no meio ambiente como resultado do aspecto”.

Em seu anexo A.3.1 - Diretrizes sobre Aspectos Ambientais, a NBR ISO 14001 dá exemplos genéricos de aspectos, que são:

- Emissões atmosféricas;
- Lançamentos em corpos d’água;
- Geração de resíduos;
- Uso do solo;
- Uso de matérias-primas e de recursos naturais;
- Outras questões relativas ao meio ambiente e às comunidades.

Segundo Martini Junior et al. (2003), um aspecto ambiental pode ser definido como um impacto ambiental em potencial.

Em concordância com a definição da ISO 14001, os impactos são classificados como:

- Impacto Adverso: quando este representa uma mudança negativa ao meio ambiente, como por exemplo, esgotamentos dos recursos naturais renováveis e não renováveis e a contaminação do solo, da água e do ar, comprometimento da biodiversidade, erosões e compactações do solo, doenças e lesões, etc.;

- Impacto Benéfico: quando este representa uma mudança positiva no meio ambiente. Por exemplo: regenerações, redução de consumos, descontaminações, geração de riquezas, etc.

2.6 Análise ambiental

A análise ambiental, ou avaliação ambiental inicial, consiste em uma vistoria inicial do estado ambiental que se encontra a organização antes da implantação do SGA. É o requisito mais importante da Norma, segundo Martini Junior et al. (2003), pois trata-se na prática de um pré-requisito para implementação de outros requisitos.

Martini Junior et al. (2003) explica que a avaliação ambiental tem por objetivo embasar e otimizar os processos envolvendo as atividades, de modo a otimizar o seu desempenho ambiental, minimizando suas adversidades e maximizando seus benefícios.

Moura (1998), citado em Henkels (2002), e com uma visão mais abrangente, coloca que os principais problemas ambientais atuais podem ser divididos em três grandes categorias:

- Problemas Globais: são aqueles que afetam toda a humanidade ou cuja amplitude de consequências é suficientemente grande para ser considerada como global;
- Problemas Regionais: afetam uma região geográfica razoavelmente bem definida;
- Problemas Locais: afetam o local ou instalação da organização e suas vizinhanças imediatas.

O autor coloca, ainda, os seguintes exemplos dentro dessas categorias:

- Problemas Globais: destruição da camada de ozônio, resíduos de pesticidas em alimentos, efeito estufa (aquecimento global), destruição de florestas, chuva ácida;

- Problemas Regionais: locais de despejo de resíduos sólidos, poluição de água por resíduos industriais, despejo de óleo, acidentes com usinas nucleares, acidentes industriais com liberação de poluentes, radiação proveniente de resíduos nucleares, poluição do ar por fábricas, vazamento de tanques para o subsolo, contaminação da água do mar na costa, poluição da água devido à agricultura, poluição da água por estação de tratamento de esgotos, poluição do ar por veículos, chuva ácida, poluição da água por esgotos de cidades;
- Problemas Locais: exposição de trabalhadores aos produtos químicos tóxicos, resíduos sólidos, riscos de pesticidas para trabalhadores rurais, poluição do ar no interior de residências, radiação por Raios X e gás radônio.

O desenvolvimento de fluxogramas para os processos e atividades da organização pode servir de base para a identificação de seus aspectos ambientais. A análise das saídas poluentes e de suas fontes geradoras constitui a identificação dos aspectos ambientais da organização, e a quantificação das entradas e saídas é de suma importância na priorização dos aspectos e seus respectivos impactos (Henkels, 2002).

2.7 Ecossistemas aquáticos

A água é essencial para todo ser vivo. Os ecossistemas aquáticos têm sofrido profundas mudanças nos últimos anos, o que tem gerado uma preocupação cada vez maior na sociedade e nas autoridades ambientais (Queiroz et al., 2000). Essas mudanças são decorrentes principalmente das atividades antrópicas, que geram efeitos negativos sobre a qualidade ambiental dos corpos hídricos. Como efeitos negativos entende-se a introdução de poluentes, modificações no habitat e alterações das fontes de energia das quais as espécies aquáticas dependem, entre outros (Araújo, 1998).

As principais características dos ecossistemas aquáticos são (Martins & Costa, 2009):

- Turbulência;
- Descarga da corrente;
- Velocidade da corrente.

Essas características estão relacionadas ao movimento das águas e podem sofrer perturbações devido às atividades humanas. A primeira está relacionada à quantidade de oxigênio absorvido na água. Já as outras interferem na erosão das margens e do leito do rio, no tipo e diversidade de habitats e determina também quais sedimentos são depositados e quais se deslocam. A quantidade de material sedimentado suspenso intervém na quantidade de luz que penetra no sistema e conseqüentemente na sua capacidade fotossintética (Martins & Costa, 2009).

Segundo Araújo (1998), o termo integridade biótica de um sistema hídrico se relaciona à “capacidade desse sistema de manter uma comunidade com riqueza de espécies, composição e organização funcional comparáveis a de sistemas não perturbados por atividades humanas.”

Para uma boa gestão dos recursos hídricos e com o intuito de proteger esse bem natural tão valioso, faz-se necessário a adoção de critérios adequados e rigorosos de monitoramento da qualidade da água, com intervenções necessárias à manutenção ou recuperação do equilíbrio original do ambiente, isto é, de sua integridade biótica (Ferreira & Flynn, 2012).

Contudo, definir critérios de qualidade da água é algo complexo, visto que depende diretamente do uso relacionado a esta fonte. Por exemplo, uma água rica em nitratos pode ser ótima para irrigação, entretanto ruim para o consumo humano (Martins & Costa, 2009).

2.8 Indicadores biológicos

“Medir” a qualidade ambiental é um conceito complexo. Há quase 150 anos, tem-se procurado desenvolver uma abordagem sistêmica dos fenômenos ambientais, que possibilite a interpretação conjunta de diversas variáveis relevantes ao sistema. Nasce assim o conceito de indicador (Bollmann & Marques, 2000).

A função do indicador é agrupar um grande número de informações em uma forma que permita pronta interpretação e constatação das tendências ao longo do tempo. Seu caráter simplificador faz com que, muitas vezes, algum teor informativo seja perdido. Contudo, se ele é bem projetado, essa perda não produz uma distorção significativa (Bollmann & Marques, 2000).

A avaliação da saúde de um ecossistema pode ser feita com base em (Barbosa et al., 2000):

- Caracterização da sua estrutura, isto é, seus elementos biológicos e sua interação com parâmetros físico-químicos;
- Funcionamento, isto é, processos fundamentais à manutenção da biodiversidade, como produção, consumo e decomposição orgânica.

Os indicadores biológicos têm por objetivo estabelecer parâmetros para a qualidade da água ou valores de referência para um dado ecossistema aquático (Queiroz et al., 2000). Eles são muito importantes para um estudo hídrico, uma vez que permitem determinar mudanças na estrutura das comunidades do meio, além de identificar padrões espaciais e temporais (Suess, 1982).

A análise unicamente das características físico-químicas do meio é uma caracterização insuficiente do mesmo, visto que é pontual no espaço e no tempo e fornece pouca informação a respeito do efeito da poluição nos seres vivos (Suess, 1982).

Segundo Queiroz et al. (2000), as vantagens comparativas da utilização de indicadores biológicos com relação aos parâmetros físico-químicos são:

- Rapidez e eficiência na obtenção de resultados;
- Relação custo-benefício;
- Avaliação da qualidade da água *in situ* através do uso de organismos testes;
- Avaliação da função de um ecossistema e monitoramento ambiental em grande escala.

O biomonitoramento, avaliação biológica ou ainda avaliação do estado ecológico da água se baseia na resposta dos organismos ao meio onde vivem (Ferreira & Flynn, 2012). Ele tem substituído o monitoramento convencional, a partir das medidas de parâmetros físico-

químicos (Barbosa et al., 2000). Os dados coletados na avaliação biológica da qualidade da água geralmente consistem de listas de espécies e suas abundâncias (Queiroz et al., 2000).

Verifica-se que, em rios limpos, a fauna tem mais diversidade. Logo, a porcentagem de elementos de cada espécie é normalmente baixa e parecida. Já em ambientes poluídos, a diversidade diminui e as espécies tolerantes se tornam dominantes. O desaparecimento das espécies sensíveis à poluição é o melhor método para avaliação da qualidade da água (Martins & Costa, 2009).

Contudo, as espécies indicadoras podem ser sensíveis a alguns poluentes e tolerantes a outros, de onde vem a importância de se utilizar mais de um meio de avaliação. Os métodos biológicos são confiáveis, compatíveis entre si e compatíveis com dados físico-químicos, se mostrando ideais para a classificação das águas e definição da significância do impacto sobre estas (Martins & Costa, 2009).

2.8.1 Índice biológico com macroinvertebrados

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos que vivem no fundo de ecossistemas aquáticos pelo menos durante uma parte do seu ciclo de vida. Apresentam uma grande variedade de espécies, formas e ciclos de vida. Constituem também um meio de processamento da matéria orgânica de origem vegetal nos ecossistemas aquáticos, tendo uma importante função de reciclagem de nutrientes. São também a principal fonte de alimento dos peixes (Martins & Costa, 2009).

Os macroinvertebrados atuam como monitores contínuos das condições aquáticas, indicando variações recentes e passadas (Callisto et al., 2001). Essas variações ocasionam mudanças na composição, abundância e riqueza da fauna benthica, trazendo agravos para todo o ecossistema (Reice & Wohlenberg, 1993).

O estudo dos macroinvertebrados bentônicos consiste em um dos métodos mais eficazes para avaliação da qualidade da água através de indicadores biológicos. Segundo Queiroz et al. (2000), eles desempenham um papel importante na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos e sua distribuição é influenciada pela morfologia das margens,

profundidade, características do sedimento, disponibilidade de fontes alimentares, natureza química do substrato, vegetação e competição entre as diferentes espécies.

Essa sensibilidade, tanto à poluição, quanto a alterações do meio ambiente, torna os macroinvertebrados adequados ao uso como bioindicadores. Além disso, outros fatores que reforçam essa ideia são (Alba-Tercedor, 1996):

- Possuem ciclo de vida suficientemente longo para favorecer a detecção de alterações ambientais;
- São relativamente sedentários, sendo bons representantes das condições locais;
- Possuem um tamanho de corpo relativamente grande, o que favorece a amostragem;
- As técnicas de amostragem são padronizadas e de custo relativamente baixo;
- Devido à alta diversidade de espécies, proporcionam uma grande faixa de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação.

Entretanto, o uso desses organismos apresenta também algumas desvantagens:

- Possuem ciclos de vida complexos e o resultado da avaliação biológica pode variar com o período do ano.
- A grande diversidade de espécies traz excessiva heterogeneidade ao resultado, requerendo várias réplicas.

Logo, o ideal para um bom conhecimento dos ecossistemas aquáticos é recorrer a dois ou mais tipos de análise (Martins & Costa, 2009).

2.8.2 Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party)

Para utilizar os índices de macroinvertebrados bentônicos de uma forma mais eficiente, faz-se necessário a formulação de critérios para fazer corresponder a um determinado valor de índice um significado de qualidade da água (Alba-Tercedor, 1996).

No final da década de 1960, a maioria dos países da Europa começou a utilizar algum tipo de metodologia para avaliação da qualidade da água com índices biológicos. Dentre os diversos índices que surgiram, o BMWP (Biological Monitoring Working Party score system) se destacou (Buss et al., 2003).

O índice BMWP é amplamente empregado no Brasil. Ele se baseia no somatório de valores de tolerância, isto é, valores relacionados à sensibilidade a poluentes orgânicos. Esses valores são atribuídos a cada grupo de macroinvertebrado, de acordo com sua aptidão em sobreviver em situações diversas de qualidade da água (Fernandes, 2007).

O BMWP ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em 9 grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica. A cada família se fez corresponder uma pontuação, que oscila de 10 a 1, sendo que as famílias mais sensíveis à contaminação recebem as pontuações maiores, chegando, em ordem decrescente, até 1, onde estão aquelas mais tolerantes (Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2013).

Logo, o índice de macroinvertebrados é um índice qualitativo e que leva em conta somente a presença ou ausência de famílias e sua sensibilidade ou tolerância aos impactos no ambiente (Fernandes, 2007).

A tabela de valores proposta por Alba-Tercedor (1996) correlaciona as pontuações totais do índice BMWP a cinco graus diferenciados de contaminação da água e suas respectivas cores símbolo para designar a classificação:

Tabela 1 - Interpretação das pontuações totais dos organismos encontrados em um determinado ponto de coleta e as cores símbolo correspondentes à qualidade da água. Fonte: Alba-Tercedor (1996)

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor Classificatória
I	BOA	101 - 120 e >120	<ul style="list-style-type: none"> • Águas muito limpas (águas prístinas) • Águas não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado 	AZUL
II	ACEITÁVEL	61 - 100	<ul style="list-style-type: none"> • São evidentes efeitos moderados de poluição 	VERDE
III	DUVIDOSA	36 - 60	<ul style="list-style-type: none"> • Águas poluídas (sistema alterado) 	AMARELO
IV	CRÍTICA	16 - 35	<ul style="list-style-type: none"> • Águas muito poluídas (sistema muito alterado) 	LARANJA
V	MUITO CRÍTICA	< 16	<ul style="list-style-type: none"> • Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado) 	VERMELHO

Ela foi utilizada como base para desenvolver a Tabela 2, utilizada oficialmente no Brasil:

Tabela 2 - Classificação das pontuações totais do índice BMWP. Fonte: Adaptado de Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2013)

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO	COR
I	ÓTIMA	> 150	Águas muito limpas (águas pristinas)	LILÁS
II	BOA	121 – 150	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado	AZUL ESCURO
III	ACEITÁVEL	101 – 120	Águas muito pouco poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração	AZUL CLARO
IV	DUVIDOSA	61 – 100	São evidentes efeitos moderados de poluição	VERDE
V	POLUÍDA	36 – 60	Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)	AMARELO
VI	MUITO POLUÍDA	16 – 35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	LARANJA
VII	FORTEMENTE POLUÍDA	< 16	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	VERMELHO

Para se chegar a estas pontuações, faz-se o levantamento da comunidade de macroinvertebrados em determinado trecho de rio, explorando os diversos nichos nele existentes. Monta-se, então, uma tabela com as famílias que ocorreram neste local e suas respectivas pontuações. Com a somatória desta pontuação, vai-se para a tabela acima e se caracteriza a qualidade da água daquele trecho de rio (Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2013).

A classe I se refere aos rios que apresentam condições de qualidade de água que correspondem aproximadamente aos limites estabelecidos para rios enquadrados na Classe Especial (Resolução CONAMA N° 357/05). Estes rios apresentam qualidade da água ótima, com níveis desprezíveis de poluição.

A classe II se refere aos rios que apresentam condições de qualidade de água que correspondem aproximadamente aos limites estabelecidos para rios enquadrados na Classe 1

(Resolução CONAMA N° 357/05). Estes rios apresentam qualidade da água muito boa, com níveis muito baixos, ou seja, quase imperceptíveis de poluição.

A classe III se refere aos os corpos d'água que apresentam condições de qualidade de água que correspondem aproximadamente aos limites estabelecidos para rios enquadrados na Classe 2 (Resolução CONAMA N° 357/05). Estes rios apresentam qualidade da água boa, com níveis baixos de poluição.

A classe IV se refere aos corpos d'água que apresentam condições de qualidade de água que correspondem aproximadamente aos limites estabelecidos para rios enquadrados na Classe 3 (Resolução CONAMA N° 357/05). Estes rios apresentam qualidade da água regular, com níveis aceitáveis de poluição.

A classe V se refere aos corpos d'água que apresentam condições de qualidade de água que correspondem aproximadamente aos limites estabelecidos para rios enquadrados na Classe 4 (Resolução CONAMA N° 357/05). Estes rios apresentam qualidade da água ruim, com poluição acima dos limites aceitáveis.

As classes VI e VII se referem aos corpos d'água que não se enquadram em nenhuma das classes acima estabelecidas. Estes rios apresentam qualidade da água péssima, com níveis muito elevados de poluição (Ramos, 2009).

2.8.3 Índice biológico com diatomáceas

As diatomáceas são algas unicelulares bentônicas. Elas são encontradas em águas doces sobre diferentes substratos. São também ubíquistas e facilmente identificadas ao microscópio devido a forma de seu esqueleto a base de silício. Elas representam outro exemplo de organismo utilizado para índices biológicos (Schaumburg et al., 2004).

Essas algas são os produtores primários mais comuns e diversos em rios e têm sido utilizadas, desde o início do século XX, como indicadores na determinação das condições ambientais, pois podem perceber diretamente diversas mudanças físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas. Além disso, as diatomáceas têm um tempo de geração curto e

por isso podem rapidamente indicar diferentes tipos de impactos, através da modificação da sua abundância e composição taxonômica. Ainda, estas microalgas estão normalmente presentes em todos os ecossistemas aquáticos. Por todas essas razões, elas representam um grupo de bons organismos indicadores, de acordo com a Diretiva Quadro de Água da União Europeia (Schaumburg et al., 2004).

Existem diferentes índices para avaliação da qualidade da água por diatomáceas, como o índice de poluossensibilidade específica ou IPS, o índice diatômico genérico ou GDI, o índice biológico diatômico ou IBD, o índice trófico diatômico ou TDI, entre outros. (Rodrigues, 2007)

Dentre os diversos microorganismos indicadores, as diatomáceas se sobressaem como o grupo mais adequado para estudos sobre eutrofização. Isto se dá devido aos seguintes atributos (Smol, 2008):

- Ocorrem, na maioria dos ambientes aquáticos, em grande abundância e riqueza de espécies;
- Algumas espécies são sensíveis e outras muito tolerantes às mudanças ambientais;
- Respondem às mudanças ambientais de curto e longo prazo;
- Suas amplitudes ecológicas são relativamente bem conhecidas (para regiões temperadas);
- Podem ser facilmente coletadas em grandes quantidades em superfícies pequenas e com relativa rapidez;
- Possuem elevadas taxas de migração e, portanto, podem colonizar rapidamente novos habitats;
- Suas valvas geralmente se encontram bem conservadas nos sedimentos e podem ser identificadas em nível específico e infra-específico, pois seu envoltório celular é de sílica e, geralmente, resiste à decomposição por bactérias, dissolução química e ruptura física.

Estudos têm investigado a reação das comunidades de diatomáceas a uma série de variáveis ambientais, por exemplo, alterações de salinidade, pH, nutrientes orgânicos e inorgânicos (Belling et al., 2006). Segundo Bennion et al. (2001), as contribuições realizadas

a partir dos sedimentos vêm permitindo a reconstrução do histórico da eutrofização, de salinidade, clima, da evolução dos impactos antropogênicos, entre outros aspectos.

2.8.4 Estratégias de amostragem para os índices biológicos

A estratégia de amostragem para os índices biológicos é relativamente simples: as estações hidrobiológicas de amostragem devem se situar o mais próximo possível do ponto de descarga dos rejeitos, a montante e a jusante. A escolha da zona de amostragem deve ser feita em conjunto com a equipe técnica (hidrobiologistas) do laboratório contratado. Uma vez que as estações forem selecionadas, as mesmas devem ser mantidas para testes posteriores a fim de criar um histórico de dados coerente para a planta (Almeida et al., 2006).

É aconselhável também evitar fatores ambientais locais que possam vir a interferir e mascarar os resultados dos índices biológicos, como a realização dos testes (Silveira et al., 2004):

- Durante o verão, período de estiagem.
- Em zona suscetível de perturbações de barcos ou outros, que podem vir a interferir no leito do rio.
- Próximo a áreas de descarga de rejeitos de outras indústrias ou estações de tratamento de água, principalmente entre as estações montante e jusante.

2.9 Método WEA (Whole Effluent Assessment - Avaliação Global de Efluentes)

Tradicionalmente, o controle de substâncias perigosas nos efluentes é baseado na análise química dos limites de concentração de substâncias individuais ou grupos de substâncias. Um pré-requisito para a abordagem química é que a substância controlada seja conhecida e possa ser identificada dentro da mistura complexa que compõe um efluente, o que

nem sempre é alcançado. Portanto, essa abordagem é insuficiente na gestão de águas residuais complexas, apesar de eficaz para efluentes simples. O maior problema das políticas baseadas na abordagem química é que elas permitem a descarga de substâncias perigosas desconhecidas e sem considerar o efeito combinado dessas substâncias. Devido a isso, o método WEA vem ganhando espaço (COHIBA, 2010).

A abordagem WEA (Whole Effluent Assessment, ou seja, Avaliação Global de Efluentes) é um método biológico que possibilita a avaliação da toxicidade do efluente como um todo. Através de testes de toxicidade os efeitos combinados e os efeitos de substâncias desconhecidas são levados em consideração. Logo, esse método permite a realização de um retrato dos efeitos ambientais dos efluentes, funcionando como uma ligação entre a química e a ecologia (Wharfe, 2004).

Contudo, esse retrato não é perfeito, pois nem sempre as espécies utilizadas são as mesmas do ambiente receptor de efluentes e, mesmo quando são, elas podem se comportar de maneira diferente. O método também não leva em consideração todas as rotas de exposição. Logo, ele não pode ser confundido com uma avaliação dos riscos ecológicos em larga escala, mesmo que seja uma forma útil de gestão dos riscos dos efluentes aquosos (Chapman, 2000).

Basicamente, o método WEA consiste em sujeitar microorganismos aquáticos testes a uma amostra representativa do efluente para determinar os efeitos que esta causará nos parâmetros biológicos do mesmo, isto é, taxas de sobrevivência, crescimento, reprodução, entre outras (Wharfe, 2004).

O método WEA representa uma ferramenta útil para identificar e alertar sobre o potencial de danos de um efluente antecipadamente, garantindo uma proteção mais efetiva do meio ambiente (COHIBA, 2010).

2.9.1 Testes de toxicidade

Existem diversos tipos de testes de toxicidade, com diferentes espécies, durações e interpretações. Eles podem ser realizados com espécies individuais ou em uma comunidade de microorganismos, em laboratório ou *in situ* (Walker et al. ,2001).

O critério de escolha dos organismos testes inclui sua relevância ecológica e a facilidade e custo de mantê-los. É importante também que seu comportamento, ciclo de vida e habitat sejam conhecidos. Além do mais, a seleção depende da salinidade das amostras de água, pois existem organismos adequados para águas doces e salgadas (COHIBA, 2010).

Além disso, os testes podem ser crônicos ou agudos. Testes crônicos englobam quase todo o ciclo de vida do organismo teste. Para aqueles que vivem muito, como os peixes, eles abrangem os estágios mais importantes da vida. Logo, não existe uma duração pré-determinada para o teste crônico, ela depende do organismo. Já os testes agudos tem uma duração mais reduzida, normalmente de 72 horas ou menos (OSPAR ,2007).

Os testes agudos são indicados para a rápida identificação de efluentes com necessidade de redução dos níveis de toxicidade. Isso porque eles permitem que várias amostras sejam coletadas e analisadas com baixo custo em um curto intervalo de tempo. Contudo, muitas substâncias perigosas estão presentes em pequenas concentrações, não provocando efeitos agudos. Para uma análise mais profunda, faz-se necessário a realização de testes crônicos. Efeitos crônicos ou sub-letais podem estar presentes em um efluente mesmo quando não existe nenhum sinal de toxicidade aguda (OSPAR, 2007).

Além dos efeitos agudos e crônicos, a toxicidade do efluente pode ser interpretada em relação a uma abordagem específica ao meio ou relacionada à periculosidade do efluente. A abordagem relativa ao meio leva em conta a diluição do efluente quando este é descarregado no corpo hídrico. A desvantagem deste tratamento é que a diluição não leva a uma redução real da quantidade de substâncias, mas somente da concentração. Logo, em longo prazo, isso pode causar problemas de persistência e bioacumulação de substâncias. Já a abordagem baseada na periculosidade foca no efluente antes da descarga, podendo representar uma solução de controle na fonte (COHIBA, 2010).

A maioria dos testes está sujeita a normas. Eles são normalmente realizados em uma série de diluições da amostra, levando à utilização de cinco ou seis concentrações diferentes do efluente. O resultado dos testes pode ser expresso em diferentes bases, sendo a mais comum a CE 50, isto é, a Concentração Efetiva na qual 50% dos organismos testes é afetada pelo efluente (OSPAR ,2007).

É recomendado que os testes sejam realizados com três a cinco organismos, em diferentes níveis tróficos, para aumentar sua confiabilidade (OSPAR, 2007). Isto porque

existe uma variação na sensibilidade das diferentes espécies e nenhuma espécie sozinha pode indicar o efeito de todas as substâncias (Johnson et al., 2004).

O método WEA é criticado pela variabilidade de seus resultados, com relação à sensibilidade dos organismos testes e às condições laboratoriais. Esta variabilidade pode ser reduzida através de controles de qualidade, métodos normalizados, experiência e treinamento (Chapman, 2000).

2.9.2 Limites de toxicidade em diferentes países

Não existe um procedimento científico para calcular o valor exato do limite de toxicidade que garante que os ecossistemas aquáticos não serão perturbados pelas substâncias perigosas contidas nos efluentes. Isto, porque não existe nenhum teste que pode levar em consideração todas as variáveis presentes no meio receptor (COHIBA, 2010).

Todos os países que definiram limites de toxicidade para suas descargas, estipularam somente requerimentos mínimos. Dessa forma, as autoridades locais podem levar em consideração as características do meio aquoso, e até mesmo da planta específica, para definir limites mais restritos quando necessário (COHIBA, 2010).

Os testes de toxicidade usados em diferentes países diferem em relação aos organismos utilizados. Contudo, todos eles realizam baterias de testes antes de aplicar o método WEA. Isto porque um teste seria insuficiente para avaliar qual organismo é mais sensível ao efluente em questão. Além disso, a maioria dos países confia nos dois tipos de teste, agudo e crônico, e utiliza preferencialmente amostras compostas, visto que a composição do efluente pode variar no tempo. Portanto, amostras individuais não seriam representativas (COHIBA, 2010).

Existe uma diferença entre países também na forma de expressar os limites de toxicidade. Alguns expressam como valores máximos enquanto outros usam médias (COHIBA, 2010).

Alguns países levam em consideração a diluição e aprovam zonas mistas. É o caso da Suécia, Dinamarca e alguns estados do Estados Unidos. Eles comparam a Concentração Sem Efeito Estimada (do inglês, PNEC) com a Concentração Ambiental Prevista (do inglês, PEC) e o critério $PEC < PNEC$ é considerado para definir um risco aceitável. Normalmente, o pior caso de diluição deve ser considerado, isto é, o período de estiagem (COHIBA, 2010).

2.9.3 Definições de limite de toxicidade

Segue um resumo das mais importantes definições de limite de toxicidade (COHIBA, 2010):

- EC_x (ou CEx, em português) : EC ou CE significa concentração efetiva e o x expressa a porcentagem de organismos testes exibindo o efeito em questão. Por exemplo, EC₅₀=20% significa que 50% dos organismos testes foram afetados pelo efluente em uma concentração de 20% (v/v). Quanto menor a concentração efetiva, mais tóxico é o efluente. Os valores de EC são estimativas pontuais e são baseados na relação concentração/resposta, podendo ser determinados estatisticamente ou graficamente. LC_x e IC_x seguem a mesma lógica, porém em relação à concentração letal e à concentração de inibição. Todavia, os valores EC são unidades mais usadas para toxicidade.
- NOEC (ou CENO, em português): NOEC ou CENO significa concentração na qual nenhum efeito é observado. É a concentração mais alta do efluente onde nenhum efeito adverso é detectado. É usada em muitos países, principalmente no que se refere à toxicidade crônica. Contudo, por medir um efeito que não pode ser observado, isto é, por ser uma medida hipotética, foi bem criticado. Outro fator crítico é o fato de que a seleção da série de diluições interfere diretamente no NOEC, reduzindo a possibilidade de comparação de diferentes NOEC (USEPA, 1991).

- LID: LID significa Menor Diluição Não Efetiva. OSPAR (2007) define LID como NOEC. Já a ISO 17616 (2008), para toxicidade no solo, define LID como a diluição na qual o efeito é levemente abaixo de 10 ou 20% dos organismos testes.
- TU (ou UT, em português): TU ou UT significa Unidade Tóxica. Elas são comumente usadas nos EUA. Para o teste agudo, $TU_A=100/EC50$. Para o teste crônico, $TU_c=1000/NOEC$. A funcionalidade de se usar a TU é a facilidade de interpretação dos resultados. Quanto maior a TU, mais tóxico é o efluente. Contudo, a existência de diversas definições de TU dificulta seu uso e comparação.

2.9.4 Estratégias de amostragem composta representativa de efluentes gerados

Para o método WEA, o mais importante é que a amostra composta de efluentes seja representativa. Isso significa que a amostragem deve corresponder à vazão de descarga de efluentes da planta e ao tipo de efluente liberado. Esse último é mais difícil, visto que algumas plantas tem uma produção por lotes, enquanto outras possuem uma produção contínua (FEEMA, 1983).

Em certos casos, se a amostra composta de efluentes 48 horas ou sete dias for mais representativa que a amostra composta 24 horas, é conveniente utilizá-la se comprovada a estabilidade da mesma durante o período de amostragem (FEEMA, 1983).

No caso em que a planta possui sua própria estação de tratamento de efluentes, a amostragem deve ocorrer a jusante dessa estação, mas a montante da descarga no meio (FEEMA, 1983).

Após amostragem, as amostras devem ser estocadas a baixa temperatura e enviadas rapidamente ao laboratório contratado, em um prazo máximo de 48 horas, para análise. Se não for possível respeitar esse prazo, faz-se necessário congelar a amostra. Esta pode ser mantida congelada por um período de até dois meses (FEEMA, 1983).

2.10 Comparação dos métodos de avaliação da qualidade da água

Como era de se esperar, não existe uma ferramenta perfeita para a gestão das substâncias perigosas na água (Chapman, 2000). A melhor maneira de controlá-las é encontrar uma boa combinação de métodos de avaliação que complementem um ao outro (Pedersen et al., 1994).

A abordagem química é um método efetivo se o objetivo for reduzir a descarga de uma determinada substância. Todavia, não é adequado para controlar a toxicidade total dos efluentes aquáticos (FEEMA, 1983).

Os testes do método WEA não devem de forma alguma ser confundidos com a análise por índices biológicos. Este último se baseia na riqueza de espécies e abundância da comunidade aquática, como dito anteriormente. Ele só pode ser realizado *in situ* e fornece informações sobre o estado ecológico da água e não sobre a toxicidade do efluente completo (COHIBA, 2010).

A principal e mais importante diferença entre esses dois métodos é que os índices biológicos permitem a detecção do efeito do efluente que já foi descarregado no meio aquático, isto é, eles determinam as mudanças no meio após a ocorrência da poluição. Já o método WEA se serve de amostras do efluente, possibilitando a análise do mesmo antes da sua descarga e diluição no meio (COHIBA, 2010).

Logo, os índices biológicos são considerados um instrumento de monitoramento, enquanto o método WEA pode ser usado como uma ferramenta proativa, que contribui para o alcance de um bom estado químico e ecológico das águas (COHIBA, 2010).

Entretanto, o método WEA não é muito adequado para o processo de identificação das causas do impacto ao ambiente aquoso. Ele permite somente a identificação da fração mais responsável pelo impacto, não sendo possível identificar exatamente qual substância está causando um efeito negativo. Além disso, existe uma grande variabilidade inerente ao método que dificulta a interpretação de resultados (COHIBA, 2010).

Outra desvantagem deste método em relação aos outros é o uso de organismos vivos, que foi criticado por razões éticas, especialmente nos casos onde são usados peixes ou outro vertebrado (Wharfe et al., 2004). Contudo, como não existem métodos de sensibilidade e relevância ecológica semelhantes, esses testes foram aceitos. Além de tudo, os organismos vivos necessitam de condições específicas a cada espécie para um bom cultivo. Isso pode significar a necessidade de ajuste de pH ou salinidade, entre outros, o que pode ter um efeito sobre a biodisponibilidade ou solubilidade de certas substâncias perigosas, mascarando o teste.

2.11 Estresse hídrico

Uma região é considerada em estresse hídrico quando a procura de água por habitante é maior que a capacidade de oferta do corpo hídrico local. Isso se deve a diversos fatores, como (EcoDebate, 2013):

- Distribuição desigual de água do planeta;
- Alto crescimento demográfico;
- Água em locais de difícil acesso, como geleiras e aquíferos;
- Uso intenso e de forma cada vez menos sustentável para agricultura, indústria e atividades domésticas;
 - Desequilíbrios ambientais (poluição dos rios, seca, enfraquecimento dos lençóis freáticos, etc.);
 - Desperdício e má distribuição da água por parte dos órgãos gestores;
 - Desperdícios em geral.

O sistema de abastecimento de água no Brasil é um exemplo do citado no tópico seis. Trinta e seis litros são perdidos com desvios da água tratada a cada cem litros de água fornecidos. Em algumas cidades, essas perdas superam 60%. Já no melhor sistema do mundo, o do Japão, a perda é de somente 5% (EcoDebate, 2013).

A disponibilidade de água do planeta seria suficiente para abastecer a população global de aproximadamente sete bilhões de habitantes, segundo a ONU. Contudo, a água doce é um recurso distribuído de forma desigual pela Terra e o desperdício acontece nas áreas abundantes. Por exemplo, no Canadá, o consumo per capita é de 600 litros por dia, enquanto aproximadamente 783 milhões de pessoas não têm acesso à água potável no mundo. No Brasil, esse problema comportamental também se faz presente. Um habitante do Rio de Janeiro usa 236 litros de água por dia, enquanto o consumo diário de um cidadão em Alagoas é de 91 litros (EcoDebate, 2013).

Outro ponto crítico no consumo de água são as atividades agrícolas, responsáveis por 70% do consumo mundial (EcoDebate, 2013). Os recentes aumentos no preço da soja, ilustram bem as consequências do estresse hídrico sobre a inflação mundial de alimentos (GeoDireito, 2014).

Além de afetar a capacidade de produção de alimentos, a escassez de água restringe o crescimento da economia local, pois limita as atividades comerciais (EcoDebate, 2013).

Atualmente, o estresse hídrico é um problema que atinge 40% da população mundial. Metade das bacias mais densamente povoadas do mundo já é utilizada a níveis acima do considerado sustentável. Ainda, segundo EcoDebate (2013), o problema está muito mais relacionado à concentração da população do que a problemas de seca. Dos vinte e nove aglomerados urbanos brasileiros, dezesseis necessitam buscar novas fontes de água para se abastecer até 2015, segundo a Agência Nacional de Águas (ANA). O consumo de água na Grande São Paulo, por exemplo, é 4,3 vezes maior do que o que se encontra disponível para todo o estado (EcoDebate, 2013).

O Brasil já sente os efeitos do estresse hídrico mesmo possuindo aproximadamente 12% do total de reservas de água doce do mundo, justamente devido a desigualdade na distribuição. A região hidrográfica Amazônica corresponde a 45% do território nacional e possui 81% da disponibilidade hídrica. Já o litoral brasileiro, abriga 45% da população com uma oferta de apenas 3% da água disponível (EcoDebate, 2013).

Uma aparente solução para o problema a curto prazo seria o bombeamento de águas subterrâneas. Contudo, as consequências a longo prazo podem ser sérias, como desaparecimento das fontes ou ainda salinização, inutilizando a fonte para o consumo comercial, doméstico e agrícola (GeoDireito, 2014).

3 ESTUDO DE CASO E RESULTADOS

O estudo de caso representa uma maneira de investigação de um tópico empírico, seguindo-se um conjunto de procedimentos pré-especificados. Compreende um método abrangente, com a lógica do planejamento, da coleta e da análise de dados. Pode incluir tanto estudos de caso único quanto de múltiplos, assim como abordagens quantitativas e qualitativas de pesquisa (YIN, 2003).

A coleta dos dados foi realizada a partir de pesquisas bibliográficas acerca do assunto tendo como ponto de partida tanto *sites* de conteúdo específico acerca do tema como bibliografia relativa aos assuntos abordados. Além disso, foram feitas pesquisas de campo e determinadas análises necessárias à elaboração do trabalho foram fornecidas pela própria indústria A (nome fictício para manter a confidencialidade das informações). A metodologia utilizada foi também concedida pela mesma indústria.

3.1 Setor de atividade

A indústria química analisada não se localiza no Brasil. Produtora de intermediários e polímeros a partir da cadeia de valor da poliamida 6.6, a planta é integrada verticalmente. Este polímero principal pode ser usado na fabricação de plásticos de engenharia, fibras técnicas e industriais, e fios têxteis. Atende a demanda de uma grande variedade de mercados, como o automobilístico, o têxtil e o elétrico/eletrônico. Contida em um terreno de 125 hectares, a planta industrial em questão é a maior da companhia neste setor. A mesma visa certificar-se pela ISO 14001.

3.2 Objetivos da organização

A identificação dos aspectos e impactos ambientais significativos é o principal objetivo da análise desenvolvida. A metodologia descrita foi criada com base nas diretrizes da norma ISO 14001 e sua intenção é auxiliar cada organismo a estabelecer seus aspectos e impactos significativos.

A abordagem completa desse procedimento tem o objetivo de permitir, em curto prazo, a elaboração de um Programa de Gestão Ambiental adaptado às problemáticas da indústria em questão, o que conduzirá, em longo prazo, a uma verdadeira melhora no desempenho ambiental da organização.

3.3 Metodologia

Uma planta pode ter muitos aspectos ambientais e impactos associados. É conveniente estabelecer critérios de classificação desses aspectos, isto é, um método para determinar aqueles que devem ser tratados com prioridade.

Esse método, no trabalho em questão, se baseia na gestão dos aspectos ambientais, desde sua identificação até a implantação de um programa de melhorias. Ele se baseia em seis etapas principais:

- a) Caracterização dos meios circundantes;
- b) Identificação dos aspectos e impactos ambientais da planta;
- c) Determinação dos aspectos e impactos significativos por valoração;
- d) Monitoramento dos aspectos ambientais significativos;
- e) Fixação de objetivos de progresso;
- f) Revisão e atualização.

Segue um diagrama de blocos que ilustra o processo, Figura 2:

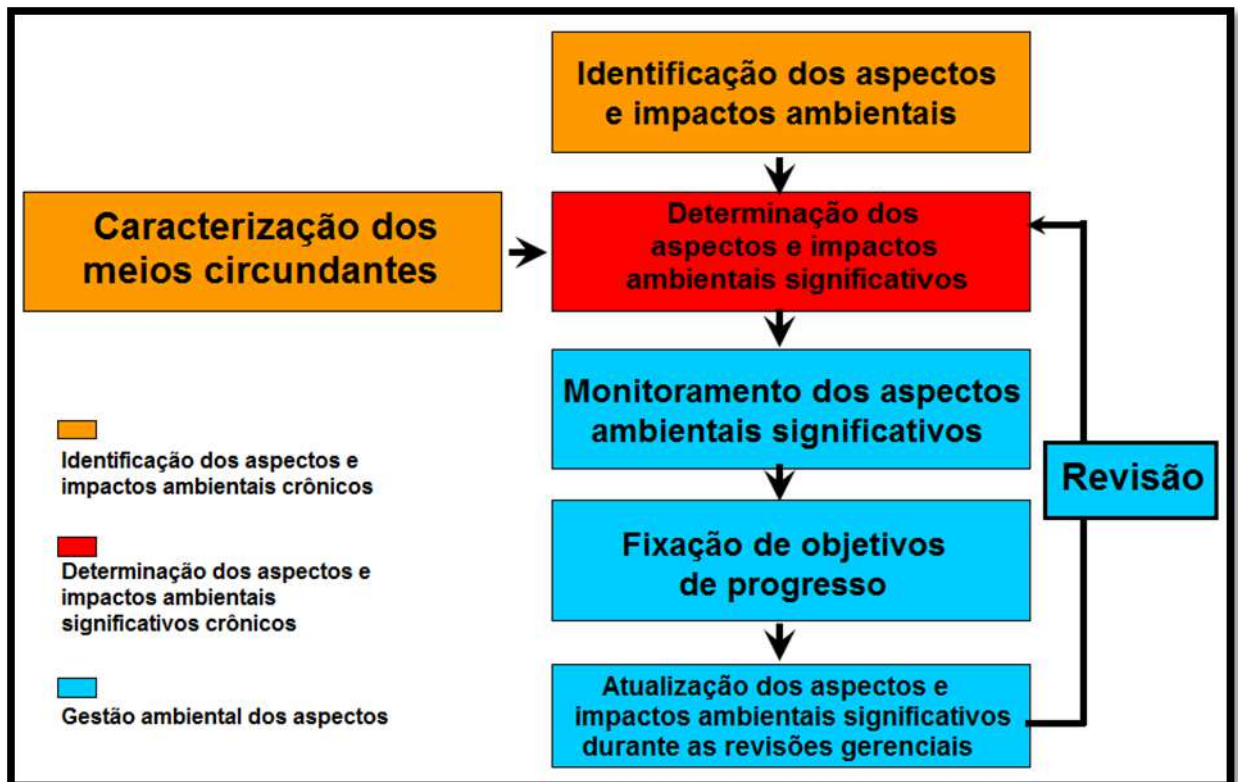


Figura 2 - Diagrama de blocos da metodologia utilizada. Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

É importante ressaltar que, de acordo com a norma ISO 14001, não existe uma única abordagem para identificação dos aspectos e impactos ambientais a para avaliação de sua importância.

Logo, foi preconizada a avaliação global, em um primeiro momento, a fim de tornar as atualizações mais simples e assim possibilitar um processo de melhoria contínua mais eficiente.

Entretanto, se essa abordagem revelar impactos significativos, então será necessário estudar os parâmetros que implicaram nessa avaliação, dentre eles periculosidade, quantidade, frequência, sensibilidade do meio e domínio do risco, para agir sobre aquele que for mais flexível, isto é, mais fácil de ser modificado.

3.3.1 Caracterização dos meios circundantes

A fim de avaliar a sensibilidade do meio receptor dos aspectos ambientais, a metodologia utilizada prevê a realização de fichas de descrição dos meios. O objetivo é concentrar certo número de dados do meio receptor de forma a facilitar a avaliação da sensibilidade do mesmo durante a análise ambiental propriamente dita (Almeida et al., 2006).

Para essa caracterização, devem-se abstrair os efeitos do organismo sobre o meio. Examinam-se as perturbações e poluições já presentes no mesmo, como águas poluídas, ar contaminado, entre outros. As fichas representam um retrato da situação inicial do meio, isto é, antes dos impactos do organismo (Almeida et al., 2004).

Devem ser realizadas oito fichas no total, uma sobre cada tema ambiental a seguir: Climatologia; Águas superficiais; Águas subterrâneas; Solos e Subsolos; Ar; Populações; Paisagem; e Fauna, Flora e Meio ambiente natural (Direction Responsible Care, 2011).

Em anexo podem-se encontrar dois exemplos de ficha, relativos a águas superficiais e subterrâneas (anexo 1) (Direction Responsible Care, 2011).

Previamente às fichas, faz-se necessário definir o domínio de aplicação da análise. Ele compreende toda a planta no sentido geográfico, mas também os serviços associados a ela além desses limites, como transporte e empresas terceirizadas trabalhando em seu interior.

Se necessário, após a análise global, uma análise ambiental detalhada pode ser feita, a fim de identificar quais unidades mais contribuem para os impactos significativos identificados.

3.3.2 Identificação dos aspectos e impactos ambientais

Os aspectos e impactos ambientais tem uma relação de causa e efeito. Uma atividade gera aspectos e esse gera impactos ambientais. Logo, a identificação dos aspectos e impactos de uma atividade ocorre de forma simultânea.

Os aspectos são quantificáveis e não dependem do meio receptor. Por exemplo, os efluentes aquosos, o consumo de água, a produção de lixo, entre outros.

Já o impacto é relativo ao meio receptor e pode ser a nível local, regional e global.

Para facilitar a visualização dos fluxos de entrada e saída da planta e com isso a identificação dos aspectos e impactos, pode-se realizar um diagrama de blocos como descrito na Figura 3 (Maimon, 1996):

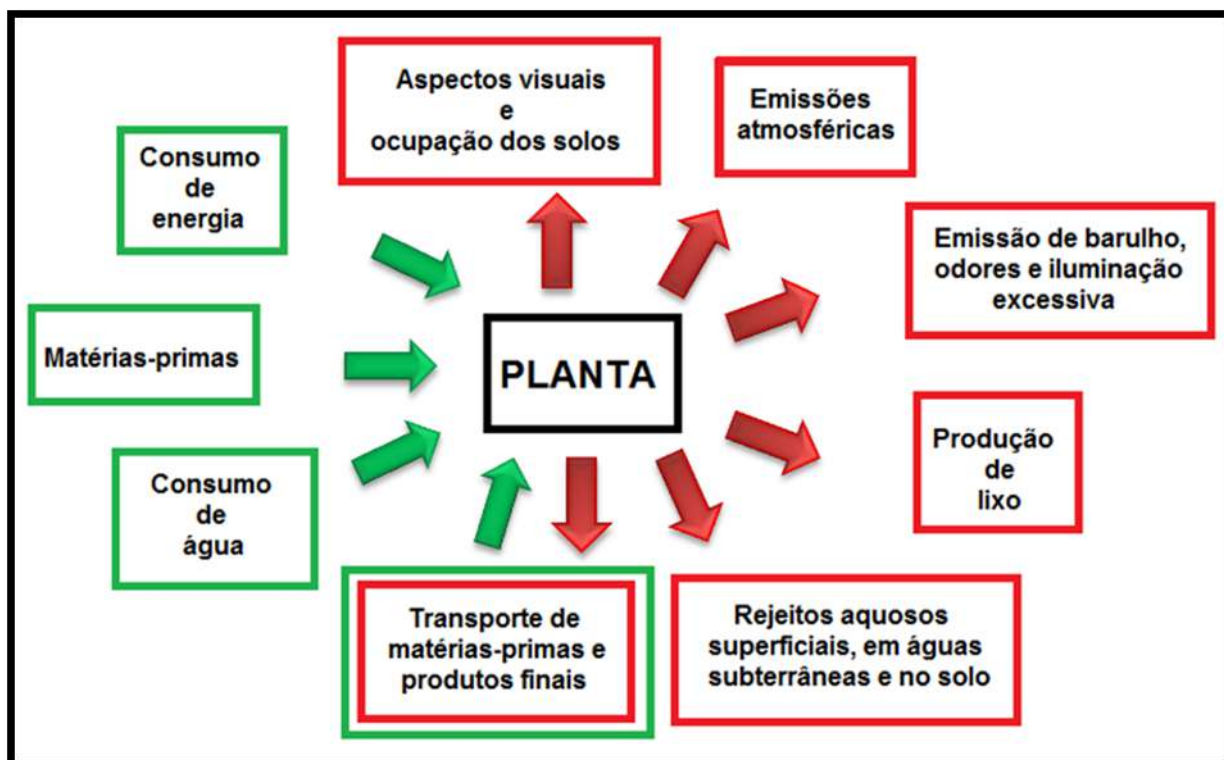


Figura 3 – Diagrama de blocos dos fluxos de entrada e saída de aspectos ambientais da planta - Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

3.3.3 Determinação dos aspectos e impactos ambientais significativos

Os aspectos e impactos identificados na seção anterior devem ser hierarquizados, permitindo a determinação daqueles que são significativos. Para isso, são utilizados dois métodos: semi-quantitativo e quantitativo.

O método semi-quantitativo funciona através da valoração baseada em tabelas pré-definidas pela indústria A, a fim de homogeneizar o critério de avaliação em toda a companhia. Cada impacto é avaliado em relação a diversos parâmetros e cada parâmetro recebe uma nota.

O produto desses parâmetros fornece a nota da severidade. Essa última, juntamente com a valoração do domínio do risco, é usada para determinar a nota final do impacto.

Esse método é utilizado para a maioria dos impactos com exceção de alguns relacionados à água. Essas exceções são tratadas pelo método quantitativo, que só leva em consideração o critério de quantidade (Direction Responsible Care, 2011).

Esses métodos permitem classificar os impactos segundo três níveis de prioridade:

- Nível 1: Impactos significativos → Simbolizados pela cor vermelha
- Nível 2: Impactos a serem aperfeiçoados → Simbolizados pela cor amarela
- Nível 3: Impactos não significativos → Simbolizados pela cor verde

Para os impactos nível 1 deve ser elaborado um programa de melhoria a ser implementado em um ano. Já os impactos nível 2 devem ter um programa para implementação em dois anos e os impactos nível 3 devem somente ser acompanhados para garantir que eles não se tornarão significativos (Direction Responsible Care, 2011).

Para cada programa de melhoria devem ser estabelecidos os seguintes itens:

- Objetivos e metas em termos qualitativos e quantitativos;
- Ações;
- Prazos de realização;
- Responsáveis;

- Recursos humanos, técnicos e financeiros.

Um exemplo de plano de ação do programa de melhoria está especificado na Tabela 3.

Tabela 3- Modelo de plano de ação – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

AAS	Objetivos	Metas	Ações	Recursos	Responsáveis	Prazo	Situação
Consumo de água subterrânea	Reduzir o consumo de água subterrânea.	Reduzir a água de resfriamento das linhas de 30 para 20m ³ /h	Parar a bomba aos fins de semana	Instalação de um controlador	Supervisor da unidade	Fev/14	Realizado
			Colocar as águas de resfriamento em um circuito fechado	100K \$	Chefe de projeto	Dez/14	Em curso

3.3.4 Método Semi-quantitativo

A determinação dos aspectos ambientais significativos através desse método é feita em duas etapas (Direction Responsible Care, 2011):

- 1) Valoração da severidade do aspecto;
- 2) Consideração do domínio do risco.

3.3.4.1 Valoração da severidade

A severidade é determinada pela multiplicação dos critérios periculosidade (P), quantidade (Q), sensibilidade do meio (S) e frequência (F) (Direction Responsible Care, 2011):

$$\text{Severidade} = P \times Q \times S \times F$$

Cada critério é avaliado e recebe uma nota de 1 a 4, sendo quatro o nível mais grave e impactante (Direction Responsible Care, 2011).

A periculosidade (P) depende do perigo intrínseco ao aspecto, ou seja, suas propriedades físico-químicas e toxicidade, entre outros. Cada aspecto tem suas próprias tabelas pré-definidas pela organização para valoração.

A quantidade (Q) se baseia na unidade de medida de cada aspecto. Cada aspecto também possui suas tabelas, elaboradas com base no comportamento de várias plantas do mesmo grupo.

A sensibilidade (S) considera as características do meio e se baseia nas fichas de descrição dos meios.

A frequência (F) se refere à ocorrência do aspecto. A Tabela 4 é utilizada para todos os aspectos ambientais avaliados por esse método:

Tabela 4 – Níveis de Frequência - Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Frequência	Cotação
Permanente	4
Frequente	3
Ocasional	2
Excepcional	1

Finalmente, a severidade obtida pela multiplicação dos quatro critérios anteriores resulta em um valor que corresponde a um nível, de acordo com a Tabela 5:

Tabela 5 - Níveis de Severidade - Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Severidade	Nível de severidade
1 a 9	Baixo (B)
12 a 32	Médio (M)
36 a 81	Alto (A)
96 a 256	Muito Alto (MA)

É interessante ressaltar que se um impacto é avaliado com uma severidade Muito Alta, então ele é diretamente classificado como significativo independente do domínio do risco. Isto porque, mesmo o risco sendo dominado e conhecido, uma severidade tão alta deve ser monitorada, de forma a ser reduzida (Direction Responsible Care, 2011).

3.3.4.2 Consideração do domínio do risco

O domínio do risco se refere às medidas já existentes de prevenção da ocorrência do impacto, as proteções e intervenções visando limitar a gravidade do mesmo ou ainda ao monitoramento já praticado pela planta.

Dois critérios são avaliados para cada aspecto, “Equipamentos e procedimentos” e “Monitoramento”, e a nota mais alta entre os dois é utilizada na avaliação (Direction Responsible Care, 2011). A Tabela 6 é utilizada como base:

Tabela 6 - Nível de domínio do risco – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Nível de domínio do risco		Valoração
Equipamentos e procedimentos	Monitoramento	
<ul style="list-style-type: none"> • Não existem equipamentos de medidas <ul style="list-style-type: none"> • Não existem procedimentos • Não existem registros • Não existem competências associadas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Nenhum monitoramento • Nenhuma informação disponível sobre esse impacto. 	4
<ul style="list-style-type: none"> • Existem equipamentos de medida não normalizados <ul style="list-style-type: none"> • Não existe manutenção preventiva • Não existem registros • Competências identificadas parcialmente e não gerenciadas 	<ul style="list-style-type: none"> • Monitoramento parcial 	3
<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção preventiva parcial ou não sistematicamente planejada • Procedimentos incompletos ou não seguidos <ul style="list-style-type: none"> • Poucos registros • Competências identificadas e parcialmente gerenciadas 	<ul style="list-style-type: none"> • Monitoramento existente e descontínuo 	2
<ul style="list-style-type: none"> • Equipamentos de medida confiáveis • Manutenção preventiva sistemática • Procedimentos existentes, conhecidos e testados <ul style="list-style-type: none"> • Registros de controle efetuados • Competências identificadas e gerenciadas, treinamentos e sensibilizações adaptados 	<ul style="list-style-type: none"> • Monitoramento contínuo • Bom domínio do impacto 	1

3.3.4.3 Determinação do nível de impacto

Após determinar o nível de severidade e o domínio do risco relativo ao impacto, define-se o nível do impacto através de uma matriz conhecida como matriz de significância do impacto, mostrada na Figura 4:

↓ Domínio do risco	Nível de impacto			
4				
3				
2				
1				
Severidade →	Baixo (B)	Médio (M)	Alto (A)	Muito Alto (MA)

Figura 4 - Matriz de significância – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

As colunas representam os níveis de severidade e as linhas o domínio do risco. Em longo prazo, todos os impactos devem passar ao nível 3, de acordo com a legenda apresentada na Tabela 7.

Tabela 7 - Classificação dos impactos – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Nível 1	Impactos significativos
Nível 2	Impactos a serem aperfeiçoados
Nível 3	Impactos não significativos

3.4 Avaliação dos aspectos e impactos relacionados à água

3.4.1 Metodologia

Os impactos relacionados à água são subdivididos em dois aspectos (Direction Responsible Care, 2011):

- Efluentes aquosos
- Consumo de água

A avaliação dos impactos do consumo de água é feita através do método semi-quantitativo apresentado anteriormente. Já para os efluentes aquosos, a estratégia adotada é diferente. O método quantitativo deve ser usado (Direction Responsible Care, 2011).

3.4.2 Efluentes aquosos

Para os efluentes aquosos, duas análises devem ser feitas: uma para o impacto do efluente global e outra para o impacto individual das substâncias (Direction Responsible Care, 2011).

O impacto do efluente aquoso global acontece na saída da estação de tratamento. Sua avaliação é feita através do método dos índices biológicos ou do método WEA (*Whole Effluent Assessment*), sendo que este último utiliza os testes de toxicidade e a metodologia de análise da razão PEC/PNEC.

Os testes de toxicidade permitem identificar a toxicidade do efluente em sua totalidade. O resultado se baseia nos níveis de concentração que provocam efeitos tóxicos, como mortalidade, baixa de reprodução, baixa de respiração, entre outros (Almeida et al., 2006).

Esses testes podem ser crônicos ou agudos, em função de sua duração e efeito observado.

Os testes à média e longa duração determinam uma concentração experimental abaixo da qual nenhum efeito tóxico é observado sobre a espécie estudada, conhecida como NOEC (*No Observed Effect Concentration*). Eles determinam também uma concentração X % - T, concentração que provoca um efeito sobre X % da população após um tempo T. Finalmente, se nenhum efeito é observado, a substância não apresenta toxicidade crônica (Almeida et al., 2006).

O impacto dos efluentes aquosos completos sobre o meio receptor é um aspecto muito importante a ser considerado. Se as substâncias separadamente já possuem efeitos deploráveis, sua mistura pode ter implicações ainda piores. Isto, porque essas substâncias podem interagir entre si, sinérgica ou antagonicamente (Almeida et al., 2006).

No caso analisado, as condições de escoamento e a importante vazão do canal (480 m³/s no período de estiagem), onde os rejeitos são despejados após tratamento, limitam a influência da planta no meio, pois garantem uma diluição rápida dos rejeitos.

Esse canal é artificial e utilizado para navegação, possuindo grande profundidade e extensão.

Os rejeitos aquosos da planta podem ser de três tipos:

- Águas de reação, isto é, vindas do procedimento industrial;
- Águas de resfriamento e chuvas que podem ter entrado em contato com alguma substância, por vazamento ou outro motivo;
- Águas limpas de resfriamento e chuvas.

Existem três pontos de descarga chamados de saída Norte 1, saída Norte 2 e saída Sul. A saída Sul recebe somente águas de resfriamento e chuvas de algumas unidades. A saída Norte 2 recebe águas de resfriamento de uma unidade de produção específica. Já a saída Norte 1 recebe qualquer outro rejeito aquoso, isto é, toda a água de reação e o resto das águas de resfriamento e chuvas. Sendo assim, o rejeito aquoso da saída Norte 1 é o mais crítico e por isso será utilizado para realização de todas as análises.

Esse rejeito já é normalmente bem diluído devido à presença de águas de resfriamento e chuvas. Mas às vezes, isso não é suficiente para não impactar o ecossistema aquático. Logo, é muito importante controlar de forma permanente a concentração das substâncias rejeitadas.

Devido a isso, as substâncias presentes nos efluentes aquosos são controladas individualmente para que seja identificada a liberação no compartimento aquático de concentrações maiores que as permitidas, visto que essas concentrações podem ser mascaradas pela análise do efluente total (Almeida et al., 2006). A avaliação é feita utilizando a PNEC das diferentes substâncias e a concentração medida (Direction Responsible Care, 2011).

3.4.2.1 Abordagem global

Para avaliar o impacto ambiental dos efluentes aquosos, vários métodos utilizando ensaios biológicos são propostos. Esses ensaios possuem uma relevância significativa por levarem em conta o efeito de todos os componentes do efluente aquoso, inclusive o efeito da interação entre eles, que pode vir a intensificar ou amenizar o impacto.

Dois tipos de análise eram possíveis: a análise direta dos efluentes sobre os organismos sensíveis e representativos do meio receptor, isto é, testes de toxicidade, de acordo com normas internacionais; ou a análise indireta dos efluentes via seus efeitos sobre o meio receptor, isto é, amostragem para realização de índices biológicos.

A seleção do ensaio mais adaptado depende de diversos fatores, como (Almeida et al., 2006):

- Facilidade de realização
- Disponibilidade de organismos
- Sensibilidade dos organismos

- Robustez do teste

O fluxograma apresentado na Figura 5 auxilia na escolha do método mais adequado ao ambiente analisado.

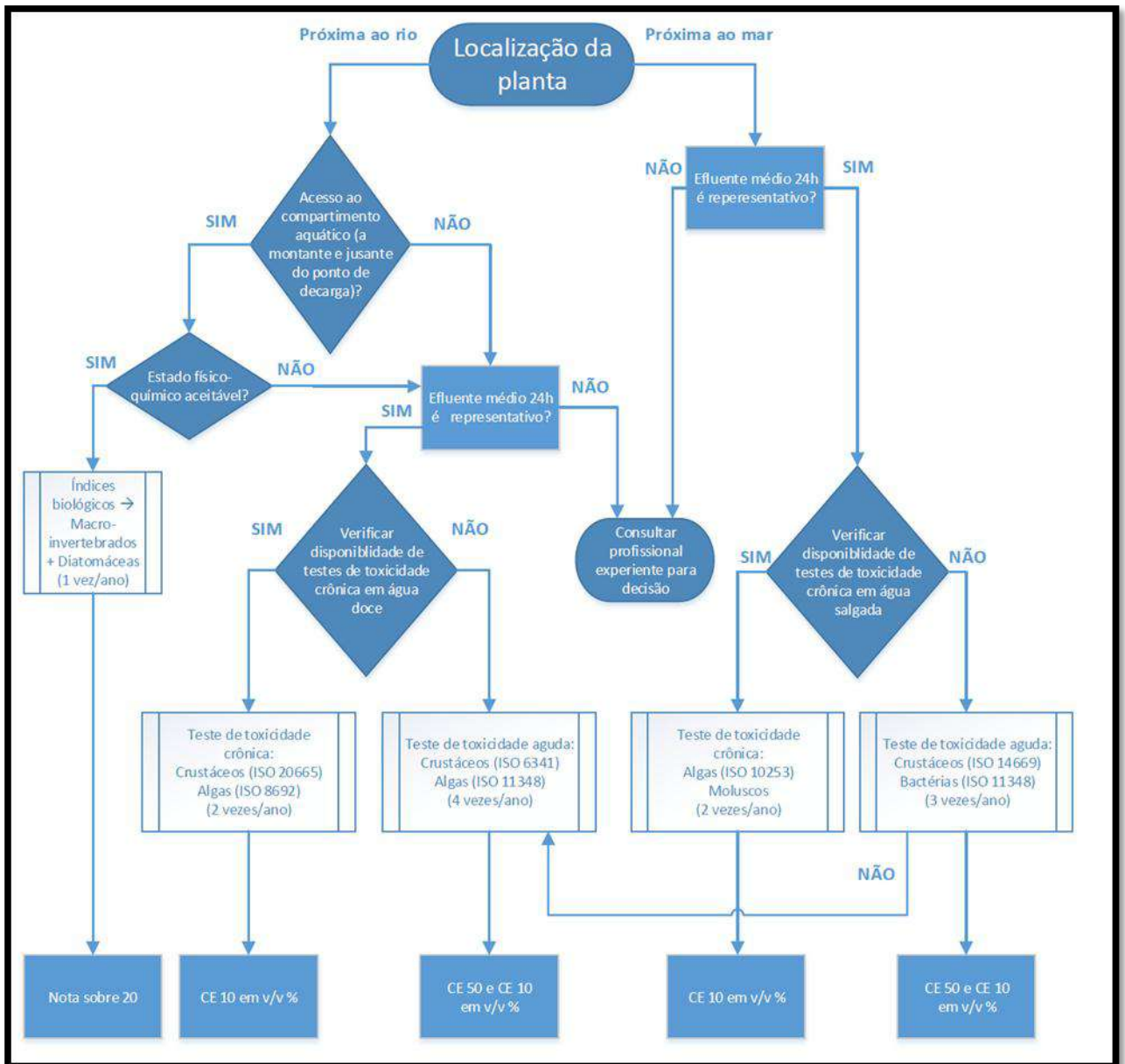


Figura 5 - Fluxograma decisório sobre os métodos de avaliação dos efluentes aquosos – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

A planta pode estar localizada próxima a um rio ou ao mar, sendo estes o compartimento receptor dos seus rejeitos. No caso dos rios, estes podem ser acessíveis ou não

para amostragem. Além disso, faz-se necessário verificar o estado físico-químico do meio receptor dos efluentes antes de realizar os testes (FEEMA, 1983). A seguir serão apresentados os diferentes cenários que podem ser analisados.

3.4.2.2 Planta próxima ao rio

a. Compartimento aquático acessível

O primeiro critério a ser analisado é o acesso ao compartimento aquático. Se for possível realizá-lo, então os índices biológicos podem e devem ser feitos. Esse ponto é crucial visto que os índices biológicos são feitos com organismos bentônicos e as amostras são recolhidas no fundo do rio (Brandão, 2011).

Contudo, antes da realização dos índices, é importante conhecer o estado físico-químico do compartimento receptor. Esse estado físico-químico deve ser aceitável, pois ele indica também o estado ecológico do rio. Para isso, deve-se medir parâmetros como pH, oxigênio dissolvido e condutividade, isto é, concentração de íons em água, e estes têm de estar dentro da faixa fisiológica mostrada na Tabela 8, pois neste intervalo a vida aquática pode existir (Almeida et al., 2006). Os limites definidos são válidos no país onde a indústria está instalada. A tabela 8 também apresenta os resultados obtidos para o compartimento aquático analisado.

Tabela 8 - Parâmetros do estado físico-químico do compartimento aquático – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Parâmetro	Resultados	Faixa aceitável para água doce	
pH	8,23	6	9
O ₂ dissolvido (mg/L)	8,8	3	12
Condutividade (µS/cm)	286	300	3000

Dessa forma, conclui-se que o estado físico-químico do compartimento receptor dos efluentes pode ser considerado bom e próprio para análises biológicas.

Os índices biológicos a serem realizados são os índices dos macro-invertebrados e o índice das diatomáceas. Eles devem ser feitos a montante e jusante da planta. É importante ter mais de uma estação (zona de amostragem) a jusante da planta para avaliar a resiliência do compartimento aquático em caso de impacto significativo. Este cenário pode ser observado na Figura 6 (Almeida et al., 2006).

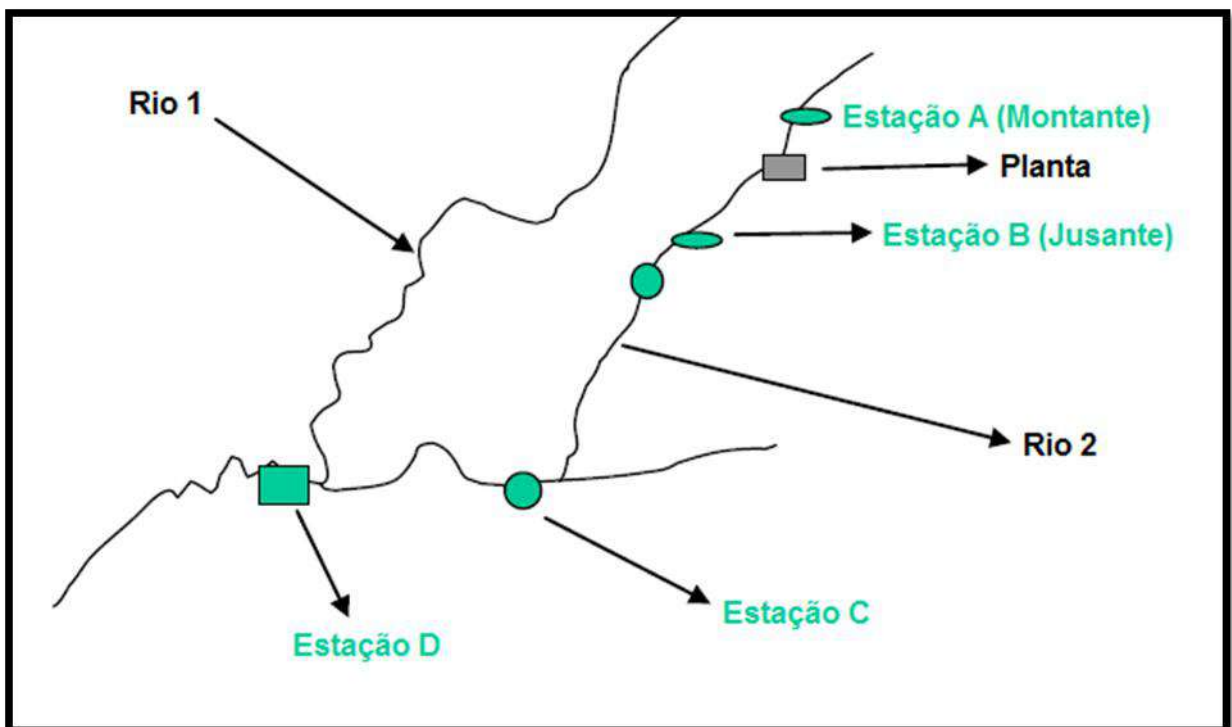


Figura 6 - Esquema de posicionamento das estações – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

A análise das amostras de fauna (macro-invertebrados) e flora (diatomáceas) coletadas fornece uma nota global para cada estação hidrobiológica. Essas notas permitem estimar o estado ecológico das estações e classificá-lo como muito bom, bom, médio, medíocre ou ruim (Direction Responsible Care, 2011). Uma pequena degradação do índice de uma estação a outra é aceitável, de acordo com a Tabela 9, onde Δ corresponde à diferença entre a avaliação do índice biológico em dois pontos do rio:

Tabela 9 - Valoração dos índices biológicos – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Valoração dos índices biológicos	
$\Delta > 5$	Impacto significativo
$2 < \Delta \leq 5$	Impacto a ser aperfeiçoado
$\Delta \leq 2$	Impacto não significativo

No caso estudado, os índices biológicos possuem resultados limitados, pois o meio receptor de efluentes é um canal de navegação artificial que não apresenta substratos naturais nem capacidade de fixação dos microorganismos. Por isso, apesar de serem mais pertinentes, de acordo com o fluxograma, esses não foram utilizados. O método escolhido foi a análise direta a partir de testes de toxicidade de uma amostra composta de efluentes 24 horas.

b. Compartimento aquático inacessível

O compartimento aquático receptor dos efluentes pode ser inacessível em rios largos ou com forte corrente. Nesses casos, os índices biológicos não podem ser feitos e faz-se necessário realizar a amostragem composta do efluente durante 24 horas, representativo da produção da planta (Almeida et al., 2006). Esses efluentes devem ser submetidos aos testes de toxicidade crônica em água doce.

Os dois testes abaixo devem ser realizados, bianualmente, com uma amostra composta de efluentes 24 horas (Direction Responsible Care, 2011):

- Teste crônico de 7 dias com *Ceriodaphnia dubia* (segundo a norma ISO 20665);
- Teste crônico de 72 horas com algas, com inibição de crescimento (segundo a norma ISO 8692).

Se os testes crônicos não estiverem disponíveis no laboratório contratado, faz-se necessário realizar os testes de toxicidade aguda em água doce. Nesse caso, os testes abaixo são indicados (Direction Responsible Care, 2011):

- Teste agudo de 48 horas com crustáceos cladocera *Daphnia magna* (segundo a norma ISO 6341)
- Teste agudo de 30 minutos com bactérias luminescentes *Vibrio fischeri* (segundo a norma ISO 11348)

Devido a menor precisão dos testes agudos, será necessário aumentar a frequência de realização dos mesmos para quatro vezes ao ano.

No caso estudado, os testes crônicos foram realizados com uma amostra composta de efluentes 24 horas. Segue abaixo uma descrição resumida da metodologia empregada em cada um deles:

- Teste de toxicidade crônica com algas, de acordo com a ISO 8692:

Algas (*Pseudokirchneriella subcapitata*) foram incubadas em amostras compostas do efluente, de diferentes diluições, a 22 +/- 2°C, sob iluminação constante durante 72 horas. A concentração de algas é medida e as porcentagens de inibição da taxa de crescimento são calculadas em relação a uma amostra padrão (água) nas mesmas condições. Cada amostra é testada seis vezes. A concentração de amostra capaz de inibir X % da taxa de crescimento é então determinada (CE X %) (Eurofins, 2012).

- Teste de toxicidade crônica com crustáceos, de acordo com a ISO 20665.

Ceriodaphnias (*Ceriodaphnia dubia*) jovens, com idade de 6 a 24 horas foram expostas a diversas concentrações de uma amostra composta de efluentes durante sete dias, com renovação sistemática do efluente. A mortalidade dos microorganismos mãe e o número de jovens produzidos foram controlados diariamente. Os resultados de mortalidade e reprodução são expressos em % da amostra de efluente, comparativamente a um ensaio com amostra padrão (água).

A tabela 10 apresenta os resultados brutos encontrados, onde os valores entre parênteses representam o intervalo de confiança a 95% das CE X %.

Tabela 10 - Resultados do teste de toxicidade. Fonte: Adaptado de Eurofins (2012)

Microrganismo	Efeito observado	Tipo de Concentração	Diluição da amostra de efluente (% v/v)
Algas	Taxa de crescimento	CE 50 - 72h	> 90%
		CE 20 - 72h	69,5% (64,2 - 74,2)
		CE 10 - 72 h	53,8% (46,4 - 60,4)
		NOEC - 72h	27%
Ceriodaphnias	Crescimento populacional	CE 50 - 7d	15,3 % (13,7 - 17,2)
		CE 20 - 7d	10,3% (8,5 - 12,3)
		CE 10 - 7d	8,2% (6,3 - 10,3)
		NOEC - 7d	7%

3.4.2.3 Planta próxima ao mar

Se a planta estiver instalada próxima ao mar, também é necessário realizar a avaliação ambiental com uma amostra composta de efluentes aquosos 24 horas, devendo estes serem estáveis e representativos da produção. Os seguintes testes são sugeridos bianualmente (Direction Responsible Care, 2011):

- Teste crônico com microalgas, realizado com algas unicelulares marinhas (segundo a norma internacional ISO 10253);
- Teste crônico com larvas de moluscos, realizado com larvas de ostras. Nesse teste em especial, o parâmetro de toxicidade considerado deve ser a porcentagem de larvas anormais observadas em comparação com uma amostra padrão.

Nesse caso, os índices biológicos não são considerados para o estudo da qualidade ecológica do compartimento receptor, pois os mesmos ainda possuem um desenvolvimento limitado e estão sendo estudados. Logo, ainda não existe nenhuma norma que regule os mesmos. Além disso, no mar a abordagem montante/jusante não pode ser utilizada e um modelo mais complexo de dispersão dos efluentes deve ser levado em conta.

Se os testes crônicos não estiverem disponíveis no laboratório contratado, faz-se necessário realizar os testes de toxicidade aguda em água salgada. Nesse caso, os testes abaixo são indicados:

- Teste de toxicidade aguda com crustáceos marinhos (segundo a norma ISO 14669)
- Teste de toxicidade aguda com bactérias marinhas *Vibrio fischeri* (segundo a norma ISO 11348)

Como estes são menos precisos que os testes crônicos para determinar o impacto ambiental dos efluentes industriais sobre o compartimento marinho local, faz-se necessário aumentar a frequência das análises para três vezes ao ano.

3.4.2.4 Estimativa da razão PEC/PNEC dos efluentes compostos

A PEC corresponde à concentração ambiental prevista, isto é, a concentração de efluentes que se pode prever no meio ambiente. Em um primeiro momento ela pode ser estimada pela diluição dos efluentes no compartimento receptor. Essa diluição é expressa em porcentagem volume/volume e corresponde à vazão de efluentes dividida pela vazão do rio no período de estiagem. Esse período foi escolhido, pois seria o pior cenário possível para a PEC.

Como a vazão média de descarga de efluentes é igual a 2,01 m³/s e a vazão mínima do canal é igual a 480 m³/s, temos:

$$PEC = \frac{2,015 * 100}{480} = 0,42 \% \text{ v/v}$$

Já a PNEC (Predicted No Effect Concentration) corresponde à concentração sem efeito estimada. Ela é calculada a partir dos resultados dos testes de toxicidade realizados com os efluentes e de fatores de segurança aplicados a esses resultados. Esses fatores têm por objetivo expressar o grau de incerteza associado à extrapolação dos dados dos testes efetuados num número limitado de espécies relativamente ao ambiente real. Portanto, em geral, quanto

mais dados existirem e quanto maior for a duração dos ensaios, menores serão o grau de incerteza e o valor do fator de avaliação (Regulamento (CE) nº 1488/94 da CEE, 2013).

Normalmente, um teste de toxicidade fornece os seguintes dados:

- NOEC → Maior concentração não provocando efeito significativo
- LOEC → Menor concentração provocando um efeito significativo
- CE50 → Concentração responsável por 50% do efeito máximo
- CE10 → Concentração responsável por 10% do efeito máximo

A PNEC de um efluente é calculada a partir da NOEC ou da CE10 de uma amostra composta de efluentes 24 horas. Se o valor provem de um teste crônico, ele pode ser utilizado diretamente para estimação da PNEC. Contudo, se o resultado é proveniente de um teste agudo, é necessário aplicar um fator de segurança de 10, correspondente à diferença na precisão desses dois testes (Direction Responsible Care, 2011).

Como o valor da NOEC é proveniente de um teste crônico, ele pode ser diretamente usado, sem necessidade de considerar um fator de segurança. Logo, a $PNEC_{\text{algas}} = 27\% \text{ v/v}$ e a $PNEC_{\text{crustáceos}} = 7\% \text{ v/v}$.

Se a razão PEC/PNEC for superior a um, o risco ambiental dos efluentes é considerado significativo e será necessário reduzi-lo (Direction Responsible Care, 2011). A Tabela 11 apresenta a forma de avaliação do impacto dos efluentes aquosos pelo método WEA:

Tabela 11 - Valoração pelo método WEA – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Valoração pelo método WEA	Nível do impacto
$PEC/PNEC > 3$	Significativo
$1 \leq PEC/PNEC \leq 3$	A ser melhorado
$PEC/PNEC < 1$	Não significativo

Quando um impacto significativo ou a ser melhorado é identificado, faz-se necessário realizar uma avaliação da responsabilidade de cada substância na toxicidade total, a fim de

identificar aquela que está causando o problema e agir sobre ela para tornar o nível de toxicidade aceitável (Direction Responsible Care, 2011).

De acordo com os valores apresentados, segue abaixo a tabela final com o resultado da razão PEC/PNEC:

Tabela 12 - Razão PEC/PNEC para efluentes totais – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Microorganismo	PEC (% v/v)	PNEC (% v/v)	Razão PEC/PNEC
Algas	0,42	27	0,016
Crustáceos	0,42	7	0,060

3.4.2.5 Abordagem individual

É conveniente realizar a análise toxicológica de algumas substâncias em especial, devido ao seu impacto potencial (Almeida et al., 2006). Dentre essas substâncias, aquelas que são presentes na planta em questão são: cromo, cobre, cianetos, níquel, fósforo e zinco.

A abordagem do efeito individual das substâncias presentes no efluente também foi realizada através do conceito de razão PEC/PNEC. A Tabela 13 mostra os valores de PEC, PNEC e a razão entre eles para cada substância:

Tabela 13 - Razão PEC/PNEC para substâncias individuais – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Substância	PNEC (µg/L)	Concentração no efluente (µg/L)	PEC (µg/L)	PEC/PNEC
Cromo	6,5	4	0,0168	0,0026
Cobre	7,8	19	0,0798	0,0102
Cianetos	0,114	30	0,1259	1,1046
Níquel	1,7	4,5	0,0189	0,0111
Fósforo	10,5	200	0,8395	0,0800
Zinco	20,6	8,3	0,0348	0,0017

O valor da PEC foi calculado através da multiplicação da concentração da substância no efluente pela vazão de descarga de efluentes total dividida pela vazão do canal na estiagem. Já os valores de PNEC foram obtidos na base de dados da Agência Europeia de Substâncias Químicas (ECHA).

A Tabela 11 é utilizada novamente como base para a avaliação do impacto.

O resultado é preocupante para os cianetos, que apresentaram razão PEC/PNEC maior que um. O impacto dos mesmos não é considerado significativo, mas deve ser melhorado, isto é, deve fazer parte de um plano de ação.

Os cianetos livres (CN^- e HCN) são tóxicos, pois bloqueiam o transporte de oxigênio no metabolismo, pela inativação do Fe^{+2} presente no anel pirrólico da hemoglobina. Esses compostos são rapidamente absorvidos pela pele, por inalação ou ingestão. Carregados no plasma sanguíneo, eles podem vir a afetar diversos constituintes essenciais dos processos vitais, como a enzima citocromooxidase, do processo de respiração celular (Granato, 1995).

3.4.3 Consumo de água

A planta pode ser abastecida com água de três diferentes fontes principais. São elas: água dos lençóis freáticos, água de superfície ou ainda água potável. Faz-se necessário então analisar o impacto de cada fonte de abastecimento separadamente, isto é, considerar três aspectos diferentes. Como dito anteriormente, o método semi-quantitativo discriminado no tópico 3.3.1 será utilizado.

Uma grande quantidade de água é necessária ao bom funcionamento das instalações em questão, principalmente devido às diversas etapas de resfriamento dos processos. Vale ressaltar que se trata de uma produção de aproximadamente 1,8 Mt por ano.

Metade da água que abastece a planta é proveniente de 23 poços artesianos perfurados dentro dos limites da indústria. A outra metade é coletada do canal onde os efluentes são descarregados.

A seguir, serão apresentadas as considerações importantes para a avaliação desse impacto através do método semi-quantitativo.

3.4.3.1 Sensibilidade do meio

A sensibilidade do meio quanto ao consumo de água é medida em referência ao estresse hídrico da região, isto é, de acordo com a disponibilidade de água do local. No caso, a planta é localizada em uma zona de estresse hídrico médio e não apresenta nenhum problema de abastecimento. Logo, a sensibilidade recebe a nota um, de acordo com a Tabela 14.

Tabela 14 - Sensibilidade do consumo de água – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Sensibilidade do consumo de água	Nota
Zona de estresse hídrico.	4
Problema quantitativo conhecido quanto aos recursos aquáticos.	3
Suspeita de problema quantitativo quanto aos recursos aquáticos.	2
Nenhum problema de recursos aquáticos.	1

A sensibilidade em relação ao consumo de água é então a mesma, seja qual for a forma de abastecimento.

3.4.3.2 Periculosidade do consumo

Esse parâmetro varia segundo a fonte de abastecimento, isto é, superficial, subterrânea ou potável. Ele possui valores fixos, de acordo com a metodologia utilizada. São eles:

Tabela 15 - Periculosidade do consumo de água – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Fonte de abastecimento	Nota
Águas de superfície	2
Águas subterrâneas	3
Água potável	4

Esses valores são relativos à dificuldade de coleta e à abundância da fonte em questão.

3.4.3.3 Quantidade de água consumida

O parâmetro relativo à quantidade de água consumida é medido através da razão correspondente ao volume de água utilizado da fonte de abastecimento em questão sobre a quantidade total de água consumida. Essa razão é chamada de R. A Tabela 16 define os critérios para valoração do parâmetro:

Tabela 16 - Quantidade do consumo de água – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Quantidade de água consumida	Nota
$R > 50\%$	4
$30\% < R \leq 50\%$	3
$10\% < R \leq 30\%$	2
$R \leq 10\%$	1

Já a Tabela 17 apresenta o consumo de cada fonte por ano em metros cúbicos, assim como o total consumido, que é igual à soma dos três consumos distintos, além dos valores de R calculados para cada fonte e as respectivas notas de acordo com a metodologia utilizada.

Tabela 17 - Consumo de água (m³/ano) – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Fonte	Águas de superfície	Águas subterrâneas	Água potável	Total
Consumo (milhões de m³)	97,5	80,8	0,2	178,6
R	55%	45%	0,11%	100%
Nota	4	3	1	-

Esse método se baseia no consumo bruto. Contudo, para avaliar os impactos quantitativos da captação de água, considera-se que o consumo líquido é mais interessante, pois ele só considera a água captada que não foi devolvida ao mesmo ambiente. A captação que é restituída ao meio de origem tem consequências quantitativas limitadas, apesar de poder gerar uma degradação qualitativa.

Já a captação não restituída gera um forte consumo líquido podendo acarretar em uma perda de fluxo que prejudica o equilíbrio ecológico e perturba os usuários a jusante.

3.4.3.4 Frequência

A frequência do consumo é avaliada com base na Tabela 4 da página 43. A frequência é classificada como permanente, pois a planta opera em regime contínuo de produção. Logo, esse parâmetro recebe a nota quatro.

3.4.3.5 Domínio do risco

O domínio do risco do consumo é avaliado de acordo com a Tabela 6 da página 44.

No caso estudado, o consumo de água é controlado por medidores de vazão para as captações de superfície, água potável e poços. Tais medidores passam por manutenções preventivas periódicas. As leituras são feitas por técnicos da planta, capacitados para tal atividade. Os valores lidos são registrados em uma planilha de controle e o monitoramento dos mesmos é feito de forma sistemática. Portanto, pode-se considerar que existe um bom domínio do risco associado a esse impacto. O parâmetro recebe então nota um

3.4.3.6 Resumo dos resultados

Após a análise detalhada de cada parâmetro referente aos impactos do consumo de água, o nível do risco é encontrado através da consulta à matriz de significância do impacto (Figura 4 da página 45). A Tabela 18 resume os resultados encontrados para cada tipo de abastecimento.

Tabela 18 - Resultados da avaliação do consumo de água relativo a diferentes fontes de abastecimento – Fonte: Adaptado de Direction Responsible Care (2011)

Fonte de abastecimento	Superficial	Subterrânea	Potável
Sensibilidade	1	1	1
Periculosidade	2	3	4
Quantidade	4	3	1
Frequência	4	4	4
Severidade	32	36	16
Domínio do Risco	1	1	1
Nível do impacto	Não significativo	Não significativo	Não significativo

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia de análise ambiental aplicada se mostrou satisfatória, pois foi capaz de identificar sistematicamente os aspectos impactantes do sistema de gestão estudado.

Com relação aos efluentes aquosos, pode-se dizer que o impacto dos mesmos sobre o meio receptor é irrelevante. Os testes de toxicidade crônica realizados com uma amostra composta de efluentes 24 horas da planta resultaram em razões PEC/PNEC muito inferiores a um, limite que define a significância do impacto. A principal razão para este resultado é a grande vazão do corpo receptor que acaba por diluir as substâncias rejeitadas no meio.

Contudo, a análise do efeito individual das substâncias presentes no efluente ressaltou um impacto considerável dos cianetos, que devem então ser incluídos no plano de ação da organização.

No que diz respeito ao consumo de água, a análise também não revelou impactos significativos. Este resultado pode ser justificado pelas condições ambientais locais da organização, isto é, sua proximidade a diversas fontes de água, o que resulta em nenhum estresse hídrico mesmo com o grande consumo da planta em questão.

Em vista a tudo que foi apresentado, a análise ambiental se confirma como um instrumento eficaz na implementação de um sistema de gestão ambiental, pois auxilia na priorização de frentes de trabalho, classificando os aspectos existentes em relação a seu impacto no ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBA-TERCEDOR, J., Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, Almería, v. 2, p. 203-13. ISBN: 84-784., 1996.

ALMEIDA, J. R. de. (et al). *Perícia Ambiental Judicial e Securitária: impacto, dano e passivo ambiental*. Rio de Janeiro: Thex Ed., 2006.

ALMEIDA, J. R. de. (et al). *Política e Planejamento Ambiental*. 3 ed. Rio de Janeiro: Thex. p. 107 a 115, 2004.

ALMEIDA, J. R. de; CAVALCANTI, Y.; MELLO, C. dos S., *Gestão ambiental: planejamento, avaliação, implantação, operação e verificação*. THEXThex. p. 23, 2000.

ARAÚJO, F. G., *Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do sul*. Revista Brasileira de Biologia, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR ISO 14001: Sistemas de Gestão Ambiental – Especificação e Diretrizes para Uso. Rio de Janeiro, 2004.

BARBIERI, J. C., *Gestão Ambiental Empresarial: conceitos, modelos instrumentos*. 2. ed. São Paulo: Saraiva, 2007.

BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. & GALDEAN, N., *The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicators of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil*. Aquatic Ecosystem Health & Management (in press). 2000.

BELLING, B.; COCQUT, C. & O'REILLY, C. M., *Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams*. Hydrobiologia 573: 75-87. 2006.

BENNION, H.; APPLEBY, P. G. & PHILLIPS, G. L., *Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lakes management*. Journal of Paleolimnology 26: 181-204. 2001.

BETTIOL, V. R., *Benefícios da Certificação ISO 14001*. Disponível em: <http://hermes.ucs.br/ccet/deme/emsoares/inipes/iso/>. Acesso em: 18 dez 2013.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. da M., *Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 5. n.1. p. 37-60. Jan/Mar 2000.

BRANDÃO, Carlos Jesus.(et al) (org). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L., *Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios*. Caderno de Saúde Pública, Rio de Janeiro, n. 19, v. 2, p. 465-473, 2003.

CALLISTO, M.; MORETTI, M. S.; GOULART, M., *Macroinvertebrados Bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 6. n.1. 71-82, Jan/Mar 2001.

CHAPMAN, P., *Whole Effluent Toxicity Testing – Usefulness, Level of Protection and Risk Assessment*. Environmental Toxicology and Chemistry 19:1, p. 3–13. 2000.

CIRINO, L., *Vantagens da certificação ISO 14001*. 68 p. Monografia (Graduação). Faculdade de Engenharia e Arquitetura. Passo Fundo, 2011.

CLAUDIO, J. R.; EPELBAUM, M., *Como Ter um Sistema de Gerenciamento*. 1998.

COHIBA, Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region, *Whole Effluent Assessment (WEA)*. WP 3 Participants. 2010.

DIRECTION RESPONSIBLE CARE, *DRC-30-01: Guide De Gestion Des Aspects Et Impacts Environnementaux Chroniques d'un Site*. Version 1. Ago. 2011.

ECODEBATE, Disponível em: < <http://www.ecodebate.com.br/2013/01/23/estresse-hidrico-o-brasil-ja-sente-os-reflexos-da-escassez-de-agua/> >. Acesso em: 01 dez 2013.

EUROPEAN CHEMICALS AGENCY (ECHA), Disponível em: <<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>>. Acesso em 06 nov 2013.

FEEMA, *Manual do meio ambiente*. Rio de Janeiro, 1983.

FERNANDES, A. C. M., *Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade de Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica*. Tese (Doutorado)-Universidade de Brasília. Brasília-DF, 2007.

FERREIRA, G. L.; FLYNN, M. N., *Índice biótico BMWP' na avaliação da integridade ambiental do Rio Jaguari-Mirim, no entorno das Pequenas Centrais Hidrelétricas de São Joaquim e São José, município de São João da Boa Vista, SP*. RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade, v. 5, n. 1, p. 128-139, fev. 2012.

GEODIREITO, Disponível em: <<http://www.geodireito.com/?p=4668>>. Acesso em 04 fev 2014.

GRANATO, M. *Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos*. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. 39p. (Série Tecnologia Ambiental; 5)

HENKELS, C., *A identificação de aspectos e impactos ambientais: proposta de um método de aplicação*. 139 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2002.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 10253: Growth inhibition test for marine algae. 1995.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 11348-3: Water quality. Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test). Part 3: Method using freeze-dried bacteria. 2007.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 14669: Water quality — Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). 1999.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 6341: Water quality - Determination of the inhibition of mobility of *Daphnia magna* Straus (*Cladocera*, *Crustacea*) - Acute toxicity test. 1996.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 8692: Water quality. Freshwater algal growth inhibition test with unicellular green algae. 2004.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 14001: *Sistemas de Gestão Ambiental – Especificações e diretrizes para uso*. 2004.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 17616: *Soil quality — Guidance on the choice and evaluation of bioassays for ecotoxicological characterization of soils and soil materials*. 2008.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 20665: *Water quality — Determination of chronic toxicity to Ceriodaphnia dubia*. 2008.

JOHNSON, I.; HUTCHINGS, M.; BESTEAD, R. (et al), *Bioassay Selection, Experimental Design and Quality Control/Assurance for use in Effluent Assessment and Control*. *Ecotoxicology* 13: 437–447. 2004.

MAIMON, Dalia. *Passaporte verde: Gerência Ambiental e Competitividade*. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1996 p. 75. 1996.

MARTINI JÚNIOR, L. C. de; GUSMÃO, A. C. de F. de., *Gestão Ambiental na Indústria*. Rio de Janeiro: Destaque, 2003.

MARTINS, J. C.; COSTA, J. C., *Os Macroinvertebrados no Ensino da Biologia*. Centro de Formação da Associação de Escolas do Mar ao Zêzere, 2009.

MOURA, L. A., *Qualidade e gestão ambiental: sugestões para implantação das Normas ISO 14.000 nas organizações*. São Paulo: Oliveira Mendes, 1998.

OMETTO, A. R.; SOUZA, M. P. de; GUELERE FILHO, A., *A gestão ambiental nos processos produtivos*. Pesquisa & Desenvolvimento Engenharia de Produção, v. 6, p. 22-36, 2007.

OSPAR Commission, Practical Guidance Document on Whole Effluent Assessment. n. 316/2007. OSPAR Commission. 2007.

PEDERSEN F., KRISTENSEN P., DAMBORG A. AND CHRISTENSEN H.W., *Ecotoxicological evaluation of industrial waste water*. Ministry of Environment Denmark and Danish Environmental Protection Agency. Miljöprojekt 254. 1994.

QUEIROZ, J. F. de; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. da Costa., *Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do Médio São Francisco*. EMBRAPA. 2000.

RAMOS, S. M., *Avaliação da qualidade da água do córrego Sanga Quati utilizando a macrofauna bentônica como bioindicadora*, 2009.

RAPPORT D'ANALYSES N° RPRL12FYBA337 DU 30/11/2012, EUROFINS Expertises Environnementales. França, 2012.

REGULAMENTO (CE) N° 1488/94 DA CEE, 1994, Portal do Acesso ao direito da União Europeia, Disponível em:
<http://eurlex.europa.eu/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexplus!prod!DocNumber&type_doc=Regulation&an_doc=94&nu_doc=1488&lg=pt>. Acesso em 10 nov 2013.

REICE, S. R & WOHLBERG. M., Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. In: RESH, V.H.; RROSENBER, G.D.M. (Eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall: New York, p. 287-305,1993.

RODRIGUES, C. G. da H., *Estudo da comunidade de diatomáceas e utilização de índices para a avaliação da qualidade da água de algumas ribeiras da ilha da Madeira*. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Porto. Porto-Portugal. 2007

SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; FOERSTER, J.; GUTOWSKI, A.(et al), *Ecological Classification Of Macrophytes And Phytobenthos For Rivers In Germany According To The Water Framework Directive*. – *Limnologica* 34: 283–301, 20014.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/print.php?conteudo=91>>. Acesso em: 04 dez 2013.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C., *Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos*. Jaguariúna, Outubro, 2004.

SMOL, J. P., *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. 383 p. 2. ed. 2008. 383 p.

SOUZA, J. P. de A., *Ciclo PDCA*. Disponível em: <http://www.pmies.org.br/v2/centraladm/artigos/arquivos/2009_Ciclo_PDCA__Um_instrumento_para_melhoria_continua.pdf>. Acesso em: 20 nov 2013.

SOUZA, M. P., *Instrumentos de Gestão Ambiental: Fundamentos e Prática*. São Carlos: Riani Costa. 2000.

SUESS, M. J., *Examination of water for pollution control*. v. III. World Health Organization Regional Office for Europe. Pergamon Press. 1982.

TEIXEIRA, J. P. B., *Implementação de um Sistema de Gestão ambiental à luz da produção limpa: o caso da HJ Bahia*. 127 p. Monografia (Pós-graduação). Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2006.

TINOCO, J. E. P. T.; KRAEMER, M. E. P., *Contabilidade e Gestão Ambiental*. São Paulo: Atlas, 2006.

USEPA, United States Environmental Protection Agency, 1991: Technical Support Document For Water Quality-based Toxics Control. Washington DC: USEPA Office of Water. EPA/505/2-90-001.

VALLE, C. E., *Como se Preparar Para as Normas ISO 14000 – Qualidade Ambiental: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente*. São Paulo: Pioneira Administração e Negócios & ABIMAQ/SINDIMAQ, 1996.

WALKER C. H.; HOPKIN S. P.; SIBLY R. M. AND PEAKALL D. B., *Principles of Ecotoxicology*. 2. ed. Taylor&Francis: New York. 2001.

WHARFE, J., *Hazardous Chemical in Complex Mixtures – A Role for Direct Toxicity Assessment*. *Ecotoxicology* 13, p. 413–421. 2004.

YIN, R.K. *Case Study Research: Design and Methods*. 3rd Edition. SAGE Publications. 2003.

ANEXOS

- ANEXO 1: Ficha de descrição dos meios – Fonte: Adaptado de DRC-30-01 (2011)

FICHA DE DESCRIÇÃO DE MEIOS Tema ambiental: Águas superficiais			
Data e responsável da primeira coleta de dados		Data de atualização	
Perímetro de coleta de dados			
DESCRIÇÃO DOS MEIOS			
Bacia hidrográfica			
Distância da planta			
Afluentes e Efluentes			
Sentido de escoamento			
Qualidade das águas			
Vazão média			
Vazão de estiagem			
Uso			
Estação de tratamento			
Zona de estresse hídrico			
Outros			
Projetos nesta área			
Sensibilidade do meio			
Anexos			

FICHA DE DESCRIÇÃO DE MEIOS

Tema ambiental: **Águas subterrâneas**

Data e responsável da primeira coleta de dados

Data de atualização

Perímetro de coleta de dados

DESCRIÇÃO DOS MEIOS

Nome do lençol freático

Tipo de lençol freático

Profundidade

Sentido de escoamento

Qualidade físico-química

Usos

Zona de estresse hídrico

Outros

Projetos nesta área

Sensibilidade do meio

Anexos