

Alexandre Bacellar Raupp

**VALORAÇÃO DE DANO AMBIENTAL CAUSADO POR
LANÇAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS EM
ÁGUAS SUPERFICIAIS: UMA FERRAMENTA PARA FINS
CRIMINAIS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do grau de mestre em Perícias Criminais Ambientais. Orientadoras: Profa. Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca e Profa. Cristina Cardoso Nunes.

Florianópolis
2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Raupp, Alexandre Bacellar
VALORAÇÃO DE DANO AMBIENTAL CAUSADO POR LANÇAMENTO DE
EFLUENTES SANITÁRIOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS : UMA
FERRAMENTA PARA FINS CRIMINAIS / Alexandre Bacellar Raupp
; orientadora, Alessandra Larissa D'Fonseca ;
coorientadora, Cristina Cardoso Nunes. - Florianópolis, SC,
2014.
157 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Perícias Criminais Ambientais.

Inclui referências

1. Perícias Criminais Ambientais. 2. Perícias Criminais
Ambientais. I. D'Fonseca, Alessandra Larissa. II. Nunes,
Cristina Cardoso. III. Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais
Ambientais. IV. Título.

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Susana Cristina, pelo amor, carinho e paciência que tem me dedicado por todos esses anos de cumplicidade.

Ao meu filho João Pedro, pelo orgulho e alegria que me proporciona ao tornar-se um homem íntegro.

Aos meus pais Volnei e Bartira, por terem como objetivo de vida a educação de seus filhos.

Aos meus sogros Felix e Heidemarie pelo incondicional apoio e incentivo em todas as horas.

À professora Alessandra Fonseca, pela orientação diligente e qualificada, e intensa dedicação.

À professora Cristina Nunes, pela verdadeira parceria, orientação lúcida que me permitiu achar o caminho, e pelo comprometimento integral e dedicação incansável.

O professor Danilo Wilhelm Filho, por ter acreditado na ideia do mestrado profissional e aberto as portas da Universidade para os peritos criminais.

Aos participantes da banca examinadora professora Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, professor Carlos Henrique Soares, Dra. Marilene de Oliveira Ramos Múrias dos Santos, MSc Nelson Menegon Jr., pela valorosa avaliação e pelas contribuições que enriqueceram o trabalho.

Ao grupo de professores que contribuiu para a criação e realização do Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais, porque o fizeram pela vontade de contribuir para a sociedade.

Aos colegas César Augusto de Freitas Lima e Romão Alberto Trauczynski, pela parceria na criação do Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais.

A todos os colegas do curso pela dedicação que demonstraram, contribuindo para o sucesso da primeira turma deste mestrado profissional.

Aos colegas Regis Signor e Igor Heidrich, pelas contribuições relevantes.

Aos chefes do Setor Técnico-científico da Polícia Federal em Santa Catarina, peritos Athos Cabeda Faria e Alexanders Tadeu das Neves Belarmino, pelo apoio que deram à participação dos peritos no curso.

Ao DPF Ademar Stocker, ex-Superintendente Regional da Polícia Federal em Santa Catarina, pela atuação determinante na viabilidade de implantação do curso de mestrado profissional.

Ao André Cruz pelo trabalho dedicado de secretariado do curso e pela revisão minuciosa deste trabalho.

RESUMO

A poluição das águas dos rios pelos esgotos domésticos é crime de acordo com a legislação ambiental brasileira e deve ser penalizada por sanções (Lei no. 9605/98), como as sentenças pecuniárias. Neste processo é necessário desenvolver ferramentas para valorar o dano ao meio ambiente, as quais devem ser aplicáveis para o sistema legal. O trabalho da criminalística forense é o caminho legal para estimar o dano ao meio ambiente e o seu valor. Porém, os principais métodos que existem para valorar o dano ambiental não focam nas sanções criminais, o que dificulta a definição das sentenças pecuniárias. O objetivo deste trabalho foi desenvolver uma metodologia para estimar o valor do dano ambiental causado pela poluição hídrica como ferramenta para fins criminais, atendendo a lei brasileira e tendo como base o Método indireto de Custo de Reposição. A metodologia proposta calcula o custo dispendido para tratar as águas naturais poluídas, pelo sistema de tratamento de esgoto convencional, com o objetivo de recompor as concentrações das variáveis selecionadas para o atendimento do limite legal. Em seguida aponta o valor do dano ambiental, obtido no cálculo do limite de confiança superior da média (UCL95). Para este propósito foi considerada a concentração máxima legal das variáveis que descrevem a qualidade da água, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005. Como dados de entrada foram aplicados os dados do programa de monitoramento das águas superficiais dos rios do Estado de São Paulo, desenvolvido pela CETESB em 2012. DBO_5 , $N_{amoniaco}$, fósforo total, e coliformes fecais foram selecionadas como sendo as variáveis de qualidade de água que violaram, em maior frequência, o limite legal. O método foi aplicado em dois casos distintos, a contaminação produzida pelo esgoto de Bragança Paulista (SP) e pelo efluente de um aterro sanitário, considerando as variáveis DBO_5 , $N_{amoniaco}$, fósforo total. No primeiro caso foram usados dados do rio Jaguari (SP), que foi monitorado em 2011 pela CETESB, e que recebe os efluentes domésticos provenientes da urbanização da cidade de Bragança Paulista pelo afluente Lavapés. O segundo caso considerou os dados do trabalho criminal forense desenvolvido pela Polícia

Federal de Santa Catarina em 2008. Os resultados confirmaram a aplicabilidade da metodologia proposta para medir o custo da poluição das águas na esfera criminal. Esta metodologia pode ser facilmente adaptada a diferentes locais, considerando, em cada caso, o custo e a eficiência de tratamento de esgoto obtidos em estações de tratamento regionais. Algumas recomendações foram destacadas para o desenho amostral na investigação criminal e para o monitoramento dos rios desenvolvidos pelas agências públicas.

Palavras-chave: valoração ambiental, valoração de dano ambiental, valoração de dano por poluição hídrica, dano de efluentes sanitários.

ABSTRACT

The river water pollution by household sewage is crime according Brazilian environmental law and must be penalized by sanctions (Law no. 9605/98) such as the pecuniary sentence. In this process it is necessary to develop tools to evaluate the environmental damage, those must be applicable for the legal system. Criminal forensics work is the legal way to estimate the environmental damage and its value. However, the mainly methods that exist to evaluate environmental damage do not focus on criminal sanction, and this difficult the establishment of pecuniary sentence. The aim of this work was to develop a methodology to estimate the value of the environmental damage caused by hydric pollution and to be used on the crime scene investigation, attending to the Brazilian law and using the replacement cost indirect method as basis. The proposed methodology assesses the cost of treating the polluted natural water, by the conventional sewage treatment plant, with the aim of restoring the concentration of selected variables to meet the legal limit. After that, it points the value of the environmental damage, obtained by the Upper Confidence Limit (UCL95). For this purpose it was considered the maximum legal concentration of the variables that describe the water quality, in according with CONAMA Resolution no. 357/2005. The data from the surficial freshwater monitoring program of the rivers of São Paulo State, developed by CETESB in 2012, were applied. DBO₅, ammonium, total phosphorous and faecal coliforms were selected as water quality variables that violate, in more frequency, the legal limits. The methodology defined here was applied in two distinct cases, the contamination produced by Bragança Paulista (SP) sewage and by effluent of a landfill, considering the DBO₅, ammonium and total phosphorous variables. In the first case data from Jaguari river (SP) that was monitored in 2011 by CETESB and that receive the household sewage from urbanization of Bragança Paulista city by Lavapés river, were used. The second one considered data from a criminal forensics work developed by Federal Policy of Brazil in the state of Santa Catarina in 2008. The results confirmed the applicability of the proposed methodology to measure the cost of

water pollution in the criminal sphere. This method can be easily adapted to different places, considering, in each case, the mean of sewage treatment cost and its efficiency in local sewage treatment stations. Some recommendations were highlighted for the sampling design in the criminal investigation and for the river monitoring developed by public agencies.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma para cálculo do coeficiente multiplicador	60
Figura 2 – Localização dos pontos de coleta a montante (JAGR 02010) e a jusante (JAGR 02100) da foz do ribeirão Lavapés, no Município de Bragança (SP)	80
Figura 3 – Localização do ponto a montante no rio Jaguari	81
Figura 4 – Localização do ponto a jusante no rio Jaguari	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variáveis em ordem decrescente de frequência (%) de valores de concentração acima do limite da Resolução CONAMA 357/2005 totalizando 2016 dados por variável	70
Tabela 2 – Eficiência de remoção dos poluentes nas fontes consultadas	75
Tabela 3 – Concentração de entrada e de saída (kg.m^{-3}) das variáveis DBO, Nitrogênio amoniacal e Fósforo Total, e o custo unitário médio (R) do tratamento por massa removida ($\text{R}.\text{kg}^{-1}$)	77
Tabela 4 - Resultados do monitoramento do rio Jaguari em 2011 nos pontos JAGR 02010 (montante) e JAGR 02100 (jusante). Valores em negrito estão fora do limite da Resolução CONAMA 357/05	84
Tabela 5 – Indicação da origem da poluição e Cálculo do n (coeficiente multiplicador)	88
Tabela 6 – Cálculo da carga poluente (K) (kg.mês^{-1}) para o período mensal. Valor estimado utilizando-se as concentrações e vazões observadas nos sendo (1) janeiro, (2) março, (3) maio, (4) julho, (5) setembro e (6) novembro	89
Tabela 7 – Tarifas para tratamento de esgoto em outros locais. Menor valor cobrado de órgãos públicos ou industriais, vigentes em 2013	91
Tabela 8 – Cálculo do valor do dano ambiental para o período de 12 meses, baseado na carga mensal obtida na Tabela 6	93
Tabela 9 - Resultados das análises de três campanhas amostrais realizadas em abril, agosto e setembro de 2008 para as variáveis: DBO_5 (mg/L), $\text{N}_{\text{amoniacal}}$ (mg/L) e fósforo total (mg/L)	98
Tabela 10 – Cálculo do n (coeficiente multiplicador) e Indicação da origem da poluição	100

Tabela 11 – Cálculo das cargas poluentes (mensal)	101
Tabela 12 – Cálculo do valor do dano ambiental para 12 meses de operação	103
Tabela 13 – Resultados do valor do dano ambiental, excluídos os valores da zona de mistura	104

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGESAN – Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico do Estado de Santa Catarina
AGIR – Agência Intermunicipal de Regulação, Controle e Fiscalização de Serviços Públicos Municipais do Médio Vale do Itajaí
ANA – Agência Nacional de Águas
CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CEIVAP – Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA – Conselho Nacional do Meio-Ambiente
DAP/DAC – Disposição a Pagar/Disposição a Receber Compensação
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
GAT – *General Available Technology*
IAP – índice de Qualidade das Águas para Fins de Abastecimento Público
IB – Índice de Balneabilidade
IET – Índice do Estado Trófico
IQA – Índice de Qualidade das Águas
IVA – Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática
MCR – Método Custo de Reposição
OD – Oxigênio Dissolvido
PT – Fósforo Total
UASB – *Upflow anaerobic Sludge Blanket*
UGRHIs – Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USEPA – Agência Norte Americana de Proteção Ambiental
VE – Valor de Existência
VERA – Valor Econômico do Recurso Ambiental
VO – Valor de Opção
VUD – Valor de Uso Direto
VUI – Valor de Uso Indireto

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
1.1 OBJETIVOS	22
2 REFERENCIAL TEÓRICO	23
2.1 VALORAÇÃO E DANO AMBIENTAL	23
2.1.1 Definição e finalidade da valoração	23
2.1.2 Perícia Criminal	27
2.1.3 Serviços Ambientais	30
2.2 MÉTODOS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL	32
2.2.1 Valor Econômico do Recurso Ambiental (VERA)	34
2.2.2 Método Custo de Reposição (MCR)	36
2.2.3 Coeficientes Multiplicadores	38
2.3 LEGISLAÇÃO APLICÁVEL	38
2.3.1 Resolução CONAMA 357/2005	42
2.3.2 Resolução CONAMA 430/2011	44
2.4 CONTROLE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS	46
2.4.1 Controle qualitativo da qualidade de águas superficiais	47
2.4.2 Controle quantitativo da qualidade de águas superficiais	48
2.4.2.1 Nitrogênio Amoniacal	49
2.4.2.2 Fósforo	50
2.4.2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	51
2.4.2.4 Coliformes Termotolerantes	51
3 MATERIAIS E MÉTODOS	55
3.1 MODELO DE VALORAÇÃO DO DANO AMBIENTAL	55

3.1.1 Definição das variáveis ambientais a serem consideradas no modelo	56
3.1.2 Cálculo do Valor do Dano Ambiental	56
3.1.3 Obtenção dos Coeficientes Multiplicadores	57
3.1.4 Obtenção de Dados de Eficiência	62
3.1.5 Custo Unitário do Tratamento (C_t)	62
3.1.6 Carga de Poluente (K)	63
3.1.7 Tempo (t)	63
3.2 LEVANTAMENTO DE DADOS	65
3.2.1 Caso da poluição por esgoto doméstico	65
3.2.2 Aplicação em um caso de poluição por efluente de aterro sanitário	66
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.1 DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	69
4.2 DEFINIÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO	73
4.3 DEFINIÇÃO DO CUSTO UNITÁRIO DO TRATAMENTO (C_t)	76
4.4 APLICAÇÃO DO MÉTODO DE CÁLCULO DO VALOR DO DANO AMBIENTAL	77
4.4.1 Bragança Paulista – BP	77
4.4.1.1 Cálculo do coeficiente multiplicador (n)	86
4.4.1.2 Carga Poluente (K)	88
4.4.1.3 Cálculo do valor de dano ambiental	90
4.4.2 Estudo de caso de aterro sanitário (AS)	96
4.4.2.1 Resultados das campanhas amostrais	96
4.4.2.2 Cálculo do coeficiente multiplicador (n)	99
4.4.2.3 Cálculo das cargas (K)	100
4.4.2.4 Cálculo do Valor do Dano Ambiental	102

4.5 DISCUSSÃO SOBRE A APLICAÇÃO DO MÉTODO	105
5 CONCLUSÕES	115
6 RECOMENDAÇÕES	119
REFERÊNCIAS	121
APÊNDICE A	131
APÊNDICE B	141
APÊNDICE C	150
APÊNDICE D	151
APÊNDICE E	153
ANEXO A	155
ANEXO B	157

1 INTRODUÇÃO

A valoração do dano pressupõe a existência de prejuízo a um bem ou a um recurso. Segundo Seroa da Motta (1997), “valorar economicamente um recurso ambiental consiste em determinar quanto melhor ou pior estará o bem-estar das pessoas devido a mudanças na quantidade de bens e serviços ambientais, seja na apropriação por uso ou não”. Logo, valorar algo é uma ação intrinsecamente subjetiva, mas que a ciência busca tornar sistemática e reproduzível. Assim, para ter sentido, a valoração deve ter um objeto e uma finalidade definida. A proposta de valoração de danos ao meio ambiente, em um momento em que a sociedade se dá conta que a espécie humana está modificando o planeta de forma que possa inviabilizar a sua própria sobrevivência, e que os recursos naturais são finitos, como já afirmava Hardin, em 1968, com sua teoria da tragédia dos comuns, é uma tarefa extremamente delicada. É por isso que Nogueira (2000) e Seroa da Motta (1997) afirmam que a valoração ambiental sempre será parcial e incompleta.

A atividade de perícia criminal ambiental é muito recente no Brasil. Sua origem, de forma organizada e sistemática no âmbito da Polícia Federal, está vinculada inicialmente à Constituição Federal de 1988, quando a preservação do meio ambiente foi elevada à condição de direito constitucional. Em 1998, portanto dez anos depois, foi sancionada a lei 9605 (BRASIL, 1998) que tipificou crimes ambientais, fazendo com que as polícias se modernizassem com a criação das delegacias especializadas em apuração de crimes ambientais, efetivadas a partir do ano de 2003 na Polícia Federal, e dos grupos subsequentes especializados em perícias de meio ambiente. Da mesma forma, o Poder Judiciário modernizou-se, criando as varas especializadas em meio ambiente. Até aquele momento, a Criminalística, ciência que orienta a atividade pericial, era focada em atividades criminais tradicionais, onde não estavam incluídos os crimes contra o meio ambiente. Nos

últimos dez anos, a atividade prática do grupo de peritos criminais tem buscado soluções técnicas para cumprir sua missão, emanadas do exercício diário e da iniciativa individual, adaptando conceitos e técnicas, esforço materializado nos Seminários de Perícias Ambientais (2006, 2008, 2010), evento bianual que reúne peritos criminais federais de todo o país, organizado pelo Instituto Nacional de Criminalística. São poucas as obras específicas sobre a perícia ambiental (TOCCHETTO *et al.*, 2010; CUNHA *et al.* 2010) devido ao seu caráter ainda inicial na criminalística nacional.

A valoração de danos ambientais pela perícia criminal, até o momento, é uma questão que precisa do desenvolvimento de maiores critérios técnicos e procedimentos de análise. Não há sequer a convicção, entre os Peritos Criminais, que ela deva ser feita, dada a complexidade e impossibilidade prática de sua realização no cenário atual de demanda por laudos e prazos para atendimento. Segundo Araujo (2011) a Lei 9605/98, conhecida como a Lei de Crimes Ambientais, carece de estimativas monetárias dos danos ambientais, e deixa margem para a subjetividade. A autora reconhece a necessidade de pesquisa para definir métodos de estimar o valor de reparação que corresponda ao custo social causado pelo dano ambiental.

No caso de poluição hídrica, trata-se de um ecossistema de fundamental importância na biosfera, não apenas de um recurso vital para todas as espécies, e atualmente considerado escasso (WRIGHT, 2004), mas de um ecossistema complexo, rico em biodiversidade e que regula a maioria dos ciclos biogeoquímicos da natureza como o da própria água, do carbono, do nitrogênio, do fósforo e da sílica (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Wright (2004, p. 464) cita a definição de poluição cunhada pela Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (USEPA) como sendo “a presença de uma substância no ambiente que, devido a sua quantidade ou

composição química, impede o funcionamento dos processos naturais e produz efeitos indesejáveis para a saúde e o meio ambiente”. O autor lembra que antes do século XIX, quando ficou estabelecida a relação entre agentes patogênicos e sua transmissão pelo esgoto, grandes epidemias eram frequentes nas cidades e milhares de pessoas morriam pela febre tifoide ou pela cólera. Wright (2004) afirma que quatro medidas foram muito mais importantes para o controle de doenças veiculadas pela água que qualquer avanço da medicina:

- a) a purificação e desinfecção da água com cloro;
- b) a coleta e tratamento do esgoto;
- c) a manutenção de padrões de higiene em locais de processamento e produção de alimentos para consumo público;
- d) a educação pública em matéria de higiene pessoal e doméstica.

Segundo a pesquisa nacional de Saneamento Básico de 2008, feito pelo IBGE (2008), dos cinco mil, quinhentos e sessenta e quatro municípios do país, três mil e sessenta e nove, isto é, cinquenta e cinco por cento possuem coleta de esgoto, e um mil, quinhentos e oitenta e sete, que correspondem a vinte e oito por cento, fazem o tratamento do esgoto coletado. Conforme a pesquisa, em Santa Catarina, que possui duzentos e noventa e cinco municípios, cento e três deles coletam esgoto (35,91%), e somente quarenta e sete (15,93%) tratam o esgoto. A pesquisa informa o tipo de corpo receptor (rios, lagos, etc.) que recebe os esgotos coletados e não tratados, que, no caso de Santa Catarina, distribui-se da seguinte forma: sessenta e um municípios lançam em rios, seis no mar, dois em lagos ou lagoas, um em baía e cinco em outros corpos d’água. Logo o problema de poluição no estado é evidente.

A materialização da prova técnica na ação criminal é responsabilidade do perito criminal oficial. A informação de Magliano (2013) sobre o assunto na esfera federal relata que o tema da valoração de dano em laudos com subtítulo de poluição é muito pequena, sendo agrupado como “outros”, e

este grupo representou, no período de 2005 a 2011, apenas 11 % (127) dos laudos. Na esfera estadual não foram encontradas publicações que registrem esta informação. Essa situação é explicada pela ação do Ministério Público em buscar a reparação do dano através de ações cíveis, onde outros especialistas podem produzir laudos que contenham a valoração.

Neste trabalho, trata-se da valoração do dano causado por uma ação criminosa, com a proposta de materialização econômica de um dano ambiental provocado por um particular em um bem público. O critério de dano se estabelece na medida em que se comprova a responsabilidade do agente pela alteração do meio ambiente em níveis tais que caracterizem o crime (art. 54 da Lei 9605/98), ou seja, em desacordo com os limites estabelecidos pelas resoluções do CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). Portanto, a proposta metodológica deve atender aos quesitos da investigação criminal.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é utilizar o método do custo de reposição na valoração de dano ambiental causado por lançamento de esgotos sanitários em águas superficiais como ferramenta para a perícia criminal.

Os objetivos específicos são:

- a) utilizar o método de custo de reposição para valoração, com finalidade criminal, de danos ambientais, tendo como base os limites legais para qualidade das águas superficiais;
- b) desenvolver uma metodologia, baseada no método MCR, como ferramenta para fins criminais;
- c) aplicar a metodologia desenvolvida a partir do método custo de reposição, com as adequações propostas, para um caso de perícia real.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 VALORAÇÃO E DANO AMBIENTAL

2.1.1 Definição e finalidade da valoração

A valoração de dano ambiental compreende a intersecção de três áreas do conhecimento: o Direito, a Economia e as Ciências Ambientais. No contexto criminal, agregam-se os preceitos da criminalística (TOCCHETTO, 1995; ANP, 2002).

Do Direito extraem-se os conceitos e limites legais, que devem balizar a perícia criminal. Da economia utilizam-se os métodos de valoração, e das Ciências Ambientais o objeto a ser avaliado, suas características, suas reações e efeitos a serem medidos.

As discussões iniciam nos conceitos mais básicos do que seja meio ambiente, e buscam compreender os componentes ambientais que participam desta economia, a saber: recursos, bens, serviços, etc. A discussão fica mais complexa quando se consideram fatores que não possuem “valor de mercado”, que não são transacionados de uma pessoa para outra por valor monetário definido. Segundo Vivien (2011), a perspectiva econômica de valoração do meio ambiente poder ser dividida em dois grandes grupos: o neoclássico e o ecológico. Os economistas ecológicos fazem parte de um vasto espectro doutrinário em economia que nos últimos quarenta anos discutem veementemente qual é a abordagem econômica ideal para a natureza. Enquanto os neoclássicos defendem a confiança na regulação do mercado e se utilizam de técnicas e conceitos gerais da economia, os ecológicos propõem uma visão holística, “superando os reducionismos neoclássicos e dando ênfase à chamada economia da natureza, considerando os processos econômicos sempre processos naturais, biológicos, físicos e químicos” (VIVIEN, 2011, p. 120).

Os danos ambientais são vistos pelos neoclássicos como “externalidades”, ou seja, efeitos indesejados decorrentes da atividade econômica. Alguns economistas ecológicos defendem a “internalização” do custo ambiental, e que as ditas externalidades são custos ambientais diretos arcados pelo coletivo (a sociedade), enquanto o lucro é privado (VIVIEN, 2011, p 82). A visão holística de meio ambiente, defendida pelos economistas ecológicos, entende que os sistemas socioeconômicos são subsistemas abertos da biosfera, e o sistema ecológico planetário deve gerir sua inserção dentro dela. Contudo a visão ecológica tem subdivisões bastante distintas, dentre elas algumas que acreditam que a natureza não pode ser valorada (VIVIEN, 2011).

O conceito jurídico de dano, segundo Morato Leite (1999), remete-se à lesão de interesses juridicamente protegidos. Já Da Silva (2006) considera que a este conceito deve se agregar a condição de que essa lesão seja jurídica e socialmente relevante para o paradigma predominante num período histórico.

A discussão da definição jurídica de dano ambiental é muito mais complexa e admite diversos enunciados. Steigleder (2004) critica o caráter antropocentrismo do conceito jurídico de dano ambiental por desconsiderar os danos que não afetem bens de individuais. Morato Leite (1999) classifica o dano ambiental quanto à amplitude do bem protegido, quanto à reparabilidade e ao interesse envolvido, e quanto à sua extensão. O autor (1999, p. 95) conclui que “dano ambiental deve ser compreendido como toda lesão intolerável causada por qualquer ação humana (culposa ou não) ao meio ambiente, diretamente, como macrobem de interesse da coletividade, em uma concepção totalizante, e indiretamente, a terceiros, tendo em vista interesses próprios e individualizáveis e que refletem no macrobem”.

O artigo 54 da Lei 9605/98 (BRASIL, 1998) tipifica como crimes “causar poluição de qualquer natureza em

níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora”. Assim, segundo Prado (2012), por poluição, em sentido amplo, compreende-se a alteração ou degradação de qualquer um dos elementos físicos ou biológicos que compõem o ambiente. Entretanto, não se pune toda a emissão dos poluentes, mas tão somente aquela efetivamente danosa ou perigosa à saúde humana, ou aquela que provoque a matança de animais ou a destruição (desaparecimento, extermínio) significativa da flora. Exige-se, então, a real lesão ou risco provável de dano à saúde humana, extermínio de exemplares da fauna local ou destruição expressiva de parcela representativa do conjunto de vegetais de uma determinada região. Prado (2012) faz uma crítica veemente da legislação ambiental brasileira em seu livro. O autor afirma que apenas devem ser consideradas como poluentes as substâncias presentes em concentrações bastantes para produzir um efeito mensurável sobre o homem, os animais, os vegetais ou os materiais.

A atribuição de valor às coisas ou às ações é um produto de extrema relatividade. A atividade econômica, que subsiste da troca de mercadorias e serviços por um valor monetário engloba um contexto social delimitado. Assim, não tem sentido falar em valor de alguma coisa sem contextualizar as regras de vida em sociedade. Quando se pensa em atribuir valor à natureza logo vem a ideia que há coisas de valor inestimável: a vida, a liberdade, a água, o ar, a biodiversidade, etc. Por outro lado, as pessoas aceitam que, para viver em sociedade, é preciso regras de convívio que resultem em direitos e deveres. Como ensina Santos (2010, p 3):

O direito, como ciência normativa e reguladora das relações sociais deve, em primeiro lugar, desenvolver normas que reprimam e desencorajem as condutas consideradas nocivas à proteção e à

recuperação do meio ambiente, prevenindo, através da fiscalização e controle do uso desses bens, e garantindo o ressarcimento dos danos verificados, devendo, inclusive, fomentar estímulos às condutas e às atividades que busquem a melhoria das condições ambientais.

As regras, ou leis, estabelecem os limites de conduta e as sanções àqueles que as transgridam. As sanções penais, no caso de crimes, buscam punir o infrator por uma ação condenável pela sociedade, a qual deve estar devidamente caracterizada - o fato típico. A punição é estabelecida de forma discricionária por um grupo de representantes da sociedade, baseados em conceitos básicos e regras gerais, advindas da lei majoritária do país, a Constituição, que dá o norte da organização daquela sociedade. Assim, atribuir uma punição a alguém que matou, esperando uma reparação do ato, *a priori*, parece ser impossível, contudo, a sociedade espera que aquele que transgrediu receba uma punição em intensidade equivalente.

Segundo Marques (2011) a imprecisão do critério de valoração não é empecilho para a fixação de valor de indenização, pois, o que interessa, de fato, é que seja determinado um valor que indique ao degradador que essas condutas não lhe rendem bons resultados.

Dada a necessidade de pragmatismo na aplicação da valoração de dano ambiental à questão criminal, a opção pela via neoclássica nesta proposta de aplicação do método não significa rejeição à visão holística da questão, porém, para tanto, há necessidade de pesquisas para que o entendimento dos complexos fenômenos naturais sejam melhor avaliados no contexto socioeconômico.

Assim, o conceito de valoração de dano ambiental que melhor atende à finalidade deste trabalho é atribuir valor monetário às lesões ao meio ambiente que ultrapassem os

limites legais permitidos, e/ou que sejam efetiva ou potencialmente danosas ou perigosas à saúde humana, de forma a orientar a decisão da Justiça na persecução penal.

2.1.2 Perícia Criminal

Em Santa Catarina os peritos criminais federais, quando quesitados sobre o tema¹, costumam evitar a valoração, justificando da seguinte forma:

A ciência descrita como valoração econômica de recursos ambientais, que apresenta, como uma de suas vertentes, a valoração econômica de dano ambiental, não possui ainda metodologia amplamente aceita nos ambientes acadêmicos, profissionais ou mesmo periciais, ou seja, não possui ainda técnica que alcance resultados com a objetividade necessária. Trata-se de questão complexa e aberta a diferentes interpretações e entendimentos técnico-científicos, considerada como área de fronteira, tanto da ciência econômica como da ambiental.

Considerando-se os pontos acima ressaltados e a intrínseca necessidade de precisão e confiabilidade irrestrita a que estão submetidos os profissionais da perícia, opta-se, neste caso, somente pela valoração do custo de recomposição do ecossistema original. A valoração do custo de recomposição do

¹ Todos os laudos de periciais criminais ambientais produzidos pelos peritos criminais federais de Santa Catarina que tiveram quesito sobre valoração, até a presente data, foram respondidos com este texto.

ecossistema original, acima mencionado, deverá ser detalhada através de um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD.

No meio jurídico a valoração poderá ser utilizada sob diferentes óticas, distinguindo-se preliminarmente a penal e a cível. A criminalização de matéria ambiental é uma questão polêmica discutida por Prado (2012), que considera o tipo penal de poluição extremamente amplo e vago que chega a ferir o princípio constitucional da legalidade dos delitos e das penas, pois se trata de uma norma penal em branco, que, conforme (MILARÉ & COSTA JR, 2002) sujeita a norma a complementações em outros dispositivos legais, inclusive de natureza extrapenal. A atividade pericial criminal preocupa-se em dar uma resposta à atribuição legal de valorar o dano ambiental estabelecida na Lei 9605/98 (BRASIL, 1998). O trabalho do perito criminal é essencialmente multidisciplinar, firmemente embasado no conhecimento científico, e não prescinde da contextualização jurídica de sua conduta em busca dos resultados. A formação profissional do perito criminal estabelece que sua missão é realizar a investigação por meio de exame técnico e científico dos vestígios, ou seja, a elaboração da prova material, visando demonstrar a relação dos vestígios com o fato, identificar o autor e estabelecer a dinâmica da ação delituosa (ANP, 2002).

A matéria prima da perícia criminal é o exame de local, do corpo de delito. É baseado nos resultados colhidos neste exame (materialidade) que o perito criminal fundamenta suas conclusões. Assim, o dano ambiental deve ser calculado pelo perito criminal baseado em resultados analíticos e evidências de danos materializados pelas alterações ambientais causadas por indivíduo ou entidade jurídica determinada. Não expressa a totalidade do dano.

É diferente do valor do dano ambiental calculado para fins de ação civil, no qual se busca alcançar a maior

abrangência possível do dano, onde se quer, em condições ideais, a reparação integral ou a restauração do ambiente e o ressarcimento do dano sofrido, pois aquele que causar dano a outrem é obrigado a repará-lo. Neste cálculo são considerados não só os danos decorrentes da degradação ambiental, mas também o prejuízo extrapatrimonial, os lucros cessantes² ambientais ou danos intercorrentes, além do custo de restauração/recuperação. Como afirma Freitas (2011):

Por isso, justifica-se a reparação do dano ambiental com a análise e consequente reparação dos danos materiais (presentes e futuros, incluindo os danos emergentes e os lucros cessantes) e extrapatrimoniais: a reparação integral do meio ambiente lesado deve levar ao retorno do equilíbrio ecológico violado, essencial à sadia qualidade de vida de todos.

Steigleder (2011) reafirma a finalidade da valoração em ações civis:

Por sua vez, a responsabilidade civil objetiva pelo dano ambiental propõe-se à reparação “integral” do dano, o que implica a imposição ao poluidor de obrigações voltadas à prevenção de novos danos, à restauração dos aspectos reversíveis, com vistas ao retorno ao *status quo ante*, e à indenização de danos extrapatrimoniais e de danos materiais irreversíveis.

² Lucro cessante - Ganho razoável que alguém deixou de obter sobre a coisa a que tinha direito, por culpa ou inexecução de obrigação de outrem. Privação de um lucro ou interesse previsto. Fonte <http://www.jusbrasil.com.br/topicos/1416632/lucros-cessantes>

Este conceito compreende fatores subjetivos e projeções futuras, o que foge da atribuição do perito criminal.

Por outro lado, em uma interpretação da Lei 9985/2000, Alvarenga e Barreiro (2011) apresentam uma ordem preferencial de reparação ambiental, tendo como primeira opção a restauração *in situ*, depois a recuperação, a compensação *in natura* por substituição e, por fim, a compensação financeira. Com relação à utilidade da valoração, os autores afirmam que deve ser empregada nas situações onde for impossível a implementação de medidas de reparação *in natura*; para compensar o dano interino, decorrente do lapso temporal durante o qual a coletividade fica privada dos benefícios e serviços que seriam prestados pelo sistema ambiental; ou como indenização decorrente do dano ambiental coletivo extrapatrimonial. Estes usos da valoração têm a finalidade de ações civis. O método aqui proposto foi desenvolvido para auxiliar na aplicação da sanção pecuniária por um crime ambiental gerado a partir da infringência dos limites legais admitidos para a condição de um recurso hídrico, decorrente do lançamento de efluente doméstico por indivíduo determinado.

2.1.3 Serviços Ambientais

Por último, destaca-se ainda a abordagem da valoração relacionada aos serviços ambientais.

A dificuldade em atribuir valor ao meio ambiente em si levou à tentativa de adoção de técnicas de valoração que utilizem o serviço prestado pelo componente ambiental. A valoração do serviço ambiental, considerando não só o serviço prestado ao homem, mas ao ecossistema, parece ter uma coerência lógica e prática indiscutível.

O conceito de serviço ambiental é amplo. Segundo Constanza *et al.* (1997) os serviços ambientais representam os benefícios, diretos ou indiretos, que a população humana

obtem das funções dos ecossistemas. Valorar através do serviço ambiental é reconhecer a importância e a função do compartimento ambiental afetado, é contextualizar, pois há a possibilidade de dois compartimentos semelhantes (duas bacias hidrográficas, por exemplo), serem avaliados diferentemente, desde que prestem serviços distintos.

Serviços ambientais aqui englobam bens (como alimento) e serviços (como assimilação de rejeitos). Gilman et al. (2004) citam como serviços prestados por ecossistemas de águas doces: controle de fluxo, estocagem de água limpa, produção de proteína, prevenção de intrusão de águas salgadas, estabilização e moderação de microclimas naturais, controle de pragas, polinização, purificação de águas servidas, retenção de solos, enriquecimento sazonal de solos de várzeas, manutenção da diversidade genética, beleza cênica e retenção de carbono.

Contudo, a maioria dos autores que valoram o meio ambiente através de serviços ambientais utiliza-se dos métodos da função demanda (PEARCE, 1993), que se baseiam em pesquisas de opinião quanto à disposição a pagar (Método da Valoração Contingente) ou métodos de mercado hipotéticos ou substitutos (preços hedônicos e custo de viagem), o que afasta a valoração da doutrina criminal. Por este motivo, buscou-se um método que se baseasse em resultados de vestígios encontrados no local do crime.

Em matéria de poluição hídrica, a materialidade está nos resultados de exames físicos, químicos e biológicos que demonstrem a alteração qualitativa e quantitativa do corpo hídrico, configurando o tipo penal. Conforme o artigo 54 da Lei 9605/98 (BRASIL, 1998), o tipo penal é “causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora”. Observe-se que o fator quantitativo é fundamental.

2.2 MÉTODOS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL

Ao se pesquisar os métodos de valoração ambiental observa-se uma grande variedade de possibilidades (PARAÍSO, 1997; SEROA DA MOTTA, 1997), mas a maioria deles não tem a finalidade específica de sanção criminal. O objetivo da maioria dos métodos existentes é a de estimar valores compensatórios em obras impactantes, ou para atribuir valor ao bem ambiental, seja para sua consideração como patrimônio público, ou para a mensuração da importância de sua preservação.

Não obstante a inexistência de métodos desenvolvidos com a finalidade criminal, há que se considerar a diversidade de situações acima descritas. Uma metodologia usada para o cálculo de dano em uma área minerada (CORRÊA, 2005) pode ser inadequada para o cálculo de dano causado em uma unidade de conservação (CAMPFORA E MAY, 2006), ou por poluição (MP-RS), por exemplo. Nogueira et al. (2000) afirmam que não existe uma classificação universalmente aceita sobre as técnicas de valoração econômica ambiental.

Hufschmidt et al. (1983) citados por Nogueira, afirmam que é preciso moderar as expectativas quanto à valoração por duas razões principais: a primeira é que a valoração econômica é o último passo na análise, previamente aos impactos econômicos, é necessário entender e medir os efeitos físicos, químicos e biológicos das atividades. A segunda razão é a imperfeição de imputar valores monetários a bens e serviços não transacionados em mercados com métodos empíricos e conceitos disponíveis.

Seroa da Motta (1997) divide os métodos de cálculo do valor de bens ambientais entre métodos da Função Produção (dose-resposta ou da produtividade marginal, custo de reposição, custo de oportunidade e de custos evitados) e métodos da Função Demanda (valor contingente e preços hedônicos). Já Paraíso (1997) divide as técnicas de valoração ambiental em:

a) técnicas baseadas em preços de mercado – diferencial de produtividade, perda de ganhos;

b) técnicas baseadas em mercados substitutos ou hipotéticos – valor de propriedade, custo de viagem, diferencial de salário;

c) técnicas baseadas em pesquisa de opinião ou *Contingent Valuation Method (CVM)*;

d) técnicas baseadas em custos evitados ou benefícios perdidos – gastos preventivos, custo de reposição, projeto sombra, custo de oportunidade, análise de custo efetivo (*Effective Cost Analysis*).

Tavares et al. (1998) afirmam que os métodos utilizados para a valoração de efeitos ambientais podem ser divididos em dois grupos de abordagens:

1. Aqueles que se baseiam nas relações físicas entre as causas e os efeitos da degradação ambiental (ou sua melhoria). Entre estas estão: Alteração na Produtividade; Dose-Resposta; Custo de Compensação ou Recuperação; Custo de Oportunidade; e Custo de Mitigação de Efeitos.

2. Aqueles que buscam estimar uma curva de demanda para um dado bem ou serviço ambiental ou para um dado nível de qualidade ambiental. Neste grupo tem-se: Valoração Contingencial; Custo de Viagem; Preços Hedônicos.

O dilema da valoração ambiental pela perícia criminal está na doutrina da criminalística. Tocchetto et al. (1995) ensina que a Criminalística tem por objetivo o reconhecimento e interpretação dos indícios materiais extrínsecos relativos ao crime ou à identidade do criminoso. O objeto da perícia criminal são todos os vestígios materiais encontrados no local do fato. Isso quer dizer que a criminalística baseia-se na materialidade, *o perito estuda o*

corpo de delito e os vestígios encontrados para chegar ao convencimento e emitir suas conclusões (ANP, 2002, p. 13). Muitas das técnicas de valoração utilizam-se de opiniões ou de estimativas indiretas que dependem de pesquisas e que não consideram as evidências materiais como base para a valoração. A divisão proposta por Tavares et al. (1998) é uma abordagem interessante no processo de tomada de decisão de qual técnica utilizar na área criminal.

2.2.1 Valor Econômico do Recurso Ambiental (VERA)

A equação básica de cálculo do valor econômico de um recurso ambiental é expressa, segundo Nogueira (2000), como:

$$\text{VERA} = (\text{VUD} + \text{VUI} + \text{VO}) + \text{VE} \quad ,$$

(1)

onde:

VERA = Valor Econômico do recurso ambiental;

VUD = Valor de uso direto – Bens e serviços ambientais apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje;

VUI = Valor de uso indireto – Bens e serviços ambientais que são gerados de funções ecossistêmicas e apropriados e consumidos indiretamente hoje;

VO = Valor de Opção - Bens e serviços ambientais de usos diretos a serem apropriados e consumidos no futuro;

VE = Valor de Existência – Valor associado ao uso atual ou futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas ou altruísticas.

O cálculo de cada parcela pode ser feito de diversas maneiras e a dificuldade e o custo de alguns métodos para obter esses valores varia enormemente. A criminalística federal carece de metodologia normatizada na perícia federal brasileira para o cálculo das parcelas, tarefa árdua dada a diversidade de casos de danos como exploração mineral, supressão de vegetação, abate de animais silvestres e

poluição, para citar alguns. Por isso, a proposta deste trabalho está circunscrita a uma metodologia para casos de poluição por efluentes sanitários em ambientes aquáticos. De modo geral considera-se que o cálculo do valor de uso direto é o mais fácil de ser feito. Quando o dano é a uma floresta que possua madeira com valor comercial é possível estimar o VUD com certa facilidade, mas, se esta floresta é restinga ou cerrado, ou se o dano é de poluição de um pequeno curso d'água, o cálculo do valor de uso não é tão fácil. As dificuldades crescem se forem analisadas as outras parcelas, de modo tal que pensar em calcular o valor de existência (VE) de um compartimento ambiental parece uma tarefa quase impossível.

Atualmente os trabalhos de valoração de dano ambiental feitos por peritos criminais têm se limitado à parcela do VUD. Embora este esforço tenha o grande mérito de evitar a omissão e atribuir um valor de referência para o juiz (que pode chegar a valores significativos), sofre crítica de restringir-se ao valor de mercado do bem, desconsiderando o dano ao meio ambiente propriamente dito.

Magliano (2013) estudou a evolução do tema valoração ambiental nos laudos da perícia criminal federal no período de 2005 a 2010 e constatou um crescimento exponencial na abordagem do assunto. No início do período estudado apenas 13 laudos mencionavam o tema, enquanto que em 2010 foram constatados 597 laudos mencionando valoração ambiental. Dada a lentidão dos processos criminais federais é plausível imaginar que pouquíssimos casos tenham sido submetidos a julgamento, por conseguinte, à apreciação dos magistrados. Assim não há parâmetros da aceitabilidade dos métodos empregados.

2.2.2 Método Custo de Reposição (MCR)

Corrêa et al. (2012) afirmam que métodos e procedimentos de valoração utilizados em perícias criminais devem ser simples, práticos, objetivos, baratos e convincentes, por questões de celeridade e segurança jurídica.

O MCR (Método do Custo de Reposição) se baseia no custo de reposição ou restauração de um bem danificado e entende custo como uma medida de seu benefício (Pearce, 1993).

Pearce (1993) afirma que o MCR é frequentemente utilizado como uma medida do dano causado. Nogueira et al. (2000) salientam que essa abordagem é correta nas situações em que é possível argumentar que a reparação do dano deve acontecer por causa de alguma outra restrição, por exemplo, de ordem institucional. É justamente o caso do dano criminoso. Corrêa et al. (2012) garantem que o emprego do custo de reposição como método de valoração de dano ambiental direto é prático e corriqueiro em exames periciais.

Nogueira et al. (2000) afirmam que a grande limitação do MCR é a sua incapacidade de refletir o verdadeiro valor da disposição a pagar dos indivíduos por uma melhoria ambiental. Além disso, os autores mencionam que o MCR claramente exclui qualquer possibilidade de se estimar valor de opção e valor de existência desse ativo, concluindo que “é óbvio que os gastos incorridos com a recuperação ou a restauração de um ativo ambiental subestimam a DAP/DAC (disposição a pagar/disposição a receber compensação) dos indivíduos ou da comunidade pela sua conservação”. Como já foi dito, a aplicação desta metodologia neste trabalho não tem como função o apoio na tomada de decisão de um projeto, mas na aplicação de sanção penal por um crime ambiental, logo, a necessidade real de apuração do DAP/DAC é secundária.

Pearce (1993) afirma que determinar o valor econômico do meio ambiente não é o mesmo que determinar

seu valor intrínseco. Porém, admite que a valoração ambiental tem sido importante pois os valores tem se mostrado altos e, deste modo, tem-se uma razão econômica para justificar a proteção do meio ambiente, além da justificativa ética. Corrêa e Souza (2012, p. 9) lembram que do ponto de vista prático, há uma tênue, mas importante diferença entre valoração de bens e serviços ambientais e valoração de danos ambientais: a primeira mensura recursos existentes e a segunda, o valor de reposição e compensação pela perda deles.

A aplicação do MCR pode ser feita através da estimativa do valor do atributo ambiental degradado (TAVARES et al., 1998), pois é o valor de reparação por um dano provocado, e utiliza-se de preços de mercado ou preços-sombra (NOGUEIRA, 2000). No caso da poluição hídrica o cálculo pode ser o do tratamento da água poluída para retornar à situação anterior ao lançamento criminoso, ou para atender aos padrões mínimos de qualidade. A Divisão de Assessoramento Técnico do Ministério Público do RS – DAT publicou um resumo de metodologias de cálculo de valor econômico com exemplos práticos de cálculo. O método do custo de reposição foi aplicado em casos de poluição hídrica. Em três casos distintos de poluição foi calculado o volume de água a ser repostado ou que deixou de ser fornecido à população, e aplicou-se o preço de mercado da água potável. Em outro caso de poluição apresentado foi aplicado o método chamado custo de oportunidade ou custo evitado, que calcula o custo de tratamento de um efluente que foi lançado irregularmente. Para este cálculo foram considerados custos de implantação e operação de uma estação de tratamento de efluentes de bibliografia, o volume de efluente a ser tratado e a eficiência do tratamento na remoção da DBO₅. O método MCR é um conceito abrangente que precisa ser detalhado em cada situação que for aplicado, ou seja, na maneira de estimar o valor do atributo degradado. A principal ressalva que deve ser feita na utilização deste método na perícia criminal é que ele calcula

o dano de forma indireta, logo, deve ser utilizado com muito critério de maneira a melhor representar o dano.

2.2.3 Coeficientes Multiplicadores

Os custos de remoção de cargas poluentes não são lineares, segundo Santos (2002), referindo-se aos níveis de exigência de controle de emissão poluentes. A partir de níveis de abatimento entre 80 a 90 % da carga poluente, os custos tendem a crescer exponencialmente e o aumento de poucos pontos percentuais no nível de abatimento implica em grande aumento de custos. Da mesma forma, em situações onde a concentração do afluente a ser tratado é muito alta, é possível que sistemas de tratamento não consigam reduzir a concentração ao nível legal em uma única passagem, dependendo da eficiência do tratamento e da concentração afluente. Fórmulas lineares de cálculo de dano ambiental não refletem este comportamento. O uso de coeficientes multiplicadores vem amenizar esta deficiência.

Azevedo et al. (2007) utilizaram coeficientes em suas propostas de cálculo do valor a ser cobrado pela diluição de efluentes na bacia do rio Paraíba do Sul com diversas finalidades de ajustes. Suas fórmulas são derivadas da metodologia de cobrança utilizada pelo Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul (CEIVAP) que já possuía coeficientes de ajustes. Neste caso são usados cinco coeficientes, que têm diversas funções como ajuste de tarifas em função do consumo, ajustes quanto a eficiência de tratamento do efluente de cada poluidor, e níveis de criticidade dos poluentes.

2.3 LEGISLAÇÃO APLICÁVEL

O arcabouço legal que tutela o meio ambiente pode ser resumido nas principais leis sobre o tema que,

cronologicamente, pode ser assim resumido: Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 (BRASIL, 1981), que instituiu A Política Nacional do Meio Ambiente (alterada através da Lei nº 7.804/89); Lei nº 7.347, de 27 de julho de 1985 (BRASIL, 1985), que disciplinou a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico e dá outras providências; Constituição Federal de 05 de outubro de 1988 (BRASIL, 1988), que, entre outras determinações expressas de defesa do meio ambiente, estabeleceu como norma constitucional que: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Art. 225); Lei 9605/1998 (BRASIL, 1998) que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.

Quanto aos recursos hídricos, tema deste trabalho, os principais referenciais legais são a Lei 9.433/97 (BRASIL, 1997), que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e as normas regulamentares que decorrem desta lei. Ressaltam-se as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, como a Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005) e a Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011).

Segundo Magalhães (2007), o Brasil vem tentando avançar na estruturação de um arcabouço legal e de um pacote de políticas públicas que busquem paulatinamente consolidar uma forma de valorização de seus recursos hídricos. Em janeiro de 1997, o governo federal estabeleceu a nova política de gestão de recursos hídricos, aprovando a Lei nº 9.433/97, que consolidou a valoração e valorização da água no setor produtivo brasileiro.

Segundo o artigo 5º da Lei 9433/97 (BRASIL, 1997) são instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos:

- I - os Planos de Recursos Hídricos;
- II - o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- III - a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- IV - a cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- V - a compensação a municípios;
- VI - o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

A avaliação dos danos ambientais feita por um perito criminal tem por finalidade o estabelecido no artigo 19 da Lei 9605/98 (BRASIL, 1998), ou seja:

Art. 19. A perícia de constatação do dano ambiental, sempre que possível, fixará o montante do prejuízo causado para efeitos de prestação de fiança e cálculo de multa.

O critério para o cálculo da fiança está definido no Código de Processo Penal (Brasil, 1941), como transcrito abaixo:

Art. 325. O valor da fiança será fixado pela autoridade que a conceder nos seguintes limites: [Redação dada pela Lei nº 12.403, de 2011.](#)

I - de 1 (um) a 100 (cem) salários mínimos, quando se tratar de infração cuja pena privativa de liberdade, no grau máximo, não for superior a 4

(quatro) anos; [\(Incluído pela Lei nº 12.403, de 2011\).](#)

II - de 10 (dez) a 200 (duzentos) salários mínimos, quando o máximo da pena privativa de liberdade cominada for superior a 4 (quatro) anos. [\(Incluído pela Lei nº 12.403, de 2011\).](#)

§ 1º Se assim recomendar a situação econômica do preso, a fiança poderá ser: [\(Redação dada pela Lei nº 12.403, de 2011\).](#)

I - dispensada, na forma do art. 350 deste Código; [\(Redação dada pela Lei nº 12.403, de 2011\).](#)

II - reduzida até o máximo de 2/3 (dois terços); ou [\(Redação dada pela Lei nº 12.403, de 2011\).](#)

III - aumentada em até 1.000 (mil) vezes. [\(Incluído pela Lei nº 12.403, de 2011\).](#)

Pode-se dizer que o valor do dano ambiental apurado pela perícia será também utilizado na formação da sentença penal condenatória, pois o artigo 20 da Lei 9605/98 afirma que “a sentença penal condenatória, sempre que possível, fixará o valor para a reparação dos danos causados pela infração considerando os prejuízos sofridos pelo ofendido ou pelo meio ambiente” (BRASIL, 1998), e o custo de reparação dos danos pode ser uma das parcelas do cálculo de valoração.

Observa-se que a finalidade da valoração solicitada ao perito é bem clara, qual seja a de aplicar uma punição ao agente criminoso. Araújo (2011) discute a correlação entre a teoria econômica e as sanções legais. Estudando a curva de ganho na prática de crimes, demonstra que a análise racional do agente criminoso considera a possibilidade de ganho frente à severidade da punição, decidindo por cometer ou

não crime se o ganho decorrente de seu cometimento for superior ao valor da punição esperada.

Neste contexto e com esta finalidade, qual seria a metodologia correta a ser utilizada?

2.3.1 Resolução CONAMA 357/2005

As lacunas deixadas pelas normas penais em branco são preenchidas, em grande parte, pelas resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Os limites toleráveis para a poluição de corpos d'água são um exemplo de definição contida em Resolução. No caso da poluição está caracterizada no regulamento legal a precaução (SPAREMBERGER, 2004) quanto ao dano à saúde humana, logo, não é preciso que se materialize o efetivo dano, mas o risco que ele aconteça. Admite-se que os critérios de risco são aqueles estabelecidos nas resoluções que, no caso de poluição hídrica, estão contidos na Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005), que dispõe sobre a classificação de corpos d'água e padrão de lançamento de efluentes, e na Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011), que complementa a primeira em termos das condições e padrão de lançamento de efluentes. Estes são os marcos legais que orientam a perícia criminal quanto à poluição hídrica.

Os critérios para a classificação dos corpos d'água, e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento são dados pela Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005), mas o enquadramento de cada corpo d'água é responsabilidade dos Estados. O enquadramento divide os corpos d'água em classes especial, 1, 2, 3 e 4, segundo os usos preponderantes, e tem como objetivos:

I - assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas;

II - diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

A Resolução CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005) possui os valores tabelados dos limites aceitáveis das concentrações dos poluentes em cada classe de qualidade de corpo d'água. Esses valores são a referência para estabelecer se houve poluição.

Destaca-se o artigo 10 da resolução CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005) que flexibiliza os parâmetros DBO, Nitrogênio e Fósforo:

Art. 10. Os valores máximos estabelecidos para os parâmetros relacionados em cada uma das classes de enquadramento deverão ser obedecidos nas condições de vazão de referência³.

§ 1o Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

§ 2o Os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas

³ Vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas e a necessária articulação das instâncias do Sistema Nacional de Meio Ambiente-SISNAMA e do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos – SINGRH (Resolução CONAMA 357/2005). Pode ser, por exemplo Q7,10 (vazão mínima com sete dias de duração e período de retorno de 10 anos), Q90% (vazão associada à permanência de 90% no tempo) ou da Q95% (vazão associada à permanência de 95% no tempo)

químicas de nitrogênio e fósforo, nas condições de vazão de referência, poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água.

A Resolução nº 357/2005 (CONAMA, 2005) também estabelece as condições de lançamento de efluentes, que foram complementadas posteriormente pela Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011).

2.3.2 Resolução CONAMA 430/2011

A Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011) define as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dispõe no artigo 5º que:

Art. 5º Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

§ 1º As metas obrigatórias para corpos receptores serão estabelecidas por parâmetros específicos.

§ 2º Para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias e na ausência de metas intermediárias progressivas, os padrões de qualidade a serem obedecidos no corpo receptor são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

No artigo 21 desta resolução são estabelecidos os limites para lançamento de estações de tratamento de esgotos, no qual o limite de DBO_5 dias, a $20^{\circ}C$ será “máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO , ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor”. Para o lançamento de Nitrogênio_{amoniaco} o mesmo artigo, em seus parágrafos 1º e 2º estabelece que:

§ 1º As condições e padrões de lançamento relacionados na Seção II, art. 16, incisos I e II desta Resolução, poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total.

§ 2º No caso de sistemas de tratamento de esgotos sanitários que recebam lixiviados de aterros sanitários, o órgão ambiental competente deverá indicar quais os parâmetros da Tabela I do art. 16, inciso II desta Resolução que deverão ser atendidos e monitorados, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total.

Assim, esta resolução não estabelece valores limites para o lançamento de Nitrogênio_{amoniaco}, ficando a cargo do órgão ambiental fixá-los.

2.4 CONTROLE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

A ciência conhece vários meios de identificar danos ao meio ambiente e, até mesmo, de antecipar situações de risco a danos provocados por lançamentos de poluentes. As pesquisas de Possamai et al. (2009) e Avila Jr et al. (2009) demonstram que o estresse oxidativo em humanos pode ser uma ferramenta de detecção precoce de efeitos da poluição aérea, e Wilhelm Filho et al. (2001) concluíram que a medida das respostas metabólicas oxidativas de peixes são índices viáveis para medir a qualidade ambiental aquática. Mas ainda não há normatização para o uso deste tipo de parâmetro como prova material. Deste modo, a aplicação da ciência na criminalística prescinde do estabelecimento de marcos legais, para que sejam utilizadas em metodologias correntes de valoração, por exemplo. Isso não impede ao perito o uso de técnicas novas, testadas pela pesquisa, para provar um crime. Refere-se aqui a uma proposta metodológica de cálculo de valoração de dano ambiental, e neste sentido, é necessário que se tenha um referencial quantitativo como limite legal, que são supridas pelas resoluções do CONAMA.

Nos EUA, assim como no Canadá, os critérios de qualidade de água consideram três fatores. No índice canadense, utilizado por Tachibana (2009) para verificar a qualidade das águas do rio Sorocaba para a vida aquática, são considerados o número de variáveis fora dos limites legais, a frequência e a amplitude com que estes valores foram ultrapassados. Os fatores americanos consideram, para cada variável, a magnitude, a frequência e a duração com que os valores mostram-se acima dos limites desejáveis (USEPA, 2013).

No Brasil o critério legal é o da magnitude, como está estabelecido no artigo 7º da Resolução CONAMA 357/05 (CONAMA 2005) *in verbis*: “Os padrões de qualidade das águas determinados nesta Resolução estabelecem limites

individuais para cada substância em cada classe”. Esses limites não estão descritos na lei 9605/98 que tipifica os crimes ambientais, pois, como já foi dito, nesta lei há as chamadas normas penais em branco.

2.4.1 – Controle qualitativo da qualidade de águas superficiais

O dano ambiental está vinculado à desobediência dos padrões estabelecidos por lei em relação à qualidade de água superficiais. Uma forma de controle qualitativo da qualidade de águas superficiais é a atribuição de índices.

No Brasil, os índices mais consagrados são aqueles desenvolvidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, ligada à Secretaria do Meio Ambiente do governo do Estado de São Paulo.

O trabalho desenvolvido por aquele órgão tem por objetivo geral informar a população das condições das águas e produzir informação para a gestão das bacias hidrográficas e do saneamento básico. O uso dos índices tem vantagens e desvantagens como se pode ler em trecho extraído do site da empresa (CETESB, 2012):

As principais vantagens dos índices são as facilidades de comunicação com o público leigo, o status maior do que as variáveis isoladas e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da sua interação. O índice, apesar de fornecer uma avaliação integrada, jamais substituirá uma avaliação

detalhada da qualidade das águas de uma determinada bacia hidrográfica.

Os índices calculados pela CETESB são: IQA – Índice de Qualidade das Águas; IAP – índice de Qualidade das Águas para Fins de Abastecimento Público; IET – Índice do Estado Trófico; IVA – Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática; e IB – Índice de Balneabilidade. O produto final é uma escala qualitativa, e não há uma vinculação direta com os limites das resoluções CONAMA, fato este que não permite o seu uso para os fins estabelecidos neste trabalho. De qualquer modo, o trabalho de monitoramento faz a determinação de cerca de cinquenta e seis (56) variáveis de qualidade de água (físicas, químicas, hidrobiológicas, microbiológicas e ecotoxicológicas) em trezentos e cinquenta e quatro (354) pontos de coleta, distribuídos em duzentos e nove (209) corpos hídricos do Estado. Rede Básica gera um volume de dados anual correspondente aos resultados de aproximadamente sessenta e cinco mil (65.000) análises físicas, químicas e biológicas (Relatório de águas Superficiais 2011, CETESB).

A CETESB, desde 1974, possui uma estrutura de monitoramento de águas doces e metodologia inigualáveis no Brasil. Em Santa Catarina não há órgão semelhante que tenha um trabalho sistemático e do alcance da CETESB.

2.4.2 – Controle quantitativo da qualidade de águas superficiais

A Resolução CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005) estabelece limites para 93 (noventa e três) variáveis físicas, químicas e microbiológicas. É evidente que não é viável o uso de tantas variáveis para estabelecer o custo de reposição da qualidade da água. É preciso usar aquelas variáveis que mais frequentemente aparecem fora dos limites legais, dependendo do tipo de poluição que se está investigando, e

que representem dano à vida aquática, à biodiversidade, e o risco à saúde humana, de forma que esses fatores estivessem contemplados no cálculo.

Dentre as variáveis ambientais estabelecidas pela resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005), abaixo serão destacadas as mais significativas no controle da poluição de esgoto doméstico.

2.4.2.1 – Nitrogênio Amoniacal

Segundo a *U.S Environment Protection Agency* (USEPA, 1985;1988) citado por (Matthews, 2002):

O nitrogênio amoniacal é um fator importante na qualidade da água quando o curso d'água recebe grandes cargas de efluentes domésticos porque: (1) é a forma preferencial do Nitrogênio usada para o crescimento de algas (Wetzel, 2001; Harris, 1986), (2) Promove a depleção de oxigênio através do processo de nitrificação (Hall, 1986; Gelda et al.2000a), e (3) é tóxica para a vida aquática mesmo em baixas concentrações.

Trabalhos da USEPA também afirmam que a amônia é um poluente singular porque é uma substância tóxica produzida pelo metabolismo endógeno, e os organismos aquáticos desenvolveram várias estratégias para excretá-la, dentre as quais, grande parte é feita por difusão passiva de amônia não ionizada através das brânquias. Uma alta concentração externa de amônia não ionizada reduz ou até reverte o gradiente de difusão e causa um aumento da amônia nas brânquias e no sangue (USEPA, 1999, 2013).

Lamparelli (2004) encontrou uma correlação entre o índice de clorofila *a* e nitrogênio total, embora Von Sperling

(1997) afirma que o nitrogênio não é limitante na eutrofização, pois em estágios mais avançados da eutrofização as cianofíceas possuem a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico. Contudo a forma amoniacal do nitrogênio pode ser tóxica à biota aquática e, na forma de nitrato, o nitrogênio poderá ser tóxico ao homem que consumir tal água.

Portanto, o nitrogênio amoniacal em altas concentrações poderá afetar a biodiversidade, pela toxicidade e pela redução de oxigênio dissolvido, e contribuir para o risco à saúde humana, pela proliferação de algas tóxicas através da eutrofização. Matthews (2002) estudou a presença de amônia no lago Onondaga, nos EUA, e mostrou-se preocupado com as concentrações encontradas, variando de 1,5 a 3,5mg/L, tendo 2,3 mg/L como média em dez anos, valor considerado extremamente alto.

O relatório mais recente da USEPA (2013) sobre toxicidade da amônia define como limite de toxicidade aguda a concentração de 17 mg $N_{\text{amoniacal}}/L$, e como limite de toxicidade crônica 1,9 mg $N_{\text{amoniacal}}/L$, considerando o pH 7 e a temperatura de 20 °C. A resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005) não indica limites para toxicidade crônica ou toxicidade aguda, apenas estabelece limites individuais de concentração como padrão de qualidade de água para as diferentes classes de enquadramento de cursos d'água.

2.4.2.2– Fósforo

O fósforo é o nutriente limitante da produção primária em águas doces, logo, seu aumento é fator importante na eutrofização de corpos d'água. O fósforo é também um poluente de difícil remoção, pois não é retirado significativamente com os tratamentos biológicos convencionais.

Lamparelli (2004) em seu estudo dos graus de trofia em corpos d'água no estado de São Paulo afirma que o fósforo é o nutriente limitante na maioria das águas doces daquele estado e o estudo de sua disponibilidade é um fator importante para a avaliação da eutrofização. Von Sperling (1997) corrobora a afirmação que o nutriente limitante para a eutrofização de corpos d'água é o fósforo. O fósforo, junto com o teor de clorofila *a*, é componente da fórmula de cálculo do índice de estado trófico usada pela CETESB (CETESB, 2012).

2.4.2.3 –Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20})

O aumento da DBO_{5,20} significa redução do oxigênio dissolvido, logo restrição à condição de sobrevivência de diversas espécies, o que reflete na dificuldade de manter a biodiversidade. Amônia e Fósforo significam nutrientes disponíveis para a eutrofização, o que pode resultar em redução de oxigênio, em multiplicação de espécies tóxicas como as cianobactérias, e redução da potabilidade da água, produzindo danos à biodiversidade e à saúde humana.

2.4.2.4 – Coliformes Termotolerantes

Segundo a definição contida na Resolução CONAMA 357/05 coliformes termotolerantes são:

Bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44°C – 45°C, com produção de ácido, gás e aldeído. Além de estarem presentes em fezes

humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal.

Por isso, coliformes termotolerantes são indicadores da possibilidade de existência de agentes patogênicos, oriundos das fezes humanas. Segundo Wright (2004) os mais importantes poluentes são os agentes patogênicos que causam doenças e até a morte. O monitoramento da presença de coliformes termotolerantes indica o grau relativo de contaminação da água e, por consequência o risco relativo de ocorrência de agentes patogênicos.

Os critérios de qualidade da água em relação à coliformes termotolerantes da Resolução CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005) para a classe 2 são:

Para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Observa-se que os critérios são mais complexos, e dependem de pelo menos 6 campanhas amostrais no período de um ano.

Assim, estudando-se estas variáveis é possível avaliar o prejuízo ambiental para a biodiversidade, para o ecossistema e para a saúde humana.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

A apresentação da metodologia está subdividida em duas partes: o modelo de valoração do dano ambiental (item 3.1) e levantamento de dados a serem aplicados no modelo (item 3.2).

3.1. MODELO DE VALORAÇÃO DO DANO AMBIENTAL

A valoração do dano ambiental considerou o valor de uso, utilizando o método indireto de valoração pelo mercado de bens substitutos com a técnica de custos de reposição (item 2.3.2). Nesta técnica são usados preços de mercado para reposição ou restauração de um bem. Nesta proposta considerou-se o custo de tratamento da água do rio poluído para que a concentração das variáveis selecionadas, em desconformidade com a legislação, atendessem ao limite legal, e aplicou-se em dois estudos de caso. A metodologia adotada se baseia na comparação das concentrações das variáveis selecionadas, a montante e a jusante do ponto de lançamento do efluente doméstico em águas superficiais, com os limites legais estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. O valor do dano ambiental é calculado quando se constata desconformidade na concentração das variáveis em relação da Resolução CONAMA devido à entrada do efluente.

Na adequação do modelo para fins criminais, levou-se em consideração a dinâmica do trabalho pericial, isto é, o exame do local sob suspeita de crime ambiental. Neste, os peritos buscam provas materiais que expliquem a dinâmica dos fatos, indiquem os possíveis autores e esclareçam se há ou não o crime. No caso de poluição hídrica, o exame do local busca identificar: a fonte poluidora; as características físicas do corpo hídrico receptor dos efluentes, como sua vazão, largura, profundidade; as alterações supostamente provocadas pelo efluente na qualidade da água, conforme as

variáveis descritas na Legislação Ambiental vigente (Resolução CONAMA 357/2005) e os respectivos valores limites admitidos. Assim, o método de valoração proposto se baseia em resultados do exame de local e dos resultados materiais das análises laboratoriais.

3.1.1. Definição das variáveis ambientais a serem consideradas no modelo

Para a definição das variáveis incluídas na metodologia de valoração do dano ambiental foram estudados os dados analíticos disponíveis no Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo 2011 (CETESB, 2012). Estes dados englobam 336 pontos de monitoramento bimestral, distribuídos em todas as 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) que cobrem todo o estado de São Paulo, excluindo-se os dados de reservatórios (ambiente lântico). Em cada amostra foram investigadas cerca de cinquenta e seis (56) variáveis (CETESB, 2012). A escolha das variáveis incluídas na metodologia foi baseada na sua capacidade de representar a inconformidade com a legislação vigente (CONAMA 357/2005) com mais frequência, isto é, o número de vezes que os dados de monitoramento de determinada variável superam o limite legal. Os métodos de análise laboratorial empregados pela CETESB estão descritos no relatório técnico desta Companhia (CETESB, 2012).

3.1.2. Cálculo do Valor do Dano Ambiental

A proposta metodológica para o cálculo do dano ambiental é baseada na equação 1:

$$V_{\text{dano}} = nRkt$$

Onde:

V_{dano} = Valor do dano ambiental pericial (R\$)

n = coeficiente multiplicador referente a cada variável estudada

R = Custo do tratamento (R\$/kg) para cada variável baseado no valor cobrado pela concessionária

K = Carga do poluente (kg/mês)

t = Tempo de operação da fonte poluidora (meses)

Os itens a seguir apresentam o significado mais detalhado dos termos da equação (1).

3.1.3. Obtenção dos Coeficientes Multiplicadores

O uso de coeficientes multiplicadores é proposto pelo autor para majorar o valor do dano em função da concentração que é lançada e da eficiência de remoção do tratamento de referência adotado. Assim, eventos de poluição, com altas concentrações de poluente, terão o valor do dano aumentado em função do número de vezes que seria necessário submeter o curso d'água em estudo ao tratamento até que a concentração das variáveis selecionadas se situe dentro do limite legal. A eficiência de remoção (E) será tratada em função da definição do sistema de tratamento de efluentes para as variáveis consideradas (item 3.2.2).

Assim, o valor do coeficiente multiplicador (n) representa o número de ciclos de tratamento necessários para a redução da concentração da variável até o limite legal, considerando o sistema de tratamento escolhido e as respectivas eficiências de remoção. A rotina de cálculo para

apurar o valor do coeficiente multiplicador (n) está representada em um fluxograma (Figura 1) no qual estão detalhadas as condicionantes para se calcular o valor do dano ambiental. As informações de saída podem ser qualitativas, nas quais se identifica qual a fonte poluidora e se a fonte estudada tem ou não responsabilidade pela poluição, e quantitativas (valor do n).

A concentração limite legal (C_{legal}) é dada pela resolução CONAMA 357/2005 para cada variável estudada. O fluxograma aponta para os casos possíveis de serem encontrados nos monitoramentos de dados e propõe três níveis das decisões.

Considerando que:

C_m = concentração a montante

C_j = concentração a jusante

C_{legal} = concentração limite legal

Primeiro Nível

- Se $C_m > C_{\text{legal}}$ significa que o curso d'água já estava poluído antes da investigação da fonte;

Segundo Nível

- Se a concentração a montante (C_j) é menor que a concentração legal (C_{legal}) ($C_j < C_{\text{legal}}$) ou se a concentração a jusante (C_j) menos a concentração a montante é maior que zero ($C_j - C_m < 0$) não há dano causado pela fonte investigada;
- Se $C_m < C_{\text{legal}}$ e $C_j > C_{\text{legal}}$ (equação 2), a fonte investigada é a única responsável pelo dano;
- Se $C_m > C_{\text{legal}}$ e $C_j - C_m > 0$ (equação 3), a fonte investigada é apenas parcialmente responsável pelo dano;

Para os casos onde a fonte investigada é a única, ou parcialmente responsável pelo dado ambiental, são utilizadas as equações (2) e (3), respectivamente, para a obtenção do valor de n :

$$C_j(1 - E)^n = C_m$$

$$C_j(1 - E)^n = C_{legal}$$

Aplicando-se o logaritmo, as equações (2) e (3) são solucionadas, respectivamente:

$$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1-E)}$$

Sendo $(1-E) \neq 0$

$$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1-E)}$$

Sendo $(1-E) \neq 0$

Terceiro Nível

Também para os valores de n inferiores a um (1), é considerado o valor mínimo de um (1) ciclo de tratamento a ser efetuado para restaurar o sistema ambiental às condições exigidas pela legislação. O valor de n é calculado para todas as amostras das variáveis selecionadas, pois o valor de n depende da eficiência do tratamento e das concentrações a jusante, a montante e legal de cada variável. No cálculo deste coeficiente, evidencia-se a importância da escolha do sistema de tratamento de referência e da fonte de dados que fornece o valor da eficiência utilizado no sistema.

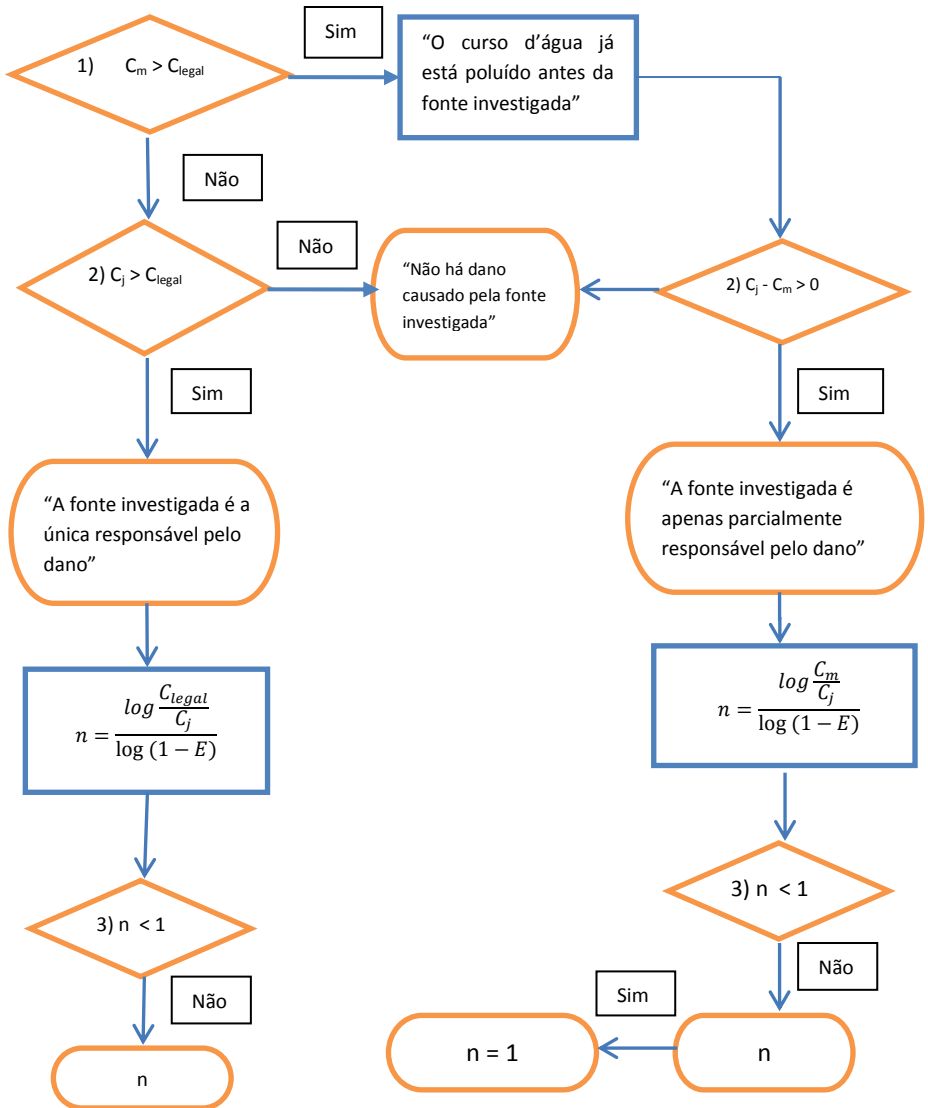


Figura 1: Fluxograma para cálculo do coeficiente multiplicador.

C_m = concentração a montante; C_j = concentração a jusante;
 C_{legal} = concentração limite legal; n = coeficiente multiplicador (número de ciclos de tratamento); C_{legal} = limite legal da concentração da variável em estudo; C_j = concentração a jusante; C_m = concentração a montante; E = Eficiência do tratamento escolhido para a variável em estudo (variando de 0 a 1)

3.1.4. Obtenção de Dados de Eficiência

Neste trabalho, optou-se por utilizar o conceito de GAT (*General Available Technology*), ou seja, a tecnologia mais comumente utilizada para definir o sistema de tratamento a ser utilizado como fonte da eficiência de remoção das variáveis em desconformidade com a legislação. No entanto, a metodologia de cálculo aqui apresentada pode se adequar à necessidade e disponibilidade de meios que cada caso prático ofereça.

Os custos e a eficiência dos tratamentos de efluentes (Apêndice C) foram obtidos a partir das respostas ao questionário (em Anexo 1) enviado. As informações das agências municipais de São Paulo foram insuficientes, o que levou à decisão de usar dados de Santa Catarina.

3.1.5. Custo Unitário do Tratamento (R)

O Custo Unitário do Tratamento, em reais por carga de poluente (R\$/kg), é o custo de remoção de cada poluente na Estação de Tratamento de Esgoto – ETE, baseado no sistema de tratamento de referência. Como os valores de tratamento de água fornecidos pelas concessionárias são dados em reais por metro cúbico (R\$/m³), e o valor do dano ambiental é dado em reais (R\$) (equação 1). Ajustou-se o custo unitário do tratamento para unidade de massa (R\$/kg). Esse ajuste foi obtido dividindo-se o preço unitário por volume tratado (R\$/m³) pela quantidade média de massa de poluente removida (kg/m³) durante o tratamento na ETE Insular (CASAN, Florianópolis, SC), ano de 2011. O valor do custo unitário de tratamento (R\$/m³) considerado foi baseado no valor da tarifa cobrada pela concessionária CASAN (SC) para tratamento de esgoto de usuários industriais, cujo consumo é superior a 10 m³ de água (Anexo 2 - tabela válida a partir de 13 de julho de 2013). Optou-se

pela tarifa industrial considerando que a metodologia aqui proposta dirige-se a grandes empreendimentos.

3.1.6 Carga de Poluente (K)

A carga de poluente (K, em kg/mês) é a massa total do poluente que flui no rio por unidade de tempo, calculada quanto n é diferente de zero. Ela é obtida pelo produto entre a concentração da variável no rio (kg.m^{-3} , convertido a partir das concentrações em mg.L^{-1}) e a vazão do rio em análise ($\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$). Deve-se obter as medições de vazão do rio e da concentração das variáveis neste curso da água simultaneamente. Valores de vazão e concentração aferidos em datas diferentes influenciam muito a carga poluente final para o cálculo do dano. Se usados, devem ser tomados de forma a não prejudicar o investigado, procedimento corrente em perícias, que, neste caso, seria a utilização de um valor subestimado, que poderia ser a vazão de referência para outorga de água naquela bacia hidrográfica ou no Estado.

$$K = CQ$$

Onde:

K = carga de poluente devido à fonte investigada(kg/mês)

C = Concentração aquosa (kg.m^{-3}) em desconformidade com a legislação ambiental ($C_j - C_{legal}$ ou $C_j - C_m$)*.

$$Q = \text{Vazão do rio (m}^3.\text{s}^{-1}\text{)}^*.$$

* medidas obtidas no mesmo tempo amostral.

3.1.7 Tempo (t)

O tempo (mês) é o número de meses de operação da fonte poluidora. Como é inviável para a perícia o monitoramento contínuo e, como os efeitos da poluição não

se dão unicamente no período de lançamento dos efluentes, a obtenção do valor do dano ambiental deve considerar o custo de reparação do curso d'água de todo o período que a fonte poluidora esteve atuando, ou seja, gerando o dano ambiental.

3.1.8 Valor final do dano ambiental

Para cada variável investigada que a concentração estiver acima do limite legal é calculado o valor do dano ambiental. Quando a concentração estiver abaixo do limite legal, o valor do dano será considerado zero para fins de cálculo final do dano. Todos os valores obtidos são tabelados e é calculado o UCL95 (*Upper Confidence Limit* ou Limite de Confiança Superior) (USEPA, 2002). O cálculo do UCL (Upper Confidence Limit) foi proposto pela EPA (*Environment Protection Agency*) dos Estados Unidos para a determinação de concentrações de substâncias químicas em um determinado ambiente como forma de avaliar o risco às pessoas desta exposição. A concentração da substância química no ambiente para fins de avaliação de risco em locais perigosos é comumente chamada concentração local de exposição (EPC). Devido à incerteza da estimativa da média verdadeira das concentrações de produtos químicos perigosos em um determinado local, foi definido em 1992 pela EPA no seu *Supplemental Guidance to RAGS*⁴: *Calculating the concentration Term* que o limite de confiança superior de 95 por cento (UCL95) seria utilizado. Deste modo o cálculo do UCL 95 resulta no valor da concentração média com 95% de confiança. Neste caso, o valor médio do dano ambiental com 95% de confiança. Como o cálculo da média está relacionado à distribuição dos dados de entrada (normais, lognormais, etc.), no estudo em

⁴ RAGS – Risk Assessment Guidance for Superfund.

questão foi proposto um método não paramétrico para o cálculo da média (Chebyshev) (USEPA, 2002).

O valor final do dano ambiental é o valor do limite superior, com 95% de confiança, calculado pelo método do UCL95.

3.2. LEVANTAMENTO DE DADOS

A aplicação da abordagem metodológica apresentada neste trabalho foi realizada para dois casos diferentes: o primeiro caso foi de poluição pelo esgoto doméstico gerado por um centro urbano, a cidade de Bragança Paulista; o segundo caso foi de poluição causada pelo efluente de um aterro sanitário.

3.2.1 Caso da poluição por esgoto doméstico.

Para avaliar a aplicabilidade do modelo de valoração ambiental foi necessário buscar dados de poluição em cursos de água natural que cumprissem as seguintes condições aqui definidas: i) existência de dados de concentração da maioria das variáveis de qualidade da água indicadas pela Resolução CONAMA 357/2005; ii) distribuição dos dados ao longo do ciclo hidrológico anual; iii) presença de pontos amostrais que permitissem avaliar o impacto do esgoto doméstico em um curso de água, ou seja, com dados da região a montante e a jusante do ponto de lançamento do efluente e; iv) monitoramento dos dados de vazão do rio no mesmo período da coleta das amostras de qualidade da água.

Considerando estes critérios, a base de dados da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) foi selecionada para avaliação e escolha de dados. Esta Companhia desenvolve um amplo trabalho de monitoramento de corpos d'água superficiais, com longa

série de dados temporais e espaciais. Os dados foram obtidos do Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo 2011 (CETESB, 2012). Não foi possível utilizar dados de monitoramento de rios catarinenses porque em Santa Catarina, o único monitoramento sistemático disponível é da Agência Nacional de Águas – ANA⁵, a qual coleta dados de apenas três variáveis (temperatura, oxigênio dissolvido e turbidez) em 17 pontos de cursos d'água distribuídos ao longo de todo o Estado.

Como a base de dados da CETESB refere-se às principais bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, definiu-se a área urbanizada de um município como sendo a fonte de poluição por esgoto doméstico em relação aos rios de São Paulo. Assim, a partir da base de dados das 22 UGRHIs monitoradas pela CETESB, os municípios com probabilidade elevada de possuírem rios poluídos e que atendessem as condições gerais acima descritas, foram selecionados a partir dos critérios a seguir estabelecidos: 1. percentual de tratamento de esgoto inferior a 50% da população; 2. pontos de amostragem no mesmo corpo hídrico a jusante e a montante do ponto de lançamento do efluente; 3. dados de variáveis aplicáveis ao cálculo dos índices de qualidade definidos pela CETESB (CETESB, 2012); e 4. dados de vazão do rio. A escolha ocorreu de forma progressiva, ou seja, o critério 2 era aplicado somente sobre os municípios selecionados no critério 1, o critério 3, somente nos municípios selecionados no critério 2, e assim sucessivamente.

3.2.2 Aplicação em um caso de poluição por efluente de aterro sanitário

Para avaliar a adequação do modelo a um caso de poluição por efluente de aterro sanitário no Estado de SC e

⁵ <http://www.ana.gov.br/PortalSuporte/frmSelecaoEstacao.aspx>

onde se identifica uma fonte pontual, foram escolhidos os dados gerados por um trabalho pericial da investigação de crime ambiental da Polícia Federal/SC. Estes dados referem-se a um lançamento de efluentes provenientes de um aterro sanitário em curso de água de classe 2. O aterro sanitário em questão recebia lixo de uma região metropolitana com mais de 1.000.000 de habitantes. Segundo as licenças ambientais, o aterro receberia cerca de 800 ton/dia de lixo domiciliar, e estava habilitado a autoclavar 90 ton/mês de resíduos de serviços de saúde. O sistema de tratamento de chorume era constituído das seguintes unidades: uma lagoa de equalização, que recebia o chorume bruto; de um tratamento químico que aplicava cal e sulfato de alumínio como floculante; de duas lagoas de aeração e, finalmente, de uma lagoa de polimento.

Os ensaios físico-químicos das amostras coletadas na perícia foram realizados por laboratório privado, especializado em análises ambientais, e seguiram os métodos padronizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 th ed. 1998*, APHA, WEF, WPCI(AWWA), *ICR Microbial Laboratory Manual, USEPA, 1996*.

A vazão foi medida com o medidor de vazão MF pro, fabricado pela OTT, que utiliza o método eletromagnético para medir a velocidade de fluxo. A faixa de medição de velocidade vai de 0 a 6,09 m/s, com acurácia de $\pm 2\%$ para leituras entre 0 e 3,04 m/s. As leituras da velocidade de fluxo foram feitas na seção transversal do córrego a cada 0,50 m, e medida a profundidade nos mesmos pontos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A escolha das variáveis a serem utilizadas no estudo foi baseada no Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no estado de São Paulo realizado pela CETESB no qual são acompanhadas cinquenta e seis (56) variáveis (CETESB, 2012). Para cada variável foram realizadas 2016 análises. O percentual destacado na Tabela 1 foi obtido pela divisão entre o número de vezes que a variável ultrapassou o valor legislado e o número total de análises.

A colimetria (medida do número de coliformes termotolerantes) foi aquela que apresentou a maior quantidade de ocorrências (46,01%) de inconformidade com a legislação ambiental – Resolução CONAMA 357/2005, (Tab. 1). O Fósforo Total (PT) apresentou inconformidade em 28,07% das amostras, seguido pelo Oxigênio Dissolvido (OD) (23,86%), Alumínio dissolvido (23,66%), Ferro Dissolvido (23,41%) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (19,25%).

Tabela 1 – Variáveis em ordem decrescente de frequência (%) de valores de concentração acima do limite da Resolução CONAMA 357/2005 totalizando 2016 dados por variável.

Nº	VARIÁVEL	Nº OCORRÊNCIAS	PERCENTUAL
1	Coliformes Termotolerantes (CF/100ml)	929	46,08
2	Fósforo Total (mg/L)	566	28,07
3	OD (mg/L)	481	23,86
4	Al Dissolvido (mg/L)	477	23,66
5	Ferro Dissolvido (mg/L)	472	23,41
6	DBO (mg/L)	388	19,25
7	Manganês Total (mg/L)	323	16,02
8	N _{amoniaca} l (mg/L)	107	5,31
9	Turbidez (UNT)	105	5,20
10	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	83	4,12
11	Chumbo Total (mg/L)	78	3,86
12	Cloreto Total (mg/L)	75	3,72
13	Clorofila a (µg/L)	46	2,28
14	Níquel Total (mg/L)	36	1,78
15	pH	34	1,68

Observações:

1 - Para cada local foram considerados os limites para a classe do corpo d'água analisado no monitoramento.

2 - As variáveis sem limite legal (CONAMA 357/05) não participaram da análise de frequência.

Considerando a premissa de avaliar o dano ambiental causado por esgoto doméstico, utilizando-se variáveis com fácil mensuração de análise, de custo e de eficiência do tratamento, das oito variáveis com maior quantidade de ocorrências (Tab.1) foram excluídos os metais (alumínio, ferro, manganês, chumbo, níquel) e o oxigênio dissolvido (OD). Procedimento semelhante foi utilizado por Azevedo *et al.* (2007) para definir os poluentes a serem considerados na proposta de cobrança pela diluição de efluentes na bacia do rio Paraíba do Sul (RJ). Apesar da retirada do OD da análise, considerou-se a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅). Ela é um indicativo da potencial capacidade de depleção de OD do meio devido à carga de matéria orgânica, pois, o aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio resulta em redução do oxigênio dissolvido e, por conseguinte, prejuízo à biota, podendo levar à morte por asfixia de espécies, dependendo da magnitude da depleção de oxigênio, tema abordado por Diaz & Rosenberg (2008) quando da revisão sobre os efeitos da eutrofização em ecossistemas marinhos e o surgimento de zonas mortas (sem oxigênio).

O fósforo é o nutriente limitante dos ambientes aquáticos de águas interiores, logo é sua presença que regula o grau de trofia⁶ dessas águas (WEF, 2010). Deste modo o aumento de fósforo representa um aumento na produção primária do ecossistema aquático, o que pode resultar na eutrofização, chegando a comprometer a concentração de oxigênio dissolvido, e pode significar aumento de cianobactérias tóxicas (Azevedo et al, 2007; Rabalais et al., 2009). Kling (2005) utilizou o método de Batelle para avaliação do impacto ambiental na bacia hidrográfica do rio Piabanha (RJ) e constatou que ocorriam altos índices de

⁶ A este respeito consta do Relatório de Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo o seguinte conceito: O Índice do Estado Trófico classifica os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas.

violação⁷ dos limites legais para os poluentes fósforo total e coliformes fecais. A presença de coliformes termotolerantes indica a possível presença de fezes humanas e, por consequência, a probabilidade de presença de organismos patogênicos.

Além destas variáveis acima citadas, optou-se por inserir o nitrogênio amoniacal ($N_{\text{amoniacal}}$) devido ao seu potencial no processo de eutrofização e pelo seu efeito tóxico direto no sistema.

A amônia é uma substância tóxica produzida pelo metabolismo endógeno e os organismos aquáticos desenvolveram várias estratégias para excretá-la, dentre as quais, a difusão passiva de amônia não ionizada através das brânquias (USEPA, 2013). Uma alta concentração externa de amônia não ionizada reduz ou até reverte o gradiente de difusão e causa um aumento da amônia nas guelras e no sangue (USEPA, 1999, 2013). A ação tóxica da amônia não ionizada nos animais aquáticos, particularmente em peixes sensíveis, pode ser devido a uma ou mais das seguintes causas: (1) proliferação nos tecidos das brânquias, aumento das taxas de ventilação e danos ao epitélio da guelra (LANG *et al.* 1987); (2) redução na capacidade do sangue de transporte de oxigênio devido à progressiva acidose (Russo, 1985); (3) não acoplamento da fosforilação oxidativa, causando inibição da produção, e depleção de adenosina trifosfato (ATP) no cérebro (CAMARGO & ALONSO 2006); (4) e a ruptura da atividade circulatória e osmorregulatória, quebrando a função metabólica normal do fígado e dos rins (ARILLO *et al.* 1981; TOMASSO *et al.* 1980). Estudos com moluscos de águas doces também mostraram a sensibilidade à toxicidade da amônia, com vários efeitos fisiológicos negativos que resultam na redução da alimentação, fecundidade e sobrevivência deste grupo de animais (USEPA, 2013). A eutrofização provocada pelo

⁷ Termo utilizado por Kling (2005) e Azevedo et al. (2007) para referirem-se ao número de vezes que a concentração da variável ultrapassava o limite legal.

acréscimo de nutrientes promove o crescimento de cianobactérias que podem ser tóxicas ao homem (LURLING & VAN OOSTERHOUT, 2013).

Assim as variáveis selecionadas foram Coliformes termotolerantes, Fósforo Total, DBO_5 e Nitrogênio Amoniacal. Estas quatro variáveis foram consideradas representativas para mensurar o prejuízo aos serviços ambientais (biodiversidade, qualidade da vida aquática e risco à saúde humana). Essas variáveis também foram escolhidas porque representam os principais parâmetros monitorados nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), e por exigirem um sistema de tratamento eficiente e diversificado para reduzir seus níveis à condição desejável. Quando uma ETE é eficiente na redução dessas quatro variáveis, dificilmente haverá poluição em locais onde não tenha significativa contribuição de efluentes industriais e difusas.

4.2. DEFINIÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO

Os dados obtidos de diversas fontes sobre a eficiência dos tratamentos de efluentes indicam que a eficiência de remoção da DBO variou entre 75 e 95,9 %, a remoção de $N_{\text{amoniacal}}$ variou entre 60 e 90,85%, enquanto que a remoção de fósforo total teve a maior amplitude de variação, ficando entre 14,6 e 69% (Tabela 2). Destaca-se que somente a eficiência de DBO foi informada por todas as fontes consultadas, demonstrando que esta variável é a mais comum no controle de eficiência do tratamento de efluente de ETES. A eficiência de remoção de fósforo não foi informada por todas as fontes, e só foi obtida através dos resultados de uma perícia e no controle da CASAN.

As técnicas de tratamento de águas residuais variam entre as agências consideradas neste estudo. As técnicas atuais mais avançadas de tratamento de águas residuais alcançam índices eficientes de remoção de N e P, como

relata Cui et al. (2011), em torno de 88% para N e 97% para fósforo total em planta piloto de duas fases, onde combinaram um sistema de digestão anaeróbico com sistema biológico simplificado de remoção de nitrogênio. Porém no Brasil, os sistemas mais utilizados são convencionais como: lodos ativados, lodos ativados com aeração prolongada, reator anaeróbico com manta de lodo (UASB – *Upflow anaerobic Sludge Blanket*) ou sistema de lagoas facultativas (VON SPERLING, 1997). Esses sistemas têm uma eficiência menor, que varia bastante entre eles e depende do manejo de cada sistema, conforme verificado em diversos resultados obtidos em perícias criminais pelo autor.

Optou-se pela utilização dos dados de eficiência da Estação de Tratamento de Esgoto Insular – ETE Insular produzidos pela CASAN como referência. O tratamento funciona com o método de Lodos Ativados com Aeração Prolongada sendo a maior ETE de Florianópolis em número de pessoas atendidas. Ainda que a eficiência de remoção de N_{amoniaco} e de fósforo total seja superior a outras referências bibliográficas de outras estações de tratamento (Tabela 3), a metodologia proposta prioriza o uso de referências locais, condizentes com a realidade pericial de cada local, desde que sejam informações confiáveis. Sendo assim, as demais variáveis do modelo foram determinadas em relação às informações definidas/disponibilizadas pela companhia de SC- CASAN.

Tabela 2 – Eficiência de remoção dos poluentes nas fontes consultadas

Fonte	EFICIÊNCIA (%)			ETE/Sistema de tratamento
	DBO _{5,20}	N-NH ₄	P _{Total}	
Laudo Pericial ¹	79,4	-	14,6	Insular/Lodos Ativados
AGESAN ²	95,9	90,85	-	Insular/Lodos Ativados
CETESB ³	> 90	-	-	Típico de lodos ativados
AGIR ⁴	75 a 80	-	-	Garcia
CASAN ⁵	91	60	69	Insular/Lodos Ativados

¹ Laudo 772/2013 emitido pelo Setor Técnico-científico da Superintendência de Polícia Federal em Santa Catarina sobre a ETE Insular de Florianópolis.

² AGESAN – Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico do Estado de Santa Catarina. Relatório 001/2013 de Fiscalização de Acompanhamento dos Serviços de Saneamento Básico de Florianópolis. Valores médios de três datas diferentes.

³ CETESB, 1989 – Manual Técnico de avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgoto. Para fator de carga menor que 0,5. Para fator de carga entre 0,5 e 1,0 a eficiência típica é está entre 80 e 90%.

⁴ AGIR – Agência Intermunicipal de Regulação, Controle e Fiscalização de Serviços Públicos Municipais do Médio Vale do Itajaí. Pareceres Técnicos de julho e setembro de 2012, obtidos em <http://www.agir.sc.gov.br/agir/setor-tecnico-fiscalizacao-normatizacao>

⁵ CASAN – Tabelas A2 e A3 do Apêndice A – média 2011

4.3. DEFINIÇÃO DO CUSTO UNITÁRIO DO TRATAMENTO (Ct)

O valor da tarifa cobrada para tratamento de esgoto pela concessionária CASAN para usuários industriais cujo consumo é maior de 10 m³ de água é de quatro reais, quatrocentos e dezesseis centésimos (R\$ 4,416/m³) (ANEXO 3, Tabela válida a partir de 13 de julho de 2013 e com validade mínima de 12 meses segundo o artigo 37 da Lei federal n. 11.445/2007).

Deste modo, os custos unitários do tratamento de cada variável, calculados com base na eficiência de remoção e nas cargas unitárias (kg.m⁻³) de entrada e saída da ETE Insular (Tabelas A2 e A3 do APÊNDICE A) são apresentados na Tabela 3. O custo unitário de remoção da DBO ficou em quinze reais e dezesseis centavos por kg (R\$ 15,16.kg⁻¹), o custo de remoção do N_{amoniaco} é de cento e sessenta e quatro reais e setenta e oito centavos por kg (R\$ 164,78.kg⁻¹), e o custo do fósforo é de quinhentos e setenta e três reais e cinquenta e um centavos por kg.m⁻³ (R\$ 573,51.kg⁻¹). O cálculo foi estimado com base na taxa de eficiência e custo médio de tratamento indicado pela CASAN (2011). O cálculo do custo unitário de tratamento é um aspecto muito relevante na apuração do valor do dano e deve ser baseado em dados da realidade do local da infração.

Tabela 3 – Concentração de entrada e de saída (kg.m^{-3}) das variáveis DBO_5 , $\text{N}_{\text{amoniaco}}$ e Fósforo Total, e o custo unitário médio (R) do tratamento por massa removida ($\text{R}.\text{kg}^{-1}$).

Variável	Concentração de entrada (kg.m^{-3}) ^a	Concentração de saída (kg.m^{-3}) ^a	Massa removida (kg.m^{-3}) ^b	R ($\text{R}.\text{kg}^{-1}$) ^b
DBO_5	0,3186	0,0274	0,2912	15,16
N-NH_4	0,0446	0,0178	0,0268	164,78
P_{Total}	0,0111	0,0034	0,0077	573,51

^a - Fonte: CASAN, informação verbal⁸.

^b - Cálculo efetuado pelo autor, detalhado no apêndice C.

4.4 APLICAÇÃO DO MÉTODO DE CÁLCULO DO VALOR DO DANO AMBIENTAL

4.4.1. Bragança Paulista – BP

A partir de toda a base de dados disponível pela CETESB, o município de Bragança Paulista (SP) foi selecionado como objeto do estudo por ter sido aquele município que se enquadrou melhor nos critérios escolhidos (ver Materiais e Métodos, item 3). Para o desenvolvimento do modelo, o ponto de descarga do ribeirão Lavapés (que recebe os esgotos da cidade) no rio Jaguari, foi considerado como a fonte poluidora. A Tabela 4 apresenta os resultados dos monitoramentos ocorridos em 2011 com limites legais estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 para um curso d'água classe 2, considerando as quatro (4) variáveis selecionadas (Coliformes termotolerantes, fósforo total,

⁸ Entrevista concedida por engenheiro ambiental servidor da CASAN em junho de 2013.

N_{amoniaco} e DBO_5). Os pontos monitorados pela CETESB estão localizados a jusante (J) (JAGR 2010) e montante (M) (JAGR 2100) da foz do Ribeirão Lavapés, que, predominantemente, conduz os esgotos da cidade até o rio Jaguari. Por este motivo foram considerados pontos a montante e a jusante do ponto de lançamento (fonte da poluição). Cada ponto amostral (jusante e montante) foi monitorado nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro, perfazendo um total de seis (6) coletas de água por ponto no ano de 2011.

Os pontos de coletas de amostras no município de Bragança Paulista estão destacados nas Figuras 1, 2 e 3. A população urbana de Bragança Paulista era de 143.868 habitantes sendo coletado 86% do esgoto da população urbana, o que representa 123.726 habitantes⁹. Grande parte deste esgoto é lançado no ribeirão Lavapés, e a sua foz no rio Jaguari, foi considerado como o ponto de lançamento. Deste ponto, seguindo-se o curso do rio, que é cheio de meandros, a distância entre o ponto de lançamento e o ponto de jusante é de aproximadamente 14.000 m, não se constituindo uma situação recomendável para avaliar uma fonte de lançamento para a perícia criminal, mas sendo viável para o exercício proposto já que apresentou os critérios que o classificaram como o mais próximo do desejável para a aplicação do método de valoração. O ponto a montante está a aproximadamente 700 metros do ponto de lançamento.

O rio Jaguari é classificado como classe 2 (CETESB, 2012), conforme CONAMA 357/05, sendo que os valores máximos permitidos das concentrações para esta classe é de 5 mg.L⁻¹ para DBO_5 ; menor ou igual a 3,7 mg.L⁻¹ para N_{amoniaco} com pH menor ou igual a 7,5 (o pH variou de 6,3 a 6,9 em todas as amostras); de 0,1 mg.L⁻¹ de fósforo total em ambiente lóticos; e para coliformes termotolerantes deve ser obedecida a Resolução CONAMA n° 274, de 2000 para uso de recreação de contato primário, enquanto que, para os

⁹ Dados extraídos da Tabela 3.14 de CETESB, 2012

demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. O limite legal considerado neste estudo para o rio Jaguari foi de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros.



Figura 2 – Localização dos pontos de coleta a montante (JAGR 02010) e a jusante (JAGR 02100) da foz do ribeirão Lavapés, no Município de Bragança (SP). Fonte: Google Earth, (visualização em setembro de 2013).



Figura 3 – Localização do ponto a montante no rio Jaguari (JAGR 2010)



Figura 4 – Localização do ponto a jusante no rio Jaguari (JAGR 2100)

Dentre os resultados das amostras coletadas no decorrer do ano de 2011 (Tabela 4), observou-se diferenças entre as concentrações das variáveis analisadas em cada ponto monitorado nas diferentes campanhas amostrais. Os resultados estão identificados pelas letras M, que significa Montante, e J, que significa Jusante. Os números 1 a 6 representam as 6 campanhas amostrais feitas nos meses de janeiro (1), março (2), maio (3), julho (4), setembro (5) e novembro (6). O índice de coliformes termotolerantes variou de 1300 CF/100 ml, a jusante do ponto de lançamento (J3), a 24.000 NP/100 mL (J4), sendo o valor máximo quase vinte vezes maior que o valor mínimo. Mesmo a montante do lançamento, observa-se uma variação significativa, embora inferior, de 510 CF/100 mL (M5) a 2.200 CF/100 mL (M4), ou seja, o valor máximo é aproximadamente o quádruplo do valor mínimo.

No ponto amostral à jusante do lançamento (JAGR 2100) a DBO₅ variou de 2 mg/L (J1 e J2) a 21 mg/L (J6), o que representa uma variação de uma ordem de grandeza entre os pontos amostrados. Esta variação também foi de uma ordem de grandeza para o nitrogênio amoniacal, que variou de 0,2 mg/L (J1 e J2) a 2,0 mg/L (J4) a jusante, e do dobro para fósforo total. Para o N_{amoniacal} a amplitude dos resultados a montante também foi grande, sendo o valor máximo o quádruplo do valor mínimo (0,1 (M1 e M2) a 0,6 mg/L (M3)), embora estivesse sempre abaixo do limite legal. No caso da variável fósforo total, o valor máximo é aproximadamente vinte vezes superior ao valor mínimo (0,014 (M6) a 0,3 (M3) mg/L).

Conclui-se que o rio Jaguari se encontrava fora dos padrões estabelecidos pela legislação antes do ponto de lançamento do ribeirão Lavapés em duas campanhas amostrais, visto que os níveis de coliformes termotolerantes ultrapassam o limite legal a montante em maio e julho (M3 e M4), e de fósforo total uma vez em maio (M3). Após receber as águas do ribeirão Lavapés, o rio Jaguari apresentou em todas as campanhas amostrais pelo menos uma variável fora

dos limites legais. Na expressão usada por Azevedo *et al.* (2007), houve 100 % de violações da classe 2 (nº de campanhas em que houve pelo menos uma variável acima do limite/ nº total de campanhas amostrais). Descartando-se a variável coliformes termotolerantes, o percentual de violações, de pelo menos uma das outras variáveis, foi de 50 %.

A jusante do ponto de lançamento, as concentrações são elevadas porque a cidade de Bragança Paulista (SP) não possui tratamento de esgoto, e lança *in natura* cerca de 86% do esgoto de uma população urbana que é de 143.868 habitantes, no rio Jaguari (CETESB, 2012), predominantemente através do ribeirão Lavapés.

Ainda que a variável coliformes termotolerantes tenha sido aquela que apresentou a maior frequência de valores acima dos limites legais da Resolução CONAMA 357/2005, esta variável é medida na unidade CF/100 mL, fato que dificulta a quantificação de carga em massa por volume de amostra, lançada em águas superficiais. Por este motivo, embora esta variável seja importante para o monitoramento dos riscos à saúde, optou-se por não utilizá-la nos cálculos de valoração de dano, ficando restrita à avaliação qualitativa da condição hídrica em estudo.

Tabela 4 - Resultados do monitoramento do rio Jaguari em 2011 nos pontos JAGR 02010 (montante) e JAGR 02100 (jusante). Valores em negrito estão acima do limite da Resolução CONAMA 357/05.

VARIÁVEL	Unid.	Limites da Resolução CONAMA 357/2005	Resultado das Análises em 2011 montante (M) e Jusante (J) ¹											
			M1	J1	M2	J2	M3	J3	M4	J4	M5	J5	M6	J6
Data de coleta (2011)			26/01	26/01	21/03	21/03	09/05	09/05	13/07	13/07	05/09	05/09	21/11	21/11
Vazão do rio	m ³ .s ⁻¹		69,081		40,374		4,585		4,018		6,434		3,906	
Coliformes Termotolerantes	CF.100 mL ⁻¹	< 1000	600	10000	1000	4900	1500	1300	2200	24000	510	2200	920	2100
DBO ₅	mg.L ⁻¹	< 5	2	2	2	2	2	5	2	7	2	4	2	21
Nitrogênio Amônia-cal	mg.L ⁻¹	< 3,7	0,1	0,2	0,1	0,2	0,6	0,5	0,2	2	0,2	0,9	0,2	1
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	< 0,1	0,02	0,08	0,1	0,1	0,3	0,1	0,027	0,255	0,015	0,113	0,014	0,093

¹M_t - Resultados do ponto de coleta JAGR 02010 – posicionado a montante do ponto de lançamento de esgoto: (1) janeiro, (2) março, (3) maio, (4) julho, (5) setembro e (6) novembro;

¹J_t - Resultados do ponto de coleta JAGR 02100 – posicionado a jusante do ponto de lançamento de esgoto: (1) janeiro, (2) março, (3) maio, (4) julho, (5) setembro e (6) novembro

As grandes diferenças dos resultados observados entre as campanhas de um mesmo ponto amostral podem ser devidas aos seguintes fatores: i) dinâmica do ambiente lótico; ii) heterogeneidade dos lançamentos ao longo do dia; iii) pluviosidade; iv) velocidade e vazão do rio. Para a valoração ambiental é importante compreender as variações das entradas dos esgotos da qualidade de água do rio para criar protocolos e estratégias de amostragem que permitam identificar o dano

de forma mais fidedigna, evitando superestimação dos valores em uma perícia criminal, ainda que para a maioria dos casos não seja possível excluir totalmente estas influências.

A distância de 14700 m entre os pontos amostrais de montante e jusante é elevada e é possível ter havido contribuição difusa neste percurso, além de contribuições de outros córregos ou de outras fontes poluidoras, como a agricultura. O principal problema advindo desta distância são as contribuições difusas que não provêm do esgoto doméstico. Observa-se na Figura 1, que há áreas de agricultura nas margens do rio Jaguari, podendo haver contribuição de lixiviação de adubos ou esterco de animais domésticos.

Outro fator relevante que pode justificar as variações das concentrações encontradas no mesmo ponto em datas diferentes é a vazão do rio. Em janeiro ($69,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e março ($40,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), a vazão do rio estava acima da média dos últimos cinco anos ($30,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $8,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente) (CETESB, 2012). Esta vazão é decorrente de grande pluviosidade, e do escoamento superficial da água da chuva que carrega poluentes para o rio. Muito embora a concentração de todos os poluentes considerados no MVD (exceto coliformes termotolerantes) esteja abaixo do limite legal (janeiro e março da Tabela 4), nestes períodos de chuva, possivelmente, a carga de poluentes lançadas no rio foi mais elevada que em períodos com pouca pluviosidade, devido à lixiviação. Neste contexto, acentua-se que a perícia criminal está restrita aos limites legais, portanto, a valoração do dano só será realizada quando o limite legal for ultrapassado a jusante do ponto de lançamento, pois só neste caso a fonte poluidora é a responsável pela poluição e desde que não haja fontes pontuais ou difusas entre as duas áreas de coleta.

No monitoramento do rio Jaguari no ano de 2011 (Tabela 4), o limite legal de coliformes termotolerantes foi ultrapassado a jusante nas seis (6/6) coletas (J1 a J6), o limite de DBO_5 (2/6) foi ultrapassado em julho (J4) e novembro (J6), e o de fósforo total (2/6) foi excedido em julho (J4) e setembro (J5), enquanto que a concentração de nitrogênio

amoniacal (0/6) não ultrapassou o limite legal em nenhum período.

O fato das concentrações terem ultrapassado o limite legal quando a vazão era baixa e ter ficado abaixo do limite quando a vazão foi alta, traz implicações na conduta da perícia e no resultado criminal. Para a perícia, que se baseia na limitação legal, é a concentração do poluente na água superficial que será avaliada, e não a carga poluente (massa por tempo). Portanto, o planejamento de campanhas de coleta de amostras deve considerar as condições de vazão do curso d'água receptor dos lançamentos para permitir que os lançamentos indevidos sejam devidamente mensurados. A carga poluente, neste trabalho, será usada posteriormente para o cálculo da valoração do dano, quando, então, a quantidade de poluente será relevante.

4.4.1.1 Cálculo do coeficiente multiplicador (n)

Aplicando-se as equações (4) e (5) foram obtidos os valores do coeficiente multiplicador (n) para as variáveis (DBO_5 , $N_{amoniacal}$ e Fósforo total). O resultado do cálculo do coeficiente multiplicador n é apresentado na Tabela 5. Os dados de entrada para o cálculo do coeficiente multiplicador (n), com os respectivos resultados parciais estão apresentados nas Tabelas A4, A5 e A6 (Apêndice A). Os coeficientes multiplicadores foram numerados na sequência das datas das coletas, n_1 , n_2 , n_3 , n_4 , n_5 , n_6 .

Para o estudo de caso de Bragança Paulista (SP), os valores do coeficiente variaram entre zero ou um. Estes resultados indicam que para valores de n iguais a zero, mesmo que haja poluição, isto é, mesmo que a concentração a jusante seja superior ao valor legislado, a fonte de lançamento não foi responsável porque, neste caso, a concentração a montante era maior que a de jusante (Figura 1 – Fluxograma). O valor de n igual a um significa que com um ciclo de tratamento no

sistema de referência será possível reduzir a concentração variável em desconformidade à legislação para o limite legal.

O resultado qualitativo revela que em janeiro/2011 e março/2011 não houve poluição devido à fonte estudada para todas as variáveis. Em maio, a concentração do fósforo total indicou que o rio Jaguari estava poluído antes do ponto de lançamento, e que o rio Lavapés não era responsável por esta poluição. Em julho/2011, a poluição observada pela DBO_5 e fósforo total era resultado dos lançamentos da fonte estudada. Da mesma forma em setembro/2011 os teores de fósforo total indicam que a fonte de lançamento foi a responsável pela poluição. Em novembro/2011 a DBO_5 aparece acima do limite legal, e a fonte investigada é a única responsável pela poluição. Nas situações estudadas não houve ocorrência na qual a fonte era apenas parcialmente responsável pela poluição, situação que indicaria que o rio estava poluído antes do ponto de lançamento, mas teria havido contribuição do ponto de estudo que agravaria a situação.

Tabela 5 – Indicação da origem da poluição e Cálculo do n (coeficiente multiplicador)

	Unid.	Origem da poluição e Cálculo do n											
		JAN/2011		MAR/2011		MAI/2011		JUL/2011		SET/2011		NOV/2011	
		origem da poluição	n ₁	origem da poluição	n ₂	origem da poluição	n ₃	origem da poluição	n ₄	origem da poluição	n ₅	origem da poluição	n ₆
DBO ₅	mg/l	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Poluição exclusivamente devido à fonte	1,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Poluição exclusivamente devido à fonte	1,0
Nitrogênio Amoniacal	mg/l	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0
Fósforo Total	mg/l ²	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0	O curso d'água já está poluído antes da fonte investigada. Não há dano causado pela fonte investigada	0,0	Poluição exclusivamente devido à fonte	1,0	Poluição exclusivamente devido à fonte	1,0	Não há poluição causada pela fonte investigada	0,0

4.4.1.2 Carga Poluente (K)

Conforme a metodologia adotada, a carga do poluente ($\text{kg}\cdot\text{mês}^{-1}$) foi calculada somente quando a concentração a jusante era maior que o limite legal e maior que a concentração a montante (Figura 1 – Fluxograma). A carga (Tabela 6) foi obtida pelo produto da diferença entre as concentrações da variável analisada (a jusante e a montante) e a vazão do rio no dia da coleta da amostra (eq.6). As unidades

foram adequadas para a quantidade mensal, pois o valor do preço de tratamento é mensal. O resultado (Tabela 6) apresenta o valor da carga poluente devida à fonte em estudo.

Tabela 6 – Cálculo da carga poluente (K) (kg.mês^{-1}) para o período mensal. Valor estimado utilizando-se as concentrações e vazões observadas nos sendo (1) janeiro, (2) março, (3) maio, (4) julho, (5) setembro e (6) novembro

Obs.: Os resultados parciais estão expostos nas Tabelas (A7, A8 e A9), Apêndice A

VARIÁVEL	K1	K2	K3	K4	K5	K6
DBO_5 (kg.mês^{-1})	0,00	0,00	0,00	20.829,31	0,00	161.989,63
$\text{N}_{\text{amoniacal}}$ (kg.mês^{-1})	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fósforo total (kg.mês^{-1})	0,00	0,00	0,00	1.614,27	216,80	0,00

Pode-se observar que a maior carga para o caso estudado foi aquela obtida pela DBO_5 no mês de novembro (K6). A maior carga absoluta, não significa, necessariamente, maior valor de dano ambiental. Conforme a metodologia proposta (eq. 1), o dano leva em consideração além da carga, o coeficiente multiplicador (n) e o custo unitário de remoção por unidade de carga de cada poluente no sistema escolhido. A carga, por sua vez, é dependente da vazão do rio e da concentração do poluente. A maior carga obtida não foi na condição de maior vazão, mas resultado de uma alta concentração de DBO (K6). Isso se deve porque na condição de maior vazão há a diluição dos poluentes, resultando em concentrações menores. Sob esta condição, a concentração da variável está abaixo do limite legal, não sendo necessário

estimar a carga poluente já que não se observa dano ambiental. As maiores cargas de DBO observadas nos meses setembro e novembro, estão relacionadas com as maiores concentrações desta variável na água do rio.

4.4.1.3 Cálculo do Valor do dano Ambiental (VDA)

O dano ambiental foi calculado para um tempo de operação da fonte poluidora igual a doze meses. Para este trabalho utilizou-se o menor valor cobrado para o poder público e para consumidores industriais em Santa Catarina, de R\$ 4,416/m³ (quatro reais e quatrocentos e dezesseis centésimos por metro cúbico), pois, em muitos casos, os poluidores são indústrias, detentores de concessões públicas (como para a disposição de lixo em aterros sanitários), ou o próprio poder público. O valor da tarifa em Santa Catarina para o tratamento de esgoto é o mesmo que a tarifa cobrada pelo consumo de água potável (CASAN, Anexo B). Os valores cobrados pelo consumo do metro cúbico de água por algumas agências de água das regiões do sul e sudeste do Brasil variam de R\$ 2,53/m³ a R\$ 5,00/m³.

Segundo Pereira Júnior (2007) não há uma política tarifária única no país. Cada empresa estadual ou municipal que presta o serviço tem sua política própria de cobrança. A Tabela 7 apresenta valores de tarifas de outros estados ou municípios para o consumidor equivalente usado neste cálculo (menor tarifa para consumidor do poder público ou industrial).

Tabela 7 – Tarifas para tratamento de esgoto em outros locais. Menor valor cobrado de órgãos públicos ou industriais, vigentes em 2013.

Prestador do Serviço/Local ¹⁰	Classe de consumidor	Valor da tarifa (R\$/m ³) ¹
CASAN – Florianópolis - SC	Industrial/órgão público	44,16/10 m ³ ou 4,416/m ³
DMAE – Porto Alegre – RS	Industrial	2,85
	Órgão público	5,00
CORSAN – RS	Industrial	3,49
SABESP/região de Bragança Paulista	Industrial	3,38
	Pública com contrato	2,53
	Pública sem contrato	3,38
SANEPAR – PR	Industrial/utilidade pública	3,38
COPASA – MG	Industrial	3,36
	Pública	2,98
CESAN – ES	Industrial	4,70
	Pública	3,07

¹ – Geralmente o valor da tarifa mínimo se refere a uma tarifa para consumos de até 10 m³ de água potável, o consumo de volumes maiores de água tem tarifas progressivas

Os valores variam entre R\$ 2,53 a R\$ 5,00. A tarifa básica para coleta de esgoto em Porto Alegre em 2013, segundo o decreto municipal nº 18.414 de 27/12/2012 era de R\$ 2,50 para consumo residencial, R\$ 2,85 para estabelecimentos comerciais e industriais, e R\$ 5,00 para

¹⁰ DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre-RS

CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento – RS

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais

CESAN – Companhia Espírito Santense de Saneamento

órgãos públicos¹¹. O valor final depende da faixa de consumo, que é calculado a partir da tarifa básica. A tarifa cobrada pela Companhia Riograndense de Saneamento – CORSAN para tratamento de esgoto da categoria industrial é de R\$ 3,49/m³ em 2013¹². A tarifa da SABESP de coleta de esgoto tem variação regional. Para o município de Bragança Paulista e região, o valor da tarifa para coleta de esgoto da classe de consumo industrial em vigor desde 11/12/2013¹³, era de R\$ 33,78/10 m³, que representa R\$ 3,38/m³. Considerando os valores obtidos para tratamentos de esgotos pelos autores Nascimento Junior (2011), Ramos (2007) e Wang (2011), a tarifa praticada em Santa Catarina é elevada. Os valores da Tabela 7 reiteram o elevado custo em Santa Catarina do tratamento de esgoto. Ainda assim, utilizou-se este valor porque o trabalho foi desenvolvido em Santa Catarina e o objetivo era verificar se o valor final guardaria proporcionalidade com as condições do local da infração penal. Na aplicação da metodologia para outros casos de perícia, o valor da tarifa deverá ser adequado ao local do evento.

Para um tempo arbitrado de doze meses, calculou-se o dano ambiental (Tabela 8) para cada variável (DBO₅, Fósforo Total e Nitrogênio Amoniacal) em desconformidade com a legislação ambiental, aplicando-se a eq. (1). As Tabelas do Apêndice A apresentam os resultados parciais de todo o cálculo.

¹¹ Informação obtida no sítio da prefeitura municipal de Porto Alegre no dia 12/01/2014:
http://dopaonlineupload.procempa.com.br/dopaonlineupload/716_ce_56274_1.pdf.

¹² Informação obtida em 12/01/2014 no endereço da internet:
<http://www.corsan.com.br/sites/default/files/conteudo/tabela%20tarifaria0713%20rec%20direta-perc%206,89%20FINAL1504%20pdf.pdf>

¹³ Comunicado 07/13 da SABESP. Informação obtida em 12/01/13 no endereço da internet:
http://site.sabesp.com.br/uploads/file/clientes_servicos/comunicado_07_2013.pdf

O valor total do dano deve considerar o tempo de operação da fonte poluidora. Neste estudo, optou-se pelo período de um ano como exemplo de tempo de operação. O período pode ser usado como unidade e ser multiplicado pelo número de anos (ou meses) que a Justiça considerar plausível na atribuição de responsabilidade do autor.

Tabela 8 – Cálculo do valor do dano ambiental para o período de 12 meses, baseado na carga mensal obtida na Tabela 6. VD_t = Valor do Dano baseado na concentração do momento t, sendo (1) janeiro, (2) março, (3) maio, (4) julho, (5) setembro e (6) novembro

VARIÁVEL	VD1 (R\$)	VD2 (R\$)	VD3 (R\$)	VD4 (R\$)	VD5 (R\$)	VD6 (R\$)
DBO ₅	0,00	0,00	0,00	3.789.268,44	0,00	29.469.153,85
Nitrogênio Amoniacal	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fósforo Total	0,00	0,00	0,00	11.109.611,41	1.492.044,06	0,00

Pela metodologia proposta foi possível calcular o dano ambiental em três das seis campanhas amostrais, o que significa dizer que não havia dano ambiental em 50 % (3/6) das campanhas. A influência da vazão sobre a concentração das variáveis tem importância para o cenário aqui observado, principalmente nas amostragens de janeiro/2011 e março/2011. Apenas o teor de coliformes termotolerantes nessas datas (janeiro/2011 e março/2011) indica que havia poluição, provavelmente pelo efeito da diluição, as outras variáveis ficaram dentro do limite legal. Assim, ainda que os teores de coliformes termotolerantes estivessem acima do limite em todas as campanhas (Tabela 4), não foi possível, com a metodologia adotada, calcular dano para os meses de janeiro, março e maio de 2011. Os teores de coliformes

termotolerantes devem ser um indicativo para a perícia ambiental que os monitoramentos devem ser repetidos, revendo o período de amostragem em relação a vazão do rio e a localização dos pontos amostrais.

Na terceira campanha, em maio/2011, o rio apresentava-se com concentrações mais elevadas de coliformes termotolerantes, $N_{\text{amoniacal}}$ e fósforo total no ponto de coleta a montante do que no ponto à jusante da emissão do poluente (Tabela 4). Por motivos desconhecidos, deve ter havido lançamento de poluentes a montante da cidade. Ressalta-se que o teor de fósforo total (a montante= 0,3 mg/l) foi o mais alto de todas as amostras do ano. Este fato evidencia um grande risco de uma perícia criminal concluir que não há dano ambiental, se o planejamento amostral para colher as provas não levar em consideração as flutuações na vazão do rio ou na entrada do poluente.

Nas três datas em que foi possível realizar o cálculo (julho, setembro e novembro/2011), o valor anual do dano variou de R\$1.492.044,06 a R\$ 29.469.153,85 (vinte e nove milhões, quatrocentos e sessenta e nove mil, cento e cinquenta e três reais e oitenta e cinco centavos). O maior valor foi aquele estimado pela DBO_5 em novembro de 2011 e o menor valor foi estimado a partir do fósforo total em setembro de 2011 (Tabela 9).

O valor do limite superior anual do dano com 95% de confiança (UCL95) (cálculo detalhado no Apêndice A), foi de R\$ 9.988.256,00 (nove milhões, novecentos e oitenta e oito mil, duzentos e cinquenta e seis reais). Este é o valor considerado como o Valor do Dano Ambiental (VDA) e, convertido em dólares americanos representa US\$ 4.127.378,51 (quatro milhões, cento e vinte e sete mil, trezentos e setenta e oito dólares e cinquenta e um centavos)¹⁴. O montante anual representa um valor médio mensal de R\$ 832.355,00 (oitocentos e trinta e dois mil, trezentos e

¹⁴ Na data de 31 de janeiro de 2014 pela cotação apresentada no sítio da internet do Banco Central do Brasil (US\$ 1,00 = R\$ 2,42).

cinquenta e cinco reais) ou U\$ 343.948,35 (trezentos e quarenta e três mil, novecentos e quarenta e oito dólares e trinta e cinco centavos). No cálculo do UCL95 são considerados todos os valores obtidos nas campanhas amostrais, inclusive os valores nulos (Apêndice A).

Com o objetivo de avaliar se o VDA obtido é condizente com o cenário proposto, o rio sendo o depositário de todo o esgoto produzido na cidade, e tendo a cobrança de água como parâmetro, calculou-se qual seria o valor pago pela população de Bragança Paulista pela água potável no mesmo período, com os seguintes dados de entrada¹⁵:

- a) população urbana de Bragança Paulista = 143.868 habitantes;
- b) coleta de esgoto de 86% da população urbana = 123.726 habitantes;
- c) consumo de água per capita médio = 200 l/ pessoa/dia;
- d) consumo de água em um ano da população que é recolhido esgoto
 $123726 \times 200 \times 360 = 8908227000 \text{ l ou } 8.908.227 \text{ m}^3$
- e) valor da água em um ano = $8908227 \times 4,416 = \text{R\$ } 39.338.730,43$

Com estes dados e considerando o valor tarifário da CASAN utilizado neste estudo, o valor que seria arrecadado pelo fornecimento de água em um ano no município de BP seria de R\$ 39.338.730,43 (trinta e nove milhões, trezentos e trinta e oito mil, setecentos e trinta e oito reais e quarenta e três centavos).

Verifica-se assim, que o valor do dano ambiental estimado (R\$ 9.988.256,00) é aproximadamente 25% do valor do consumo de água, o que está abaixo dos valores cobrados

¹⁵ Dados dos itens a e b foram extraídos da Tabela 3.14 de CETESB, 2012

pela política de cobrança pelo tratamento de esgoto na maioria dos municípios, ou seja, o mesmo valor cobrado pelo consumo de água é cobrado pelo tratamento de esgoto. O resultado da comparação demonstra que o limite de confiança de 95% adotado produz um valor bastante conservador, o que dá segurança na indicação do valor mínimo de dano ambiental. Assim, pelas dificuldades acima expostas durante a perícia ambiental, pela amplitude de resultados decorrentes das variações de condições encontradas, justifica-se assumir como o valor do dano ambiental o montante calculado pelo UCL95. Esses valores poderão contribuir para a efetiva instalação de sistemas de coleta e tratamento de esgotos na medida em que o valor do dano calculado tem como origem os custos de tratamento.

4.4.2 Estudo de caso de aterro sanitário (AS)

Neste item foi aplicado o método para dados de uma perícia desenvolvida pelo Departamento de Polícia Federal em um aterro sanitário de SC. Este caso foi apresentado para avaliar a aplicabilidade da metodologia proposta neste estudo para o caso de poluição pontual em meio hídrico.¹⁶

A aplicação do Método do Custo de Reposição (MCR) utilizou os mesmos valores de eficiência e de custo unitário do caso anterior.

4.4.2.1. Resultados das campanhas amostrais

As concentrações das variáveis analisadas diferem tanto em função das datas de coleta (abril, agosto e setembro/2008), como quanto à localização no curso d'água em relação ao ponto de lançamento do efluente do AS. Em

¹⁶ Por sigilo pericial, não serão apresentados dados de localização do aterro sanitário em questão.

abril e em setembro de 2008, as três variáveis (DBO_5 , $N_{amoniaco}$ e fósforo total) estavam acima do limite legal, enquanto que na campanha de agosto/2008, as concentrações estavam abaixo do limite legal. As diferenças de valores nas três campanhas (abril, agosto e setembro/2008) podem ser justificadas por possíveis alterações na vazão do rio nestes períodos e pela característica de operação da fonte, na qual o lançamento de efluentes, aparentemente, era intermitente, desconhecendo-se a sua frequência.

Como a resolução CONAMA 430/2011, em seu Art. 13 admite que na zona de mistura¹⁷ serão admitidas concentrações de substâncias em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos para o corpo receptor (desde que não comprometam os usos previstos para o mesmo), entendeu-se que para o cálculo de valoração do dano as concentrações da zona de mistura não deveriam ser consideradas. Foram escolhidos 4 (quatro) pontos de análise: um ponto na zona de mistura do curso d'água, outro ponto a montante (120 metros) e 2 pontos a jusante, um a 330 metros e outro, a 580 metros.

Os dados da campanha de agosto/2008 não foram coerentes com os resultados das demais campanhas para os mesmos pontos de coleta. Na zona de mistura, o valor da concentração de $N_{amoniaco}$ encontrado em agosto/2008 foi de $0,199 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que no mesmo ponto nas datas de abril/2008 e setembro/2008 os valores foram de 1000 mg.L^{-1} e 300 mg.L^{-1} , pelo menos três ordens de grandeza superiores. Da mesma forma os valores de fósforo total em agosto na zona de mistura foi de $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que em abril e setembro foi de $27,5$ e 3 mg.L^{-1} . Nas amostras coletadas a 580 m do ponto de lançamento, também se observou uma grande discrepância entre os resultados de agosto (J5) comparados

¹⁷ Zona de mistura: região do corpo receptor, estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, que se estende do ponto de lançamento do efluente, e delimitada pela superfície em que é atingido o equilíbrio de mistura entre os parâmetros físicos e químicos, bem como o equilíbrio biológico do efluente e os do corpo receptor, sendo específica para cada parâmetro. Resolução CONAMA 430/11.

aos resultados das outras campanhas amostrais (J2 em abril e J7 em setembro) para as duas variáveis. Na coleta de agosto de 2008 a DBO₅ não foi avaliada por motivos técnicos. As decisões tomadas em relação aos dados da zona de mistura e fazem parte do processo de perícia criminal.

Tabela 9 – Resultados das análises de três campanhas amostrais realizadas em abril, agosto e setembro de 2008 para as variáveis: DBO₅ (mg/L), N_{amoniacal} (mg/L) e fósforo total (mg/L).

VARIÁVEL	Limites da Resolução CONAM A 357/2005	Resultado das Análises de montante (M) e Jusante (J)										
		M1	J0 ¹	J1 ²	J2	M2	J3	J4	J5	M3	J6	J7
Data de coleta (2008)		ABR	ABR	ABR	ABR	AGO	AGO	AGO	AGO	SET	SET	SET
DBO ₅ (mg/L)	< 5	18,4	2158,6	22,4	48,5	NA	NA	NA	NA	7,5	335	198
N _{amoniacal} (mg/L)	< 3,7	0,98	1000	3,2	6	0,0332	0,199	0,113	0,106	2,6	300	49
Fósforo Total (mg/L)	< 0,1	0,197	27,5	0,263	0,389	0,002	0,003	0,005	0,003	0,1	3	3,7

M= Montante (em branco) e J=Jusante (tons de cinza conforme a localização)

¹ J0, J3 e J6 – Zona de mistura do curso d'água (no mesmo local) em períodos diferentes.

² J1e J4 –Localizado a aproximadamente 330 m do ponto de lançamento.

³ J2, J5 e J7 Localizado a aproximadamente 580 m do ponto de lançamento.

NA – não analisado por problemas técnicos

4.4.2.2. Cálculo do coeficiente multiplicador (n)

No cálculo do coeficiente multiplicador foram consideradas as diferenças de concentração à jusante e à montante do ponto de lançamento do efluente do AS, conforme fluxograma (Figura 1). Utilizou-se as concentrações à jusante, coletadas em duas regiões: a 330 m e a 580 m. Os coeficientes multiplicadores foram numerados na mesma lógica dos pontos amostrais n_0 , n_1 , n_2 , n_3 , n_4 , n_5 , n_6 e n_7 . Com a retirada dos pontos da zona de mistura, somente valores dos coeficientes n_1 , n_2 , n_4 , n_5 e n_7 foram calculados. Os valores de n_4 e n_5 foram zero, logo, o valor do dano dessas amostras será considerado zero para fins de cálculo do valor final do dano.

Conforme apresentado na Tabela 10, em abril/2008 os valores de n foram iguais a 1, mostrando que com a eficiência do tratamento escolhido apenas um ciclo de tratamento seria suficiente para reduzir a concentração da variável ao limite legal. Em setembro, porém, no local a 580 m da fonte de lançamento o valor de n foi de 1,36 para a DBO_5 , 2,82 para o $N_{amoniaco}$ e 3,08 para o fósforo total, revelando que as concentrações estavam tão altas que seria necessário mais de um ciclo de tratamento para reduzir as concentrações aos limites legais.

Tabela 10 – Cálculo do n (coeficiente multiplicador) e Indicação da origem da poluição.

VARIÁVEL	Origem da poluição e Cálculo do n							
	origem da poluição em abril/08	J1	J2	origem da poluição em agosto/08	J4	J5	origem da poluição em setembro/08	J7
		n ₁ ABRIL/08	n ₂ ABRIL/08		n ₄ AGOSTO/08	n ₅ AGOSTO/08		n ₇ SETEMBRO/08
DBO ₅ (mg/L)	B	1,00	1,00	NA	NA	NA	B	1,36
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	C	0,00	1,00	A	0,00	0,00	C	2,82
Fósforo Total (mg/L)	B	1,00	1,00	A	0,00	0,00	C	3,08

A - Não há dano causado pela fonte investigada;

B - O curso d'água já está poluído antes da fonte investigada, a fonte investigada é apenas parcialmente responsável pelo dano;

C - poluição exclusivamente devido à fonte.

* *Foram mantidos os mesmos tons da tabela 9 para diferenciação das localizações dos pontos amostrais.

4.4.2.3. Cálculo das cargas (K)

A carga (K) da DBO₅ variou de 516,33 kg.mês⁻¹ (k₁ – jusante a 330 m em abril/2008) a 24.590,04 kg.mês⁻¹ (k₇ – jusante a 580 m em setembro/2008); a carga (K) do N_{amoniacal} variou de 0,00 kg.mês⁻¹ (k₁ e k₄ - jusante a 330 m em abril/2008, e k₅ - 580 m do ponto de lançamento) a 5.989,39 kg.mês⁻¹ (k₇ - jusante a 580 m em setembro/2008); e a carga do fósforo total variou de 8,52 kg.mês⁻¹ (k₁ - jusante a 330 m em abril/2008) a 464,69 kg.mês⁻¹ (k₇ - jusante a 580 m em

setembro/2008). A vazão do rio não foi avaliada pela perícia nas datas das coletas de amostras de água, sendo medida posteriormente para poder aplicar ao modelo. A vazão medida em novembro de 2013 foi de $0,0498 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O detalhamento dos cálculos das cargas poluentes está no Apêndice B.

Os resultados mostram elevadas cargas de poluente na coleta de setembro de 2008 (K7 – jusante a 580 m) para todas as variáveis, e ainda na coleta de abril no ponto a 580 m (K2 - jusante) para DBO_5 e Nitrogênio amoniacal (Tabela 11). O valor foi calculado a partir da vazão de $0,0498 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, medida em novembro de 2013, e das concentrações das variáveis medidas em abril, agosto e setembro de 2011.

Tabela 11 – Cálculo das cargas poluentes (mensal)

VARIÁVEL	K1 ¹	K2 ¹	K4	K5	K7 ¹
DBO_5 (kg/mês)	516,33	3.885,36	0,00	0,00	24.590,04
Nitrogênio Amoniacal (kg/mês)	0,00	296,89	0,00	0,00	5.989,39
Fósforo Total (kg/mês)	8,52	24,78	0,00	0,00	464,69

$K_t^1 =$

Carga mensal no momento e posição t, e a vazão a mesma para todos.

t = 1 (jusante a 330 m em abril/08), 4 (jusante a 330 m em abril/08), 2 (jusante a 580 m em abril/08), 5 (jusante a 580 m em agosto/08) e 7 (jusante a 580 m em setembro/08).

4.4.2.4. Cálculo do Valor do Dano Ambiental

Os valores do dano ambiental consideraram, portanto, as variações das concentrações de dois locais de monitoramento a jusante do lançamento de efluente (a 330 e 580 m) e as coletas realizadas em abril, agosto e setembro/2008 (Tabela 12). O dano ambiental (Tabela 13) no período total de operação (doze meses) variou de zero a R\$ 33.385.904,05 (trinta e três milhões, trezentos e oitenta e cinco mil, novecentos e quatro reais e cinco centavos) considerando a concentração do nitrogênio amoniacal amostrado em setembro 2008. O valor mensal do dano, o qual está apresentado em ordem decrescente na Tabela 13, variou de zero a R\$ 2.782.158,67 nos mesmos períodos. O maior valor foi obtido quando a carga de poluição por Nitrogênio Amoniacal alcançou o equivalente a 5.989,39 kg/mês em Setembro de 2008. Nesta data a concentração de $N_{\text{amoniacal}}$ era de 49 mg/l, enquanto que o limite legal é de 3,7 mg/l. A toxicidade do $N_{\text{amoniacal}}$ nesta concentração é fatal para a grande maioria da biota aquática (USEPA, 2013). Geralmente a preocupação com os teores de $N_{\text{amoniacal}}$ são estudados pela possibilidade de eutrofização, mas nessas concentrações reforça-se o dano direto à biota pela elevada toxicidade. A manutenção desta concentração por períodos longos, ou com frequência constante, resultará na perda da biodiversidade haja a vista os resultados de toxicidade publicados pela USEPA (2013).

Tabela 12 – Cálculo do valor do dano ambiental (R\$) para 12 meses de operação

VARIÁVEL	Valor 1 (VD1)	Valor 2 (VD2)	Valor 4 (VD4)	Valor 5 (VD5)	Valor 7 (VD7)
DBO ₅	93.930,10	706.823,99	NA	NA	6.079.379,07
Nitrogênio Amoniacal	0,00	587.053,82	0,00	0,00	33.385.904,05
Fósforo Total	58.631,43	170.564,17	0,00	0,00	9.859.675,15

¹VD_t = Valor do Dano em 12 meses no momento e posição t, sendo t = 1 (jusante a 330 m em abril/08), 4 (jusante a 330 m em abril/08), 2 (jusante a 580 m em abril/08), 5 (jusante a 580 m em agosto/08) e 7 (jusante a 580 m em setembro/08).

Na Tabela 13 os valores foram dispostos em ordem decrescente, e apresentados os valores mensais e totais do período total de operação considerado (12 meses). Os valores de agosto de 2008 já haviam sido descartados.

Tabela 13 – Resultados do valor do dano ambiental, excluídos os valores da zona de mistura

Variável	Valor do dano (R\$) no período (12 meses)	Valor mensal do dano (R\$)
Nitrogênio Amoniacal (VD7)	33.385.904,05	2.782.158,67
Fósforo Total (VD7)	9.859.675,15	821.639,60
DBO ₅ (VD7)	6.079.379,07	506.614,92
DBO ₅ (VD2)	706.823,99	58.901,99
Nitrogênio Amoniacal (VD2)	587.053,82	48.921,15
Fósforo Total (VD2)	170.564,17	14.213,68
DBO ₅ (VD1)	93.930,10	7.827,51
Fósforo Total (VD1)	58.631,43	4.885,95
Nitrogênio Amoniacal (VD1)	0,00	0,00
Fósforo Total (VD4)	0,00	0,00
Nitrogênio Amoniacal (VD4)	0,00	0,00
Fósforo Total (VD5)	0,00	0,00
Nitrogênio Amoniacal (VD5)	0,00	0,00

¹VD_t = Valor do Dano em 12 meses no momento e posição t, sendo t = 1 (jusante a 330 m em abril/08), 4 (jusante a 330 m em abril/08), 2 (jusante a 580 m em abril/08), 5 (jusante a 580 m em agosto/08) e 7 (jusante a 580 m em setembro/08).

O valor do limite superior anual do dano com 95% de confiança (UCL95), calculado pelo método não paramétrico (Chebyshev) (cálculo detalhado no Apêndice A), foi de R\$

15.227.513,00 (quinze milhões, duzentos e vinte e sete mil, quinhentos e treze reais). Este é o valor considerado como o Valor do Dano Ambiental (VDA) e, convertido em dólares americanos na data de 31 de janeiro de 2014 pela cotação apresentada no sítio da internet do Banco Central do Brasil¹⁸ (U\$ 1,00 = R\$ 2,42), representa U\$ 6.292.361,00 (seis milhões, duzentos e noventa e dois mil, trezentos e sessenta e um dólares). O montante anual representa um valor médio mensal de R\$ 1.268.959,00 (um milhão, duzentos e sessenta e oito mil, novecentos e cinquenta e nove reais) ou U\$ 524.363,00 (quinhentos e vinte e quatro mil, trezentos e sessenta e três dólares). No cálculo do UCL95 são considerados todos os valores obtidos nas campanhas amostrais, inclusive os valores nulos.

Os valores apurados consideraram a tarifa de tratamento de esgoto vigente em Santa Catarina em janeiro de 2014.

4.5 DISCUSSÃO SOBRE A APLICAÇÃO DO MÉTODO

Uma análise comparativa entre os dois casos mostra diferenças interessantes. No caso de Bragança Paulista (BP) o maior valor de dano ambiental foi alcançado pelo poluente DBO₅, enquanto que o N_{amoniacal} não gerou dano em nenhum momento. Por outro lado, no caso do Aterro Sanitário (AS) o N_{amoniacal} foi o principal responsável pelo dano ambiental. São fontes diferentes de poluição, mas o resultado mostra a importância da avaliação de um conjunto de variáveis ao invés de se limitar a apenas uma delas. Além disso, em cada caso houve mudança na variável crítica nas diferentes campanhas amostrais. Na campanha de julho/2011 em BP, o Fósforo Total foi o poluente crítico, mas em novembro/2011, a DBO₅ foi aquela que causou maior dano. No caso do AS em setembro/2008, o N_{amoniacal} foi o principal poluente, e em

¹⁸ <http://www4.bcb.gov.br/pec/taxas/port/ptaxnpesq.asp?id=txcotacao>

abril/2008, foi a DBO_5 . Estes resultados mostram que o critério de escolha das variáveis foi eficiente, confirmando o método de escolha aplicado por Azevedo et al (2007) que utilizou as variáveis que mais frequentemente apareciam com maior número de violações dos limites legais decorrentes de atividades antrópicas. Wang et al. (2011) afirmam, por exemplo, que a alta concentração de $N_{amoniacal}$ e a baixa taxa de degradabilidade dos compostos orgânicos do chorume faz com que a remoção do nitrogênio seja um problema complexo. Em seu experimento com um sistema de tratamento de lodos ativados em escala laboratorial, a eficiência de remoção de nitrogênio total do chorume, com alta concentração de $N_{amoniacal}$ (acima de 600 mg/L) é de 35 a 40 %. Com a adição de fontes externas de carbono a eficiência atinge 99%. A estimativa de custo de um sistema com eficiência de remoção na Finlândia de 60 % de N_{total} é de 1.04 euros por m^3 (R\$ 3,29/ m^3 pela taxa de câmbio de 30/11/2013 calculado no sitio do Banco Central do Brasil <http://www4.bcb.gov.br/pec/conversao/conversao.asp>.) Isso representa um custo de R\$ 5,48/kg de N removido nas condições da Finlândia. Este custo é 30 vezes menor que o considerado neste estudo.

No AS, devido às elevadas concentrações de poluentes no chorume, os valores apurados neste caso foram bem elevados, refletindo a alta capacidade poluidora deste tipo de efluente. Nesse sentido o uso do coeficiente n foi importante para valoração do dano causado por este tipo de poluente. A majoração efetivada pelo uso do coeficiente pode ser considerada adequada, pois as concentrações elevadas constatadas neste caso seriam de difícil redução em um sistema de tratamento com a tecnologia mais comumente utilizada (GAT - *General Available Technology*), alternativa adotada neste trabalho, necessitando de mais de um ciclo de tratamento para atingir o limite legal.

Os dois casos estudados resultaram em valores expressivos de dano ambiental, mesmo sabendo-se que o método utilizado (custo de reposição) subestima o valor do

dano, e que qualquer valoração apresenta limitações (Tavares, 1998; Nogueira, 2000; Seroa da Motta, 1997). Grande parte dos trabalhos de valoração ambiental utiliza o método a valoração contingente para estimar a disposição a pagar (DAP) da população afetada. Mattos et al. (2007) ao estimar o valor monetário das Áreas de Preservação Permanente (APPs) da Microbacia do Ribeirão São Bartolomeu (MG), que possuem 1068,41 ha, por meio do valor aceito pela população urbana de Viçosa (MG), chegaram ao valor de R\$ 3.863.926,08 (três milhões, oitocentos e sessenta e três mil, novecentos e vinte seis reais e oito centavos) para o bem ambiental. Christofaro (2007) valorou o serviço ecossistêmico afetado pelo lançamento de esgotos domésticos não tratados em cursos d'água da bacia do rio Verde Grande (MG) no período de 1974 a 2007. O serviço avaliado era a diluição natural dos poluentes DBO₅, e os nutrientes fósforo e nitrogênio, até que estes atingissem os limites legais de concentração. O método utilizado foi da eMergética ou Ecoenergética, e o valor encontrado foi de R\$ 295.214.385,25 (duzentos e noventa e cinco milhões, duzentos e quatorze mil, trezentos e oitenta e cinco reais e vinte e cinco centavos). O período considerado foi de 12.045 dias ou 33 anos, logo, o valor anual foi de R\$ 8.945.890,46 (oito milhões, novecentos e quarenta e cinco mil, oitocentos e noventa reais e quarenta e seis centavos) ou US\$ 4.472.945,23 (quatro milhões quatrocentos e setenta e dois mil, novecentos e quarenta e cinco dólares e vinte e três centavos) ao câmbio do dólar a R\$ 2,00 (dois reais). O autor utilizou a produção de esgoto da cidade de Montes Claros (MG), que possuía uma população anual média de 209.738 (duzentos e nove mil, setecentos e trinta e oito) habitantes, semelhante à população de Bragança Paulista. Matéria jornalística assinada por Francisco Amorim e Itamar Mello publicada no jornal Zero Hora no dia 02/06/2012, revela que a poluição das águas do rio Guaíba (RS), fonte de água para abastecimento da cidade de Porto Alegre, resultou no aumento de 224% no custo de tratamento apenas para remover as cianobactérias, o custo unitário de

tratamento passou de R\$ 70,00 (setenta reais) para R\$ 226,80 (duzentos e vinte e seis reais e oitenta centavos). Segundo a matéria o custo-alga em cinco meses do ano de 2011 foi de R\$ 12 milhões, ou seja, R\$ 2.400.000,00 (dois milhões e quatrocentos mil reais) por mês.

Azevedo et al. (2007) propuseram uma metodologia semelhante à utilizada neste trabalho para o cálculo da cobrança pela diluição de poluentes na bacia do rio Paraíba do Sul (SP e RJ). Assim como neste trabalho, na sua abordagem são usadas as variáveis vazão, concentração, preço unitário de tratamento e coeficientes de ajuste do preço unitário, da concentração e da vazão, para cada poluente. Diferencia-se, no entanto, ao utilizar o valor do preço unitário público para diluição do poluente, que para a DBO_5 é de R\$ 0,02/m³, e de fósforo R\$ 0,06/m³, e seu limite para a outorga é o valor máximo de concentração admitido pela legislação. Foram feitas simulações de cobrança pelo uso da água com esta finalidade em 15 situações de níveis críticos de DBO_5 e fósforo total. Destacam-se os valores médios encontrados para duas cidades com carga de DBO_5 semelhantes à Bragança Paulista: cidade A com carga de DBO_5 = 9511,7 kg/dia (equivalente a população de 176142 hab) e cidade B com carga de DBO_5 = 4995,3 kg/dia – população aproximada de 92505 hab. Os valores médios de cobrança pela água para diluição de poluentes foram: cidade A = R\$ 4.284.805,13/ano, e cidade B = R\$ 2.405.453,20/ano.

No trabalho de Ramos (2007) o preço cobrado pelo uso da água bruta no vale do rio Paraíba do Sul variava de R\$ 0,008/m³ a R\$ 0,028/m³, enquanto que na Bacia do rio Piracicaba o valor unitário da água superficial bruta captada era de R\$ 0,01/m³, da água consumida de R\$ 0,02/m³, e havia ainda o pagamento por lançamento de carga orgânica, de R\$ 0,10/kg, o pagamento pela transposição da bacia – R\$ 0,015/m³, e o uso para geração de energia.

Ainda que valores de outorga ou de cobrança pelo uso da água para diluição de efluente são de difícil comparação com o valor de dano ambiental, mas servem para dar uma

noção da importância que se dá ao uso da água e à preservação de mananciais através dos montantes monetários associados.

No estudo de caso realizado pela Divisão de Assessoramento Técnico do Ministério Público do RS – DAT, a avaliação econômica para poluição hídrica provocada por um curtume que lançava 1000 m³/dia de efluentes foi de R\$ 113.933,63 (cento e treze mil novecentos e trinta e três reais e sessenta e três centavos) por ano de operação. Neste caso, o método utilizado foi o do custo de oportunidade ou o custo evitado com o tratamento do efluente. Os poluentes que ultrapassavam o limite legal eram DBO₅, DQO, nitrogênio, fósforo e cromo, no entanto, o cálculo foi feito apenas para o custo de tratamento da DBO₅. Uma diferença marcante entre a fórmula utilizada pela DAT¹⁹ e a deste trabalho é que o custo de tratamento aplicado pelo primeiro é resultado do custo operacional multiplicado pela quantidade de efluente a ser tratada, somado ao custo de implantação de uma ETE, enquanto que nesta proposta o custo unitário do tratamento é calculado para cada poluente considerando a eficiência de remoção da ETE de referência. A eficiência de remoção não é a mesma para todos os poluentes, varia num mesmo sistema de tratamento, logo, é mais lógico utilizar como custo unitário do tratamento o custo de remoção por unidade de massa de cada poluente. O uso de custo de operação e custo de implantação dificulta o cálculo porque estas informações nem sempre estão disponíveis e podem variar ao longo do tempo, pois o custo de uma obra está sujeito a mudanças constantes.

¹⁹ $V = 1 - \eta) \times (CO \times V_e \times d + CI)$, onde: CO representa o custo de operação, ou seja, o custo de operação de uma estação de tratamento de efluentes (em R\$/m³); VE representa o volume diário de efluente lançado (em m³/dia); d representa o número de dias de lançamento de efluentes; CI representa o custo de implantação de uma estação de tratamento de efluentes; e h representa a eficiência do tratamento de efluentes.

Na metodologia proposta pela DAT seria, então, necessário recalcular o custo de implantação a cada vez que se fizesse o cálculo do dano. Acrescente-se que, dependendo da situação, diferentes sistemas de tratamento ou capacidades operacionais deverão ser considerados. No método proposto neste trabalho basta saber o preço da tarifa e a eficiência de remoção dos poluentes-alvo na ETE de referência. Possivelmente por esta diferença de metodologia o valor calculado pela DAT seja bem inferior ao obtido aqui. O método proposto permite identificar qual é o poluente crítico²⁰ em cada momento, pelo valor do custo de remoção.

Os exemplos apresentados têm propósitos e metodologias diferentes, sendo que em nenhum caso havia o objetivo de cálculo de dano ambiental para fins criminais. Na verdade, com o propósito criminal, não foi encontrado nenhum cálculo de dano ambiental causado por poluição de esgoto doméstico. De qualquer forma alguns valores podem ser usados para avaliar a magnitude do resultado. Dentre eles o cálculo apresentado por Christofaro (2007) é aquele com maior semelhança de condições com o caso de Bragança Paulista e o valor obtido pelo referido autor (R\$ 8.945.890,46/ano ou US\$ 4.472.945,23) aproxima-se do valor calculado deste trabalho (R\$ 9.988.256,00 ou US\$ 4.127.378,51). Segundo publicação do jornal Zero Hora no dia 02/06/2012 o custo de tratamento da água para abastecimento público em Porto Alegre, aumentado devido somente à contaminação por cianobactérias, foi de R\$ 2.400.000,00/mês ou US\$1.176.470,59²¹ também foi semelhante ao valor mensal de BP - R\$ 832.355,00 (oitocentos e trinta e dois mil, trezentos e cinquenta e cinco reais) ou US\$ 343.948,35, e do AS (R\$1.268.959,00 ou US\$ 524.363,00).

Pode-se argumentar que os valores dos danos obtidos na aplicação do método proposto estão superestimados, pois, tanto as concentrações das variáveis avaliadas como a sua

²⁰ Aquele que gera o maior dano ambiental.

²¹ Cotação do dólar na data da publicação do jornal obtida em <http://financeone.com.br/moedas/cotacoes-do-dolar>

carga na água superficial não ocorrem constantemente, devido à variação do seu fluxo de entrada e a vazão do rio, e o método projeta a condição momentânea como se este cenário ocorresse todo o tempo. Ocorre que, em relação à periodicidade, muitas vezes não é possível conhecer as características de lançamento do efluente em perícias criminais. O lançamento pode ser intermitente, eventual ou contínuo, sendo sua frequência diária, semanal, etc. Logo, quanto menor a frequência de lançamento e maior a variação da vazão do rio, maior será a probabilidade de ocorrer variação da concentração nas amostras efetuadas, ou seja, uma amostragem aleatória da água do rio para qualificá-la na escala anual tem pouca probabilidade de expressar a pior condição de poluição. No caso de Bragança Paulista foi constatado dano em 50 % das campanhas amostrais, e no caso do aterro em 66 %. Portanto, pode-se concluir que dificilmente a amostra coletada representará a pior situação. Além disso, pode-se afirmar que durante os trabalhos periciais os seguintes cuidados são tomados: precauções quanto ao isolamento de contribuições difusas, verificação se a fonte de lançamento é a única contribuinte até o ponto de jusante e verificação se a fonte tem capacidade de poluir no nível mais agudo observado. Deste modo, considerando-se os procedimentos habituais da perícia criminal, as consequências ambientais da poluição naquele nível elevado são aquelas que gerarão o dano.

Outro fator a considerar é a limitação imposta pela concentração definida como limite legal, isto é, embora na situação das duas primeiras campanhas de Bragança Paulista (janeiro e março/2011) a carga total de poluente possa ter sido grande, devido à vazão, as concentrações de DBO₅, nitrogênio amoniacal e fósforo total respeitaram os valores da resolução CONAMA 357/2005, não permitindo o cálculo do dano. O fator diluição sinaliza para a necessidade de cuidado no planejamento de campanhas amostrais em perícias, evitando coletas quando a vazão do corpo hídrico está fora dos padrões normais. Preliminarmente, fica claro que é imprescindível a

medida da vazão a cada amostragem. Além disso, devem-se evitar coletas após elevadas precipitações pluviométricas na bacia hidrográfica. O tempo a ser considerado para se fazer a coleta vai depender do volume da última precipitação e do tempo de concentração da bacia hidrográfica²².

A falta de monitoramento do ciclo anual hidrológico, por parte dos órgãos públicos, é outro fator que dificulta a compreensão da variabilidade da qualidade da água em diversos rios brasileiros. Se houvesse o monitoramento, seria muito mais fácil o entendimento da frequência e duração das descargas irregulares, bem como a identificação de fontes irregulares de lançamentos de poluentes. Neste sentido a formulação proposta poderá evoluir quando estas informações estiverem disponíveis e for possível agregar as informações de frequência e duração da poluição na fórmula.

Diferentemente de outros países, como os EUA e o Canadá, onde se avalia a magnitude, a frequência e duração da poluição (USEPA, 2013; Tachibana, 2009), no Brasil o controle é feito pela concentração no curso d'água, ou seja, apenas pela magnitude. O cálculo da carga com base na concentração instantânea e a utilização do tempo de operação da fonte poluidora admitem, indiretamente, a duração da poluição por todo este tempo, fato este que pode ser considerado desproporcional, superestimando ou subestimando o valor do dano dependendo das condições de diluição. O limite atual para toxicidade aguda da amônia preconizado pela Agência Ambiental Norte americana USEPA é de 17 mg N_{amoniaca}/L em pH 7 e temperatura de 20°C. Para toxicidade crônica é de 1,9 mg N_{amoniaca}/L no mesmo pH e temperatura (USEPA,2013). Enquanto que no

²² Define-se como tempo de concentração o tempo necessário para que toda a bacia hidrográfica esteja contribuindo com a água sobre ela precipitada, desde o início da chuva, para uma determinada seção do curso de água ou da superfície da bacia objeto de análise. Dessa forma, o conhecimento do tempo de concentração é fundamental para a determinação da máxima vazão que estará contribuindo para um determinado local da bacia após o início da chuva. SILVA, A. Disponível em http://www2.ufpel.edu.br/cic/2007/cd/pdf/EN/EN_00784.pdf

Brasil a concentração é avaliada como o limite máximo para o padrão do curso d'água, e é de 3,7 mg/L quando o pH está próximo da neutralidade. Em ambas legislações, os valores variam de acordo com o pH e a temperatura, reduzindo-se com o aumento de ambos. Desconhecendo-se a frequência e a duração real da poluição, não é possível avaliar o efeito, se agudo ou crônico. Os níveis encontrados neste estudo (BP e AS) são altos em relação ao limite legal, logo, se forem considerados os limites norte-americanos o efeito agudo é atingido, e o efeito crônico poderá ser atingido com uma duração relativamente curta. O trabalho da USEPA (2013) mostra que as espécies têm tolerâncias distintas à concentração de N_{amoniaco} . Em concentrações mais altas deste nutriente, um maior número de espécies será atingido. Caso a concentração acima do que é o aceitável para o efeito crônico se mantiver no meio com frequência e/ou duração relativamente altas, o prejuízo à biota poderá ser permanente e haver a extinção de espécies naquele local. A dificuldade em avaliar o efeito crônico a partir da avaliação da qualidade da água em apenas poucas amostragens poderia ser superada se as análises considerassem o estudo da fauna benthica a qual é um excelente bioindicador da qualidade ambiental do rio. Embora o estudo da comunidade bentônica como indicador de poluição não esteja previsto na legislação, este poderia servir para caracterizar o efeito da poluição sobre a biota e, conseqüentemente, sobre os bens e serviços oferecidos pelo ecossistema do rio. A avaliação da fauna benthica poderá ser agregada em estudos futuros de avaliação qualitativa da qualidade ambiental e dar suporte efetivo do efeito crônico na determinação do valor do dano ambiental.

5. CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo desenvolver uma metodologia de valoração de dados ambientais para fins criminais.

A metodologia desenvolvida é baseada no método do custo de reposição, tendo como dados de entrada a concentração do poluente no curso d'água, a vazão do curso d'água e o custo de tratamento para cada poluente, calculado a partir da tarifa praticada no local e da eficiência de remoção do poluente. Nesta metodologia é levado em conta a diferença entre os valores das concentrações medidas em campo e os valores prescritos na resolução CONAMA 357/2005, para a classe do corpo d'água estudado. Além disso, utilizou-se o limite superior de confiança (UCL95) como valor do dano ambiental.

A metodologia proposta, baseada no método do custo de reposição, mostrou-se capaz de valorar o dano ambiental com intensidade adequada para o propósito da perícia criminal. Por um lado, os valores obtidos foram elevados em relação à maioria dos cálculos de valoração de degradações ambientais e de propostas de cobrança de uso da água para diluição de efluentes. Por outro, estes valores estiveram compatíveis ao custo de operação de uma ETE e indicaram que a prevenção da poluição, com o uso de tecnologia para o tratamento do efluente, é mais vantajosa do que a sanção penal com base na metodologia aqui proposta.

O efluente de aterro sanitário (chorume), assim como o esgoto doméstico, têm alta carga orgânica, elevada carga de DBO e nutrientes, e tendem a gerar eutrofização, perda da biodiversidade e comprometimento dos bens e serviços oferecidos pelo ecossistema do rio, justificando a aplicação da metodologia ora proposta.

A prática da perícia é de fazer apenas uma campanha amostral, porém os resultados obtidos demonstram que esta prática pode trazer resultado que superestime, subestime, ou, até mesmo não identifique o dano real. Os resultados obtidos levam à conclusão que a cidade de BP mostrou-se uma fonte de lançamento variável em termos de quantidade de poluente. Deve-se, ainda, considerar que o rio possa responder de forma variável aos lançamentos de esgoto. Neste caso, a variação da vazão do rio no momento da coleta e a

contribuição de fontes difusas para a degradação do rio foram consideradas importantes para compreender o resultado encontrado. Ressalta-se que o maior valor de dano foi num período de baixa vazão do rio. Esta situação é a ideal porque se aproxima da condição de vazão de referência preconizada pela Resolução CONAMA 430/2011, em seu artigo 12.

O método é flexível quanto ao custo e eficiência do tratamento de esgoto, mostrando-se adaptável para diversos locais. Neste caso, torna-se fundamental o uso de dados provenientes dos locais em que se está fazendo a perícia, contextualizando ao suposto crime. A utilização de mais de uma variável e o uso de custos unitários de tratamento específicos para cada variável possibilitou a identificação do poluente crítico em cada momento, e a valoração mais criteriosa do dano ambiental.

A proposta de aplicação de um coeficiente multiplicador para casos onde a concentração do poluente é alta mostrou-se útil, pois, no caso do aterro sanitário onde as concentrações eram muito altas, o coeficiente foi capaz de majorar o valor do dano de forma proporcional.

Assim, o formato proposto para a aplicação do método de custo de reposição para valoração com finalidade criminal alcançou seu objetivo. A aplicação do método em duas situações práticas gerou uma matriz de possibilidades de atribuição de valor de dano ambiental em função das variações temporais da qualidade da água nos corpos receptores, que permitem ao perito oferecer alternativas ao judiciário, embora a indicação seja de adoção do limite superior com 95 % de confiança como o valor do dano.

A principal deficiência do método é não captar as variações de frequência e duração com que as variáveis violaram os limites legais, fazendo com que o valor do dano fosse calculado com base em dados instantâneos e projetado para um período de tempo mensal ou anual de forma proporcional. Esta deficiência só será sanada quando a legislação considerar os fatores frequência e duração da poluição, e quando houver uma estrutura adequada de monitoramento sistemático dos rios com base no ano hidrológico.

6. RECOMENDAÇÕES

A prática da perícia de fazer apenas uma campanha amostral pode trazer resultados que não representam a realidade ao longo do tempo, podendo, até mesmo, não identificar situações de poluição em função das características de lançamento da fonte.

O efluente de esgoto doméstico é por natureza heterogêneo e variável, mas cabe ao perito identificar a pior situação. Portanto recomendam-se os seguintes procedimentos na realização de perícias que pretendem valorar o dano ambiental:

1. Devem ser planejadas no mínimo três campanhas amostrais, de preferência, no período de estiagem;
2. Deve ser feita a medida da vazão do curso d'água receptor a cada campanha amostral;
3. Devem ser medidas, no mínimo, três variáveis de qualidade que representem o tipo de poluição investigado, sendo que nos casos apresentados foram DBO₅, Fósforo Total e Nitrogênio Amoniacal.
4. As campanhas amostrais devem ser planejadas de forma a evitar vazões acima da média, para tanto o ideal seria conhecer a vazão de referência do curso d'água. Outra ação neste sentido é verificar a pluviometria dos dias anteriores à campanha amostral e as características de velocidade de acumulação da bacia hidrográfica em estudo evitando campanhas em dias de alta vazão;
5. Se possível devem ser colhidas informações quanto ao regime de lançamento da fonte poluidora, se eventual, intermitente ou contínua, e planejar a coleta em momentos adequados para a constatação do lançamento.
6. A ETE escolhida como referência para o cálculo do custo unitário deve ser representativa do local em estudo. É preciso saber a eficiência do tratamento desta ETE na remoção das variáveis escolhidas para estudo.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, Rodrigo de. Avaliação de Danos Causados ao Meio-Ambiente, p. 211-230, in: TOCCHETTO, Domingos (org.), *Perícia Criminal Ambiental*. Campinas: Millenium, 2010.
- ALVARENGA, L. J.; BARREIRO, T. C. Bases normativas e funcionalidades jurídicas para a avaliação econômica de danos ambientais. *Revista do Ministério Público do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, Edição Especial 1, 2011.
- A.N.P. Criminalística. Brasília: Academia Nacional de Polícia, 35p., 2002.
- ARAÚJO, R. C. *Valoração econômica do dano ambiental em inquérito civil público*. Brasília: Escola Superior do Ministério Público da União, 2011. 200 p.
- ÁVILA JR., S; POSSAMAI, F. P.; BUDNI, P; BACKES, P.; PARISOTTO, E. B.; RIZELIO, V. M.; TORRES, M. A.; COLEPICCOLO, P.; WILHELM FILHO, D. Occupational airborne contamination in South Brazil: 1. Oxidative stress detected in the blood of coal miners. Londres, *Ecotoxicology*, v.18, p. 8, 2009.
- AZEVEDO, J. P. S. de (org.). *Cobrança pela diluição de efluentes na bacia do rio Paraíba do Sul*. Rio de Janeiro: Fundação Coordenação de Projetos, Pesquisas e Estudos Tecnológicos – COPPETEC.

Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia- COPPE/ UFRJ, 2007.

- BERNARDES, R. S.; SOARES, R. A. Fundamentos da respirometria no controle da poluição da água e do solo. Brasília: UnB, 2005. 164p.
- BIDONE, R. F. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso: Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS. 03/03/2008, 168 p., Dissertação, USP, São Carlos.
- BRASIL, Presidência da República – Lei nº 9605 de 12 de fevereiro de 1998. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm.
- BRASIL, Ministério do MeioAmbiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 357 de 17 de março de 2005. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. Alterada pelas Resoluções 410/2009 e 430/2011.
- BRASIL, Ministério do MeioAmbiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430 de 13 de maio de 2011. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- CAMPHORA, A. L.; MAY, P. H. A valoração ambiental como ferramenta de gestão em unidades de conservação: há convergência de valores para o bioma Mata Atlântica? *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 2, n. 1-2, pp. 24-38, 2006.

- CARDOSO, A. R. A. A degradação ambiental e seus valores econômicos associados. Porto Alegre: Sergio Antonio Fabris Editor, 2003. 96p.
- CETESB. Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo. in: Relatórios/CETESB, Série Relatórios/CETESB. São Paulo: CETESB - Companhia Ambiental do estado de São Paulo, p. 356, 2012.
- CETESB. Manual técnico de avaliação de desempenho das estações de tratamento de esgoto. São Paulo: CETESB, 1989. 58 p.
- CHRISTOFARO, C. Valoração de serviços ecossistêmicos afetados pelo lançamento de esgotos domésticos não tratados em cursos d'água da bacia do Rio Verde Grande-MG. *Revista do Ministério Público do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, Edição Especial Meio Ambiente, 2011.
- CORRÊA, R. S. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado. Anais do I Seminário de Valoração de Danos Ambientais. Brasília: Instituto Nacional de Criminalística, p. 170, 2005.
- CORRÊA, R. S.; SOUZA, A. N. Valoração de danos indiretos em perícias ambientais. *Revista Brasileira de Criminalística*. Brasília: Instituto Nacional de Criminalística, v. 2(1), p. 7-15, 2012.
- CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DEGROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The Value of the world's ecosystem services and

natural capital. *Nature*. Londres: Nature Publishing Group, v. 387, p. 253-260, 1997.

CRUZ, E. L. C. C. da. A Perícia Criminal de Meio Ambiente na Polícia Federal. *Revista Perícia Federal*, Brasília, Ano VIII, n.25, setembro de 2006 a maio de 2007.

CUI, F.; LEE, S.; KIM, M. Removal of organics and nutrients from food wastewater using combined thermophilic two-phase anaerobic digestion and shortcut biological nitrogen removal. *Water Research*, Filadélfia, v. 45, p. 5279-5286, 2011.

CUNHA, Sandra Baptista da; GUERRA, Antônio José Teixeira (org.). *Avaliação e Perícia Ambiental*. Rio de Janeiro: Bertrand, 2010. 286p.

DA SILVA, D. M. *Dano Ambiental e sua Reparação*. Curitiba: Editora Juruá, 2006. 400p.

FREITAS, C. G. A. Valoração do dano ambiental: algumas premissas. *Revista do Ministério Público do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, edição especial, 2011, pp. 10-17.

GILMAN, R. T.; ABELL, R. A.; WILLIAMS, C. E. How can conservation biology inform the practice of Integrated River Basin Management? *International Journal River Basin Management*. Cardiff, v. 2, p. 14, 2004.

HUFSCHMIDT, M. M. *Environment, natural systems, and development: an Economic valuation guide*. Baltimore: John Hopkins University Press, 1983.

KLING, A. S. M. *Aplicação do Método Battelle na avaliação do impacto ambiental na Bacia hidrográfica do rio Piabanha*. Dissertação de Mestrado em Ciências na

área de Saúde Pública. FIOCRUZ, Rio de Janeiro, março de 2005, 121p.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP, 2004. 235p.

LURLING, M; VAN OOSTERHOUT, F. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*, Londres, v. 47, pp. 6527-6537, 2013.

MAGLIANO, M. M. *Valoração econômica em laudos periciais de crimes contra o meio ambiente*. 2013. 116f. Dissertação (Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MARQUES, J. R.. Reparação do dano ambiental: necessidade de adequação do dimensionamento do pedido formulado em Ação Civil Pública. *Revista do Ministério Público do estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte: MPMG Jurídico, p. 8-9, 2011.

MATTOS, A. D. M. de; JACOVINE, L. A. G.; VALVERDE, S. R.; SOUZA, A. L. de; SILVA, M. L. da; LIMA, J. E. de. Valoração ambiental de áreas de preservação permanente da microbacia do ribeirão São Bartolomeu no Município de Viçosa, MG. Viçosa, *Revista Árvore*, v.31, n.2. Março a Abril de 2007.

MATTHEWS, D. Ammonia Toxicity Criteria and Responses to Early Stages of Rehabilitation. Siracuse: State University of New York, 2002.

- MILARÉ, É.; COSTA JR., P. J. D. Direito Penal Ambiental: Comentários à Lei 9.605/98. Campinas: Editora Millenium, 2002. 350 p.
- MORATO LEITE, J. R. Dano ambiental do individual ao coletivo extrapatrimonial. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 1999. 362 p.
- NOGUEIRA, J. M. Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo?, in: MEDEIROS, M. A. A. de.; ARRUDA, F. S. T. de (orgs.). Cadernos de Ciência e Tecnologia. Brasília: EMPRAPA, 2000.
- PARAÍSO, M. L. S. Metodologias de Avaliação Econômica dos Recursos Naturais. *Revista Direito Ambiental*. Brasília, ano 2, n. 6, p. 97-107, abril- junho 1997.
- PEARCE, D. Economic values and the natural world. Londres: Earthscan, 1993. 127 p.
- POSSAMAI, F. P.; ÁVILA JR. S.; BUDNI, P.; BACKES P.; PARISOTTO, E. B.; RIZELIO, V. M.; TORRES, M. A.; COLEPICOLO, P.; WILHELM FILHO, D. Occupational airborne contamination in South Brazil: 2. Oxidative stress detected in the blood of workers of incineration of hospital residues. *Ecotoxicology*, v. 18, p. 7, 2009.
- PRADO, L. R. Direito Penal do Ambiente. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2012. 411 p.
- RABALAIS, N. N. *et al.* Global Change and eutrophication of coastal waters. *Journal of Marine Science*, v. 66, pp. 1528-1537, 2009.
- RAMOS, M. Gestão de Recursos Hídricos e Cobrança pelo Uso da Água. Fundação Getúlio Vargas, Escola

Brasileira de Administração Pública - EBAP. Março 2007.

SÁNCHEZ, Luis Enrique. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 495p.

SANTOS, J. C. dos. A Perícia Ambiental Criminal. In: TOCCHETTO, Domingos (org.), *Perícia Ambiental Criminal*. Editora Millenium: Campinas, 2010.

SANTOS, M. de O. R. M. dos. *O Impacto da Cobrança pelo Uso da Água no Comportamento do Usuário*. Tese de Doutorado em Engenharia Civil. UFRJ, Rio de Janeiro, abril de 2002, 231p.

SEROA DA MOTTA, R. Manual para valoração econômica de recursos ambientais. Brasília: Coordenação de Estudos do Meio Ambiente do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (CEMA/IPEA), Coordenação Geral de Diversidade Biológica, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (COBIO/MMA) do Ministério do Meio Ambiente, p. 235, 1997.

SILVA, A.; TERRA, V. S. S.; VIEGAS FILHO, J. S. Determinação do tempo de concentração da bacia montante do Arroio Chasqueiro. XVI Congresso Brasileiro de Iniciação Científica. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Pelotas. 2007. Disponível em http://www2.ufpel.edu.br/cic/2007/cd/pdf/EN/EN_00784.pdf. Acessado em 26/01/2014.

SPAREMBERGER, R. F. L. Direito Ambiental e Bioética: legislação, Educação e Cidadania. Caxias do Sul: EDUCS, 2004.

- STEIGLEDER, A. M. Responsabilidade Civil Ambiental: As dimensões do dano ambiental no direito brasileiro. Porto Alegre: Editora Livraria do Advogado, 2004. 287 p.
- STEIGLEDER, A. M. Valoração de danos ambientais irreversíveis. *Revista do Ministério Público do estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte: MPMG Jurídico, p. 24, 2011.
- TACHIBANA, É. M. Índice de qualidade de águas canadenses aplicado à bacia do rio Sorocaba. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Engenharia Ambiental. UNESP, Sorocaba, 25/06/1999, 47p.
- TAVARES, V. E.; RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. A Valoração Ambiental e os instrumentos econômicos de gestão dos recursos hídricos. Anais do Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos. Gramado, 1998.
- TOCCHETTO, Domingos (org.), Perícia Criminal Ambiental. Campinas: Millenium, 2010.
- TOCCHETTO, D.; GALANTE FILHO, H.; LOPES ZARZUELA, J.; BIZARRO MENDES, L.; FEITOSA ARAGÃO, R.; QUINTELA, V. M.; STUMVOLL, V. P. Tratado de Perícias Criminalísticas. Porto Alegre: Sagra Luzatto, 1995. 698 p.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.
- USEPA. Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria For Ammonia - Freshwater. U. S. Environmental

Protection Agency. Office of Water. Office of Science and Technology. Washinton D.C. Disponível em:

<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/ammonia/upload/AQUATIC-LIFE-AMBIENT-WATER-QUALITY-CRITERIA-FOR-AMMONIA-FRESHWATER-2013.pdf>. Acessado em: 13/12/2013.

USEPA. Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia. U.S. Environmental Protection Agency. Disponível em:

<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/ammonia/upload/99update.pdf>. Acessado em: 13/12/2013.

VIVIEN, F. D. Economia e Ecologia. São Paulo: Editora SENAC, 2011. 147 p.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997. v.4, 428p.

WANG, Y; PELKONEN, M.; KAILA, J. Cost-saving biological nitrogen removal from strong ammonia landfill leachate. *Waste Manage*, v. 29, p. 797-806, 2011.

W.E.F. - Water Environment Federation. Nutrient Removal: WEF Manual of Practice No. 34. Alexandria, EUA: McGraw Hill, 2010. 628p.

WILHELM FILHO, D., TORRES, M. A. TRIBESS, T. B., PEDROSA, R. C., E SOARES, C.H.L. - Influence of season and pollution on the antioxidant defenses of the cichlid fish acará (*Geophagus brasiliensis*).

Brasilian Journal of Medical and Biological Research, v. 34 (6) pp 719-726. Junho, 2001.

WRIGHT, R. T. *Environmental Science*. EUA: Pearson Prentice Hall, 9ed., 2004. 712 p.

APÊNDICE A: DADOS DE ENTRADA E CÁLCULOS
DETALHADOS PARA O ESTUDO DE CASO
BRAGANÇA PAULISTA

1 – DADOS DE ENTRADA

Tabela A1 - Dados da Estação de Tratamento de esgoto
INSULAR - Lodos Ativados (Aeração Prolongada)

Vazão (capacidade instalada): média (m ³ /h)	1000,6
Vazão (capacidade instalada): máxima (m ³ /h)	1501,2
População atendida (hab)	150000
Eficiência média (DBO ₅) em 2011 (%)	91,4
Custo do tratamento em julho 2013 - R\$ /m ³	4,416

Tabela A2 –Eficiência de tratamento – concentrações de entrada e saída – ETE Insular de 2011

Variável	concentração de entrada (mg/l)	Concentração de saída (mg/l)	Concentração de entrada (kg/m ³)	Concentração de saída (kg/m ³)	custo médio do kg retirado	Efi do tratamento
DBO ₅ (mg/l)	318,6 ± 145,4	27,4 ± 22,4	0,3186	0,0274	15,16	91,40
N- NH ₄ (mg/l)	44,6 ± 14,2	17,8 ± 13,60	0,0446	0,0178	164,78	60,09
P total (mg/l)	11,1 ± 7,9	3,4 ± 4,0	0,0111	0,0034	573,51	69,37

Tabela A3 - Informações básicas do Sistema de Tratamento de referência adotado

Descrição	Unid.	Valor	Fonte
método de tratamento		Lodos ativados com aeração prolongada	ETE Insular - Florianópolis - CASAN
Preço unitário do tratamento	R\$/m ³	4,416	CASAN categoria industrial. Preço julho 2013
*Preço unitário do tratamento por kg de poluente			
DBO ₅	R\$/kg	15,16	Segundo resultados da ETE Insular em 2011
Nitrogênio Amoniacal	R\$/kg	164,78	Segundo resultados da ETE Insular em 2011
Fósforo Total	R\$/kg	573,51	Segundo resultados da ETE Insular em 2011
Eficiência do Tratamento (E)	%	-	
DBO ₅	%	0,91	Segundo resultados da ETE Insular em 2011
Nitrogênio Amoniacal	%	0,6	Segundo resultados da ETE Insular em 2011
Fósforo Total	%	0,69	Segundo resultados da ETE Insular em 2011

2 – CÁLCULO DO COEFICIENTE MULTIPLICADOR (n)

Tabela A4 - Diferenças entre $C_M - C_{\text{legal}}$, $C_J - C_{\text{legal}}$ e $C_J - C_M$, para aplicação dos dois primeiros níveis de decisão do fluxograma de cálculo do valor do dano (Figura 1)

VARIÁVEL	DBO5*	Nitrogênio Amoniacal*	Fósforo Total*
CÁLCULO			
C_{legal} (mg/L)	5	3,7	0,1
$C_{M1} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,6	-0,08
$C_{J1} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,5	-0,02
$C_{J1} - C_{M1}$ (mg/L)	NC ¹	NC ¹	NC ¹
$C_{M2} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,6	0
$C_{J2} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,5	0
$C_{J2} - C_{M2}$ (mg/L)	NC ¹	NC ¹	NC ¹
$C_{M3} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,1	0,2
$C_{J3} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	0	-3,2	0
$C_{J3} - C_{M3}$ (mg/L)	NC ¹	NC ¹	-0,2
$C_{M4} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,5	-0,073
$C_{J4} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	2	-1,7	0,155
$C_{J4} - C_{M4}$ (mg/L)	NC ¹	NC ¹	NC ¹
$C_{M5} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,5	-0,085
$C_{J5} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-1	-2,8	0,013
$C_{J5} - C_{M5}$ (mg/L)	NC ¹	NC ¹	NC ¹
$C_{M6} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-3	-3,5	-0,086
$C_{J6} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	16	-2,7	-0,007
$C_{J6} - C_{M6}$ (mg/L)	NC ¹	NC ¹	NC ¹

C_{Mt} = Concentração a montante da zona de mistura no tempo t ; C_{legal} , = Concentração legal (CONAMA 357/2005); C_{Jt} = Concentração a jusante da zona de mistura no tempo t ; t = mês da coleta realizada em 2011; janeiro (1), março (2), maio (3), julho (4), setembro (5) e novembro (6).

NC¹= Não calculado porque o resultado do primeiro nível de decisão ($C_m > C_{\text{legal}}$), conduziu para outro cálculo no fluxograma.

*Valores negativos no primeiro nível de decisão ($C_m > C_{\text{legal}}$) significam que o curso d'água não está poluído antes da fonte de lançamento. Valores negativos no segundo nível ($C_j > C_{\text{legal}}$ ou $C_j > C_m$) significam que não há dano causado pela fonte investigada.

¹ - Valor de referência para a eficiência – CASAN - ETE Insular (Tabela A1)

² - Valor nulo devido ao resultado do segundo nível de decisão (não há dano causado pela fonte investigada)

Tabela A5: Definição da fórmula de cálculo do coeficiente multiplicador (n).

	VARIÁVEL		
	DBO5	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
Eficiência ¹	0,91	0,6	0,69
Coefficiente n			
n ₁	0,000 ²	0,000 ²	0,000 ²
n ₂	0,000 ²	0,000 ²	0,000 ²
n ₃	0,000 ²	0,000 ²	0,000 ²
n ₄	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$	0,000 ²	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$
n ₅	0,000 ²	0,000 ²	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$
n ₆	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$	0,000 ²	0,000 ²

Tabela A6: Cálculo do coeficiente multiplicador (n)

Coeficiente n	DBO5	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
n_4^1	$n = \frac{\log \frac{5}{7}}{\log (1-0,91)} = 0,14$	0,000	$n = \frac{\log \frac{0,1}{0,255}}{\log (1-0,69)} = 0,80$
n_5^1	0,000 ¹	0,000	$n = \frac{\log \frac{0,1}{0,113}}{\log (1-0,69)} = 0,10$
n_6^1	$n = \frac{\log \frac{5}{21}}{\log (1-0,91)} = 0,59$	0,000	0,000

¹ - Se n calculado é < 1 , então $n = 1$, conforme terceiro nível de decisão do fluxograma (Figura1)

3 – CÁLCULO DA CARGA²³

Tabela A7 - Vazões médias diárias (Q)² rio Jaguari
(ponto JAGR 2010 - montante) do dia da coleta das amostras
em 2011- Fonte CETESB

Vazão do rio	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6
Q (m ³ /s)	69,081	40,374	4,585	4,018	6,434	3,906
Q (m ³ /hora)	248.691,60	145.346,40	16.506,00	14.464,80	23.162,40	14.061,60
Q (m ³ /dia)	5.968.598,40	3.488.313,60	396.144,00	347.155,20	555.897,60	337.478,40
Q (m ³ /mês)	179.057.952,00	104.649.408,00	11.884.320,00	10.414.656,00	16.676.928,00	10.124.352,00

(1) janeiro, (2) março, (3) maio, (4) julho, (5) setembro e (6)
novembro

¹ - Valor nulo devido ao resultado do segundo nível de decisão (não
há dano causado pela fonte investigada)

²³ $K = CQ$, equação 6 (Materiais e Métodos), K = carga de poluente devido à fonte investigada, C = Concentração aquosa ($C_j - C_{legal}$ ou $C_j - C_m$) no tempo t (data de monitoramento), Q = Vazão do rio no tempo t (data de monitoramento)

Tabela A8 – Concentrações utilizadas para o cálculo da carga, extraídas da Tabela A4 e transformadas de mg/L para kg/m³

Variável	C1	C2	C3	C4	C5	C6
DBO ₅ (mg/L)	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	2	0,00 ¹	16
DBO ₅ (kg/m ³)	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,002	0,00 ¹	0,016
N _{amoniaco} (mg/L)	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹
N _{amoniaco} (kg/m ³)	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹
Fósforo Total (mg/L)	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,155	0,013	0,00 ¹
Fósforo Total (kg/m ³)	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,000155	0,000013	0,00 ¹

**APÊNDICE B: DADOS DE ENTRADA E CÁLCULOS
DETALHADOS PARA O ESTUDO DE CASO DO
ATERRO SANITÁRIO**

1 – DADOS DE ENTRADA

Os dados de entrada utilizados nestes cálculos são os mesmos utilizados para o caso de Bragança Paulista, detalhados no Apêndice A.

2 – CÁLCULO DO COEFICIENTE MULTIPLICADOR

Tabela B1 - Diferenças entre $C_M - C_{\text{legal}}$, $C_J - C_{\text{legal}}$ e $C_J - C_M$, para aplicação dos dois primeiros níveis de decisão do fluxograma de cálculo do valor do dano (Figura 1)

VARIÁVEL	DBO5	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
CÁLCULO			
C_{legal} (mg/L)	5	3,7	0,1
$C_{m1} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	13,4	-2,72	0,097
$C_{j0} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	NC	996,3	NC
$C_{j0} - C_{m1}$ (mg/L)	2140,2	NC	27,303
$C_{j1} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	NC	-0,5	NC
$C_{j1} - C_{m1}$ (mg/L)	4	NC	0,066
$C_{j2} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	NC	2,3	NC
$C_{j2} - C_{m1}$ (mg/L)	30,1	NC	0,192
$C_{m2} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-5	-3,6668	-0,098
$C_{j3} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-5	-3,501	-0,097
$C_{j3} - C_{m2}$ (mg/L)	NC	NC	NC
$C_{j4} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-5	-3,587	-0,095
$C_{j4} - C_{m2}$ (mg/L)	NC	NC	NC
$C_{j5} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	-5	-3,594	-0,097
$C_{j5} - C_{m2}$ (mg/L)	NC	NC	NC
$C_{m3} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	2,5	-1,1	0
$C_{j6} - C_{\text{legal}}$ (mg/L)	NC	296,3	NC
$C_{j6} - C_{m3}$ (mg/L)	327,5	NC	2,9

Cj7 – Clegal (mg/L)	NC	45,3	NC
Cj7 - Cm3 (mg/L)	190,5	NC	3,6

C_{Mt} = Concentração a montante da zona de mistura no tempo t;

C_{legal} = Concentração legal (CONAMA 357/2005); C_{jt} =

Concentração a jusante da zona de mistura no tempo t

t= mês da coleta realizada em 2011; janeiro (1), março (2), maio (3), julho (4), setembro (5) e novembro (6)

NC¹= Não calculado porque o resultado do primeiro nível de decisão ($C_m > C_{legal}$), conduziu para outro cálculo no fluxograma.

*Valores negativos no primeiro nível de decisão ($C_m > C_{legal}$)

significam que o curso d'água não está poluído antes da fonte de

lançamento. Valores negativos no segundo nível ($C_j > C_{legal}$ ou $C_j >$

C_m) significam que não há dano causado pela fonte investigada.

Tabela B2: Definição da fórmula de cálculo do coeficiente multiplicador (n).

	VARIÁVEL		
	DBO5	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
Eficiência ¹	0,91	0,6	0,69
Coeficiente n			
n ₀	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$
n ₁	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$	0,000 ²	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$
n ₂	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$
n ₃	0,000 ²	0,000 ²	0,000 ²
n ₄	0,000 ²	0,000 ²	0,000 ²
n ₅	0,000 ²	0,000 ²	0,000 ²
n ₆	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$
n ₇	$n = \frac{\log \frac{C_m}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$	$n = \frac{\log \frac{C_{legal}}{C_j}}{\log (1 - E)}$

¹- Valor de referência para a eficiência – CASAN - ETE Insular (Tabela A1)

² - Valor nulo devido ao resultado do segundo nível de decisão (não há dano causado pela fonte investigada)

Tabela B3: Cálculo do coeficiente multiplicador (n)

Coeficiente n	DBO ₅	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
n_0^1	$n = \frac{\log \frac{18,4}{2158,6}}{\log (1-0,91)} = 1,98$	$n = \frac{\log \frac{3,7}{1000}}{\log (1-0,6)} = 6,11$	$n = \frac{\log \frac{0,1}{27,5}}{\log (1-0,69)} = 4,22$
n_1^1	$n = \frac{\log \frac{18,4}{22,4}}{\log (1-0,91)} = 0,08$	0,000	$n = \frac{\log \frac{0,1}{0,113}}{\log (1-0,69)} = 0,10$
n_2^1	$n = \frac{\log \frac{18,4}{48,5}}{\log (1-0,91)} = 0,40$	$n = \frac{\log \frac{3,7}{6}}{\log (1-0,6)} = 0,53$	$n = \frac{\log \frac{0,197}{0,389}}{\log (1-0,69)} = 0,58$
n_6^1	$n = \frac{\log \frac{7,5}{335}}{\log (1-0,91)} = 1,58$	$n = \frac{\log \frac{3,7}{300}}{\log (1-0,6)} = 4,80$	$n = \frac{\log \frac{0,1}{3}}{\log (1-0,69)} = 2,90$
n_7^1	$n = \frac{\log \frac{7,5}{198}}{\log (1-0,91)} = 1,36$	$n = \frac{\log \frac{3,7}{49}}{\log (1-0,6)} = 2,82$	$n = \frac{\log \frac{0,1}{3,7}}{\log (1-0,69)} = 3,08$

¹ - Se n calculado é < 1 , então $n = 1$, conforme terceiro nível de decisão do fluxograma (Figura 1)

3 – CÁLCULO DA CARGA²⁴Tabela B4 – Vazões do rio (Q)²⁵

Vazão do rio	Q1
Q (m ³ /s)	0,0498
Q (m ³ /hora)	179,28
Q (m ³ /dia)	4.302,72
Q (m ³ /mês)	129.081,60

2 - Foi utilizada apenas a vazão medida em novembro de 2013

²⁴ $K = CQ$, equação 6 (Materiais e Métodos), K = carga de poluente devido à fonte investigada, C = Concentração aquosa ($C_j - C_{legal}$ ou $C_j - C_m$) no tempo t (data de monitoramento), Q_t = Vazão do rio no tempo t (data de monitoramento)

²⁵ Nome não citado por questões de sigilo.

Tabela B5 – Concentrações utilizadas C_t^2 para o cálculo da carga, extraídas da Tabela A4 (APÊNDICE A) e transformadas de mg/L para kg/m³

Variável	C0	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
DBO ₅ (mg/L)	2140,2	4	30,1	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	327,5	190,5
DBO ₅ (kg/m ³)	2,140	0,004	0,030	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,327	0,190
N _{amoniacoal} (mg/L)	996,3	0,00 ¹	2,3	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	296,3	45,3
N _{amoniacoal} (kg/m ³)	0,996	0,00 ¹	0,002	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,296	0,045
Fósforo Total (mg/L)	27,303	0,066	0,192	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	2,9	3,6
Fósforo Total (kg/m ³)	0,027	0,00066	0,00019	0,00 ¹	0,00 ¹	0,00 ¹	0,0029	0,0036

¹Valor nulo devido ao segundo nível de decisão (não há dano causado pela fonte investigada)

²(0) zona de mistura em abril/08, (1) jusante a 330 m em abril/08, (2) jusante a 580 m em abril/08, (3) zona de mistura em agosto/08, (4) jusante a 330 m em agosto/08, (5) jusante a 580 m em agosto/08 (6) zona de mistura em setembro/08, e (7) jusante a 580 m em setembro/08

Tabela B6 - Cálculo da carga de poluente K_t ¹

VARIÁVEL	Carga 0 (K0)	Carga 1 (K1)	Carga 2 (K2)	Carga 6 (K6)	Carga 7 (K7)
DBO ₅ (kg/mês)	276.260,44	516,33	3.885,36	42.274,22	24.590,04
Nitrogênio Amoniacal (kg/mês)	128.604,00	0,00	296,89	38.246,88	5.989,39
Fósforo Total (kg/mês)	3.524,31	8,52	24,78	374,34	464,69

¹ (0) zona de mistura em abril/08, (1) jusante a 330 m em abril/08, (2) jusante a 580 m em abril/08, (6) zona de mistura em setembro/08, e (7) jusante a 580 m em setembro/08.

4 – CÁLCULO DO DANO AMBIENTAL²⁶

Para a obtenção dos valores de dano apresentado na Tabela B7 foram utilizados os resultados do coeficiente multiplicador (Tabela B3), do custo do tratamento em R\$/kg (Tabelas A3 – APÊNDICE A) e da carga (Tabela B6).

Tabela B7 – Cálculo do Ambiental VD_i^1 em R\$

VARIÁVEL	Valor 0 (VD0)	Valor 1 (VD1)	Valor 2 (VD2)	Valor 6 (VD6)	Valor 7 (VD7)
DBO ₅	99.408.938,02	93.930,10	706.823,99	12.127.960,81	6.079.379,07
Nitrogênio Amoniacal	1.553.751.014,04	0,00	587.053,82	362.786.781,29	33.385.904,05
Fósforo Total	102.258.060,70	58.631,43	170.564,17	7.481.370,98	9.859.675,15

¹ (0) zona de mistura em abril/08, (1) jusante a 330 m em abril/08, (2) jusante a 580 m em abril/08, (6) zona de mistura em setembro/08, e (7) jusante a 580 m em setembro/08.

²⁶ $V_{dano} = nRkt$ equação 1 (Materiais e Métodos), V_{dano} = Valor do dano ambiental (R\$), n = coeficiente multiplicador referente a cada variável estudada, R = Custo do tratamento (R\$/kg) para cada variável baseado no valor cobrado pela concessionária, K = Carga do poluente (kg/mês), t = Tempo de operação da fonte poluidora (meses), V_{dano} = valor do dano depende do valor de n (Tabela XXX),

APÊNDICE C: DADOS DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO DE REFERÊNCIA E
MEMÓRIA DE CÁLCULO DO CUSTO UNITÁRIO E DA
EFICIÊNCIA

Estação de Tratamento de esgoto INSULAR - Lodos Ativados
(Aeração Prolongada)

Vazão (capacidade instalada): média (m ³ /h)	1000,6
Vazão (capacidade instalada): máxima (m ³ /h)	1501,2
População atendida (hab)	150000
Eficiência média (DBO ₅) em 2011 (%)	91,4
Custo do tratamento em julho 2013 - R\$ /m ³	4,416

Resultados do monitoramento de 2011

Variável	concentração de entrada (mg/l)	concentração de saída (mg/l)	Concen- tração de entrada (kg/m ³)	Concen- tração de saída (kg/m ³)	custo médio do kg retirado	Eficiência do tratamento
DBO ₅ (mg/l)	318,6 ± 145,4	27,4 ± 22,4	0.3186	0.0274	15,16	91.39987
N- NH ₄ (mg/l)	44,6 ± 14,2	17,8 ± 13,60	0.0446	0.0178	164,78	60.08969
P total (mg/l)	11,1 ± 7,9	3,4 ± 4,0	0.0111	0.0034	573,51	69.36937

APÊNDICE D – CÁLCULO DO LIMITE DE CONFIANÇA SUPERIOR - UCL 95 DE BRAGANÇA PAULISTA

General Statistics

Total Number of Observations	18,00	Number of Distinct Observations	5,000
		Number of Missing Observations	1,000
Minimum	0	Mean	2547782
Maximum	29469154	Median	0
SD	7242025	Std. Error of Mean	1706962
Coefficient of Variation	2,842	Skewness	3,469

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL	95% UCLs (Adjusted for Skewness)
95% Student's-t UCL	5517224
	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)
	6846654
	95% Modified-t UCL (Johnson-1978)
	5749816

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	5355484	95% Jackknife UCL	5517224
95% Standard Bootstrap UCL	5274479	95% Bootstrap-t UCL	19908052
95% Hall's Bootstrap UCL	20039930	95% Percentile Bootstrap UCL	5822133
95% BCA Bootstrap UCL	7376416		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	7668667	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	9988256
97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	13207754	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	19531836

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	9988256
------------------------------	---------

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulation results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

APÊNDICE E – CÁLCULO DO LIMITE DE CONFIANÇA SUPERIOR - UCL 95 DO
ATERRO SANITÁRIO

Nonparametric UCL Statistics for Uncensored Full Data Sets

User Selected Options
 Date/Time of Computation 30/08/2014 16:15:34
 From File WorkSheet.xls
 Full Precision OFF
 Confidence Coefficient 95%
 Number of Bootstrap Operations 2000

C1

General Statistics

Total Number of Observations	13,00	Number of Distinct Observations	9,000
		Number of Missing Observations	1,000
Minimum	0	Mean	3918612
Maximum	33385904	Median	93930
SD	9354386	Std. Error of Mean	2594440
Coefficient of Variation	2,387	Skewness	3,040

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL		95% UCLs (Adjusted for Skewness)	
95% Student's-t UCL	8542650	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	10523725
		95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	8907275

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	8186086	95% Jackknife UCL	8542650
95% Standard Bootstrap UCL	8041094	95% Bootstrap-t UCL	22703119
95% Hall's Bootstrap UCL	24660617	95% Percentile Bootstrap UCL	8642194
95% BCA Bootstrap UCL	11583789		
90% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	11701932	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	15227513
97,5% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	20120884	99% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	29732963

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 15227513

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulation results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

ANEXO A – SOLICITAÇÃO DE COLABORAÇÃO À CASAN

Ilmo Sr.
Eng. Valter José Gallina
Diretor de Operação e Meio Ambiente

Prezado Senhor

Venho, por meio deste, solicitar a colaboração desta instituição no meu trabalho de mestrado na UFSC respondendo às perguntas abaixo sobre as estações de tratamento de esgoto operadas pela CASAN. Sou Perito Criminal Federal e estou realizando mestrado na Universidade Federal de Santa Catarina. Meu trabalho versa sobre valoração de dano ambiental causado por poluição hídrica. Neste sentido preciso buscar dados de eficiência e custos de Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs que operem em diferentes sistemas e com diferentes volumes diários.

As perguntas abaixo servem para todos os tipos de ETEs, e quando maior o número de ETEs informada melhor para o trabalho.

1. Nome e localização da ETE.
2. Quais são as características do município (população atendida) – número de habitantes, característica da cidade (bairro atendida) em termos de industrialização ou não.
3. Qual o tipo de tratamento de esgoto que é utilizado na ETE?
4. Qual a capacidade de tratamento da ETE (m^3/h)?
5. Quais parâmetros são monitorados na entrada e saída da ETE? DBO₅, Oxigênio Dissolvido, Nitrogênio (total e amoniacal), Fósforo, Coliformes termotolerantes, etc.
6. Qual a eficiência de remoção de poluentes da ETE?
7. É possível fornecer os resultados do monitoramento do ano de 2011?



8. Qual o custo do tratamento do esgoto? Custo operacional + implantação.

Desde já agradeço vossa colaboração

Atenciosamente

Alexandre Bacellar Raupp
Perito Criminal Federal

ANEXO B – TABELA TARIFÁRIA EXTRAÍDA DO SÍTIO DA CASAN NA INTERNET

 Companhia Catarinense de Águas e Saneamento			
REAJUSTE TARIFÁRIO			
<p>A CASAN informa a nova tabela tarifária a entrar em vigor a partir do dia 13 de julho de 2013, de acordo com a Deliberação nº 007, de 10 de junho de 2013, da Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento - ARIS, Resolução nº 20, de 10 junho de 2013, da Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico do Estado de Santa Catarina - AGESAN e Parecer Administrativo nº 003/2013 da Agência Intermunicipal de Regulação, Controle, e Fiscalização de Serviços Públicos Municipais do Médio Vale do Itajaí - AGIR.</p>			
REAJUSTE LINEAR DE:			6,82%
PROPOSTA			
CATEGORIA	FAIXA	CONSUMO m ³	ÁGUA R\$
RESIDENCIAL "A" (SOCIAL)	1	até 10	5,61 / mês
	2	11 a 25	1,5712 / m ³
	3	26 a 50	7,5536 / m ³
	4	maior 50	9,2192 / m ³
RESIDENCIAL "B"	1	até 10	29,92 / mês
	2	11 a 25	5,4836 / m ³
	3	26 a 50	7,6934 / m ³
	4	maior 50	9,2192 / m ³
	5	TARIFA SAZONAL	11,5238 / m ³
COMERCIAL	1	até 10	44,16 / mês
	2	11 a 50	7,3289 / m ³
	3	maior 50	9,2192 / m ³
MICRO E PEQUENO COMÉRCIO	1	até 10	31,20 / mês
	2	maior 10	7,3289 / m ³
INDUSTRIAL	1	até 10	44,16 / mês
	2	maior 10	7,3289 / m ³
ESPECIAL	1	> 5.000	CONTRATO ESPECIAL
PÚBLICA	1	até 10	44,16 / mês
	2	maior 10	7,3289 / m ³
TARIFA DE ESGOTO = 100 % DO VALOR DA TARIFA DE ÁGUA			