

MEIO AMBIENTE URBANO E INDUSTRIAL

Desafios, Tecnologias e Soluções

Karen Juliana do Amaral

Margarete Casagrande Lass Erbe

Daniela Neuffer

Mônica Beatriz Kolicheski

Marielle Feilstrecker



MEIO AMBIENTE URBANO E INDUSTRIAL

Desafios, Tecnologias e Soluções

Curitiba
2017



Tecnologia

Setor de Tecnologia da UFPR

MEIO AMBIENTE URBANO E INDUSTRIAL

Desafios, Tecnologias e Soluções

ORGANIZAÇÃO:

Karen Juliana do Amaral
Margarete Casagrande Lass Erbe
Daniela Neuffer
Mônica Beatriz Kolicheski
Marielle Feilstrecker



Universität Stuttgart



Todos os direitos reservados ao PPGMAUI.

É proibida a duplicação ou reprodução total desta obra sob quaisquer formas ou por meios, sejam estes eletrônico, fotocópia, distribuição na WEB ou outros.

É permitida a reprodução parcial, desde que citada a fonte e que não seja para qualquer fim comercial.

Com o intuito de promover a difusão do conhecimento científico tanto autores como organizadores foram cuidadosos na escrita e revisão de texto para respeitar os direitos autorais de qualquer material utilizado neste livro.

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

M514 Meio ambiente urbano e industrial : desafios, tecnologias e soluções /
Organização: Karen Juliana do Amaral ...[et al.] - Curitiba : UFPR :
SENAI ; Stuttgart : Universidade de Stuttgart, 2017.
270 p. : il. color. ; 30 cm

ISBN 978-85-5780-013-7 (E-book)
Inclui bibliografia.

I. Proteção ambiental – Brasil – Alemanha. 2. Poluição urbana –
Brasil – Alemanha. 3. Resíduos industriais. 4. Gestão integrada de
resíduos. 5. Ar – Poluição. 6. Águas residuais – Aspectos ambientais.
7. Resíduos de serviços de saúde. 8. Abastecimento de água na
indústria. I. Universidade Federal do Paraná. II. SENAI. III. Universi-
dade de Stuttgart. IV. Amaral, Karen Juliana do. V. Erbe, Margarete
Casagrande Lass. VI. Neuffer, Daniela. VII. Kolicheski, Mônica Beatriz.
VIII. Feilstrecker, Marielle.

CDD: 363.7

Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894

"A responsabilidade social e a preservação ambiental
significam um compromisso com a vida"

- *Autor desconhecido*

COMITÊ CIENTÍFICO

Alexandre Knesebeck - Universidade Federal do Paraná/DEQ/PPGEQ
Alvaro Matthias - Universidade Federal do Paraná/DEQ/PPGMAUI
Andreas Friedrich Grauer - PPGMAUI
Annemarlen Gehrke Castagna - Universidade Tecnológica Federal do Paraná/DAELT
Arion Zandoná - Universidade Federal do Paraná/DEQ/PPGMAUI
Barbara Zanicotti Leite Ross - Companhia de Saneamento do Paraná/Sanepar
Carlos Gontarski - Universidade Federal do Paraná/DEQ/PPGMAUI
Cintia Mara Oliveira - Universidade Positivo/PGAMB
Daniela Neuffer - Universidade de Stuttgart/PPGMAUI
Elaine Tiburcius - Universidade Estadual de Ponta Grossa
Emerson Martim - Pontifícia Universidade Católica do Paraná
Kátia Cilene Rodrigues Madruga - Universidade Federal de Santa Catarina/PPGES
Klaus Dieter Sautter - Centro Universitário Campos de Andrade, UNIANDRADE
Marcelo Real Prado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Margarete Casagrande Lass Erbe - Universidade Federal do Paraná/DEQ/PPGMAUI
Marielle Feilstrecker - Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial do Paraná
Mauricy Kawano - Federação das Indústrias do Estado do Paraná/PPGMAUI
Mônica Beatriz Kolicheski - Universidade Federal do Paraná/DEQ/PPGMAUI
Nelson Luís da Costa Dias - Universidade Federal do Paraná/PPGEA
Patricia Bilotta - Universidade Positivo/PGAMB
Paulo Roberto Janissek - Instituto Federal do Rio Grande do Sul - Caxias do Sul
Pedro Luis Prado Franco - Companhia de Saneamento do Paraná/Sanepar
Pedro Ramos Costa Neto - Universidade Tecnológica Federal do Paraná/PPGCTA
Regina Weinschutz - Universidade Federal do Paraná/DEQ/PPGMAUI
Rodrigo Zawadski - Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial do Paraná
Susan Grace Karp - Universidade Federal do Paraná/PPGEBB
Vitor Renan da Silva - Universidade Federal do Paraná/PPGAL

Projeto Gráfico e Diagramação: **Liliane Lass Erbe**

PREFÁCIO

O Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI), instituído por meio da parceria entre a Universidade de Stuttgart, Universidade Federal do Paraná e SENAI/PR teve início em julho de 2006 e objetiva a formação de profissionais na área de meio ambiente. Desde a primeira aula o PPGMAUI se caracterizou como um projeto inovador de ensino, pois além de ser internacionalizado desde a sua criação, com uma de suas raízes na Universidade de Stuttgart, envolve tanto instituições de ensino (UFPR e Universidade de Stuttgart) como também o SENAI/PR, importante ator na interface entre o meio acadêmico e o setor industrial.

O programa atua nos seus principais valores: respeito ao meio ambiente, cumprimento do dever de profissional atuante em meio ambiente e a promoção do ensino pautado na democratização do acesso à informação. A missão do PPGMAUI é formar profissionais aptos a atuar de forma comprometida com a sociedade em instituições públicas, do setor privado e do terceiro setor, em questões que envolvam meio ambiente urbano e industrial. Dentro dessa missão, o programa tem como objetivo construir, fomentar e disseminar o conhecimento relacionado ao meio ambiente com a utilização eficaz dos recursos públicos e privados captados por meio de parceria voluntária, visando primordialmente à proteção ambiental, dentro de um contexto interdisciplinar.

O PPGMAUI está inserido na área de Ciências Ambientais da CAPES, na área de concentração Processo de Engenharia e Ciências do Meio Ambiente e possui quatro linhas de pesquisa: PROTEÇÃO AMBIENTAL E CIÊNCIAS AMBIENTAIS: gestão, educação, política e legislação; POLUIÇÃO AMBIENTAL E PREVENÇÃO DA POLUIÇÃO: avaliação, planejamentos e tecnologias; ÁGUA: monitoramento, abastecimento e gestão e RESÍDUOS, EFLUENTES E EMISSÕES ATMOSFÉRICAS: tecnologias para o tratamento. Este livro envolveu professores e alunos do PPGMAUI, os quais tem a missão de apresentar, de forma objetiva e clara, textos com dados de pesquisas atuais tanto no Brasil como na Alemanha que possibilitem a ampliação dos conhecimentos do leitor na área

ambiental. O livro “MEIO AMBIENTE URBANO E INDUSTRIAL: DESAFIOS, TECNOLOGIAS E SOLUÇÕES” traz dados sobre as pesquisas e visitas técnicas realizadas em Stuttgart/Alemanha no CURSO DE EXTENSÃO INTERNACIONAL NA ALEMANHA (CEIA) de 2016. É importante ressaltar o apoio e dedicação da Prof^a Daniela Neuffer, coordenadora do CEIA e da agência de fomento alemã, Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD) que, sem esta parceria, este projeto não alcançaria os objetivos propostos. O primeiro capítulo traz uma avaliação comparativa da reciclagem de resíduos de construção e demolição no Brasil e na Alemanha, com ênfase nos resíduos da construção civil.

O segundo capítulo introduz o leitor para uma análise crítica, por meio da apresentação de dados para uma tomada de decisão político-administrativa junto ao sistema de cobrança no gerenciamento dos resíduos sólidos. No tema ainda de resíduos sólidos, é apresentada na sequência a análise da gestão da fração orgânica do resíduo sólido urbano no Brasil e na Alemanha. O capítulo quatro aborda as questões das emissões atmosféricas por máquinas em obras de construção civil, apresentado uma análise dos impactos ambientais tanto na Alemanha quanto no Brasil. São elencadas práticas para evitar, controlar e mitigar a emissão de poluentes atmosféricos e para diminuir o potencial poluidor, objetivando a redução de impactos negativos aos humanos e aos ecossistemas. Os processos de tratamento de esgoto são discutidos no capítulo cinco e seis. Está apresentada a relação entre as variáveis de projeto, taxas de operação e eficiências obtidas para remoção de matéria orgânica e nitrogênio em sistemas de tratamento de esgoto com filtros percoladores e com lodos ativados em diferentes experimentos. O capítulo seis traz um estudo de caso da aplicação de osmose reversa para pós-tratamento de água para fins industriais.

O capítulo sete analisa a metodologia do Programa de Revitalização de Rios Urbanos (PRRU), dando ênfase ao modo como este método se vale do corpo hídrico fluvial como um indicativo de problemas na rede coletora de esgoto. O conceito de Environmental Due Diligence (EDD) em operações de fusões e aquisições e a sua aplicação e importância no meio empresarial é apresentado no capítulo oito, o qual objetiva fomentar uma maior preocupação no meio empresarial sobre as

questões ambientais. A importância da segregação de resíduos que contenham agentes biológicos, químicos, radioativos e materiais perfuro cortantes e que fazem parte da gestão dos serviços de saúde no Brasil e na Alemanha é apresentada no capítulo nove.

Agradecemos aos autores, Comitê Científico e demais envolvidos na organização, elaboração e revisão do livro MEIO AMBIENTE URBANO E INDUSTRIAL: desafios, tecnologias e soluções.

- *A Organização*

APRESENTAÇÃO

Após participar do Ciclo MAUI de Palestra em setembro de 2017 é com satisfação que apresento o livro Meio Ambiente Urbano e Industrial: Desafios, Tecnologias e Soluções, sendo este o terceiro livro organizado pelo Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI).

Este projeto foi idealizado em 2013 com o objetivo de disseminar os conhecimentos e experiência adquirida pelos discentes do PPGMAUI no Curso de Extensão Internacional que ocorre anualmente na Universidade de Stuttgart (Alemanha). Este curso privilegia um pequeno grupo de alunos, no máximo doze, a participar de uma série de palestras sobre estudos atuais e os avanços obtidos na Alemanha na área de meio ambiente. O curso propicia ainda visitas técnicas que permitem ao grupo vivenciar o que está sendo desenvolvido e aplicado na prática em Stuttgart (Alemanha).

De acordo com os idealizadores do projeto, os conhecimentos e experiência internacional obtida por este pequeno grupo não deveria ficar restrito a um grupo limitado de alunos de um programa de pós-graduação e, a divulgação das experiências vivenciadas iniciou-se com um ciclo de palestras. Em 2014 foi organizado primeiro Ciclo MAUI de Palestras – Exemplos de Ações Adotadas na Alemanha na Área de Meio Ambiente que teve como público, além dos discentes do PPGMAUI, alunos de outros cursos de pós-graduação, de graduação e professores que atuam na educação básica e superior.

Contudo o público ainda estava limitado à cidade de Curitiba (Paraná) e com isso a proposta foi ampliada, em 2015, para a organização do primeiro livro do PPGMAUI - Avaliação, Planejamento e Tecnologias Aplicadas ao Meio Ambiente Urbano e Industrial, sendo o conteúdo dos capítulos apresentados no Ciclo MAUI de Palestras e o livro publicado na forma impressa.

O projeto teve continuidade em 2016 com a organização do terceiro Ciclo MAUI de Palestras e do segundo livro Meio Ambiente Urbano e Industrial: Soluções, Tecnologias e Estratégias Aplicadas à Gestão. O livro foi publicado tanto na forma impressa como digital e agora

não somente com a experiência internacional, mas também com a divulgação das pesquisas desenvolvidas no PPGMAUI.

O sucesso deste projeto, que envolve professores e alunos do PPGMAUI os quais tem a missão de apresentar, de forma objetiva e clara, textos com dados de pesquisas atuais tanto no Brasil como na Alemanha e que possibilitem a ampliação dos conhecimentos do leitor na área ambiental, permitiu a organização deste terceiro livro Meio Ambiente Urbano e Industrial: Desafios, Tecnologias e Soluções.

Os capítulos que aqui se apresentam permitirão ao leitor uma análise sobre as práticas atuais no Brasil e na Alemanha, bem como as possibilidades de melhorar a realidade ambiental com base em estudos atuais e experiência internacional.

Por ser uma coletânea o leitor tem a liberdade de iniciar a leitura no capítulo de seu maior interesse, contudo é recomendável uma leitura de toda a obra para que a mesma possa ser discutida, a qualquer momento, com os diferentes atores envolvidos nas questões ambientais.

Desejo a você uma ótima leitura e reflexão sobre os temas apresentados nesta obra.

- Mônica Beatriz Kolicheski
Mestre em Tecnologia Química pela Universidade Federal do
Paraná, doutora em Engenharia pelo Programa Interdisciplinar de
Pós-Graduação da Universidade Federal do Paraná.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO NO BRASIL E NA ALEMANHA	15
(Alvaro Luiz Mathias; Klaus Martin Fischer e Paulo Vitor Lucca)	

CAPÍTULO 2

POSSIBILIDADES DA ADAPTAÇÃO DOS SISTEMAS DE COBRANÇA PELA GERAÇÃO DE RESÍDUOS DA ALEMANHA PARA A DEMANDA NO BRASIL	41
(Rafael Haddad Manfio; Patrícia Charvet e Carlos Alberto Ubirajara Gontarski)	

CAPÍTULO 3

ANÁLISE DA GESTÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DO RESÍDUO SÓLIDO URBANO NO BRASIL E NA ALEMANHA	61
(Tingni Hu; Alvaro Luiz Mathias e Regina Maria Matos Jorge)	

CAPÍTULO 4

EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR MÁQUINAS EM OBRAS DE CONSTRUÇÃO CIVIL: ANÁLISE NA ALEMANHA E NO BRASIL	85
(Marcelo Luís Korelo; Andreas Friedrich Grauer e Maurício Kawano)	

CAPÍTULO 5

RELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS DE PROJETO, TAXAS DE OPERAÇÃO E EFICIÊNCIAS OBTIDAS PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM FILTROS PERCOLADORES E COM LODOS ATIVADOS EM DIFERENTES EXPERIMENTOS E ESTUDOS DE CASO	113
(Aliny Lucia Borges Borba; Karen Juliana do Amaral e Daniela Neuffer)	

CAPÍTULO 6

APLICAÇÃO DE OSMOSE REVERSA PARA PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUA PARA FINS INDUSTRIAIS (ESTUDO DE CASO)	159
(Alcely Jose Wosniak; Karen Juliana do Amaral e Daniela Neuffer)	

CAPÍTULO 7

ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA PRRU PARA RECUPERAÇÃO DE REDE COLETORA FRAGILIZADA	187
(Luciano Rodrigues Penido; Karen Juliana do Amaral; Regina Maria Matos Jorge e Jörg Wolfgang Metzger)	

CAPÍTULO 8

ENVIRONMENTAL DUE DILIGENCE: CONCEITO, APLICAÇÃO E IMPORTÂNCIA NO CONTEXTO DE FUSÕES E AQUISIÇÕES EMPRESARIAIS	213
(Augusto Mercer Noce; Mônica Beatriz Kolicheski; Rafaela Cristina Faria Osório e Sandra Mara Pereira de Queiroz)	

CAPÍTULO 9

SEGREGAÇÃO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE NO BRASIL E NA ALEMANHA	239
(Ana Carolina Battistuzzi Barbosa; Klaus Martin Fischer e Margarete Casagrande Lass Erbe)	

INFORMAÇÃO SOBRE OS AUTORES	260
--	-----

ÍNDICE REMISSIVO	267
-------------------------------	-----

CAPÍTULO I

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO NO BRASIL E NA ALEMANHA

*Prof. Dr. Alvaro Luiz Mathias
Prof. Dr. Klaus Martin Fischer
M.Sc. Paulo Vitor Lucca*

INTRODUÇÃO

A geração e descarte de resíduos sólidos pelas atividades da construção civil, e também por outras atividades de produção, causam impactos ambientais de diversas ordens. Segundo Oikonomou (2005), os materiais de construção são muito significantes na nossa vida, pois passamos cerca de 90% do tempo em construções civis. Do ponto de vista ambiental, as construções que envolvem estas infraestruturas consomem cerca de 50% de todas as matérias-primas, consomem cerca de 40% da energia global e são responsáveis por 50% dos resíduos gerados. Segundo Pinto (2003) *apud* Leite (2007), os resíduos da construção e demolição (RCD) representam cerca de dois terços da massa total de resíduos sólidos gerados nas cidades.

A reciclagem de RCD surge como uma necessidade para a preservação do meio ambiente, não só pela redução na extração de suas matérias-primas, bem como pelo descarte irregular destes materiais. Por outro lado, este resíduo pode ser uma das possíveis alternativas para suprir parte da demanda de agregados para emprego na construção civil. Além dos benefícios ecológicos, a utilização desses agregados reciclados apresenta uma redução de custos relacionados ao seu transporte e gera receita pelo comércio desses resíduos. Segundo Angulo e John (2006), os RCD produzidos no Brasil são vistos como materiais de baixa periculosidade, predominantemente de caráter inerte, sendo que o impacto mais importante é causado pelo grande volume gerado. No entanto, nestes resíduos podem ser encontrados materiais orgânicos, embalagens diversas e, até, substâncias perigosas.

Tendo em vista a importância do setor de construção civil e a geração de RCD, estudos relacionados ao tema são justificados de forma a ampliar o conhecimento sobre este tipo de material que é nobre do ponto de vista de engenharia, pois apresenta resistência e estabilidade para ser empregado em diversos usos (LEITE, 2007). Além disso, outro ponto que justifica o desenvolvimento de trabalhos neste tema é a barreira cultural existente no Brasil que é algo muito relevante para incrementar a utilização de agregados reciclados da construção civil no país, segundo Miranda (2005), entende-se que o

preconceito existente é extremamente natural, considerando que este é um mercado relativamente novo no país e a população e mesmo grande parte dos técnicos sofrem com a desinformação quanto a este tipo de produto. Desta forma, a comparação com países que já utilizam este tipo de material, como é o caso da Alemanha podem auxiliar na quebra desta barreira.

Este capítulo tem por objetivo comparar como os resíduos da construção civil e demolição (RCD) são gerenciados e processados no Brasil e na Alemanha, por meio de revisão da literatura e informações técnicas coletadas, apresentando um breve histórico em cada país, a legislação e as normas existentes, a geração, destinação e custos envolvidos e quais são as tecnologias empregadas no tratamento dos resíduos.

HISTÓRICO E PANORAMA ATUAL

Os resíduos da construção civil são utilizados há muito tempo. No entanto, após a Segunda Guerra Mundial houve grande impulso no emprego destes materiais devido à grande quantidade de entulhos que se formaram e a alta demanda de insumos para reconstrução de cidades destruídas. A reciclagem destes “resíduos” possibilitou, nesta época, a redução de custos com limpeza e a garantia de que os países não sofressem com o desabastecimento de materiais de construção (HANSEN, 1992 *apud* GRUBBA, 2009). Desta forma, a Europa pode ser considerada pioneira no desenvolvimento de tecnologias que viabilizassem o uso de resíduos da construção civil em novas obras (GRUBBA, 2009). Segundo Silva (2009), a Alemanha foi o país que iniciou os trabalhos de reciclagem de RCD, no entanto, houve redução destas atividades até o ano de 1990, quando ocorreu a reunificação das partes Oriental e Ocidental. Nesta data, estima-se que o volume de material oriundo de demolições seletivas e desconstrução chegava a 43 milhões de toneladas por ano, sendo que 35% deste volume eram reciclados esta taxa atingiu 60% em 1995. Segundo Miranda (2005), atualmente, o padrão de qualidade dos agregados utilizados no pós-guerra não é mais aceito, devido à evolução dos materiais empregados

na construção civil europeia.

Em 2005, o governo federal alemão decidiu que os resíduos sólidos municipais não poderiam mais ser dispostos em aterros sanitários sem pré-tratamento (BMUB, 2016). Em 1996 a indústria da construção civil se comprometeu voluntariamente com o Ministério do Meio Ambiente Alemão (BMUB) em reduzir em até 50% o volume de materiais dispostos em aterros até o ano de 2005 e atualmente quase 90% dos resíduos da construção civil passam por processo de recuperação (BMUB, 2016). Este compromisso pode explicar em partes a redução na geração de RCD até o ano de 2005 e a estabilização da quantidade gerada desde então em torno de 200 milhões de toneladas por ano (Figura 01).

Na Alemanha, o setor de gerenciamento de resíduos é um importante mercado, movimentando cerca de 40 bilhões de euros anualmente e emprega cerca de 200 mil pessoas em 3000 companhias (NELLES, 2016). Por ser um setor economicamente importante na Europa, o regulamento EC 1013/2006 foi instituído para tratar da movimentação deste tipo de material entre os países. Segundo Deloitte (2015), a Alemanha exportou 420.000 toneladas de RCD em 2013, principalmente para a Holanda (66%) e a França (32%) e importou cerca de 962.000 toneladas do material, principalmente da Itália (34%) e Luxemburgo (25%). A Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção Civil e Demolição (ABRECON, 2016a) relata que o segmento da RCD ainda é incipiente no Brasil, sendo que não foram encontrados dados para seu comércio internacional.

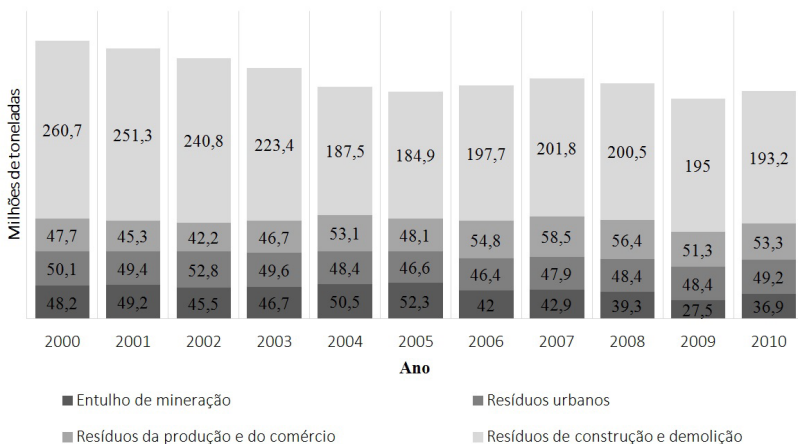


FIGURA 1 - DISTRIBUIÇÃO DA COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS NA ALEMANHA

Fonte: Adaptado de BMUB (2016)

Segundo Miranda *et al.* (2009), o primeiro relato identificado de estudo relacionado a agregados reciclados no Brasil ocorreu em 1986 e abordou a aplicação em argamassas, seguido por outros desenvolvidos nas áreas de pavimentos e concretos. A partir do ano 2000 houve um desenvolvimento sistemático de trabalhos relacionados ao tema, tais como, analisar sua variabilidade, o uso em argamassas, em concretos pré-moldados e em concretos em geral.

O poder público mostrou-se um precursor importante para incentivar o uso destes materiais, sendo que as primeiras usinas de reciclagem foram instaladas pelas prefeituras de São Paulo (1991), Belo Horizonte (1994) e Londrina (1993) (MIRANDA, 2009). Segundo pesquisa da ABRECON (2015), 83% das 105 usinas cadastradas na entidade são privadas (Figura 02), no entanto, estima-se que existam ao menos 310 usinas espalhadas pelo país. Segundo Miranda (2009) *apud* ABRECON (2015), o menor número de usinas públicas (10%) está relacionado à burocracia envolvida em verbas públicas, demora na reposição de peças defeituosas ou desgastadas e possível perda de interesse da administração pública, principalmente quando há mudança de gestão.

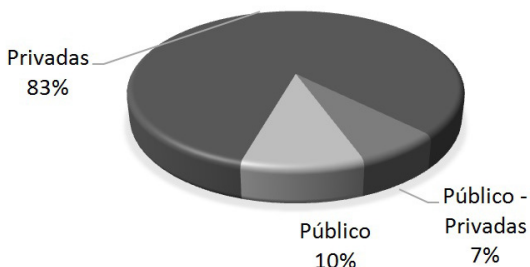


FIGURA 2 – DISTRIBUIÇÃO DAS UNIDADES DE RECICLAGEM NO BRASIL
 FONTE: ABRECON, 2015

Segundo Deloitte (2015), a Alemanha possuía 2073 instalações de tratamento em 2010, das quais 30% estavam localizadas na Baviera. Na Alemanha, a reciclagem é mais barata do que a disposição final em aterro (RAO, 2007). No Brasil, a principal política pública voltada para RCD é a remoção (coleta) e disposição em aterro, este fato pode estar relacionado a questões políticas (pela ausência da continuidade das ações iniciadas em uma gestão anterior a atual), ao fato de ser uma atividade lucrativa para grandes empresas do setor de limpeza pública, pela falta de conscientização da população e pela pouca fiscalização pra coibir os descartes irregulares deste tipo de material (SCHNEIDER, 2003).

GERAÇÃO, DESTINAÇÃO E CUSTOS: COMPARAÇÃO BRASIL E ALEMANHA

GERAÇÃO

Na maioria das cidades brasileiras, a geração de resíduos da construção civil é diagnosticada por meio de estimativas de área construída, de quantificação de volumes por empresas coletoras e do monitoramento de descargas nas áreas de disposição final dos resíduos da construção civil, sendo que as duas primeiras alternativas podem ser realizadas de forma confiável por municípios que mantenham um cadastro de construções licenciadas (PINTO, 1999 *apud* MARIANO, 2008).

No Brasil, a geração de resíduos sólidos da construção civil é de difícil quantificação devido à falta de padronização entre as informações (FERNANDEZ, 2012). Além disso, a quantidade de RCD gerados é muito maior do que os dados oficiais mostram, pois estes apresentam informações dos municípios que os coletam em logradouros públicos (ABRELPE, 2014). O descarte irregular (Figura 03) de RCD também contribui para essa informação imprecisa (SCHNEIDER, 2003).



FIGURA 3 – DESCARTE IRREGULAR DE RCD EM CURITIBA-PR (12/09/2016)
 FONTE: ARQUIVO PESSOAL DO AUTOR

A quantificação da geração de resíduos sólidos no Brasil em nível de canteiro de obras foi estudada por diversos autores (Tabela 01). Estes valores são muito sensíveis a alguns fatores, como natureza da obra (edificações novas, reformas, demolições, escavações, etc.) e presença de gerenciamento de resíduos nos canteiros de obras (PINTO, 1999).

TABELA 1 - GERAÇÃO DE RCD EM CANTEIROS DE OBRAS NO BRASIL

Descrição do estudo	Geração (kg/m ² construído)	Autor
Estimativa considerando perda média de materiais na fase construtiva de 25%, e geração de entulhos em torno de 50%	150	Pinto (1999)
Construção de duas edificações residências, cada uma com 105 m ² , adotando práticas de gerenciamento	42,9	Tozzi (2006)
Construção de Escola Municipal, com aplicação de gerenciamento	34,15	Mariano (2008)
Estimativa baseada em observações	300	Monteiro et al. (2001)
Estudo realizado na cidade de João Pessoa considerando a soma entre a quantidade gerada e a estimativa das disposições irregulares	60,4	Pimentel (2013)

Em relação à geração em países desenvolvidos, Monteiro *et al.* (2001) relata que são gerados em torno de 100 kg/m² construído, enquanto Bohne *et al.* (2005) *apud* Mariano (2008) cita 30,77 kg/m², no entanto, ambos os autores não detalham como estes dados foram obtidos nem a natureza das obras que foram utilizadas.

É importante destacar que quando se fala em RCD englobam-se diversos materiais tais como: concreto, cerâmica, argamassa, madeira, papel, fibrocimento, plástico, etc. A tabela 02 aponta valores encontrados por diferentes autores para a geração de RCD em um canteiro de obra, em termos percentuais, apesar da diferença, nota-se que existe certa predominância de resíduos como concreto, cerâmica e argamassa. No Brasil, nota-se que a geração de resíduos da construção se concentra em obras de reformas, ampliação e demolição (59%), seguida por edificações novas acima de 300 m² (21%) e residências novas (20%) (FERNANDEZ, 2012).

TABELA 2 - COMPOSIÇÃO DO RCD, EM % DE KG, SEGUNDO DIVERSOS ESTUDOS

Componente	Nacional			Internacional
	Mariano (2008)	Tozzi (2006)	Monteiro (2001)	Bohne <i>et al.</i> (2005)
Concreto e Cerâmica	34,1	48,2	29,0	62,1
Argamassa	8,6	42,8	63,0	-
Madeira	49,2	2,0	1,0	8,9
Papel, fibrocimento, plástico e outros	8,1	7,0	7,0	29

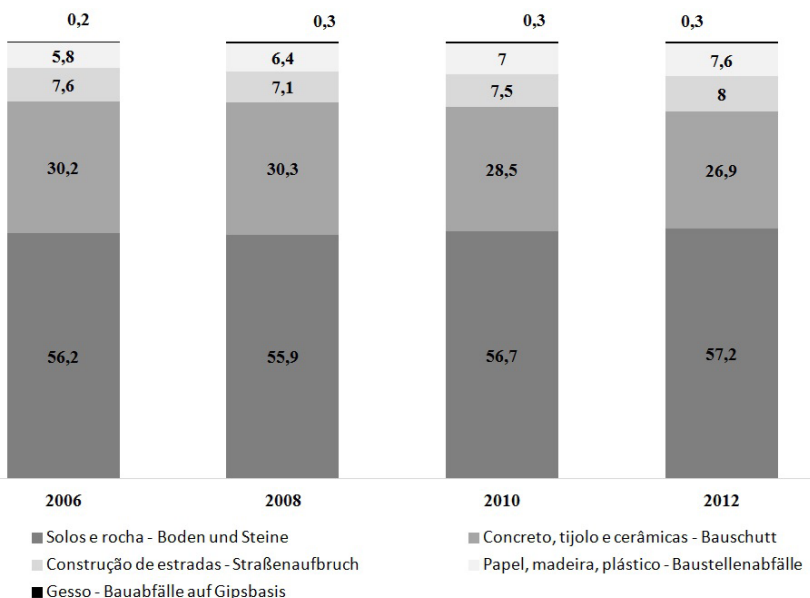
FONTE: Adaptado de MARIANO (2008)

Os dados alemães de composição dos RCD são divididos em resíduos da construção (madeiras, plásticos, metais, papéis), resíduos de construção de estradas (materiais de base e revestimento), pedregulhos (concreto, tijolos e cerâmicas), solos e rochas, e resíduos da construção a base de gesso (Figura 04). Os dados apresentados de 2006 a 2012 mostram que a composição dos resíduos da construção civil na Alemanha tem se mantido praticamente constante. Desconsiderando os dados relativos a solos e rochas, que representam a maior quantidade de materiais na Alemanha, nota-se que nos dois países existe uma predominância de resíduos como concretos e cerâmicas, e em uma

menor parcela resíduos como plástico, madeira e papel.

O relatório elaborado pela ABRELPE (2014) mostra que em 2014 foram gerados, com base nos registros oficiais das quantidades coletadas pelos municípios brasileiros, 122.262 toneladas de RCD por dia, o que resulta em 44,6 milhões de toneladas por ano. Já a ABRECON (2015) estima que foram gerados cerca de 84,2 milhões de toneladas em 2014, considerando uma geração *per capita* de 500 kg/hab.ano. A tabela 03 compara a geração de resíduos da construção civil no Brasil e na Alemanha tomando como base o ano de 2014. O valor *per capita* da Alemanha pode ser maior que o do Brasil devido ao maior rigor em relação ao controle na geração destes materiais; além disso, nos dados brasileiros não são encontrados dados específicos para geração de materiais como solos e rocha que compõe mais de 50% dos resíduos gerados na Alemanha (Figura 04) e acabam elevando o valor *per capita* de geração (tabela 03).

FIGURA 4 – COMPOSIÇÃO CENTESIMAL DOS RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO NA ALEMANHA.



FONTE: BASTEN (2011A, 2011B, 2013, 2015)

TABELA 3 - COMPARAÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS BRASIL E ALEMANHA

Dado	Brasil	Alemanha
Geração anual de RCD (milhões de toneladas/ano)	44,6 a 84,2 (ABRECON, 2015 e ABRELPE, 2014)*	209,5 (DESTATIS, 2016)
População 2014 (hab)	202.768.562 (IBGE, 2016)	81.197.500 (DESTATIS, 2016)
Geração <i>per capita</i> (kg/hab.ano)	219,95 ~ 415,25	2580,12
Quantidade reciclada	21% (ABRECON, 2015)	88% (DESTATIS, 2016)

*Considera dados oficiais de serviços públicos e de estimativas;

USOS E DESTINAÇÃO

Pelas normas brasileiras, os agregados reciclados podem ser utilizados em concretos sem função estrutural e em pavimentos como base, sub-base ou reforço de leito (ABNT, 2004). No entanto, existem estudos no sentido de ampliar o uso destes materiais em argamassas, produção de asfalto e concretos estruturais (MIRANDA, 2009). Na Alemanha, os usos são semelhantes ao Brasil. Weil (2016) destaca que devido aos poluentes presentes e os requisitos de proteção do solo e da água podem limitar o uso destes materiais, e desta forma sua destinação pode acabar sendo o aterro sanitário.

Nota-se que embora as normas estejam presentes no Brasil desde 2004, com a publicação de normas da ABNT, a utilização deste material ainda precisa ser difundida no país. A Prefeitura de Curitiba, por exemplo, passou a adquirir agregados reciclados de concreto somente a partir de 2015, embora já houvesse um decreto regularizando seu uso desde 2007, no entanto, o material ainda enfrenta forte resistência cultural quanto à qualidade e durabilidade do mesmo. Boa parte desta resistência vem da falta de pesquisas e conhecimento sobre o uso correto do mesmo, neste ponto pode ser citado um experimento realizado em 2016 em uma via da cidade onde se pretendia utilizar o agregado como reforço da lateral do pavimento (Figura 05). Durante

a execução deste reforço uma forte precipitação inesperada ocorreu e acabou contaminando a base em construção com terra que estava próxima ao local, com isto, o material que apresenta um teor de finos elevado, e, portanto, absorve mais água, ficou encharcado e notou-se que a estabilidade foi comprometida, uma vez que a compactação no dia seguinte não era satisfatória, como resultado, o material teve que ser substituído por material natural reforçando a teoria que “este material não presta”, no entanto, a norma ETS 001/2003 da prefeitura de São Paulo não permite a construção de bases de agregados reciclados em dias de chuva, além disso, esta mesma norma recomenda que o tráfego não seja liberado diretamente sobre a camada de base, para não danificar a mesma, ou seja, o material requer alguns cuidados especiais e não pode ser tratado como natural, pois embora tenha características de resistência semelhantes os dois não são iguais no comportamento. Este tipo de observação não foi encontrado em arquivos que tratavam do tema na Alemanha, as poucas publicações encontradas são antigas e segundo comentário da Prof^a. Dr^a. Daniela Neuffer, durante curso realizado na cidade de Stuttgart em 2016, a utilização deste material já está amplamente consolidada no país e não existem muitos estudos recentes sobre o tema. Vale ressaltar que alguns experimentos posteriores que tomaram cuidados com precipitação e compactação obtiveram resultados satisfatórios.



FIGURA 5 – EXECUÇÃO DE TRECHO EXPERIMENTAL COM AGREGADO RECICLADO DE CONCRETO (ARC) EM BASE DE PAVIMENTOS: A) MATERIAL SENDO APLICADO NA PISTA; B) MATERIAL ENCHARCADO E CONTAMINADO COM TERRA; C) DEFORMAÇÕES E TRINCAS APÓS COMPACTAÇÃO E ESTABILIDADE COMPROMETIDA; D) REMOÇÃO DO MATERIAL. CURITIBA (25/04/16)

FONTE: ARQUIVO PESSOAL DO AUTOR

Segundo Basten (2015), na Alemanha, 51,7% dos resíduos reciclados da construção civil foram destinados para a construção de estradas, 19% em concretos, 20,2% em obras de terraplanagem e 9,1% em outros tipos de valorização. Não foram encontrados dados da destinação dos resíduos reciclados no Brasil. No entanto, a ABRECON (2015) apresenta como principais consumidores dos materiais produzidos, as construtoras (28%), os órgãos públicos (24%), as pessoas físicas (20%) e as pavimentadoras (14%) e, conseqüentemente, é possível identificar que os principais usos, assim como na Alemanha, são a construção de estradas, concretos e terraplanagem (aterros).

TRATAMENTO DE RCD

O tratamento dos resíduos da construção civil, em termos de resíduos “classe A” que são utilizados em concretos e pavimentos, é muito similar na Alemanha e no Brasil. Segundo relatório de visita técnica realizada pelos alunos do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI) a uma usina na cidade de Stuttgart na Alemanha, no ano de 2015, os resíduos recebidos de canteiros de obras inicialmente passam por triagem e separação magnética seguida por trituração para gerar diversas granulometrias e finalmente por peneiramento o material é separado em diversas granulometrias. O produto final são pedras britadas e areias que serão utilizadas em obras de construção, como concretos sem função estrutural e camadas de pavimentos. As usinas existentes no Brasil podem ser ainda classificadas como fixas (Figura 06) ou móveis, segundo a ABRECON (2015), 74% são do primeiro tipo e 21% do segundo e 5% são classificadas como ambas. A diferença entre as usinas consiste na facilidade de deslocamento entre uma e outra e ao fato de que nas usinas móveis o produto é gerado no próprio canteiro de obras, enquanto nas fixas existe o transporte do RCD até uma unidade e posteriormente a comercialização dos produtos.



FIGURA 6 – USINAS DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL EM CURITIBA-PR
FONTE: ARQUIVO PESSOAL DO AUTOR

CUSTOS

Segundo Motta (2005) *apud* Grubba (2009), um dos grandes atrativos para o emprego de agregados reciclados, principalmente em camadas de pavimento, é o fator econômico, uma vez que esses materiais têm sido vendidos, geralmente a preços mais baixos que os convencionalmente utilizados na pavimentação. A tabela 04 mostra um exemplo de comparação de preços entre agregados naturais e reciclados (de concreto e misto) no município de Curitiba-PR, com exceção da areia natural, que é mais barata que a reciclada devido ao processo de extração de rios e cavas, nota-se que, em média, os agregados reciclados são 20% mais baratos que os naturais.

TABELA 4 - COMPARAÇÃO DOS PREÇOS DE AGREGADOS RECICLADOS E NATURAIS POSTO OBRA, REFERENTES À CURITIBA-PR (2016).

Material	Natural (R\$/ton)	Reciclado Concreto (R\$/ton)	Reciclado misto (R\$/ton)
Brita Graduada	34,00	26,32	np*
Brita 4A	30,82	21,50	np*
Saibro	19,70	15,00	np*
Rachão	42,00	35,00	39,00
Areia	33,20	38,00	41,00
Brita 01	41,97	35,00	35,00
Brita 02	37,30	35,00	28,00

*np = fração não produzida

FONTE: Pesquisa telefônica com fornecedores da região de Curitiba-PR

TABELA 5 - COMPARAÇÃO DE PREÇOS PARA RECEBIMENTO DE MATERIAIS NA ALEMANHA E NO BRASIL EM UNIDADES DE TRATAMENTO DE RCD

Tipo de resíduo	Alemanha* (R\$/ton)	Brasil** (R\$/ton)
Concreto	18,00 ~ 108,00	0 ~ 6,25
Resíduo misto de construção	43,20 ~ 720,00	13,89 ~ 59,03
Placa de reboco	234,00 ~ 342,00	***np
Escavação	7,20 ~ 100,80	24,30
Resíduos de Madeira	288,00	***np
Gesso e/ou Drywall	np	93,75

*Valores relatados por Fischer (2016). ** Valores fornecidos por empresa que recebe diversos materiais da Construção Civil que produzem agregados reciclados mistos localizada em Curitiba (2016). ***np = fração não produzida

Além dos dados citados na Tabela 05, que são baseados em fornecedores locais, existe o relatório da ABRECON (2015) que expõe o custo para recebimento destes materiais, no Brasil, em unidades de tratamento, em m³, pode variar de R\$ 5,00 a mais de R\$ 30,00, mas a principal faixa de preço se situa entre R\$ 5,00 e R\$ 10,00. Os preços de recebimento de materiais tendem a ser mais elevados na Alemanha do que no Brasil (Tabela 05), este fato se deve a alguns fatos como: escassez de recursos naturais, o envio para aterro sanitário além de ser proibido é mais caro que o envio para reciclagem e o uso de RCD em diversas aplicações ser bem difundido no país europeu.

LEGISLAÇÕES E NORMAS

Algumas das peculiaridades das legislações e as normas vigentes no Brasil e na Alemanha revelam alguns detalhes dos produtos e potenciais mercados para cada país. No Brasil, a resolução CONAMA 307 publicada em 2002 é considerada um marco na gestão dos resíduos da construção, pois estabeleceu prazos para o enquadramento de municípios e de geradores de RCD. Por meio dela foi definido que esses resíduos não poderão ser dispostos em aterros de resíduos domiciliares, em áreas de “bota fora”, em encostas, corpos d’água, lotes vagos e em áreas protegidas por Lei (SCHNEIDER, 2003). A partir desta publicação, o Brasil oficializa a intenção em adotar o princípio da prevenção de resíduos e evitar que os resíduos sobrecarreguem o volume útil do aterro sanitário. Segundo Nelles (2016), isto também ocorre na Alemanha desde 2005, que tem como princípio a hierarquia no gerenciamento de resíduos sólidos com início na prevenção e em último caso a disposição em aterro. A resolução CONAMA 348/2004, alterou parcialmente a resolução 307/2002, pois incluiu o amianto como resíduo perigoso, e subdividiu os RCD em quatro classes (Quadro 01).

QUADRO 1 - CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL DE ACORDO COM A RESOLUÇÃO CONAMA 307/2002

Classe	Descrição
A	Resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como: a) de construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação e de outras obras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem; b) de construção, demolição, reformas e reparos de edificações: componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento etc.), argamassa e concreto; c) de processo de fabricação e/ou demolição de peças pré-moldadas em concreto (blocos, tubos, meios-fios etc.) produzidas nos canteiros de obras.
B	Resíduos recicláveis para outras destinações, tais como: plásticos, papel/papelão, metais, vidros, madeiras e outros.
C	Resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitam a sua reciclagem/recuperação, tais como os produtos oriundos do gesso
D	Resíduos perigosos oriundos do processo de construção, tais como tintas, solventes, óleos e outros ou aqueles contaminados ou prejudiciais à saúde oriundos de demolições, reformas e reparos de clínicas radiológicas, instalações industriais e outros, bem como telhas e demais objetos e materiais que contenham amianto ou outros produtos nocivos à saúde.

A classificação dos resíduos da construção civil e demolição na Alemanha segue o Catálogo Europeu de Resíduos. O Código dos RCD é o de número 17 (Quadro 02).

QUADRO 2 - CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL DE ACORDO COM O CATÁLOGO EUROPEU DE RESÍDUOS

Código	Descrição
17 01	concreto, tijolos, ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos
17 02	madeira, vidro e plástico
17 03	misturas betuminosas, alcatrão e produtos de alcatrão
17 04	metais (incluindo ligas)
17 05	solos (incluindo solos escavados de locais contaminados), rochas e lamas de dragagem
17 06	materiais de isolamento e materiais de construção, contendo amianto
17 08	materiais de construção à base de gesso
17 09	outros resíduos de construção e demolição

No cenário nacional brasileiro, existem outros instrumentos legais além da resolução CONAMA 307/2002, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), de 2010 e o Estatuto das Cidades de 2001 (Quadro 03).

QUADRO 3 - INSTRUMENTOS LEGAIS E NORMATIVOS DE ABRANGÊNCIA NACIONAL

Documento	Descrição
Decreto nº 7.404/2010	Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a PNRS, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos sistemas de logística reversa, e dá outras providências.
Lei Federal nº 12.305/2010	Institui a PNRS, altera a Lei no 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.
Lei Federal nº 11.445/2007	Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis no 6.766, de 19 de dezembro de 1979, no 8.036, de 11 de maio de 1990, no 8.666, de 21 de junho de 1993 e no 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.
Resolução nº 307/2002	Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos RCC
Lei Federal nº 10.257/2001	Estatuto das Cidades: regulamenta os Artigos 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências.
Lei Federal nº 9.605/1998	Lei de Crimes Ambientais: dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.
Lei Federal nº 6.938/1981	Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

FORTE: FERNANDEZ (2012)

Além disso, algumas normas técnicas brasileiras tratam de resíduos sólidos com interesse para RCD (quadro 04). Cabe destacar duas normas, a NBR 15116 que apresenta os requisitos exigidos que os materiais devam apresentar para serem empregados na produção de concreto não estrutural e em pavimentos e a NBR 15115 (ABNT, 2004) que contém as especificações para uso em camadas de pavimentos.

QUADRO 4 - NORMAS TÉCNICAS BRASILEIRAS NA ÁREA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Norma	Descrição
NBR 10.004	Resíduos sólidos (classificação)
NBR 15.112	RCC (Resíduos da Construção Civil) e resíduos volumosos - áreas de transbordo e triagem (diretrizes para projetos, implantação e operação).
NBR 15.113	RCC e resíduos inertes - aterros (diretrizes para projetos, implantação e operação).
NBR 15.114	RCC - áreas para reciclagem (diretrizes para projetos, implantação e operação).
NBR 15.115	Agregados reciclados de RCC - execução de camada de pavimentação (procedimentos).
NBR 15.116	Agregados reciclados de RCC - utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural (requisitos).

FORTE: FERNANDEZ (2012)

Na Alemanha, as bases legais para disposição dos resíduos da construção civil são muito diversificadas, uma vez que são definidas em níveis estaduais, algumas normas e leis estão resumidas no quadro 05. Apesar de existirem diversas normas relacionadas aos impactos ambientais dos resíduos da construção civil, a maioria delas está

enraizada na nota número 20 do Grupo de trabalho de estados sobre resíduos (LAGA). No entanto, em 2005, a Corte Federal Administrativa decidiu que os parâmetros de segurança do solo e da água não poderiam mais se basear nesta nota, uma vez que ela não foi considerada uma norma e sim uma recomendação de um órgão técnico, e alguns estados como Baviera, Baden-Württemberg e Renânia do Norte (Vestfália) desenvolveram suas normas próprias. Este último, por exemplo, desenvolveu duas normas, uma para aplicação de RCD em pavimentos e construção civil e outra para regular a qualidade destes materiais (DELOITTE, 2015), que por definição são semelhantes às duas Normas Brasileiras (15115/2004 e 15116/2004) citadas anteriormente.

QUADRO 5 - NORMAS E LEGISLAÇÕES ALEMÃS

Norma	Descrição
DIN 4226-100	Agregados para concretos e argamassas. Parte 100 – Agregados reciclados
Abfallbeseitigungsgesetz	Lei Sobre Gestão de resíduos (1972)
Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz	Lei de resíduos e gestão do Ciclo de Vida (1994)
Kreislaufwirtschaftsgesetz	Gestão do Ciclo de Vida (2012)

Devido a esta diferença entre os estados, em 2006, o Ministério do Meio Ambiente iniciou uma discussão para unificar as normas. No entanto, não existia consenso entre as unidades da federação até 2012. De qualquer modo, foram listados os seguintes objetivos como unificação das normas de RCD: redução de custos para a instalação ou utilização de RCD para fins técnicos, remoção das incertezas na produção de RCD e aumento na competitividade do setor (DELOITTE, 2015).

A exemplo da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), no Brasil, a Alemanha conta com a DIN (*Deutsches Institut für Normung*). A norma DIN 4226-100/02, voltada para os requisitos dos agregados a serem utilizados em concretos, deve ser utilizada caso não haja outra especificação prioritária para agregados reciclados (MIRANDA, 2005) e que tem algumas semelhanças e diferenças com a NBR 15116 (ABNT, 2004) em termos de requisitos exigidos (Quadro 06). A norma brasileira NBR 15116/2004, classifica os agregados reciclados de classe A em dois tipos: agregados reciclados de concreto (ARC), quando mais de 90% da composição em massa é de origem cimentícia ou pátrea e agregados

reciclados mistos (ARM), quando menos de 90%, No ARM a presença de cerâmica é predominante. No âmbito alemão, a norma DIN 4226-100/2002 classifica os agregados reciclados em 4 tipos:

- Tipo 1: Resíduos reciclados de concreto;
- Tipo 2: Resíduos reciclados de demolição;
- Tipo 3: Resíduos reciclados de alvenaria;
- Tipo 4: Resíduos reciclados com resíduos de revestimento.

QUADRO 6 - NORMAS E LEGISLAÇÕES ALEMÃS

Parâmetro		DIN 4226-100 (2002)				NBR 15116 (2004)		
		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 4	ARC	ARM	
Composição (% de massa)	Concretos e agregados	≥ 90	≥ 70	≤ 20	≥ 80	≥ 90	≤ 90	
	Material Cerâmico não poroso	≤ 10	≤ 30	≥ 80		-	-	
	Bloco sílico-calcário			≤ 5		-	-	
	Outros constituintes minerais	≤ 2	≤ 3	≤ 5		≤ 20	-	-
	Asfalto	≤ 1	≤ 1	≤ 1		-	-	
	Constituintes estranhos	≤ 0,2	≤ 0,5	≤ 0,5		≤ 1	≤ 2	≤ 2
Massa específica (kg/m ³) ⁽¹⁾		2000	2000	1800	1500	-	-	
Absorção (%) ⁽²⁾		10	15	20	NA	≤ 7 (graúdo) ≤ 12 (miúdo)	≤ 12 (graúdo) ≤ 17 (miúdo)	
Teor de finos (passante na peneira 75 µm, %)						≤ 10 (eraúdo) ≤ 15 (miúdo)	≤ 10 (eraúdo) ≤ 20 (miúdo)	
Contaminantes	pH	12,5				-		
	Condutividade elétrica	3000 µS/cm				-		
	Cloreto	0,04 a 0,15% em massa				1% em massa (concreto)		
	Sulfato	600 mg/l				1 a 2% em massa		
	Arsênio	50 µg/l				8 µg/l ⁽³⁾		
	Chumbo	100 µg/l				10 µg/l ⁽³⁾		
	Cádmio	5 µg/l				5 µg/l ⁽³⁾		
	Cromo total	100 µg/l				10 µg/l ⁽³⁾		
	Cobre	200 µg/l				50 µg/l ⁽³⁾		
	Níquel	100 µg/l				10 µg/l ⁽³⁾		
	Mercúrio	2 µg/l				1 µg/l ⁽³⁾		
	Zinco	400 µg/l				100 µg/l ⁽³⁾		
	Índice de fenol	100 µg/l				10 µg/l ⁽³⁾		
	Materiais carbonáticos	1000 µg/l				-		

Notas: (1) É permitida uma tolerância de ± 150 kg/m³; (2) A NBR 15116 diferencia a absorção para agregados graúdos (ϕ > 4,8 mm) e miúdos (ϕ < 4,8 mm). (3) baseado na resolução CONAMA 396/2008.

FONTE: Adaptado de Miranda (2005) e ABNT (2004)

Conforme citado anteriormente, as recomendações da LAGA foram suspensas. No entanto, por estarem consolidadas no país foram usadas a fim de comparação com as normas brasileiras. Nesta comparação, verifica-se que a norma brasileira é menos rigorosa na questão dos requisitos mínimos exigidos em termos de contaminantes, isto porque na norma brasileira são exigidos apenas cuidados com cloretos e sulfatos. Em uma situação **hipotética**, onde a norma brasileira passasse a adotar a resolução CONAMA 396/2008 que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, a legislação brasileira passaria a ser mais rigorosa em relação a limitação de contaminantes.

A adoção desta resolução para comparação foi baseada no fato dos agregados reciclados com a origem em RCD possam vir a ser utilizados em pavimentos onde o lençol freático pode ser contaminado ao entrar em contato com esses materiais. Esta é apenas uma sugestão e um estudo mais aprofundado seria necessário para validar esta proposta. A norma brasileira atual está voltada principalmente para caracterização granulométrica e resistência (compactação e resistência mecânica do material). A LAGA classifica os agregados em 4 classes de acordo com o teor de poluentes: Z0 (uso ilimitado), Z 1.1 (para condições hidrológicas desfavoráveis), Z 1.2 (para áreas poluídas em níveis acima da classe Z1.1) e Z2 (uso limitado, com adoção de medidas de segurança). No caso de agregados reciclados com valores de poluentes maiores que os da classe Z2, os mesmos devem passar por processo de redução de poluentes ou disposição em aterros (WEIL, 2016) e condiciona os usos de acordo com a quantidade de contaminantes existentes nos RCD, preocupação que a norma brasileira não apresenta, pois considera somente o teor de sulfatos e cloretos presentes nos agregados. A comparação entre os valores adotados nos dois países revela essa diferença filosófica (Quadro 07) e a figura 06 ilustra a aplicação de diferentes resíduos.

QUADRO 7 - LIMITES DE CONTAMINANTES ENTRE AS NORMAS BRASILEIRA E ALEMÃ

Parâmetro	Alemanha – Classes *				Brasil **
	Z 0*	Z 1.1*	Z 1.2*	Z 2*	
Sulfato	50	150	300	600	1% (uso em concreto); 2% (uso em pavimento)
Cloreto	10	20	40	50	1% (uso em concreto)

*Valores em mg/l; **Valores em relação a massa da amostra.

FONTE: Adaptado de NBR 15116/2004 e WEIL (2006)

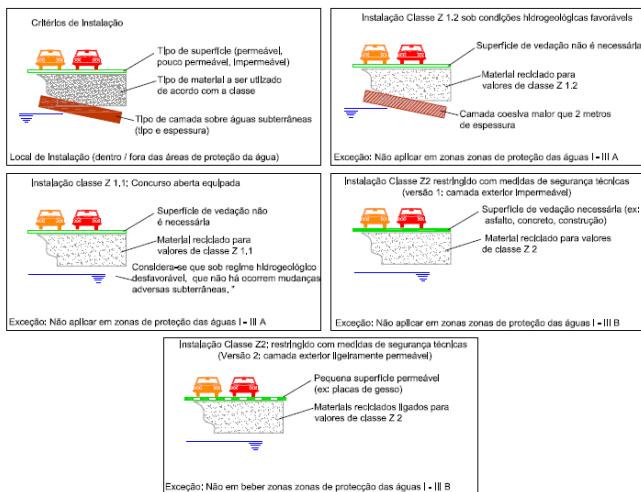


FIGURA 7 – CUIDADOS E INDICAÇÕES DE USO DE AGREGADOS RECICLADOS EM FUNÇÃO DO TEOR DE CONTAMINANTES

FONTE: Adaptado de FISCHER (2016) *apud* BENSON (2016)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A construção civil utiliza 50% dos insumos e 40% da energia global e gera 50% ou mais dos resíduos sólidos urbanos. Os resíduos da construção civil e demolição (RCD) são predominantemente não perigosos e inertes, e sua reciclagem diminui a demanda de suas matérias-primas. Tem sido usado na Alemanha desde o final da 2ª Guerra Mundial e em meados dos anos 80 no Brasil. A Alemanha importa RCD para seu uso e exporta no âmbito europeu. Em meados dos anos 2000, menos de 50% de RCD era destinado a aterro e dentro

desta parcela cerca de 90% eram reciclados. Atualmente, o uso de RCD para compor argamassa e concretos pré-moldados e de uso geral é incipiente no Brasil, sendo geralmente disposto em aterro; quando não é descartado irregularmente. Ambos os países usam tratamentos de RCD similares, mas na Alemanha existem seis vezes mais unidades de tratamento do que no Brasil. A separação dos componentes de RCDs na fonte e a avaliação quantitativa rigorosa de sua geração permitiu a Alemanha, com aparente maior geração *per capita*, produzir RCD uniforme e, conseqüentemente, mais fácil de ser processado.

A norma brasileira permite seu uso para em concretos sem função estrutural e em pavimentos como base, sub-base ou reforço de leito, similar à Alemanha; mas, neste caso, há exigências legais quanto a requisitos de proteção do solo e da água. Em estudo preliminar, o uso de RCD como reforço da lateral do pavimento revelou que deve ser aplicado em período sem precipitação para evitar seu encharcamento e, conseqüente, perda de estabilidade pela compactação insatisfatória devida sua maior resiliência do que o de material mineral natural. Isto pode ter criado o axioma de que o RCD não possa ter essa aplicação. Vencer esta barreira é essencial para que se possa atingir o uso de 52% em construção de estradas e 20% em terraplanagem como no caso alemão, bem como a redução de custos de obras de pavimentação. Apesar do processamento de RCD na Alemanha ser mais cara do que no Brasil ele ainda é mais barato do que a destinação a aterros e é restringida pela sua legislação. A legislação alemã, que se tornou uma recomendação pela dificuldade de cumprimento, é mais discriminativa quanto à composição do RCD e é mais restritiva quanto à presença de contaminantes, em relação a norma brasileira atual. Caso a resolução CONAMA 396/2008 passasse a ser parâmetro para análise dos agregados reciclados, nossa legislação seria mais restritiva.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama Dos Resíduos Sólidos No Brasil - 2014**. São Paulo, 2014 em <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em: 05 out. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15115**: Agregados Reciclados de Resíduos Sólidos da Construção Civil - Execução de Camadas De Pavimentação - Procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15116**: Agregados Reciclados de Resíduos Sólidos da Construção Civil – Utilização em Pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural - Requisitos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA PARA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL E DEMOLIÇÃO (ABRECON). **Relatório Pesquisa Setorial 2014/2015**. São Paulo, 2015 em: <https://issuu.com/amandadiaspais/docs/relatorio-pesq2015_abrecon-read>. Acesso em: 05 out. 2016.

ÂNGULO S. C.; JOHN V. M. **Requisitos para a execução de aterros de resíduos de construção e demolição**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. Relatório técnico.

BASTEN, M. **Mineralische Bauabfälle Monitoring 2006**. Berlim: Kreislaufwirtschaft Bau, 2011a. Relatório técnico.

BASTEN, M. **Mineralische Bauabfälle Monitoring 2008**. Berlim: Kreislaufwirtschaft Bau, 2011b. Relatório técnico.

BASTEN, M. **Mineralische Bauabfälle Monitoring 2010**. Berlim: Kreislaufwirtschaft Bau, 2013. Relatório técnico.

BASTEN, M. **Mineralische Bauabfälle Monitoring 2012**. Berlim: Kreislaufwirtschaft Bau, 2015. Relatório técnico.

BMUB. Disponível em <<http://www.bmub.bund.de/en/topics/water-waste-soil/waste-management/types-of-waste-waste-flows/construction-waste/>> Acesso em: 11 out. 2016.

BMUB. Disponível em <http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/abfallaufkommen_de.pdf> Acesso em: out. 2016

BMUB. Disponível em <http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_

PDF/Abfallwirtschaft/hauptabfallstroeme_2007_en.pdf> . Acesso em 11 out. 2016

BRASIL. Resolução nº 307, de 05 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Legislação Federal, Brasília, 17 julho 2002. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=307>> Acesso em: 01 out. 2016.

BRASIL. Resolução nº 348, de 16 de agosto de 2004. Altera a Resolução CONAMA no 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigosos. Legislação Federal, Brasília, 17 agosto 2004. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=449>> Acesso em: 01 out. 2016.

BRASIL. Resolução nº 396, de 3 abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Legislação Federal, Brasília, 7 abril 2008. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562> > Acesso em: 13 out. 2016.

DELOITTE S.A. **Construction and Demolition Waste Management in Germany - 2015**. London, 2015 em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/deliverables/CDW_Germany_Factsheet_Final.pdf>. Acesso em: 02 out. 2016.

DESTATIS. Disponível em: <<https://www.destatis.de/EN/FactsFigures/NationalEconomyEnvironment/Environment/EnvironmentalSurveys/WasteManagement/Tables/TablesWasteBalanceOverview.html>>. Acesso em: 11 out. 2016.

FERNANDEZ, J. A. B. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico Dos Resíduos Sólidos Da Construção Civil**. Brasília, 2012 em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120911_relatorio_construcao_civil.pdf>. Acesso em: 02 out. 2016.

FISCHER, K.M. Gerenciamento dos resíduos urbano e industrial. Curitiba, fev. 2016. Palestra Proferida na Universidade Federal do Paraná.

GRUBBA, D. C. R. P. **Estudo do Comportamento de um Agregado Reciclado de Concreto para Utilização na Construção Rodoviária**. 163 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Departamento de Engenharia de Transportes e Área de Concentração em Infraestrutura de Transportes, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

IBGE, Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2014/estimativas_2014_TCU.pdf> Acesso em 10 out. 2016.

LEITE, F. C. **Comportamento Mecânico de Agregado Reciclado de Resíduo Sólido da Construção Civil em Camadas de Base e Sub-Bae de Pavimentos**. 216 f. Dissertação

(Mestrado) - Curso de Engenharia de Transportes, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

MARIANO, L. S. **Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil com Reaproveitamento Estrutural: Estudo de Caso de uma Obra com 4.000 m²**. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

MIRANDA, L. F. R. **Contribuição ao Desenvolvimento da Produção e Controle de Argamassas de Revestimento com Areia Reciclada Lavada de Resíduos Classe A da Construção Civil**. 473 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MIRANDA, L. F. R. *et al.* A Reciclagem de Resíduos de Construção e Demolição no Brasil: 1986-2008. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p.57-71, jan./mar. 2009.

MONTEIRO, J.H.P.; FIGUEIREDO, C. E. M.; MAGALHÃES, A. F.; MELO, M. A.F.; BRITO, J. C. X.; ALMEIDA, T. P. de; MANSUR, G. L. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, IBAM, 2001. 195p.

NELLES, M.; GRÜNES, J.; MORSCHESK, G.. Waste Management in Germany - Development to a Sustainable Circular Economy? **Procedia Environmental Sciences**, Leipzig, v. 35, n. 1, p.6-14, jan. 2016.

NEUFFER, D. Estudos recentes de resíduo da construção civil e demolição (RCD). Stuttgart, nov. 2016. Informação verbal.

OIKONOMOU, N. D. Recycled Concrete Aggregates. **Cement & Concrete Composites**. Thessaloniki, v. 27, n. 2, p. 315-318, fev. 2005.

PIMENTEL, U. H. O. **Análise da geração de resíduos da construção civil da cidade de João Pessoa-PB**. 190 p. Tese (doutorado) - UFPB E UFBA, Salvador, 2013.

PINTO, T. de P. **Metodologia para a Gestão Diferenciada de Resíduos Sólidos da Construção Urbana**. 190 p. Tese (doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **PMSP ETS 001/2003**: Camadas de reforço do subleito, sub-base ou base mista de pavimentos com Agregado Reciclado de Resíduo Sólido da Construção Civil. São Paulo, 2003. Disponível em: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/infraestrutura/Especific%C3%A7%C3%B5es%20T%C3%A9cnicas%20de%20Servi%C3%A7o/PMSP_ETS_001_2003%5B1%5D.pdf. Acesso em 15 jan. 2017.

PPGMAUI. **Relatório do 7º Curso de Extensão Internacional na Alemanha em Meio Ambiente 2015**. Stuttgart, 2015. Relatório Técnico.

RAO, A.; JHA, K. N.; MISRA, S. Use of aggregates from recycled construction and demolition waste in concrete. **Resources, Conservation And Recycling**, [s.l.], v. 50, n. 1, p.71-81, mar. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.05.010>.

SCHNEIDER, D. M; **Deposições Irregulares de Resíduos da Construção Civil na Cidade de São Paulo**. 131 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SILVA, C. A. R. **Estudo do Agregado Reciclado de Construção Civil em Misturas Betuminosas para Vias Urbanas**. 220 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

TOZZI, R. F. **Caracterização, avaliação e gerenciamento da geração de resíduos da construção civil (RCC) em duas obras no município de Curitiba/PR-Brasil**. 99 p. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.UBIRATAN 2013

WEIL, M. Closed-loop recycling of construction and demolition waste in Germany in view of stricter environmental threshold values. **Waste Management & Research**, [s.l.], v. 24, n. 3, p.197-206, 1 jun. 2006. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x06063686>.

CAPÍTULO 2

POSSIBILIDADES DA ADAPTAÇÃO DOS SISTEMAS DE COBRANÇA PELA GERAÇÃO DE RESÍDUOS DA ALEMANHA PARA A DEMANDA NO BRASIL

Méd. Vet. Rafael Haddad Manfio

Prof. Dr. Patrícia Charvet

Prof^a. Dr^a. Carlos Alberto Ubirajara Gontarski

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a contaminação ambiental, bem como o surgimento de leis mais punitivas nos casos de disposição irregular de Resíduos Sólidos (RS) tornam cada vez mais necessária a implantação de ferramentas de gestão que garantam o manejo e a destinação adequada desses resíduos. A gestão dos resíduos sólidos apresenta grande demanda de recursos financeiros, seja para investimentos com a aquisição de áreas, compra de caminhões e maquinários, instalação dos aterros sanitários ou para custeio das operações com o pagamento de pessoal, aquisição de material de consumo, entre outros.

Apesar dessa demanda, em muitos locais no Brasil, é comum a administração pública ofertar o serviço à população, sem a cobrança pela coleta e pelo gerenciamento de resíduos. Em diversos casos, as taxas de limpeza pública são embutidas nos impostos prediais e territoriais e acumuladas no recurso livre municipal, embora nem sempre sejam condizentes com os gastos reais, sendo o uso desses recursos decidido durante a votação do orçamento pelas câmaras municipais na Lei de Diretrizes Orçamentárias (LDO) e Lei Orçamentária Anual (LOA), o que nem sempre garante que tenham a utilização prevista originalmente.

As prefeituras municipais, responsáveis legalmente pelo manejo e gestão dos resíduos, apresentam dificuldades orçamentárias e dependem, na maioria dos casos, de recursos da união a fundo perdido para implantação de estruturas adequadas e aquisições de equipamentos e maquinários. A manutenção do custeio dos serviços prestados, sem a contrapartida de cobrança condizente, não permite a profissionalização e as melhorias necessárias à gestão adequada dos RS.

Na Alemanha, o gerenciamento dos resíduos também é atribuição legal dos municípios, no entanto, cada estado legisla especificamente sobre os modelos de cobrança, regras e valores, respeitando as particularidades de cada região.

O presente trabalho visa propor adaptações dos sistemas de cobrança pela geração de resíduos utilizados na Alemanha para a demanda no Brasil, como ferramenta para a melhoria da gestão dos RS.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

LEIS NO BRASIL PARA COBRANÇA SOBRE A GERAÇÃO DE RESÍDUOS

De acordo com a legislação brasileira, a cobrança deve incidir sobre a geração dos resíduos, entretanto, os custos para a coleta e para o tratamento dos resíduos gerados, assim como os do sistema de gestão, devem ser inclusos no cálculo dos valores a serem cobrados, pois somente dessa forma consegue-se a sustentabilidade do sistema.

Em 2007, foi publicada e sancionada a Lei Federal nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007), que delineou as diretrizes para a regulação e a Política Nacional de Saneamento Básico, a qual apresenta em seu artigo 3º, Inciso I, Alínea C a seguinte definição:

“...c) limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos: conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final do lixo doméstico e do lixo originário da varrição e limpeza de logradouros e vias públicas;...”

Já em seu Artigo 7º, as seguintes atividades são descritas como partes do serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos urbanos:

“Art. 7º Para os efeitos desta Lei, o serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos urbanos é composto pelas seguintes atividades:

I - de coleta, transbordo e transporte dos resíduos relacionados na alínea c do inciso I do caput do art. 3º desta Lei;

II - de triagem para fins de reuso ou reciclagem, de tratamento, inclusive por compostagem, e de disposição final dos resíduos relacionados na alínea c do inciso I do caput do art. 3º desta Lei;

III - de varrição, capina e poda de árvores em vias e logradouros públicos e outros eventuais serviços pertinentes à limpeza pública urbana.”

Em seu Artigo 29, Inciso II, define as formas de cobrança pelos serviços de gerenciamento dos resíduos sólidos:

“Art. 29. Os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços:

I - ...;

II - de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos urbanos: taxas ou tarifas e outros preços públicos, em conformidade com o regime de prestação do serviço ou de suas atividades;...”

Como forma de garantir uma forma justa de cobrança pelos serviços prestados, o Artigo 35 traz a seguinte redação:

“Art. 35. As taxas ou tarifas decorrentes da prestação de serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos urbanos devem levar em conta a adequada destinação dos resíduos coletados e poderão considerar:

I - o nível de renda da população da área atendida;

II - as características dos lotes urbanos e as áreas que podem ser neles edificadas;

III - o peso ou o volume médio coletado por habitante ou por domicílio.”

Entretanto, somente em 2010, com a publicação do Decreto 7.217, de 21 de junho de 2010 (BRASIL, 2010c), houve a regulamentação da referida lei. O decreto apresenta o detalhamento dos critérios de cobrança pelos serviços em seu Artigo 14 e cita pela primeira vez mecanismos que visam minimizar a geração de resíduos e sua recuperação:

“Art. 14. A remuneração pela prestação de serviço público de manejo de resíduos sólidos urbanos deverá levar em conta a adequada destinação dos resíduos coletados, bem como poderá considerar:

I - nível de renda da população da área atendida;

II - características dos lotes urbanos e áreas neles edificadas;

III - peso ou volume médio coletado por habitante ou por domicílio; ou

IV - mecanismos econômicos de incentivo à minimização da

geração de resíduos e à recuperação dos resíduos gerados.”

No mesmo ano, ocorreu a publicação da Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010b), que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), pautada em grande parte no princípio do poluidor-pagador e na responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (Artigos 25 a 36). Dentro dessa lógica, o poder público, o setor empresarial e a coletividade passam a ser responsáveis pela efetividade das ações voltadas a assegurar a observância da PNRS.

O Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010 (BRASIL, 2010a), regulamentou a lei supracitada, criou o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa e trouxe a obrigatoriedade da apresentação de um sistema de cálculo para cobrança dos serviços prestados nos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, em seu Artigo 51:

“Art. 51. ...

§ 1º ...

I - ...;

X - sistema de cálculo dos custos da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, bem como a forma de cobrança desses serviços, observado o disposto na Lei nº 11.445, de 2007;”

Importante salientar a distinção entre os diferentes tipos de resíduos e seus responsáveis legais. Para tanto, Butto *et al.* (2014) apresentaram uma classificação em dois grandes grupos, domiciliares e não domiciliares, como indica a sequência:

- Resíduos domiciliares: o titular dos serviços públicos (Prefeitura) é responsável pela organização e pela prestação dos serviços associados a esses resíduos, observados os respectivos Planos Municipais. O gerador de resíduos domiciliares tem cessada sua responsabilidade com a disponibilização adequada para a coleta ou com a devolução para os casos de logística reversa.
- Resíduos não domiciliares: são de responsabilidade do gerador, cabendo a implementação e a operacionalização integral do Plano

de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Para alguns produtos mais nocivos ao meio ambiente, os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes têm a obrigação adicional de estruturar e implementar sistemas de logística reversa mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, cujas definições são desenhadas por acordos setoriais. As etapas sob responsabilidade do gerador que forem realizadas pelo poder público devem ser devidamente remuneradas pelo responsável.

LEIS NA UNIÃO EUROPEIA E NA ALEMANHA PARA COBRANÇA SOBRE A GERAÇÃO DE RESÍDUOS

A legislação da União Europeia (UE) em matéria de resíduos constitui a base legal jurídica vinculativa para a legislação correlata dos seus países-membros. A UE influencia a legislação dos países-membros por meio de numerosas normativas e regulamentos. Estes incluem, por exemplo, a normativa relativa às transferências de resíduos, que regula o transporte de resíduos e de resíduos perigosos dentro e fora da União Europeia; a normativa relativa aos veículos em fim de vida, que especifica os objetivos de reciclagem para sucata de veículos; a normativa para a deposição de resíduos em aterros sanitários e a normativa relativa aos resíduos de embalagens e embalagens propriamente ditas, que incluem objetivos de reutilização e reciclagem de embalagens. Em 19 de novembro de 2008, foi adotada a importante estrutura normativa relativa aos resíduos, que contém diversos elementos essenciais (SCHULZE, 2013).

Na Alemanha, a Lei de Minimização e Eliminação de Resíduos foi publicada em 1986. Com base nessa lei, vários regulamentos foram editados, entre os quais, podem ser citados o de Minimização de Vasilhames e Embalagens, de 1991; o de Óleos Usados, de 1987; e o de Solventes, de 1989. Em 1994, foi editada a Lei de Economia de Ciclo Integral e Gestão de Resíduos, que substituiu a norma de 1986 (JURAS, 2001).

Segundo Hilgers (2016), a legislação alemã referente ao gerenciamento de resíduos sólidos evoluiu significativamente nos últimos 20 anos. A Lei

Federal de 1996, que tratava do assunto, possuía três pilares principais em ordem hierárquica:

- 1º evitar (reduzir);
- 2º reutilizar/reciclar;
- 3º disposição final.

No entanto, em 2012, em consonância com a Lei da União Europeia (UE), a Alemanha editou uma nova legislação federal, agora baseada em cinco pilares principais, em ordem hierárquica:

- 1º evitar (reduzir);
- 2º preparação para o reuso;
- 3º reciclar;
- 4º aproveitamento energético dos materiais;
- 5º destinação final.

A respectiva lei transpôs a estrutura normativa relativa aos resíduos da UE para a legislação alemã, entrando em vigor em 1 de junho de 2012 e sendo chamada de Ato de Gerenciamento de Resíduos em Circuito Fechado ou pela sigla *KrWG*, em alemão.

O objetivo desse Ato é a minimização na geração de resíduos por meio do uso do gerenciamento em circuito fechado, a fim de preservar os recursos naturais e proteger as pessoas e o ambiente quando os resíduos são criados e geridos. De maneira a complementar os novos regulamentos resultantes da transposição da estrutura normativa da União Europeia, a nova lei de gestão dos resíduos em circuito fechado mantém as estruturas e os elementos da legislação nacional anterior (SCHULZE, 2013).

Por essa Lei, é atribuição exclusiva do município o gerenciamento dos resíduos sólidos. Cada um dos 16 estados da Alemanha tem que editar suas próprias leis estaduais para definição do modelo de cobrança, regras e valores. A referida lei estadual possui o nome de “*Kommunales Abgabengesetz*” (KAG) e apresenta em seu texto a forma de cálculo e as aplicações dos recursos arrecadados (HILGERS, 2016).

USO DA COBRANÇA COMO FERRAMENTA PARA REDUÇÃO NA GERAÇÃO DE RESÍDUOS

Diversos são os mecanismos utilizados para indução da redução na geração de resíduos. Azevedo (2004) cita que países desenvolvidos estão incluindo em sua legislação instrumentos econômicos, como sistemas de cobrança pela disposição em aterros, pela geração dos resíduos sólidos, impostos sobre produto e sistema de depósito-retorno, assim como crédito para a reciclagem dirigidos à indústria, ao comércio, aos municípios e à população.

No Brasil, dados do SNIS 2014 demonstram que, em aspectos regionais, existe tendência à redução da geração de resíduos conforme o aumento do percentual de municípios que cobram pelo gerenciamento dos RS. A Região Sul possui produção média de 0,83 kg/hab/dia e cobrança dos serviços de gerenciamento de resíduos sólidos em 79,5% dos municípios participantes da pesquisa, já a Região Nordeste apresenta produção média de 1,21 kg/hab/dia e cobrança em somente 7,3% dos municípios participantes da pesquisa (MCIDADES.SNSA, 2016).

Os dados supracitados encontram-se disponíveis no quadro 1:

QUADRO 1 - RELAÇÃO DOS INDICADORES DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E DE COBRANÇA PELOS SERVIÇOS DE LIMPEZA URBANA POR REGIÃO DO BRASIL

Região	Quantidade de municípios	Percentual de municípios que cobram	Percentual de municípios sem cobrança	Massa coletada <i>per capita</i> (IN021)		
				Mínimo	Máximo	Indicador médio
	(municípios)	(%)	(%)	(kg/hab./dia)		
Norte	254	15,4	84,6	0,10	2,67	1,09
Nordeste	962	7,3	92,7	0,10	2,71	1,21
Sudeste	1.301	45,0	55,0	0,10	2,70	1,02
Sul	960	79,5	20,5	0,10	2,55	0,83
Centro-oeste	288	19,8	80,2	0,10	2,62	1,26
Total - 2014	3.765	40,2	59,8	0,10	2,71	1,05

FONTE: Adaptado de MCIDADES.SNSA, 2016

Magalhães (2009) reforça que a cobrança dos serviços de manejo de resíduos sólidos, por meio de tarifa, contribui para a redução da geração

de resíduos sólidos: a cobrança por meio de tarifa permite induzir menor geração de resíduos, por meio da cobrança, progressivamente maior pelos volumes ou massas maiores, por valores diferenciados de acordo com o tipo de usuário, o que permite gerenciar a demanda dos serviços pelo seu custo – cobra-se mais de quem utiliza mais, para quem utiliza serviços mais sofisticados, pela utilização em determinadas circunstâncias, como se faz, por exemplo, nos horários de pico na energia e na telefonia.

Isso permite que, todo mês, o usuário, em sua conta, possa conferir o “consumo” do serviço e redirecionar seu comportamento. Além disso, a cobrança por meio de tarifas induz o controle da geração de resíduos sólidos por parte dos usuários, que provavelmente irão optar por “produtos que tenham menos embalagens, reutilizando materiais e segregando parte dos resíduos para reaproveitamento ou reciclagem” (MAGALHÃES, 2009).

Campos (2012) corrobora com os demais autores ao citar que a cobrança de taxa pela prestação dos serviços pode ser identificada como inibidora para a geração dos resíduos sólidos.

POSSIBILIDADES DE ADAPTAÇÃO PARA A DEMANDA NO BRASIL

Para identificar os instrumentos econômicos¹ utilizados como mecanismos de cobrança para o gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil, é necessário buscar definições legais para tais mecanismos.

A Lei Federal nº 5.172, de 25 de outubro de 1966 (BRASIL, 1966), que dispõe sobre o Sistema Tributário Nacional e institui normas gerais de direito tributário aplicáveis à União, Estados e Municípios, em seu Artigo 3º, define:

“Art. 3º Tributo é toda prestação pecuniária compulsória, em moeda ou cujo valor nela se possa exprimir, que não constitua sanção de ato ilícito, instituída em lei e cobrada mediante atividade administrativa plenamente vinculada.”

¹Instrumentos econômicos são definidos por Motta (2009) como aqueles que atuam diretamente nos custos de produção e consumo dos agentes cujas atividades estejam inseridas nos objetivos da política em questão. Os exemplos são os tributos em geral e os preços públicos, que podem ser criados, majorados ou reduzidos.

MOTTA, R. S. Instrumentos econômicos e política ambiental. Revista de Direito Ambiental, n. 2º, out./dez. 2000. p. 88-89

Em seu Artigo 77, normatiza a cobrança de taxas:

“Art. 77. As taxas cobradas pela União, pelos Estados, pelo Distrito Federal ou pelos Municípios, no âmbito de suas respectivas atribuições, têm como fato gerador o exercício regular do poder de polícia, ou a utilização, efetiva ou potencial, de serviço público específico e divisível, prestado ao contribuinte ou posto à sua disposição.”

Os serviços de limpeza urbana, como, por exemplo, varrição, capina, poda, roçagem, raspagem de ruas, poda de árvores em vias e logradouros públicos, limpeza de feiras e mercados, de córregos e canais de drenagem, limpeza de praias, limpeza de meio-fio, entre outros, não são divisíveis e devem ter seus custos suportados pelo orçamento municipal, conforme é estabelecido na Constituição Federal. Sendo assim, esses serviços devem ser remunerados diretamente pelo orçamento municipal, pois são despesas indivisíveis e não podem ser atribuídas especificamente a um ou a outro cidadão (CAMPANI; SCHEIDEMANDEL NETO, 2009; MAGALHÃES, 2009).

Segundo Sabbag (2011), a tarifa, uma espécie de preço público, é o preço de venda do bem, exigido por empresas prestacionais de serviços públicos (concessionárias e permissionárias). A tarifa apresenta as seguintes características: não é tributo, trata-se de uma prestação pecuniária facultativa, sua existência decorre de contrato administrativo, é admissível sua rescisão, obedece aos princípios do direito administrativo e não aos princípios de direito tributário, o regime aplicado é o de direito privado, pode ser exigida por pessoas jurídicas de direito público e de direito privado, não existe tarifa cobrada em razão do poder de polícia, sua cobrança é proporcional ao uso e só existe tarifa cobrada em face de serviço de utilização efetiva.

Em relação à realidade do Brasil, Faria (2012) estabelece em seu estudo a relação entre o consumo de água e a geração de resíduos por economia por meio de análise de regressão com dados dos resíduos gerados e dos consumos de água hidrometrada, coletados em campo, sem levar em consideração os grandes geradores. A determinação da correlação entre o consumo de água e a geração de resíduos sólidos domiciliares propôs a aplicação de fórmulas de cobrança que possibilitam

a autossustentabilidade financeira dos serviços de coleta, remoção, transporte e destinação dos resíduos no município de Viçosa – MG.

Estudo similar realizado no município de Florianópolis – SC apresentou resultados que também mostraram fortes relações entre o consumo de água e o consumo de energia elétrica, com a geração de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD), quando os dados foram tratados de forma agrupada, por faixas de consumo, mostrando ser possível estimar a quantidade de RSD gerada por uma edificação a partir do seu consumo de água ou de energia elétrica (FRANCO; CASTILHOS JR; SOUZA, 2014).

Segundo Eigenheer (2009), para se entender os avanços ocorridos na Alemanha, um primeiro aspecto a ser destacado é a tradição na cobrança de taxas municipais para a coleta de lixo. Desde longa data, acostumaram-se os alemães a pagar pelos serviços de saneamento. Outro aspecto importante é a utilização de vasilhames padronizados e adequados ao acondicionamento do lixo. Essa padronização facilita tanto a cobrança de taxas como a coleta organizada do lixo.

No caso do Brasil, essa seria uma das ferramentas que facilitaria o controle do volume de resíduo gerado por residência, o que auxiliaria quanto à padronização para a formulação de um cálculo de cobrança.

Na Alemanha, as disposições constitucionais autorizam os municípios a cobrar impostos ou taxas pela gestão dos resíduos urbanos. Regulamentos locais variam consideravelmente. Todos os municípios cobram taxas separadas de resíduos para as famílias. Em geral, os municípios optam por uma coleção de contentores de resíduos e cobram das famílias uma taxa variável, baseada no tamanho do contentor ou na frequência de coleta, por vezes em combinação com uma taxa básica fixa. Também existem encargos que variam com base no número de membros da família, no tamanho da propriedade ou em várias tecnologias de medição para o volume ou o peso dos resíduos (SCHLEGELMILCH; MEYER; LUDEWIG, 2010).

No Brasil, cada município deve aprovar uma lei específica, na qual deverão ser detalhadas as formas de cobrança e apresentada a equação base para o cálculo, o que muitas vezes dificulta a implantação desses sistemas, pois seria necessária a contratação de técnicos especializados no assunto para delineamento do modelo apropriado para cada realidade.

Como instrumentos econômicos para remuneração dos serviços, existe uma diversidade de regulações e cobranças dentro dos Estados. Em geral, observa-se que as tarifas são cobradas pela frequência da coleta e pelo volume de resíduos gerados (tarifas PAYT). Em alguns casos, a tarifa é de duas partes. Usualmente, os grandes geradores de resíduos têm a responsabilidade de levar os resíduos até o aterro e pagar tarifa variável, conforme volume/massa e tipo de resíduo. Em algumas localidades, existem cláusulas do tipo put or pay para a disposição final, que garantem remuneração mínima, independente do volume despejado. Quanto à forma de cobrança, é usual observar tarifas aos domicílios cobradas na coleta, por meio da venda de sacolas ou contêineres, embora remunerem os serviços de toda cadeia. Em outros casos, a cobrança é diferenciada pela frequência (semanal ou quinzenal) e ou por tipo de resíduos, sendo os resíduos volumosos e perigosos sobretaxados (BUTTO *et al.*, 2014).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil não define ou conceitua os grandes geradores, ficando a cargo dos Estados e municípios estabelecerem critérios por meio de normativas legais para aplicação de tal definição.

Na cidade de Berlim, a gestão de resíduos urbanos é financiada por uma taxa baseada no volume do contentor de resíduos. As famílias podem escolher entre os volumes 60, 120, 240, 660 e 1.100 litros. Essa taxa deve ser paga trimestralmente. As coletas são semanais, no entanto, se os proprietários decidem alterar a frequência de coleta de resíduos para um intervalo de tempo de duas semanas, as taxas para os contentores de resíduos são reduzidas pela metade. Os tamanhos dos recipientes para resíduos biodegradáveis variam entre 60l, 120l e 240l. Os encargos de uma coleta realizada a cada duas semanas são adicionados às taxas de rejeitos. Em Berlim, o *Berliner Stadtreinigungsbetriebe* (BSR), órgão estatutário da cidade de Berlim, é responsável pela organização e implementação da gestão de resíduos. Desde 2001, a geração de resíduos sólidos em Berlim vem apresentando decréscimo (SCHLEGELMILCH; MEYER; LUDEWIG, 2010) e tal fato está intimamente ligado às altas taxas de reciclagem e ao reuso apresentados pela capital alemã.

Do volume total de resíduos gerados em Berlim, cerca de 64,5% dos resíduos são reciclados ou reutilizados. O sistema de taxas em Berlim consiste numa taxa de coleta de resíduos básicos (desde 2015, tarifa por unidade de utilização e paga trimestralmente) e tarifas variáveis para rejeitos, resíduos orgânicos e resíduos de papel e papelão recolhidos de porta em porta, apresentando um sistema de cobrança do tipo tarifa PAYT. Berlim tem quase 100% de cobertura de coleta seletiva de porta em porta tanto para o sistema de separação de papel, vidro e resíduos orgânicos, bem como para a coleta mista para reciclagem de metal e ou plásticos ou materiais compostos. Os dados de reciclagem mostram uma boa eficácia do sistema, uma vez que papel e vidro atingem taxas de reciclagem de 90%, e plástico, metal e materiais compostos chegam a 41%, com possibilidades de melhoria (BiPRO/CRI, 2015).

O modelo adotado em Berlim pode ser aplicado no Brasil, entretanto, existe a necessidade de maior frequência de coleta de resíduos orgânicos, já que o clima tropical favorece o apodrecimento do material orgânico, com decorrente liberação de chorume e gases de odor fétido, além da proliferação de vetores. Entretanto, ressalta-se novamente a necessidade de normativa legal específica existente no âmbito municipal.

Em Stuttgart, a concessão para os serviços de gerenciamento de resíduos sólidos é da *Abfallwirtschaft Stuttgart (AWS)*, caracterizada como empresa pública municipal. O modelo adotado é misto, valor fixo mais valor variável, e baseia-se no volume de cada tipo de resíduo (rejeito, orgânico e reciclável) e na frequência da coleta – semanal ou quinzenal – e está suportado pela escala de volume existente. As lixeiras são disponibilizadas para as residências conforme o plano contratado: 60, 120, 240 ou 1100 litros (HILGERS, 2016).

A cidade de Frankfurt cobra uma taxa de utilização mista, composta por uma taxa de utilização fixa anual para cobrir a prestação de serviços básicos e uma taxa variável, conforme a quantidade de resíduos recolhidos. Entre os diferentes serviços, a taxa fixa abrange também a coleta de resíduos biodegradáveis num recipiente extra e a coleta de resíduos de papel. Uma dedução da taxa fixa e uma remoção do recipiente para resíduos biodegradáveis podem ser solicitadas caso

seja comprovada a compostagem adequada desses resíduos na própria propriedade (SCHLEGELMILCH; MEYER; LUDEWIG, 2010).

Para os grandes geradores, existe uma cobrança denominada *fee gate*, que consiste em uma taxa de entrada para disposição em aterros. Por fim, observa-se que os resíduos pré-tratados apresentam descontos na tarifação da disposição (BUTTO *et al.*, 2014). No Brasil, as cidades que normatizaram e categorizaram os grandes geradores, em sua maioria, permitem que haja destinação desses resíduos para empresas privadas que possuem aterros sanitários licenciados e que acabam por receber um misto de resíduos. Na Alemanha, tal possibilidade inexistente, já que a disposição de resíduos em aterros é proibida.

Um estudo de caso realizado pela empresa Economia Research & Consulting Ltd constatou que em blocos de apartamentos e condomínios, a quantidade de resíduos sólidos gerada é muito superior à média local e a quantidade de recicláveis separados é sempre muito baixa. As razões identificadas para a ocorrência desses problemas foram a alta densidade de ocupação, o anonimato de muitos inquilinos, a mudança frequente destes e a existência de taxas de resíduos, que são calculadas com base na área construída de cada apartamento. Essa forma de cobrança torna-se injusta quando não leva em conta o princípio do poluidor-pagador. Como solução para a situação diagnosticada, foram desenvolvidos diversos projetos de sistemas inovadores com base no controle de acesso para os contentores de resíduos, objetivando a redução dos custos de gestão de resíduos, a redução dos rejeitos e o aumento da quantidade de resíduos recicláveis, bem como melhor separação das diferentes frações (rejeitos, recicláveis secos, resíduos orgânicos), a fixação de taxas de resíduos de acordo com o princípio do poluidor-pagador (condizente com a quantidade de resíduos gerada em cada unidade), a transparência no cálculo das taxas de resíduos e a racionalização da coleta de resíduos (HOGG, 2002).

Além de taxas e tarifas, uma alternativa de remuneração pelos serviços é embutir os custos de manejo no preço de produtos. Esse efeito é gerado quando a cobrança é realizada ao longo da cadeia produtiva, antes da disposição final, como, por exemplo, por meio da cobrança de valor adicional sobre matérias-primas e embalagens. A

responsabilização do gerador sobre o descarte do produto também gera esse efeito, uma vez que o produtor repassa os custos da logística reversa ao consumidor. De forma análoga, observa-se o mesmo efeito em sistemas de depósito-retorno, em geral utilizados para embalagens de bebidas, sob o qual um produto é sobretaxado, considerado o “depósito”, e o consumidor recebe reembolso de parte ou total da sobretaxa caso devolva a embalagem, considerado o “retorno” (BUTTO *et al.*, 2014).

Na Alemanha, existe há muito tempo um sistema de depósito-retorno de garrafas de bebidas reutilizáveis ou retornáveis. O depósito é repassado das empresas de bebidas para atacado e varejistas. O varejista vende a bebida, incluindo o depósito, e o consumidor recebe então um reembolso após o retorno da garrafa. Finalmente, a garrafa e o reembolso são retornados à cadeia produtiva na direção oposta (logística reversa). Para garrafas de bebidas reutilizáveis ou retornáveis, o depósito depende do tamanho da garrafa. Em 2003, foi introduzido um sistema adicional de reembolso de depósitos para garrafas de bebidas não retornáveis. Os recipientes para sucos de frutas, leite e bebidas alcoólicas (com exceção da cerveja) estão isentos do presente regulamento. Para a coleta e reciclagem, os distribuidores têm de celebrar contratos individuais com empresas de reciclagem. Com vistas a solucionar alguns problemas do sistema inicial, uma emenda entrou em vigor em 2006, a qual exige um depósito adicional para todas as garrafas de bebidas não retornáveis sujeitas ao depósito obrigatório, que contém entre 0,1 e 3 litros. O objetivo foi tornar as garrafas não retornáveis menos atraentes em comparação com as garrafas reutilizáveis ou retornáveis, uma vez que estas últimas são consideradas como tendo um impacto ambiental significativamente menos severo (SCHLEGELMILCH; MEYER; LUDEWIG, 2010).

A realidade brasileira ainda está longe da supracitada, uma vez que os acordos setoriais firmados pelo governo federal com as empresas não cobram delas a aplicação imediata da política de logística reversa, necessária ao funcionamento dessa forma de cobrança.

Por isso, mecanismos de controle, como multas ou penalidades para a geração de resíduos excedentes sobre um limite predefinido,

também podem servir como formas de obtenção de recursos (BUTTO *et al.*, 2014).

Outro fator importante são as regras tributárias distintas em cada país, o que implica, muitas vezes, na não adoção de formas de cobranças idênticas ao serviço de gerenciamento dos resíduos sólidos, mas, sim, em adaptações frente à legislação nacional existente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Entre os diversos fatores que influenciam nas tomadas de decisões político-administrativas, é necessário avaliar algumas diferenças existentes entre o Brasil e a Alemanha.

Primeiramente, cumpre-se ressaltar que a extensão territorial da Alemanha é de 357.051 km², enquanto a do Brasil é de 8.515.767,049 km². Percentualmente, isso representa cerca de 4,2% do nosso território, sendo menor que muitos Estados existentes.

Entretanto, alguns princípios primordiais deverão ser seguidos para uma efetiva aplicação de um modelo de cobrança sobre a geração de resíduos. São eles:

Poluidor-Pagador – o poluidor deve arcar com os custos sociais de prevenir, controlar e tratar o volume de resíduos gerados e da poluição que ele origina.

Equilíbrio Econômico-Financeiro – todos os custos associados à gestão eficiente de RSU devem ser cobertos pelas taxas/tarifas, sejam eles custos de operação, manutenção, administrativos ou de capital.

Sustentabilidade do Meio Ambiente (Uso Racional) – prioriza reduzir o descarte por meio da reutilização, da reciclagem, da compostagem e da redução da geração de resíduos. Objetiva escolhas ambientalmente ótimas dos insumos e de processos de produção.

Acesso Universal – procura assegurar que toda a população tenha acesso a um serviço de qualidade e que leve em conta a capacidade de pagamento dos usuários, em especial da população de baixa renda.

Transparência – esclarecimento objetivo das regras, responsabilidades e penalidades relacionadas à tarifação. Implica em disponibilizar tais

informações ao público, submeter os critérios tarifários ao entendimento da sociedade e promover o debate mediante consultas públicas.

Simplicidade – as regras devem ser de fácil entendimento aos consumidores e a outras partes interessadas. Preza pela viabilidade de aplicação.

Entre as diversas formas apresentadas, a adoção de tarifas baseadas na geração de resíduos por unidade habitacional, associada a uma coleta seletiva obrigatória e à compostagem de resíduos orgânicos como mecanismo de desconto, demonstra grande efetividade à aplicação dos princípios supracitados.

Os acordos setoriais existentes no Brasil para aplicação integral da logística reversa também podem atuar como instrumentos necessários ao direcionamento de um gerenciamento de resíduos em ciclo fechado, a fim de gerar, inclusive, um sistema similar de depósito-retorno como atualmente ocorre na Alemanha.

A forma de arrecadação e de cobrança em cada um dos municípios deverá ser reavaliada e reformulada, caso necessário. As taxas e tarifas referentes aos serviços de gerenciamento de resíduos sólidos existentes deverão ser desvinculadas do Recurso Livre, com vistas a criar fundos específicos que permitam o real acompanhamento dos investimentos no setor.

Cabe ressaltar que o atual estudo exhibe apenas um panorama superficial da situação dos resíduos sólidos no Brasil e na Alemanha, entretanto, estudos mais aprofundados e análises pontuais dos municípios são necessárias, assim como pesquisas a médio e longo prazo sobre os reais impactos dessas políticas de cobrança sobre a geração dos resíduos.

Por fim, há necessidade de acompanhamento técnico nos municípios, que deverão criar seus próprios mecanismos municipais de cobrança sobre a geração de resíduos baseados na real demanda existente, a fim de buscar suprir todas as necessidades peculiares dos sistemas de gerenciamento.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio do *Deutscher Akademischer Austausch Dienst* (DAAD), por meio da concessão de bolsa para participação no 8º Curso de Extensão Internacional na Alemanha em Meio Ambiente 2016, o qual possibilitou o levantamento de diversas informações constantes nesse estudo.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, G. O. D. **Por menos lixo**: a minimização dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Salvador/Bahia. 148 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004.

BiPRO/CRI **Assessment of separate collection schemes in the 28 capitals of the EU** – Final report. 161 p. November, 2015. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/Separate%20collection_Final%20Report.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2017.

BRASIL. Decreto Federal nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, 23 de dezembro de 2010, Edição Extra, retificado em 24 de dezembro de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7404.htm>. Acesso em: 10 jan. 2017a.

BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, 03 de agosto de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 10 jan. 2017b.

BRASIL. Decreto Federal nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, 22 de junho de 2010 – Edição Extra. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7217.htm>. Acesso em: 10 jan. 2017c.

BRASIL. Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de

1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, 8 de janeiro de 2007 e retificado em 11 de janeiro de 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 10 jan. 2017.

BRASIL. Lei Federal nº 5.172 de 25 de Outubro de 1966. Dispõe sobre o Sistema Tributário Nacional e institui normas gerais de direito tributário aplicáveis à União, Estados e Municípios. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, 27 de outubro de 1966 e retificado em 31 de outubro de 1966. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L5172Compilado.htm>. Acesso em: 10 jan. 2017.

BUTTO, S.; TRINDADE, C.; SADO, I.; KILEBER, S. **Diretrizes para construção de tarifas para serviços de manejo de Resíduos Sólidos**. XI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos: Desafios para implantação da Política Nacional. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Brasília –DF. Agosto, 2014.

CAMPANI, D. B.; SCHEIDEMANDEL NETO, B. Remuneração da Prestação dos Serviços de Manejo de Resíduos Sólidos. In: Berenice de Souza Cordeiro (Org.). **Lei Nacional de Saneamento Básico – Perspectivas para as Políticas e a Gestão dos Serviços Públicos**. Livro III, p. 511-519. Brasília, 2009.

CAMPO, H. K. T. Renda e evolução da geração *per capita* de resíduos sólidos no Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 17 n. 2, p. 171-180, abr/jun. 2012.

EIGENHEER, E. **A história do lixo**: A limpeza urbana através dos tempos. Rio de Janeiro: Editora Campus, 2009.

FARIA, A. P. M. de. **Geração de resíduos sólidos urbanos e consumo de água**: proposição de fórmulas para cálculo da taxa de coleta no município de Viçosa – Minas Gerais. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 2012.

FRANCO, D.; CASTILHOS JR, A. B. SOUZA, K. S. Estudo da relação entre a geração de resíduos sólidos domiciliares e o consumo de água e energia elétrica: alternativas de tarifação da coleta de resíduos sólidos. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**. Taubaté, SP, Brasil v. 10, n. 4, p. 201-224, set/dez., 2014.

HILGERS, T. **System der Müllgebühren in Deutschland**. Abfallwirtschaft Stuttgart (AWS). Trabalho apresentado no 8º Curso de Extensão Internacional na Alemanha em Meio Ambiente 2016. Universidade Stuttgart; Stuttgart, Alemanha. Novembro, 2016.

HOGG, D. **Financing and Incentive Schemes for Municipal Waste Management**: Case Studies. Eunomia Research & Consulting Ltd. UK. 2002. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/financingmunicipalwaste_management>.

pdf>. Acesso em: 10 jan. 2017.

JURAS, I. de A. G. M. **A questão dos resíduos sólidos na Alemanha, na França, na Espanha e no Canadá**. Brasília, DF: Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados. 2001. Nota Técnica.

MAGALHÃES, T. Manejo de resíduos sólidos: sustentabilidade e verdade orçamentária com participação popular. In: GONÇALVES, S. A. et. al. (Org.). **Lei Nacional de Saneamento Básico: Perspectivas para as Políticas e a Gestão dos Serviços Públicos**. Livro III. Brasília, 2009.

MCIDADES.SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília-DF, 2016.

SABBAG, E. **Manual de direito tributário**. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2011.

SCHLEGELMILCH, K.; MEYE, E.; LUDEWIG, D. **Economic Instruments in the Waste Management Sector**. Experiences from OECD and Latin American Countries. Green Budget Germany. Berlin, Germany. 2010. Disponível em: <<https://www.giz.de/de/downloads/gtz2010-en-foes-economic-instruments-waste-management.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

SCHULZE, C. **Municipal waste management in Berlin**. Berlin Senate Department for Urban Development and the Environment. Berlin, Germany. 1st edition, December 2013.

CAPÍTULO 3

ANÁLISE DA GESTÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DO RESÍDUO SÓLIDO URBANO NO BRASIL E NA ALEMANHA

M.Sc. Tingni Hu

Prof. Dr. Alvaro Luiz Mathias

Prof^a. Dr^a. Regina Maria Matos Jorge

INTRODUÇÃO

Segundo a definição apresentada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de 2010, também conhecida como a Lei 12.305, resíduo sólido urbano (RSU, como será denominado de agora em diante) é o termo técnico para resíduo originado das atividades humanas em comunidades, sendo popularmente denominado de lixo. Pode ter origem doméstica e de limpeza urbana, a qual inclui varrição de vias públicas, limpeza de logradouros e outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

A fração orgânica gerada, por exemplo, por restos de alimentos, corresponde aos RSU que se degradam por processos aeróbicos ou anaeróbicos, mas que podem fornecer nutrientes para recompor a natureza. Contudo, quando gerados em meio urbano e dispostos ou armazenados de forma inadequada, podem gerar graves problemas à saúde, sociais e ambientais. Neste sentido, podem favorecer a proliferação de vetores de doenças, a geração de odores desagradáveis, emissão de metano na atmosfera causando efeito estufa, contaminação de corpos hídricos, entre outros (MMA, 2016).

Com o aumento e a maior concentração da população brasileira em áreas urbanas, faz-se necessário gerenciar cada vez maiores volumes de RSU. Isto aumenta os desafios dos gestores públicos municipais, uma vez que a gestão ambiental no país é uma questão recentemente disposta pela Lei 12.305 ou do PNRS (Brasil, 2010). No caso aqui comparado, algumas cidades da Alemanha têm reduzido a quantidade de RSU, como por exemplo, Berlin que gerava 2.325.000 toneladas em 1992 e passou a gerar 822.000 toneladas em 2012 (BERLIN SENATE DEPARTMENT FOR URBAN DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2013).

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é comparar e analisar a gestão da fração orgânica dos RSU no Brasil e na Alemanha, abordando classificação, caracterização de RSU e legislação ambiental. Também serão abordados o gerenciamento na geração, coleta, tratamento e disposição final, para que se possa por fim, apresentar uma análise crítica dessa comparação.

REVISÃO DE LITERATURA

CARACTERIZAÇÃO DO RSU

A composição do resíduo sólido urbano é influenciada por diversos fatores tais como a cultura, o nível de desenvolvimento econômico, o clima, a localização geográfica e as fontes energéticas empregadas no país. Assim, em países mais desenvolvidos economicamente, a presença de lixo não orgânico é relativamente maior do que em países menos desenvolvidos. Em contrapartida, há uma maior fração de orgânicos nos RSU em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, variando de 40 a 85% em sua composição (HOORNWEG *et al.*, 2012).

A comparação de RSU é muito difícil, pois exige o fracionamento de material universal, o que não ocorre da mesma forma. Por exemplo, o morador de Curitiba é instruído a fracionar o RSU em reciclável, que potencialmente pode ser aproveitado, e não reciclável (resíduos orgânicos e sem possibilidade de reciclagem). O primeiro deve ser ensacado com sacos azuis e o outro em saco preto para coleta seletiva. Em Stuttgart, o resíduo orgânico é armazenado em contêiner marrom (*biotonne*), o papel e papelão em contêiner verde (*papiertonne*), as embalagens em sacos amarelos exclusivos para reciclagem (*gelber sack*) e o resíduo não reciclável em contêiner preto (*mülltonne*). Assim, já é evidente uma diferença na coleta. Os resíduos dispostos em contêineres podem ser recolhidos com caminhões mediante sistema de coleta automática, sendo que para tal os moradores devem posicioná-los em local adequado. Por outro lado, estudos de avaliação podem separar mais frações para contribuir para o planejamento e gestão do RSU.

A composição média de RSU de 2008 disponibilizada pela IBGE em 2010 (IPEA, 2012) por 93 municípios brasileiros (Figura 1, à esquerda) revelou a preponderância de material orgânico (resíduos de alimentos, resíduos de quintal como folhas, grama, madeira), sendo aproximadamente 49% maior do que no caso alemão registrado em 2010 (Figura 1, à direita). O descarte de vidro é mais expressivo no caso alemão, o que pode ser atribuído ao maior uso de garrafas de vidro para acondicionamento de bebidas e alimentos, assim como é maior o

descarte embalagens, de papel e papelão. A comparação dos demais itens é mais difícil devido à filosofia de gerenciamento.

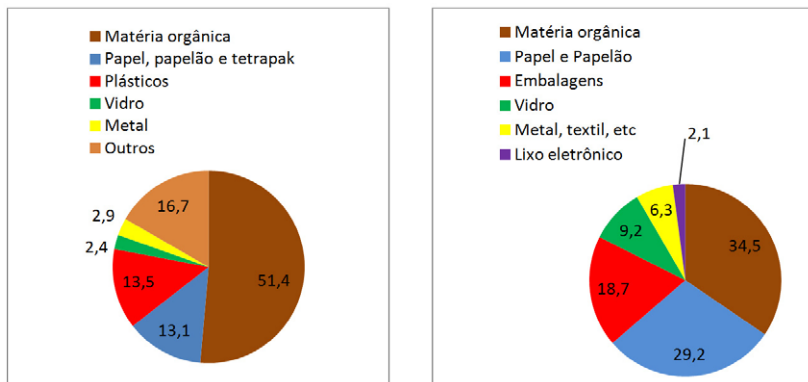


FIGURA 1 – COMPOSIÇÃO CENTESIMAL DO RSU NO BRASIL EM 2008, À ESQUERDA

FONTE: Adaptado de IPEA, 2012

COMPOSIÇÃO DO RSU NA ALEMANHA EM 2010, À DIREITA

FONTE: Adaptado de FISHER, 2013

LEGISLAÇÃO DO RSU

LEIS NO BRASIL

A Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos. A PNRS contempla a prevenção e redução da geração dos resíduos, práticas de reciclagem e reuso dos materiais (material que tem valor econômico e pode ser reciclado ou reaproveitado), bem como a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos (material que não pode ser reciclado ou reutilizado).

No Brasil, a ação mais incisiva da PNRS previa o encerramento da destinação dos rejeitos aos lixões até agosto de 2014; assim como, também, encerramento, desativação e recuperação das áreas de lixões. Dessa forma, os rejeitos devem ser destinados para os aterros sanitários (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2016).

A execução das medidas da PNRS se dá através do Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Além do disso, os estados também devem ter um Plano Estadual de Resíduos Sólidos, e a nível microrregional, intermunicipal e metropolitano e municipal, seus respectivos Planos de Gestão de Resíduos Sólidos (Figura 2).



FIGURA 2 – PLANOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM DIVERSAS ESFERAS
FONTE: Adaptado de ABRELPE, 2015

A Lei Federal Nº 11.445/07 de Saneamento Básico é outra legislação pertinente ao manejo de resíduos sólidos. Ela institui diretrizes para a prestação do serviço público de limpeza urbana, a qual está de acordo com as diretrizes da Lei 12.305/10, uma vez que medidas devem ser realizadas de forma adequada de proteger a saúde pública e o meio ambiente (LEITE, 2016).

LEIS NA ALEMANHA

A Alemanha é regulamentada pelas diretrizes ambientais gerais sobre

gerenciamento de resíduos da União Europeia (EU). O país membro incorpora em sua Lei Nacional essas exigências e atribui outras de forma mais específica. Podendo ainda cada estado da federação utilizar legislações mais restritivas e específicas.

A principal lei alemã que rege o gerenciamento de resíduos é a Lei da Gestão dos Resíduos e do Ciclo Fechado de Substâncias (*Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG*), de 1994. Seu objetivo é promover a redução de resíduos e gestão de resíduos em ciclo fechado com o intuito de conservar os recursos naturais e proteger as pessoas e o meio ambiente quando os resíduos são criados e gerenciados (BERLIN, 2013).

A incorporação da Diretiva da Estrutura de Resíduos da EU (*Waste Framework Directive - WFD*) de 2012 para dentro da Lei da Gestão dos Resíduos e do Ciclo Fechado de Substâncias instituiu uma nova filosofia de medidas e prioridade de ações (Figura 3): minimização da geração de resíduos, preparação para reuso, reciclagem, recuperação complementar de matéria, e por fim, a disposição final controlada (BERLIN, 2013).

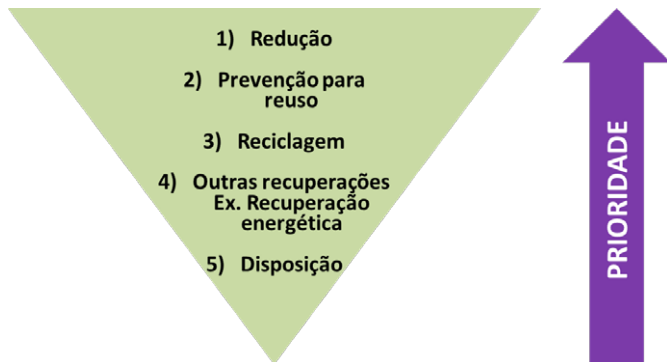


FIGURA 3 – DIAGRAMA DE MEDIDAS PARA PREVENÇÃO E GERENCIAMENTO DE RESIDUOS NA ALEMANHA

FORTE: Adaptado de BERLIN, 2013

Assim, desde 2015, todos os estados alemães devem instituir de forma obrigatória a coleta e separação dos materiais de mesmo gênero: resíduo biodegradável, papel, metal, plástico e vidro (BERLIN, 2013).

Essa medida trouxe melhorias na qualidade dos resíduos coletados e facilidades nas etapas de separação, reciclagem e tratamento dos mesmos.

Para complementar essa lei geral, existem várias portarias mais específicas, como é o caso da Portaria No 2129-27-2-11 de Resíduo Orgânico (Bioabfallverordnung - BioAbfV) que contempla investigação, tratamento e reciclagem adequados dos resíduos orgânicos e suas misturas.

Ressalta-se que a legislação alemã sobre material orgânico, dada pela Diretiva da União Europeia sobre Aterros (1999/31), determina o enquadramento dos requisitos e encerramento dos aterros sanitários. Com isso, desde Junho de 2005, os resíduos domésticos e comerciais sem tratamento não podem mais ser depositados em aterros sem um pré-tratamento, como tratamento mecânico-biológico, ou tratamento mecânico-físico, ou incineração dos resíduos (ENGELMANN, 2016).

GESTÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DO RSU

Os objetivos e as diretrizes da gestão do RSU do PNRS no Brasil se assemelha com a Lei da Gestão dos Resíduos e do Ciclo Fechado de Substâncias (KrWG) da Alemanha. Ambas se baseiam no Sistema Integrado de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (SIGRS), promovendo a redução e reaproveitamento do resíduo, e destinando apenas o rejeito para disposição em aterros. Contudo, as metas estabelecidas e ações promovidas são distintas, e conseqüentemente, produzem realidades de gerenciamento e resultados bem distintos entre os dois países.

A seguir serão comparadas as etapas da gestão de RSU (geração, coleta, tratamento e disposição final) com base na fração orgânica, no Brasil e na Alemanha.

GESTÃO NO BRASIL

Segundo relatos da ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) (2013, 2014 e 2015), a geração total de RSU no Brasil aumentou 8,9% (Figura 4) comparando 2012 e

2015, enquanto que a geração per capita cresceu 3,3%.

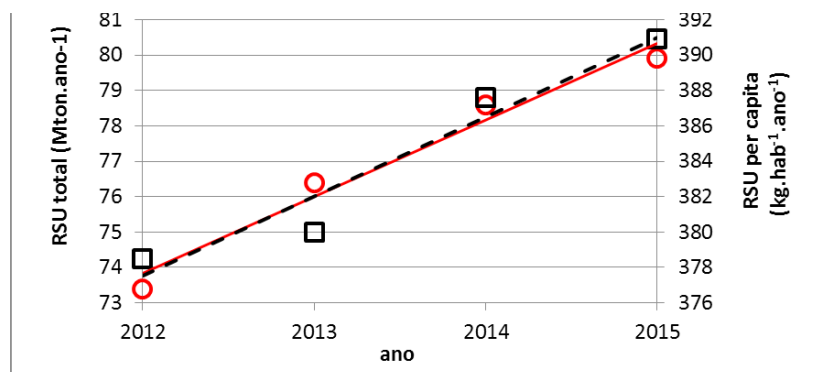


FIGURA 4 – GERAÇÃO TOTAL E PERCAPITA DE RSU NO BRASIL POR ANO

FORNTE: Adaptado de ABRELPE, 2013, 2014, 2015

Através das informações do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2011), estima-se que a geração de resíduos orgânicos no Brasil é de aproximadamente 34 milhões de toneladas ao ano. Se todo esse material fosse separado na fonte geradora representaria um grande potencial de reciclagem de resíduos biodegradáveis, seja como energia, calor aproveitável, agente de melhoramento de solo ou fertilizante, desde que ajustado quimicamente.

Nesse sentido, é importante desenvolver uma vasta rede nacional de coleta de RSUO para que possa ser tratado e destinado diretamente ao meio ambiente. Além disso, tal rede deve ter a maior cobertura possível de coleta de RSU como um todo. A cobertura da coleta de RSU é de 88,6% do total de domicílios no Brasil em 2009 (IBGE, 2010), mas há diferenças significativas entre as regiões, sendo que o Nordeste apresenta a menor taxa (76,2%) e o Sudeste a maior (95,9%) (IPEA, 2012).

Além disso, a coleta do RSUO deve ser seletiva, evitando cuidadosamente outros tipos de resíduos, para viabilizar as estratégias de tratamento eficientes e com maiores possibilidades de sua aplicação. Deste modo, não há a necessidade de os RSUO serem destinados a aterros sanitários, reduzindo custos e demanda de novas áreas de aterros. Segundo relato da Ciclossoft, organizada pelo Compromisso Empresarial pela Reciclagem (CEMPRE, 2016), apenas 1055 dos 5570

municípios brasileiros (Figura 5) operavam programas de coleta seletiva em 2016. Isso corresponde a aproximadamente 19% dos municípios, ou 15% da população brasileira. No entanto, existe uma tendência de crescimento significativo da coleta seletiva com o advento da nova legislação brasileira de PNRS.

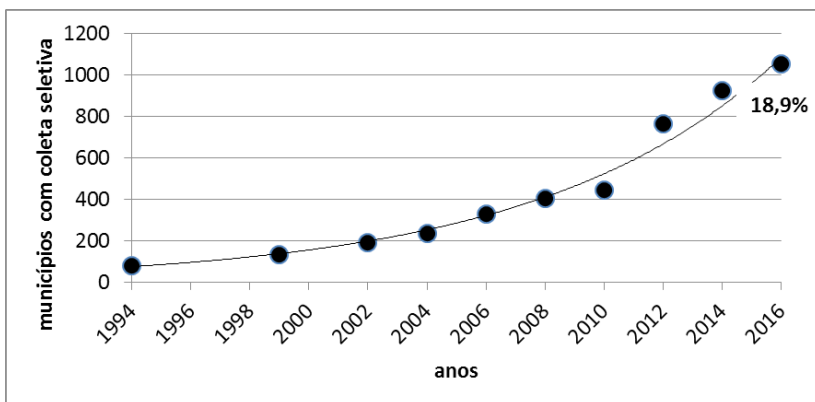


FIGURA 5 – MUNICÍPIOS BRASILEIROS COM COLETA SELETIVA EM 2016

FONTE: Adaptado de CEMPRE (2016)

No Brasil, os principais modelos de gerenciamento da coleta seletiva são:

1. Porta a porta: os veículos coletores percorrem e recolhem o RSU separado nas residências em dias específicos.
2. PEVs (Pontos de Entrega Voluntária) ou LEVs (Locais de Entrega Voluntária): locais onde os cidadãos podem espontaneamente depositar os recicláveis em contêineres específicos.
3. Cooperativas/autônomos: catadores que percorrem as ruas e recolhem os materiais recicláveis de interesse.

Os municípios podem adotar mais que um método de coleta, sendo que a coleta por autônomos é frequente em todas as localidades por uma questão cultural. Vários autônomos relatam preferir não estar associados. A PEV e a coleta por cooperativas são mais frequentes (Figura 6).

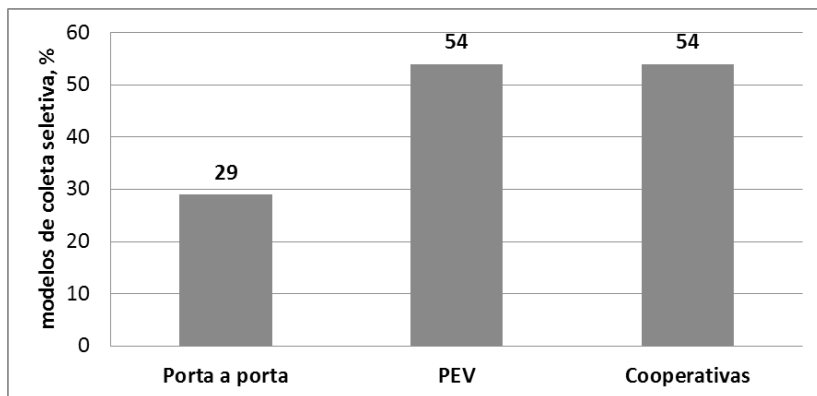


FIGURA 6 – PORCENTAGEM DE MUNICÍPIOS BRASILEIROS COM OS PRINCIPAIS MODALIDADES DE COLETA SELETIVA EM 2016

FONTES: CEMPRE (2016)

As informações sobre os RSU devem ser avaliadas com cuidado. Segundo o IPEA (2012), o RSU brasileiro era destinado em 2008 essencialmente (97,5%) para aterros sanitários (com membrana e estrutura para contenção de emissão de gases e infiltração de chorume), seguido para aterros controlados (que minimizam o mau cheiro e o impacto visual desagradável, além de evitarem a proliferação de insetos e animais, mas não evitam as emissões atmosféricas e as infiltrações) e lixões (deposição de RSU a céu aberto), sendo que apenas 2,5% eram reciclados ou tratados em unidades de compostagem ou incineração (Figura 7). Comparando com dados anteriores, pode ser observado que há um conflito grande, como se praticamente não existisse reciclagem.

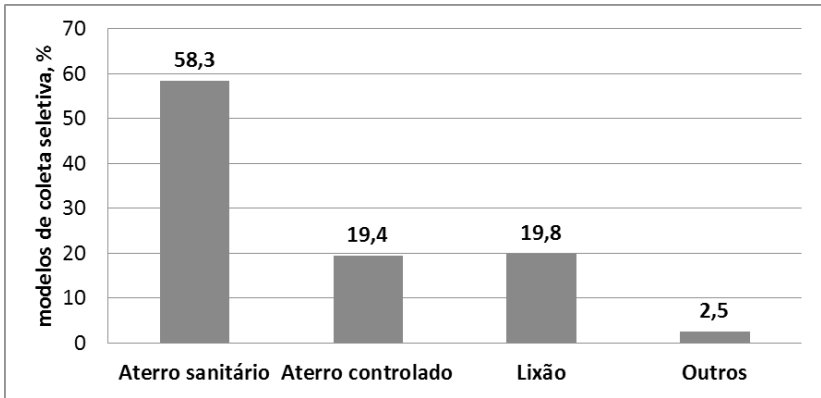


FIGURA 7 – PRINCIPAIS DESTINAÇÕES DO RSU BRASILEIRO EM 2008
 FONTE: Adaptado de IPEA (2012)

Como dito anteriormente, o RSUO vem misturado, mesmo onde há coleta seletiva, com demais resíduos não recicláveis ou não devidamente separados para reciclagem. O RSUO devidamente separado pode ser tratado essencialmente por ação microbiana, podendo ser decomposto por degradação aeróbica (com presença de oxigênio), como é o caso da compostagem, ou por degradação anaeróbica (ausência de oxigênio), como na biometanização. Ressalta-se que a própria coleta influencia se será ou não possível a compostagem. Os caminhões com sistema de compressão de RSU removem o ar contido, o que favorece a hidrólise e fermentação ácida, previamente à biometanização, produzidas pelos microrganismos anaeróbicos. Essas condições inibem o desenvolvimento dos microrganismos aeróbios, o que retarda a compostagem caso esta seja a opção desejada, mesmo após revolvimento para aeração da mistura.

A compostagem de restos alimentares e outras matérias biodegradáveis, como papéis, podas de árvores e jardins, pode gerar um produto, denominado composto, com volume reduzido e que pode contribuir com o melhoramento da qualidade do solo.

No caso da biometanização, é necessário um ambiente sem oxigênio, como reatores anaeróbicos, para realização da fermentação do RSUO de modo a se obter biogás, combustível útil como fonte de

calor e também gerador de eletricidade, bem como o composto de fermentação. Atualmente no Brasil, a produção de biogás a partir de resíduos orgânicos está em expansão. Muitos estudos estão sendo elaborados a partir da parceria entre o Ministério do Meio Ambiente e a Agência de Cooperação Internacional Alemã, resultando no Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (Probiogás).

Uma alternativa para o tratamento de RSU no Brasil, sem a necessidade da separação dos resíduos na fonte, seria a instalação do Tratamento Mecânico Biológico (TMB) de resíduos (Figura 8). Esse processo tecnológico tem um sistema integrado de várias etapas: a triagem para separação de materiais recicláveis como metais e plásticos, o tratamento biológico anaeróbico para produção de biogás, e o tratamento biológico aeróbico para secagem e obtenção do Combustível Derivado de Resíduo (CDR).

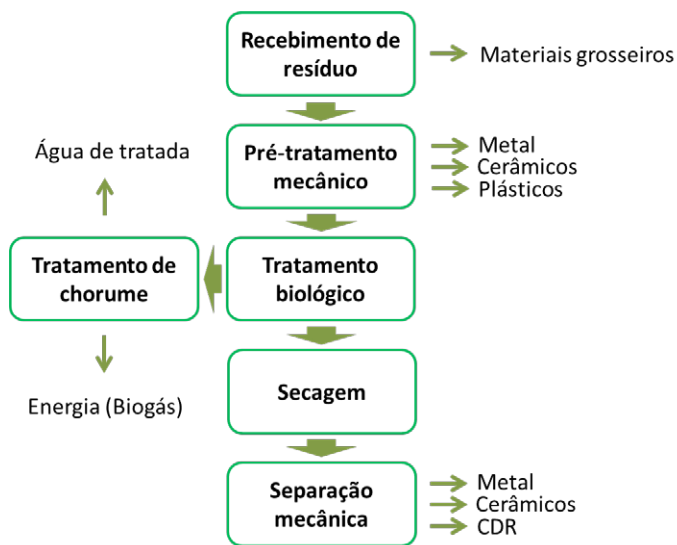


FIGURA 8 – PROCESSO DE TRATAMENTO MECANICO BIOLOGICO

Nesse sentido, o processo engloba recuperação de matéria, através da reciclagem, e energética, pois o biogás apresenta cerca de 40 a

60% de metano que pelo seu alto poder calorífico pode ser queimado ou usado como combustível em motogeradores para produção de energia elétrica.

No Brasil, a primeira planta de TMB entrou em fase de teste para tratamento de RSU do Município de Jacareí-SP, com capacidade de tratamento é de 133 milhões de ton/ano (CONAM, 2016).

GESTÃO NA ALEMANHA

A Alemanha dispõe de um sistema seletivo de coleta de resíduos sólidos urbanos, onde a gestão é de responsabilidade das autoridades locais e as regras de reciclagem podem diferir entre as regiões. De uma forma geral, os resíduos são separados na fonte geradora, ou seja, nas residências. Em Stuttgart, por exemplo, os moradores fazem a separação do RSU para que sejam recolhidos e reciclados e tratados posteriormente no sistema de coleta porta a porta. Para isso, existem contêineres e saco com cores específicas (Figura 9) para que cada tipo de resíduo (papel e papelão = verde, orgânicos = marrom, resíduos não recicláveis = preto, e embalagens = saco amarelo, conforme já descrito) seja depositado e recolhido pelo em dias específicos determinados pelo órgão administrador local. Os contêineres podem ter tamanho de 120 e 240 litros, usados em residências, e 1,1 m³ podem ser usados em prédios.



FIGURA 9 – SEPARAÇÃO DE RESÍDUOS DE ACORDO COM A TIPOLOGIA NA ALEMANHA

Há também contêineres especiais para vidro incolor, verde e âmbar, que devem ser dispostos separadamente, e Estações de Reciclagem (*Recyclinghof*), para onde o cidadão pode levar seu RSU especial para que seja depositado em contêineres apropriados (Figura 10). Os resíduos que são reciclados nessas estações incluem: resíduo eletrônico, objetos grandes como móveis, ou objetos que possam ser reaproveitados comercialmente, como porcelanas, resíduo perigoso como pilhas e baterias, etc.



FIGURA 10 – SEPARAÇÃO DE RESÍDUOS EM ESTAÇÕES DE RECICLAGEM NA ALEMANHA

Segundo dados disponibilizados pela Agência de Estatística da União Europeia (Eurostat), houve uma redução da geração de RSU na Alemanha (Figura 11), de aproximadamente 630 kg *per capita* em 2001 para 580 kg *per capita* em 2010 (FISCHER, 2013).

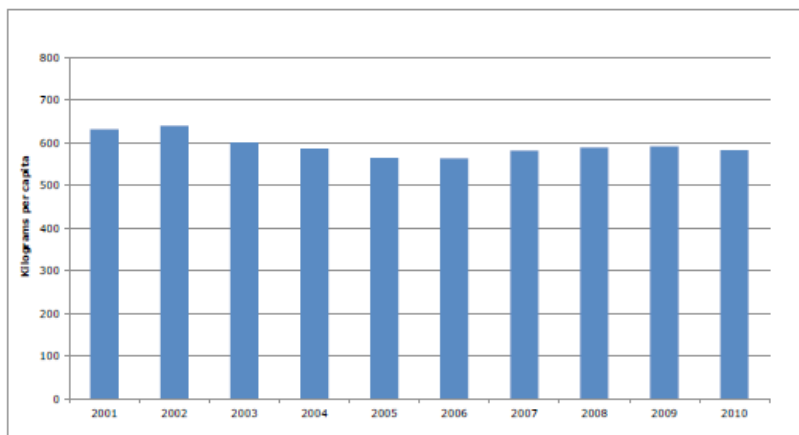


FIGURA 11 – GERAÇÃO DE RSU EM KG PER CAPITA NA ALEMANHA, DE 2001 A 2010

FONTE: Adaptado de FISCHER, 2013

Na Alemanha, os RSU geralmente são encaminhados para incineração para aproveitamento energético, redução do volume de rejeito, e estabilidade química-biológica do material, uma vez que ao final do processo resultam apenas cinzas.

Contudo, se a fração orgânica for muito elevada, e conseqüentemente for elevado o teor de água, será inviável economicamente a geração de energia em uma planta de incineração. Assim, a alternativa é o tratamento em plantas de MBT (Tratamento Mecânico-Biológico), pois essas também reduzem o volume e a massa dos resíduos, aumentam a estabilidade química e biológica dos produtos finais. Uma parte da fração sólida é aproveitada como combustível derivado de resíduo (CDR) e outra parte é transformada em biogás para ser utilizada na geração de energia. Outro destino comum é o tratamento dos RSUO em estações de compostagem, que após ser parcialmente degradado por microrganismos aeróbicos, produz o composto; conveniente para melhoramento da qualidade do solo.

Um requisito geral da Diretiva de Aterros da União Europeia (UE) é que todos os membros estados têm que reduzir a quantidade de material biodegradável destinado a aterros através de metas percentuais. Na Alemanha, a redução é em relação à quantia de 28,4 milhões de

toneladas, dado do ano de 1995, as metas são de 75%, 50% e 35% para 2006, 2009 e 2016 respectivamente.

Assim, a partir de 2005, a Alemanha tomou uma série de medidas para a redução de volume de resíduos aterrados e proibição de RSU não tratado (FISCHER, 2013). O teor máximo de carbono deve ser de até 5% sem pré-tratamento ou de 18% se os resíduos forem tratados mecanicamente/biologicamente previamente. Essa medida foi plenamente efetivada em 2005 (FISCHER, 2013). Isto fez com que a reciclagem (44%) tenha sido superada pela associação da compostagem e incineração somadas (55,1%) (Figura 12) (KOZMIENSKY, 2012).

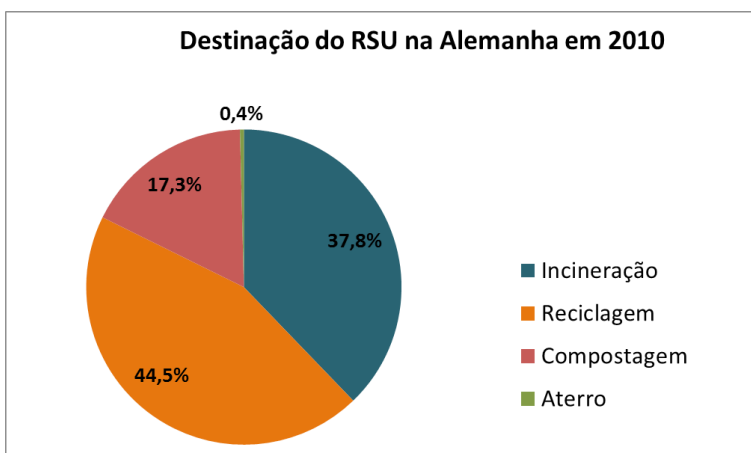


FIGURA 12 – QUANTIDADES PERCENTUAIS DE RSU DESTINADAS NA ALEMANHA
FONTE: KOZMIENSKY, 2012

Outro aspecto importante é a redução gradual de RSU total de 2001 (52,1 milhões de toneladas) a 2006 (46,4 milhões de toneladas) e estabilização até 2010 (Figura 13), após a proibição de destinação de resíduos não tratados a aterros em 2005 (Diretiva 1999/31 da União Europeia), o que revela a importância da ação legal sobre a gestão ambiental. Em 2010, o nível de material reciclado aumentou para 62% em relação a 2001, enquanto o aterramento de RSU passou a ser praticamente nulo, e outros métodos alternativos de destinação, como a incineração aumentaram para 37% (FISCHER, 2013).

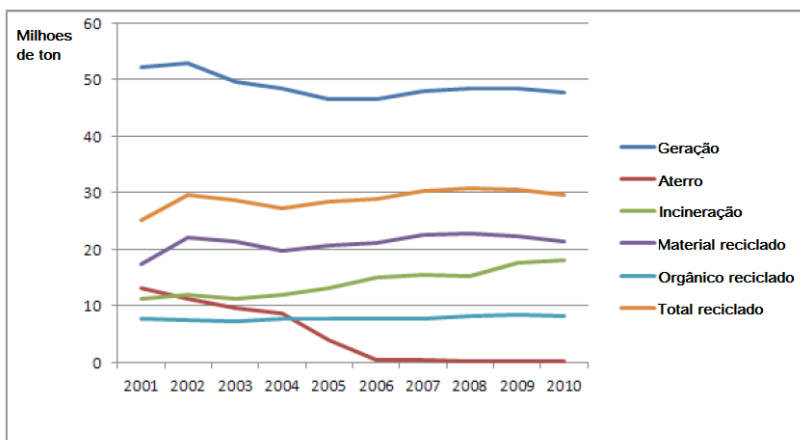


FIGURA 13 – EVOLUÇÃO DA QUANTIDADE DE MATERIAIS GERADOS E DESTINADOS NA ALEMANHA, ANTES E APÓS A DIRETIVA 1999/31 DA EU DE 2005

FONTES: Adaptado de FISCHER, 2013

DISCUSSÃO

A PNRS no Brasil é um marco legal no que diz respeito à gestão de RSU. Como no caso da legislação alemã, a PNRS também propõe a redução de produção, o reuso, a reciclagem, e a recuperação de matéria complementar ou energia e disposição.

A realidade brasileira revela um crescente problema ambiental. Segundo relato da ABRELPE (ABRELPE, 2013, 2014 e 2015), houve um aumento de 8,9% na geração total de RSU dos anos 2012 a 2015, enquanto a quantidade *per capita* da população brasileira aumentou 3,3%, o que demonstra que a quantidade de resíduos gerados vem aumentando nos últimos anos.

A composição do RSU em 2008 revelou que a maior fração é de orgânicos (51,4%), e a quantidade total gerada de RSU foi de 188.814,90 t/dia, sendo 97.050,86 t/dia de material biodegradável. Destes, apenas 1.519,50 t/dia foram submetidos à compostagem (1,8%), e os restante 95.531,36 t/dia (mais de 98%) seguiram para disposição em solo: aterro sanitário, aterro controlado e lixão (IPEA, 2012).

É importante ressaltar que apesar da preferência por disposição

dos resíduos no solo, é necessário que essas áreas sejam monitoradas continuamente para que seja controlada a emissão de efluentes líquidos (chorume) e gasosos. Essa etapa é importante tanto no período de operação quanto após o encerramento das atividades desses locais uma vez que a geração desses contaminantes se estende por anos.

Logo, no caso da fração orgânica, tem sido estimulado o tratamento por compostagem e incineração para recuperação energética. Neste caso, há a ainda possibilidade de produção de energia, desde que o aterro seja do tipo sanitário, o que permite coleta, condução e o uso do biogás em motores geradores de energia elétrica. Entretanto, o uso de energia térmica gerada a partir de resíduos sólidos não é usual no Brasil. Assim, a recuperação de matéria para recuperação de solo é quase desprezível, o que pode ser atribuído à grande distância para distribuição do composto, baixa demanda comercial, entre outras, embora seja considerada viável segundo estudos realizados pelo IPEA em 2012. A Figura 14 mostra a discrepância brasileira na preferência da destinação de resíduos orgânicos para aterros e lixões ao tratamento por compostagem.



FIGURA 14 – QUANTIDADES EM PORCENTAGEM DE RESIDUO ORGANICO ENCAMINHADO PARA AS PRINCIPAIS DESTINAÇÕES NO BRASIL EM 2008

FONTE: Adaptado de IPEA, 2012

Isso evidencia o desperdício de uma potencial fonte de nutrientes para fertilização de solos e ao mesmo tempo, representa uma fonte potencial de contaminação de solo, recursos hídricos e ar atmosférico quando segue sem tratamento para aterros e lixões. Mesmo assim, as informações sobre destinação de RSUO do IBGE de 2000 e 2008 (Tabela 1) revelam que houve uma redução no tratamento por compostagem, (IPEA, 2012).

TABELA 1 - QUANTIDADE DIÁRIA DE RSU NO BRASIL ENCAMINHADO PARA DIFERENTES

Destino final	Ano 2000		Ano 2008	
	Quantidade (t/d)	%	Quantidade (t/d)	%
Aterro sanitário	49.614,50	35,4	110.044,40	58,3
Aterro controlado	33.854,30	24,2	36.673,20	19,4
Lixão	45.484,70	32,5	37.360,80	19,8
Estação de compostagem	6.364,50	4,5	1.519,50	0,8
Estação de triagem	2.158,10	1,5	2.592,00	1,4
Incineração	483,10	0,3	64,80	<0,1
Vazadouro em áreas alagáveis	228,10	0,2	35,00	<0,1
Locais não fixos	877,30	0,6	-	-
Outros	1.015,10	0,7	525,20	0,3
Total	140.080,70	-	188.814,90	-

FONTE: IPEA (2012)

Segundo dados do SNIS (Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento) de 2014, a quantidade de resíduos sólidos domiciliares e públicos destinada a lixões foi superior a 8 milhões de toneladas (12,4% do total) (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016). Isso retrata um quadro grave problema de gerenciamento dos resíduos, uma vez que a Lei 12.305/2010 ao instituir a PNRS determina a extinção dos lixões até agosto de 2014. Enquanto que os dados mostram que ainda há uma quantidade considerável de RSUO sendo encaminhados aos lixões.

Em contrapartida, na Alemanha, o Sistema Integrado de Gerenciamento de Resíduos Sólidos envolve todos os setores da sociedade, sendo a participação popular crucial na etapa inicial de segregação de resíduos na origem, para que os órgãos administradores da gestão dos resíduos possam coletar, tratar e destinar adequadamente

os rejeitos com processos tecnológicos viáveis, atingindo as metas estabelecidas pela União Europeia. Existem informações disponíveis dos resultados atingidos para a população, reforçando a necessidade da colaboração e educando a população de forma contínua em um processo que integra as ações desses diversos setores da sociedade.

Uma gestão mais eficiente dos resíduos orgânicos do RSU pode ser aplicada também no Brasil. Para tal, a melhor alternativa seria a separação do RSUO na fonte para menor demanda de operações de separação e energia na separação em etapas seguintes, o que permite a qualidade melhor do composto gerado (seja pela compostagem ou biometanização), ou, eventualmente, também biogás pela biometanização.

Caso não seja feita a separação do RSUO da fração de materiais não utilizáveis e, portanto, destinados a aterros, é preferível que estes sejam sanitários para que não ocorram emissões atmosféricas e contaminação de solo e aquíferos. Neste caso, devem ser instalados dispositivos de captação e de condução de biogás (mistura de metano e dióxido de carbono) para produção de energia elétrica, térmica, ou ambas. O uso de RSUO como combustível não é viável economicamente devido ao elevado teor de água em sua composição, mas pode ser usado para redução de volume e de massa, com certa estabilização química, no entanto, com custo adicional.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resíduos orgânicos perfazem 51% (190 kg RSUO/habitante) no Brasil e 35% (202 kg RSUO/habitante) na Alemanha em relação a todo RSU gerado, ou seja, 37,7 milhões e 16,6 milhões de toneladas ao ano, respectivamente. Esses resultados mostram que a Alemanha apresenta geração de RSU por habitante maior, em comparação com o Brasil. Contudo, o Brasil tem uma fração maior de resíduos orgânicos na composição total.

A diferença entre as quantidades e percentagens dos resíduos gerados na Alemanha e no Brasil pode ser explicada por um conjunto de fatores tais como, por exemplo, as diferenças socioculturais e

níveis de desenvolvimento econômico. Comparativamente ao Brasil, na Alemanha, a geração apresenta maior percentagem de materiais recicláveis tais como embalagens, papel e papelão, vidro, plásticos, e resíduos eletrônicos, devido ao consumo maior de produtos industrializados e renovação frequente das tecnologias.

Os planos de gerenciamento de RSU no Brasil e na Alemanha são similares. Ambos priorizam a redução da geração, o reuso, a reciclagem e por fim a disposição. Além disso, ambos têm o objetivo de estabelecer eficiência nos serviços através de um sistema integrado de gestão de resíduos sólidos. A filosofia de coleta seletiva urbana brasileira atualmente se baseia em separação binária: reciclável (materiais secos: plástico, metal, papel, entre outros) e não reciclável (também contendo orgânico). No caso alemão, o início da prática de separação quaternária data de 2005 e portanto já tem mais de uma década, separando-se os resíduos em: papel, embalagens, orgânicos e não recicláveis. Neste caso, o tratamento de resíduo de matéria orgânica poder ser tratado mais facilmente, o que corresponde em um menor custo global.

Verifica-se, na prática, que o sistema brasileiro de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos precisa ser melhorado em vários aspectos, principalmente no que se refere à elaboração de metas e consequentemente, prioridade para atingi-las no prazo estabelecido. A falta de informação e participação da população diante dos problemas relacionados aos resíduos, aliada à baixa qualidade da gestão, resulta em diversos aspectos negativos da análise dos planos de gerenciamento, desde a etapa de geração, passando pela coleta, tratamento e também na disposição.

De um lado, a quantidade de RSU gerada não está sendo reduzida como prioriza a gestão determinada pela PNRS. Nem tampouco esse grande volume de resíduo está sendo pré- tratado ou reaproveitado economicamente e energeticamente antes de ser destinado para a tradicional disposição em solo (lixões, aterro sanitário e aterro controlado), apesar da viabilidade dos projetos de tratamento mediante compostagem, incineração e fermentação.

Em muitas cidades no Brasil, os aterros e lixões estão em fase de esgotamento da capacidade, o que requer a utilização de novas áreas

para construção de novos aterros. Isto evidencia o adiamento dos objetivos a serem cumpridos, sem de fato investir em soluções para os grandes problemas na gestão e manejo de resíduos sólidos enfrentados no país. Esses resultados evidenciam os grandes desafios que o país enfrenta para adequar o gerenciamento e manejo dos resíduos sólidos urbanos, inclusive dos resíduos orgânicos. Em contrapartida, o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos na Alemanha é considerado uma referência internacional. O país possui uma das legislações ambientais mais rigorosas do mundo. Além disso, a cooperação de todos os envolvidos (adesão popular, as indústrias, associações comerciais, governo, cientistas e pesquisadores) é o que promove o sucesso dessa gestão ambiental.

Por fim, é importante ressaltar que cuidados devem ser observados ao analisar os programas, políticas e tecnologias empregadas em ambos os países comparados no presente trabalho. As complexidades e diferenças culturais, geográficas, históricas, sistemas de legislação, níveis de desenvolvimento econômico e outros fatores influenciam nos resultados da gestão dos resíduos.

Neste estudo verificou-se que o Brasil precisa de um sistema de banco de dados mais consistente e transparente para dar início às ações de gerenciamento de resíduos. A etapa de análise de dados muitas vezes fica prejudicada, uma vez que os dados divulgados variam dependendo da fonte que se consulta. Mesmo dentro da mesma fonte, a metodologia de amostragem muda de um ano para outro, provocando alterações e dificultando a comparação e análise dos resultados. Sendo assim, uma análise mais aprofundada no tema e melhoramento no sistema de informação devem ser priorizados futuramente.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**. 2013.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Estimativas dos custos para viabilizar a universalização da destinação adequada de resíduos sólidos do Brasil**. 2015.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2012**. 2012.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2013**. 2013.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2014**. 2014.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2015**. 2015.

AL SEADI, T. **Source separation of MSW**. IEA Bioenergy. 2013.

BANCO MUNDIAL. Disponível em: https://www.google.de/publicdata/explore?ds=d5bncppjof8f9_&met_y=sp_pop_totl&idim=country:BRA:MEX&hl=pt&dl=pt. Acesso em: 06/03/2017.

BERLIN, SENATE DEPARTMENT FOR URBAN DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT. **Municipal waste management in Berlin**. 2013.

BLUMENTHAL, K. **Generation and treatment of municipal waste**. Notes 2002 (1995): 2009. Disponível em: <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0076/Temis-0076729/Eurostat_2011_EE_31.pdf>. Acesso em: 08/02/2017.

BRASIL. Lei nº Lei 12.305 - I. Lei nº 12.305/2010 - **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, de 2 de agosto de 2010.

CEMPRE. COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Pesquisa Ciclosoft**. 2016. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclosoft/id/8>>. Acesso em: 06/03/2017.

CEMPRE. COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Desafios e oportunidades**. 2016. . Disponível em: <<http://cempre.org.br/cempre-informa/id/70/coleita-seletiva>>

ainda-e-um-desafio-para-o-pais--aponta-ciclossoft-2016>. Acesso em: 06/03/2017.

CONAM. **ConAm licencia 1ª planta de Tratamento Mecânico Biológico de Resíduo Urbano do Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://www.conam.eng.br/single-post/2016/08/02/ConAm-licencia-1%C2%AA-planta-de-Tratamento-Mec%C3%A2nico-Bio%C3%B3gico-de-Res%C3%ADduo-Urbano-do-Brasil>>. Acesso em: 05/03/2017.

ENGELMANN, B. **Landfill sites yesterday and today- A brief history of landfill laws**. 2016. Disponível em: <<http://www.umweltbundesamt.de/en/topics/waste-resources/waste-disposal/landfill>>. Acesso em: 04/03/2017.

EPE. **Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro. 2014

FISCHER, L; PETSCHOW, U. **Municipal waste management in Germany**. In: Municipal Waste Management in Europe. Springer Netherlands, 2000. p. 5-62. 2000.

HOORNWEG, D., BHADA-TATA, P. **What a waste - a global review of solid waste management**. World Bank's Urban Development and Local Government Unit of the Sustainable Development Network. 2012.

IPEA. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília. 2012.

Kozmiensky K. J. T. **Current state of waste management in Germany**. wtert . 2012. Disponível em: <<http://www.wtert.eu/default.asp?Menue=14&ShowDok=30>>. Acesso em: 06/03/2017.

LEITE, R. **PNRS e legislações relacionadas**. 2016. Disponível em: <<http://www.portalresiduossolidos.com/pnrs-e-legislacoes-relacionadas/>>. Acesso em: 07/02/2017.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2014. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2014>>. Acesso em: 10/02/2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso em: 10/02/2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/>>. Acesso em: 12/02/2017.

CAPÍTULO 4

EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR MÁQUINAS EM OBRAS DE CONSTRUÇÃO CIVIL: ANÁLISE NA ALEMANHA E NO BRASIL

M.Sc. Marcelo Luís Korelo

Prof. Dr. Andreas Friedrich Grauer

Prof. M.Sc. Mauricy Kawano

INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica proveniente de fontes exteriores e interiores representa o maior risco ambiental para a saúde globalmente (OMS, 2017, p.1, tradução nossa).

A poluição atmosférica é um grave problema que impacta diretamente a vida humana e o ambiente, uma vez que a respiração não é opcional. A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que, em um ano, mais de sete milhões de mortes prematuras foram causadas em todo o mundo pela poluição do ar, tomando como base pesquisas de 2012 realizadas em 1600 cidades (OMS, 2017). A poluição externa foi responsável por, aproximadamente, 3,7 milhões dessas mortes (OMS, 2014a, 2016a).

Os grandes centros urbanos vêm tendo que enfrentar desafios diários para lidar com as implicações dessa contaminação. Aproximadamente 80% da população de áreas urbanas, que têm seus níveis de poluição do ar monitorados, excedem os limites previstos pela OMS (2014b; 2016b). Essa situação é recorrente em todo o mundo, porém nos países de baixa e média renda, as populações são ainda mais afetadas. A base de dados de qualidade do ar urbano de 2016 demonstra que, em cidades com mais de cem mil habitantes, 98% destes municípios não cumprem as diretrizes de qualidade do ar previstas pela OMS (OMS, 2016b).

Os dados expostos retratam a amplitude global das emissões atmosféricas, uma vez que, em razão de características dos ventos e das chuvas, rompem fronteiras de países e bacias hidrográficas, não se limitando, portanto, ao local e/ou região. O controle dessas emissões atmosféricas, entretanto, ainda tem sido relegado, ignorando que a poluição é transportada para outros locais e distribuída no ambiente. Da mesma maneira, até recentemente, pouco se atribuía o impacto dessa contaminação ao empreendimento emissor, como é o caso das obras de construção civil, assunto que será abordado neste artigo.

A macro indústria da construção civil, em todo seu espectro, é uma das maiores causadoras de impactos ambientais na Terra. Ao longo de suas etapas – fabricação, construção, demolição e reforma –

há o consumo de uma grande quantidade de recursos naturais, assim como gera uma quantidade grande de resíduos. Isto associado ao fato de ser um dos maiores setores das economias mundiais, faz com que seja o maior consumidor de matérias-primas e, conseqüentemente, de recursos naturais (JOHN, 2000).

Nas obras de construção civil são emitidos vários poluentes atmosféricos, pela movimentação de materiais, ressuspensão de poluentes e utilização de veículos de transporte, máquinas e equipamentos não rodoviários.

Para controlar as emissões de poluentes são aplicadas leis e normas que determinam limites máximos permissíveis para os poluentes atmosféricos, como, por exemplo, a Diretiva 2008/50/CE (UE, 2008) na Alemanha e a Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990) no Brasil.

Neste artigo pretende-se apresentar e discutir a respeito das emissões atmosféricas ocasionadas na fase de execução de obras de construção civil e seus impactos ambientais e verificar como este assunto é abordado em documentos oficiais (legislação, relatórios) da Alemanha e do Brasil. Também serão elencadas práticas para evitar, controlar e mitigar a emissão de poluentes atmosféricos para diminuir o potencial poluidor e reduzir os impactos aos humanos e aos ecossistemas.

REVISÃO DE LITERATURA

FONTES DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM OBRAS DE CONSTRUÇÃO CIVIL

As fontes de poluição atmosférica podem ser naturais ou antropogênicas, produzidas pela ação do homem. Essas fontes são classificadas em três tipos: fixas ou estacionárias, móveis e agrossilvopastoris (BRASIL, 2014).

A poluição do ar é uma questão complexa já que se estabelece como consequência de atividades econômicas e sociais – é determinada pelo meio, mas que, também, por esse motivo o influencia. Além disso, decorre de um conjunto de fatores como taxas de emissão de poluentes,

localização, características físico-químicas desses contaminantes, além do modo como esses elementos são transportados e/ou difundidos na atmosfera e quais são as reações químicas que ocorrem em função dessa dispersão (BRASIL, 2014).

Nas obras de construção civil, esse conjunto de fatores é influenciado pelo tipo de construção (residencial, comercial, industrial, estradas, barragens, ferrovias, entre outras) demolição, reforma, bem como pelo porte da obra, a sua extensão, o tempo de execução e os materiais e equipamentos utilizados.

A dispersão de poluentes atmosféricos tem como fator fundamental as condições climato-meteorológicas. As principais características naturais do ambiente que tem influência na dispersão de poluentes são velocidade e direção do vento, estabilidade atmosférica, altitude, topografia e obstáculos (MOREIRA; TIRABASSI; MORAES, 2008).

De acordo com a formação, os poluentes atmosféricos são primários ou secundários. Poluentes atmosféricos primários: são os contaminantes emitidos diretamente das fontes para o ambiente. Nas obras de construção civil, os poluentes primários mais importantes são: o material particulado (MP), o monóxido de nitrogênio (NO), o monóxido de carbono (CO), o dióxido de enxofre (SO₂), os hidrocarbonetos (HC) e os compostos orgânicos voláteis (COV) (CETESB, 2015).

Poluentes atmosféricos secundários: derivam de reações entre os poluentes primários na atmosfera, com substâncias do meio natural, como o ar e a água, ou com outros poluentes. Nos processos de formação de partículas secundárias são criadas novas partículas ou são adicionados componentes às partículas já existentes. Os poluentes secundários mais importantes atribuídos às obras de construção civil são: material particulado (MP), dióxido de nitrogênio (NO₂) e o ozônio troposférico (O₃) (CETESB, 2015).

Embora vários poluentes atmosféricos sejam emitidos durante o período de construção, a maior contribuição e risco para a saúde e o ambiente está no MP e nos óxidos de nitrogênio (NO_x), que, por esse motivo, serão abordados com mais profundidade neste trabalho.

Os NO_x, usualmente relatados somente como a soma de NO e

NO₂, também incluem o ácido nitroso e o ácido nítrico. Os NO_x têm um papel importante na formação de MP, quando o NO_x reage com amoníaco e outros compostos na presença de vapor de água e formam aerossóis finos.

A principal fonte de NO₂ atmosférico é através da rápida oxidação do NO, produzido principalmente pela oxidação fotoquímica, normalmente no meio da manhã nas zonas de intenso movimento de veículos. Já a emissão direta de NO₂ na atmosfera é relativamente pequena (GODISH; DAVIS; FU, 2004). Assim, vê-se a importância de incluir as emissões geradas por veículos, máquinas e equipamentos utilizadas nas obras de construção civil na avaliação de poluentes atmosféricos.

Além das emissões de combustão no transporte de materiais e resíduos, os veículos utilizados em obras são responsáveis por outros tipos de emissão, no caso, de partículas na atmosfera, provenientes principalmente da sua circulação. Entre as principais fontes podemos citar a suspensão de partículas por movimentação no terreno, em vias de circulação de terra ou outros materiais pulverulentos, e o carregamento de solo aderido aos pneus e esteiras, principalmente materiais umedecidos, que acabam sendo espalhados dentro dos canteiros e nas vias públicas.

É possível afirmar que as partículas de fração grossa, sensíveis aos efeitos da gravidade, tem uma dispersão pelo ar mais próxima à construção. Assim, os efeitos nocivos significativos dessas emissões se concentram nos canteiros de obras e podem provocar danos ao funcionamento de equipamentos e máquinas, danos à saúde, segurança e conforto dos trabalhadores, entre outros, e também impactos à vizinhança. Ao contrário, as emissões de fração fina, como podem ser transportadas por movimentações de ar e ventos, podem viajar milhares de quilômetros (USEPA, 1995).

INFLUÊNCIA DO TAMANHO, FORMA E COMPOSIÇÃO DA PARTÍCULA

A Organização Internacional de Normas (ISO, 1995) classifica o MP, como um Material Particulado em Suspensão (MPS) que é o conjunto de partículas sólidas e/ou líquidas dispersas no ar. Esses

elementos compreendem uma faixa de tamanho de algumas dezenas de nanômetros (nm) até algumas centenas de micrômetros (μm). O aerossol é o conjunto de partículas sólidas e/ou líquidas suspensas em um meio gasoso. Geralmente, o tamanho das partículas de aerossóis compreende uma faixa de 0,001 a 100 μm (ISO, 1995).

As características do MP são muito importantes para determinar suas propriedades e suas ações nos ecossistemas e à saúde humana. De acordo com sua composição, podem ser formados por diversos componentes como ácidos (como sulfatos e nitratos), orgânicos químicos, metais e partículas de poeira. O tamanho e forma das partículas também tem um papel determinante na dinâmica quando inalados pelo corpo humano, e para sua determinação são propostos diversos modos de medição e classificação.

Em sua maior parte, as partículas presentes na atmosfera não são esféricas. Em razão disso, adota-se o chamado diâmetro equivalente, que corresponde ao diâmetro da esfera que tem o mesmo comportamento físico da partícula avaliada.

Os diâmetros equivalentes mais utilizados são o diâmetro de Stokes e o diâmetro aerodinâmico. Normalmente, o diâmetro de Stokes é usado para avaliação do tamanho de partículas menores, em geral de diâmetro inferior a 0,5 μm , no qual o comportamento das partículas é regido pela difusão e está relacionado ao movimento Browniano. O diâmetro aerodinâmico é utilizado, geralmente, para partículas com diâmetro superior a 0,5 μm até por volta de 10 μm e depende da densidade, assim como se relaciona à inércia e à força gravitacional.

A distribuição granulométrica do MP é uma característica relevante para a sua compreensão. Os pontos de corte da distribuição granulométrica são denominados MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ e são bastante comuns em vários países, inclusive no Brasil, e são os diâmetros de partículas mais importantes no que se refere à discussão sobre poluição atmosférica e saúde humana (RESENDE, 2007).

A classificação MP_{10} abrange partículas coletadas por um amostrador que apresentam ponto de corte de pelo menos 50% das partículas no diâmetro aerodinâmico igual a 10 μm em uma curva de penetração bem definida e específica. Essas partículas são suficientemente pequenas

e podem penetrar na região torácica do sistema respiratório humano.

De modo geral, as atividades de movimentação de terra e agregados são a principal fonte de emissão de MP. Estas movimentações são responsáveis por grande parte das emissões de MP₁₀ ou maior, e ainda, são potencializadas em períodos secos e com muitos ventos (MULESKI; COWHERD JR; KINSEY, 2005).

Já a classificação MP_{2,5} apresenta o ponto de corte de cerca de 50% no diâmetro aerodinâmico igual a 2,5 µm e tem também curva de penetração específica e bem definida.

Quando se avalia a redução de visibilidade toma-se a concentração de MP_{2,5} como um critério importante, principalmente quando se trata de partículas finas, especialmente aquelas no modo de acumulação (RESENDE, 2007). Nessas partículas são encontrados predominantemente: íons de sulfatos, amônia e hidrogênio; carbono elementar, compostos orgânicos secundários e espécies orgânicas primárias de processos de combustão; além de certos metais em transição, mercúrio, chumbo, cádmio, vanádio e cromo (CHEREMISINOFF, 2002).

As máquinas e equipamentos com motores diesel utilizadas pela construção civil produzem emissões que, na grande maioria, tem um diâmetro aproximado de até 2,5 µm – MP_{2,5}. Além disso, vários poluentes são associados ao MP do diesel, como metais pesados e outros. As emissões de NO_x geradas pela combustão de motores utilizando diesel como combustível também contribuem para essa contaminação.

A queima de combustíveis é a principal fonte de SO₂, uma vez que na combustão, o enxofre é quase totalmente convertido. Os combustíveis fósseis podem conter grandes quantidades de enxofre dependendo da sua concentração no diesel combustível dos veículos, máquinas e equipamentos operados em obras de construção civil (RESENDE, 2007). Muitas vezes esses equipamentos são antigos e não possuem as especificações necessárias para se beneficiar do combustível diesel com baixo teor de enxofre. Importante ressaltar que um alto teor de enxofre nos gases de exaustão pode danificar o sistema catalítico para neutralização de emissões de NO.

O O₃ é um oxidante fotoquímico que se forma na atmosfera a partir

de reações químicas, em função da emissão veicular e dos processos industriais, por exemplo, que envolvem poluentes orgânicos, óxidos de nitrogênio, oxigênio e luz solar.

Os COV também são predominantemente produzidos pelas emissões veiculares, a partir da combustão de combustíveis fósseis, pelos processos industriais, mas também pelos processos metabólicos de algumas plantas. Os COV são compostos que contêm carbono e reagem na atmosfera fotoquimicamente formando O_3 . Excluem-se dessa lista, entretanto, o carbono elementar, assim como o monóxido e o dióxido de carbono.

IMPACTOS DOS POLUENTES DO AR DAS OBRAS DE CONSTRUÇÃO CIVIL

Os poluentes do ar causam muitos impactos aos ecossistemas, aos materiais e à saúde humana. De acordo com a forma e tamanho da partícula, alteram-se as composições químicas e as propriedades físico-biológicas, as suas origens, assim como os seus efeitos sobre o meio ambiente e a saúde humana. Assim, uma análise mais profunda é de suma importância para a compreensão do poluente, revelando o seu comportamento e os seus impactos (VALLERO, 2014).

O tamanho do MP está relacionado ao seu potencial de causar doenças. As partículas com diâmetro igual ou menor a $10\ \mu\text{m}$ (MP_{10}) são as mais preocupantes, pois conseguem passar facilmente pelo nariz e garganta, atingindo os pulmões e, dessa forma, causando uma série de doenças respiratórias e cardíacas. Outros danos também estão relacionados ao MP, como a perda de visibilidade, a perda da qualidade da água, a poluição do solo, os danos à flora (UE, 2015; GRAUER, 2016).

As partículas de diâmetro menor que $2,5\ \mu\text{m}$ ($MP_{2,5}$) representam sérios problemas para a saúde humana, pois penetram profundamente nos pulmões e alvéolos e podem penetrar na corrente sanguínea, causando problemas cardiovasculares e até a morte. Além disso, dispersas no ambiente, provocam diminuição da visibilidade.

Vários danos à saúde e ao ambiente estão associados aos compostos de nitrogênio: irritação dos olhos, nariz e garganta;

problemas respiratórios e cardiovasculares; danos à qualidade da água; aquecimento global; formação de ozônio no nível do solo; diminuição da visibilidade – *Smog* fotoquímico; entre outros (OMS, 2016b). Também participam da chuva ácida, danificando a vegetação e ecossistemas aquáticos (CETESB, 2015).

Em levantamentos recentes, a OMS (2014a) avaliou que as partículas emitidas por motores diesel respondem por 70% das doenças de câncer associadas à exposição aos poluentes atmosféricos, e em 2012, a OMS, através do seu Centro Internacional de Investigação do Cancro – CIIC, reclassificou os gases de escape dos motores diesel como cancerígenos para o ser humano (grupo 1), com base em provas suficientes de que a exposição está associada a um risco acrescido de câncer do pulmão. Assim, as partículas de diesel estão classificadas no mesmo nível, por exemplo, do amianto (OMS, 2014a).

No nível do solo, o ozônio se torna um poluente, podendo causar doenças aos seres humanos, plantas e animais. O impacto do O_3 na saúde humana está relacionado às doenças respiratórias, uma vez que agrava a asma e enfraquece a resistência às infecções (OMS, 2014a).

A mistura de COV e NO_x que reagem à luz solar, isto é, reações fotoquímicas, leva à formação de O_3 . Estas reações ocorrem na camada mais baixa da atmosfera, a troposfera. Uma vez que os seres humanos e outros organismos vivem e respiram na troposfera, o ozônio no nível do solo apresenta problemas de saúde nos seres humanos e causa danos à vegetação e à vida selvagem.

O SO_2 é um importante poluente a ser controlado, pois pode levar a problemas respiratórios e também é precursor na formação de chuva ácida.

POLUENTES ATMOSFÉRICOS DE MÁQUINAS DA CONSTRUÇÃO CIVIL NA ALEMANHA

O governo alemão se baseia em quatro estratégias para controle da poluição atmosférica: estabelecer padrões de qualidade ambiental; exigir a redução nas emissões de acordo com a melhor tecnologia disponível; regulamentar produtos; e, por fim, estabelecer valores

limite para emissões. (ALEMANHA, 2010)

No país, a responsabilidade para cumprir os níveis de qualidade do ar abrangem as autoridades locais e regionais que estabelecem planos de medidas para melhorar a qualidade do ar. Como parte da União Europeia (UE), devem atender às diretivas do Parlamento Europeu e do Conselho, a leis nacionais, estaduais e municipais, além da *TA-Luft* – Instruções Técnicas sobre Controle da Qualidade do Ar, que abrangem os requisitos de qualidade do ar, incluindo as emissões, as exposições ambientais e os seus métodos de controle.

Os membros da União Europeia têm trabalhado regras comuns para a avaliação e gestão da qualidade do ar. A UE baseia-se na Diretiva 2008/50/CE (UE, 2008), relativa à qualidade do ar ambiente e um ar mais limpo na Europa. Essa diretiva foi transposta para o direito alemão com a Portaria 39 da Lei de Controle da Poluição da Alemanha (ALEMANHA, 2010).

Com base nessa lei, estão definidos os métodos de medição, metas, limiares de impacto e de alerta e limites máximos de emissão para determinados poluentes atmosféricos. Os poluentes do ar especificados são arsênio, chumbo, cádmio, níquel e mercúrio, que ocorrem principalmente em conjunto com outras substâncias como material particulado e são frequentemente emitidos por indústrias. Também são especificados os principais componentes de gases de escape de veículos motorizados, ou seja, benzeno, benzo[*a*]pireno, monóxido de carbono, ozono, óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre.

De acordo com a Diretiva 2008/50/CE (UE, 2008) e a Portaria 39 do Regulamento de Controle da Poluição sobre as Normas de Qualidade do Ar e Limites Máximos de Emissões da Alemanha (ALEMANHA, 2010), os padrões de qualidade do ar para a UE e, por conseguinte, para a Alemanha, são apresentados na tabela 1, onde cada poluente do ar descrito deve atender aos limites de emissão nos determinados períodos de amostragem, seja durante 1 hora, 1 dia e 1 ano, como também, o número de eventos de ultrapassagens limite permitido nesses períodos.

TABELA 1 - PADRÕES DE QUALIDADE DO AR PARA POLUENTES ATMOSFÉRICOS NA ALEMANHA

	SO ₂ [µg/m ³]	NO ₂ [µg/m ³]	CO[µg/m ³]	PM ₁₀ [µg/m ³]	PM _{2,5} [µg/m ³]
1 hora	350 (24) ^x	200 (18) ^x	-	-	-
1 dia	125 (3) ^x	-	10.000 (0) ^x média 8h	50 (35) ^x	-
1 ano	-	40 (0) ^x		40 (0) ^x	25 (0) ^x

^x ultrapassagens permitidas por ano.

FONTE: Adaptado de Diretiva 2008/50/CE (EC, 2008)

Algumas medidas foram implementadas no país para atender às exigências da legislação, entre elas se destacam (a) o estabelecimento de zonas ambientais ou de baixa emissão. Atualmente existem 54 zonas na Alemanha. (b) restrição de acesso ao centro da cidade por meio do uso de selos verdes. O acesso dos veículos de carga somente ocorre para abastecer o centro da cidade. Nesta medida se enquadram os veículos rodoviários para transporte de materiais de construção civil que devem seguir as instruções de emissões de veículos diesel (chamadas normas Euro), que atualmente estão no nível Euro VI (UE, 2011).

Na Europa, as emissões de muitos poluentes atmosféricos diminuíram substancialmente nas últimas décadas, resultando na melhoria da qualidade do ar em toda a região. No entanto, a maioria das grandes cidades da Alemanha e da UE tem problemas para alcançar os valores limite para NO_x e MP, especialmente em locais de tráfego intenso de veículos. O valor-limite anual para o NO₂ foi amplamente ultrapassado em toda a Europa em 2013, com 93% de todas os excessos ocorridos perto de estradas. Um total de 19 dos 28 Estados-Membros da UE registraram ultrapassagens deste valor-limite em uma ou mais estações. Entre os países da UE-28, 9% localizam-se em zonas em que o valor-limite anual da UE e da OMS para o NO₂ foram excedidos em 2013 (UE, 2015).

Um fator muito importante é que as novas emissões deste padrão tragam resultados reais para redução de poluentes de tráfego, pois até agora muitos fabricantes de veículos podem garantir esses padrões apenas sob condições de laboratório.

Já para as Máquinas Móveis Não-Rodoviárias (MMNR), que abrangem uma grande variedade de motores de combustão, seguem os parâmetros

estabelecidos por um novo regulamento, aplicável a partir de 2017, o Regulamento (EU) nº 2016/1628 (UE, 2016) do Parlamento Europeu e do Conselho, relativo aos requisitos aplicáveis aos limites de emissão de gases e partículas poluentes e à homologação desses motores de combustão interna, e que altera e revoga a Diretiva 97/68/CE.

Para que as obras de construção civil não contribuam adicionalmente aos índices de poluição atmosférica, as obras dentro dos perímetros das zonas ambientais devem se comprometer a usar veículos e equipamentos que estejam dentro dos padrões mais atuais de emissões e adotar outras medidas para minimizar e mitigar as emissões atmosféricas como controle de poeira nas demolições e movimentações de terra e agregados.

Nos últimos anos, foram obtidos mais conhecimentos no setor não rodoviário, através do desenvolvimento de modelos de cálculo de sistemas de emissões diferenciadas. Estes inventários de emissões salientam a importância do transporte não rodoviário e das MMNR em comparação com o transporte rodoviário a nível nacional.

As MMNR geralmente contribuem grandemente para a concentração de fundo urbano. No entanto, em grandes locais de construção, a contribuição de MP_{10} proveniente do escape de motores pode ser significativamente maior se a idade média das máquinas forem consideradas, pois o desgaste devido ao uso, diminui a eficiência dos motores e aumenta a emissão de partículas de combustão. Ações de mitigação podem concentrar-se no nível local para apoiar a conformidade com os limites de qualidade do ar para MP_{10} , considerando os riscos para os carcinogênicos do diesel.

As políticas de qualidade do ar na Alemanha mostram que as MMNR são raramente listadas. Isto ocorre, parcialmente, pela localização típica dos pontos críticos de poluição, como estradas principais, portos, estações ferroviárias e aeroportos. Como os planos de qualidade do ar visam um longo período e as obras de construção normalmente estão estabelecidas por um período relativamente curto de tempo, poucas tentativas de avaliações da qualidade do ar no setor de construção civil foram efetuadas até a data.

Comissionado pela Agência Federal Alemã para o Meio Ambiente,

o Instituto de Energia e Pesquisa Ambiental de Heidelberg (IFEU), desenvolveu os modelos de emissões TREMOD (modelo de emissão de transporte) para transporte e TREMOD-MM para máquinas móveis. O setor não rodoviário do TREMOD abrange o transporte aéreo e a navegação interior, enquanto o TREMOD-MM inclui maquinaria no setor da construção e agrícola.

Estes modelos utilizam dados diferenciados para calcular o consumo nacional de combustíveis e as emissões. São analisadas muitas informações sobre a caracterização das frotas não-rodoviárias, a sua atividade e o comportamento das emissões. Atualmente, o IFEU trabalha em um projeto para avaliar o impacto da maquinaria, especialmente da indústria da construção, na qualidade do ar urbano.

O Instituto de Energia e Pesquisa Ambiental de Heidelberg (IFEU) apontou que, no ano de 2010, o setor não rodoviário foi responsável por cerca de metade das emissões de material particulado e cerca de 1/4 das emissões de óxidos de nitrogênio no setor de transportes, considerando todos os modais na Alemanha (HEIDT; HELMS, 2002). A maior contribuição para as emissões de MP não-rodoviárias é causada por máquinas móveis, principalmente motores a diesel no setor agrícola e de construção, assim representando 48% de todo setor de transportes. No caso dos NO_x, as máquinas móveis representam cerca de 2/3 das emissões não rodoviárias, e no balanço geral contribuem por 18% de todo setor de transportes.

A navegação fluvial é o segundo setor não-rodoviário mais importante, enquanto o transporte ferroviário na Alemanha é sobretudo eletrificado e, por conseguinte, representa uma pequena parte das emissões diretas de MP ou NO_x. As emissões de aeronaves também são bastante baixas se apenas forem consideradas as emissões de aterrissagem e decolagem, que representam cerca de 10% das emissões totais do modal aeronáutico. A maior parte das emissões das aeronaves é liberada na troposfera superior e, portanto, é menos importante para a qualidade do ar ao nível do solo.

Apesar da legislação ser enormemente mais restritiva para veículos de transporte rodoviários, do que para veículos, máquinas e equipamentos não rodoviários, que abrangem as máquinas de construção civil e

agrícolas, equipamentos militares, tratores, trens, barcos, navios, entre outros, as suas taxas de emissão são muito mais elevadas do que a dos veículos rodoviários, sendo que são responsáveis por apenas 15% do consumo total de combustível.

Há relevância do setor não rodoviário para a qualidade do ar urbano, especialmente as máquinas móveis e equipamentos de construção, na maioria das áreas urbanas. Algumas políticas de qualidade do ar mostram a influência das MMNR na poluição de fundo. A percentagem de NO₂ é estimada na gama de até 6%, PM₁₀ até 3% (HEIDT; HELMS, 2002).

Os valores são baseados em dados de emissões que são deduzidas ou atribuídas a partir das emissões nacionais. Contudo, os dados muitas vezes não estão atualizados e não diferenciam tipos de máquinas, limitando assim a utilização destas análises para plano de ação. A análise do impacto da maquinaria de construção na qualidade do ar local raramente está disponível na literatura.

Uma abordagem descendente baseada nos modelos nacionais de emissão, como o horário de trabalho no setor da construção, pode constituir a base para uma boa primeira avaliação das emissões urbanas de máquinas móveis.

A avaliação do impacto da qualidade do ar urbano, no entanto, é complexa e tem de lidar com as incertezas. Especialmente a concentração de partículas de fundo é muitas vezes dominada pelo transporte de longa distância. Portanto, a contribuição das máquinas de construção para as concentrações de fundo MP₁₀ e MP_{2,5} permanece na faixa de 2 e 4%, respectivamente. Contudo, localmente, as máquinas desempenham uma contribuição relevante para a poluição atmosférica, não só pela ressuspensão de poeira, mas também pelos escapamento de motores a combustão de diesel.

Com base nesses modelos, a União Europeia utiliza ferramentas como a Avaliação do Ciclo de Vida, fazendo um diagnóstico ambiental integrado de produtos (bens e serviços) ao longo de sua cadeia de suprimentos, por meio de uma avaliação multicritério, cobrindo vários impactos associados à saúde humana e ao ambiente. Ao aplicar uma abordagem do ciclo de vida, as prioridades e os *trade-offs* podem ser

identificados de forma mais transparente, resultando em políticas potencialmente mais eficazes para atingir as metas de qualidade do ar.

POLUENTES ATMOSFÉRICOS DE MÁQUINAS DA CONSTRUÇÃO CIVIL NO BRASIL

No Brasil, a legislação federal vigente para o controle da poluição atmosférica é a Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990). Essa resolução estabelece os parâmetros e limites máximos de padrão primário e secundário para as emissões no país e também define os conceitos e os padrões nacionais de qualidade do ar, assim como os tempos de amostragens e métodos de medição adotados para classificar os dados apresentados. Na tabela 2 são apresentados os padrões de qualidade do ar para os poluentes relevantes das máquinas de construção civil.

TABELA 2 - PADRÕES DE QUALIDADE DO AR NO BRASIL

	SO ₂ [µg/m ³]		NO ₂ [µg/m ³]		CO[µg/m ³]		PM ₁₀ [µg/m ³]		PM _{2,5}	O ₃ [µg/m ³]	
	1	2	1	2	1	2	1	2	-	1	2
<i>1 hora</i>	-	-	320	190	40000*	40000*	-	-	-	160*	160*
<i>1 dia</i>	365*	100*	-	-	10000 ^b	10000 ^b	150*	150*	-	-	-
<i>1 ano</i>	80 ^a	40 ^a	100 ^a	100 ^a	-	-	50 ^a	50 ^a	-	-	-
1 – padrão primário 2 – padrão secundário * somente 1 ultrapassagem permitida por ano.						^a média aritmética anual ^b medição de 8 horas					

FONTE: Adaptado de Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990)

Os estados da federação podem adotar valores mais restritivos para os contaminantes atmosféricos de cada região (KAWANO, 2015), se assim o desejarem, baseados nos limites propostos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Além disso, cabe a cada estado, segundo a Resolução CONAMA 03/90, o monitoramento da qualidade do ar, e também a monitoração dos níveis de qualidade do ar para elaboração do Plano de Emergência para Episódios Críticos de Poluição do Ar. A responsabilidade por prevenir o risco à saúde causado pela

poluição atmosférica também é responsabilidade dos governos e municípios, assim como de entidades privadas e comunidade em geral.

Em 2011, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) publicou o 1o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (BRASIL, 2011a).

Em janeiro de 2012, o Brasil implementou as normas de emissão do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) P-7 para veículos rodoviários de categoria pesada (BRASIL, 2008). As normas P-7 foram projetadas para ser equivalentes às normas Euro V implementadas na Europa, em 2008, e reduzirem os limites de emissões de poluentes locais, incluindo o monóxido de carbono – CO, os hidrocarbonetos – HC, os óxidos de nitrogênio – NO_x e o material particulado – MP (FAÇANHA, C. *et al.*, 2016). O Brasil foi o primeiro país da América Latina a adotar normas equivalentes às Euro V para veículos de transporte rodoviário pesados.

Com o intuito de estar de acordo com o estabelecido pela P-7 (BRASIL, 2008), algumas montadoras automotivas se utilizam da redução catalítica seletiva (SCR), que se refere a uma tecnologia de pós-tratamento que faz uso da ureia para possibilitar que o catalisador converta o NO_x e a ureia em gases menos nocivos, como nitrogênio, dióxido de carbono e água. O uso dessa tecnologia, entretanto, exige o abastecimento dos veículos pesados com óleo diesel com Ultra Baixo Teor de Enxofre, *ULSD* em inglês, e geralmente um agente redutor líquido de NO_x composto por 32,5% de ureia e 67,5% de água, denominado no Brasil de ARLA-32, *DEF*, nos Estados Unidos e de *AdBlue*, na Europa.

Ao contrário da Alemanha e de outros países desenvolvidos que permitem apenas uma classe de diesel veicular com baixo teor de enxofre (*ULSD*), o Brasil optou por fornecer duas classes de diesel fora das regiões metropolitanas: *ULSD* em quantidade suficiente exigida por veículos P-7, chamado de Diesel S-10, com teor de enxofre 10 ppm, e o S500, um diesel de alto teor de enxofre, 500 ppm para a frota mais antiga. Embora esta abordagem traga economias e permita uma implementação mais rápida das normas P-7, ela aumenta o risco de abastecimento incorreto de veículos P-7 com diesel S500.

Segundo Façanha *et al.* (2016), quando um veículo diesel não faz uso

do ARLA-32, pode ter emissões de NO_x cerca de cinco vezes maiores que o limite regulamentar estabelecido pela P-7. Entretanto, brechas na legislação brasileira permitiram que as montadoras abandonassem sensores de qualidade e taxas de consumo do ARLA-32, possibilitando assim que uma fração de motoristas de caminhões usassem estratégias para evitar o uso adequado do ARLA-32, levando a emissões muito maiores de NO_x e, portanto, pior qualidade do ar. Como resultado, as emissões de NO_x ficarão 36% acima do planejado para 2030 e assim continuarão sendo uma ameaça para a saúde pública.

Em julho de 2011, o CONAMA aprovou a Resolução 433/2011 (BRASIL, 2011b), complementar à Resolução CONAMA no 297/2002, que limita as emissões de gases de escape e o ruído das máquinas agrícolas e de construção, chamadas na legislação de máquinas rodoviárias. São consideradas máquinas rodoviárias pelo documento o maquinário autopropelido de rodas, esteiras, pernas e que possuem equipamentos ou acessórios utilizados para abrir valas, escavar, carregar, transportar, dispersar ou compactar terra e materiais similares.

Referido como PROCONVE MAR-I, é a primeira legislação a regulamentar emissões de máquinas agrícolas e de construção no Brasil e estabelece limites equivalentes aos dos Estados Unidos Tier 3 e UE Etapa 3A para as emissões de motores diesel não-rodoviários.

Os limites de emissão de MAR-I para as máquinas de construção foram escalonados para serem atingidos com três fases, primeira fase, 2015, segunda fase, 2017 e terceira fase, 2019. As datas de implementação dependem da categoria de potência e do tipo de maquinaria (agrícolas ou de construção) e abrangem máquinas com motores superiores a 19 kW (25 cv).

O PROCONVE MAR-I dispôs que em 2015 seria a data limite para as adaptações de veículos novos fabricados com potência igual ou superior a 37 kW (50 cv) até 560 kW (761 cv). Em 01 de janeiro de 2017, entrou em vigor a segunda fase do PROCONVE MAR-I e nessa fase são atingidos todos os modelos de máquinas rodoviárias com potência igual ou superior a 19 kW até 560 kW, nacionais ou importados. Em 2019, durante a terceira fase do MAR-I, serão atingidas todas as máquinas agrícolas novas, nacionais ou importadas, com potência entre 19 kW até 75 kW.

Essa determinação aponta os limites máximos de emissão para motores de máquinas agrícolas e rodoviárias que estão apresentados na tabela 3.

TABELA 3 - LIMITES DE EMISSÕES PARA AS FAIXAS DE POTÊNCIA DE MOTORES DE AGRÍCOLAS E RODOVIÁRIAS

Potência P [kW]	CO [g/kWh]	HC+NO _x [g/kWh]	MP [g/kWh]
130 ≤ P ≤ 560	3,5	4,0	0,2
75 ≤ P < 130	5,0	4,0	0,3
37 ≤ P < 75	5,0	4,7	0,4
19 ≤ P < 37	5,5	7,5	0,6

FONTE: Adaptado de PROCONVE MAR-I (BRASIL, 2011b)

A resolução (BRASIL, 2011b) classifica as máquinas rodoviárias em quatro tipos: tratores com lâminas de esteiras, pás-carregadeiras de esteiras, e retroscavadeiras de esteiras; Tratores com lâmina de rodas, pás-carregadeiras de rodas, retroscavadeiras de rodas, moto niveladoras, rolos-compactadores não vibratórios; Rolos-compactadores vibratórios; e Escavadeiras. Essa classificação é utilizada para calcular os limites máximos de emissão para motores de máquinas agrícolas e rodoviárias estabelecidas pelo PROCONVE MAR-I de acordo com a potência de cada maquinário.

Concomitantemente à Resolução 433/2011 (BRASIL, 2011b) foi publicada a norma técnica NBR ISO 8178-1, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) para normatizar a medição das emissões de gases poluentes e ruídos por equipamentos pesados fora de estrada.

METODOLOGIA

A metodologia de desenvolvimento deste artigo está baseada em pesquisa bibliográfica, em consulta a especialistas da qualidade do ar, tanto na Alemanha como no Brasil e na análise de documentação indireta relativa a emissões atmosféricas nos dois países.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As ações voltadas para a redução, mitigação e controle das emissões atmosféricas de obras da construção civil devem, primeiramente, ter início em nível local, nas especificidades de cada processo, mas também devem estar associadas a medidas legais que determinam os limites de qualidade do ar.

Existem normativas internacionais que podem servir de base para a construção de diretrizes para reduzir o nível de emissões de MP em obras de construção civil, como a Base Técnica para Avaliar as Emissões de Poeiras Difusas, do governo da Áustria (ÁUSTRIA, 2013), que tem como referência: o documento alemão, VDI 3790 Parte 3, intitulado Meteorologia Ambiental – Normativas para emissões de gases, odores e poeiras provenientes de fontes difusas, armazenamento, manuseio e transporte de materiais a granel (VDI, 2010); e o AP-42, USEPA – Compilação de Fatores de Emissões de Poluentes do Ar (USEPA, 1995). A partir da análise desses documentos, podem-se elencar as seguintes medidas para evitar ou reduzir as emissões de material particulado nas obras.

Recomenda-se o estabelecimento de um plano de redução da geração de poeira desenvolvido a partir do local de construção e que proponha também medidas de mitigação. Devem ser identificados no entorno da obra e levados em consideração, durante o projeto, os receptores mais sensíveis, como escolas, hospitais, áreas de proteção à vida selvagem, que requerem proteção extra contra os poluentes do ar.

Nos canteiros de obras, em processos de trabalho mecânicos que geram a emissão de poeira, como o uso de máquinas e equipamentos, o transporte na via local, as atividades de terraplenagem e recuperação de material, devem ser tomadas medidas prévias que otimizem a atividade, principalmente quando se tratam de ações repetitivas como moagem, trituração, perfuração, detonação, britagem, derramamentos, separação, peneiramento, limpeza, e carga e descarga de materiais.

Ações simples podem ser tomadas para evitar suspensão e ressuspensão de MP como: aspergir água para evitar a ressuspensão de partículas; varrer e lavar as vias de transporte; pavimentar as vias de

acesso e trânsito da obra; lavar as rodas dos caminhões de transporte antes de sair da obra.

A armazenagem de materiais de construção que geram poeira deve se dar em locais protegidos, associado ao uso de granel e muralhas. O perfil do terreno e a plantação ou o uso da vegetação existente deve ser utilizado como um quebra-vento de forma a reduzir a suspensão de material. Outro cuidado ainda pode ser ao alinhar a estocagem desses materiais no sentido do vento dominante.

Quanto ao transporte, carga e descarga dessas mercadorias que geram poeira, pode-se utilizar tubo de carga a granel ou de sucção; usar de poços de despejo; reduzir a velocidade de descarga; evitar o uso de esteiras em ambientes abertos; utilizar carregadeiras de rodas, se possível, apenas quando o piso estiver umedecido; usar cortinas de tiras nas entradas e saídas de instalações de carga e descarga; aplicar água para nebulização em aberturas de saída; utilizar funis de despejo; estabelecer restrições de descarga com velocidades de vento altas; utilizar ligantes de poeira; promover a paletização; padronizar o tamanho de grãos; prevenir impurezas volumosas; reduzir as operações de manuseio.

O canteiro de obras deve ser previamente planejado para evitar emissões de poeiras. A compactação do material com água e a umidificação áreas de tráfego não pavimentadas podem atuar como medidas preventivas para essas emissões. Deve-se ainda limitar a velocidade nas vias de trabalho.

No caso de demolição, é aconselhável manter pedaços grandes de resíduos de construção durante o desmonte e controlar a emissão de poeira com o aspergimento de água. Se for preciso o uso de explosivos, deve-se dar preferência para os de baixa carga e empregar dispositivos que evitem a propagação dos escombros e poeira. Quando utilizar discos de corte e moagem, indica-se instalar medidas para o escape e também molhar o local onde está sendo trabalhado.

Para canteiros de obras maiores sugere-se o uso de trituradores que minimizam vibração; a colocação de plantas de britagem fina e a pulverização de água; o uso de tampa de correias transportadoras e a encapsulação de pontos de transferência; utilização de materiais a

granel; pulverização de água na aplicação de concreto projetado; fixação das rotas de transporte e estabelecimento dos limites de velocidade.

Uma alternativa que deve ser avaliada, especialmente para locais onde a interferência causada por poluentes atmosféricos é um grande problema, é a fabricação off-site de componentes estruturais. Esses componentes podem melhorar a qualidade do trabalho, pois a produção ocorre em locais controlados e fatores externos como o tempo e o tráfego não interferem.

A gestão organizacional deve estabelecer medidas de concepção, como controlar e documentar os acessos; registrar informações sobre a frota de veículos de entrega; estabelecer horários de entrega individuais e gerais. Se possível, utilizar outros meios de transporte como esteiras, dutos, ferrovia e hidrovia; fazer uma gestão de tráfego; controlar a entrada e saída para a área de construção; listar as competências e responsabilidades; ter um plano de ação em caso de queixas e reclamações de vizinhos; estabelecer claramente medidas admissíveis, complementares ou corretivas; disponibilizar informações aos clientes internos e externos; informar os canais para contato em casos de reclamações e outras informações gerais.

No caso das emissões atmosféricas das MMNR utilizadas no setor da construção civil, essas podem ser controladas por meio de dois mecanismos: controle da tecnologia de combustão que pode ser combinada com o tratamento de gases de escape e controle da qualidade do combustível.

Já existem várias tecnologias de controle técnico, incluindo a recirculação dos gases de escape (EGR) e a redução catalítica seletiva (SCR) para controlar as emissões de NOx, assim como os filtros de partículas diesel (DPF) para controlar as emissões de MP. Estas tecnologias são melhores desenvolvidas para os motores diesel utilizados no transporte rodoviário, particularmente para veículos pesados, sendo, dependendo do caso, pouco utilizadas em conjunto com as MMNR.

Algumas recomendações para a operação de máquinas e equipamentos podem ser propostas, como o uso de ferramentas com baixas emissões, tais como aqueles com motores elétricos ou

motores diesel com sistemas de filtro de partículas. As máquinas e equipamentos devem ser selecionados e utilizados de modo que seja liberada o mínimo de MP.

Analisando os cenários tanto na Alemanha como no Brasil, vê-se que ainda há dificuldade em controlar as emissões de poluentes do ar das MMNR. Citamos neste trabalho algumas sugestões de melhorias, que se implantadas de maneira eficaz, podem contribuir positivamente para a redução das emissões atmosféricas nas obras de construção civil.

Nesse sentido, poderia ser considerado o estabelecimento de legislações que exijam a produção de motores com padrões de emissão mais restritivos e que incorporem tecnologias inovadoras para a utilização de diesel com menor teor de enxofre, já que o enxofre danifica o sistema de filtros catalisadores, impedindo a reação eficaz dos gases de exaustão.

Nos casos dos MMNR existentes, deve-se exigir a instalação de catalisadores e gradualmente substituir a frota de motores diesel existentes por novos ou ainda instalar sistemas de filtros (tecnologia Retrofit). Além disso, devem-se criar dispositivos e sistemas de gestão dos canteiros de obras para evitar as emissões fugitivas, sempre tendo como princípio a redução das emissões e da geração de poluentes que possam contribuir para uma diminuição da qualidade do ar no local da obra e entorno.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como base na bibliografia consultada para este estudo observou-se que os estudos científicos relevantes a respeito das emissões de poluentes atmosféricos resultantes das atividades de máquinas de construção civil são recentes, tanto no Brasil quanto na Alemanha. De um lado, o macrossetor da construção civil relevava as emissões e os impactos ambientais causados por suas atividades, e por outro lado, existia a dificuldade de identificar e mensurar os contaminantes oriundos dessas obras.

Entretanto, as pressões da sociedade para um ambiente mais saudável estão forçando cada vez mais as autoridades, ao controle

das emissões de poluentes atmosféricos para contribuir para uma melhor qualidade do ar nos centros urbanos, assim como diminuir os impactos da poluição atmosférica no ambiente.

Pode-se observar que os padrões de qualidade do ar estabelecidos nos dois países se diferem em número e em especificidade, já que na Alemanha, como na UE, não existem padrões secundários, mas somente padrões de emissões primários. Já no Brasil, os valores dos limites fixados são mais altos e também existem valores fixados para padrão secundário, que prevê uma proteção mais ampla do que o padrão primário.

No que se refere às obras de construção civil, a elaboração do plano de gestão, com foco no controle de emissões atmosféricas, é capaz de identificar quais são as principais fontes de emissões atmosféricas e, por consequência, selecionar as medidas e os monitoramentos aplicáveis à realidade dessas obras, assim como identificar quais os métodos de redução, controle e mitigação mais adequados para estas emissões. A partir desses, devem ser emitidos relatórios periódicos de medições da qualidade do ar no entorno das obras.

Com relação à movimentação de terra e agregados e à demolição, um controle mais efetivo pode se dar, numa gestão eficiente da emissão de material particulado e para as emissões gasosas de motores a diesel, pela exigência da atualização da frota, assim como o *Retrofit*, com a instalação de filtros para adequação aos padrões de emissões.

Cabe aos órgãos públicos competentes, entretanto, estabelecer leis/regulamentações para o licenciamento de instalação somente de obra que demonstre possuir um programa de controle de poluição, como também planos de renovação da frota para equipamentos mais eficientes e que emitam menos poluentes atmosféricos, mesmo que os limites estabelecidos fiquem cada vez mais restritivos.

Os benefícios para as empresas de construção ao reduzir as emissões de material particulado e outras emissões de poluentes atmosféricos, podem incluir: aumento da produtividade, redução de incidentes de trabalho, melhor imagem corporativa e diferenciação de concorrentes, envolvimento desnecessário com reguladores, e até o desenvolvimento e venda de tecnologia.

Entretanto, ainda que essas propostas de melhoria possam ser elencadas e postas em prática, não se pode ignorar que existe um descaso na área da construção civil a respeito das emissões atmosféricas geradas pelo setor, assim como seu risco para a saúde humana e os ecossistemas. Foi verificada uma quantidade reduzida de pesquisas científicas, material bibliográfico e até mesmo legislação que trate da relação entre as emissões atmosféricas nas obras de construção civil e o impacto ambiental das mesmas. Seria de grande contribuição para a sociedade a ampliação de estudos nesta área.

REFERÊNCIAS

ALEMANHA. Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB). **Kurzinfo Luftreinhaltung**. Berlin: BMUB, 01 set. 2010. Não paginado. Disponível em: <<http://www.bmub.bund.de/en/topics/air-mobility-noise/air-pollution-control/general-information/>>. Acesso em: 20 fev. 2017.

_____. Umweltbundesamt (UBA). Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39 BImSchV, de 02 de agosto de 2010. **BGBI**, Berlin, p.1065, 06 ago. 2010. Disponível em: <http://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_39/BJNR106510010.html#BJNR106510010BJNG000700000>. Acesso em: 21 fev. 2017.

ÁUSTRIA. Bundesministerium Für Wissenschaft, Forschung Und Wirtschaft (BMWFW). **Grundlage zur Beurteilung diffuser**. Vienna, 2013. Disponível em: <[https://www.bmwfw.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Documents/TG_diffuse_Staubemissionen_2013rev1%20\(2\).pdf](https://www.bmwfw.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Documents/TG_diffuse_Staubemissionen_2013rev1%20(2).pdf)>. Acesso em: 05 fev. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade de ar no Brasil**. 2014. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/Diagnostico_Rede_de_Monitoramento_da_Qualidade_do_Ar.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2016.

_____. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011a, 114p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao20702011055200.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2017.

_____. Resolução CONAMA 03/90, de 28 de junho de 1990. Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 ago. 1990.

Seção 1, p.15.937-15.939. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em: 22 dez. 2016.

_____. Resolução CONAMA nº 403/2008, de 11 de novembro de 2008. Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE P-7. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n.220, 12 nov. 2008. Seção 1, p.92-93. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=591>>. Acesso em: 28 dez. 2016.

_____. Resolução CONAMA nº 433/2011, de 13 de julho de 2011. Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE MAR-1. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n.134, 14 jul. 2011b. Seção 1, p.69. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=654>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de qualidade do ar em São Paulo – 2015**. São Paulo: CETESB, 2015, 167p. Disponível em:<<http://ar.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/37/2013/12/RQAR-2015.pdf>>. Acesso em: 20 dez. 2016

CHEREMISINOFF, N. P. **Handbook of air pollution prevention and control**. 1st ed. London: Elsevier, 2002. 562p.

UNIÃO EUROPEIA (UE). Comissão Europeia. Regulamento (UE) nº 582/2011, de 25 de maio de 2011. Dá aplicação e altera o Regulamento (CE) n.o 595/2009 do Parlamento Europeu e do Conselho no que se refere às emissões dos veículos pesados (Euro VI) e altera os anexos I e III da Directiva 2007/46/CE do Parlamento Europeu e do Conselho. **EURO-Lex**, Jornal Oficial da União Europeia, União Europeia, v.167, p.1-168, 25 jun. 2011. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:32011R0582&from=en>>. Acesso em 20 fev. 2017.

_____. European Environmental Agency (EEA). **Air Quality in Europe – 2015 report**. European Union: EEA, v.5, 2015. 64p. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2015>>. Acesso: 20 fev. 2017.

_____. Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia. Directiva 2008/50/CE, de 21 de maio de 2008. Relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa. **EURO-Lex**, Jornal Oficial da União Europeia, União Europeia, v.152, p.1-44, 11 jun. 2008. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0050&from=PT>>. Acesso em: 22 dez. 2016.

_____. Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia. Regulamento (UE) n.o 2016/1628, de 14 de setembro de 2016. Relativo aos requisitos respeitantes aos limites de emissão de gases e partículas poluentes e à homologação de motores de combustão interna para máquinas móveis não rodoviárias, que altera os Regulamentos (UE) n.o 1024/2012 e (UE) n.o 167/2013 e que altera e revoga a Diretiva 97/68/

CE. **EURO-Lex**, Jornal Oficial da União Europeia, União Europeia, v.252, p.53-117, 16 set. 2016. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:32016R1628&qid=1492555781909&from=en>>. Acesso em: 12 jan. 2017.

FAÇANHA, C. *et al.* **Deficiências no Programa PROCONVE P-7 Brasileiro e o Caso para Normas P-8**. The International Council on Clean Transportation (ICCT): Publicações, 11 mar. 2016. 18p. Disponível em: <http://www.theicct.org/sites/default/files/publications/Brazil%20P-7%20Briefing%20Paper%20Final_revised.pdf>. Acesso em: 10 fev.2017.

GODISH, T.; DAVIS, W. T.; FU, J. S. **Air quality**. 5th ed. London: CRC Press, 2014. 542p.

GRAUER, A. **Monitoramento da Qualidade do Ar**. Curitiba, 04/05/2016. Notas de aula da disciplina de **Monitoramento da Qualidade do Ar** realizada no Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI) da Universidade Federal do Paraná.

HEIDT, C.; HELMS, H. **The relevance of non-road transport and mobile machinery in urban air quality management**. Trabalho apresentado no Global Atmosphere Watch (GAW) Workshop, Riga, 2002. Disponível em: <[https://www.ifeu.de/verkehrundumwelt/pdf/Transport%20and%20Air%20Pollution%20\(TAP\)%20Conference%20Thessaloniki%202012_C.%20Heidt,%20H.%20Helms.pdf](https://www.ifeu.de/verkehrundumwelt/pdf/Transport%20and%20Air%20Pollution%20(TAP)%20Conference%20Thessaloniki%202012_C.%20Heidt,%20H.%20Helms.pdf)>. Acesso: 02 fev. 2017.

INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION (ISO). ISO 7708-1995 (en). **Air quality: Particle size fraction definitions for health related sampling**. Geneva: ISO, 1995. Disponível em: <<https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:7708:ed-1:v1:en>>. Acesso: 13 jan. 2017.

JOHN, V. M. **Reciclagem de resíduos na construção civil**: contribuição à metodologia de pesquisa e desenvolvimento. 113p. Tese (livre docência) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.ietsp.com.br/static/media/media-files/2015/01/23/LV_Vanderley_John_-_Reciclagem_Residuos_Construcao_Civil.pdf>. Acesso: 19 dez. 2016.

KAWANO, M. **Medição de Poluentes Atmosféricos**. Curitiba, 18/09/2015. Notas de aula da disciplina de Medição de Poluentes Atmosféricos realizada no Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI) da Universidade Federal do Paraná.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T.; MORAES, M. R. Meteorologia e poluição atmosférica. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 1-13, jan./jun. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/asoc/v11n1/01.pdf>> Acesso em: 20 dez. 2016.

MULESKI, G.; COWHERD JR, C; KINSEY, J. Particulate emissions from construction activities. **Journal of the Air & Waste Management Association**, Kansas City, v. 55, n.6, p.772-783, jun. 2005. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16022415>>. Acesso em: 03 mar. 2017.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease**. Geneva: World Health Organization Geneva, 2016a. 121p. Disponível em: <<http://apps.who.int/iris/bitstream/am/10665/250141/1/9789241511353-eng.pdf>>. Acesso: 15 fev. 2017.

_____. **Air Quality Guidelines: Global Update 2005**. Copenhagen: WHO Regional Office, 2005. 496p. Disponível em: <http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf?ua=1> Acesso: 25 nov. 2016.

_____. **Burden of disease from Household Air Pollution for 2012**. Copenhagen: WHO Regional Office, 2014a. 17p. Banco de Dados. Disponível em: <http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/FINAL_HAP_AAP_BoD_24March2014.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2017.

_____. **Evolution of WHO air quality guidelines: past, present and future**. Copenhagen: WHO Regional Office, 2017. 39p. Disponível em: <<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2017/evolution-of-who-air-quality-guidelines-past,-present-and-future-2017>>. Acesso em: 15 fev. 2017.

_____. **WHO Global Urban Ambient Air Pollution Database (update 2016)**. Copenhagen: WHO Regional Office, 2016b. Banco de Dados. Disponível em: <http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/cities/en/>. Acesso em: 01 fev. 2017.

_____. **World Health Statistics 2014**. Geneva: World Health Organization Geneva, 2014b. 12p. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/112739/1/WHO_HIS_HSI_14.1_eng.pdf?ua=1>. Acesso em: 10 fev.2017.

RESENDE, F. **Poluição atmosférica por emissão de material particulado: avaliação e controle nos canteiros de obras de edifícios**. 232p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. Disponível em: <http://www.pcc.usp.br/files/text/personal_files/francisco_cardoso/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20Fernando%20Resende%20p%C3%B3s-banca%202016.pdf>. Acesso em: 02 dez. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **AP-42: Compilation of Air Pollutant Emission Factors**. Washington: 1995.

VALLERO, D. A. Fundamentals of air pollution. 5th ed. London: Elsevier, 2014. 996p.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI). **VDI 3790 Blatt 3**: Umweltmeteorologie - Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern. Düsseldorf, 2010. Disponível em: <https://www.vdi.de/richtlinie/?tx_wmdbvdirilisearch_pi1%5Bpro_id%5D=6934&cHash=d7dc795d0f5436be710416bdd872337f>. Acesso em: 12 dez. 2016.

CAPÍTULO 5

RELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS DE PROJETO, TAXAS DE OPERAÇÃO E EFICIÊNCIAS OBTIDAS PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM FILTROS PERCOLADORES E COM LODOS ATIVADOS EM DIFERENTES EXPERIMENTOS E ESTUDOS DE CASO

M.Sc. Aliny Lucia Borges Borba

Prof^a. Dr^a. Karen Juliana do Amaral

Prof^a. Dr^a. Daniela Neuffer

INTRODUÇÃO

O esgoto doméstico é composto por partículas orgânicas, inorgânicas e por microorganismos. Dentre os principais poluentes que compõem o esgoto doméstico, cita-se os sólidos suspensos totais e os sólidos orgânicos dissolvidos, a matéria orgânica e a matéria nitrogenada, fósforo, patógenos e outros elementos específicos (VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005). O tratamento de esgoto ocorre por meio de processos físicos, biológicos e químicos, empregados para a remoção de cargas poluentes e substâncias indesejáveis (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Atualmente, países em desenvolvimento como o Brasil buscam a melhoria da qualidade do efluente final nas estações de tratamento de esgoto, visando principalmente aumentar a capacidade de remoção de matéria orgânica e de nitrogênio. Para tal, faz-se necessário melhorar ou modernizar as etapas de tratamento preliminar e primário já implantadas e, principalmente, complementar as estações com etapas de pós tratamento. O estudo e a análise de resultados obtidos em experiências anteriores de remoção de carbono e nitrogênio do efluente, considerando o emprego de processos biológicos que oferecem capacidade de nitrificação é fundamental para definir quais tecnologias e quais processos unitários empregar visando a melhoria da qualidade do efluente final.

Com o objetivo de discutir a capacidade de nitrificação oferecida por processos de tratamento de esgoto compostos por filtros percoladores e por lodos ativados, empregados de forma combinada ou não, entre si ou com outras tecnologias, este estudo realizou um levantamento de publicações que apresentam resultados relacionados ao tema, a fim de comparar eficiências de nitrificação, além de outras variáveis de projeto e operação, em sistemas concebidos em escala real ou em escala piloto, implantados em diferentes regiões climáticas.

REVISÃO DE LITERATURA

MATÉRIA ORGÂNICA

Os principais grupos de substâncias orgânicas encontradas nos esgotos são proteínas, carboidratos e gorduras (BRAILE E CAVALCANTI, 1993), ou seja, uma combinação de carbono, hidrogênio e, em alguns casos, nitrogênio em variadas formas (METCALF & EDDY, 2003).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) determina a quantidade de matéria orgânica, existente em uma amostra, suscetível à oxidação através de processos biológicos, expressa em mg/L, ou seja, representa a quantidade necessária de oxigênio para que ocorra o processo de quebra de produtos oxidáveis. A demanda química de oxigênio (DQO), de forma semelhante à DBO₅, expressa a quantidade de oxigênio necessária para degradar componentes orgânicos da amostra através de processos químicos de quebra de produtos (BRAILE E CAVALCANTI, 1993; ESTEVES, 1998; JORDÃO E PESSÔA, 2014).

A relação estabelecida entre a DQO e a DBO₅ permite estimar a DBO₅ a partir dos resultados de análise da DQO. Uma das principais vantagens de se controlar a presença da matéria orgânica através da DQO é que para determinação da DQO em uma amostra são necessárias apenas 2 horas, enquanto o ensaio para determinação da DBO₅ tem duração de 5 dias. Ainda, enquanto a DBO₅ engloba apenas a matéria orgânica que é biologicamente degradável, a DQO contempla tudo o que é susceptível à demanda de oxigênio, inclusive sais minerais oxidáveis. Outra vantagem do teste de DQO é que a determinação não está sujeita à interferência da nitrificação, ao contrário do teste de DBO₅. A única desvantagem é que apenas com a DQO não se pode medir a parte da matéria orgânica biologicamente degradável (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Valores típicos da relação estabelecida entre a DQO e a DBO₅ “r” para esgoto doméstico bruto estão entre 1,7 e 2,4, sendo que à medida que o esgoto passa pelas unidades de tratamento, esse valor tende a aumentar em função da eliminação da matéria orgânica biodegradável, atingindo valores superiores a 3,0. Valores superiores a 2,0 podem

indicar contribuição industrial, pois nestes casos há mais matéria orgânica quimicamente degradável (VON SPERLING, 1996).

Os processos para remoção da matéria orgânica podem ser físicos, biológicos e químicos, normalmente combinados, de forma a remover inicialmente a matéria mais facilmente degradável através de processos e tecnologias mais simples, utilizando tecnologias ou métodos mais complexos de remoção conforme a complexidade do composto orgânico a ser removido (VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005).

O CICLO DO NITROGÊNIO E A NITRIFICAÇÃO EM PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O nitrogênio presente em corpos hídricos provém de origem antrópica, de despejos domésticos e industriais, entre outras fontes (VON SPERLING, 1996). O nitrogênio total encontrado em efluente bruto ou em diferentes fases de tratamento inclui nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. O nitrogênio na forma de proteínas, aminoácidos e ureia, encontrado predominantemente no esgoto fresco, é chamado de nitrogênio orgânico. A primeira etapa de oxidação do nitrogênio orgânico produz nitrogênio amoniacal e a soma das parcelas de nitrogênio orgânico e amoniacal é chamada de nitrogênio *Kjeldahl* (NTK). Já o nitrito é resultante da fase intermediária de oxidação do nitrogênio amoniacal, enquanto o nitrato é o produto final da oxidação do nitrogênio amoniacal (JORDÃO E PESSÔA, 2014, VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005). A transformação de nitrogênio orgânico em amoniacal é chamada amonificação. Já a transformação de nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato é chamada nitrificação. A fase seguinte é a desnitrificação, em que o nitrato é convertido em nitrogênio gasoso. Cada uma das fases de transformação compõe o ciclo do nitrogênio, que será explicado a seguir. O Quadro 1 resume as diferentes condições do meio e as formas predominantes de nitrogênio encontradas em diferentes situações de poluição em corpo hídrico e diferentes tipos de efluentes tratados.

QUADRO 1 - FORMAS PREDOMINANTES DE NITROGÊNIO CONFORME O MEIO

Condição	Forma predominante do nitrogênio
Esgoto bruto e/ou Poluição recente em corpo hídrico	Nitrogênio orgânico Nitrogênio amoniacal
Estágio intermediário em corpo hídrico	Nitrogênio orgânico Nitrogênio amoniacal Nitrito (menor concentração) Nitrato
Poluição remota em corpo hídrico	Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	Nitrogênio orgânico (menor concentração) Nitrogênio amoniacal
Efluente de tratamento com nitrificação	Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação e desnitrificação	Concentrações reduzidas de todas as formas de nitrogênio

FONTE: Adaptado de Von Sperling e Chernicharo, 2005

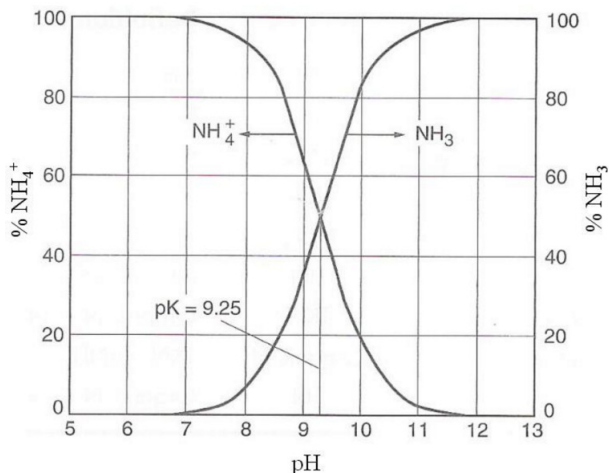
A remoção das diferentes formas de nitrogênio presentes no esgoto ocorre de acordo com as reações do ciclo de nitrogênio, sendo necessário processo aeróbio seguido de processo anóxico. Para que a atividade biológica ocorra de forma eficiente nas diferentes fases de transformação da matéria nitrogenada, há uma relação de proporção necessária entre carbono, nitrogênio e fósforo C:N:P estimada em 130:5:1 (VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005).

A partir da presença de nitrogênio orgânico no meio, a primeira etapa do ciclo do nitrogênio é a amonificação, que consiste na formação de nitrogênio amoniacal durante o processo de decomposição da matéria orgânica nitrogenada combinada dissolvida (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

O nitrogênio amoniacal formado durante a amonificação é instável e composto por amônia livre, NH_3 , e amônia ionizada, NH_4^+ . As concentrações dessas duas formas de amônia são diretamente relacionadas e alteradas conforme o pH do meio. Em meio alcalino, prevalece a forma de amônia livre, NH_3 , enquanto em solução ácida, predomina a amônia ionizada, NH_4^+ , altamente tóxica aos peixes (METCALF & EDDY, 2003; NUNES, 2012). É possível, portanto, estimar a presença das duas formas de nitrogênio amoniacal em termos de pH. Para pH acima de 11, praticamente toda a amônia está na forma livre NH_3 , enquanto que para pH até 8, predomina a amônia ionizada NH_4^+ . Para pH próximo a 9,5, tem-se um equilíbrio entre as duas formas

(MOTA E VON SPERLING, 2009). O Gráfico 1 representa a variação da quantidade de amônia livre e ionizada conforme o pH do meio.

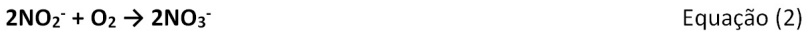
GRÁFICO 1 - PRESENÇA DE AMÔNIA LIVRE E IONIZADA CONFORME O PH DO MEIO



FONTE: Metcalf & Eddy, 2003

Oferecendo condições aeróbias ao meio, o processo que ocorre após a amonificação é a nitrificação, promovida por bactérias autotróficas, que consiste na oxidação do nitrogênio amoniacal nas formas de nitrito (NO_2^-), forma mais instável, reação chamada de nitritação e, em seguida, em nitrato (NO_3^-), reação chamada de nitratação (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Enquanto a nitritação, representada na Equação (1), é uma reação lenta, em função da baixa taxa de crescimento das bactérias *Nitrossomonas*, a nitratação, exposta na Equação (2), ocorre mais rapidamente, pois as bactérias *Nitrobacter* atuantes, catalisadas pelas enzimas oxidorreductoras, apresentam maior taxa de crescimento e metabolismo. Sendo o nitrito uma formação quimicamente instável, a nitratação é favorecida e ocorre logo após a nitritação. As duas reações em conjunto são, então, chamadas de nitrificação, resumida na Equação (3) (NUNES, 2012).

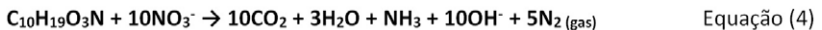


Temperaturas mais altas favorecem o processo de nitrificação, sendo a taxa de crescimento das bactérias dobrada para cada 7 °C acrescidos. A faixa ótima de temperatura para o processo de nitrificação é entre 25 e 36 °C (VON SPERLING, 1997; NUNES, 2012).

O pH também influencia o processo de nitrificação, sendo a faixa ótima estabelecida entre 7,2 e 8,0. É possível, entretanto, haver estabilidade a partir de pH igual a 6,5 (NUNES, 2012).

Para remover o nitrito, NO_2^- , e o nitrato, NO_3^- , produzidos durante a nitrificação, faz-se necessário promover as condições ideais no meio para que ocorra a terceira etapa do ciclo do nitrogênio, a desnitrificação.

Na desnitrificação ocorre a eliminação do nitrato, NO_3^- , reduzido a nitrogênio gasoso, N_2 , que se desprende para a atmosfera, eliminando definitivamente o nitrogênio do efluente final. Este processo ocorre em condições anóxicas, ou seja, sem a presença de oxigênio dissolvido no efluente. Na falta de oxigênio dissolvido, as bactérias facultativas heterotróficas utilizam o oxigênio presente no nitrato, NO_3^- , como elemento oxidante, para realizar o metabolismo, reduzindo assim o nitrato a nitrogênio, N_2 , que por sua vez é liberado em forma gasosa e pode ser fixado na natureza, conforme mostra a Equação (4) (NUNES, 2012).



A Equação (4) mostra ainda que as bactérias facultativas heterotróficas necessitam de determinada quantidade de carbono orgânico para promover o processo de desnitrificação. Se a matéria orgânica presente no efluente já estiver escassa devido à degradação que ocorreu em etapas anteriores do tratamento, faz-se necessária uma fonte adicional de carbono para realizar a desnitrificação. Processos de tratamento com recirculação, ou com desnitrificação a montante, por exemplo,

são desta forma concebidos para misturar uma parcela do efluente que já está na etapa da desnitrificação com o efluente que ainda não passou pela etapa de nitrificação e ainda contém uma quantidade significativa de carbono, fornecendo assim quantidade de carbono para favorecer o metabolismo das bactérias facultativas heterotróficas na etapa de desnitrificação.

A Figura 1 a seguir resume os elementos e a sequência de reações que formam o ciclo do nitrogênio.

Os testes de nitrogênio podem ser utilizados para conhecer o grau de estabilização da matéria orgânica e a idade do esgoto, uma vez que no esgoto fresco o nitrogênio está quase em sua totalidade combinado em forma de proteína e ureia, transformado posteriormente em nitrogênio amoniacal e, por fim, em nitrito e nitrato. (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

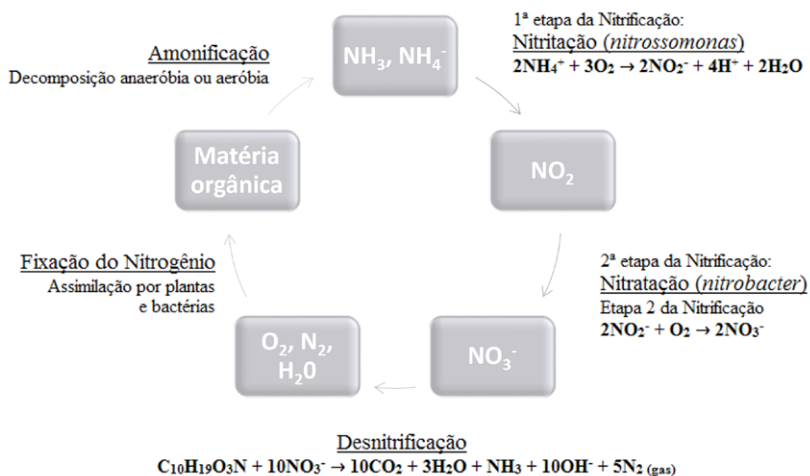


FIGURA 1 – CICLO DO NITROGÊNIO

FONTE: Adaptado de VON SPERLING e CHERNICHARO (2005)

O nitrogênio é caracterizado como um dos nutrientes que limitam a capacidade de crescimento biológico. Quando os processos de tratamento de esgoto doméstico não eliminam nutrientes limitantes como nitrogênio e fósforo, ocorre a produção de algas nos corpos hídricos, muitas vezes de forma excessiva, caracterizando a eutrofização

(JORDÃO E PESSOA, 1995; BRAILE E CAVALCANTI, 1993). Para eliminar o nitrogênio do esgoto, em suas diferentes configurações, é necessário implantar processos de tratamento de esgoto como filtros percoladores, sistemas de lodos ativados, entre outros processos biológicos aeróbios, capazes de promover nitrificação e desnitrificação.

FILTROS PERCOLADORES

Para ser empregado em uma estação de tratamento de esgoto, o filtro percolador deve ser precedido de tratamento preliminar e primário para remoção de sólidos grosseiros, gordura, areia e sólidos sedimentáveis. A remoção de sólidos grosseiros é feita por gradeamento e peneiramento, enquanto a remoção de gordura e areia é realizada por meio de caixas de gordura e desarenadores, ou sistemas combinados como caixas de areia aeradas. Já a remoção de sólidos sedimentáveis ocorre por meio de tanques sépticos, decantadores primários ou reatores anaeróbios, lagoas, entre outras tecnologias. A jusante do filtro percolador, é necessária ainda uma etapa de decantação secundária para retenção de sólidos que podem se desprender periodicamente do meio suporte do filtro (ABNT, 2011; VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005). A Figura 2 representa o fluxograma de uma estação de tratamento de esgoto com filtros percoladores.

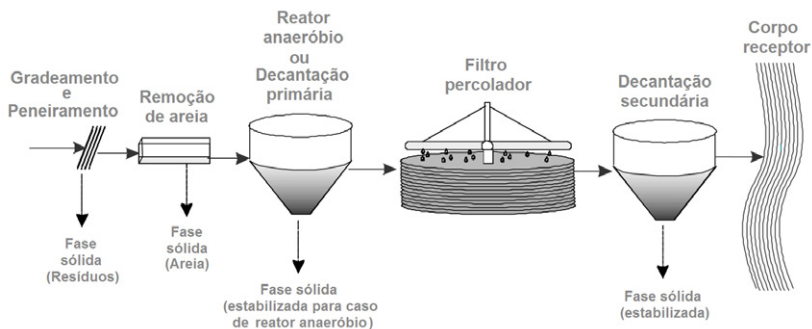


FIGURA 2 – FLUXOGRAMA SIMPLIFICADO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM FILTRO PERCOLADOR

FONTE: Adaptado de VON SPERLING e CHERNICHARO (2005)

Outros processos e tecnologias físicas, biológicas ou químicas para tratamento de esgoto podem ser adotados a montante ou a jusante do filtro percolador, em caráter complementar, dependendo da qualidade exigidas para o efluente final.

Os filtros percoladores são compostos por um filme biológico não submerso, aderido ao meio suporte de pedra brita ou outros materiais plásticos, randômicos ou estruturados, por meio do qual o esgoto deve ser uniformemente e constantemente distribuído. O tratamento biológico ocorre conforme o afluente passa através do biofilme, podendo apresentar diferentes eficiências, dependendo das condições do afluente, do dimensionamento, do material utilizado, entre outras variáveis de projeto e de operação (METCALF & EDDY, 2003).

A Figura 3 mostra um filtro percolador em corte, em que é possível identificar a entrada do afluente ao filtro, a tubulação interna que leva o afluente ao sistema de distribuição na parte superior do filtro, o meio suporte, a laje do fundo falso para drenagem, a passagem de ar inferior e o fundo do filtro, que conduz o efluente até a saída.

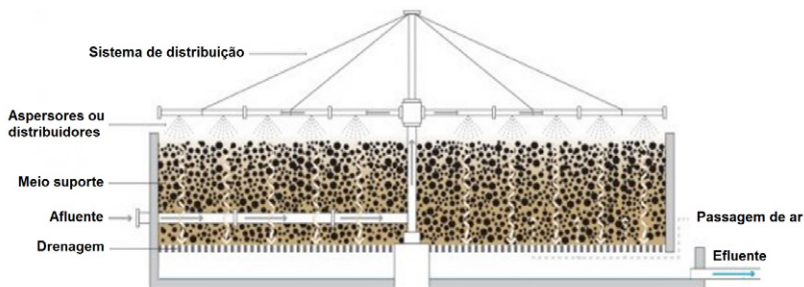


FIGURA 3 – REPRESENTAÇÃO DE UM FILTRO PERCOLADOR EM CORTE

FONTE: Adaptado de TILLEY *et al.* (2014)

Apesar de ser chamado de “filtro”, a principal ação de tratamento de esgoto que ocorre no filtro percolador não é de filtração mecânica, mas sim de depuração da matéria orgânica realizada por microrganismos e bactérias que formam o biofilme, por sua vez, aderido ao meio suporte. O que promove o tratamento nos filtros percoladores não é, portanto um processo mecânico de filtração, mas sim a atividade biológica realizada pelos microorganismos e bactérias presentes no biofilme. A função do material que preenche o filtro, seja pedra brita, plástico ou outros materiais alternativos, é, portanto, ser meio suporte para a formação e fixação do biofilme responsável pela depuração da matéria orgânica e transformação da matéria nitrogenada (JORDÃO E PESSÔA, 2014; VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005).

Quanto ao sistema de distribuição do afluente ao filtro percolador, é importante que seja observada a uniformidade da taxa de aplicação em toda a superfície do filtro, ao longo do braço distribuidor, visando a aplicação da mesma vazão por metro quadrado em qualquer ponto da superfície do filtro. No projeto do sistema de distribuição, pode-se adotar, por exemplo, aspersores diferentemente distanciados ao longo do braço, ou orifícios com variação de diâmetro, objetivando a manutenção da mesma taxa de aplicação em qualquer ponto da superfície do filtro (METCALF & EDDY, 2003).

A aplicação uniforme da vazão afluente por área pode ser verificada por meio de um teste em que são colocados recipientes de igual volume em diferentes pontos da superfície do filtro. Após posicionados

todos os recipientes, a distribuição do afluente é iniciada e, após um intervalo de tempo pode ser feita a verificação do volume que contém cada recipiente. O volume retido em todos os recipientes distribuídos aleatoriamente na superfície do filtro deve ser igual, indicando a uniformidade da aplicação do afluente (HENRICH e MAEGGRAFF, 2013).

Os filtros percoladores são classificados quanto à taxa de aplicação exercida. Nos filtros percoladores dimensionados para trabalhar em regime de baixa taxa, ou seja, menor vazão afluente por volume do filtro, ocorre baixa disponibilidade de matéria orgânica a ser digerida pelas bactérias, o que faz com que as bactérias se auto consumam, oferecendo maior eficiência do tratamento, controle do crescimento do biofilme e estabilização biológica. Já nos filtros de alta taxa, uma carga orgânica maior é aplicada por volume do filtro, formando excesso de lodo não estabilizado (METCALF & EDDY, 2003). As diferenças teóricas entre as combinações de baixa taxa e alta taxa, em pedra brita ou em meio suporte plástico, estão apresentadas no Quadro 2 a seguir.

QUADRO 2 - CARACTERÍSTICAS DE PROJETO E OPERAÇÃO DE FILTROS PERCOLADORES

Tipo do filtro e objetivo quanto à nitrificação	Baixa taxa (nitrifica)	Intermediária (nitrifica parcial)	Alta taxa (não nitrifica)	Alta taxa (não nitrifica)
Meio suporte	Pedra brita	Pedra brita	Pedra brita	Plástico
Taxa de aplicação superficial ou carga hidráulica (m ³ /m ² .d)	1,0 - 4,0 ⁽¹⁾ < 5,0 ^(2, 3) 1,0 - 3,6 ⁽⁴⁾	4,0 - 10,0 ^(1, 2, 3) 3,6 - 9,4 ⁽⁴⁾	10,0 - 40,0 ^(1, 6) 10,0 - 50,0 ⁽²⁾ < 50,0 ⁽³⁾ 9,4 - 36,6 ⁽⁴⁾	10,0 a 75,0 ^(1, 6) ^(2, 3)
Carga orgânica volumétrica em termos de DBO ₅ (kg/m ³ .d)	0,07 - 0,22 ⁽¹⁾ < 0,3 ^(2, 3) 0,1 - 0,2 ⁽⁴⁾ < 0,4 ⁽⁵⁾	0,24 - 0,48 ⁽¹⁾ 0,2 - 0,5 ⁽²⁾ 0,3 - 0,5 ⁽⁴⁾ > 0,64 ⁽⁵⁾	0,4 - 2,4 ^(1, 6) < 1,2 ^(2, 3) 0,4 - 1,8 ⁽⁴⁾ 0,64 - 1,6 ⁽⁵⁾	0,6 - 3,2 ^(1, 6) < 3,0 ^(2, 3)
Altura útil (m)	1,8 - 2,4 ⁽¹⁾ 1,5 - 3,0 ⁽²⁾	1,8 - 2,4 ⁽¹⁾ 1,5 - 2,5 ⁽²⁾	1,8 - 2,4 ^(1, 6) 1,5 - 2,5 ⁽²⁾	3,0 - 12,2 ^(1, 6) 4,0 - 12,0 ⁽²⁾
Remoção de DBO ₅ (%)	80 - 90	50 - 80	50 - 90	60 - 90

FONTE: Adaptado de ⁽¹⁾ METCALF & EDDY (2003); ⁽²⁾ JORDÃO E PESSÔA (2014); ⁽³⁾ ABNT (2011); ⁽⁴⁾ WEF (1992); ⁽⁵⁾ WEF (2000)

Nota: ⁽⁶⁾ Aeração forçada (METCALF & EDDY, 2003)

Após o filtro percolador, o efluente segue para a etapa de decantação secundária. Parte do efluente do filtro e parte do lodo formado no decantador secundário podem ser recirculados, visando à melhoria da qualidade do efluente final. A matéria orgânica recirculada é portadora

de material biologicamente ativado por mais de uma vez, oferecendo ao filtro biológico uma variedade maior de microorganismos ao longo da profundidade do meio suporte. A vazão recirculada dilui e homogeneiza a vazão afluyente ao filtro biológico, favorecendo aqueles casos em que há variações de vazão, carga e concentração ao longo do dia, proporcionando um afluyente mais uniforme e evitando problemas como colmatação do meio suporte e presença de larvas e moscas. O esgoto tende a permanecer mais fresco, reduzindo a formação de espuma e odores no tratamento primário. Por outro lado, a recirculação representa custos adicionais em função do recalque da vazão a ser recirculada, e exige maiores volumes das unidades de tratamento (JORDÃO E PESSÔA, 2014; VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005).

Conforme o objetivo do tratamento, o filtro percolador pode ser dimensionado por métodos diferentes e com parâmetros e critérios variados. Para o desbaste de DBO_5 entre 40 e 100 mg/L, utiliza-se o filtro percolador de alta taxa e o dimensionamento é desenvolvido apenas com o cálculo da taxa aplicada, superior a 1,5 kg/m³.d. Para a remoção total da DBO_5 , entre 10 e 20 mg/L e para que ocorra a nitrificação parcial, com NH_4^+ inferior a 15 mg/L, utiliza-se a Equação de Velz e as Equações de Velz e Gujer & Boller, respectivamente. Para esses casos supracitados, estima-se consumo de energia de até 0,15 kWh/m³. Já para a nitrificação total, com concentração de NH_4^+ entre 1,0 e 2,0 mg/L, o dimensionamento é realizado pelos métodos de Velz e Gujer & Boller, sendo a estimativa de consumo de energia entre 0,2 e 0,3 kWh/m³, para estágio único ou duplo (HENRICH e MAEGGRAFF, 2013).

Sistemas com filtros percoladores podem ser concebidos em diferentes configurações, permitindo adição de estágios de nitrificação e desnitrificação, comparativamente a sistemas de lodos ativados, podendo atingir concentrações de DBO_5 de 5,0 mg/L e de NH_4^+ inferiores a 2,0 mg/L (HENRICH e MAEGGRAFF, 2013).

LODOS ATIVADOS

O processo de tratamento por lodos ativados é constituído por um tanque de reação em que microrganismos responsáveis pelo tratamento

permanecem em suspensão em ambiente aerado. Assim como para os filtros percoladores, após o reator aeróbio de um sistema de lodos ativados é necessária unidade de decantação ou sedimentação. O processo é dimensionado para que ocorra a recirculação de parte do lodo formado no decantador secundário, fazendo com que o tempo de detenção desse material no processo de tratamento seja maior, aumentando o tempo de atuação dos microrganismos, mantendo o material biológico ativo por mais tempo (METCALF & EDDY, 2003). Os sistemas de lodos ativados podem ser complementados por processos físicos, biológicos e químicos, a montante ou a jusante, conforme a qualidade do efluente final exigida.

A utilização de sistemas de lodos ativados se deu desde o início do século XX. Os reatores de lodos ativados podem ser do tipo fluxo pistonado, mistura completa ou batelada sequencial. O reator de lodos ativados de fluxo pistonado foi largamente utilizado entre 1920 e 1970, sendo sua principal característica a grande relação entre comprimento e área, de, pelo menos, 10:1. Já o reator de lodos ativados de mistura completa foi desenvolvido para permitir maior diluição do efluente final, sendo bastante utilizado entre as décadas de 70 e 80 a configuração de mistura completa em um estágio. Para aplicações em que era necessária a nitrificação do efluente, projetava-se sistemas de dois estágios, sendo o primeiro estágio dimensionado para remoção da carga orgânica e o segundo, para remoção do nitrogênio amoniacal (METCALF & EDDY, 2003).

Os regimes hidráulicos e a geometria dos reatores de lodos ativados de fluxo pistonado e de mistura completa são bem diferentes. Enquanto as concentrações de DBO₅, DQO, NH₄⁺ e sólidos em suspensão variam bastante ao longo do tanque de fluxo pistonado, seção por seção, no reator de mistura completa o volume tende a ser homogêneo (METCALF & EDDY, 2003).

Por fim, o reator de lodos ativados em batelada sequencial começou a ser utilizado no final da década de 70, inicialmente para tratamento de esgoto de pequenas comunidades ou com características de geração intermitente, e atualmente também em grandes centros urbanos. O reator em batelada sequencial envolve a utilização de um

único tanque em que ocorrem todas as etapas do processo de lodos ativados, dispensando uma unidade de decantação secundária a jusante (METCALF & EDDY, 2003).

A Figura 4 apresenta um fluxograma simplificado de uma estação de tratamento de esgoto composta por sistema de lodos ativados.

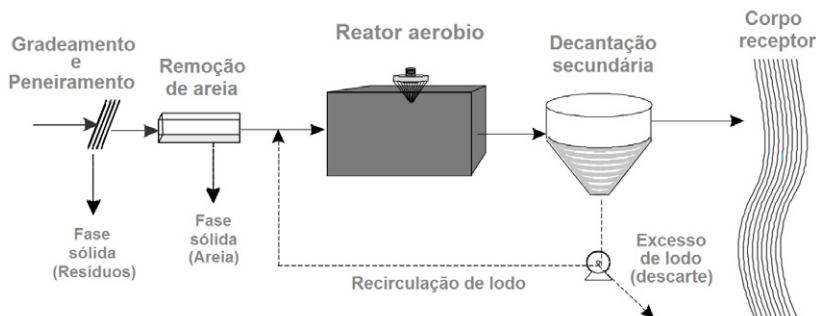


FIGURA 4 – SIMPLIFICADO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM LODOS ATIVADOS

FONTE: Adaptado de VON SPERLING e CHERNICHARO (2005)

Os reatores de mistura completa apresentam elevada capacidade de diluição de cargas tóxicas, sendo por isso bastante difundidos. Por sua vez, os reatores de fluxo pistonado apresentam maior complexidade de projeto e operação, mas são adaptáveis para diferentes manobras de operação. Por fim, os reatores sequenciais em batelada são simplificados e permitem construção modular e operação flexível. Por outro lado, o controle do processo é mais complicado e as variações de vazão e concentração podem afetar o tratamento. Por esse motivo, os sequenciais em batelada exigem etapa de equalização a montante (METCALF & EDDY, 2003).

Os sistemas de lodos ativados também são classificados quanto à idade do lodo, ou seja, quanto ao tempo de permanência do lodo no sistema. Esse parâmetro operacional é o mais importante, pois indica o tempo médio de permanência de lodo no sistema, definido como uma razão entre a massa de sólidos no tanque de aeração e os sólidos removidos diariamente (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999, METCALF & EDDY, 2003).

Dentre os diferentes parâmetros que definem os variados processos de lodos ativados, o processo convencional é definido por ter idade do lodo entre 3 e 15 dias, enquanto o processo de aeração prolongada demanda entre 20 e 40 dias de idade do lodo (JORDÃO E PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2003). A idade do lodo é o parâmetro mais importante para um sistema de lodos ativados, pois indica o tempo médio que o lodo permanece no sistema, ou seja, que uma partícula permanece em tratamento, determinando a qualidade final do efluente, são só em relação à remoção de matéria orgânica, mas também em relação à nitrificação, e a qualidade do lodo, podendo ser estabilizado e de fácil sedimentação para idades de lodo maiores (JORDÃO E PESSÔA, 2014; VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

A ABNT (2009) indica uma relação entre temperatura e idade do lodo mínima para que ocorra a nitrificação em sistemas de lodos ativados convencionais e lodos ativados para pós tratamento de reatores anaeróbios, conforme mostra o Quadro 3 abaixo.

QUADRO 3 - IDADE DO LODO MÍNIMA PARA NITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL E PARA PÓS TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS

Temperatura (°C)	Idade do lodo mínima para nitrificação	
	LA convencional	LA Pós tratamento de reator anaeróbio
15	8	20
20	5	10
25	3	7

FONTE: ABNT (2009)

Nota: LA (lodos ativados)

A relação alimento e microorganismo “A/M” constitui outro parâmetro importante que mede a razão entre o alimento disponível no afluente e os microorganismos presentes no tanque de aeração, sendo recomendado 0,7 a 1,1 kg de DBO aplicado para cada kg de SSVTA por dia para sistemas de alta taxa, 0,2 a 0,7 para sistemas convencionais e valores inferiores a 0,15 para sistemas de aeração prolongada (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

O Quadro 4 apresenta as faixas indicadas pela literatura para os

parâmetros de projeto e taxas de operação mais importantes que definem a eficiência de um sistema de lodos ativados, de forma geral.

QUADRO 4 - CARACTERÍSTICAS GERAIS POR TIPO DE SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

Processo	Tipo do Reator	Tempo de retenção de sólidos (TRS) (d)		Relação (A/M) (kgDBO/kgSSVLM.d)		Carga volumétrica (kg DBO/m ³ .d)		SSLM mg/L		tau total (h)	
Mistura completa	LACM	3	15	0,2	0,6	0,3	1,6	1500	4000	3	6
Aeração prolongada	LACM ou fluxo pistonado	20	40	0,04	0,1	0,1	0,3	2000	4000	20	30
Reator em batelada sequencial	Batelada	15	30	0,04	0,1	0,1	0,3	2000	5000	15	40
Fluxo pistonado convencional	Fluxo pistonado	3	15	0,2	0,4	0,3	0,7	1000	3000	4	8
Alimentação distribuída	Fluxo pistonado ou em estágios	3	15	0,2	0,4	0,7	1	1500	4000	3	5

FONTE: Adaptado de METCALF & EDDY (2016)

QUADRO 5 - PRINCIPAIS VANTAGENS E DESVANTAGENS POR TIPO DE SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

Processo	Vantagens	Desvantagens
Mistura completa	Processo comum e comprovado; Adaptável a vários tipos de afluente; Elevada capacidade de diluição e atenuação de cargas de choque ou tóxicas; demanda de O ₂ uniforme; projeto relativamente simples; adequado para todos os tipos de equipamentos de aeração.	Susceptível à formação de lodo volumoso com filamentosas.
Aeração prolongada	Efluente de elevada qualidade; Projeto e operação simples; Capacidade de tratamento de efluentes com carga altamente variável e cargas tóxicas intermitentes; Lodo estabilizado e baixa produção de biossólidos.	Consumo elevado de energia; reatores grandes; Bom para pequeno porte; Potencial de formação de lodo volumoso.
Fluxo pistonado convencional	Processo comprovado; Adaptável para muitos esquemas de operação incluindo alimentação distribuída; Projeto seletor e processos anóxico-aeróbio.	Projeto e operação para aeração + complexo; Difícil compatibilizar suprimento e demanda de O ₂ ; Operação + complexa.
Alimentação distribuída	Distribuição de carga para uma demanda de O ₂ + uniforme; Vazões de tempestades de chuva podem ser desviadas para o último passo minimizando a carga de sólidos no decantador; operação flexível; Adaptável para muitos esquemas operacionais, incluindo processos anóxicos-aeróbios.	Parcelas de vazão não são medidas e conhecidas em cada ponto; Projeto do processo e sistema de aeração + complexos.

FONTE: Adaptado de METCALF & EDDY (2016)

PARÂMETROS COMPARATIVOS ENTRE FILTRAÇÃO BIOLÓGICA E LODOS ATIVADOS

O processo de lodos ativados pode apresentar maior eficiência de tratamento e flexibilidade de operação, além de menor área ocupada, se comparado a processos de filtração biológica. Por outro lado, a operação de sistemas de lodos ativados é mais delicada e requer mão de obra mais especializada, demanda controle laboratorial completo e consome mais energia para o funcionamento do sistema, principalmente em função dos equipamentos para aeração dos tanques, além de automatizações necessárias para o bom funcionamento do sistema. Processos unitários de filtração biológica são de operação e manutenção mais simplificadas e demandam menos energia por operarem utilizando apenas aeração natural (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Enquanto processos de filtração biológica suportam de 175 a 875 g/m³.d em termos de DBO₅ aplicada, sendo a população equivalente de 5 a 25 hab/m³; os sistemas de lodos ativados suportam de 1.800 a 3.600 g/m³.d em termos de DBO₅ aplicada, sendo a população equivalente de 50 a 100 hab/m³. Os valores apresentados são para sistemas de baixa e alta capacidade, respectivamente, por m³ de filtro biológico ou m³ de tanque de aeração (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Jordão e Pessôa (2014) aponta vantagens e desvantagens quando compara sistemas de lodos ativados com sistemas de filtros biológicos. Enquanto os lodos ativados podem apresentar maior eficiência de tratamento, maior flexibilidade de operação e menor área ocupada em relação aos filtros, a operação de sistemas de lodos ativados é mais delicada e exige completo conhecimento da tecnologia e dos equipamentos de automatização, além de representarem maiores custos de operação, principalmente devido ao maior número de operadores e à operação 24 horas exigida, quanto devido ao maior consumo de energia em função dos equipamentos de aeração forçada.

Quanto ao consumo de energia, sistemas de lodos ativados convencionais demandam de 1.200 a 1.700 kJ/m³ ou 0,333 a 0,472 kWh/m³ e sistemas com aeração prolongada, de 1.500 a 1.900 kJ/m³ ou 0,417 a 0,528 kWh/m³. Já para processos de filtração biológica com

biomassa aderida, estima-se o consumo de 700 a 1.200 kJ/m³ ou 0,194 a 0,333 kWh/m³ (WEF, 2002).

Para filtros percoladores com meio suporte plástico, que oferecem índices de vazios superiores a 97%, o consumo de energia necessário aproximado é entre 0,2 e 0,3 kWh/m³ para nitrificação total, ou seja, com concentração de NH₄⁺ inferior a 1,0 mg/L. Para nitrificação parcial, estima-se um consumo inferior a 0,15 kWh/m³ (HENRICH e MAEGGRAFF, 2013).

O Quadro 6 a seguir apresenta uma síntese dos parâmetros supracitados, comparando filtros percoladores e sistemas de lodos ativados.

QUADRO 6 - PARÂMETROS PARA COMPARAÇÃO ENTRE FILTROS PERCOLADORES E LODOS ATIVADOS

Objetivo	Filtro percolador		Filtro Percolador meio suporte plástico		Lodo Ativado convencional		Lodo Ativado aeração prolongada	
	Remoção de C e N (Baixa taxa)	Remoção de C (Alta taxa)	Nitrifica total	Nitrifica parcial	Baixa capacidade	Alta capacidade	Baixa capacidade	Alta capacidade
DBO aplicada (g m ³ d)	175 ⁽³⁾	875 ⁽³⁾	(4)	(4)	1.800 ⁽³⁾	3.600 ⁽³⁾	(4)	(4)
População equivalente (hab)	5 ⁽³⁾	25 ⁽³⁾	(4)	(4)	50 ⁽³⁾	100 ⁽³⁾	(4)	(4)
Consumo de energia (kJ m ³)	700 ⁽¹⁾	1.200 ⁽¹⁾	(4)	(4)	1.200 ⁽¹⁾	1.700 ⁽¹⁾	1.500 ⁽¹⁾	1.900 ⁽¹⁾
Consumo de energia (kWh m ³)	0,194 ⁽¹⁾	0,333 ⁽¹⁾	0,2 - 0,3 ⁽²⁾	~0,15 ⁽²⁾	0,333 ⁽¹⁾	0,472 ⁽¹⁾	0,417 ⁽¹⁾	0,528 ⁽¹⁾

FONTE: Adaptado de ⁽¹⁾ WEF (2002); ⁽²⁾ Henrich e Maeggraff (2013); ⁽³⁾ Jordão e Pessôa (2014).

Nota: ^(*) Não verificado na literatura clássica

O Quadro 7 a seguir mostra uma comparação qualitativa entre sistemas com filtros percoladores e sistemas de lodos ativados do tipo SBR (reator em batelada sequencial).

QUADRO 7 - COMPARAÇÃO ENTRE FILTROS PERCOLADORES DE BAIXA TAXA E SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS DO TIPO SEQUENCIAL EM BATELADA COM AERAÇÃO PROLONGADA

Sistema / Parâmetro comparativo	Filtro percolador de baixa taxa	SBR com aeração prolongada
Remoção de DQO e DBO5	Máximo possível	Máximo possível
Remoção de SST	Máximo possível	Máximo possível
Nitrificação	Máximo possível	Máximo possível
Desnitrificação	Pode ocorrer (para altas taxas de recirculação)	Com restrições (depende da relação C:N)
Eliminação de P "natural"	Pode ocorrer (para altas taxas de recirculação)	Com restrições (depende da relação C:N)
Produção de lodo	Baixo	Médio
Remoção de coliformes	Médio	Médio
Consumo de energia	Baixo	Elevado
Nível de operação	Médio	Elevado

FONTE: Adaptado de Hoffmann *et al.* (2007).

Nota: (!) Adicionado conforme funcionamento verificado em plantas de tratamento de esgoto com filtros percoladores com capacidade para desnitrificação e remoção biológica de fósforo parcial.

DESENVOLVIMENTO, MATERIAIS E MÉTODOS

A fim de discutir a capacidade de nitrificação em processos de tratamento de esgoto com filtros percoladores e com sistemas de lodos ativados a partir de estudos anteriores, o presente trabalho reuniu dados e resultados de publicações que apresentam parâmetros de projeto, taxas de operação e eficiências obtidas em sistemas compostos por estas duas tecnologias.

A busca foi realizada em três plataformas de artigos científicos disponíveis. A SciELO, o Google Acadêmico e o banco de dados online dos últimos 3 Congressos Brasileiros de Engenharia Sanitária e Ambiental (CBESA) promovidos pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). As palavras-chave utilizadas foram “filtros percoladores”, “lodos ativados”, “nitrificação”, “esgoto”, “*trickling filter*”, “*activated sludge*”, “*nitrification*” e “*wastewater*”.

Para selecionar os artigos, foram considerados aqueles que tratam de experiências de tratamento de esgoto com filtros percoladores e com sistemas de lodos ativados, implantados de forma combinada entre si ou com outras tecnologias físicas, biológicas ou físico-químicas, tanto em plantas piloto quanto em estações de tratamento de esgoto em escala real, em diferentes países e diferentes condições climáticas.

Para auxiliar a organização e a seleção dos dados a serem utilizados para este estudo de revisão de literatura, foi elaborado um quadro resumo em que cada coluna representa uma publicação, experimento ou estudo de caso e cada linha apresenta dados de identificação da publicação e do experimento, parâmetros de projeto, taxas de operação, caracterização de afluente e efluente da tecnologia avaliada em termos de matéria orgânica, sólidos totais e nitrogênio nas suas diferentes formas, e eficiências obtidas.

As variáveis analisadas nas publicações inicialmente selecionadas são as seguintes: carga orgânica volumétrica aplicada para DQO e DBO₅ (kg/m³.d), carga hidráulica ou taxa de aplicação superficial (m³/m².d) no filtro percolador e no decantador secundário, tempo de detenção hidráulica (h), vazão (L/s ou outra variação), taxa de recirculação (adimensional), material utilizado como meio suporte do filtro percolador (pedra ou plástico), área superficial específica do meio suporte (m²/m³), índice de vazios (%), volume útil das unidades (m³), dimensões das unidades de tratamento (altura útil, largura e comprimento ou diâmetro do tanque, área superficial), idade do lodo, índice volumétrico de lodo, e caracterização do esgoto afluente e efluente em termos de DQO, DBO₅, SST, NH₄⁺, NO₃⁻, NTK e eficiências médias.

Por terem diferentes objetivos e métodos, cada publicação levantada apresenta diferentes variáveis e parâmetros analisados, de forma que não é possível preencher e comparar todas as variáveis supracitadas para cada experimento ou estudo de caso.

Considerando esta limitação para realizar a comparação das variáveis entre todos os experimentos apresentados nas diferentes publicações, optou-se por analisar os resultados obtidos pelos diferentes estudos e apresentar uma discussão dos dados abordando os parâmetros de projeto e as taxas de operação praticadas e relacionando estas variáveis às eficiências obtidas para remoção de DQO, DBO₅, NTK, nitrogênio amoniacal e por produção de nitrato, dependendo das variáveis consideradas em cada publicação, utilizando alguns estudos de caso para exemplificar cada discussão.

Assim, para selecionar quais artigos fariam parte da composição deste estudo de revisão de literatura, foram priorizados aqueles que

continham análise de concentração afluente e efluente de matéria orgânica em termos de DQO e DBO₅ e nitrogênio em termos de NH₄⁺, NTK e NO₃⁻, possibilitando avaliar a eficiência do tratamento.

Após analisar as publicações e os dados a partir destes critérios, buscou-se relacionar as eficiências obtidas aos parâmetros de projeto e às taxas de operação, quando citadas pelos autores.

Considerando que tanto os filtros percoladores quanto os tanques de lodos ativados são normalmente empregados com outras tecnologias de tratamento de esgoto a montante ou a jusante a fim de atingir a qualidade do efluente final desejada, este levantamento de publicações também considera tais variações e peculiaridades de cada planta piloto ou estação de tratamento de esgoto em escala real, descrevendo sucintamente a combinação de tecnologias utilizadas, componentes em cada estudo de caso ou experimento utilizado para exemplificar cada abordagem analisada.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As discussões elaboradas a seguir trazem os resultados obtidos nos diversos experimentos e estudos de caso analisados, relacionando os parâmetros de projeto e as taxas operacionais praticadas com as eficiências obtidas para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

QUANTO À CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA APLICADA E À CARGA HIDRÁULICA OU TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL EM FILTROS PERCOLADORES

Em experimentos realizados em protótipos de filtro percolador com meio suporte plástico no México (S. Reyes-Lara y R. Reyes-Mazzoco, 2009) foram aplicadas cargas orgânicas volumétricas variando de 4,5 a 8,5 kg/m³.d, em termos de DQO, e carga hidráulica entre 0,65 e 2,2 m³/m².d. Sendo a DQO afluente entre 2.115 e 3.814 mg/L, as eficiências obtidas foram entre 59 e 34%. Estimando uma relação de DQO/DBO₅ aproximada a 2,0 e comparando as cargas orgânicas volumétricas aplicadas com as recomendadas para o dimensionamento de filtros percoladores, em

três dos quatro experimentos as cargas foram superiores às indicadas para um filtro percolador de alta taxa, sem capacidade para nitrificação. Para o projeto de um filtro percolador com meio suporte em pedra brita, por exemplo, recomenda-se, no máximo $3,0 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ para filtro de alta taxa, sendo que quando é necessária a nitrificação, adota-se filtros de baixa taxa, com carga orgânica volumétrica de até $0,33 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$. Já as cargas hidráulicas aplicadas nesse estudo estão dentro da faixa para filtros percoladores de baixa taxa, entre $1,0$ e $4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, com possibilidade de nitrificação. A baixa eficiência apresentada por estes protótipos para a remoção de matéria orgânica é devida à alta carga orgânica aplicada, aproximada à carga máxima sugerida pela literatura para quando se deseja apenas a remoção de matéria orgânica entre 60 e 90%, sem objetivo de nitrificação.

Um outro estudo realizado no Brasil (Nascimento, 2001) avaliou um protótipo de filtro percolador em 8 condições diferentes, variando cargas orgânicas volumétricas de $0,9$ a $5,6 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$, em termos de DBO_5 . As cargas hidráulicas aplicadas foram de $3,4$ a $30,6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. As eficiências em termos de DBO_5 variaram de 66 a 39% e a concentração de nitrato NO_3^- aumentou entre 98 e 31% entre afluente e efluente do sistema avaliado, indicando nitrificação total e parcial nos experimentos. Para o caso em que a carga orgânica de DBO_5 aplicada foi de $0,3 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$, indicada para filtros percoladores de baixa taxa, com remoção de 80 a 90% de DBO_5 e ocorrência de nitrificação, a eficiência de remoção de DBO_5 foi de apenas 66%. Este experimento não avaliou a remoção de nitrogênio amoniacal, mas sim a produção de nitrato, sendo que a presença de nitrato foi aumentada em 98%, indicando nitrificação parcial. A eficiência ainda baixa para estes dois parâmetros pode indicar pouco tempo de operação do protótipo e pode ser relacionada ao insuficiente intervalo de tempo para completa formação e estabilização biológica do biofilme no protótipo. As demais cargas orgânicas aplicadas foram superiores, semelhantes às recomendadas para projetar filtros percoladores de alta taxa, quando se deseja remoção de DBO_5 entre 50 e 90%, sem capacidade para nitrificação. Foram verificadas eficiências entre 71 e 49% para remoção de DBO_5 e produção de nitrato variada, sendo a presença de nitrato inversamente proporcional ao aumento da carga orgânica aplicada.

Outro estudo realizado com protótipos no Brasil (Almeida, 2007) observou as eficiências obtidas em um protótipo de filtro percolador como pós tratamento de reator anaeróbio, com variações de carga orgânica volumétrica e taxa de aplicação superficial, concluindo que para 0,20 a 0,24 kg/m³.d de DBO₅ aplicada, a uma taxa de aplicação de 10 m³/m².d, ocorreu nitrificação em todos os experimentos realizados. Estes resultados confirmam o que a literatura sugere como limite 0,33 kg/m³.d de DBO₅ de carga orgânica volumétrica aplicada para filtros de baixa taxa, com capacidade de nitrificação, e até 10 m³/m².d de carga hidráulica para filtros de taxa intermediária, com expectativa de nitrificação parcial. Já para 0,4 kg/m³.d de DBO aplicada e carga hidráulica de 20 m³/m².d, valores indicados para filtros de alta taxa, sem capacidade de nitrificação, apenas 10% das análises apresentaram efluente com concentração de nitrogênio amoniacal inferior a 20 mg/L.

Medeiros (2011) aplicou diferentes cargas orgânicas volumétricas e taxas de aplicação superficial em um protótipo de filtro percolador precedido de sistema de lagoas anaeróbia e facultativa. O protótipo foi concebido com uma divisória vertical de forma que metade do volume do filtro foi preenchido com pedra brita de 4 a 8 cm e a outra metade com meio suporte plástico randômico. O estudo analisou principalmente a remoção de nitrogênio amoniacal. As cargas orgânicas volumétricas aplicadas foram de 0,06, 0,09, 0,12 e 0,15 kg/m³.d em termos de DBO₅, todas dentro da faixa recomendada para filtros de baixa taxa. Já as taxas de aplicação superficial foram de 4,2, 5,0, 7,6 e 13,3 m³/m².d, sendo o limite máximo de 4,0 recomendado para filtros de baixa taxa, entre 4,0 a 10,0 para filtros de taxa intermediária e acima de 10,0 m³/m².d para filtros de alta taxa. Pode-se afirmar então que as cargas orgânicas volumétricas aplicadas neste protótipo foram equivalentes a filtros de baixa taxa, enquanto as cargas hidráulicas aplicadas equivaleram à faixa recomendada para filtros percoladores de taxa intermediária e alta taxa. O estudo verificou eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal entre 82 e 63% para o efluente que percolou o meio suporte em pedra brita, sendo que a eficiência diminuiu conforme o aumento da carga orgânica volumétrica e o aumento da taxa de aplicação superficial. Já para o volume com meio suporte em plástico randômico, para a primeira situação com 0,06 kg/m³.d de DBO e 4,2 m³/m².d, a eficiência

de remoção de nitrogênio amoniacal foi baixa, de 47%. Já para as taxas equivalentes a um filtro percolador intermediário sugeridas pela literatura, de 0,09 a 0,12 kg/m³.d e 5,0 a 7,6 m³/m².d, a parte do filtro preenchida pelo meio suporte plástico apresentou eficiência de 61%, enquanto o meio suporte em pedra brita variou de 69 a 54%. O estudo indicou que para filtros percoladores de baixa taxa, o meio suporte em pedra brita é mais eficiente que o meio suporte plástico randômico e que isso pode ser relacionado à eficiência de molhamento do meio suporte e às diferentes rugosidades dos materiais utilizados como meio suporte, itens discutidos a seguir, no item abaixo.

QUANTO À ÁREA SUPERFICIAL ESPECÍFICA E AO ÍNDICE DE VAZIOS DE DIFERENTES MATERIAIS PARA MEIO SUPORTE DE FILTROS PERCOLADORES

Os estudos de Almeida (2007) e Medeiros (2011) apontam que a pedra brita apresenta resultados mais satisfatórios se comparados aos resultados obtidos com meio suporte plástico randômico quanto à remoção de matéria orgânica e nitrogênio para filtros percoladores de baixa taxa. Por outro lado, aumentando a carga orgânica aplicada e a taxa de aplicação superficial, os meios suportes plásticos oferecem mais eficiência em relação à pedra brita. A baixa eficiência do meio plástico em relação à pedra brita em filtros de baixa taxa pode ser devida à rugosidade dos materiais e ao tempo de formação e fixação do biofilme. Enquanto a pedra apresenta mais rugosidade, favorecendo a aderência do biofilme na superfície, materiais plásticos tendem a ser menos rugosos, dificultando a fixação do biofilme para baixas taxas de aplicação, podendo inclusive perder biofilme no efluente em função da dificuldade de fixação do mesmo na superfície plástica.

O estudo de Medeiros (2011) aplicou diferentes cargas orgânicas volumétricas em um protótipo de filtro percolador com 4 m de altura útil, dividido em 2 volumes, sendo metade do filtro preenchido com pedra brita de granulometria entre 4 e 8 cm, com área superficial específica estimada em 70 m²/m³, e a outra metade preenchida com meio suporte plástico randômico, com área específica de aproximadamente 100 m²/m³. Ao aplicar cargas orgânicas volumétricas equivalentes à operação

de filtro percolador em baixa taxa, de 0,25 a 0,63 kg/m³.d de DQO ou 0,06 a 0,15 kg/m³.d de DBO₅, o estudo analisou, entre outros aspectos, a eficiência de molhamento para os dois materiais utilizados como meio suporte. Para a pedra brita, a eficiência de molhamento verificada foi entre 35 e 66%, enquanto para o plástico, entre 27 e 50%, aumentando proporcionalmente de acordo com a variação da carga orgânica aplicada, indicando que a pedra brita, apesar de oferecer menor área superficial específica, tende a apresentar melhor aproveitamento da área superficial disponível, considerando a facilidade de fixação do biofilme na superfície mais rugosa. A partir dos resultados de eficiência de molhamento apresentados por Medeiros (2011), pode-se sugerir ainda que, se, por um lado a área superficial disponível do plástico randômico é cerca de 43% maior que a da pedra brita, de 70 para 100 m²/m³, o aproveitamento efetivo da área superficial da pedra brita foi superior ao do plástico randômico. É possível estimar que para operar filtros percoladores em regime de baixa taxa, a diferença entre a biomassa atuante em filtros percoladores com pedra brita e a biomassa atuante em filtros percoladores com meio suporte plástico randômico não é apenas a diferença entre os valores de área superficial específica, de 70 para 100 m²/m³, ou seja, de 43%, mas sim pode ser estimada em cerca de apenas 8 a 10%, com base nos valores obtidos de eficiência de molhamento da superfície nos meios filtrantes. Ressalta-se que estas condições se deram para um filtro percolador em início de operação.

O molhamento da área superficial proporciona condições para a formação de biofilme e fixação no meio suporte. Neste mesmo estudo, Medeiros (2011) verificou que a velocidade de formação do biofilme na pedra brita foi significativamente maior se comparada à do meio suporte plástico. Isso deve-se principalmente à rugosidade da superfície da pedra ser maior em relação à da superfície plástica, facilitando a fixação do biofilme em formação. Estudos como o de Almeida *et al.* (2011), entre outros, também relatam o mesmo sub aproveitamento da área superficial específica do meio suporte plástico para filtros percoladores operando em baixa taxa, concluindo que para filtros percoladores de baixa taxa, o meio suporte em pedra brita oferece maior eficiência em relação a meio suporte plástico.

A literatura apresenta parâmetros de projeto e taxas de operação para filtros percoladores, para baixa, média e alta taxa, sendo que para todas as taxas são apresentadas faixas de valores para meio suporte em pedra, enquanto apenas para filtros de alta taxa são apresentados valores para meio suporte plástico, indicando que a literatura clássica não definiu tais faixas de parâmetros de projeto e taxas de operação para filtros com meio suporte plástico operando em regime de baixa taxa.

Considerando a forma como são dispostas as peças plásticas randômicas, este material fica sujeito à colmatção e formação de caminhos preferenciais tanto quanto o meio suporte em pedra brita, bem como fica sujeito à limitação de altura do meio suporte, sendo o ganho de área específica uma das principais vantagens desse material. Considerando ainda as limitações do material plástico randômico, foram desenvolvidos módulos plásticos estruturados, sendo formado por lâminas plásticas com ranhuras, soldadas entre elas, de modo a formar canaletas inclinadas a 60º que se cruzam e se comunicam entre si ao longo da altura do módulo estruturado e, conseqüentemente, ao longo do filtro. Esta estrutura permite maior uniformidade da distribuição do efluente, eliminando o problema de baixa eficiência de molhamento verificado no meio suporte plástico randômico, e maior circulação de ar, já que o índice de vazios é superior a 97%, permitindo elevar a altura útil do filtro a até 12,0 m.

Henrich e Margraff (2013) e Seeger (2016) analisaram diferentes filtros percoladores em escala real, em diferentes países e regiões climáticas como Georgia, Namíbia, Nicaragua e Emirados Árabes. Nos estudos de caso realizados nas estações de tratamento de esgoto em escala real, os filtros percoladores em operação já apresentavam problemas de colmatção do meio suporte em pedra brita, motivando a troca do material por meio suporte plástico estruturado. A troca objetivou ainda o aumento da eficiência a partir do aumento da área superficial específica oferecida pelo meio suporte plástico, passando de 40 a 80 m²/m³, estimado para a pedra brita, para de 100 a 240 m²/m³ para o meio suporte plástico estruturado de fluxo cruzado. Nos casos apresentados, os módulos plásticos estruturados adotados ofereciam as áreas específicas de 100 e 150 m²/m³, sendo as cargas

aplicadas de 0,5 a 1,44 kg/m³.d para DBO₅ e cerca de 0,5 kg/m³.d para NTK. As eficiências obtidas são da ordem de 70,0 a 90,0% para a remoção de DQO e superiores a 92,0% para o nitrogênio amoniacal, chegando à concentração de 0,5 mg/L de NH₄⁺ no efluente final. Para estes casos, apesar das cargas aplicadas serem recomendadas para filtros de alta ou média taxa, ocorreu a nitrificação, com alta remoção de nitrogênio amoniacal. Esta diferença entre as taxas de literatura e as taxas aplicadas com ocorrência da nitrificação deve-se ao meio suporte plástico implantado, indicando que é necessário estabelecer faixas para filtros percoladores com meio suporte plástico estruturado estimulando a capacidade de nitrificação, da mesma forma como são apresentadas as faixas para filtros de baixa, média e alta taxa com meio suporte em pedra.

Gomiero (2016) também avaliou filtros percoladores em escala real no Brasil, operando com pedra brita e, posteriormente, com meio suporte plástico estruturado. Além da colmatção do meio suporte em pedra brita, a troca do meio suporte para o plástico estruturado de fluxo cruzado foi motivada pela facilidade operacional e necessidade de melhorar a qualidade do efluente final. O aumento de área específica do meio suporte de 40 a 80 m²/m³ para 150 m²/m³ é significativo para o aumento da eficiência do tratamento, além de oferecer maior índice de vazios e, conseqüentemente, menos colmatção e prevenção quanto à formação de caminhos preferenciais. O índice de vazios do meio suporte plástico, superior a 97%, permite maior entrada e circulação de ar no sistema, fornecendo mais oxigênio para a realização das reações químicas que compõem a etapa de nitrificação, de forma natural, sem gastos com aeração forçada. Os resultados mostram que quando o meio suporte era a pedra brita, o efluente apresentava 153 mg/L de DQO, 57 mg/L de DBO₅ e 47 mg/L de nitrogênio amoniacal. Os resultados após a troca do meio suporte para plástico estruturado de fluxo cruzado são de 90 mg/L de DQO, 28 mg/L de DBO₅ e 36 mg/L de nitrogênio amoniacal, apontando melhoria de 41 e 50% para remoção de DQO e DBO₅, e 23% de aumento da nitrificação parcial, lembrando que o objetivo dos filtros neste caso é apenas a remoção de matéria orgânica. Para atingir metas futuras de melhoria do efluente em termos de matéria orgânica e de nitrogênio, seria necessário ainda aumentar a

altura útil dos filtros ou implantar unidades específicas para promover apenas a nitrificação a jusante das unidades atualmente em operação.

QUANTO À IDADE DO LODO E ÍNDICE VOLUMÉTRICO DO LODO EM SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS

Sistemas de lodos ativados com desnitrificação a montante e remoção biológica de fósforo, nas configurações “Bardenpho” e “UTC”, foram testados por Silva Filho (2009). A remoção de matéria orgânica obtida para idade do lodo de 15 ou 20 dias foi sempre superior a 90,0%, sendo percebidas diferenças inferiores a 1,0% entre os experimentos com idade do lodo iguais a 15 e iguais a 20 dias. Neste sentido, pode-se indicar que para idade do lodo acima de 15 dias, já são obtidos resultados satisfatórios quanto à remoção de matéria orgânica para lodos ativados nas configurações “Bardenpho” e “UTC”.

Quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, para estes mesmos sistemas de lodos ativados avaliados por Silva Filho (2009), para idade do lodo de 15 dias, a eficiência média foi de 99,0%, enquanto para idade do lodo igual a 20 dias, a eficiência foi de 96,0%

Já quanto à remoção de nitrato, foram verificadas diferenças significativas para as configurações “Bardenpho” e “UTC” e para a variação da idade do lodo de 15 ou 20 dias. No sistema “Bardenpho”, para idade do lodo de 15 dias foi percebida a remoção de 95,0% de nitrato, enquanto para idade do lodo de 20 dias, 86,0%, sugerindo que a idade do lodo igual a 15 dias é suficiente para remoção de matéria orgânica e mais vantajosa para remoção de nitrato para esta configuração de sistema de lodos ativados. Já para a configuração “UTC”, a relação foi direta. Ao aumentar a idade do lodo de 15 para 20 dias, a remoção de nitrato aumentou de 69,0% para 83,0%.

Quanto ao índice volumétrico do lodo obtido nesse mesmo estudo, quanto maior a idade do lodo, menor o índice volumétrico do lodo, ou seja, melhor a sedimentabilidade e, conseqüentemente, a qualidade e estabilidade do lodo.

Um projeto piloto foi estudado por Cybis, Santos e Gehling (2004) dentro de uma ETE em escala industrial em operação no Brasil, sendo um

reator de lodos ativados do tipo sequencial em batelada ou *sequencial batch reactor* (SBR) cilíndrico de 1,5 m de altura e 0,8 m de diâmetro. O reator realizava 3 ciclos diários, cada um com 8 horas, para as etapas de enchimento, reação anaeróbia, reação anóxica, sedimentação e esvaziamento. A idade de lodo utilizada foi de 13 dias. Ainda que com baixa concentração de matéria orgânica no afluente, 257 mg/L de DQO e 25,3 mg/L de nitrogênio amoniacal, obteve-se remoção de 90% para ambos, sem adição de fonte de carbono externa. Neste caso, os resultados de eficiência para remoção de matéria orgânica e nitrogênio superaram as expectativas sugeridas em literatura, principalmente devido à diluição do afluente e à idade do lodo inferior a 15 dias. Estima-se ainda que a eficiência obtida no processo de nitrificação sem adição de carbono proveniente de fonte externa pode ser devida à matéria orgânica liberada no processo endógeno e à hidrólise de compostos orgânicos de degradação lenta, que mantém certa quantidade de carbono na mistura por mais tempo, justamente por ser de mais difícil degradabilidade.

OUTROS ESTUDOS COM LODOS ATIVADOS E EFICIÊNCIAS OBTIDAS

Al-Zboon e Al-Ananzeh (2008) estudaram uma estação de tratamento de esgoto em escala real de lodos ativados de aeração prolongada na Jordânia e obtiveram os seguintes resultados: 96% de eficiência para a remoção de DQO, 98% para DBO₅, 96% para sólidos totais e 99% para nitrogênio amoniacal.

Lamego Neto e Costa (2011) analisaram sistemas de lodos ativados com reator sequencial em batelada (SBR) no Brasil e obtiveram médias de eficiência de 81,7% e 92,5% para remoção de DQO e DBO₅ e cerca de 85,7% de remoção de nitrogênio amoniacal.

QUANTO À EFICIÊNCIA ENERGÉTICA EM FILTROS PERCOLADORES E LODOS ATIVADOS

O estudo de Henrich e Marggraff (2013) citado no item "Quanto à área superficial específica e ao índice de vazios de diferentes materiais para

meio suporte de filtros percoladores" analisou a energia necessária por carga de DQO removida e nitrificação obtida e a energia necessária por volume tratado com ocorrência de nitrificação. Para as ETEs avaliadas, foram obtidos os seguintes valores: 0,16 e 0,35 kWh/kg de DQO e 0,11 e 0,057 kWh/m³, respectivamente. Esses valores são significativamente inferiores aos indicados pela literatura para processos de filtração biológica, indicando que os filtros percoladores podem representar grande economia de energia se comparado a outros processos e filtração biológica com aeração forçada e sistemas de lodos ativados.

Silva e Rosa (2015), relacionam o consumo energético de sistemas com filtros percoladores e sistemas com lodos ativados, verificando o desempenho desejado ou obtido. Enquanto para filtros percoladores são apresentados os consumos de até 0,185 como "bom desempenho", entre 0,185 e 0,231 como "desempenho aceitável" e acima de 0,231 kWh/m³ quando o desempenho da unidade de tratamento é "ruim", para sistemas com lodos ativados, os números são maiores: de até 0,280 para "bom desempenho", de 0,280 a 0,350 para "desempenho aceitável" e acima de 0,350 kWh/m³ quando o desempenho é "ruim". De acordo com essas estimativas, sistemas de lodos ativados consomem cerca de 50% a mais de energia em relação a sistemas com filtros percoladores.

QUADRO RESUMO

O quadro resumo foi elaborado conforme descrito no item "desenvolvimento, materiais e métodos" deste estudo, com o objetivo de agrupar e comparar as informações obtidas na revisão de literatura. Todas as variáveis mais utilizadas nos estudos analisados foram dispostas no quadro. Quando o estudo de caso ou experimento não tratava de certa variável ou quando esta não foi significativa para a análise, consta " - " na célula correspondente. Por ser extenso, e, considerando que todas as variáveis consideradas estão listadas no item "desenvolvimento, materiais e métodos", bem como todos os resultados significativos estão apresentados e discutidos no item "resultados e discussões", o quadro resumo está apresentado no Apêndice FINAL deste estudo, sendo as colunas referentes às publicações e as linhas referentes aos parâmetros analisados nos estudos levantados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quanto à carga orgânica volumétrica aplicada e quanto à carga hidráulica ou taxa de aplicação superficial em filtros percoladores, alguns experimentos e estudos de caso aplicaram carga orgânica volumétrica correspondente à de um filtro percolador que opera em baixa taxa, porém com carga hidráulica correspondente a filtros intermediários ou de alta taxa, obtendo nitrificação parcial. Os estudos de caso e experimentos confirmam as faixas indicadas para filtros percoladores de baixa taxa, taxa intermediária e alta taxa apresentados na literatura.

Quanto à área superficial específica e ao índice de vazios de diferentes materiais para meio suporte de filtros percoladores, a literatura clássica aponta faixas de valores para parâmetros de projeto e taxas de operação de filtros percoladores com meio suporte plástico apenas para filtros operando em regime de alta taxa, não definindo valores para operar filtro com meio suporte plástico em baixa taxa. Diversos estudos relataram que para filtros percoladores de baixa taxa, o meio suporte em pedra brita é mais eficiente se comparado a meio suporte plástico, enquanto que para filtros percoladores de alta taxa, o meio suporte plástico passa a ser viável e apresenta boa eficiência, inclusive para remoção de nitrogênio amoniacal, o que não seria comum para meio suporte em pedra brita. Considerando o que expõe a literatura e considerando os resultados e conclusões apresentadas em diversos estudos publicados, seria interessante verificar quais seriam os valores para parâmetros de projeto e taxas de operação para filtros percoladores com meio suporte plástico operando em regime de baixa taxa.

As diferenças de viabilidade entre as opções de meio suporte em pedra brita ou plástico são devidas à área superficial específica e ao índice de vazios que cada material apresenta. Enquanto o meio suporte plástico oferece maior área superficial disponível para crescimento e fixação do biofilme, promovendo o aumento da eficiência de um filtro de alta taxa, nos filtros de baixa taxa essa diferença a maior de área pode acabar sendo subaproveitada, pois operando a baixas taxas de aplicação hidráulica e de carga orgânica, percebeu-se dificuldade do crescimento e fixação do biofilme na superfície plástica, notando-se

o baixo índice de molhamento, e, conseqüente a não formação e não fixação do biofilme em toda a área superficial. Para este cenário, pode-se ainda considerar e estimar o tempo necessário para que o biofilme se desenvolva e seja fixado em toda a área superficial da pedra brita e do material plástico.

Considerando o exposto, é necessário prever no dimensionamento a variável de área superficial específica oferecida pelo material utilizado como meio suporte, inclusive para o dimensionamento de remoção de matéria orgânica, buscando uma equação que considere a possibilidade de redução do volume útil dos filtros percoladores a partir da utilização de um material que apresente maior superfície específica, viabilizando, portanto, o investimento em meio suporte plástico em função da redução do volume útil do filtro.

Quanto aos sistemas de lodos ativados, há diversas configurações e combinações possíveis, de tal forma que para uma conclusão mais precisa quando se trata de comparação entre tecnologias de tratamento, seria mais conveniente avaliar cada configuração ou tipo de sistema de lodos ativados, evitando, assim, conclusões genéricas, haja vista a grande variação de taxas, eficiências e consumo energético. Ainda assim, em linhas gerais, considerando o que apresenta a literatura clássica e considerando resultados de experimentos e estudos de caso, é possível afirmar que quando se deseja um efluente com alta qualidade, deve-se considerar sistemas de lodos ativados como uma opção, sendo interessantes do ponto de vista da eficiência do tratamento, da robustez em relação a variações de vazão e carga aplicada, porém com necessidade de operação mais qualificada e mais numerosa e com alto consumo de energia em função da aeração forçada. Por outro lado, os filtros percoladores com meio suporte plástico têm apresentado alta eficiência para remoção de carga orgânica e de nitrogênio e, apesar de ser uma tecnologia que não suporta grandes variações de vazão e carga aplicada, é operacionalmente mais simples e com baixo consumo energético.

A partir do levantamento realizado neste estudo, foi possível relacionar os parâmetros de projeto e as taxas de operação sugeridas pela literatura para filtros percoladores e lodos ativados com os

parâmetros e as taxas utilizadas em experimentos e estudos de caso, considerando as respectivas eficiências obtidas em termos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Ressalta-se a lacuna identificada quanto à utilização de meio suporte plástico para filtros percoladores em regime de baixa taxa, sendo necessário atribuir faixas de parâmetros de projeto e taxas de operação para estes casos.

Para realizar uma comparação exata que aborde todos estes aspectos, sugere-se a elaboração de experimentos em escala piloto com diferentes configurações de filtros percoladores e lodos ativados, que utilizem o mesmo esgoto afluente, proveniente de uma mesma planta de tratamento e operando sob as mesmas condições climáticas. Para essas condições, é possível realizar comparações precisas quanto à eficiência para remoção de matéria orgânica e nitrogênio e quanto à eficiência energética e consumo energético por carga removida, considerando vazão afluente, vazão de recirculação, taxas de aplicação hidráulica, cargas volumétricas aplicadas e outros parâmetros de projeto e taxas operacionais.

Tecnologias empregadas		Decantador Primário + Filtro Percolador	Lagoa Anaeróbia + Filtro Percolador	Filtro Percolador (afluente sintético)				Filtro Percolador (afluente sintético)
Referência		Henrich e Margraff (2013)		S. Reyes-Lara y R. Reyes-Mazzoco (2009)				T.J. Muñoz Sanchez, R. Reyes-Mazzoco (2013)
Local		Namíbia	Geórgia	México				México
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DQO)	Kg/m ³ .d	-	-	8,51	5	4,51	5,01	-
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DBO)	Kg/m ³ .d	-	-	4,255	2,5	2,255	2,505	-
Carga hidráulica ou Taxa de aplicação superficial - T.AS no FP	m ³ /m ² .d	-	-	2,2	1,3	0,65	1,3	9,2 15,3 19,6
Taxa de aplicação volumétrica	hab	-	200.000	-	-	-	-	-
Equivalente populacional	L/hab.d	-	329	-	-	-	-	-
Vazão	L/d	-	-	33,84	20	10	20	-
Vazão	m ³ /d	-	65.800	-	-	-	-	-
Meio suporte		Plástico estruturado			Plástico estruturado			Plástico estruturado
Area sup específica	m ² /m ³	100	100			48,6		26
Indice de vazios	%	>97	>97			93,2		95
Volum	m ³	-	-	-	-	-	-	-
Area superficial	m ²	-	-	-	-	-	-	-
Asusp ^{sp} V	m ²	-	-	-	-	-	-	-
Diâmetro	m	-	-	-	-	0,14	-	0,20
Altura útil	m	-	-	-	-	0,55	-	0,79
DQO afluente	mg/L	950	197	2127,4	2114,8	3814,4	2120	395 374 384
DQO efluente	mg/L	240	33	1404,5	1168	2043,8	863	264 237 255
Remoção de DQO	%	74,74	83,25	33,98	44,77	46,42	59,29	66,84 63,64 66,41
DBO ₅ afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
DBO ₅ efluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Tecnologias empregadas		Decantador	Lagoa	Filtro Percolador (afluente sintético)				Filtro Percolador

Referência	Primário + Filtro Percolador		Anaeróbia + Filtro Percolador		(afluente sintético)
	Nambíbia	Geórgia	México	México	
Local					
Remoção de DBO ₅	%				
SST afluente	mg/L	-	-	-	-
SST efluente	mg/L	-	-	-	-
Remoção de SST	%				
NH ₄ afluente	mg/L	51	9,9	-	-
NH ₄ efluente	mg/L	4	0,5	-	-
Remoção de NH ₄	%	92,16	94,95		
NO ₃ afluente	mg/L	-	-	-	-
NO ₃ efluente	mg/L	-	-	-	-
Produção de NO ₃	%				
NTK afluente	mg/L	-	-	-	-
NTK efluente	mg/L	-	-	-	-
Remoção de NTK	%				

T.J. Muñoz Sanchez,
R. Reyes-Mazzoco
(2013)

S. Reyes-Lara y R. Reyes-Mazzoco (2009)

México

México

Geórgia

Nambíbia

Henrich e Marggraff (2013)

Tecnologias empregadas		Decantador Primário + Filtro Percolador	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Filtro Percolador				UASB + Filtro Percolador				
Referência	Local	Radebe et al. (2012)	Medeiros, M. (2011)				Almeida, P.G.S.; Chernicharo, C.A.L. (2007)				
		Africa do Sul	SP, Brasil				MG, Brasil				
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DQO)	Kg/m ³ .d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DBO)	Kg/m ³ .d	-	-	-	-	-	0,43	-	-	0,24	-
Carga hidráulica ou Taxa de aplicação hidráulica (TAH)	m ³ /m ² .d	-	4,2	6,4	8,5	4,2	6,4	8,5	20	10	-
(Taxa de aplicação superficial - TAS) no FP	m ³ /m ² .d	-	0,2	0,2	0,6	0,2	0,2	0,6	-	-	-
Taxa de aplicação volumétrica	hab	-	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	-	-	-
Equivalente populacional	L/hab.d	-	65.000				500				
Per capita	L/d	-	-				-				
Vazão	m ³ /d	-	-				68,6				
Recirculação	-	-	-				-				
Meio suporte	-	Brita 38-63mm (até 1,2m)	Brita 4-8mm				Plástico randômico				
	-	Brita 101-127mm (1,2m até o fundo)	-				-				
Área sup específica	m ² /m ³	-	70	-	-	100	-	-	55	220	80
Índice de vazios	%	-	-	-	-	-	-	-	60	95	98
Volume	m ³	814	2,26	-	-	2,26	-	-	2,16		-
Área superficial	m ²	452x4	0,565	-	-	0,565	-	-	0,87		-
Asusp ³ V	m ²	-	316,7	-	-	542,9	-	-	-		-
Diâmetro	m	-	1,2				-				
Tecnologias empregadas	-	Decantador	Lagoa Anaeróbia + Lagoa				UASB + Filtro Percolador				

Tecnologias empregadas		UASB + Filtro Percolador									
Referência		Nascimento, M.C.P. (2001)									
Local		MG, Brasil									
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DOO)	Kg/m ³ .d	0,9	1	1,7	1,6	2,1	2,7	3,7	5,6		
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DBO)	Kg/m ³ .d	0,3	0,7	0,8	0,9	0,8	1,4	2	3,9		
Carga hidráulica (Taxa de aplicação superficial - TAS) no FP	m ³ /m ² .d	3,4	6,8	10,2	13,6	13,6	17	20,4	30,6		
Taxa de aplicação volumétrica		-	-	-	-	-	-	-	-		
Carga hidráulica (Taxa de aplicação superficial) no DS	m ³ /m ² .d	3,4	6,8	10,3	13,7	13,7	17,1	20,4	30,6		
t/dh DS	h	1,05	0,53	0,35	0,26	1,5	1,2	1	0,67		
Equivalente populacional	hab	-	-	-	-	-	-	-	-		
Per capita	L/hab.d	-	-	-	-	-	-	-	-		
Vazão	L/d	-	-	-	-	-	-	-	-		
Vazão	m ³ /d	-	-	-	-	-	-	-	-		
Recirculação	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Meso suporte		-	-	-	-	-	-	-	-		
Área sup específica	m ² /m ³	-	-	-	-	-	-	-	-		
Índice de vazios	%	-	-	-	-	-	-	-	-		
Volume	m ³	-	-	-	-	-	-	-	-		
Área superficial	m ²	-	-	-	-	-	-	-	-		
Asusp ^s Y	m ²	-	-	-	-	-	-	-	-		
Diâmetro	m	-	-	-	-	-	-	-	-		
Altura útil	m	-	-	-	-	-	-	-	-		
DQO afluente	mg/L	234	131	143	100	128	136	155	156		
DQO efluente	mg/L	175	80	94	59	64	94	113	113		
Tecnologias empregadas		UASB + Filtro Percolador									

Referência	Nascimento, M.C.P. (2001)										
	Local	MG, Brasil									
Remoção de DQO	%	25,21	38,93	34,27	41,00	50,00	30,88	27,10	27,56		
DBO ₅ afluente	mg/L	166	149	122	134	98	101	108	130		
DBO ₅ efluente	mg/L	56	61	35	46	39	72	66	66		
Remoção de DBO ₅	%	66,27	59,06	71,31	65,67	60,20	28,71	38,89	49,23		
SST afluente	mg/L	39	33	43	28	33	42	68	49		
SST efluente	mg/L	15	11	26	18	14	26	36	28		
Remoção de SST	%	61,54	66,67	39,53	35,71	57,58	38,10	47,06	42,86		
NH ₄ afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-		
NH ₄ efluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-		
Remoção de NH ₄	%										
NO ₃ afluente	mg/L	0,1	0,2	0,2	0,4	0,9	0,4	0,5	0,4		
NO ₃ efluente	mg/L	3	9,8	7,9	5,9	1,3	1,4	1	0,7		
Produção de NO ₃	%	96,67	97,96	97,47	93,22	30,77	71,43	50,00	42,86		
NTK afluente	mg/L	48,9	39,8	48,3	42,3	37,2	38,4	43,9	36,4		
NTK efluente	mg/L	42	35,3	43,1	38,2	35,1	38,1	42,4	35,8		
Remoção de NTK	%	14,11	11,31	10,77	9,69	5,65	0,78	3,42	1,65		

Tecnologias empregadas		FP										UASB + FP sem Decantador Secundário					
Referência		PROSAB										Almeida, P.G.S. (2007)					
Local		RJ, Brasil					MG, Brasil										
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DQO)	Kg/m ³ .d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	-	-	-	-	0,24
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DBO)	Kg/m ³ .d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carga hidráulica (Taxa de aplicação superficial - TAS) no FP	m ³ /m ² .d	40	65	80	40	65	80	40	65	80	40	20	20	10	10	10	10
Taxa de aplicação volumétrica		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Equivalente populacional	hab	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Per capita	L/ha.b.d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão	L/d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão	m ³ /d	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Recirculação	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meio suporte		Plástico randômico					Plástico estruturado de fluxo cruzado					0,87					
Área superficial	m ²	1					1					0,87					
Asuosp*V	m ²	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diâmetro	m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Altura útil	m	3					3					2,5					
DQO afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO efluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Remoção de DQO	%																
DBO ₅ afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tecnologias empregadas		Filtro percolador										UASB + FP sem Decantador Secundário					

Referência	PROSAB										Almeida, P.G.S. (2007)									
	Local					RJ, Brasil					MG, Brasil									
DBO ₅ efluente	mg/L	32							32											
Remoção de DBO ₅	%																			
SST afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SST efluente	mg/L	30							30											
Remoção de SST	%																			
NH ₄ afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ efluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Remoção de NH ₄	%																			
NO ₃ afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ efluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Produção de NO ₃	%																			
NTK afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NTK efluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Remoção de NTK	%																			

Notas: EAF (escória de alto forno); DHS (Downflow Hanging Sponge); Cond (condute plástico); Rand (plástico randômico).

Tecnologias empregadas		R.A.L.F + Filtro Percolador	Filtro Percolador + Lodos Ativado	Lodos Ativado (Bardenpho)	Lodos Ativado (Aeração prolongada)	Lodos Ativado (RBS)	Lodos Ativado (RBS)
Referência		Gomiero, F.Z. (2016)	Al-Zboon e Al-Ananzeh (2008)	Heraldo Antunes Silva Filho (2009)	Al-Zboon e Al-Ananzeh (2008)	Cybis, Santos e Gehling (2004)	Lamego Neto e Costa (2011)
Local		PR, Brasil	Jordânia	PB, Brasil	Jordânia	Brasil	Brasil
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DQO)	Kg/m ³ .d	-	-	-	-	-	-
Carga orgânica volumétrica aplicada - COV (DBO)	Kg/m ³ .d	-	-	-	-	-	-
Carga hidráulica (Taxa de aplicação superficial - TAS) no FP	m ³ /m ² .d	-	-	-	-	-	-
Taxa de aplicação volumétrica	hab	-	-	-	-	-	-
Equivalente populacional	L/hab.d	-	-	-	-	-	-
Per capita	L/d	-	-	-	-	-	-
Vazão	m ³ /d	-	-	-	-	-	-
Recirculação	-	-	-	-	-	-	-
Meto suporte		Brita 4	Plástico estruturado				
		Cross flow					
Área sup específica	m ² /m ³	40 - 80	150	-	-	-	-
Índice de vazios	%	50	>97	-	-	-	-
Volume	m ³	-	-	-	-	-	-
Área superficial	m ²	-	-	-	-	-	-
Asusp ^s *V	m ²	-	-	-	-	-	-
Diâmetro	m	-	-	-	-	-	-
Tecnologias empregadas		R.A.L.F + Filtro Percolador	Filtro Percolador +	Lodos Ativado (Bardenpho)	Lodos Ativado	Lodos Ativado	Lodos Ativado

Referência	Local	Lodos Ativados	PR, Brasil		PB, Brasil		(Aeração prolongada)	(RBS)	(RBS)
			Gomiero, F.Z. (2016)	Al-Zboon e Al-Ananzeh (2008)	Heraldo Antunes Silva Filho (2009)	Al-Zboon e Al-Ananzeh (2008)			
Altura útil	m	-	-	-	-	-	-	-	-
Idade do lodo	-	-	-	20	15	20	15	-	-
IVL	-	-	-	57	121	67	75	-	-
DQO afluente	mg/L	2205	-	550	485	559	463	1980	257
DQO efluente	mg/L	110	90	55	46	47	38	70	25
Remoção de DQO	%	95,01		90,00	90,52	91,59	91,79	96,46	90,27
DBO ₅ afluente	mg/L	1030	-	-	-	-	-	915	-
DBO ₅ efluente	mg/L	32	28	-	-	-	-	13	35
Remoção de DBO ₅	%	96,89						98,58	97,42
SST afluente	mg/L	1040	-	-	-	-	-	780	128
SST efluente	mg/L	51	-	-	-	-	-	30	19
Remoção de SST	%	95,10						96,15	85,16
NH ₄ afluente	mg/L	108	-	49,8	46,8	47,4	42,9	90	25,3
NH ₄ efluente	mg/L	12	36	1,2	0,6	1,3	0,6	1	2,5
Remoção de NH ₄	%	88,89		97,59	98,72	97,26	98,60	98,89	90,12
NO ₃ afluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ efluente	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Produção de NO ₃	%								
NTK afluente	mg/L	-	-	58,7	54,5	62,3	59,2	-	-
NTK efluente	mg/L	-	-	2,8	1,8	2,5	1,7	-	-
Remoção de NTK	%			95,23	96,70	95,99	97,13		

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.209: **Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, 2011.

Almeida, P. G. S.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. **Operação de filtros biológicos percoladores pós reatores UASB sem a etapa de decantação secundária**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.16 n.3, 271-280. 2011.

Al-Zboon, Kamel e Al-Ananzeh, Nada. **Performance of wastewater treatment plants in Jordan and suitability for reuse**. African Journal of Biotechnology Vol. 7 (15), pp. 2621-2629. August, 2008.

BRAILE, Pedro Marcio; CAVALCANTI, Jose Eduardo W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETE ZRB, 1993.

CYBIS, Luiz Fernando de Abreu, SANTOS, Altemar Vilar, e GEHLING, Gino Roberto. **Eficiência do reator sequencial em abtelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.9. n.3. 260-264 p. 2004.

DAIGGER, Glen T. e BOLTZ, Joshua P. **Trickling Filter and Trickling Filter–Suspended Growth Process Design and Operation: A State-of-the-Art Review**. Water Environment Research, Volume 83, Number 5. Maio. 2011.

GOMIERO, Fernando Zilli; SEVILHA, Vitor Alécio; MIOTTO, José Luiz; LAUTENSCHLAGER, Sandro Rogério; OKAWA, Cristhiane Michiko Passos. **Eficiência de tratamento de esgoto com filtros biológicos percoladores com suporte de polipropileno (bio-dek) em comparação com suporte pedra brita**. III Simpósio sobre sistemas sustentáveis. Porto Alegre. 2016.

HENRICH, C.; MAEGGRAFF, M. **Energy-efficient Wastewater Reuse – The renaissance of Trickling Filter Technology**. 12 p. 2013.)

HOFFMAN, H.; WOLFF, D.B.; PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. **Propostas para o saneamento descentralizado no Brasil (tecnologias de baixo custo para o tratamento de esgotos urbanos)**. Congresso Brasileiro de Ciência e tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável. 11p.. Florianópolis. 2004.

HOFFMANN, H.; THANS, F. C.; RAE, M. J. PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. **Controle da nitrificação e desnitrificação em paralelo via concentração de oxigênio em reator operado em bateladas sequenciais (RBS) em escala real para tratamento de esgotos sanitários**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM.

Belo Horizonte/MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007a.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

LAMEGO NETO, Luiz Gonzaga, e COSTA, Rejane Helena Ribeiro. **Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P)**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.16. n.4. 411-420 p. 2011.

RUGGERI JUNIOR; H. C.; Medeiros, M.; Piveli, R. P. **Desempenho de um filtro biológico percolador na remoção de nitrogênio amoniacal de efluente de lagoa facultativa**. (2011).

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th. ed. Boston: Mcgraw-Hill, 2003.

MOTA, Francisco Suetônio Bastos; VON SPERLING, Marcos. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. 428 p. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 2009.

NUNES, José Alves. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 3ª edição. 277 p. Aracaju. 2012.

REYES-LARA, S. y REYES-MAZZOCO, R.. **Efecto de las cargas hidráulica y orgánica sobre la remoción masica de un empaque estructurado en un filtro percolador**. Rev. Mex. Ing. Quím [online]. 2009, vol.8, n.1, pp.101-109. ISSN 1665-2738.

SEEGER, Michael. **Palestra sobre o método de dimensionamento de filtros percoladores desenvolvido pelo Projeto Expoval**. Stuttgart. 2016.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativados**. 135 p. Campina Grande, PB. 2009.

SILVA C.; ROSA, M. J. **Energy performance indicators of wastewater treatment - a field study with 17 Portuguese plants**. Water Science and Technology 72(4) 510519. doi: 10.2166/wst.2015.189. 2015.

VAN HAANDEL, Adrianus, & MARAIS, Gerrit. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. 488 p. Campina Grande, 1999.

VON SPERLING, Marcos e CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. 1st. Ed. IWA, UFMG, London, 2005.

WEF. **Activated Sludge, Manual of Practice no. 9**. Water Environment Federation, 2002.

CAPÍTULO 6

APLICAÇÃO DE OSMOSE REVERSA PARA PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUA PARA FINS INDUSTRIAIS (ESTUDO DE CASO)

M.Sc. Alcely Jose Wasniak

Prof^a. Dr^a. Karen Juliana do Amaral

Prof^a. Dr^a. Daniela Neuffer

INTRODUÇÃO

Segundo o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, três bilhões de pessoas ao redor do mundo não têm acesso à água potável e um terço da população mundial vive em países onde a água doce não é suficiente para sustentar a população (UNEP, 2012). A UNESCO, no dia 20 de março de 2015, apresentou o relatório intitulado 'Água para um mundo sustentável', em que pede que a sociedade cuide deste recurso fundamental para o ser humano e alerta que haverá um déficit de água no mundo de 40% até o ano de 2030 (CONNOR, 2015).

Os usos múltiplos da água, tais como para a geração de energia e abastecimento público e industrial, aumentam a importância sobre os recursos hídricos existentes. Devido à demanda muito alta desse recurso natural, o abastecimento público deve ser realizado prioritariamente com as fontes de melhor qualidade (GALVÃO; BERMANN, 2015).

No caso da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), já há uma disponibilidade hídrica restrita, portanto, destaca-se neste cenário a importância do planejamento e avaliação do uso de seus recursos hídricos (FRANCO, 2010).

A principal área industrial de Curitiba e Região Metropolitana é atravessada pelo Rio Iguaçu, que poderia servir de manancial para as indústrias. Porém, nesse trecho o rio é considerado como muito poluído (IAP, 2009; PEREIRA, 2015), impossibilitando a captação desta água para tratamento e uso industrial. Sendo assim, as indústrias ali localizadas utilizam em seus processos água potável disponibilizada pela concessionária de abastecimento público.

Além de utilizar grande quantidade de água, o uso industrial requer, muitas vezes, maior grau de qualidade em comparação com a água destinada ao consumo humano. Assim, a utilização da água de reuso ou de mananciais degradados, passando por processos de tratamento adequados para cada situação, deve ser vista como uma alternativa para aumento da disponibilidade de água para fins industriais, substituindo fontes de água potável.

O avanço da tecnologia no tratamento de água e novos estudos trazem novas técnicas para o tratamento de água e efluentes. Essas

novidades aumentam a eficiência dos processos de tratamento, reduzindo os custos, o tempo das operações e proporcionando uma qualidade melhor na água produzida.

Dentre as diversas opções de meios filtrantes existentes no mercado, o processo de separação por membranas (PSM) é um dos processos de tratamento mais eficazes de água para fins industriais, pois são capazes de separar substâncias que os filtros convencionais não conseguem reter. Por esse motivo o PSM é considerado como um tratamento avançado ao pós-tratamento para efluentes industriais, efluentes domésticos e águas de reuso. Dentre os PSM, a osmose reversa (OR) tem aplicações industriais bem consolidadas, sendo utilizada principalmente no reuso de efluentes, no tratamento industrial de água e na dessalinização da água do mar (SCOTT; HUGHES, 2012). A água tratada por OR pode ter o seu uso principalmente em processos industriais, em torres de refrigeração e em caldeiras (SMORADA *et al.*, 2013).

A estação de tratamento de água industrial Araucária (ETAIA) é alimentada com água proveniente do Rio Iguaçu e está localizada no município de Araucária. O tratamento da água é denominado de ciclo completo envolvendo operações unitárias de oxidação, coagulação, floculação, decantação e filtração, produzindo água não potável para quatro indústrias, pertencentes aos ramos metalúrgico, de processamento de madeira, química de fertilizantes e uma usina térmica. Para todas essas indústrias o principal uso a que se destina essa água é nas torres de resfriamento.

No entanto, devido à intensificação na degradação do manancial de abastecimento, o processo de tratamento atualmente empregado não consegue produzir água industrial dentro dos parâmetros físico-químicos estipulados pelas indústrias para utilização em seus processos. Várias modificações nos processos unitários existentes foram realizadas para melhorar o processo de ciclo completo, porém sem sucesso. Esse problema existe, pois grande parte dos parâmetros em não conformidade com a qualidade estipulada são sais dissolvidos e coloides, os quais não são removidos na sequência de tratamento existente.

Para este caso, o PSM foi considerado como uma alternativa de tratamento para disponibilizar água tratada dentro dos parâmetros

solicitados pelas indústrias, especificamente a osmose reversa (OR), pois alguns dos componentes presentes em excesso na água produzida na ETAIA são sais, como: cloretos, fluoretos, sulfatos e coloides, os quais são removidos nesse tipo de tratamento.

Este estudo avaliou a aplicação de uma planta piloto de osmose reversa alimentada com a água produzida na ETAIA e os parâmetros de operação deste equipamento. Além disso foi avaliada a qualidade da água de alimentação e a qualidade do permeado para produção de água industrial em conformidade com os parâmetros estipulados pelas indústrias usuárias.

É importante citar que os dados obtidos na operação da planta piloto poderão fornecer informações sobre parâmetros e condições operacionais para subsidiar a implantação de uma planta industrial de osmose reversa como pós-tratamento da água produzida na ETAIA.

REVISÃO DE LITERATURA

PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

O cientista francês Abbé Nollet, em 1748, foi o pioneiro nos estudos com PSM. Ele realizou um experimento com uma bexiga de origem animal, a qual selava um recipiente com vinho e que foi mergulhado em água e, como o tecido era semipermeável, ele observou que a água migrara para o jarro com vinho. Mais de 100 anos depois, Fick formulou sua lei de difusão de uma membrana semipermeável, que ainda hoje é considerada fundamental para a compreensão de transporte de membrana. Nos últimos 50 anos, o desenvolvimento de membranas sintéticas resultou em uma variedade de tipos e aplicações. As membranas foram preparadas a partir de uma variedade de materiais orgânicos (polímero) e inorgânico (cerâmica) e têm sido usadas para diversas separações, como: gás-gás; gás-líquido; líquido-líquido; sólidos dissolvidos em líquidos; e sólidos em líquidos suspensos (KUCERA, 2013).

A membrana pode ser definida essencialmente como uma barreira que separa duas fases e restringe o transporte de vários produtos químicos de forma seletiva. Ela pode ser homogênea ou

heterogênea, com estrutura simétrica ou assimétrica, sólida ou líquida e pode transportar uma carga positiva ou negativa, ou seja, neutra ou bipolar. O transporte através de uma membrana pode ser afetado por convecção ou por difusão de moléculas individuais, induzida por um campo elétrico, concentração, pressão ou gradiente de temperatura. A espessura de uma membrana pode variar de 10 a algumas centenas de μm (RAVANCHI; KAGHAZCHI; KARGARI, 2009).

Atualmente, o tratamento com o uso de membrana, em particular a osmose reversa (OR), é uma das tecnologias mais utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes, em virtude da consistente qualidade do permeado e taxa de recuperação consideravelmente alta (KOO; MOHAMMAD; SUJA, 2011).

A separação baseada no processo de filtração se define, primeiramente, na diferença de tamanhos. Convencionalmente, a filtração refere-se à separação de partículas sólidas de correntes líquidas ou gasosas. A filtração por membranas estende essa aplicação à separação de solutos dissolvidos em correntes líquidas e à separação de misturas gasosas (KUCERA, 2013).

Pode-se considerar uma membrana como uma barreira, a qual separa duas fases e que seletivamente transfere massa entre essas fases. Desta forma a membrana é capaz de transportar determinados componentes mais eficientemente, retraindo outros que fazem parte da mistura de alimentação. É, portanto, uma barreira permeável e seletiva e uma interface entre duas fases (BAKER, 2004).

O processo de separação por membranas é caracterizado pelo fato de a corrente de alimentação ser dividida em duas: o concentrado e o permeado, o que implica que ou a corrente de concentrado ou a de permeado será o resultado da separação (produto). As partículas e os solutos retidos na superfície da membrana são continuamente removidos no concentrado, que flui tangencialmente ao longo da superfície da membrana, denominado de fluxo cruzado (BELFORT, 2012).

Comparados com os processos de separação clássicos, os PSM (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa) têm se destacado como alternativas bastante promissoras, uma vez que oferecem diversas vantagens (RAVANCHI; KAGHAZCHI; KARGARI, 2009),

tais como:

- a) o processo de separação ocorre sem mudança de fase;
- b) requerem a utilização de materiais relativamente simples e não nocivos;
- c) a recuperação de componente de um fluxo principal pode ser feita sem substanciais custos adicionais de energia;
- d) em comparação com as técnicas convencionais de separação, os processos com membranas são simples e podem ser de fácil operação e baixo custo de manutenção;
- e) os módulos podem ser adicionados e otimizados em um desenho do processo para alcançar a separação desejada;
- f) o processo não requer a utilização de produtos químicos para separação, utilizando filtração simples;
- g) o processo é contínuo e as membranas não requerem a regeneração, somente há necessidade da realização de retrolavagens e de limpezas químicas da membrana.

Como desvantagem estes processos exigem uma quantidade maior de energia e conseqüente maior custo de operação, além de exigirem mão de obra especializada quando comparados com processos de filtragem em leitos de areia e carvão.

Para que o transporte ocorra por meio de uma membrana, é necessária a existência de uma força motriz agindo sobre o que se quer separar. Em função da morfologia da membrana e do tipo de força motriz empregada, o transporte através da membrana pode ocorrer pelo mecanismo de convecção, onde o permeado é transportado por poros estreitos da membrana. Esse transporte também pode ocorrer pelo mecanismo de difusão, onde o permeado se dissolve no material da membrana e se difunde através dela (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

Os PSM estão ilustrados na FIGURA 3 e incluem a microfiltração (MF), capaz de reter componentes de até 1.000 Å, a ultrafiltração (UF), a qual pode restringir células de hemoglobina, embora não retenha moléculas de sacarose, a nanofiltração (NF), que pode reter vírus e até sais bivalentes, e a osmose reversa (OR), que é a mais seletiva, permitindo a passagem de água e retendo íons como os de sódio.

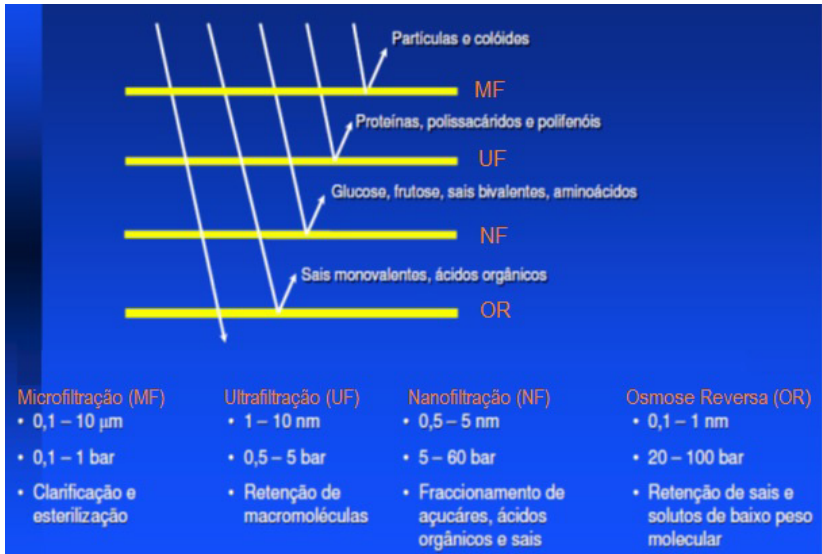


FIGURA 1 – ESQUEMA DOS PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

FORTE: Adaptado de METCALF; EDDY (2007)

Observa-se na FIGURA 1, que, conforme se reduz o tamanho da partícula, ocorre uma pressão de trabalho maior e também uma retenção maior de materiais com o peso molecular menor.

Os processos de nanofiltração e de osmose reversa são as formas mais eficientes de separação por membranas para remoção de sais e colóides. No entanto, para essas duas modalidades de tratamento é necessário que o efluente de entrada possua alta qualidade em relação aos parâmetros físico-químicos, pois a membrana da unidade de filtração pode ser contaminada por material coloidal e outros constituintes em excesso, danificando-a ou inutilizando-a (KANG; CAO, 2012).

OSMOSE REVERSA

O fenômeno osmótico tem caráter físico-químico natural quando dois líquidos com diferentes concentrações de sais em solução são separados por uma membrana semipermeável e, naturalmente, o solvente da solução mais diluída passa pela membrana em direção da

solução mais concentrada. O processo continua até alcançar um ponto de equilíbrio, no qual a coluna da solução mais concentrada estará acima da mais diluída e essa diferença de altura entre as colunas se denomina pressão osmótica (GOUVÊA *et al.*, 2012). O fenômeno da osmose reversa ocorre quando a água passa de meio mais concentrado para meio mais diluído, ou seja, realizado um caminho inverso àquele imposto pela pressão osmótica.

A osmose reversa baseia-se na propriedade de certos polímeros chamada de semipermeabilidade. Enquanto esses polímeros são muito permeáveis para a água, a sua permeabilidade para as substâncias dissolvidas é baixa. Ao aplicar uma diferença de pressão através da membrana, a água contida na solução é forçada a penetrar nela. A fim de ultrapassar o lado de alimentação, essa pressão osmótica é bastante elevada, sendo necessário o uso da pressão externa. Na água do mar, por exemplo, a pressão de dessalinização varia de 5 a 10 kgf/cm². Para a purificação de água salobra, a pressão é inferior devido à sua menor pressão osmótica, causada por uma menor salinidade da água de alimentação (FRITZMANN *et al.*, 2007).

Os processos de tratamento por OR são empregados desde a metade do século XX, principalmente para potabilização da água do mar devido à Segunda Guerra Mundial. O tratamento de água por OR é bastante simples e de custo operacional acessível, às vezes necessitando apenas de uma bomba pressurizadora e que o sistema seja alimentado com água de qualidade, caso contrário haverá rápida obstrução da membrana filtrante (GOUVÊA *et al.*, 2012).

Uma das principais características dos processos de separação com membranas, inclusive a OR, é que elas podem ser operadas em fluxo cruzado (*crossflow filtration*), conforme ilustra a FIGURA 2. Já no processo clássico (*dead end filtration*), uma solução ou suspensão de interesse é submetida à pressão contra a membrana e o permeado atravessa a membrana. Os solutos ou os materiais em suspensão são retidos, acumulando-se na interface membrana/solução e, do mesmo modo que na filtração clássica, há formação de um depósito. Nessa forma de operação, ocorre um fenômeno chamado de polarização de concentração e, uma vez que há polarização, a concentração do soluto

próximo à membrana aumenta com o tempo, tornando o modo de operação fundamentalmente transiente (HAI; YAMAMOTO; LEE, 2013).

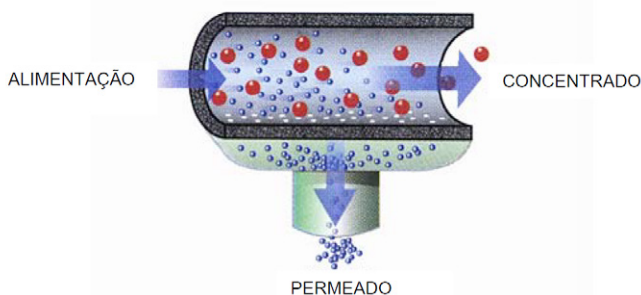


FIGURA 2 – ESQUEMA DO FUNCIONAMENTO DE UMA MEMBRANA DE OSMOSE OPERANDO COM FLUXO TIPO CRUZADO

FONTE: Adaptado de HAI, YAMAMOTO E LEE (2013)

No processo em fluxo cruzado *crossflow filtration* (FIGURA 2), a solução escoia paralelamente à superfície da membrana, enquanto o permeado é transportado transversalmente à ela. Assim, é possível operar o sistema em condições de regime de transferência de massa, onde somente uma pequena fração do fluido que escoia sobre a membrana passa através dela. Mantendo-se a velocidade do fluxo por entre a membrana, a polarização de concentração do material retido sobre ela se torna contínua. Essa é a principal vantagem sobre o processo *dead end filtration*, pois, alterando-se a hidrodinâmica do escoamento da corrente de alimentação, o escoamento paralelo tende a limpar a membrana, reduzindo a tendência de formação de depósito nas suas superfícies (HAI; YAMAMOTO; LEE, 2013).

No sistema de OR, a força motriz para a permeação de água é representada pela diferença entre a pressão hidráulica disponível do lado da alimentação e a pressão osmótica local (pressão transmembrana), ou seja, o fluxo do permeado é diretamente proporcional à diferença de pressão aplicada (HOEK *et al.*, 2008).

A permeabilidade hidráulica é definida como fluxo que permeia a membrana em virtude da diferença de pressão através desta e pela espessura da membrana. Esse parâmetro pode ser obtido a partir do

fluxo médio em diferentes pressões, e o fluxo através da membrana é diretamente proporcional à pressão aplicada, conforme a equação 1:

$$J = L_p \cdot (\Delta P / \Delta e) \quad (1)$$

Onde:

J é fluxo através da membrana ($L/(m^2 \cdot h)$);

ΔP é a diferença de pressão transmembrana (kgf/m^2);

L_p é a permeabilidade hidráulica $L/(m^2 \cdot h \cdot (kgf/m^2))$;

Δe é a espessura da membrana (m).

Sendo assim, o fluxo da membrana pode ser obtido por meio do coeficiente angular de um gráfico de fluxo do permeado pela pressão de operação.

A capacidade da OR de retirar o soluto da solução é chamada de seletividade da membrana e é expressa em termos de retenção ou rejeição do soluto pela membrana, dada pela equação 2 (LÖWENBERG *et al.*, 2015):

$$R = C_f - C_p / C_f \cdot 100 \quad (2)$$

Onde, R é a percentagem de rejeição do soluto pela membrana, C_f é a concentração de soluto na alimentação e C_p é a concentração do soluto no permeado e é expresso em $m/m(\%)$.

A taxa de recuperação da membrana (Y) é a razão entre o fluxo de permeado (J_f) e o fluxo de água bruta de alimentação (J_w), expresso em $L/m^2 \cdot h$, conforme equação 3 abaixo:

$$Y = J_f / J_w \cdot 100 \quad (3)$$

A escolha do tipo de membrana a ser utilizada depende de uma série de fatores, tais como: características do efluente a ser tratado, parâmetros a serem considerados e seus respectivos limites a serem atingidos para atendimento à legislação, avaliação do espaço disponível, forma de limpeza, configuração do sistema e deterioração da membrana.

Para a otimização de um sistema de membranas, incluindo a sua configuração, os parâmetros de operação, tais como: fluxo operacional, recuperação e retrolavagem devem ser avaliados. Portanto há necessidade da realização de testes em escala piloto no local da aplicação.

Em alguns casos estudos de laboratório podem ser usados para obter parâmetros sobre a formação de incrustação, mecanismos de transporte, e as estratégias de limpeza, mas eles não representam com a mesma precisão dos testes em escala piloto os sistemas de tratamento de escala real. Sendo assim, estudos de tratabilidade em escala piloto podem fornecer informações importantes para a adoção de tecnologias em escala real (KURT *et al.*, 2012).

Em geral, dois tipos de membranas para OR são utilizados para tratamento de água visando o abastecimento industrial: (i) composto de película fina de poliamida (PA-TFC) e (ii) assimétrica de acetato de celulose ou triacetato (CTA) (DUAN *et al.*, 2014).

A utilização da OR tem sido considerada uma tecnologia promissora para reciclagem e reuso de efluentes, dessalinização, em particular na remoção de íons e compostos orgânicos, além de possuir grande eficiência. Essa alternativa fornece água de excelente qualidade, tanto para indústria, irrigação, recarga de aquíferos, como para consumo humano (CRISTÓVÃO *et al.*, 2015).

O papel da tecnologia de OR foi fundamental para o tratamento da água extraída do mar e das águas salobras. Além disso, foram desenvolvidos estudos para o uso dessa tecnologia como pós-tratamento de efluentes provenientes de estações de tratamento de efluentes sanitários visando o reuso e a recarga de aquíferos (MOLINA & CASANÃS, 2010).

INCRUSTAÇÃO NAS MEMBRANAS

As incrustações (*fouling*) nas membranas são um dos maiores problemas enfrentados nos processos de separação por membrana e também o fator mais importante para determinar a sua aplicação prática no tratamento de água, de águas residuais e na dessalinização,

em termos tecnológicos e econômicos (NGUYEN *et al.*, 2012).

Processos de PSM são propensos a perder permeabilidade por causa do acúmulo de impurezas (físicas, químicas e de bio-substâncias) na superfície ou dentro da matriz da membrana. Denomina-se incrustações na membrana todo e qualquer depósito que bloqueia ou reduz a vazão de permeado. A camada de incrustação ou *fouling* não altera ou destrói as propriedades da membrana (GAO *et al.*, 2011).

De acordo com Qureshi *et al.* (2013), as incrustações ocorridas no interior da membrana provocam a redução da qualidade e da vazão de permeado. Em razão dos altos custos de energia e de substituição da membrana, muitas vezes faz-se necessário o tratamento da causa do problema, isto é, um pré-tratamento de acordo com a combinação e composição dos elementos presentes na água de alimentação. A qualidade físico-química da água de alimentação pode causar redução no desempenho das membranas filtrantes, tanto em água salina, salobra ou doce.

Em uma planta pode ocorrer mais de uma categoria de *fouling*, dependendo da qualidade da água a ser tratada. A colmatção, que inclui acúmulo de matéria orgânica, matéria biológica e partículas coloidais, é um tipo de *fouling* que pode ser evitado com o uso de pré-tratamento que deverá remover o material que seria colmatado (QURESHI *et al.*, 2013).

Águas *in natura* contêm uma ampla distribuição de partículas dissolvidas, compostos orgânicos, coloides, sais solúveis e crescimento de material biológico, que podem causar incrustação na membrana. Os compostos comumente presentes na água de alimentação, com baixa solubilidade, são: o carbonato de cálcio (CaCO_3), o sulfato de bário (BaSO_4), sílica (SiO_2) e sulfato de cálcio (CaSO_4) (GUO; NGO; LI, 2012).

Os cátions, tais como: cálcio, magnésio, bário e ferro e os ânions hidróxidos, fluoretos, carbonatos, sulfatos e ortofosfato, e ácidos silícicos, são as principais substâncias inorgânicas que causam o entupimento da membrana (GUO; NGO; LI, 2012).

METODOLOGIA

Para o experimento, foi instalado a jusante do sistema de tratamento de água da ETAIA uma planta piloto de osmose reversa, conforme Figura 3.

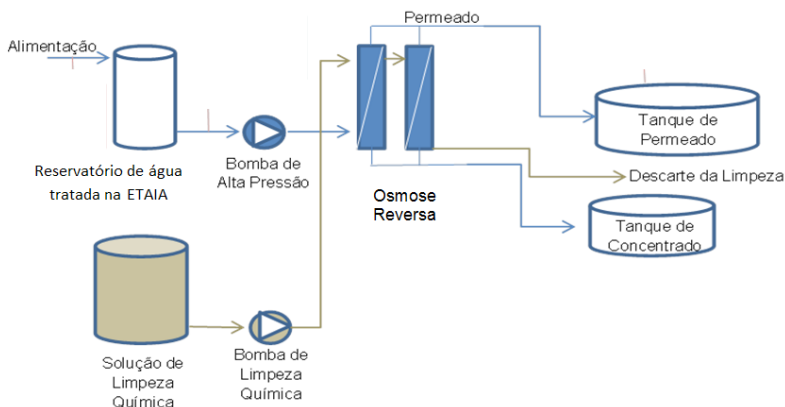


FIGURA 3 – FLUXOGRAMA DA PLANTA PILOTO DE OSMOSE REVERSA
FONTE: AUTOR

Para o teste do sistema piloto foram utilizados dois tipos de membranas espirais:

- ESPA 1 – 4040, fornecida pela NittoDenko, composta de poliamida e polisulfona, com capacidade de rejeição de sal de 99,3 % e área ativa da membrana com 15,80 m².
- ESPA 2 LD – 4040, fornecida pela NittoDenko, composta de poliamida e polisulfona, com capacidade de rejeição de sal de 99,6 % e área ativa da membrana com 14,86 m². Com espaçador de alimentação composto de agente biostático.

Para o experimento foi adotada a vazão de entrada de 400 L/h, sendo 300 L/h de permeado e 100 L/h de concentrado. As pressões de operação da OR variaram entre 5,0 kgf/cm² até 10 kgf/cm². O experimento foi conduzido em temperatura ambiente e operou durante 4.210 horas.

Para verificar o desempenho da OR foram analisadas as concentrações

dos parâmetros turbidez, condutividade, detergente sintético não biodegradável (Alquilo Benzeno Sulfonato de Sódio - ABS), cloretos, fluoretos, manganês, ferro, fosfato, sulfatos, dureza, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico total (TOC), e sílica no permeado. Foram utilizados os métodos analíticos definidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*.

Também foi analisada a retenção, a rejeição de sal e a taxa de recuperação da membrana, onde foram tomados em campo os dados de vazão, pressão, condutividade e aplicados conforme as equações 1, 2 e 3.

No sistema de membranas, devido ao fenômeno de colmatção (*fouling*), foi necessário realizar a limpeza química para restabelecer os padrões de fluxo e rejeição de projeto.

Para a realização do procedimento de limpeza química, o sistema de membrana foi desligado, inicialmente utilizou-se uma solução alcalina e, posteriormente, uma solução ácida. Para a solução de limpeza alcalina foi preparada uma solução de hidróxido de sódio a 0,01% com pH em torno de 12; para limpeza ácida preparou-se uma solução de ácido clorídrico a 0,33% e um volume de 20 litros de cada solução. O procedimento de limpeza teve duração de uma hora.

A limpeza química foi realizada durante o experimento quando uma ou mais das condições pré-estabelecidas pelo fabricante da membrana tenham sido atingidas, estas afetam diretamente a qualidade do permeado ou a vazão da OR. Sendo que estas condições são: a redução da vazão do permeado $\geq 10\%$, a diferença de pressão de entrada e saída da membrana $\geq 15\%$ e aumento da condutividade do permeado $\geq 15\%$.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados apresentados resultam de 4.210 horas de operação, durante as quais foram realizadas três lavagens químicas com 425, 1124 e 1800 horas de operação, respectivamente.

CARACTERIZAÇÃO DA MEMBRANA

Os resultados para os parâmetros avaliados na caracterização da membrana (fluxo e retenção salina) podem ser visualizados na TABELA 1 para membrana ESPA 1 - 4040 e na TABELA 2 para membrana ESPA 2 LD - 4040. O fluxo de água do permeado da membrana é uma função da pressão aplicada. Observa-se que quanto maior a pressão de alimentação, mais elevado será o fluxo de permeado, mas a retenção salina será menor. A partir da relação do fluxo da membrana e a pressão aplicada, é calculada a permeabilidade da membrana, dada em $L/(m^2 \cdot h \cdot (kgf/cm^2))$.

A permeabilidade é um parâmetro importante na caracterização da membrana, pois sofre alteração pela formação de incrustações durante sua operação e pela ação dos agentes químicos durante a limpeza da membrana.

A partir dos dados apresentados na TABELA 1 verificou-se que o fluxo de permeado para o teste realizado foi maior para a pressão de 10 kgf/cm^2 do que para pressões menores. Esse resultado está coerente para os processos que utilizam o gradiente de pressão como força motriz, sendo que o fluxo de permeado é diretamente proporcional ao gradiente de pressão através da membrana, isto é, quanto maior a pressão aplicada, maior será o fluxo do permeado, até atingir o fluxo limite (MALAEB; AYOB, 2011).

TABELA 1 - RESULTADOS DOS TESTES DE CARACTERIZAÇÃO DA MEMBRANA ESPA 1- 4040 E SUA RETENÇÃO SALINA

PRESSÃO (kgf/cm ²)	FLUXO (L/m ² ·h)	TEMPERATURA (°C)	CONDUTIVIDADE ALIMENTAÇÃO (μS/cm)	CONDUTIVIDADE PERMEADO (μS/cm)	RETENÇÃO SALINA (%)
5	20,7	20	298	7	97,65
6	22,9	20	299	8	97,32
7	25,7	20	296	9	96,95
8	28,2	20	298	11	96,31
9	31,8	20	295	12	95,93
10	35,4	20	296	13	95,61

FONTE: AUTOR (2014)

Comparando os dados da TABELA 1 com dados fornecidos pelo fabricante da membrana ESPA 1 - 4040, que são: um fluxo máximo de 51,68 L/(m²•h) e uma retenção salina mínima de 99,3%, com uma pressão máxima de trabalho de 10 kgf/cm², observa-se que mesmo na maior pressão utilizada no teste (10 kgf/cm²), o fluxo máximo atingido foi de 35,4 L/(m²•h) ou 63,5% do fluxo padrão indicado pelo fabricante e uma retenção salina de 97,65 % ou 98,3% da retenção salina mínima, ficando abaixo do fluxo máximo e da retenção salina fornecida pelo fabricante.

Comparando os resultados obtidos para membrana ESPA 2 LD - 4040 (TABELA 2) com dados fornecidos pelo fabricante, o qual especifica o fluxo máximo de 42,45 L/(m²•h) e retenção salina mínima de 99,6%, com pressão máxima de trabalho de 10 kgf/cm², observa-se que mesmo na maior pressão utilizada (10 kgf/cm²), o fluxo máximo atingido foi de 32,8 L/(m²•h) ou 77,3% do fluxo padrão e retenção salina de 97,79%, ficando abaixo do fluxo máximo e da retenção salina indicadas pelo fabricante.

TABELA 2 - RESULTADOS DOS TESTES DE CARACTERIZAÇÃO DA MEMBRANA ESPA 2 LD - 4040 E SUA RETENÇÃO SALINA

PRESSÃO (kgf/cm ²)	FLUXO (L/m ² •h)	TEMPERATURA (°C)	CONDUTIVIDADE ALIMENTAÇÃO (µS/cm)	CONDUTIVIDADE PERMEADO (µS/cm)	RETENÇÃO SALINA (%)
5	19,5	20	271	6	97,79
6	22,2	20	285	6	97,89
7	25,0	20	278	7	97,48
8	27,5	20	278	7	97,48
9	30,3	20	280	10	96,43
10	32,8	20	272	11	95,96

FONTE: AUTOR (2014)

Com base nesse comportamento durante os testes, constatou-se que houve um fluxo abaixo do especificado pelo fabricante, fato observado por Kurt *et al.* (2012), quando utilizada membrana de OR de poliamida e alimentação com efluente de indústria têxtil em fluxo padrão de 31 L/(m²•h). Esta redução de fluxo pode ser atribuída à água de alimentação oriunda da ETAIA, a qual não apresenta as características físico-químicas apropriadas para abastecer a OR. Esse fato é bastante

relevante, pois, caso a tecnologia seja operada em escala real, haverá prejuízo para o desempenho da OR ao longo do tempo de operação.

A baixa qualidade da água produzida na ETAIA se deve à qualidade da água bruta captada no rio, a qual, segundo estudos de Knapik (2009) e Lidner (2013) possui péssimas condições, com altos teores de coliformes e de matéria orgânica e baixa concentração de oxigênio dissolvido. Na avaliação de Pereira (2015), constatou-se que teores de fósforo, nitrogênio, DBO, DQO e oxigênio dissolvido, na maior parte do tempo das observações, apresentaram valores acima do limite para a classe deste rio.

A qualidade da água de alimentação da OR, inferior à necessária (bruta e/ou da água tratada na ETAIA) pode acarretar problemas operacionais na planta piloto e produzir permeado que não atenda aos parâmetros de qualidade estipulados. Neste caso a adoção de processos de pré-tratamento pode ser uma solução para reduzir estes impactos.

Jamaly *et al.* (2014) verificou que em vários estudos a adoção de unidades de pré-tratamento não convencionais (PSM) eram mais eficientes do que os sistemas convencionais, tais como os utilizados na ETAIA (decantação, filtros de areia, de carvão), para produzir uma água de alimentação da OR de melhor qualidade físico-química e bacteriológica, conferindo melhor desempenho ao sistema, vida útil maior da membrana e uma otimização de custos. O estudo indica a ultrafiltração como um método eficaz e eficiente em termos de custos e de remoção de sólidos em suspensão (SS) e bactérias e a nanofiltração para separação de sais, sólidos dissolvidos totais (TDS), coloides e vírus.

A retenção salina foi semelhante para as duas membranas, já a membrana ESPA 2 LD - 4040 apresentou melhor taxa de fluxo em relação à membrana ESPA 1 - 4040, portanto é a mais indicada para o processo de tratamento de OR em questão.

A água utilizada no teste de caracterização da membrana apresentou turbidez de $1,5 \pm 0,3$ NTU e SDI $6,3 \pm 0,2$, isto é, valores superiores aos recomendados pelo fabricante (turbidez menor que 1 NTU e SDI menor que 5).

RECUPERAÇÃO

A taxa de recuperação durante o teste de 4.210 horas de funcionamento do equipamento de OR para a membrana ESPA 1 - 4040 variou de 60 a 78%, com taxa média de 64%. O valor obtido ficou muito abaixo da taxa de recuperação estimada pelo fabricante (85%) a 10 kgf/m². Segundo Koo; Mohammad; Suja (2011), isso pode ser atribuído a uma menor pressão de trabalho, que é diretamente proporcional à taxa de recuperação, para as mesmas condições de colmatação da membrana e também a qualidade da água de alimentação. Para Molina e Casañas (2010), outro fator que influencia na queda da taxa de recuperação é a sujidade da membrana, ou seja, efeitos da polarização e da formação de *fouling*. Tal fato pode ser observado na FIGURA 4, pois para uma mesma pressão aplicada durante o teste, com as mesmas condições de qualidade água de alimentação, mesma temperatura de trabalho entre outros parâmetros monitorados, têm-se várias taxas de recuperação, já que as condições de colmatação são diferentes na membrana durante o tempo de uso e variam com a frequência das lavagens químicas. Esse fato não ocorreria sob condições ideais, onde a taxa seria constante.

A membrana ESPA 2 LD - 4040 apresentou uma taxa de recuperação constante de 75%. Esta membrana apresenta modificação da superfície que é uma maneira eficaz para adequar as propriedades da superfície da membrana, a fim de minimizar a formação de incrustações e melhorar o desempenho da OR (RAHAMAN *et al.*, 2014).

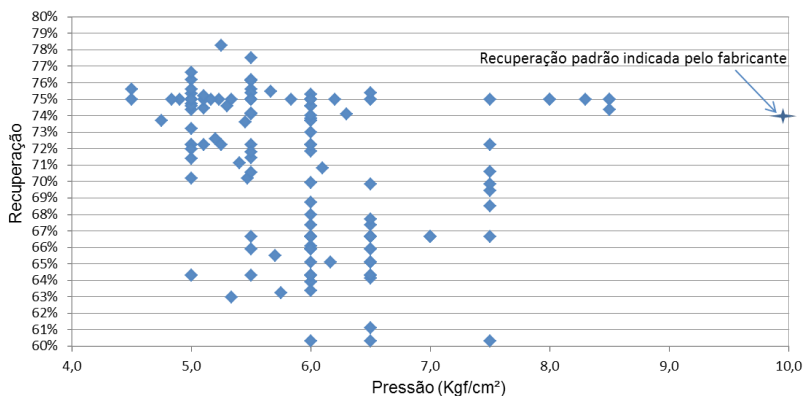


FIGURA 4 – TAXA DE RECUPERAÇÃO EM FUNÇÃO DA PRESSÃO DE ALIMENTAÇÃO PARA MEMBRANA ESPA 1 - 4040
 FONTE: AUTOR (2015)

TAXA DE REJEIÇÃO

A rejeição de sais na membrana ESPA 1 - 4040, do início do teste até 698 horas de operação, foi de $94,9 \pm 0,7\%$, abaixo dos 99% indicados pelo fabricante. Observa-se que a rejeição foi diminuindo gradativamente no decorrer do uso da membrana e que após 1.800 horas de funcionamento já pode ser percebida uma redução acentuada da rejeição, com uma média abaixo de 85%. A redução na rejeição pode estar associada à terceira lavagem química, muito agressiva, que pode ter causado oxidação na superfície da membrana, prejudicando a sua capacidade seletiva (FIGURA 5). Após essa lavagem também se notou a flutuação na taxa de rejeição.

A queda na rejeição, conforme Pessoa *et al.* (2014), pode ser explicada pelas consecutivas lavagens químicas para a recuperação da membrana e também ao ataque de oxidantes oriundos da aplicação de dióxido de cloro aplicado no processo de tratamento da ETAIA.

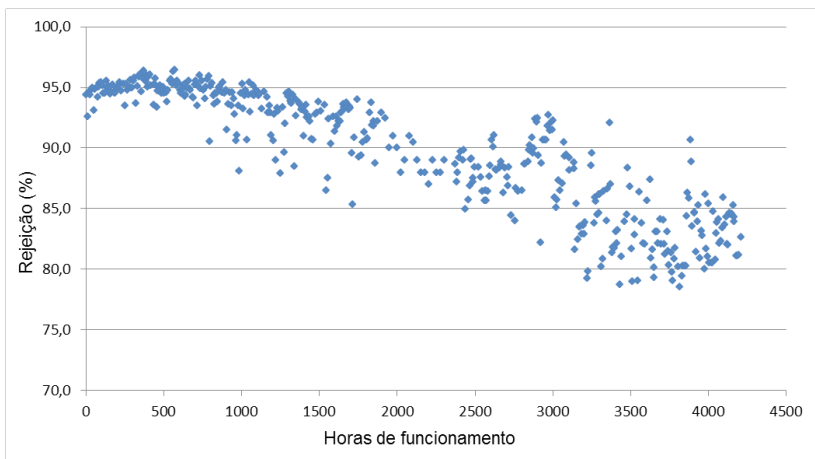


FIGURA 5 – PORCENTAGEM DE REJEIÇÃO DA MEMBRANA ESPA 1- 4040 DURANTE SUA OPERAÇÃO

FONTE: AUTOR (2015)

Ao se avaliar a membrana ESPA 2 LD - 4040, para um tempo de operação de 698 horas, verificou-se um desempenho muito similar com a membrana ESPA 1 - 4040, com valores de $95,4 \pm 0,6\%$ de taxa de rejeição. Durante o teste da membrana ESPA 2 LD - 4040 não houve a necessidade da lavagem química e a pressão de trabalho foi menor quando comparada com a ESPA 1 - 4040, para o mesmo tempo de operação.

LIMPEZA DA MEMBRANA E SUA PERMEABILIDADE

Na TABELA 3 está apresentada a taxa de permeabilidade hidráulica média para cada pressão transmembrana e fluxo médio de permeado, após a 1ª, 2ª e 3ª limpeza química para membrana ESPA 1- 4040, que correspondem, respectivamente, a 698, 1240 e 1800 horas de funcionamento.

De acordo com a Lei de Darcy, o aumento de pressão resulta em um aumento de fluxo de permeado, quando mais efluente é forçado a passar pela membrana. No entanto, mesmo depois da lavagem química e do aumento da pressão de alimentação, não houve o reestabelecimento

do fluxo padrão da OR. Jamaly *et al.* (2014) e Xie *et al.* (2015) também constataram este problema em seus estudos, atribuindo-o à formação de incrustações irreversíveis (*fouling*) na superfície da membrana de OR, devido à baixa qualidade na água de alimentação.

A permeabilidade da membrana nova era de $4,2 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot (\text{kgf}/\text{cm}^2))$ e esse valor caiu progressivamente até alcançar na terceira limpeza química uma taxa de $2,4 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot (\text{kgf}/\text{cm}^2))$.

TABELA 3 - PARÂMETROS DE PRESSÃO DE ALIMENTAÇÃO E FLUXO DE PERMEADO APÓS CADA LIMPEZA QUÍMICA

LIMPEZA	PRESSÃO MÉDIA DE ALIMENTAÇÃO (kgf/cm ²)	FLUXO MÉDIO DE PERMEADO (L/h)	TAXA DE PERMEABILIDADE L/(m ² •h•(kgf/cm ²))
Primeira	5,3 ± 0,6	300 ± 20	4,1
Segunda	5,4 ± 0,6	280 ± 30	3,7
Terceira	6,3 ± 0,6	210 ± 50	2,4

FONTE: AUTOR (2015)

Houve uma redução de 42,8% na taxa de permeabilidade, entre a primeira e a terceira lavagem, que pode ser atribuída aos fenômenos de polarização por concentração e à formação de *fouling* orgânicos ou inorgânicos, que podem ser agravados a pressões mais elevadas (BOO *et al.*, 2012; SHE *et al.*, 2013).

Na prática da operação da OR na indústria, as vazões de alimentação e de rejeito são mantidas constantes. Portanto, há uma variação no fluxo de permeado. Normalmente, com a redução do fluxo do permeado, ocorre paralelamente o aumento do *fouling* da membrana. A membrana ESPA 2 LD - 4040 não necessitou de lavagem química, mesmo após 698 horas de operação, ela também manteve a mesma taxa de permeabilidade, enquanto a membrana ESPA 1 - 4040, com o mesmo tempo de operação, necessitou de uma primeira lavagem química.

Para a membrana ESPA 1 - 4040 foi necessário um total de três lavagens químicas, e a terceira foi a que mais afetou o fluxo e a taxa de permeabilidade, indicando o ataque químico à membrana ou a formação de *fouling*.

Xie *et al.* (2015) constataram em seus experimentos uma redução de até 55% na taxa de permeabilidade hidráulica, a qual foi atribuída ao fenômeno de polarização por concentração e à formação de foulings orgânicos.

Com base nos resultados obtidos, pode-se verificar que a dependência do fluxo permeado em função do tempo é uma clara indicação da instabilidade mecânica da membrana, da alta variação da constituição da água de alimentação e da sua alta interação com o material da membrana.

A membrana ESPA 2 LD - 4040 não necessitou de lavagem química, pois mesmo após 698 horas de operação manteve a mesma taxa de permeabilidade. Este fato pode ser explicado pela maior resistência à formação de incrustações oriundas da modificação na composição e estrutura da membrana (KANG; CAO, 2012).

O fabricante recomenda em média a realização de uma lavagem química a cada seis meses, a fim de manter as características e a integridade das membranas. No estudo em questão, houve a necessidade de um número maior de lavagens químicas do que o recomendado, indicando a qualidade da água de alimentação não apropriada. E, conseqüentemente, a redução da vida útil da membrana.

QUALIDADE DA ÁGUA DE ALIMENTAÇÃO E DO PERMEADO

Os resultados apresentados nesta seção são provenientes das determinações realizadas em laboratório, referentes à primeira bateria de ensaios. Nesta etapa de estudo, foi avaliada a eficiência da membrana ESPA 1 - 4040.

A TABELA 4 mostra os principais parâmetros para avaliação do desempenho da OR, para formação de *fouling* e para utilização do permeado para reposição em água de torres de resfriamento.

Comparando os parâmetros da água produzida na ETAIA, no período do estudo, com os valores dos parâmetros no contrato com as indústrias, constata-se que apenas os parâmetros: fluoreto, fosfato e nitrogênio amoniacal não atenderam aos padrões. Os valores para os parâmetros de qualidade solicitados pelas indústrias para água a ser utilizada nas torres de resfriamento são semelhantes aos valores atribuídos por

Lowenberg *et al.* (2015), em seu estudo, no qual o autor salienta que se algum destes parâmetros estiver fora dos padrões estabelecidos, podem levar a danos no sistema de resfriamento e a um maior consumo de água de reposição na torre de resfriamento.

Analisando a água da alimentação com o permeado obtido, pode-se observar que o tratamento com OR forneceu uma água com qualidade superior à qualidade exigida pelas indústrias, para uso em torres de resfriamento. Farahani, Borghei e Vatanpour (2016) obtiveram uma água própria para uso em torres de resfriamento utilizando-se de água de reuso tratada através de membranas de OR.

Devido à alta qualidade obtida no permeado, há possibilidade de, futuramente, realizar estudos que considerem uma mistura do permeado com água produzida na ETAIA, resultando em uma otimização de custo.

Na água de alimentação da OR, a concentração elevada dos íons ferro, sílica e alquilbenzeno sulfonato (ABS), pode influenciar negativamente no desempenho da OR ou causar incrustação, principalmente quando associada com material de origem orgânica.

TABELA 4 - MÉDIA DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS ANALISADOS NA ÁGUA DE ALIMENTAÇÃO E NO PERMEADO DA OR

PARÂMETRO	PONTO DE AMOSTRAGEM		PADRÃO CONTRATO
	ALIMENTAÇÃO	PERMEADO	
Alcalinidade (mg/L)	58,79 ± 20,79	7,47 ± 2,35	≤ 10
Cloreto (mg/L)	27,27 ± 6,18	1,16 ± 0,74	≤40
Dureza Total (mg/L)	52,70 ± 12,58	3,49 ± 1,03	≤100
Sulfatos (mg/L)	31,4 ± 6,37	<10,0	≤50
Fosfato (mg/L)	1,52 ± 0,32	<0,025	≤0,1
Ferro (mg/L)	0,04 ± 0,01	<0,02	≤0,1
Manganês (mg/L)	0,02 ± 0,01	<0,01	≤0,1
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	4,08 ± 2,67	0,23 ± 0,15	≤2
Nitrogênio Total (mg/L)	5,39 ± 2,86	0,79 ± 0,33	≤10
Surfactantes (mg/L)	3,01 ± 2,21	<0,025	≤0,2
Condutividade (µS/cm)	332 ± 53,17	18,01 ± 4,05	-
Sólidos Totais (mg/L)	171,86 ± 36,29	15,86 ± 11,03	≤190
pH	7,5 ± 0,13	6,29 ± 0,17	6,2 – 8,2
Sílica (mg/L)	9,5 ± 1,3	<0,5	<12
Fluoreto (mg/L)	0,25 ± 0,11	0,04 ± 0,02	≤0,1
Turbidez (NTU)	1,20 ± 0,64	0,35 ± 0,18	<2
TOC (mg/L)	6,5 ± 1,1	<1,0	-

FONTE: AUTOR (2014)

Khan *et al.* (2010) mostraram em seu estudo que a presença dos elementos químicos fósforo e nitrogênio na água de alimentação, em concentrações menores que as encontradas na água de alimentação oriunda da ETAIA, pode acelerar a formação de *biofouling*, pois estes elementos associados com matéria orgânica presente na água são essenciais para crescimento microbológico. Kwan, Zeev e Elimelech (2015), a partir de um estudo do mecanismo de formação de *biofouling* em membranas de OR, concluíram que este tipo de incrustação afeta desfavoravelmente os parâmetros da membrana como rejeição de sais, recuperação e vida útil. Desta forma, a qualidade da água de alimentação da OR proveniente da ETAIA pode causar a formação de incrustações na membrana (*fouling*), além do comprometimento do funcionamento.

CONCLUSÃO

A aplicação da OR como pós-tratamento da água produzida pela ETAIA se mostrou eficaz, produzindo um permeado com a qualidade físico-químico dentro dos padrões exigidos para aplicação nas indústrias.

A qualidade da água de alimentação da OR contribuiu para que ambas as membranas apresentassem a retenção salina e fluxo menor que o especificado pelo fabricante. Logo, uma melhoria no processo de tratamento da ETAIA ou utilização de um pré-tratamento tais como ultrafiltração ou nanofiltração, poderiam contribuir para uma melhora desses dois parâmetros analisados, prevenindo a formação de *fouling* na membrana de OR.

Ao comparar as duas membranas, conclui-se que a membrana ESPA 2 LD - 4040 apresentou melhor fluxo e maior resistência à formação de incrustações.

Durante as 4.210 h de operação da membrana ESPA 1- 4040 foi necessário realizar três lavagens químicas devido a formação de incrustações (*fouling*) irreversíveis, fenômeno que pode ser considerado frequente quando se utiliza membranas.

A partir dos resultados obtidos pode-se observar que o ensaio com unidade piloto foi importante para se ter conhecimento das

variáveis envolvidas na sua operação, visando à implementação da planta em escala real, tais como: o tipo de membrana a ser aplicada, as características da água de alimentação, o tipo de pré-tratamento e os custos envolvidos, pois a operação da planta em escala real envolve um investimento elevado.

Para trabalhos futuros, recomenda-se a realização de um estudo para melhoria do tratamento físico-químico da água produzida na ETAIA, com a utilização de membranas de ultrafiltração ou nanofiltração, a fim de elevar a qualidade da água de alimentação da OR.

REFERÊNCIAS

- BAKER, R. W. Reverse osmosis. **Membrane technology and applications**. 2004.
- BELFORT, G.. **Synthetic Membrane Process: Fundamentals and Water Applications**. New York, Elsevier, 2012.
- BOO, C.; Lee, S.; Elimelech, M.; Meng, Z.; Hong, S. **Colloidal fouling in forward osmosis: role of reverse salt diffusion**. Journal of Membrane Science, v. 390, p. 277-284, 2012.
- CRISTÓVÃO, R. O.; BOTELHO, C. M.; MARTINS, R. J.; LOUREIRO, J. M.; BOAVENTURA, R. A. **Fish canning industry wastewater treatment for water reuse—a case study**. Journal of Cleaner Production, v. 87, p. 603-612, 2015.
- CONNOR, R. **The United Nations world water development report 2015: water for a sustainable world**. UNESCO, Publishing, 2015.
- DUAN, J.; LITWILLER, E.; CHOI, S. H; PINNAU, I. **Solution-diffusion with defects model for pressure-assisted forward osmosis**. Journal of Membrane Science, v. 470, p. 323-333, 2014.
- FARAHANI, M. H. D. A.; BORGHEI, S. M.; VATANPOUR, V. **Recovery of cooling tower blowdown water for reuse: The investigation of different types of pretreatment prior nanofiltration and reverse osmosis**. Journal of Water Process Engineering, v. 10, p. 188-199, 2016.
- FRANCO, P. L. P. **Análise da potencialidade do reúso indireto potável: estudo de caso da ETE Atuba Sul, Região Metropolitana de Curitiba**. 238 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

FRITZMANN, C.; LOWERNBERG, J.; WINTGENS, T; MELIN, T. **State-of-the-art of reverse osmosis desalination**. Desalination, v. 216, n. 1, p. 1-76, 2007.

GAO, W.; LIANG, H.; MA, J.; Han, M.; Chen, Z. L.; Han, Z. S.; Li, G. B. **Membrane fouling control in ultrafiltration technology for drinking water production: a review**. Desalination, v. 272, n. 1, p.1-8, 2011.

GALVÃO, J.; BERMANN, C. **Crise hídrica e energia: conflitos no uso múltiplo das águas**. Estudos Avançados, v. 29, n.84, p. 43-68, 2015.

GOUVÊA, C. A. K.; BERRETTA-HURTADO, A. L.; BORZIO, R.; FOLLETTO, M. A. **Uso de água tratada por osmose reversa para a geração de vapor em indústria de tabaco**. Revista Produção Online, v.12, n. 2, p. 522-536, 2012.

GUO, W.; NGO, H.; LI, J. **A mini-review on membrane fouling**. Bioresource technology, v. 122, p. 27-34, 2012.

HABERT, A.C.; BORGES, C.P.; NOBREGA, R. **Processos de separação por membranas**. Rio de Janeiro: Papers Serviços Editoriais, 2006.

HAI, F.I.; YAMAMOTO, K.; LEE, C. **Membrane biological reactors: theory, modeling, design, management and applications to wastewater reuse**. Publishing, 2013.

HOEK, E., ALLRED, J.; KNOELL, T.; JEONG, B. H. **Modeling the effects of fouling on full-scale reverse osmosis processes**. Journal of Membrane Science, v.314, n.1, p.33-49, 2008.

IAP- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Monitoramento da qualidade das águas dos rios da região metropolitana de Curitiba**. p. 79: IAP, 2009.

JAMALY, S.; DARWISH, N. N.; AHMED, I.; HASAN, S. W. **A short review on reverse osmosis pretreatment technologies**. Desalination, v. 354, p. 30-38, 2014.

KANG, G.; CAO, Y. **Development of antifouling reverse osmosis membranes for water treatment: a review**. Water research, v. 46, n. 3, p. 584-600, 2012.

KHAN, M. M. T.; STEWART, P. S.; MOLL, D. J.; MICKOLS, W. E.; BURR, M. D.; NELSON, S. E. Camper, A. K. **Assessing biofouling on polyamide reverse osmosis (RO) membrane surfaces in a laboratory system**. Journal of Membrane Science, v. 349, n. 1, p. 429-437, 2010.

KIM, S.; COHEN, Y. **Surface nano-structuring with polymer brush layers for fouling resistant ultrafiltration (UF) membranes**. In: Abstracts of papers of the american chemical society. Washington: Amer Chemical Soc. 2014.

KNAPIK, H. G. **Reflexões sobre Monitoramento, Modelagem e Calibração na Gestão de Recursos Hídricos**: Estudo de Caso da Qualidade da Água da Bacia de Recursos Hídricos. 180 f. Dissertação (Mestrado), Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

KOO, C.H.; MOHAMMAD, A.W.; SUJA, F. **Recycling of oleo chemical wastewater for boiler feed water using reverse osmosis membranes** - A case study. *Desalination*, v. 271, p. 178-186, 2011.

KUCERA, J. **Membrane materials and module development, historical perspective**. *Encyclopedia of Membrane Science and Technology*. Ed John Wiley & Sons, 2013.

KURT, E.; KOSEOGLU-IMER, D. Y.; DIZGE, N.; CHELLAM, S.; KOYUNCU, I. **Pilot-scale evaluation of nanofiltration and reverse osmosis for process reuse of segregated textile dye wash wastewater**. *Desalination*, v. 302, p. 24-32, 2012.

KWAN, S. E.; ZEEV, E; ELIMELECH, M. **Biofouling in forward osmosis and reverse osmosis: Measurements and mechanisms**. *Journal of Membrane Science*, v. 493, p. 703-708, 2015.

LINDNER, B. **Diagnóstico espacial-temporal da qualidade da água do Rio Iguaçu na região da Bacia do Alto Iguaçu**. 102 f. Trabalho de Graduação (Engenharia Civil), Universidade Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2013.

LÖWENBERG, J.; BAUM, J.A.; ZIMMERMANN, Y.S.; GROOT, C.; VAN DEN BROEK, W.; WINTGENS, T. **Comparison of pre-treatment technologies towards improving reverse osmosis desalination of cooling tower blow down**. *Desalination*, v.357, p.140-149, 2015.

MALAEB, L.; AYOUB, G. M. **Reverse osmosis technology for water treatment: state of the art review**. *Desalination*, v. 267, n. 1, p. 1-8, 2011.

METCALF, E; EDDY, M. **Wastewater Engineering: treatment disposal and reuse**. 5.ed. New York: McGraw–Hill, 2007.

MOLINA, V.G.; CASAÑAS, A. **Reverse osmosis, a key technology in combating water scarcity in Spain**. *Desalination*, v. 250, p. 950-955, 2010.

NGUYEN, L.N.; HAI, F.I.; KANG, J.; Price, W. E.; Nghiem, L. D. **Removal of trace organic contaminants by a membrane bioreactor–granular activated carbon (MBR–GAC) system**. *Bioresourcetechnology*, v. 113, p. 169-173, 2012.

PEREIRA, M. V. M. **Avaliação da qualidade da água em cinco reservatórios do Rio Iguaçu através de biomarcadores em *Astyanax bifasciatus* (Characiformes, Characidae)**. Dissertação (Mestrado), Curso Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

PESSOA, J. D.; PEREIRA, I. S.; SILVA, R.; ROBSON, R. F. **Limpeza química nas membranas de osmose reversa e seus efeitos**. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, XII, 2014, Natal – RN Brasil. Anais do XII SIBESA. 2014.

QURESHI, B. A.; ZUBAIR, S. M.; SHEIKH, A. K.; Bhujle, A.; Dubowsky, S. **Desing and performance evaluation of reverse osmosis desalination systems: An emphasis on fouling modeling**. Applied Thermal Engineering, v. 60, p. 208-217, 2013.

RAHAMAN, M. S.; THÉRIEN-AUBIN, H.; BEN-SASSON, M.; OBER, C. K.; NIELSEN, M.; ELIMELECH, M. **Control of biofouling on reverse osmosis polyamide membranes modified with biocidal nanoparticles and antifouling polymer brushes**. Journal of Materials Chemistry, v. 2, p. 1724-1732, 2014.

RAVANCHI, M.T.; KAGHAZCHI, T.; KARGARI, A. **Application of membrane separation processes in petrochemical industry: a review**, Desalination, v. 235, p. 199-244, 2009.

SCOTT, K; HUGHES, R. **Industrial membrane separation technology**. Springer Science & Business ed. Media, 2012.

SHE, Q; WONG, Y. K. W; ZHAO, S; TANG, C. Y. **Organic fouling in pressure retarded osmosis: experiments, mechanisms and implications**. Journal of membrane science, v. 428, p. 181-189, 2013.

SMORADA, M.,; KRÁLIKOVÁ, R.; SOKOLOVÁ, H.; POLAK, J. **Application of reverse osmosis in treatment of water used in industrial cooling circuits**. The Holistic Approach to Environment, v. 3, n. 3, p. 141-151, 2013.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 22 nd, American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA, 2012.

UNEP- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME . Annual Report. 2012.

XIE, M.; LEE, J.; NGHIEM, L. D.; Elimelech, M. **Role of pressure in organic fouling in forward osmosis and reverse osmosis**. Journal of Membrane Science, v. 493, p. 748-754, 2015.

CAPÍTULO 7

ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA PRRU PARA RECUPERAÇÃO DE REDE COLETORA FRAGILIZADA

*M.Sc. Luciano Rodrigues Penido
Profª Drª. Karen Juliana do Amaral
Profª Drª. Regina Maria Matos Jorge
Prof. Dr. Jörg Wolfgang Metzger*

INTRODUÇÃO

Rotinas de manutenção da rede coletora de esgotos (RCE) são imprescindíveis à boa gestão do sistema de esgotamento sanitário, prevenindo o desgaste, a fadiga ou a operação além do tempo de vida útil. Todavia, os cuidados necessários ao eficiente e rápido afastamento dos esgotos produzidos nas áreas habitadas não recebe a mesma ênfase dada à universalização do saneamento básico, orientada pelo princípio de que todos os domicílios ocupados tenham acesso aos bens e serviços públicos (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2013).

Rotinas de manutenção da RCE levam em conta o fato de que obras civis possuem vida útil limitada e vulnerabilidade a certas condições de trabalho, com potenciais riscos à eficiência do esgotamento sanitário. Sob este ponto de vista, o conceito da universalização deveria ser atrelado a uma agenda de monitoramento e manutenção de RCE, com provisão de recursos e verbas para intervenções periódicas.

As tubulações do esgotamento sanitário, usualmente enterradas e indisponíveis à avaliação direta, trabalham sob as mais diversas condições, estando sujeitas a efeitos deletérios que venham a comprometer sua integridade física (PENIDO, 2014).

Ministério das Cidades (2013) afirma que “a matriz tecnológica do saneamento vem se moldando, o que supõe também procurar enxergar novos conceitos”, admitindo-se “novos desafios que pressionam no sentido de mudanças paradigmáticas”. O mesmo Autor cita ainda a necessidade da gestão integrada do esgotamento sanitário com as águas urbanas, fomentando a busca por novas modalidades na prestação destes serviços.

As atividades do Programa de Revitalização de Rios Urbanos (PRRU), desenvolvido na Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), inserem-se em tal contexto da mudança de paradigma e da gestão integrada das águas urbanas, por iniciar suas análises em águas fluviais, orientando a busca por trechos fragilizados de RCE (PENIDO, 2014).

OBJETIVO GERAL

Analisar a metodologia do Programa de Revitalização de Rios Urbanos (PRRU), dando ênfase ao modo como este método se vale do corpo hídrico fluvial como um indicativo de problemas na RCE.

REVISÃO DE LITERATURA

Sistemas de esgotamento sanitário consistem em estruturas de coleta, transporte e tratamento adequado dos efluentes domésticos, promovendo hábitos higiênicos, minimizando a poluição do solo e o risco de doenças de veiculação hídrica. Seu funcionamento proporciona conforto à população e benefícios à economia, pela conquista de melhores condições de produtividade (BRASIL, 2007, Art. 3º, § I, alínea b; FUNASA, 2006; NUVOLARI, 2011).

Conforme Daniel *et al.* (2002), os efluentes domésticos são fonte de metais pesados, patógenos e fármacos, incluindo compostos carcinogênicos, que oferecem riscos à população e ao ecossistema, especialmente comunidades aquáticas.

O aporte de efluentes domésticos não tratados em rios é danoso em qualquer circunstância, prejudicando principalmente afluentes em vazão insuficiente para diluir a carga poluente (DANIEL *et al.*, 2002).

Ometo *et al.* (2000) avaliaram a composição bioquímica da água em duas bacias hidrográficas de Piracicaba-SP, identificando a presença de cloro e sódio oriundos de efluentes domésticos. Além disso, constataram que a qualidade da água é mais afetada pelo uso urbano do que agrícola, este último referido a plantação de cana-de-açúcar e pasto.

AUTODEPURAÇÃO

Collischonn e Dornelles (2013) afirmam que a autodepuração é a capacidade do rio se recuperar de eventos poluidores, mesmo cargas orgânicas com alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) provenientes de esgotos domésticos. Von Sperling (2009) explica que isto se deve

à ação de bactérias, principalmente heterotróficas, cujo processo alimentar promove a oxidação da matéria orgânica.

Conforme mostra a Figura 1, o aporte de carga orgânica fornece nutrientes às bactérias, elevando a DBO a um ápice. Ao se alimentarem, as bactérias se apropriam do oxigênio dissolvido (OD), causando reduções significativas em suas concentrações, até um valor mínimo, na zona séptica, quando o rio vive seu momento mais dramático. Nesse momento, a maior parte da matéria biodegradável já foi consumida, com a DBO decaindo e as águas recuperando gradualmente a oxigenação.

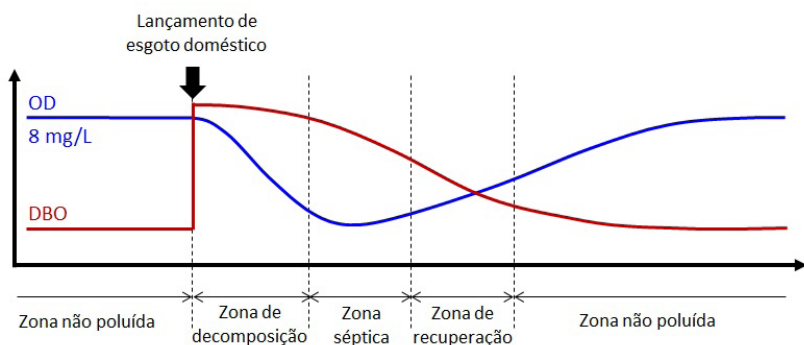


FIGURA 1 – VARIAÇÃO DE OD E DBO NAS ZONAS DE AUTODEPURAÇÃO DE UM RIO
FONTE: Adaptado de BRAGA *et al.* (2002)

A recuperação do rio é favorecida por mecanismos diversos, como o próprio fluxo das águas e a turbulência das correntezas, pelos quais as águas absorvem oxigênio atmosférico (FIORUCCI e BENEDETTI-FILHO, 2005; SALATI *et al.*, 2002).

ESTRUTURA DA REDE COLETORA DE ESGOTO

Conforme ilustra a Figura 2, os esgotos produzidos em edificações (1) residenciais, comerciais e instituições adentram o coletor predial (2) e são transportados por gravidade em dutos interconectados, passando por coletor secundário (3) e coletor tronco (7), contendo diversas câmaras de inspeção (6) denominadas “poços de visita” (PVs).

Os fluxos são direcionados para o interceptor (9), chegando à ETE (10), onde os efluentes são tratados e finalmente conduzidos por emissário (11) ao lançamento em um corpo hídrico.

Dispositivos como o sifão invertido (8) permitem o rebaixamento das tubulações, possibilitando transpor um corpo hídrico. A Estação Elevatória de Esgoto (4), por sua vez, acoplada a uma linha de recalque pressurizada (5) consegue bombear os efluentes originados em cota inferior à dos ramais coletores (TSUTIYA e ALEM SOBRINHO, 2011).

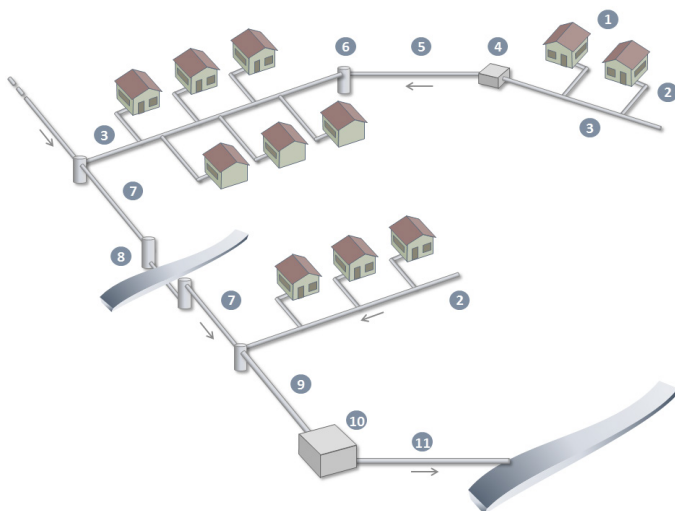


FIGURA 2 – TUBULAÇÕES E DISPOSITIVOS DE UMA RCE
FONTE: Adaptado de RAMME (2013) e NUVOLARI (2011)

OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

A operação eficiente de RCE visa garantir um sistema de dutos estanque, que opere sob as mais diversas condições climáticas, suportando perturbações físico-químicas como vibrações de obras e tráfego de veículos, acomodações do terreno, e penetração de raízes, efeitos corrosivos do solo e de águas subterrâneas de pH ácido, bem como a própria agressividade dos efluentes ali conduzidos. Além destes fatores, a estrutura também é fragilizada na eventualidade de ligações

clandestinas, desencaixes, desgastes e fadiga de componentes (RECESA, 2008; AMICK E BURGESS, 2000, ELLIS, 2011).

A deterioração da rede coletora favorece o surgimento de pontos frágeis, descritos por DSD (1995) como brechas nas paredes dos dutos que prejudicam a estanqueidade do sistema.

Segundo Bertrand-Krajewski *et al.* (2005), pontos frágeis são nocivos por admitir efeitos como infiltração, vazamentos e extravasamento. A infiltração por chuva ou pela água de lençol freático dilui os efluentes, conferindo-lhes características diversas às quais se dimensionou o tratamento na ETE, reduzindo sua eficiência. Já o vazamento significa a perda de efluentes, favorecendo acomodações no solo, deslocamentos na própria tubulação e contaminação do subsolo e do lençol freático, fato agravado em manancial de abastecimento. Já o extravasamento ocorre em PVs, por dutos entupidos ou subdimensionados.

A prevenção de efeitos devidos a pontos frágeis requer um protocolo de manutenção preventiva da rede coletora, focando em elementos como os citados por Amick e Burgess (2000) e ilustrados na Figura 3: junções entre peças (1) e a conexão dos ramais com o PV (2) inclusive nas paredes internas ao PV (3). Os autores citam ainda a recorrência de trincas no sentido longitudinal da tubulação (4) e fissuras devidas a esforços laterais (5).

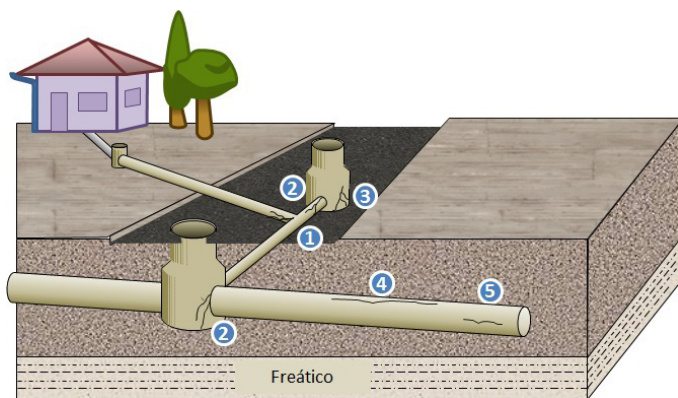


FIGURA 3 – OCORRÊNCIA DE PONTOS FRÁGEIS NA ESTRUTURA DE RCE
FONTE: Adaptado de AMICK e BURGESS (2000)

A manutenção preventiva conta com métodos convencionais, como o “telediagnóstico”, filmagem do ambiente interno dos coletores em circuito fechado de televisão, útil na identificação de trincas, deslocamento de juntas e obstruções. Outra opção seria o “teste de fumaça”, pela injeção pressurizada de fumaça nos dutos, que na eventualidade de emergir na superfície, denuncia a existência de ponto frágil (BERTOLINI, 2013; DOBIGNIES, 2014).

PROGRAMA DE REVITALIZAÇÃO DE RIOS URBANOS (PRRU)

O Programa de Revitalização de Rios Urbanos (PRRU) é uma metodologia desenvolvida pela empresa Sanepar para diagnosticar pontos frágeis na RCE a partir da análise da presença de carga orgânica nas águas de rios na área urbana, considerando-se que tal evento é indicativo do aporte de efluentes a montante, no espaço da bacia hidrográfica (SKROCH, 2014).

Segundo Skroch (2013), as análises são realizadas *in loco*, por meio de visitas a seções distribuídas ao longo do rio principal. Em cada seção procede-se a observação das condições ambientais do rio e a medição da concentração de OD, parâmetro com o qual se plota o Perfil do Rio, uma curva descritiva da variação de OD, indicativo de aporte de carga orgânica. A Figura 4 ilustra o Perfil do Rio, com os valores de OD (ordenados) plotados na respectiva distância da seção avaliada à nascente do rio (abscissas).

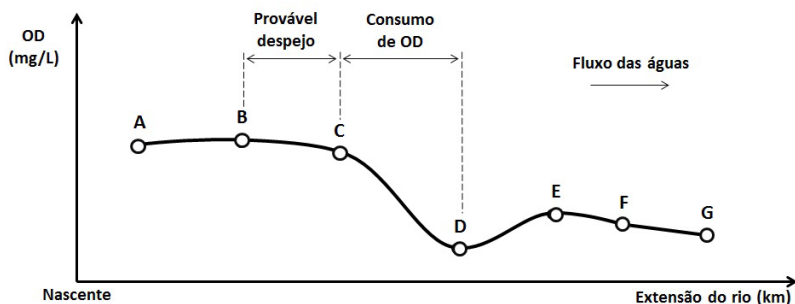


FIGURA 4 – VARIÇÃO DE OXIGÊNIO AO LONGO DO RIO, DA NASCENTE À FOZ
FONTE: Adaptado de SKROCH (2014)

O ponto D contém o menor valor de OD, revelando a posição em que o rio vivencia seu pior momento, por haver perdido muito oxigênio no processo de degradação da matéria orgânica pelas bactérias. O consumo gradual de OD indicado no segmento C-D é considerado à luz do processo de autodepuração de corpos hídricos (Figura 1), podendo indicar aporte de carga orgânica a montante da seção C (SKROCH, 2014).

O Perfil do Rio revela perturbações no OD oriundas da presença de carga orgânica no rio. Desta forma, o segmento referente à queda de OD sugere o aporte de efluentes domésticos no trecho B-C. Neste segmento está situado o vértice final do trajeto percorrido pelos efluentes, trajeto esse ainda incógnito. Portanto, resta encontrar o vértice inicial, a origem da carga poluidora, representada na Figura 5 por uma gota vermelha (SKROCH, 2013), que pode significar um ponto frágil na RCE.

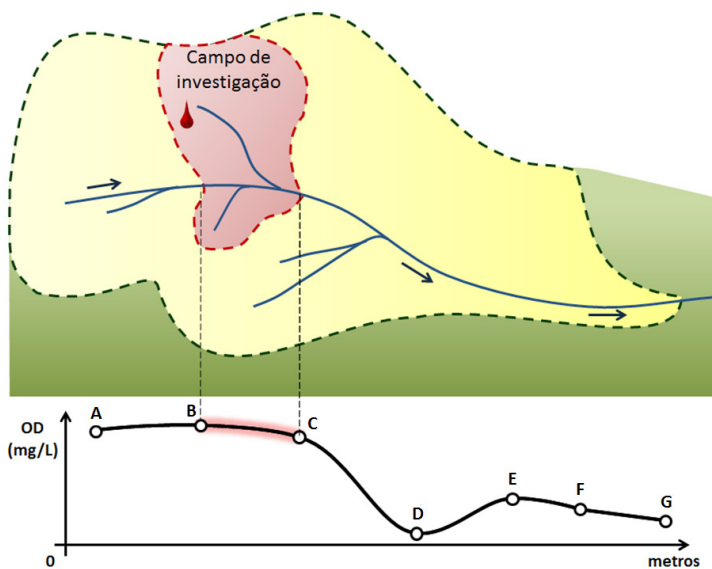


FIGURA 5 – CAMPO DE INVESTIGAÇÃO DEFINIDO POR QUEDA DE OD
FONTE: Adaptado de SKROCH (2013)

A fim de se localizar a possível perda de efluentes, delimita-se o campo de investigação indicado na Figura 5 contendo o trecho de rio contido entre as seções B e C. A estrutura da RCE neste campo passa a ser vistoriada por acesso às câmaras internas dos PVs, obtendo-se os indícios de perdas de efluentes por verificação visual do fluxo de efluentes.

PREMISSAS DO PRRU

As análises do PRRU se firmam na premissa de que o rio urbano é um sistema estacionário, apresentando concentrações estáveis de carga orgânica no período de tempo em que se procede a análise.

As amostragens do Perfil do Rio fornecem resultados compatíveis à amostragem instantânea das seções, admitindo-se as seguintes hipóteses:

- I. A fonte poluidora promove uma perturbação contínua nas águas do rio;
- II. O sistema em análise encontra-se em estado estacionário;
- III. Os parâmetros analisados encontram-se em regime estacionário no intervalo de tempo em que acontecem as coletas das amostras.

O CICLO DO PRRU

Conforme Skroch (2014), o método do PRRU é composto pelas etapas “análise preliminar”, “investigação das causas”, “manutenção”, “verificação” e “acompanhamento”, exibidas na Figura 6 e descritas na sequência.

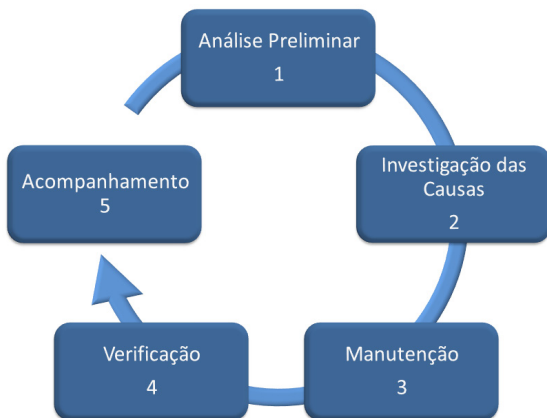


FIGURA 6 – CICLO DE PROCESSOS DO PRRU
 FONTE: Adaptado de SKROCH (2012)

As atividades das etapas 1 e 2, exibidas na Figura 6, são realizadas por equipes de dois funcionários. Cabe ao coordenador a gestão dos serviços, a elaboração dos mapas de campo e a manutenção das bases de dados do PRRU. As equipes não adentram galerias pluviais ou câmara interna de PV.

As atividades de campo contam com veículo automotor, EPIs, oxímetro de sensor óptico, água deionizada e dispositivos para registro fotográfico e de localização, além de vergalhões de aço adaptados ao encaixe na tampa do PV, denominados “ganchos”, para sua remoção e reposição.

ANÁLISE PRELIMINAR

O PRRU tem início no reconhecimento da área de atuação, na bacia hidrográfica, apoiado por mapa de campo contendo a RCE, a hidrografia e respectivas seções de rio a serem visitadas.

As seções do rio são visitadas para se medir o OD, cujo valor é apreciado tanto como valor quantitativo, pela grandeza escalar indicativa do OD no rio, como valor qualitativo, assinalando valores

inferiores a 5 mgO₂/L como “OD baixo” e os demais valores como “OD alto”. O limiar de 5 mgO₂/L é definido por Brasil (2005) como o mínimo desejável a rios classe 2.

A ocorrência de chuva forte faz elevar os níveis de OD no corpo hídrico, devendo as medições de OD ser procedidas somente após 48 horas.

PARÂMETROS ORGANOLÉPTICOS

Ao se medir o OD, procede-se também a observação expedita dos aspectos organolépticos de cor, turbidez e odor, traduzidos em condição “boa” ou “ruim”, assinalados no mapa de campo conforme o Quadro 1:

- Condição boa: o rio não possui elementos que indiquem a presença significativa de cargas orgânicas;
- Condição ruim: a água possui tonalidade acinzentada, chegando a carrear material particulado e apresentar mau cheiro

QUADRO 1 - SINALIZAÇÃO DOS ASPECTOS ORGANOLÉPTICOS OBSERVADOS NO RIO

Condição	Aspecto visual	Descrição	Aspecto olfativo	Notação no mapa
Boa	Natural	Águas cristalinas, enxerga-se o fundo do rio	Sem odor	(OO)
			Mau cheiro	(O)
Ruim	Cinza	Águas acinzentadas, opacas ou com turbidez acentuada, podendo apresentar mau cheiro	Sem odor	(X)
			Mau cheiro	(XX)

FONTE: PENIDO, 2014

No levantamento do Perfil de rio dá-se preferência a amostragens em locais como os ilustrados na Figura 7: próximo à nascente (1), a montante de pontes (2); e a montante e jusante de afluentes (3 e 4), a depender da disponibilidade de acessos a essas seções.

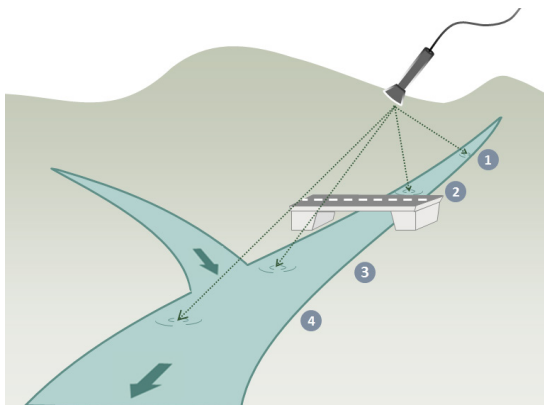


FIGURA 7 – LOCAIS PREFERENCIAIS PARA MEDIR O OD DO RIO
FONTE: PENIDO, 2014

As medições de OD requerem cuidados nos trechos onde há despejo de cargas poluidoras visíveis a olho nu, como na Figura 8. Para se minimizar a influência do evento poluidor nas leituras de OD, contorna-se a pluma de poluição, como indicado pelas setas tracejadas, evitando-se as marcações em vermelho.

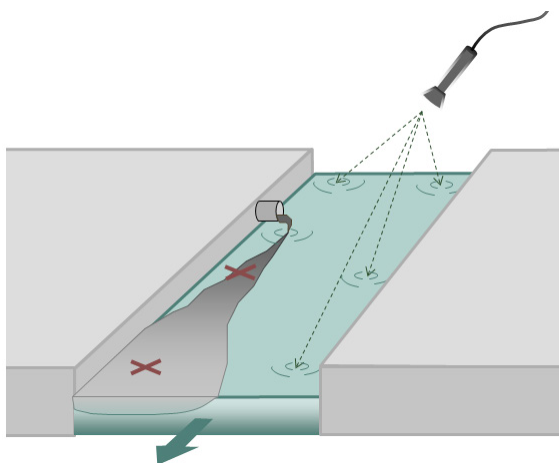


FIGURA 8 – DESPEJO VISÍVEL NO CURSO DO RIO
FONTE: PENIDO, 2014

Ao se concluir as medições de OD, procede-se a plotagem do Perfil do Rio, com as seguintes opções de ação:

- Não há queda de OD: verifica-se a possibilidade de o rio apresentar “alto OD” associado a condição “boa”, indicando não haver despejos significativos de carga orgânica e conduzindo à etapa 5, de “acompanhamento” (Figura 6). Caso o rio se apresente degradado, todavia, um novo levantamento se faz necessário, amostrando-se mais seções de rio;
- Há queda de OD: delimita-se o campo de investigação, conforme a topografia de drenagem das águas, nos terrenos situados logo a montante da seção onde se verificou o início da queda de OD.

As dimensões do campo de investigação podem ser reduzidas, mediante a amostragem de novas seções de rio nas cercanias dos pontos B e C. A Figura 9 ilustra como a adição de três seções consegue restringir a depleção do OD ao segmento C-I, com reflexos no tamanho do campo de investigação.

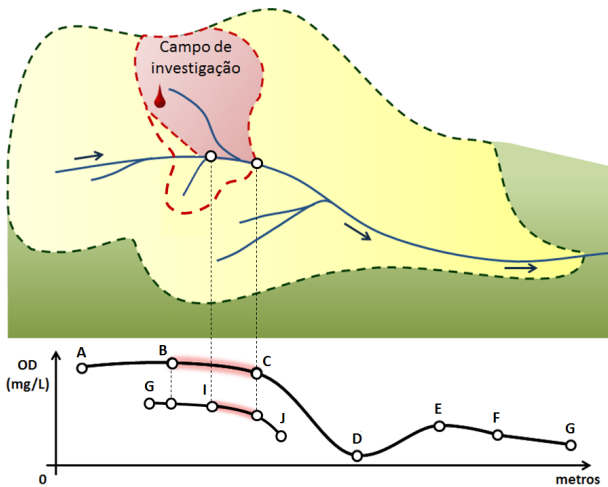


FIGURA 9 – REFINAMENTO DO PERFIL DO RIO, NO TRECHO COM QUEDA DE OD
FONTE: Adaptado de PENIDO, 2014

O campo de investigação também pode ser reduzido aproveitando-se a existência de um afluente com foz no trecho com queda de OD (Figura 10). O levantamento do respectivo Perfil do Rio pode ser útil no caso de se identificar uma queda de OD no afluente, necessitando um menor campo de investigação.

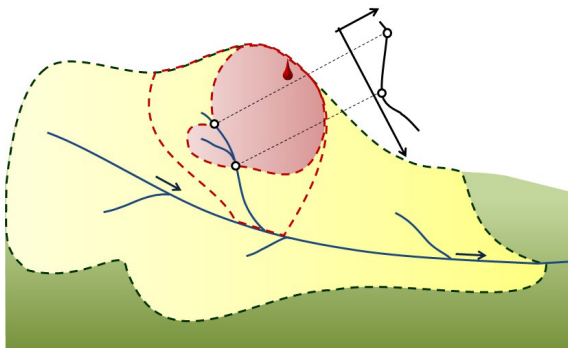


FIGURA 10 – LEVANTAMENTO DE PERFIL DO RIO AFLUENTE
FONTE: PENIDO, 2014

A duração das campanhas de campo varia conforme as dimensões da bacia hidrográfica, as possibilidades de acesso ao rio, as condições de tráfego e outros fatores. Como referência, uma bacia urbanizada, com área plana de 10 km², requer quatro horas para o cumprimento das etapas 1 e 2, respectivamente, de “análise preliminar” e “investigação das causas” (Figura 6).

INVESTIGAÇÃO DAS CAUSAS

Nesta etapa são investigadas as possíveis causas das variações de OD encontradas no rio. Para tanto, procede-se o acesso visual às câmaras de inspeção da RCE, os PVs, a fim de se verificar sua integridade física e observar o fluxo de efluentes, inferindo-se possíveis pontos frágeis no ramal adjacente, condição na qual são acionadas as equipes de manutenção.

Para se chegar ao evento poluidor, o PRRU interpreta os dados de

OD e parâmetros organolépticos colhidos em campo, à luz do processo de autodepuração do rio, traduzido no binômio aspecto-OD (Quadro 2):

- Condição “ruim” associada a “OD alto”: há despejo de carga orgânica nas proximidades, a montante. Remete à “zona de decomposição”;
- Condição “boa” e “OD baixo”: a fonte poluidora está a meia-distância, pois a carga orgânica já foi decomposta e o OD ainda se recupera;
- Condição “boa” e “OD alto”: não evidencia poluição por carga orgânica;
- Condição “ruim” e “OD baixo”: não auxilia na localização do evento poluidor.

QUADRO 2 - INTERPRETAÇÃO DO BINÔMIO ASPECTO-OD

Binômio aspecto-OD	Notação no mapa	OD	Análise
Condição boa, associada a OD Baixo	(OO)	≥ 5 mgO ₂ /L	O evento poluidor está mais distante. É a Zona de recuperação, onde a matéria orgânica já foi consumida, mas ainda sem recuperação no OD.
	(O)		
Condição ruim, associada a OD Alto	(X)	< 5 mgO ₂ /L	O evento poluidor está próximo. É a Zona de decomposição, com efeitos visíveis, mas sem redução significativa do OD.
	(XX)		

FONTE: Adaptado de SKROCH (2014)

O Quadro 2 apresenta a forma como se registra no mapa os aspectos organolépticos observados na seção de rio, com letra “O” para água com pouca matéria particulada em suspensão, enquanto o “OO” assinala água transparente. A letra “X” indica poluição visível, com “XX” indicando águas turvas ou opacas.

A informação da distância relativa da fonte poluidora, confere à equipe de campo um parâmetro direcionador a ser empregado na escolha dos ramais de RCE a serem investigados, ou seja, dos PVs que serão inspecionados. A inspeção dos PVs busca identificar alterações na intensidade do fluxo de efluentes, por comparação visual.

A comparação dos fluxos em dois PVs adjacentes é feita removendo-se a tampa do PV para se observar, a olho nu, o fluxo de efluentes na meia-cana situada no fundo da câmara interna (Figura 11).

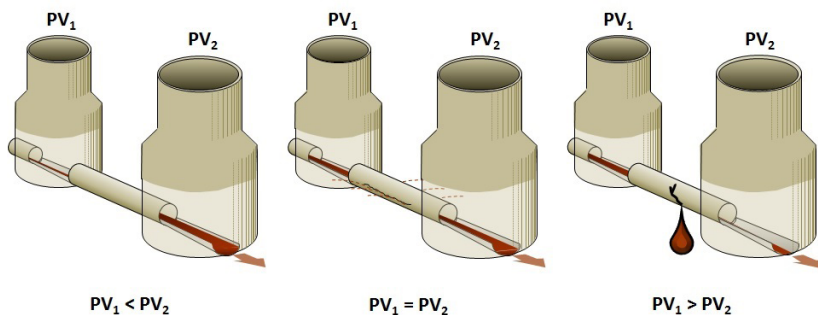


FIGURA 11 – FLUXO EM PVS ADJACENTES COM APORTE DE ÁGUA SUBTERRÂNEA OU PLUVIAL (a), EM CONDIÇÃO NORMAL (b) E COM PERDA DE EFLUENTES (c)
FONTE: PENIDO, 2014

Conforme ilustra a Figura 11-b, os efluentes fluem do PV em cota superior (PV₁) para o de cota inferior (PV₂), de modo que, em condições normais de operação, no PV₂ se observa o mesmo fluxo visto no PV₁. A análise comparativa dos fluxos em PVs adjacentes permite três entendimentos:

- fluxo em PV₁ menor que PV₂: o duto entre os dois PVs recebe aporte de água pluvial, água tratada, esgoto clandestino ou infiltração do subsolo;
- PV₁ e PV₂ com fluxos iguais: condição normal;
- fluxo em PV₁ maior que PV₂: há perda de fluxo entre os dois PVs.

A perda de fluxo pode ser confirmada adicionando-se uma massa de corante ao efluente que comporta-se como um traçador físico da corrente no PV a montante, conforme mostra a Figura 12. A visualização do corante fora da RCE confirma o ponto frágil identificado no ramal entre o PV₁ e o PV₂.

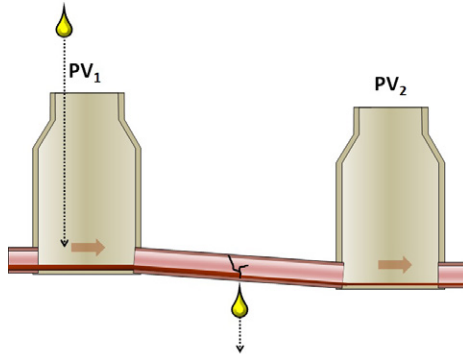


FIGURA 12 – CORANTE AMARELO APLICADO AO PV₁, CONFIRMANDO PONTO FRÁGIL
 FONTE: PENIDO, 2014

A Figura 13 reproduz o processo de análise de fluxo, demonstrando como se reduz o campo de investigação na medida em que se avança na RCE.

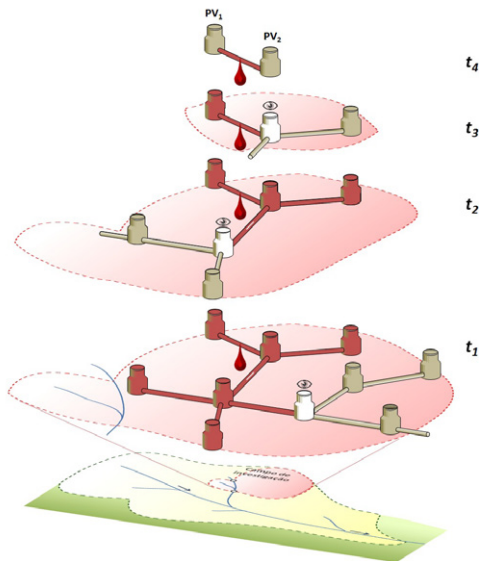


FIGURA 13 – CAMPO DE INVESTIGAÇÃO REDUZIDO A CADA PASSO NA INVESTIGAÇÃO
 FONTE: PENIDO, 2014

A Figura 13 sinaliza as análises de fluxo com um “olho” posto sobre a bifurcação em análise, atento à passagem dos efluentes. Cada momento t_1 , t_2 , t_3 e t_4 representa um avanço pela estrutura da RCE. As cores atribuídas aos PVs remetem às seguintes designações:

- cor branca: bifurcação em que se procede a análise de fluxo;
- cor bege: domínio de RCE descartado por apresentar fluxo compatível ao esperado para a respectiva região atendida pela coleta de esgotos;
- cor vermelha: domínio com fluxo inferior ao esperado à área atendida.

Ao término de cada análise de fluxo, descarta-se o domínio de RCE de cor bege e fica mantido o de cor vermelha. O PV de cor branca também é descartado. Toda tampa de PV é repostada imediatamente, para evitar acidentes.

Não sendo identificados pontos frágeis na rede coletora, conclui-se que o evento poluidor não está na RCE, mas proveniente de edificações não conectadas à rede coletora.

MANUTENÇÃO

Os serviços de manutenção são solicitados sempre que um ponto frágil for identificado ou inferido, bem como outros eventos indesejáveis percebidos a olho nu, durante a inspeção do PV: paredes com rachaduras, ligações clandestinas de esgotos ou águas pluviais. Também é reportada a condição de PV afogado, por evidenciar obstrução nos ramais a jusante.

A comunicação é efetuada por relatórios sucintos denominados croquis, contendo observações descritivas para a localização do ponto frágil.

Equipes de manutenção devidamente treinadas certificam-se do evento “ponto frágil”, cujo ramal recebe ações corretivas. Eventualmente, pode-se empregar um método de investigação adicional, como o telediagnóstico, a fim de se confirmar em qual ramal está localizado o ponto frágil. A ação corretiva efetuada é comunicada à equipe do PRRU.

VERIFICAÇÃO

A equipe do PRRU retorna ao local para conferir a efetividade das ações corretivas, procedendo nova visita a campo para avaliação onde o rio era afetado pela carga poluidora. Idealmente, a cessão do aporte de carga orgânica é traduzida na instância “alto OD associado à condição boa”. Não havendo uma conclusão satisfatória, procede-se a um novo levantamento de Perfil do Rio, em busca de eventos poluidores ainda não localizados.

ACOMPANHAMENTO

A revisita ao local onde o ponto frágil foi identificado e corrigido deve ser contemplada em rotinas com novos levantamentos de Perfil do Rio, buscando-se verificar se as águas do rio apresentam melhor qualidade, o que desejavelmente implicaria em maiores valores de OD. Todavia, o rio pode apresentar-se de modo tal, que se conclua haver mais algum evento poluidor a montante, ensejando novo levantamento.

A etapa de “Acompanhamento” conta ainda com o envolvimento voluntário de pessoas residentes na bacia hidrográfica, convidadas a observar as condições ambientais dos rios, a fim de identificar possíveis problemas ocorridos mesmo após a realização de obras corretivas.

O acompanhamento é realizado na forma de monitoramento participativo, por cidadãos atuando como agentes ambientais. Hermes *et al.* (2004, p.3) afirma que a estes voluntários, são *‘creditadas responsabilidades e compromissos, aceitos voluntariamente para o exercício da atividade de monitoração da qualidade das águas de usos múltiplos, sem nenhum vínculo empregatício’*. Segundo Souza e Marques Junior (2001), o envolvimento da população promove ações de Educação Ambiental, pois a comunidade passa a participar e interagir com o meio em que vive.

A função do voluntário é manter-se atento ao ‘seu’ rio, comunicando alterações de aspecto, por e-mail, ao gestor da rede coletora. Para esse fim, foi criado o selo exibido na Figura 14, contendo o endereço eletrônico do Programa. O selo é distribuído na forma de um cartão

imantado, para afixação onde o voluntário possa acessá-lo com facilidade.



FIGURA 14 – CARTÃO DO MONITORAMENTO PARTICIPATIVO (DIÂMETRO DE 8 CM)
FONTE: Adaptado de Sanepar (2014)

Interessa ao voluntariado, não somente os residentes nas proximidades do rio, mas também aos cidadãos que no seu dia-a-dia tenham contato com o rio e se comprometam a observar as suas condições. Os voluntários são criteriosamente escolhidos por agentes de Educação Ambiental, com base no seguinte perfil:

- ser manifestamente interessado na recuperação e manutenção das condições ambientais do rio, conforme avaliado em diálogo com os operadores do PRRU ou, preferencialmente, um agente de Educação Ambiental;
- demonstrar zelo pelo ambiente de sua própria residência, demonstrando atitude positiva em relação ao ambiente em que vive;
- ter acesso à Internet, para comunicar eventos de poluição no rio.

A atuação dos voluntários é motivada pelo seu próprio interesse nas condições ambientais de seu bairro, não recebendo valores de qualquer tipo, para esse fim.

Os contatos do monitoramento participativo são efetuados por e-mails, com triagem e encaminhamento aos cuidados de agentes da Educação Ambiental da Sanepar.

INTEGRAÇÃO DO PRRU COM AS TECNOLOGIAS CONVENCIONAIS

A vantagem da integração do PRRU com as tecnologias convencionais de Telediagnóstico e Teste de Fumaça reside na possibilidade de se compor estratégias de manutenção, potencializando a localização de pontos frágeis em amplas regiões.

A Figura 15 exemplifica a localização de pontos frágeis na RCE mediante a integração do PRRU às tecnologias convencionais. Na Figura 15-a, tem-se o caminhamento de uma tecnologia convencional, como o telediagnóstico, ao longo dos ramais da RCE, a partir do PV_0 . Cada ramal averiguado é representado na cor verde, sendo necessário inspecionar cada ramal, até que se chegue àquele contendo o ponto frágil.

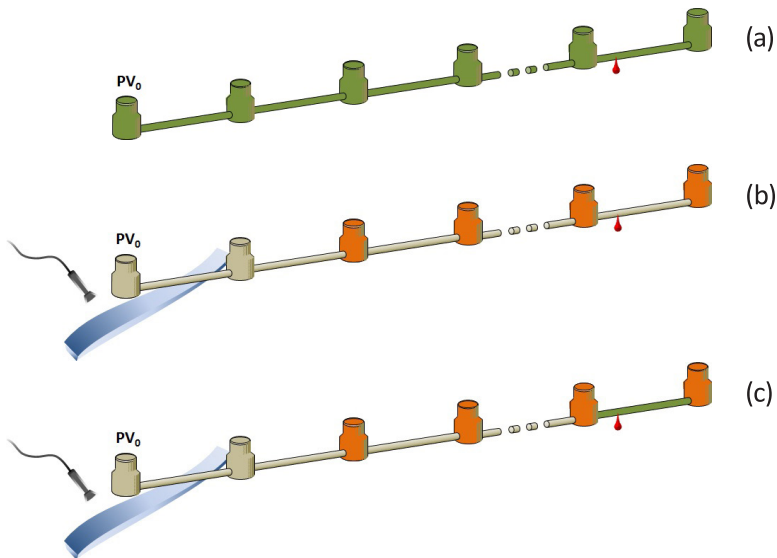


FIGURA 15 – COMPARATIVO DA MANUTENÇÃO COM TELEDIAGNÓSTICO E O PRRU
FONTE: PENIDO, 2014.

Na Figura 15-b, por sua vez, tem-se o caminhamento do PRRU, que avança em inspeções visuais de PV, podendo inclusive desprezar os PVs iniciais, já que a rede pode ser acessada no trecho onde se considere ser maior a possibilidade de haver um ponto frágil. Ressalta-se que, ao passo que as tecnologias convencionais avançam ramal após ramal, em análises detalhadas, o PRRU avança de PV em PV, em análises expeditas.

A Figura 15-c, enfim, demonstra o emprego de tecnologias convencionais somente em trechos identificados PRRU, como passíveis de conter ponto frágil. Nesta forma, somente se procede uma análise detalhada em ramais com maior propensão a abrigar ponto frágil.

A integração das metodologias atende à manutenção corretiva de curto prazo, com o PRRU destacando, na bacia hidrográfica, os ramais que mais necessitam da análise minuciosa provida pelas tecnologias convencionais. Dessa forma, a manutenção corretiva integrada confere agilidade na identificação e intervenção em obras corretivas, bem como melhorias na eficiência da rede coletora agregadas a um melhor aspecto visual e olfativo dos rios urbanos.

A análise da Figura 15 remete à otimização no uso de tecnologias convencionais na ordem de n ramais (Figura 15-a) para 1 ramal (Figura 15-c), com reflexos esperados na alocação de recursos humanos, tecnológicos e financeiros.

CONCLUSÃO

O PRRU valoriza a capacidade técnica do operador, em assimilar os parâmetros organolépticos de aspecto e odor junto ao OD medido no rio, interpretando-os como evidências de eventuais pontos frágeis ou lançamentos irregulares que precisam ser localizados com presteza.

O PRRU inova ao definir o rio como indicador da qualidade e eficiência da RCE, reduzindo um possível hiato entre rede coletora instalada e esgoto efetivamente afastado, refletindo de forma positiva nas condições sanitárias da área urbana atendida. Adicionalmente, a vertente do monitoramento participativo envolve a população residente nos esforços pela conquista de uma melhor qualidade ambiental.

A análise proposta pelo PRRU mostra-se adequada à manutenção da

RCE, colhendo nas águas do rio as respostas sobre a presença significativa de carga orgânica e sua provável origem na bacia hidrográfica.

O Programa transcende diversas áreas de uma empresa de saneamento: gestão da rede coletora, operações, recursos hídricos, educação ambiental. Sua proposta de monitoramento participativo aproxima os cidadãos ao ambiente em que vivem, atribuindo-lhes responsabilidade pelo rio de sua bacia hidrográfica.

O ponto forte do PRRU consiste em fornecer um diagnóstico da RCE amparado em trabalhos de campo expeditos, capaz de, em amplos domínios urbanizados, localizar os principais pontos frágeis na RCE e/ou lançamentos irregulares na bacia hidrográfica.

Como pontos fracos, o PRRU não diagnostica a totalidade dos pontos frágeis na RCE, demandando frentes sucessivas de trabalho. Além disso, torna-se inoperante nas 48 horas após uma chuva forte na bacia hidrográfica, por diluir a concentração de cargas poluentes nos rios.

No decorrer do levantamento de Perfil do Rio, as medições de OD devem ser efetuadas em curtos espaços de tempo, em coerência com a premissa de estacionariedade do parâmetro OD. A prática tem mostrado que os valores da medida de OD apresentam menor flutuação durante o período da manhã, ao passo que no período da tarde, em virtude da maior flutuação da medida de OD, se consegue detectar mais facilmente os despejos de carga orgânica.

O PRRU mostra-se apto a integrar o rol das soluções empregadas na manutenção de sua estrutura e sua eficiência, definindo bolsões onde aplicar as tecnologias convencionais. Tal integração não afetaria os programas de manutenção preventiva de médio e longo prazo, adequados às tecnologias convencionais, as quais conseguem evitar pontos frágeis antes que surjam.

Os conceitos e premissas que norteiam o PRRU levam a ensejar que os indicadores de universalização do saneamento, atualmente pautados na extensão de rede coletora instalada ou população atendida, possam incorporar parâmetros mais abrangentes, que expressem a eficiência com que a RCE cumpre com o efetivo afastamento dos efluentes.

REFERÊNCIAS

AMICK R. S.; BURGESS, E. H. Exfiltration in sewer systems. National Risk Management Laboratory. Cincinnati, Ohio. 34p. 2000.

BERTOLINI, M. **Avaliação das contribuições de água de chuva provenientes de ligações domiciliares em sistema de esgotamento sanitário separador absoluto.** Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) Setor de Tecnologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L. *et al.* Assessing infiltration and exfiltration on the performance of urban sewer systems (APUSS) - Final report. Leon, França. 2005.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. C. Introdução à Engenharia Ambiental. Prentice Hall. 2002.

BRASIL Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água.** 2005.

BRASIL. Casa Civil. Lei nº 11.445 de 4 de Janeiro de 2007. **Política Nacional de Saneamento Básico:** estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Art. 2º, parágrafos II e III. 2007.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia:** para engenharia e ciências ambientais. 350 p. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH). Coleção ABRH, v.12. Porto Alegre. 2013.

DANIEL, M. H. B. *et al.* *Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin.* **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 136, p. 189-206, 2002.

DOBIGNIES, C. M. (Coordenador de Manutenção da URCT-N, Unidade Regional Curitiba Norte) **Tecnologias convencionais de busca por pontos frágeis na rede coletora.** [Mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <lpenido@sanepar.com.br> em: 18/5/2014.

(DSD) DRAINAGE SERVICES DEPARTMENT. **Sewerage Manual – Key planning issues and gravity collection system – Part 1.** 107p. Hong Kong, China. 1995.

ELLIS, J. B. **Sewer performance inflow, infiltration and exfiltration.** *Urban Pollution Research Centre.* Londres. 2011.

FIORUCCI A. R.; BENEDETTI-FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. *Química Nova na Escola*, n. 22. 2005.

(FUNASA) FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Manual de Saneamento**. Ministério da Saúde. 408p. 2006.

HERMES, L. C. *et al.* Participação comunitária em monitoramento da qualidade da água. Circular técnica nº 8, Embrapa. 8p. Jaguariúna, São Paulo. 2004.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico: mais saúde com qualidade de vida e cidadania. Brasília. 173p. 2013.

NUVOLARI, A. Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. 2aed. São Paulo: Blucher, 2011.

OMETO, J. P. H. B. *et al.* *Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil.* **Freshwater Biology**, v. 44, n. 2, p. 327-337, 2000.

PENIDO, L. R. Avaliação de metodologia de apoio à manutenção de rede coletora de esgotos. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) Setor de Tecnologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

RAMME, E. J. Proposta de um modelo de gestão para um sistema de esgotamento sanitário. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) Setor de Tecnologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

(RECESA) REDE DE CAPACITAÇÃO E EXTENSÃO TECNOLÓGICA EM SANEAMENTO AMBIENTAL. **Esgotamento sanitário**: operação e manutenção de redes coletoras de esgotos. 78 p. Brasília: Ministério das Cidades. 2008.

SALATI, E.; LEMOS, H. M.; SALATI, E. **Água e o desenvolvimento sustentável**. In: *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. p. 39-63.

(SANEPAR) COMPANHIA DE SANEAMENTO DO ESTADO DO PARANÁ. Selo do monitoramento participativo do PRRU. 2014.

SKROCH, J. **Gestão da rede coletora de esgoto**: Revitalização de rios urbanos. Premio Nacional da Qualidade em Saneamento – PNQS. Inovação da Gestão em Saneamento – IGS. IX Seminário da Inovação em Gestão do Saneamento. Fortaleza. 2012.

SKROCH, J. **Monitoramento de coletores de esgoto sanitário em áreas de reservatório de água para abastecimento público**. Curso de Capacitação de Facilitadores para

Qualidade. PUC, Curitiba. 2013.

SKROCH, J. **Procedimentos e conceitos do Programa de Revitalização de Rios Urbanos**. [Mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <lpenido@sanepar.com.br> em: 15/5/2014.

SOUZA, P. A. B. F.; MARQUES JUNIOR, S. A importância da Educação Ambiental na formação de profissionais de engenharia relacionado ao setor de transportes urbanos. Congresso Brasileiro de Educação em Engenharia. 2001.

TSUTIYA, M. T.; ALEM SOBRINHO, P. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do tratamento biológico das águas residuárias. v.1, 6ª ed. UFMG. 452p. Belo Horizonte. 2009.

CAPÍTULO 8

ENVIRONMENTAL DUE DILIGENCE: CONCEITO, APLICAÇÃO E IMPORTÂNCIA NO CONTEXTO DE FUSÕES E AQUISIÇÕES EMPRESARIAIS

M.Sc. Augusto Mercer Noce

Prof^a. Dr^a. Mônica Beatriz Kolicheski

M.Sc. Rafaela Cristina Faria Osório

Prof^a. MSc. Sandra Mara Pereira de Queiroz

INTRODUÇÃO

A expressão *due diligence* origina-se do conceito do Direito romano “*diligentia quam suis rebus*”, ou seja, a diligência de um cidadão em gerenciar suas coisas. Este conceito foi introduzido no Direito norteamericano após a promulgação do *Securities Exchange Act* de 1933 e a instituição de normas sobre a responsabilidade de compradores e vendedores na prestação de informações em processos de aquisição de empresas (SANTOS, 2006).

O termo *due diligence* literalmente traduzido significaria “devida cautela” ou “devida diligência”. Contudo, tal significado talvez não reflita a abrangência do procedimento no meio empresarial, uma vez que seu escopo depende intrinsecamente da operação que a requer (SANTOS, 2006; RAUPP e WARKEN, 2009).

A tomada de decisões em operações de fusões e aquisições é corriqueiramente descrita como um procedimento analítico que cobre etapas de pesquisa sistemática e triagem, avaliação estratégica e avaliação financeira ou, em outras palavras, o procedimento de *due diligence* (HASPELAGH e JEMISON, 1991 *apud* AHAMMADA e GLAISTER, 2013). A principal característica que permeia os serviços de *due diligence* é a apuração do patrimônio contábil da empresa-alvo, objeto da transação (RAUPP e WARKEN, 2009).

Entre estes procedimentos de *due diligence* existem aspectos que, tradicionalmente, são objeto de avaliação, tais como: contábil, financeiro, societário, tributário, contencioso, patrimonial, trabalhista e legal. De outro lado, alguns outros assuntos têm despertado a atenção de empreendedores, executivos e auditores no decorrer de operações de fusões e aquisições, entre os quais pode-se destacar o ambiental (NOCE, 2015).

O procedimento de *due diligence* pode revelar boas surpresas que resultam na identificação de um ativo com maior possibilidade de sinergia com o comprador e, de outro lado, a constatação de problemas inesperados podem prejudicar o valor do negócio ou até mesmo impedir que o processo de aquisição prossiga (CULLINAN, LE ROUX e WEDDIGEN, 2004; KADEN, 2009; AHAMMADA e GLAISTER, 2013).

Nesse contexto, o objetivo deste capítulo é conceituar a *Environmental Due Diligence* (EDD) em operações de fusões e aquisições bem como, revisitar sua aplicação e importância no meio empresarial.

O presente texto justifica-se em vista do panorama de crescente preocupação com o aspecto ambiental em operações empresariais de fusões e aquisições (F&A). Embora a magnitude de investimentos e o volume de operações de F&A no Brasil sejam bastante expressivos, ainda são relativamente poucas as publicações sobre o tema que tratem especificadamente da avaliação do componente ambiental neste tipo de transação empresarial.

O método empregado baseia-se em revisão de literatura com pesquisa de trabalhos publicados em revistas científicas, normas técnicas, livros e manuais, dentre outras fontes de informações.

O presente capítulo é derivado de Dissertação defendida no âmbito do Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial, da Universidade Federal do Paraná (UFPR) em convênio com o Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial do Paraná (SENAI-PR) e com a *Universität Stuttgart* (Alemanha).

FUSÕES E AQUISIÇÕES

O termo fusão é empregado no meio empresarial quando duas empresas juntam suas operações e deixam de existir isoladamente, dando origem a uma terceira nova empresa (PWC, 2016).

A fusão e a incorporação representam, primeiramente, a operação de transferência de uma pessoa jurídica para outra de um conjunto de ativos (e passivos), ou direitos e obrigações, ou ainda, um grupo de haveres e deveres, de forma tal que, sem que haja solução de continuidade, a outra pessoa jurídica absorve o acervo líquido que lhe foi transferido e o utiliza para o exercício de uma atividade empresarial, ou em outros termos, um processo de sucessão (MUNIZ e BRANCO, 2007).

De acordo com Botrel (2013) os termos fusão e aquisição de forma individualizada podem ser assim considerados:

- Fusão: *"negócio jurídico por meio do qual duas ou mais sociedades*

se unem para a formação de uma terceira, que as sucederá em todos os direitos e obrigações, extinguindo-se as corporações fundidas";

- Aquisição: "*negócio jurídico que tem como efeito a transferência da propriedade de um bem, mediante pagamento de um preço*".

A expressão fusões e aquisições (F&A), tradução habitual da nomenclatura "*mergers and acquisitions*" (M&A), compreende o quadro de medidas com o objetivo de servir de instrumento de crescimento externo ou compartilhado de uma corporação, que se desenvolve com a combinação de negócios e de reorganizações societárias. A expressão amplia o que habitualmente se desprende tecnicamente dos termos fusão e aquisição, quando isoladamente considerados, conforme apontado anteriormente (BOTREL, 2013).

Barrueco, Perrotti e Perrotti (2011) ressaltam que uma forte razão para operações de F&A está na busca de sinergias entre as empresas envolvidas que podem ser divididas em sinergias de custos, sinergias de receitas e sinergias financeiras.

DUE DILIGENCE

Freire (2012) explica que a *due diligence* tem por finalidade estudar e indicar a viabilidade de uma operação de fusão ou aquisição. Os procedimentos de *due diligence* são, em sua maioria, realizados sigilosamente, devido aos riscos de o negócio não acontecer. Quando estão envolvidas empresas de capital aberto, o sigilo é obrigatório, para que não haja suspeitas futuras de manipulação por qualquer um dos interessados, seja por parte do vendedor, vislumbrando melhorar o valor a ser pago; seja por parte do comprador, com a intenção de manipular os preços das ações e diminuir, assim, o valor a ser pago na aquisição.

Sob a ótica do potencial comprador, o principal objetivo da *due diligence* é permitir a melhor avaliação possível do valor da transação e a identificação das contingências inerentes à operação (BOTREL, 2013).

No QUADRO 1 são apresentados alguns exemplos de transações

anunciadas ao longo do ano de 2016, segundo dados da PWC (2016).

QUADRO 1 - EXEMPLOS DE TRANSAÇÕES NO BRASIL ANUNCIADAS EM 2016

COMPRADOR	OPERAÇÃO	INVESTIMENTO
Grupo Globo	Aquisição do jornal Valor Econômico, anteriormente do grupo Folha	Não anunciado
Mansilla Participações	Compra de fatia não anunciada da Radar Propriedades Agrícolas, anteriormente detida pela Cosan	R\$ 1,065 bilhão
Fundo de investimento Samambaia Master	Aquisição do grupo de distribuição de energia elétrica Energisa	R\$ 618 milhões
Pampa Energia (empresa argentina)	Aquisição de 67,19% dos ativos da Petrobrás na Argentina	USD 892 milhões
Cubic (empresa formada pelo Banco Santander e dois fundos de pensão canadenses)	Aquisição de duas usinas eólicas no Nordeste do Brasil	R\$ 2 bilhões
Brookfield Asset Management (por meio de uma subsidiária e suas afiliadas)	Aquisição de 90% das ações da Nova Transportadora do Sudeste (NTS) do segmento de transmissão de gás natural, anteriormente pertencente a Petrobrás	USD 5,19 bilhões
Suzano Papel e Celulose	Compra de ativos florestais e imobiliários da Companhia Siderúrgica Vale do Pindaré e da Cosima Siderúrgica	USD 245 milhões
WEG	Incorporação do negócio de turbinas eólicas "utility scale" da empresa Northern Power Systems (NPS)	Não anunciado

FONTE: Adaptado de PWC (2016)

Dos exemplos de transações listados no QUADRO 1 pode-se observar a diversidade e magnitude de investimento oriundo de operações de F&A.

O processo de *due diligence* executado para subsidiar operações de F&A deve fornecer informações sobre as propriedades que compõem o negócio. A *due diligence* se concentra principalmente em ativos tangíveis ou documentos relativos ao funcionamento da empresa. A crescente preocupação com o que está sendo comprado e para defender o preço da aquisição irá ajudar os responsáveis para ampliar o escopo do processo de coleta de informações. O que está incluído em cada auditoria e como essas auditorias são conduzidas torna-se um ponto focal de expandir o processo de *due diligence* (HARVEY e LUSCH, 1995).

Raupp e Warken (2009) estudaram a utilização da *due diligence* em processos de F&A e constataram que o interesse em adquirir ou fundir-se é o motivo com maior frequência para contratação do trabalho de *due diligence*. Em seguida, os motivos mais recorrentes são confirmação de dados, avaliação profunda, redução de riscos, revisão,

e necessidade de expansão e análise criteriosa. Os autores comentam também que a principal limitação para a não realização da F&A refere-se a divergências de valores entre "compradores" e "vendedores".

O reconhecimento da *due diligence* como procedimento central para operações de F&A bem sucedidas e a profissionalização destas operações tem tornado raras as transações em que as partes decidem pela não condução de uma prévia *due diligence* (BOTREL, 2013).

Na década de 1980, muitas companhias descobriram que o "custo da aquisição" não se limitou ao que foi pago para a empresa vendedora, mas sim, tudo o que foi desembolsado depois que a empresa foi comprada para resolver os problemas não identificados durante a *due diligence* (DAVIDSON, 1988, JARRETT, 1989 e M&A, 1993 *apud* HARVEY e LUSCH, 1995).

A *due diligence* pode ser descrita como um procedimento de revisão minuciosa de informações com o objetivo de avaliar e confirmar as oportunidades e os riscos envolvidos na operação (RAUPP e WARKEN, 2009).

De acordo com Botrel (2013), a *due diligence* é um procedimento de auditoria que tem as principais finalidades:

1. Obter a melhor compreensão possível do negócio a ser adquirido ou unificado;
2. Aumentar a possibilidade de uma escolha acertada;
3. Possibilitar ajustes no preço;
4. Realizar uma avaliação dos riscos da operação e do negócio;
5. Reduzir a exposição do vendedor a eventuais reclamações do comprador, em caso de venda de ativos empresariais ou participações societárias.

O momento de execução da *due diligence* pode variar conforme a convenção entre as partes, sendo que habitualmente o procedimento inicia-se com o endereçamento de uma listagem de documentos para a parte que permitirá acesso às informações, a qual providenciará a formação do *data room*¹ e diligenciará para que os documentos e informações requeridos estejam disponíveis para os auditores (BOTREL, 2013).

Raup e Warken (2009) salientam que:

"a *due diligence* não existe como figura jurídica autônoma, nem mesmo como um conceito jurídico ou um instituto jurídico que estabeleça um conjunto de regras e normas jurídicas próprias para o processo" (RAUPP e WARKEN, 2009, p. 36).

Desta forma, existe a possibilidade de ajustar os procedimentos de auditoria para cada situação particular, cabendo às partes acordar os termos em que será desenrolado o procedimento, bem como definir as consequências oriundas dos resultados que vierem a ser apurados (RAUPP e WARKEN, 2009).

Antes da disponibilização do *data room*, é preciso que a parte reveladora tome a precaução de selecionar as pessoas que participarão diretamente da auditoria, assim como estabelecer os acordos e medidas de confidencialidade (BOTREL, 2013).

Barrueco, Perroti e Perroti (2011) relatam em seu manual de fusões e aquisições de empresas, a importância de um roteiro específico para um processo de *due diligence*, sendo que os principais itens abordados neste roteiro são indicados no QUADRO 2.

QUADRO 2 - ROTEIRO RESUMIDO PARA UMA *DUE DILIGENCE*

ITEM AUDITADO	DOCUMENTAÇÃO REQUERIDA
Societário	<ul style="list-style-type: none"> • Cópia das alterações contratuais dos últimos 20 anos • Cópia das atas de assembleias, reunião de quotistas ou acordo de acionistas dos últimos 20 anos; • Cópia das procurações; e • Composição do quadro acionário (em sociedades anônimas) ou dos quotistas.
Propriedade Imobiliária	<ul style="list-style-type: none"> • Cópia de escrituras dos imóveis e respectivos registros. • Cópia das plantas dos imóveis, regularizadas na prefeitura, habite-se ou conservação e laudo técnico do corpo de bombeiros.
Propriedade Mobiliária	<ul style="list-style-type: none"> • Prova na contabilidade de aquisição de todos os bens móveis.
Propriedade intelectual	<ul style="list-style-type: none"> • Registro das marcas e patentes no Instituto Nacional da Propriedade Industrial (INPI). • Cópia dos contratos de assistência técnica, transferência de tecnologia e licenças de marcas e patentes, bem como documentos referentes a processos e sistemas utilizados na área industrial. • Registro do domínio de internet, no competente órgão gestor. • Relação dos programas de computador (software), bem como de todas as obras ou produtos que são objeto de Direitos Autorais e que são independentes de registro.
Capital estrangeiro	<ul style="list-style-type: none"> • Via original do Certificado do Banco Central.
Impostos	<ul style="list-style-type: none"> • Federais: Cópia das guias de recolhimento dos últimos 5 anos² dos seguintes tributos: IPI, PIS, Cofins, Imposto de Renda. • Contribuições Sociais dos últimos 10 anos. Livros Fiscais. • Estaduais: Cópia das guias de recolhimento dos últimos 5 anos do ICMS. • Municipais: Cópia das guias de recolhimento dos últimos 5 anos do ISS e IPTU.
Contencioso fiscal	<ul style="list-style-type: none"> • Certidões negativas de tributos federais, estaduais e municipais.

ITEM AUDITADO	DOCUMENTAÇÃO REQUERIDA
	<ul style="list-style-type: none"> • Lista dos processos fiscais relativa às ações ajuizadas pela empresa.
Trabalhista	<ul style="list-style-type: none"> • Lista dos processos trabalhistas, cópia das convenções ou dissídios coletivos; cópia dos contratos de trabalho de todos os empregados e executivos; especificação dos benefícios concedidos; relação nominal de todos os empregados.
Previdenciário	<ul style="list-style-type: none"> • Cópia das Guias de INSS e FGTS dos últimos 10 anos. • Relatórios sobre a última fiscalização.
Cível e comercial	<ul style="list-style-type: none"> • Lista de todos os processos judiciais, seja no país ou no exterior, como autora ou ré. • Pontos conflitantes que possam resultar em litígios futuros. • Cópia das notificações judiciais ou extrajudiciais. • Cópia dos contratos firmados com terceiros (comerciais, financeiros, prestação de serviços, licenciamento, aluguel, mútuo, comodato). • Cópia das Apólices de Seguro. • Análise da adequação dos produtos e serviços da empresa de acordo com o Código de Defesa do Consumidor.
Meio Ambiente	<ul style="list-style-type: none"> • Registro no órgão ambiental competente. • Pontos conflitantes com o IBAMA, entidades de defesa do meio ambiente ou comunidade local. • Análise de Relatório de Impacto ao Meio Ambiente - RIMA • Estudo de Impacto Ambiental – EIA. • Política de eliminação de detritos poluentes.
Governança corporativa	<ul style="list-style-type: none"> • Cópia dos relatórios de auditorias, relacionados ao patrimônio econômico e social da empresa. • Análise de aderência às normas nacionais e internacionais de segurança e confiabilidade.

FONTE: Adaptado de BARRUECO, PERROTTI e PERROTTI (2011)

No QUADRO 2 verifica-se que a abordagem relativa a um processo de *due diligence* contempla vários tópicos relevantes, tanto para o eventual investidor quanto para os sócios da empresa a ser adquirida. Em relação ao aspecto ambiental, como pode ser observado no QUADRO 2, existe a preocupação com a análise de documentos oriundos do licenciamento ambiental de atividades bem como, relativos ao controle ambiental de resíduos e poluentes (BARRUECO, PERROTTI e PERROTTI, 2011).

Harvey e Lusch (1995) citam que o procedimento de *due diligence* empregado durante operações de F&A deve fornecer informações sobre oportunidades, bem como sobre os potenciais problemas associados ao ativo. Os autores comentam que na ausência de auditoria dos ativos intangíveis, o valor real da transação pode ser comprometido. A diligência deve fornecer informações críticas sobre o empreendimento a ser tomado na operação. Além disso, os dados gerenciais resultantes da

¹Data room (ou "sala de dados") é um ambiente seguro em que se disponibiliza uma grande quantidade de dados, informações e/ou documentos confidenciais para consulta privativa. Tradicionalmente, utilizavam-se salas com o fornecimento de documentos impressos em papel. Atualmente, tornou-se comum o uso de "salas de dados virtuais", passando-se a usar o termo *virtual data room* (VDR), sendo que neste caso, os dados, informações e/ou documentos confidenciais são fornecidos em arquivos eletrônicos com o acesso a partir de um navegador de internet, por exemplo.

²Pode ser necessário o exame de registros relacionados ao recolhimento de tributos dos últimos 7 anos, tal como os recolhimentos de Imposto de Renda, p. ex.

due diligence devem fornecer diretrizes para integrar as duas entidades após a transação. A eficácia da integração de unidades operacionais pode ser essencial para a previsão de metas financeiras para a entidade combinada.

Como cada operação de F&A possui suas particularidades, a aplicabilidade do procedimento de *due diligence* pode variar de um caso para outro.

ENVIRONMENTAL DUE DILIGENCE

Harvey e Lusch (1995) comentam que o objetivo de uma *environmental due diligence* (EDD) é verificar o grau de adequação de uma empresa, ou, o estado de cumprimento dos requisitos legais e regulamentares a que a mesma empresa está sujeita.

De acordo com Sales (2001) as avaliações ambientais no contexto de transações comerciais, sobretudo em F&A de empresas, abrangendo operações de privatização, investimentos em ações, concessão de financiamentos a atividades potencialmente poluidoras e contratação de seguros; avaliações estas conhecidas como *environmental due diligence*, tem por finalidade identificar as responsabilidades ambientais oriundas de determinadas situações, tais como:

- Descumprimento de requisitos legais pela empresa-alvo;
- Contaminação de propriedades que fazem parte dos ativos da empresa-alvo; ou,
- A empresa-alvo é responsável por contaminação de outras propriedades ou de pessoas.

A demanda pela EDD cresceu a partir de meados da década de 1990, juntamente com o crescimento das operações de F&A no Brasil, em especial, aquisições de empresas nacionais por multinacionais estrangeiras, contribuindo indiretamente para uma maior conscientização ambiental nos meios empresariais e para o desenvolvimento do mercado de serviços ambientais (SALES, 2001; MELO *et al.*, 2010).

A EDD tem sido usada para designar a investigação empregada para identificar os pontos críticos relacionados ao cumprimento da

legislação e das condicionantes de licenciamentos ambientais, identificar riscos e passivos ambientais, quantificar o valor de responsabilidades ambientais e apontar a estratégia de estruturação da transação quanto às contingências e responsabilidades ambientais. O conhecimento sobre a existência (ou o potencial) de passivo ambiental, associado às práticas passadas ou atuais em uma empresa, é determinante na medida em que, em geral, o adquirente pretende evitar a assunção de responsabilidades por danos ambientais ou, ao menos, que o adquirente tome pleno conhecimento dos potenciais problemas advindos de um eventual passivo (SÁNCHEZ, 1994; SALES, 2001; MELO *et al.*, 2010).

Sales (2001) e Melo *et al.* (2010) ressaltam que esse tipo de investigação não é limitada às responsabilidades ambientais, sendo comum a investigação de responsabilidade que pode interferir no preço da transação, ou mesmo em operações financeiras que envolvam empréstimos bancários.

A condução da EDD inclui o estudo do histórico ambiental da unidade ou da propriedade e, eventualmente, alguma forma de monitoramento (SÁNCHEZ, 1994). Em termos práticos, a finalidade da avaliação que consiste a EDD é emitir um parecer de conformidade em matéria de legislação ambiental, identificando os riscos potenciais e custos associados às atividades atuais e passadas que poderiam e/ou que estão atualmente causando um potencial impacto adverso ao ambiente (BRANCONE-CAPPONI, MILLER e CECCONI, 2016).

PASSIVO AMBIENTAL

Sánchez (2001) lembra que a noção de passivo ambiental, cedida das ciências contábeis, representa em um primeiro momento o valor monetário necessário para reparar os danos ambientais podendo assim, incluir o custo estimado dessa reparação nos balanços financeiros das empresas e nas avaliações de viabilidade econômica de novos projetos.

Segundo Bergamini Jr. (1999) passivo ambiental deve ser reconhecido a partir da evidenciação de uma obrigação de uma empresa que incorre de um custo ambiental ainda não desembolsado, i. e., uma obrigação presente que surgiu de eventos passados.

Com o tempo, o conceito de passivo ambiental recebeu maior notoriedade a partir do momento em que o custo de reparação de danos ambientais passou a ser considerado no cálculo do valor de uma empresa para efeitos de sua venda, privatização ou fusão com outra companhia (SÁNCHEZ, 2001).

De acordo com Galdino *et al.*, (2002), o termo passivo ambiental provoca muito debate.

Para Schianetz (1999) passivos ambientais são:

"deposições antigas e sítios contaminados que produzem riscos para o bem-estar da coletividade, segundo a avaliação tecnicamente respaldada pelas autoridades competentes" (SCHIANETZ, 1999, p. 12).

A definição de passivo ambiental adotada pela ABNT (2011) remete o termo aos "danos infligidos ao meio natural por uma determinada atividade ou pelo conjunto das ações humanas, que podem ou não ser avaliados economicamente".

Como pode-se desprender das definições de Schianetz (1999) e da ABNT (2011), o termo passivo ambiental é utilizado sem sentido monetário e com a conotação de acúmulo de danos ambientais que por consequência podem possibilitar um efeito adverso à segurança, à saúde humana ou ao meio ambiente. Sánchez (2001) adverte que muitas vezes estes danos não podem ser economicamente avaliados.

Isto posto, passivo ambiental também pode representar a externalização de custos que ocorre quando determinado agente econômico imputa a outros agentes (externos) custos adicionais. Clássico exemplo de externalidade negativa é o sobrecusto do tratamento de água captada em determinado rio para o agente situado à jusante da indústria que lança efluentes líquidos nesse mesmo curso de água (SÁNCHEZ, 2001).

No contexto de operações de F&A, pode-se definir passivo ambiental como obrigações adquiridas em decorrência de transações anteriores ou presentes, que provocou ou provoca danos ambientais ou a terceiros de forma voluntária ou involuntária, os quais deverão ser indenizados (GALDINO *et al.*, 2002).

Conforme Galdino *et al.* (2002) o passivo ambiental nas empresas pode ser revelado pela:

- Iniciativa da própria empresa que reconhece suas obrigações antecipando as ações de terceiros;
- Reclamação de terceiros em decorrência de prejuízos sofridos em função das atividades operacionais da empresa; e,
- Exigibilidade de obrigações no exercício das autoridades ambientais com aplicações de penalidades e sanções ao apurar o grau de responsabilidade da empresa.

Melo *et al.* (2010) apontam que o passivo ambiental se tornou um quesito elementar em operações de F&A, tendo em vista que a responsabilidade pelos efeitos nocivos ao meio ambiente provocados pelas atividades pretéritas em determinado imóvel ou empreendimento poderá ser atribuída aos novos proprietários (sucessores).

IMPORTÂNCIA DA ENVIRONMENTAL DUE DILIGENCE EM FUSÕES E AQUISIÇÕES

No passado muitos empresários assumiram empreendimentos por processos de F&A sem a devida avaliação ambiental, acarretando na assunção de responsabilidades ambientais.

Em 1892, o empresário William T. Love propôs a construção de um canal para conectar partes do rio Niágara, no estado de Nova Iorque (EUA). O *Love Canal*, assim nomeado em homenagem a seu idealizador, criaria uma cascata artificial para fornecer energia hidrelétrica barata. O canal nunca foi terminado, restando uma vala parcial onde a construção do canal havia sido iniciada (BECK, 1979; MILLER JR., 2007; SCHONS, 2011).

Posteriormente, entre os anos de 1942 e 1953, a empresa *Hooker Chemicals and Plastics* armazenava em tambores de aço, resíduos químicos que continham, pelo menos, 200 tipos de compostos químicos diferentes e os despejava no *Love Canal* (MILLER JR., 2007). Em 1953, a Hooker fechou o canal, cobriu-o com argila e terra e o vendeu para o Conselho de Educação de Niagara Falls por USD 1. No contrato a

companhia incluiu uma cláusula (“*Hooker clause*”) que a eximia de qualquer responsabilidade legal por danos causados pelos rejeitos (BECK, 1979; MILLER JR., 2007; SCHONS, 2011).

Este é apenas o início da história da tragédia do *Love Canal* que incentivou a criação do *Superfund*³, que obriga os poluidores a indenizar a limpeza das áreas abandonadas de despejo de resíduos perigosos. Em 1983, o *Love Canal* tornou-se a primeira área sujeita ao *Superfund* (FIGURA 1) e 21 anos mais tarde e quase USD 400 milhões despendidos na sua descontaminação, o local foi retirado da lista de prioridades do *Superfund* (MILLER JR., 2007).



FIGURA 1 – REMEDIAÇÃO DA ÁREA DO LOVE CANAL
FONTE: USEPA (2012)

Posteriormente, o Superfund deu origem ao *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA), aprovado em 1980. O CERCLA é um instrumento que define responsabilidades para proprietários imobiliários e outras pessoas responsáveis pelo lançamento de resíduos perigosos, por perdas e danos causados ao ambiente em decorrência da poluição, prevendo,

³*Superfund* é um programa estabelecido pela agência norte-americana de proteção ambiental (USEPA) para a remediação de locais abandonados contaminados por resíduos perigosos. *Superfund* é também o nome do fundo estabelecido pela *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA). O programa *Superfund* possibilita que a USEPA promova a remediação de locais contaminados e obrigue os responsáveis a executar a descontaminação ou reembolsar o governo por procedimentos conduzidos pela agência norte-americana de proteção ambiental (USEPA, s/d).

desta forma, uma investigação em propriedade objeto de negociação (*due diligence*), antes da sua aquisição (SUMMER, 2009).

Sunder e Grossman (2011) comentam que as partes envolvidas em uma transação imobiliária comercial devem estar conscientes dos problemas ambientais decorrentes da operação. Ambas as partes, comprador e vendedor, devem considerar as diversas leis que abrangem o empreendimento. O alcance dessas leis não se limita ao vendedor e ao comprador, sendo que o credor também deve assegurar o cumprimento dessas leis.

Autores como Botrel (2013) destacam a importância das declarações e garantias (*representations and warranties*), especialmente nos casos em que a transação não é precedida de uma *due diligence*. Contudo, Schnapf (2003) desaconselha que compradores sucumbam à tentação de contar com declarações e garantias em vez de uma *due diligence* para economizar em custos de investigação.

Ainda de acordo com Schnapf (2003), declarações e garantias devem ser consideradas como um ponto de partida para assistir os compradores a identificar possíveis problemas ambientais. De maneira a proteger os interesses dos envolvidos em uma transação, de acordo com Abraham (2008), é notória a necessidade de investigação das obrigações ambientais, objetivando o levantamento de eventual passivo ambiental, seja de ordem meramente administrativa, seja de ordem judicial ou mesmo penal contra a empresa-alvo ou contra seus administradores.

Saldanha (2009) analisou o procedimento de *environmental due diligence* e retrata a importância desta prática para que a empresa, tomadora do ativo em negociação, não herde passivos ambientais. A sucessão de passivos não detectados pode refletir em prejuízos relevantes para a empresa adquirente ou incorporante e, em alguns casos ambientais, até para os seus credores além de outros problemas pós-aquisição. Em situações de aquisições ou incorporações de empresas com características altamente poluentes existe grande probabilidade de prejuízos para o sucessor quando o componente ambiental é ignorado (HARVEY e LUSCH, 1995; MELO *et al.*, 2010).

Melo *et al.* (2010) comentam que a legislação ambiental brasileira prevê diversos pontos que podem afetar consideravelmente as partes

envolvidas em uma operação de fusão ou de aquisição, não só pelas penalidades aplicáveis, mas também em razão da responsabilização por danos ambientais, cuja natureza pode ser criminal, tanto para as pessoas físicas, quanto para as pessoas jurídicas.

A partir da identificação e quantificação (quando possível) das responsabilidades ambientais, as partes interessadas no negócio incluem na transação medidas de proteção ou alocação de responsabilidades ambientais entre comprador e vendedor, financiador e tomador, segurador e segurado, ou, em casos mais críticos, decidem pela desistência da transação (SALES, 2001).

De acordo com Hendricks Jr. (2000), compreender a reputação e os aspectos ambientais, de saúde e segurança ocupacional de uma empresa-alvo ajuda a evitar surpresas desagradáveis. Considerar as questões ambientais no início do processo de avaliação pode identificar problemas de negociação e influenciar nos ajustes de preços.

Desta forma, uma *due diligence* de qualidade pode incluir alguns quesitos comuns, tais como (HENDRICKS JR., 2000; SALDANHA, 2009):

- Existe um sistema de gestão de saúde, meio ambiente e segurança no trabalho (SMS) documentado?
- Existem metas de SMS estabelecidas? Qual é o desempenho ambiental da empresa-alvo?
- Como é a relação entre a empresa-alvo e os meios de comunicação local?
- A relação da empresa-alvo com a comunidade local é positiva ou negativa?
- Quais procedimentos laborais são praticados?
- Existem acordos administrativos ou informais que restringem as emissões além dos padrões de lançamento permitidos ou que proporcionam padrões mais flexíveis?
- Existe algum órgão ambiental do Governo investigando, auditando, processando, ou estudando algumas das localidades ou atividades da empresa?
- Existe algum lugar em que os materiais contaminados estejam

sendo tratados, estocados ou reciclados?

- Há algum dano ambiental desconhecido ou suspeito que nunca tenha sido investigado, e nem tenha sido solicitado um plano de remediação por causa do custo?
- A administração da empresa tem se preocupado com a emissão de CO₂?

Ainda de acordo com Hendricks Jr. (2000), a *due diligence* pode incluir quesitos específicos associados à localização geográfica das instalações da empresa-alvo em função da proximidade com terras indígenas, sítios históricos, habitat e ecossistemas sensíveis, entre outros.

Cheremisnoff e Graffia (1996) relatam que as principais categorias de risco e responsabilidades ambientais em transações de propriedades incluem:

- A contaminação do local e impacto adjacente;
- Tratamento dos resíduos, armazenamento e destinação final;
- Substâncias químicas nocivas à saúde e ao meio ambiente;
- Os custos atuais com conformidade legal;
- Investimentos futuros de conformidade devido às novas leis e regulamentações;
- Custos atuais e previsão de custos futuros, em decorrência de contaminação prévia, lançamentos e/ou exposição de pessoas ou do ambiente.

No Brasil, a responsabilidade por dano causado ao meio ambiente pode ocorrer em três esferas: civil, penal e administrativa. Estas diferentes espécies de responsabilidade na esfera ambiental podem incidir em conjunto ou isoladamente, de acordo com a natureza da norma jurídica da sanção aplicável ao caso concreto (PIMENTEL, 2012). A responsabilidade ambiental denota que aquele que danificar o ambiente tem o dever jurídico de repará-lo. Não se questiona a razão da degradação para que haja o dever de indenizar e/ou reparar (MACHADO, 2010).

Nos Estados Unidos da América, a *New Owner Self-Audit Policy*, política promovida pela EPA para a autoauditoria de novos proprietários,

incentiva a participação voluntária na divulgação por compradores que encontram problemas de conformidade durante a *due diligence* e depois tornam-se proprietários. A EPA também oferece incentivos adicionais para redução de sanções aos novos proprietários, que nos primeiros nove meses após a aquisição, examinam as operações das instalações, revelam voluntariamente as inconformidades identificadas, corrigem-nas, substituem equipamentos deficientes e passam a adotar práticas de conformidade (PHILLIPS, 2014).

FASES DA ENVIRONMENTAL *DUE DILIGENCE*

Sales (2001) esclarece que a *environmental due diligence* em alguns países é dividida em fases. A fase I da EDD compõe uma avaliação inicial, na qual se objetiva principalmente a identificar fontes potenciais de problemas ambientais e responsabilidades ambientais (SALES, 2001).

Existindo potencial de contaminação ambiental nos ativos em avaliação, a EDD é conduzida à sua fase II com o objetivo primordial de confirmar a existência (ou ausência) de substâncias químicas decorrentes de atividades antrópicas em concentrações que possam restringir usos atuais ou pretendidos. Por fim, a fase III da EDD contempla o estabelecimento e a execução de um plano de remediação, conforme o caso (SALES, 2001). As fases da EDD são apresentadas no QUADRO 3.

QUADRO 3 - FASES DA ENVIRONMENTAL DUE DILIGENCE

FASE	FINALIDADE	PROCEDIMENTO	RESULTADO
I	Identificação de fontes potenciais de problemas ambientais e responsabilização ambiental civil e criminal.	Análise de documentos e registros: títulos de propriedade do imóvel, imagens aéreas da propriedade e do entorno, licenças e autorizações ambientais, correspondências com órgãos ambientais, autos de infração, relatórios de auditorias ambientais, certidões judiciais, autos de processos judiciais, dentre outros. Inspeção visual das instalações e propriedades objeto do negócio e seu entorno. Condução de entrevistas visando resgatar o histórico ambiental dos ativos-alvo, procurando identificar ocorrências de acidentes ambientais, práticas inadequadas de gerenciamento e manejo de produtos e resíduos perigosos, edificações e operações que não cumpram com condicionantes de licenciamento ambiental.	Avaliação inicial.
II	Determinar com precisão a presença ou ausência de contaminação nos ativos-alvo.	Perfuração de poços e análises laboratoriais em amostras de solo e de água subterrânea. Coleta e análise de amostras de materiais de construção, de componentes químicos usados em equipamentos e de emissões de poluentes gasosos e líquidos.	A consolidação de um relatório da Fase II, em geral, contempla os seguintes tópicos: - Identificação dos riscos ambientais existentes na unidade avaliado; - Comprovação da presença (ou não) de contaminação e sua provável extensão; - Planos ou estratégias de remediação, se for o caso; - Estimativa de custos com remediação e monitoramento ambiental.
III	Estabelecimento e execução do plano de remediação.	Na maioria dos casos, também envolve algum tipo de interlocução e licenciamento junto às autoridades ambientais.	Plano de remediação, quando for o caso.

FONTE: Adaptado de SALES (2001)

Com o propósito de padronizar os procedimentos de avaliação ambiental de imóveis e propriedades no contexto de transações comerciais nos Estados Unidos da América, a *American Society for Testing and Materials* (ASTM) desenvolveu e revisou algumas normas técnicas. As normas da ASTM atualmente em vigor sobre o assunto incluem as seguintes:

- ASTM E1528-14 - *Standard practice for limited environmental due diligence: transaction screen process.*
- ASTM E1527-13 - *Standard practice for environmental site*

assessments: phase I environmental site assessment process.

- ASTM E2247-08 - *Standard practice for environmental site assessments: phase I environmental site assessment process for forestland or rural property.*
- ASTM E1903-11 - *Standard practice for environmental site assessments: phase II environmental site assessment process.*
- ASTM D6008-96(2014) - *Standard practice for conducting environmental baseline surveys.*

Por sua vez, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) desenvolveu algumas normas de avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea. Tais normas da ABNT não são específicas ao contexto de transações comerciais, contudo, refletem parcialmente a referência técnica nacional para o desencadeamento das fases da *due diligence* ambiental, em especial ao se tratar da Fase II da EDD. As normas publicadas pela ABNT em vigor sobre o tema são:

- ABNT NBR 15515-1:2007: Passivo ambiental em solo e água subterrânea: Parte 1 – Avaliação preliminar.
- ABNT NBR 15515-2:2011: Passivo ambiental em solo e água subterrânea: Parte 2 – Investigação confirmatória.
- ABNT NBR 15515-3:2013: Avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea: Parte 3 – Investigação detalhada.
- ABNT NBR 16210:2013: Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas – Procedimento.
- ABNT NBR 15492:2007: Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento.
- ABNT NBR 15495-1:2007: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados: Parte 1 – Projeto e construção.
- ABNT NBR 15495-2:2008: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados: Parte 2 – Desenvolvimento.
- ABNT NBR 15847:2010: Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga.

- ABNT NBR 12069:1991: Solo – Ensaio de penetração de cone *in situ* (CPT) – Método de ensaio.

O método de avaliação de passivo ambiental normatizado pela ABNT consiste em uma sequência de etapas ilustradas na FIGURA 2.

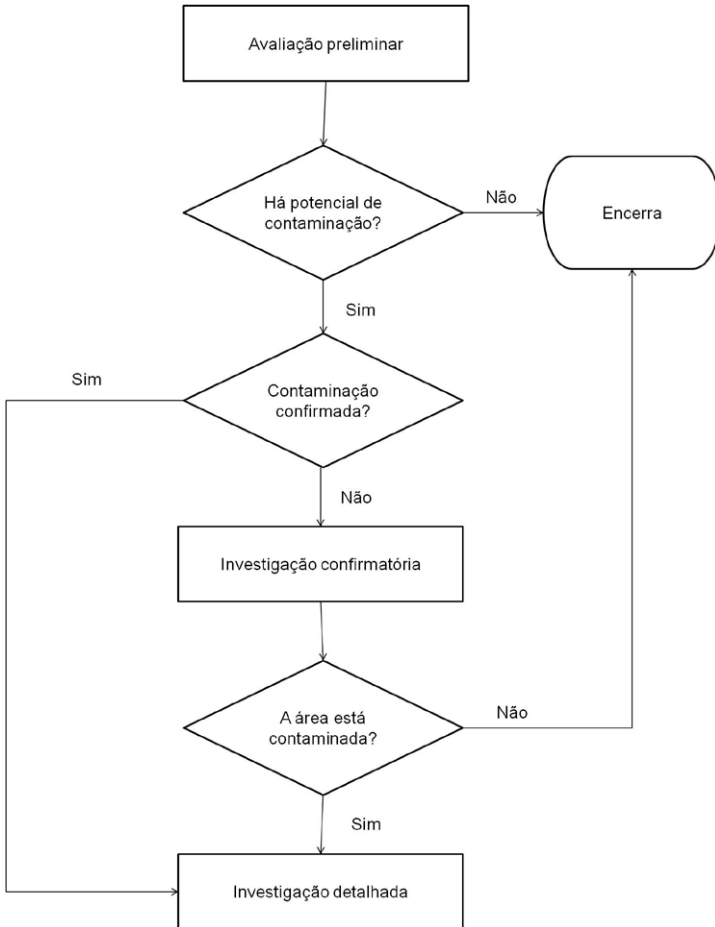


FIGURA 2 – FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DE AVALIAÇÃO DE PASSIVO AMBIENTAL
FONTE: ABNT (2013)

A primeira etapa compõe uma avaliação preliminar que tem por objetivo identificar a possível existência de contaminação na área objeto de estudo. Existindo potencial de contaminação, segue-se para a etapa de investigação confirmatória, etapa esta que tem por finalidade confirmar a existência (ou ausência) de substâncias de origem antrópica na área suspeita de contaminação, em concentrações acima dos valores de investigação. Finalmente, a investigação detalhada é a etapa que consiste na aquisição e interpretação de dados em área contaminada sob investigação, a fim de compreender a dinâmica da contaminação ambiental e os riscos associados (ABNT, 2007; ABNT, 2011; ABNT, 2013).

Cabe ressaltar que as avaliações de *due diligence* diferem de auditorias convencionais na medida em que usualmente as auditorias são caracterizadas por curtos prazos que restringem a quantidade de tempo disponível para a coleta de evidências e avaliação. Contudo, em certas circunstâncias, a disponibilidade da informação em operações de F&A pode também ser bastante limitada, particularmente em casos hostis de concorrência (REICHARDT, 2006).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o objetivo de conceituar a *Environmental Due Diligence* em operações de fusões e aquisições bem como, revisitar sua aplicação e importância no meio empresarial empregou-se o método de revisão da literatura, contudo, salienta-se que se trata de uma revisão narrativa, ou seja, sujeita ao viés de seleção dos autores.

Desta forma, o termo *Environmental Due Diligence* (EDD) no meio empresarial pode ser definido como uma avaliação técnica de aspectos ambientais em operações de fusões e aquisições com o propósito de identificar responsabilidades e contingências ambientais, estimar custos e reduzir riscos associados.

De acordo com a natureza da operação de F&A e dos tipos de ativos envolvidos, é imprescindível que a *due diligence* contemple a avaliação do componente ambiental. A aplicação da *environmental due diligence* permeia a melhor avaliação possível no que tange a constatação do

cumprimento da legislação ambiental, a identificação de ativos e passivos ambientais, e ainda a valoração de custos, contingências e riscos ambientais, especialmente daqueles que possam implicar no valor do negócio. Salienta-se que a constatação de problemas imprevistos pode depreciar o valor final da transação ou, em casos mais severamente críticos, até mesmo impedir que o processo de F&A prossiga.

Uma vez constatado que o aspecto ambiental pode suscitar pontos controvertidos ou influenciar na negociação do preço da operação de F&A, fica nítida a relevância da abordagem do componente ambiental no âmbito da *due diligence*.

É importante realçar que a EDD não é tão somente uma ferramenta para colecionar inconformidades de forma a prover subsídios para as negociações. Além de expor os fatos, a EDD pode ser aproveitada a médio e longo prazo. Para o sucessor ou investidor, a *environmental due diligence* representa uma cautela adicional no processo de F&A, de forma a evitar perda de capital de investimento ou a deterioração do valor dos ativos, além da assunção de responsabilidades ambientais, que possam eventualmente passar despercebidas e, mesmo assim, provocar impactos financeiros após a conclusão da operação.

Diferentes aspectos ambientais podem ser considerados em uma operação de F&A, dentre os quais destacam-se as responsabilidades de compensação ambiental, de compensação ou reposição florestal, de lançamento de poluentes em concentrações acima dos limites permitidos, de recuperação de áreas degradadas, de remediação e monitoramento de passivos ambientais em solo e água subterrânea, de causas judiciais e administrativas, especialmente daquelas causas em que a probabilidade de êxito seja reconhecidamente baixa.

Ainda que possa observar-se benefícios da EDD unicamente voltados às partes de uma operação de F&A, o crescente emprego da EDD, impulsionado pela grande quantidade de operações de F&A, certamente têm fomentado uma maior preocupação no meio empresarial sobre as questões ambientais.

Justamente esta maior preocupação no meio empresarial sobre os cuidados ambientais resulta indiretamente em benesses para a sociedade na medida em que empresários, acionistas, executivos e diretores veem

gradativamente empregando melhores políticas e práticas ambientais e também almejam uma conduta sustentável, de forma holística.

REFERÊNCIAS

ABRAHAM, Marcus (coord.). **Manual de auditoria jurídica - Legal due diligence: uma visão multidisciplinar no Direito Empresarial Brasileiro**. São Paulo: Quartier Latin, 2008. 392 p.

AHAMMADA, M. F.; GLAISTER, K. W. **The pre-acquisition evaluation of target firms and cross border acquisition performance**. Elsevier Ltd., 2013. International Business Review 22 (2013) 894–904. Disponível em: <<https://goo.gl/4UoHwq>>. Acesso em: 25/02/2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 12069:1991**: Solo – Ensaio de penetração de cone in situ (CPT) – Método de ensaio. Rio de Janeiro, ABNT: 1991. 11 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15492:2007**: Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento. Rio de Janeiro, ABNT: 2007. 31 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15495-1:2007**: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulosos: Parte 1 – Projeto e construção. Rio de Janeiro, ABNT: 2013. 25 p. (edição corrigida da ABNT NBR 15495-1:2007 que incorpora a Errata 1 de 25/05/2009., confirmada em 14/01/2013).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15495-2:2008**: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulosos: Parte 2 – Desenvolvimento. Rio de Janeiro, ABNT: 2008. 24 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15515-1:2007**: Passivo ambiental em solo e água subterrânea: Parte 1 – Avaliação preliminar. Rio de Janeiro, ABNT: 2013. 47 p. (edição corrigida da ABNT NBR 15515-1:2007 que incorpora a Errata 1 de 05/04/2011, confirmada em 14/01/2013).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15515-2:2011**: Passivo ambiental em solo e água subterrânea: Parte 2 – Investigação confirmatória. Rio de Janeiro, ABNT: 2011. 19 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15515-3:2013**: Avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea: Parte 3 – Investigação detalhada. Rio de Janeiro, ABNT: 2013. 18 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15847:2010**: Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga. Rio de Janeiro, ABNT: 2010. 15 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 16210:2013**: Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas – Procedimento. Rio de Janeiro, ABNT: 2013. 4 p.

BARRUECO, F. M. PERROTTI, M. F. R., PERROTTI, P. S. R. **Manual de fusões e aquisições de empresas**. São Paulo: Perrotti Partners e InvestTECH, 2011.

BECK, E. C. *The love canal tragedy*. (EPA Journal, jan. 1979). Disponível em: <<https://goo.gl/1tbPKD>>. Acesso em: 04/03/2014.

BERGAMINI JR, S. **Contabilidade e riscos ambientais**. Revista do BNDES, n. 11, jun. 1999. p. 97-116.

BOTREL, S. **Fusões & aquisições**. 2ª ed. São Paulo: Saraiva, 2013. 350 p.

BRANCONI-CAPPONI, E. MILLER, M. L. CECCONI, M. **Environmental due diligence for commercial and residential real estate**. Procedia Environmental Science, Engineering Management, 3, 2016, 1, 15-21. Disponível em: <<https://goo.gl/Xgj1KK>>. Acesso em: 18/01/2017.

CHEREMISINOFF, N. P.; GRAFFIA, M. **Handbook of pollution and hazardous material compliance**. New York: Marcel Dekker, 1996. ISBN: 0824797043.

CULLINAN, G.; LE ROUX, J.; WEDDIGEN, R. **When to walk away from a deal**. New York: 2004. Harvard Business Review, 82(4). p. 96-104.

FREIRE, P. S. **Engenharia da integração do capital intelectual nas organizações intensivas em conhecimento participantes de fusões e aquisições**. 354 p. Tese (Doutorado em Engenharia e Gestão do Conhecimento) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão do Conhecimento, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

GALDINO, C. A. B.; SANTOS, E. M.; PINHEIRO, J. I.; JUNIOR, S. M.; RAMOS, R. E. B. **Passivo ambiental das organizações: uma abordagem teórica sobre avaliação de custos e danos ambientais no setor de exploração de petróleo**. Curitiba: ENGEP: ABEPRO, 2002. XXII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 07 p.

HARVEY, M. G.; LUSCH, R. F. **Expanding the nature and scope of due diligence**. New York: Elsevier Science Inc., 1995. Journal of Business Venturing 10. p. 5-21.

HENDRICKS JR., James R. ***Beyond due diligence in acquisitions: an EHS life cycle analysis tool***. Corporate Environmental Strategy, vol. 7, Issue 4, 2000, p. 400-405.

KADEN, K. ***Due diligence challenges in today's financial market***. New York, Source Media, Inc.: 2009. vol. 24, nº 1. Bank Loan Report.

MACHADO, P. A. L. ***Direito ambiental brasileiro***. 18ª ed. São Paulo, Malheiros Editores, 2010. 1177 p.

MELO, I. C. A. TINOCO, J. E. P. FERNANDES, M. F. ***Passivo ambiental: a importância do reconhecimento, do registro contábil e da divulgação***. Universidade Católica de Santos. Revista Eletrônica de Gestão de Negócios. Santos/SP, Brasil. v. 6, nº 2, abr - jun. 2010. p. 72-101.

MILLER JR., G. T. ***Ciência ambiental***. São Paulo, Thomson Learning, 2007. (Tradução da 11ª edição norte-americana). 501 p.

MUNIZ, I.; BRANCO, A. C. ***Fusões e aquisições: aspectos fiscais e societários***. São Paulo: Quartier Latin, 2007. 287 p.

NOCE, A. M. ***Avaliação ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fontes hidráulica e eólica no contexto de fusões e aquisições empresariais***. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

PHILLIPS, A. T. K. ***Transitioning from environmental due diligence to auditing***. The KBH Energy Center, The University of Texas, School of Law, 2014. Disponível em: <<https://goo.gl/jlDd1z>>. Acesso em: 18/01/2017.

PIMENTEL, E. F. ***A responsabilidade civil ambiental na sucessão entre empresas: a sucessão entre a mineradora Icomi S/A e suas adquirentes no Amapá***. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2012.

PRICEWATERHOUSECOOPERS BRASIL LTDA (PWC). ***Fusões e aquisições no Brasil***: outubro de 2016. Brasil, PWC: 2016. 17 p. Disponível em: <<https://goo.gl/R7ql8w>>. Acesso em: 17/01/2017.

RAUPP, F. M.; WARKEN, R. M. ***Utilização da due diligence em processos de fusão e aquisição***. CRCRJ, 2009. Pensar Contábil, Rio de Janeiro, v. 11, n. 45, 2009, 34-40 p.

REICHARDT, C. L. ***Due diligence assessment of non-financial risk: prophylaxis for the purchaser***. Resources Policy, vol. 31, Issue 4, 2006, 193-203 p.

SALDANHA, P. M. ***Due diligence: aspectos relativos ao passivo ambiental***.

Departamento Acadêmico do Curso de Ciências Jurídicas e Sociais. Faculdade de Direito. PUC. Rio Grande do Sul, 2009, 30 p.

SALES, R. **Auditoria ambiental**: aspectos jurídicos. São Paulo: LTr, 2001. 228 p.

SÁNCHEZ, L. E. **Gerenciamento ambiental e a indústria de mineração**. Revista da Administração, São Paulo, v. 29, nº 1, 1994. p. 67-75.

SÁNCHEZ, L. E. **Desengenharia: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001. 254 p.

SANTOS, T. C. **A importância da “due diligence” no universo empresarial**. Boletim Jurídico, Uberaba/MG, a. 4, nº 170. 2006.

SCHIANETZ, B. **Passivos ambientais**. Curitiba: SENAI, 1999. 205 p.

SCHNAPF, L. **Common due diligence mistakes: mitigating environmental fees and fines at new sites**. New York: HPAC Engineering, 2003, 01 p.

SCHONS, M. **Superfund: how one government program helps clean up toxic-waste sites**. National Geographic, 2011. Disponível em: <<https://goo.gl/kOe3YF>>. Acesso em: 04/03/2014.

SUNDER, R.; GROSSMAN, B. **The importance of due diligence in commercial transactions: avoiding CERCLA liability**. Fordham Environmental Law Review, vol. 7, Issue 2, 2011, 350-386 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Environmental monitoring at Love Canal**. Vol. 1. Washington, D.C.: EPA, 1982. 296 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Region 2 superfund: images**. Atualizado em 14/08/2012. Disponível em: <<https://goo.gl/dFrNDv>>. Acesso em: 04/03/2014.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Superfund 35th Anniversary**. Disponível em: <<https://goo.gl/zqA1wF>>. Acesso em: 10/02/2017.

CAPÍTULO 9

SEGREGAÇÃO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE NO BRASIL E NA ALEMANHA

M.Sc. Ana Carolina Battistuzzi Barbosa

Prof. Dr. Klaus Martin Fischer

Prof^a. Dr^a. Margarete Casagrande Lass Erbe

INTRODUÇÃO

Os Resíduos do Serviço de Saúde (RSS) são uma parte importante da gestão ambiental em função do potencial de risco que apresentam para a saúde, principalmente daqueles envolvidos na manipulação, e também para o meio ambiente, em decorrência da destinação inadequada dos mesmos, que pode afetar as características naturais do meio (ANVISA, 2006).

No Brasil, esta tipologia de resíduo obteve destaque legal no início da década de 1990, quando foi aprovada a Resolução CONAMA nº 006 de 19/09/1991 que desobrigou a incineração ou qualquer outro tratamento de queima dos resíduos gerados por estabelecimentos de saúde, e também deu competência aos órgãos estaduais de meio ambiente para estabelecerem normas e procedimentos ao licenciamento ambiental do sistema de coleta, transporte, acondicionamento e disposição final dos resíduos, nos estados e municípios que optaram pela não incineração (ANVISA, 2006).

Os geradores de RSS englobam os serviços relacionados com o atendimento à saúde humana ou animal, incluindo os de assistência domiciliar e de trabalhos de campo; laboratórios analíticos de produtos para a saúde; necrotérios, funerárias e serviços onde se realizem atividades de embalsamamento (tanatopraxia e somatoconservação), serviços de medicina legal, drogarias e farmácias inclusive as de manipulação; estabelecimentos de ensino e pesquisa na área da saúde, centro de controle de zoonoses; distribuidores de produtos farmacêuticos, importadores, distribuidores e produtores de materiais e controles para diagnóstico *in vitro*, unidades móveis de atendimento à saúde; serviços de acupuntura, serviços de tatuagem, e outros similares (BRASIL, 2004; BRASIL, 2005).

Dentre esses diversos geradores, os hospitais são mais comumente conhecidos, de modo que os RSS muitas vezes são denominados como resíduos hospitalares (GARCIA; ZANETTI-RAMOS, 2004).

Dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), divulgados na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008, apontavam que do total de 5.564 municípios pesquisados, apenas 79%

possuíam coleta de resíduos do serviço de saúde, e destes, apenas 58% realizavam algum tipo de processamento nestes resíduos (IBGE, 2010).

De acordo com os dados da ABRELPE (2016), no Brasil, no ano de 2015, um total de 4.567 municípios prestaram serviços de coleta, tratamento e disposição final de 260.063 toneladas de RSS, o equivalente a 1,27 kg por habitante/ano. Ainda de acordo com essa publicação, esse número representa uma redução de 1,8% em relação ao total de RSS coletado no ano de 2014 (264.841 toneladas) e de 2,6% na quantidade *per capita* deste mesmo ano (1,306 kg por habitante/ano).

Com base nos dados fornecidos pelas empresas que atuam no segmento de coleta e tratamento de resíduos, a capacidade instalada em equipamentos para tratamento de RSS por diferentes tecnologias atingiu a marca de 995,3 toneladas diárias em 2015. Porém, cerca de 29,9% dos municípios brasileiros destinaram seus RSS sem declarar o tratamento prévio dado aos mesmos, o que contraria as normas vigentes e apresenta riscos diretos aos trabalhadores, à saúde pública e ao meio ambiente (ABRELPE, 2016).

Neste contexto, o presente estudo aborda a gestão dos RSS, com ênfase na segregação, que é a etapa inicial da cadeia de gerenciamento desta tipologia de resíduos. A metodologia utilizada foi baseada em revisão de literatura.

COMPOSIÇÃO DOS RSS

Em relação à composição quantitativa dos resíduos hospitalares, de acordo com a WHO (2014) a grande parcela dos resíduos de serviço de saúde é caracterizada como resíduos comuns sem características de periculosidade (Figura 1).

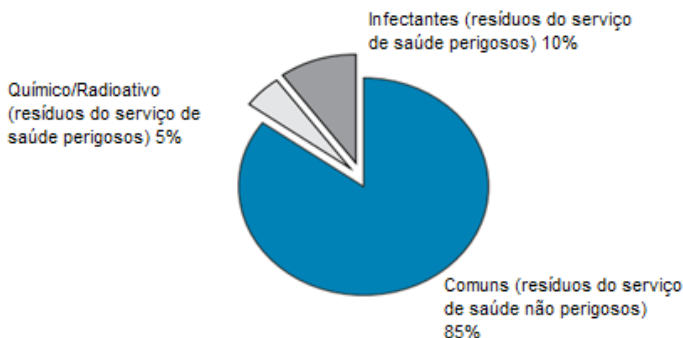


FIGURA 1 – COMPOSIÇÃO TÍPICA DOS RESÍDUOS DE SERVIÇO DE SAÚDE
 FONTE: Adaptado de WHO (2014)

De acordo com dados da ANVISA (2006) apenas uma parcela inferior a 2% dos RSU gerados diariamente no Brasil é composta por RSS, e destes, apenas 10 a 25% necessitam de cuidados especiais. Desta forma, realizar a segregação dos diferentes tipos de resíduos no momento da geração, proporciona a minimização de resíduos perigosos, aqueles que requerem tratamento prévio antes da destinação final. Neste contexto, Schneider *et al.* (2013) destacam que não são todas as categorias de RSS que necessitam de tratamento prévio antes da destinação final e o gerenciamento destes resíduos deve lidar com essas diferentes características, possibilitando uma destinação que não comprometa o meio ambiente.

Dentre os resíduos comuns, que compõem a maior parcela dos RSS, estão presentes os resíduos recicláveis. Estes podem ser reaproveitados, desde que sejam segregados corretamente e não estejam contaminados com outros tipos de resíduos, tais como químico e infectantes, ou que não tenham sido gerados por pacientes em isolamento por doenças infectocontagiosas (SCHNEIDER *et al.*, 2013).

GESTÃO E CLASSIFICAÇÃO DOS RSS

No Brasil, a Resolução RDC nº 306 da ANVISA (2004) define o gerenciamento de resíduos de serviço de saúde como:

“O gerenciamento dos RSS constitui-se em um conjunto de procedimentos de gestão, planejados e implementados a partir de bases científicas e técnicas, normativas e legais, com o objetivo de minimizar a produção de resíduos e proporcionar aos resíduos gerados, um encaminhamento seguro, de forma eficiente, visando à proteção dos trabalhadores, a preservação da saúde pública, dos recursos naturais e do meio ambiente.”

Garcia e Zanetti-Ramos (2004) citam a importância do gerenciamento dos RSS como forma de evitar problemas que possam causar danos à saúde da população e também diretamente aos trabalhadores que têm contato com esses resíduos.

A classificação dos RSS é a base para toda a cadeia de gerenciamento desta tipologia de resíduos. Ações devem ser tomadas para segregação e acondicionamento dos mesmos.

No capítulo III da resolução RDC 306/2004 da ANVISA, é definida a etapa de segregação como: “Consiste na separação dos resíduos no momento e local de sua geração, de acordo com as características físicas, químicas, biológicas, o seu estado físico e os riscos envolvidos” e no item 1.2 a etapa de acondicionamento como: “Consiste no ato de embalar os resíduos segregados, em sacos ou recipientes que evitem vazamentos e resistam às ações de punctura e ruptura.”.

Considerações importantes são feitas em relação ao acondicionamento (Resolução RDC 306/2004 da ANVISA):

- A capacidade dos recipientes de acondicionamento deve ser compatível com a geração diária de cada tipo de resíduo;
- Os resíduos sólidos devem ser acondicionados em saco constituído de material resistente a ruptura e vazamento, impermeável, baseado na NBR 9191/2000 da ABNT, respeitados os limites de peso de cada saco, sendo proibido o seu esvaziamento ou reaproveitamento;
- Os sacos devem estar contidos em recipientes de material lavável, resistente à punctura, ruptura e vazamento, com tampa provida de sistema de abertura sem contato manual, com cantos arredondados e ser resistente ao tombamento;

- Os recipientes de acondicionamento existentes nas salas de cirurgia e nas salas de parto não necessitam de tampa para vedação;
- Os resíduos líquidos devem ser acondicionados em recipientes constituídos de material compatível com o líquido armazenado, resistentes, rígidos e estanques, com tampa rosqueada e vedante.

No capítulo VI desta mesma resolução, é descrito de forma mais abrangente como deve ser realizado o manejo de cada grupo de resíduo, e são detalhadas também as etapas de segregação e acondicionamento.

A gestão de resíduos na Alemanha segue leis e regulamentações que têm como base a diretiva 2008/98/CE da União Europeia, atualizada em 2015 (PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO, 2008).

A principal lei alemã acerca deste tema é a “Lei Federal de Economia Circular” (*Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG*), ou lei da gestão de resíduos, em vigor desde 2012, e atualizada em 2016 (DEUTSCHLAND, 2012). Adicionalmente, é necessária adesão aos regulamentos de controle de infecção e segurança, a “Lei de Proteção à Infecção” (*Infektionsschutzgesetz - IfSG*) de 20 de julho de 2000, atualizada em 2016 (DEUTSCHLAND, 2000).

De acordo com estas leis, os hospitais são obrigados a nomear um responsável pela disposição de resíduos. Dependendo do tamanho da unidade, este profissional não exerce outras atividades além do gerenciamento de resíduos. Esta pessoa é responsável por garantir atendimento aos requisitos legais e também segurança ocupacional. A segregação e disposição de resíduos é incorporada na gestão de qualidade da unidade hospitalar. A disposição adequada dos resíduos perigosos deve ser comprovada perante as autoridades.

No quadro 1 estão apresentados os principais grupos de RSS conforme o manual de Gestão de Resíduos de Atividade de Saúde (WHO, 2014), de acordo também com o manual de informações para disposição segura de resíduos do serviço de saúde, publicado pela Associação Profissional de Serviços para Saúde e Bem-estar (*Berufsgenossenschaft für Gesundheitsdienst und Wohlfahrtspflege – BGW, 2012*) da Alemanha e com as Resoluções RDC nº 306/2004 da ANVISA e nº 358/2005 do CONAMA, brasileiras.

QUADRO 1 – CORRELAÇÃO ENTRE GRUPOS DOS RSS: WHO, ALEMANHA E BRASIL

WHO ⁽¹⁾	Alemanha ⁽²⁾	Brasil ⁽³⁾
Comuns	18 01 04: Comuns	Grupo D: Comum
Perfurocortantes	18 01 01: Perfurocortantes não perigosos	Grupo E: Perfurocortantes
Infectantes	18 01 03*: Resíduos infectantes	Grupo A: Infectantes Subgrupo A1: culturas e estoques de microrganismos; resíduos com suspeita ou certeza de contaminação biológica por agentes classe de risco 4 Subgrupo A5: resíduos com suspeita ou certeza de contaminação por prions
Patológicos	18 01 02: Partes do corpo e órgãos, incluindo bolsas de sangue e sangue conservado (exceto 18 01 03*)	Subgrupo A3: membros humanos e fetos Subgrupo A4: kits de linhas arteriais; órgãos e tecidos provenientes de cirurgias
Químicos	18 01 06*: Químicos perigosos 18 01 07: Químicos não perigosos	Grupo B: Químicos
Farmacêuticos e genotóxicos	18 01 08*: Medicamentos citotóxicos e citostáticos 18 01 09: Outros medicamentos não pertencentes ao 18 01 08*	Grupo B: Químicos
Radioativos	**	Grupo C: Radioativos

* Indicam periculosidade ao resíduo.

** Os resíduos radioativos gerados na Alemanha são enquadrados em legislação específica, e que devem ser cumpridas no ambiente hospitalar.

FONTE: Adaptado de: (1) WHO (2014)

(2) DEUTSCHLAND (2001)

(3) BRASIL (2004, 2005)

Observa-se que estes grupos de RSS no Brasil e na Alemanha apresentam similaridades, e diferenças importantes que são discutidas a seguir.

CLASSIFICAÇÃO DOS RSS NO BRASIL

A Resolução RDC 306/2004 da ANVISA dispõe no Apêndice I acerca da classificação dos grupos de RSS. A Resolução do CONAMA nº 358/2005, corroborou com essa classificação, que é a base para a segregação e posterior tratamento dos RSS.

De acordo com estas Resoluções, os RSS são classificados em cinco grupos, em função das suas características e consequentes riscos que podem acarretar à saúde e ao meio ambiente (Quadro 2).

QUADRO 2 – GRUPOS DE RESÍDUOS DO SERVIÇO DE SAÚDE (RSS) NO BRASIL

Grupo	Composição
A	Resíduos com a possível presença de agentes biológicos que, por suas características de maior virulência ou concentração, podem apresentar risco de infecção.
A1	- Culturas e estoques de microrganismos; resíduos de fabricação de produtos biológicos, exceto os hemoderivados; descartes de vacinas de microrganismos vivos ou atenuados; meios de cultura e instrumentais utilizados para transferência, inoculação ou mistura de culturas; resíduos de laboratórios de manipulação genética; - resíduos resultantes da atenção à saúde de indivíduos ou animais, com suspeita ou certeza de contaminação biológica por agentes classe de risco 4, microrganismos com relevância epidemiológica e risco de disseminação ou causador de doença emergente que se torne epidemiologicamente importante ou cujo mecanismo de transmissão seja desconhecido; - bolsas transfusionais contendo sangue ou hemocomponentes rejeitadas por contaminação ou por má conservação, ou com prazo de validade vencido, e aquelas oriundas de coleta incompleta; - sobras de amostras de laboratório contendo sangue ou líquidos corpóreos, recipientes e materiais resultantes do processo de assistência à saúde, contendo sangue ou líquidos corpóreos na forma livre.
A2	- Carcaças, peças anatômicas, vísceras e outros resíduos provenientes de animais submetidos a processos de experimentação com inoculação de microrganismos, bem como suas forrações, e os cadáveres de animais suspeitos de serem portadores de microrganismos de relevância epidemiológica e com risco de disseminação, que foram submetidos ou não a estudo anatomopatológico ou confirmação diagnóstica.
A3	- Peças anatômicas (membros) do ser humano; produto de fecundação sem sinais vitais, com peso menor que 500 gramas ou estatura menor que 25 cm ou idade gestacional menor que 20 semanas, que não tenham valor científico ou legal e não tenha havido requisição pelo paciente ou familiares.
A4	- Kits de linhas arteriais, endovenosas e dialisadores, quando descartados; - filtros de ar e gases aspirados de área contaminada; membrana filtrante de equipamento médico hospitalar e de pesquisa, entre outros similares; - sobras de amostras de laboratório e seus recipientes contendo fezes, urina e secreções, provenientes de pacientes que não contenham e nem sejam suspeitos de conter agentes Classe de Risco 4, e nem apresentem relevância epidemiológica e risco de disseminação, ou microrganismo causador de doença emergente que se torne epidemiologicamente importante ou cujo mecanismo de transmissão seja desconhecido ou com suspeita de contaminação com prions; - resíduos de tecido adiposo proveniente de lipoaspiração, lipoescultura ou outro procedimento de cirurgia plástica que gere este tipo de resíduo; - recipientes e materiais resultantes do processo de assistência à saúde, que não contenha sangue ou líquidos corpóreos na forma livre; - peças anatômicas (órgãos e tecidos) e outros resíduos provenientes de procedimentos cirúrgicos ou de estudos anatomopatológicos ou de confirmação diagnóstica; - carcaças, peças anatômicas, vísceras e outros resíduos provenientes de animais não submetidos a processos de experimentação com inoculação de microrganismos, bem como suas forrações; - bolsas transfusionais vazias ou com volume residual pós-transfusão
A5	- órgãos, tecidos, fluidos orgânicos, materiais perfurocortantes ou escarificantes e demais materiais resultantes da atenção à saúde de indivíduos ou animais, com suspeita ou certeza de contaminação com prions.
B	Resíduos contendo substâncias químicas que podem apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade
C	Quaisquer materiais resultantes de atividades humanas que contenham radionúcleos em quantidades superiores aos limites de eliminação especificados nas normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear-CNEN e para os quais a reutilização é imprópria ou não prevista.
D	Resíduos que não apresentem risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equiparados aos resíduos domiciliares
E	Materiais perfurocortantes ou escarificantes, tais como: lâminas de barbear, agulhas, escalpes, ampolas de vidro, brocas, limas endodônticas, pontas diamantadas, lâminas de bisturi, lancetas; tubos capilares; micropipetas; lâminas e laminulas; espátulas; e todos os utensílios de vidro quebrados no laboratório (pipetas, tubos de coleta sanguínea e placas de Petri) e outros similares

FONTE: Adaptado de BRASIL (2004, 2005)

CLASSIFICAÇÃO DOS RSS NA ALEMANHA

No que diz respeito à classificação dos RSS na Alemanha, de acordo com o manual de informações para disposição segura de resíduos do serviço de saúde, publicado pela Associação Profissional de Serviços para Saúde e Bem-estar (*Berufsgenossenschaft für Gesundheitsdienst und Wohlfahrtspflege – BGW, 2012*), os RSS anteriormente eram classificados em cinco grandes grupos, partindo dos resíduos comuns (que não apresentam características de periculosidade) até resíduos médicos que podem apresentar maior periculosidade, conforme segue:

- Grupo A: Comuns
- Grupo B: Especiais / potencial de infecção
- Grupo C: Infectantes
- Grupo D: Perigosos
- Grupo E: Médicos

Porém, desde 2002 entrou em vigor a nova classificação que caracteriza os resíduos por uma designação mais precisa e individual (chave de resíduos) de acordo com o regulamento da Lista Europeia de Resíduos (BGW, 2012). A classificação nos cinco grupos ainda é utilizada, mas traz consigo a identificação pelo número da chave de resíduos.

Esta nova classificação detalhada está determinada na “Portaria sobre o catálogo europeu de resíduos” (*AVV - Abfallverzeichnis-Verordnung*), de 10 de dezembro de 2001, atualizada em 2016. Os RSS estão listados no grupo 18, sendo que os RSS oriundos da prestação de atividades à saúde humana estão contemplados no subgrupo 18 01. Fazem parte desse subgrupo nove categorias de resíduos (Quadro 3). As chaves marcadas com * referem-se aos resíduos perigosos (DEUTSCHLAND, 2001).


QUADRO 3 – CLASSIFICAÇÃO DOS RSS NA ALEMANHA

Nº Chave	Descrição
18 01 01	Objetos cortantes (exceto 18 01 03*)
18 01 02	Partes do corpo e órgãos, incluindo sacos de sangue e sangue conservado (exceto 18 01 03*)
18 01 03*	Resíduos infectantes cuja coleta e descarte requerem procedimentos especiais
18 01 04	Resíduos cuja coleta e disposição não estão sujeitos a requisitos especiais do ponto de vista de infecção (exemplo gesso, fraldas, roupas descartáveis)
18 01 06*	Produtos químicos contendo ou compostos por substâncias perigosas
18 01 07	Outros produtos químicos não pertencentes ao 18 01 06*
18 01 08*	Medicamentos citotóxicos e citostáticos
18 01 09	Outros medicamentos não pertencentes ao 18 01 08*
18 01 10*	Resíduo de amálgama de tratamento dentário

FONTE: Adaptado de DEUTSCHLAND (2001)

As principais diferenças observadas na segregação e acondicionamento dos RSS dentro da gestão do Brasil e Alemanha, embasadas nas legislações, estão apresentadas no quadro 3.

QUADRO 4 – REQUISITOS PARA SEGREGAÇÃO E ACONDICIONAMENTO DOS RSS

Tipologia	Alemanha ⁽¹⁾	Brasil ⁽²⁾
Comuns	<ul style="list-style-type: none"> • Devem ser recolhidos imediatamente no local de geração em recipientes resistentes à ruptura, à umidade e densos. Eles não podem ser transferidos de recipientes e nem classificados 	<ul style="list-style-type: none"> • Devem ser acondicionados de acordo com as orientações dos serviços locais de limpeza urbana, utilizando-se sacos impermeáveis, contidos em recipientes identificados
Perfurocortantes	<ul style="list-style-type: none"> • Utilização de recipientes descartáveis à prova de punção e à prova de ruptura • Estes devem ser firmemente bloqueáveis 	<ul style="list-style-type: none"> • Devem ser descartados separadamente em recipientes, rígidos, resistentes à punctura, ruptura e vazamento, com tampa, sendo expressamente proibido o esvaziamento desses recipientes para o seu reaproveitamento. Devem ser identificados pelo símbolo de substância infectante constante na NBR-7500 da ABNT, com rótulos de fundo branco, desenho e contornos pretos, acrescido da inscrição de RESÍDUO PERFUCORTANTE, indicando o risco que apresenta o resíduo
Infectantes	<ul style="list-style-type: none"> • Os resíduos devem ser coletados diretamente no local de geração em recipientes à prova de rupturas, à prova de umidade e densos • Não podem sofrer transferências ou classificações para outros recipientes. Estes recipientes são marcados com o símbolo "Risco biológico"  <ul style="list-style-type: none"> • O armazenamento deve ser realizado de forma a evitar a formação de gás nos recipientes coletores 	<p>Subgrupo A1: culturas e estoques de microrganismos; resíduos com suspeita ou certeza de contaminação biológica por agentes classe de risco 4:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Devem ser inicialmente acondicionados de maneira compatível com o processo de tratamento a ser utilizado <p>Subgrupo A5: resíduos com suspeita ou certeza de contaminação por príons:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Devem ser acondicionados em sacos ou recipientes que evitem vazamentos e resistam às ações de punctura e ruptura: em saco vermelho, que devem ser substituídos após cada procedimento e identificados pelo símbolo de

Tipologia	Alemanha ⁽¹⁾	Brasil ⁽²⁾
		<p>substância infectante constante na NBR-7500 da ABNT, com rótulos de fundo branco, desenho e contornos pretos;</p> <ul style="list-style-type: none"> • Devem ser utilizados dois sacos como barreira de proteção, com preenchimento somente até 2/3 de sua capacidade, sendo proibido o seu esvaziamento ou reaproveitamento
Patológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Identificação separada no local em recipientes com trava segura • A transferência ou triagem do resíduo não é permitida • O armazenamento deve ser realizado de forma a evitar a formação de gás (temperatura de armazenagem <15 °C; armazenamento máximo de 1 semana; em temperaturas de armazenagem <8 °C: tempo de armazenamento pode ser estendido) • Os resíduos congelados podem ser armazenados por até 6 meses 	<p>Subgrupo A3: membros humanos e fetos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Devem ser acondicionados em sacos ou recipientes que evitem vazamentos e resistam às ações de punctura e ruptura: saco vermelho, que devem ser substituídos quando atingirem 2/3 de sua capacidade ou pelo menos 1 vez a cada 24 horas e identificados com a inscrição “PEÇAS ANATÔMICAS” <p>Subgrupo A4: kits de linhas arteriais; órgãos e tecidos provenientes de cirurgias:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Devem ser acondicionados em saco branco leitoso, que devem ser substituídos quando atingirem 2/3 de sua capacidade ou pelo menos 1 vez a cada 24 horas e identificados pelo símbolo de substância infectante constante na NBR-7500 da ABNT, com rótulos de fundo branco, desenho e contornos pretos.
Químicos	<p>Químicos perigosos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • A coleta separada de frações individuais é preferível • No caso de grandes quantidades individuais, os resíduos também podem ser atribuídos a fluxos de resíduos mais controlados (por exemplo, ácidos, álcalis) <p>Químicos não perigosos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Alguns resíduos químicos que ocorrem em grandes quantidades sem substâncias perigosas podem ser atribuídos a fluxos de resíduos controlados mais específicos e coletados separadamente de acordo com as frações individuais • A coleta e o armazenamento devem ser efetuados em contentores adequados para o transporte • As salas de armazenamento devem ser adequadamente ventiladas 	<ul style="list-style-type: none"> • Devem ser acondicionados observadas as exigências de compatibilidade química dos resíduos entre si, assim como de cada resíduo com os materiais das embalagens de forma a evitar reação química entre os componentes do resíduo e da embalagem, enfraquecendo ou deteriorando a mesma, ou a possibilidade de que o material da embalagem seja permeável aos componentes do resíduo. • Os resíduos líquidos devem ser acondicionados em recipientes constituídos de material compatível com o líquido armazenado, resistentes, rígidos e estanques, com tampa rosqueada e vedante. • Os resíduos sólidos devem ser acondicionados em recipientes de material rígido, adequados para cada tipo de substância química, respeitadas as suas características físico-químicas e seu estado físico
Farmacêuticos e genotóxicos	<p>Medicamentos citotóxicos e citostáticos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Todos os resíduos produzidos durante a preparação e uso de medicamentos tóxicos cancerígenos, mutagênicos ou reprodutivos devem ser designados. Além disso, os fluxos de resíduos a serem descartados separadamente devem ser esperados principalmente com o uso de citostáticos e substâncias virais. • A coleta deve ser realizada em 	<ul style="list-style-type: none"> • São acondicionados seguindo recomendações do grupo B (químicos) • Os resíduos de produtos e de insumos farmacêuticos, sujeitos a controle especial, especificados na Portaria MS 344/98 e suas atualizações devem atender à legislação sanitária em vigor

FONTE: (1) Adaptado de UMWELT BUNDESAMT (UBA), 2014. (2) Adaptado de BRASIL, 2004.

Observa-se que, no Brasil, devido aos subgrupos existentes no grupo A (infectantes), diferentes requisitos de acondicionamento devem ser observados, e a segregação deve ser realizada de acordo com as características destes subgrupos.

Na Alemanha, os resíduos perfurocortantes são segregados e acondicionados em recipientes rígidos e bloqueáveis. Em seguida, esses recipientes são armazenados com o resíduo comum e destinados de acordo com este fluxo, de forma que os resíduos perfurocortantes não são tratados como substâncias perigosas ou infectantes, como ocorre no Brasil.

Nota-se que na Alemanha, os resíduos químicos e de medicamentos são divididos em mais dois grupos, pois podem possuir, ou não, característica de periculosidade. Essa divisão permite que os mesmos sigam diferentes fluxos de gerenciamento, tratamento e destinação, de acordo com suas características. No Brasil, os medicamentos são contemplados no grupo B (químicos), sendo considerados perigosos.

Observa-se também que a gestão dos resíduos radioativos é criteriosa em ambos os países e necessita de cuidados específicos. Na Alemanha a gestão do material radioativo, seja líquido ou sólido, segue a “Lei sobre o uso pacífico da energia nuclear e proteção contra seus perigos (Lei Atômica)” (*Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz)*) e somente pode ser encaminhado para tratamento e destinação após decorrido o tempo necessário para o decaimento da radioatividade. Neste mesmo sentido, a legislação brasileira do CNEN NE 8.01 também exige que o material radioativo gerado em qualquer estabelecimento, seja em ambiente hospitalar ou não, também tenha o seu decaimento realizado antes do tratamento e destinação. Salienta-se que o decaimento da radioatividade é mandatório e que o tratamento posterior necessário ocorre em função das características do resíduo, isto é, se for resíduo infectado, deve passar por desinfecção, se for resíduo líquido (fezes e urina) deve, após o decaimento da radioatividade, seguir para uma estação de tratamento de efluentes (DEUTSCHLAND, 1959; COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN), 2014).

PROBLEMÁTICA

O risco associado aos RSS decorre da possibilidade do mesmo conter agentes biológicos, químicos, radioativos e materiais perfurocortantes em sua composição (ANVISA, 2006). É agravado ainda pela possibilidade de sua geração em estabelecimentos de pequeno porte, e que, com frequência tais estabelecimentos não possuem o conhecimento acerca do planejamento adequado e necessário para o seu gerenciamento. A inexistência de infraestrutura adequada para a realização deste gerenciamento também é fator de impacto. Salienta-se ainda que as residências também são consideradas pequenos geradores de RSS. Um exemplo que se destaca está associado aos pacientes diabéticos que auto administram insulina diariamente, gerando agulhas que apresentam possibilidade de contaminação (GARCIA; ZANETTI-RAMOS, 2004).

Costa e Batista (2016) após análise de algumas publicações brasileiras relacionadas ao gerenciamento de RSS, concluíram que na maioria dos casos analisados, este gerenciamento é feito de forma inadequada e não está de acordo com as normas federais vigentes.

Schneider *et al.* (2013) discorrem a respeito de ferramentas de monitoramento do gerenciamento de RSS e afirmam que as organizações hospitalares têm sua especificidade e citam que os avanços no atendimento à saúde (que levaram a um aumento crescente do uso de materiais descartáveis) geram como consequência uma elevação na quantidade de resíduos que precisam de tratamento. Eles afirmam ainda, que um dos principais desafios da gestão de RSS é a implantação e aperfeiçoamento de sistemas que realizem o monitoramento e controle desse processo.

Quando os RSS são segregados e acondicionados indevidamente, podem causar acidentes. Segundo Garcia e Zanetti-Ramos (2004) não existe no Brasil um sistema de controle sobre acidentes de trabalho com materiais biológicos, o que leva a uma falta de estudos sobre danos ocupacionais envolvendo RSS. O adequado gerenciamento destes resíduos é uma ação importante para a saúde dos colaboradores, levando a uma redução de exposição percutânea por material biológico

a estes profissionais, que têm contato direto com perfurocortantes.

Ainda em relação à segregação de resíduos, Schneider *et al.* (2013) afirmam que esta etapa impacta diretamente na elevação dos custos relacionados ao tratamento e disposição final dos RSS. Quando resíduos que possuem características de resíduo domiciliar ou reciclável entram em contato com resíduos com características de periculosidade, todo resíduo passa a ser tratado como resíduo perigoso, elevando o custo relacionado a este tratamento.

Estudos realizados demonstraram a existência de oportunidades de melhoria em relação à etapa de segregação dos resíduos gerados em hospitais. Valério e Castanheira (2013) relatam sobre o elevado volume dos resíduos pertencentes ao Grupo A (infectantes) gerados em um hospital público de médio porte no estado do Paraná, decorrente da incorreta segregação no momento da geração dos resíduos. Outro estudo realizado em um hospital escola da região nordeste do Rio Grande do Sul (SCHNEIDER *et al.*, 2013) teve como um dos pontos base a comparação de custos no tratamento e destinação de RSS. Estimou que este estabelecimento teria, com o mesmo tratamento e destinação de RSS, caso os profissionais fossem capacitados e o sistema de segregação destes resíduos fosse 100% eficiente, uma economia média mensal com o tratamento e destinação final da ordem de 18,4%.

O aumento dos custos diretos com o tratamento e destinação final de RSS decorrentes da falta de segregação não é o único impacto no gerenciamento destes resíduos. Pode ocorrer impacto indireto pelos riscos relacionados à saúde humana, tanto em ambiente intra-hospitalar como extra-hospitalar, decorrente da heterogeneidade dos resíduos, devido ao maior volume de resíduo gerado e por consequência uma maior exposição das pessoas envolvidas. Este mesmo estudo também fez a comparação de custos envolvendo os resíduos químicos gerados por este hospital, e nesse caso a economia decorrente da correta segregação desta tipologia de resíduos foi da ordem de 5,83% do custo médio mensal. Os autores destacaram que os riscos envolvidos com o manejo inadequado dos resíduos químicos chega a ser maior do que os riscos relacionados aos resíduos infectantes, pois pequenas quantidades de certas substâncias químicas podem contaminar grandes volumes de

água, acarretando consequências indesejáveis e de difícil recuperação para a saúde humana e meio ambiente (SCHNEIDER *et al.*, 2013).

De acordo com WHO (2014) muitos dos produtos químicos e farmacêuticos utilizados para atendimento à saúde são perigosos. Eles estão comumente presentes em pequenas quantidades nos RSS, mas, quantidades maiores podem ser encontradas quando produtos químicos e farmacêuticos indesejados, ou fora do prazo de validade (quando comprados em excesso), são enviados para a destinação. Os resíduos químicos podem causar intoxicação, tanto por exposição aguda ou crônica e também por lesões físicas - sendo mais comuns as queimaduras químicas. A intoxicação pode resultar da absorção de um produto químico ou farmacêutico através da pele ou das membranas mucosas, ou da inalação ou ingestão. Podem ocorrer lesões na pele, nos olhos ou nas membranas mucosas das vias respiratórias por contato com produtos químicos inflamáveis, corrosivos ou reativos (como o, formaldeído e outras substâncias voláteis).

O Guia para o manejo interno de resíduos sólidos em estabelecimentos de saúde (CENTRO PAN-AMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E CIÊNCIAS DO AMBIENTE, 1997), já citava a questão de capacitação de recursos humanos, afirmando que os funcionários devem ser capacitados e integrados às atividades da instituição, especificamente ao sistema de manuseio de resíduos. Também é mencionado que a capacitação deve ser contínua, geral e específica. Bem como as ações de motivação devem ser permanentes e devem estar apoiadas pelo uso de cartazes, boletins, palestras e filmes, em linguagem adequada.

Estudos apontam a necessidade de aprofundar a qualificação dos profissionais de serviços de saúde no que diz respeito a treinamentos e programas de educação continuada, abordando a gestão adequada dos resíduos provenientes de suas atividades (GESSNER *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2013).

Catão *et al.* (2007), em um estudo realizado com 14 hospitais do município de Campina Grande no estado da Paraíba, destacam o fator da conscientização e treinamento dos funcionários envolvidos com o manejo dos resíduos, onde se constatou que apenas 57% das instituições pesquisadas oferecem algum tipo de capacitação para

os funcionários que lidam com os resíduos e que grande número de funcionários (43%) não recebe nenhum treinamento.

Costa e Batista (2016) também apontam a necessidade de investimento em treinamento dos responsáveis pela gestão de RSS, visando garantir a implementação de procedimentos que visem proteção da saúde do trabalhador e do meio ambiente.

Berto; Czykiel e Barcellos (2012) afirmam que o treinamento dos profissionais para correta segregação de RSS é um dos fatores importantes na gestão. Segundo eles, o adequado gerenciamento de RSS é fundamental para a manutenção da saúde dos trabalhadores, assim como para evitar contaminação ambiental gerada por substâncias perigosas. Esta adequada separação dos RSS é o primeiro passo para evitar que os resíduos perigosos gerados em estabelecimentos de saúde sejam tratados ou destinados de maneira inadequada.

No estudo de Berto; Czykiel e Barcellos (2012) com 22 profissionais atuantes em 9 hospitais no município de Porto Alegre, acerca de questões relacionadas ao treinamento sobre RSS, foi verificado que a maioria dos entrevistados não recebeu capacitação conforme determina a Resolução RDC nº 306/2004 da ANVISA. Cinco entrevistados alegaram nunca terem participado de treinamentos nas instituições onde atuam, e os outros, somente tiveram treinamento quando ingressaram no hospital em que trabalham. Os autores citam ainda que alguns entrevistados receberam treinamentos em anos anteriores à resolução, estando, portanto, desatualizados.

Cabe destacar que a Resolução RDC 306/2004 da ANVISA dispõe no Capítulo IV, que é de responsabilidade do gerador de RSS: “Prover a capacitação e o treinamento inicial e de forma continuada para o pessoal envolvido no gerenciamento de resíduos, objeto deste Regulamento”.

A Resolução do CONAMA nº 358/2005, em seu artigo 14, determina que “é obrigatória a segregação dos resíduos na fonte e no momento da geração, de acordo com suas características, para fins de redução de volume dos resíduos a serem tratados e dispostos, garantindo a proteção da saúde e do meio ambiente”.

A existência de um plano de gerenciamento de resíduos adequado à

realidade de cada unidade geradora deve ser periodicamente revisado e é fundamental para que esse requisito legal seja atendido, objetivando sempre a melhoria contínua.

A ANVISA (2006) cita a importância da educação ambiental como ferramenta para propiciar a minimização da geração dos resíduos, e melhor segregação dos mesmos:

“Tanto a minimização de resíduos, quanto a segregação de materiais recicláveis estão diretamente relacionados à mudança de hábitos das pessoas envolvidas na geração dos resíduos. Nesse sentido, a educação ambiental pode ser uma ferramenta importante na adoção de padrões de conduta mais adequados aos novos modelos de gestão de resíduos e, portanto, deverá ter atenção especial no programa de educação continuada, destinado aos funcionários. A implantação desse programa propicia as condições para que os profissionais saibam com clareza suas responsabilidades, em relação ao meio ambiente, dentro e fora da unidade de saúde, e seu papel de cidadãos”. (ANVISA, 2006, p. 104)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto, é evidente a oportunidade de melhoria existente na etapa de segregação de resíduos em unidades hospitalares. E o principal desafio relacionado a este cenário envolve os profissionais atuantes nos hospitais, seu nível de conhecimento sobre RSS e, portanto, treinamento efetivo para a correta segregação destes resíduos.

Sugere-se a avaliação do modelo de treinamento utilizado por hospitais, onde normalmente os funcionários são treinados, em diversos temas, apenas no momento da sua contratação, e não passam por treinamentos futuros ao longo do desempenho de suas funções.

Dada a grande abrangência e particularidades do tema gestão de RSS, sugere-se a realização de treinamentos periódicos com todos os funcionários que estão em contato com esses resíduos, buscando desta forma garantir o conhecimento necessário para realizar a correta segregação destes resíduos.

O correto gerenciamento dos RSS ainda é um desafio para o Brasil e os estudos citados evidenciam que o gerenciamento dos RSS em muitas instituições não tem sido feito de forma apropriada, contrariando estas

legislações federais.

A realização da segregação dos RSS de acordo com suas características é fundamental para a realização do correto gerenciamento dos mesmos, possibilitando encaminhamento seguro e eficiente, visando a proteção dos trabalhadores e a preservação da saúde pública. Caso os RSS não sejam segregados e tratados adequadamente e cheguem a entrar em contato direto com o solo, podem causar contaminação das águas subterrâneas, gerando consequências indesejáveis para a saúde e para o meio ambiente. Os RSS também podem ter efeito negativo no tratamento de efluentes em Estações de Tratamento de Efluente.

A segregação e acondicionamento adequados dos RSS estão diretamente relacionados ao profissional gerador destes resíduos.

A existência de pelo menos um profissional dedicado exclusivamente para a gestão de resíduos, como ocorre na Alemanha, é uma medida que pode contribuir positivamente neste cenário.

É também fator de impacto a compra de insumos, como produtos químicos e farmacêuticos, que deve obedecer a critérios de gestão, de modo que não sejam adquiridos produtos em excesso, que possam tornar-se resíduos perigosos e, por isso, exigirem medidas especiais para sua destinação.

Cabe destacar que os estabelecimentos que geram materiais com radioatividade devem operar de forma adequada, garantindo o atendimento as legislações e normas que determinam os requisitos para o gerenciamento destes rejeitos.

A partir do momento que a segregação de RSS é realizada de forma eficaz, pode-se reduzir o custo com o tratamento e destinação final, bem como minimizar os riscos para os trabalhadores que têm contato com resíduos perigosos e para o meio ambiente.

REFERÊNCIAS

AGENCIA NACIONAL DE VIGILANCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS

(ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. São Paulo: Abrelpe, 2016.

BERTO, D. N.; CZYKIEL, R.; BARCELLOS, M. D. DE. Treinamentos sobre Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde (RSSS) em Hospitais de Porto Alegre/RS na Percepção de Profissionais Atuantes. **Revista de Gestão em Sistemas de Saúde**, São Paulo, v. 1, n. 2, p. 41–62, 2012.

BERUFGGENOSSENSCHAFT FÜR GESUNDHEITSDIENST UND WOHLFAHRTSPFLEGE (BGW). **Abfallentsorgung- Informationen zur sicheren Entsorgung von Abfaellen im Gesundheitsdienst**. Hamburg: BGW Kommunikation, 2012.

BRASIL. **Resolução RDC n. 306, de 7 de dezembro de 2004**. Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2004. Disponível em: <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2004/res0306_07_12_2004.html>. Acesso em: 21 abr. 2015

BRASIL. **Resolução CONAMA n. 358, de 29 de abril de 2005**. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos de serviços de saúde. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=462>>. Acesso em: 5 abr. 2015

CATÃO, G. C.; NETO, J. D.; FARIAS, M. S. S. DE; DANTAS, T. B. Diagnostico e análise do gerenciamento dos resíduos hospitalares da cidade de Campina Grande – Paraíba. **HYGEIA, Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, Uberlândia, v. 3, n. 5, p. 21–32, 2007.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN). **Norma CNEN NE 8.01 Gerência de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação**. Estabelece os critérios gerais e requisitos básicos de segurança e proteção radiológica relativos à gerência de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação, bem como de rejeitos radioativos de meia-vida muito curta. Brasil: CNEN, 2014. Disponível em: <<http://appasp.cnen.gov.br/seguranca/normas/pdf/Nrm801.pdf>>. Acesso em: 23 jan. 2017

COSTA, V. M.; BATISTA, N. J. C. Gerenciamento de resíduos de serviço de saúde: uma revisão integrativa. **Revista Saúde em Foco**, Teresina, v. 3, n. 1, p. 124–145, 2016.

DEUTSCHLAND. **Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz)**. Lei sobre o uso pacífico da energia nuclear e proteção contra seus perigos (Lei Atômica). Deutschland: Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 1959. Disponível em: <<https://www.gesetze-im-internet.de/atg/AtG.pdf>>. Acesso em: 13 fev. 2017

DEUTSCHLAND. **Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen (Infektionsschutzgesetz–IfSG)**. Lei para a prevenção e controle

de doenças infecciosas em pessoas (Lei de Protecção à Infecção). Alemanha: Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 2000. Disponível em: <<https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ifsg/gesamt.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2017

DEUTSCHLAND. **Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV)**. Portaria sobre o Catálogo Europeu de resíduos (Regulamento de resíduos). Alemanha: Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 2001. Disponível em: <<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/avv/gesamt.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2017

DEUTSCHLAND. **Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG)**; Lei para promover a economia circular e assegurar uma gestão ecológica de resíduos (Lei de Reciclagem). Alemanha: Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 2012. Disponível em: <<https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/krwg/gesamt.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2017

GARCIA, L. P.; ZANETTI-RAMOS, B. G. Gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde : uma questão de biossegurança. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 3, p. 744–752, 2004.

GESSNER, R.; PIOSIADLO, L. C. M.; FONSECA, R. M. G. S. DA; LARocca, L. M. O manejo dos resíduos dos serviços de saúde: um problema a ser enfrentado. **Cogitare Enfermagem**, Curitiba, v. 18, n. 1, p. 117–123, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010.

PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO. **Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008**. Diretiva relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. União Européia: [s.n.]. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:pt:PDF>>. Acesso em: 17 jan. 2017

SANTOS, S. D.; COSTA, V. M. F.; SANTOS, A. S. DOS; LIMA, M. P.; FRAGA, L. DOS S.; TOMAZZONI, G. C. Resíduos de serviços de saúde: proposta de programa de educação continuada para os colaboradores de um hospital público da região central do Rio Grande do Sul. 2o Fórum Internacional ECOINNOVAR. **Anais...** Santa Maria: 2o Fórum Internacional ECOINNOVAR, 2013 p. 1–7 Disponível em: <<http://ecoinovar.com.br/cd2013/arquivos/resumos/ECO261.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2016

SCHNEIDER, V. E.; STEDILE, N. L. R.; BIGOLIN, M.; PAIZ, J. C. Sistema de informações

gerenciais (SIG: Ferramenta de monitoramento do gerenciamento de resíduos de serviços de saúde (RSS) e dos custos de tratamento. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 166–188, 2013.

UMWELT BUNDESAMT (UBA). **Medizinische und Krankenhausabfälle**. Ficha de dados SWSM-08_MED Resíduos Médico e Hospitalar. Deutschland: [s.n.]. Disponível em: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/stoffstrom_medizin_med.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2016

VALÉRIO, M. C.; CASTANHEIRA, N. P. Análise quali-quantitativa do lixo produzido em hospital público do Paraná: viabilidade econômica através da correta segregação de materiais recicláveis. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 44–65, 2013.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) - EDITED BY YVES CHARTIER, JORGE EMMANUEL, UTE PIEPER, A. P.; PHILIP RUSHBROOK, RUTH STRINGER, W. T.; ZGHONDI, S. W. AND R. **Safe management of wastes from health-care activities**. 2. ed. Geneva Switzerland: World Health Organization, 2014.

INFORMAÇÃO SOBRE OS AUTORES

Alcely Jose Wosniak

Químico pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial pela Universidade Federal do Paraná e Universidade de Stuttgart. Químico na Companhia de Saneamento do Paraná.

Aliny Lucia Borges Borba

Engenheira de Produção Civil (2009) e Mestre em Saneamento e Recursos Hídricos pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) (2012) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Mestranda do Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPG MAUI) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), SENAI-PR e *Universität Stuttgart*, Alemanha. Engenheira Civil na Assessoria de Planejamento e Desenvolvimento Ambiental (APDA) da Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar.

Álvaro Luiz Mathias

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Bioquímica pelo Departamento de Bioquímica da Universidade Federal do Paraná (UFPR) com ênfase em Metabolismo e Fisiologia Microbiano e Doutor em Engenharia Química pela Universidade do Porto (Portugal) com ênfase em Química Fina e Tecnologia Verde. Pós-doutoramento em Quimiometria pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) e em Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos pela Universidade de Stuttgart (Alemanha). Professor Titular da Universidade de Federal do Paraná, Departamento de Engenharia Química do Setor de Tecnologia, Brasil. Professor Permanente do Mestrado Internacional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (MAUI).

Ana Carolina Battistuzzi Barbosa

Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial pela Universidade Federal do Paraná, em parceria com a Universidade de Stuttgart da Alemanha e o Senai no Paraná (2017). Possui também pós-graduação em Gestão Ambiental e Sustentabilidade pela FAE Business School (2014)

e formação superior em Tecnologia em Química Ambiental pela UTFPR (2009). Possui experiência na área de destinação e aproveitamento de resíduos sólidos, coprocessamento, licenciamento ambiental e sistema de gestão ambiental.

Andreas Friedrich Gruer

Atuou 7 anos como consultor exclusivo do Instituto Ambiental do Paraná onde elaborou legislação e normas sobre controle de poluição atmosférica. Hoje continua assessorando o órgão ambiental do Estado do Paraná em questões atmosféricas. Tem experiência na área de padrões de qualidade do ar, redes de monitoramento da qualidade do ar, qualidade do ar em ambientes externos e internos, equipamentos de controle de emissão atmosférica de processos industriais, emissão veicular e técnicas de medição de poluentes atmosféricos em dutos e chaminés. Atua como professor no Mestrado Internacional "Meio Ambiente Urbano e Industrial" EDUBRAS e como consultor de uma empresa especializada em monitoramento de poluentes atmosféricos. Elaborou com sua equipe em 2012 o INVENTÁRIO ESTADUAL DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE POLUENTES (MP, CO, NO_x, SO_x) do Paraná.

Augusto Mercer Noce

Diplomado em Química ambiental pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná (CEFET-PR). Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) em convênio com o SENAI-PR e a *Universität Stuttgart*. Profissional com atuação na área de meio ambiente do Setor Elétrico.

Carlos Alberto Ubirajara Gontarski

Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade Federal do Paraná (1987), graduação em Administração de Empresas pela Faculdade Católica de Administração e Economia (1991), mestrado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas (1991) e doutorado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas (2000). Atualmente é professor associado da Universidade Federal do Paraná. Tutor-bolsista (escolhido por processo seletivo público) do Programa de Educação Tutorial em Engenharia Química

(PET) da UFPR, um programa da Secretaria de Educação Superior do MEC, desde 1º de março de 2012.

Daniela Neuffer

Engenheira Civil e pós-graduada em Engenharia Civil pela *Universität Stuttgart*, Alemanha, e Doutora em Técnicas de Proteção Ambiental pela *Universität Stuttgart*. Pesquisadora e consultora da *Universität Stuttgart* no *Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft* (Instituto de Engenharia Sanitária, Qualidade da Água e Resíduos Sólidos, ISWA) na *Universität Stuttgart*. Coordenadora e professora titular do Programa de Pós Graduação - Mestrado Internacional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPG MAUI) da UFPR, *Universität Stuttgart* e SENAI-PR. Membro do comitê assessor AK-11.6 (Resíduos de óleo e graxas) da *Deutsch Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall* (Associação Alemã para Gerenciamento de Água, Águas Residuárias e Resíduos, DWA).

Jörg Wolfgang Metzger

Possui doutorado em Química pela *Eberhard Karls Universität Tübingen* (1988) e graduação em química - *Eberhard Karls Universität Tübingen* (1984). Em 1994 concluiu a Habilitação para a docência em nível superior pela Universidade de Tübingen . Atualmente é professor na *Universität Stuttgart*, ocupando a cadeira de Hidroquímica e Hidrobiologia atuando no na gestão hídrica do Instituto para Saneamento, Qualidade de Água e Gerenciamento de Resíduos. Trabalha com questões científicas da engenharia ambiental aplicadas em situações reais e com as suas possíveis formas de solução. Possui experiência na área da química da água e de análises ambientais, tais como: a análise da existência, quantificação e comportamento de substâncias ambientais (entre outras: agrotóxicos, remédios, substâncias com efeito hormonal, inibidores de fogo, desinfetantes) no meio hídrico (água superficial, subterrânea, potável, esgoto) bem como em solos, sedimentos, lodos de estações de tratamento de efluentes e compostos.

Karen Juliana do Amaral

Engenheira Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

Mestre e Doutora em Engenharia Civil, com ênfase em Recursos Hídricos, pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ) e *Universität Stuttgart*, Alemanha. Pesquisadora da *Universität Stuttgart* no *Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft* (Instituto de Engenharia Sanitária, Qualidade da Água e Resíduos Sólidos, ISWA) na *Universität Stuttgart*. Professora titular do Programa de Pós Graduação - Mestrado Internacional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI) da UFPR, *Universität Stuttgart* e SENAI-PR.

Klaus Martin Fischer

Possui doutorado pela *Universität Stuttgart*, com experiência na área de Ciências Ambientais. Atuou na *Universität Stuttgart* como colaborador científico e depois passou para a chefia da área de trabalho de resíduos urbanos no Instituto para Construções Hidráulicas Urbanas, Gestão de Qualidade da Água e Gestão de Resíduos (ISWA), onde trabalha até hoje. É sócio na empresa "*Reinluft Umwelttechnik GmbH*" em Stuttgart (Planejamento de estações de tratamento de emissões atmosféricas), consultor na área de poluentes atmosféricos da indústria e emissões/imissões) e também é sócio na empresa "*SEMI - Sustainable Environmental Management International GmbH*" em Stuttgart. Dispõe de ampla experiência na área de gerenciamento de resíduos e de seu tratamento.

Luciano Penido

Engenheiro Civil graduado pela UNESP-Guaratinguetá (1992), Mestre em Sensoriamento Remoto pelo INPE (1998), Especialista em Marketing pela UniFAE (2006), Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial pela UFPR (2014). Sólida experiência em Geoprocessamento, Geomarketing, Análises Ambientais, Saneamento Básico e Recursos Hídricos.

Marcelo Luís Korelo

Aluno Especial do Programa de Doutorado em Engenharia Ambiental no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, 2017-atual. Mestre pela Universidade Federal do Paraná UFPR (Brasil), no Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial, 2015-2017, área de concentração Processo

de Engenharia e Ciências do Meio Ambiente. Dissertação defendida no Mestrado Internacional de Dupla Diplomação na Universidade de Stuttgart (Alemanha), no Programa WASTE (*Air Quality Control, Solid Waste and Waste Water Process Engineering*). Participação no MBA Executivo FGV em Gestão Empresarial pelo Instituto Superior de Administração e Economia/ Fundação Getúlio Vargas ISAE/FGV - 2005. Especialista em Tecnologia Ambiental pelo *Wilbur Wright College*, de Chicago, Estados Unidos - 2002. Bacharel em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Paraná UFPR - 2000. Técnico em Edificações pelo Centro Federal de Educação Tecnológica CEFET-PR - 1994. Experiência profissional em projetos e obras de Engenharia Civil e Ambiental.

Margarete Casagrande Lass Erbe

Engenheira Química pela Universidade Federal do Paraná (1979), mestrado em Tecnologia pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (2001) e doutorado em Geologia Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (2011). É professora da Universidade Federal do Paraná no Departamento de Engenharia Química. É vice-coordenadora do programa internacional de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI). Tem experiência na área de gestão, auditoria e licenciamento ambiental e em Engenharia de Produção, com ênfase em processos. Atua principalmente nas seguintes áreas: avaliação de passivos ambientais, gestão ambiental, resíduo industrial, resíduo dos serviços de saúde, meio ambiente e co-processamento.

Mauricy Kawano

Graduado em Química Industrial pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (1994) e Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (2003). Atualmente é Gerente de Meio Ambiente e Sustentabilidade da Federação das Indústrias do Estado do Paraná - FIEP; conselheiro do Conselho Estadual de Meio Ambiente do PR (CEMA), conselheiro do Conselho Municipal de Meio Ambiente de Curitiba (CMMA), conselheiro do CIBiogás, atua em curso de pós-graduação na área ambiental e no Curso de Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial da UFPR/UniStuttgart/SENAI-PR.

Mônica Beatriz Kolicheski

Engenheira química pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em tecnologia química e Doutora em engenharia pela UFPR. Professora do curso de engenharia química da UFPR. Coordenadora e Professora titular do Programa Internacional de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI) da UFPR em convênio com o SENAI-PR e a *Universität Stuttgart*.

Patrícia Charvet

Graduação em Biologia (bacharelado e licenciatura) pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (1993), mestrado em Zoologia pelo convênio Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará (2001) e doutorado em Ciências Biológicas (concentração em Zoologia) pela Universidade Federal da Paraíba (2006). Atuou na equipe da Gerência de Inovação (2011), Gerência de Serviços Tecnológicos e Inovação (2012-2014), Gerência de Operações (2015) e Gerência de Planejamento, Orçamento e Gestão (2015-2016) do SENAI/PR. Atualmente (desde de setembro de 2016), é integrante da equipe da Gerência de Meio Ambiente e Sustentabilidade da FIEP. Atua também como docente do Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (MAUI - convênio UFPR, SENAI PR e Universidade de Stuttgart).

Paulo Vitor Lucca

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestrando do Programa de Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial (MAUI). Engenheiro Civil da Prefeitura Municipal de Curitiba na área de Manutenção Urbana.

Rafael Haddad Manfio

Possui Graduação em Medicina Veterinária pela UENP (2005) e Ciências Biológicas também pela UENP (2007). Conselho Estadual de Meio Ambiente – CEMA – PR (desde 2010), Comitê da Bacia Hidrográfica do Paranapanema, CBH-Paranapanema (2012-2016), Comissão de Meio Ambiente do CRMV-PR (2012-2017), Instituto de Pesquisa em Vida Selvagem e Meio Ambiente – IPEVS (desde 2008).

Rafaela Cristina Faria Osório

Diplomada em Química ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) em convênio com o SENAI-PR e a *Universität Stuttgart*. Profissional com atuação na área de meio ambiente.

Regina Maria Matos Jorge

Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em Engenharia Química pela Escola Politécnica da USP com ênfase em Desenvolvimento de Processos e Doutora em Engenharia Química pela Escola Politécnica da USP com ênfase em Modelagem e Simulação de Processos. Professora Associada do Departamento de Engenharia Química e Coordenadora do LEPSP - Laboratório de Processos em Sistemas Particulados do Setor de Tecnologia, UFPR, Brasil. É Professora Permanente do Mestrado Internacional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI).

Sandra Mara Pereira de Queiroz

Graduada em Ciências biológicas pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em ciências biológicas (entomologia) pela UFPR. Professora colaboradora do Programa Internacional de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI) da UFPR em convênio com o SENAI-PR e a *Universität Stuttgart*. Sócia Diretora da LQ Geoambiental, empresa de consultoria e prestação de serviços na área de gestão ambiental.

Tingni Hu

Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial (MAUI) ofertado pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e em *Air Quality Control, Solid Waste and Waste Water Process Engineering* (WASTE) ofertado pela *Universität Stuttgart* (USTUTT), programa de dupla diplomação, tendo como linha de pesquisa: resíduos, efluentes e emissões atmosféricas - tecnologias para o tratamento. Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

ÍNDICE REMISSIVO

A

acidentes de trabalho 251
acondicionamento 51, 63, 240, 243, 244, 248, 250, 256
aeração prolongada 128, 130, 132, 142
área superficial específica 133, 137, 138, 139, 142, 144, 145
aterro 18, 20, 24, 26, 29, 34, 35, 36, 37, 42, 46, 48, 52, 54, 64, 67, 68, 70, 75, 76, 77,
78, 79, 80, 81, 82
aterro sanitário 18, 24, 29, 42, 46, 54, 64, 67, 68, 70, 80, 81, 82
aterros controlados 70

B

binômio aspecto-OD 201
biometanização 71, 80

C

canteiro de obra 21, 22, 27, 104
carga hidráulica 133, 134, 136, 144
carga orgânica 124, 126, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 144, 145, 190, 193, 194, 195,
199, 201, 205, 209
ciclo do nitrogênio 116, 117, 119, 120
cobrança 9, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57
coleta seletiva 53, 57, 63, 69, 71, 81
compostagem 43, 53, 56, 57, 70, 71, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81
compostos orgânicos voláteis 88
concentração de partículas 98
concentrado 163, 166, 171
concretos 19, 22, 24, 26, 27, 32, 36
construção civil 9, 16, 17, 18, 20, 21, 22, 23, 26, 27, 30, 31, 32, 35, 38, 39, 40, 86, 87,
88, 89, 91, 95, 96, 98, 99, 103, 105, 106, 107, 108, 110
consumo de energia 51, 125, 130, 131, 145
custos 16, 17, 32, 36, 43, 45, 49, 50, 54, 55, 56, 68, 83, 125, 130, 161, 164, 170, 175,
183, 216, 222, 223, 226, 228, 233, 234, 236, 252, 259

D

demanda bioquímica de oxigênio 115, 189
demolição 9, 16, 17, 22, 30, 33, 35, 37, 39, 86, 88, 104, 107
desnitrificação 116, 119, 120, 121, 125, 132, 141, 157
dessalinização 161, 166, 169
difusão 90, 162, 163, 164

dispersão de poluentes atmosféricos 88
due diligence 214, 216, 217, 218, 219, 220, 221, 224, 226, 227, 228, 229, 230, 231,
233, 234, 235, 236, 237, 238

E

educação ambiental 209, 255
eficiência energética 142, 146
efluentes 78, 116, 160, 161, 163, 169, 189, 191, 192, 193, 194, 195, 200, 201, 202,
204, 209, 223, 250, 256, 266
emissões atmosféricas 9, 70, 80, 86, 87, 96, 103, 105, 106, 107, 108, 262, 266
estações de reciclagem 74

F

farmacêuticos 240, 253, 256
filtração 123, 130, 143, 161, 163, 164, 165, 166
filtros percoladores 9, 114, 121, 122, 123, 124, 125, 126, 131, 132, 134, 135, 136,
137, 138, 139, 140, 142, 143, 144, 145, 146, 158
fluxo cruzado 139, 140, 163, 166, 167
fluxo pistonado 126, 127
fração orgânica 9, 62, 67, 75, 78

G

geração per capita 23, 36, 59, 68
geradores de RSS 240, 251

H

hospitais 103, 240, 244, 252, 253, 254, 255

I

idade do lodo 127, 128, 133, 141, 142
incineração 67, 70, 75, 76, 78, 81, 240
índice de vazios 133, 137, 139, 140, 142, 144
índice volumétrico do lodo 141
infiltração 70, 192, 202
insulina 251
intoxicação 253

L

limpeza pública 20, 42, 43
lixões 64, 70, 78, 79, 81
lodos ativados de mistura completa 126

M

materiais de construção 16, 17, 95, 104
material particulado 88, 94, 97, 100, 103, 107, 111, 197
medicamentos 250
meio suporte 121, 122, 123, 124, 125, 131, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 143, 144, 145, 146
membrana 70, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 170, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 186, 253
microfiltração 163, 164
motores diesel 91, 93, 101, 105, 106

N

nanofiltração 163, 164, 165, 175, 182, 183
nitrificação 114, 115, 116, 118, 119, 120, 121, 125, 126, 128, 131, 132, 135, 136, 140, 141, 142, 143, 144, 157
nitrogênio amoniacal 116, 117, 118, 120, 126, 133, 135, 136, 137, 140, 141, 142, 144, 158, 172, 180

O

osmose reversa 9, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 171, 184, 186
óxidos de nitrogênio 88, 91, 94, 97, 100
oxigênio dissolvido 119, 175, 190, 211
ozônio troposférico 88

P

passivo ambiental 222, 223, 224, 226, 231, 232, 235, 237, 238
perfurocortantes 250, 251, 252
permeabilidade hidráulica 167, 168, 178, 180
permeado 162, 163, 164, 166, 167, 168, 170, 171, 172, 173, 175, 178, 179, 180, 181, 182
planta piloto 134, 162, 171, 175
poços de visita 190
política nacional de resíduos sólidos 30, 45, 52, 58, 62, 64, 83, 84
poluentes atmosféricos primários 88
poluentes atmosféricos secundários 88
poluição atmosférica 86, 87, 90, 93, 96, 98, 99, 100, 107, 111, 261
poluição do ar 86, 87, 100, 109
poluidor-pagador 45, 54
processo convencional 128
processo de separação por membranas 161, 163
PROCONVE 100, 101, 102, 109, 110

R

radioatividade 250, 256
RCD 16, 17, 18, 20, 21, 22, 23, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 34, 35, 36, 39
reciclagem 9, 16, 17, 19, 20, 29, 35, 43, 46, 48, 49, 52, 53, 55, 56, 63, 64, 66, 67, 68,
70, 71, 72, 73, 76, 77, 81, 169
rede coletora de esgoto 9, 188, 190, 211
redução catalítica seletiva 100, 105
resíduos do serviço de saúde (RSS) 240
resíduos hospitalares 240, 241, 257
resíduos radioativos 245, 250
resíduos sólidos 9, 16, 18, 21, 29, 31, 35, 39, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 52, 53,
54, 56, 57, 58, 59, 60, 62, 63, 64, 65, 73, 78, 79, 81, 82, 83, 243, 253, 261
responsabilidade ambiental 228
retrofit 106, 107
rio iguaçu 160, 161, 185, 186

S

seletividade 168
sistema de esgotamento sanitário 188, 210, 211
sistema integrado de gerenciamento de resíduos sólidos 67, 79
sistemas de lodos ativados 121, 125, 126, 127, 128, 130, 131, 132, 141, 142, 143, 145
smog fotoquímico 93
SNIS 48, 79

T

tarifa 48, 50, 52, 53
taxa de aplicação superficial 133, 134, 136, 137, 144
taxa de recuperação 163, 168, 172, 176
taxas de operação 9, 129, 132, 133, 134, 139, 144, 145, 146
telediagnóstico 193, 204, 207
teste de fumaça 193
torres de refrigeração 161
tratamento mecânico biológico 72, 84

U

ultrafiltração 163, 164, 175, 182, 183
usinas de reciclagem 19



Universität Stuttgart



SENAI