

## **A eficiência no tratamento de efluente em indústria de balas com a modificação do lodo em reator anaeróbio**

The efficiency in the treatment of effluent bullets industry with sludge modification in anaerobic

Alcindo Neckel<sup>1</sup>, Emanuelle Goellner<sup>2</sup> e Tauana Bertoldi<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Doutor em Geografia, Escola de Arquitetura, Faculdade Meridional, Passo Fundo, RS, Brasil

<sup>1</sup>Doutoranda em Microbiologia Agrícola e do Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil

<sup>3</sup>Acadêmica da Escola de Arquitetura e Urbanismo, Faculdade Meridional, Passo Fundo, RS, Brasil

### **Resumo**

*O presente trabalho tem como objetivo buscar alternativas para solucionar a deficiência no tratamento de efluentes de uma indústria de bala, com a substituição do lodo do reator anaeróbio para sua melhor sustentabilidade. Trata-se de um estudo de caso no qual se propõem duas alternativas com lodos de características distintas para que o pH e a concentração de DQO do efluente que sai do reator tenha características que facilitem o restante do processo. Após as análises, pôde-se concluir que o lodo 1 de fábrica de balas foi o que apresentou melhores resultados para a solução do problema.*

**Palavras-chave:** Efluentes. Fábrica de Balas. Reator anaeróbio.

### **Abstract**

*This study aimed to attempt to resolve the deficiency of a candy industry to treat its effluent with the replacement of the up flow anaerobic sludge for their improved sustainability. This is a case study where proposes two alternative sludge with different characteristics for pH and COD concentration of the effluent from the reactor has characteristics that facilitate the remainder of the process. After the analysis it can be concluded that the sludge 1 bullet factory, showed the best performance to solve the problem.*

**Keywords:** Anaerobic reactor. Candy factory. Effluents.

## 1 Introdução

Este trabalho foi desenvolvido junto a uma indústria alimentícia do setor de balas, localizada no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, com o objetivo de melhorar a qualidade do processo de tratamento dos efluentes industriais por ela gerados, de forma a atender às normas relativas às condições ambientais vigentes.

Assim, foi desenvolvido o estudo de caso de uma alteração do lodo de um reator anaeróbio da estação de tratamento desta indústria de balas, a qual não apresenta bom funcionamento e está dificultando o tratamento. As alterações foram propostas a fim de que seja cumprindo o que determina a legislação ambiental quanto aos parâmetros de DQO e pH, conforme a norma técnica SSMA n. 01/89. Busca-se, com isso, sanar o problema de mau funcionamento da estação por meio da potencialização do tratamento de forma mais eficiente.

Nos processos de tratamento de efluentes, é possível utilizarem-se reatores anaeróbios com tecnologia consagrada no Brasil, especialmente para o tratamento de efluentes da agroindústria de natureza carboidratada. Mas, para efluentes de natureza proteica ou complexa, em certos casos, eles têm sido considerados como de difícil adequação (KOETZ et al., 1995; CHERNICHARO, 1997).

Segundo Zaharia e Suteu (2012), efluente é a água que sobra de vários processos industriais ou mesmo de uso doméstico, sempre carregada de substâncias orgânicas ou inorgânicas.

A utilização de água pela indústria, segundo Giordano (2004), pode ocorrer de diversas formas, tais como pela incorporação ao produto em razão das lavagens de máquinas, de tubulações e de pisos, pelas águas de sistemas de resfriamento e geradores de vapor, em razão das águas utilizadas diretamente nas etapas do processo industrial ou incorporadas aos produtos, além de esgotos sanitários dos funcionários.

Esses resíduos líquidos, depois de coletados, segundo Cossich (2006), geralmente retornam ao corpo receptor ou para o solo. Consequentemente, a questão torna-se complexa, pois é preciso definir quais contaminantes devem ser removidos para que seja possível proteger o ambiente e em que extensão. Isso deve ser respondido especificamente em cada caso, já que a resposta para essa questão requer análise das condições locais e das necessidades, juntamente com a aplicação de conhecimentos científicos, de julgamento técnico baseado em experiências passadas e de considerações sobre as regulamentações.

Isso passou a ocorrer com o tratamento sistemático de efluentes líquidos no final do século XIX e no início do século XX. O desenvolvimento da teoria do germe por Koch e Pasteur, na última metade do século XIX, marcou o começo de uma nova era no saneamento. Antes disso, a relação entre poluição e doenças era pouco entendida (COSSICH, 2006).

Essa preocupação maior com os serviços de saneamento no Brasil ocorreu, segundo Cossich (2006), pela formulação do Plano Nacional do Saneamento (PLANASA), instituído no início dos anos 1970, que teve como principal objetivo a construção dos sistemas de abastecimento de água e de coleta de esgotos sanitários, preocupando-se, em segundo plano, com o planejamento e a operação dos sistemas construídos. Assim, o descarte de efluentes faz parte do saneamento básico de qualquer município brasileiro e constitui um fator de grande importância ao meio ambiente e à qualidade de vida da população.

O Brasil, hoje, é um dos países que mais realiza esforços para que exista a universalização do saneamento, o que engloba desde a distribuição de água tratada até o tratamento de efluentes domésticos e industriais. Para medir a atual situação do saneamento, é realizada, anualmente, uma Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) (IBGE, 2015). Segundo a pesquisa, com o grande crescimento da industrialização, vem surgindo uma grande variedade de processos industriais, com a consequente produção de efluentes industriais muito diversificados, requerendo processos de tratamento mais complexos (COSSICH, 2006).

De acordo com o Atlas de Saneamento do IBGE (2015), em 2011, divulgou-se que o Brasil teve um avanço nesse setor entre os anos de 2000 a 2008. Mas, para que ocorra a universalização do saneamento, é necessário mais comprometimento dos governos federais, estaduais e, principalmente, dos municipais. Ainda segundo dados do Atlas no Brasil, em 1993, eram registradas 733 interações

em decorrência de doenças causadas pela falta de saneamento por grupo de 100 mil habitantes. Em 2008, a relação caiu para 309 por 100 mil (TRATA BRASIL, 2011).

Com a passar dos anos, observa-se um crescente investimento nesse setor. Ao tomar-se como exemplo o ano de 2014, quando o Brasil sediou os jogos da Copa do Mundo de Futebol, é possível ver um grande crescimento de investimentos na área de saneamento. Nesse ano, o país teve de melhorar as condições sanitárias em algumas regiões, para o benefício da vida populacional (IBGE, 2015).

Nota-se, nos dados do IBGE (2015), que o abastecimento de água está próximo à universalização na maioria das localidades. Somente as cidades de Salvador e Fortaleza mantêm participação na correlação entre atendimento de água e habitantes girando em torno de 83%, o que deve ser considerado o pior resultado do País, quando comparado a outras cidades-sede do Mundial. Quando se trata do atendimento de esgotos, ainda se considera um resultado muito abaixo do necessário: cinco capitais têm um índice inferior a 50% e, neste grupo, o pior desempenho pertence a Manaus, com uma correlação entre atendimento de esgoto e habitantes de apenas 11,20%.

No Brasil e em vários países, a legislação ambiental regula o descarte de efluentes sobre corpos d'água, limitando a carga poluidora lançada de acordo com o tipo de uso estabelecido para a água do corpo receptor (classe da água) (TEIXEIRA, 2008).

Em resumo, para Cossich (2006) e Teixeira (2008), o tratamento tanto de efluentes domésticos como industriais, as novas tecnologias, os novos processos, além de modificações de processos antigos, estão em discussão, em função da qualidade da água desejada e de padrões estabelecidos por regulamentação federal, estadual ou regional.

Com o crescimento populacional, deve-se considerar que os investimentos feitos no setor de saneamento devem ser bem planejados, levando em consideração os inúmeros tipos de tratamentos de efluentes existentes, tanto domésticos como industriais. É importante destacar algumas vantagens e desvantagens de alguns processos de tratamento para que o projeto atinja a qualidade desejada de tratamento e esteja de acordo com a legislação.

A Figura 1 apresenta as vantagens e as desvantagens dos processos aeróbios e anaeróbios de tratamento biológico de efluentes. Isso, por sua vez, é estabelecido por Von Sperling (1996), Von Sperling (2006), Zaharia e Suteu (2012), onde se observa a eficiência no tratamento agregada à questão do custo nos processos aeróbios e anaeróbios.

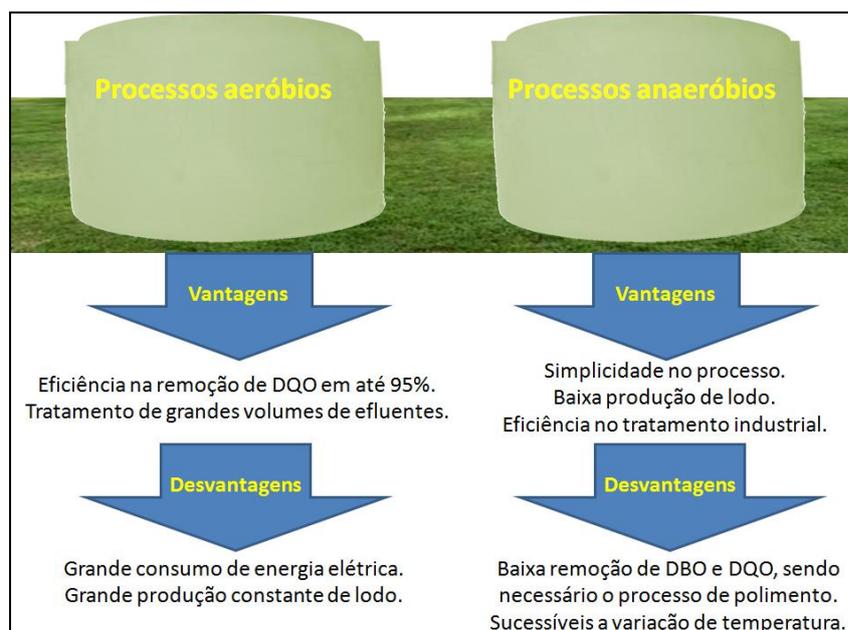


Figura 1 – Indicadores das vantagens e desvantagens dos processos aeróbios e anaeróbios

Fonte: Adaptado da sistemática de Sperling (1996), Von Sperling (2006), Zaharia e Suteu (2012)

Quanto aos efluentes industriais, e relacionados com os impactos ambientais, a situação é alarmante. A carga poluidora gerada nos processos industriais tem-se mostrado como um dos maiores poluidores ambientais. Sendo assim, para Imamura, Toni e Dorta (2012), Kapley et al. (2015), a caracterização dos efluentes industriais é necessária para determinar as características biodegradáveis deste efluente antes da sua disposição final no ambiente, com o intuito de preservação ambiental, com a diminuição do impacto negativo.

Esses processos industriais, conforme Imamura, Toni e Dorta (2012) e Kapley et al. (2015), geram diferentes tipos de resíduos que geralmente são descartados de forma irregular, ocasionando a poluição das águas, a contaminação do solo e de toda a fauna e a flora, o que desrespeita, por sua vez, as leis de proteção ao meio ambiente.

A legislação ambiental é muito complexa, mesmo aquela somente aplicada à indústria. Ao pesquisar sobre o tratamento dos efluentes industriais, necessita-se conhecer os padrões de lançamento dos efluentes. Nesse contexto, no Estado do Rio Grande do Sul, as concentrações de DBO e DQO variam inversamente com a carga orgânica. Sendo assim, quanto maiores as cargas orgânicas, menores são as concentrações permitidas para lançamento (GIORDANO, 2004).

A indústria que permitiu o presente estudo possui uma vazão na ordem de 80m<sup>3</sup>/dia, um dado que se revela relevante para este estudo e para a operação da estação. Os valores finais de concentração da DQO e do pH, conforme a norma técnica n. 01/89 da SSMA, estão apresentados no Quadro 1 e no Quadro 2.

Quadro 1 - Limites para concentração de DQO, em unidades poluidoras já existentes.

Vazão (m <sup>3</sup> /dia)			DBO (20 °C) (mg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)
-	Q <	20	≤ 200	≤ 450	≤ 200
20	≤ Q <	200	≤ 150	≤ 450	≤ 150
200	≤ Q <	1.000	≤ 120	≤ 360	≤ 120
1.000	≤ Q <	2.000	≤ 80	≤ 240	≤ 80
2.000	≤ Q <	10.000	≤ 60	≤ 200	≤ 70
10.000	≤ Q	-	≤ 40	≤ 160	≤ 50

Fonte: SSMA, Norma Técnica n. 01/89

Quadro 02 - Parâmetros gerais para que um efluente possa ser lançado em um corpo receptor.

6.1.1.1	Temperatura	<40 °C
6.1.1.2	Cor	Não deve conferir mudança de coloração acentuada ao corpo receptor, no ponto de lançamento
6.1.1.3	Odor	Livre de odor desagradável
6.1.1.4	Espumas	Ausentes
6.1.1.5	Materiais flutuantes	Ausentes
6.1.1.6	Sólidos Sedimentáveis	≤ 1,0 mL/L em teste de 1 (uma) hora em "Cone Imhoff"
6.1.1.7	pH	Entre 6,0 e 8,5
6.1.1.8	Dureza	≤ 200 mg/L CaCO <sub>3</sub>
6.1.1.9	Óleos e Graxas: Vegetal ou Animal	≤ 30 mg/L
-	Óleos e Graxas: Mineral	≤ 10 mg/L
6.1.1.10	Coliformes Fecais	≤ 300 NMP/100 mL

Fonte: SSMA, Norma Técnica n, 01/89

As legislações vigentes e a conscientização ambiental, segundo Costa (2008) permitem que as indústrias sejam obrigadas a quantificar a vazão e a determinar a composição dos efluentes industriais. Segundo Uglietti et al. (2015), é de extrema importância o conhecimento das características dos efluentes industriais, como as biodegradáveis do resíduo, antes da sua disposição no ambiente e, paulatinamente, verificar qual o melhor tipo de tratamento e a possível recuperação desses resíduos gerados. Além disso, é preciso avaliar o enquadramento na legislação ambiental e estimar a capacidade de autodepuração do corpo receptor.

Por isso, essa pesquisa vem ao encontro da necessidade de melhora no processo de eficiência no tratamento de DQO e pH em uma indústria alimentícia do setor de balas. Nesse contexto, a forma de tratamento apresentada tornou-se eficiente devido à eficiência da qualidade do efluente durante o processo de tratamento.

## 2 Procedimentos metodológicos

Inicialmente, coletaram-se amostras do efluente do reator a ser estudado, encaminhadas ao laboratório para que fossem realizadas análises que mensurassem os valores das variáveis, sendo esse o objetivo do estudo (pH e DQO).

Após a análise preliminar, verificou-se que a amostra apresentava valores que dificultavam um posterior tratamento nas demais fases do sistema. Assim, propôs-se a análise usando diferentes tipos de lodos de estações de tratamento de efluentes industriais da indústria alimentícia. Foram usados lodos de uma indústria vinícola do tipo floculado (2) e lodo de uma indústria de processamento de soja do tipo granulado (1) (respeitando, sigilosamente, o tipo de microorganismo utilizado).

Os lodos a serem testados foram colocados, juntamente com o efluente, em um sistema de DQO de refluxo fechado para que fossem digeridos em 24 horas, tendo-se realizado duas repetições para cada fator. Foi usado um volume de cinco mililitros, diluído vinte vezes. Após o processo de digestão, o valor das absorvâncias foi analisado, com a ajuda de um espectrofotômetro, e foram determinados os valores de DQO, através do cálculo da curva, conforme se apresenta a equação (1).

$$CDQO = (3213,2 \times Abs_{med} - 26,901) \times (V_{dil}/V_{am}) \quad (1)$$

Para a obtenção dos resultados do pH do efluente e dos lodos, utilizou-se um peagâmetro digital, mensurando-se o valor do pH do efluente e dos lodos testados antes e depois da digestão da DQO, igualmente executando-se repetições. A partir disso, analisou-se o lodo natural na fase inicial do tratamento e o lodo corrigido referente ao final do tratamento.

Como meio de tentar solucionar a acidez do efluente, procedeu-se uma correção do pH em ambas as amostras de lodo, tornando-o levemente alcalino, cujos valores são apresentados nos resultados da pesquisa.

Após o levantamento, os dados foram lançados no programa computacional estatístico Minitab, no qual foram analisados. Por meio de uma análise de variância, permitiu-se a elaboração de gráficos e foi possível, estatisticamente, observar qual seria a melhor opção: a permanência da atual microbiota, a substituição por um dos sistemas estudados ou a busca por novos lodos que venham a satisfazer o problema.

## 3 Resultados e Discussões

Os resultados abaixo citados foram obtidos pela metodologia descrita e analisados individualmente e em interação simultânea entre os dois fatores pesquisados.

As mensurações derivadas permitiram uma comparação do valor do pH inicial com o pH final, e do Lodo 1 e Lodo 2, conforme a Tabela 1.

Tabela 1 - Valor do pH inicial e pH final do efluente e dos lodos analisados

<b>Amostra</b>	<b>Repetição</b>	<b>pHi</b>	<b>pHf</b>
Efluente	rep 1	6,0	4,5
	rep 2	6,0	4,7
Lodo 1a	rep 1	5,5	5,6
	rep 2	5,5	6,4
Lodo 2a	rep 1	5,5	6,0
	rep 2	5,5	6,7
Lodo 1b	rep 1	8,0	5,8
	rep 2	8,0	6,0
Lodo 2b	rep 1	8,0	5,6
	rep 2	8,0	5,5

Obs.: a: lodo natural; b: lodo corrigido

O pH do efluente bruto possuía valor que se enquadrava dentro do que determina a norma SSMA n. 01/89. Porém, após passar pelo reator anaeróbio, apresentava valores de pH baixos, o que dificultava o restante do tratamento.

Tentando chegar a uma resposta que solucionasse esse problema, foi proposta a alteração do pH dos lodos. Para isso, testaram-se ambos com seus valores de pH natural e os demais com valor corrigido. Pode-se observar que a amostra 1a apresentou melhor equalização, apresentando valores finais entre 6,0 e 6,7.

Os valores finais de pH apontados, conforme a Tabela 1, tratam da medida após o tratamento no reator ou após a digestão em laboratório.

Para encontrar os valores de remoção de DQO, foi usada a análise de refluxo fechado. Previamente, determinou-se o valor da concentração de DQO do efluente bruto. Após, foram colocados os lodos a serem testados e, no efluente, foi realizada a digestão, conforme a Tabela 2, em que pode ser visualizada a maior eficiência de DQO, a eficiência de tratamento nos lodos 2a e 2b.

Tabela 2 - Valores de Concentração de DQO analisadas para o efluente com lodo original e lodos testados

<b>Amostra</b>	<b>CDQO i (mg/L)</b>	<b>CDQO f (mg/L)</b>	<b>DQO (%)</b>
Efluente	19.490,3	15.592,3	45,8
Lodo 1a	19.490,3	23.111,1	19,7
	19.490,3	22.436,4	22,0
Lodo 2a	19.490,3	9.776,4	66,9
	19.490,3	8.973,1	69,6
Lodo 1b	19.490,3	19.094,6	33,6
	19.490,3	18.094,6	34,4
Lodo 2b	19.490,3	11.318,7	61,7
	19.490,3	10.708,2	63,7

Obs.: a: lodo natural; b: lodo corrigido

Os valores de concentração de DQO final tiveram a influência da DQO dos lodos, que contribuem para a elevação dessa concentração. Por esse motivo, deve se feito um ajuste na fórmula para calcular a eficiência percentual (1).

$$E = [1 - (\text{CDQOf} / (\text{CDQOef} + \text{CDQO(lodo)})) \times 100] \quad (1)$$

Onde:

E: eficiência; CDQOf: concentração final de DQO; CDQOef: concentração de DQO do efluente; CDQO (lodo): concentração de DQO do lodo.

Para avaliar se o pH possui influência no valor final da DQO do efluente analisado para ambos os lodos, foram plotados gráficos de interação para analisar as relações entre os resultados obtidos. Para isso, utilizou-se da análise de variância (ANOVA), com o uso do programa computacional MINITAB, que forneceu as Tabela 3, 4 e 5.

Tabela 3 - Tabela de análise de variância (ANOVA): pHf *versus* tipo de lodo; pHi

<b>Análise de variância para pHf</b>					
<b>Fator</b>	<b>DF</b>	<b>SS</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
C1	1	0	0	0	1
pHi	1	0,405	0,405	2,85	0,166
C1xpHi	1	0,2112	0,2112	1,49	0,289
Erro	4	0,5675	0,1419		
Total	7	1,1838			
S=0,376663		R-Sq=52,06%		R-Sq (ajustado)=16,10%	

Segundo se pode observar na Tabela 3, os valores P da análise de variância demonstram que o tipo de lodo não tem relação com o pHi (inicial), devido ao valor de significância ficar acima dos 5%. Também existe o fato de o pH ser da fase inicial do efluente em teste, que passou pelo tratamento microbiológico com os lodos testados.

Abaixo, é apresentada a Tabela 4, com as análises envolvendo os fatores concentração final de DQO (CDQOf) em comparação ao pHi.

Tabela 4 - Tabela de análise de variância (ANOVA): C (DQO(f)) mg/L *versus* tipo de lodo; pHi

<b>Análise de variância para CDQOf (mg/L)</b>					
<b>Fator</b>	<b>DF</b>	<b>SS</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
C1	1	228291011	228291011	1198,4	0
pHi	1	2317369	2317369	12,17	0,025
C1xpHi	1	14744122	14744122	77,4	0,001
Erro	4	791959	190490		
Total	7	246114462			
S= 436,451		R-Sq= 99,69%		R-Sq (ajustado)=99,46%	

Os valores P apresentados pela análise de variância apontam que há uma interação entre o valor da concentração inicial de DQO (CDQOf) com o tipo de lodo que foi testado, com os valores de pHi (inicial), os quais estavam próximos ou dentro dos valores determinados pela norma técnica SSMA n. 01/89. Isso demonstra o pH adequado para melhor adaptação dos microrganismos e que a faixa de pH depende do tipo ou do consórcio de microrganismos.

A Tabela 5 mostra a relação entre a eficiência na remoção de DQO - E (DQO)%, tendo como parâmetros o pHi (inicial), e os tipos de lodo analisados.

Tabela 5 - Tabela de análise de variância (ANOVA): E (DQO)% versus tipo de lodo; pHi

<b>Análise de variância para E DQO %</b>					
<b>Fator</b>	<b>DF</b>	<b>SS</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
C1	1	2893	2893	1300,8	0
pHi	1	29,1	29,1	13,8	0,022
C1xpHi	1	175,4	175,4	78,6	0,001
Erro	4	8,9	2,2	-	-
Total	7	3106,4	-	-	-
S=1,49131		R-Sq=99,71%		R-Sq(ajustado)=99,50%	

A eficiência do tratamento dos lodos testados e o pHi (inicial), baseado no valor de significância P das ANOVA, aponta que há relação entre esses fatores. O gráfico representado na Figura 2 demonstra isso de forma mais expressiva.

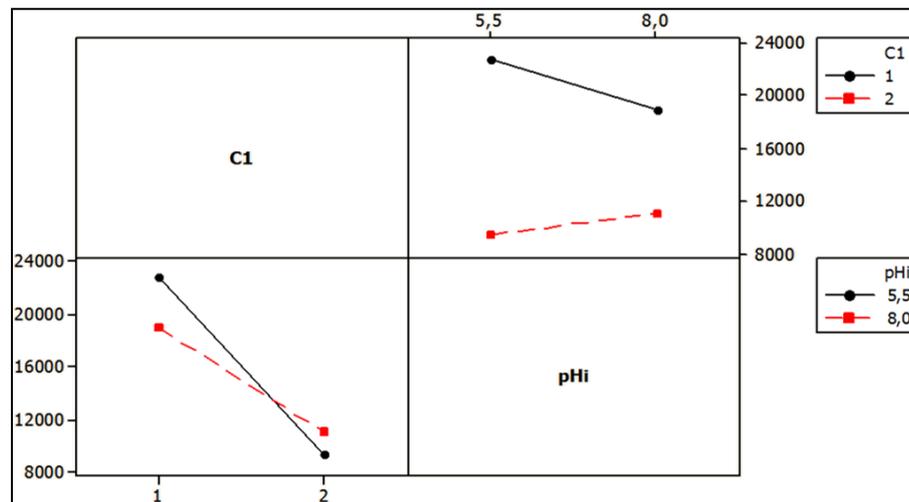


Figura 2 – Modelo de dados sobre a interação entre o tipo de lodo, seu pH e CDQOf

No lodo 2, quanto menor o pH menor a concentração final de DQO. Mesmo tendo seu valor de pH baixo, mostra-se mais eficiente que o lodo original da estação. O lodo 2, mesmo com pH alcalina, foi mais eficiente na remoção. Quanto ao lodo 1, mostrou-se pouco eficiente na concentração final de DQO satisfatória.

Através da Figura 3, pode-se avaliar qual dos lodos apresentou melhor eficiência na remoção de DQO, com os diferentes valores de pH.

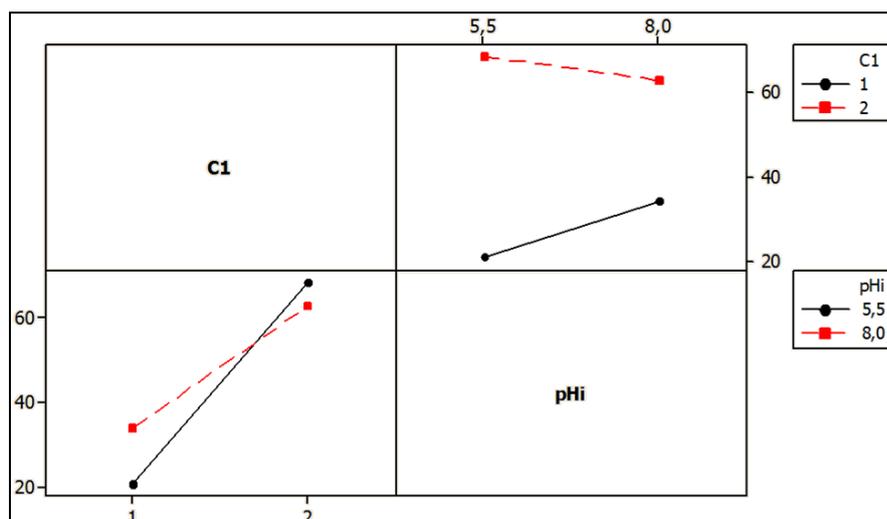


Figura 3 – Modelo de dados de interação entre o tipo de lodo, seu pH e DQO%

A validação do modelo estatístico empregado dá-se pela distribuição normal dos resíduos. Os gráficos das Figuras 4 e 5 mostram que existe esse fator que é requisito para a validação desse modelo, sendo apresentados os resíduos da eficiência na remoção de DQO e da concentração final de DQO.

De acordo com a Figura 4, no que diz respeito ao modelo empregado em DQO (%), pode-se avaliar, em relação ao valor residual, variações de 9 a 90%. No entanto, a frequência do histograma residual encontra-se em equilíbrio, o que garante a eficiência dos sistemas residuais de DQO (%).

Em relação à Figura 5, a validação do modelo empregado em concentração C (DQO (f)) mg/L, mostrou-se menos ineficiente do que os valores de DQO, pois, nos resultados da Figura 5, constata-se a existência de maior dispersão no histograma, o que é entendido como a ineficiência no tratamento.

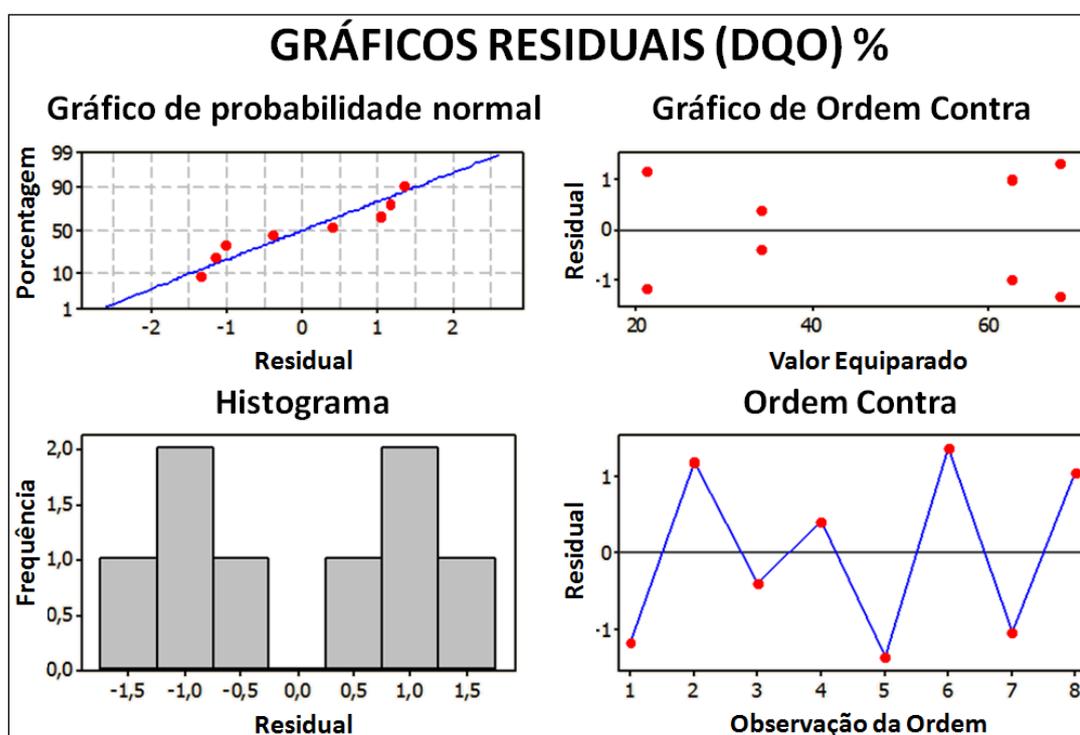


Figura 4 - Gráficos de validação do modelo empregado em DQO (%)

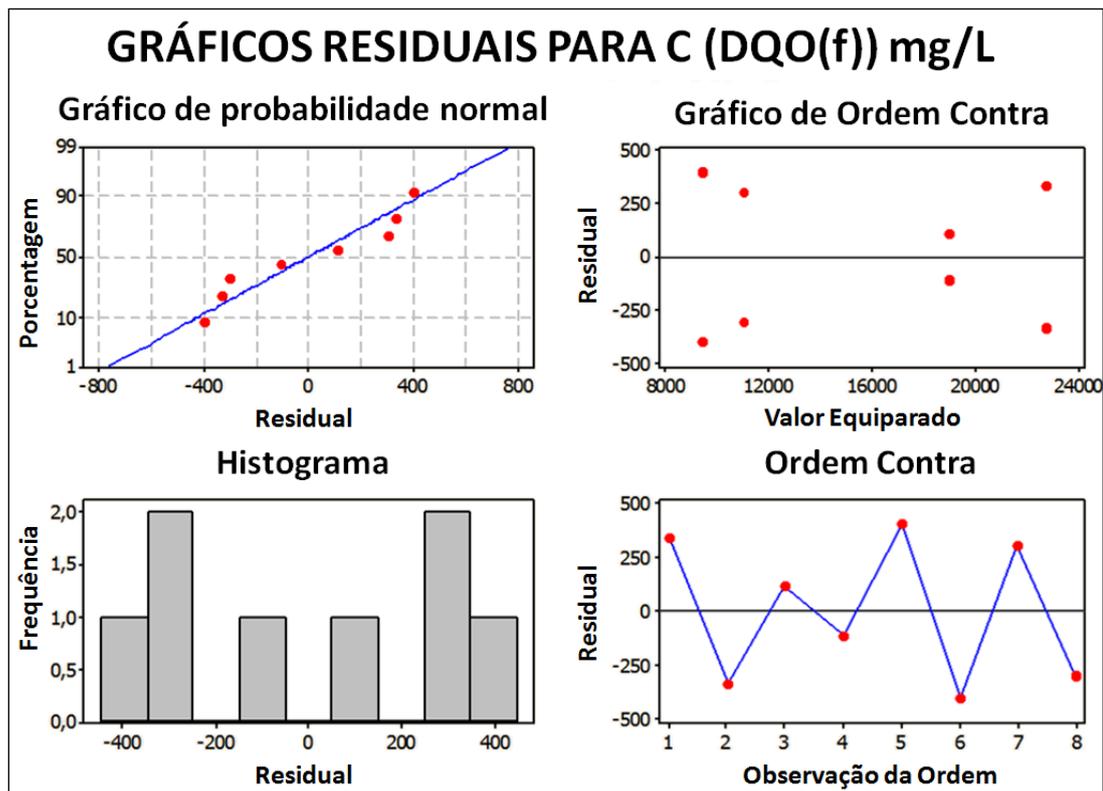


Figura 5 - Gráficos de validação do modelo empregado em concentração (C) (DQO (f)) mg/L

## 4 Conclusão

As alterações identificadas no lodo do reator anaeróbio analisado devem ser alteradas e fundamentadas nas seguintes observações:

a) Houve melhor remoção na carga de DQO ao final dos testes com a utilização de um lodo alternativo. Neste caso, o lodo 2 apresentou inalteração significativa no pH que prejudicasse o tratamento do efluente;

b) Para a problemática do valor de pH que vinha sendo apresentada, a alteração do lodo também se mostrou eficiente, pois, com a nova microbiota que está incorporada a ele, foi possível sanar-se esse problema e, com isso, alcançar parâmetros que cumpram a norma SSMA n. 01/89.

## Referências

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. v. 5. Reatores Anaeróbios. Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 1997.

COSSICH, Eneida S. **Tratamento de efluentes - Classificação dos Processos de Tratamento**. Maringá-PR, 2006. Disponível em: <www.deq.uem.br/pós-graduação>. Acessado em: 30 de jun. de 2008.

COSTA, A. M. G. **Desempenho de Filtro Anaeróbio no Tratamento de Efluente Formulado com Diferentes Concentrações de Soro de Queijo**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Viçosa – Ciência e Tecnologia em Alimentos, Minas Gerais, 2008.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). Presidência da Republica (Comp.). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 e 2010. 2015. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br/materiais/guia-do-censo/glossario>. Acesso em: 10 out. 2015.

- IMAMURA, K. B.; TONI, J. C. V.; DORTA, C. Reaproveitamento do soro de leite bovino para produção de biomassa por *Kluyveromyces marxianus* 229. **Revista Alimentus**, v. 2, p. 36-57, 2012.
- GIORDANO, Gandhi, Tratamento e controle de efluentes industriais. **Revista ABES**, v. 4, n. 76. Rio de Janeiro, 2004.
- KAPLEY, A.; LIU, R.; JADEJA, N. B.; ZHANG, Y.; YANG, M.; PUROHIT, H. J. Shifts in Microbial Community and Its Correlation with Degradative Efficiency in a Wastewater Treatment Plant. **Appl Biochem Biotechnol**, v. 176, n. 8, p. 2131-2143. 2015.
- KOETZ, Paulo R., FARIA, Osvaldo, L.V. WOLNEY, A. Tratamento de efluentes homogeneizados de curtume por digestão anaeróbia em reatores de fluxo ascendente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 1, n. 1, p. 20-30, 1995.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Estado da Saúde e Meio Ambiente. Porto Alegre, Norma técnica nº 01/89. D.O.E. 16 de março de 1989.
- TEIXEIRA, Luiz A. C. Tratamento de efluentes industriais. Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <[www.dcm.puc-rio.br](http://www.dcm.puc-rio.br)>. Acessado em 01 de jul. de 2008.
- TRATA BRASIL. Plano de Saneamento Básico Brasileiro. 2011. Acesso em 14 de outubro de 2015. Disponível em: <[www.tratabrasil.org.br](http://www.tratabrasil.org.br)>. Acesso em: 01 out. 2015.
- UGLIETTI, C.; GABRIELLI, P.; COOKEC, C. A.; VALLELONGAD, P.; THOMPSON, L. G. Widespread pollution of the South American atmosphere predates the industrial revolution by 240 y. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 8, p. 2349-2354. 2015.
- VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte, UFMG, 1996.
- VON SPERLING, M., Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: UFMG, 2006.
- ZAHARIA, C.; SUTEU, D. Coal fly ash as adsorptive material for treatment of a real textile effluent: operating parameters and treatment efficiency. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 20, n. 4, p. 2226-2235, 2012.