



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

Ceres Virginia da Costa Dantas

**AVALIAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO NO POLIMENTO DE
EFLUENTES DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO**

Natal
2013

CERES VIRGINIA DA COSTA DANTAS

**AVALIAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO NO POLIMENTO DE
EFLUENTES DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo.

Natal
2013

UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede.
Catalogação da Publicação na Fonte.

Dantas, Ceres Virginia da Costa.

Avaliação da flotação por ar dissolvido no polimento de efluentes de lagoa de estabilização. / Ceres Virginia da Costa Dantas. – Natal, RN, 2013.

73 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Lagoa de estabilização - Dissertação. 2. Flotação a ar dissolvido - Dissertação. 3. Regressão simples - Dissertação. 4. Efluentes – Pós-tratamento – Dissertação. I. Araújo, André Luís Calado. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.32

CERES VIRGINIA DA COSTA DANTAS

**AVALIAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO NO POLIMENTO DE
EFLUENTES DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

Prof^o. Dr. André Luís Calado Araújo
Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Orientador

Prof^o. Dr. Cícero Onofre Andrade Neto
Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Examinador Interno

Prof^a. Dr^a. Régia Lúcia Lopes
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do RN – Examinadora Externa

Natal, 24 de maio de 2013

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à minha família, meus pais e irmãos, pela minha formação, pelo suporte dado e pelos incentivos na minha jornada pelo conhecimento.

Ao meu orientador, prof. André Luís Calado Araújo, pela sua orientação no desenvolvimento deste trabalho, pelas manhãs de coletas, pela paciência, pelo tempo destinado a mim e também pela ajuda como mestre em muitos sentidos na trajetória da minha vida.

Ao professor Cícero Onofre, por compartilhar toda a sua experiência e conhecimento de uma maneira tão ampla nas disciplinas do curso de Mestrado em Engenharia Sanitária, e pela relação de amizade desenvolvida ao longo desses dois anos.

A todos os professores e funcionários do LARHISA, Leonor, Karina e Lucymara, que sempre ajudaram quando necessário, e também se tornaram minhas amigas ao longo desses dois anos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

Um agradecimento especial a Jocelânio e à prof. Carla Vivacqua pela paciência e auxílio no desenvolvimento da estatística nesse trabalho.

Aos colegas de mestrado, que me acompanharam e ajudaram no cumprimento de mais uma etapa.

A todos os funcionários e bolsistas do laboratório do IFRN, Douglisnilson, Luciana, Denner, Gisele, por sempre me ajudarem, me receberem com um sorriso mesmo em dias estressantes... E pelas amizades que remanesceram.

Um agradecimento especial a Xaila, por toda a ajuda na realização dos experimentos, pela amizade que compartilhamos e pela loucura que fez com que nos identificássemos uma na outra! Obrigada, amiga!

A Rafael, por me apoiar e me “atrapalhar” da maneira mais feliz que pude conhecer.

A Edrisi, pelo apoio no ingresso no Mestrado em Engenharia Sanitária, e a quem devo boa parte da minha bibliografia.

A todos que não foram citados aqui, mas que contribuíram, de alguma forma, no desenvolvimento desse trabalho.

RESUMO

A experiência no uso de lagoas de estabilização mostra que esse é um sistema que apresenta baixo custo, fácil operação e manutenção e adequado a países tropicais. Apesar disso, uma de suas desvantagens está relacionada às elevadas concentrações de sólidos suspensos, devido principalmente à biomassa das algas nos efluentes. Com o objetivo de remover tais algas, a flotação por ar dissolvido tem se mostrado como uma eficiente técnica de pós-tratamento. No entanto, a eficiência desse processo está relacionada às etapas de coagulação e floculação prévias, bem como ao ajuste das variáveis envolvidas no processo. Nesse contexto, o presente trabalho objetivou avaliar a eficiência de remoção de algas de efluente de lagoas de estabilização bem como a influência dos fatores envolvidos utilizando o processo de flotação por ar dissolvido. Para isso, foi utilizado efluente das lagoas facultativa primária e de maturação da ETE Ponta Negra, em Natal. As amostras coletadas foram submetidas a ensaios de coagulação, floculação e flotação com vistas à remoção de sólidos suspensos, utilizando-se o equipamento flotateste. Nesse processo foram testados os coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico, e variados os fatores pH, concentração de coagulante, concentração de polímero e taxa de recirculação da água saturada. Ao fim dos experimentos, foram analisados turbidez, sólidos suspensos, cor, DQO e clorofila "a". Esses resultados foram submetidos a estatística descritiva para verificação da eficiência do processo em geral, e análise de regressão para identificar modelos que descrevam o processo e demonstrem os fatores que apresentam maior influência na flotação. Após o desenvolvimento dos ensaios, foram encontradas altas eficiências de remoção de sólidos suspensos, chegando a valores superiores a 90% nos melhores casos. Concluiu-se que a flotação é mais eficiente no efluente de lagoa facultativa utilizando-se o cloreto férrico, e que a variabilidade de algas pode influenciar negativamente no processo. As análises de regressão demonstraram que o pH é a variável de maior influência na coagulação-floculação-flotação, sendo que o seu valor ótimo dentre os testados foi 5,5 para os dois coagulantes.

Palavras-chave: Flotação a ar dissolvido – FAD. Polimento de efluentes. Remoção de algas. Lagoas de estabilização.

ABSTRACT

Experience in the use of stabilization ponds shows that this is a system with low cost, easy operation and maintenance and suitable for tropical countries. One of its disadvantages is due to high concentrations of suspended solids, mainly due to algal biomass in the effluents. Accordingly, the dissolved air flotation has been shown to be an efficient post-treatment technology. However, the efficiency of this process is related to coagulation and flocculation steps, as well as the adjustment of the involved variables in the process. The objective of this work was to evaluate the algae removal efficiency from wastewater stabilization ponds and the influence of the factors involved in the process using dissolved air flotation. For this, we used primary facultative and maturation effluents of ETE Ponta Negra in Natal. We did tests of coagulation, flocculation and flotation with the samples, using the equipment flotatest. In this process were tested coagulants aluminum sulfate and ferric chloride, and varied the factors pH, coagulant concentration, polymer concentration and rate of recirculation. At the end of the experiments were analyzed turbidity, suspended solids, color, COD and chlorophyll "a". These results were submitted to descriptive statistics to verify the efficiency of the process in general, and regression analysis to identify models that describe the process and demonstrate the factors that have greater influence on flotation. After step methodology, high values were found removal efficiency of suspended solids, reaching values greater than 90% in the best cases. It was concluded that flotation is more efficient in the facultative pond effluent using ferric chloride, and the variability of algae may negatively influence the process. Regression analyzes showed that pH is the most influential variable in the coagulation-flocculation-flotation, and its optimal value among the tested is 5.5 for both coagulants.

Keywords: Dissolved Air Flotation – DAF. Effluents poliment. Algae removal. Stabilization pond.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fotografia Aérea da ETE Ponta Negra.....	17
Figura 2 – Caixa de distribuição de vazão – ponto de coleta	18
Figura 3 – Flotateste Utilizado.....	19
Figura 4 – Liberação da água saturada – efluente turvo devido às microbolhas	22
Figura 5 – Efluente clarificado após todo o processo e resíduos na parte superior da coluna.....	22
Figura 6 – Comparativo do efluente da lagoa facultativa antes e após a flotação com AlSO_4	27
Figura 7 – Comparativo do efluente da lagoa facultativa antes e após flotação com FeCl_3	28
Figura 8 – Eficiências de remoção de (a) Turbidez e (b) Sólidos Suspensos.....	28
Figura 9 – Eficiências de remoção de (a) Cor e (b) DQO.....	29
Figura 10 – Eficiência de remoção de Clorofila a	29
Figura 11 – Comparativo do efluente da lagoa de maturação antes e após a flotação com AlSO_4	31
Figura 12 – Comparativo do efluente da lagoa de maturação antes e após a flotação com FeCl_3	31
Figura 13 – Eficiência de remoção de (a) Turbidez e (b) Sólidos Suspensos	32
Figura 14 – Eficiência de remoção de (a) Cor e (b) DQO	32
Figura 15 – Eficiência de remoção de Clorofila a.	33
Figura 16 – Gráficos dos resíduos padronizados lagoa facultativa – Turbidez.....	37
Figura 17 – Gráficos dos resíduos padronizados lagoa de maturação - Turbidez.....	38
Figura 18 – Gráfico da influência do pH na remoção de Turbidez - facultativa	40
Figura 19 – Gráfico da influência do pH na remoção de Turbidez (150 mg/l coagulante) - maturação	41
Figura 20 – Gráficos dos resíduos padronizados – Sólidos Suspensos.....	42
Figura 21 – Gráfico da influência do pH na remoção de sólidos suspensos - facultativa	43
Figura 22 - Gráfico da influência do pH na remoção de sólidos suspensos (150 mg/l e 10% recirculação) - maturação.....	44
Figura 23 – Gráficos dos resíduos padronizados – Cor	46
Figura 24 – Gráfico da influência do pH na remoção de Cor – facultativa	47

Figura 25 - Gráfico da influência do pH na remoção de cor - maturação	48
Figura 26 – Gráficos dos resíduos padronizados – DQO	50
Figura 27 – Gráfico da influência do pH na remoção de DQO(100 mg/l) – facultativa	51
Figura 28 - Gráfico da influência do pH na remoção de DQO - maturação	52
Figura 29 – Gráficos dos resíduos padronizados – Clorofila a	53
Figura 30 – Gráfico da influência do pH na remoção de clorofila a – facultativa	54
Figura 31 - Gráfico da influência do pH na remoção de clorofila a – maturação	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características físicas da ETE Ponta Negra.....	17
Tabela 2 – Variáveis controladas no processo de coagulação-floculação-flotação ...	19
Tabela 3 – Planejamento experimental	20
Tabela 4 – Testes utilizados na caracterização	23
Tabela 5 – Caracterização do efluente da lagoa facultativa	24
Tabela 6 – Caracterização do efluente da lagoa de maturação	25
Tabela 7 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa facultativa com sulfato de alumínio (%).....	26
Tabela 8 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa facultativa com cloreto férrico (%)	26
Tabela 9 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa de maturação com sulfato de alumínio (%).....	30
Tabela 10 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa de maturação com cloreto férrico (%)	30
Tabela 13 – Modelos para a lagoa facultativa	36
Tabela 14 – Modelos para a lagoa de maturação.....	36
Tabela 15 – Codificação utilizada nos modelos.....	39

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVO	15
3 MATERIAL E MÉTODOS	16
3.1 CARACTERÍSTICAS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE PONTA NEGRA	16
3.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-FLOTAÇÃO.....	18
3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	23
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
4.1 MONITORAMENTO DAS LAGOAS	24
4.2 RESULTADOS DOS ENSAIOS DE FLOTAÇÃO	25
4.2.1 Eficiência de remoção de algas	25
4.2.2 Importância dos fatores no processo.....	34
5 UTILIZAÇÃO DA BIOMASSA	56
6 CONCLUSÕES	58
REFERÊNCIAS	59
APÊNDICE A	63

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de lagoas de estabilização são sistemas de baixo custo, fácil construção e operação e que apresentam eficiências satisfatórias na remoção de matéria orgânica e microrganismos dos esgotos. É uma tecnologia adequada para o tratamento de esgotos em países de clima tropical, que apresentam condições climáticas ideais (alta incidência solar e altas temperaturas) para sua utilização.

No entanto, as elevadas concentrações de sólidos suspensos nos efluentes finais, devido principalmente à biomassa de algas formada naturalmente, configuram uma desvantagem do sistema, pois deterioram a qualidade do efluente final por fatores estéticos ou até de toxicidade, limitando o seu reuso e a sua disposição final.

Araújo (2011) verificou em 10 séries de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte, que todas atingiram a remoção mínima de 60% quando a DBO medida nos efluentes finais estava baseada em amostras filtradas (DBO filtrada). No entanto, destaca-se que, na prática, os efluentes não são filtrados antes da disposição final, ocasionando o lançamento de algas ricas em nutrientes em corpos hídricos receptores, podendo comprometer as suas qualidades e aos múltiplos usos de suas águas.

A constatação da atual situação dos corpos d'água no tocante ao processo de eutrofização – em que os mesmos apresentam sua qualidade deteriorada devido à alta presença de algas –, principalmente quando eles servem como manancial de água para abastecimento, gera a necessidade de admitir parâmetros mais rigorosos de qualidade dos efluentes nele lançados, de maneira que, apesar de a Resolução do CONAMA nº 430/11 não exigir pós-tratamento desse tipo de efluente, a tendência da legislação atual é tornar-se cada vez mais restritiva.

Dessa forma, técnicas de tratamento complementar (pós-tratamento) se fazem necessárias, e vêm sendo empregadas no sentido de remover algas do efluente final antes da sua disposição no meio ambiente ou de seu reuso. Korhandaraman & Evans (1972) apresentam como alternativas para remoção de algas de efluentes de lagoa: precipitação química utilizando coagulantes; centrifugação; flotação; micropeneiramento; filtração ascendente; e outros métodos.

Algumas dificuldades são encontradas para a remoção de algas, como o seu tamanho reduzido (1 a 20 μm); a baixa gravidade específica das células, reduzidas adicionalmente pela adesão de microbolhas de oxigênio produzido na respiração; e

a concentração relativamente diluída das suspensões contendo algas (RANCE BARE *et al.*, 1975).

Desse modo, uma alternativa que se adequa ao pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização é a flotação que, inclusive, já vem sendo usada por alguns sistemas de tratamento de esgotos. O processo de flotação é definido como a remoção de partículas, por meio da introdução de microbolhas de ar, que, quando em contato com as partículas, formam um aglomerado partícula-bolha de densidade aparente menor que o da água, que tende a flutuar até a superfície do tanque de flotação, onde é removido.

Dentre os tipos de flotação, uma que tem sido utilizada como pós-tratamento é a flotação por ar dissolvido (FAD), em que ocorre a injeção de água saturada com ar sob pressão no tanque de flotação, que se encontra à pressão atmosférica, ocorrendo a liberação de microbolhas. Segundo Lacerda *et al.* (1997), este tipo de flotação é o mais recomendado por minimizar a ruptura dos flocos formados na etapa de coagulação/floculação.

Essa tecnologia já vem sendo utilizada no Brasil e em outros países como polimento para efluentes de lagoas de estabilização. Tessele *et al.* (2005) desenvolveram trabalhos que utilizam esse tipo de tecnologia para remoção de algas e fósforo de efluentes de lagoa. Seus resultados proporcionaram parâmetros de dimensionamento para unidade de polimento em escala real, localizada no Distrito Federal, e provaram que esse processo é “competitivo com qualquer outro tipo de processo de nível terciário”.

Fabreti (2006) realizou testes comparando a sedimentação e a flotação na remoção de algas de efluente de lagoas da ETE de Lins-SP, em escala de bancada e piloto, bem como os tipos de coagulantes utilizados no processo físico-químico, obtendo a flotação como melhor processo de separação sólido-líquido e o sulfato de alumínio como reagente de maior potencial técnico. Resultados compatíveis com os obtidos por Teixeira & Rosa (2006a), que também compararam os dois processos e concluíram que a coagulação seguida de floculação e flotação é mais eficiente do que a sedimentação na remoção de clorofila “a”, cujos resultados apresentaram eficiência de remoção de clorofila “a” entre 93 e 98%.

Sim *et al.* (1988) testaram três diferentes técnicas de remoção de algas de lagoa, utilizando os processos de centrifugação, floculação-flotação e filtração contínua. Seus resultados mostraram que: a centrifugação apresentou uma remoção

razoável, porém necessita de um alto investimento inicial; a flotação foi mais econômica, mas apresenta restrições com relação ao uso da alga devido à presença de metais dos coagulantes; e a filtração apresentou bons resultados, mas constatou-se que sua eficiência depende do tamanho e morfologia das algas.

Segundo Teixeira & Rosa (2006a), coagulantes tais como sulfato de alumínio, sulfato férrico, cloreto férrico e coagulantes polimerizados, como o cloreto de polialumínio (PACl) têm mostrado resultados satisfatórios no tratamento de efluentes ricos em algas. Além do uso do coagulante certo, para que o processo de FAD seja adequadamente eficiente, é necessário que se garanta as condições ótimas de pH de coagulação e de dosagem do coagulante (EDZWALD & WINGLER, 1990), de maneira que os flocos formados tenham características adequadas (tamanho, densidade e carga) para proporcionar uma melhor agregação entre as microbolhas de ar e os flocos.

Também interferem na eficiência do processo os gradientes de velocidade e tempos utilizados nas misturas rápida e lenta. Fabreti (2006) utilizou, por exemplo, na coagulação: tempo de 1,5 min e gradiente de velocidade de 910 s^{-1} ; e na floculação: 15 min a 32 s^{-1} . Teixeira & Rosa (2006a), por sua vez, utilizaram na coagulação tempo de 2 min a 743 s^{-1} e na floculação, um gradiente de 24 s^{-1} durante 15 minutos.

Também o processo de flotação tem sido aperfeiçoado, como no trabalho realizado por Jun *et al.* (2010), que utiliza um processo de coagulação/eletroflotação, em que é aplicada uma corrente elétrica para favorecer a floculação, para remoção de algas, obtendo-se valores acima de 93% de remoção nos melhores resultados.

O uso da flotação associada a outras técnicas também apresenta bons resultados de remoção de algas, como no trabalho realizado por Teixeira & Rosa (2006b), em que foi realizado um processo de flotação seguido por nanofiltração, atingindo eficiências de 100% de remoção de clorofila “a” e microcistinas.

Por fim, levando em conta o contexto local, verifica-se que no Rio Grande do Norte está sendo implantado um sistema de pós-tratamento na estação de tratamento de esgoto de Pium, na região metropolitana de Natal, sendo a tecnologia escolhida a flotação por ar dissolvido. Considerando as características dos efluentes das lagoas de estabilização do estado, se faz necessária a determinação e adoção de parâmetros operacionais específicos para melhor funcionamento desse processo

em larga escala.

Assim, visando a determinar os parâmetros ótimos em que ocorre a flotação de efluentes de lagoa de estabilização e a melhor eficiência do processo na remoção de algas, estão sendo desenvolvidos estudos em escala de laboratório, dos quais o presente trabalho faz parte.

2 OBJETIVO

O objetivo desse estudo é a determinação dos fatores que possuem maior influência no processo de remoção de algas por flotação, bem como as condições ótimas em que a mesma ocorre.

Para alcance de tal objetivo, tem-se como objetivos específicos:

- Caracterizar os efluentes das lagoas facultativa primária e de maturação da ETE Ponta Negra;
- Realizar a flotação dos efluentes variando-se os parâmetros operacionais: pH, concentração de coagulante, concentração de polímero e taxa de recirculação da água saturada para verificar sua eficiência;
- Determinar modelos que descrevam o comportamento do processo e esclareçam os fatores de maior importância no processo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Considerando o objetivo de pós-tratar o efluente utilizando a flotação por ar dissolvido, foram realizados ensaios de coagulação, floculação e posterior flotação em unidade de batelada em escala de bancada, com o uso do flotatestes. Para tanto, foram utilizados os efluentes das lagoas facultativa primária e de maturação da ETE Ponta Negra, localizada em Natal, RN. As amostras foram coletadas semanalmente no período da manhã. Os efluentes coletados foram caracterizados através de análises de pH, turbidez, sólidos suspensos, cor, DQO e clorofila "a". Além disso, também foi feita análise quali-quantitativa de fitoplâncton, com o objetivo de identificar os tipos de algas predominantes nas lagoas e a possível influência dessas variedades nos resultados de flotação.

3.1 CARACTERÍSTICAS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE PONTA NEGRA

A estação de tratamento de esgotos denominada ETE Ponta Negra está localizada na cidade de Natal – Rio Grande do Norte, mais precisamente no bairro de Ponta Negra ($5^{\circ} 47' 42''$ de latitude sul e $35^{\circ} 12' 34''$ de longitude oeste); e é uma estação operada pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).

Todo o sistema de esgotamento é constituído por rede coletora (extensão total de 76.092 metros); estações elevatórias; tratamento preliminar com: uma calha Parshall contendo medidor de vazão, gradeamento e duas caixas de areia em paralelo funcionando alternadamente; lagoas de estabilização em série, sendo uma lagoa facultativa primária e duas de maturação e disposição do efluente final no solo por valas de infiltração. As características físicas das lagoas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Características físicas da ETE Ponta Negra

Características	Reatores		
	LFP	LM1	LM2
Área (m ²)	55.174	28.038	28.600
Volume (m ³)	110.348	42.057	42.899
Profundidade (m)	2,0	1,5	1,5
λ_s (KgDBO ₅ /ha.dia)	269	209	149
TDH (dia)	23,3	8,7	9,0

Fonte: Araújo (2011).

O sistema é alimentado com águas residuárias brutas tipicamente domésticas provenientes de três bacias que recebem contribuições do bairro de Ponta Negra, Via Costeira e Mãe Luiza. Uma fotografia aérea da ETE é mostrada na Figura 1:

Figura 1 – Fotografia Aérea da ETE Ponta Negra



Fonte: Diniz (2012).

Os esgotos são coletados através de ramais domiciliares de cada residência e a rede básica, cuja extensão total é de 76.092 m, com diâmetros das tubulações variando de 100 a 400 mm e são, por sua vez, encaminhados à ETE através de elevatórias.

A estação de tratamento de esgotos foi dimensionada para atender a uma população total máxima de 33.514 habitantes, representando uma contribuição afluyente média de 8.200 m³/dia em fase final de projeto (2016), sendo considerado nesse caso uma carga orgânica per capita de 54 g/hab.dia.

3.2 AMOSTRAGEM

As amostras foram coletadas entre os meses de maio a novembro de 2013, sendo utilizados o efluente da lagoa facultativa e o efluente final da ETE (segunda lagoa de maturação). As amostras eram tomadas sempre nas mesmas caixas de distribuição de vazão dos efluentes das lagoas (Figura 2), semanalmente, no período na manhã, armazenadas em bombonas plásticas de 20 litros, e transferidas ao laboratório para dar início aos experimentos de flotação.

Figura 2 – Caixa de distribuição de vazão – ponto de coleta



Fonte: da autora.

3.3 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-FLOTAÇÃO

Para realização dos ensaios foi utilizado o equipamento flotateste, que consta de 3 jarros com capacidade de 5 litros cada, mais a câmara de saturação com capacidade para 4 litros, todas confeccionadas em acrílico para permitir melhor observação do processo. Para cada um dos três reatores (chamados aqui colunas de flotação) há uma palheta metálica interligada ao misturador com mostrador digital que permite o emprego de uma rotação. Essa rotação em rpm pode ser variada para mistura lenta e mistura rápida. Na Figura 3 é mostrado o equipamento utilizado.

Figura 3 – Flotateste Utilizado



Fonte: Da autora.

Em função dos objetivos da pesquisa, foi feito um planejamento experimental que foi aplicado para os coagulantes sulfato de alumínio ($\text{Al}(\text{SO}_4)_3$) e cloreto férrico (FeCl_3), envolvendo os fatores pH, concentração de coagulante, concentração de polímero e taxa de recirculação da água saturada (Tabela 2). Estes fatores foram variados em três níveis (-, 0 e +) em todas as etapas realizadas, para a determinação das condições ótimas de remoção de sólidos suspensos.

Tabela 2 – Variáveis controladas no processo de coagulação-floculação-flotação

Variável	Níveis		
	-	0	+
pH	5,5	6,5	7,5
Concentração coagulante (mg/l)	100	125	150
Concentração polímero (mg/l)	0	1	2
Taxa de recirculação (%)	10	20	30

Fonte: Da autora.

Os valores adotados para os três níveis utilizados foram verificados em

bibliografia consultada. Segundo Finch & Smith (1986), um planejamento experimental permite extrair eficientemente a informação desejada utilizando um número mínimo de testes. Dessa forma, utilizou-se o planejamento para verificar o comportamento da eficiência do sistema utilizando as combinações dos fatores em questão sem a necessidade de realizar todos os testes.

Os ensaios foram planejados em fatorial aleatório, ou seja, utilizando o critério k^{a-1} , em que k é o número de níveis e a é o número de fatores, resultando, no presente caso, em 3^{4-1} (27 ensaios), sendo realizados em duplicata e agregados de acordo com o fator pH, para facilitar o desenvolvimento dos experimentos, conforme mostrado na Tabela 3. Para correção do pH das amostras foram utilizados ácido sulfúrico e hidróxido de sódio.

Tabela 3 – Planejamento experimental

Configuração	pH	Concentração (mg/l)	Polímero (mg/l)	Recirculação (%)
1	5,5	125	0	20
2	5,5	100	2	10
3	5,5	125	1	10
4	5,5	125	0	10
5	5,5	125	1	30
6	5,5	150	0	20
7	5,5	125	2	10
8	5,5	150	1	10
9	5,5	100	0	10
10	6,5	100	0	30
11	6,5	150	0	10
12	6,5	125	2	30
13	6,5	100	1	30
14	6,5	150	1	30
15	6,5	150	2	20
16	6,5	125	1	10
17	6,5	125	0	20
18	6,5	100	2	10

Configuração	pH	Concentração (mg/l)	Polímero (mg/l)	Recirculação (%)
19	7,5	125	1	10
20	7,5	100	1	10
21	7,5	150	2	10
22	7,5	150	1	20
23	7,5	100	0	20
24	7,5	150	0	30
25	7,5	125	2	20
26	7,5	125	0	10
27	7,5	100	2	30

Foram adotadas concentrações relativamente altas de coagulantes devido à dificuldade encontrada para coagular algas e também pelo fato de os flocos formados por elas apresentarem instabilidade.

Para a realização dos testes, inicialmente a câmara de saturação era cheia com água, que recebia ar comprimido até ficar saturada a uma pressão em torno de 4 kgf/cm³, a aeração da água era continuada por 20 minutos antes de sua utilização.

Em seguida, eram separadas parcelas de 2 litros do efluente e corrigidos seus valores de pH para o valor desejado (de acordo com o planejamento). Após isso, as amostras com pH corrigido eram colocadas em cada coluna de flotação do equipamento e submetidas aos processos de coagulação e floculação (mistura rápida e mistura lenta), com todas as variáveis obedecendo o planejamento. O tempo e a rotação utilizados nas misturas rápida e lenta foram mantidos fixos em todos os experimentos, sendo na mistura rápida 30 segundos a 175 rpm e na mistura lenta 15 minutos e 83 rpm.

Após os 15 minutos de floculação, a água saturada era liberada para as colunas de flotação e eram esperados 10 minutos para que todas as bolhas subissem à superfície. Ao final do processo, uma amostra de 250 mL do clarificado era coletada. Nas Figuras 4 e 5 pode-se visualizar o flotatestes no momento de liberação da água saturada e após o tempo de subida das bolhas, respectivamente.

Figura 4 – Liberação da água saturada – efluente turvo devido às microbolhas



Fonte: da autora.

Figura 5 – Efluente clarificado após todo o processo e resíduos na parte superior da coluna.



Fonte: da autora.

Os efluentes brutos e os clarificados pela flotação foram analisados para a determinação de sólidos suspensos, cor, turbidez, DQO e clorofila "a", seguindo as

técnicas destacadas na Tabela 4. Como as características do efluente da lagoa de estabilização variam, os resultados serão expressos em porcentagem de remoção.

Tabela 4 – Testes utilizados na caracterização

VARIÁVEIS	UNIDADE	MÉTODOS	FONTE
Clorofila “a”	$\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$	Extração com metanol a quente	APHA; AWWA; WEF, 2005
Cor	Uh	Colorimétrico	
DQO	$\text{mg}.\text{L}^{-1}$	Refluxo fechado	
pH	-	Potenciométrico	
Sólidos suspensos	$\text{mg}.\text{L}^{-1}$	Espectrofotométrico	
Turbidez	uT	Turbidímetro	

3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Inicialmente, foi feita análise estatística descritiva para caracterizar os efluentes coletados, através de média, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação. Tal estatística auxilia a observação do comportamento do efluente no período de realização das coletas.

Para avaliar os dados de remoção obtidos, foram testados possíveis modelos de regressão linear via procedimento *Stepwise* (algoritmo com combinação de *Forward* e *Backward*, métodos de seleção de variáveis por inclusão ou remoção, respectivamente) com critério AIC, utilizando-se o software estatístico R, no intuito de se obter um modelo que revele os fatores que mais contribuem na remoção de algas por flotação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para realização dos ensaios de FAD para as lagoas facultativa e de maturação utilizando os dois coagulantes, foram necessários 216 experimentos, utilizando amostras provindas de dezenove coletas na ETE, que foram feitas entre os meses de fevereiro e outubro de 2012. Todo o efluente coletado foi inicialmente caracterizado, e os resultados são mostrados a seguir.

4.1 MONITORAMENTO DAS LAGOAS

Para verificação do comportamento dos efluentes e a eficiência do processo de pós-tratamento testado, foram analisadas amostras do efluente coletado. A título de caracterização do efluente utilizado, foi feita análise estatística descritiva dos dados, tanto para a lagoa facultativa quanto para a lagoa de maturação. Na Tabela 5 estão apresentados os resultados do monitoramento para a lagoa facultativa.

Tabela 5 – Caracterização do efluente da lagoa facultativa

Parâmetro	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
pH	6,6	7,1	7,4	0,23
Turbidez (uT)	185	417	660	136
Sólidos Suspensos (mg/L)	220	392	660	118
Cor (uH)	1055	1955	3170	556
DQO (mg/L)	321	456	520	54
Clorofila “a” (mg/L)	1,5	2,1	2,7	0,3

Verificou-se uma variação nas características dos efluentes ao longo do ano, principalmente de acordo com o período de chuvas, quando houve valores menores para todos os indicadores utilizados. Isso se deve tanto ao fato de haver uma diluição do efluente quanto pela diminuição da incidência solar e menor proliferação de algas nas lagoas.

O efluente da lagoa facultativa apresentou valores altos de turbidez, sólidos suspensos, cor, DQO e clorofila “a”, o que se deve à alta concentração de algas na

saída do tratamento primário.

Com relação ao efluente da lagoa de maturação, os resultados do monitoramento encontram-se expostos na Tabela 6:

Tabela 6 – Caracterização do efluente da lagoa de maturação

Parâmetro	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
pH	6,8	6,9	7,3	0,24
Turbidez (uT)	180	308	349	57,87
Sólidos Suspensos (mg/L)	170	293	337	58
Cor (uH)	975	1521	1835	291
DQO (mg/L)	286	348	508	75
Clorofila “a” (mg/L)	0,5	0,7	0,9	0,12

Os resultados encontrados evidenciam o comportamento do efluente da lagoa num período sem chuvas e com alta presença de ventos. Apesar de ser o efluente final da estação de tratamento de esgotos, ele ainda apresenta altos valores de DQO, o que representa grande presença de matéria orgânica, devido à biomassa de algas.

Comparando-se os dois efluentes entre si observa-se que, estatisticamente, o efluente da lagoa de maturação possui qualidade melhor do que o da lagoa facultativa, mas uma qualidade inferior à desejada para o final do processo de tratamento.

4.2 RESULTADOS DOS ENSAIOS DE FLOTAÇÃO

A seguir serão apresentados os resultados obtidos a partir dos ensaios de flotação.

4.2.1 Eficiência de remoção de algas

Cada ensaio para testar as condições em que a flotação de algas ocorre com mais eficiência foi realizado duas vezes, mantendo-se fixos as rotações e

tempos de mistura. De maneira geral, foram encontradas altas eficiências de remoção de algas com o pós-tratamento utilizado. Nas Tabelas 7 e 8 a seguir são mostrados tais dados obtidos para a lagoa facultativa para cada tipo de coagulante utilizado:

Tabela 7 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa facultativa com sulfato de alumínio (%)

Característica	Mínimo	1º quartil	Mediana	Média	3º quartil	Máximo	Desvio padrão
Turbidez	-30	40	75	62	91	95	35
Sólidos Suspensos	-21	39	75	62	91	96	33
Cor	2	55	74	70	89	95	22
DQO	12	48	67	64	80	95	23
Clorofila “a”	22	79	85	82	92	97	15

Tabela 8 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa facultativa com cloreto férrico (%)

Característica	Mínimo	1º quartil	Mediana	Média	3º quartil	Máximo	Desvio padrão
Turbidez	40	73	82	79	95	97	17
Sólidos Suspensos	20	65	86	77	94	98	21
Cor	52	76	84	82	93	97	12
DQO	35	61	75	71	84	92	16
Clorofila “a”	38	74	83	83	96	98	15

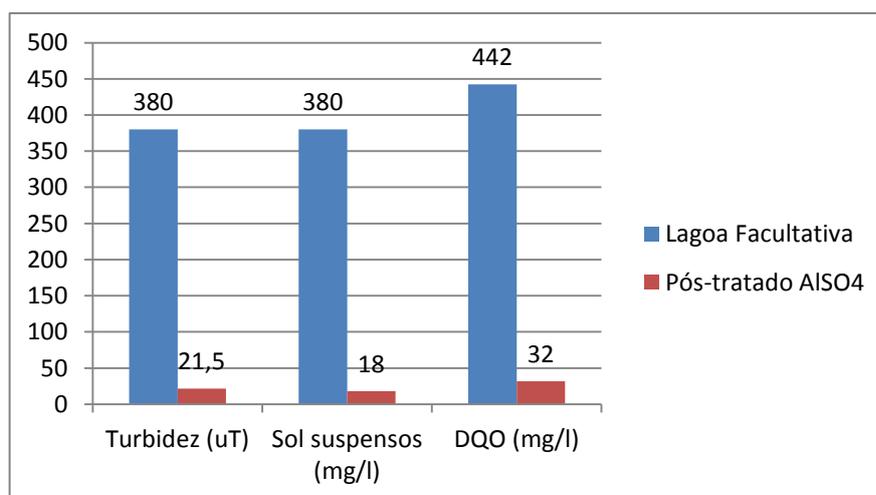
Através desses dados é possível perceber que 75% dos resultados para a lagoa facultativa estão acima de 39% de eficiência de remoção para todas as variáveis de resposta (valores do 1º quartil), e que 50% dos resultados estão acima de 66% (valores de mediana), o que demonstra a eficiência do processo no pós-tratamento desse tipo de efluente.

Foram encontrados alguns valores negativos como mínimos que, no caso,

representam o aumento da turbidez e dos sólidos suspensos. Tal fato pode ser devido a erros no laboratório ou também devido à adição de reagentes que não geraram flocos adequados, conseqüentemente não havendo a flotação dos sólidos.

Os valores máximos para a lagoa facultativa apresentaram uma eficiência de remoção de algas superior a 95%, resultando numa turbidez, por exemplo, de 21 uT, nos melhores casos, conforme mostrado no gráfico da Figura 6 a seguir:

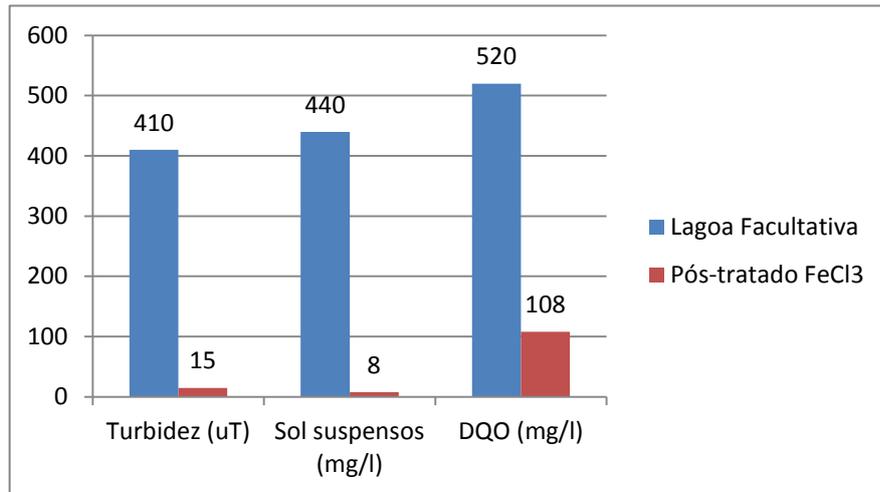
Figura 6 – Comparativo do efluente da lagoa facultativa antes e após a flotação com AlSO_4 .



Fonte: da autora.

Comparando-se os dois coagulantes a partir dos resultados mostrados na Tabela anterior, é possível aferir que o cloreto férrico apresentou eficiências superiores ao sulfato de alumínio, como pode ser observado nos valores de 1º quartil, em que as eficiências do referido coagulante foram superiores a 60% para todas as variáveis testadas. Tal resultado é ilustrado pelo gráfico seguinte, que representa os resultados do experimento com melhor eficiência.

Figura 7 – Comparativo do efluente da lagoa facultativa antes e após flotação com FeCl₃.



Fonte: da autora.

Nos gráficos das Figuras 8 a 10 são mostrados os dados de eficiência obtidos para cada variável de resposta, de acordo com o número do experimento realizado. Neles, os “x” representam o coagulante sulfato de alumínio e os “+” representam o cloreto férrico. O eixo das abscissas foi ordenado de acordo com a configuração exibida na metodologia, de maneira que os 9 primeiros experimentos foram realizados com pH 5,5; os 9 experimentos intermediários foram realizados no pH 6,5; e os 9 últimos experimentos utilizaram pH 7,5. Nesses gráficos fica evidenciada a dependência da eficiência em relação ao pH mais baixo.

Figura 8 – Eficiências de remoção de (a) Turbidez e (b) Sólidos Suspensos

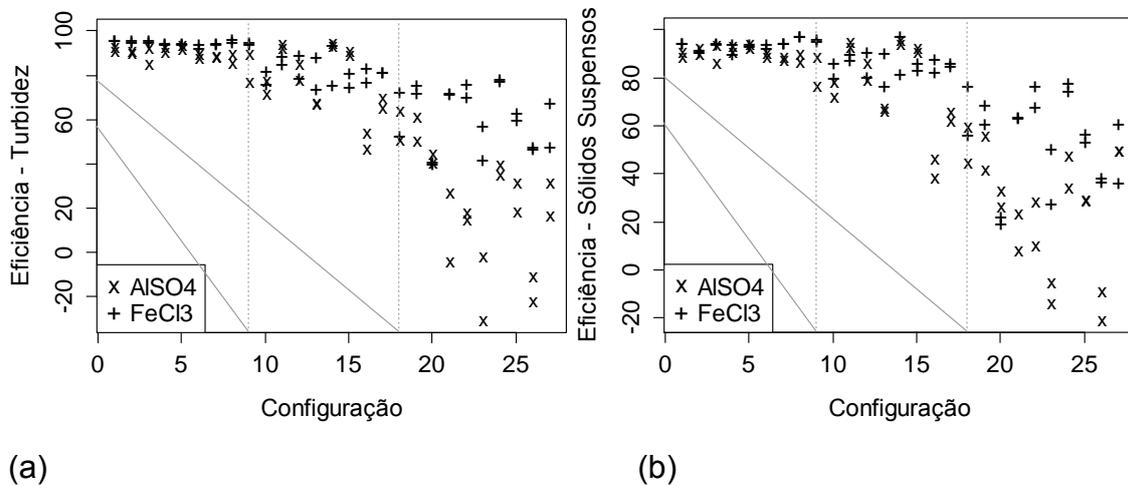


Figura 9 – Eficiências de remoção de (a) Cor e (b) DQO

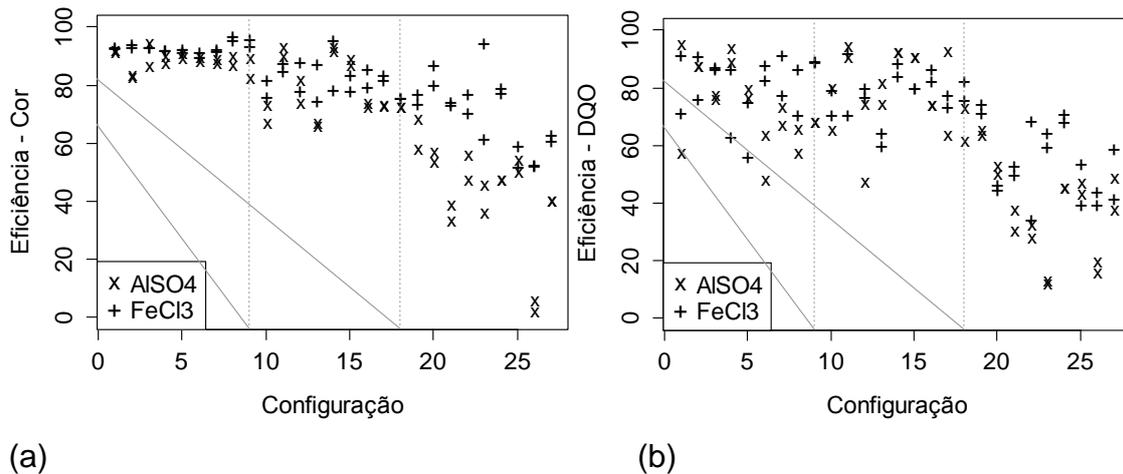
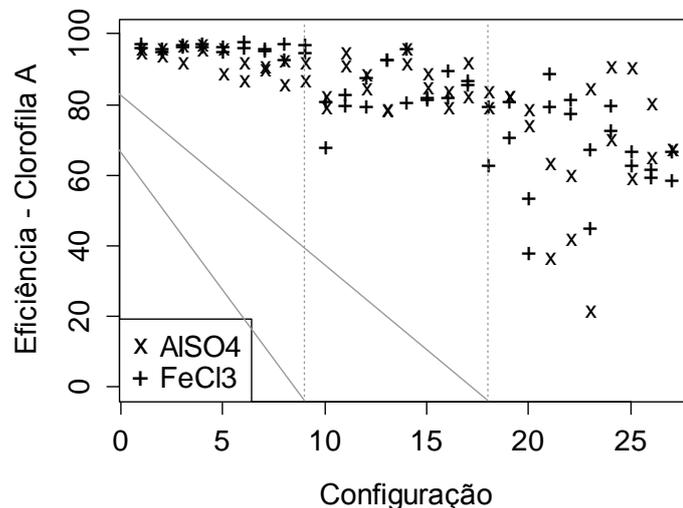


Figura 10 – Eficiência de remoção de Clorofila a



Os gráficos mostrados nas Figuras 8 a 10 ilustram os resultados de eficiência do cloreto férrico como superiores às alcançadas pelo outro coagulante utilizado. No entanto, em estações de tratamento em escala real é necessário avaliar os custos relacionados aos produtos químicos antes de escolhê-lo como melhor coagulante.

Também desses gráficos é possível depreender que os resultados que apresentaram melhores eficiências são os que utilizaram os pHs 5,5 e 6,5 em sua execução.

Os resultados de remoção de fitoplâncton da lagoa facultativa apresentaram eficiências médias de 60%, mas com eliminação total de cianobactérias na amostra analisada. No entanto, não foram feitas análises de cianotoxinas para verificar a

liberação de tais substâncias quando da utilização da flotação.

Nas Tabelas 9 e 10 são apresentados os resultados de eficiência para a lagoa de maturação.

Tabela 9 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa de maturação com sulfato de alumínio (%)

Característica	Mínimo	1º quartil	Mediana	Média	3º quartil	Máximo	Desvio padrão
Turbidez	28	46	56	53	61	71	11
Sólidos Suspensos	27	46	53	53	62	76	13
Cor	37	51	59	57	65	73	9
DQO	19	53	61	61	68	80	11
Clorofila “a”	-22	27	52	47	66	96	27

Tabela 10 – Eficiências de remoção após flotação de efluente da lagoa de maturação com cloreto férrico (%)

Característica	Mínimo	1º quartil	Mediana	Média	3º quartil	Máximo	Desvio padrão
Turbidez	41	59	65	66	74	85	12
Sólidos Suspensos	40	62	68	69	81	91	14
Cor	29	57	65	62	70	82	12
DQO	45	60	68	71	84	99	15
Clorofila “a”	5	61	75	71	91	98	22

Analisando-se os dados é possível perceber que 75% das eficiências de remoção para a lagoa de maturação estão acima de 45% para quase todas as variáveis de resposta (valores do 1º quartil), exceto clorofila “a” na remoção com sulfato de alumínio, e que 50% das eficiências estão acima de 52% (valores de mediana), demonstrando a eficiência da FAD como pós-tratamento desse tipo de efluente.

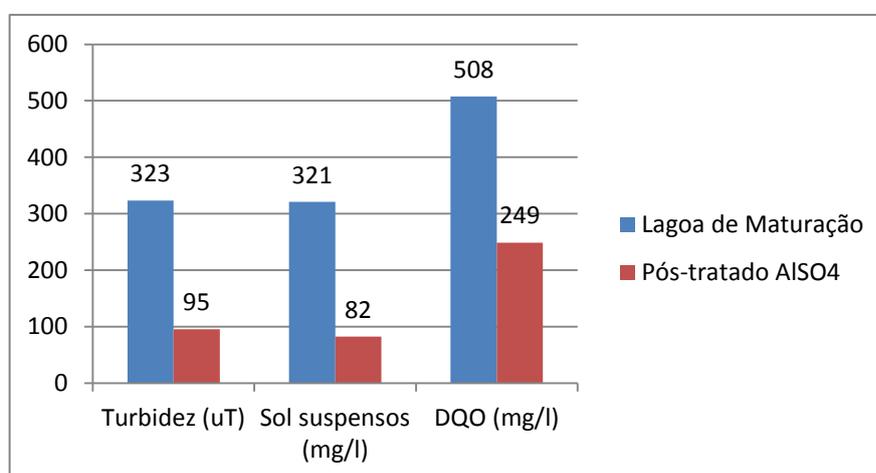
Foi encontrado um valor negativo como mínimo para a clorofila a. Tal fato pode ser explicado como erro ocorrido no laboratório durante a análise desse

indicador ou devido à liberação da clorofila após a lise da célula.

Assim como na lagoa facultativa, os valores máximos para a lagoa de maturação apresentaram altas eficiências, com valores superiores a 80%.

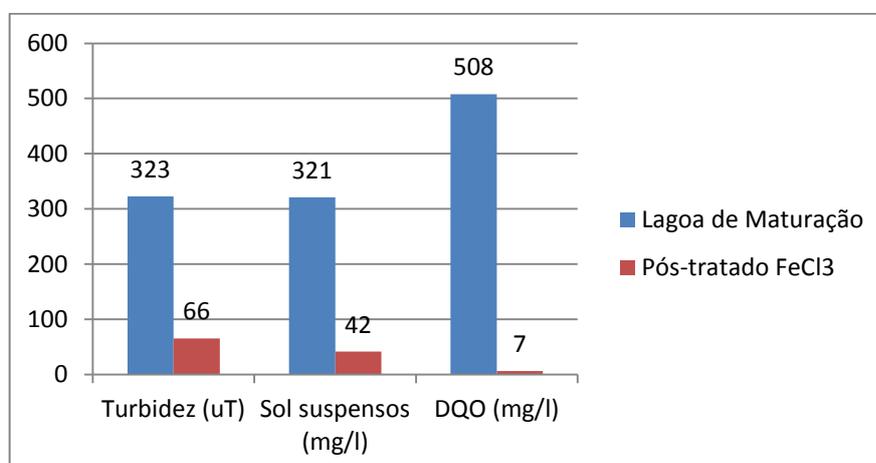
Nos gráficos das figuras 11 e 12 são mostrados comparativos entre o efluente antes e após a realização da flotação. A configuração dos experimentos é a mesma mostrada nos gráficos da lagoa facultativa, o que demonstra menor eficiência no processo quando se trata da flotação de efluentes de lagoa de maturação:

Figura 11 – Comparativo do efluente da lagoa de maturação antes e após a flotação com AlSO_4 .



Fonte: da autora.

Figura 12 – Comparativo do efluente da lagoa de maturação antes e após a flotação com FeCl_3 .



Fonte: da autora.

Nos gráficos das Figuras 13 a 15 são mostrados os dados de eficiência obtidos para cada variável de resposta. Neles, os símbolos x representam o coagulante sulfato de alumínio, enquanto os + representam o cloreto férrico.

Figura 13 – Eficiência de remoção de (a) Turbidez e (b) Sólidos Suspensos

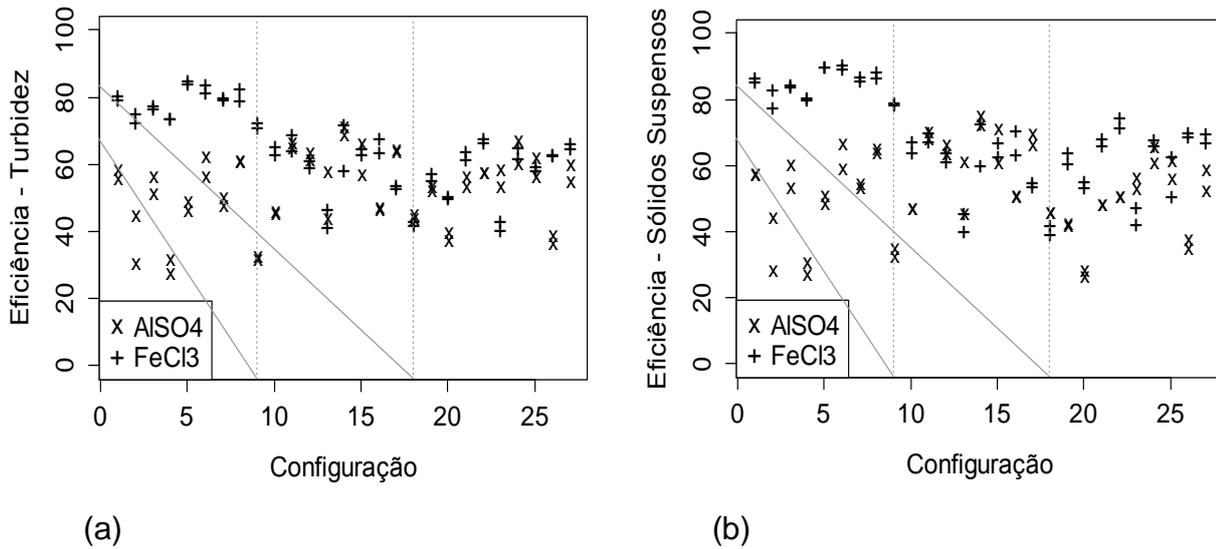


Figura 14 – Eficiência de remoção de (a) Cor e (b) DQO

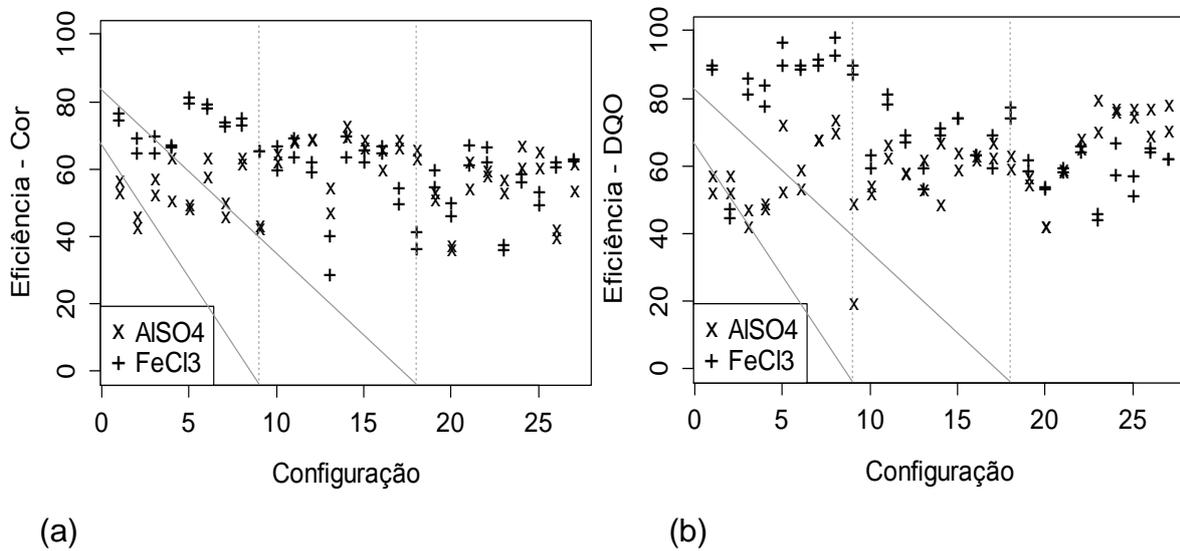
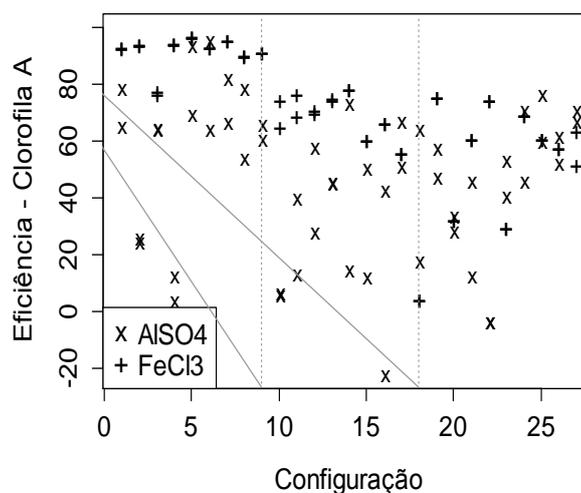


Figura 15 – Eficiência de remoção de Clorofila a.



Comparando-se os dois coagulantes, percebe-se um comportamento parecido com o ocorrido com o efluente da lagoa facultativa, em que, na grande maioria dos dados, o cloreto férrico alcançou maiores eficiências. Também desses gráficos é possível depreender que os resultados que apresentaram melhores eficiências são os que utilizaram os pHs 5,5 e 6,5 em sua execução (experimentos na lateral esquerda dos gráficos).

Após realização dos ensaios de FAD nos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, obtiveram-se resultados satisfatórios quanto à remoção de algas, o que está de acordo com resultados de pesquisas como as de Vlaski et al. (1996) e Valade et al. (1996), que mostram que a flotação a ar dissolvido é um processo de tratamento eficiente em remoção de algas e/ou turbidez, mesmo com alterações nos parâmetros envolvidos no processo.

Os resultados obtidos estão de acordo com aqueles relatados por Teixeira & Rosa (2006), que alcançaram eficiências de remoção de turbidez e clorofila “a” entre 77 e 99% em amostra sintética com algas utilizando-se o processo de coagulação-floculação-flotação a ar dissolvido.

Apesar disso, os efluentes da lagoa facultativa apresentaram melhor qualidade do que os efluentes da lagoa de maturação, conforme pode ser constatado após estatística descritiva dos dados.

O fato da diminuição da eficiência do tratamento no efluente da lagoa de maturação pode ser atribuído à ocorrência de diferentes espécies de algas em cada lagoa, como tamanho, formato, sua capacidade de formar flocos e tendência à

flutuação. De acordo com Yan & Jameson (2004), células de algas tais como *Microcystis* sp., que ocorrem comumente em lagoas de maturação, são bem menores em tamanho, exceto algumas formas filamentosas. Isso implica que a sua eficiência de colisão com as microbolhas de ar num processo de flotação será comprometida.

Além disso, no tocante ao coagulante, o cloreto férrico é o que provoca melhores eficiências no tratamento do referido efluente, pois provoca a formação de flocos maiores e que estão mais propensos a entrar em contato com as microbolhas. Apesar de apresentar melhores resultados, trata-se de um coagulante com um custo mais alto do que o primeiro, de maneira que antes de seu uso em larga escala, deve ser feito um estudo econômico adequado.

4.2.2 Importância dos fatores no processo

Para avaliação dos fatores influentes no processo, recorreu-se a métodos estatísticos para análise de planos com confundimentos complexos. Optou-se pela proposta de Hamada & Wu (1991), que sugere modelos de regressão linear para variáveis codificadas, decompostas em efeitos quadrático e linear. Tal método tem por objetivo obter um modelo representativo dos dados, dando indícios da influência de cada fator no processo.

Ao aplicar esse método, se encontram possíveis modelos e, para escolha do modelo mais adequado se leva em consideração a análise dos resíduos. Quando eles apresentam média zero, variância aproximadamente constante e poucos *outliers* (pontos discrepantes), o modelo está bem ajustado.

Outro ponto levado em consideração para verificar a fidelidade desse modelo, ou seja, o quanto as observações atendem à expressão matemática obtida, é o coeficiente de determinação R^2 , que, quanto mais próximo de 1 (ou 100%), denota melhor ajuste do modelo aos dados.

No presente trabalho, obteve-se um modelo (na forma de expressão matemática) que procura descrever o comportamento de cada uma das variáveis de resposta (turbidez, sólidos suspensos, cor, DQO e clorofila "a") ao variarem-se os fatores utilizados nos experimentos (coagulante, pH, concentração de coagulante, polímero e taxa de recirculação da água saturada), para os dois tipos de efluente testados, com base nos resultados obtidos nos experimentos realizados.

Para obtenção desses modelos foi utilizado o software estatístico R (R CORE TEAM, 2012), e o pacote MASS, versão 7.3-21 (VENABLES & RIPLEY, 2002).

O processo de obtenção dos modelos é um procedimento iterativo com critério AIC, ou seja, que testa diversas possibilidades de modelos até encontrar o que apresenta menor AIC. O critério AIC é um valor numérico calculado pela equação:

$$AIC = -2 \ln L + k * edf$$

Onde L é a verossimilhança e edf representa os graus de liberdade equivalentes (i.e., o número de parâmetros livres para modelos paramétricos usuais) de adequação.

O processo de regressão para obtenção dos modelos segue os passos descritos abaixo:

- Passo 1: São considerados cada fator principal e suas decomposições (quando os fatores apresentam 3 níveis), ou seja, coagulante, pH (quadrático e linear), concentração de coagulante (quadrática e linear), concentração de polímero (quadrática e linear) e taxa de recirculação (quadrática e linear) e as interações com cada um dos outros fatores principais, resultando em 9 modelos. Desses, são escolhidos os dois candidatos com maiores R², para serem usados no passo 2;
- Passo 2.1: Escolhe-se o modelo com maior R², e o procedimento considera os efeitos deste juntamente com todos os efeitos principais juntos, resultando em um único modelo.
- Passo 2.2: Considera-se os efeitos dos dois candidatos (escolhidos no Passo 1) e os fatores principais juntos, resultando em um modelo.
- Passo 3: Consideram-se os efeitos significativos com alfa = 0,01 e todas as interações de 2 com pelo menos um dos fatores principais que foram significativos. Ao fim desse passo, tem-se dois modelos (provenientes do 2.1 e 2.2).

Seguindo o procedimento descrito acima, foram obtidos os modelos para cada variável, considerando-se dois modelos para cada, quando possível. Os modelos obtidos são apresentados nas Tabelas 13 e 14 a seguir.

Tabela 11 – Modelos para a lagoa facultativa

Variável	Modelos	R ²
Turbidez	$70,54 - 25,7pH_L + 8,77coag - 3,67pH_Q + 6,66conc_L + 9,04pH_L \cdot coag + 3,16coag \cdot pH_Q - 2,9pH_L \cdot poli_Q$	0,81
	$70,54 - 25,7pH_L + 8,77coag - 3,67pH_Q + 9,04pH_L \cdot coag + 3,16coag \cdot pH_Q$	0,77
Sólidos Suspensos	$71,23 - 27,71pH_L + 7,58coag - 3,65pH_Q + 7,26conc_L + 5,5rec_L + 6,3pH_L \cdot coag$	0,80
	$70 - 26,8pH_L + 7,58coag - 4,57pH_Q + 6,3pH_L \cdot coag$	0,74
Cor	$73,53 - 13,38pH_L + 5,93coag - 1,81pH_Q + 5,53pH_L \cdot coag + 2,02coag \cdot pH_Q - 2,1pH_Q \cdot conc_L - 3,1pH_L \cdot poli_Q + 2,25pH_L \cdot conc_Q - 2,14pH_Q \cdot poli_Q - 3,55poli_Q \cdot rec_Q + 4,9pH_L \cdot rec_L + 5,18pH_L \cdot conc_L - 1,56pH_Q \cdot rec_Q$	0,86
	$76,33 - 16,96pH_L + 5,93coag - 2,12pH_Q + 5,53pH_L \cdot coag + 2,02coag \cdot pH_Q - 2,14pH_L \cdot poli_Q - 2,08pH_Q \cdot conc_L$	0,78
DQO	$67,8 - 15,55pH_L - 5,43pH_Q + 3,91coag - 3,06 \cdot pH_Q \cdot conc_L$	0,62
	$67,8 - 15,55pH_L - 5,43pH_Q - 3,06pH_Q \cdot conc_L$	0,58
Clorofila a	$82,45 - 13,42pH_L + 3,23pH_L \cdot conc_L$	0,55

No desenvolvimento dos modelos para a clorofila “a” da lagoa facultativa, conforme procedimento acima descrito, não foram encontrados modelos candidatos com R² considerável, de forma que se obteve somente uma equação.

Tabela 12 – Modelos para a lagoa de maturação

Variável	Modelos	R ²
Turbidez	$59,98 + 6,08coag + 1,18conc_L - 4,47pH_L + 3,22rec_L + 2,289coag \cdot pH_Q - 5,99coag \cdot pH_L + 1,58coag \cdot rec_Q + rec_L \cdot poli_Q$	0,79
	$59,26 + 6,43coag - 3,49pH_L + 2,80coag \cdot pH_Q - 6,25coag \cdot pH_L$	0,54
Sólidos Suspensos	$61,87 + 7,79coag + 7,93conc_L - 6,25pH_L + 3,12rec_L - 5,02coag \cdot pH_L + 1,97coag \cdot rec_Q + 4,35coag \cdot pH_Q$	0,79
	$61,17 + 8,22coag - 5,73pH_L + 4,24coag \cdot pH_Q - 5,34coag \cdot pH_L$	0,59

Variável	Modelos	R ²
Cor	$59,74 + 6,85conc_L - 3,44pH_L + 2,41coag + 3,13coag * pH_Q - 4,36pH_L * coag - 1,71conc_L * poli_Q$	0,65
	$59,93 - 3,72pH_L + 3,13coag * pH_Q - 4,36pH_L * coag$	0,35
DQO	$65,83 + 5,10coag + 5,24conc_L - 3,58pH_L - 9,27coag * pH_L$	0,55
	$65,83 + 5,10coag - 3,58pH_L - 9,27coag * pH_L + 2,72pH_L * poli_Q$	0,52
Clorofila a	$60,50 + 12,08coag - 13,40pH_L + 6,60pH_Q + 8,10rec_L$	0,46
	$58,70 + 12,08coag + 5,24pH_Q - 12,05pH_Q * pH_L$	0,40

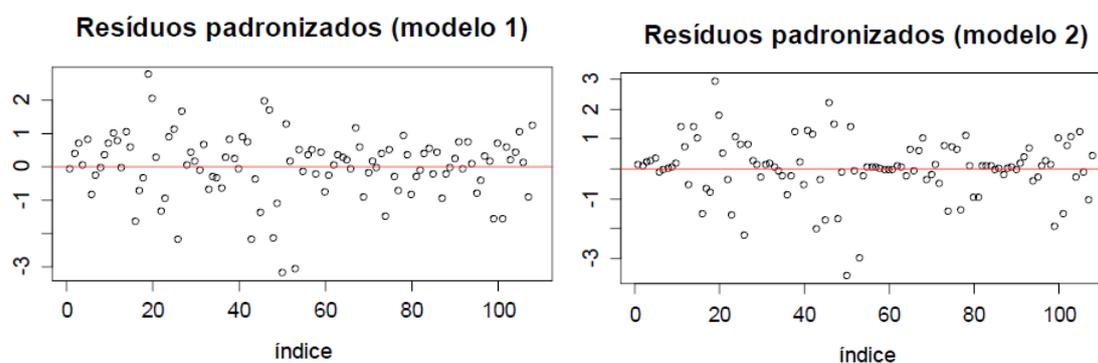
A seguir os modelos serão detalhados por variável, considerando a escolha dos modelos e a interpretação dos mesmos.

a) Turbidez

Considerando-se os dois modelos encontrados para a lagoa facultativa para a variável Turbidez, verifica-se que o modelo 1 envolve os fatores pH, coagulante, polímero e concentração, enquanto que o modelo 2 envolve apenas os dois primeiros, com R² diferindo menos que 0,05, de forma que o modelo 2 foi escolhido.

Além disso, ao se analisar o gráfico de resíduos, que são os erros médios cometidos pelo modelo – de forma que ele deve estar próximo e distribuído aleatoriamente em torno do zero (linha vermelha) –, verifica-se que tal modelo atende a essa exigência. Os gráficos de resíduos dos modelos da turbidez encontram-se mostrados na Figura 16:

Figura 16 – Gráficos dos resíduos padronizados lagoa facultativa – Turbidez

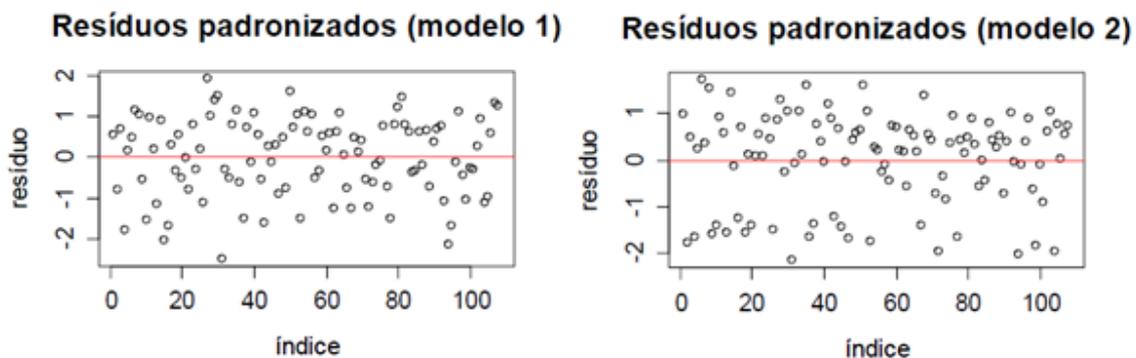


Assim, o modelo escolhido para descrever o comportamento da turbidez nos experimentos da lagoa facultativa utilizados é:

$$Turbidez = 70,54 - 25,7pH_L + 8,77coag - 3,67pH_Q + 9,04pH_L \cdot coag + 3,16coag \cdot pH_Q$$

Utilizando-se o mesmo raciocínio, e avaliando os modelos obtidos para a lagoa de maturação, verifica-se uma grande discrepância entre os valores de R^2 dos modelos, de forma que o modelo 1, apesar de ter mais termos, se adequa melhor à descrição do processo, sendo, então, escolhido. Os gráficos de resíduos para os dois modelos mostram uma distribuição aleatória menos organizada do que os da lagoa facultativa, porém aceitáveis.

Figura 17 – Gráficos dos resíduos padronizados lagoa de maturação - Turbidez



Assim, o modelo escolhido para descrever o comportamento da turbidez nos experimentos realizados para a lagoa de maturação é:

$$Turbidez = 59,98 + 6,08coag + 1,18conc_L - 4,47pH_L + 3,22rec_L + 2,29coag \cdot pH_Q - 5,99coag \cdot pH_L + 1,58coag \cdot rec_Q + rec_L \cdot poli_Q$$

De posse desses modelos, é possível avaliar a influência dos fatores no processo de FAD para remoção de algas. Os fatores com coeficientes mais altos são os que apresentam maior significância no processo. No caso em estudo, para a lagoa facultativa apresentam-se em destaque o pH linear e o tipo de coagulante; para a lagoa de maturação estão em destaque o tipo de coagulante e a interação do

coagulante com o pH linear. Isso significa que a modificação de tais fatores representa um alto acréscimo ou alta diminuição na eficiência do processo.

Uma vez que o procedimento utilizado faz uso de modelos de regressão linear para variáveis codificadas, decompostas em efeitos quadrático e linear (HAMADA & WU, 1991), na Tabela 15 a seguir está representada a codificação utilizada.

Tabela 13 – Codificação utilizada nos modelos

Original	Linear	Quadrático
-1	-1	+1
0	0	-2
+1	+1	+1

Assim, de posse dessa codificação, é possível simular o resultado de remoção de turbidez definindo-se os valores de pH, coagulante, concentração, polímero e recirculação e aplicando-os no modelo.

Por exemplo, considerando-se o coagulante sulfato de alumínio (original -1), um pH de 5,5 (original -1), uma concentração de 100 mg/L (original -1) e uma taxa de recirculação de 10% (original -1), tem-se para a lagoa facultativa:

$$70,54 - 25,7 \cdot (-1) + 8,77 \cdot (-1) - 3,67 \cdot (+1) + 9,04 \cdot (-1) \cdot (-1) + 3,16 \cdot (-1) \cdot (+1)$$

$$Turbidez = 70,54 + 25,7 - 8,77 - 3,67 + 9,04 - 3,16 = 89,68$$

O modelo resultou num valor de 89,68% de eficiência na remoção de turbidez, enquanto que a execução de dois testes com as mesmas características resultou numa remoção de 90% e 77,19% (média de 83,59%), valores que se aproximam ao encontrado pelo modelo.

Com a mesma configuração para a lagoa de maturação:

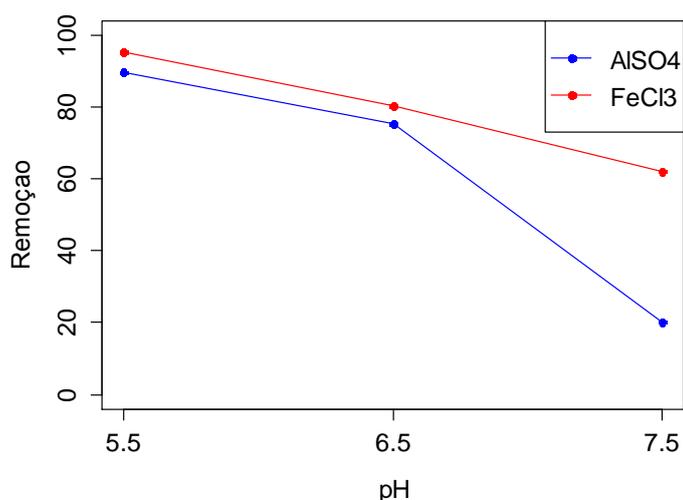
$$59,98 + 6,08 \cdot (-1) + 1,18 \cdot (-1) - 4,47 \cdot (-1) + 3,22 \cdot (-1) + 2,29 \cdot (-1) \cdot (+1) \\ - 5,99 \cdot (-1) \cdot (-1) + 1,58 \cdot (-1) \cdot (+1) + (-1) \cdot (+1)$$

$$Turbidez = 59,98 - 6,08 - 1,18 + 4,47 - 3,22 - 2,29 - 5,99 - 1,58 - 1 = 43,11$$

O modelo resultou num valor de 43,11% de eficiência na remoção de turbidez, enquanto que a execução de dois testes com as mesmas características resultou numa remoção de 32,22% e 32,78% (média de 32,5%). Os resultados encontrados para a lagoa facultativa e de maturação indicam que em média o modelo se aproxima das respostas dos testes.

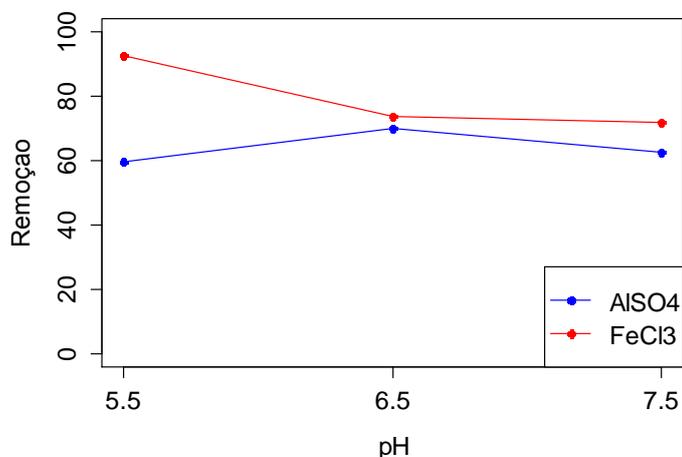
Sabendo-se quais são os fatores com maior influência, é possível também determinar qual dos valores testados maximiza a eficiência do processo. No primeiro modelo (lagoa facultativa), o pH é o fator com maior coeficiente (25,7) e, para que o resultado de eficiência seja maximizado, o pH linear deve apresentar valor -1, correspondente ao pH 5,5 nos experimentos utilizados. O gráfico abaixo demonstra a eficiência em remoção de turbidez de acordo com o pH para os dois coagulantes.

Figura 18 – Gráfico da influência do pH na remoção de Turbidez - facultativa



No segundo modelo, para a lagoa de maturação, o pH também é um fator significativo, juntamente com o tipo de coagulante. Uma vez que o modelo adotado leva em consideração a concentração de coagulante, os valores que maximizam os resultados são o cloreto férrico e o pH 5,5 para a maior concentração (150 mg/l), conforme mostrado no gráfico:

Figura 19 – Gráfico da influência do pH na remoção de Turbidez (150 mg/l coagulante) - maturação



Apesar de esse ser um gráfico para a maior concentração testada, as outras se comportam de maneira semelhante, somente diminuindo um pouco a eficiência do processo, como pode ser visto no Apêndice 1, de forma que resultados parecidos podem ser alcançados com economia de coagulante.

Os gráficos mostram que as maiores eficiências foram alcançadas com o pH 5,5 em ambos os casos, principalmente para o uso de cloreto férrico. Assim, sugere-se que seja feita correção do pH do efluente, uma vez que o pH das lagoas está em torno de 7. O uso do sulfato de alumínio implicou no maior decréscimo de eficiência quando do aumento do pH, de forma que, para uso em escala real, pode ser avaliada a utilização de cloreto férrico, que é um coagulante mais caro, mas sem a necessidade de ajuste de pH, economizando-se então em utilização de ácidos.

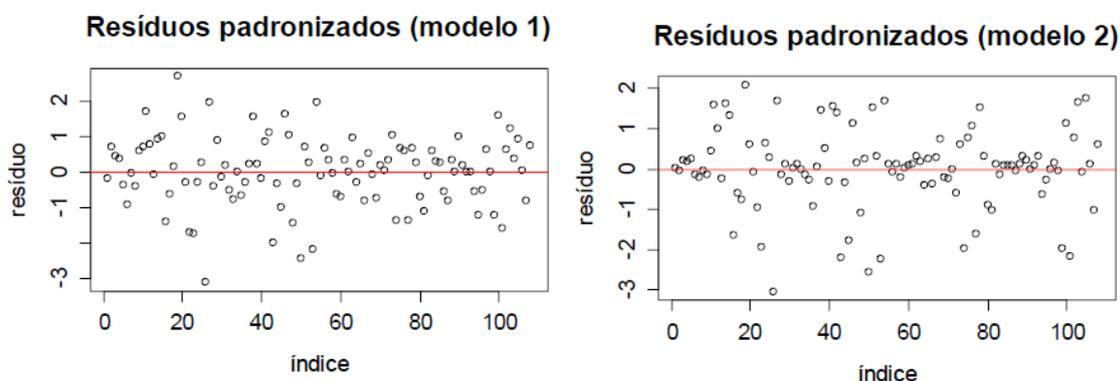
Utilizando procedimento iterativo que testa todas as combinações possíveis para se usar no modelo (incluindo as não testadas) e determinando qual delas é a melhor, para o caso da turbidez para a lagoa facultativa obteve-se que o uso de cloreto férrico com um pH 5,5 prevê uma remoção de 95,47%; para a lagoa de maturação, o valor máximo obtido por procedimento iterativo não está entre os testados nos experimentos, que é a configuração que utiliza o cloreto férrico a 150 mg/l, com pH 5,5, sem polímero e 30% de recirculação, que resultou numa remoção de 92,73% da turbidez, o que mostra que a maior eficiência está, mais uma vez, relacionada ao uso de cloreto férrico com pH 5,5.

b) Sólidos Suspensos

Considerando-se os dois modelos encontrados para a variável Sólidos Suspensos para a lagoa facultativa, verifica-se que o modelo 2 é bem mais simples, envolvendo somente pH e coagulante, enquanto o modelo 1 acrescenta concentração e recirculação, com R^2 diferindo pouco mais de 0,06.

Analisando-se o gráfico de resíduos, verifica-se que a distribuição do modelo 2 está mais concentrada próximo a zero. Os gráficos dos resíduos para os modelos de sólidos suspensos estão mostrados a seguir:

Figura 20 – Gráficos dos resíduos padronizados – Sólidos Suspensos



Assim, o modelo escolhido para descrever o comportamento dos sólidos suspensos nos experimentos utilizados é o segundo, abaixo descrito:

$$Sol. Suspensos = 70 - 26,8pH_L + 7,58coag - 4,57pH_Q + 6,3 pH_L \cdot coag$$

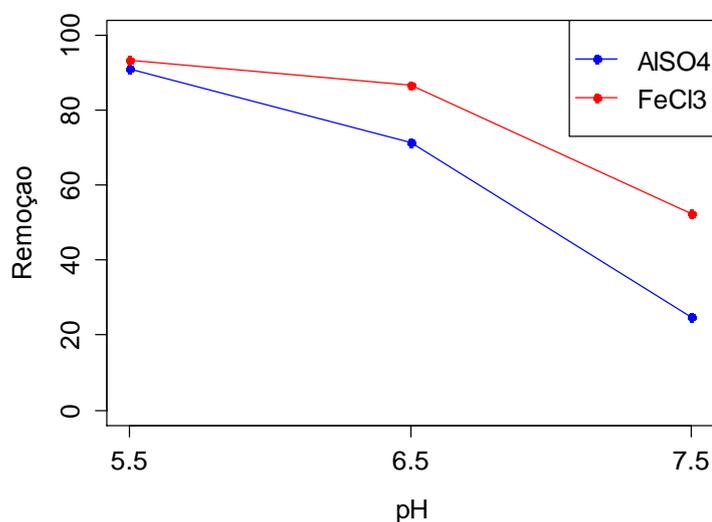
Já para a lagoa de maturação, foi escolhido o modelo 1 que, apesar de mais complexo, apresenta melhor fidelidade, demonstrada pelo valor de R^2 e gráfico de resíduos. Dessa maneira, o modelo escolhido é:

$$Sol. Suspensos = 61,87 + 7,79coag + 7,93conc_L - 6,25pH_L + 3,12rec_L - 5,02coag \cdot pH_L + 1,97coag \cdot rec_Q + 4,35coag \cdot pH_Q$$

Com relação aos fatores que apresentam maior significância no processo, destacam-se o pH linear e o coagulante para a lagoa facultativa e o tipo de coagulante e sua concentração para a lagoa de maturação.

Assim, de posse da informação sobre os fatores com maior influência, é possível também determinar qual dos valores testados maximiza a eficiência do processo. No primeiro caso, o pH é o fator com maior coeficiente (26,8) e, para que o resultado de eficiência seja maximizado, o pH linear deve apresentar valor -1, correspondente ao pH 5,5 nos experimentos utilizados. O gráfico da Figura 21 demonstra a eficiência em remoção de sólidos suspensos de acordo com o pH para os dois coagulantes.

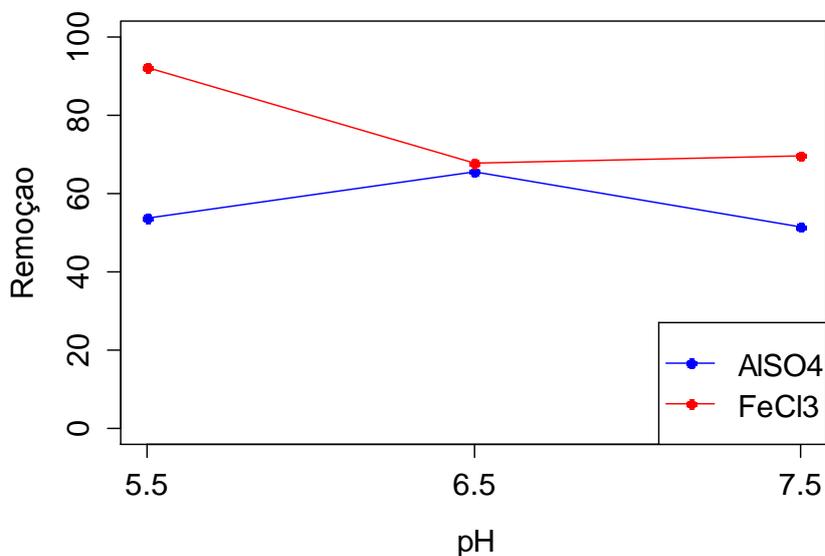
Figura 21 – Gráfico da influência do pH na remoção de sólidos suspensos - facultativa



Uma vez mais, o gráfico demonstra que as maiores eficiências foram alcançadas com o pH 5,5 para os dois coagulantes. O baixo decréscimo de eficiência quando do aumento do pH para o cloreto férrico chama a atenção para a possibilidade de utilizá-lo em detrimento de produtos acidificantes, com verificação da vantagem econômica.

Para a lagoa de maturação, o modelo inclui concentração de coagulante e taxa de recirculação, de modo que para escrever o gráfico abaixo, foi considerada a máxima concentração de coagulante (150 mg/l) e a mínima taxa de recirculação (10%), conforme mostrado:

Figura 22 - Gráfico da influência do pH na remoção de sólidos suspensos (150 mg/l e 10% recirculação) - maturação



Esse gráfico demonstra melhor eficiência para o cloreto férrico em menor pH, indo de acordo com os resultados até agora apresentados. O gráfico também pode ser útil para fazer estudos econômicos com relação à escolha de coagulantes e ao uso ou não de ácidos para correção do pH do efluente. Para concentrações diferentes e taxas de recirculação diferentes o comportamento foi parecido, deslocando as linhas um pouco para cima ou para baixo. Tais gráficos podem ser visualizados no Apêndice 1.

Simulando o resultado de remoção de sólidos suspensos definindo-se os valores de pH, coagulante, concentração, polímero e recirculação e aplicando-os no modelo, considerando as mesmas condições testadas para a turbidez, ou seja: coagulante sulfato de alumínio (original -1), um pH de 5,5 (original -1), uma concentração de 100 mg/L (original -1) e uma taxa de recirculação de 10% (original -1), tem-se para a lagoa facultativa:

$$\text{Sol. Suspensos} = 70 - 26,8 \cdot (-1) + 7,58 \cdot (-1) - 4,57 \cdot (+1) + 6,3 \cdot (-1) \cdot (-1)$$

$$\text{Sol. Suspensos} = 70 + 26,8 - 7,58 - 4,57 + 6,3 = 90,95$$

O modelo resultou num valor de 90,95% de eficiência na remoção de sólidos suspensos, enquanto que a execução de dois testes com as mesmas características resultou numa remoção de 88,78% e 77,12% (média de 82,95%).

Com a mesma configuração para a lagoa de maturação:

$$\text{Sol. Suspensos} = 61,87 + 7,79 \cdot (-1) + 7,93 \cdot (-1) - 6,25 \cdot (-1) + 3,12 \cdot (-1) - 5,02 \cdot (-1) \cdot (-1) + 1,97 \cdot (-1) \cdot (+1) + 4,35 \cdot (-1) \cdot (+1)$$

$$\text{Sol. Suspensos} = 61,87 - 7,79 - 7,93 + 6,25 - 3,12 - 5,02 - 1,97 - 4,35 = 37,94$$

O modelo resultou num valor de 37,94% de eficiência na remoção de sólidos em suspensão que, comparado aos testes com as mesmas características, mostra valor próximo aos obtidos (35,29% e 32,94%, média de 34,12%). Os resultados encontrados pelos modelos para a lagoa facultativa e de maturação foram próximos aos obtidos na execução dos testes.

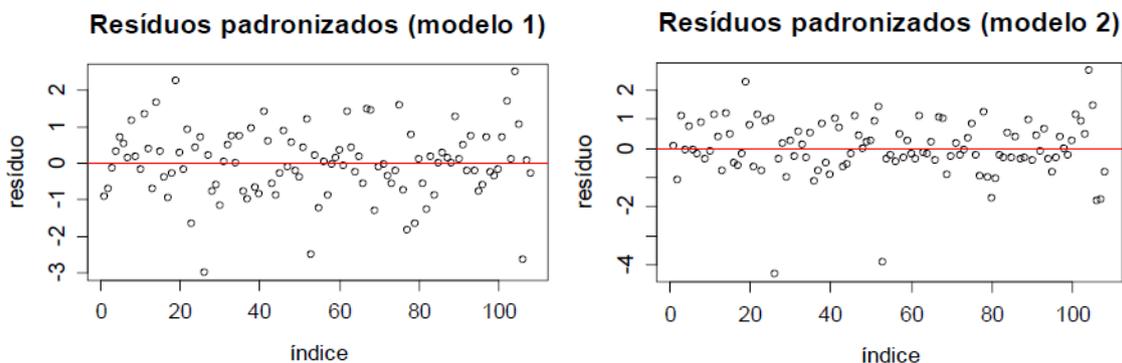
Utilizando-se software para determinação do valor máximo por procedimento iterativo, obtém-se para a lagoa facultativa simplesmente o uso de cloreto férrico em pH 5,5, resultando em eficiência de 93,5%. Para a lagoa de maturação, a configuração ótima seria cloreto férrico a uma concentração de 150 mg/l em pH 5,5 e com 30% de recirculação, resultando numa remoção de 98,3% de sólidos suspensos, resultado coerente com o gráfico obtido para o desempenho de acordo com o pH, mostrado no Apêndice 1. Nesse caso, o uso de polímero não altera a eficiência do processo, de forma que pode ser dispensado. Apesar desse valor ótimo, verifica-se o alto gasto de coagulante e energia para se realizar essa configuração. No entanto, menores concentrações e recirculação também resultam numa boa eficiência.

c) Cor

Os modelos encontrados para descrição da remoção de Cor foram mais complexos do que os anteriores, envolvendo praticamente todos os fatores. Apesar disso, para a lagoa facultativa o modelo 2 é bem mais simples do que o primeiro, apesar de desconsiderar somente a recirculação. O R^2 desse modelo ainda é alto, sem diferir muito do primeiro.

Analisando-se o gráfico de resíduos, verifica-se que a distribuição do modelo 2 está mais concentrada próximo a zero. Os gráficos dos resíduos para os modelos de cor da lagoa facultativa estão abaixo exibidos:

Figura 23 – Gráficos dos resíduos padronizados – Cor



Assim, o modelo escolhido para descrever o comportamento da remoção de cor nos experimentos realizados é:

$$\begin{aligned} Cor = & 76,33 - 16,96pH_L + 5,93coag - 2,12pH_Q + 5,53pH_L \cdot coag + 2,02coag \cdot pH_Q \\ & - 2,14pH_L \cdot poli_Q - 2,08pH_Q \cdot conc_L \end{aligned}$$

Apesar de esse modelo ter sido um pouco diferente dos anteriores, o pH e o coagulante e suas interações ainda aparecem como fatores de principal influência no processo de FAD para remoção de cor.

Para a lagoa de maturação, foi escolhido o modelo 1 que, assim como nos sólidos suspensos, é mais complexo mas apresenta melhor fidelidade, demonstrada pelo valor de R^2 e gráfico de resíduos. Dessa maneira, o modelo escolhido é:

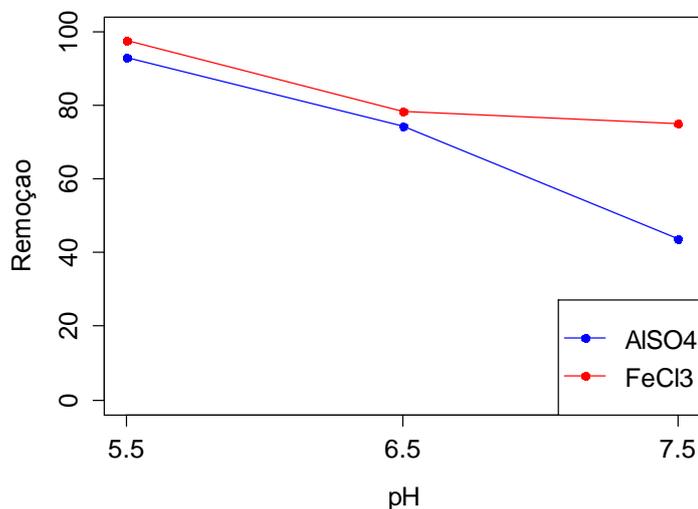
$$\begin{aligned} Cor = & 59,74 + 6,85conc_L - 3,44pH_L + 2,41coag + 3,13coag \cdot pH_Q - 4,36pH_L \cdot \\ & coag - 1,71conc_L \cdot poli_Q \end{aligned}$$

Analisando-se tais modelos com relação aos fatores que apresentam maior significância no processo, novamente destacam-se o pH linear e o coagulante para a lagoa facultativa e a concentração e a interação pH linear e tipo de coagulante para a lagoa de maturação.

Considerando tais fatores com maior influência, conclui-se que o menor valor de pH maximiza a remoção de cor na lagoa facultativa, assim como o uso da maior concentração de coagulante melhora o desempenho do processo na remoção de cor para a lagoa de maturação. O gráfico da Figura 24 demonstra a eficiência em

remoção de cor de acordo com o pH para os dois coagulantes para o efluente da lagoa facultativa.

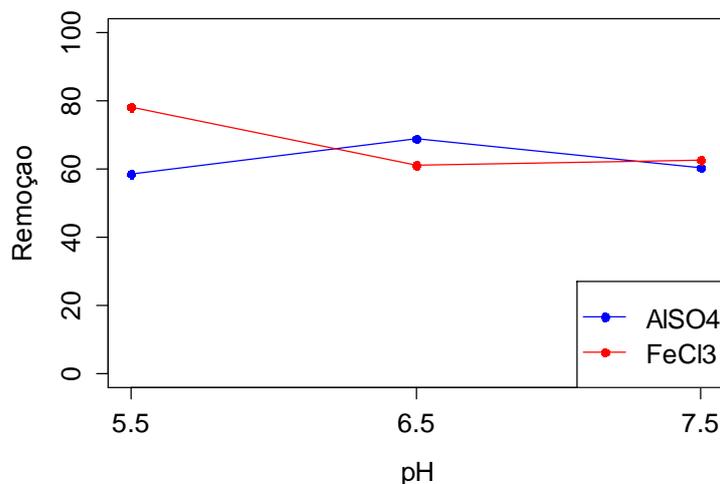
Figura 24 – Gráfico da influência do pH na remoção de Cor – facultativa



Uma vez que o modelo selecionado envolve muitos fatores, no desenvolvimento desse gráfico foi necessário fixar o polímero no nível -1, correspondente a não uso (0 mg/l), e a concentração, no nível -1, correspondente a 100 mg/l. Fazendo isso, consegue-se uma boa remoção, entre 90% e 100%, desde que o pH adotado seja de 5,5. Percebe-se que o coagulante FeCl_3 é um pouco melhor e apresenta menor decréscimo de eficiência quando do aumento do pH e o uso de baixas concentrações apresenta bons resultados.

Para desenhar o gráfico para a lagoa de maturação, foi considerada a máxima concentração de coagulante (150 mg/l) e a mínima quantidade de polímero (ausência – 0mg/l), mostrado na Figura 25:

Figura 25 - Gráfico da influência do pH na remoção de cor - maturação



Uma vez que o modelo obtido para cor envolve mais fatores, foi necessário fixar a concentração de coagulante e o polímero para desenvolver esse gráfico. Ele demonstra a melhor eficiência para o cloreto férrico em menor pH, apresentando eficiência de quase 80%, numa configuração de acordo com os resultados até agora apresentados. Para outras condições de concentração de coagulante e polímero, o comportamento foi parecido, sendo que o uso de 1 mg/l de polímero auxiliou no aumento da eficiência. Os gráficos podem ser vistos no Apêndice 1.

De posse dos modelos e das condições testadas, simula-se o resultado de remoção de cor para a lagoa facultativa para as características: coagulante sulfato de alumínio (original -1), um pH de 5,5 (original -1), uma concentração de 100 mg/L (original -1) e uma taxa de recirculação de 10% (original -1), tem-se:

$$Cor = 76,33 - 16,96 \cdot (-1) + 5,93 \cdot (-1) - 2,12 \cdot (+1) + 5,53 \cdot (-1) \cdot (-1) + 2,02 \cdot (-1) \cdot (+1) - 2,14 \cdot (-1) \cdot (+1) - 2,08 \cdot (+1) \cdot (-1)$$

$$Cor = 76,33 + 16,96 - 5,93 - 2,12 + 5,53 - 2,02 - 2,14 + 2,08 = 88,69$$

O modelo resultou num valor de 88,69% de eficiência na remoção de cor, enquanto que a execução de dois testes com as mesmas características resultou numa remoção de 89,75% e 82,65% (média de 86,2%), valores parecidos com o obtido pelo modelo.

Com a mesma configuração para a lagoa de maturação:

$$Cor = 59,74 + 6,85 \cdot (-1) - 3,44 \cdot (-1) + 2,41 \cdot (-1) + 3,13 \cdot (-1) \cdot (+1) - 4,36 \cdot (-1) \cdot (-1) - 1,71 \cdot (-1) \cdot (+1)$$

$$Cor = 59,74 - 6,85 + 3,44 - 2,41 - 3,13 - 4,36 + 1,71 = 48,1$$

O modelo resultou num valor de 48,1% de eficiência na remoção de cor que, comparado aos testes com as mesmas características, mostra valor próximo aos obtidos (43,59% e 42,67%, média de 43,13%). Os resultados encontrados para a lagoa facultativa e de maturação demonstram adequação do modelo no sentido de resultados com baixo erro em relação aos resultados dos testes.

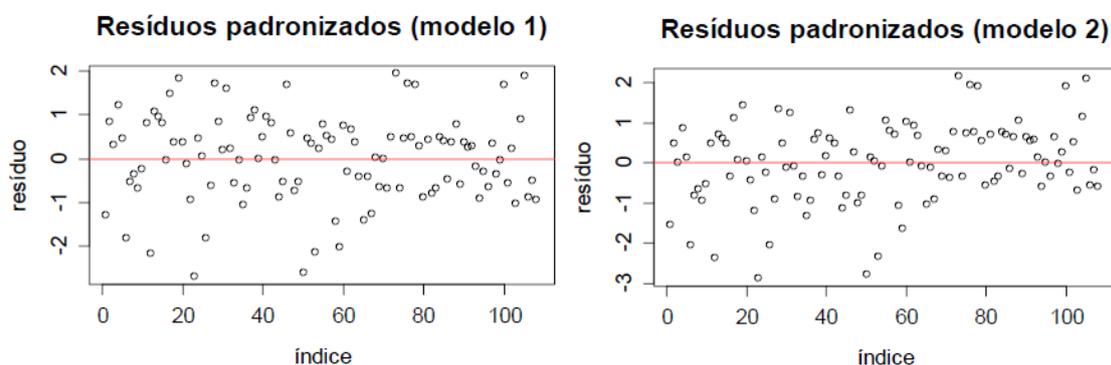
Utilizando-se software para determinação do valor máximo por procedimento iterativo, obtém-se para a lagoa facultativa a configuração: cloreto férrico a 100 mg/l em pH 5,5, resultando em eficiência de 97,8%. Para a lagoa de maturação, a configuração ótima seria cloreto férrico a uma concentração de 150 mg/l em pH 5,5 e 1 mg/l de polímero, configuração muito próxima da ótima obtida para remoção de sólidos suspensos, resultando numa eficiência de 83,36%. Apesar desse valor ótimo, verifica-se o alto gasto de coagulante e energia para se realizar essa configuração. No entanto, menores concentrações também resultam numa boa eficiência.

d) DQO

Os modelos encontrados para descrição da remoção de DQO na lagoa facultativa apresentaram R^2 baixo em relação aos modelos anteriormente citados. Os dois modelos encontrados são parecidos, sendo que o modelo 1 é um pouco melhor, envolvendo três dos fatores principais: coagulante, pH e concentração.

Analisando-se o gráfico de resíduos, verifica-se que as distribuições para ambos os modelos estão equivalentes, não tão próximas a zero quanto desejável. Apesar disso, ainda podem ser adotados para descrição do processo. Os gráficos dos resíduos para os modelos de DQO encontram-se a seguir:

Figura 26 – Gráficos dos resíduos padronizados – DQO



Assim, o modelo escolhido para descrever o comportamento da remoção de DQO nos experimentos realizados é:

$$DQO = 67,8 - 15,55pH_L - 5,43pH_Q + 3,91coag - 3,06 \cdot pH_Q \cdot conc_L$$

Uma vez mais, o modelo demonstra a importância do pH e do coagulante como fatores de influência na remoção de DQO pelo processo de coagulação, flotação e posterior flotação.

Para a lagoa de maturação, foi escolhido o modelo 1 que, além de ser mais simples do que o modelo 2, apresenta melhor fidelidade, demonstrada pelo valor de R^2 de 0,55. Dessa maneira, o modelo escolhido é:

$$DQO = 65,83 + 5,10coag + 5,24conc_L - 3,58pH_L - 9,27coag \cdot pH_L$$

Analisando-se tais modelos com relação aos fatores que apresentam maior significância no processo, novamente destacam-se o pH linear e o coagulante para a lagoa facultativa e o tipo de coagulante e a interação pH linear e tipo de coagulante para a lagoa de maturação.

Considerando tais fatores com maior influência, depreende-se que o menor valor de pH maximiza a remoção de cor na lagoa facultativa, assim como o modelo para a lagoa de maturação deixa claro que o uso de cloreto férrico em pH 5,5 melhora o desempenho do processo na remoção de cor para este tipo de efluente.

Simulando-se o resultado de remoção de DQO para as características: coagulante sulfato de alumínio (original -1), pH de 5,5 (original -1), concentração de

100 mg/L (original -1) e taxa de recirculação de 10% (original -1), tem-se para a lagoa facultativa:

$$DQO = 67,8 - 15,55 \cdot (-1) - 5,43 \cdot (+1) + 3,91 \cdot (-1) - 3,06 \cdot (+1) \cdot (-1)$$

$$DQO = 67,8 + 15,55 - 5,43 - 3,91 + 3,06 = 77,07$$

O modelo resultou num valor de 77,07% de eficiência na remoção de DQO, enquanto que a execução de dois testes com as mesmas características resultou numa remoção de 68,54%, valor relativamente próximo ao obtido pelo modelo.

Para a lagoa de maturação, tem-se, sob as mesmas condições:

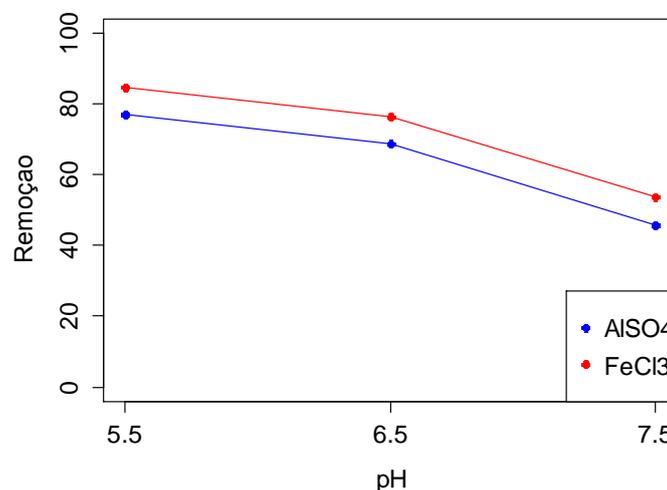
$$DQO = 65,83 + 5,10 \cdot (-1) + 5,24 \cdot (-1) - 3,58 \cdot (-1) - 9,27 \cdot (-1) \cdot (-1)$$

$$DQO = 65,83 - 5,10 - 5,24 + 3,58 - 9,27 = 49,8$$

O modelo resultou num valor de 49,8% de eficiência na remoção de DQO, enquanto que a execução de dois testes com as mesmas características resultou numa remoção de 34,5% (média de 49,5 e 19,5%), valores razoavelmente próximos aos obtidos pelo modelo.

O gráfico abaixo demonstra a eficiência em remoção de DQO de acordo com o pH para os dois coagulantes para a lagoa facultativa.

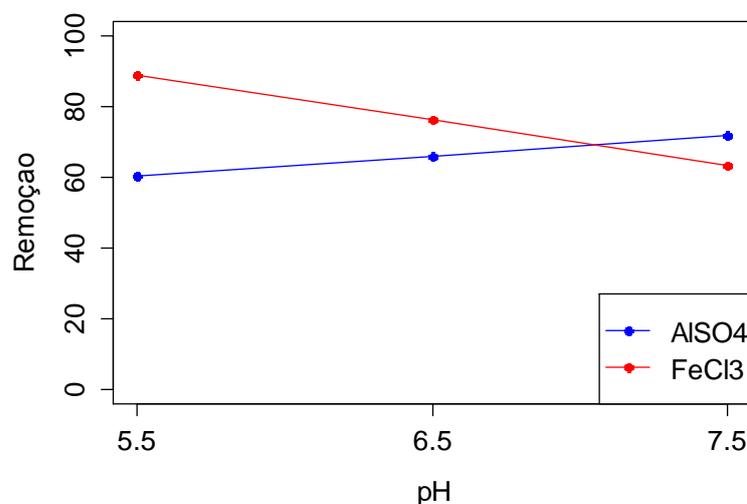
Figura 27 – Gráfico da influência do pH na remoção de DQO(100 mg/l) – facultativa



Uma vez que o modelo selecionado envolve a concentração de coagulante, esse gráfico foi feito fixando a menor concentração, ou seja, nível -1, 100 mg/l. Fazendo isso, consegue-se uma boa remoção, em torno de 80%, desde que o pH adotado seja de 5,5. Percebe-se que o coagulante FeCl_3 é um pouco melhor e apresenta menor decréscimo de eficiência quando do aumento do pH. Os resultados para outras concentrações apresentam comportamentos similares, como pode ser visto no apêndice 1, mas o uso de menores concentrações é mais rentável.

Para desenvolver o gráfico para a lagoa de maturação foi necessário escolher uma das concentrações de coagulante, que também tem influência no processo. No caso, foi escolhido 150 mg/l. Apesar disso, o processo apresentou comportamento parecido para todas as concentrações, diminuindo um pouco a eficiência, conforme pode ser visto no apêndice 1.

Figura 28 - Gráfico da influência do pH na remoção de DQO - maturação



De acordo com os modelos obtidos, utilizando-se procedimento iterativo para maximizar o resultado de remoção de DQO, para a lagoa facultativa, a configuração seria a utilização de cloreto férrico em pH 6,5 a uma concentração de 125 mg/l, resultando numa eficiência de 88,69%. No entanto, percebe-se que utilizando o mesmo coagulante num pH 5,5 e concentração menor, 100 mg/l, atinge-se eficiência próxima, de 84,89%, o que é vantajoso para economia de reagentes quando da utilização do processo em escala real.

Para a lagoa de maturação, a configuração que maximizaria a remoção de DQO seria pH 5,5, coagulante cloreto férrico e concentração de 150 mg/l, conforme apresentado a seguir:

$$DQO_{max} = 65,83 + 5,10 \cdot (+1) + 5,24 \cdot (+1) - 3,58 \cdot (-1) - 9,27 \cdot (+1) \cdot (-1)$$

$$DQO_{max} = 65,83 + 5,10 + 5,24 + 3,58 + 9,27 = 89,02$$

De fato, utilizando tais configurações (independente do valor de polímero e de recirculação), foram alcançadas altas taxas de remoção de DQO (acima de 90%, em média). Mais uma vez, percebe-se que o uso de menores concentrações também resultam numa remoção de DQO acima de 80%, com menor custo para a estação de tratamento.

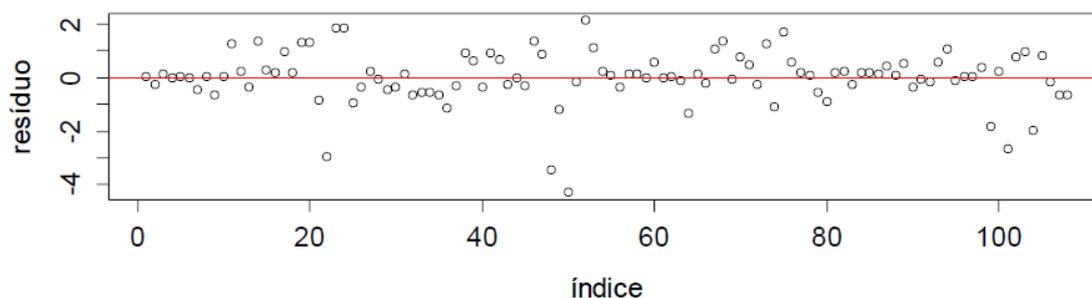
e) *Clorofila a*

O desenvolvimento do modelo para a variável clorofila para a lagoa facultativa resultou em apenas um modelo, pois foi mais difícil descrever o comportamento desse fenômeno através da regressão linear, de forma que foi encontrado um R^2 de 0,55 que, apesar de não ser o ideal, foi aceito e adotado:

$$\text{Clorofila } a = 82,45 - 13,42pH_L + 3,23pH_L \cdot conc_L$$

Apesar do R^2 baixo, o gráfico de resíduos demonstra uma distribuição próxima a zero, denunciando erros pequenos no modelo. O gráfico pode ser visualizado a seguir:

Figura 29 – Gráficos dos resíduos padronizados – Clorofila a



Apesar de, assim como na Cor, esse modelo ter sido um pouco diferente dos anteriores, o pH e sua interação com concentração de coagulante aparecem como fatores de principal influência no processo de FAD para remoção de clorofila a.

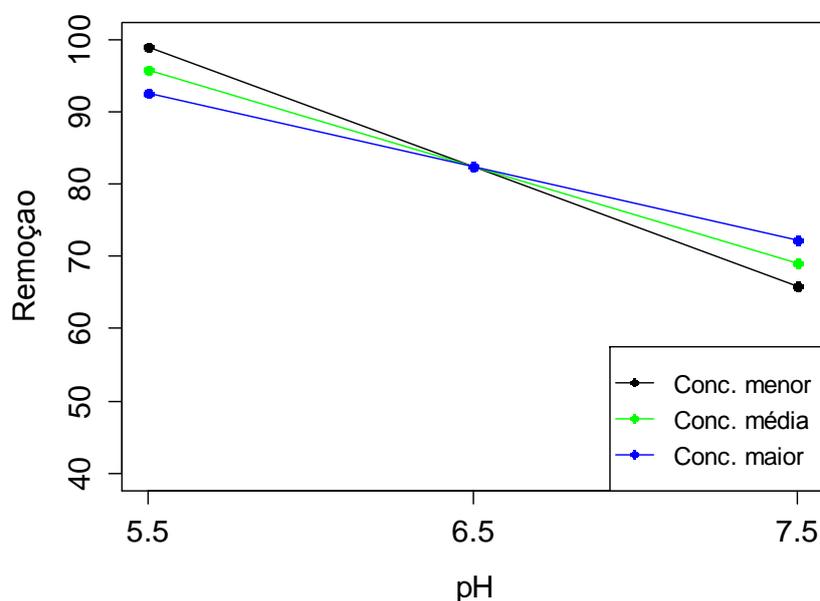
Já para a lagoa de maturação, foram obtidos dois modelos e, deles, foi escolhido o modelo 2 que possui o valor de R^2 um pouco menor do que o primeiro modelo, mas envolve menos fatores. Assim, o modelo escolhido é:

$$\text{Clorofila } a = 58,70 + 12,08\text{coag} + 5,24\text{pH}_Q - 12,05\text{pH}_Q \cdot \text{pH}_L$$

Para a lagoa de maturação, com relação aos fatores que apresentam maior significância no processo, destacam-se o tipo de coagulante e a interação do pH linear-pH quadrático, demonstrando a importância do pH para o processo.

Assim, de posse da informação sobre os fatores com maior influência, é possível também determinar qual dos valores testados maximiza a eficiência do processo. No primeiro caso, o pH é o fator com maior coeficiente (13,42) e, para que o resultado de eficiência seja maximizado, o pH linear deve apresentar valor -1, correspondente ao pH 5,5 nos experimentos utilizados. Nesse caso a eficiência não depende do tipo de coagulante, de forma que o gráfico seguinte mostra o comportamento da remoção de clorofila para as três concentrações testadas de acordo com o pH:

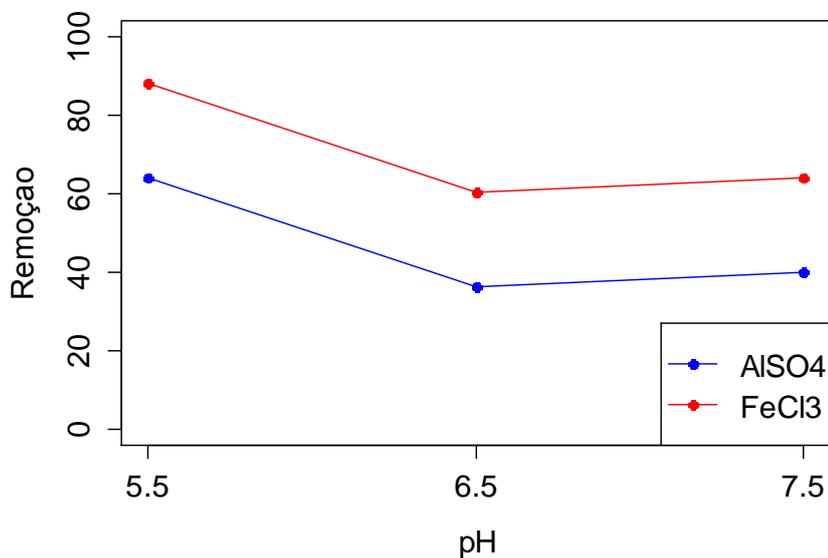
Figura 30 – Gráfico da influência do pH na remoção de clorofila a – facultativa



O gráfico mostra que a melhor remoção foi obtida para uso dos coagulantes num pH 5,5, e a menor concentração, nessa situação, foi a que apresentou melhor eficiência, de quase 100%. Utilizando-se procedimento iterativo, a configuração que maximizaria a eficiência seria exatamente o uso de 100 mg/l de coagulante em pH 5,5, resultando numa remoção de 99,1%, adequado ao mostrado no gráfico.

O gráfico para a lagoa de maturação está apresentado a seguir, levando em consideração os dois coagulantes e o seu comportamento de acordo com o pH:

Figura 31 - Gráfico da influência do pH na remoção de clorofila a – maturação



Esse gráfico demonstra a melhor eficiência para o cloreto férrico em menor pH, indo de acordo com os resultados até agora apresentados. O gráfico também pode ser útil para fazer estudos econômicos com relação à escolha de coagulantes e ao uso ou não de ácidos para correção do pH do efluente.

Simulando o resultado de remoção de clorofila a definindo-se os valores de pH e coagulante e aplicando-os no modelo, considerando as mesmas condições testadas anteriormente, ou seja: concentração de coagulante de 100 mg/l (original -1) e um pH de 5,5 (original -1), tem-se para a lagoa facultativa (polímero, recirculação e tipo de coagulante não são importantes nesse modelo):

$$\text{Clorofila } a = 82,45 - 13,42 \cdot (-1) + 3,23 \cdot (-1) \cdot (-1)$$

$$\text{Clorofila } a = 82,45 + 13,42 + 3,23 = 99,1$$

O modelo resultou num valor de 99,1% de eficiência na remoção de clorofila a, enquanto que a execução de dois testes com as mesmas características resultou numa remoção média de 89,85%, valor relativamente próximo ao obtido pelo modelo.

Com a mesma configuração para a lagoa de maturação:

$$\text{Clorofila } a = 58,70 + 12,08 \cdot (-1) + 5,24 \cdot (+1) - 12,05 \cdot (+1) \cdot (-1)$$

$$\text{Clorofila } a = 58,70 - 12,08 + 5,24 + 12,05 = 63,91$$

O modelo resultou num valor de 63,91% de eficiência na remoção de clorofila a, comparado aos testes com as mesmas características, mostra valor muito próximo aos obtidos (66,20% e 61,12%, média de 63,66%).

Utilizando-se software para determinação do valor máximo por procedimento iterativo, obtém-se para a lagoa facultativa simplesmente a configuração testada acima, ou seja, uso de sulfato de alumínio a um pH de 5,5, resultando numa eficiência de 99,1%. Para a lagoa de maturação, a configuração ótima seria cloreto férrico em pH 5,5, resultando numa remoção de 88,1% de clorofila a, de forma que pode ser usada a menor concentração de coagulante, sem polímero e menor recirculação de água saturada, representando economia do processo.

f) Conclusão da Análise da Influência dos Fatores

Ao fim dessa análise verifica-se que na grande maioria dos casos o pH e suas interações foram os fatores mais importantes na remoção de turbidez, sólidos suspensos, cor, DQO e clorofila "a" dos efluentes de lagoas facultativa e de maturação, sendo o pH de 5,5 o ideal para os coagulantes testados.

Também aparece em destaque o tipo de coagulante, tendo sido demonstrado estatisticamente que o cloreto férrico é o responsável pelas maiores eficiências. Considerando tal resultado, outra vantagem desse coagulante que pode-se citar, foi demonstrada por CHOW et al. (1998), cujos resultados afirmam que o uso do cloreto férrico não provocou a liberação das cianotoxinas na remoção de

cianobactérias.

Os resultados obtidos são similares às conclusões de Finch & Smith (1986), que encontraram que pH e a dose de coagulante são fatores significantes na remoção de coliformes fecais de uma lagoa de estabilização, onde eles obtiveram uma remoção de sólidos suspensos de 90%.

Outro estudo que pode ser citado foi realizado por Jun et al., em que os resultados mostram que o processo de coagulação é o que apresenta maior influência na boa eficiência do processo em geral, e o pH é o fator que aparece com maior influência.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização desse trabalho permitiu concluir que a flotação é um método eficaz para remoção de algas.

Na utilização do processo de flotação de efluentes de lagoa facultativa primária e de maturação utilizando dois coagulantes distintos, obteve-se maior eficiência na coagulação-floculação-flotação do efluente de lagoa facultativa com cloreto férrico, atingindo resultados acima de 90% de remoção de algas. O efluente da lagoa de maturação também teve suas eficiências melhores com o uso de cloreto férrico, mas houve menor remoção do que para a lagoa facultativa.

A perda de eficiência na maturação é explicada devido aos tipos de algas presentes nesse efluente, que podem ser menores, ou apresentar formatos que não favorecem a floculação ou até mesmo o contato com as microbolhas na flotação.

Também se conclui que, dentre as variáveis testadas, o pH e o tipo de coagulante são as variáveis mais significativas na eficiência do processo, mais especificamente o uso de cloreto férrico em pH 5,5 é a alternativa mais eficiente na remoção das algas.

Sabendo-se da influência dos fatores, é possível reduzir custos e conseguir eficiências satisfatórias, pois a adição de polímero ou o uso de taxas altas de recirculação ou da maior dose de coagulante testada não favorecem de forma considerável o processo.

No entanto, é possível que interações de outros fatores não testados, tais como gradiente e tempo de mistura, demonstrem resultados diferentes e contribuam ainda mais com o custo-benefício da flotação desse tipo de efluente.

É importante destacar que a adequação do modelo depende das características de cada efluente e ETE, de forma que sugere-se testes confirmatórios antes do uso dos modelos encontrados para diferentes lagoas.

Como sugestões de trabalhos futuros, deve ser pesquisada a influência dos íons metálicos nas algas presentes no efluente, tanto no tocante à liberação de substâncias tóxicas, que não são removidas pela flotação, bem como no próprio crescimento das microalgas, de maneira a avaliar a qualidade do efluente final do processo de pós-tratamento.

REFERÊNCIAS

AL-LAYLA, M. A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Effect of temperature on algal removal from wastewater stabilization ponds by alum coagulation. **Water Research**, n. 9, Great Britain: 1975.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington, D.C.: APHA, 2005.

ARAÚJO, A. L. C. Avaliação operacional e da eficiência de lagoas de estabilização no estado do RN: Programa de pesquisa em saúde e saneamento. Natal: FUNASA, 2011. Relatório Final de Projeto de Pesquisa.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/05. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: jul. 2012.

CENTURIONE FILHO, P. L.; DI BERNARDO, L. Ensaio de flotação e filtração em equipamento especial utilizando água natural proveniente de curso d'água eutrofizado. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28, 2002, **Anais elet...**, Cancun, 2002. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/i-004.pdf>>. Acesso em: mai. 2012.

CHOW, C. W. K. et al. The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. **Water Research**, v. 32, n. 3, 1998.

EDZWALD, J.K., WINGLER, B.J. Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. **Jour. Water SRT - Aqua**, v.39, p. 24-35, 1990.

FABRETI, A. A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FINCH, G. R.; SMITH, D. W. Batch coagulation of a lagoon for fecal coliform reductions. **Water Research**. v.20, n. 1, p. 105-112, 1986.

HAMADA, M.; WU, C. F. J. Analysis of designed experiments with complex aliasing. **IIQP Research Report**. RR-91-01. 1991.

JUN, S.; LI-KE, X.; HUI-PING, D. Enhanced coagulation/electro-flotation process for algae removal. In: Conference on Management and Service Science (MASS), **Anais...**, Wuhan, China, 2010.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; ALMEIDA, M. V. A. Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba. In: Congresso Internacional de Engenharia Sanitária y Ambiental. **Anais...**, Cancun, México, 2002.

KOTHANDARAMAN, V.; EVANS, R. L. Removal of algae from waste stabilization pond effluents: A state of the art. **Illinois State Water Survey Urbana**, 108, State of Illinois, 1972.

LIMA, M. F.; MOTTA FILHO, J. M.; FIOCRUZ. Influência da biomassa algal do efluente de uma estação de tratamento de esgoto no corpo receptor do canal da passagem. In: SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, Natal, RN, 2004.

LACERDA, M. R. S.; MARQUES, S. F. S.; BRANDÃO, C. C. S. A influência do pH de coagulação e do tempo de floculação na flotação por ar dissolvido de águas de baixa turbidez e com presença de algas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHBANOGLOUS, G., **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**. 4 ed. McGraw-Hill: 2004.

PENETRA, R.G. et al. Post-Treatment of Effluents from Anaerobic Reactor Treating

Domestic Sewage by Dissolved-Air Flotation. **Water Science Technology**, v. 40, n. 8, p. 137-143, 1999.

PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 17-25, 2011.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, [s.n.], 2012. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: jul. 2012.

RANCE BARE, W. F.; JONES, N. B.; MIDDLEBROOKS, E. J. Algae removal using dissolved air flotation. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 47, n. 1, p. 153-169, 1975.

SIM, T. S.; GOH, A.; BECKER, E. W. Comparison of centrifugation, dissolved air flotation and drum filtration techniques for harvesting sewage-grown algae. **Biomass**. v. 16, p. 51 – 62, 1988.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part I: The key operating conditions. **Separation and purification technology**, n. 52, 2006a.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Integration of dissolved gas flotation and nanofiltration for *M. aeruginosa* and associated microcystins removal. **Water Research**, v. 40, p. 3612-1620, 2006b.

TESSELE, F. et al. Polimento de efluentes de lagoa de estabilização por flotação a ar dissolvido. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental-CBESA. **Anais...**, Campo Grande, 2005.

VALADE, M. et al. Particle removal by flotation and filtration: pretreatments effects. **Jour. AWWA**, v. 88, n. 12, p. 35-47, 1996.

VASCONCELOS, V. M.; PEREIRA, E.. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). **Water Research**. v. 35, p. 1354–1357, 2001.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. 4. ed. New York: Springer, 2002.

VLASKI, A.; VAN BREEMEN, A. N.; ALAERTS, G. J. The algae problem in the Netherlands from a water treatment perspective. **Jour. Water SRT – Aqua**, v. 45, n.4, p. 184-194, 1996.

YAN, Y; JAMESON, G. J. Application of the Jameson Cell technology for algae and phosphorus removal from maturation ponds. **Int. J. Miner. Process**. v. 73, p. 23-28, 2004.

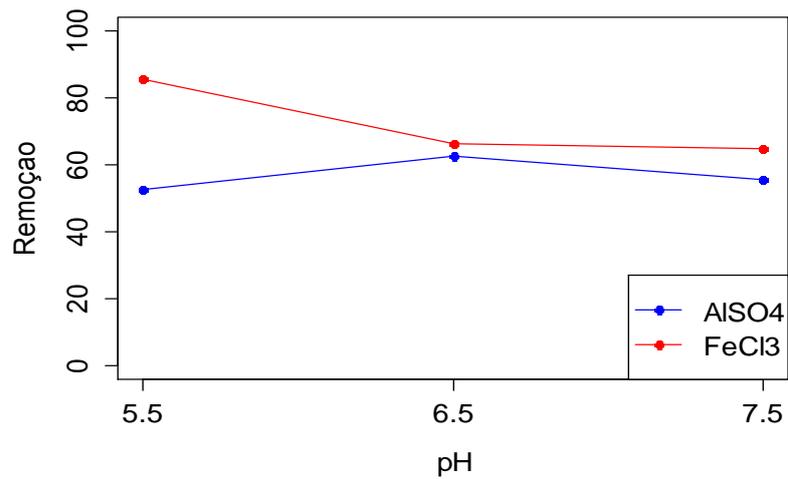
APÊNDICE A – Gráficos Extras

A seguir são mostrados os gráficos extras citados no texto.

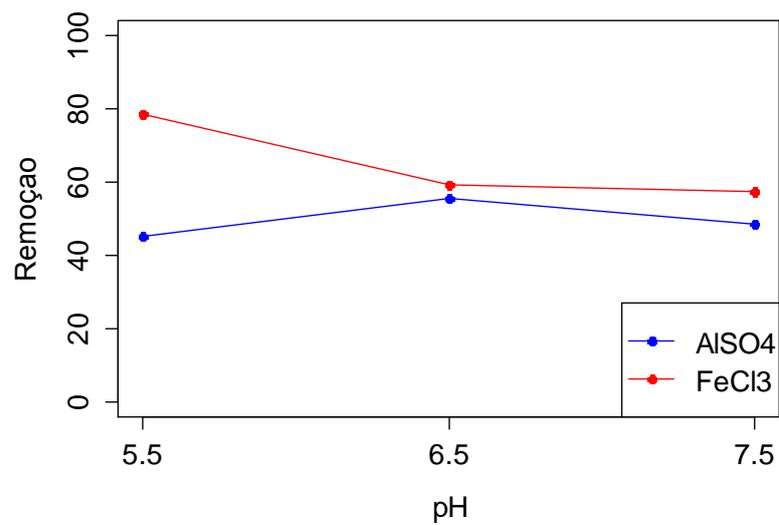
1 Lagoa de Maturação

1.1 Turbidez

- Fixando concentração média, sem polímero, e recirculação maior.

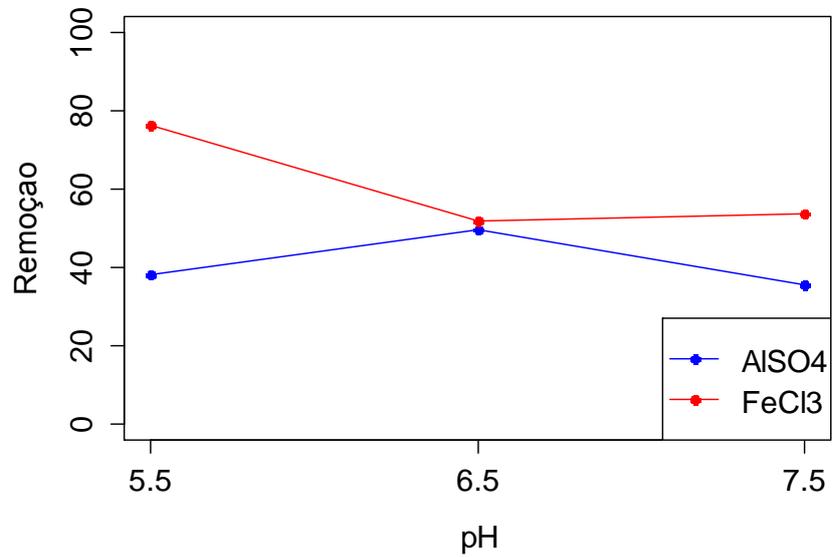


- Fixando concentração menor, sem polímero, e recirculação maior.
Coagulante cloreto com pH menor se destaca.

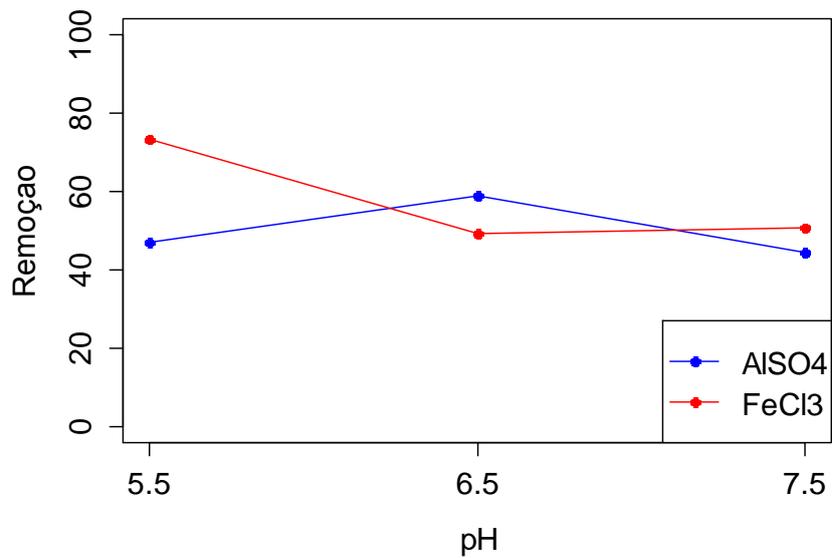


1.2 Sólidos Suspensos

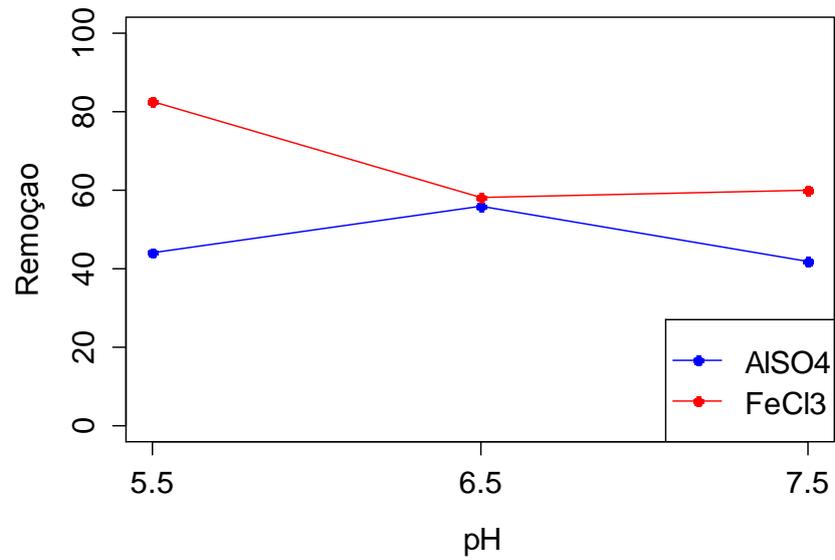
- Fixando concentração de 100 mg/L e 10% de recirculação.



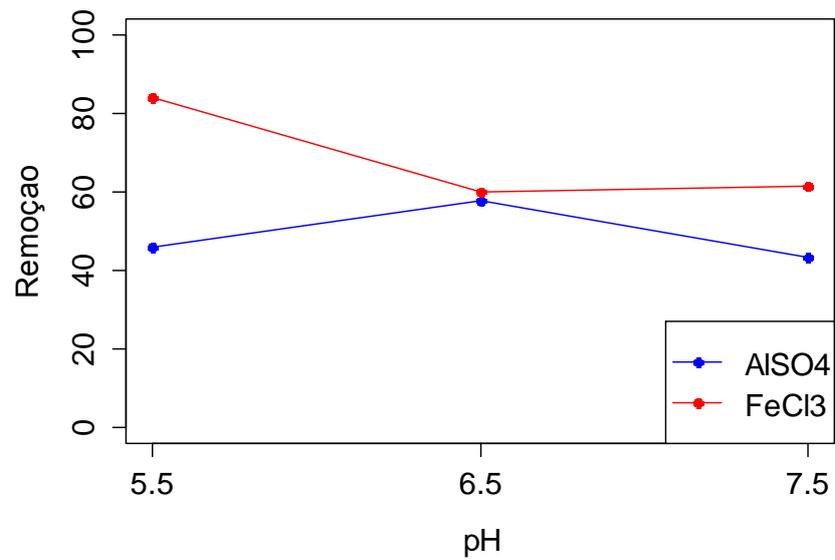
- Fixando concentração de 100 mg/L e recirculação de 20%.



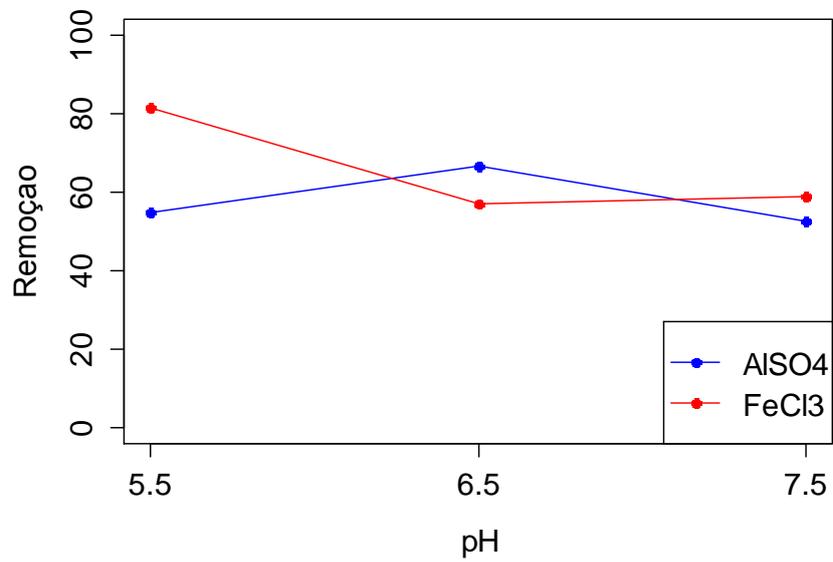
- Fixando concentração de 100 mg/L e recirculação de 30%.



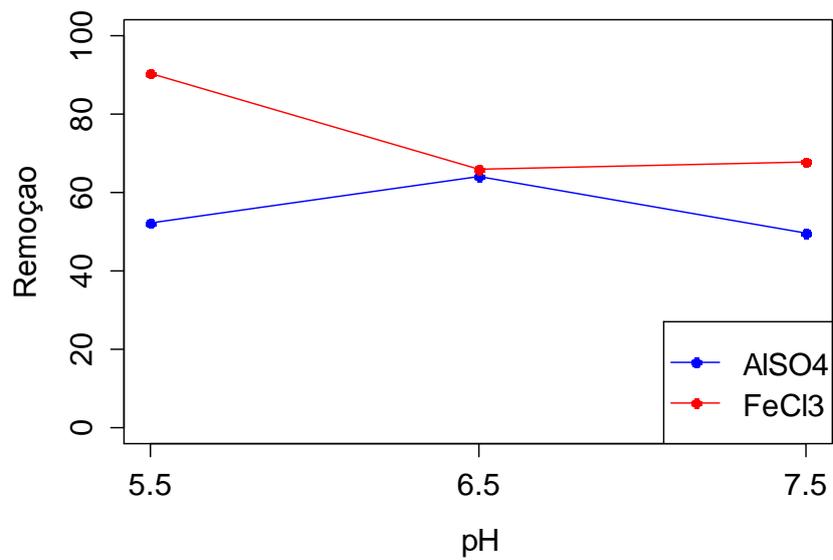
- Fixando concentração de 125 mg/L e recirculação de 10% (resultado idêntico ao anterior)



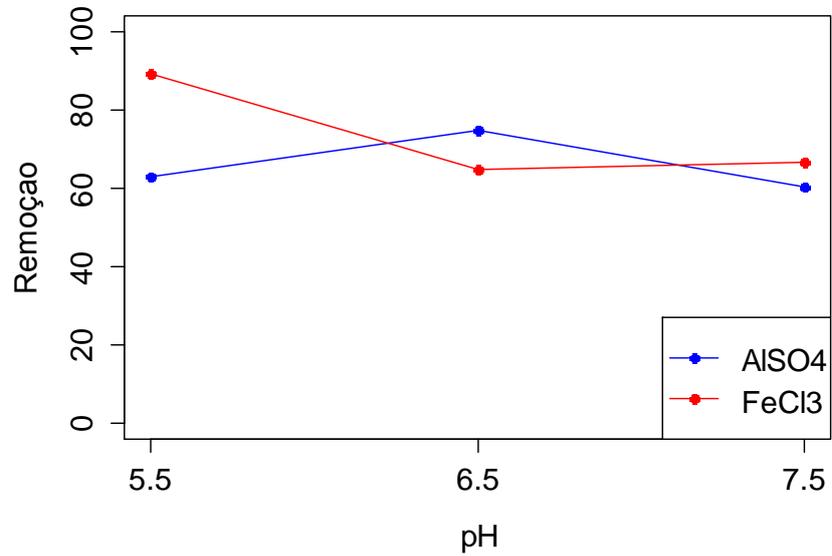
- Fixando concentração de 125 mg/L e recirculação de 20% (desempenho máximo levemente inferior ao anterior)



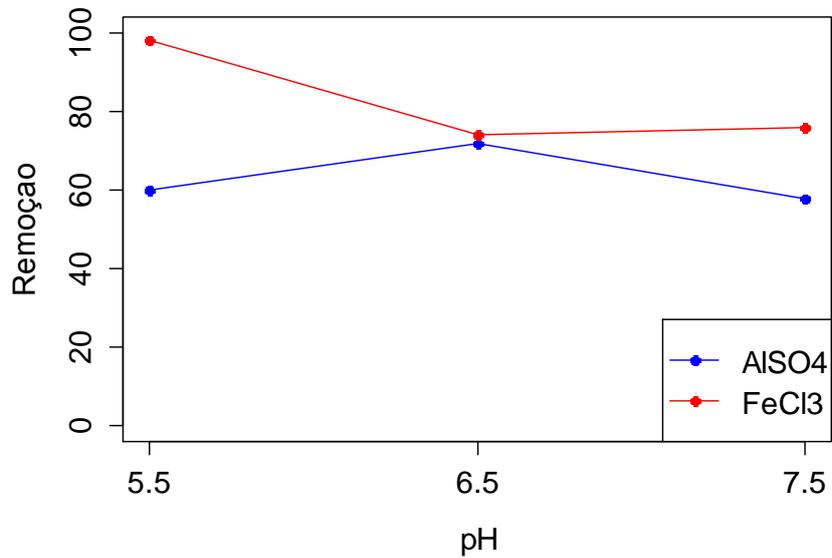
- Fixando concentração de 125 mg/L e recirculação de 30%



- Fixando concentração de 150 mg/L e recirculação de 20%

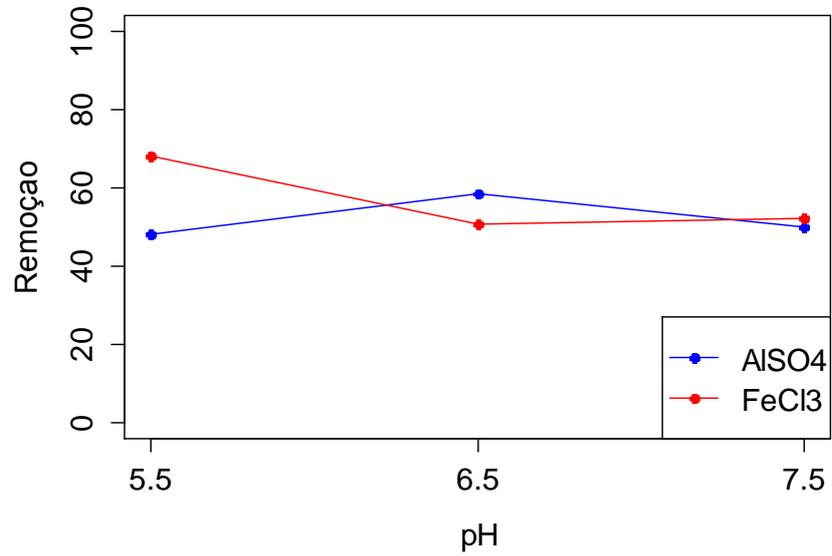


- Fixando concentração de 150 mg/L e recirculação de 30% (melhor desempenho máximo entre as 9 possibilidades)

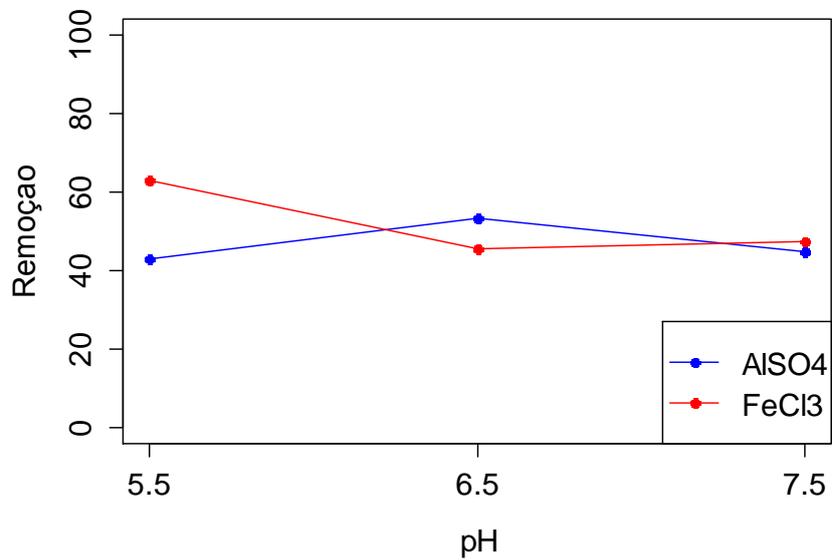


1.3 Cor

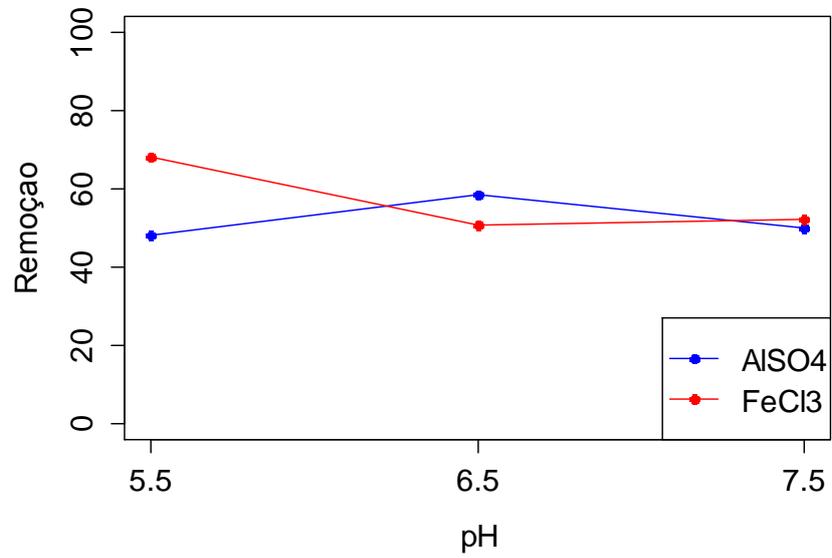
- Fixando concentração de 100 mg/L e 0 mg/L de polímero:



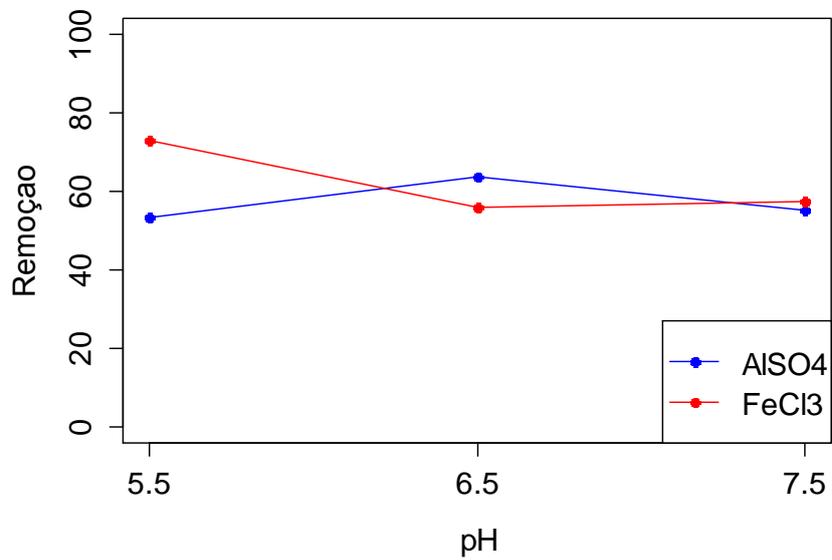
- Fixando concentração de 100 mg/L e 1 mg/L de polímero



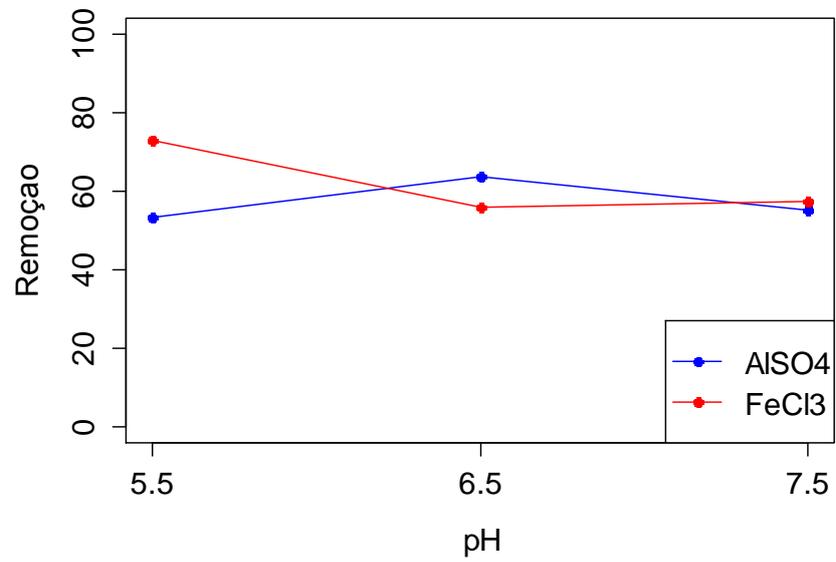
- Fixando concentração de 100 mg/L e 2 mg/L de polímero (resultado idêntico ao primeiro)



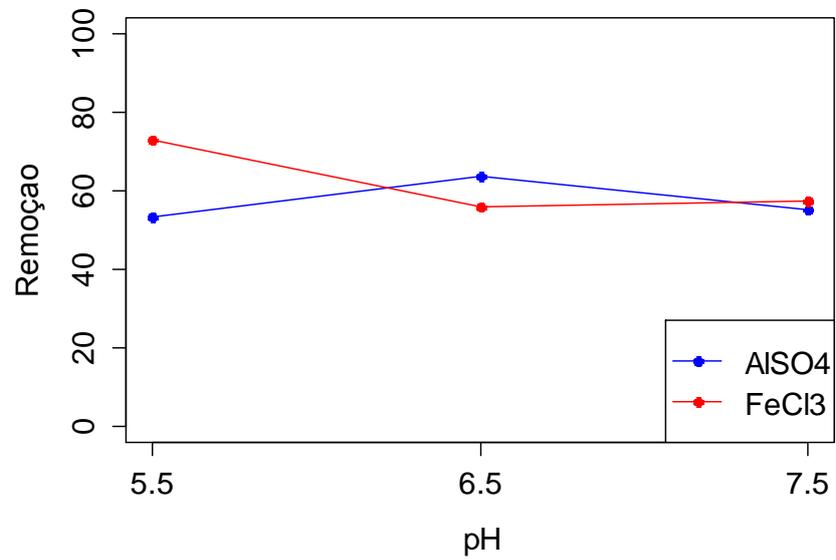
- Fixando concentração de 125 mg/L e 0 mg/L de polímero



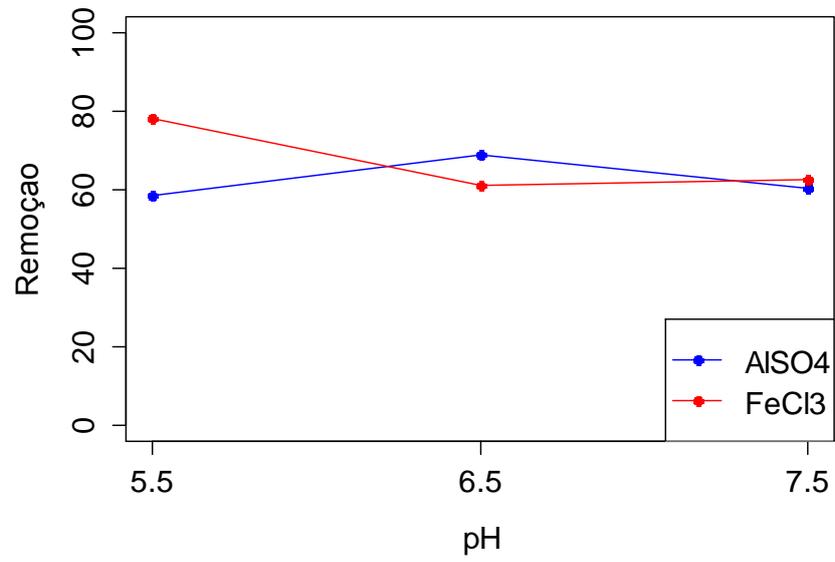
- Fixando concentração de 125mg/L e 1 mg/L de polímero



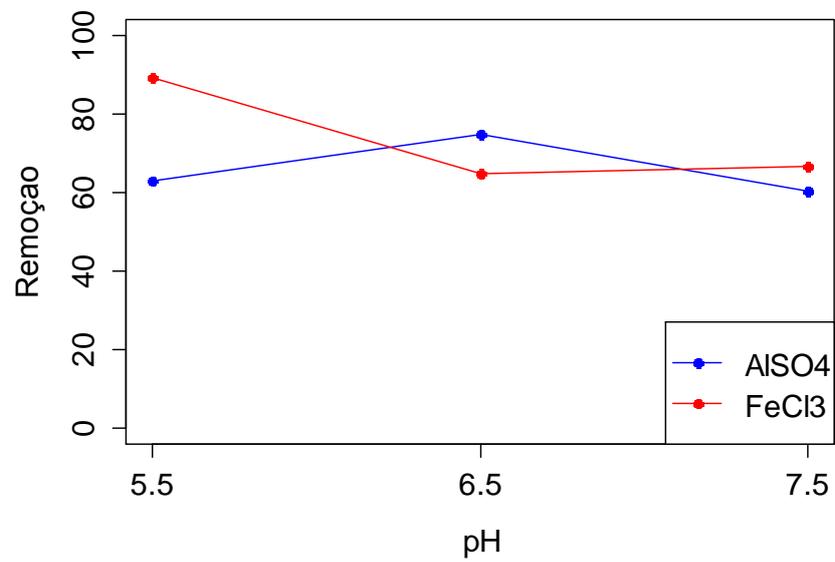
- Fixando concentração de 125 mg/L e 2 mg/L de polímero



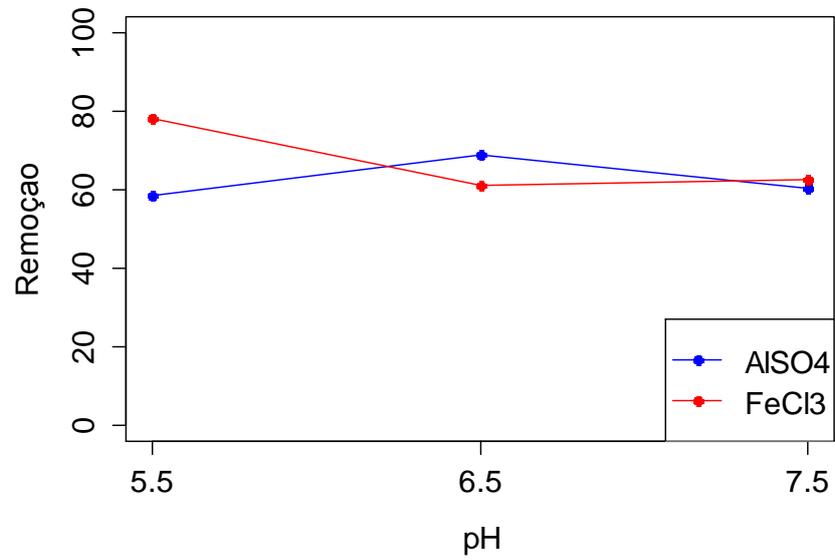
- Fixando concentração de 150 mg/L e 0 mg/L de polímero



- Fixando concentração de 150 mg/L e 1 mg/L de polímero

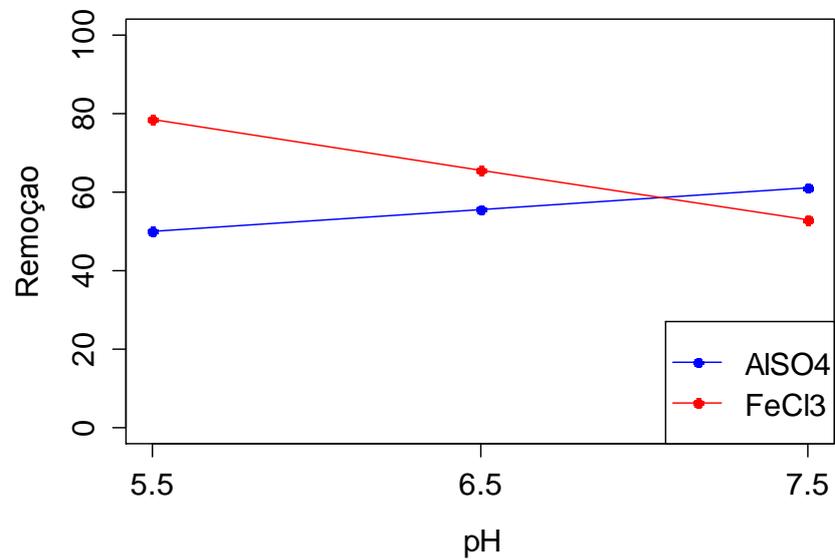


- Fixando concentração de 150 mg/L e 2 mg/L de polímero

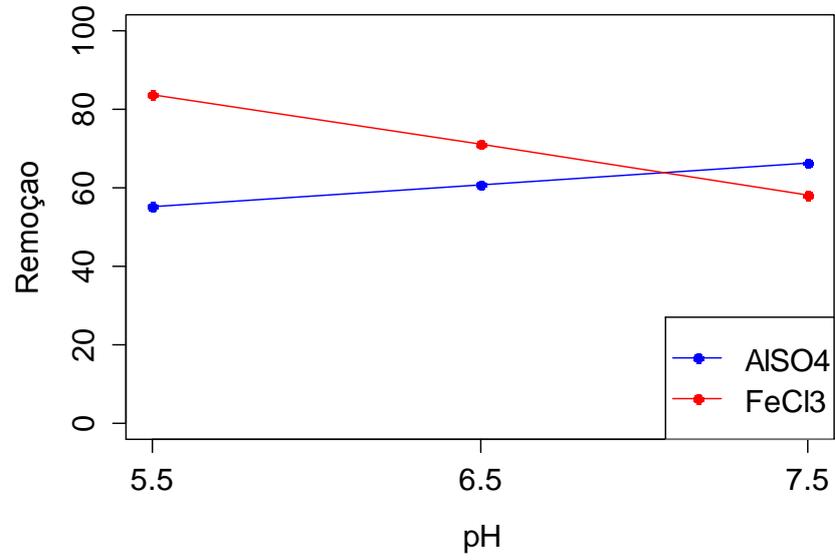


1.4 DQO

- Fixando concentração de 100 mg/L:



- Fixando concentração de 125 mg/L



- Fixando concentração de 150 mg/L

