

KARINA ESTHER VASQUEZ SANJUAN

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE ARSÊNIO NO TRATAMENTO
CONVENCIONAL DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2017

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

V335a
2017

Vasquez Sanjuan, Karina Esther, 1987-
Avaliação da remoção de arsênio no tratamento
convencional de água para consumo humano / Karina Esther
Vasquez Sanjuan. – Viçosa, MG, 2017.
xv, 156f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.96-107.

1. Água - Purificação - Coagulação. 2. Água - Consumo.
3. Água - Poluição. 4. Arsênio. I. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa de
Pós-graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22 ed. 628.1622

KARINA ESTHER VASQUEZ SANJUAN

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE ARSÊNIO NO TRATAMENTO
CONVENCIONAL DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**


Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 06 de março de 2017.


Ann Honor Mounteer


Walter Antônio Pereira Abrahão


Jaime Wilson Vargas de Mello
(Coorientador)


Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Agradeço principalmente a Deus, pela vida e a saúde, obrigada por me dar a força e a coragem para tornar este sonho realidade.

Aos meus pais, Mirtha Sanjuán e Francisco Vásquez, por serem meus exemplos de vida, pelo apoio incondicional e todo o amor do mundo. A fé de vocês em mim ensinou-me a ter fé em mim mesma. Vocês sempre me mostraram que as dificuldades encontradas pelo caminho só enaltecem a meta a ser alcançada.

Aos meus irmãos, Kathy e Tito, por sempre confiarem em mim. Sou grata pela força, amizade e amor incondicional, demonstradas em suas palavras de incentivo, que me ajudaram a não desistir mesmo quando tudo era complicado. Obrigada por todas as alegrias e risos que tiram de mim.

À minha sobrinha, Isabella, pelo carinho e ternura, por sentir minha falta nesta longa distância e por toda a felicidade que você me dá.

Ao professor Rafael Bastos, meus sinceros agradecimentos pela orientação para que este trabalho fosse encaminhado da melhor forma possível. Pela amizade, aprendizado, confiança e muita paciência. Obrigada por acreditar, incentivar e possibilitar que este momento se tornasse realidade em minha vida.

À Universidade Federal de Viçosa, através do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao professor Jaime Vargas de Mello, pela valiosa colaboração ao longo deste trabalho, estando sempre disponível e disposto a me ajudar.

Ao estagiário Raphael Rivadávia, que me acompanhou nos trabalhos de laboratório.

Ao pessoal que me auxiliou na execução das análises: aos técnicos de laboratório Janderson, Carlinhos e Priscila pela sua solicitude, e ao Renato Veloso por seu tempo.

À Divisão de Água e Esgoto da Universidade Federal de Viçosa (DAG-UFV), por toda infraestrutura disponibilizada para realização da pesquisa. Aos servidores da DAG-UFV pela disponibilidade, ajuda e apoio dispensados durante todo o trabalho, em especial ao João, Vitor, Gustavo, Cicero, José Geraldo, Vanderlei, Sebastião e Daniel.

Aos colegas da pós-graduação da ETA, em especial Larissa e Ivan, muito obrigada pela amizade, pelo apoio acadêmico e disponibilidade em me ajudar sempre que precisei.

Ao Guillermo por acreditar em mim, pelo incentivo e apoio em todas as decisões que tive de tomar ao longo do processo.

Á minha melhor amiga Maria Paulina, pela alegria do convívio, dedicação e cooperação prestada, obrigada por dividir comigo as angústias e alegrias.

Aos amigos feitos em Viçosa, pelos momentos de descontração, alegria, apoio e companhia, em especial ao Román pelo carinho, bons conselhos e força na reta final.

Enfim, a todos que contribuíram com este trabalho e que me apoiaram durante esta jornada, o meu muito obrigada. Ninguém vence sozinho!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO	1
Caracterização do problema	1
2. OBJETIVOS	5
2.1 Objetivo geral	5
2.2 Objetivos específicos	5
3 REVISÃO DE LITERATURA	6
3.1 O arsênio	6
3.1.1 Propriedades químicas do arsênio	7
3.1.2 Química do arsênio	8
3.1.2.1 Formas orgânicas e inorgânicas do arsênio	11
3.1.2.2 Metilação	12
3.2 Valor máximo permitido	12
3.3 Espécies concorrentes que interferem na remoção de arsênio	14
3.3.1 Silicatos	15
3.3.2 Sulfatos	16
3.3.3 Fosfatos	16
3.3.4 Matéria orgânica	17
3.4 Dinâmica ambiental	18
3.4.1 No ar	18
3.4.2 No solo	19
3.4.3 Na água	20
3.5 Toxicidade	21
3.6 Técnicas de tratamento de água utilizadas na remoção de arsênio	22
3.6.1 Osmose reversa	24
3.6.2 Troca iônica	25
3.6.3 Adsorção	26
3.6.4 Abrandamento com cal	28
3.6.5 Tratamento convencional	28
3.7 Coagulação	30

3.7.1	Aspectos gerais.....	30
3.7.2	Coagulantes	32
3.7.2.1	Sulfato de alumínio	32
3.7.2.2	Cloreto férrico	34
3.7.2.3	Hidroxiclreto de alumínio ou policloreto de alumínio (PAC)	35
3.7.3	Mecanismos de coagulação.....	36
3.7.3.1	Adsorção e neutralização de cargas	37
3.7.3.2	Varredura.....	38
3.7.3.3	Diagramas de coagulação.....	40
3.7.4	Coagulação melhorada	42
4	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1	Coleta, preservação e caracterização de amostras.....	43
4.2	Descrição do equipamento utilizado nos testes de bancada.....	43
4.3	Reagentes	45
4.4	Procedimento experimental.....	46
4.4.1	Preparo da água de estudo.....	48
4.4.2	Ensaio no equipamento estático (Jar Test)	49
4.4.3	Traçado dos diagramas.....	50
4.5	Análise estatística.....	51
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1	Caracterização da água bruta	52
5.2	Ensaio de coagulação/floculação/sedimentação	52
5.2.1	Água tipo I	52
5.2.1.1	Resultados dos ensaios com sulfato de alumínio	53
5.2.1.2	Resultados dos ensaios com PAC	57
5.2.1.3	Resultados dos ensaios com cloreto férrico	58
5.2.1.4	Resultados dos ensaios com a combinação de sulfato de alumínio e cloreto férrico	62
5.2.2	Água tipo II	65
5.2.2.1	Resultados dos ensaios com sulfato de alumínio	65
5.2.2.2	Resultados dos ensaios com PAC	68
5.2.2.3	Resultados dos ensaios com cloreto férrico	70
5.2.2.4	Resultados dos ensaios com a combinação de sulfato de alumínio e cloreto férrico.....	72
5.3	Análise de regressão.....	73

5.3.1	Sulfato de alumínio	74
5.3.2	PAC.....	77
5.3.3	Cloreto férrico	80
5.3.4	Mistura	84
5.4	Relações entre dose de coagulante e concentrações de ferro e alumínio remanescentes	87
5.5	Considerações finais – comparação entre coagulantes	91
5.5.1	Para água tipo IA.....	91
5.5.2	Para água tipo IB	92
5.5.3	Para água tipo IIA	93
5.5.4	Para água tipo IIB.....	93
6	CONCLUSÕES	95
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	96
	APÊNDICE.....	108

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Diagrama de especiação do arsênio em função do pH-Eh no sistema As-O ₂ -H ₂ O a 25 °C e 1 bar. Fonte: SMEDLEY e KINNINBURGH (2002).	9
Figura 2 - Especiação química do arsenito e arseniato como função do pH. Fonte: SMEDLEY e KINNINBURGH (2002).	10
Figura 3 - Algumas etapas do processo de tratamento da água em ciclo completo. Fonte: BENITEZ <i>et al.</i> , 2008.	29
Figura 4 - Processo de coagulação: (a) repulsão entre partículas, (b) adição do coagulante e carga positiva nas partículas, (c) atração entre partículas pela nova configuração das cargas, (d) formação de flocos. Fonte: CARRO, 2009.	31
Figura 5 - Diagrama de solubilidade do alumínio. Fonte: SNOEYINK, 1980.	33
Figura 6 - Diagrama de solubilidade do cloreto férrico. Fonte: SNOEYINK, 1980.	35
Figura 7 - Diagrama de solubilidade teórica do PAC em água deionizada. Fonte: PERNITSKY e EDWALD (2006).	36
Figura 8 - Diagrama de coagulação com o sulfato de alumínio. Fonte: Adaptado de Amirtharajah e Mills (1982).	41
Figura 9 - Diagrama de coagulação do cloreto férrico. Fonte: Johnson e Amirtharajah (1983).	42
Figura 10 - Aparato experimental utilizado nos ensaios (para etapas de coagulação-floculação-sedimentação do ciclo completo).	44
Figura 11 - Fluxograma com as etapas do estudo.	48
Figura 12 - Características das amostras de água usadas no experimento.	49
Figura 13 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de sulfato de alumínio (mg/L).	54
Figura 14 - Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de sulfato de alumínio (mg/L).	56

Figura 15 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de PAC (mg/L).....	57
Figura 16 - Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de PAC (mg/L).....	58
Figura 17 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de cloreto férrico (mg/L).....	60
Figura 18 Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de cloreto férrico (mg/L).....	62
Figura 19 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).....	64
Figura 20 - Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).....	65
Figura 21 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose do sulfato de alumínio (mg/L).....	67
Figura 22 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose do sulfato de alumínio (mg/L).....	67
Figura 23 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação em função do pH inicial e da dose do PAC (mg/L).....	68
Figura 24 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação em função do pH inicial e da dose do PAC (mg/L).....	69
Figura 25 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação em função do pH inicial e da dose do cloreto férrico (mg/L).....	71
Figura 26 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação em função do pH inicial e da dose do cloreto férrico (mg/L).....	71
Figura 27 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).....	72
Figura 28 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).....	73

Figura 29 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando é usado sulfato de alumínio como coagulante.	75
Figura 30 - Interação entre as variáveis $[As]_{inicial}$ e pH do experimento realizado usando como coagulante o sulfato de alumínio (turbidez baixa).	75
Figura 31 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando é usado sulfato de alumínio como coagulante.	76
Figura 32 - Interação entre as variáveis $[As]_{inicial}$ e pH do experimento usando como coagulante o sulfato de alumínio.....	76
Figura 33 - Interação entre as variáveis concentração inicial de arsênio, pH e dose para água com turbidez baixa e usando PAC como coagulante.	77
Figura 34 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado PAC como coagulante.....	78
Figura 35 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante o PAC (turbidez baixa).	78
Figura 36- Interação entre as variáveis concentração inicial de arsênio, pH e dose para água com turbidez alta e usando PAC como coagulante.	79
Figura 37- Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado PAC como coagulante (turbidez alta).....	80
Figura 38 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante o PAC (turbidez alta).	80
Figura 39 - Interação das variáveis concentração inicial de arsênio e dose quando foi usado cloreto como coagulante (turbidez baixa).....	81
Figura 40 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuíram para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado cloreto férrico como coagulante (turbidez baixa).	81

Figura 41 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante o cloreto férrico (turbidez baixa).	82
Figura 42- Interação entre as variáveis concentração inicial de arsênio e dose, para os ensaios com cloreto férrico como coagulante (turbidez alta).....	83
Figura 43- Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado cloreto férrico (turbidez alta).	83
Figura 44 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio tendo cloreto férrico como coagulante (turbidez alta).	84
Figura 45 - Interação entre as variáveis pH e dose do experimento realizado usando como coagulante a mistura (turbidez baixa).	85
Figura 46 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usada a mistura de coagulantes (turbidez baixa).....	85
Figura 47 - Interação entre as variáveis turbidez e pH do experimento realizado usando como coagulante a mistura (turbidez alta).	86
Figura 48 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem ao modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usada a mistura de coagulantes.....	86
Figura 49 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante a mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico.	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas de alguns compostos de arsênio.	7
Tabela 2 - Relação de equipamentos e materiais utilizados.....	45
Tabela 3 - Relação dos produtos químicos utilizados em cada etapa do experimento. ..	46
Tabela 4 - Parâmetros operacionais da pesquisa para as águas tipo I e II empregados nos ensaios.	50
Tabela 5 - Caracterização da água bruta utilizada no estudo (Tipo I e II).....	52

RESUMO

SANJUAN, Karina Esther Vasquez, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2017. **Avaliação da remoção de arsênio no tratamento convencional de água para consumo humano.** Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Coorientador: Jaime Wilson Vargas de Mello.

Neste trabalho, avaliou-se a remoção de arsênio (As) no tratamento convencional de água para consumo humano com o objetivo de se saber se, com este tratamento, é possível conseguir concentrações de arsênio remanescentes menores ou iguais ao valor máximo permitido (VMP) estabelecido pela legislação brasileira para a água potável (10 µg/L). Em conjunto, analisou-se o mecanismo de coagulação que impera na(s) região(ões) de maior eficiência de remoção de arsênio. Para desenvolvimento do estudo, trabalhou-se com os coagulantes sulfato de alumínio, policloreto de alumínio (PAC), cloreto férrico e uma mistura de dois destes coagulantes (50% de sulfato de alumínio e 50% de cloreto férrico) em ensaios de bancada para representar as etapas de coagulação/floculação/sedimentação com o *Jar Test*. Com o intuito de se obter amostras com turbidez alta (≥ 100 uT) e baixa (< 30 uT), coletou-se as águas que foram objeto do estudo em datas diferentes. Foram testadas duas concentrações iniciais de arsênio, 50 e 500 µg/L, seis doses de coagulantes e sete pH iniciais da água bruta, para cada um dos coagulantes usados. O estudo mostrou que, em amostras de água com concentração de arsênio igual ou inferior a 50 µg/L, tanto para turbidez inicial alta quanto baixa, foi possível diminuir a concentração dessa substância para valores inferiores ao VMP. O sulfato de alumínio foi o coagulante com melhor desempenho para águas com turbidez inicial baixa, tendo sido possível identificar três regiões no diagrama de coagulação referentes a diferentes mecanismos de coagulação: região de combinação dos mecanismos de varredura e adsorção, de corona e de varredura. As águas de turbidez alta reagiram melhor à mistura de coagulantes e os mecanismos de coagulação atuantes foram a reestabilização, adsorção-neutralização de cargas e varredura, sendo o arsênio removido por adsorção-coprecipitação nos hidróxidos formados. Em águas com concentração inicial de arsênio de 500 µg/L, apenas o sulfato de alumínio conseguiu atingir o VMP, nas condições de pH igual a 8 e dose de coagulante na faixa de 20 a 25 mg/L. Para águas com turbidez baixa, o mecanismo de coagulação foi a varredura, que possibilita maior formação de hidróxido de alumínio precipitado capaz de remover o ânion arsenato dissolvido por coprecipitação-adsorção. Para águas com turbidez alta, a remoção de As foi elevada ($>98\%$) quando foram utilizados como coagulantes o cloreto

férrico e a mistura, obtendo-se melhores resultados com este último. Os mecanismos de coagulação identificados foram adsorção e varredura.

ABSTRACT

SANJUAN, Karina Esther Vasquez, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2017. **Evaluation of arsenic removal in the conventional treatment of water for human consumption.** Adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Co-adviser: Jaime Wilson Vargas de Mello.

In this work, arsenic (As) removal in conventional drinking water treatment was evaluated, in order to know if this treatment, it able to achieve residual arsenic concentrations below the maximum contaminant level (MCL) established in the Brazilian drinking water standard (10 µg/L), and analyze the coagulation mechanism that prevails in the regions with the highest efficiency of arsenic removal. To develop the study, the following coagulants were used: aluminum sulphate, polyaluminium chloride, ferric chloride and a 1:1 mixture of aluminum sulphate and ferric chloride in jar tests to represent coagulation/flocculation/sedimentation steps of conventional water treatment. The waters used in this study were collected on different dates, with monthly frequency between August and December of the year 2015 in order to obtain samples with low (less than 30 NTU) and high (higher than or equal to 100 NTU) turbidity. Two initial concentrations of arsenic (50 and 500 µg/L), six coagulant dose (5 to 30 mg/L) and seven initial raw water pH (4 to 8) values were tested for each of the coagulants used. The study showed that it was possible to reduce As concentration below the maximum contaminant level in water samples containing up to 50 µg/L for the coagulants tested regardless of the turbidity. Aluminum sulphate was the best performing coagulant for waters with low turbidity and it was possible to identify three regions in the coagulation diagram obtained, referring to different coagulation mechanisms: combination of adsorption and sweep coagulation region, the corona region and, sweep coagulation. For water with high turbidity, the coagulant mixture was better than the other coagulants and the coagulation mechanisms were: restabilization, adsorption-destabilization and sweep coagulation, with arsenic removed through adsorption and coprecipitation with hydroxide flocs formed. In waters with initial arsenic concentration of 500 µg/L, only aluminum sulphate was able to reach the maximum contaminant level at pH 8 and doses of 20 - 25 mg/L. For low turbidity waters, the coagulation mechanism was the sweep, where there was greater formation of aluminum hydroxide able to remove the dissolved arsenate anion by coprecipitation-adsorption. For water with high turbidity, the removal of arsenic was high (> 98 %) when ferric chloride and the mixture were used as coagulants, obtaining better results

with the latter. In this case, the coagulation mechanisms identified were adsorption and sweep coagulation.

1. INTRODUÇÃO

Caracterização do problema

Os problemas de saúde causados pela presença de arsênio (As) no ambiente têm sido uma das principais inquietações por anos devido à sua elevada toxicidade aguda e crônica. A contaminação das águas subterrâneas e superficiais por arsênio em todo o mundo é uma questão muito delicada e que preocupa a comunidade científica dado seu poder cancerígeno e neurotóxico. A Agência para Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças do Departamento de Saúde dos Estados Unidos (ATSDR, 2005) classifica as substâncias mais perigosas para a saúde humana e, desde 1997, o arsênio é o primeiro da lista, o que mostra a importância e a necessidade de estudos envolvendo este elemento.

O arsênio pode ser encontrado no ambiente em forma natural ou como resultado da atividade industrial e antropogênica (MANDAL; SUZUKI, 2002). Embora a problemática da água com arsênio seja principalmente devido à sua presença natural, não é conveniente ignorar a contribuição ao aumento da sua concentração que pode ser causada pela atividade humana. A contaminação das águas superficiais por arsênio é principalmente devida ao intemperismo das rochas, reações geoquímicas, contato de sedimentos contendo arsênio com os aquíferos, descargas de resíduos industriais, emissões vulcânicas, fertilizantes, operações de mineração e fundição. Dentre as atividades antrópicas de maior impacto ao meio ambiente, destaca-se a mineração, atividade que é muito importante no Brasil e em especial no estado de Minas Gerais.

O arsênio é encontrado em águas naturais em concentrações muito baixas e variáveis. As concentrações de As em águas naturais são da ordem de 1 a 10 µg/L e de 100 a mais de 50000 µg/L em áreas com influências significativas de mineralização e atividade mineira. No ambiente aquático, aumento na concentração de arsênio é resultado do despejo direto de resíduos nos cursos d'água e de ações antrópicas que liberam o arsênio presente no solo, possibilitando, assim, que esse elemento seja drenado e atinja os rios, lagos e as águas subterrâneas (MANDAL; SUZUKI, 2002).

O arsênio é um elemento bastante estudado por diversos ramos da ciência por apresentar particularidades, tais como toxidez e dinâmica no ambiente que o distinguem dos demais elementos químicos tóxicos. No meio ambiente, pode ser encontrado formando compostos inorgânicos e orgânicos. Em águas naturais, o arsênio ocorre principalmente em formas inorgânicas como arsenito (As III) ou arsenato (As V).

A mobilidade do As no ambiente depende, em grande parte, das características do ambiente geoquímico, principalmente das condições de pH e potencial redox (Eh), e dos equilíbrios de adsorção e dessorção, estes controlados pelas matrizes mineral e orgânica dos solos e sedimentos (ALMEIDA, 2009). Por estar presente na forma de ânion, sua mobilidade no ambiente aumenta com o aumento do pH, ao contrário do que ocorre com a maioria dos elementos traço tóxicos encontrados na forma catiônica (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+}), os quais se tornam menos móveis com o aumento do pH. Também se verifica que muitos elementos tóxicos são imobilizados em condições redutoras; diferente deles, o As se distingue por ser relativamente móvel nestas condições (ASSIS, 2010).

Recentemente, a maior preocupação acerca desse elemento refere-se à sua concentração em águas superficiais e subterrâneas para consumo humano. Quando presente nestas águas, por processos naturais e atividades antrópicas, o consumo de água potável representa a principal fonte de exposição ao arsênio inorgânico.

A liberação de arsênio no ambiente merece destaque, pois tem causado graves problemas de saúde no âmbito mundial. São bem conhecidos casos em países como Índia e sul de Bangladesh, onde cerca de 100 milhões de pessoas foram afetadas por ingerir águas de poços contaminados por As (DAVE, 1996). No entanto, diversos outros países apresentam risco de contaminação da população por As, principalmente nas regiões de exploração de ouro, prata, cobre e carvão. Há registros de exposição ao arsênio predominantemente em áreas de mineração atuais ou pretéritas nos EUA, México, Argentina (MOHAN; PITTMAN, 2007) e no Brasil. Em Minas Gerais, na região do Quadrilátero Ferrífero, foram encontrados sinais de contaminação por arsênio nos solos, e na água de consumo de moradores dos municípios de Santa Bárbara e Nova Lima. Devido à mineralização da arsenopirita com concentrações de arsênio médias acima de 100 mg/kg no solos e 100 mg/L na água nesta região, o As constitui um risco à saúde principalmente de crianças e jovens. Em localidades próximas ao município de Nova Lima foram encontradas concentrações relativamente altas de As na urina de crianças (MELLO *et al.*, 2006; MATSCHULLAT *et al.*, 2000).

Os casos antes mencionados geraram a necessidade de revisão dos limites seguros de concentração de arsênio em águas para consumo humano e de avaliação da situação mundial da contaminação de águas, principalmente subterrâneas, por As. Diante de evidências ecotoxicológicas e de risco à saúde humana, em 1993, a Organização Mundial de Saúde reduziu o valor máximo aceitável de As na água

destinada ao consumo humano de 50 µg/L para 10 µg/L em grande parte devido a seu poder carcinogênico e letal. Apesar disso, existem muitas áreas contaminadas, especialmente por rejeitos de mineração, que extrapolam esses limites.

A exposição não ocupacional ao arsênio ocorre principalmente por ingestão de alimentos e água. A exposição ambiental por via inalatória é considerada mínima. O arsênio está presente em quantidades-traço em todos os alimentos e as concentrações mais elevadas geralmente são encontradas em frutos do mar, carnes e grãos, com teores mais baixos em derivados do leite, vegetais e frutas. No entanto, peixes, frutas e legumes contêm, principalmente, arsênio orgânico (menos tóxico) e apenas 10% de arsênio inorgânico (alta toxicidade), embora em outros alimentos, como leite, cereais e carne de porco, se tenha uma situação inversa em termos de concentração de arsênio orgânico e inorgânico (CETESB, 2012).

De acordo com a *United States Environmental Protection Agency* - USEPA (2000), o consumo de águas poluídas e a ingestão de solos contaminados são os principais modos de intoxicação humana por arsênio, o que resulta em efeitos tóxicos. Esses efeitos são dependentes também do tempo de exposição, o que pode ocasionar diferentes patologias. Os efeitos podem ser carcinogênicos (exemplo: câncer de pele, pulmão, próstata, bexiga, rim e fígado), associados à exposição crônica, ou não carcinogênicos (exemplo: patologias cutâneas, gastrintestinais, cardiovasculares, hematológicas, pulmonares, neurológicas, endocrinológicas, reprodutivas e de desenvolvimento, como abortos espontâneos e fetos com baixo peso), que podem ser associados a exposições crônicas ou agudas (NRC, 1999; USEPA, 2000; WHO, 2001). Não existe uma definição universal das doenças causadas pelo arsênio, o que dificulta a avaliação da sua carga para a saúde. Da mesma forma, não há um método para distinguir os casos de câncer causados por arsênio dos induzidos por outros fatores, de modo que se carece de uma estimativa confiável da magnitude do problema a nível mundial.

A remoção de arsênio da água é um assunto importante em todo o mundo, e recentemente tem atraído grandes atenções e sido objeto de muitos estudos. O aumento das concentrações de arsênio nos diversos cursos d'água, associado ao efeito tóxico, torna evidente a necessidade do desenvolvimento de métodos ou tecnologias capazes de remover arsênio do meio aquático. Existem várias tecnologias que estão disponíveis para a remoção de arsênio da água contaminada em grandes estações de tratamento. As mais utilizadas incluem coagulação, adsorção, abrandamento, troca iônica e separação

por membranas. Os métodos mencionados são principalmente efetivos para a remoção do íon arsenato.

Os métodos de coagulação-floculação são os mais comumente utilizados em sistemas de grande escala em estações que utilizam o tratamento convencional (também chamado de ciclo completo), mas não exclusivamente para remover arsênio. A coagulação pode efetivamente remover arsênio da água, além de muitos componentes suspensos e dissolvidos, nomeadamente turbidez, cor, fosfato e flúor. Produtos químicos (coagulantes) comumente usados nessa técnica são os sais de alumínio, tais como sulfato de alumínio, e os sais férricos, tais como cloreto férrico, em função de seu baixo custo e relativa facilidade de manipulação. Na remoção do arsênio por este processo, os coagulantes transformam arsênio dissolvido em um sólido insolúvel precipitado. O arsênio dissolvido pode também ser adsorvido sobre sítios da superfície do hidróxido sólido e ser coprecipitado com outras espécies que precipitam (MONDAL; MAJUMDER; MOHANTY, 2006). Os mecanismos de remoção de As dependem de uma série de fatores, como pH (PIERCE; MOORE, 1982), potencial redox (Eh), temperatura, tempo de contato e presença de compostos orgânicos (PALLIER *et al.*, 2010). Posteriormente, para completar as etapas do tratamento convencional, os sólidos podem ser removidos através de sedimentação e/ou filtração.

Em vista do que foi apresentado, este trabalho visa encontrar regiões de maior eficiência de remoção de arsênio de acordo com quatro parâmetros: concentração inicial de arsênio da água bruta, tipo de coagulante, dose de coagulante e pH inicial da água bruta, usando diagramas de coagulação com curvas de isoeffiência de remoção e tendo como parâmetro de resposta a remoção de arsênio. Uma vez encontradas as regiões de maior eficiência, foi considerado e discutido o tipo de mecanismo de coagulação que age nas ditas condições e que fornece as características específicas que levam ao desenvolvimento de um processo eficiente e eficaz.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de remoção de arsênio por meio do tratamento convencional de água para consumo humano.

2.2 Objetivos específicos

- Investigar eficiências de remoção de arsenato de águas de abastecimento quando são utilizados sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio (PAC) como agentes coagulantes no tratamento convencional.
- Investigar eficiências de remoção de arsenato de águas de abastecimento quando se utiliza uma mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico como agente coagulante no tratamento convencional.
- Analisar o mecanismo de coagulação que impera na(s) região(ões) de maior eficiência encontrada(s) no processo.
- Pesquisar a relação entre doses ótimas de coagulantes e a concentração inicial de arsênio da água bruta para obter elevadas eficiências de remoção de arsênio.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 O arsênio

O arsênio (do latim *arsenium*, do grego *arsenikos* = potente) é um elemento natural da crosta terrestre amplamente distribuído por todo o meio ambiente, estando presente no ar, na água e na terra. Alberto Magno se dedicou aos estudos do arsênio em 1250, sendo esse elemento descrito pela primeira vez por Paracelso por volta de 1520 d.C. a partir da redução de compostos de arsênio (PRADO, 2008). Sua presença em mais de 200 minerais lhe garante a vigésima posição entre os elementos mais abundantes na natureza, o 14° na água do mar e o 12° no corpo humano. Possui três formas alotrópicas: amarelo, preto e cinza. A forma metálica cinza é a mais estável e a mais comum (SILVA, 2005).

Muito antes de as atividades humanas terem algum efeito no balanço natural, o arsênio era distribuído uniformemente através da crosta terrestre nos compartimentos solo, sedimento, água, ar e organismos vivos (MANDAL e SUZUKI, 2002). Em águas naturais, os compostos de As encontram-se normalmente variando de 0,1 a 2,0 µg/L, podendo atingir valores de até 150 µg/L, dependendo do contexto geoquímico e da atividade antropogênica (BARRA e SANTOS, 2001). Águas de drenagem provenientes de áreas de mineração onde ocorrem sulfetos podem conter de 100 a 5000 µg/L de As, valores estes encontrados por Deschamps e Matschullat (2007) no Estado de Minas Gerais.

A atmosfera contém de $0,8 \times 10^6$ kg a $1,74 \times 10^6$ kg de As total (WALSH, DUCE e FASCHING, 1979; CHILVERS e PETERSON, 1987). Aproximadamente 85% deste As se encontra localizado no hemisfério norte, devido ao número mais elevado de países industrializados (MATSCHULLAT, 2000).

Como dito anteriormente, o arsênio ocorre naturalmente em aproximadamente 200 diferentes formas minerais, das quais 60% são arsenatos, 20% sulfetos e sulfossais e os 20% restantes incluem arsenitos, óxidos, silicatos e arsênio elementar (SILVA, 2005). A forma elementar do arsênio não é solúvel em água (WHO, 2001).

Os principais minerais de As são arsenopirita (FeAsS), realgar (AsS) e ouropigmento (As₂S₃), sendo o mais comum desses a arsenopirita (WHO, 2001; MANDAL e SUZUKI, 2002). Este mineral é o mais comumente encontrado no Estado de Minas Gerais associado a outros minerais originados por hidrotermalismo, onde a exploração de ouro é comum (DESCHAMPS e MATSCHULLAT, 2007).

O arsênio é utilizado em várias atividades humanas como medicina, agricultura, indústria e metalurgia. Também é empregado na produção de vidros, produtos eletrônicos, conservação de madeiras e pesticidas (BARRA *et al.*, 2000; JAIN e ALI, 2000; SAKUMA, CAPITANI e TIGLEA, 2003). Compostos contendo arsênio já foram utilizados no tratamento de doenças como anemias (GONTIGO e BITTENCOURT, 2005), e atualmente, ressurge como uma das drogas empregadas no tratamento da leucemia promielocítica aguda (CASTRO Jr *et al.*, 2002; DEGOS, 2003).

3.1.1 Propriedades químicas do arsênio

O arsênio é um elemento químico de símbolo As, encontrado no grupo 15 da classificação periódica dos elementos; por ocupar essa posição, possui propriedades intermediárias entre metais e não-metais (metaloídes), embora por sua eletronegatividade e energia de ionização predominem as características de metaloide, com maior tendência a formar ânions do que cátions. Seu número atômico é 33, tem massa atômica de 74,9 g/mol, densidade de 5,7 g/cm³ e sublima a 613°C.

O arsênio é normalmente ligado de forma covalente à maioria dos metais e não metais e pode formar parte de moléculas orgânicas estáveis (BARAN, 1995), apresentando-se em estado sólido principalmente na forma de sulfetos. Na Tabela 1 são apresentadas as propriedades físico-químicas de alguns compostos de arsênio.

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas de alguns compostos de arsênio.

Composto	Fórmula	Peso mol. (g)	cor	Estado físico	Solubilidade em água
Arsênio molecular	As	74,92	cinza	sólido	Insolúvel
Trióxido de As	As ₂ O ₃	197,84	branco	sólido	37g/L (20°C)
Pentóxido de As	As ₂ O ₅	229,84	cinza	sólido	1,5g/L (16°C)
Arsenobetaina	(CH ₃) ₃ As ⁺ CH ₂ COO ⁻	178,06	----	sólido	----
Ácido dimetilarsínico	(CH ₃) ₂ AsH	138,00	incolor	sólido	660g/L (25°C)
Ácido monometilarsônico	CH ₃ AsH ₂	139,97	branco	sólido	solúvel

Fonte: ATSDR, 2000 *apud* PRADO, 2008.

3.1.2 Química do arsênio

A química do arsênio é complexa, devido às grandes diferenças que existem entre as propriedades dos seus compostos de origem natural e antropogênica. As propriedades físicas, químicas e biológicas são dependentes da forma química em que o elemento está presente. O arsênio existe na natureza numa ampla variedade de formas químicas, incluindo espécies orgânicas e inorgânicas, como resultado de sua participação em complexos biológicos, processos químicos e algumas aplicações industriais (HOWARD e HUNT, 1993).

O arsênio dispõe de quatro estados de oxidação em condições normais, sendo os mais comuns os estados trivalente $\text{As}(+3)$ e pentavalente $\text{As}(+5)$. A oxidação do arsênio elementar (As^0) pode resultar em arsenato (As^{+5}) e arsenito (As^{+3}), e sua redução em arsina (As^{-3}) (SIMON *et al.*, 1999).

Nas águas superficiais e subterrâneas, os estados de oxidação comumente encontrados são arsenato e arsenito, sendo o pH o parâmetro determinante de suas propriedades. O As^{+5} prevalece em águas superficiais com alto teor de oxigênio (condições aeróbias), enquanto que, sob condições redutoras, geralmente nos sedimentos de lagos ou em águas subterrâneas anaeróbias, é mais provável encontrar espécies de As^{+3} . O arsenito pode ocorrer mesmo em águas de ambientes oxidantes, como resultado de redução biológica do As^{+5} (AURILLO, MASON e HEMOND, 1994) e devido à cinética lenta da reação de oxidação direta pelo O_2 (MASSCHELEYN, DELAUNE e PATRICK JR, 1991). Nas águas naturais, o arsênio também pode ocorrer como íon monometilarsônico (MMA) e íon dimetilarsínico (DMA). Em águas marinhas, de lagoas, lagos e onde houver possibilidade de biometilação, arsenito e arsenato ocorrem junto com MMA e DMA (ANDERSON, THOMPSON e CULBARD, 1986). Já as arsinas e metilarsinas correspondem ao estado de oxidação -3 e são instáveis em condições oxidantes.

No intervalo de pH natural da água, as espécies de As^{+5} estão carregadas negativamente e as espécies de As^{+3} são eletricamente neutras. Em pH de 4 a 10, o As^{+5} está carregado negativamente, o que explica a maior eficiência de remoção dessa forma nos sistemas tratamento de águas, em comparação com o As^{+3} que, nesses valores de pH, não tem carga. As condições que favorecem a oxidação química e biológica induzem a mudança para espécies pentavalentes e, inversamente, aquelas que favorecem a redução alteram o equilíbrio para o estado trivalente.

A Figura 1 apresenta o diagrama Eh-pH para o sistema As-H₂O-O₂ que mostra as formas em que o arsênio pode permanecer estável na água. O As⁺⁵ é apresentado como H₃AsO₄, sendo seus correspondentes produtos de dissociação H₂AsO₄⁻, HAsO₄²⁻ e AsO₄³⁻. Para valores de pH entre 2 e 11 há as duas primeiras formas, e para valores maiores que 11, aparece na última forma (AsO₄³⁻); as formas H₃AsO₄⁰ e AsO₄³⁻ podem estar presentes em condições extremamente ácidas ou alcalinas, respectivamente. Já o As⁺³ é apresentado como H₃AsO₃ para valores abaixo de pH 9,2, e seus produtos de dissociação são H₂AsO₃⁻, HAsO₃²⁻ e AsO₃³⁻, os quais apresentam-se estáveis em valores de pH entre 9 -12, 12-14 e maiores que 14 respectivamente. Como se pode evidenciar, o potencial redox e o pH são os fatores mais importantes no controle da especiação de As (ALMEIDA, 2009). A Figura 2 mostra a especiação de arsenito e arsenato como função do pH.

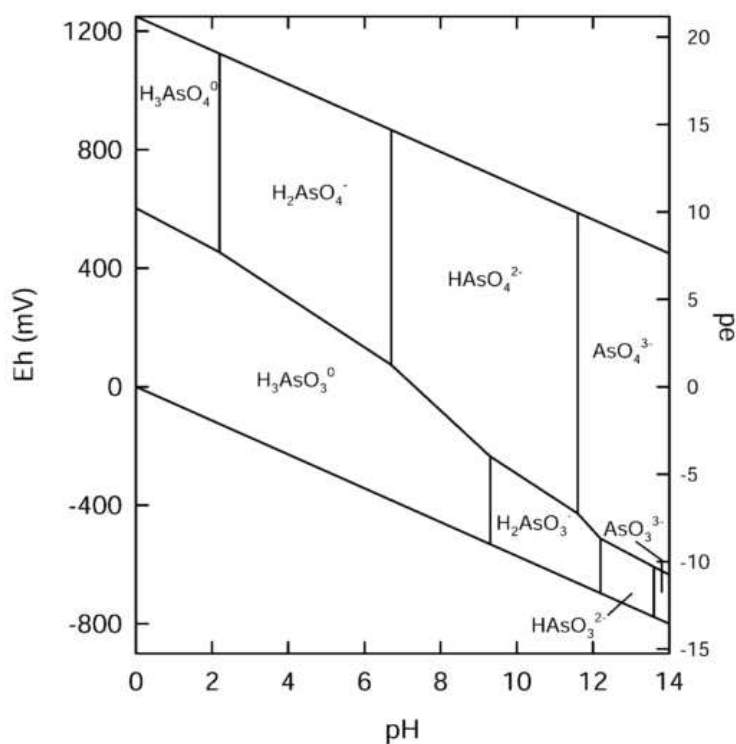


Figura 1 - Diagrama de especiação do arsênio em função do pH-Eh no sistema As-O₂-H₂O a 25 °C e 1 bar. Fonte: SMEDLEY e KINNINBURGH (2002).

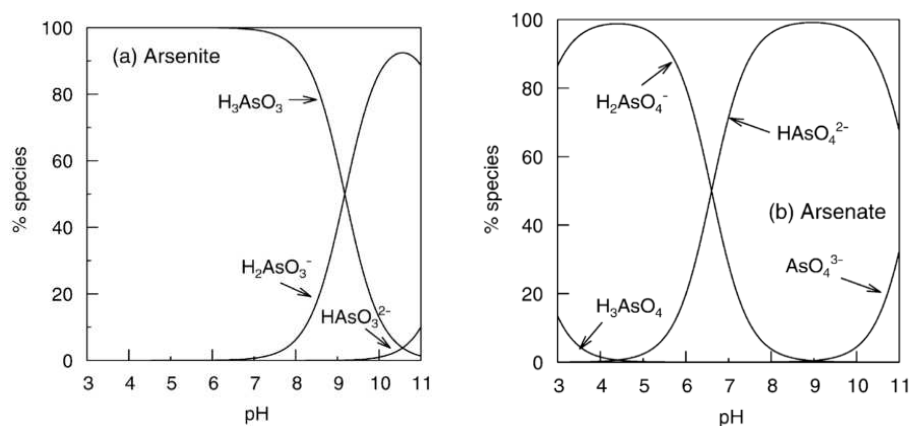
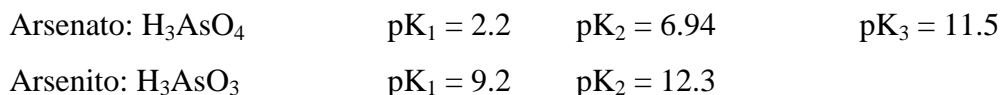


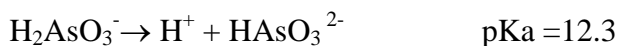
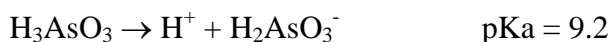
Figura 2 - Especificação química do arsenito e arseniato como função do pH. Fonte: SMEDLEY e KINNINBURGH (2002).

Os ânions complexos H_3AsO_3 , $H_2AsO_3^-$, $HAsO_4^{2-}$ e AsO_4^{3-} são as formas móveis mais comuns de As, sendo adsorvidos na faixa de pH entre 7 e 9. O comportamento dos ânions arsenato ($H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$, AsO_4^{3-}) é semelhante ao dos fosfatos e vanadatos (FRANKENBERGER JR e WILLIAM, 2002; DESCHAMPS e MATSCHULLAT, 2007).

A ionização do arsênio é expressa pela constante de dissociação, pKa, cujos valores para o arsenato e arsenito são:

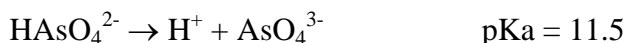
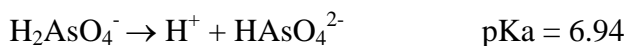
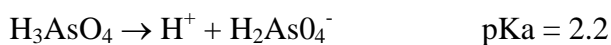


O As^{+3} é encontrado como alguma forma de ácido arsenioso que ioniza de acordo com as equações:



(pKa é o pH no qual a dissociação do reagente está 50% completa.)

O As^{+5} é normalmente encontrado na água como ácido arsênico, que ioniza de acordo com as equações:



Uma revisão da Figura 2 e das equações listadas acima mostra que, no intervalo de pH normalmente encontrado em águas naturais (pH de 6 a 9), o As^{+3} é encontrado principalmente como H_3AsO_3 e não ionizado. Por outro lado, nesta mesma faixa de pH, o As^{+5} é encontrado principalmente como H_2AsO_4^- e HAsO_4^{2-} . Esta forma de arsênio pentavalente é mais facilmente removida da água do que o arsênio trivalente.

3.1.2.1 Formas orgânicas e inorgânicas do arsênio

O arsênio pode ser encontrado em formas orgânicas e inorgânicas, sendo estas últimas as formas como se apresenta em águas naturais. Este elemento pode existir em diferentes formas químicas, em combinação com outros elementos tais como: oxigênio, cloro e enxofre. Quando combinado com esses elementos é chamado de arsênio inorgânico, e quando combinado com o carbono e hidrogênio é chamado de arsênio orgânico. Alguns micro-organismos, plantas e animais podem converter os compostos químicos de arsênio inorgânico em orgânicos.

As formas inorgânicas do arsênio são mais tóxicas do que suas formas orgânicas ou metiladas. O arsenito é mais tóxico, mais solúvel e mais móvel do que o arsenato; a maior mobilidade do arsenito pode ser explicada pela natureza de sua interação com a superfície coloidal do solo, onde realiza complexação superficial, enquanto que o arsenato faz troca de ligante (LADEIRA e CIMINELLI, 2000).

O conhecimento da especiação do arsênio em um meio é importante, pois sua toxicidade depende da espécie química, do estado de oxidação, da estrutura química e da solubilidade. O grau de toxicidade diminui na seguinte ordem: arsina > As^{+3} inorgânico > As^{+3} orgânico > As^{+5} inorgânico > As^{+5} orgânico > arsênio elementar, sendo a toxicidade do As^{+3} 10 vezes maior do que As^{+5} e a dose letal para adultos na faixa de 1- 4 mg As/Kg (CASTRO e WONG, 1998). Os compostos inorgânicos são considerados cerca de 100 vezes mais tóxicos do que as formas metiladas (MMA e DMA) (CHATTERJEE *et al.*, 1995).

As formas orgânicas do arsênio são dominadas por espécies organometálicas. Ribofuranosídeos contendo arsênio são predominantes em algas, enquanto que a arsenobetaína é encontrada em outros organismos marinhos. Entretanto, os ribofuranosídeos contendo arsênio e arsenobetaína não fazem parte do estoque de arsênio em águas naturais, já que o produto excretado por algas e culturas de animais

aquáticos parece estar limitado às espécies inorgânicas e metiladas. Arsenobetaína e arsenocolina são relativamente não tóxicas (BARRA, 2000).

3.1.2.2 Metilação

Um dos aspectos bioquímicos mais estudados no meio ambiente é a metilação. Embora os compostos metilados de arsênio não sejam usados na agricultura, o arsênio inorgânico pode ser convertido em formas metiladas no meio ambiente, que são liberadas no meio aquoso, tornando-se disponíveis para aumentar os níveis de arsênio na cadeia alimentar (QUINÁIA; ROLLEMBERG, 1997). As etapas de metilação são: $\text{As(V)} \rightarrow \text{As(III)} \rightarrow \text{MMA(V)} \rightarrow \text{MMA(III)} \rightarrow \text{DMA(III)} \rightarrow \text{DMA(V)}$. Assim, o arsênio inorgânico ingerido tem como principal via de eliminação a urina, em suas formas metiladas (DMA e MMA) (CHATTERJEE *et al.*, 1995; BLAS *et al.*, 1994; LE, MA e WONG, 1996).

Muitos compostos arseno-orgânicos presentes em sistemas biológicos são bem menos tóxicos. Por exemplo, arsenobetaína (AsB), cuja presença em alimentos de origem marinha constitui a maior fonte de arsênio na dieta de seres humanos, é essencialmente não tóxica; é excretada na urina sem modificação e com tempo de residência muito curto, de 6 a 24 horas, no máximo (BALLIN, KRUSE e RUSSEL, 1994). Organismos marinhos adquirem arsênio através da cadeia alimentar e transformam o arsênio inorgânico em arsenobetaína via MMA e DMA (PETROPULU, VARSAMIS e PARISSAKIS, 1997).

De acordo com Silva (1997), o arsênio sofre vários tipos de reações, tais como: oxi-redução, precipitação-dissolução, adsorção-dessorção e metilação, que controlam sua mobilização e bioacumulação no ambiente. A disponibilidade para os seres vivos é influenciada mais pela especiação do que pela quantidade total presente no meio.

3.2 Valor máximo permitido

Os padrões de potabilidade para substâncias químicas baseiam-se em dados toxicológicos e condições genéricas de exposição, exceto para aquelas que se fundamentam em fatores de rejeição para o consumo, como gosto, odor e cor indesejáveis. A metodologia utilizada para determinação dos Valores Máximos Permitidos de substâncias químicas estabelecidos na norma brasileira de potabilidade da

água para consumo humano é a Avaliação Quantitativa de Risco Químico (AQRQ) (DE ARAGÃO UMBUZEIRO, 2012).

A avaliação de risco é um processo científico que avalia a probabilidade e a natureza dos riscos adversos que podem acontecer quando ocorre exposição a uma substância química. O limite para o efeito adverso de uma substância é dado pela concentração ou dose acima da qual esse efeito pode ser detectável sob condições de exposição definidas. Esse limite é deduzido do nível de efeito adverso não-observável (NOAEL – *No Observed Adverse Effects Level*). O objetivo de estimar níveis seguros de substâncias químicas em alimentos, no ar ou na água é determinar a ingestão diária aceitável (IDA). A IDA é uma estimativa da ingestão diária que pode ocorrer durante toda a vida sem risco apreciável à saúde. No cálculo da IDA para uma substância, um fator de segurança ou de incerteza é frequentemente aplicado ao NOAEL obtido nos estudos mais apropriados para a avaliação de risco à saúde humana (OMS, 2008).

De forma genérica, o cálculo dos Valores Máximos Permitidos de substâncias químicas na água destinada ao consumo humano é feito usando as equações descritas abaixo.

$$VMP = \frac{IDA \times MC \times Fa}{C}$$

$$IDA = \frac{NOAEL}{FI}$$

Sendo:

- VMP: valor máximo permitido (mg/L)
- IDA: ingestão diária aceitável (mg/Kg_{mc}.d)
- MC: massa corpórea (kg)
- Fa: fração da IDA atribuída ao consumo de água
- C: consumo diário de água (L)
- NOAEL: dose para efeito adverso não observado: nível de exposição (dose ou concentração mais elevada) para o qual não se observam aumentos significativos (estatísticos ou biológicos) na frequência ou severidade de efeitos adversos entre a população exposta e a população-controle.
- FI: fator de incerteza

A Organização Mundial de Saúde reduziu o valor máximo aceitável de As na água destinada ao consumo humano de 50 µg/L para 10 µg/L em grande parte devido a seu poder carcinogênico e letal. Países como Canadá, Argentina, Colômbia e Austrália adotam o mesmo VMP (10 µg/L).

No Brasil, a Portaria do Ministério da Saúde nº 2914, de 12 de dezembro de 2011, que estabelece a norma de qualidade de água para consumo humano, determina no Art.37, o valor de 10 µg/L de As como o máximo permitido para o padrão de potabilidade da água (BRASIL, 2011). A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº357, de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005), estabelece limites entre 10 e 140 µg/L de As em água, dependendo do tipo de uso. Essa resolução também estabelece o limite máximo de 500 mg/L de As em efluentes. Apesar disso, existem muitas áreas contaminadas, especialmente pelos rejeitos de mineração, que extrapolam esses limites.

3.3 Espécies concorrentes que interferem na remoção de arsênio

A seleção do processo de tratamento adequado para uma fonte de abastecimento de água específica depende das características da água bruta e de muitos outros fatores. Caracterizar a água bruta e conhecer sua composição química geral é muito importante para poder determinar se é necessário um pré-tratamento para remover íons concorrentes. Constituintes como ferro, fluoreto, sulfatos e silicatos, além dos sólidos dissolvidos totais e matéria orgânica na água, podem interferir na remoção de arsênio. A presença de solutos inorgânicos pode causar um forte efeito na remoção do arsênio durante a coagulação. Solutos inorgânicos como sulfatos e fosfatos podem competir diretamente pelos sítios ligantes influenciando as cargas de superfície dos óxidos de ferro, o que afeta indiretamente a adsorção de arsênio. De modo geral, a presença de solutos inorgânicos causa uma diminuição na eficiência de remoção do arsênio durante a coagulação, mas sob certas condições, essas substâncias podem até mesmo aumentar a quantidade de arsênio removida. O pré-tratamento é fundamental para garantir a eficácia de remoção de arsênio com qualquer tecnologia de tratamento da água.

Em estudo feito por Bordoloi *et al.* (2013), a remoção do arsênio gradualmente diminuiu com o aumento das concentrações de cada um dos íons concorrentes. Nesse estudo, a remoção do arsênio nas concentrações experimentais mais elevadas de ânions

foi de 84%, 80% e 88% na presença de íons de sulfato, fosfato e silicato, respectivamente, em comparação com > 99% de remoção na ausência desses íons. Os efeitos inibitórios dos íons competitivos sobre a remoção de arsênio aumentam na ordem: silicatos < sulfatos < fosfato. Distintos íons concorrentes têm efeitos diferentes sobre a adsorção de As (V) com Fe_2O_3 e Al_2O_3 , mas os ânions cloreto e nitrato não mostram efeitos notáveis sobre a adsorção de As (V) em Fe_2O_3 e Al_2O_3 . Esta observação pode ser atribuída ao fato de que os complexos de cloreto e nitrato com Fe_2O_3 ou Al_2O_3 são muito mais fracos do que aquelas entre As (V) e Fe_2O_3 ou Al_2O_3 .

Em outro estudo, Guan *et al.* (2009) encontraram que o efeito de espécies concorrentes sobre a adsorção de arsênio foi na ordem de fosfato > ácido húmico (HA) > silicato > sulfato, e que a interferência, em especial de ácidos húmicos, aumenta em pH mais alcalino. Como os efeitos inibidores desses íons aparecem devido à competição pelos sítios de adsorção dos coagulantes, pode-se ter que aumentar as doses de coagulante na presença desses íons em concentrações significativas. Poucos estudos têm sido realizados para investigar os efeitos da matéria orgânica e sulfato sobre adsorção de arsênio (HERING *et al.*, 1997; WILKIE e HERING, 1996; XU, ALLARD e GRIMVALL, 1991).

3.3.1 Silicatos

A concentração média de sílica em águas superficiais e subterrâneas é cerca de 14 mg/L, o que atesta a necessidade de compreender o efeito da sílica sobre a adsorção de As (V) utilizando Fe_2O_3 e Al_2O_3 .

Segundo Wilkie e Hering (1996), a presença de sílica em baixas concentrações pode ter efeito potenciador sobre a adsorção de As(V) devido aos efeitos eletrostáticos favoráveis na superfície de Fe_2O_3 e Al_2O_3 . Por outro lado, Meng *et al.* (2000) relataram que com 10 mg/L de silicato, a remoção de As (V) com cloreto férrico caiu cerca de 45% e a capacidade de adsorção de As (V) reduziu de 0,96 a 0,27 mg/g de Fe. Além disso, foi sugerido que a redução da adsorção de As(V) resultou da forte associação de silicato com hidróxido de ferro, que reduziu os sítios superficiais disponíveis para As (V) e aumentou a repulsão eletrostática entre As (V) e a superfície carregada negativamente.

Meng *et al.* (2002) também mostraram que a adsorção de As (V) sobre hidróxidos de ferro não se alterou significativamente quando a concentração de SiO_2 foi

inferior a 1,4 mg/L, já que a constante de ligação de silicato foi 800 vezes menor do que a de As (V); no entanto, a adsorção foi afetada e reduzida de 99% a 85% quando a concentração de sílica foi maior do que 1,5 mg/L. A concentração de silicato na água natural varia de 0,45 - 14 mg/L de Si (CLESCERI *et al.*, 1989), o que pode reduzir significativamente a quantidade de arsênio que poderia ser removido por meio de um tratamento de coagulação com cloreto férrico.

3.3.2 Sulfatos

Jain e Loeppert (2000) verificaram que a presença de sulfato não influencia a adsorção de As (V) na faixa de pH de 4-9. No entanto, Wilkie e Hering (1996) observaram uma diminuição na adsorção de As (V) na presença de íons sulfato. Em estudo feito por Meng *et al.* (2000), não se observou nenhuma mudança aparente na remoção de As (V) e As (III) quando a concentração de sulfato foi elevada de 0 para 300 mg/l. Os resultados sugerem que a afinidade da ligação de sulfato pelo hidróxido de ferro foi muito mais fraca do que o As (V) e As (III). Os autores apontam que uma razão possível pela qual os sulfatos não afetaram a adsorção de arsenato foi devido ao fato de que os silicatos totais estavam presentes em quantidades muito maiores do que os sulfatos. Portanto, a concorrência de sulfatos por sítios de ligação sobre o precipitado de hidróxido de ferro foi insignificante em relação à concorrência dos silicatos presentes.

É notório que as condições experimentais destes estudos foram diferentes. Contudo, os resultados destacam a natureza complexa das reações de adsorção que ocorrem e demonstram que o efeito de sulfatos sobre a adsorção de As (V) depende das condições experimentais. Segundo Meng *et al.* (2000), sulfato e carbonato têm efeito insignificante sobre a remoção de As (V) e As (III) com hidróxido de ferro.

3.3.3 Fosfatos

Os fosfatos possuem estrutura e constantes de dissociação semelhantes às do arsenato em solução, ao contrário do sulfato e silicato. Segundo Bordoloi *et al.* (2013), o comportamento inibitório diferente do fosfato pode ser atribuído à supressão da primeira dissociação ácida de H_3AsO_4 pela alta concentração de fosfato, a qual não existe nos casos de sulfato e silicato nas condições experimentais.

O aumento da concentração de fosfato pode reduzir drasticamente a capacidade de adsorção do As (V) pelo Fe_2O_3 e Al_2O_3 , embora a tendência numa faixa de baixa concentração de fosfato não seja óbvia. A adsorção de As (V) em Al_2O_3 é afetada pelo fosfato a um grau mais elevado do que em Fe_2O_3 . Estes resultados são consistentes com trabalhos de vários pesquisadores (MENG *et al.*, 2002; XU, NAKAJIMA e OHKI, 2002). Por exemplo, Meng *et al.* (2002) relataram que a adição de fosfato (HPO_4^{2-}) na água afeta significativamente a remoção de As (V) sobre hidróxidos de ferro em concentrações maiores que 0,25 mg/L.

Fosfato pode competir com arsenato por sítios de ligação sobre Fe_2O_3 e Al_2O_3 , devido à semelhança da sua estrutura. Mas os complexos de As (V) com Fe_2O_3 e Al_2O_3 devem ser mais fortes do que os de fosfato de acordo com os resultados de Meng *et al.* (2002), que sugerem que o valor da constante de afinidade de ligação do As (V) é sete vezes maior do que a de fosfato em hidróxidos de ferro.

3.3.4 Matéria orgânica

Matéria orgânica natural está geralmente presente em águas superficiais e provavelmente compete com As (V) para a adsorção sobre flocos. Esses resultados são confirmados pelo tratamento de água natural. Em estudos feitos com amostras de água subterrânea, a remoção de As (V) foi diminuída em altas concentrações de carbono orgânico total em pH 6 e com baixas doses de cloreto férrico ou sulfato de alumínio, (CHANG *et al.*, 1994). No entanto, os dados relativos à remoção de arsênio na presença de matéria orgânica são ainda insuficientes, e assim, sua influência sobre a remoção de arsênio por coagulação/floculação precisa ser avaliada (PALLIER *et al.*, 2010).

Mais pesquisas precisam ser feitas, a fim de incorporar os efeitos de íons que competem na adsorção de arsênio. Embora os efeitos destes íons concorrentes (fosfato, silicato, sulfato, além da matéria orgânica) venham sendo modelados e validados com dados de laboratório (HOLMS, 2002), não há, atualmente, uma ferramenta prática disponível a ser utilizada no tratamento de água para estimar as remoções de arsênio na presença de ânions concorrentes.

3.4 Dinâmica ambiental

O arsênio é liberado no ambiente por fontes naturais e antropogênicas, principalmente como resultado de atividade vulcânica e atividades industriais. Mineração, fundição de metais não ferrosos, aplicação de agrotóxicos, incineração de lixo e queima de combustíveis fósseis são as principais fontes antropogênicas de contaminação do ar, água e solo por arsênio. O uso de arsênio na preservação da madeira também contribui para a contaminação do meio ambiente (WHO, 2001).

3.4.1 No ar

O arsênio é emitido para a atmosfera a partir de fontes naturais e antropogênicas, sendo que a principal fonte natural de arsênio é a atividade vulcânica. O arsênio é emitido principalmente por processos de alta temperatura como a geração de energia a partir do carvão, fundição, queima da vegetação e vulcanismo. A biometilação natural e a redução microbiana do arsênio também liberam formas voláteis para a atmosfera. Alguns micro-organismos podem formar derivados metilados voláteis de arsênio tanto em condições aeróbicas quanto anaeróbicas, a partir da redução de compostos de arsênio para liberar gás arsina (CHENG e FOCHT, 1979).

O arsênio está presente no ar de áreas suburbanas, urbanas e industriais, principalmente na forma de partículas inorgânicas. Essas partículas são dispersas pelo vento numa extensão variável, dependendo do seu tamanho, e são devolvidas para a terra por deposição úmida ou seca. Arsinas que são liberadas a partir de fontes microbianas em solos ou sedimentos sofrem oxidação no ar, reconvertendo o arsênio para formas menos voláteis que se depositam de volta à terra (WOOD, 1974; PARRIS e BRINCKMAN, 1976). Arsênio metilado é considerado o componente menos abundante entre as formas de arsênio atmosférico (WHO, 2001).

As emissões atmosféricas totais de arsênio foram estimadas em 31×10^9 g/ano, sendo que as emissões antropogênicas respondem pela maior parte, cerca de 24×10^9 g/ano, o que representa 64% do total. O arsênio existe na atmosfera principalmente adsorvido em material particulado, em sua maioria em partículas menores do que $2 \mu\text{m}$ de diâmetro (COLES *et al*, 1979 *apud* WHO, 2001). O tempo de residência atmosférica de arsênio ligado a partículas depende do tamanho da partícula e das condições meteorológicas, mas um valor típico é cerca de 9 dias (USEPA, 1982).

As médias das concentrações totais de arsênio no ar estão na faixa de 0,02-4 ng/m³ em áreas remotas e rurais e 3-200 ng/m³ em áreas urbanas. Concentrações muito mais elevadas (> 1000 ng/m³) têm sido medidas na proximidade de fontes industriais (WHO, 2001).

3.4.2 No solo

Fontes naturais e antropogênicas contribuem para os níveis de arsênio encontrados no solos e em sedimentos. As concentrações médias de arsênio no solo são cerca de 5 mg/kg, mas podem variar de 1 mg/kg até 40 mg/kg. Essa variação nos níveis de ocorrência natural de arsênio no solo está relacionada com a variabilidade das formações geológicas.

O arsênio presente no solo forma complexos estáveis com óxidos de ferro, alumínio e magnésio, sendo que, nestas formas, apresenta pouca mobilidade. No entanto, o arsênio pode ser liberado da fase sólida sob condições redutoras, resultando em formas mais móveis que podem lixiviar para a água subterrânea ou escoar para águas superficiais. O arsênio proveniente de rochas intemperizadas e do solo pode ser transportado pelo vento ou por erosão hídrica. Contudo, pelo fato de que muitos compostos de arsênio tendem a se adsorver aos solos, a lixiviação geralmente resulta em transporte apenas a curtas distâncias no solo (MOORE, FICKLIN e JOHNS, 1988). Não obstante, a água da chuva ou neve derretida podem lixiviar formas solúveis para as águas superficiais ou subterrâneas, e os micro-organismos do solo podem reduzir uma pequena quantidade a formas voláteis (arsinas) (CHENG e FOCHT, 1979; TURPEINEN *et al.*, 1999).

Reações de oxidação, redução, adsorção, dissolução, precipitação e volatilização do arsênio ocorrem geralmente no solo. Na água intersticial dos solos aeróbios, o arsenato é a espécie de arsênio dominante, com pequenas quantidades de arsenito e MMA em áreas mineralizadas. Sob condições redutoras, o arsenito domina no solo, mas o arsênio elementar e a arsina também podem estar presentes. O arsênio está presente em solos bem drenados, principalmente como H₂AsO₄⁻, se o solo for ácido, ou como HAsO₄²⁻, se o solo for alcalino.

Adsorção de arsênio em coloides do solo depende da capacidade de adsorção e natureza destes coloides (argila, óxidos ou hidróxidos de alumínio, de ferro e de manganês, carbonato de cálcio ou matéria orgânica). Em geral, os óxidos/hidróxidos de

ferro são os mais comumente envolvidos na adsorção de arsênio em solos (SADIQ, 1997).

3.4.3 Na água

O principal meio de transporte do arsênio no ambiente é pela água. A forma e a concentração de arsênio dependem de vários fatores, entre eles, oxigenação da água (por exemplo, arsenitos predominam em condições de redução, como em águas bem profundas); o grau de atividade biológica (que está associada com a conversão de arsênio inorgânico para formas de arsênio metiladas); o tipo de água (por exemplo, água do mar, água doce superficial ou subterrânea); e a proximidade da fonte de água a formações geológicas ricas em arsênio e outras fontes antropogênicas (WHO, 2001). O transporte e distribuição do arsênio na água dependem da sua forma química e de interações com outros materiais presentes. O arsênio é insolúvel em água, mas muitos compostos de arsênio são solúveis e podem contaminar a água subterrânea. Esse elemento é introduzido na água por dissolução de rochas e minérios, efluentes industriais, incluindo resíduos de mineração e via deposição atmosférica.

Em águas superficiais bem oxigenadas, o arsênio (V) é geralmente a espécie predominante. Sob condições de redução, tais como aquelas que são frequentemente encontradas em sedimentos de lagos ou águas subterrâneas, a forma predominante é o arsênio (III). Um aumento no pH pode aumentar a concentração de arsênio dissolvido na água (WHO, 2011).

As formas dissolvidas de arsênio na água incluem arsenato, arsenito, ácido monometilarsônico (MMA) e ácido dimetilarsínico (DMA). O arsênio pode ser adsorvido a partir da água em argilas, óxidos de ferro, hidróxidos de alumínio, compostos de manganês e de material orgânico em suspensão.

Sanders (1980) constatou que as principais entradas para o ambiente marinho foram escoamento fluvial e deposição atmosférica. A captação biológica causou mudanças na especiação de arsênio, resultando em concentrações mensuráveis de espécies reduzidas e metiladas. O ciclo global é semelhante ao ciclo do fósforo, mas o tempo de regeneração para o arsênio é muito mais lento. As espécies de arsênio predominantes na coluna de água de lagos é arsenato, como esperado em ambientes oxidantes. Arsenito geralmente está presente e às vezes domina em águas profundas que contêm altas concentrações de Fe (II) e pouco oxigênio.

3.5 Toxicidade

A concentração de metais e metaloides nos sucessivos níveis da cadeia trófica afeta conseqüentemente o homem, através do consumo de alimentos e da ingestão de águas contaminadas. Por esta razão, a toxicidade de vários compostos de arsênio para o homem e os animais tem sido estudada por vários autores. De modo geral, o envenenamento por arsênio ocorre em decorrência da ocupação industrial, da ingestão de comida ou bebida contaminada, por via respiratória, pelo contato da pele com água ou solo contendo arsênio ou devido a atos intencionais. Os efeitos causados pela exposição ao arsênio dependem da espécie, dose, duração e via de exposição. Outros fatores a serem considerados são idade, sexo, hábitos familiares e estado de saúde da pessoa que foi exposta (ATSDR, 2005). A longa exposição ao arsênio, assim como sua ingestão via água potável, causa distúrbios na pele, no fígado, gastrintestinais e no tecido nervoso (SMITH *et al.*, 2002).

Dois tipos de toxicidade são conhecidos: aguda e subaguda, sendo que a primeira necessita de atenção médica imediata e geralmente ocorre através da ingestão de alimentos ou bebidas contaminados. As manifestações do envenenamento agudo por arsênio incluem ardor e secura da boca e da garganta, disfagia, cólicas, vômitos, diarreia e hematúria. Câibras musculares, edema facial e anormalidades cardíacas podem se desenvolver rapidamente como resultado da desidratação (DONE e PEART, 1971). Já a toxicidade subaguda envolve principalmente os sistemas respiratório, gastrointestinal, cardiovascular, nervoso e hematopoiético. Pode causar perda de apetite, náuseas, vômitos, garganta seca, diarreia, fraqueza nervosa, formigamento das mãos e dos pés, icterícia e eritema. Uma exposição mais prolongada resulta na queda de cabelo e unhas quebradiças (JAIN e ALI, 2000).

A toxicidade do arsênio é muito bem conhecida, pois compostos de arsênio são facilmente absorvidos, tanto oralmente, quanto por inalação, sendo a extensão da absorção dependente da solubilidade do composto. Os efeitos tóxicos das espécies de arsênio dependem, principalmente, da sua forma química. Uma exposição longa a compostos inorgânicos de arsênio através da água pode conduzir a várias doenças, como: conjuntivite, hiperqueratose, hiperpigmentação, doenças cardiovasculares, distúrbios do sistema nervoso central e vascular periférico, câncer de pele e gangrena nos membros (BARRA, 1999).

Geralmente, o grau de toxicidade de diferentes formas de As segue a sequência decrescente: arsina > arsenitos inorgânicos > compostos trivalentes orgânicos >

arsenatos inorgânicos > compostos pentavalentes orgânicos > As elementar. As espécies arsenobetaína e arsenocolina são consideradas não tóxicas. As espécies inorgânicas são as mais tóxicas, sendo a toxicidade da arsina (AsH_3) muito superior à toxicidade do arsenito e arsenato. O ácido monometilarsônico (MMAA) e ácido dimetilarsínico (DMAA) são, respectivamente, 50 e 30 vezes menos tóxicos do que o arsenito. A arsenobetaína (AsB), o óxido trimetilarsínico (TMAO), a arsenocolina (AsC) e o cátion tetratilarsônio (TMA^+) são, respectivamente, 300, 307, 188 e 26 vezes menos tóxicas do que a arsina (LE e MA, 1997).

A toxicidade das espécies de arsênio diminui das espécies inorgânicas para as orgânicas, sugerindo que, à medida que a metilação progride, a toxicidade aguda diminui e, em geral, pode-se considerar que as espécies trimetiladas de arsênio não são tóxicas. A metilação de arsênio inorgânico no corpo humano é um processo de desintoxicação, que reduz a afinidade dos compostos pelos tecidos (JAIN e ALI, 2000; LEWIS e TATKEN, 1978). A carcinogenicidade e a toxicidade de arsênio são principalmente resultado da exposição ao arsênio trivalente mais que ao arsênio pentavalente ou compostos de arsênio orgânicos.

Com base nas informações disponíveis sobre a toxicologia do arsênio, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) e a Organização Mundial de Saúde (OMS) estabelecem um limite máximo permitido de 10 $\mu\text{g/L}$ de As na água potável.

3.6 Técnicas de tratamento de água utilizadas na remoção de arsênio

Existem várias opções disponíveis para melhorar a qualidade da água potável nas áreas afetadas ou onde existe a possibilidade de contaminação por arsênio. Cada uma apresenta vantagens e desvantagens e sua escolha depende da eficiência, custo, tamanho da população abastecida e condições de mercado, entre outros. Também devem ser consideradas as variáveis físicas e químicas da água, algumas das quais apresentadas a seguir:

- Condutividade
- pH
- Alcalinidade
- Cloretos (Cl)
- Sulfatos (SO_4^{2-})
- Nitratos (NO_3^-)
- Dureza total
- Cálcio (Ca^{2+})
- Magnésio (Mg^{2+})
- Sódio (Na^+)
- Flúor (F)
- Ferro (Fe)
- Manganês (Mn)
- Arsênio (As)
- Mercúrio (Hg)
- Chumbo (Pb)

Existem várias técnicas para remoção de arsênio, por exemplo, coagulação, precipitação, adsorção, troca iônica e filtração em membranas. Métodos alternativos, como biorremediação e tratamentos eletroquímicos, também são utilizados. Levando-se em consideração o tipo de assentamento da população, seja população concentrada ou população dispersa, algumas alternativas tecnológicas apropriadas disponíveis na remoção de arsênio são descritas a seguir.

3.6.1 Osmose reversa

Osmose significa a passagem de água através de uma membrana semipermeável de uma solução de menor concentração a uma mais concentrada. A osmose reversa ocorre quando se aplica pressão para inverter o fluxo osmótico normal. Pela aplicação de pressão, a água é forçada a passar através da membrana semipermeável do lado mais concentrado (água bruta) em direção ao lado menos concentrado (água tratada), ficando os íons de arsênio retidos na membrana, devido ao seu tamanho. Tal como acontece com outros processos, a osmose reversa remove As (V) a um grau maior do que o As (III). A rejeição de As (V) é maior devido à maior carga iônica desse íon, e o As (III) deve ser previamente oxidado para maximizar a rejeição total. Uma redução de pH é necessária para promover a rejeição.

A eficiência de remoção de arsênio pelos equipamentos de osmose reversa pode chegar a 98%, sendo o maior problema o custo gerado pela utilização de reagentes e a substituição da membrana semipermeável (usualmente quatro a cinco anos de vida útil).

Para operação da planta de osmose reversa, devem ser levados em conta como fatores principais a pressão, a temperatura operacional, a qualidade do afluente (em termos do seu conteúdo de sais e arsênio) e a presença de oxidantes (tais como o cloro); estes últimos danificam a membrana e exigem um tratamento prévio, como a eliminação utilizando carbono ativado ou bissulfito de sódio antes de entrar no equipamento de osmose reversa. Além disso, deve ser considerado o tratamento da solução que fica concentrada (água restante do processo) com sais e íons de arsênio.

A osmose reversa é uma tecnologia efetiva para remoção de arsênio comprovada através de estudos de bancada e escala piloto de acordo com um relatório preparado para a USEPA (USEPA, 2000). Vários estudos em escala piloto reportaram remoções de arsênio entre 40-99% sem diferenciar as espécies de arsênico removidas. Um estudo

em escala piloto reportou remoções de As (V) de 96-99% e remoções de As (III) entre 46-84% (HUXSTEP, 1987 *apud* USEPA, 2000). Um segundo estudo, em escala de bancada, mostrou remoções de As (V) de 88 até 96% e redução de As (III) de 5% (USEPA, 2000).

Clifford e Lin (1995) eliminaram mais de 95% de As (V) e 75–90% de As (III) em ensaios realizados com águas de subsolo de San Isidro, Novo México, Hanford e Califórnia.

Sancha *et al.* (1998) compararam vários procedimentos com águas salgadas em Calama e Antofagasta (Chile) com concentrações de arsênio na faixa de 400 a 500 µg/L. A osmose reversa foi o único dos procedimentos estudados que permitiu atingir valores de 1 µg/L de arsênio na água tratada, apesar do maior custo.

Akin *et al.* (2011) estudaram a remoção de arsênio usando osmose reversa com as membranas SWHR e BW-30. Os autores encontraram que a remoção de As (V) e As (III) depende do pH da água de alimentação e aumenta com o aumento da pressão de operação. Para as duas membranas, a rejeição de As (V) foi máxima em pH acima de 4,0, enquanto o As (III) foi efetivamente removido em pH acima de 9,1. Os resultados mostraram que a concentração de arsênio total da amostra pode ser eficientemente reduzida para 2,86 µg/L.

3.6.2 Troca iônica

Troca iônica é um processo físico-químico de intercâmbio reversível de íons entre fases líquida e sólida, em que não há nenhuma alteração permanente na estrutura do sólido. A solução passa através do leito até ficar saturada, quando começa a fuga de contaminantes. Nesse momento, a resina (fase sólida) é reativada com uma solução regenerante que leva os contaminantes retidos para disposição como efluente líquido.

Resinas de troca iônica são baseadas no uso de uma matriz polimérica de ligações cruzadas. Os grupos funcionais carregados aderem-se à matriz por meio de ligações covalentes podem ser classificados em ácidos fortes, ácidos fracos, bases fortes e bases fracas.

Para remoção de arsênio são necessárias resinas de troca aniônica de base fraca e forte. As de base forte podem remover o arsenato da água para produzir um efluente com menos do que 0,001 mg/L de arsênio. As resinas sulfato seletivas convencionais

são as mais utilizadas para remoção de As (V), enquanto as resinas nitrato seletivas removem As (V) e As (III) (ESPARZA, 2004).

No desenho, deve-se considerar o pH, a capacidade de troca (g As/L de resina), concentração e tipo de injeção do regenerador, a presença de outras espécies iônicas (sulfatos, cloretos, ferro, entre outras), a incrustação das resinas, entre outros fatores relevantes. Conforme especificado pelos fabricantes desse tipo de equipamentos, não é conveniente utilizá-los quando a água bruta contiver, além de arsênio, outros sais dissolvidos, o que aumenta em três vezes o custo da operação.

Lee *et al.* (2017) investigaram a remoção de As (V) a partir de soluções aquosas utilizando uma fibra de troca iônica sintetizada. Os autores encontraram que a eficiência de remoção de As (V) da fibra foi afetada pelo pH da solução e a capacidade máxima de sorção para a fibra A-60 foi encontrada em pH 3,04. Também relataram que a fibra A-60 possui elevada capacidade de adsorção em comparação com os valores da literatura para outras fibras e que sua eficiência térmica foi mantida principalmente em nove ciclos de regeneração. Os resultados demonstram que as fibras acrílicas de troca iônica dopadas com amina podem ser utilizadas como uma das melhores tecnologias disponíveis para remoção de arsênio.

Ortega *et al.* (2017) avaliaram a remoção de arsênio da água empregando um processo híbrido de troca iônica/eletrodialise (IXED) com configuração aniônica em escala de bancada. Os resultados obtidos mostraram que a troca iônica com a resina regenerada eletroquimicamente sob condições estudadas foi capaz de remover arsênio de soluções com diferentes concentrações variando entre 2,1 e 15 mg/L de As, até atingir uma concentração final menor ou igual a 10 µg/L, com consumo de energia entre 7,5 e 63,9 kWh por kg de As (V) removido.

3.6.3 Adsorção

A adsorção é um processo de transferência de massa, baseado na capacidade que certas substâncias apresentam de reter moléculas sobre sua superfície de forma mais ou menos reversível. O processo envolve a separação da substância de uma fase, acompanhada por sua acumulação ou concentração na superfície de outra. A adsorção física é causada principalmente por forças de van der Waals e forças eletrostáticas entre as moléculas do adsorvato e os átomos que compõem a superfície do adsorvente (CHOONG *et al.*, 2007).

A adsorção é um fenômeno superficial e, portanto, quanto maior for a superfície do meio, maior será a capacidade de acumular material (arsênio, no caso). A capacidade de adsorção depende da superfície específica do material, da natureza da ligação entre a substância adsorvida e o adsorvente e do tempo de contato entre o adsorvente e a substância. O arsênio pode ser adsorvido sobre a superfície de vários adsorventes, tais como:

- Alumina ativada, com uma composição semelhante ao Al_2O_3 , no qual a água a ser tratada passa através de um leito fixo que contém essa substância. É muito eficaz para remover As (V) e o pH deve ser cerca de 8.
- Ferro e outros óxidos.
- Adsorventes naturais: bentonita, sílica, etc.

Águas subterrâneas em Bangladesh contêm As (III), As (V) e, na maioria dos casos, altas concentrações de ferro. O processo de adsorção com alumina ativada é muito eficiente para diminuir a concentração de As (V) da água, o que não ocorre com o As (III); o ferro presente degrada o desempenho do leito de alumina por obstrução ou entupimento. No entanto o ferro pode ser usado para remover, numa etapa de pré-tratamento, arsênio da água através de adsorção e coprecipitação. O pré-tratamento inclui a oxidação do As (III) e a remoção de ferro (JALIL e AHMED, 2001 *apud* CÁCERES, 2007).

A técnica de alumina ativada demonstrou ser muito eficaz em águas subterrâneas da Finlândia, onde a adsorção do arsênio foi maior do que 99%. O teor de arsênio na água bruta variou entre 50 e 500 $\mu\text{g/L}$ (HEINONEN *et al.*, 1999 *apud* CÁCERES, 2007).

Gupta *et al.* (2005) descreveram a remoção de As (III) em escala de bancada, por adsorção, em areia revestida com óxido de ferro; a remoção foi avaliada em função do pH, tempo, concentração inicial de arsênio e dose de adsorvente. A eficiência máxima de remoção foi de 99% para a dose de adsorvente de 20 g/L com concentração inicial de As (III) de 100 $\mu\text{g/L}$. Os resultados indicaram que a areia revestida com óxido de ferro foi um adsorvente adequado para reduzir a concentração de As (III) ao limite (50 $\mu\text{g/L}$) recomendado pelos padrões indianos para água potável.

3.6.4 Abrandamento com cal

O abrandamento com cal é utilizado para remover dureza da água através da adição de cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). O método é efetivo para remoção de As (III) ou As (V) e sua eficiência depende do pH. A remoção de As(V) é maior do que 90% em pH igual ou maior do que 10,5, no entanto, para se obter água com teores de arsênio inferiores a $10\mu\text{g/L}$ é necessário um tratamento secundário. Cuidados devem ser tomados na manipulação do pH, já que este altera significativamente o processo e pode levar à geração de grande quantidade de lodo.

O abrandamento com cal é um processo semelhante à coagulação com sais de metal. O $\text{Ca}(\text{OH})_2$ é hidrolisado e reage com ácido carbônico para formar carbonato de cálcio, que funciona como adsorvente na remoção de arsênio.

A remoção de As (V) da água com concentração de 0,1 a 20 mg/L é de 40-70% para uma faixa de pH de 9 a 10. A eficiência de remoção aumenta quando o abrandamento com cal é seguido por coagulação com sais de ferro. Em uma faixa de pH de 10,6-11,4, o tratamento permite elevada remoção de As (V) até 95% em água com concentração inicial de 12 mg/L de arsênio (ESPARZA, 2004).

3.6.5 Tratamento convencional

Para que o arsênio possa ser removido da água por meio do tratamento convencional (ciclo completo), é preciso alterar algumas características através dos processos de coagulação, floculação, decantação e filtração. Em cada uma dessas etapas existe um rígido controle de dose de produtos químicos e acompanhamento dos padrões de qualidade.

Essa configuração atende ao importante conceito de múltiplas barreiras, na concepção de que as consequências da eventual falha de uma barreira de proteção podem ser absorvidas pelas barreiras subsequentes (WHO, 2004). Em sua primeira etapa, o tratamento convencional utiliza substâncias coagulantes, que reagem com a alcalinidade do meio (natural ou adicionada), formando polímeros com carga superficial positiva (hidróxidos). Estes atraem as cargas negativas dos colóides em suspensão formando partículas de maior tamanho, os flocos, que apresentam velocidade de sedimentação superior. O arsênio presente na água bruta que será tratada para consumo usualmente ocorre em formas iônicas eletronegativas, tal como se verifica na superfície das partículas coloidais.

Na segunda etapa, denominada floculação, os flocos em decorrência do aumento do tamanho e da massa, podem sedimentar, sendo assim removido o arsênio em sua maior parte através de uma etapa que é conhecida como sedimentação (ver Figura 3). A sedimentação é um fenômeno físico natural e corresponde à etapa de deposição das impurezas, aglutinadas em flocos nas etapas anteriores do tratamento da água (coagulação e floculação), devido à ação da força gravitacional (DI BERNARDO e COSTA, 1993 *apud* MACEDO, 2007). As partículas a serem removidas nesse processo devem ter peso específico maior que o fluido. A sedimentação remove as partículas mais densas, enquanto que a filtração remove aquelas que possuem densidade muito próxima à da água ou que tenham ressuspensado, e por isso, não puderam ser removidas no processo anterior (YACTAYO, 2004). O objetivo da sedimentação é diminuir o afluxo de partículas às unidades filtrantes.

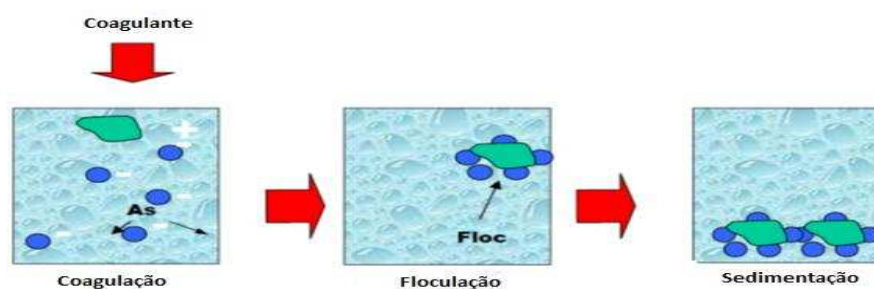


Figura 3 - Algumas etapas do processo de tratamento da água em ciclo completo. Fonte: BENITEZ *et al.*, 2008.

A velocidade de sedimentação dos flocos depende da qualidade da água bruta, das características químicas da coagulação e dos parâmetros físicos da floculação (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). No entanto, o principal parâmetro de projeto de unidades de sedimentação é a taxa de aplicação superficial, medida em $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, que deve ser adotada em função da eficiência de remoção requerida, por meio de ensaios de sedimentação (SANTOS *et al.*, 2004).

Os coagulantes mais comuns são os sais metálicos, dentre os quais:

- Sais de alumínio: sulfato de alumínio e policloreto de alumínio.
- Sais de ferro: cloreto férrico e sulfato férrico.

Os fatores que afetam a eficiência do processo são: tipo e dose de coagulante, tempo de mistura, pH (a eficiência é reduzida para valores muito baixos ou muito elevados), estado de oxidação e concentração de arsênio, relação de concentração entre

As (III) e As (V), temperatura, presença de outros solutos inorgânicos (tais como sulfatos, fosfatos, carbonatos e cálcio).

Posteriormente, pela filtração, é possível eliminar o arsênio remanescente, obtendo-se, desse modo, água apropriada para ser destinada ao consumo humano. A filtração convencional separa as partículas sólidas da água através de um meio que retém essas partículas. O meio filtrante pode ser composto por diversos materiais, sendo areia, antracito, granada e carvão ativado os mais utilizados. A eficiência da filtração depende do(a):

- Tipo de meio filtrante
- Taxa de filtração (fluxo por unidade de área)
- Tempo de contato ou volume por unidade de fluxo
- Sistema de retrolavagem (pode ser apenas com água ou com água e ar).

O processo é completado com o correspondente tratamento final da água (ajuste final do pH, desinfecção, etc.) e dos lodos gerados. O custo efetivo de alguns tratamentos para remoção de arsênio foi estimado por Cheng *et al.* (1994); de maneira geral, o custo aumenta na seguinte ordem: tratamento convencional < alumina ativada ou troca aniônica < osmose reversa. Efetivamente, a tecnologia que removerá melhor o arsênio dependerá da qualidade dos efluentes líquidos.

3.7 Coagulação

3.7.1 Aspectos gerais

O processo de coagulação consiste nas reações das impurezas presentes na água com os compostos hidrolisados formados pela adição de agentes coagulantes. A coagulação tem como objetivo desestabilizar as partículas coloidais e suspensas, ou seja, facilitar a sua aglomeração por meio da redução das forças que tendem a mantê-las separadas. Isso é feito pela ação conjunta de fenômenos químicos e físicos entre o coagulante, a água e as impurezas presentes (Figura 4). Na prática, esse processo é caracterizado pela injeção e rápida dispersão de produtos químicos. Os fenômenos químicos consistem nas reações do coagulante com a água e a posterior formação de espécies hidrolisadas com carga positiva, processo que depende da concentração do

coagulante e do pH. É importante ressaltar que as partículas suspensas e coloidais dispersas na água apresentam carga predominantemente negativa. Os coagulantes, geralmente sais de ferro ou alumínio, em solução aquosa formam espécies carregadas positivamente que, em contato com as impurezas, desestabilizam-nas e permitem sua aproximação e aglomeração, facilitando sua remoção nas operações unitárias do tratamento (MARTEL, 2004; LIBÂNIO, 2008).

O fenômeno físico consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que entrem em contato com as impurezas da água. Esse processo é muito rápido, depende das características da água e acontece na unidade de mistura rápida.

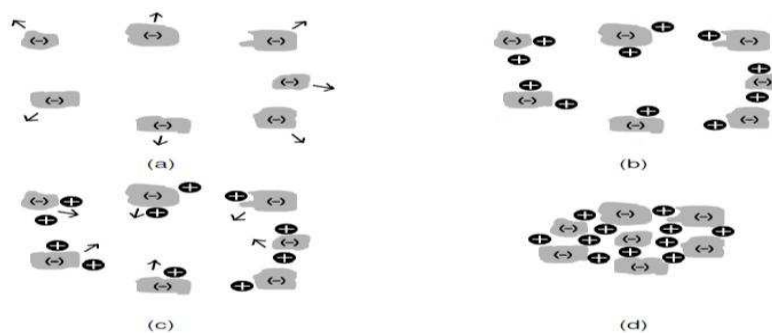


Figura 4 - Processo de coagulação: (a) repulsão entre partículas, (b) adição do coagulante e carga positiva nas partículas, (c) atração entre partículas pela nova configuração das cargas, (d) formação de flocos. Fonte: CARRO, 2009.

Inúmeros são os fatores que influenciam na eficiência do processo de coagulação. Dentre eles, destacam-se:

- Dose do agente coagulante;
- Tempo e gradiente de velocidade da mistura rápida;
- Auxiliares de coagulação;
- pH do meio; e
- Dispersão do agente na mistura rápida.

Posteriormente, um processo de mistura lenta deve ocorrer dentro do floculador, fazendo com que as partículas se choquem umas com as outras, se aglomerem e formem partículas maiores, denominadas flocos. Estes podem ser removidos com maior eficiência pelos processos de sedimentação e filtração. A floculação tem como objetivo favorecer, com ajuda da mistura lenta, o contato entre as partículas desestabilizadas.

3.7.2 Coagulantes

Em geral, pode-se dizer que os coagulantes são compostos de ferro e de alumínio capazes de desestabilizar as partículas e formar flocos quando são adicionados na água. A popularidade de coagulantes de alumínio e ferro surge não só da sua eficácia, mas também da sua disponibilidade e custo relativamente baixo. A efetividade desses coagulantes se deve, principalmente, à sua habilidade para formar complexos polinucleares em solução com maiores características de adsorção.

3.7.2.1 Sulfato de alumínio

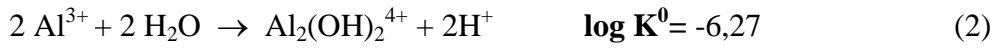
O sulfato de alumínio é o coagulante padrão usado no tratamento de água, obtido a partir da digestão de minerais de bauxita com ácido sulfúrico. A espécie química do sulfato de alumínio tem por fórmula química $Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$, em que “n” representa aproximadamente de 14 a 18 moléculas de água de cristalização. Quando anidro, esse composto tem peso molecular aproximadamente igual a $PM=342,16$, e se decompõe à temperatura de $600^\circ C$ com desprendimento de anidrido sulfúrico (PAVANELLI, 2001).

O material é embalado para comercialização em várias formas: em pó, granulado e na forma líquida. O sulfato de alumínio líquido é fabricado a partir de hidrato de alumínio, mantendo-se um teor de água suficiente para impedir sua cristalização. Quanto à composição química, é comercializado com 7 a 8% de alumina (Al_2O_3), e, quando é um produto de boa qualidade, não apresenta resíduos insolúveis e é incolor.

Quando as soluções de sulfato de alumínio são adicionadas à água, as moléculas se dissociam em Al^{3+} e SO_4^{2-} . O Al^{3+} pode se combinar com coloides carregados negativamente para neutralizar parte da carga da partícula coloidal. O Al^{3+} também pode se combinar com os OH^- da água para formar hidróxido de alumínio, que possui carácter coloidal e pode ter carga positiva, que neutraliza a carga dos coloides negativos e ajuda a completar a aglomeração (BEDOYA, 2012).

Quando o sulfato de alumínio é adicionado na água, algumas espécies hidrolisadas poderão estar presentes para um determinado valor de pH. A seguir são apresentadas algumas reações de hidrólise das espécies de alumínio à temperatura de $25^\circ C$. o diagrama das espécies hidrolisadas de alumínio em função do pH é apresentado na Figura 5.





Fonte: PAVANELLI (2001)

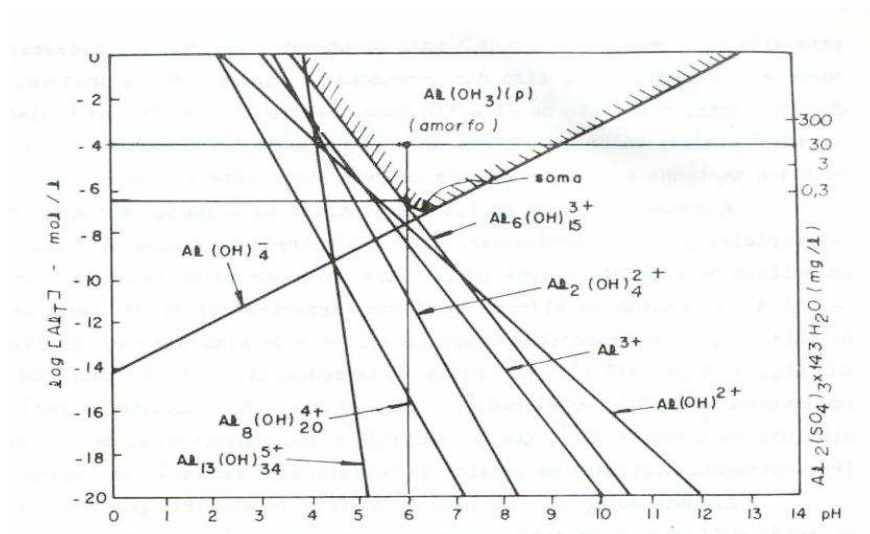
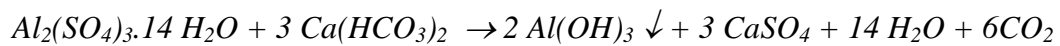


Figura 5 - Diagrama de solubilidade do alumínio. Fonte: SNOEYINK, 1980.

Quando o alumínio é adicionado na água, este reage com a alcalinidade natural para formar flocos de hidróxido de alumínio, a partir da equação:



A produção de CO_2 é indesejável porque aumenta a corrosividade da água. Além disso, a equação também mostra como se apresenta a conversão de bicarbonato de cálcio em sulfato de cálcio, ou seja, redução da dureza carbonácea e aumento da não carbonácea, o que também é desvantajoso do ponto de vista da remoção de dureza (BEDOYA, 2012).

3.7.2.2 Cloreto férrico

A reação a quente do ácido clorídrico concentrado com minerais de ferro (hematita- Fe_2O_3), seguida de resfriamento e filtração, proporciona a produção de cloreto férrico com elevado índice de pureza. Esse composto pode ser encontrado em forma sólida ou líquida, sendo esta última a frequentemente empregada no tratamento de água. A forma sólida é cristalina, de cor marrom e fórmula teórica $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. A forma líquida comercial tem uma média de 40% de FeCl_3 . A utilização do cloreto férrico diminui drasticamente a turbidez e a DBO e elimina fosfatos. Uma boa parte dos metais pesados (mercúrio, chumbo) ou venenosos (arsênio, selênio, bário) também é eliminada, quando a coagulação é realizada em valores elevados de pH (PAVANELLI, 2001).

Quando se adiciona o cloreto férrico na água que será tratada, algumas espécies hidrolisadas poderão estar presentes para um determinado valor de pH. Algumas reações de hidrólise à temperatura de 25° C são exibidas a seguir. O diagrama das espécies hidrolisadas de ferro em função do pH é apresentado na Figura 6.



Fonte: PAVANELLI (2001)

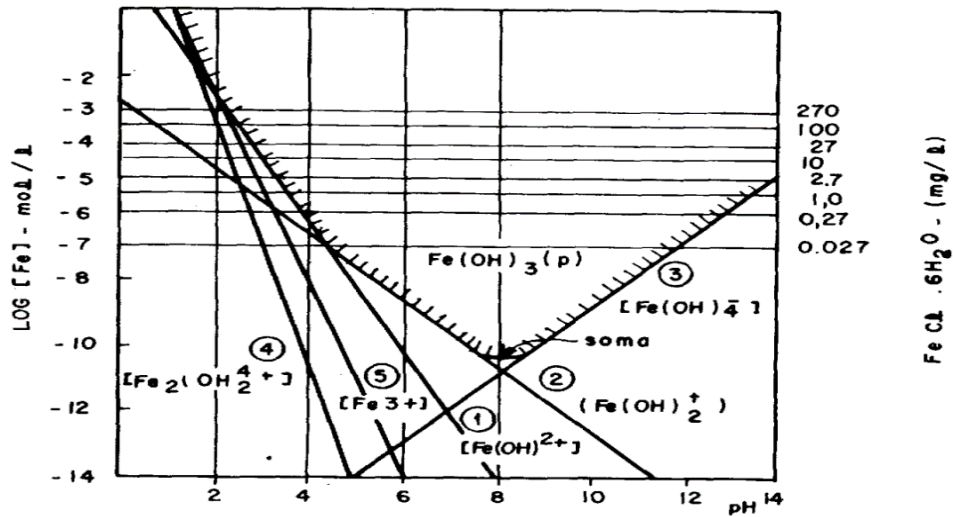
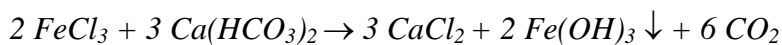


Figura 6 - Diagrama de solubilidade do cloreto férrico. Fonte: SNOEYINK, 1980.

Quando o cloreto férrico é adicionado na água, este reage com a alcalinidade natural para formar flocos de hidróxido de ferro:



3.7.2.3 Hidroxicloreto de alumínio ou policloreto de alumínio (PAC)

Essencialmente, o hidroxicloreto de alumínio ou policloreto de alumínio (PAC) é um complexo polinuclear de íons de alumínio polimerizado, um tipo de polímero inorgânico de alto peso molecular. É geralmente formulado como “Al_n(OH)_m(Cl₃)_{n-m}” combinado com pequenas quantidades de outros compostos, sendo que a relação $m/3n \times 100$ representa a basicidade do produto. Em função dessa basicidade o policloreto de alumínio libera, durante a hidrólise, em igualdade de dose de íons metálicos, uma quantidade de ácido menor que o cloreto de alumínio e os coagulantes tradicionais como sulfato de alumínio e cloreto férrico. Isso provoca menor variação do pH do meio tratado ou menor consumo de neutralizante para reconduzir o pH ao seu valor original (PAVANELLI, 2001).

Devido ao seu estado pré-polimerizado e à característica de sua estrutura molecular condensada com pontes de oxigênio entre os átomos de alumínio, o PAC apresenta vantagens na floculação em relação aos demais coagulantes inorgânicos não pré-polimerizados, principalmente pela maior concentração de elemento ativo (Al₂O₃). Na maioria dos casos, revela-se como coagulante superior ao sulfato de alumínio.

O PAC coagula fortemente substâncias suspensas ou coloidais dispersas na água, produzindo bons flocos que descem rapidamente para formar um decantado facilmente filtrável. Forma flocos mais rapidamente que o sulfato de alumínio e, desta forma, pode reduzir o tempo de mistura (ou tempo de retenção) para a formação de flocos. Como resultado, uma menor quantidade de produto pode ser utilizada, ou uma maior quantidade de água pode ser tratada para a mesma quantidade de produto. Dessa forma, o tratamento de água com PAC pode ser realizado de forma mais fácil do que com sulfato de alumínio ou outros compostos. A quantidade de álcalis necessária é menor do que a requerida para outros floculantes, já que o pH da água permanece praticamente sem alteração, mesmo na situação de uma superdosagem.

O PAC trabalha em uma faixa de pH mais ampla (Figura 7) se comparado ao sulfato de alumínio, sendo geralmente eficaz em uma faixa de pH compreendida entre 6 e 9. Em alguns casos, funciona bem em faixas que vão de pH 5 até 10. O poder de coagulação não é afetado pela temperatura da água. Portanto, ele permanece altamente efetivo também no inverno.

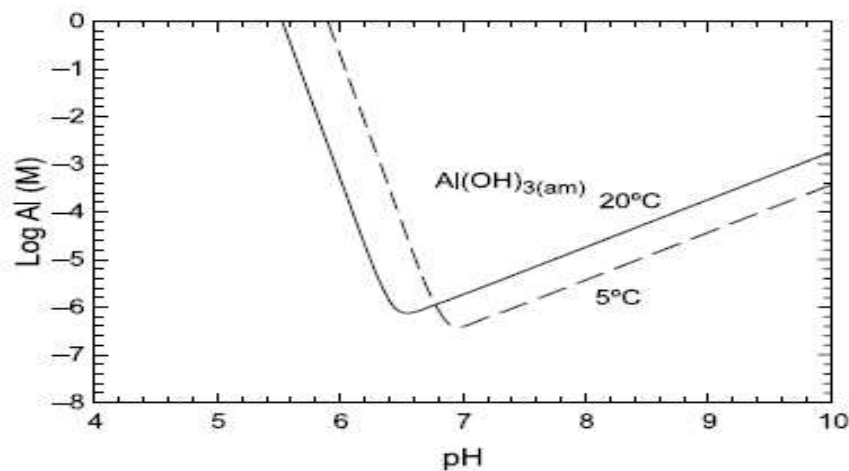


Figura 7 - Diagrama de solubilidade teórica do PAC em água deionizada. Fonte: PERNITSKY e EDWALD (2006).

3.7.3 Mecanismos de coagulação

Os mecanismos envolvidos na coagulação são complexos e abrangem interações solvente-soluto, solvente-partículas, propriedades de superfície, potenciais elétricos, produtos de solubilidade, condições de mistura e de pH

Historicamente, duas teorias têm sido consideradas para explicar o processo de coagulação de sistemas coloidais: teoria química e teoria da dupla camada (teoria física). A teoria química presume que a desestabilização dos coloides é resultado da coprecipitação de complexos insolúveis que são formados por reações químicas entre os coloides e o coagulante. A segunda teoria baseia-se na presença de fatores físicos tais como duplas camadas elétricas que rodeiam as partículas coloidais na solução e adsorção de contra-íon. A desestabilização requer uma redução no potencial elétrico entre a camada fixa de contra-íons e a maior parte do líquido. Esse potencial elétrico (potencial zeta) pode ser estimado observando-se microscopicamente o movimento de partículas num campo elétrico. Estes dois mecanismos não são mutuamente excludentes, e ambas as teorias são usadas para explicar o processo de coagulação em sistemas de tratamento que contêm uma mistura heterogênea de coloides.

O mecanismo de coagulação das impurezas que estão contidas na água depende do tipo de coagulante utilizado. A coagulação é resultante da ação individual ou combinada de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização de cargas, varredura e formação de pontes interpartículas (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Com o uso de sais inorgânicos, os mecanismos predominantes são a adsorção e neutralização de cargas e a varredura (MARTEL, 2004), que são descritos com mais detalhes nas seções 3.7.3.1 e 3.7.3.2 a seguir.

3.7.3.1 Adsorção e neutralização de cargas

A desestabilização de uma dispersão coloidal consiste nas interações entre coagulante-coloide, coagulante-solvente e coloide-solvente. Esse mecanismo ocorre imediatamente após a dispersão do coagulante na água. Alguns coagulantes podem superar os efeitos eletrostáticos e podem ser adsorvidos sobre a superfície do coloide. Se o coagulante possui carga oposta à carga do coloide, uma redução no potencial zeta irá ocorrer, o que resulta na desestabilização do coloide. Ao adicionar sais de alumínio ou ferro à água em condições especiais de dose de coagulante e pH, forma-se uma série de espécies solúveis hidrolisadas que se aderem ou formam complexos superficiais com as partículas de argila ou com os coloides e os desestabilizam, o que permite a formação de flocos. Esse mecanismo é chamado neutralização de carga ou desestabilização-adsorção (MARTEL, 2004). Dependendo do pH do meio, há a formação de diversas espécies hidrolisadas de carga positiva que podem ser adsorvidas na superfície das partículas,

desestabilizando-as (MARTEL, 2004; LIBÂNIO, 2008). Por exemplo, ao se adicionar o sulfato de alumínio à água, os complexos hidroxilados (monômeros, dímeros, polímeros) formados com doses baixas de Al^{3+} podem ser adsorvidos pelos coloides, o que provoca sua desestabilização.

Se for adicionado mais Al^{3+} à água, os coloides podem se reestabilizar com carga positiva. No entanto, em doses mais elevadas de Al (III) ou Fe (III) a coagulação é causada por envolvimento das partículas coloidais no hidróxido de metal precipitado.

3.7.3.2 Varredura

A adição de certos sais, óxidos ou hidróxidos de metais na água, em altas doses, pode resultar na rápida formação de precipitados a partir de espécies hidrolisadas com cargas positivas. A formação desses precipitados depende da dose de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água. Os precipitados envolvem as partículas coloidais suspensas na medida em que sedimentam. As partículas coloidais presentes comportam-se como núcleos de condensação.

Compostos (ou sais) como sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) e cloreto férrico ($FeCl_3$) são frequentemente usados como coagulantes para formar os precipitados $Al(OH)_{3(s)}$ e $Fe(OH)_{3(s)}$. Quando a dose do coagulante excede o produto de solubilidade de seus hidróxidos metálicos, ocorre uma precipitação rápida dos hidróxidos. Nesse caso, as partículas coloidais são envolvidas pelos precipitados e sua remoção não depende da neutralização da carga dos coloides (MARTEL, 2004).

De acordo com Libânio (2008), em função da dose de coagulante e do pH do meio, as partículas coloidais são adsorvidas e as suspensas envolvidas pelo precipitado de hidróxido de alumínio ou de ferro. Esse mecanismo de coagulação ocorre em doses mais elevadas em relação às necessárias para o mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, de modo que o floco formado adquire maior peso e sedimenta com mais facilidade nas unidades de decantação. O mecanismo de varredura é muito usado nas estações de tratamento de água em que se têm floculação e sedimentação antecedendo a filtração (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

De acordo com as explicações dos mecanismos de remoção no processo de coagulação, encontradas na literatura, os mecanismos propostos para remoção de arsênio por coagulação incluem *adsorção*, que implica na formação de complexos superficiais entre arsênio solúvel e sítios ativos sobre o hidróxido de metal precipitado,

e *coprecipitação*, com incorporação das espécies de arsênio solúveis na fase de crescimento do hidróxido por inclusão, oclusão ou adsorção (LYTLE, 2005).

O arsenato existe em formas aniônicas como H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} e AsO_4^{3-} , dependendo do pH da solução ($\text{pK}_{a1} = 2,3$, $\text{pK}_{a2} = 6,8$, $\text{pK}_{a3} = 11,6$) (SHARMA e SOHN, 2009). As espécies H_2AsO_4^- e HAsO_4^{2-} são predominantes em solução. As atrações eletrostáticas entre essas espécies de arsenato, carregadas negativamente, e as espécies hidrolisadas de Fe^{3+} e Al^{3+} , carregadas positivamente, são importantes para a remoção do arsenato na faixa de pH ácido; no entanto, em valores de pH elevado, as espécies hidrolisadas de Fe^{3+} e Al^{3+} estão carregadas negativamente. Repulsões eletrostáticas entre as espécies negativas de As (V), como HAsO_4^{2-} , e espécies hidrolisadas de ferro e alumínio carregadas negativamente impedem os processos de sorção (WANG *et al.*, 2014).

Ânions como as espécies de arsenato são adsorvidos em superfícies de hidróxidos de metal. O arsenato deve se adsorver nos flocos formados pela coagulação dos coloides presentes na água pela ação do hidróxido de alumínio ou de ferro. Provavelmente, a adsorção ocorre mais por efeito físico do que químico, devido às forças de atração superficial que possibilitam o fenômeno. A adsorção de arsênio depende da especiação, do adsorvente e do valor de pH, assim como das concentrações de íons concorrentes.

É provável que os mecanismos que regem a remoção do arsênio pelos hidróxidos de metais sejam dependentes das interações moleculares do sistema arsênio/água/hidróxido, onde se estabelecem ligações que permitem que as superfícies ativas complexem o arsênio presente na água por meio de reações químicas intermoleculares entre arsênio e a superfície ativa e entre arsênio e água. Para favorecer a adsorção, deve-se assegurar o maior contato possível entre as duas fases, por isso, são de fundamental importância as reações entre a superfície e o arsênio, através de ligações coordenadas formadas por hidrólise, complexação superficial, troca de ligantes e ligação de hidrogênio (esta última fraca em comparação com outras interações químicas, mas importante na adsorção de moléculas nos hidróxidos polarizados).

De acordo com a literatura, a melhor adsorção do As^{+5} sobre os precipitados de ferro, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e alumínio $\text{Al}(\text{OH})_3$, ocorre na faixa de pH de 4 a 7, quando a superfície do hidróxido está carregada positivamente e o arsênio está na forma aniônica, promovendo as interações eletrostáticas entre o As^{+5} e o precipitado. Geralmente, a adsorção do As (V), presente como íons dissociados, é melhor do que a adsorção de As

(III), que está presente como H_3AsO_3 não dissociado. Vários estudos mostram que a adsorção de arsênio ao hidróxido de alumínio ou ferro melhora com a diminuição do pH, já que se produz um aumento da carga superficial positiva, o que favorece a adsorção de ânions como o arsenato. Além disso, a adsorção de arsenato sobre as superfícies dos hidróxidos está associada ao consumo de prótons (KARCHER *et al.*, 1999). A precipitação do arsênio como arsenato de ferro (FeAsO_4) na coagulação pode ser descartada, uma vez que a solubilidade do ferro é controlada pela espécie menos solúvel $\text{Fe}(\text{OH})_3$, não permitindo a precipitação do mais solúvel FeAsO_4 (KARCHER *et al.*, 1999).

3.7.3.3 Diagramas de coagulação

Os diagramas de coagulação são ferramentas simples para previsão das condições de dose e pH em que a coagulação pode ocorrer de forma eficaz. São específicos para cada coagulante e para cada água usada no tratamento. Consistem na sobreposição do diagrama de solubilidade do coagulante com as condições de dose de coagulante aplicado e pH em que acontece a coagulação, avaliadas por meio de Jar test.

Amirtharajah e Mills (1982) desenvolveram o diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio (Figura 8) a partir do diagrama de solubilidade do alumínio e das condições da coagulação, doses de coagulante [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14,3 \text{ H}_2\text{O}$] e pH da mistura, no tratamento de diferentes tipos de águas naturais e sintéticas. O diagrama destaca diferentes áreas correspondentes a mecanismos específicos de coagulação, assim como a apresentação de curvas simétricas das espécies hidrolisadas do alumínio.

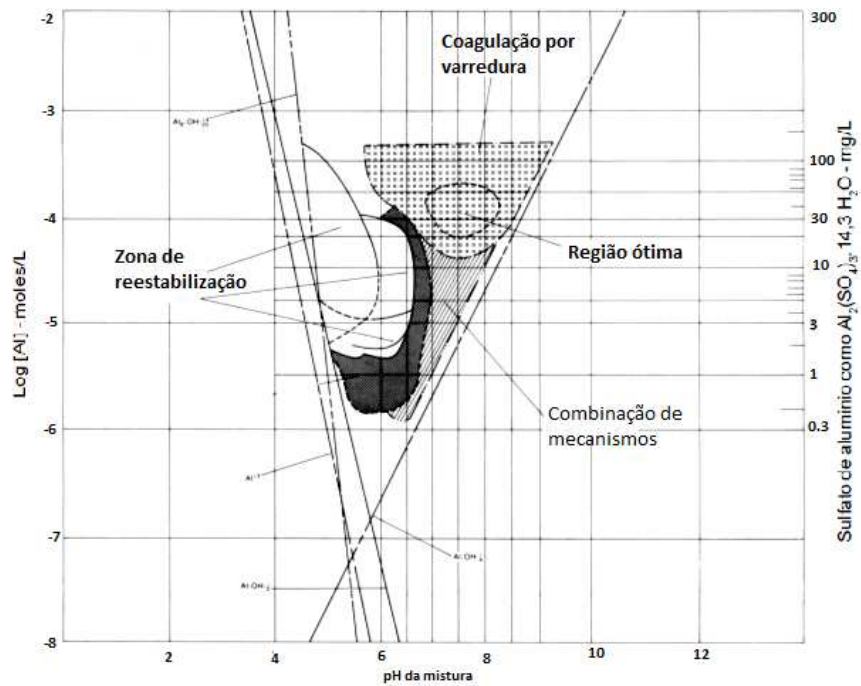


Figura 8 - Diagrama de coagulação com o sulfato de alumínio. Fonte: Adaptado de Amirtharajah e Mills (1982)

No diagrama pode-se observar que existem quatro regiões distintas, caracterizadas pelo par de valores dose de coagulante – pH da mistura, que distinguem os diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais (DI BERNARDO, 1993). Com doses de sulfato de alumínio em valores próximos a 30 mg/L e pH de 7 a 8, o mecanismo de coagulação por varredura tende a ser dominante. Por outro lado, para uma dose de 10 mg/L, é possível observar que, a depender do valor do pH, a coagulação pode ocorrer por meio do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ou pela combinação de mecanismos, passando, inclusive, por uma zona de reestabilização.

Em geral, os conceitos e conclusões expostas para o sulfato de alumínio são aplicáveis para o cloreto férrico. Johnson e Amirtharajah (1983) mostraram condições particulares para doses de cloreto férrico e pH em que ocorre a coagulação de forma eficaz.

Na Figura 9, são apresentadas as regiões comumente encontradas quando a coagulação é realizada com o uso de cloreto férrico, onde podem se distinguir três regiões típicas: a região A, em que a coagulação é decorrente do mecanismo de varredura, com pH compreendido entre 6 e 9 e dose de cloreto férrico na forma de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ entre 27 e 270 mg/L; a região B, em que há predominância do mecanismo de coagulação por adsorção e neutralização de cargas, com pH por volta de 4,5 a 6,0 e

dose variando de 27 a 270 mg/L; e a região C, onde, para valores de pH inferiores a 6,0 e dependendo da dose de cloreto férrico, ocorre a reestabilização.

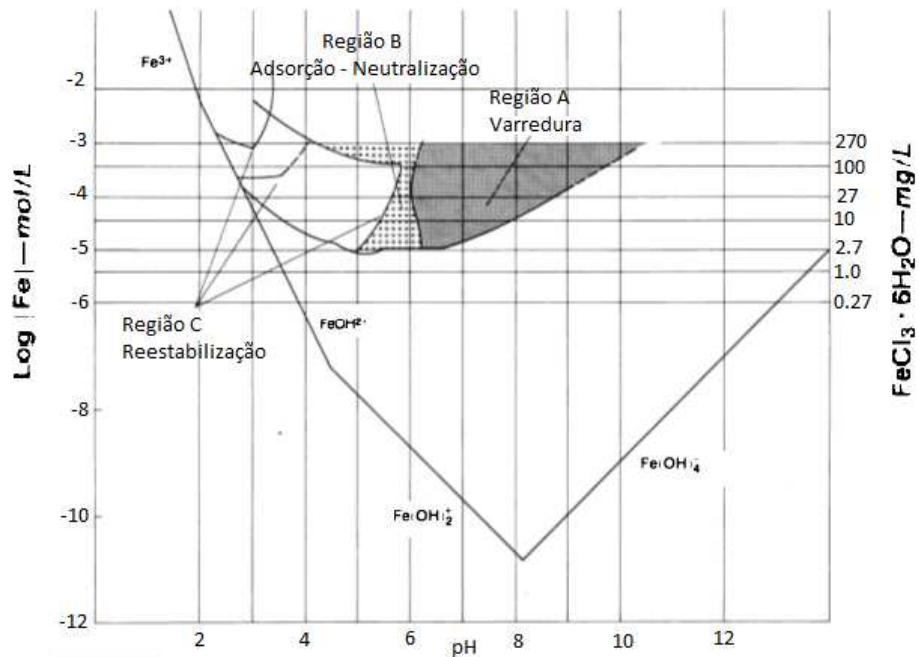


Figura 9 - Diagrama de coagulação do cloreto férrico. Fonte: Johnson e Amirtharajah (1983).

3.7.4 Coagulação melhorada

A coagulação melhorada é definida como um processo de coagulação otimizada para remover precursores de subprodutos da desinfecção ou matéria orgânica natural. De modo geral, a coagulação melhorada é praticada utilizando doses elevadas de coagulantes e valores de pH mais baixos (deve-se ter um controle muito rigoroso do pH) para se obter flocos com maior capacidade adsortiva. A coagulação melhorada é geralmente realizada de duas maneiras: por meio da acidificação da água bruta (para águas de alta alcalinidade) e, ou pelo aumento da dose de coagulantes.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Experimentos para avaliar a remoção de arsênio por meio do tratamento da água em ciclo completo (simulado em suas fases iniciais: coagulação, floculação e sedimentação) foram realizados em escala de laboratório e em regime de batelada, a partir de um equipamento de Jarrest (reator estático), o qual se encontra no Laboratório de Controle de Qualidade da Água (LCQA) da Estação de Tratamento de Água da Universidade Federal de Viçosa (ETA-UFV).

4.1 Coleta, preservação e caracterização de amostras.

As amostras de água utilizadas na pesquisa foram coletadas no mesmo ponto de captação de água bruta da ETA-UFV, ou seja, na represa que armazena água proveniente do Ribeirão São Bartolomeu; a ETA-UFV fica localizada no campus Viçosa da UFV e abastece a comunidade universitária com vazão afluyente média de 30L/s. As coletas foram feitas em datas diferentes com o intuito de se obter amostras com turbidez baixa e alta, referentes aos períodos de seca e chuva, respectivamente. A água coletada foi armazenada em bombonas de PVC com volume de 80L, em quantidade suficiente para a realização dos ensaios para cada valor de pH, e estocada em edificação coberta e ventilada.

Após a coleta as amostras de água bruta foram homogeneizadas e analisadas para determinação dos parâmetros pH, turbidez, COT, ferro, alumínio e alcalinidade, de acordo com as metodologias de análises e procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Uma vez realizada a caracterização da água bruta, amostras dessa água foram usadas para fazer a preparação da água sintética (com adição de arsênio), diretamente em cada um dos jarros, com as duas concentrações de arsênio desejadas. Foram realizadas análises de pH e turbidez antes e após cada ensaio de coagulação-floculação-sedimentação e, em seguida, com a amostra de água coletada após a sedimentação, foi realizada a determinação do arsênio remanescente para avaliar a eficiência de remoção.

4.2 Descrição do equipamento utilizado nos testes de bancada

O equipamento utilizado nos testes de bancada é conhecido como aparelho de teste de jarros, do inglês *Jar Test*, o qual consiste de seis recipientes (jarros) com

capacidade para 2 L cada e seis dispositivos de agitação mecânica com velocidade variável operando em paralelo; com esse equipamento, podem ser programados gradientes de velocidade de 10 a 2000 s⁻¹, simulando, assim, a coagulação, floculação e decantação (esta última já com o equipamento desligado). Neste trabalho, foi utilizado um aparelho da marca Nova Ética que se encontra no LCQA da UFV, o qual é mostrado na Figura 10.

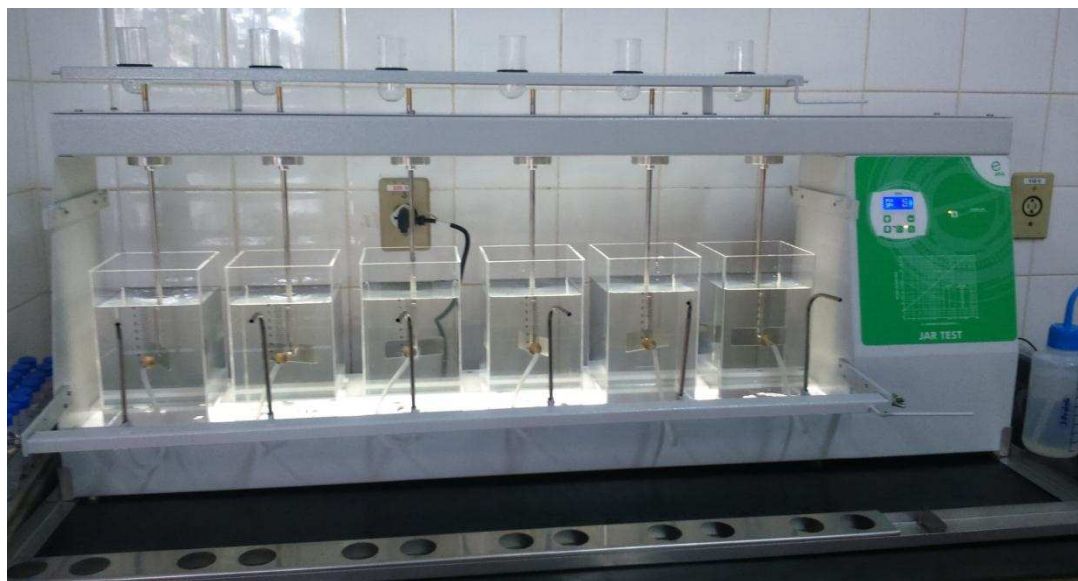


Figura 10 - Aparato experimental utilizado nos ensaios (para etapas de coagulação-floculação-sedimentação do ciclo completo).

Além do *Jar Test*, a execução dos ensaios exigiu infraestrutura laboratorial compatível com as características de qualidade da água que se desejou avaliar, ou seja, características de qualidade que são indicadoras da eficiência do tratamento em cada situação testada. De modo geral, a característica mais utilizada nessa avaliação é a turbidez (DI BERNARDO, 2003). Outra característica importante nesse projeto foi a concentração de arsênio remanescente na água tratada.

Os materiais, equipamentos e vidrarias empregados durante os ensaios são descritos na Tabela 2, em que consta, também, a função de cada item utilizado. Além do material citado foram utilizados: béqueres, erlenmeyers, espátulas, pisseta com água destilada, cronômetro, balões volumétricos de 50, 100, 250 e 1000 mL, micropipetas de 1, 5 e 10 mL, pipeta de 100 mL e pipetador automático.

Tabela 2 - Relação de equipamentos e materiais utilizados.

Etapa	Produto	Função
Preparo da água de estudo	Bombona de 80L	Reservatório da água para os ensaios.
	Balança de precisão	Medição das massas dos produtos químicos necessários para preparação das amostras
Caracterização da água de estudo	Turbidímetro	Determinação da turbidez
	pHmetro Analisador de carbono orgânico total	Medição do pH Determinação de COD
Ensaio: coagulação, floculação e sedimentação.	Jar Test	Simulação das etapas iniciais do tratamento da água
	Tubo falcon	Armazenamento da amostra para análise
Preparo e análise das amostras	Filtro seringa	Filtração da amostra para análise de arsênio
	Espectrômetro de fluorescência atômica acoplada com geração de hidretos (HG-AFS)	Determinação da concentração de arsênio
	Espectrômetro de absorção atômica (AA)	Determinação das concentrações de ferro e alumínio

4.3 Reagentes

Uma solução padrão de arsênio com 1000 mg As (As_2O_5 em H_2O , adquirido da empresa Merck®) foi utilizada para produzir uma solução estoque de arsenato de 1000 mg/L. Uma solução secundária de 100 ppm de As foi preparada conforme necessário para adicionar em cada um dos jarros, com a finalidade de atingir concentrações de 50 $\mu g/L$ e 500 $\mu g/L$ de As conforme planejado para cada corrida experimental. Essa solução foi feita diluindo-se a solução estoque com uma quantidade apropriada de água destilada.

Produtos químicos de qualidade analítica foram utilizados para a preparação de todas as soluções. Para os ensaios de coagulação foram empregados três tipos de coagulantes, os quais foram preparados com água destilada:

- Sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$), da marca Herlaz
- Policloreto de alumínio ($\text{Aln}(\text{OH})_m(\text{Cl})_{(3n-m)}$), da marca Bauminas
- Cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), da marca Bauminas

Esses coagulantes foram escolhidos por serem amplamente usados nas estações em todo Brasil, contribuindo, portanto, para aplicar os resultados da pesquisa à realidade. Soluções de ácido clorídrico (0,1 mol/L e 1,0 mol/L) e hidróxido de sódio (0,1 mol/L e 1,0 mol/L) foram preparadas para o ajuste dos valores de pH de acordo com a necessidade dos ensaios. Para preservação das amostras para análise de As utilizou-se ácido nítrico PA (HNO_3). Na Tabela 3 são listados os produtos químicos utilizados em cada etapa dos trabalhos experimentais e suas funções na pesquisa.

Tabela 3 - Relação dos produtos químicos utilizados em cada etapa do experimento.

Etapa	Produto	Descrição	Função
Preparo da água de estudo	Arsênio	As_2O_5 em H_2O	Contaminação da água com As^{+5}
	Sulfato de alumínio	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$	Coagulante
Ensaio: Coagulação, floculação e sedimentação.	Policloreto de alumínio	$\text{Aln}(\text{OH})_m(\text{Cl})_{(3n-m)}$	Coagulante
	Cloreto férrico	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	Coagulante
	Ácido clorídrico	HCl	Ajuste de pH da água
	Hidróxido de sódio	NaOH	Ajuste de pH da água
Preparo das amostras	Ácido nítrico	HNO_3	Preservação da amostra

4.4 Procedimento experimental

Os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação foram realizados em reator em batelada (Jar Test), com variação de fatores quantitativos de entrada oriundos da revisão de literatura e utilizando três tipos diferentes de coagulantes: cloreto férrico,

sulfato de alumínio e PAC, além de uma mistura de cloreto férrico e sulfato de alumínio numa relação 1:1. Quatro fatores foram de interesse para a presente pesquisa:

- O pH inicial da água, ajustado nos valores de 4,0; 4,5; 5,0; 5,5; 6,0; 7,0 e 8,0.
- A dose de coagulante: 5; 10; 15; 20; 25 e 30 mg/L para cada coagulante.
- A concentração de arsênio na água bruta: foram preparados dois tipos de água contaminada (sinteticamente) com concentrações de arsênio de 50 e 500 µg/L.
- A turbidez da água bruta: foram coletadas amostras de água bruta no período de seca, com turbidez baixa (valores até 26 uT) e amostras de água bruta no período de chuva, com turbidez alta (valores na faixa de 100 até 225 uT).

Os intervalos escolhidos para os parâmetros de estudo foram selecionados considerando o princípio da coagulação melhorada (dose elevada e pH baixo), os mecanismos de varredura e adsorção-neutralização de carga dos coloides e por abrangerem uma ampla faixa de doses normalmente utilizadas nas estações de tratamento de água no Brasil. A faixa de pH empregada é a faixa usual para a construção de diagramas de coagulação.

As etapas experimentais realizadas e imprescindíveis para atingir os objetivos deste estudo estão descritas no fluxograma da Figura 11.

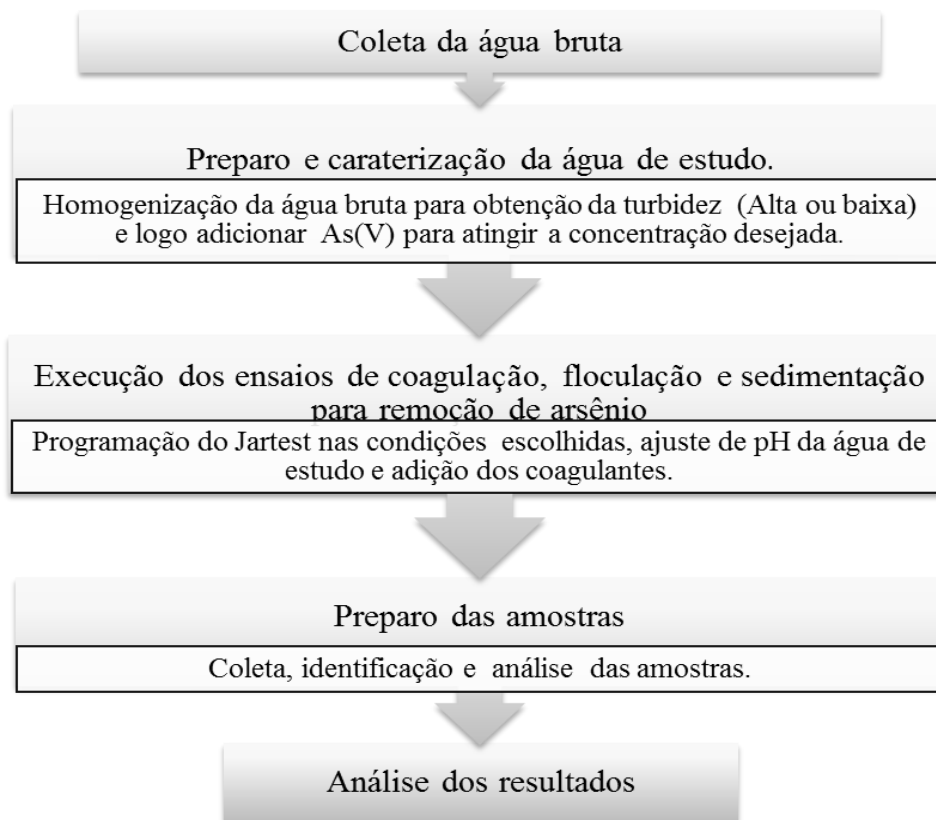


Figura 11 - Fluxograma com as etapas do estudo.

4.4.1 Preparo da água de estudo

Utilizou-se uma solução estoque de arsenato que continha 1000 mg/L de As(V) para atingir as concentrações de arsênio desejadas em cada jarro, sendo, assim, preparadas águas sinteticamente contaminadas com concentrações de arsênio de 50 e 500 $\mu\text{g/L}$, correspondentes a 5 e 50 vezes o valor máximo permitido pelo padrão brasileiro de potabilidade; tais valores são frequentemente encontrados nas águas da região do Quadrilátero Ferrífero como relatado nos trabalhos desenvolvidos por Pimentel *et al.* (2003) e Deschamps e Matschullat (2007).

As características das diferentes amostras de água estão resumidamente representadas no esquema da Figura 12. As soluções estoque de cada coagulante foram preparadas diluindo-se as quantidades necessárias de coagulante para fornecer uma solução a 2%. As soluções dos três coagulantes foram utilizadas nos ensaios adicionando o volume requerido para alcançar as concentrações desejadas em cada um dos jarros.

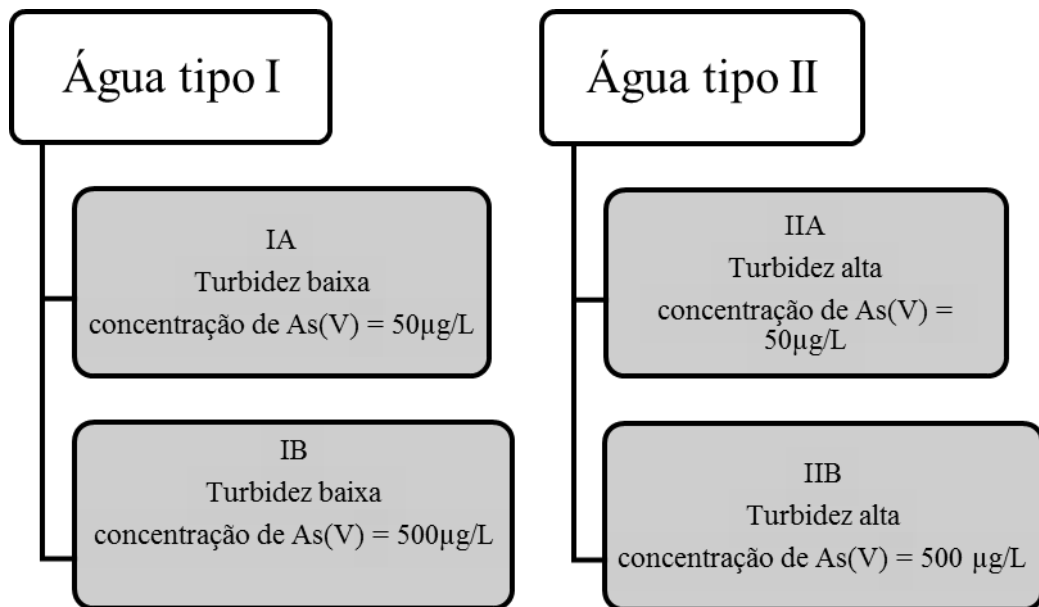


Figura 12 - Características das amostras de água usadas no experimento.

4.4.2 Ensaios no equipamento estático (Jar Test)

A coagulação foi efetuada com sulfato de alumínio, cloreto férrico, PAC e com uma mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico, na proporção de 1:1. O coagulante foi adicionado a cada jarro de 2L contendo as amostras de água e as diferentes doses de As (V) foram colocadas nos tubos de dosagem para iniciar o ciclo do *Jar Test*. Antes da adição de coagulante, o pH de cada amostra foi ajustado por adição de solução ácida (HCl) ou básica (NaOH).

Durante a etapa de coagulação, a norma NBR 12216 recomenda gradientes de mistura rápida de 700 a 1100 s⁻¹ com tempo de mistura não superior a 5 segundos. Na etapa da floculação, foi escolhido um tempo total de 30 minutos, o qual foi dividido em três segmentos, sendo que os gradientes estiveram compreendidos entre 60 e 20 s⁻¹. Esses valores foram escolhidos de acordo com a norma NBR 12216, a qual recomenda tempo de floculação inferior ou igual a 30 minutos. A norma também recomenda que as velocidades de sedimentação devem ser inferidas pelas taxas de aplicação superficial. De acordo com o anteriormente exposto, a série de experimentos foi realizada no *Jar test* com os parâmetros operacionais citados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros operacionais da pesquisa para as águas tipo I e II empregados nos ensaios.

Parâmetro	Valor
Tempo de mistura rápida	10 s
Gradiente médio de mistura rápida	800 s ⁻¹
Tempo de floculação 1	15 min
Gradiente médio de floculação 1	60 s ⁻¹
Tempo de floculação 2	10 min
Gradiente médio de floculação 2	40 s ⁻¹
Tempo de floculação 3	5 min
Gradiente médio de floculação 3	20 s ⁻¹
Velocidade de sedimentação	2,43 cm/min

No final do período de sedimentação, as amostras de água foram tomadas dos sobrenadantes, filtradas em filtro seringa com membrana de tamanho de poro 0,45 µm e armazenadas para análise, adicionando HNO₃ para conservar as amostras até a análise do arsênio, ferro e alumínio. O volume de água que saiu nos cinco primeiros segundos do tubo de coleta foi descartado para, então, proceder à coleta das amostras para análise de pH e turbidez.

4.4.3 Traçado dos diagramas

Com os diversos pontos obtidos, tornou-se possível elaborar curvas de dose vs pH vs eficiência de remoção de As. Desta maneira, foram obtidas regiões cujos valores podiam ser estudados, visando o melhor desempenho na aplicação do coagulante para determinada água.

As curvas de isoeffiência de remoção dos diagramas de coagulação foram construídas utilizando o software Surfer 12 (com uso da opção gráfico de contorno) para os pontos ensaiados (pares de dose de coagulante e pH). Os diagramas foram elaborados por meio de interpolações, de acordo com método Kriging, ou krigagem. A krigagem utiliza funções matemáticas para acrescentar pesos maiores nas posições mais próximas aos pontos amostrais e pesos menores nas posições mais distantes e, assim, criar novos pontos interpolados com base nessas combinações lineares de dados (JAKOB, 2002).

4.5 Análise estatística

Foram aplicados modelos de regressão múltipla com o objetivo de explicar a eficiência de remoção de arsênio (variável dependente) em função das variáveis independentes selecionadas (concentração inicial de arsênio, turbidez, pH e dose de coagulante) com o auxílio do software Minitab® versão 17.1.0.0.

Na análise de regressão múltipla foram estimados os coeficientes de regressão que determinaram o efeito que as variações dos parâmetros independentes tinham sobre o comportamento do parâmetro dependente. A regressão múltipla não foi empregada para obtenção de um modelo geral preditivo, mas, sim, para a seleção de quais variáveis foram significativas e contribuíram para uma melhor aderência do modelo para as condições deste trabalho. Quanto mais significativo foi o peso de uma variável ou de um conjunto de variáveis explicativas, mais essa variável afetou o comportamento da variável-resposta, em relação a outras variáveis.

Modelos de regressão múltipla podem ser genericamente representados como:

$$Y = \alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \dots + \beta_i X_i + \varepsilon_i$$

Y é a variável dependente;

α corresponde a um coeficiente técnico fixo, um valor de base a partir do qual começa Y;

β_i corresponde aos parâmetros desconhecidos do modelo (a estimar);

X_i são as variáveis explicativas ou independentes;

ε_i é a variável aleatória residual na qual se procuram incluir todas as influências no comportamento da variável Y que não podem ser explicadas linearmente pelo comportamento das variáveis X_i e os possíveis erros de medição.

O modelo foi reduzido manualmente por meio da significância da estatística F de Fisher. Os critérios de probabilidade adotados para escolha das variáveis foram, para entrada da variável, p-valor $\leq 0,05$ e, para retirada, p-valor $> 0,05$. Os gráficos dos resíduos foram analisados para verificação de ajuste à distribuição normal.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da água bruta

A caracterização da água bruta utilizada nos ensaios (água superficial natural) é apresentada na Tabela 5, que contém as faixas de valores dos parâmetros de qualidade. A água bruta usada neste trabalho foi dividida em dois tipos: Tipo I com turbidez baixa, e Tipo II, que possuía turbidez alta. Foram realizadas quatro coletas, com frequência mensal, nos meses de agosto, setembro, outubro e dezembro, todas no ano de 2015.

Tabela 5 - Caracterização da água bruta utilizada no estudo (Tipo I e II)

Parâmetro	Faixa de valores	
	Água Tipo I	Água Tipo II
pH	6,9 – 7,0	7,00 – 7,1
Turbidez (uT)	1,5 – 26	100 – 225
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	26,3 - 28,3	27,6 – 30,8
Temperatura (°C)	24 - 29	25 - 29,7
COT (mg/L C)	2,63 – 3,77	3,09 – 3,91
Ferro mg/L	0,12	1,86
Alumínio mg/L	ND	4,97

Os dados apresentados na Tabela 5 são dados médios, e os valores de turbidez da água para cada ensaio podem ter variado de acordo com o grau de homogeneização da água bruta, realizada ainda na bombona onde foi armazenada, antes de tomar a amostra para cada corrida experimental.

5.2 Ensaio de coagulação/floculação/sedimentação

5.2.1 Água tipo I

A água de estudo Tipo I teve como característica principal a baixa turbidez, com valores variando entre 1,5 e 26 uT. A partir dessa água, foram preparadas amostras com

concentrações de arsênio de 50 e 500 µg/L, doravante denominadas Águas Tipo IA e IB, respectivamente. Os dados resultantes dos ensaios da água Tipo I são apresentados nos Apêndices A - D, como segue:

- Sulfato de alumínio: Apêndice A
- Policloreto de alumínio: Apêndice B
- Cloreto férrico: Apêndice C
- Mistura de coagulantes: Apêndice D

Para permitir uma comparação entre os resultados dos três tipos de coagulantes e a mistura de dois deles, todos os ensaios da água Tipo I foram realizados com os parâmetros operacionais apresentados no capítulo anterior e citados na Tabela 4. Os mecanismos possivelmente atuantes em cada região dos diagramas de coagulação são discutidos a seguir, com base nas eficiências de remoção obtidas nos ensaios e os valores de dose e pH associados às regiões apresentadas por Amirtharajah e Mills (1982) e Johnson e Amirtharajah (1983).

5.2.1.1 Resultados dos ensaios com sulfato de alumínio

Nas figuras 13 e 14 são apresentados os resultados dos ensaios de bancada para coagulação com sulfato de alumínio, através do diagrama de coagulação para os pares de doses e pH escolhidos. O pH ajustado da água bruta variou de 4 a 8. A adição do coagulante consumiu alcalinidade do meio e abaixou o pH da água, que foi mensurado em cada jarro após a decantação. Os valores de pH finais variaram entre 4,0 e 7,6.

No diagrama de coagulação para água Tipo IA (Figura 13), é possível identificar regiões com comportamentos diferentes em termos de mecanismos e eficiência de remoção de arsênio. Os mecanismos atuantes foram discutidos tendo em conta as eficiências de remoção alcançadas e realizando-se uma comparação entre os valores de dose e pH deste trabalho e os associados às regiões apresentadas por Amirtharajah e Mills (1982). Nessa comparação, é importante observar que o sulfato de alumínio utilizado neste estudo possui a fórmula $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$, enquanto aquele utilizado por Amirtharajah e Mills (1982) possui fórmula $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14,3\text{H}_2\text{O}$. A forma $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$ possui mais água em suas moléculas constituintes, e

consequentemente, possui concentração de alumínio 5% menor em relação à forma $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14,3\text{H}_2\text{O}$.

Dado que a concentração de arsênio na água Tipo IA variou entre 44 e 50 $\mu\text{g/L}$, para se obter água com qualidade satisfatória após o tratamento com concentrações de arsênio abaixo do valor máximo estipulado na Portaria n° 2.914/2011 do Ministério da Saúde (10 $\mu\text{g/L}$) a eficiência de remoção de arsênio na coagulação com sulfato de alumínio deveria ser maior do que 77%.

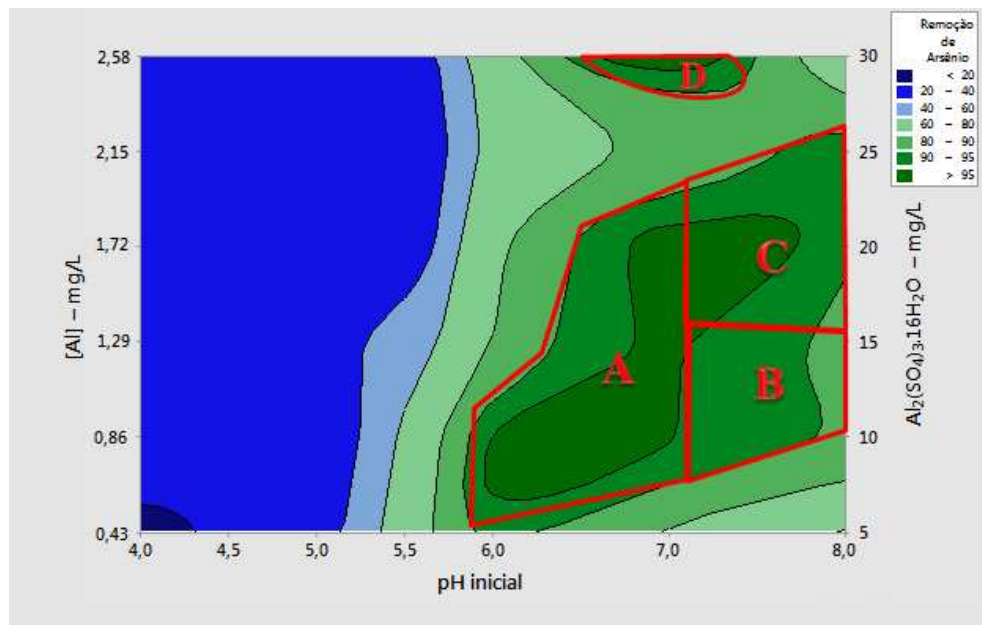


Figura 13 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de sulfato de alumínio (mg/L).

Pela análise do gráfico da Figura 13, pode-se observar uma região de elevada remoção de As, acima de 80%. Essa região se estende desde pH 6 até 8, para doses de coagulante variando de 5 a 30 mg/L. A maior parte dessa região é composta por eficiências de remoção acima de 90%, na faixa de valores de pH de 6 a 8 e doses de coagulante de 10 a 20 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$. Comparando com o diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio obtido por Amirtharajah e Mills (Figura 8), pode-se perceber que a região onde houve remoção maior do que 90% compreende as regiões de corona, de combinação de varredura e adsorção–neutralização de cargas e de remoção por varredura. Na região A (corona), que compreende valores de pH entre 6 e 7 e doses entre 5 e 20 mg/L, verifica-se um predomínio do hidróxido de alumínio sólido

carregado positivamente, que desestabiliza os coloides pelo mecanismo de neutralização de cargas; esse hidróxido é capaz de remover o ânion arsenato dissolvido por adsorção.

Na faixa de pH de 7 a 8 e para doses de coagulante variando entre 10 e 15 mg/L pode-se identificar a região B (combinação de varredura e adsorção–neutralização de cargas). Nessa região é formado o hidróxido de alumínio sólido e neutro juntamente com o hidróxido carregado positivamente e com propriedades adsorptivas. Assim, o arsenato é removido pelo processo físico de varredura e através da adsorção deste na superfície do hidróxido metálico insolúvel, onde se dá a formação de complexos entre o arsênio solúvel e os sítios de adsorção na superfície do hidróxido de alumínio.

Na região C, delimitada por valores de pH de 7 a 8 e doses de 15 a 25 mg/L, predomina o mecanismo de varredura. Nessas condições de pH, devido às maiores doses empregadas e à baixa solubilidade do coagulante, é formado predominantemente o precipitado de hidróxido de alumínio, um sólido gelatinoso que aglutina as partículas e as arrastra para o fundo. Nesse cenário, o mecanismo predominante de remoção de As da água é a coprecipitação, na qual o arsênio solúvel é incorporado dentro do hidróxido de alumínio em formação, seja por inclusão, oclusão ou adsorção. A adsorção do arsênio se dá sobre os hidróxidos de alumínio amorfos recém precipitados e/ou um aprisionamento do arsênio adsorvido no interior do hidróxido de alumínio em formação. Nessa região, a água decantada possui valores de arsênio remanescente inferiores a 10 µg/L em todo o intervalo. É possível observar ainda, uma região ótima do mecanismo de varredura, em pH 7 e dose de 30 mg/L, em que a concentração de arsênio na água decantada foi de 0,4 µg/L; nessa região D provavelmente o potencial zeta foi próximo ao ponto isoelétrico, ou seja, as partículas estavam mais desestabilizadas e com carga mais próxima a zero.

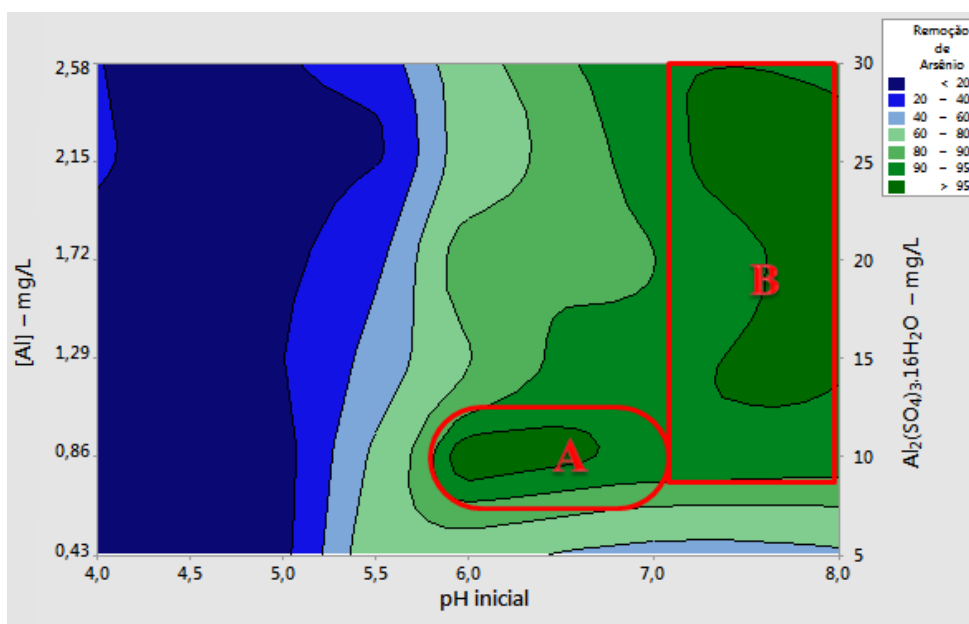


Figura 14 - Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de sulfato de alumínio (mg/L).

Para a água de estudo Tipo IB com conteúdo de arsênio entre 490 e 500 $\mu\text{g/L}$, a eficiência de remoção por coagulação com sulfato de alumínio deveria ser maior do que 98 % para obter-se água com concentrações de arsênio abaixo do valor máximo permitido. Conforme pode-se observar na Figura 14, apesar de o percentual de remoção de arsênio ser elevado (> 90 %) para faixa ampla de valores de pH e dose, de 6 até 8 e de 10 a 30 mg/L, respectivamente, os resultados conduziram a concentrações de arsênio maiores do que limite estabelecido na Portaria 2914. Fazendo novamente a comparação com a Figura 8, verifica-se que os mecanismos de remoção predominantes foram varredura e adsorção-neutralização de cargas (região de corona) para eficiências de remoção entre 90 - 98%.

Na região A (corona), para valores de pH entre 6 e 7 e dose de 10 mg/L, a remoção de arsênio ocorreu por adsorção na superfície do hidróxido de alumínio sólido carregado positivamente. Já na região B (varredura), com pH de 7-8 e doses entre 10 e 30 mg/L, pode-se observar maior formação de hidróxido de alumínio precipitado capaz de remover o ânion arsenato dissolvido por coprecipitação-adsorção. No gráfico da Figura 14, pode-se encontrar uma região de maior eficiência de remoção, com valores acima de 98%, na qual se pode obter água decantada com concentrações de arsênio menores do que 10 $\mu\text{g/L}$. Nessa região ocorreu também o mecanismo de varredura, em pH 8 e doses de 20 a 25 mg/L de sulfato de alumínio.

O diagrama Eh-pH do arsênio (Figura 1) mostra que, na faixa de pH das águas utilizadas, o arsênio está presente predominantemente como ácido arsênico ionizado, ou seja, na forma de íons arsenato divalentes (HAsO_4^{2-}) ou hidrogeno-arsenato (em condições ligeiramente alcalinas), e na forma de íons arsenato monovalentes (H_2AsO_4^-) ou dihidrogeno-arsenato (em condições ligeiramente ácidas). Assim, a remoção de arsênio da fase líquida pode ocorrer por adsorção na fase sólida gerada.

5.2.1.2 Resultados dos ensaios com PAC

De forma análoga ao apresentado para o sulfato de alumínio, no diagrama de coagulação com PAC é possível identificar duas regiões de remoção de arsênio para a água de estudo Tipo IA. Os valores de pH e as doses de coagulante foram os mesmos utilizados para a construção dos diagramas de coagulação com sulfato de alumínio. Na Figura 15 pode se observar duas regiões onde ocorreu a remoção de arsênio em valores acima de 77 % (porcentagem mínima de remoção para atingir água decantada com concentração de arsênio de $10 \mu\text{g/L}$).

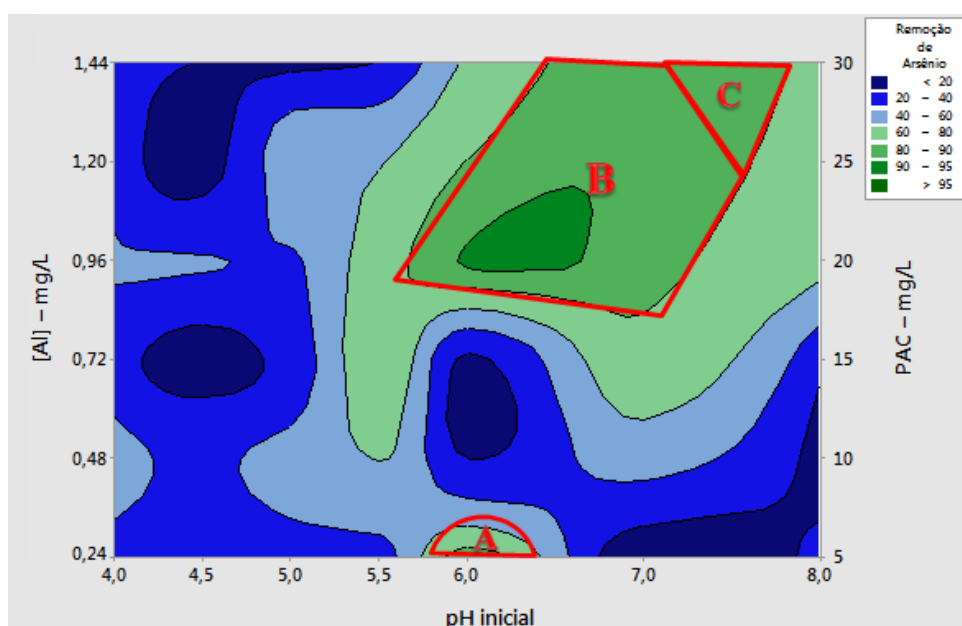


Figura 15 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de PAC (mg/L).

Na região A, que abrange o par de valores de dose e pH de 5 mg/L e 6, respectivamente, e na região B, que compreende valores de pH de 6 a 7 e doses de PAC de 20 a 30 mg/L, o mecanismo de coagulação predominante é a adsorção. Nessa região,

predomina o hidróxido de alumínio sólido carregado positivamente, que desestabiliza os coloides pelo mecanismo de neutralização de cargas, e no qual o arsênio é adsorvido. Já na região C, na faixa de pH compreendida entre 7 e 7,5 e para dose de 30 mg/L, acredita-se que a coagulação com o PAC se deu predominantemente pelo mecanismo de varredura, e a remoção de arsênio ocorreu por coprecipitação-adsorção, onde o hidróxido metálico precipitado serviu como substrato para a adsorção do arsênio.

Por outro lado, fazendo uma análise do diagrama de coagulação para o PAC com água Tipo IB (Figura 16), pode-se notar uma região de elevados valores de remoção de arsenato, entre 80 – 87 %, mas não foi possível obter águas decantadas com concentrações de arsênio menores ou iguais a 10 µg/L. Os resultados deste experimento indicam que a adsorção sobre o hidróxido de alumínio carregado positivamente é o principal mecanismo de remoção de As (V) nessa região. É possível que a superfície dos hidróxidos tenha se tornado saturada com o arsênio removido, assim, para conseguir maior remoção, seria necessária uma dose maior de PAC para água bruta com concentrações iniciais de As (V) superiores a 500 µg/L.

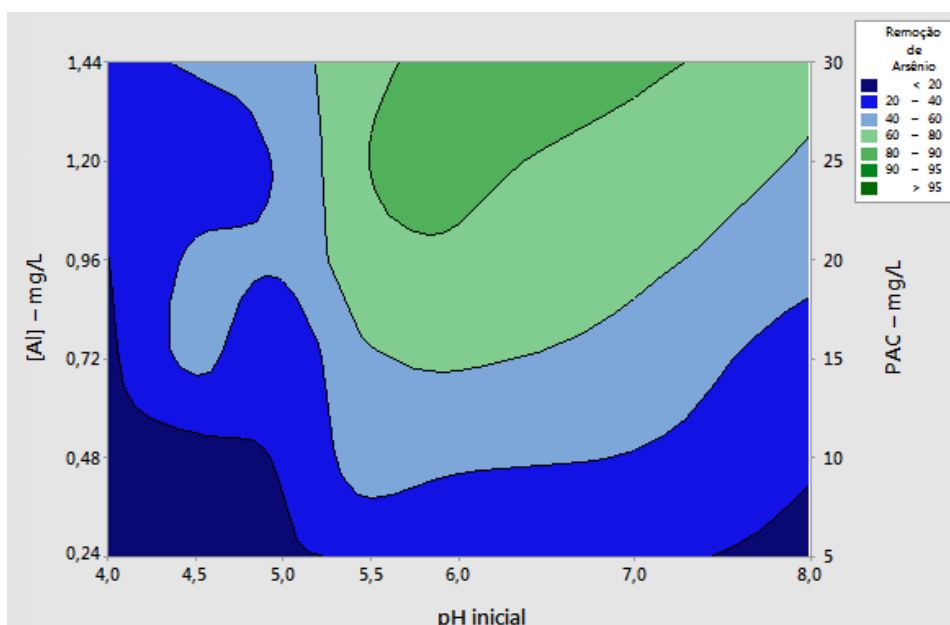


Figura 16 - Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de PAC (mg/L).

5.2.1.3 Resultados dos ensaios com cloreto férrico

No diagrama de coagulação com cloreto férrico, é possível identificar diferentes regiões para as águas de estudo dos Tipos IA e IB, referentes aos diversos mecanismos

de coagulação. Os mecanismos atuantes nas regiões A, B e C, conforme mostrado nas Figuras 17 e 18, são discutidos a seguir, com base nas eficiências de remoção obtidas nos ensaios e nos valores de dose e pH associados às regiões apresentadas em Johnson e Amirtharajah (1983) (Figura 9).

Pode-se observar, na Figura 17, que, para água Tipo IA, foi possível reduzir a concentração de arsênio de 50 µg/L, na água bruta, para valores por baixo de 10 µg/L na água decantada. A remoção de arsênio durante a coagulação se deu por dois mecanismos, adsorção e coprecipitação. Comparando com o diagrama de coagulação para o cloreto férrico elaborado por Johnson e Amirtharajah (Figura 9), pode-se perceber que, nas regiões onde houve maior remoção, a coagulação foi decorrente dos mecanismos de varredura, adsorção–neutralização de cargas e reestabilização.

Na região A, para valores de pH entre 4 e 5 e com doses de cloreto férrico de 5mg/L, encontra-se a zona de reestabilização de cargas. Essa zona surge devido ao excesso de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ carregado positivamente que recobre a superfície do coloide e altera sua carga líquida de negativa para positiva. Nesses valores de pH, encontram-se espécies de As (V) com carga negativa que foram adsorvidas nos hidróxidos carregados positivamente.

Na região B, na faixa de pH compreendida entre 5 e 6 com dose de FeCl_3 de 5mg/L, a remoção do arsênio foi decorrente do mecanismo de adsorção-neutralização de cargas devido à presença de hidróxido de ferro carregado positivamente. O $\text{Fe}(\text{OH})_3$ adere ou forma complexos superficiais com os coloides (CEPIS, 2004), desestabilizando-os e permitindo a formação de flocos pequenos, coesos e com boa capacidade adsorviva, nos quais o arsenato se adsorve.

Entre pH 6 a 8 e para doses de 5 a 15 mg/L de cloreto férrico esta localizada a região C, na qual a remoção de arsênio ocorreu pelo mecanismo de coagulação de varredura. Nessa região houve formação do precipitado $\text{Fe}(\text{OH})_3$, que arrasta da suspensão as partículas coloidais para formar flocos maiores, com maior peso – se comparados aos flocos formados na adsorção de cargas –, e maior facilidade de sedimentação nas unidades de decantação. O hidróxido de ferro formado coprecipita com o arsênio.

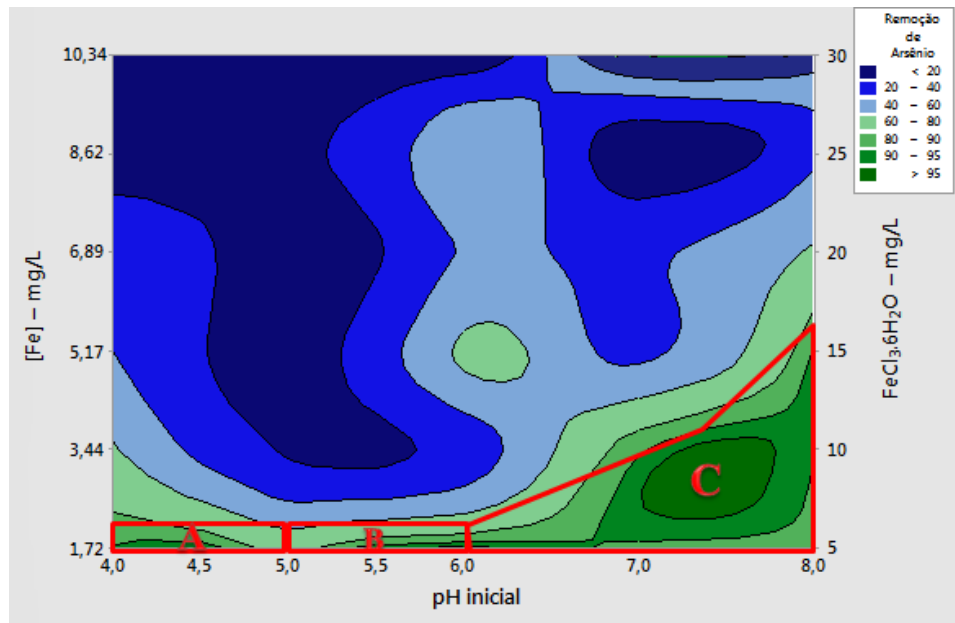


Figura 17 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de cloreto férrico (mg/L).

Na faixa de pH compreendida entre 4 e 5, para doses de FeCl_3 maiores que 5 mg/L, foram observadas eficiências de remoção de arsênio muito baixas (valores entre 0,56 – 40 %). A partir da análise dos dados de ΔpH (diferença entre pH inicial da água bruta e pH final da água decantada) e dos gráficos de especiação do arsênio (Figuras 1 e 2), é possível obter uma indicação de que uma menor remoção de arsênio ocorreu devido à redução no valor do pH após a adição do coagulante. Nos valores de $\text{pH} < 3$, as espécies de As (V) encontram-se eletricamente neutras, o que dificulta a remoção. Adicionalmente, foi observada eficiência de remoção de turbidez negativa ou igual a zero (Apêndice C). Esses valores de eficiência indicam que, provavelmente, devido ao recobrimento dos coloides com o hidróxido de ferro ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) carregado positivamente, houve alteração da carga do coloide de negativa para positiva, mantendo, assim, o coloide com carga superficial estabilizada e não contribuindo para a formação de flocos.

Na faixa de pH compreendida entre 5 e 6, para doses de FeCl_3 maiores do que 5 mg/L, também foram encontradas eficiências de remoção de arsênio baixas, as quais, igualmente, podem ser esclarecidas pela análise de ΔpH e dos gráficos de especiação do arsênio. Nos resultados apresentados no Apêndice C, pode ser observado que os valores de ΔpH estão entre 1,3 e 2,7, o que pode indicar que o pH da água bruta pode ter diminuído até o valor de 3,2 depois da adição do cloreto férrico (como no caso de pH inicial 6 e dose de 30 mg/L), valor no qual as espécies de arsenato encontram-se

eletricamente neutras. Analogamente, podem ser explicadas as baixas eficiências de remoção de arsênio para doses maiores que 15 mg/L e pH entre 7 e 8. Para esse pares de valores de pH e dose foram obtidos valores de ΔpH entre 1,8 – 4,1. Entre maior foi o valor da dose de cloreto férrico menor foi a eficiência de remoção de arsênio alcançada.

De forma geral, verifica-se aumento da turbidez remanescente em valores de pH menores do que 7 e para todas as doses de FeCl_3 , com eficiência de remoção negativa na maioria dos dados (Apêndice C). Nessa região é possível que esteja ocorrendo a reestabilização da carga dos coloides, não contribuindo, portanto, para a formação de flocos.

Analisando os resultados de remoção de arsênio para o cloreto férrico na água de estudo Tipo IB (Figura 18), nota-se que, assim como aconteceu com o PAC, alcançou-se eficiências de remoção elevadas ($> 80\%$), mas que não foram suficientes para atingir a concentração máxima de 10 $\mu\text{g/L}$ de arsênio na água decantada, em nenhum par de valores de pH e dose. As regiões com elevada eficiência de remoção são aquelas na quais predominaram os mecanismos de varredura e adsorção–neutralização de cargas. Assim como nos resultados para o cloreto férrico com a água de estudo Tipo IA, os mecanismos de remoção de arsênio foram a adsorção e a coprecipitação.

Analogamente aos resultados para cloreto férrico com água de estudo Tipo IA, entre maior foi a dose utilizada maior foi o valor do ΔpH , indicando redução acentuada no pH da água, além da presença de espécies de As (V) eletricamente neutras em maior quantidade, tornando mais difícil sua remoção. A adição de coagulante em excesso pode consumir toda a alcalinidade disponível, fazendo diminuir o pH, que pode se deslocar para fora do intervalo ótimo para um tratamento efetivo. Além disso, a eficiência de remoção de turbidez foi baixa (Apêndice C), o que pode ser explicado de forma semelhante ao observado nos resultados da água Tipo IA.

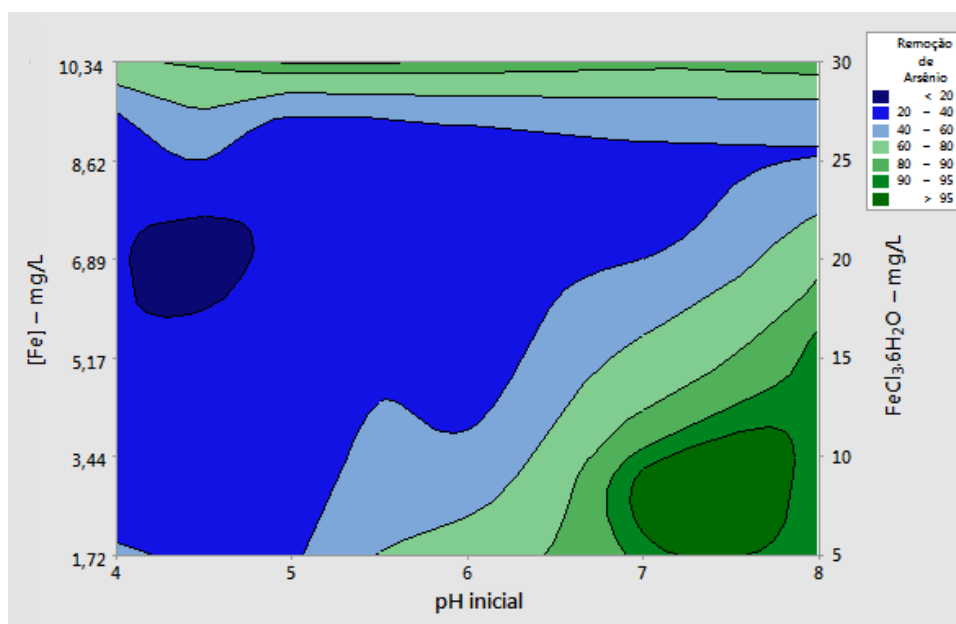


Figura 18 Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose de cloreto férrico (mg/L).

5.2.1.4 Resultados dos ensaios com a combinação de sulfato de alumínio e cloreto férrico

A remoção de arsenato da água para consumo humano foi investigada por meio dos processos de coagulação, floculação e sedimentação, tendo em consideração que a maior remoção acontece na sedimentação e pouco é o aporte que pode ser dado na etapa de filtração do ciclo completo. Assim, faz-se necessário tentar garantir a máxima remoção possível na etapa de sedimentação. Neste estudo também foi realizada uma série de ensaios fazendo uso de uma solução com 50% de sulfato de alumínio e 50% de cloreto férrico para analisar o comportamento deste novo composto, doravante denominado como mistura, na remoção do arsênio da água bruta.

Elevadas remoções de arsênio, maiores que 80 %, foram obtidas para água decantada. A faixa de pH se estabeleceu entre 4 e 8 e a dose da mistura variou entre 5 e 30 mg/L, entendendo-se que a dose de cada coagulante usado na mistura ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$ e $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) variou entre 2,5 e 15 mg/L. Nas doses da mistura empregada, tem-se concentrações de alumínio e ferro que podem ser buscadas no diagrama de coagulação combinado de sulfato de alumínio e cloreto férrico, apresentado por Johnson e Amirtharajah (1983), com o qual pode se determinar as áreas nas quais cada coagulante é mais efetivo e, para cada caso, saber quais são os aportes de alumínio

e ferro presentes na mistura usada, e, assim, conhecer quais serão os principais mecanismos para a remoção de arsênio.

A química dessa mistura é mais complexa que a de um coagulante simples, podendo ocorrer complexação entre os coagulantes ou uma competição entre eles. Comparando os resultados obtidos (Figura 19) com o gráfico apresentado por Johnson e Amirtharajah (1983), pode-se interpretar que os principais mecanismos atuantes na remoção de arsênio foram varredura, adsorção-neutralização de cargas e uma combinação dos dois mecanismos. No mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, os hidróxido-complexos, os cátions hidratados e os precipitados carregados positivamente são adsorvidos na superfície dos coloides; o que reduz a repulsão entre as partículas, possibilitando sua coagulação e remoção por sedimentação/flotação ou filtração. As ligações formadas entre as espécies químicas e os coloides não se rompem mediante diluição (GONÇALVES, 1997). No mecanismo de varredura, as concentrações de coagulante são elevadas, de modo que o produto de solubilidade dos hidróxidos produzidos (hidróxido férrico ou hidróxido de alumínio) é sobrepassado. A precipitação flocculenta desses hidróxidos removerá por captura os coloides presentes no meio, e os próprios coloides servirão como sementes para a formação do precipitado (GONÇALVES, 1997).

Dos resultados obtidos sobre o ferro e o alumínio remanescente (Apêndice L), pode-se inferir que o ferro ajuda mais na remoção de arsênio nesta mistura de coagulantes e, com as concentrações iniciais de ferro comparadas aos valores apresentados nos diagramas de coagulação feitos por Johnson e Amirtharajah (1983), deduz-se que o mecanismo predominante é a varredura. A concentração de ferro remanescente é muito mais baixa em comparação com o alumínio utilizado e o valor encontrado nas amostras logo após o tratamento. O hidróxido de ferro é menos solúvel que o hidróxido de alumínio, por conseguinte, se produz mais sólidos para a adsorção do arsênio durante o processo de coagulação.

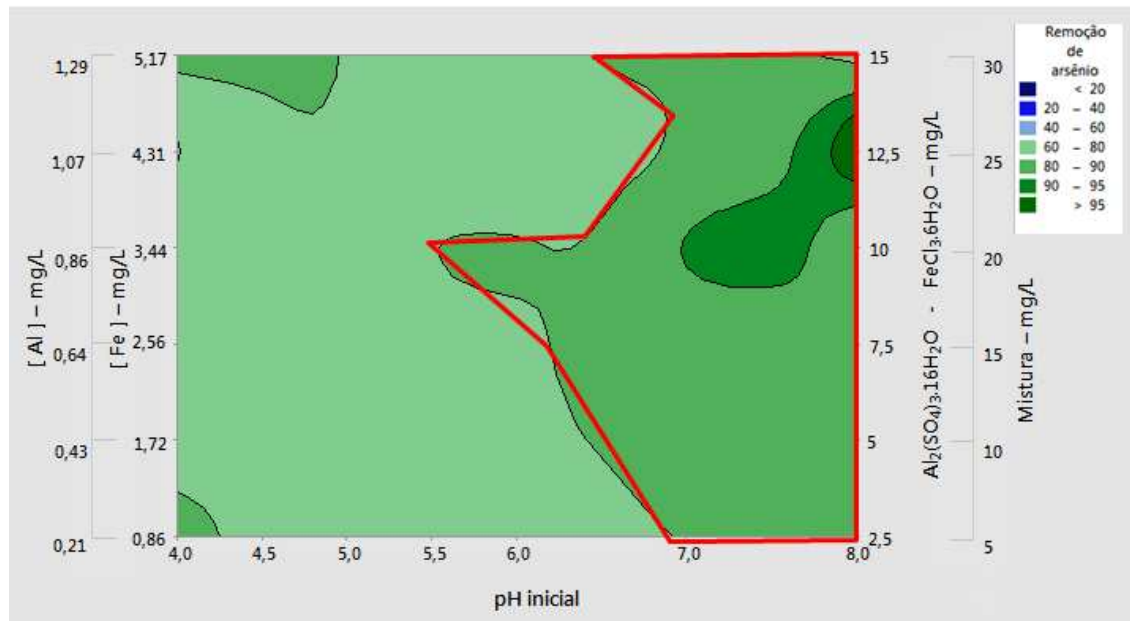


Figura 19 - Remoção de arsênio da água Tipo IA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).

Como pode ser observado na Figura 20, a mistura de coagulantes resultou em boas eficiências de remoção de arsênio (acima de 80 %) para água Tipo IB, mas não foi possível alcançar valores de arsênio remanescente abaixo dos 10 µg/L estabelecidos pela legislação. Os mecanismos de remoção foram os mesmos que atuaram na água Tipo IA.

Na faixa de pH compreendida entre 4 e 7, para todas as doses da mistura, foram observadas eficiências de remoção baixas e, em alguns casos, com valores negativos. Os valores de ΔpH variaram em até duas unidades, abaixando assim o pH inicial para valores entre 3,5 e 6. Os resultados apresentados no Apêndice D para as águas Tipo IA e IB indicam que provavelmente ocorreu reestabilização das cargas, ou seja, os colóides foram recobertos com hidróxido de ferro ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) e hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) carregados positivamente, de modo que houve alteração da carga do colóide de negativa para positiva, não contribuindo para a formação de flocos.

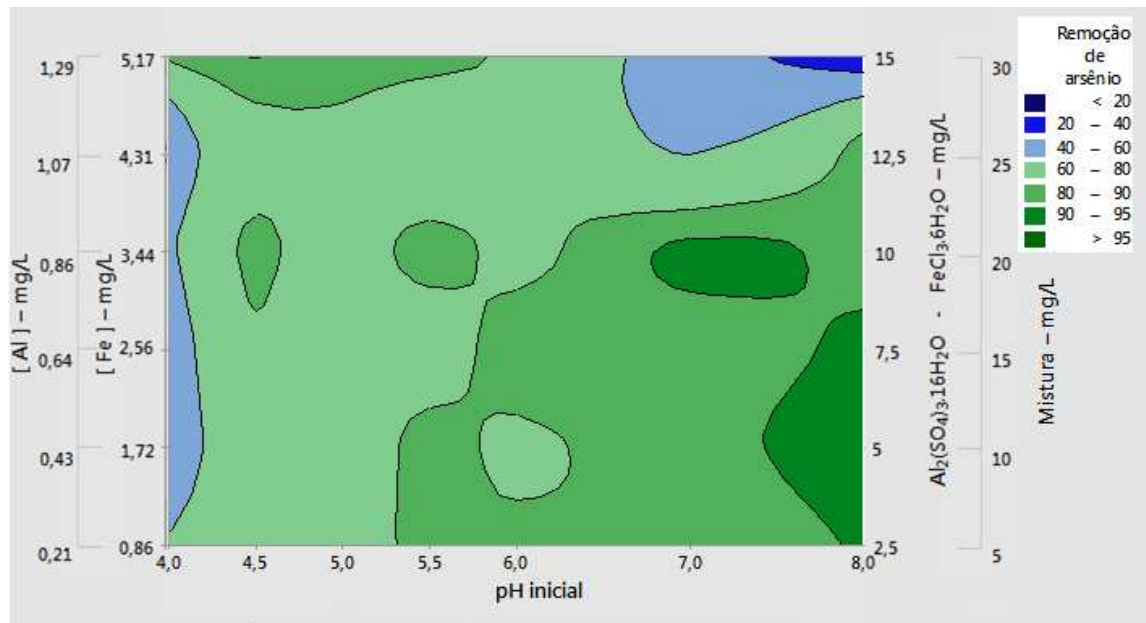


Figura 20 - Remoção de arsênio da água Tipo IB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).

5.2.2 Água tipo II

A água de estudo Tipo II apresentou como característica principal elevados valores de turbidez, entre 100 e 225 uT. Os dados resultantes dos ensaios das Águas Tipo II (IIA e IIB) são apresentados nos Apêndices E - H, como segue:

- Sulfato de alumínio: Apêndice E
- Policloreto de alumínio: Apêndice F
- Cloreto férrico: Apêndice G
- Mistura de coagulantes: Apêndice H

Para permitir uma comparação entre os resultados dos três tipos de coagulantes, além da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico, todos os ensaios da água Tipo II foram realizados com os parâmetros operacionais citados na Tabela 4.

5.2.2.1 Resultados dos ensaios com sulfato de alumínio

Os ensaios foram realizados utilizando-se as águas naturais com elevada turbidez (Tipos IIA e IIB), variando a dose de coagulante e os valores de pH iniciais e mantendo os demais parâmetros operacionais fixos. As melhores condições de

coagulação (doses de sulfato de alumínio e valores de pH), que propiciaram maiores eficiências de remoção, são apresentados nos diagramas de coagulação das Figuras 21 e 22. A adição do coagulante consumiu alcalinidade do meio e abaixou o pH da água, sendo que os pH finais variaram entre 4,0 e 7,8.

No diagrama de coagulação da água Tipo IIA (Figura 21) é possível identificar duas regiões para a água decantada com comportamentos diferentes em termos de mecanismos de coagulação. Nessas regiões foram encontradas eficiências de remoção de arsênio maiores do que 80 %, o que garantiu a obtenção de água tratada com concentrações de arsênio remanescentes inferiores a 10 µg/L.

Na região A, que compreende valores de pH entre 6 e 7 e doses de 5 a 25 mg/L de sulfato de alumínio, o mecanismo atuante foi a adsorção-neutralização de carga. Na região B, para valores de pH de 7 a 8 e doses de 5 a 25 mg/L de sulfato de alumínio, os mecanismos de coagulação predominantes foram a combinação de adsorção-neutralização de cargas e varredura. De forma análoga aos resultados encontrados para água Tipo IA, a remoção de arsênio ocorreu por adsorção e coprecipitação tanto das espécies catiônicas quanto dos precipitados de hidróxido de alumínio que, juntamente com o arsenato, coprecipita e sedimenta rapidamente. É possível verificar que nas regiões A e B houve maior remoção de turbidez (Apêndice E), com valores de eficiência de remoção de turbidez acima de 80 %. Nessas mesmas regiões, as concentrações de alumínio remanescente (Apêndice M) foram muito baixas, indicando que a dose de coagulante foi adequada e permitiu a desestabilização das partículas coloidais e sua posterior agregação de forma eficaz, não aumentando, assim, as concentrações de alumínio na água ao final do tratamento.

Para a água Tipo IIB (Figura 22), a maior eficiência de remoção de arsênio obtida foi de 92 %, não sendo possível, no entanto, obter água tratada com concentrações de arsênio menores que 10 µg/L, como estipulado na norma brasileira. Para as eficiências de remoção entre o 80 % e 92 %, os mecanismos preponderantes foram os mesmos observados no tratamento da água Tipo IIA. As eficiências de remoção de turbidez para água Tipo IIB (Apêndice E) também foram elevadas (≥ 70 %) em todos os pares de valores de dose e pH.

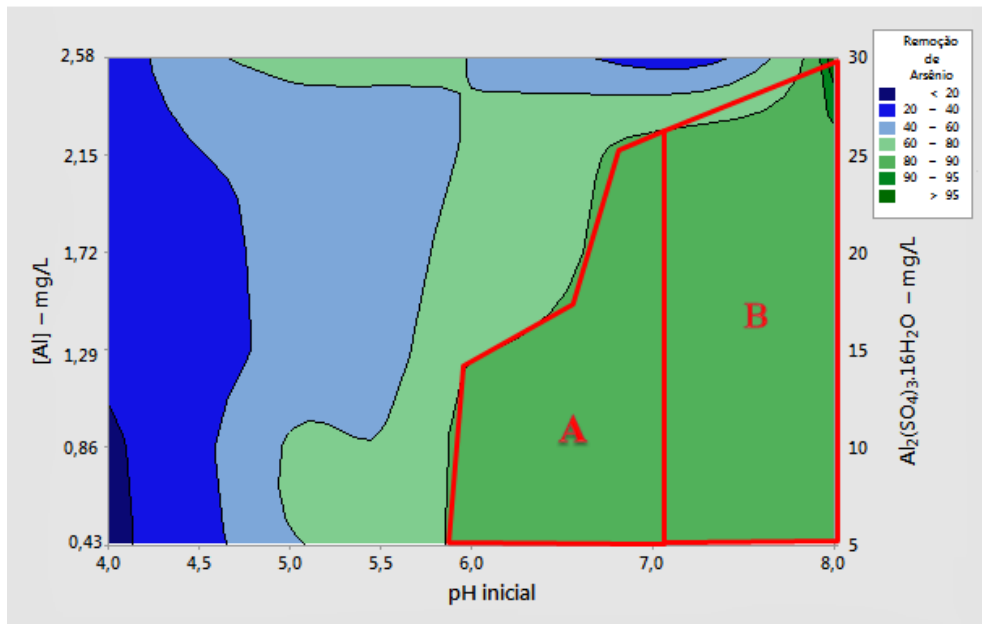


Figura 21 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação, em função do pH inicial e da dose do sulfato de alumínio (mg/L).

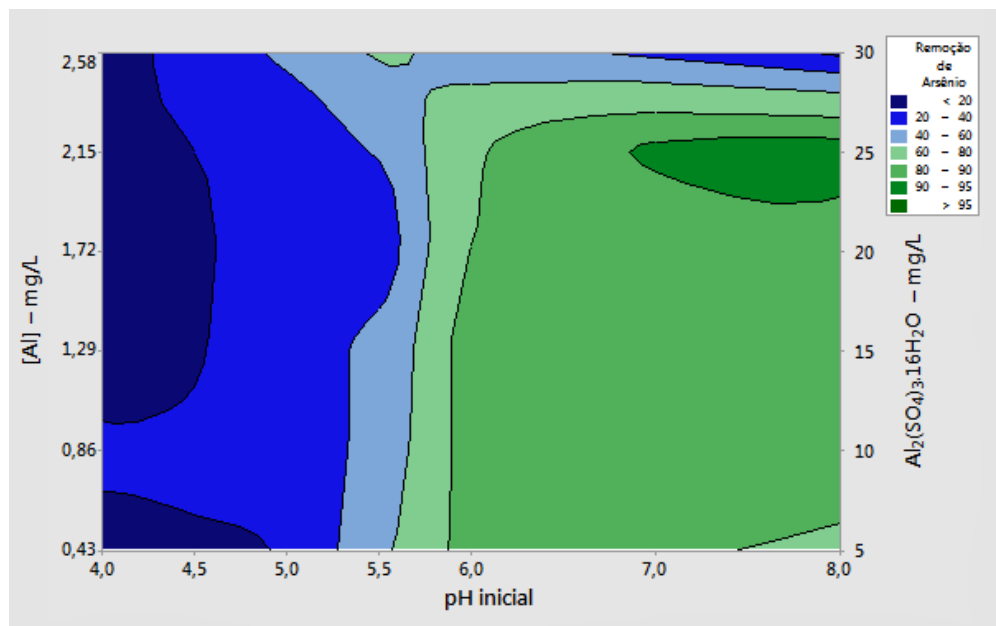


Figura 22 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação, em função do pH inicial e da dose do sulfato de alumínio (mg/L).

5.2.2.2 Resultados dos ensaios com PAC

No diagrama da Figura 23, verifica-se uma pequena região onde ocorreu remoção de arsênio em valores acima de 77 % para os ensaios realizados com água Tipo IIA. Essa região compreende valores de pH entre 7 e 8 e doses de PAC de 25 a 30 mg/L. O mecanismo de coagulação predominante foi a varredura, e a remoção de arsênio se efetuou por adsorção-coprecipitação, em que o hidróxido metálico precipitado serviu como substrato para a adsorção do arsênio, como foi anteriormente explicado para o tratamento da água Tipo IA usando como coagulante o PAC. Observando os resultados de eficiência de remoção de turbidez (Apêndice F), é possível identificar que houve maior remoção de turbidez na faixa de entre pH 7 e 8 e na faixa de doses entre 10 e 25 mg/L.

Durante a hidrólise, o PAC libera uma quantidade de ácido consideravelmente menor do que os coagulantes tradicionais, o que gera menor variação do pH do meio tratado. Assim, os valores de ΔpH encontrados foram baixos (menores que 0,5), não afetando o pH da água e permitindo identificar as espécies de As (V) e as espécies hidrolisadas do PAC formadas que participam na remoção de arsênio e turbidez.

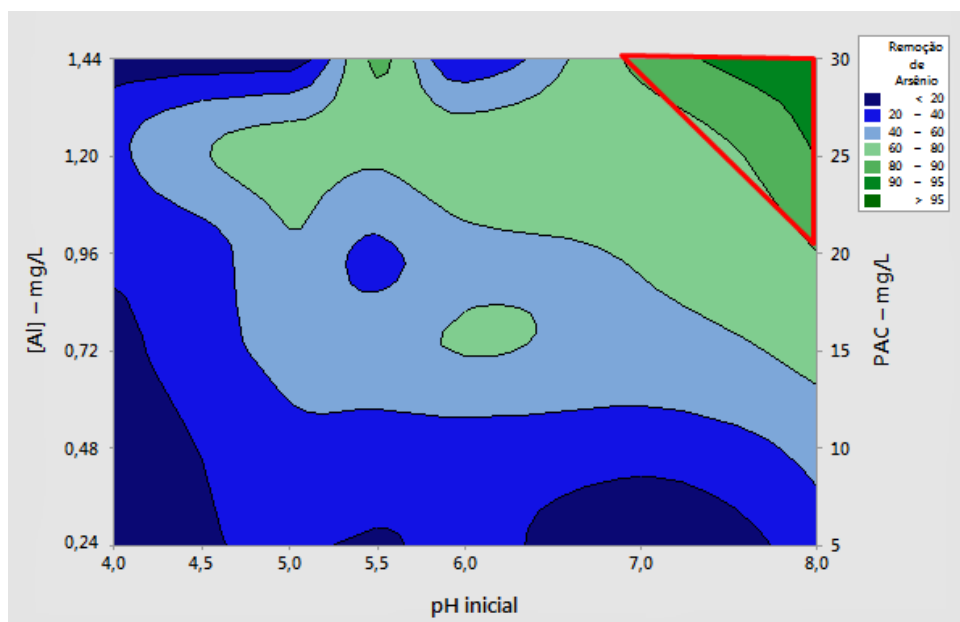


Figura 23 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação em função do pH inicial e da dose do PAC (mg/L).

A análise do diagrama de coagulação com PAC para água Tipo IIB (Figura 24) revela que houve uma região de elevados valores de remoção de arsenato, de modo que

não foi possível obter águas decantadas com concentrações de arsênio menores ou iguais a 10 µg/L; as eficiências de remoção foram inferiores a 55 %. Analisando esse tipo de água, é muito provável que a superfície dos hidróxidos tenha ficado saturada com o arsênio removido; assim, para alcançar maior remoção, é necessária uma dose maior de PAC para água bruta com concentrações iniciais de As (V) maiores do que 500 µ/L.

Comparando os resultados obtidos com sulfato de alumínio e PAC, verifica-se que foram alcançadas maiores eficiências de remoção de arsênio com sulfato de alumínio; esses resultados estão de acordo com os valores encontrados na literatura e indicam que os flocos de Al_{13} formados in situ são maiores que aqueles já pré-formados, encontrados no PAC. Flocos maiores podem ocasionar um incremento na frequência de colisão, o que permite a adesão entre Al hidrolisado e As (V). Com uma área superficial maior, os flocos formados a partir do Al_{13} formado in situ apresentam maior capacidade de adsorção de As (V) do que os flocos de Al_{13} pré-formado (Hu *et al.*, 2012, Xu *et al.* 2011).

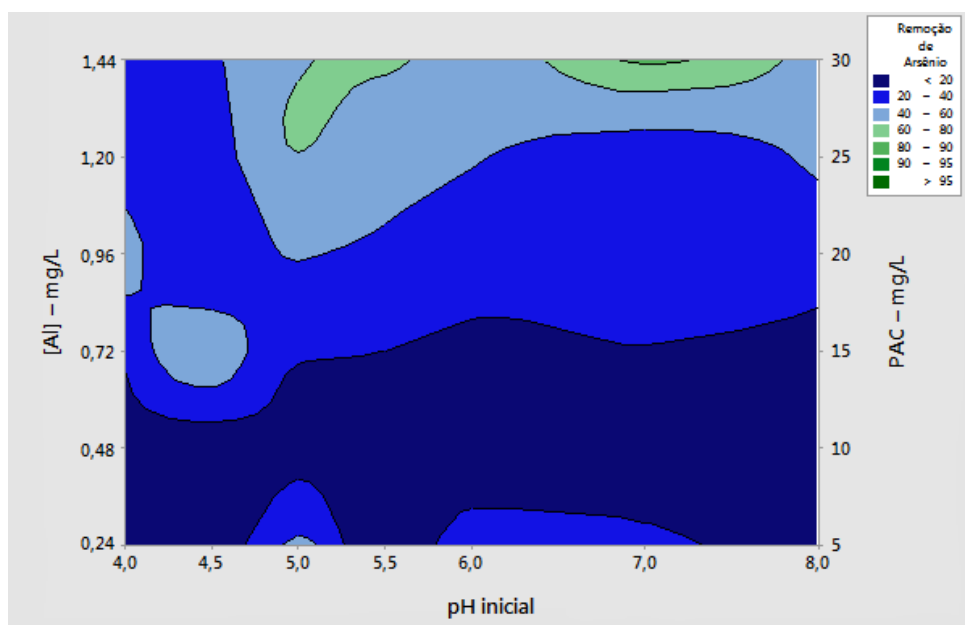


Figura 24 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação em função do pH inicial e da dose do PAC (mg/L).

5.2.2.3 Resultados dos ensaios com cloreto férrico

A concentração de arsenato remanescente nas águas dos Tipo IIA e IIB, após o tratamento com cloreto férrico, diminuiu a valores menores que 10 µg/L numa região bem ampla, com eficiências de remoção de até 100 %. A remoção de arsênio durante a coagulação se deu por adsorção e coprecipitação.

Para Água do tipo IIA, é possível identificar três regiões no diagrama da Figura 25, referentes a diferentes mecanismos de coagulação. Na região A, entre os valores de pH de 4 a 5 e para doses de cloreto férrico entre 5 e 10 mg/L, encontra-se a região de reestabilização de cargas. A zona de reestabilização acontece devido ao excesso Fe(OH)_3 que recobre a superfície do coloide e altera a carga de negativa para positiva. Nessa região, é possível encontrar eficiências de remoção de turbidez entre 60 e 80 %.

Na região B, na faixa de pH compreendida entre 5 e 6 e para doses de FeCl_3 entre 5 e 15 mg/L, a remoção do arsênio ocorreu mediante o mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, devido à presença de hidróxido de ferro carregado positivamente. Foram produzidos flocos pequenos e com boa capacidade adsortiva, nos quais o arsenato se adsorveu.

Os pares de valores de pH de 6 a 8 e doses de 5 a 20 mg/L abrangem a região de remoção por varredura (região C), onde houve formação do precipitado de Fe(OH)_3 , que coprecipita junto com o arsênio. Dentro da região C foi possível obter as maiores eficiências de remoção de turbidez, com valores acima de 95 % na faixa de pH entre 7 e 8 e doses em torno de 10 mg/L.

Analisando os resultados de remoção de arsênio para o cloreto férrico na água de estudo Tipo IIB (Figura 26), pode-se notar que foram obtidas eficiências de remoção elevadas, de até 100 %, nos pares de valores de pH e dose de 4 a 8 e de 5 a 15 mg/L, respectivamente. Podem ser identificadas três regiões com elevada eficiência de remoção, que incluem os mecanismos de varredura, neutralização-adsorção de cargas e uma zona de reestabilização, assim como no caso da água Tipo IIA.

Para valores de pH de 4 a 6 e doses de cloreto férrico de 5 a 15 mg/L, os mecanismos de coagulação atuantes foram reestabilização e adsorção, enquanto o mecanismo de varredura, com formação de flocos de maior tamanho e com velocidades de sedimentação mais elevadas, predominou na faixa de valores de pH de 6 a 8 e doses de 5 a 15 mg/L de coagulante.

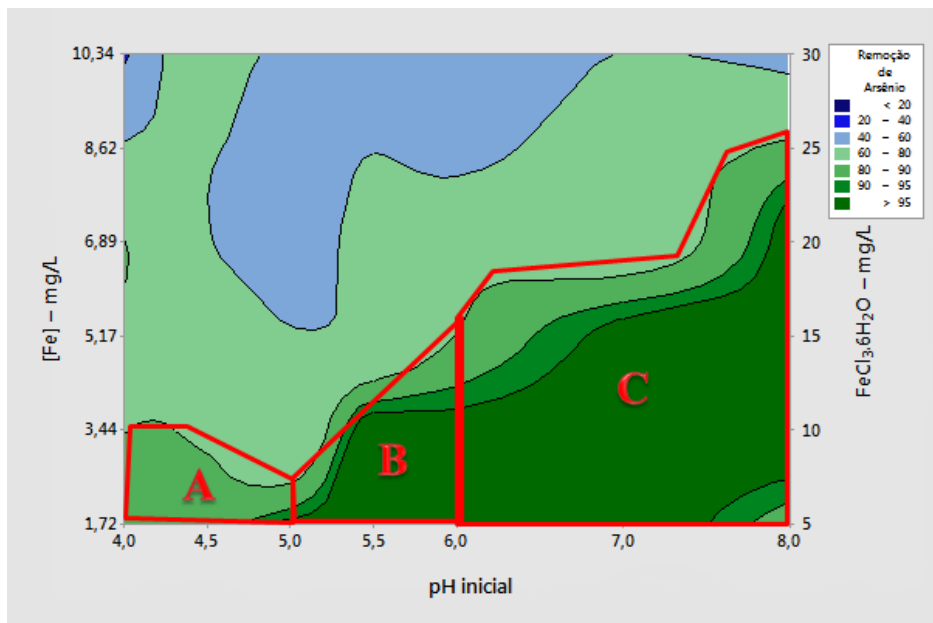


Figura 25 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação em função do pH inicial e da dose do cloreto férrico (mg/L).

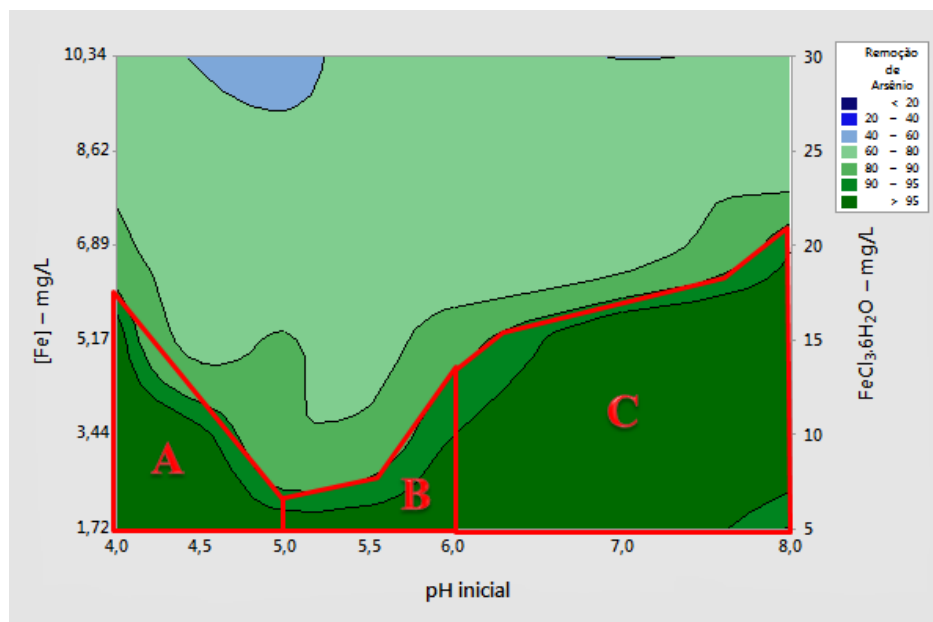


Figura 26 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação em função do pH inicial e da dose do cloreto férrico (mg/L).

Com os resultados obtidos, pode-se confirmar que a turbidez é fator importante na remoção de contaminantes. Em águas com turbidez elevada, é mais provável

conseguir diminuir as concentrações de arsênio até o valor máximo permitido na água destinada ao consumo humano. Isso porque, com turbidez elevada, tem-se maior probabilidade e frequência de colisão de partículas, o que ocasiona melhor coagulação.

5.2.2.4 Resultados dos ensaios com a combinação de sulfato de alumínio e cloreto férrico.

O diagrama de coagulação da Figura 27 para a mistura de coagulantes mostra que foram encontradas elevadas eficiências de remoção de arsênio em qualquer combinação de dose e pH, alcançando concentrações de arsênio remanescente inferiores a 10 µg/L para todos os pares de valores avaliados. Com essa mistura, os mecanismos de coagulação que predominaram foram a reestabilização, adsorção-neutralização de cargas e varredura, sendo o arsênio removido por adsorção-coprecipitação nos hidróxidos formados.



Figura 27 - Remoção de arsênio da água Tipo IIA após sedimentação em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).

Já para água Tipo IIB não houve muitas combinações de pH e doses que alcançaram eficiências de remoção elevadas (Figura 28); em apenas uma região obteve-se arsênio remanescente na água tratada com concentrações menores que 10 µg/L, no pH entre 7 e 8 e para doses entre 10 e 25 mg/L da mistura. O mecanismo de adsorção

ocorreu na faixa de pH de 5,5 a 7 e em doses de 10 a 15 mg/L, enquanto o mecanismo de varredura atuou nos valores de pH de 7 a 8 e nas doses de 10 a 25 mg/L da mistura.

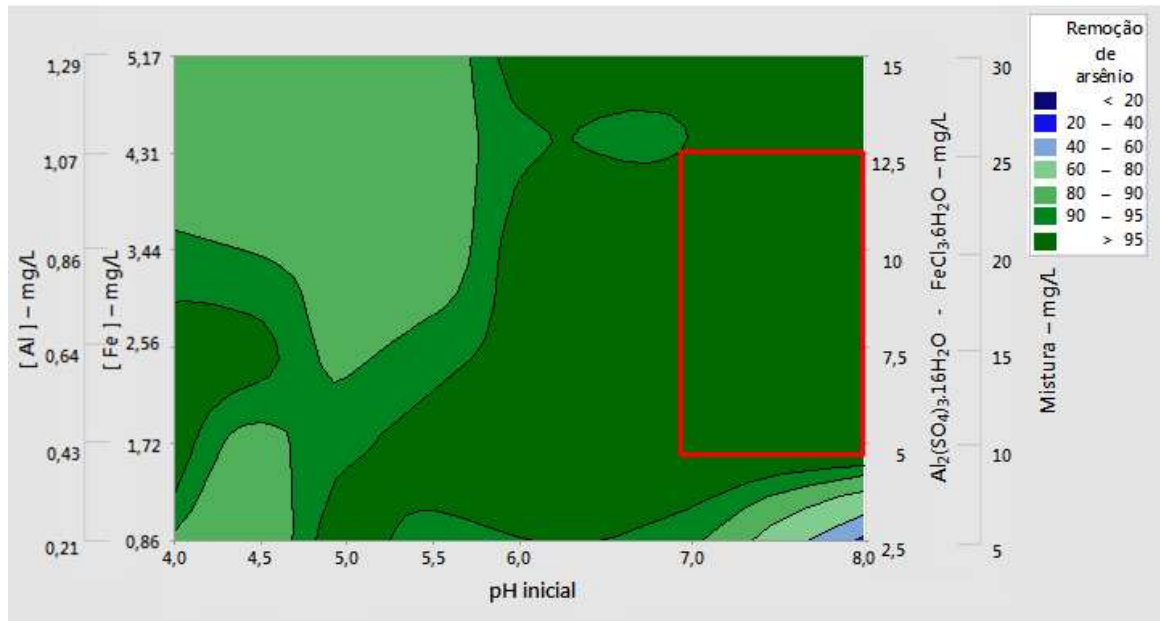


Figura 28 - Remoção de arsênio da água Tipo IIB após sedimentação em função do pH inicial e da dose da mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico (mg/L).

Estes resultados mostram que, com a combinação de coagulantes, foi possível obter excelentes resultados para todos os tipos de águas, sendo as melhores eficiências de remoção encontradas para as águas brutas com concentrações iniciais de 500 $\mu\text{g/L}$, conseguindo alcançar concentrações de arsênio remanescentes menores que 10 $\mu\text{g/L}$. Pode-se notar, também, uma melhora no processo de coagulação para turbidez elevada, o que ajudou no processo de remoção do contaminante estudado. A ausência de turbidez remanescente pode ser considerada um indicador indireto de arsênio remanescente na água.

5.3 Análise de regressão

Foi realizada análise de regressão múltipla para encontrar um modelo que permitisse saber quais variáveis independentes (pH, dose de coagulante, turbidez e concentração inicial de arsênio) foram significativas e quais influenciaram mais na eficiência de remoção de arsênio para as condições deste trabalho.

5.3.1 Sulfato de alumínio

Para o sulfato de alumínio foram encontrados dois modelos, um para turbidez baixa e outro para turbidez alta. Os resultados da análise de variância (ANOVA) podem ser observados nos Apêndices Q e R. Repetiu-se a regressão eliminando um termo não significativo de cada vez até obter os modelos reduzidos finais. Os resultados mostraram que as equações obtidas foram significativas, já que o valor p encontrado para cada equação foi igual a zero, indicando que as variáveis que ficaram na equação de regressão realmente influenciaram na eficiência de remoção de arsênio quando se utilizou sulfato de alumínio como coagulante.

A equação de regressão múltipla obtida a partir dos dados para turbidez baixa foi:

$$\% \text{Remoção de arsênio} = -154,8 - 0,0883 [\text{As}]_{\text{inicial}} - 0,042 \text{ dose} + 56,8 \text{ pH} - 3,32 \text{ pH}^2 + 0,01302 [\text{As}]_{\text{inicial}} * \text{pH}$$

Os resultados da ANOVA (Apêndice Q) demonstraram que a concentração inicial de arsênio ($[\text{As}]_{\text{inicial}}$), o pH e a dose de coagulante foram as variáveis que influenciaram na remoção de arsênio, sendo que a maior contribuição foi do pH. O coeficiente de determinação (R^2) ajustado foi de 0,7360, o que significa que 73,6 % da eficiência de remoção de arsênio usando sulfato de alumínio, para turbidez baixa, pode ser explicada pelas variáveis encontradas no modelo de regressão. Também é possível observar que a dose de coagulante não foi significativa e, portanto, deveria ser retirada da equação; no entanto, a ausência dessa variável implicaria na falta de ajuste do modelo. Como já mencionado, a dose foi a variável que menos aportou informação ao modelo (Figura 29), devido ao fato de que em uma ampla faixa de doses foi possível obter eficiências de remoção maiores do que 77 %, induzindo à conclusão de que doses baixas poderiam ser usadas sem prejudicar a remoção de arsênio, favorecendo um menor consumo de coagulante, e, conseqüentemente, menor geração de lodo e menor gasto com reagentes para o ajuste final do pH da água tratada.

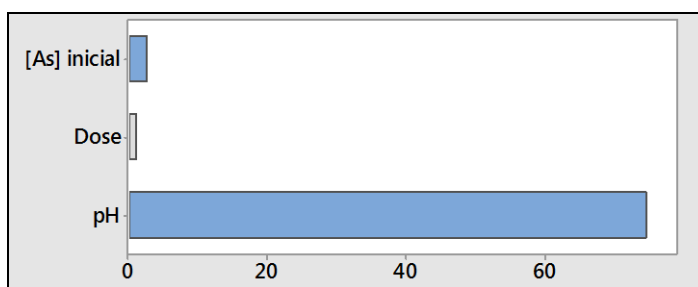


Figura 29 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando é usado sulfato de alumínio como coagulante.

O pH foi a variável que mostrou maior peso no modelo de regressão e aumentou 60% do valor do R^2 (Figura 29), o que também se pode afirmar tendo em conta que o coeficiente da variável pH apresentou o maior valor. O modelo apresenta uma variável quadrática (pH), evidenciando um ponto ótimo em pH 8.

A análise demonstrou, ainda, que a interação entre $[As]_{inicial}$ e pH influenciou na remoção de arsênio. A interação pode ser visualizada como significativa pela ausência de paralelismo entre as retas (Figura 30). A partir da análise do gráfico, é possível obter uma indicação de que a maior remoção de arsênio ocorreu quando se utilizou água bruta com $[As]_{inicial} = 500 \mu\text{g/L}$ e $\text{pH} = 8$.

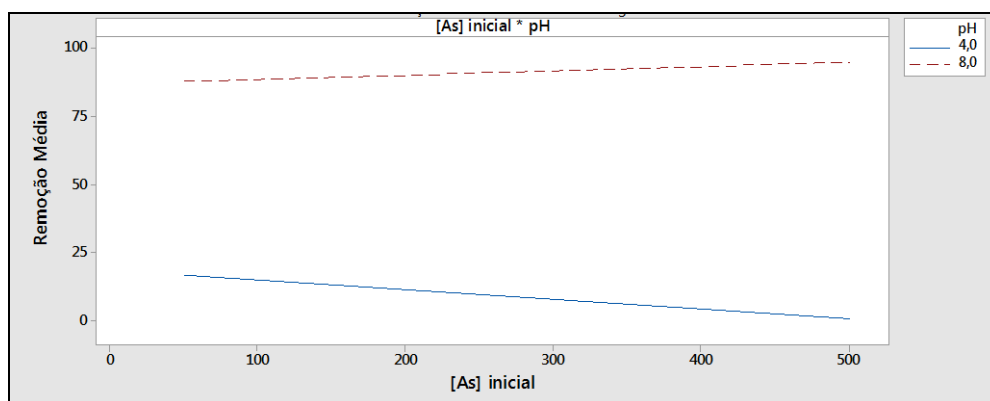


Figura 30 - Interação entre as variáveis $[As]_{inicial}$ e pH do experimento realizado usando como coagulante o sulfato de alumínio (turbidez baixa).

A seguir é apresentada a equação de regressão múltipla para os ensaios com sulfato de alumínio e água bruta com turbidez alta:

$$\% \text{ Remoção de arsênio} = -215,7 - 0,01949 [As] \text{ inicial} + 1,687 \text{ dose} + 75,5 \text{ pH} - 4,416 \text{ pH}^2 - 0,349 \text{ dose} * \text{pH}$$

O R^2 ajustado foi de 0,7459, o que significa que o 74,6 % da eficiência de remoção de arsênio pode ser explicada pelas variáveis que se encontram na equação de regressão múltipla. Os resultados apresentados na ANOVA (Apêndice R) evidenciaram que todas as variáveis exerceram influência significativa na remoção de arsênio, sendo que a maior influência foi devida ao pH (Figura 31). A dose e a $[As]_{inicial}$ pouco influenciaram, devido ao fato de que em qualquer dose de sulfato de alumínio e $[As]_{inicial}$ foi possível obter elevadas eficiências de remoção de arsênio; no entanto, para $[As]_{inicial} = 500 \mu\text{g/L}$, não foram obtidas eficiências de remoção $\geq 98 \%$, necessárias para alcançar concentrações de arsênio remanescente $\leq 10 \mu\text{g/L}$. Essas concentrações foram encontradas para valores de $\text{pH} \geq 6$ quando a $[As]_{inicial}$ foi de $50 \mu\text{g/L}$.

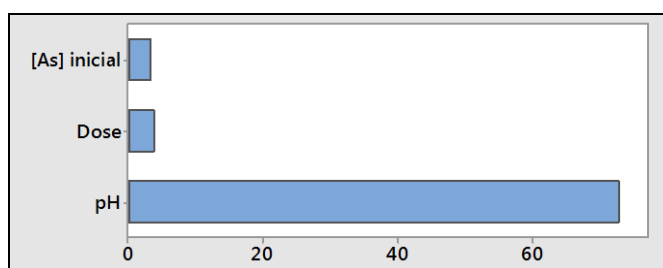


Figura 31 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando é usado sulfato de alumínio como coagulante.

A análise apresentou uma variável quadrática (pH), evidenciando um ponto ótimo em pH 8, e demonstrou que a interação entre dose e pH também influenciou na remoção de arsênio. A partir da análise do gráfico (Figura 32), verifica-se que a remoção foi maior quando se utilizou $\text{pH} = 8$ e doses baixas de coagulante, principalmente menores que 15 mg/L de sulfato de alumínio.

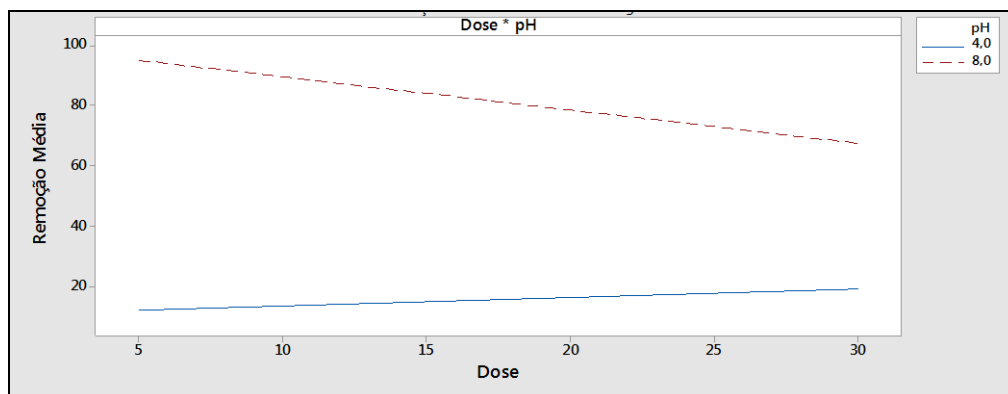


Figura 32 - Interação entre as variáveis $[As]_{inicial}$ e pH do experimento usando como coagulante o sulfato de alumínio.

Os gráficos de normalidade, independência dos resíduos e homogeneidade das variâncias confirmaram que se cumprem os pressupostos (Apêndices Q e R). Como o modelo se ajustou adequadamente aos dados, as equações para sulfato de alumínio podem ser usadas para encontrar a configuração das variáveis que correspondam a um valor ou faixa de valores desejados para a remoção de arsênio.

5.3.2 PAC

De acordo com a análise estatística de regressão múltipla, a eficiência de remoção de arsênio utilizando PAC como coagulante pode ser explicada pelas variáveis pH, dose e $[As]_{inicial}$. As análises de variância com todos os termos e logo após a exclusão de cada termo não-significativo são apresentadas nos Apêndices S e T.

A análise de regressão realizada para condições de turbidez baixa confirmou que $[As]_{inicial}$ e pH influenciaram na eficiência de remoção de arsênio, sendo que a dose não foi significativa mas deve estar presente no modelo de regressão porque o efeito de um nível dessa variável se altera ao mudar um nível de uma outra variável ($[As]_{inicial}$ ou pH). Também foi demonstrado que a interação entre dose, pH e $[As]_{inicial}$ influenciou na remoção de arsênio. A interação pode ser visualizada como significativa pela ausência de paralelismo entre as retas (Figura 33). A partir da análise do gráfico, é possível obter uma indicação de que a maior remoção de arsênio ocorreu quando foram utilizadas doses altas de PAC (≥ 20 mg/L), $pH \geq 6$ e água bruta com $[As]_{inicial} = 500 \mu\text{g/L}$.

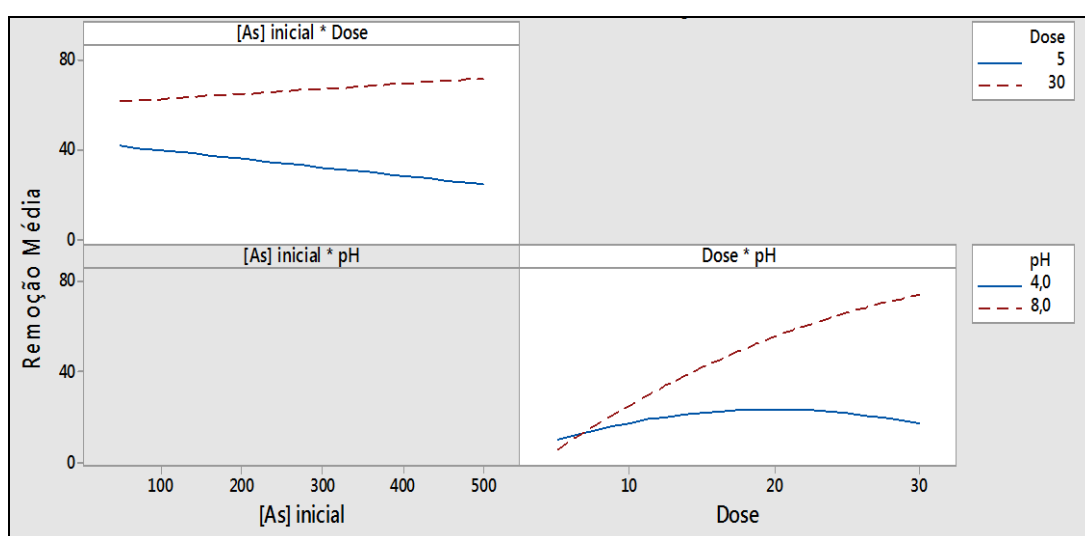


Figura 33 - Interação entre as variáveis concentração inicial de arsênio, pH e dose para água com turbidez baixa e usando PAC como coagulante.

A dose e o pH foram as variáveis que mais aportaram informação ao modelo e aumentaram 30% do valor do R^2 (Figura 34). Foram necessárias combinações de dose e pH em faixas estreitas destas variáveis para se obter concentrações de arsênio remanescente inferiores a 10 $\mu\text{g/L}$. O modelo apresenta duas variáveis quadráticas (pH e dose), evidenciando um ponto ótimo em $\text{pH} = 7$ e dose de 30 mg/L ; as linhas azuis da Figura 35 mostram a configuração ótima.

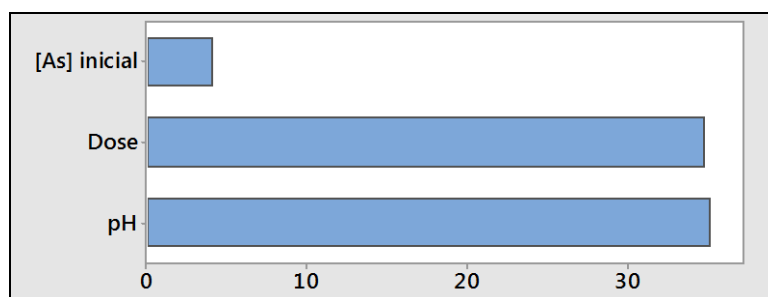


Figura 34 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado PAC como coagulante.

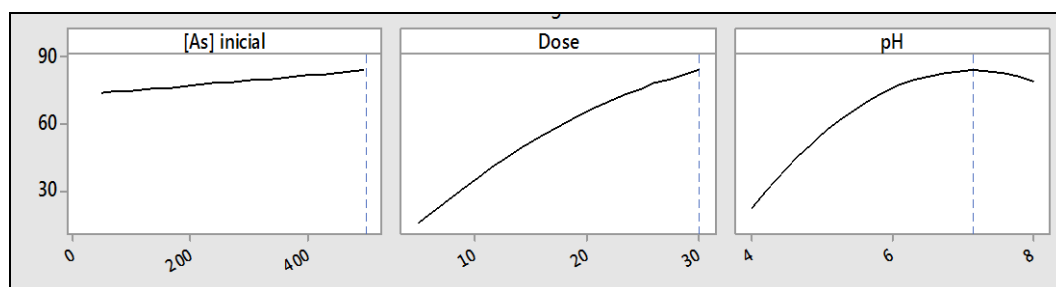


Figura 35 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante o PAC (turbidez baixa).

O R^2 ajustado foi de 0,5893, o que significa que o 58,9 % da eficiência de remoção de arsênio usando PAC, em condições de turbidez baixa, pode ser explicada pelas variáveis que se encontram na equação de regressão múltipla apresentada a seguir:

$$\% \text{ Remoção de arsênio} = -170,6 - 0,0498 [\text{As}] \text{ inicial} - 0,77 \text{ dose} + 71,2 \text{ pH} - 0,0598 \text{ dose}^2 - 6,29 \text{ pH}^2 + 0,002417 [\text{As}] \text{ inicial} * \text{dose} + 0,619 \text{ dose} * \text{pH}$$

Por outro lado, a equação de regressão múltipla obtida para os ensaios com PAC e água bruta com turbidez alta foi:

$$\% \text{ Remoção de arsênio} = -74,2 + 0,1193 [\text{As}]_{\text{inicial}} - 1,007 \text{ dose} + 26,9 \text{ pH} - 1,83 \text{ pH}^2 - 0,02556 [\text{As}]_{\text{inicial}} * \text{pH} + 0,438 \text{ dose} * \text{pH}$$

O R^2 ajustado foi de 0,6036, o que significa que o 60,4 % da eficiência de remoção de arsênio pode ser explicada pelas variáveis que se encontram na equação de regressão múltipla. Os resultados apresentados na ANOVA (Apêndice T) evidenciaram que a $[\text{As}]_{\text{inicial}}$ e o pH foram as variáveis que exerceram influência significativa na remoção de arsênio, sendo que a dose não foi significativa mas deve estar presente no modelo de regressão porque o efeito de um nível desta variável muda ao se alterar um nível de uma outra variável (pH). A análise confirmou que a interação entre pH, dose e $[\text{As}]_{\text{inicial}}$ também influenciou na remoção de arsênio. A partir da análise do gráfico (Figura 36), é possível obter uma indicação de que a maior remoção de arsênio ocorreu quando foram utilizadas doses altas de coagulante (≥ 20 mg/L), $\text{pH} \geq 7$ e água bruta com $[\text{As}]_{\text{inicial}} = 50 \mu\text{g/L}$.

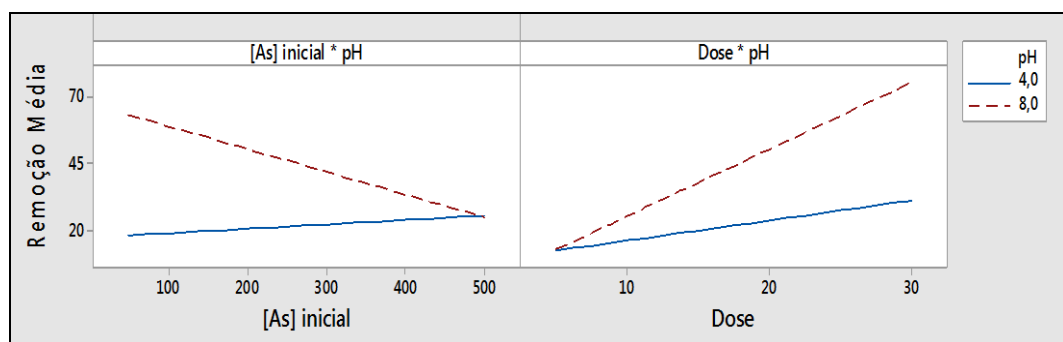


Figura 36- Interação entre as variáveis concentração inicial de arsênio, pH e dose para água com turbidez alta e usando PAC como coagulante.

A dose e o pH foram as variáveis que mais aportaram informação ao modelo e aumentaram o valor do R^2 em mais de 30 e 20%, respectivamente (Figura 37). Para obter eficiências de remoção altas quando a concentração inicial de arsênio foi de $50 \mu\text{g/L}$, foram necessárias combinações de dose e pH em valores mais elevados. Não obstante, quando a $[\text{As}]_{\text{inicial}}$ foi de $500 \mu\text{g/L}$, não foi possível atingir o alvo de 98 % de remoção.

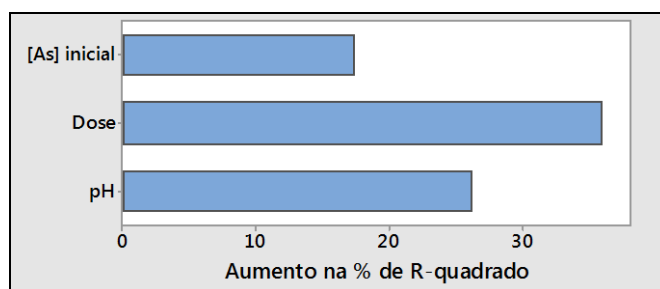


Figura 37- Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado PAC como coagulante (turbidez alta).

O modelo apresenta a variável pH quadrática, evidenciando um ponto ótimo em $\text{pH} = 8$. As linhas azuis da Figura 38 mostram a configuração ótima ($[\text{As}]_{\text{inicial}} = 50 \mu\text{g/L}$, dose = 30 e $\text{pH} = 8$) para esse modelo de regressão.

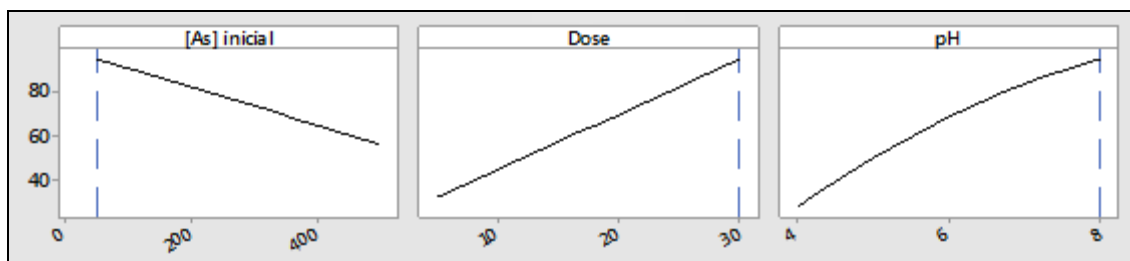


Figura 38 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante o PAC (turbidez alta).

Os gráficos de normalidade, independência dos resíduos e homogeneidade das variâncias confirmaram que foram cumpridos os pressupostos (Apêndice S e T). Como o modelo se ajustou adequadamente aos dados, as equações para o PAC puderam ser usadas para encontrar a configuração das variáveis que correspondam a um valor o faixa de valores desejado para a remoção de arsênio tendo em consideração as condições deste trabalho.

5.3.3 Cloreto férrico

No Apêndice U é apresentada a análise de variância com o modelo reduzido final, o qual foi obtido para a coagulação com cloreto férrico quando a turbidez da água bruta foi baixa. A análise de regressão múltipla evidenciou que todas as variáveis exerceram influência significativa na remoção de arsênio, sendo que a variável pH não

foi significativa, mas foi mantida no modelo de regressão em função da existência do termo pH quadrático, que foi significativo. A análise demonstrou que a interação entre dose e $[As]_{inicial}$ também influenciou na remoção de arsênio. A interação foi considerada significativa pela ausência de paralelismo entre as retas (Figura 39) e, ao realizar uma análise do gráfico, obteve-se uma indicação de que a maior remoção de arsênio ocorreu quando foi utilizada água bruta com concentração inicial de arsênio de 50 $\mu\text{g/L}$ e doses baixas de coagulante ($\leq 15 \text{ mg/L}$).

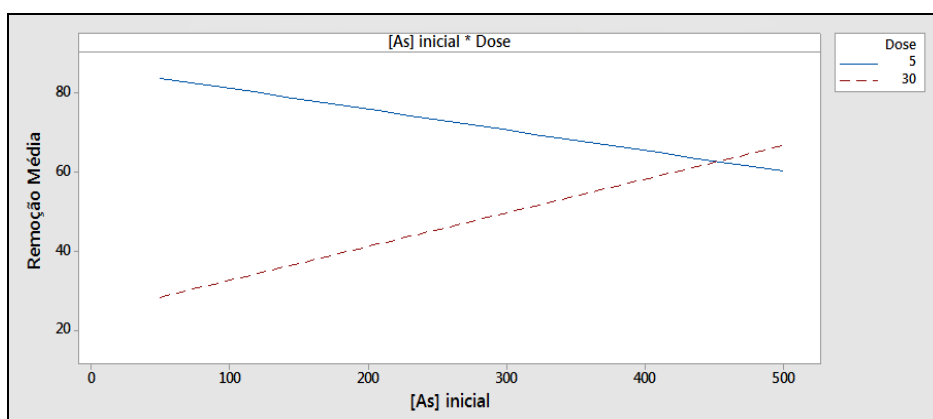


Figura 39 - Interação das variáveis concentração inicial de arsênio e dose quando foi usado cloreto como coagulante (turbidez baixa).

O pH foi a variável que menos exerceu influência no modelo, visto que, em uma ampla faixa de pH, foi possível alcançar eficiências de remoção maiores do que 77 %, induzindo à conclusão que poderia ser usado qualquer valor de pH da água bruta, sem necessidade de fazer ajuste da mesma e sem prejudicar a remoção de arsênio, favorecendo um menor consumo de reagentes para ajuste de pH.

A dose foi a variável que mais aportou informação ao modelo de regressão e aumentou a percentagem de R^2 num valor maior do que 40 % (Figura 40).

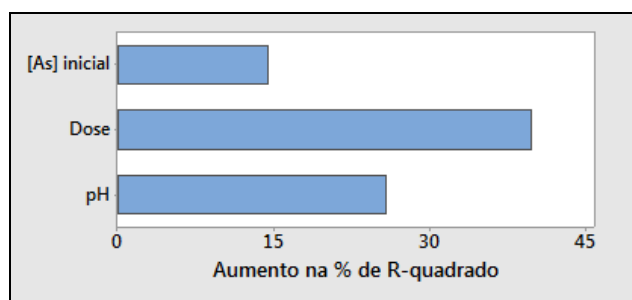


Figura 40 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuíram para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado cloreto férrico como coagulante (turbidez baixa).

Na equação de regressão estão presentes duas variáveis quadráticas, pH e dose. Assim, é possível obter uma indicação de que a configuração ótima foi alcançada em pH 8, dose de 5 mg/L e $[As]_{inicial} = 50 \mu\text{g/L}$, para se obter a maior remoção de arsênio (Figura 41).

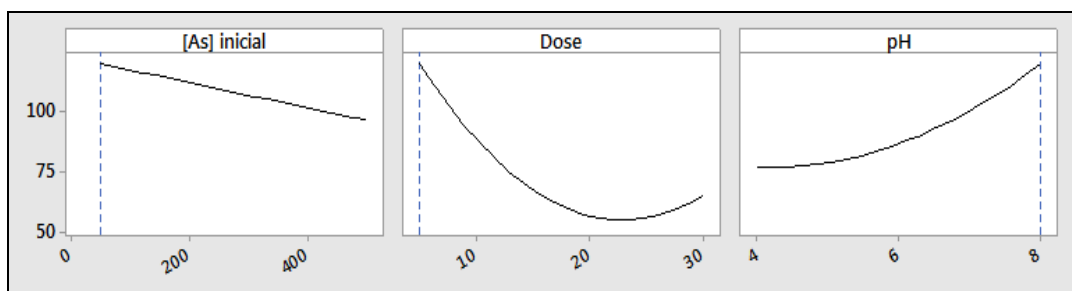


Figura 41 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante o cloreto férrico (turbidez baixa).

O R^2 ajustado foi de 0,6359, o que significa que o 63,6 % da eficiência de remoção de arsênio usando cloreto férrico pode ser explicada pelas variáveis que se encontram na equação de regressão múltipla, apresentada a seguir:

$$\% \text{ Remoção de arsênio} = 174,0 - 0,0800 [\text{As}] \text{ inicial} - 9,65 \text{ dose} - 24,7 \text{ pH} + 0,2047 \text{ dose}^2 + 2,96 \text{ pH}^2 + 0,00550 [\text{As}]_{\text{inicial}} * \text{dose}$$

Além disso, foi realizada análise de regressão múltipla, que permitiu evidenciar que todas as variáveis influenciaram na remoção de arsênio para águas com turbidez alta e utilizando cloreto férrico como coagulante (Apêndice V). Os resultados apresentados na ANOVA mostram que a interação entre concentração inicial de cloreto férrico e pH também influenciou na remoção de arsênio. A interação pode ser visualizada como significativa pela ausência de paralelismo entre as retas (Figura 42). A partir da análise do gráfico, é possível obter uma indicação de que a maior remoção de arsênio ocorreu quando se utilizou água bruta com $[As]_{inicial} = 50 \mu\text{g/L}$ e $\text{pH} = 8$.

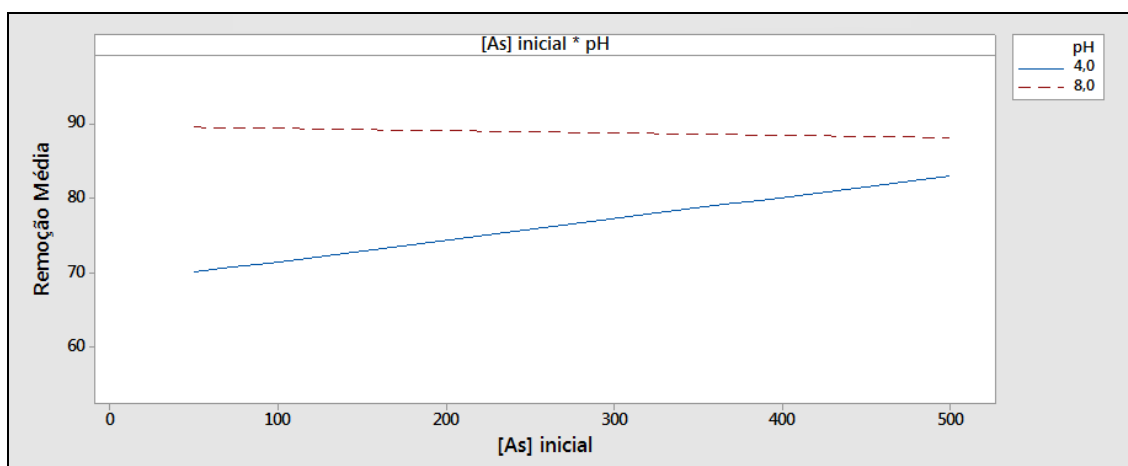


Figura 42- Interação entre as variáveis concentração inicial de arsênio e dose, para os ensaios com cloreto férrico como coagulante (turbidez alta).

A dose foi a variável que demonstrou maior peso no modelo de regressão, aumentando em 60 % o valor de R^2 (Figura 43). De acordo com os resultados obtidos, pode-se inferir que, com doses baixas, foi possível obter concentrações de arsênio remanescente $\leq 10 \mu\text{g/L}$ na água tratada. Doses baixas possibilitaram menor variação do pH, facilitando o entendimento do mecanismo de remoção de arsênio, além do esclarecimento sobre quais espécies hidrolisadas de ferro e quais formas de arsênio pentavalente participaram da remoção.

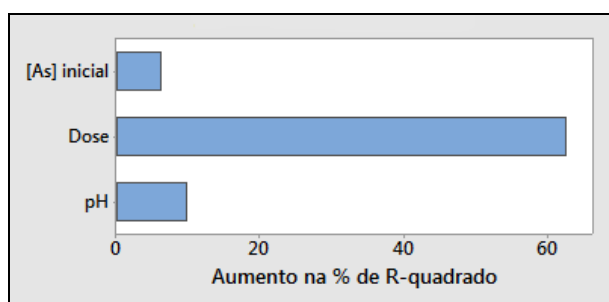


Figura 43- Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usado cloreto férrico (turbidez alta).

O modelo apresenta uma variável quadrática (pH), evidenciando o ponto ótimo em pH 8. As linhas azuis da Figura 44 mostram a configuração ótima para a remoção de arsênio, a qual foi alcançada para a dose de 5 mg/L, $[\text{As}]_{\text{inicial}} = 50 \mu\text{g/L}$ e $\text{pH}=8$.

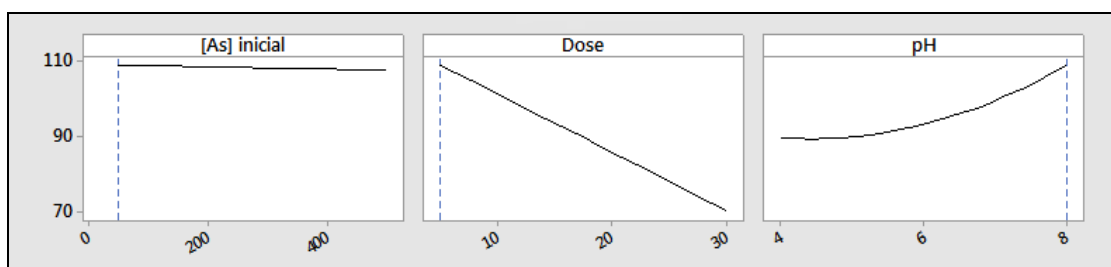


Figura 44 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio tendo cloreto férrico como coagulante (turbidez alta).

O R^2 ajustado foi de 0,7416, o que significa que 74,2 % da eficiência de remoção de arsênio usando cloreto férrico, para água com turbidez alta, pode ser explicada pelas variáveis encontradas no modelo de regressão apresentado a seguir:

$$\% \text{ Remoção de arsênio} = 123,7 + 0,0606 [\text{As}] \text{ inicial} - 1,557 \text{ dose} - 13,07 \text{ pH} + 1,528 \text{ pH}^2 - 0,00796 [\text{As}] \text{ inicial} * \text{pH}$$

Os gráficos de normalidade e independência dos resíduos e homogeneidade das variâncias confirmam que foram cumpridos os pressupostos (Apêndice U e V). Como o modelo se ajustou adequadamente aos dados, as equações para cloreto férrico puderam ser usadas para encontrar a configuração das variáveis que corresponderam a um valor ou faixa de valores desejados para a remoção de arsênio para as condições usadas nesta pesquisa.

5.3.4 Mistura

Depois de realizar análise estatística de regressão múltipla para a eficiência de remoção de arsênio utilizando a mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico, quando a turbidez foi baixa, encontrou-se que a remoção pode ser explicada pelas variáveis pH e dose. A equação de regressão múltipla obtida a partir dos dados foi:

$$\% \text{ Remoção de arsênio} = 22,7 + 1,955 \text{ dose} + 9,82 \text{ pH} - 0,364 \text{ dose} * \text{pH}$$

Os resultados da ANOVA (Apêndice W) demonstraram que a interação entre dose e pH influenciou na remoção de arsênio. A interação pode ser visualizada como significativa pela ausência de paralelismo entre as retas (Figura 45). A partir da análise

do gráfico, é possível obter uma indicação de que a maior remoção de arsênio ocorreu quando se utilizou pH = 8 e doses baixas da mistura de coagulantes.

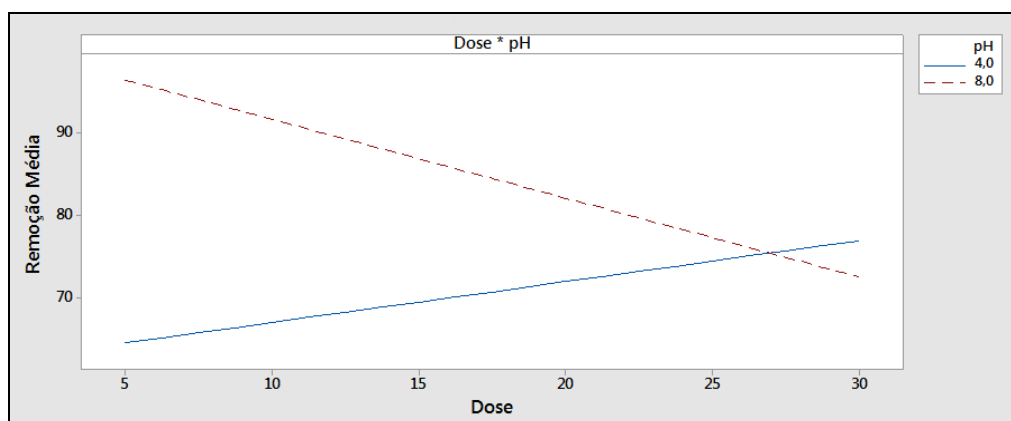


Figura 45 - Interação entre as variáveis pH e dose do experimento realizado usando como coagulante a mistura (turbidez baixa).

O valor do R^2 ajustado foi baixo (20,9 %), o que significa que o modelo de regressão não se ajustou bem aos dados. Assim, não foi possível obter boa predição da eficiência de remoção de arsênio quando foi utilizada a mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulante no tratamento de águas com turbidez baixa, para as condições usadas neste trabalho.

A variável que mais contribuiu ao modelo foi o pH, já que, em valores elevados de pH, foram atingidas as eficiências de remoção de arsênio mais elevadas. Da mesma forma, observando o gráfico da Figura 46, verifica-se que a variável que mais contribuiu ao aumento da percentagem do R^2 foi o pH.

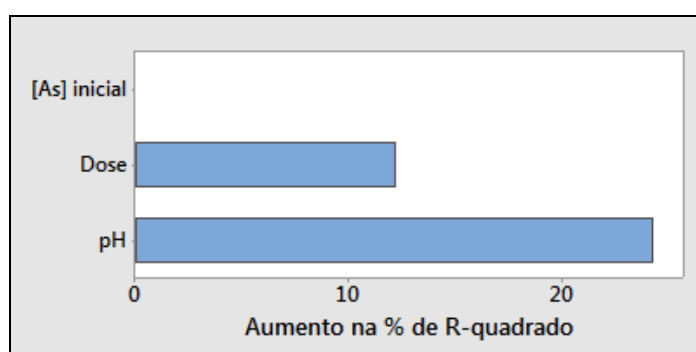


Figura 46 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem para o modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usada a mistura de coagulantes (turbidez baixa).

A análise de regressão múltipla (Apêndice X) para o caso de água bruta com turbidez alta usando mistura de coagulantes evidenciou que as variáveis $[As]_{\text{inicial}}$ e pH

exerceram influência significativa na remoção de arsênio, sendo que a variável dose não foi significativa, mas foi mantida no modelo de regressão porque o efeito de um nível desta variável se altera ao mudar um nível de uma outra variável (pH). A análise demonstrou que a interação entre dose e pH influenciou na remoção de arsênio. A interação pode ser considerada significativa em razão da ausência de paralelismo entre as retas (Figura 47); e, ao realizar uma análise do gráfico, é possível verificar que a maior remoção de arsênio aconteceu quando se utilizou pH 8 e doses altas da mistura (≥ 15 mg/L).

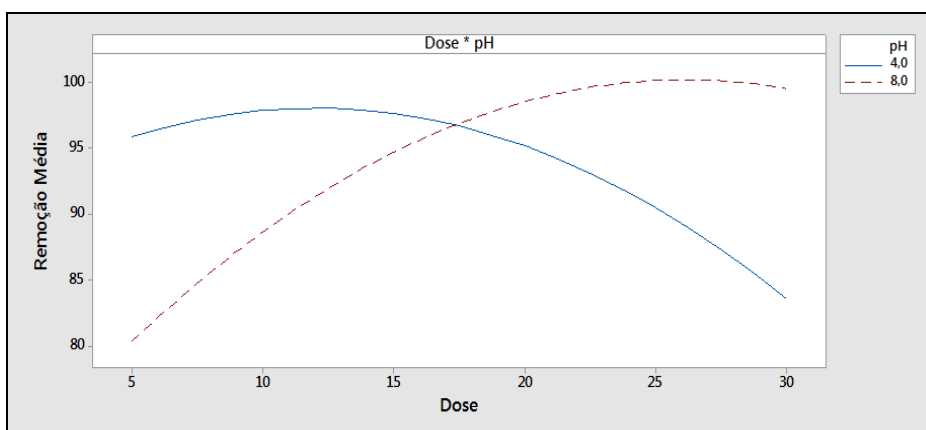


Figura 47 - Interação entre as variáveis turbidez e pH do experimento realizado usando como coagulante a mistura (turbidez alta).

A dose foi a variável que mais aportou informação ao modelo e aumentou a porcentagem de R^2 em mais de 25% (Figura 48). Em múltiplas combinações de doses e pH, foi possível obter concentrações de arsênio remanescente ≤ 10 $\mu\text{g/L}$ na água tratada, mas as maiores eficiências de remoção de arsênio foram alcançadas em valores de doses e pH elevados.

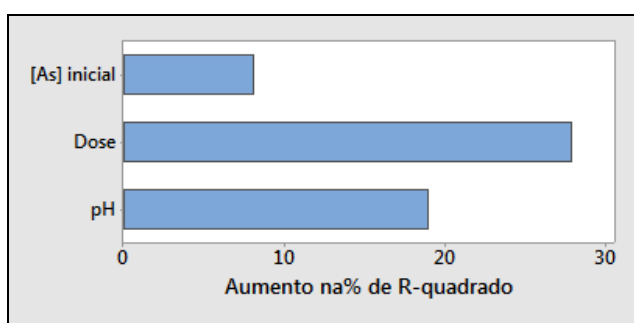


Figura 48 - Efeito incremental das variáveis significativas que contribuem ao modelo de regressão para a eficiência de remoção de arsênio quando foi usada a mistura de coagulantes.

O modelo apresenta uma variável quadrática (dose), evidenciando o ponto ótimo para o valor de dose = 25 mg/L, e as linhas azuis da Figura 49 mostram a configuração ótima. Os gráficos indicam que a maior remoção de arsênio ocorreu em $[As]_{inicial} = 50 \mu\text{g/L}$, pH= 8 e dose de 25 mg/L.

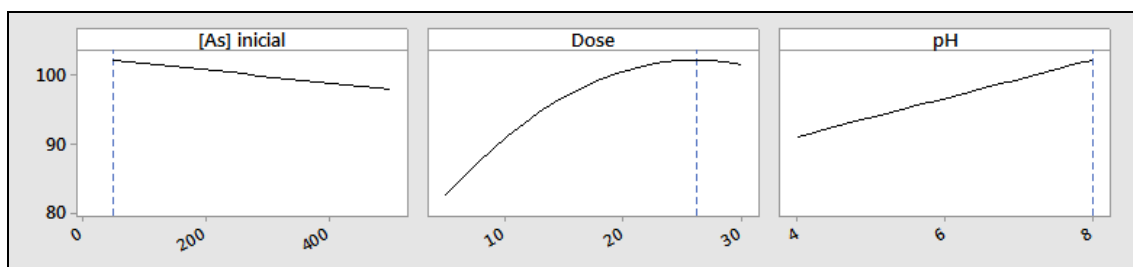


Figura 49 - Configuração para a solução ótima do modelo de regressão para a eficiência de remoção do arsênio tendo como coagulante a mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico.

O valor do R^2 ajustado é baixo (30,2 %), permitindo inferir que o modelo de regressão não se ajustou bem aos dados e que a eficiência de remoção de arsênio quando foi utilizada a mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulante, em condições de turbidez alta, não pode ser explicada pelas variáveis que se encontram na equação de regressão múltipla apresentada a seguir:

$$\% \text{ Remoção de arsênio} = 116,12 - 0,00973 [\text{As}] \text{ inicial} - 0,192 \text{ dose} - 5,45 \text{ pH} - 0,0446 \text{ dose}^2 + 0,3149 \text{ dose} * \text{pH}$$

Os gráficos de normalidade e independência dos resíduos e homogeneidade das variâncias confirmaram que foram cumpridos os pressupostos (Apêndice W e X).

5.4 Relações entre dose de coagulante e concentrações de ferro e alumínio remanescentes

No presente trabalho, foi realizada a determinação das concentrações de ferro e alumínio remanescentes para cada uma das amostras de água tratada. Essa informação foi analisada e processada para determinar os efeitos do tipo e dose do coagulante sobre a eficiência de remoção de arsênio, considerando o remanescente de ferro e alumínio após a sedimentação.

A água pode apresentar resíduos de alumínio e ferro, já que esses elementos são empregados no tratamento, durante as etapas de coagulação e floculação. Na Portaria n°

2914 do Ministério da Saúde, é estabelecido o valor máximo permitido (VMP) de 0,3 mg/L e 0,2 mg/L para ferro e alumínio na água para consumo, respectivamente.

Concentrações de ferro acima de 0,3 mg/L conferem cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários. Ao mesmo tempo, conferem odor fétido podendo causar rejeição por parte do consumidor. A concentração de alumínio em águas de abastecimento acima de 0,2 mg/L pode trazer problemas estéticos.

Para os coagulantes sulfato de alumínio e PAC, foi levado em conta o teor de alumínio remanescente e, para cloreto férrico, o teor de ferro remanescente. Para a mistura de coagulantes foram considerados os dois elementos, alumínio e ferro remanescentes.

Os resultados de alumínio remanescente na água tipo IA e IB tratada com sulfato de alumínio são descritos no Apêndice I. Para água tipo IA, foram obtidas concentrações de alumínio remanescente menores que 0,2 mg/L para pH 7 e 8, e não foram detectados remanescentes para doses de 10, 15 e 30 mg/L de sulfato de alumínio em pH 7, e para doses de 10 a 25 mg/L em pH 8. Esses pares de valores estão situados nas regiões de maior remoção de arsênio, onde foram obtidas concentrações de arsênio remanescente inferiores a 10 µg/L, como foi visto nos diagramas de coagulação para esse coagulante.

Para água tipo IB também foram encontrados valores menores do que o VMP nos valores de pH de 7 e 8, mas em nenhum foram obtidos níveis não detectados de alumínio remanescente. Para o caso específico da dose de maior eficiência de remoção de arsênio, o teor de alumínio remanescente foi de 0,03 mg Al/L. Os resultados confirmam que, quanto menor o valor de pH e maiores as doses de sulfato de alumínio, maior foi o teor de alumínio remanescente.

Esses resultados podem indicar que a coagulação não ocorreu de forma eficaz, possivelmente devido ao fato de que foram utilizadas doses excessivas de agente coagulante. Nesse caso, a desestabilização dos coloides foi efetuada, mas depois a estabilização tornou a ocorrer. Isso significa que a adição de coagulante em excesso teve como consequência um aumento no custo econômico, assim como na maior concentração residual de alumínio.

Os resultados obtidos para o PAC nas águas tipo IA e IB são apresentados no Apêndice J. Tem-se que, para água tipo IA, foram obtidas concentrações de alumínio remanescente menores que o VMP para todos os valores de pH considerados nos

ensaios, em algumas doses de PAC, mas, na maioria desses pares de valores (pH e dose), os valores de eficiência de remoção de arsênio foram muito baixos, não conseguindo atingir o padrão de potabilidade. Somente as doses de 5, 20 e 25 mg/L de PAC, em pH 6, foram obtidos valores de arsênio e alumínio remanescente que cumpriram com os valores máximos permitidos para cada elemento. Para água tipo IB só foi possível encontrar três combinações de pH e dose que, ao final do tratamento, resultaram em valores de alumínio remanescente menor que 0,2 mg/L; cabe ressaltar que, nos ensaios realizados usando PAC como coagulante para tratar a água tipo IB, não foi possível alcançar eficiências de remoção de arsênio que deram como resultado valores de arsênio menores que 10 µg/L.

O Apêndice K apresenta os resultados de ferro remanescente para os ensaios realizados com cloreto férrico no tratamento das águas tipo IA e IB. Observa-se que concentrações de ferro remanescente para todos os ensaios foram maiores do que 0,3 mg/L para água tipo IB, e, para água tipo IA, apenas três pares de valores de pH e doses apresentaram resultados de ferro remanescente menores do que o VMP. Isso pode estar relacionado à utilização de altas doses de coagulante durante a condução dos experimentos. Esses resultados mostram que foi gerada grande quantidade de ferro remanescente, elevada produção de lodo e que não se cumpriu o objetivo de remover o arsênio até o valor máximo permitido para água potável, no caso da água tipo IB.

Para o último coagulante usado no experimento (a mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico), foram considerados o alumínio e o ferro remanescentes na análise dos resultados para água tipo IA e IB (ver Apêndice L). As concentrações de alumínio remanescente em todos os ensaios foram maiores do que 0,2 mg/L para os dois tipos de água. Já no caso do ferro remanescente, alguns ensaios apresentaram valores acima do permitido, mas foi possível obter concentrações menores que 0,3 mg/L. Para água tipo IA, foi alcançado o VMP nos valores de pH de 7 e 8 e em doses de coagulante entre 5 e 25 mg/L da mistura. Esses pares de valores coincidiram com a região de maior eficiência de remoção de arsênio.

No caso da água tipo IB, foram encontrados valores de ferro remanescente menores do que o VMP em pH de 5 a 8, sendo que o maior número de combinações que resultaram no atendimento à norma ocorreu entre valores de pH de 7 e 8 e com doses da mistura variando de 5 até 20 mg/L. Esses resultados também coincidiram com a análise do diagrama de coagulação para esse tipo de água, em que, para esses pares de valores, encontrou-se a região de maior remoção de arsênio, porém, com esse coagulante, não

foi possível obter água tratada com arsênio remanescente menor do que 10 µg/L. Desses resultados, pode-se inferir que, na mistura de coagulantes (50% de sulfato de alumínio e 50% de cloreto férrico), o cloreto férrico foi o que mais atuou no processo de coagulação, e, para futuros experimentos, pode-se considerar variar as porcentagens de cada coagulante na mistura para atingir a proporção ideal.

Neste trabalho, também foi realizada análise de alumínio e ferro remanescentes para as águas dos tipos IIA e IIB. Quando foi usado sulfato de alumínio como coagulante nas águas tipo IIA e IIB, foram obtidas concentrações de alumínio remanescente maiores do que 0,2 mg/L em todos os ensaios. Observando os resultados apresentados no Apêndice M, nota-se que, quanto maior o pH, menor foi o teor de alumínio remanescente, portanto, deve-se estudar a possibilidade de se utilizar doses mais baixas de coagulante em valores de pH altos, com as quais foi possível obter eficiências de remoção de arsênio altas que conseguissem atingir o máximo valor permitido de arsênio nas águas para consumo humano, uma das finalidades deste estudo. Em águas com turbidez elevada, foi possível utilizar doses de coagulante menores, já que, nesse caso, a probabilidade de colisão das partículas é maior.

Os resultados obtidos para o coagulante PAC nas águas dos tipos IIA e IIB são apresentados no Apêndice N. Encontrou-se que, para água tipo IIA, não foram alcançados valores de alumínio remanescente menores que 0,2 mg/L. Fazendo uma análise desses resultados, pode se dizer que o PAC não é um bom coagulante quando se tem águas com qualidades semelhantes às do tipo IIA para conseguir os propósitos de altas eficiências de remoção de arsênio e turbidez, tendo sido obtidas águas tratadas com baixos teores de alumínio. Para água tipo IIB, foi possível encontrar dois combinações de pH e dose de PAC com as quais foi possível obter alumínio remanescente, na água tratada, em concentrações menores que 0,2 mg/L. Essas combinações foram pH de 8 e doses de PAC de 25 e 30 mg/L, mas, nem nestes pares de valores nem em nenhum outro foi possível obter água tratada com concentrações de arsênio menores que 10 µg/L.

O Apêndice O traz os resultados de ferro remanescente para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante no tratamento das águas tipo IIA e IIB. Observa-se que foram encontrados pares de valores de pH e doses de cloreto férrico no qual foram alcançados valores de ferro remanescente menores do que 0,3 mg/L para água tipo IIA. Esses pares de valores foram de pH 5 a 8 e doses de coagulante baixas, entre 5 e 10 mg/L. Fazendo uma relação desses resultados com o diagrama de coagulação para esse tipo de água (Figura 25), pode-se observar que, nesses mesmos

valores de pH e doses, está localizada a região de maior eficiência de remoção de arsênio, atingindo água tratada em conformidade com o padrão de potabilidade.

Para água tipo IIB foram obtidos resultados de ferro remanescente menores que 0,3 mg/L para pH de 6 a 8 e doses de 5 a 15 mg/L de cloreto de férrico. Estes pares de valores estão situados nas regiões de maior remoção de arsênio, conseguindo-se valores de arsênio remanescente menor que 10 µg/L como foi visto no diagrama de coagulação para este coagulante (Figura 26).

Os resultados para os ensaios realizados com a mistura dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico são apresentados no Apêndice P. Para os dois tipos de água (IIA e IIB), foi possível atingir concentrações de alumínio e ferro remanescentes menores que o valor máximo permitido. Não foram detectadas concentrações de alumínio e ferro remanescentes nos valores de pH de 6 a 8 em doses de 10 a 20 mg/L da mistura, para água tipo IIA. Já para água tipo IIB, não foram detectados níveis de alumínio e ferro remanescentes para os mesmos valores de pH e em doses do composto variando de 5 a 25 mg/L. Os pares de valores de pH e doses para águas tipo IIA e IIB coincidiram com os pares de valores que se situaram nas regiões de maiores eficiências de remoção de arsênio como pode ser observado nos diagramas de coagulação das Figuras 27 e 28.

5.5 Considerações finais – comparação entre coagulantes

Os dados de tratamento dos quatro tipos de água bruta (IA, IB, IIA e IIB), com a finalidade de alcançar elevadas eficiências de remoção de arsênio e turbidez e obter água tratada com teores de alumínio e ferro remanescente em concordância com os padrões de potabilidade para consumo humano estabelecidos pela norma brasileira, possibilitaram a comparação entre os quatro coagulantes empregados neste estudo, a fim de identificar qual seria o coagulante mais adequado para cada tipo de água, nos propósitos desta pesquisa.

5.5.1 Para água tipo IA

Foi observado que todos os coagulantes testados conseguiram remover arsênio até obter valores menores que 10 µg/L na água tratada. O PAC e o cloreto férrico apresentaram regiões de maior eficiência de remoção mais estreitas, em termos de

valores de pH e dose de coagulante, o que resulta, na prática, em maior dificuldade de controle durante a operação. Por outro lado, o sulfato de alumínio e a mistura proporcionaram regiões mais amplas de remoção, resultando em maior facilidade para o controle operacional de uma ETA em escala real. Pode-se concluir, portanto, que o sulfato de alumínio foi o melhor coagulante para esse tipo de água, já que apresentou ampla região de remoção de arsênio, levando a concentrações remanescentes menores do que 10 µg/L após a sedimentação, etapa em que ocorre a maior parte da remoção durante o processo de tratamento. Além disso, o sulfato de alumínio alcançou elevadas eficiências de remoção de turbidez tendo sido obtidos valores de turbidez remanescente entre 3,5 e 0,04 uT. Por último, com o sulfato de alumínio foram obtidas concentrações de alumínio remanescente menores que 0,2 mg/L, garantindo que a água tratada apresentou teor de alumínio inferior ao VMP estabelecido pela norma brasileira, o que não aconteceu no caso dos ensaios realizados com a mistura de coagulantes.

A região de maior eficiência de remoção de arsênio foi delimitada por valores de pH de 6 a 8 e doses de sulfato de alumínio de 5 a 25 mg/L, correspondente aos mecanismos de coagulação de adsorção-neutralização de cargas, varredura e combinação desses dois mecanismos, tendo sido o arsênio removido por adsorção e coprecipitação.

5.5.2 Para água tipo IB

Para esse tipo de água, quando foram empregados cloreto férrico, PAC ou mistura como coagulantes, não foi possível obter água tratada com concentrações de arsênio menores do que 10 µg/L. Só foi possível encontrar uma única região de maior eficiência de remoção de arsênio para os ensaios realizados com sulfato de alumínio e, mesmo assim, essa região foi muito estreita, delimitada pelo pH de 8 e doses de 20 a 25 mg/L de coagulante. Acredita-se que seja possível obter uma região mais ampla em valores de pH altos e com doses maiores de sulfato de alumínio. Em valores baixos de turbidez, a coagulação da água se dá com maior dificuldade, requerendo doses de coagulante maiores, o que aumenta as probabilidades de colisão das partículas. Com combinações de pH e doses altas, pode-se favorecer o mecanismo de varredura, com as partículas podendo ser envolvidas pelos aglomerados do precipitado. Esse é o mecanismo recomendado para estações que operam em ciclo completo, pois os flocos

formados possuem boas características de sedimentabilidade (maior densidade e tamanho), sendo facilmente removidos durante a etapa de decantação (CEPIS,1992).

5.5.3 Para água tipo IIA

O processo de coagulação/floculação/sedimentação empregado no tratamento da água tipo IIA para remoção de arsênio foi eficiente para todos os coagulantes testados, tendo sido alcançadas concentrações de arsênio menores que 10 µg/L na água tratada. Os coagulantes sulfato de alumínio e o PAC apresentaram regiões de elevadas eficiências de remoção estreitas, e o uso destes coagulantes resultou em águas tratadas com concentrações de alumínio remanescente maiores do que 0,2 mg/L. O contrário aconteceu quando foram empregados cloreto férrico e a mistura de coagulantes, já que puderam ser obtidas amplas regiões de eficiência de remoção de arsênio; nesse caso, também foi possível obter alumínio e ferro remanescentes em concentrações menores que os respectivos VMPs. No que diz respeito à turbidez, os dois coagulantes (cloreto férrico e a mistura) alcançaram elevadas eficiências de remoção.

A partir da comparação entre coagulantes, observou-se que o cloreto férrico e a mistura foram bons coagulantes, sendo possível alcançar a finalidade do processo de tratamento da água tipo IIA com ambos. A mistura de sulfato de alumínio e cloreto férrico pode ser considerada promissora para o tratamento de águas com características semelhantes ao tipo de água IIA. A mistura atuou como melhor coagulante do que o cloreto férrico, porque, como pode ser visto no diagrama de coagulação, foram alcançadas regiões de eficiência de remoção de arsênio mais amplas do que com o cloreto férrico para faixas bem extensas de pares de valores de pH e dose de coagulante, o que torna mais fácil o controle operacional. Com a mistura foram obtidas maiores eficiências de remoção de turbidez do que com o cloreto férrico para a grande maioria dos valores de pH e doses ensaiadas, e também foi possível obter concentrações de ferro e alumínio remanescentes na água tratada abaixo do VMP em faixas mais amplas de pH e dose, em comparação com o cloreto férrico.

5.5.4 Para água tipo IIB

Com base nos resultados dos ensaios para o tratamento da água tipo IIB, observa-se que, quando foram empregados sulfato de alumínio e PAC, não foi possível

conseguir eficiências de remoção de arsênio propícias para a obtenção de valores remanescentes menores do que 10 µg/L, enquanto que, com cloreto férrico e a mistura de coagulantes, isso foi possível. Estes coagulantes apresentaram uma região de elevada eficiência de remoção de arsênio para valores de pH entre 7 e 8 com doses baixas para o cloreto férrico e uma faixa mais ampla de doses para a mistura.

Com o cloreto férrico e a mistura também foi possível obter água tratada com concentrações de ferro remanescente (para o cloreto férrico) e alumínio e ferro remanescentes (para a mistura) menores do que os respectivos VMPs pela norma brasileira, alcançando melhores resultados quando se utilizou a mistura como coagulante. Foram obtidos valores próximos a zero mg/L de ferro e alumínio para uma faixa mais ampla de pares de valores de pH e dose de coagulante.

Quanto à remoção de turbidez, com a mistura puderam ser obtidas percentagens de remoção maiores com a mistura do que com cloreto férrico; na maioria de combinações de pH e dose, a mistura permitiu obter valores de eficiências de remoção maiores do que 80 %. Diante o exposto, para este tipo de água é recomendado o emprego da mistura de coagulantes.

6 CONCLUSÕES

A partir dos objetivos propostos e de acordo com os resultados obtidos, conclui-se que:

O tratamento convencional de águas com turbidez baixa e concentração de arsênio de 50 µg/L, promoveu elevadas eficiências de remoção quando foram usados os coagulantes sulfato de alumínio, PAC e cloreto férrico. Para a concentração inicial de 500 µg/L de arsênio, só foi possível obter arsênio remanescente inferior a 10 µg/L utilizando sulfato de alumínio.

A mistura usada como coagulante no tratamento de águas de turbidez baixa levou a elevadas eficiências de remoção de arsênio, alcançando concentrações de arsênio remanescentes inferiores a 10 µg/L quando a concentração inicial de arsênio foi de 50 µg/L, não sendo possível atingir esse valor quando a concentração inicial de arsênio foi de 500 µg/L.

O tratamento convencional de águas com turbidez alta e concentração de arsênio de 50 µg/L alcançou eficiências de remoção de arsênio elevadas quando foram empregados os coagulantes sulfato de alumínio, PAC e cloreto férrico. Para a concentração inicial de arsênio de 500 µg/L, só foi possível obter arsênio remanescente inferior a 10 µg/L usando cloreto férrico.

A mistura de coagulantes mostrou excelentes resultados em relação à remoção de arsênio por meio do tratamento convencional, para águas com alta turbidez e concentrações de arsênio de 50 e 500 µg/L. Entre os quatro coagulantes estudados, a mistura apresentou melhores resultados no tratamento em ciclo completo de águas com alta turbidez e concentrações de arsênio de 50 e 500 µg/L, considerando as doses de coagulante usadas e as concentrações de arsênio, ferro e alumínio remanescentes após a sedimentação.

A concentração de arsênio pôde ser reduzida até 10 µg/L quando se utilizou água bruta com turbidez baixa e concentração de arsênio de 50 µg/L, para todos os tipos de coagulantes. No entanto, o sulfato de alumínio mostrou ser um coagulante eficaz e confiável, considerando as concentrações de arsênio e alumínio remanescentes após a sedimentação.

Os principais mecanismos de coagulação que imperaram nas regiões de maior eficiência de remoção, para águas de turbidez tanto baixa quanto alta e concentrações de arsênio de 50 e 500 µg/L foram adsorção–neutralização de cargas e varredura, sendo o arsênio removido por adsorção-coprecipitação nos hidróxidos formados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKIN, I.; ARSLAN, G.; TOR, A.; CENGELÖGLU, Y.; ERSOZ, M. Removal of arsenate [As (V)] and arsenite [As (III)] from water by SWHR and BW-30 reverse osmosis. **Desalination**, v. 281, p. 88-92, 2011.

ALMEIDA, C. C. *Adsorção de arsênio: seleção de classes de solos mineiros indicadas para utilização como barreira geoquímica na imobilização deste elemento*. 2009. 96 f. Dissertação (Mestrado em Solos e nutrição de plantas), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2009.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. **Journal American Water Works Association**, v. 74, p. 210-216, 1982.

APHA, AWWA, WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th ed., APHA, Washington, DC, USA, 2012.

ASSIS, I. R. *Adsorção e disponibilidade de arsênio em solos com diferentes composições mineralógicas*. 2010. 73 f. Tese (Doutorado em Solos e nutrição de plantas), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2010.

ATSDR – Agency for toxic substances and disease registry, toxicological profile for arsenic. Public Health Statement, 2005. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov>> Acesso em 15/10/2014.

ANDERSON, R. K.; THOMPSON, M.; CULBARD, E. Selective reduction of arsenic species by continuous hydride generation. Part I. Reaction media. **Analyst**, n. 111, v. 10, p. 1143-1152, 1986.

AURILLO, A.C.; MASON, R.P.; HEMOND, H.F. Speciation and fate of arsenic in 3 lakes of the Aberjona watershed. **Environmental science & technology**, v. 28, n. 4, p. 577-585, 1994.

AZEVEDO NETTO, J. M. *Técnicas de abastecimento e tratamento de água*. Vol.2: CETESB, São Paulo. 1976.

BALLIN, O.; KRUSE, R.; RUSSEL, H. A. Determination of total arsenic and speciation of arsenobetaine in marine fish by means of reaction - headspace gas

chromatography utilising flame - ionization detection and element specific spectrometric detection. **Fresenius' journal of analytical chemistry**, v. 350, n. 1, p. 54-61, 1994.

BARAN, E.J. *Química bioinorgánica*. McGraw-Hill, Madrid. 1995.

BARRA, C. M. *Especiação de arsênio em amostras ambientais por duas técnicas: espectrometria de fluorescência atômica e voltametria de redissolução catódica*. Dissertação (Doutorado em Geociências) - Departamento de Geoquímica. Universidade Federal Fluminense. Niterói, RJ, 1999.

BARRA, C. M.; SANTELLI, R. E.; ABRÃO, J. J.; GUARDIA, M. D. L. Arsenic speciation – A review. **Química nova**, v. 23, n. 1, p. 58-70, 2000.

BARRA, C. M.; DOS SANTOS, M. M. C. Speciation of Inorganic Arsenic in Natural Waters by Square-Wave Cathodic Stripping Voltammetry. **Electroanalysis**, v. 13, n. 13, p. 1098- 1104, 2001.

BEDOYA, D. C.; GIRALDO, M. 2012. Determinación de las dosis óptimas de coagulante Sulfato de Aluminio Granulado Tipo B en función de la turbiedad y el color para la potabilización del agua en la planta de tratamiento de Villa Santana. Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira.

BENITEZ, R.; ÁLVAREZ, J.; DAHBAR, M.; RIVERO, S. *Alternativas tecnológicas a tener en cuenta para la toma de decisiones frente a la problemática del arsénico en el agua de bebida*. Programa Nacional de Minimización de Riesgos por Exposición a Arsénico en Agua de Consumo – Res. Ministerial 253/01. Ministerio de Salud de la Nación. 2008.

BORDOLOI, S.; NATH, S.; GOGOI, S.; DUTTA, R. Arsenic and iron removal from groundwater by oxidation-coagulation at optimized pH: laboratory and field studies. **Journal of hazardous materials**. v. 260, p. 618-626, 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914**, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 14 dez. 2011, Seção 1, p.39.

CÁCERES, R. E. Proceso en lecho fijo de hierro metálico para la eliminación de arsénico de aguas en pequeñas instalaciones. San Juan, Argentina. 2007.

CARRO, M. *Remediación de aguas con arsénico mediante mecanismos de adsorción y floculación*. Tesis (Maestría) - Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. 2009.

CASTRO, M. L.; Y WONG, M. Abatimiento de arsénico en aguas subterráneas para zonas rurales. In XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **AIDIS**. 1998

CASTRO JUNIOR, C. G.; GREGIANIN, L. J.; DI LEONE, L. P.; CARVALHO, G. P.; BRUNETTO, A. L. Uso do trióxido de arsênico (As_2O_3) no tratamento da leucemia promielocítica aguda (LMA-M3) recidivada. **Revista HCPA**. Porto Alegre. 2002.

CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE. Ciclo: Tratamiento, Serie: Filtración rápida. Evaluación. (Programa Regional HPE/OPS/CEPI de Mejoramiento de La Calidad del Agua para Consumo Humano, Manual IV). Lima, Peru: CEPIS, 1992.

CETESB. Arsênio. Ficha de informação toxicológica. 2012. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/47/2013/11/Arsenio.pdf>. Acesso em: 20 de ago. 2015.

CHANG, S. D.; RUIZ, H.; BELLAMY W. D.; SPANGERBERG, C. W.; CLARK D. L. Removal of arsenic by enhanced coagulation and membrane technology. **American society of civil engineers**, New York, NY (United States), 1994.

CHATTERJEE, A.; DAS, D.; MANDAL, B. K.; CHOWDHURY, T. R.; SAMANTHA, G.; CHAKABRORTI, D. Arsenic in groundwater in six districts of West Bengal, India: The biggest arsenic calamity in the world. Part I - Arsenic species in drinking water and urine of the affected people. **Analyst**, v. 120, p. 643-650, 1995.

CHENG, C.N.; FOCHT D. D. Production of arsine and methylarsines in soil and in culture. **Applied and environmental microbiology**, v. 38, n. 3, p. 494-498, 1979.

CHENG, R. C.; LIANG, S.; WANG, H. C.; BEUHLER, M. D. Enhanced coagulation for arsenic removal. **Journal of the American water works association**, v. 86, n. 9, p. 79-90, 1994.

CHILVERS, D.C.; PETERSON, P. J. Global cycling of arsenic. In T. C. Hutchinson and K. M. Meema, (eds.) *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. John Wiley, New York. 279-301p, 1987.

CHOONG, T.; CHUAH, T.; ROBIAH, Y.; GREGORY KOAY, F.; AZNI, I. Arsenic Toxicity, Health Hazards and Removal Techniques from Water: An Overview. **Desalination**, v. 217, n. 1-3, p.139–66, 2007.

CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E.; TRUSSELL, R.R.; FRANSON, M.A. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17th ed. American Public Health Association, Washington, DC.1989.

CLIFFORD, D.; LIN, C. Ion exchange, activated alumina, and membrane processes for arsenic removal from groundwater. *Proceedings of the 45th Annual Environmental Engineering Conference*; University of Kansas, Dept. of Civil Engr., Lawrence, Kansas. 22 pp. 1995.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n° 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 22 de outubro de 2014.

CRECELIUS, E. A. Changes in the chemical speciation of arsenic following ingestion by man. **Environmental health perspectives**, v. 19, p. 147–150, 1977.

DAVE, J.M. *Arsenic Contamination of Drinking Water in Bangladesh*. SEA/EH/500. New Delhi, India:South East Asia Region, World Health Organization, 1996.

DE ARAGÃO UMBUZEIRO, Gisela. *Guia de potabilidade para substâncias químicas*. São Paulo: Limiar, 2012.

DEGOS L. The history of acute promyelocytic leukaemia. **British journal of haematology**, v. 122, p. 539-53, 2003.

DESCHAMPS, E.; MATSCHULLAT, J. Arsênio antropogênico e natural – um estudo em regiões do Quadrilátero Ferrífero, Fundação do Estado do Meio Ambiente, 330 p. 2007.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. Volumes I e II. Associação Brasileira de engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 481p. Rio de Janeiro. 1993.

DI BERNARDO, L. Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. Projeto PROSAB . Rio de Janeiro: ABES, RiMa,. 498 p. 2003.

DI BERNARDO; L.; DANTAS, A.D.B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos:RiMa, 2005.

DONE A. K.; PEART A. J. Acute toxicities of arsenical herbicides. **Clinical toxicology**, v. 4, n. 3, p. 343-355, 1971.

ESPARZA, M. C. Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos. In International Congress Natural Arsenic in groundwaters of Latin America. 2004.

FRANKENBERGER Jr, WILLIAM T. Environmental Chemistry of Arsenic. Marcel Dekker. 2002. 391p.

GONÇALVES, R. F., Influência dos Mecanismos de Coagulação da Água Bruta na Reciclagem de Coagulantes em Lodos de Estações de Tratamento de Água. In 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

GONTIJO, B.; BITTENCOURT, F. Arsênio: uma revisão histórica. In Anais Brasileiros de Dermatologia, v.80, n.1, p. 91-95, 2005.

GUAN, X.; DONG, H.; MA, J.; JIANG, L. Removal of arsenic from water: effects of competing anions on As(III) removal in KMnO_4 -Fe(II) process. **Water research**, v. 43, n. 15, p. 3891–3899, 2009.

GUPTA, V. K.; SAINI, V. K.; JAIN, N. Adsorption of As (III) from aqueous solutions by iron oxide-coated sand. **Journal of colloid and interface science**, v. 288, n. 1, p. 55-60, 2005.

HERING, J.; CHEN, P.; WILKIE, J.; ELIMELECH, M. Arsenic removal from drinking water during coagulation. **Journal of environmental engineering**, v. 123, n. 8, p. 800-807, 1997.

HOLMS, T. R. Effects of CO_3^{2-} /bicarbonate, Si, and PO_4^{3-} on Arsenic Sorption to HFO. **Journal of american water works association**, v. 94, n. 04, p. 174-181, 2002.

HOWARD, A. G.; HUNT, L. E. Coupled photooxidation-hydride AAS detector for the HPLC of arsenic compounds. **Analytical chemistry**, v. 65, n. 21, p. 2995-2998, 1993.

HU, C.; LIU, H.; CHEN, G.; QU, J. Effect of aluminum speciation on arsenic removal during coagulation process. **Separation and purification technology**, v. 86, p. 35-40, 2012.

JAIN, A.; LOEPPERT, R. Effect of competing anions on the adsorption of arsenate and arsenite by ferri-hydrate. **Journal of environmental quality**, v. 29, n.5, p. 1422-1430, 2000.

JAIN, C. K.; ALI, I. Arsenic: Occurrence, toxicity and speciation techniques. **Water research**, v. 34, p. 4304-4312, 2000.

JIMENEZ DE BLAS, O.; GONZALEZ, S. V; RODRIGUEZ, R. S; MENDEZ, J. H. Determination and speciation of arsenic in human urine by ion-exchange chromatography/flow injection analysis with hydride generation/atomic absorption spectroscopy. **Journal of AOAC International**, v. 77, n. 2, p. 441-445, 1994.

JOHNSON, P. N.; AMIRTHARAJAH, A. Ferric chloride and alum as single and dual coagulants. **Journal American water works association**, v. 75, p. 232-239, 1983.

KARCHER, S.; CÁCERES, I.; JEKEL, M.; CONTRERAS, R. Arsenic removal from water supplies in northern Chile using ferric chloride coagulation. **Water and environment journal**, v. 13, n. 3. p. 164–169, 1999.

LADEIRA A. C.Q.; CIMINELLI V. Mobility of As(III) and As(V) in soils. In: Courtney Young (ed) Minor elements: processing and environmental aspects of As, Sb, Se, Te and Bi. Proc Conf Minor elements 2000, Littleton. Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Littleton, 191-198p. 2000.

LE, X. C.; MA, M.; WONG, N. A. Speciation of arsenic compounds using high-performance liquid chromatography at elevated temperature and selective hydride generation atomic fluorescence detection. **Analytical chemistry**, v. 68, n. 24, p. 4501-4506, 1996.

LE, X. C.; MA, M. Speciation of arsenic by using ion-pair chromatography with atomic spectrometry and mass spectrometry detection. **Journal of chromatography A**, v. 764, n. 1, p. 55-64, 1997.

LEE, C. G.; ALVAREZ, P. J.; NAM, A.; PARK, S. J.; DO, T.; CHOI, U. S.; LEE, S. H. Arsenic (V) removal using an amine-doped acrylic ion exchange fiber: Kinetic, equilibrium, and regeneration studies. **Journal of hazardous materials**, v. 325, p. 223-229, 2017.

LEWIS, R. J.; TATKEN, R. L. (1978). Registry of toxic effects of chemical substances. US Department of Health, Education and Welfare, Cincinnati, OH, USA.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 2. ed. Campinas,SP: Ed. Átomo, 2008.

LYTLE, D. A.; SORG, T. J.; SNOEYINK, V. L. Optimizing arsenic removal during iron removal: Theoretical and practical considerations. **Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA**, v. 54, n. 8, p. 545-560, 2005.

MACEDO, J. A. B. Águas & Águas. 3º Ed. Minas Gerais: CRQ – MG, 2007.

MANDAL B.K.; SUZUKI K.T. Arsenic round the world: a review. **Talanta**, v. 58, n. 1, p. 201-235, 2002.

MARTEL, A. B. Coagulación. In: Vargas, L. Tratamiento de agua para consumo humano – Plantas de filtración rápida – *Manual I: Teoría, Tomo I. CEPIS*: Lima, Peru, 2004. cap.4.

MASSCHELEYN, P. H.; DELAUNE, R. D.; PATRICK Jr, W. H. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. **Environmental science & technology**, v. 25, n. 8, p. 1414–1419, 1991.

MATSCHULLAT, J. Arsenic in the geosphere – a review. **Science of the total environment**, v. 249, n. 1, p. 297-312, 2000.

MATSCHULLAT, J.; BORBA, R.P.; DESCHAMPS, E.; FIGUEIREDO, B.F.; GABRIO, T.; SCHWENK, M. Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. **Applied geochemistry**, v. 15, p. 181-190, 2000.

MELLO, J.; ROY, W.; TALBOTT, J.; STUCKI, J. Mineralogy and arsenic mobility in arsenic-rich Brazilian soils and sediments. **Journal of soils and sediments**, v. 6, n. 1, p. 9-19, 2006.

MENG, X.; BANG, S.; KORFIATIS, G. P. Effects of silicate, sulfate, and carbonate on arsenic removal by ferric chloride. **Water research**, v. 34, n. 4, p. 1255–1261, 2000.

MENG, X.; KORFIATIS, G. P.; BANG, S. Combined effects of anions on arsenic removal by iron hydroxides. **Toxicology letters**, v. 133, n. 1, p. 103–111, 2002.

MOHAN, D. E.; PITTMAN JR., C. U. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents - a critical review. **Journal of hazardous materials**, v. 142, n. 1, p. 1–53, 2007.

MONDAL, P.; MAJUMDER, C.; MOHANTY, B. Laboratory Based Approaches for Arsenic Remediation from Contaminated Water: Recent Developments. **Journal of hazardous materials**, v. 137, n. 1, p. 464–79, 2006.

MOORE, J.N.; FICKLIN, W.H.; JOHNS C. Partitioning of arsenic and metals in reducing sulfidic sediments. **Environmental science & technology**, v. 22, n. 4, p. 432–437, 1988.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). Arsenic in drinking water. Washington, DC. National Academic Press, 310p. 1999.

OMS. Substâncias químicas perigosas à saúde e ao ambiente. Programa Internacional de Segurança Química; tradução Janaína Conrado Lyra da Fonseca, Mary Rosa Rodrigues de Marchi, Jassyara Conrado Lyra da Fonseca. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2008.

ORTEGA, A.; OLIVA, I.; CONTRERAS, K. E.; GONZÁLEZ, I.; CRUZ-DÍAZ, M. R.; RIVERO, E. P. Arsenic removal from water by hybrid electro-regenerated anion exchange resin/electrodialysis process. **Separation and Purification Technology**, v. 184, p. 319-326, 2017.

PALLIER, V.; FEUILLADE-CATHALIFAUD, G.; SERPAUD, B.; BOLLINGER, J. C. Effect of Organic Matter on Arsenic Removal during Coagulation/flocculation Treatment. **Journal of colloid and interface science**, v. 342, n. 1, p. 26–32, 2010.

PARRIS, G.E.; BRINCKMAN, F.E. Reactions which relate to environmental mobility of arsenic and antimony. II. Oxidation of trimethylarsine and trimethylstibine. **Environmental science & technology**, v. 10, n. 12, p. 1128–1134, 1976.

PAVANELLI, G. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2001.

PERNITSKY, D.J.; EDZWALD, J.K. Selection of alum and polyaluminum coagulants: principles and applications. **Journal of water supply: Research and Technology – AQUA**, v. 55, n. 2, p. 121-141, 2006.

PETROPULU, M. O.; VARSAMIS, J.; PARISSAKIS, G. Speciation of arsenobetaine in marine organisms using a selective leaching/digestion procedure and hydride generation atomic absorption spectrometry. **Analytica chimica acta**, v. 337, n. 3, p. 323-327, 1997.

PIERCE, M.L; MOORE, C.B. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. **Water research**, v. 16, n. 7, p. 1247–1253, 1982.

PRADO, P. F. Remoção de óleos e graxas e arsênio de efluente industrial utilizando xisto retornado. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2008.

QUINÁIA, S. P.; ROLLEMBERG, M. do C. E. Selective reduction of arsenic species by hydride generation-atomic absorption spectrometry. Part I-Reduction media. **Journal of the Brazilian chemical society**, v. 8, n. 4, p. 349-356, 1997.

SADIQ, M. Arsenic chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations. **Water, air, and soil pollution**, v. 93, n. 1-4, p. 117–136, 1997.

SAKUMA, A. M.; DE CAPITANI, E. M.; TIGLEA, P. Arsênio. In Azevedo, F. A., e Chasim, A. A. D. M. Metais: gerenciamento da toxicidade. Atheneu, São Paulo. 554p. 2003.

SANCHA, A. M.; O'RYAN, R.; PÉREZ, O. The removal of arsenic from drinking water and associated cost, the chilean case. <http://www.dii.uchile.cl/progea/doc%2010.pdf>. 1998.

SANDERS, J.G. Arsenic cycling in marine systems. **Marine environmental research**, v. 3, n. 4, p. 257–266, 1980.

SANTOS, H.R.; PRADO, G.S.; VIDAL, C.M.S.; MORUZZI, R.B.; CAMPOS, J.R. Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 9, n. 4, p. 291-300, 2004.

SHARMA VIRENDER K.; MARY SOHN. Aquatic Arsenic: Toxicity, Speciation, Transformations, and Remediation. **Environment international**, v. 35, n. 4, p. 743–59, 2009.

SILVA, R.H.P. Geoquímica e impacto ambiental do arsênio no Vale do Ribeira (SP-PR): área de metalogênese. Tese de mestrado, UNICAMP, Campinas, São Paulo – SP, Brasil, 1997.

SILVA, W. G.P. Estudo da dinâmica química do arsênio no resíduo da Companhia Mercantil Ingá. Tese (Doutorado). UFRRJ. Seropédica, RJ. 89p. 2005.

SIMON, G.; HUANG, H.; PENNER-HAHN, J.E.; KESLER, S. E.; KAO, L. Oxidation state of gold and arsenic in gold-bearing arsenic pyrite. **American mineralogist**, v. 84, n. 7-8, p. 1071-1079, 1999.

SMEDLEY, P.L.; KINNINBURGH, D.G. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. **Applied geochemistry**, v. 17, n. 5, p. 517-568, 2002.

SMITH, A.H.; LOPIPERO, P.A.; BATES, M.N.; STEINMAUS, C.M. Arsenic epidemiology and drinking water standards. **Science**, v. 296, n. 5576, p. 2145–2146, 2002.

SNOEYINK, V.L.; JENKINS D.; Water Chemistry. Ed. (1) Wiley, 1980.

TURPEINEN, R.; PANTSAR KALLIO, M.; HAGGBLOM, M.; KAIRESALO, T. Influence of microbes on the mobilization, toxicity and biomethylation of arsenic in soil. **Science total environmental**, v. 15, n. 236, p. 173–180, 1999.

USEPA. An exposure and risk assessment for arsenic. EPA 440/4-85-005. Washington, DC, US Environmental Protection Agency. 1982.

USEPA. Technologies and costs for removal of arsenic from drinking water. EPA-8 15-R-00-028. Environmental Protection Agency. 2000.

USEPA. National primary drinking water regulations. Arsenic and Clarifications to Compliance and New Source Contaminants Monitoring; Proposed Rule. Federal Register, v. 65, n. 121, 2000.

WALSH, P. R.; DUCE, R. A.; FASCHING, J. L. Tropospheric arsenic over marine and Tropospheric arsenic over marine and continental regions. **Journal of geophysical research: Oceans**, v. 84, n. C4, p. 1710-1718, 1979.

WANG, Y.; DUAN, J.; LIU, S.; LI, W.; VAN LEEUWEN, J.; MULCAHY, D. Removal of As(III) and As(V) by Ferric Salts Coagulation – Implications of Particle Size and Zeta Potential of Precipitates. **Separation and purification technology**, v. 135, p. 64–71, 2014.

WHO (2001) Arsenic and arsenic compounds, EHC (ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA), n° 224. IPCS (International Programme On Chemical Safety). Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>>. Acesso em: 25/09/2014.

WHO (2004) Guidelines for drinking water. World Health Organization. 3ed.

WHO (2011). Guidelines for Drinking Water Quality. Arsenic in drinking water. World Health Organization. Disponível em: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf> Acesso em: 02/10/2014.

WILKIE, J.; HERING, J. Adsorption of arsenic onto hydrous ferric oxide: effects of adsorbate/ adsorbent ratios and co-occurring solutes, **Colloids and surfaces A: Physicochemical and engineering aspects**, v. 107, p. 97-110, 1996.

WOOD, J.M. Biological cycles for toxic elements in the environment. **Science**, v. 183, n. 4129, p. 1049–1052, 1974.

XU H.; ALLARD B.; GRIMVALL A. Effect of acidification and natural organic materials on the mobility of arsenic in the environment. **Water, air and soil pollution**, v. 57, n. 1, p. 269-278, 1991.

XU Y, NAKAJIMA T, OHKI A. Adsorption and removal of arsenic(V) from drinking water by aluminum-loaded Shirasu-zeolite. **Journal of hazardous materials**, v. 92, n. 3, p. 275–287, 2002.

XU, Y.; GAO, B.Y.; YUE, Q.Y.; WANG, Q. Effect of preformed and non-preformed Al_{13} species on evolution of floc size, strength and fractal nature of humic acid flocs in coagulation process. **Separation and purification technology**, v. 78, n. 1, p. 83–90, 2011.

YACTAYO, V.M. Filtración. In: Vargas, L. Tratamiento de agua para consumo humano – Plantas de filtración rápida – Manual I: Teoría, Tomo I. Lima, Peru: CEPIS, 2004. cap. 4.

APÉNDICE

Apêndice A

Ensaio utilizando sulfato de alumínio – Água tipo I

Ensaio Sulfato de alumínio							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,26	5,00	4,00	2,93	4,07	16,99	10,12	-0,07
3,20	10,00	4,00	3,14	4,06	25,45	1,88	-0,06
3,42	15,00	4,01	3,20	4,06	29,33	6,43	-0,05
3,37	20,00	4,01	3,50	4,02	32,40	-3,86	-0,01
3,50	25,00	4,00	3,29	4,03	36,20	6,00	-0,03
3,32	30,00	4,00	3,05	4,03	34,24	8,13	-0,03
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,06	5,00	4,51	2,82	4,54	22,28	7,84	-0,03
3,03	10,00	4,51	2,88	4,47	23,86	4,95	0,04
3,07	15,00	4,51	2,83	4,50	28,98	7,82	0,01
3,15	20,00	4,49	2,98	4,38	31,67	5,40	0,11
3,14	25,00	4,51	2,79	4,34	35,48	11,15	0,17
3,06	30,00	4,50	2,80	4,32	23,99	8,50	0,18
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,34	5,00	4,99	2,80	4,92	32,23	16,17	0,07
3,30	10,00	4,99	2,69	4,73	24,62	18,48	0,26
3,28	15,00	4,99	2,78	4,65	32,35	15,24	0,34
3,36	20,00	4,99	3,01	4,59	28,49	10,42	0,40
3,30	25,00	4,98	2,91	4,52	28,76	11,82	0,46
3,44	30,00	5,02	3,31	4,55	27,38	3,78	0,47
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,86	5,00	5,51	1,88	5,46	70,38	-1,08	0,05
1,79	10,00	5,51	2,41	5,06	63,58	-34,64	0,45
1,74	15,00	5,49	2,10	4,94	49,06	-20,69	0,55
1,78	20,00	5,49	2,31	4,81	29,02	-29,78	0,68
1,82	25,00	5,51	2,16	4,74	22,15	-18,68	0,77
1,81	30,00	5,51	1,82	4,67	29,90	-0,55	0,84

Dados para pH = 6.0			Arsenio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
1,92	5,00	6,01	1,22	6,04	91,09	36,46	-0,03
1,91	10,00	6,01	1,67	5,66	95,06	12,57	0,35
1,88	15,00	6,00	1,73	5,22	80,56	7,98	0,78
1,86	20,00	6,00	2,10	5,03	76,67	-12,90	0,97
2,01	25,00	6,02	2,29	4,97	64,83	-13,93	1,05
1,90	30,00	6,02	2,23	4,89	72,80	-17,37	1,13
Dados para pH = 7.0			Arsenio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
2,02	5,00	7,02	1,42	6,77	79,32	29,70	0,25
2,06	10,00	7,02	1,41	6,75	95,16	31,55	0,27
2,19	15,00	6,99	1,81	6,49	95,22	17,35	0,50
2,16	20,00	6,99	1,57	6,45	96,32	27,31	0,54
2,17	25,00	7,02	2,12	6,26	84,28	2,30	0,76
2,17	30,00	7,02	2,46	6,11	99,07	-13,36	0,91
Dados para pH = 8.0			Arsenio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
1,52	5,00	8,01	1,27	7,21	58,94	72,75	0,80
1,84	10,00	8,01	0,750	7,05	88,45	83,91	0,96
1,65	15,00	8,02	0,045	6,82	86,57	99,03	1,20
1,62	20,00	8,02	1,31	6,67	91,55	71,89	1,35
1,85	25,00	8,01	1,50	6,46	91,72	67,81	1,55
1,86	30,00	8,01	1,92	6,37	65,03	58,80	1,64

Ensaio Sulfato de alumínio							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,63	5,00	3,99	1,62	4,05	10,03	0,61	-0,06
1,91	10,00	3,99	1,61	4,02	10,62	15,71	-0,03
2,09	15,00	4,00	1,75	4,03	1,71	16,27	-0,03
2,07	20,00	4,00	1,92	3,99	12,98	7,25	0,01
2,04	25,00	3,99	1,84	3,98	22,51	9,80	0,01
2,01	30,00	3,99	1,72	3,96	22,15	14,43	0,03
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,84	5,00	4,52	1,67	4,18	6,20	9,24	0,34
2,04	10,00	4,52	1,78	4,34	0,73	12,75	0,18
2,18	15,00	4,50	1,95	4,36	15,71	10,55	0,14
2,34	20,00	4,50	2,39	4,35	15,64	-2,14	0,15
2,49	25,00	4,50	2,43	4,30	13,62	2,41	0,20
2,48	30,00	4,50	2,38	4,21	6,16	4,03	0,29
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
2,26	5,00	5,01	1,88	4,63	17,68	16,81	0,38
2,25	10,00	5,01	2,09	4,62	14,09	7,11	0,39
2,55	15,00	4,99	2,13	4,56	19,54	16,47	0,43
2,60	20,00	4,99	2,13	4,54	17,84	18,08	0,45
2,34	25,00	5,02	2,40	4,47	14,80	-2,56	0,55
2,31	30,00	5,02	2,17	4,42	17,68	6,06	0,60
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,24	5,00	5,52	2,50	5,24	68,80	22,84	0,28
2,99	10,00	5,52	2,45	4,94	63,53	18,06	0,58
2,98	15,00	5,50	2,63	4,75	47,25	11,74	0,75
2,90	20,00	5,50	2,35	4,65	36,28	18,97	0,85
3,05	25,00	5,51	2,78	4,56	19,37	8,85	0,95
2,89	30,00	5,51	2,92	4,63	30,18	-1,04	0,88

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,58	5,00	6,01	1,44	6,09	67,41	8,86	-0,08
1,63	10,00	6,01	1,53	5,96	96,97	6,13	0,05
2,04	15,00	5,99	2,19	5,52	79,35	-7,35	0,47
2,17	20,00	5,99	2,49	5,05	86,74	-14,75	0,94
2,31	25,00	5,99	2,09	4,88	69,41	9,52	1,11
2,22	30,00	5,99	2,23	4,78	73,45	-0,45	1,21
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,61	5,00	7,01	1,85	6,87	51,60	-14,91	0,14
1,92	10,00	7,01	2,25	6,69	94,13	-17,19	0,32
2,11	15,00	6,99	2,47	6,48	93,24	-17,06	0,51
6,43	20,00	6,99	3,05	6,33	89,92	52,57	0,66
4,56	25,00	6,98	3,25	6,08	92,93	28,73	0,90
5,14	30,00	6,98	4,00	5,86	94,08	22,18	1,12
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,65	5,00	8,01	1,13	7,64	56,67	69,04	0,37
3,59	10,00	8,01	1,47	7,18	92,76	59,05	0,83
3,61	15,00	7,99	1,57	6,76	95,82	56,51	1,23
3,86	20,00	7,99	2,34	5,52	98,99	39,38	2,47
3,62	25,00	8,02	1,59	6,35	99,60	56,08	1,67
3,43	30,00	8,02	2,84	6,09	90,83	17,20	1,93

Apêndice B
Ensaio utilizando PAC – Água tipo I

Ensaio PAC							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,15	5,00	4,00	2,70	4,06	27,28	14,29	-0,06
3,50	10,00	4,00	2,77	4,03	48,12	20,86	-0,03
2,89	15,00	4,02	2,59	4,05	29,28	10,38	-0,03
4,35	20,00	4,02	3,51	4,07	41,24	19,31	-0,05
5,08	25,00	4,01	3,20	4,03	36,37	37,01	-0,02
4,08	30,00	4,01	3,09	4,08	38,55	24,26	-0,07
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,99	5,00	4,48	1,58	4,64	21,70	20,60	-0,16
2,00	10,00	4,48	1,61	4,57	36,89	19,50	-0,09
2,03	15,00	4,50	1,83	4,53	11,34	9,85	-0,03
2,29	20,00	4,50	1,63	4,58	40,74	28,82	-0,08
1,94	25,00	4,52	1,68	4,61	11,29	13,40	-0,09
2,00	30,00	4,52	1,65	4,63	18,44	17,50	-0,11
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
2,01	5,00	4,99	1,56	5,11	28,76	22,39	-0,12
1,86	10,00	4,99	2,05	5,10	45,92	-10,22	-0,11
1,73	15,00	5,02	2,41	5,15	27,21	-39,31	-0,13
2,45	20,00	5,02	2,19	5,10	38,47	10,61	-0,08
2,33	25,00	5,00	2,41	5,01	49,08	-3,43	-0,01
2,07	30,00	5,00	2,15	4,98	15,42	-3,86	0,02
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,81	5,00	5,52	1,82	5,69	32,84	-0,55	-0,17
2,13	10,00	5,52	1,85	5,65	60,68	13,15	-0,13
1,90	15,00	5,48	1,71	5,63	78,23	10,00	-0,15
2,09	20,00	5,48	2,04	5,57	71,77	2,39	-0,09
2,21	25,00	5,50	1,99	5,52	58,52	9,95	-0,02
2,18	30,00	5,50	2,05	5,47	20,98	5,96	0,03

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
2,09	5,00	6,02	1,44	6,23	89,26	31,10	-0,21
2,14	10,00	6,02	1,94	6,30	20,12	9,35	-0,28
2,03	15,00	6,01	1,74	6,34	17,26	14,29	-0,33
2,16	20,00	6,01	1,88	6,31	90,78	12,96	-0,30
3,13	25,00	6,01	2,42	6,37	80,34	22,68	-0,36
3,17	30,00	6,01	2,97	6,21	62,53	6,31	-0,20
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
2,41	5,00	7,02	2,13	7,10	3,38	11,62	-0,08
2,40	10,00	7,02	0,887	7,09	48,16	63,04	-0,07
2,71	15,00	7,01	1,44	7,01	73,13	46,86	0,00
2,80	20,00	7,01	1,49	7,06	85,08	46,79	-0,05
3,65	25,00	7,02	1,37	6,98	88,40	62,47	0,04
3,73	30,00	7,02	1,42	6,89	88,76	61,93	0,13
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,33	5,00	7,98	2,23	7,29	29,46	33,03	0,69
3,38	10,00	7,98	1,20	7,43	12,95	64,50	0,55
3,28	15,00	7,99	0,84	7,44	25,97	74,30	0,55
3,25	20,00	7,99	1,03	7,42	64,26	68,31	0,57
2,98	25,00	8,02	0,99	7,40	70,17	66,71	0,62
3,43	30,00	8,02	1,44	7,39	75,22	58,02	0,63

Ensaio PAC							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,75	5,00	4,01	1,32	3,99	5,93	24,57	0,02
2,08	10,00	4,01	1,60	3,97	7,34	23,08	0,04
1,90	15,00	4,01	1,57	4,10	13,38	17,37	-0,09
1,68	20,00	4,01	1,65	4,07	19,55	1,79	-0,06
1,99	25,00	4,01	1,90	4,07	25,39	4,52	-0,06
1,91	30,00	4,01	1,90	4,14	24,96	0,52	-0,13
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,51	5,00	4,51	1,42	4,49	5,86	5,96	0,02
1,53	10,00	4,51	1,55	4,50	13,37	-1,31	0,01
1,48	15,00	4,52	1,67	4,62	42,83	-12,84	-0,10
1,54	20,00	4,52	1,98	4,45	42,58	-28,57	0,07
1,63	25,00	4,51	1,67	4,51	28,91	-2,45	0,00
1,62	30,00	4,51	1,71	4,57	43,90	-5,56	-0,06
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,80	5,00	5,01	1,75	5,09	17,72	2,78	-0,08
2,14	10,00	5,01	1,50	5,05	21,28	29,91	-0,04
1,83	15,00	5,01	1,63	5,02	25,52	10,93	-0,01
1,89	20,00	5,01	2,00	4,98	42,74	-5,82	0,03
2,20	25,00	5,02	2,04	5,06	42,63	7,27	-0,04
2,19	30,00	5,02	2,46	4,91	52,51	-12,33	0,11
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
1,60	5,00	5,48	1,19	5,58	21,19	25,63	-0,10
1,87	10,00	5,48	1,20	5,54	48,45	35,83	-0,06
1,48	15,00	5,01	1,05	5,59	58,07	29,05	-0,58
1,51	20,00	5,01	1,19	5,54	73,89	21,19	-0,53
1,63	25,00	5,49	1,54	5,46	80,26	5,52	0,03
1,68	30,00	5,49	1,83	5,43	75,02	-8,93	0,06

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
2,36	5,00	6,01	1,63	6,39	21,58	30,93	-0,38
2,58	10,00	6,01	1,72	6,26	43,19	33,33	-0,25
3,13	15,00	6,01	1,86	6,11	61,94	40,58	-0,10
2,75	20,00	6,01	1,66	6,10	76,82	39,64	-0,09
2,64	25,00	6,01	2,05	6,09	83,20	22,35	-0,08
2,45	30,00	6,01	2,98	6,07	86,37	-21,63	-0,06
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
3,66	5,00	6,98	2,80	6,77	22,45	23,50	0,21
3,45	10,00	6,98	1,66	6,93	38,82	51,88	0,05
3,15	15,00	7,00	1,36	6,95	52,16	56,83	0,05
4,30	20,00	7,00	1,90	6,90	64,57	55,81	0,10
3,84	25,00	7,01	2,59	6,89	73,15	32,55	0,12
3,51	30,00	7,01	2,47	6,89	83,86	29,63	0,12
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
2,03	5,00	7,98	2,28	7,03	11,55	-12,32	0,95
2,09	10,00	7,98	1,39	7,25	22,56	33,49	0,73
2,91	15,00	8,01	1,89	7,28	27,56	35,05	0,73
2,25	20,00	8,01	1,84	7,30	46,74	18,22	0,71
2,27	25,00	7,98	2,48	7,32	57,69	-9,25	0,66
2,24	30,00	7,98	2,20	7,23	65,37	1,79	0,75

Apêndice C

Ensaio utilizando Cloreto férrico – Água tipo I

Ensaio Cloreto férrico							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
4,52	5,00	3,99	4,47	3,85	90,87	1,11	0,14
4,91	10,00	3,99	5,34	3,63	62,44	-8,76	0,36
4,15	15,00	3,99	4,20	3,50	39,99	-1,20	0,49
4,25	20,00	3,99	4,87	3,40	30,08	-14,59	0,59
4,63	25,00	4,02	5,18	3,30	13,44	-11,88	0,72
4,16	30,00	4,02	4,77	3,26	13,60	-14,66	0,76
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
5,88	5,00	4,50	5,50	4,02	94,69	6,46	0,48
5,70	10,00	4,50	5,54	3,67	35,78	2,81	0,83
4,76	15,00	4,48	5,68	3,56	21,54	-19,33	0,92
5,04	20,00	4,48	6,15	3,44	22,36	-22,02	1,04
5,25	25,00	5,51	5,47	3,35	14,70	-4,19	2,16
4,70	30,00	4,51	5,01	3,27	15,34	-6,60	1,24
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
8,92	5,00	4,98	6,12	4,72	75,42	31,39	0,26
8,50	10,00	4,98	9,17	3,98	18,33	-7,88	1,00
9,49	15,00	5,01	9,13	3,51	9,98	3,79	1,50
9,48	20,00	5,01	9,73	3,41	6,81	-2,64	1,60
10,90	25,00	5,01	10,90	3,27	16,13	0,00	1,74
10,40	30,00	5,01	10,60	3,19	0,56	-1,92	1,82
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
9,80	5,00	5,52	8,24	4,48	93,50	15,92	1,04
9,65	10,00	5,52	8,93	4,25	15,83	7,46	1,27
9,55	15,00	5,49	9,82	3,57	30,64	-2,83	1,92
9,63	20,00	5,49	9,44	3,40	18,22	1,97	2,09
9,71	25,00	5,51	9,51	3,32	29,24	2,06	2,19
10,80	30,00	5,51	10,30	3,22	4,23	4,63	2,29

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
8,84	5,00	6,00	4,13	5,69	96,95	53,28	0,31
9,60	10,00	6,00	9,01	4,24	28,53	6,15	1,76
10,10	15,00	6,00	10,20	3,80	62,83	-0,99	2,20
9,54	20,00	6,00	9,65	3,50	41,25	-1,15	2,50
10,30	25,00	6,00	10,10	3,37	58,06	1,94	2,63
10,30	30,00	6,00	11,50	3,27	4,78	-11,65	2,73
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
10,90	5,00	7,02	2,03	6,86	88,32	81,38	0,16
11,20	10,00	7,02	4,34	6,59	88,09	61,25	0,43
10,80	15,00	6,98	1,16	6,12	36,28	89,26	0,86
11,30	20,00	6,98	11,50	5,20	36,38	-1,77	1,78
12,10	25,00	6,98	11,80	4,27	8,34	2,48	2,71
10,90	30,00	6,98	12,20	3,71	87,57	-11,93	3,27
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
8,40	5,00	8,02	2,14	7,40	87,23	74,52	0,62
8,32	10,00	8,02	2,15	7,06	90,34	74,16	0,96
8,54	15,00	8,02	3,02	6,60	90,34	64,64	1,42
7,93	20,00	8,02	0,857	6,08	62,83	89,19	1,94
8,76	25,00	8,01	9,26	4,76	36,00	-5,71	3,25
8,54	30,00	8,01	8,74	3,92	71,22	-2,34	4,09

Ensaio Cloreto férrico							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
8,62	5,00	3,99	7,23	3,77	42,31	16,13	0,22
8,53	10,00	3,99	6,75	3,56	28,50	20,87	0,43
10,50	15,00	4,01	8,60	3,39	20,99	18,10	0,62
9,89	20,00	4,01	9,26	3,28	22,30	6,37	0,73
9,32	25,00	3,98	9,06	3,17	22,95	2,79	0,81
8,00	30,00	3,98	8,52	3,12	77,23	-6,50	0,86
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
8,03	5,00	4,52	5,76	3,98	37,98	28,27	0,54
8,04	10,00	4,52	7,07	3,57	32,56	12,06	0,95
8,10	15,00	4,50	8,66	3,42	25,51	-6,91	1,08
8,78	20,00	4,50	9,95	3,32	14,82	-13,33	1,18
8,38	25,00	4,51	9,52	3,21	38,96	-13,60	1,30
8,33	30,00	4,51	7,29	3,14	82,69	12,48	1,37
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
8,63	5,00	5,02	7,81	4,01	38,64	9,50	1,01
8,82	10,00	5,02	7,80	3,66	32,42	11,56	1,36
8,28	15,00	4,99	7,06	3,46	30,24	14,73	1,53
8,57	20,00	4,99	6,67	3,31	24,31	22,17	1,68
8,88	25,00	4,99	8,27	3,24	21,50	6,87	1,75
8,88	30,00	4,99	8,08	3,16	90,64	9,01	1,83
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
8,54	5,00	5,52	5,11	4,59	60,58	40,16	0,93
8,58	10,00	5,52	8,06	3,84	44,90	6,06	1,68
9,63	15,00	5,50	8,59	3,58	36,19	10,80	1,92
9,13	20,00	5,50	8,01	3,37	26,33	12,27	2,13
8,86	25,00	5,52	7,70	3,27	23,18	13,09	2,25
8,25	30,00	5,52	7,52	3,17	90,41	8,85	2,35

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
9,20	5,00	6,02	2,31	5,63	70,82	74,89	0,39
9,04	10,00	6,02	8,04	4,24	45,77	11,06	1,78
9,08	15,00	5,98	9,07	3,69	30,39	0,11	2,29
9,25	20,00	5,98	9,06	3,47	33,02	2,05	2,51
8,91	25,00	5,98	9,30	3,37	29,48	-4,38	2,61
9,05	30,00	5,98	9,47	3,27	88,62	-4,64	2,71
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
20,40	5,00	7,02	3,56	6,74	91,97	82,55	0,28
20,00	10,00	7,02	4,40	6,65	92,34	78,00	0,37
21,10	15,00	7,01	1,24	6,13	66,05	94,12	0,88
20,80	20,00	7,01	16,50	4,71	40,45	20,67	2,30
21,40	25,00	6,98	17,20	3,95	35,76	19,63	3,03
20,20	30,00	6,98	18,80	3,66	84,35	6,93	3,32
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
22,40	5,00	8,01	7,15	7,33	90,54	68,08	0,68
22,20	10,00	8,01	3,71	7,01	92,34	83,29	1,00
21,10	15,00	7,98	5,50	6,62	92,34	73,93	1,36
22,00	20,00	7,98	1,65	6,05	76,05	92,50	1,93
22,50	25,00	8,02	14,80	4,80	40,91	34,22	3,22
22,30	30,00	8,02	18,30	3,97	89,62	17,94	4,05

Apêndice D

Ensaio utilizando Mistura – Água tipo I

Ensaio Mistura							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
19,30	5,00	4,02	11,40	3,92	82,96	40,93	0,10
20,50	10,00	4,02	10,80	3,74	76,74	47,32	0,28
19,20	15,00	4,02	11,80	3,56	71,28	38,54	0,46
20,90	20,00	4,02	10,90	3,49	74,24	47,85	0,53
20,40	25,00	4,02	8,42	3,41	59,18	58,73	0,61
19,20	30,00	4,02	8,80	3,34	88,20	54,17	0,68
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
22,00	5,00	4,49	8,04	4,25	80,43	63,45	0,24
23,40	10,00	4,49	11,10	3,86	72,41	52,56	0,63
19,50	15,00	4,50	7,38	3,69	65,34	62,15	0,81
19,20	20,00	4,50	6,78	3,57	64,21	64,69	0,93
19,80	25,00	4,50	7,46	3,49	71,82	62,32	1,01
19,10	30,00	4,50	8,80	3,40	89,74	53,93	1,10
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
13,80	5,00	5,01	7,84	4,36	74,27	43,19	0,65
13,80	10,00	5,01	7,60	3,99	80,59	44,93	1,02
16,30	15,00	5,01	13,80	3,75	72,58	15,34	1,26
15,80	20,00	5,01	10,20	3,62	77,37	35,44	1,39
14,40	25,00	5,01	11,80	3,51	83,54	18,06	1,50
14,00	30,00	5,01	12,30	3,43	83,48	12,14	1,58
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
8,62	5,00	5,49	4,27	5,24	77,62	50,46	0,25
9,47	10,00	5,49	11,30	4,37	77,01	-19,32	1,12
14,30	15,00	5,52	12,00	3,97	77,20	16,08	1,55
11,70	20,00	5,52	12,40	3,73	81,38	-5,98	1,79
14,00	25,00	5,51	15,30	3,60	67,38	-9,29	1,91
10,30	30,00	5,51	14,30	3,54	63,53	-38,83	1,97

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
14,60	5,00	5,99	7,80	5,91	69,59	46,58	0,08
14,20	10,00	5,99	11,90	4,90	80,28	16,20	1,09
14,90	15,00	5,99	10,90	4,23	82,66	26,85	1,76
15,20	20,00	5,99	13,20	3,97	76,22	13,16	2,02
16,40	25,00	6,00	12,40	3,89	65,85	24,39	2,11
15,50	30,00	6,00	13,80	3,73	83,16	10,97	2,27
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
23,50	5,00	7,00	4,28	6,83	82,08	81,79	0,17
23,50	10,00	7,00	8,03	6,45	85,19	65,83	0,55
24,00	15,00	7,01	7,24	6,11	82,81	69,83	0,90
25,60	20,00	7,01	8,37	5,72	99,50	67,30	1,29
23,40	25,00	7,00	20,90	4,82	82,79	10,68	2,18
22,90	30,00	7,00	20,40	4,52	84,09	10,92	2,48
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
14,10	5,00	7,99	2,36	7,43	85,37	83,26	0,56
14,90	10,00	7,99	5,01	7,38	82,93	66,38	0,61
15,90	15,00	7,98	7,07	7,18	89,95	55,53	0,80
16,30	20,00	7,98	4,92	6,96	84,61	69,82	1,02
14,70	25,00	8,01	14,00	6,37	98,36	4,76	1,64
16,00	30,00	8,01	13,20	5,86	77,82	17,50	2,15

Ensaio Mistura							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
14,80	5,00	4,02	8,00	3,82	63,63	45,95	0,20
13,50	10,00	4,02	10,60	3,76	44,86	21,48	0,26
17,80	15,00	3,99	9,26	3,59	44,46	47,98	0,40
17,50	20,00	3,99	8,57	3,46	56,26	51,03	0,53
17,40	25,00	3,98	11,90	3,41	45,43	31,61	0,57
17,10	30,00	3,98	12,00	3,36	82,33	29,82	0,62
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
14,80	5,00	4,52	10,30	4,15	75,14	30,41	0,37
17,90	10,00	4,52	12,60	3,88	72,42	29,61	0,64
17,00	15,00	4,50	12,00	3,70	78,31	29,41	0,80
16,60	20,00	4,50	13,40	3,58	81,86	19,28	0,92
16,20	25,00	4,51	13,60	3,50	75,04	16,05	1,01
17,10	30,00	4,51	15,30	3,43	90,03	10,53	1,08
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
15,90	5,00	5,01	5,06	4,30	63,41	68,18	0,71
15,10	10,00	5,01	12,50	3,95	62,46	17,22	1,06
12,90	15,00	4,99	13,80	3,75	65,46	-6,98	1,24
13,30	20,00	4,99	14,40	3,59	70,48	-8,27	1,40
17,10	25,00	5,02	15,10	3,51	73,78	11,70	1,51
17,20	30,00	5,02	16,50	3,44	89,08	4,07	1,58
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
5,61	5,00	5,51	2,59	4,90	87,04	53,83	0,61
5,41	10,00	5,51	4,42	4,39	86,26	18,30	1,12
5,90	15,00	5,50	6,40	4,02	69,73	-8,47	1,48
6,02	20,00	5,50	6,90	3,86	84,86	-14,62	1,64
6,33	25,00	5,52	6,52	3,71	64,79	-3,00	1,81
6,24	30,00	5,52	6,62	3,62	87,83	-6,09	1,90

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
8,19	5,00	6,01	3,54	5,91	86,50	56,78	0,10
8,01	10,00	6,01	6,25	5,23	77,28	21,97	0,78
9,36	15,00	6,00	7,33	4,52	86,72	21,69	1,48
10,30	20,00	6,00	8,30	4,15	77,04	19,42	1,85
9,12	25,00	6,02	8,16	3,83	76,28	10,53	2,19
9,92	30,00	6,02	8,85	3,72	75,38	10,79	2,30
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
6,37	5,00	7,01	3,82	6,92	81,11	40,03	0,09
6,20	10,00	7,01	4,14	6,63	86,20	33,23	0,38
6,16	15,00	7,01	4,66	6,32	85,61	24,35	0,69
6,56	20,00	7,01	3,55	5,91	91,83	45,88	1,10
6,36	25,00	7,00	7,72	5,42	60,19	-21,38	1,58
6,18	30,00	7,00	8,05	4,85	50,83	-30,26	2,15
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
6,86	5,00	8,01	5,61	7,52	92,30	18,22	0,49
6,54	10,00	8,01	3,66	7,13	94,91	44,04	0,88
7,01	15,00	8,02	3,86	6,70	92,51	44,94	1,32
6,91	20,00	8,02	3,85	6,34	85,68	44,28	1,68
7,64	25,00	7,99	4,11	5,91	85,66	46,20	2,08
7,45	30,00	7,99	8,12	5,42	27,52	-8,99	2,57

Apêndice E

Ensaio utilizando Sulfato de alumínio – Água tipo II

Ensaio Sulfato de alumínio							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
117	5,00	4,01	26,00	4,01	16,31	77,78	0,00
127	10,00	4,01	19,10	4,01	16,88	84,96	0,00
114	15,00	4,00	31,00	4,00	24,12	72,81	0,00
111	20,00	4,00	24,40	3,99	21,42	78,02	0,01
102	25,00	3,99	25,30	3,97	24,81	75,20	0,02
105	30,00	3,99	33,80	3,97	20,82	67,81	0,02
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
119	5,00	4,51	30,1	4,51	32,82	74,71	0,00
119	10,00	4,51	30,4	4,41	35,64	74,45	0,10
114	15,00	4,49	34,3	4,35	33,32	69,91	0,14
108	20,00	4,49	31,2	4,31	32,23	71,11	0,18
129	25,00	4,51	33,8	4,31	39,23	73,80	0,20
126	30,00	4,51	38,4	4,28	55,31	69,52	0,23
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
113	5,00	5,01	23,50	5,07	57,74	79,20	-0,06
108	10,00	5,01	10,10	4,68	61,72	90,65	0,33
116	15,00	5,00	7,02	4,58	45,32	93,95	0,42
118	20,00	5,00	5,46	4,53	47,44	95,37	0,47
123	25,00	5,02	6,10	4,49	46,21	95,04	0,53
122	30,00	5,02	7,11	4,46	67,66	94,17	0,56
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
110	5,00	5,49	13,90	5,30	65,09	87,36	0,19
115	10,00	5,49	9,34	4,88	61,36	91,88	0,61
116	15,00	5,49	8,48	4,78	51,70	92,69	0,71
114	20,00	5,49	7,85	4,74	47,30	93,11	0,75
113	25,00	5,49	6,48	4,68	42,39	94,27	0,81
120	30,00	5,49	6,96	4,64	73,93	94,20	0,85

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
145	5,00	6,02	6,64	6,04	82,94	95,42	-0,02
141	10,00	6,02	8,93	5,77	83,11	93,67	0,25
145	15,00	5,99	13,00	5,18	79,18	91,03	0,81
143	20,00	5,99	17,30	4,92	69,63	87,90	1,07
156	25,00	5,98	11,30	4,80	62,74	92,76	1,18
153	30,00	5,98	10,00	4,75	59,33	93,46	1,23
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
122	5,00	7,02	3,89	7,19	83,15	96,81	-0,17
118	10,00	7,02	4,35	6,93	83,38	96,31	0,09
136	15,00	7,01	11,00	6,62	83,00	91,91	0,39
137	20,00	7,01	15,10	6,47	84,03	88,98	0,54
127	25,00	7,02	12,50	6,25	84,39	90,16	0,77
126	30,00	7,02	16,10	5,87	30,14	87,22	1,15
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
126	5,00	7,99	14,00	7,77	81,37	88,89	0,22
128	10,00	7,99	2,15	7,38	82,34	98,32	0,61
119	15,00	8,01	6,42	7,09	84,45	94,61	0,92
118	20,00	8,01	12,20	6,84	89,15	89,66	1,17
127	25,00	8,00	14,10	6,64	88,09	88,90	1,36
129	30,00	8,00	10,40	6,37	99,66	91,94	1,63

Ensaio Sulfato de alumínio							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
104	5,00	4,02	35,00	4,03	12,97	66,35	-0,01
107	10,00	4,02	26,80	3,99	21,28	74,95	0,03
126	15,00	4,00	16,80	3,98	15,98	86,67	0,02
133	20,00	4,00	13,20	3,95	14,12	90,08	0,05
133	25,00	4,01	9,25	3,96	19,88	93,05	0,05
137	30,00	4,01	7,51	3,96	12,68	94,52	0,05
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
127	5,00	4,49	38,10	4,54	16,31	70,00	-0,05
129	10,00	4,49	24,30	4,37	22,73	81,16	0,12
137	15,00	4,51	13,80	4,32	18,64	89,93	0,19
140	20,00	4,51	11,50	4,29	17,47	91,79	0,22
141	25,00	4,52	9,76	4,27	19,96	93,08	0,25
135	30,00	4,52	8,87	4,25	26,95	93,43	0,27
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
136	5,00	5,00	53,00	4,84	23,03	61,03	0,16
135	10,00	5,00	21,50	4,54	29,18	84,07	0,46
139	15,00	4,99	11,70	4,48	30,56	91,58	0,51
161	20,00	4,99	10,70	4,44	30,68	93,35	0,55
153	25,00	5,02	7,95	4,41	29,55	94,80	0,61
156	30,00	5,02	8,30	3,38	44,16	94,68	1,64
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
123	5,00	5,51	30,80	5,60	55,03	74,96	-0,09
124	10,00	5,51	16,40	4,88	47,79	86,77	0,63
133	15,00	5,48	14,30	4,77	44,91	89,25	0,71
145	20,00	5,48	15,10	4,69	32,79	89,59	0,79
138	25,00	5,49	10,50	4,62	41,47	92,39	0,87
138	30,00	5,49	10,90	4,58	62,40	92,10	0,91

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
132	5,00	6,00	3,18	6,24	84,80	97,59	-0,24
132	10,00	6,00	9,52	5,89	84,01	92,79	0,11
135	15,00	6,01	11,90	5,36	84,68	91,19	0,65
133	20,00	6,01	12,60	4,97	80,21	90,53	1,04
139	25,00	6,02	16,20	4,85	78,05	88,35	1,17
136	30,00	6,02	17,00	4,78	45,80	87,50	1,24
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
103	5,00	7,02	4,58	6,73	82,18	95,55	0,29
106	10,00	6,98	10,70	6,60	86,96	89,91	0,38
113	15,00	7,00	24,10	6,25	84,49	78,67	0,75
110	20,00	7,01	24,70	6,15	86,79	77,55	0,86
116	25,00	7,01	17,50	5,60	90,59	84,91	1,41
117	30,00	7,01	13,10	5,12	36,50	88,80	1,89
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
105	5,00	8,01	7,12	6,90	76,99	93,22	1,11
110	10,00	8,01	4,41	6,79	85,78	95,99	1,22
110	15,00	8,00	12,30	6,61	87,81	88,82	1,39
114	20,00	7,99	15,80	6,39	87,86	86,14	1,60
126	25,00	8,01	18,90	6,19	91,63	85,00	1,82
117	30,00	8,00	21,30	6,09	16,92	81,79	1,91

Apêndice F

Ensaio utilizando PAC – Água tipo II

Ensaio PAC							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
108	5,00	4,00	12,40	4,18	0,93	88,52	-0,18
131	10,00	4,00	12,50	4,19	7,05	90,46	-0,19
117	15,00	4,01	19,50	4,14	12,63	83,33	-0,13
107	20,00	4,01	18,60	4,14	24,07	82,62	-0,13
122	25,00	4,01	17,10	4,28	33,72	85,98	-0,27
118	30,00	4,01	10,60	4,27	8,07	91,02	-0,26
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
101	5,00	4,50	63,80	4,71	18,33	36,83	-0,21
102	10,00	4,50	30,50	4,63	20,72	70,10	-0,13
110	15,00	4,51	37,40	4,66	31,31	66,00	-0,15
111	20,00	4,51	48,90	4,54	31,26	55,95	-0,03
109	25,00	4,51	46,50	4,52	58,43	57,34	-0,01
111	30,00	4,51	66,80	4,51	7,52	39,82	0,00
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
104	5,00	5,01	74,70	5,42	21,30	28,17	-0,41
105	10,00	5,01	53,80	5,30	33,71	48,76	-0,29
107	15,00	5,01	48,10	5,23	46,47	55,05	-0,22
106	20,00	5,01	55,70	5,19	57,09	47,45	-0,18
107	25,00	5,01	58,40	5,13	68,17	45,42	-0,12
108	30,00	5,01	64,10	5,06	9,75	40,65	-0,05
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
116	5,00	5,52	82,10	6,10	18,54	29,22	-0,58
117	10,00	5,52	79,20	5,87	30,65	32,31	-0,35
120	15,00	5,48	60,40	5,73	55,00	49,67	-0,25
125	20,00	5,48	66,00	5,64	34,83	47,20	-0,16
118	25,00	5,50	65,20	5,63	62,90	44,75	-0,13
121	30,00	5,50	61,20	5,60	83,14	49,42	-0,10

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
116	5,00	6,02	77,80	6,27	25,53	32,93	-0,25
116	10,00	6,02	80,10	6,33	31,39	30,95	-0,31
124	15,00	6,00	60,10	6,34	60,57	51,53	-0,34
121	20,00	6,00	50,10	6,33	55,17	58,60	-0,33
115	25,00	6,00	51,70	6,33	72,37	55,04	-0,33
117	30,00	6,00	58,80	6,33	20,50	49,74	-0,33
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
121	5,00	7,00	39,10	6,79	1,92	67,69	0,21
124	10,00	7,00	16,90	6,99	27,43	86,37	0,01
121	15,00	7,01	15,80	6,96	52,58	86,94	0,05
124	20,00	7,01	19,60	7,00	61,97	84,19	0,01
122	25,00	6,99	20,70	7,04	71,25	83,03	-0,05
121	30,00	6,99	27,50	7,08	83,10	77,27	-0,09
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
108,00	5,00	8,01	52,00	7,98	33,64	51,85	0,03
108,00	10,00	8,01	18,70	7,90	45,83	82,69	0,11
115,00	15,00	8,01	18,80	7,80	66,49	83,65	0,21
121,00	20,00	8,01	28,00	7,76	79,62	76,86	0,25
129,00	25,00	8,01	31,30	7,66	90,38	75,74	0,35
130,00	30,00	8,01	41,30	7,58	91,74	68,23	0,43

Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
121	5,00	4,02	22,00	4,08	7,04	81,82	-0,06
131	10,00	4,02	22,80	4,03	12,01	82,60	-0,01
125	15,00	3,98	31,00	4,04	22,33	75,20	-0,06
124	20,00	3,98	37,60	4,04	50,80	69,68	-0,06
134	25,00	4,01	27,50	4,09	23,75	79,48	-0,08
135	30,00	4,01	23,90	4,11	31,05	82,30	-0,10
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
135	5,00	4,51	16,80	4,69	6,62	87,56	-0,18
143	10,00	4,51	16,50	4,59	10,43	88,46	-0,08
130	15,00	4,48	18,30	4,55	52,54	85,92	-0,07
131	20,00	4,48	24,80	4,43	21,08	81,07	0,05
140	25,00	4,51	24,40	4,59	32,19	82,57	-0,08
144	30,00	4,51	14,90	4,52	37,95	89,65	-0,01
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
145	5,00	5,01	45,40	5,17	44,41	68,69	-0,16
156	10,00	5,01	28,60	5,11	15,91	81,67	-0,10
173	15,00	4,99	38,10	5,01	22,07	77,98	-0,02
147	20,00	4,99	37,10	4,89	41,20	74,76	0,10
155	25,00	5,01	32,70	4,90	59,13	78,90	0,11
168	30,00	5,01	40,00	4,86	57,79	76,19	0,15
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
102	5,00	5,51	82,20	6,24	1,73	19,41	-0,73
103	10,00	5,51	71,00	6,41	1,45	31,07	-0,90
115	15,00	5,51	48,90	6,80	19,83	57,48	-1,29
108	20,00	5,51	48,20	6,68	36,34	55,37	-1,17
107	25,00	5,49	47,70	6,33	46,16	55,42	-0,84
113	30,00	5,49	58,00	5,95	62,83	48,67	-0,46

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
157	5,00	5,99	115,00	6,50	30,36	26,75	-0,51
159	10,00	5,99	107,00	6,38	11,01	32,70	-0,39
185	15,00	6,00	118,00	6,32	14,64	36,22	-0,32
181	20,00	6,00	103,00	6,32	31,04	43,09	-0,32
182	25,00	6,00	99,40	6,15	40,88	45,38	-0,15
186	30,00	6,00	104,00	6,08	47,99	44,09	-0,08
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
154	5,00	7,00	102,00	7,87	27,32	33,77	-0,87
156	10,00	7,00	87,20	7,38	9,13	44,10	-0,38
169	15,00	6,98	108,00	7,16	19,00	36,09	-0,18
160	20,00	6,98	113,00	7,03	34,18	29,38	-0,05
165	25,00	6,98	124,00	6,96	33,07	24,85	0,02
161	30,00	6,98	136,00	6,87	82,17	15,53	0,11
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
179	5,00	8,00	101,00	7,09	0,04	43,58	0,91
179	10,00	8,00	92,20	7,11	11,06	48,49	0,89
185	15,00	7,98	116,00	7,07	12,84	37,30	0,91
178	20,00	7,98	78,90	7,06	29,48	55,67	0,92
182	25,00	7,98	73,80	7,04	42,67	59,45	0,94
196	30,00	7,98	112,00	7,01	47,23	42,86	0,97

Apêndice G

Ensaio utilizando Cloreto férrico – Água tipo II

Ensaio Cloreto férrico							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
188	5,00	4,00	52,50	3,91	88,40	72,07	0,09
192	10,00	4,00	112,00	3,62	79,79	41,67	0,38
188	15,00	4,00	56,80	3,52	77,19	69,79	0,48
185	20,00	4,00	53,90	3,39	80,49	70,86	0,61
187	25,00	4,02	47,20	3,31	61,81	74,76	0,71
188	30,00	4,02	44,10	3,21	37,05	76,54	0,81
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
157	5,00	4,50	13,00	4,02	83,58	91,72	0,48
156	10,00	4,50	21,10	3,72	78,78	86,47	0,78
177	15,00	4,48	32,10	3,57	73,60	81,86	0,91
157	20,00	4,48	44,30	3,41	61,51	71,78	1,07
204	25,00	4,49	59,60	3,32	61,47	70,78	1,17
208	30,00	4,49	57,20	3,23	69,70	72,50	1,26
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
174	5,00	4,99	39,20	4,15	97,29	77,47	0,84
171	10,00	4,99	67,30	3,74	66,37	60,64	1,25
157	15,00	5,02	92,50	3,54	61,43	41,08	1,48
160	20,00	5,02	102,00	3,43	47,15	36,25	1,59
150	25,00	5,00	88,60	3,29	49,27	40,93	1,71
154	30,00	5,00	86,30	3,22	55,47	43,96	1,78
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
127	5,00	5,52	50,80	4,37	100,00	60,00	1,15
126	10,00	5,52	91,60	3,83	100,00	27,30	1,69
140	15,00	5,51	97,30	3,61	65,06	30,50	1,90
135	20,00	5,51	96,30	3,46	70,54	28,67	2,05
139	25,00	5,50	72,90	3,32	59,63	47,55	2,18
141	30,00	5,50	88,50	3,25	49,92	37,23	2,25

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
107	5,00	6,00	18,30	5,30	100,00	82,90	0,70
112	10,00	6,00	65,10	4,27	98,32	41,88	1,73
114	15,00	5,98	76,90	3,75	80,42	32,54	2,23
115	20,00	5,98	94,70	3,52	75,29	17,65	2,46
128	25,00	6,02	89,80	3,41	54,51	29,84	2,61
129	30,00	6,02	82,60	3,32	46,65	35,97	2,70
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
134	5,00	7,02	30,50	6,41	100,00	77,24	0,61
137	10,00	7,02	14,40	6,21	100,00	89,49	0,81
137	15,00	7,01	17,50	5,32	97,72	87,23	1,69
136	20,00	7,01	106,00	4,19	71,63	22,06	2,82
138	25,00	6,99	107,00	3,76	69,82	22,46	3,23
145	30,00	6,99	114,00	3,56	60,28	21,38	3,43
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
136	5,00	8,00	55,80	6,62	84,83	58,97	1,38
150	10,00	8,00	18,40	6,19	100,00	87,73	1,81
145	15,00	8,00	4,93	5,68	100,00	96,60	2,32
139	20,00	8,00	98,40	4,72	100,00	29,21	3,28
138	25,00	7,99	93,60	3,90	82,52	32,17	4,09
142	30,00	7,99	113,00	3,62	53,27	20,42	4,37

Ensaio Cloreto férrico							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH_i - pH_f
145	5,00	4,00	64,40	3,77	100,00	55,59	0,23
148	10,00	4,00	59,50	3,60	100,00	59,80	0,40
155	15,00	4,02	39,60	3,50	98,57	74,45	0,52
156	20,00	4,02	48,40	3,56	82,71	68,97	0,46
158	25,00	4,02	37,60	3,28	76,25	76,20	0,74
154	30,00	4,02	43,30	3,22	67,57	71,88	0,80
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH_i - pH_f
102	5,00	4,48	31,30	3,90	100,00	69,31	0,58
108	10,00	4,48	69,20	3,62	96,39	35,93	0,86
123	15,00	4,52	62,10	3,54	76,84	49,51	0,98
128	20,00	4,52	91,40	3,37	74,33	28,59	1,15
122	25,00	4,51	77,10	3,29	67,08	36,80	1,22
129	30,00	4,51	90,10	3,26	58,69	30,16	1,25
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH_i - pH_f
107	5,00	4,98	50,90	4,12	100,00	52,43	0,86
106	10,00	4,98	80,10	3,78	81,80	24,43	1,20
134	15,00	5,02	98,10	3,55	80,64	26,79	1,47
131	20,00	5,02	85,50	3,45	73,45	34,73	1,57
151	25,00	5,00	98,40	3,31	64,47	34,83	1,69
150	30,00	5,00	84,60	3,29	53,75	43,60	1,71
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH_i - pH_f
132	5,00	5,49	64,00	4,29	100,00	51,52	1,20
128	10,00	5,49	101,00	3,81	83,50	21,09	1,68
137	15,00	5,48	89,20	3,60	74,87	34,89	1,88
127	20,00	5,48	81,80	3,45	71,95	35,59	2,03
135	25,00	5,51	106,00	3,40	67,23	21,48	2,11
122	30,00	5,51	85,70	3,32	67,71	29,75	2,19

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
105	5,00	5,99	41,90	4,84	100,00	60,10	1,15
107	10,00	5,99	92,90	3,91	95,64	13,18	2,08
111	15,00	5,98	99,40	3,72	86,76	10,45	2,26
115	20,00	5,98	86,60	3,55	65,18	24,70	2,43
116	25,00	6,02	85,50	3,39	71,15	26,29	2,63
117	30,00	6,02	100,00	3,31	65,40	14,53	2,71
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
114	5,00	7,02	42,10	7,45	100,00	63,07	-0,43
112	10,00	7,02	11,30	6,85	100,00	89,91	0,17
118	15,00	7,00	63,50	5,48	100,00	46,19	1,52
119	20,00	7,00	85,40	4,01	73,39	28,24	2,99
118	25,00	6,99	71,70	3,66	78,44	39,24	3,33
122	30,00	6,99	92,40	3,47	59,53	24,26	3,52
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
121	5,00	8,01	40,70	6,93	89,41	66,36	1,08
121	10,00	8,01	8,00	6,62	100,00	93,39	1,39
133	15,00	7,99	3,42	6,15	100,00	97,43	1,84
129	20,00	7,99	65,70	4,73	94,44	49,07	3,26
120	25,00	7,99	77,20	3,93	69,20	35,67	4,06
125	30,00	7,99	82,60	3,66	70,06	33,92	4,33

Apêndice H

Ensaio utilizando Mistura – Água tipo II

Ensaio Mistura							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
115	5,00	4,00	19,80	3,99	93,42	82,78	0,01
118	10,00	4,00	13,90	3,84	97,77	88,22	0,16
130	15,00	3,99	15,30	3,73	98,09	88,23	0,26
122	20,00	3,99	14,30	3,63	98,98	88,28	0,36
119	25,00	3,99	17,80	3,48	98,38	85,04	0,51
118	30,00	3,99	24,70	3,50	94,18	79,07	0,49
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
104	5,00	4,50	21,60	4,30	95,43	79,23	0,20
108	10,00	4,50	30,00	3,95	99,58	72,22	0,55
103	15,00	4,51	24,70	3,77	98,85	76,02	0,74
101	20,00	4,51	33,70	3,73	98,70	66,63	0,78
102	25,00	4,50	29,80	3,60	96,75	70,78	0,90
101	30,00	4,50	34,80	3,52	94,63	65,54	0,98
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
101	5,00	5,00	27,00	4,64	97,45	73,27	0,36
100	10,00	5,00	26,30	3,95	99,06	73,70	1,05
129	15,00	4,99	34,40	3,81	97,24	73,33	1,18
123	20,00	4,99	45,30	3,65	89,51	63,17	1,34
128	25,00	5,02	40,60	3,65	96,08	68,28	1,37
126	30,00	5,02	49,80	3,47	95,84	60,48	1,55
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
102	5,00	5,51	16,50	5,33	94,02	83,82	0,18
109	10,00	5,51	45,20	4,29	97,32	58,53	1,22
104	15,00	5,51	34,20	4,06	90,58	67,12	1,45
102	20,00	5,51	50,80	3,86	96,25	50,20	1,65
110	25,00	4,49	59,20	3,65	94,51	46,18	0,84
107	30,00	4,49	59,40	3,58	96,78	44,49	0,91

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
131	5,00	6,01	20,40	5,78	96,15	84,43	0,23
130	10,00	6,01	41,90	5,38	99,64	67,77	0,63
143	15,00	6,02	23,10	4,32	98,96	83,85	1,70
133	20,00	6,02	51,60	4,06	94,48	61,20	1,96
134	25,00	6,01	65,50	3,88	98,02	51,12	2,13
132	30,00	6,01	70,10	3,24	89,87	46,89	2,77
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
133	5,00	6,98	49,40	6,64	78,12	62,86	0,34
123	10,00	6,98	12,70	6,31	98,65	89,67	0,67
118	15,00	6,99	18,60	6,13	99,20	84,24	0,86
123	20,00	6,99	11,60	5,57	98,74	90,57	1,42
136	25,00	6,98	60,60	5,32	93,67	55,44	1,66
126	30,00	6,98	78,20	5,27	98,03	37,94	1,71
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 50 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pHi - pHf
126	5,00	8,00	50,40	6,76	79,05	60,00	1,24
140	10,00	8,00	12,60	6,47	98,10	91,00	1,53
125	15,00	7,99	13,70	6,24	98,79	89,04	1,75
122	20,00	7,99	8,42	5,89	99,20	93,10	2,10
122	25,00	7,99	56,20	5,32	98,06	53,93	2,67
126	30,00	7,99	77,70	4,90	93,12	38,33	3,09

Ensaio Mistura							
Dados para pH = 4.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
101	5,00	4,00	16,40	4,25	88,42	83,76	-0,25
103	10,00	4,00	10,60	3,82	99,21	89,71	0,18
105	15,00	3,99	17,80	3,73	98,96	83,05	0,26
105	20,00	3,99	14,60	3,60	90,79	86,10	0,39
115	25,00	4,01	14,00	3,54	87,58	87,83	0,47
116	30,00	4,01	14,30	3,46	82,54	87,67	0,55
Dados para pH = 4.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
112	5,00	4,51	15,10	4,49	85,48	86,52	0,02
105	10,00	4,51	26,00	4,01	88,25	75,24	0,50
119	15,00	4,49	20,30	3,80	96,48	82,94	0,69
106	20,00	4,49	18,60	3,74	89,71	82,45	0,75
115	25,00	4,51	17,90	3,57	84,49	84,43	0,94
120	30,00	4,51	16,10	3,48	81,45	86,58	1,03
Dados para pH = 5.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
225	5,00	5,02	4,96	4,58	98,81	97,80	0,44
218	10,00	5,02	7,13	4,04	93,69	96,73	0,98
208	15,00	5,01	8,20	3,88	88,39	96,06	1,13
209	20,00	5,01	7,29	3,76	87,15	96,51	1,25
205	25,00	4,99	7,13	3,61	84,06	96,52	1,38
220	30,00	4,99	6,54	3,48	80,35	97,03	1,51
Dados para pH = 5.5			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
198,00	5,00	5,50	6,43	5,53	91,28	96,75	-0,03
168,00	10,00	5,50	19,00	4,44	97,78	88,69	1,06
183,00	15,00	5,51	19,50	4,04	92,43	89,34	1,47
167,00	20,00	5,51	16,90	3,82	85,88	89,88	1,69
160,00	25,00	5,52	16,10	3,72	84,63	89,94	1,80
171,00	30,00	5,52	12,10	3,60	83,95	92,92	1,92

Dados para pH = 6.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
190	5,00	6,00	6,19	6,88	94,70	96,74	-0,88
199	10,00	6,00	7,38	5,36	99,93	96,29	0,64
181	15,00	6,02	39,00	5,10	97,01	78,45	0,92
188	20,00	6,02	32,10	4,57	96,50	82,93	1,45
181	25,00	5,98	30,70	4,25	94,64	83,04	1,73
191	30,00	5,98	29,20	4,01	96,83	84,71	1,97
Dados para pH = 7.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
186	5,00	7,01	4,28	6,52	91,00	97,70	0,49
180	10,00	7,01	2,18	6,32	99,41	98,79	0,69
183	15,00	7,01	2,06	6,09	99,88	98,87	0,92
186	20,00	7,01	10,10	5,72	97,99	94,57	1,29
196	25,00	7,01	41,20	5,52	95,25	78,98	1,49
210	30,00	7,01	42,80	4,84	97,67	79,62	2,17
Dados para pH = 8.0			Arsênio = 500 ug/L				
Turbidez Inicial Água Bruta	Dosagem (mg/L)	pH inicial ensaio	Turbidez Final Água Decantada	pH Final Água Decantada	Eficiência remoção de Arsênio (%)	Eficiência remoção de turbidez (%)	Diferença pH _i - pH _f
172	5,00	8,00	53,60	6,98	34,90	68,84	1,02
175	10,00	8,00	2,13	6,56	99,29	98,78	1,44
182	15,00	8,02	1,82	6,34	99,61	99,00	1,68
188	20,00	8,02	4,49	6,14	99,96	97,61	1,88
198	25,00	8,01	2,12	6,04	99,83	98,93	1,97
178	30,00	8,01	35,80	5,56	99,14	79,89	2,45

Apêndice I

Resultados de Alumínio remanescente - Coagulante: Sulfato de alumínio – Água tipo I

Ensaio com Sulfato de alumínio - Água tipo IA				Ensaio com Sulfato de alumínio - Água tipo IB			
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)
4	5,00	4,00	0,38	46	5,00	4,00	0,66
5	10,00	4,00	0,93	47	10,00	4,00	1,24
6	15,00	4,00	1,41	48	15,00	4,00	1,93
7	20,00	4,00	2,06	49	20,00	4,00	2,48
8	25,00	4,00	2,73	50	25,00	4,00	2,97
9	30,00	4,00	3,31	51	30,00	4,00	3,90
10	5,00	4,50	0,63	52	5,00	4,50	0,58
11	10,00	4,50	0,89	53	10,00	4,50	1,20
12	15,00	4,50	1,47	54	15,00	4,50	1,66
13	20,00	4,50	2,05	55	20,00	4,50	2,14
14	25,00	4,50	2,44	56	25,00	4,50	2,87
15	30,00	4,50	3,51	57	30,00	4,50	3,58
16	5,00	5,00	0,48	58	5,00	5,00	0,58
17	10,00	5,00	0,99	59	10,00	5,00	1,04
18	15,00	5,00	1,62	60	15,00	5,00	1,89
19	20,00	5,00	2,11	61	20,00	5,00	2,38
20	25,00	5,00	2,65	62	25,00	5,00	2,96
21	30,00	5,00	3,53	63	30,00	5,00	3,41
22	5,00	5,50	0,27	64	5,00	5,50	0,13
23	10,00	5,50	0,76	65	10,00	5,50	0,70
24	15,00	5,50	1,21	66	15,00	5,50	1,34
25	20,00	5,50	2,00	67	20,00	5,50	2,04
26	25,00	5,50	2,68	68	25,00	5,50	2,72
27	30,00	5,50	3,24	69	30,00	5,50	3,27
28	5,00	6,00	0,00	70	5,00	6,00	0,05
29	10,00	6,00	0,07	71	10,00	6,00	0,46
30	15,00	6,00	0,46	72	15,00	6,00	0,52
31	20,00	6,00	0,88	73	20,00	6,00	0,79
32	25,00	6,00	1,65	74	25,00	6,00	1,77
33	30,00	6,00	1,94	75	30,00	6,00	2,58
34	5,00	7,00	0,04	76	5,00	7,00	0,07
35	10,00	7,00	0,00	77	10,00	7,00	0,14
36	15,00	7,00	0,00	78	15,00	7,00	0,34
37	20,00	7,00	0,04	79	20,00	7,00	0,51
38	25,00	7,00	0,31	80	25,00	7,00	0,11
39	30,00	7,00	0,00	81	30,00	7,00	0,51
40	5,00	8,00	0,10	82	5,00	8,00	0,10
41	10,00	8,00	0,00	83	10,00	8,00	0,04
42	15,00	8,00	0,00	84	15,00	8,00	0,06
43	20,00	8,00	0,00	85	20,00	8,00	0,03
44	25,00	8,00	0,00	86	25,00	8,00	0,22
45	30,00	8,00	0,90	87	30,00	8,00	0,33

Apêndice J

Resultados de Alumínio remanescente – Coagulante: PAC – Água tipo I

Ensaio com PAC - Água tipo IA				Ensaio com PAC - Água tipo IB			
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)
88	5,00	4,00	0,02	130	5,00	4,00	0,28
89	10,00	4,00	0,11	131	10,00	4,00	0,49
90	15,00	4,00	0,29	132	15,00	4,00	0,63
91	20,00	4,00	0,61	133	20,00	4,00	0,78
92	25,00	4,00	0,65	134	25,00	4,00	1,00
93	30,00	4,00	0,71	135	30,00	4,00	1,17
94	5,00	4,50	0,00	136	5,00	4,50	0,25
95	10,00	4,50	0,02	137	10,00	4,50	0,45
96	15,00	4,50	0,43	138	15,00	4,50	0,42
97	20,00	4,50	0,50	139	20,00	4,50	0,67
98	25,00	4,50	0,92	140	25,00	4,50	0,97
99	30,00	4,50	1,22	141	30,00	4,50	1,22
100	5,00	5,00	0,01	142	5,00	5,00	0,28
101	10,00	5,00	0,10	143	10,00	5,00	0,32
102	15,00	5,00	0,45	144	15,00	5,00	0,54
103	20,00	5,00	0,63	145	20,00	5,00	0,54
104	25,00	5,00	0,79	146	25,00	5,00	1,29
105	30,00	5,00	1,12	147	30,00	5,00	1,34
106	5,00	5,50	0,01	148	5,00	5,50	0,30
107	10,00	5,50	0,29	149	10,00	5,50	0,26
108	15,00	5,50	0,18	150	15,00	5,50	0,17
109	20,00	5,50	0,51	151	20,00	5,50	0,20
110	25,00	5,50	0,79	152	25,00	5,50	0,45
111	30,00	5,50	1,08	153	30,00	5,50	0,74
112	5,00	6,00	0,19	154	5,00	6,00	0,13
113	10,00	6,00	0,22	155	10,00	6,00	0,47
114	15,00	6,00	0,19	156	15,00	6,00	0,15
115	20,00	6,00	0,17	157	20,00	6,00	0,26
116	25,00	6,00	0,22	158	25,00	6,00	0,31
117	30,00	6,00	0,59	159	30,00	6,00	0,42
118	5,00	7,00	0,16	160	5,00	7,00	0,51
119	10,00	7,00	0,17	161	10,00	7,00	0,61
120	15,00	7,00	0,19	162	15,00	7,00	0,23
121	20,00	7,00	0,34	163	20,00	7,00	0,84
122	25,00	7,00	0,27	164	25,00	7,00	0,30
123	30,00	7,00	0,30	165	30,00	7,00	0,34
124	5,00	8,00	0,14	166	5,00	8,00	0,31
125	10,00	8,00	0,36	167	10,00	8,00	0,30
126	15,00	8,00	0,24	168	15,00	8,00	0,36
127	20,00	8,00	0,22	169	20,00	8,00	0,41
128	25,00	8,00	0,24	170	25,00	8,00	0,40
129	30,00	8,00	0,28	171	30,00	8,00	0,35

Apêndice K

Resultados de Ferro remanescente – Coagulante: Cloreto férrico – Água tipo I

Ensaio com Cloreto férrico - Água tipo IA				Ensaio com Cloreto férrico - Água tipo IB			
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Ferro remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Ferro remanescente (mg/L)
172	5,00	4,00	2,20	214	5,00	4,00	1,33
173	10,00	4,00	3,64	215	10,00	4,00	3,60
174	15,00	4,00	5,09	216	15,00	4,00	6,03
175	20,00	4,00	7,33	217	20,00	4,00	9,97
176	25,00	4,00	9,57	218	25,00	4,00	11,08
177	30,00	4,00	12,39	219	30,00	4,00	13,46
178	5,00	4,50	0,88	220	5,00	4,50	1,19
179	10,00	4,50	3,17	221	10,00	4,50	3,76
180	15,00	4,50	5,49	222	15,00	4,50	5,60
181	20,00	4,50	10,90	223	20,00	4,50	8,51
182	25,00	4,50	14,99	224	25,00	4,50	10,49
183	30,00	4,50	20,91	225	30,00	4,50	14,12
184	5,00	5,00	0,83	226	5,00	5,00	1,56
185	10,00	5,00	3,39	227	10,00	5,00	3,54
186	15,00	5,00	5,04	228	15,00	5,00	5,67
187	20,00	5,00	8,17	229	20,00	5,00	8,08
188	25,00	5,00	16,55	230	25,00	5,00	11,36
189	30,00	5,00	20,40	231	30,00	5,00	13,36
190	5,00	5,50	0,76	232	5,00	5,50	0,31
191	10,00	5,50	3,08	233	10,00	5,50	1,95
192	15,00	5,50	6,65	234	15,00	5,50	4,78
193	20,00	5,50	8,03	235	20,00	5,50	7,64
194	25,00	5,50	13,10	236	25,00	5,50	10,75
195	30,00	5,50	20,35	237	30,00	5,50	12,39
196	5,00	6,00	0,53	238	5,00	6,00	0,61
197	10,00	6,00	2,29	239	10,00	6,00	1,81
198	15,00	6,00	3,34	240	15,00	6,00	4,24
199	20,00	6,00	6,76	241	20,00	6,00	7,34
200	25,00	6,00	5,84	242	25,00	6,00	9,26
201	30,00	6,00	12,43	243	30,00	6,00	12,43
202	5,00	7,00	0,97	244	5,00	7,00	0,36
203	10,00	7,00	0,68	245	10,00	7,00	0,66
204	15,00	7,00	0,25	246	15,00	7,00	0,91
205	20,00	7,00	6,12	247	20,00	7,00	3,66
206	25,00	7,00	6,91	248	25,00	7,00	7,49
207	30,00	7,00	13,49	249	30,00	7,00	10,10
208	5,00	8,00	0,08	250	5,00	8,00	0,57
209	10,00	8,00	0,46	251	10,00	8,00	0,52
210	15,00	8,00	0,08	252	15,00	8,00	0,22
211	20,00	8,00	0,33	253	20,00	8,00	0,43
212	25,00	8,00	3,55	254	25,00	8,00	2,49
213	30,00	8,00	8,18	255	30,00	8,00	8,47

Apêndice L

Resultados de Alumínio e Ferro remanescente – Coagulante: Mistura – Água tipo I

Ensaio com Mistura - Água tipo IA					Ensaio com Mistura - Água tipo IB				
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Ferro remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Ferro remanescente (mg/L)
256	5,00	4,00	0,76	0,85	298	5,00	4,00	0,84	0,35
257	10,00	4,00	1,15	0,89	299	10,00	4,00	1,09	1,11
258	15,00	4,00	1,48	1,35	300	15,00	4,00	1,52	2,37
259	20,00	4,00	1,78	1,81	301	20,00	4,00	1,34	3,30
260	25,00	4,00	1,96	1,94	302	25,00	4,00	1,98	3,31
261	30,00	4,00	2,72	2,70	303	30,00	4,00	2,38	4,08
262	5,00	4,50	0,88	0,58	304	5,00	4,50	0,81	0,36
263	10,00	4,50	0,96	0,59	305	10,00	4,50	1,04	0,68
264	15,00	4,50	1,40	1,03	306	15,00	4,50	1,30	1,11
265	20,00	4,50	1,91	2,17	307	20,00	4,50	1,64	1,25
266	25,00	4,50	2,10	1,64	308	25,00	4,50	1,97	1,16
267	30,00	4,50	2,59	2,12	309	30,00	4,50	2,35	2,19
268	5,00	5,00	0,75	0,09	310	5,00	5,00	0,64	0,09
269	10,00	5,00	0,99	0,53	311	10,00	5,00	0,96	0,90
270	15,00	5,00	1,29	0,33	312	15,00	5,00	1,27	1,40
271	20,00	5,00	1,65	1,07	313	20,00	5,00	1,68	1,52
272	25,00	5,00	2,01	1,09	314	25,00	5,00	2,11	1,91
273	30,00	5,00	2,36	0,98	315	30,00	5,00	2,31	2,03
274	5,00	5,50	0,59	0,02	316	5,00	5,50	0,62	0,03
275	10,00	5,50	0,99	0,41	317	10,00	5,50	0,96	0,14
276	15,00	5,50	1,26	0,68	318	15,00	5,50	1,48	0,30
277	20,00	5,50	1,62	0,65	319	20,00	5,50	1,97	1,29
278	25,00	5,50	2,04	0,67	320	25,00	5,50	2,04	0,75
279	30,00	5,50	2,33	1,65	321	30,00	5,50	2,32	2,26
280	5,00	6,00	0,53	0,44	322	5,00	6,00	0,47	0,02
281	10,00	6,00	0,91	0,50	323	10,00	6,00	0,56	0,10
282	15,00	6,00	1,32	0,37	324	15,00	6,00	1,13	0,62
283	20,00	6,00	1,81	0,40	325	20,00	6,00	1,57	0,28
284	25,00	6,00	2,00	0,86	326	25,00	6,00	2,02	1,26
285	30,00	6,00	2,46	1,84	327	30,00	6,00	2,31	1,32
286	5,00	7,00	0,48	0,02	328	5,00	7,00	0,49	0,04
287	10,00	7,00	0,50	0,10	329	10,00	7,00	0,43	0,24
288	15,00	7,00	0,43	0,07	330	15,00	7,00	0,38	0,01
289	20,00	7,00	0,40	0,22	331	20,00	7,00	0,44	0,29
290	25,00	7,00	0,98	1,23	332	25,00	7,00	0,41	0,06
291	30,00	7,00	1,30	0,36	333	30,00	7,00	1,20	2,34
292	5,00	8,00	0,45	0,00	334	5,00	8,00	0,43	0,01
293	10,00	8,00	0,44	0,05	335	10,00	8,00	0,35	0,02
294	15,00	8,00	0,44	0,08	336	15,00	8,00	0,40	0,10
295	20,00	8,00	0,50	0,06	337	20,00	8,00	0,40	0,20
296	25,00	8,00	0,61	0,13	338	25,00	8,00	0,37	0,34
297	30,00	8,00	1,32	1,29	339	30,00	8,00	0,43	0,48

Apêndice M

Resultados de Alumínio remanescente – Coagulante: Sulfato de Alumínio – Água tipo II

Ensaio com Sulfato de alumínio - Água tipo IIA				Ensaio com Sulfato de alumínio - Água tipo IIB			
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)
340	5,00	4,00	0,96	382	5,00	4,00	1,02
341	10,00	4,00	1,46	383	10,00	4,00	1,70
342	15,00	4,00	2,16	384	15,00	4,00	2,31
343	20,00	4,00	2,85	385	20,00	4,00	2,94
344	25,00	4,00	3,13	386	25,00	4,00	3,46
345	30,00	4,00	3,69	387	30,00	4,00	4,23
346	5,00	4,50	0,72	388	5,00	4,50	1,00
347	10,00	4,50	1,35	389	10,00	4,50	1,44
348	15,00	4,50	1,95	390	15,00	4,50	2,25
349	20,00	4,50	2,38	391	20,00	4,50	2,74
350	25,00	4,50	3,05	392	25,00	4,50	3,42
351	30,00	4,50	3,96	393	30,00	4,50	4,04
352	5,00	5,00	0,65	394	5,00	5,00	0,89
353	10,00	5,00	1,18	395	10,00	5,00	1,46
354	15,00	5,00	1,49	396	15,00	5,00	2,00
355	20,00	5,00	2,19	397	20,00	5,00	2,59
356	25,00	5,00	3,02	398	25,00	5,00	3,24
357	30,00	5,00	3,65	399	30,00	5,00	3,83
358	5,00	5,50	0,41	400	5,00	5,50	0,64
359	10,00	5,50	0,88	401	10,00	5,50	0,86
360	15,00	5,50	1,55	402	15,00	5,50	1,57
361	20,00	5,50	2,30	403	20,00	5,50	2,21
362	25,00	5,50	2,81	404	25,00	5,50	3,04
363	30,00	5,50	3,53	405	30,00	5,50	3,68
364	5,00	6,00	0,32	406	5,00	6,00	0,41
365	10,00	6,00	0,39	407	10,00	6,00	0,36
366	15,00	6,00	0,58	408	15,00	6,00	0,47
367	20,00	6,00	1,31	409	20,00	6,00	0,91
368	25,00	6,00	2,02	410	25,00	6,00	1,61
369	30,00	6,00	2,79	411	30,00	6,00	2,28
370	5,00	7,00	0,36	412	5,00	7,00	0,40
371	10,00	7,00	0,38	413	10,00	7,00	0,34
372	15,00	7,00	0,35	414	15,00	7,00	0,36
373	20,00	7,00	0,35	415	20,00	7,00	0,54
374	25,00	7,00	0,46	416	25,00	7,00	0,51
375	30,00	7,00	0,48	417	30,00	7,00	0,66
376	5,00	8,00	0,52	418	5,00	8,00	0,51
377	10,00	8,00	0,38	419	10,00	8,00	0,47
378	15,00	8,00	0,40	420	15,00	8,00	0,44
379	20,00	8,00	0,36	421	20,00	8,00	0,50
380	25,00	8,00	0,36	422	25,00	8,00	0,49
381	30,00	8,00	0,39	423	30,00	8,00	0,48

Apêndice N

Resultados de Alumínio remanescente – Coagulante: PAC – Água tipo II

Ensaio com PAC - Água tipo IIA				Ensaio com PAC - Água tipo IIB			
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)
424	5,00	4,00	0,56	466	5,00	4,00	0,50
425	10,00	4,00	0,62	467	10,00	4,00	0,63
426	15,00	4,00	0,75	468	15,00	4,00	0,66
427	20,00	4,00	0,88	469	20,00	4,00	0,84
428	25,00	4,00	0,89	470	25,00	4,00	0,95
429	30,00	4,00	1,12	471	30,00	4,00	1,46
430	5,00	4,50	0,57	472	5,00	4,50	0,56
431	10,00	4,50	0,55	473	10,00	4,50	0,53
432	15,00	4,50	0,57	474	15,00	4,50	0,55
433	20,00	4,50	0,65	475	20,00	4,50	0,72
434	25,00	4,50	0,91	476	25,00	4,50	0,83
435	30,00	4,50	1,36	477	30,00	4,50	0,98
436	5,00	5,00	0,54	478	5,00	5,00	0,62
437	10,00	5,00	0,43	479	10,00	5,00	0,66
438	15,00	5,00	0,41	480	15,00	5,00	0,65
439	20,00	5,00	0,56	481	20,00	5,00	0,57
440	25,00	5,00	0,67	482	25,00	5,00	0,63
441	30,00	5,00	0,59	483	30,00	5,00	0,64
442	5,00	5,50	0,46	484	5,00	5,50	0,80
443	10,00	5,50	0,60	485	10,00	5,50	0,85
444	15,00	5,50	0,47	486	15,00	5,50	0,80
445	20,00	5,50	0,49	487	20,00	5,50	0,63
446	25,00	5,50	0,72	488	25,00	5,50	0,62
447	30,00	5,50	0,47	489	30,00	5,50	0,60
448	5,00	6,00	0,65	490	5,00	6,00	0,76
449	10,00	6,00	0,65	491	10,00	6,00	0,86
450	15,00	6,00	0,46	492	15,00	6,00	0,87
451	20,00	6,00	0,55	493	20,00	6,00	0,95
452	25,00	6,00	0,42	494	25,00	6,00	0,69
453	30,00	6,00	0,39	495	30,00	6,00	0,67
454	5,00	7,00	0,40	496	5,00	7,00	0,83
455	10,00	7,00	0,45	497	10,00	7,00	0,84
456	15,00	7,00	0,49	498	15,00	7,00	0,84
457	20,00	7,00	0,49	499	20,00	7,00	0,75
458	25,00	7,00	0,53	500	25,00	7,00	0,97
459	30,00	7,00	0,49	501	30,00	7,00	0,79
460	5,00	8,00	0,51	502	5,00	8,00	0,22
461	10,00	8,00	0,76	503	10,00	8,00	0,36
462	15,00	8,00	0,91	504	15,00	8,00	0,92
463	20,00	8,00	0,96	505	20,00	8,00	0,26
464	25,00	8,00	1,17	506	25,00	8,00	0,08
465	30,00	8,00	1,29	507,00	30,00	8,00	0,12

Apêndice O

Resultados de Ferro remanescente – Coagulante: Cloreto férrico – Água tipo II

Ensaio com Cloreto férrico - Água tipo IIA				Ensaio com Cloreto férrico - Água tipo IIB			
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Ferro remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Ferro remanescente (mg/L)
508	5,00	4,00	0,54	550	5,00	4,00	0,79
509	10,00	4,00	1,62	551	10,00	4,00	1,88
510	15,00	4,00	2,91	552	15,00	4,00	2,89
511	20,00	4,00	4,13	553	20,00	4,00	4,92
512	25,00	4,00	6,02	554	25,00	4,00	7,30
513	30,00	4,00	8,19	555	30,00	4,00	9,56
514	5,00	4,50	0,36	556	5,00	4,50	0,49
515	10,00	4,50	0,99	557	10,00	4,50	1,33
516	15,00	4,50	3,24	558	15,00	4,50	3,34
517	20,00	4,50	5,84	559	20,00	4,50	4,77
518	25,00	4,50	8,16	560	25,00	4,50	7,37
519	30,00	4,50	11,40	561	30,00	4,50	9,79
520	5,00	5,00	0,29	562	5,00	5,00	0,31
521	10,00	5,00	1,40	563	10,00	5,00	1,69
522	15,00	5,00	2,85	564	15,00	5,00	2,85
523	20,00	5,00	5,08	565	20,00	5,00	4,16
524	25,00	5,00	8,46	566	25,00	5,00	6,42
525	30,00	5,00	11,89	567	30,00	5,00	8,50
526	5,00	5,50	0,09	568	5,00	5,50	0,18
527	10,00	5,50	0,38	569	10,00	5,50	2,52
528	15,00	5,50	3,23	570	15,00	5,50	2,72
529	20,00	5,50	3,69	571	20,00	5,50	4,34
530	25,00	5,50	6,05	572	25,00	5,50	5,90
531	30,00	5,50	7,93	573	30,00	5,50	7,41
532	5,00	6,00	0,10	574	5,00	6,00	0,00
533	10,00	6,00	0,38	575	10,00	6,00	0,58
534	15,00	6,00	1,99	576	15,00	6,00	1,62
535	20,00	6,00	3,64	577	20,00	6,00	3,80
536	25,00	6,00	6,18	578	25,00	6,00	5,13
537	30,00	6,00	9,15	579	30,00	6,00	6,83
538	5,00	7,00	0,07	580	5,00	7,00	0,05
539	10,00	7,00	0,00	581	10,00	7,00	0,00
540	15,00	7,00	0,46	582	15,00	7,00	0,01
541	20,00	7,00	2,97	583	20,00	7,00	3,02
542	25,00	7,00	4,29	584	25,00	7,00	3,55
543	30,00	7,00	6,12	585	30,00	7,00	6,84
544	5,00	8,00	0,39	586	5,00	8,00	0,40
545	10,00	8,00	0,00	587	10,00	8,00	0,02
546	15,00	8,00	0,00	588	15,00	8,00	0,00
547	20,00	8,00	0,42	589	20,00	8,00	0,98
548	25,00	8,00	2,43	590	25,00	8,00	4,55
549	30,00	8,00	6,73	591	30,00	8,00	4,79

Apêndice P

Resultados de Alumínio e Ferro remanescente–Coagulante: Mistura-Água tipo II

Ensaio com Mistura - Água tipo IIA					Ensaio com Mistura - Água tipo IIB				
Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Ferro remanescente (mg/L)	Amostra	Dose de coagulante (mg/L)	pH	Alumínio remanescente (mg/L)	Ferro remanescente (mg/L)
592	5,00	4,00	0,29	0,37	634	5,00	4,00	0,08	0,11
593	10,00	4,00	0,56	0,77	635	10,00	4,00	0,50	0,78
594	15,00	4,00	0,82	1,18	636	15,00	4,00	0,82	1,00
595	20,00	4,00	1,06	1,58	637	20,00	4,00	1,06	1,74
596	25,00	4,00	1,43	1,82	638	25,00	4,00	1,30	1,99
597	30,00	4,00	1,71	2,04	639	30,00	4,00	1,79	2,67
598	5,00	4,50	0,26	0,14	640	5,00	4,50	0,22	0,23
599	10,00	4,50	0,53	0,47	641	10,00	4,50	0,50	0,73
600	15,00	4,50	0,90	0,68	642	15,00	4,50	0,75	0,66
601	20,00	4,50	1,22	0,85	643	20,00	4,50	1,20	1,10
602	25,00	4,50	1,18	1,18	644	25,00	4,50	1,39	1,67
603	30,00	4,50	1,71	1,48	645	30,00	4,50	1,86	2,39
604	5,00	5,00	0,09	0,04	646	5,00	5,00	0,09	0,01
605	10,00	5,00	0,45	0,25	647	10,00	5,00	0,47	0,24
606	15,00	5,00	0,71	0,51	648	15,00	5,00	0,75	0,60
607	20,00	5,00	1,27	1,10	649	20,00	5,00	1,12	0,94
608	25,00	5,00	1,17	0,77	650	25,00	5,00	1,48	1,59
609	30,00	5,00	1,76	1,18	651	30,00	5,00	1,81	2,09
610	5,00	5,50	0,00	0,02	652	5,00	5,50	0,00	0,03
611	10,00	5,50	0,42	0,15	653	10,00	5,50	0,34	0,07
612	15,00	5,50	0,80	0,53	654	15,00	5,50	0,70	0,33
613	20,00	5,50	1,19	0,49	655	20,00	5,50	1,06	1,23
614	25,00	5,50	1,62	0,88	656	25,00	5,50	1,39	1,31
615	30,00	5,50	1,64	0,80	657	30,00	5,50	1,71	1,71
616	5,00	6,00	0,00	0,04	658	5,00	6,00	0,00	0,00
617	10,00	6,00	0,00	0,00	659	10,00	6,00	0,00	0,00
618	15,00	6,00	0,70	0,06	660	15,00	6,00	0,14	0,09
619	20,00	6,00	0,99	0,42	661	20,00	6,00	0,73	0,23
620	25,00	6,00	1,52	0,37	662	25,00	6,00	1,24	0,34
621	30,00	6,00	1,88	1,06	663	30,00	6,00	1,77	0,43
622	5,00	7,00	0,00	0,07	664	5,00	7,00	0,00	0,00
623	10,00	7,00	0,00	0,00	665	10,00	7,00	0,00	0,00
624	15,00	7,00	0,00	0,00	666	15,00	7,00	0,00	0,00
625	20,00	7,00	0,00	0,00	667	20,00	7,00	0,00	0,10
626	25,00	7,00	0,01	0,37	668	25,00	7,00	0,00	0,28
627	30,00	7,00	0,59	0,15	669	30,00	7,00	0,70	0,25
628	5,00	8,00	0,00	0,14	670	5,00	8,00	0,03	0,00
629	10,00	8,00	0,00	0,00	671	10,00	8,00	0,00	0,00
630	15,00	8,00	0,00	0,00	672	15,00	8,00	0,00	0,00
631	20,00	8,00	0,00	0,00	673	20,00	8,00	0,00	0,00
632	25,00	8,00	0,00	0,13	674	25,00	8,00	0,00	0,00
633	30,00	8,00	0,42	0,51	675	30,00	8,00	0,00	0,06

Apêndice Q

Análise de Variância para sulfato de alumínio (Turbidez baixa)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	65856,2	8232,02	30,03	0,000
[As] inicial	1	1817,6	1817,60	6,63	0,012
Dose	1	33,2	33,18	0,12	0,729
pH	1	3936,5	3936,49	14,36	0,000
Dose^2	1	542,6	542,64	1,98	0,164
pH^2	1	2217,6	2217,64	8,09	0,006
[As]inicial*Dose	1	191,3	191,31	0,70	0,406
[As]inicial*pH	1	1228,8	1228,81	4,48	0,038
Dose*pH	1	146,3	146,32	0,53	0,467
Erro	75	20556,9	274,09		
Total	83	86413,0			

Análise de Variância

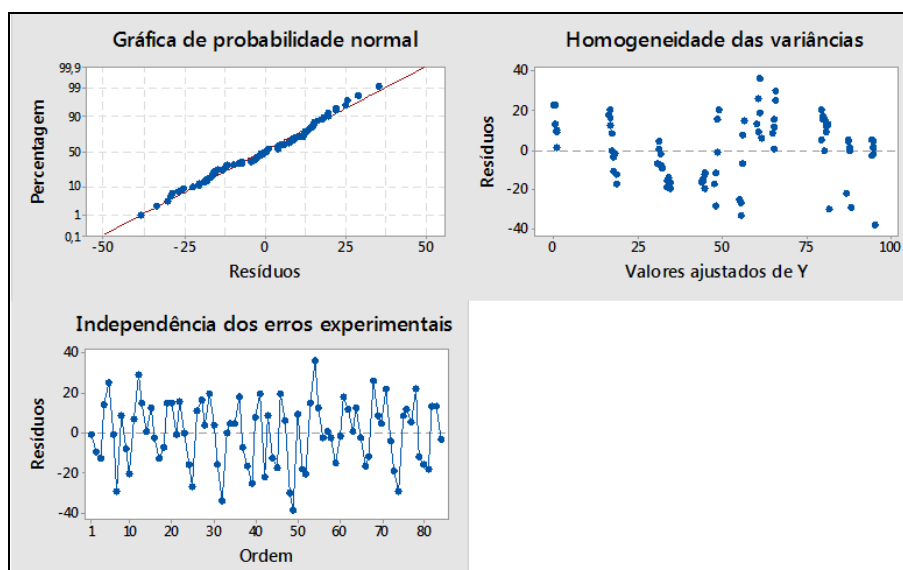
Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	5	64975,9	12995,2	47,28	0,000
[As] inicial	1	1644,4	1644,4	5,98	0,017
Dose	1	10,9	10,9	0,04	0,842
pH	1	4409,9	4409,9	16,05	0,000
pH^2	1	2217,6	2217,6	8,07	0,006
[As]inicial*pH	1	1228,8	1228,8	4,47	0,038
Erro	78	21437,1	274,8		
Total	83	86413,0			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad.	R-quad.
	(ajustado)	(pred)	
16,5781	75,19%	73,60%	71,12%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = -154,8 - 0,0883 [\text{As}] \text{ inicial} - 0,042 \text{ Dose} + 56,8 \text{ pH} - 3,32 \text{ pH}^2 + 0,01302 [\text{As}] \text{ inicial} * \text{pH}$$



Apêndice R

Análise de Variância para sulfato de alumínio (Turbidez alta)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	46417,4	5802,2	31,25	0,000
[As] inicial	1	180,9	180,9	0,97	0,327
Dose	1	1032,5	1032,5	5,56	0,021
pH	1	7255,8	7255,8	39,08	0,000
Dose^2	1	198,9	198,9	1,07	0,304
pH^2	1	3933,0	3933,0	21,19	0,000
[As]inicial*Dose	1	150,5	150,5	0,81	0,371
[As]inicial*pH	1	137,6	137,6	0,74	0,392
Dose*pH	1	1269,9	1269,9	6,84	0,011
Erro	75	13923,4	185,6		
Total	83	60340,7			

Análise de Variância

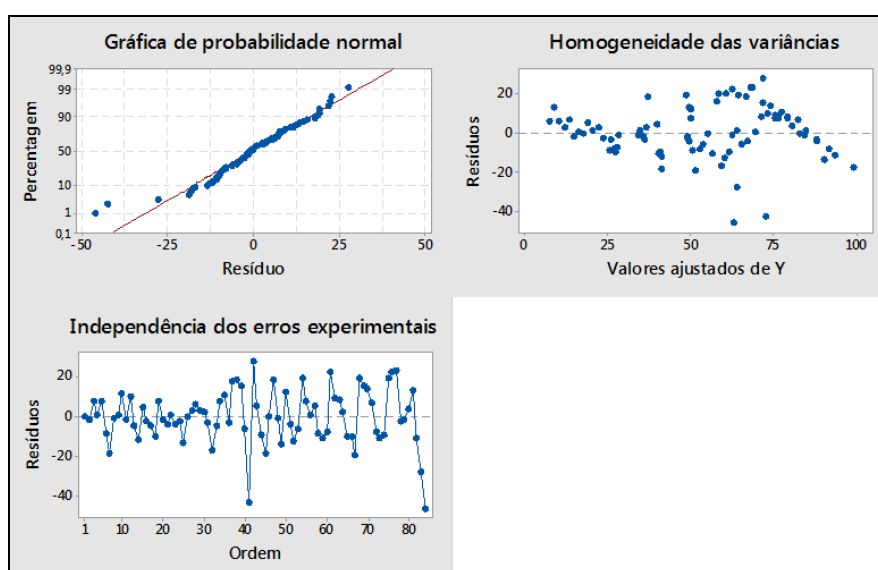
Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	5	45930,4	9186,1	49,72	0,000
[As] inicial	1	1614,7	1614,7	8,74	0,004
Dose	1	865,1	865,1	4,68	0,034
pH	1	7595,7	7595,7	41,11	0,000
pH^2	1	3933,0	3933,0	21,29	0,000
Dose*pH	1	1269,9	1269,9	6,87	0,011
Erro	78	14410,3	184,7		
Total	83	60340,7			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad. (ajustado)	R-quad. (pred)
13,5922	76,12%	74,59%	70,39%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = -215,7 - 0,01949 [\text{As}] \text{ inicial} + 1,687 \text{ Dose} + 75,5 \text{ pH} - 4,416 \text{ pH}^2 - 0,349 \text{ Dose} * \text{pH}$$



Apêndice S

Análise de Variância para PAC (Turbidez baixa)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	32228,6	4028,58	15,56	0,000
[As] inicial	1	411,7	411,68	1,59	0,211
Dose	1	81,7	81,66	0,32	0,576
pH	1	6669,9	6669,88	25,76	0,000
Dose^2	1	1167,1	1167,12	4,51	0,037
pH^2	1	7974,4	7974,40	30,79	0,000
[As]inicial*Dose	1	1811,8	1811,75	7,00	0,010
[As]inicial*pH	1	0,3	0,33	0,00	0,972
Dose*pH	1	3992,9	3992,93	15,42	0,000
Erro	75	19422,3	258,96		
Total	83	51650,9			

Análise de Variância

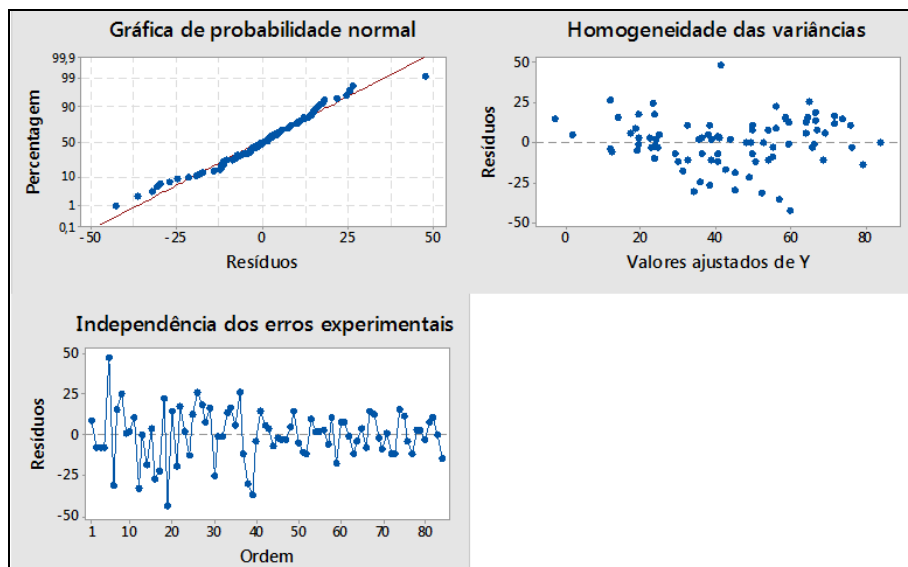
Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	7	32228,3	4604,04	18,02	0,000
[As] inicial	1	2026,9	2026,90	7,93	0,006
Dose	1	81,7	81,66	0,32	0,574
pH	1	6751,4	6751,40	26,42	0,000
Dose^2	1	1167,1	1167,12	4,57	0,036
pH^2	1	7974,4	7974,40	31,20	0,000
[As]inicial*Dose	1	1811,8	1811,75	7,09	0,009
Dose*pH	1	3992,9	3992,93	15,62	0,000
Erro	76	19422,6	255,56		
Total	83	51650,9			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad. (ajustado)	R-quad. (pred)
15,9863	62,40%	58,93%	53,90%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = -170,6 - 0,0498 [\text{As}] \text{ inicial} - 0,77 \text{ Dose} + 71,2 \text{ pH} - 0,0598 \text{ Dose}^2 - 6,29 \text{ pH}^2 + 0,002417 [\text{As}] \text{ inicial} * \text{Dose} + 0,619 \text{ Dose} * \text{Ph}$$



Apêndice T

Análise de Variância para PAC (Turbidez alta)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	29172,6	3646,57	16,99	0,000
[As] inicial	1	2188,7	2188,72	10,20	0,002
Dose	1	8,3	8,28	0,04	0,845
pH	1	953,6	953,56	4,44	0,038
Dose^2	1	498,9	498,92	2,32	0,132
pH^2	1	678,8	678,84	3,16	0,079
[As]inicial*Dose	1	54,2	54,21	0,25	0,617
[As]inicial*pH	1	4736,1	4736,07	22,07	0,000
Dose*pH	1	2004,4	2004,40	9,34	0,003
Erro	75	16094,9	214,60		
Total	83	45267,4			

Análise de Variância

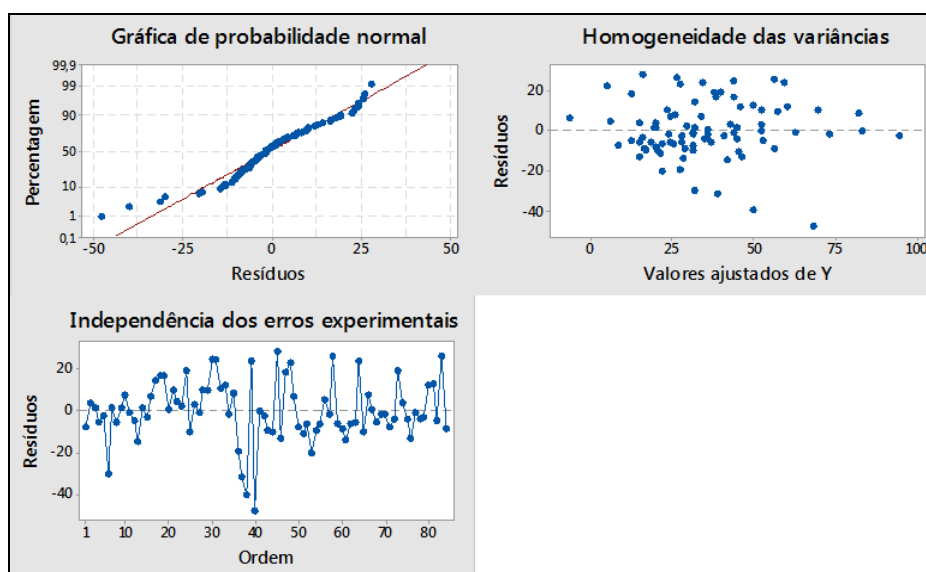
Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	6	28619,4	4769,9	22,06	0,000
[As] inicial	1	3001,6	3001,6	13,88	0,000
Dose	1	308,2	308,2	1,43	0,236
pH	1	953,6	953,6	4,41	0,039
pH^2	1	678,8	678,8	3,14	0,080
[As]inicial*pH	1	4736,1	4736,1	21,91	0,000
Dose*pH	1	2004,4	2004,4	9,27	0,003
Erro	77	16648,0	216,2		
Total	83	45267,4			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad. (ajustado)	R-quad. (pred)
14,7040	63,22%	60,36%	57,01%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = -74,2 + 0,1193 [\text{As}] \text{ inicial} - 1,007 \text{ Dose} + 26,9 \text{ pH} - 1,83 \text{ pH}^2 - 0,02556 [\text{As}] \text{ inicial} * \text{pH} + 0,438 \text{ Dose} * \text{Ph}$$



Apêndice U

Análise de Variância para cloreto férrico (Turbidez baixa)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	48989,7	6123,7	18,74	0,000
[As] inicial	1	1766,8	1766,8	5,41	0,023
Dose	1	10685,4	10685,4	32,70	0,000
pH	1	704,0	704,0	2,15	0,146
Dose^2	1	13691,6	13691,6	41,90	0,000
pH^2	1	1769,4	1769,4	5,41	0,023
[As]inicial*Dose	1	9388,7	9388,7	28,73	0,000
[As]inicial*pH	1	94,2	94,2	0,29	0,593
Dose*pH	1	221,0	221,0	0,68	0,413
Erro	75	24509,6	326,8		
Total	83	73499,3			

Análise de Variância

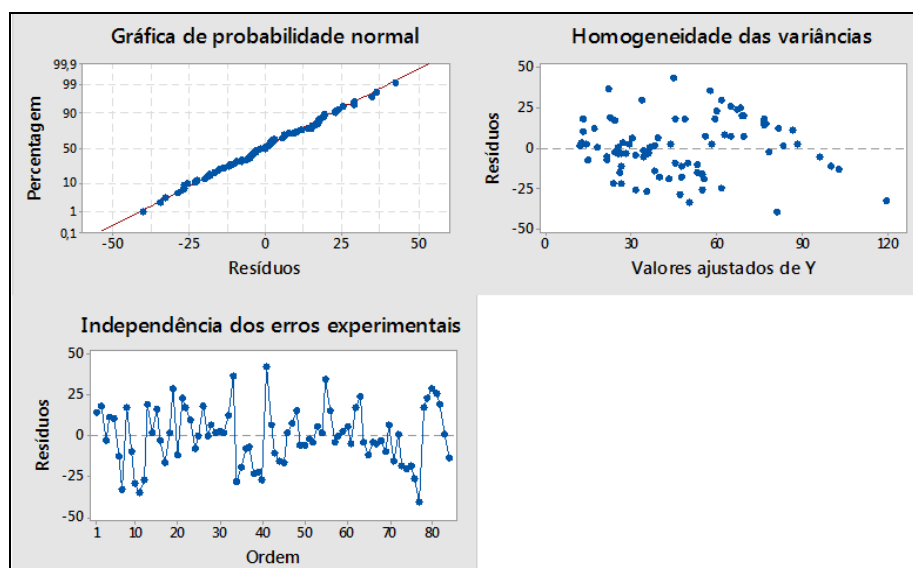
Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	6	48674,5	8112,4	25,16	0,000
[As] inicial	1	5234,8	5234,8	16,24	0,000
Dose	1	22422,7	22422,7	69,55	0,000
pH	1	846,0	846,0	2,62	0,109
Dose^2	1	13691,6	13691,6	42,47	0,000
pH^2	1	1769,4	1769,4	5,49	0,022
[As]inicial*Dose	1	9388,7	9388,7	29,12	0,000
Erro	77	24824,8	322,4		
Total	83	73499,3			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad. (ajustado)	R-quad. (pred)
17,9555	66,22%	63,59%	59,32%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = 174,0 - 0,0800 [\text{As}] \text{ inicial} - 9,65 \text{ Dose} - 24,7 \text{ pH} + 0,2047 \text{ Dose}^2 + 2,96 \text{ pH}^2 + 0,00550 [\text{As}] \text{ inicial} * \text{Dose}$$



Apêndice V

Análise de Variância para cloreto férrico (Turbidez alta)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	18223,8	2277,97	30,04	0,000
[As] inicial	1	510,1	510,11	6,73	0,011
Dose	1	231,7	231,71	3,06	0,085
pH	1	239,6	239,64	3,16	0,080
Dose^2	1	67,9	67,88	0,90	0,347
pH^2	1	470,6	470,64	6,21	0,015
[As]inicial*Dose	1	43,5	43,46	0,57	0,451
[As]inicial*pH	1	459,6	459,60	6,06	0,016
Dose*pH	1	6,6	6,63	0,09	0,768
Erro	75	5687,4	75,83		
Total	83	23911,2			

Análise de Variância

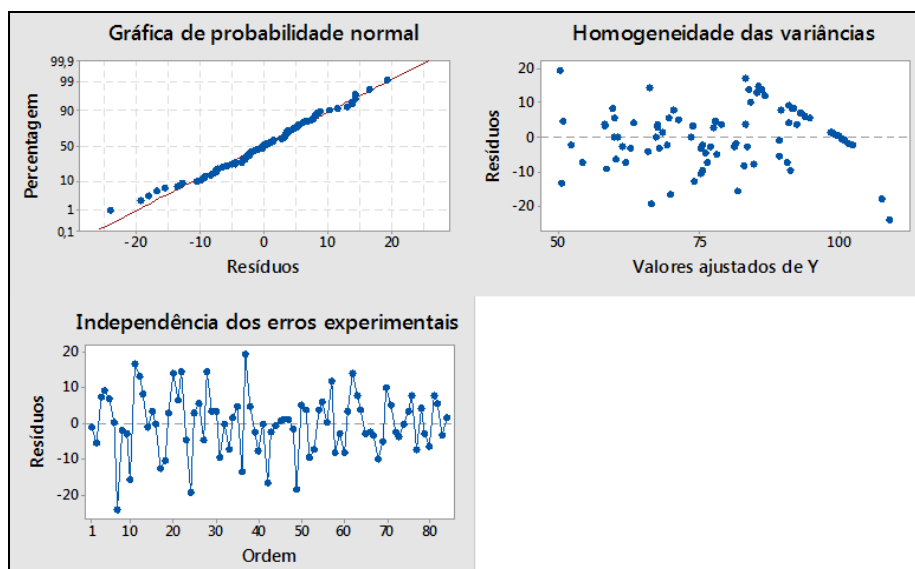
Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	5	18105,8	3621,2	48,65	0,000
[As] inicial	1	774,8	774,8	10,41	0,002
Dose	1	14844,4	14844,4	199,45	0,000
pH	1	233,2	233,2	3,13	0,081
pH^2	1	470,6	470,6	6,32	0,014
[As]inicial*pH	1	459,6	459,6	6,18	0,015
Erro	78	5805,4	74,4		
Total	83	23911,2			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad. (ajustado)	R-quad. (pred)
8,62718	75,72%	74,16%	71,04%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = 123,7 + 0,0606 [\text{As}] \text{ inicial} - 1,557 \text{ Dose} - 13,07 \text{ pH} + 1,528 \text{ pH}^2 - 0,00796 [\text{As}] \text{ inicial} * \text{pH}$$



Apêndice W

Análise de Variância para Mistura (Turbidez baixa)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	3861,6	482,69	3,80	0,001
[As] inicial	1	0,9	0,93	0,01	0,932
Dose	1	523,1	523,12	4,11	0,046
pH	1	546,8	546,77	4,30	0,042
Dose^2	1	8,9	8,88	0,07	0,792
pH^2	1	163,2	163,21	1,28	0,261
[As]inicial*Dose	1	132,7	132,72	1,04	0,310
[As]inicial*pH	1	4,3	4,26	0,03	0,855
Dose*pH	1	1384,5	1384,48	10,89	0,001
Erro	75	9538,3	127,18		
Total	83	13399,9			

Análise de Variância

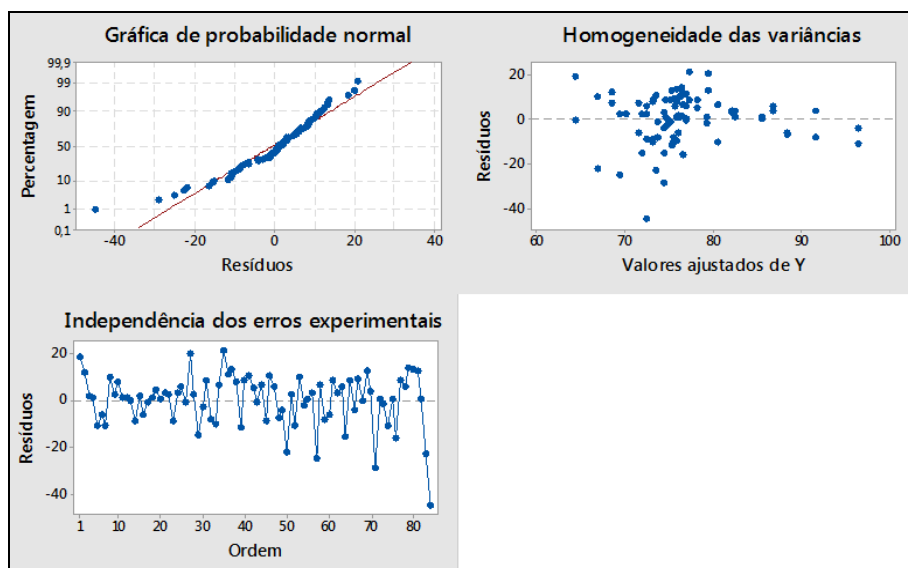
Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	3	3178	1059,5	8,29	0,000
Dose	1	1161	1160,9	9,09	0,003
pH	1	2652	2652,3	20,76	0,000
Dose*pH	1	1384	1384,5	10,84	0,001
Erro	80	10221	127,8		
Total	83	13400			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad. (ajustado)	R-quad. (pred)
11,3034	23,72%	20,86%	10,45%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = 22,7 + 1,955 \text{ Dose} + 9,82 \text{ pH} - 0,364 \text{ Dose} * \text{pH}$$



Apêndice X

Análise de Variância para Mistura (Turbidez alta)

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	8	2226,79	278,35	5,37	0,000
[As] inicial	1	123,73	123,73	2,39	0,127
Dose	1	3,65	3,65	0,07	0,791
pH	1	1,26	1,26	0,02	0,877
Dose^2	1	649,18	649,18	12,52	0,001
pH^2	1	38,33	38,33	0,74	0,393
[As]inicial*Dose	1	5,52	5,52	0,11	0,745
[As]inicial*pH	1	82,04	82,04	1,58	0,212
Dose*pH	1	1035,04	1035,04	19,96	0,000
Erro	75	3888,79	51,85		
Total	83	6115,58			

Análise de Variância

Fonte	GL	SQ Ajust.	MQ Ajust.	Valor F	Valor p
Regressão	5	2100,90	420,18	8,16	0,000
[As] inicial	1	402,70	402,70	7,82	0,006
Dose	1	5,25	5,25	0,10	0,750
pH	1	818,63	818,63	15,90	0,000
Dose^2	1	649,18	649,18	12,61	0,001
Dose*pH	1	1035,04	1035,04	20,11	0,000
Erro	78	4014,68	51,47		
Total	83	6115,58			

Resumo do modelo

S	R-quad.	R-quad. (ajustado)	R-quad. (pred)
7,17428	34,35%	30,15%	12,63%

Equação de regressão

$$\% \text{Remoção de Arsênio} = 116,12 - 0,00973 [\text{As}] \text{ inicial} - 0,192 \text{ Dose} - 5,45 \text{ pH} - 0,0446 \text{ Dose}^2 + 0,3149 \text{ Dose} * \text{pH}$$

