

ERIK DE LIMA ANDRADE

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE BIOPOLÍMERO COMO COMPOSTO
COADJUVANTE NO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO E
SEDIMENTAÇÃO**

Sorocaba

2017

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*



unesp
Sorocaba

ERIK DE LIMA ANDRADE

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE BIOPOLÍMERO COMO COMPOSTO
COADJUVANTE NO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO E
SEDIMENTAÇÃO**

Dissertação apresentada como requisito
para a obtenção do título de Mestre em
Ciências Ambientais da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
na Área de Concentração Diagnóstico,
Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Valquíria de Campos

Sorocaba

2017

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais



unesp
Sorocaba

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp
Instituto de Ciência e Tecnologia – Câmpus de Sorocaba

Andrade, Erik de Lima.

Análise de eficiência de biopolímero como composto coadjuvante
no processo de coagulação-floculação e sedimentação / Erik de
Lima Andrade, 2017.

91 f.: il.

Orientador: Valquíria de Campos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia
(Câmpus de Sorocaba), 2017.

1. Água. 2. Sulfato de alumínio. 2. Floculação. 3. Coagulação.
4. Sedimentação e depósitos. I. Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia
(Câmpus de Sorocaba). II. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Sorocaba

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: **Análise de eficiência de biopolímero como composto coadjuvante no processo de coagulação-floculação e sedimentação**

AUTOR: ERIK DE LIMA ANDRADE

ORIENTADORA: VALQUIRIA DE CAMPOS

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. VALQUIRIA DE CAMPOS
Coordenação de Curso de Engenharia Ambiental - ICTS/ UNESP / UNESP-Sorocaba

Prof. Dr. ISAAC JAMIL SAYEG
Geologia Sedimentar e Ambiental / USP

Prof. Dr. DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA
Coordenadoria do Curso de Engenharia Ambiental / Universidade de Sorocaba (UNISO)

Sorocaba, 09 de fevereiro de 2017

*Aos meus pais, **Marlene Fávero de Lima Andrade** e **Natalino Lopes de Andrade**, por todo amor, carinho, apoio e, principalmente, por me ensinarem a lutar pelos meus objetivos com dedicação, humildade e fé em Deus.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelas bênçãos concedidas, pela saúde e sabedoria, para poder lidar com as dificuldades do dia a dia.

Ao Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba (ICT), UNESP.

À Prof.^a Dr.^a Valquíria de Campos pela orientação e contribuição, neste processo de aprendizagem, além de recursos disponibilizados, para execução deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo Auxílio à Pesquisa processo n° 2015/02650-8, que possibilitou aquisição de materiais e equipamentos necessários à realização deste trabalho.

Ao Instituto Granado de Tecnologia da Poliacrilonitrila e a seu presidente, M^e Nilton Pereira Alves Granado, pelo suporte no desenvolvimento da pesquisa.

À Nippon Poly-Glu Co. através de sua representação nacional Sr. Carlos Tamito Oda, que forneceu o produto comercial e autorizou os estudos com o PGα21Ca.

À Companhia de Serviços Públicos de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP) - RMDT4 Salto de Pirapora, através do Gerente de Setor Ivan Ricardo Borgatto, do Técnico em Gestão Reginaldo Hipólito Pinto, do Técnico de Sistema de Saneamento Químico Fábio Luiz de Góes e o do Técnico de Sistema de Saneamento Químico Wesley de Oliveira Rosa.

À Companhia de Serviços Públicos de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP) - RM Rio Grande, através da Gerente Magda Hirsch de Carvalho.

Ao Dr. Isaac Jamil Sayeg pelas considerações efetuadas no exame de qualificação de mestrado, que contribuíram para melhoria do presente trabalho.

À minha namorada Eligelcy Augusta de Lima, pelo amor, carinho e apoio.

Aos meus sócios, o Eng.^o Pedro José Dias e Eng.^o Caio Cesar Corbelli de Aguiar, da J.C.L Soluções Ambientais Ltda. - ME., pela compreensão nos momentos de ausência e pelo apoio.

Ao corpo docente do ICT de Sorocaba pelos ensinamentos e funcionários pelos préstimos, durante a execução do projeto de pesquisa. Em especial, gostaria de destacar o auxílio de Suzan da Silva Lessa e Letícia Boschini Fraga Gonçalves.

Ao Prof. Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva, da Universidade de Sorocaba – UNISO, pelos conselhos, amizade e pela confiança.

Agradeço à discente de mestrado Ana Rosa Aon Cardoso Fernandes pela parceria e às discentes de graduação Natalia Beatriz dos Santos Oliveira, Isabella Perri Brito e Eduarda Mihara, pela colaboração na execução de experimentos de bancada.

ANDRADE, E. L. **Análise de eficiência de biopolímero como composto coadjuvante no processo de coagulação-floculação e sedimentação**. 2017. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, UNESP - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2017.

RESUMO

A adequação no tratamento da água, para abastecimento público envolve a compreensão da vulnerabilidade de mananciais e de situações de risco à saúde humana. Da mesma forma, o sucesso do tratamento de água de superfície depende, fortemente, da eficácia do desempenho do coagulante. Com a qualidade dos mananciais comprometida por diferentes cenários, torna-se indispensável, o processo de desenvolvimento de abordagens eficazes para as questões de caráter econômico e ambiental. O tratamento de água de superfície objetiva, de modo geral, a remoção de impurezas com o propósito de enquadrá-la no padrão de potabilidade, essencialmente, através do uso de produtos químicos. Neste sentido, o presente trabalho analisou a eficiência de três produtos comerciais: sulfato de alumínio, policloreto de alumínio e PG α 21Ca. Para tanto, foram realizados ensaios de coagulação-floculação e sedimentação, em água da ETA de Salto de Pirapora, São Paulo, Brasil. Os resultados obtidos do PG α 21Ca revelam caráter, essencialmente, inorgânico, com teores elevados de sulfato de cálcio (87%) e 5% de ácido γ -poliglutâmico, entre outros compostos químicos. O PG α 21Ca apresentou maior eficiência de remoção de turbidez e cor aparente, com valores de 1,93 NTU de turbidez remanescente e 96,89% de remoção de cor aparente e pouca alteração no pH do meio, demonstrando efetividade para o tratamento de água para abastecimento público. O PAC apresentou resultados inferiores para clarificação da água quando comparado ao PG α 21Ca e melhores resultados quando comparado ao sulfato de alumínio. Utilizando-se o PG α 21Ca em água de Rio Grande, não obtém-se resultados tão expressivos quando comparado a água da ETA de Salto de Pirapora.

Palavras-chave: sulfato de alumínio, policloreto de alumínio, ácido γ -poliglutâmico, ETA Salto de Pirapora.

ANDRADE, E. L. **Biopolymer efficiency analysis as a coadjuvant compound in the coagulation-flocculation and sedimentation process**. 2017. 91 f. Dissertation (Master's Degree in Environmental Sciences) - Sorocaba Institute of Science and Technology, UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2017.

ABSTRACT

The suitability in the treatment of water for public supply involves understanding the vulnerability of sources and situations of risk to human health. Similarly, the success of surface water treatment depends strongly on the effectiveness of the coagulant performance. With the quality of water sources compromised by different scenarios, it is essential to the effective approaches development process for the economic and environmental character issues. The water treatment lens surface generally the removal of impurities in order to fit it in potable standard, mainly through the use of chemicals. In this sense, the present study examined the effectiveness of three commercial products: aluminum sulphate, polyaluminum chloride and PG α 21Ca. Therefore, tests were carried out coagulation-flocculation and sedimentation in water of Salto de Pirapora WTP, São Paulo, Brazil. The results obtained reveal the character PG α 21Ca essentially inorganic, with high levels of calcium sulfate (87%) and 5% γ -polyglutamic acid, and other chemical compounds. The PG α 21Ca showed higher turbidity and apparent color removal efficiency, with values of 1.93 NTU turbidity and remaining 96.89% removal of apparent color and little change in pH of the medium, demonstrating the effectiveness for water treatment. The PAC presented lower results for clarification of water when compared to PG α 21Ca and better results when compared to aluminum sulfate. Using PG α 21Ca in Rio Grande water did not obtain significant results when compared to the water of the Salto de Pirapora WTP.

Keywords: aluminum sulfate, polyaluminum chloride, γ -polyglutamic acid, Salto de Pirapora WTP.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Diagrama de fluxo de ETA com tratamento convencional.....	22
Figura 2 – Principais mecanismos de coagulação	25
Figura 3 – Vantagens dos biopolímeros sobre os coagulantes inorgânicos	28
Figura 4 - Fluxograma do processo de tratamento convencional de água da ETA de Salto de Pirapora	35
Figura 5 - Localização dos pontos de captação de água da ETA de Salto de Pirapora	36
Figura 6 - Localização da ETA de Salto de Pirapora e de pontos de captação de água, em relação à bacia hidrográfica do rio Pirapora.....	38
Figura 7 - IQA do rio Pirapora para o período de 2010 a 2015, do ponto de captação da ETA de Salto de Pirapora	39
Figura 8 - Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.....	40
Figura 9 - Mapa de uso e ocupação do solo no entorno do rio Pirapora, no estado de São Paulo	42
Figura 10 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2010	49
Figura 11 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2011	50
Figura 12 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2012	51
Figura 13 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2013	52
Figura 14 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2014	53
Figura 15 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2015	54
Figura 16 - Difratograma de raios X do PG α 21Ca.....	58
Figura 17 - Eletromicrografias obtidas em microscópio eletrônico de varredura, apresentando morfologia externa do PG α 21Ca (aumentos de 500, 1000, 2500 e 5000 x).....	59
Figura 18 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante sulfato de alumínio, para período de estiagem ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)	60

Figura 19 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante PAC, para período de estiagem ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)	60
Figura 20 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, para período de estiagem ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$).....	61
Figura 21 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, para período de chuva ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)	62
Figura 22 - Influência da dosagem dos coagulantes estudados no pH da água tratada ($V_s = 1 \text{ cm min}^{-1}$)	64
Figura 23 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Rio Grande utilizando-se de coagulante $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, para período de chuva ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)	66

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Comparação de principais coagulantes comerciais com o $\text{PG}\alpha\text{21Ca}$	31
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação do IQA atribuindo-se cores a ponderação de valores	41
Tabela 2 - Outorga de lançamento superficial, cadastrada para o rio Pirapora à montante da captação superficial da SABESP, ano base 2016	41
Tabela 3 - Resultados analíticos da água bruta de Salto de Pirapora, pertencentes às principais espécies químicas dissolvidas (cátions e ânions), em mg L ⁻¹	48
Tabela 4 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora para o ano de 2010.....	49
Tabela 5 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora para o ano de 2011.....	50
Tabela 6 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora para o ano de 2012.....	51
Tabela 7 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, para o ano de 2013.....	52
Tabela 8 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, para o ano de 2014.....	53
Tabela 9 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, para o ano de 2015.....	54
Tabela 10 - Características da água bruta de Salto de Pirapora, no período de estiagem, para ensaios em jar test.....	55
Tabela 11 - Características da água bruta de Salto de Pirapora, no período de chuva, para ensaios em jar test.....	56
Tabela 12 - Composição química do PGα21Ca analisado por fluorescência de raios X (em massa %)	57
Tabela 13 - Distância interplanar d _{hkl} (em nm)	57
Tabela 14 - Resultados das melhores dosagens para o período de estiagem	61
Tabela 15 - Características da água bruta de Rio Grande no período de chuva, para ensaios em jar test.....	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAB	= Adutora de água bruta
APA	= Área de proteção ambiental
APHA	= American Public Health Association (Associação Americana de Saúde Pública)
BET	= Brunauer; Emmet; Teller
BJH	= Barrett; Joyner; Halenda
CE	= Condutividade elétrica
CETESB	= Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
DAEE	= Departamento de Águas e Energia Elétrica
DC	= Dosagem de coagulante
DQO	= Demanda química de oxigênio
DRX	= Difração de raios X
EDXRF	= Energy dispersive x-ray fluorescence (fluorescência de raios X por dispersão em energia)
EEAB	= Estação elevatória de água bruta
ETA	= Estação de tratamento de água
G	= Gradiente de velocidade
Gf	= Gradiente de floculação
Gm	= Gradiente de mistura rápida
IBGE	= Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA	= Índice de Qualidade das Águas
p.a	= Padrão analítico
pH	= Potencial hidrogeniônico

PZ	= Potencial Zeta
SABESP	= Companhia de Serviços Públicos de Saneamento do Estado de São Paulo
SFP	= Sulfato férrico polimérico
T	= Temperatura
T _f	= Tempo de floculação
T _m	= Tempo de mistura rápida
UF	= Ultrafiltração
UGRHI	= Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UTM	= Universal Transversa de Mercator
V _s	= Velocidade de sedimentação
θ	= Teta (posição angular)
λ	= Lambda (comprimento de onda)
q _i	= Qualidade do i-ésimo parâmetro
w _i	= Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro
Σ	= Sigma (somatório)
Π	= Pi (produto)

LISTA DE SÍMBOLOS

Al^{3+}	= Íon de alumínio
Al_2O_3	= Óxido de alumínio
$\text{Al}(\text{OH})_3$	= Hidróxido de alumínio
$^{\circ}\text{C}$	= Grau Celsius ou Centígrado
Ca^{2+}	= Íon de cálcio
$\text{Ca}(\text{SO}_4)$	= Anidrita
$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	= Gipsita
C-L γ -PGA	= Ácido γ -poliglutâmico com ligações cruzadas
Fe^{2+}	= Íon de ferro
FeCl_3	= Cloreto férrico
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	= Hidróxido de ferro (III)
g	= Grama
kV	= Quilovolt
L	= Litro
m^3	= Metro cúbico
mA	= Milampère
mg	= Miligrama
mm	= Milímetro
NTU	= Unidade nefelométrica de turbidez
PAC	= Policloreto de alumínio
PAM	= Poliacrilamida
s	= Segundo

uH	= Unidade Hazen
γ	= Gama
γ -PGA	= Ácido γ -poliglutâmico
μ S	= Microsiemens

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	19
2 OBJETIVOS	21
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1 Sistema de ETA convencional	22
3.2 Processos de coagulação-floculação e sedimentação.....	23
3.2.1 Coagulação.....	23
3.2.2 Floculação	25
3.2.3 Sedimentação	26
3.3 Utilização de biopolímero como coagulante	27
3.4 PG α 21Ca.....	29
4 MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1 Área de estudo.....	33
4.1.1 Perfil da ETA de Salto de Pirapora	33
4.1.2 Cenário de coleta de água na ETA de Salto de Pirapora	36
4.2 Material.....	43
4.3 Caracterização físico-química do PG α 21Ca.....	44
4.3 Análise físico-química da água bruta	44
4.4 Experimento com <i>jar test</i>	45
4.5 Análise espacial da bacia hidrográfica do rio Pirapora	45
4.6 Ensaio de coagulação-floculação e sedimentação	46
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
5.1 Parâmetros físico-químicos da água bruta da ETA de Salto de Pirapora.....	48
5.2 Caracterização físico-química do PG α 21Ca.....	56
5.3 Fluorescência de raios X por dispersão em energia (EDXRF)	56
5.4 Difractometria de raios X.....	57
5.5 Morfologia do PG α 21Ca.....	58

5.6 Remoção de cor aparente e turbidez	59
5.7 Influência da dosagem de coagulante no pH	63
6 ESTUDO COMPARATIVO DE DESEMPENHO DE PGα21Ca, EM ÁGUA DE RIO GRANDE.....	65
7 CONCLUSÕES.....	68
REFERÊNCIAS.....	70
APÊNDICE A	77
APÊNDICE B.....	80
APÊNDICE C	83
APÊNDICE D	86
APÊNDICE E.....	89

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, para ser distribuída à população por parte das companhias de abastecimento público, a água precisa atender aos padrões de potabilidade instituído pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, a qual contempla um conjunto de valores permitidos como parâmetro, sendo eles físicos, químicos, biológicos e radiológicos (BRASIL, 2011). Do total de municípios brasileiros 47% são abastecidos, exclusivamente, por mananciais superficiais, 39% por águas subterrâneas e 14% por abastecimento misto (BRASIL, 2010). Somente no estado de São Paulo são distribuídos cerca de 9×10^6 m³ de água tratada por dia, pelo método de tratamento convencional (IBGE, 2008).

No tratamento convencional, pode-se destacar a coagulação e floculação como sendo os principais processos. A coagulação consiste na mistura de produtos químicos na água, normalmente coagulantes inorgânicos, sob intensa agitação, para provocar a desestabilização elétrica das impurezas (sólidos suspensos, coloides, algas, bactérias), agregando-as (PRITCHARD et al., 2010a). Na etapa de floculação, a agitação ocorre de forma mais lenta e prolongada, auxiliando na formação dos flocos, que sedimentam e são removidos por filtração (PRITCHARD et al., 2010a).

Os sais de alumínio e ferro são os agentes mais utilizados no tratamento de água, por serem de baixo custo e terem capacidade coagulante já comprovada (PRITCHARD et al., 2010b; CARVALHO, 2008). Deve-se destacar também os polímeros sintéticos à base de poliacrilamida (LI et al., 2009).

O sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) e o policloreto de alumínio (PAC) ($\text{Al}_n(\text{OH})_m(\text{Cl})_{3n-m}$), são os produtos à base de alumínio mais utilizados para coagulação em estações de tratamento de água, devido à excelente formação do floco, seu baixo custo, facilidade de transporte e de manuseio (DZULFAKAR et al., 2011). O PAC, na maioria dos casos, revela-se como coagulante superior ao sulfato de alumínio, devido a sua maior eficácia na neutralização de cargas e eliminação de substâncias coloidais (ZENG e PARK, 2009). Como principal vantagem do seu uso pode-se destacar: a efetividade em uma ampla faixa de pH; a eficiente remoção de carga orgânica e inorgânica do líquido a ser tratado; a formação de flocos grandes, rígidos e pesados, elevando a sedimentação; sua forma líquida favorece o manuseio, estocagem e aplicação (ZHANG et al., 2016). Também podemos destacar como um dos pontos positivos do PAC, o menor consumo de alcalinidade do meio, pois durante a

hidrólise, libera quantidades de ácido, consideravelmente, menor que a liberada por outros coagulantes à base de alumínio (MATILAINEN, 2010; CHOY et al., 2014).

Devido aos riscos à saúde humana e ao ambiente, como o aparecimento de doenças degenerativas (por exemplo, Alzheimer), associados à utilização dos sais de alumínio no tratamento de água (BONDY, 2010; DZULFAKAR et al., 2011), tem-se buscado alternativas de uso a estes produtos, como o uso dos biopolímeros. Estes por sua vez podem ser utilizados de forma isolada ou associada a coagulantes inorgânicos tradicionais, reduzindo desta forma custos operacionais, impactos ambientais e na saúde humana (HUANG et al., 2015).

O ácido γ -poliglutâmico (γ -PGA) é um biopolímero aniônico, solúvel em água, biodegradável, biocompatível e atóxico, obtido a partir de bactérias do gênero *Bacillus*, através de processos fermentativos (SUNG et al., 2005; BAJAJ e SINGHAL, 2011). Algumas companhias produzem comercialmente o γ -PGA, como a Ajinomoto Co., a Nippon Poly-Glu Co. e a Natto Biosciences. A Nippon Poly-Glu Co. comercializa produtos para tratamento de água e suplementos funcionais contendo γ -PGA (BRITO, 2014; NIPPON POLY-GLU, 2016).

Diante do contexto apresentado, este trabalho pretende comparar a eficiência de biopolímero comercial PG α 21Ca, em processos de coagulação-floculação e separação de sólidos da fase líquida por sedimentação, com a finalidade de obter padrões de qualidade da água bruta utilizada pela Estação de Tratamento de Água (ETA), de Salto de Pirapora, São Paulo, para abastecimento do município.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho volta-se para estudo de eficiência de coagulantes comerciais como o sulfato de alumínio, PAC e $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$.

Como objetivos específicos têm-se:

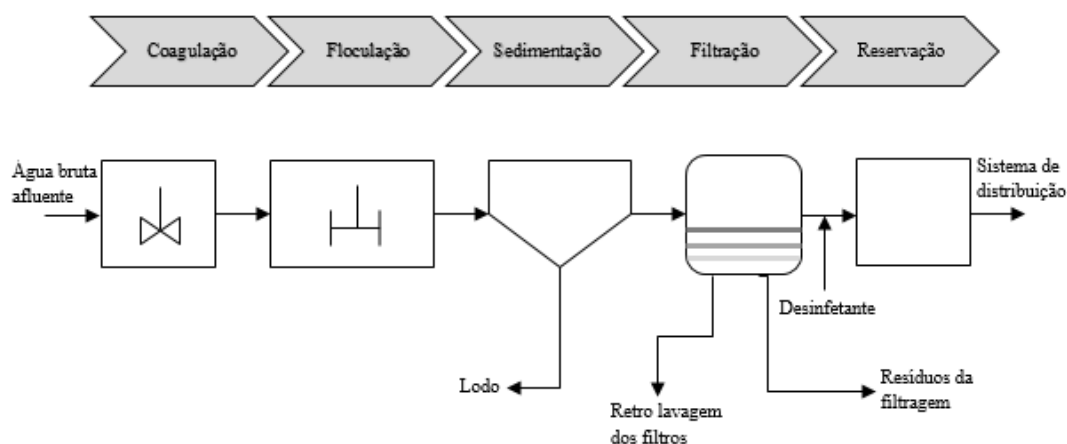
1. Caracterização físico-química do produto comercial $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ que contém, em sua formulação, o γ -PGA;
2. Investigar condições operacionais adequadas para remoção de sólidos da água bruta da ETA de Salto de Pirapora, utilizando-se de unidades em escala de laboratório, para separação de sólidos por sedimentação (*jar test*);
3. Analisar a eficiência do $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ em comparação com sulfato de alumínio e PAC, utilizado na ETA de Salto de Pirapora.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistema de ETA convencional

As estações de tratamento de água que empregam o tratamento em ciclo completo, convencional, ou seja, que utilizam os processos e operações de coagulação, floculação, decantação e filtração para a clarificação da água (USEPA, 2016; CHEW et al., 2016) e seguida da desinfecção e fluoração, estão presentes em cerca de 63,3% dos municípios brasileiros. Este índice sobe para 80,7% naqueles com população acima de 100 mil habitantes (IBGE, 2008) e, considerando que grande parte da população brasileira reside em capitais, regiões metropolitanas e cidades de maior porte, é de se esperar que o índice da população abastecida por água tratada em ETA de ciclo completo seja bastante representativo (BARTIKO e DE JULIO, 2015). Observa-se na Figura 1, diagrama de fluxo de ETA com tratamento convencional.

Figura 1 - Diagrama de fluxo de ETA com tratamento convencional



Fonte: Adaptado de García-Vaquero et al. (2014).

O avanço da tecnologia no tratamento de água permitiu o uso de processos alternativos mais eficazes em grande escala. No entanto, as principais desvantagens de processos alternativos de tratamento, comparado com o sistema convencional, voltam-se para infraestrutura e custo operacional elevado, que requer avaliação mais rigorosa (EMELKO et al., 2011). Chew et al. (2016) avaliaram a sustentabilidade do sistema de ultrafiltração (UF) e

do tratamento convencional, em escala industrial de tratamento de água potável, em termos de impactos negativos comerciais e ambientais. Os autores observaram que o sistema de UF possui maiores despesas de capital, operacionais e de manutenção, além de perda de água, quando comparado ao tratamento convencional. Como desvantagem do tratamento convencional, os autores mencionam a produção de lodo tóxico decorrente do uso de coagulantes a base de sais de alumínio e ferro, principais produtos utilizados pelas companhias de abastecimento público.

Fundada em 1973 e considerada uma das maiores empresas de saneamento do mundo em população atendida, sendo 28,2 milhões de pessoas abastecidas com água e 22,1 milhões de pessoas com coleta de esgotos, a Companhia de Serviços Públicos de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP) está presente em 364 municípios do estado de São Paulo. Possui 235 estações de tratamento de água e 524 estações de tratamento de esgotos, incluindo nove emissários submarinos (SABESP, 2016). Entre as ETA do interior paulista e no entorno de Sorocaba, que fazem uso de tratamento convencional, tem-se a ETA de Salto de Pirapora.

3.2 Processos de coagulação-floculação e sedimentação

3.2.1 Coagulação

Os sistemas de abastecimento de água tratada independem das condições ambientais do manancial e da qualidade da água a ser captada, uma vez que são regulados pela legislação cada vez mais restritiva no que diz respeito aos limites estabelecidos, visando garantir à população uma água com elevado padrão de qualidade, a qualquer hora e qualquer lugar (DUARTE, 2011).

Para a grande maioria das tecnologias de tratamento, o processo de coagulação da água bruta é um componente essencial, que visa assegurar níveis adequados de qualidade tal como turbidez inferior a 1 NTU e ausência de patógenos. Falhas neste processo inicial resultam em falhas ao longo do sistema como sedimentação, filtração e desinfecção (HURST et al., 2004).

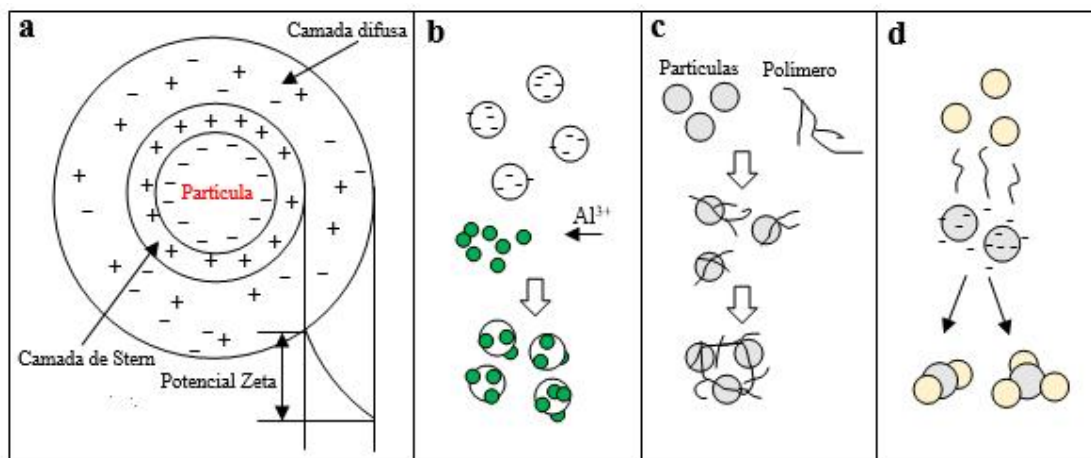
A coagulação ocorre em questão de segundos, e resulta de dois fenômenos: o primeiro, essencialmente químico, consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de

espécies hidrolisadas com carga positiva; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato entre as impurezas presentes na água (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Na coagulação, a desestabilização química é conseguida através da adição de produtos químicos, que aumentam a tendência de agregação de coloides. Os coagulantes mais comuns são à base de sais de ferro ou de alumínio (ZENG e PARK, 2009). Esses produtos possuem cargas positivas, que neutralizam as cargas normalmente negativas das partículas em suspensão, proporcionando a formação de flocos. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), os principais mecanismos que atuam na coagulação voltam-se para compressão da camada difusa, adsorção e neutralização, adsorção e formação de pontes e varredura.

- **Compressão da camada difusa:** ocorre quando há concentração elevada de cargas positivas no meio, com aumento da densidade de carga na camada difusa de partículas. Para manter-se eletricamente neutra nessas condições, a camada difusa tem sua espessura reduzida e, conseqüentemente, há redução do potencial Zeta (PZ), predominando as forças de atração entre as partículas (van der Waals) (Figura 2a).
- **Adsorção e neutralização:** ocorre devido à capacidade que espécies hidrolisadas de ferro, alumínio ou polímeros catiônicos possuem de se adsorverem na superfície das partículas, neutralizando sua carga negativa e promovendo sua desestabilização (Figura 2b).
- **Adsorção e formação de pontes:** é o principal mecanismo de ação dos polímeros. Por apresentarem cargas ao longo de suas longas cadeias, os polímeros são capazes de promover a desestabilização e a formação de pontes entre as partículas (Figura 2c).
- **Varredura:** em determinadas faixas de pH e dosagens elevadas de coagulante pode ocorrer a formação de hidróxidos metálicos como $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$, que precipitam de forma polimerizada e “capturam” as partículas disponíveis no meio à medida que se movimentam, formando flocos de maior tamanho (Figura 2d). Esse mecanismo não depende da neutralização de cargas dos coloides, portanto, a condição ótima pode não corresponder ao menor PZ. O PZ, que pode ser entendido como a diferença de tensão elétrica entre a superfície de cada coloide e sua suspensão líquida, tem sido utilizado como parâmetro experimental, para monitorar o comportamento de suspensões.

Figura 2 – Principais mecanismos de coagulação



Fonte: Adaptado de Di Bernardo e Dantas (2005).

O mecanismo da varredura é muito utilizado nas estações de tratamento de água, nas quais se tem floculação e sedimentação antecedendo a filtração rápida, uma vez que resulta em flocos de maior tamanho e com velocidades de sedimentação altas, quando comparados com flocos obtidos através da coagulação em outros mecanismos. Dependendo da quantidade adicionada de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados. As partículas coloidais presentes comportam-se como núcleos de condensação para esses precipitados (CONSTANTINO, 2008).

3.2.2 Floculação

A floculação tem como objetivo agregar o maior número de partículas primárias desestabilizadas e precipitadas em flocos, para que sejam separados por sedimentação ou flotação. A floculação e separação dos flocos são etapas que demandam tempo superior a alguns minutos, com prevalência de aspectos físicos no processo (LOPES, 2011). Na floculação, a agitação na água deve criar gradientes de velocidade que causem turbulência capaz de provocar colisões entre as partículas previamente coaguladas e as existentes em suspensão e no estado coloidal. Estes gradientes são limitados para que não ultrapassem a capacidade de resistência do cisalhamento de partículas, ocasionando a ruptura dos flocos.

As interações entre as partículas da água ocorrem devido a três mecanismos distintos: interação pericínética, interação ortocinética e sedimentação diferenciada.

- **Interação pericínética:** em decorrência da energia térmica (movimento Browniano), as moléculas de água causam movimento errático das partículas, favorecendo encontro entre as mesmas.
- **Interação ortocinética:** onde os encontros das partículas são decorrentes dos gradientes de velocidade, tanto no escoamento laminar quanto no turbulento.
- **Sedimentação diferenciada:** onde partículas com diferentes velocidades de sedimentação podem se encontrar (CONSTANTINO, 2008; DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Alguns produtos denominados floculantes, sintéticos ou naturais, podem ser adicionados nesta etapa para obtenção de flocos de maior tamanho e densidade aumentando, desta forma, a velocidade de sedimentação dos flocos e diminuindo a dosagem de coagulante primário (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Han et al. (2006) compararam o tamanho e forma dos flocos, através de imagens com a turbidez residual e observaram que tempos de floculação maiores levaram a flocos de maior tamanho e densidade, embora o valor de turbidez residual não apresentasse mudança significativa de valor; gradientes de velocidade maiores geram flocos menores e mais compactos, porém com pouca eficiência de remoção por sedimentação. Os autores concluíram que existe relação entre a densidade dos flocos, o gradiente de velocidade e o tempo de floculação.

Diversos trabalhos experimentais mostraram a redução da eficiência da floculação, com o aumento do período de agitação (VOLTAN, 2007; CONSTANTINO, 2008). Assim, durante a floculação, após os flocos atingirem o seu tamanho máximo, tende a prevalecer o mecanismo de ruptura, de forma que o aumento do tempo de floculação tende a reduzir as dimensões dos flocos e também a eficiência da floculação.

3.2.3 Sedimentação

Sedimentação ou decantação é o fenômeno físico, em que partículas em suspensão, apresentam movimento descendente em meio líquido de menor massa específica, devido à ação da gravidade (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). O objetivo da sedimentação volta-se

para retirada de partículas como areia, sólidos suspensos totais e flocos formados por coagulação química de materiais e organismos de difícil sedimentação. Também é usada para criar lodo mais concentrado de sólidos, com possibilidade de ser manuseado e tratado mais facilmente (METCALF e EDDY, 2003).

A sedimentação pode ser classificada de acordo com a concentração, características das partículas e mecanismos de sedimentação, que podem ser: sedimentação de partículas discretas (não floculentas), sedimentação de partículas floculentas, sedimentação por zona ou impedida e compressão (METCALF e EDDY, 2003).

- **Sedimentação de partícula discreta:** ocorre em suspensão com baixa concentração de sólidos e sem interação significativa entre partículas. Neste mecanismo as partículas sedimentam individualmente e em velocidade constante. Podemos citar como exemplo a remoção de areia e sólidos grosseiros.
- **Sedimentação de partícula floculenta:** ocorre em suspensão onde as partículas estão unidas ou com tendência de flocular. À medida que chocam-se, unem-se e tornam-se mais pesadas, aumentando a sedimentação, a exemplo, na remoção de sólidos suspensos e flocos formados na coagulação-floculação.
- **Sedimentação por zona ou impedida:** ocorre em suspensão com concentrações elevadas de partículas, as quais tendem a sedimentar como massa única, devido às forças de atração existentes, a exemplo, com a remoção de flocos gerados na coagulação-floculação e de sólidos provenientes de tratamento biológico.
- **Compressão:** refere-se à tendência de acúmulo e aumento da concentração de partículas nas camadas inferiores, fazendo com que a massa vá empurrando e comprimindo, as camadas seguintes à medida que sedimenta.

Segundo Han et al. (2006), flocos com tamanhos e características diferentes podem ter a mesma capacidade de sedimentação. Isto ocorre, pois a sedimentação não depende só do tamanho dos flocos, mas também da densidade e da força de ligação, entre outros fatores.

3.3 Utilização de biopolímero como coagulante

Muitos produtos como o PAC, sulfato de alumínio e PAM são largamente utilizados devido à eficiência no tratamento de água, além de baixo custo (LI et al., 2009; ZARRABAL

et al., 2012). No entanto, há evidências de problemas na saúde, incluindo a doença de Alzheimer, causadas pelo uso de sais de alumínio (BONDY, 2010; JIAO et al, 2015), assim como riscos associados ao uso de PAM, devido a formação de monômeros de acrilamida, neurotóxicos e cancerígenos, que são prejudiciais aos seres humanos e ao ambiente (TAKAHASHI et al., 2005). Estes produtos também geram lodos não biodegradáveis, que precisam ser dispostos em aterros sanitários, elevando-se o custo operacional e poluindo o ambiente. Consequentemente, o uso de biopolímero atrai a atenção, devido a sua biodegradabilidade, inocuidade e ainda, por gerar baixo índice de produção de lodo residual (MORAES, 2004; GONG et al., 2008). Na Figura 3 tem-se algumas vantagens dos biopolímeros, em relação aos coagulantes inorgânicos.

Figura 3 – Vantagens dos biopolímeros sobre os coagulantes inorgânicos



Fonte: Adaptado de Choy et al. (2014).

Na literatura, encontra-se aplicação de biopolímero para tratamento de água e efluente, descrito na forma de coagulante e floculante. Dentre os coagulantes, podemos citar os

derivados de sementes de *Moringa oleifera lam* (PRITCHARD et al., 2010a, 2010b; BAPTISTA et al., 2015), tanino (MARTÍN et al., 2010; J. BELTRÁN-HEREDIA e J. SÁNCHEZ-MARTÍN, 2009) e dentre os floculantes, a quitosana (LI et al., 2013; MA et al., 2016) e o γ -PGA (YOKOI et al., 1996; SHIH e VAN, 2001; TANIGUCHI et al., 2005a, b, c; STEPHEN INBARAJ et al., 2006; BAJAJ e SINGHAL, 2011).

O uso do γ -PGA no tratamento de água e efluentes tem sido descrito por diversos pesquisadores. Nestes estudos, relata-se um incremento da atividade floculante, quando cátions multivalentes, como Ca^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+} são adicionados ao sistema (MAHMOUD, 2006; SHIH et al., 2001; YOKOI et al., 1996).

Taniguchi et al. (2005b) utilizaram γ -PGA modificado pela ação de radiação gama, produzindo ácido- γ -poliglutâmico com ligações cruzadas ou C-L γ -PGA e observaram marcante aumento da atividade floculante, quando adicionaram PAC e cátions trivalentes ao meio. Taniguchi et al. (2005a) testaram a atividade floculante de outro C-L γ -PGA, utilizando suspensões de bentonita e *Escherichia coli*. A adição de PAC ou adição de FeCl_3 ao C-L γ -PGA mostraram-se eficazes, na redução da turbidez em suspensões de bentonita, enquanto que, para suspensões de *Escherichia coli*, a adição combinada de PAC e FeCl_3 ao C-L γ -PGA foi a que mostrou maior eficácia.

Stephen Inbaraj et al. (2006) avaliaram a eficiência do γ -PGA na remoção de corantes básicos a partir de solução aquosa. Os autores concluíram que a sorção dos corantes depende muito do pH inicial da solução, com absorção máxima ocorrendo a um pH acima de 5, e que cerca de 98% do corante adsorvido no γ -PGA, poderia ser recuperada a pH 1, o que facilita a reutilização. Além da utilização do γ -PGA puro e modificado ou associado com outros produtos, no tratamento de água e efluentes, pode-se encontrar sua utilização na forma comercial, sendo a empresa japonesa Nippon Poly-Glu Co. Ltd., uma das que produzem e comercializam o PGa21Ca.

3.4 PGa21Ca

A proposta da companhia Nippon Poly-Glu surgiu após o Terremoto Hanshin-Awaji, em 1995, no Japão. Seu idealizador, o engenheiro Kanetoshi Oda, motivado pela indisponibilidade de água potável causada pelo desastre, passou a trabalhar no

desenvolvimento de técnicas que convertessem a água poluída remanescente, em apropriada para consumo (SUGAWARA, 2010). Ainda de acordo com Sugawara (2010), Oda voltou-se ao estudo da propriedade aglutinadora do ácido poliglutâmico – o componente que confere viscosidade ao natto, tradicional alimento japonês. Assim, Oda desenvolveu o floculante PG α 21Ca e fundou, em 2002, a Nippon Poly-Glu Co. Ltd. para sua fabricação. A principal meta da produção do PG α 21Ca para o engenheiro era que o produto fosse biodegradável, com o objetivo de extrair facilmente contaminantes da água a baixo custo, apropriado para países com dificuldades e evitando, assim, o alto custo de purificar a água. Neste sentido, Sr. Oda empenhou-se na ajuda a países pobres e com dificuldades, como Bangladesh (ASIA NIKKEI, 2014) e a Somália, que neste caso, juntamente com a Agência de Cooperação Internacional do Japão, durante a crise de deslocados da Somália para a capital, Mogadíscio, em 2015, água potável foi fornecida a mais de cinco mil pessoas em campos de refugiados somalis, graças a derivados de natto, reduzindo assim, os casos de cólera e diarreia (JAPANTIMES, 2012). Além de causas sociais, o PG α 21Ca é comercializado, normalmente, para tratamento de água e efluente (NIPPON POLY-GLU, 2016). Segundo o fabricante, o produto possui excelente capacidade de floculação, além de possuir vantagens sobre os principais produtos comerciais utilizados, normalmente a base de sais de alumínio e polímeros monoméricos, como pode ser visualizado no Quadro 1.

Quadro 1 – Comparação de principais coagulantes comerciais com o PGa21Ca

	Vantagem	Desvantagem	Coagulação & tratabilidade	Segurança	Acessibilidade	Período de retenção	Adequação
PGa21Ca	Dualidade de flocculante inorgânico e polímero flocculante Neutralização não é necessária Nenhum elemento aleatório	Produção de poeira	Fácil para formar flocos Pequeno volume de lodo	Alta	Simples	Mais do que três anos	Água potável; água de poço de captação; ecossistema marinho; água bruta superficial; aquário; piscina; viveiros de aquicultura.
PAC	Preço baixo	Alumínio residual	Melhor do que sulfato de alumínio Normalmente utilizado com polímeros de alta floculação	Não tem garantia de segurança do alumínio, apesar da neutralização	Um pouco difícil	Meio ano	Normalmente utilizado para água da torneira (potável)
Sulfato de alumínio	Menor preço	Alumínio residual.	Deve ser utilizado com polímeros de alta floculação.	Baixa	Difícil	Meio ano	Todo o tratamento de água residual
Polímero de poliacrilamida	Melhora o efeito de floculação; Propriedade de alta desidratação.	Material conhecido como sendo tóxico	Fácil de formar flocos, Alta precipitação; Baixo volume de lodo.	Baixa	Perigoso	Meio ano	Pode ser aplicado a todos os tipos de água poluída.

Fonte: Adaptado de Nippon Poly-Glu (2016).

O PG α 21Ca tem despertado interesse de pesquisadores, em avaliar sua capacidade flocculante. Pan et al. (2009) investigaram o desempenho de floculação e remoção de turbidez do PG α 21Ca, em suspensão de caulim. Os autores relataram que com a dosagem de 300 mg L⁻¹ em pH 7 e temperatura de 25 °C houve 95,8% de remoção. No mesmo estudo, os autores compararam o desempenho do PG α 21Ca com o PAC e sulfato férrico polimérico (SFP), no tratamento de efluente procedente da produção de cerveja e clorofila A. O PG α 21Ca apresentou maior taxa de remoção de fósforo e nitrogênio amoniacal, quando comparado ao PAC e SFP podendo, efetivamente eliminar clorofila e, parcialmente remover demanda química de oxigênio (DQO) e fósforo total em água residual, da produção de cerveja. Os autores ainda observaram, que os flocos formados pelo PG α 21Ca foram muito maiores e mais fáceis de sedimentarem, quando comparados com os demais produtos utilizados.

Zarrabal et al. (2012) avaliaram a capacidade de floculação do PG α 21Ca, em efluente da indústria de destilação de etanol (tequila), que caracteriza-se, por altos níveis de matéria orgânica e inorgânica, além de pH baixo (3 - 4,5). Os resultados mostraram que o uso de PG α 21Ca (250-300 mg L⁻¹), combinado com hipoclorito de sódio e filtração em areia conseguiu retirar 70% da turbidez e redução da DQO de 79,5%, com o benefício extra de remoção de cor.

Campos et al. (2016) compararam a eficiência de remoção de cor aparente e de turbidez de produtos a base de alumínio (PAC e sulfato de alumínio), com o PG α 21Ca. Os autores concluíram que o PG α 21Ca apresentou melhor resultado, na clarificação de água.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

4.1.1 Perfil da ETA de Salto de Pirapora

O Sistema de Abastecimento de Água de Salto de Pirapora, SABESP, conta com 100% de atendimento da área urbana do município. Para seu abastecimento, o município de Salto de Pirapora conta com duas captações superficiais, dois poços tubulares profundos e um auxílio do sistema de água de Araçoiaba da Serra, para servir ao bairro isolado Estância Tropical.

O rio Pirapora e o córrego Santo Antônio são os mananciais de abastecimento de Salto de Pirapora (SSRH-SP, 2011). Ambos recalcam suas águas para o Posto de Operações da SABESP localizado nas coordenadas UTM 7.381,461 km ao N e 237,409 km a E (Datum SIRGAS 2000). Nesta área encontram-se duas estações de tratamento de água, a Santo Antônio e a de Pirapora, que juntas formam a ETA de Salto de Pirapora.

O córrego Santo Antônio é afluente do rio Pirapora. A tomada de água é efetuada em barragem de nível, por caixa de concreto com grade grossa. A água captada é transportada através de tubulação que alimenta a caixa de areia, onde passa por grade fina e segue até o poço de sucção, da estação elevatória de água bruta (EEAB) Santo Antônio que recalca a água bruta até a caixa de chegada da ETA.

A tomada de água no rio Pirapora é efetuada em barragem de nível, através de caixa de concreto, com anteparo de chapa metálica. Essa caixa é equipada com bomba submersível, que representa a EEAB-1 Pirapora, de baixo recalque. A água captada é conduzida por tubulação até o poço de sucção da EEAB-2 Pirapora, de alto recalque. A adutora de água bruta, em ferro fundido, alimenta a caixa de chegada da ETA. Cada elevatória é constituída de duas bombas independentes, sendo uma bomba em operação e outra para rodízio e reserva. As adutoras que conduzem águas captadas até a ETA são a adutora de água bruta (AAB1) responsável por conduzir a água captada no córrego Santo Antônio até a ETA de Salto de Pirapora (material em fibrocimento, diâmetro 200 mm, extensão 1.400 m), e a AAB2 responsável por conduzir a água captada no rio Pirapora até a ETA de Salto de Pirapora (material em ferro fundido, diâmetro 250 mm, extensão 2.250 m) (SSRH-SP, 2011).

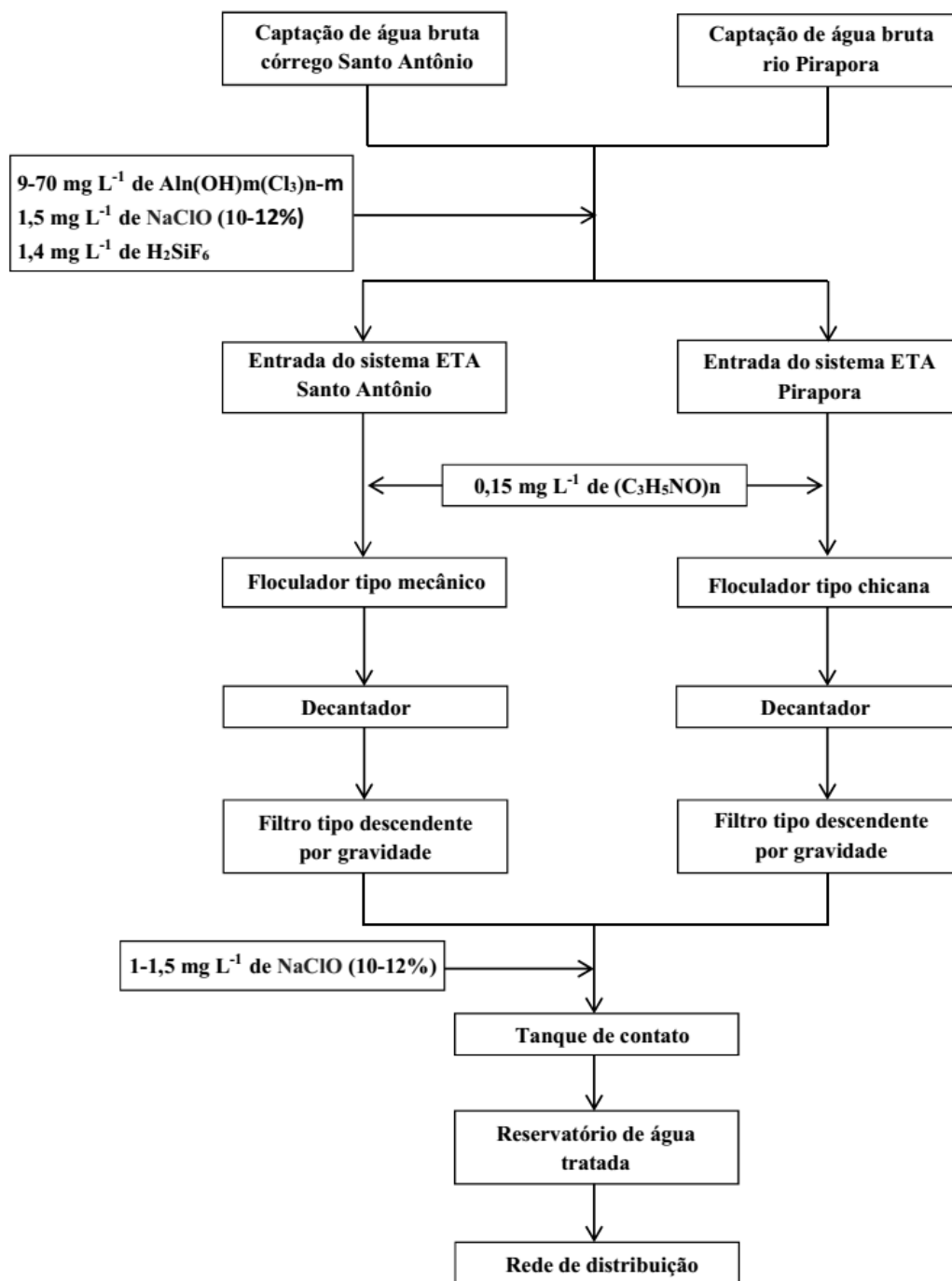
A outorga para captação superficial no rio Pirapora foi emitida pelo Departamento de águas e Energia Elétrica (DAEE), através da Portaria 1011 de 2007, com um prazo de 10 anos. Além de duas captações superficiais, outros dois poços tubulares profundos complementam o sistema. Um deles está localizado no bairro Itinga e o outro, no portal de Pirapora, sendo o segundo utilizado como reserva.

Como descrito anteriormente, o tratamento da água para abastecimento de Salto de Pirapora é realizado no Centro de Operações da SABESP. Nesta área estão instaladas duas estações de tratamento, a de Santo Antônio e a de Pirapora. A caixa de chegada de água bruta é comum às ETA, sendo 35 L s^{-1} do córrego Santo Antônio e 125 L s^{-1} do rio Pirapora. A partir dessa caixa são distribuídas em partes iguais, para as unidades de tratamento com 80 L s^{-1} . Na tubulação existente antes da separação da água para as duas ETA, é dosado de 9 a 70 mg L^{-1} do coagulante PAC, dependendo da cor e turbidez da água bruta, $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de hipoclorito de sódio (NaClO) e $1,4 \text{ mg L}^{-1}$ de ácido fluossilícico (H_2SiF_6).

A ETA Santo Antônio opera no modo convencional, com vazão nominal de 80 L s^{-1} , composta por flocladores mecânicos, decantadores e filtros do tipo descendente, por gravidade. A ETA Pirapora também opera no modo convencional, com vazão nominal de 80 L s^{-1} , constituída de floclador do tipo chicanas de madeira, decantadores e filtros do tipo descendente, por gravidade. Para ambos flocladores adiciona-se, aproximadamente, $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ de polieletrólito auxiliar de floclação (polímero de poliacrilamida) e o meio filtrante, de ambos sistemas de filtração é composto de carvão ativado, areia e pedra. A retro lavagem dos filtros ocorre, normalmente, de oito em oito horas. A limpeza dos decantadores ocorre uma vez por semana, para períodos de chuva e de 15 em 15 dias, para períodos de estiagem. A água tratada das duas unidades é conduzida até o tanque de contato. Na saída das ETA, a água recebe aplicação de hipoclorito de sódio. Após aplicação de produtos químicos, a água é distribuída por adutora aos quatro reservatórios, localizados dentro da área do centro operacional da SABESP. O tempo de funcionamento ocorre por 24 horas (SSRH-SP, 2011).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2008) é distribuído cerca de 10 mil m^3 de água tratada à população saltense por dia, para um número de 11.790 economias ativas residenciais. A população estimada no ano de 2016 é de 43.574 pessoas (IBGE, 2016). Na Figura 4 tem-se o fluxograma do processo de tratamento de água da ETA de Salto de Pirapora.

Figura 4 - Fluxograma do processo de tratamento convencional de água da ETA de Salto de Pirapora



Fonte: Autoria própria.

Legenda: $\text{Aln(OH)m(Cl}_3\text{)n-m}$ = PAC; NaClO = hipoclorito de sódio; H_2SiF_6 = ácido fluossilícico; $(\text{C}_3\text{H}_5\text{NO})_n$ = polímero de poliácridamida; constituição dos filtros: carvão ativado, areia e pedra brita.

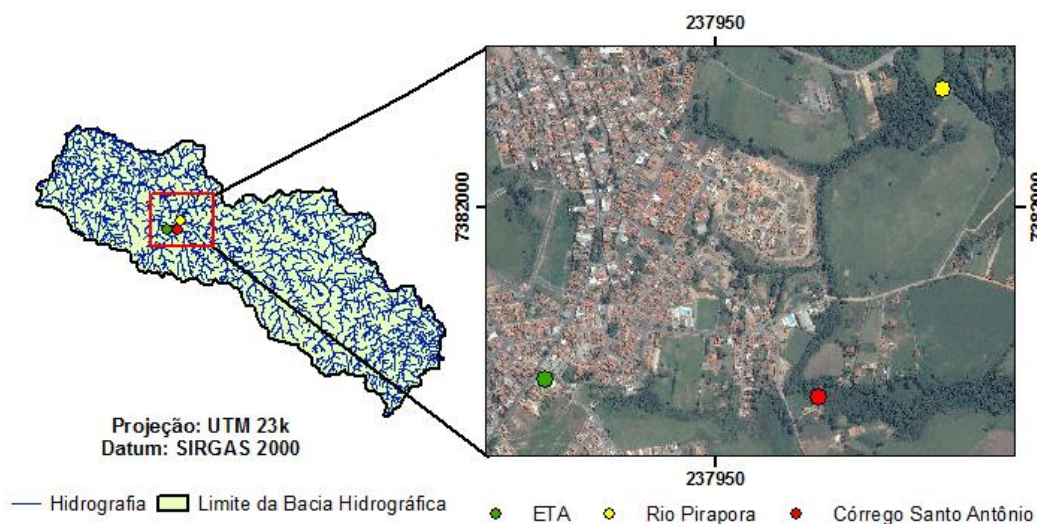
4.1.2 Cenário de coleta de água na ETA de Salto de Pirapora

As amostras de água bruta, que foram acondicionadas em galões plásticos de 50 L e encaminhadas para análises físico-químicas e ensaios no *jar test*, foram coletadas na ETA de Salto de Pirapora em um ponto onde existe a junção da água que chega dos dois mananciais. Esses mananciais pertencem à bacia do rio Sorocaba, inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê - UGRHI 10, e tratam-se de cursos de água de classe 2, de acordo com a classificação do Decreto Estadual nº 10.755/77.

O objetivo do enquadramento em classe é estabelecer a meta de qualidade da água a ser, obrigatoriamente, alcançada ou mantida, ao longo do tempo, em um dado trecho do corpo hídrico, de acordo com usos preponderantes atuais ou pretendidos, tendo por base a qualidade que o corpo hídrico deve possuir para atender usos mais restritivos. O rio enquadrado como classe 2 tem sua água distribuída para consumo humano, após tratamento convencional (BRASIL, 2005).

As coordenadas UTM da captação do rio Pirapora são 7.382,376 km N e 238,659 km E e do córrego Santo Antônio 7.381,409 km N e 238,268 km E (Datum SIRGAS 2000). Na Figura 5 tem-se a localização dos pontos de captação de água e da ETA de Salto de Pirapora.

Figura 5 - Localização dos pontos de captação de água da ETA de Salto de Pirapora



Fonte: Autoria própria.

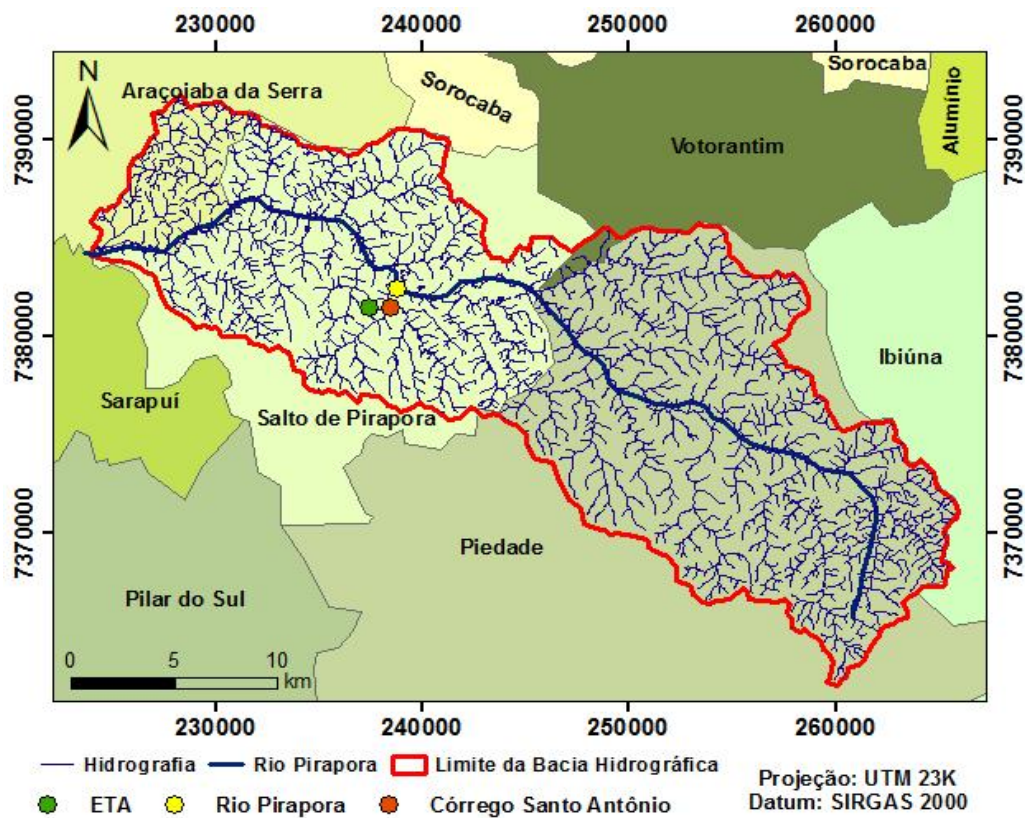
A escolha destes corpos d'água, em particular, o rio Pirapora, deve-se por ser o principal recurso hídrico da bacia hidrográfica, e um rio muito importante para a região, em termos de saneamento básico, pois é utilizado tanto para captação superficial, quanto para lançamento de efluentes. Além do município de Salto de Pirapora, os municípios de Araçoiaba da Serra e Piedade também fazem captações superficiais no rio.

O sistema de abastecimento de água de Araçoiaba da Serra faz captação superficial no rio Pirapora, inserido no município de Salto de Pirapora, próximo à divisa sudeste do município de Araçoiaba da Serra (SSRH-SP, 2011). São distribuídos cerca de 7.000 m³ de água tratada por dia aos araçoiabanos, para um número de 9.850 economias (IBGE, 2008).

O município de Piedade conta com sistema de tratamento de água do tipo convencional, operado pela SABESP (SSRH-SP, 2011). São distribuídos diariamente 6.137 m³ de água tratada para a população piedadense, para um número de 7.860 economias ativas residenciais (IBGE, 2008).

As nascentes do rio Pirapora encontram-se próximas a duas unidades de conservação estaduais: Parque Estadual do Jurupará e a Área de Proteção Ambiental (APA), de Itupararanga. Suas águas cortam os municípios de Piedade e Salto de Pirapora, até desaguar no rio Sarapuí. Na Figura 6 tem-se a delimitação da bacia do rio Pirapora, com destaque aos municípios que fazem parte da bacia e o rio principal.

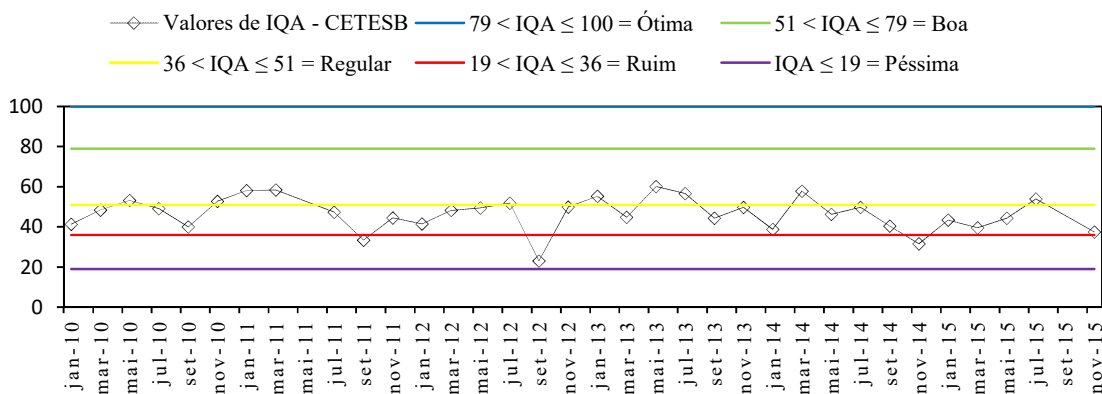
Figura 6 - Localização da ETA de Salto de Pirapora e de pontos de captação de água, em relação à bacia hidrográfica do rio Pirapora



Fonte: Autoria própria.

Segundo o Índice de Qualidade das Águas (IQA), que tem como determinante principal, sua utilização para abastecimento público (CETESB, 2016), a qualidade das águas do rio Pirapora é considerada regular e boa (Figura 7), na maior parte do intervalo de tempo estudado (2010-2015) e limitando-se aos parâmetros que compõem o IQA.

Figura 7 - IQA do rio Pirapora para o período de 2010 a 2015, do ponto de captação da ETA de Salto de Pirapora



Fonte: Adaptado de Infoáguas (CETESB, 2016).

O IQA pode ser calculado conforme equação 1 e 2:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Onde:

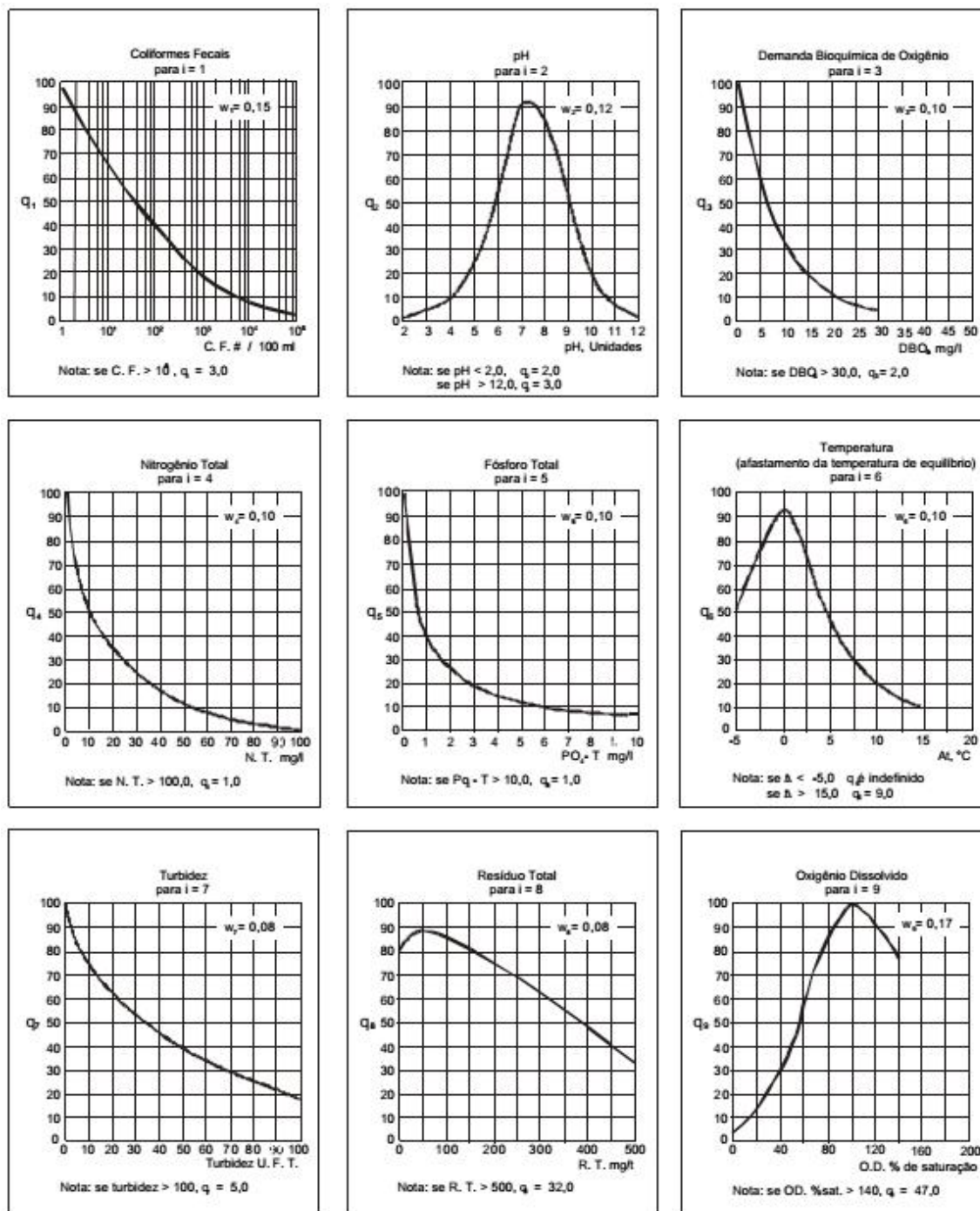
IQA é o Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100; q_i é a qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade” (Figura 8), em função de sua concentração ou medida e, w_i é o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2)$$

Onde:

n é número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Figura 8 - Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA



Fonte: CETESB, 2016.

Com os resultados obtidos através dos cálculos do IQA, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) atribui categorias com respectivas “cores” para os valores, facilitando o entendimento, conforme demonstrado na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação do IQA atribuindo-se cores a ponderação de valores

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$

Fonte: CETESB, 2016.

As principais preocupações com a poluição das águas do rio podem estar associadas ao uso e ocupação do solo, ao longo do curso d'água (Figura 9), despejo de efluentes industriais e domésticos sem tratamento e poluição difusa que ocorre com a precipitação na bacia, carreando sedimentos pela ausência de mata ciliar, fertilizantes e pesticidas para dentro do corpo d'água. Verifica-se na Figura 7 que a qualidade da água foi considerada “ruim”, principalmente, nos meses de setembro, ou seja, período mais seco, sendo que o período chuvoso favorece, devido ao aumento da vazão do rio, a capacidade assimilativa de poluentes. O rio Pirapora possui usos múltiplos, como a captação superficial para abastecimento público e lançamento de efluentes, seja de origem sanitária ou industrial, conforme alguns exemplos descritos na Tabela 2.

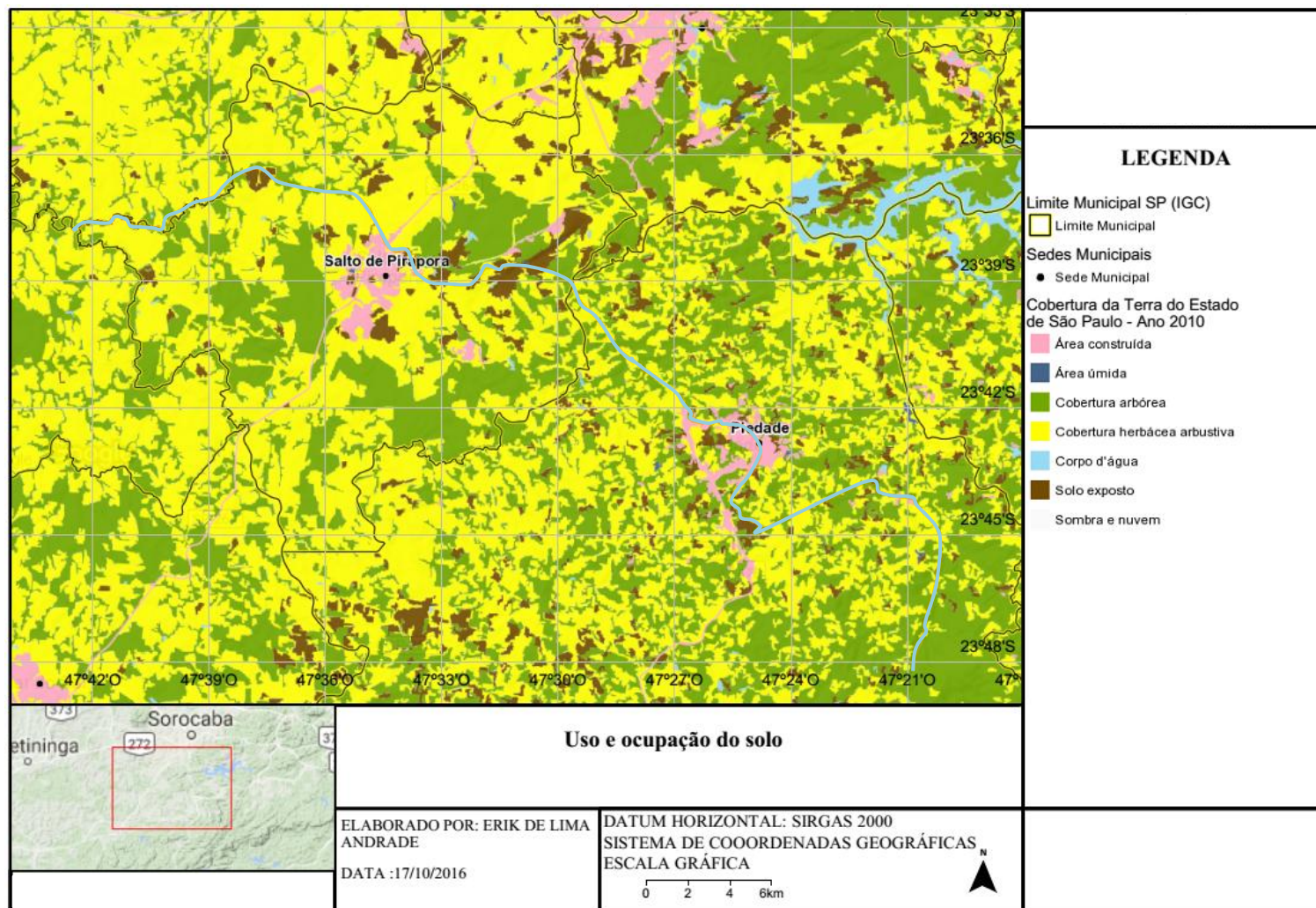
Tabela 2 - Outorga de lançamento superficial, cadastrada para o rio Pirapora à montante da captação superficial da SABESP, ano base 2016

Município	Usuário	Finalidade	Vazão ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	Hora/dia	Dia/mês	UTM (km N)	UTM (km E)	MC
Piedade	Comerciante	Sanitário	0,70	8	0	7.375,43	254,02	45°
SP	Industrial	Industrial	9,91	24	30	7.382,64	244,73	45°
Piedade	Publico	Ef. Pub.	318,49	24	30	7.376,15	253,00	45°

Fonte: Adaptado de Relatório de Outorgas/DAEE, 2016.

Legenda: SP = Salto de Pirapora; Ef. Pub. = Efluente público; MC = Meridiano central; UTM = Universal Transversa de Mercator.

Figura 9 - Mapa de uso e ocupação do solo no entorno do rio Pirapora, no estado de São Paulo



Fonte: DataGEO, 2016.

Pode-se observar na Figura 9 que ao longo do rio Pirapora, há predominância de coberturas arbóreas (árvores) e herbácea-arbustiva (ervas, gramíneas e arbustos), além de solo exposto e área construída, próximas aos municípios de Salto de Pirapora e Piedade (CPLA, 2013). De acordo com Silva et al. (2005), a cobertura do solo tem influência decisiva nas perdas de água e solo podendo influenciar, indiretamente, na disponibilidade e qualidade da água. Os autores reforçam que o efeito da cobertura do solo sobre as perdas pode ser explicado devido à dissipação da energia cinética, do impacto direto das gotas de chuva sobre a superfície, diminuindo a desagregação inicial das partículas do solo e, conseqüentemente, a concentração de sedimentos carregados ao corpo receptor.

Segundo Andrade et al. (2007), os parâmetros que indicam a qualidade das águas, tem relação direta com a solubilidade dos sais (ação natural), com nutrientes e transporte de sedimentos (ação antrópica), sendo o principal fator a geologia da região. A geologia do município de Salto de Pirapora favorece frentes de lavra de calcário, com rochas que pertencem ao Grupo São Roque, na forma de lentes de calcário, além de filito e calcoxisto dolomítico. Este substrato litológico, juntamente, com operações de lavra imprime teor expressivo de carbonato de cálcio na água bruta (CAMPOS et al., 2016).

4.2 Material

A solução estoque de PAC (9,59% Al_2O_3 em peso) e de sulfato de alumínio p.a. (16% Al_2O_3 em peso), com concentração de 40 g L^{-1} foram preparadas com água ultrapura (resistividade de $18,2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$ a 25°C). O PAC utilizado nos experimentos foi fornecido pela ETA de Salto de Pirapora, SABESP.

O PG α 21Ca da Nippon Poly-Glu Co. Ltd. foi fornecido em pó, com recomendação para uso de 50 a 100 mg L^{-1} . O tempo de floculação típico do produto, com turbidez inicial de 100 NTU é de 15 minutos, resultando em turbidez final $< 1 \text{ NTU}$. O coagulante foi adicionado diretamente aos jarros, conforme orientação do fabricante, para evitar a reação com outros componentes da formulação, como os sais de cálcio e alumínio presentes, formando poliglutamatos insolúveis.

4.3 Caracterização físico-química do PGα21Ca

A composição química do PGα21Ca foi analisada através de fluorescência de raios X por dispersão em energia (EDXRF), utilizando-se de espectrômetro modelo Epsilon 3 da PANalytical. A técnica de EDXRF pode atingir limites de detecção da ordem de 1 a 20 ppm para amostra sólida e da ordem de 1 a 20 ppb para amostra líquida.

Estruturas cristalinas foram verificadas por difratometria de raios X, utilizando-se difratômetro Rigaku Miniflex, usando fonte de radiação CuKα ($\lambda = 0,15406$ nm), tensão de 30 kV e corrente de 15 mA, em rotação de 5-80° numa escala de 2θ, aplicando passos de 0,02° em 0,6 s por passo. Os resultados foram analisados usando Diffraction Plus *software*, integrado com JPCDS – International Center for Diffraction Data (ICDD) versão 2001.

Foi utilizado o microscópio eletrônico de varredura convencional, para obtenção de informações morfológicas do PGα21Ca. A eletromicrografia de superfície chegou a aumento de até 5000 x, após recobrimento com ouro. A análise foi realizada utilizando-se de microscópio eletrônico de varredura LEO 440i, acoplado a um espectrômetro de energia dispersiva de raios X.

4.3 Análise físico-química da água bruta

O local de coleta de água bruta ocorreu na ETA de Salto de Pirapora, que faz captação no rio Pirapora, importante manancial da região metropolitana de Sorocaba. Para determinação de cátions da água bruta, a amostra sofreu digestão utilizando-se de ácido nítrico concentrado (HNO₃) e aquecimento em bloco digestor a 100°C. Para tanto, fez-se uso de espectrometria ótica de emissão atômica, com plasma indutivamente acoplado, através de espectrômetro modelo Arcos da marca Spectro. Para determinação simultânea de ânions foi empregada cromatografia líquida de alta eficiência, em cromatógrafo da Perkin Elmer, modelo 430D.

4.4 Experimento com *jar test*

Nos ensaios em *jar test* foi utilizado aparelho da Ethik Technology, modelo 218-6LDB, com seis jarros de volume interno de dois litros. O *jar test* proporciona ajuste de gradiente de velocidade (G) na faixa de 10 a 1200 s⁻¹ com edição de até quatro programas diferentes, de 12 segmentos cada.

As pesagens foram realizadas utilizando-se balança eletrônica analítica AX200 da Shimadzu, com capacidade para 210 g e precisão de 0,0001 g.

Os parâmetros de controle dos ensaios de coagulação-floculação e sedimentação foram analisados utilizando-se: pH pelo método potenciométrico através de potenciômetro DM-2P D da Digimed; cor aparente da água em colorímetro portátil Q406COR da Quimis; turbidez foi medida em turbidímetro portátil Q279P da Quimis; condutividade elétrica foi determinada em condutivímetro portátil DM-3P, Digimed; para medição dos tempos, utilizou-se cronômetro digital RS-008, Unilab. Os ensaios seguiram os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

4.5 Análise espacial da bacia hidrográfica do rio Pirapora

Os mapas da bacia hidrográfica do rio Pirapora e dos pontos de captação da ETA de Salto de Pirapora foram confeccionados utilizando-se de *software* ArcGis 10.2, mediante arquivos do IBGE, como cartas na escala de 1:50.000, arquivos *shapefile* das divisões municipais do Estado de São Paulo e imagem de satélite, extraída do Google Earth Pro. As cartas do IBGE utilizadas foram: Salto de Pirapora, folha SF-23-Y-C-IV-2; Sorocaba, folha SF-23-Y-C-V-1; Jurupará, folha SF-23-Y-C-V-3.

O mapa de uso e ocupação do solo foi obtido por meio da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, através do Projeto DataGEO. O mapa de uso e ocupação do solo foi elaborado a partir da classificação baseada em objetos de imagens do satélite Landsat 5, ano de 2010. As classes abrangidas pelo mapeamento são: corpos d'água, cobertura arbórea, cobertura herbácea-arbustiva, solo exposto, áreas úmidas, área construída, sombra e nuvem (CPLA, 2013).

4.6 Ensaios de coagulação-floculação e sedimentação

Nos ensaios de coagulação-floculação e sedimentação foram utilizados coagulantes comerciais, como sulfato de alumínio (16% Al_2O_3 em peso) e PAC (9.59% Al_2O_3 em peso), além de PG α 21Ca que foi importado do Japão. As dosagens de coagulantes foram estabelecidas através de ensaios preliminares e por recomendação dos técnicos da ETA de Salto de Pirapora. Os parâmetros pH e temperatura da água bruta, não foram alterados, uma vez que o PG α 21Ca tem sido utilizado em pequenas comunidades, desprovidas de abastecimento público e, conseqüentemente, sem alterações prévias no pH (NIPPON POLY-GLU, 2016). O sulfato de alumínio possui pH de coagulação ideal, para água com alta turbidez, na faixa compreendida entre 7,0 a 8,2 (CAMPOS et al., 2005) e o PAC além de ser efetivo em larga faixa de pH, é utilizado pela SABESP de Salto de Pirapora sem correção prévia.

Os jarros foram preenchidos, cuidadosamente, com água por duas vezes para homogeneização química e térmica e, posteriormente, completou-se o volume dos seis jarros até a marca de 2 L. O *jar test* foi mantido ligado sob baixa rotação (20 rpm), para manter a água no interior dos jarros sob agitação, evitando-se a decantação de sólidos em suspensão e melhor homogeneização.

As soluções dos coagulantes sulfato de alumínio e PAC foram adicionadas nas cubetas dosadoras do suporte frontal do *jar test* com auxílio de pipetas, e utilizou-se o PG α 21Ca em pó diretamente nos jarros. As dosagens de PG α 21Ca foram definidas através de testes realizados previamente, o sulfato de alumínio com recomendações da ETA de Salto de Pirapora e, para o PAC, as recomendações do fabricante.

Os gradiente de mistura rápida, tempo de mistura rápida, gradiente de floculação e tempo de floculação, foram 1000 s^{-1} por 10 s e 15 s^{-1} por 30 min respectivamente, que são descritos na literatura como valores usuais (CONSTANTINO, 2008; GENG, 2005). As transformações de gradiente de velocidade, para rotações por minuto (rpm) das paletas dos agitadores foram realizadas, utilizando-se a curva de gradiente de velocidade em função da rotação dos agitadores, fornecida pelo fabricante. Também pode-se obter o gradiente de velocidade através da equação 3.

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \cdot V}} \quad (3)$$

Onde:

G é gradiente de velocidade médio (s^{-1}); P é a potência dissipada ($N \cdot m \cdot s^{-1}$); μ é a viscosidade absoluta da água ($N \cdot s \cdot m^{-2}$); V é o volume (m^3).

As velocidades de sedimentação adotadas foram valores usuais de 1, 1,5 e 2 $cm \cdot min^{-1}$, segundo Lopes, 2011, Constantino, 2008 e Voltan, 2007. Deve-se destacar que, as coletas de amostras foram realizadas no dispositivo contido em cada jarro, localizado sete centímetros abaixo da marca de 2 L, e eram iniciadas 12 s antes e finalizadas 10 s depois, dos tempos calculados para cada velocidade de sedimentação, devido ao intervalo de 2 s ser utilizado para descarte da água, contida na mangueira do dispositivo e 20 s, para coleta da amostra a ser analisada.

Finalizando-se as três velocidades de sedimentação, analisaram-se amostras para parâmetros cor aparente e turbidez, sendo que o pH aferiu-se, diretamente, nos jarros após o tempo de mistura rápida. Com os dados registrados em planilha impressa, visualizaram-se os melhores resultados, servindo de base para seleção de novas dosagens para os ensaios subsequentes. Todos os ensaios foram realizados em temperatura ambiente.

Realizados todos os ensaios em *jar test*, confeccionou-se gráficos para análise de turbidez remanescente, e a taxa de remoção de cor aparente, que pode ser calculada através da equação 4.

$$\text{Remoção de cor aparente (\%)} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (4)$$

Onde:

C_i refere-se à cor aparente inicial (uH) e C_f à cor aparente final (uH).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros físico-químicos da água bruta da ETA de Salto de Pirapora

Parâmetros como concentração de ânions, cátions e metais traço foram analisados na água bruta e encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 - Resultados analíticos da água bruta de Salto de Pirapora, pertencentes às principais espécies químicas dissolvidas (cátions e ânions), em mg L⁻¹

Período	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Al	Fe	Mn	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻
ES	8,56	20,11	4,62	2,43	0,19	0,23	*LQ	14,77	54,68	3,72	7,49	0,13
EC	5,63	12,95	4,54	2,70	16,29	5,77	*LQ	9,06	45,32	3,26	7,12	*LQ

Legenda: ES = Estação seca; EC = Estação chuvosa.

* Resultados abaixo do limite de quantificação do método (LQ = 0,01 mg L⁻¹).

Verifica-se que na estação chuvosa há aumento na concentração de alumínio e ferro na água bruta, quando comparado à estação seca. Normalmente, nas águas o ferro solúvel está associado a bicarbonatos e cloretos e dificilmente há ocorrência de sais de ferro, com concentrações elevadas em águas superficiais bem aeradas (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). O aumento da concentração do alumínio pode estar associado à poluição, seja por fontes pontuais ou difusas. Destaca-se que a presença dos íons metálicos Ca²⁺, Mg²⁺ e Fe²⁺ confere caráter de dureza à água. Existem estudos que relacionam a dureza na água, com a incidência de doenças cardiovasculares e com o aumento do teor de colesterol (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

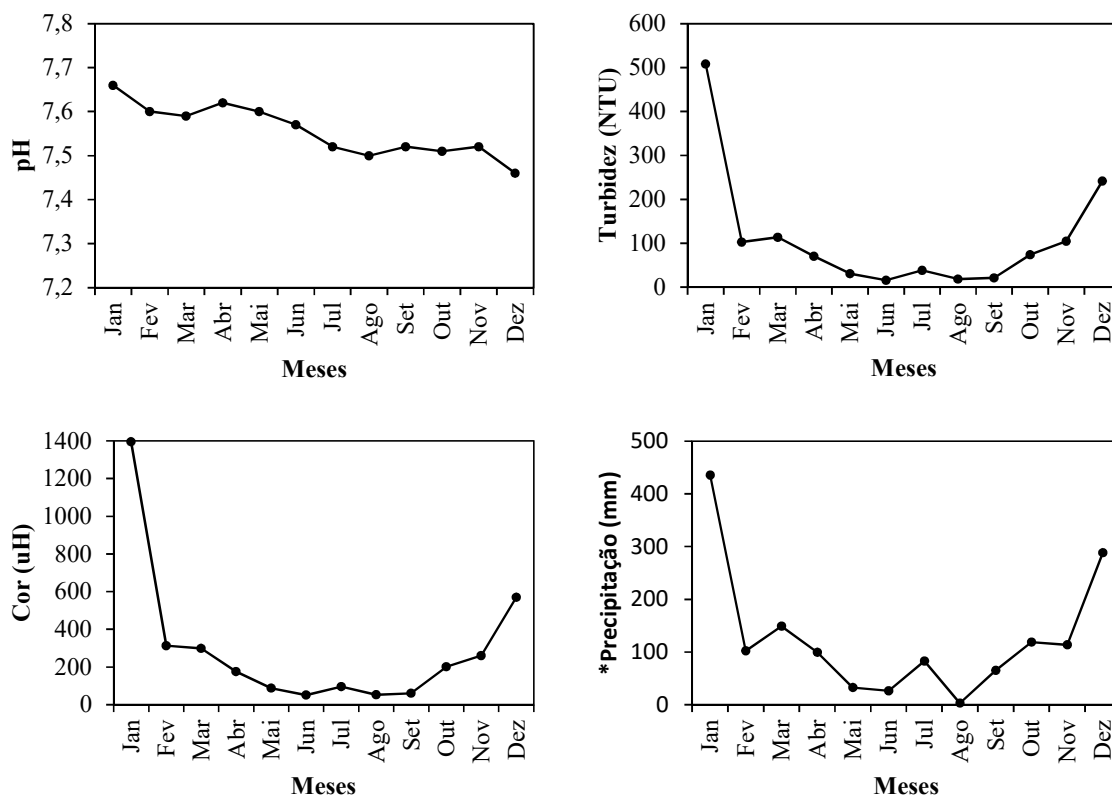
Também foi realizada caracterização da água bruta para o período de seis anos (2010-2015) para melhor entendimento dos períodos de chuva e estiagem, além da influência da sazonalidade na qualidade da água. As Tabelas de 4 a 9 foram confeccionadas com dados fornecidos pela SABESP de Salto de Pirapora e disponíveis no *site* do DAEE, no caso da precipitação, e a partir destas tabelas foi possível a construção das Figuras de 10 a 15.

Tabela 4 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora para o ano de 2010

Meses	pH	Cor (uH)	Turbidez (NTU)	*Precipitação (mm)
Jan	7,7	1396,26	508,03	435,6
Fev	7,6	313,54	102,79	102,1
Mar	7,6	298,61	114,06	148,8
Abr	7,6	175,87	70,47	99,4
Mai	7,6	87,77	30,9	32,5
Jun	7,6	50,60	16,2	26,2
Jul	7,5	95,35	38,35	82,6
Ago	7,5	52,42	19	3
Set	7,5	60,83	21,23	65,1
Out	7,5	200,45	74,06	118,4
Nov	7,5	260,50	104,93	113,8
Dez	7,5	570,71	241,87	288,5

Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Figura 10 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2010



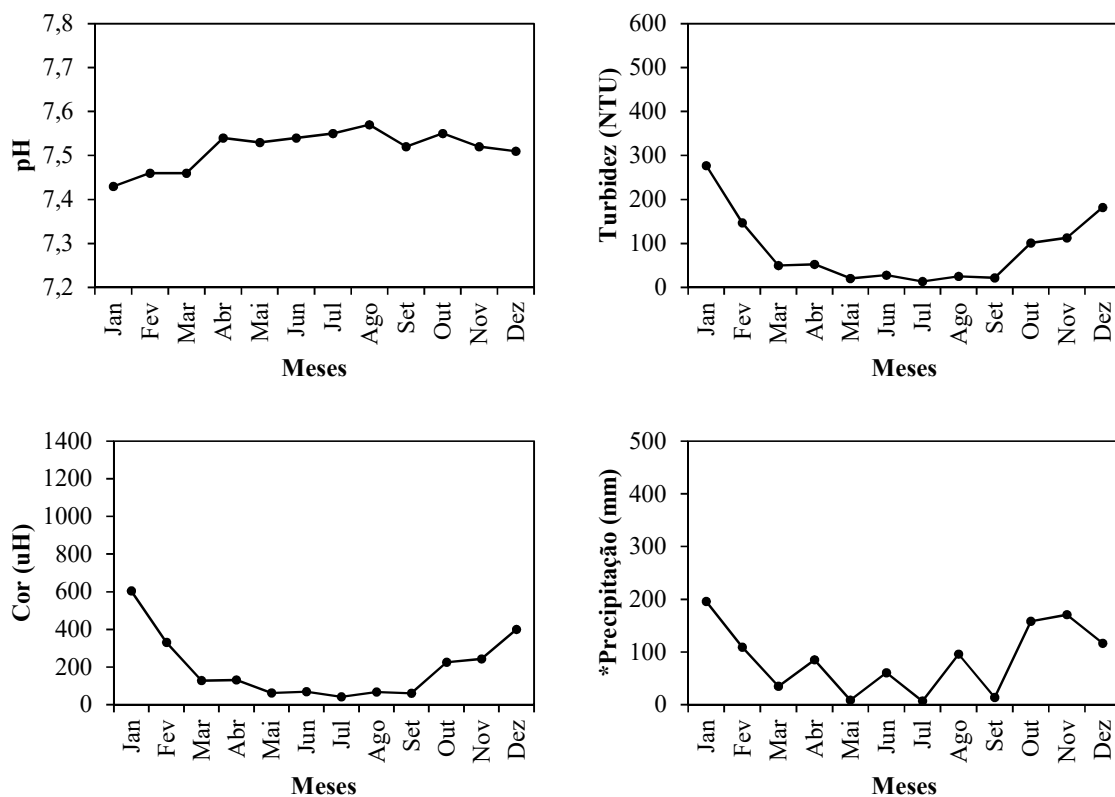
Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Tabela 5 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora para o ano de 2011

Meses	pH	Cor (uH)	Turbidez (NTU)	*Precipitação (mm)
Jan	7,4	604,68	276,94	195,7
Fev	7,5	330,46	146,86	109
Mar	7,5	127,45	49,97	35,1
Abr	7,5	131,33	52,50	85
Mai	7,5	62,52	20,16	8,8
Jun	7,5	68,67	27,77	60,5
Jul	7,6	41,29	13,52	7
Ago	7,6	67,23	25,48	96
Set	7,5	61,30	21,60	13,6
Out	7,6	225,35	101,03	158,4
Nov	7,5	243,67	112,67	170,6
Dez	7,5	400,32	181,77	116,4

Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Figura 11 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2011



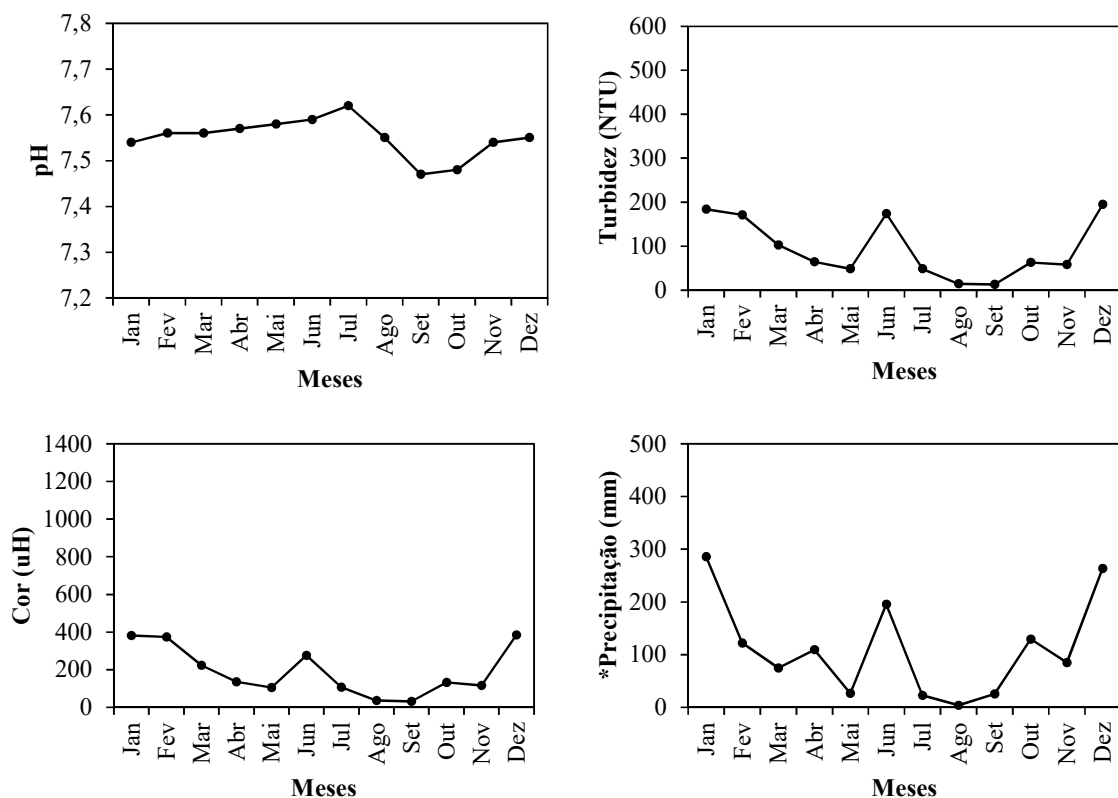
Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE (2016).

Tabela 6 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora para o ano de 2012

Meses	pH	Cor (uH)	Turbidez (NTU)	*Precipitação (mm)
Jan	7,5	382,68	183,74	285,8
Fev	7,6	373,48	170,97	122,1
Mar	7,6	223,81	102,81	74,6
Abr	7,6	136,03	64,13	109,9
Mai	7,6	106,39	48,16	26,9
Jun	7,6	277,40	173,7	195,9
Jul	7,6	107,42	48,26	23,2
Ago	7,6	37,42	14,42	4
Set	7,5	32,23	12,70	25,7
Out	7,5	133,32	62,48	129,9
Nov	7,5	117,60	57,87	85,1
Dez	7,6	384,61	194,77	263,5

Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Figura 12 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2012



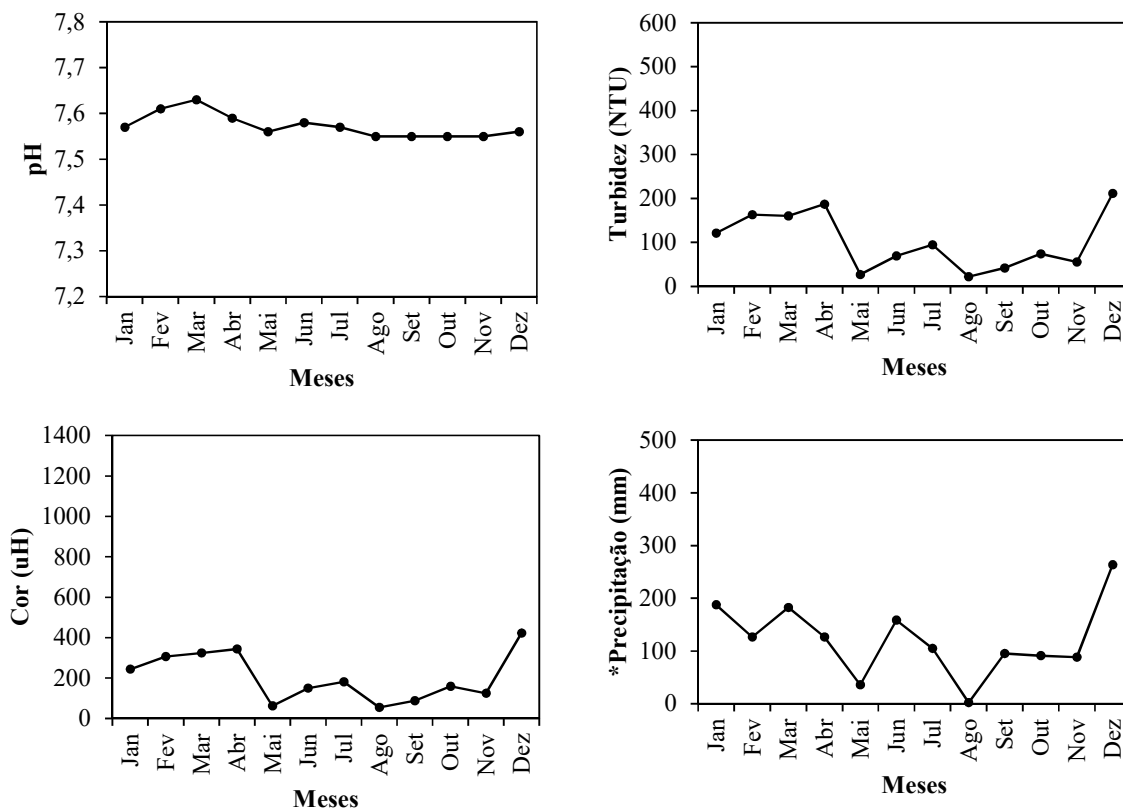
Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Tabela 7 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, para o ano de 2013

Meses	pH	Cor (uH)	Turbidez (NTU)	*Precipitação (mm)
Jan	7,6	244,32	121,45	187,4
Fev	7,6	306,50	163,46	126,7
Mar	7,6	324,74	160,61	182,3
Abr	7,6	343,5	186,97	126,4
Mai	7,6	62,19	27,23	36
Jun	7,6	149,33	69,77	158,5
Jul	7,6	180,97	95,03	105
Ago	7,6	54,52	22,35	2,5
Set	7,6	86,83	41,90	95
Out	7,6	158,68	74,10	91,5
Nov	7,6	124,43	55,70	88,4
Dez	7,6	421,97	211,71	263,3

Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Figura 13 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2013



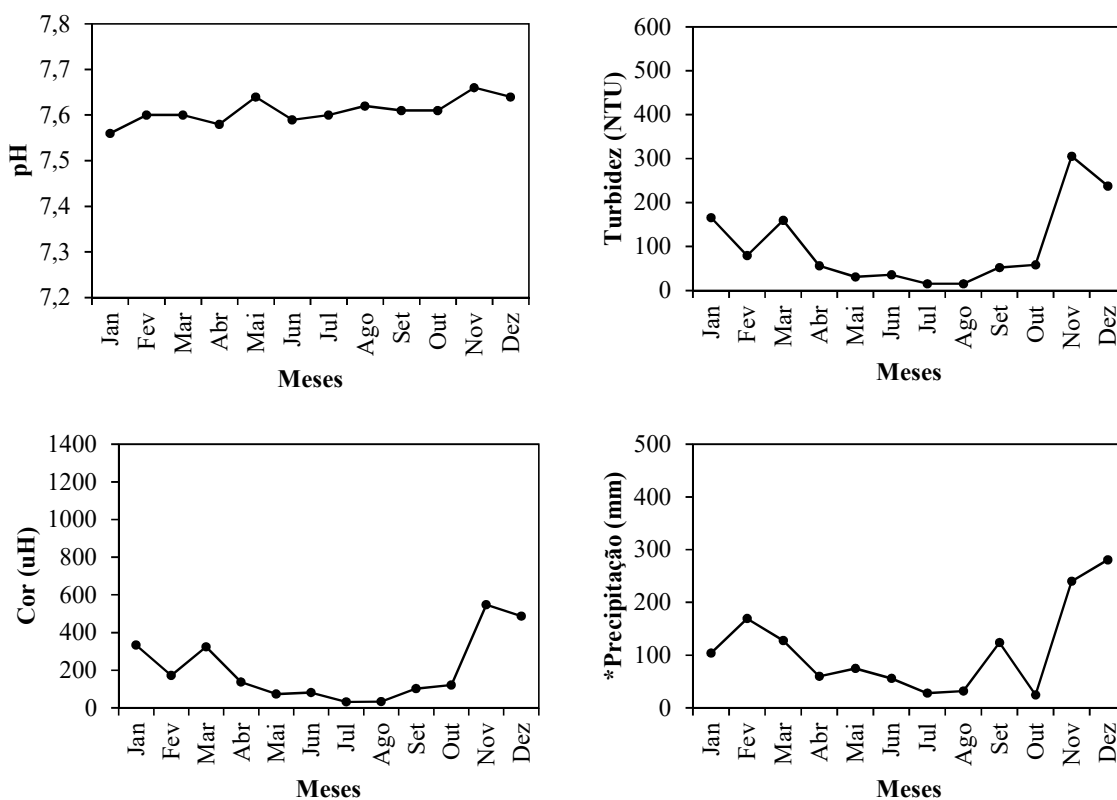
Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Tabela 8 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, para o ano de 2014

Meses	pH	Cor (uH)	Turbidez (NTU)	*Precipitação (mm)
Jan	7,6	334,23	166,23	103,9
Fev	7,6	171,89	80	169,5
Mar	7,6	324,71	160,16	128
Abr	7,6	137,47	56,30	59,7
Mai	7,6	73,13	31,26	75
Jun	7,6	81,87	35,60	56
Jul	7,6	31,45	15,74	28,1
Ago	7,6	34,13	15,58	32
Set	7,6	102,33	52,33	123,9
Out	7,6	121,48	58,19	24,5
Nov	7,7	548,20	305,47	240,3
Dez	7,6	487,58	237,81	280,4

Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Figura 14 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2014



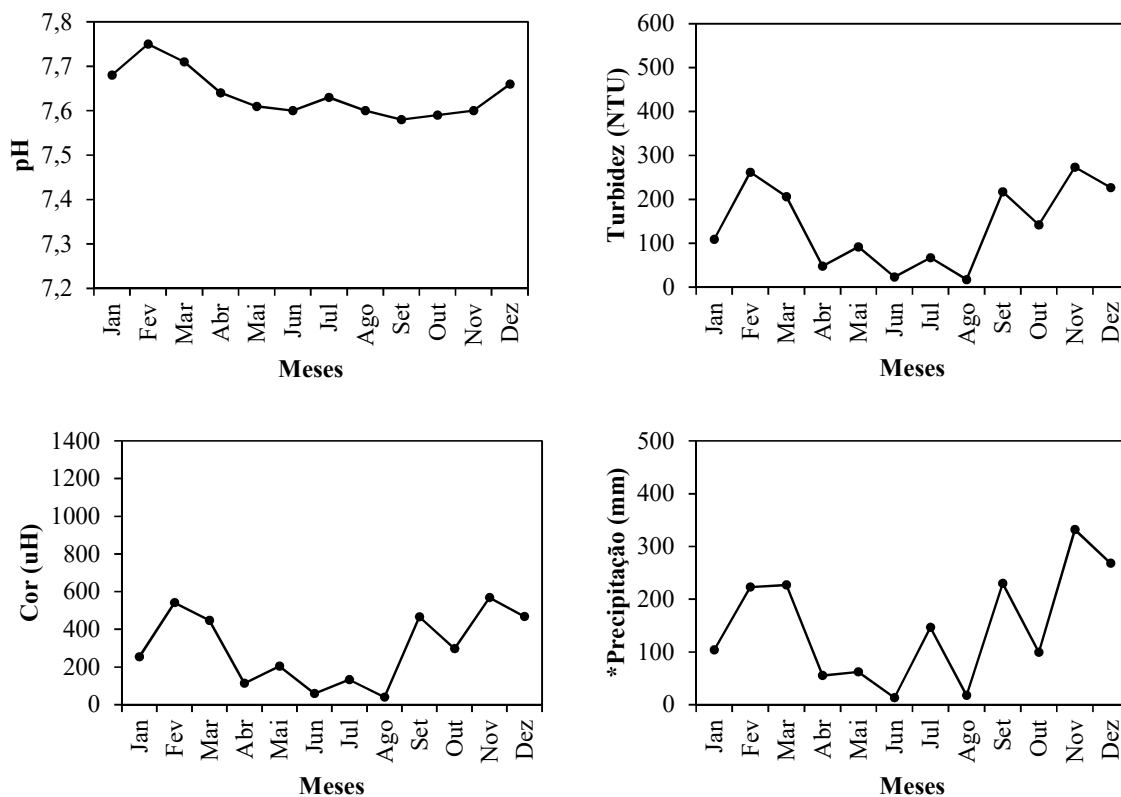
Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Tabela 9 - Parâmetros de controle de água bruta da ETA de Salto de Pirapora, para o ano de 2015

Meses	pH	Cor (uH)	Turbidez (NTU)	*Precipitação (mm)
Jan	7,7	253,55	109,26	103,5
Fev	7,8	541,04	261,61	223
Mar	7,7	446,97	206,16	227
Abr	7,6	113,87	47,90	55,3
Mai	7,6	204,61	92,26	61,9
Jun	7,6	59,13	23,53	13
Jul	7,6	132,29	67,29	146,3
Ago	7,6	39,93	17,06	17,8
Set	7,6	466,56	217,20	229,8
Out	7,6	296,03	141,93	99
Nov	7,6	568,50	273,40	332
Dez	7,7	468,19	226,80	269,7

Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

Figura 15 - Parâmetros de controle da água bruta da ETA de Salto de Pirapora, em função da precipitação na bacia hidrográfica, no ano de 2015



Fonte: Adaptado de SABESP, *DAEE, 2016.

A compreensão da interferência de fatores antrópicos e ambientais, como a precipitação pluviométrica, na qualidade da água bruta superficial, torna-se uma questão determinante na escolha dos métodos de tratamento de água, bem como o tipo de produtos químicos utilizados e a manipulação dos mesmos. É possível observar que a cor aparente e a turbidez da água bruta do rio Pirapora, de acordo com dados obtidos pela SABESP foram diretamente influenciadas pela precipitação na bacia hidrográfica, à exceção de 2011 e 2014, em que a precipitação na bacia hidrográfica apresentou comportamento atípico, no mês de dezembro. Esta dissociação da precipitação, com o aumento na cor aparente e na turbidez da água do rio, pode estar relacionada com a imprecisão na coleta de dados pelo órgão responsável, o DAEE. Também pode-se relacionar à imprecisão na coleta de dados, o grande volume de chuvas registrado em Janeiro de 2010.

O pH apresentou algumas alterações em todos os anos, não tendo relação direta com a precipitação, ficando nestes seis anos estudados com valores compreendidos de 7,4 a 7,8.

Nas Tabelas 10 e 11 tem-se as características físico-químicas da água bruta de Salto de Pirapora para período de estiagem e chuvoso, respectivamente.

Tabela 10 - Características da água bruta de Salto de Pirapora, no período de estiagem, para ensaios em *jar test*

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	--	7,5
Cor aparente	uH	720
Turbidez	NTU	458
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	42
Condutividade elétrica	μS cm ⁻¹	157,9
Temperatura	°C	25

Fonte: Autoria própria.

Observa-se na Tabela 10 que a cor aparente e a turbidez da água estão elevadas e isso deve-se pela ocorrência de chuva na bacia hidrográfica do rio Pirapora, um dia antecedente à coleta de água bruta.

Tabela 11 - Características da água bruta de Salto de Pirapora, no período de chuva, para ensaios em *jar test*

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	--	6,9
Cor aparente	uH	750
Turbidez	NTU	633,67
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	43
Condutividade elétrica	μS cm ⁻¹	260,17
Temperatura	°C	24,83

Fonte: Autoria própria.

Conforme Tabela 11 torna-se possível verificar o aumento da cor aparente, turbidez e condutividade elétrica da água coletada em período chuvoso, o que reforça a influência da precipitação, na qualidade da água bruta captada e submetida ao tratamento convencional, no município de Salto de Pirapora.

5.2 Caracterização físico-química do PGα21Ca

A superfície específica (S_{BET}) do PGα21Ca foi determinada pelo método BET (BRUNAUER; EMMETT; TELLER, 1938) por meio de adsorção física de N₂ a baixas temperaturas, utilizando-se de medidas na faixa de pressão relativa (P/P_0) de 0,05 a 0,1. O volume de poros foi calculado pelo método BJH (BARRETT; JOYNER; HALENDA, 1951) e através da isoterma de adsorção de N₂. A área de superfície específica do PGα21Ca é de 1,799 m² g⁻¹ e volume de poros de 0,004 cm³ g⁻¹ (CAMPOS et al., 2016).

5.3 Fluorescência de raios X por dispersão em energia (EDXRF)

A caracterização físico-química do PGα21Ca foi realizada através de EDXRF, obtendo-se a porcentagem de óxidos constituintes do produto comercial (Tabela 12). Os resultados foram expressos e normalizados como óxidos e computados de Na a U, com exclusão de elementos leves como H, He, Li, Be, B, C, N, O, F e Ne (CAMPOS et al., 2016).

Tabela 12 - Composição química do PG α 21Ca analisado por fluorescência de raios X (em massa %)

Produto	SiO ₂	Al ₂ O ₃	SO ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	Cl ₂ O	Fe ₂ O ₃	TiO ₂
PG α 21Ca	6,63	2,97	47,33	0,49	40,41	0,09	0,13	0,99	0,71	0,05

Verificou-se a presença de óxido de alumínio e óxido de cálcio na composição química do PG α 21Ca, sendo que o alumínio e o cálcio são dois cátions, normalmente, utilizados em processos de coagulação, devido a necessidade de desestabilização coloidal.

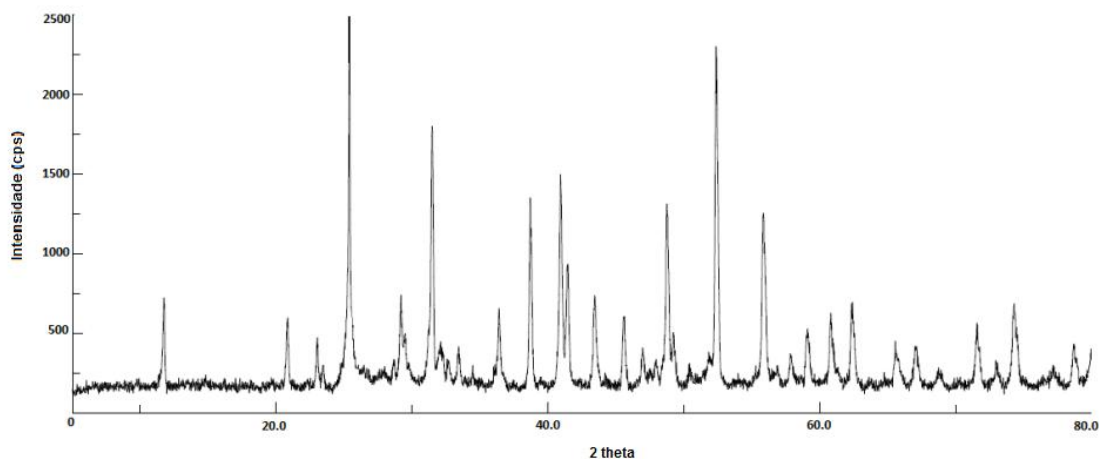
5.4 Difractometria de raios X

A análise de difração de raios X foi usada para determinar a composição mineralógica da amostra. A análise de DRX mostrou picos característicos de gipsita CaSO₄. 2H₂O e anidrita Ca(SO₄). Os compostos identificados encontram-se resumidos na Figura 16 e na Tabela 13. Não foram encontradas espécies mineralógicas típicas de silicatos, mas a análise química revelou silício, que pode estar presente como sílica amorfa (CAMPOS et al., 2016).

Tabela 13 - Distância interplanar d_{hkl} (em nm)

PG α 21Ca	d/I	d/I	d/I
Gipsita	0,426/100	0,755/88,21	0,266/36,27
Anidrita	0,349/100	0,285/60,16	0,220/38,88

Nota: d -distância interplanar e I-intensidade

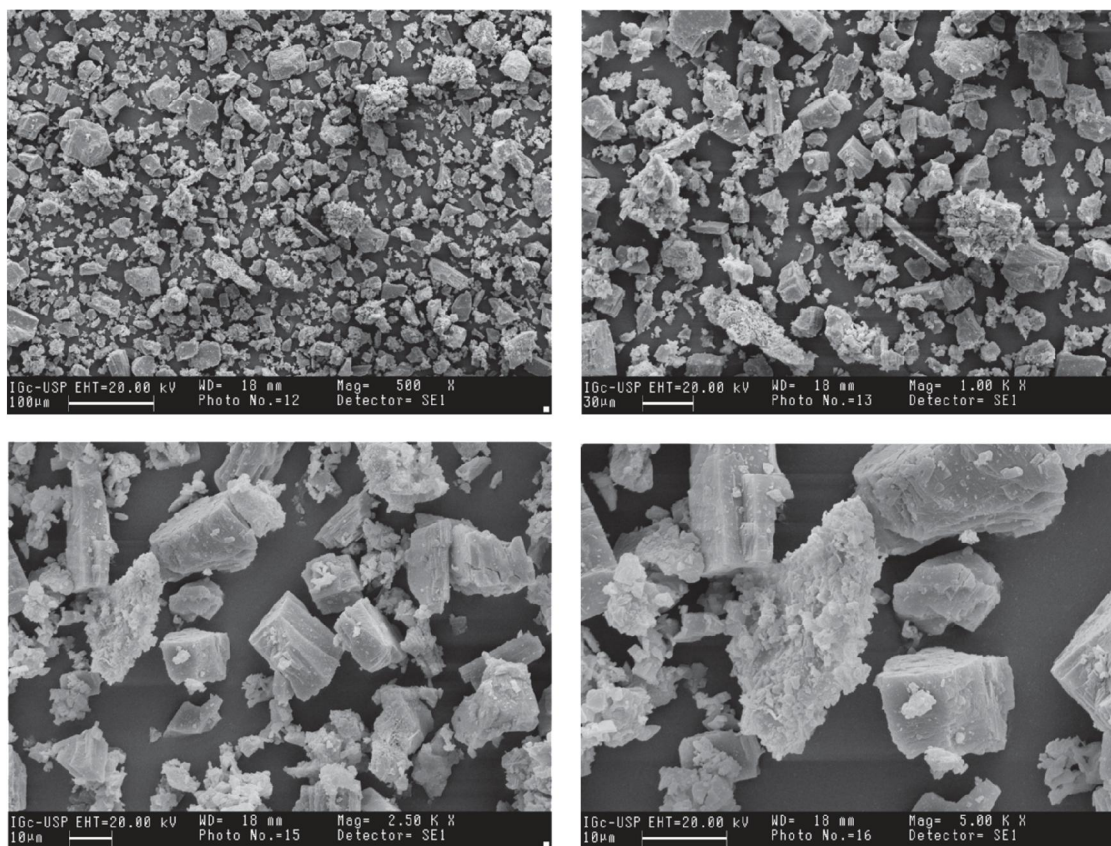
Figura 16 - Difratoograma de raios X do PG α 21Ca

5.5 Morfologia do PG α 21Ca

A microscopia eletrônica de varredura foi utilizada para examinar a morfologia do PG α 21Ca. A amostra foi dispersa em fita condutora de corrente elétrica de dupla face de carbono, sobre um *stub* de 0,5 polegadas de diâmetro. Foram estudadas várias áreas da amostra dispersa no *stub* e somente após a certificação que a mesma, não variava em sua representação morfológica e morfométrica foram obtidas micrografias, em detector de elétrons secundários.

As eletromicrografias de varredura apresentam-se com morfologias típicas da gipsita (Figura 17). Sendo o mineral identificado, na forma de plaquetas espessas de tamanho ente 10 e 30 micrometros e, em outro momento, como agregados de até 30 micrometros de tamanho formados por partículas de, aproximadamente, um micrometro (CAMPOS et al., 2016).

Figura 17 - Eletromicrografias obtidas em microscópio eletrônico de varredura, apresentando morfologia externa do PG α 21Ca (aumentos de 500, 1000, 2500 e 5000 x)



5.6 Remoção de cor aparente e turbidez

Observou-se que, independente do coagulante utilizado, os melhores resultados de turbidez remanescente foram da velocidade de sedimentação de 1 cm min^{-1} , ou seja, na medida em que a velocidade de sedimentação diminui a turbidez remanescente também diminui, conforme relatado por Bartiko e De Julio (2015) e De Julio et al. (2009). Neste caso, os resultados desta velocidade de sedimentação, expostos nos Apêndices A, B, C para o período seco da água de Salto de Pirapora, foram utilizados para construção das Figuras 18, 19 e 20, referente à taxa de remoção de cor aparente e turbidez remanescente, respectivamente. Considerou-se dosagens de coagulante de 50 a 100 mg L^{-1} para o sulfato de alumínio e PAC, e 55 a 80 mg L^{-1} para o PG α 21Ca, pois com dosagens maiores obtém-se pouca diferença de melhoria nos resultados, o que não justificaria devido a maiores custos

com produtos e maior volume de lodo gerado, logo, maiores dosagens não necessariamente expressam melhores resultados (BARTIKO e DE JULIO, 2015).

Figura 18 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante sulfato de alumínio, para período de estiagem ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)

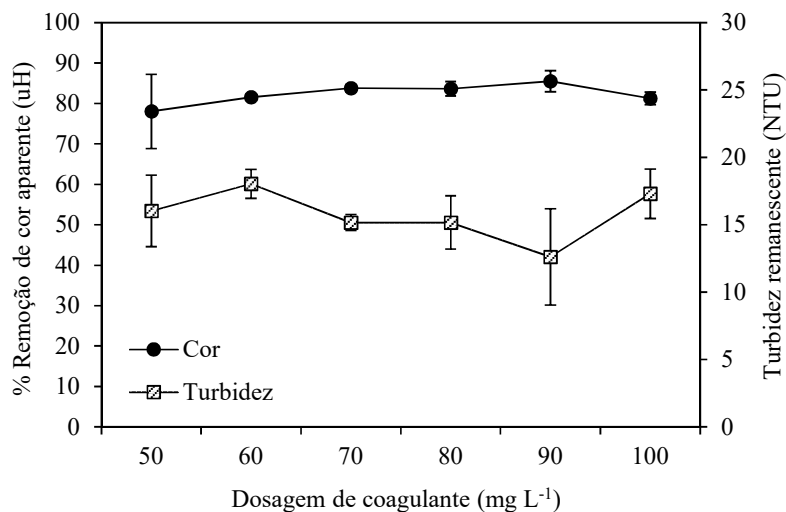


Figura 19 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante PAC, para período de estiagem ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)

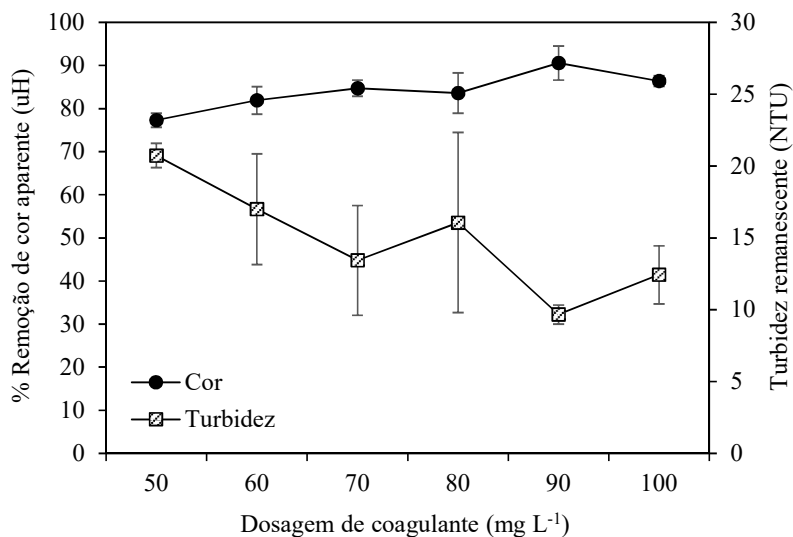
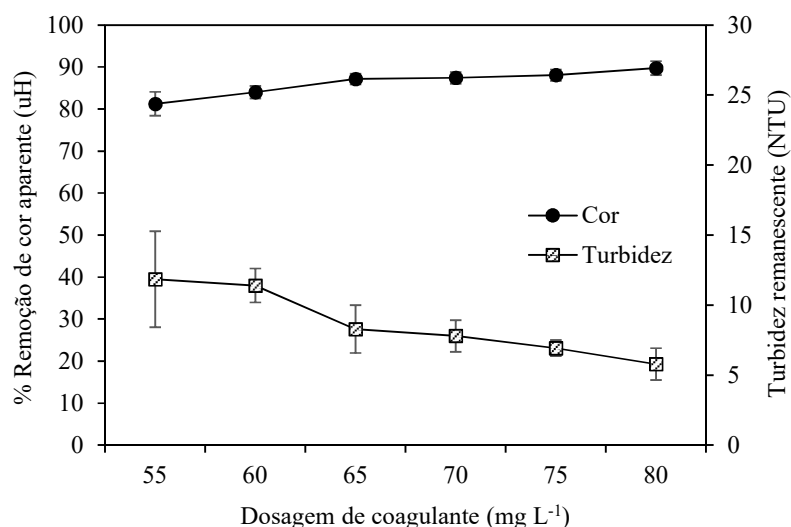


Figura 20 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante PG α 21Ca, para período de estiagem ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)



Observa-se na Figura 18 que o sulfato de alumínio apresentou $85,49\% \pm 2,59\%$ de remoção média de cor aparente e turbidez remanescente de $12,61 \pm 3,56 \text{ NTU}$ para a dosagem de 90 mg L^{-1} . O PAC (Figura 19), com a dosagem de 90 mg L^{-1} apresentou $90,55\% \pm 3,93\%$ de remoção de cor aparente e turbidez remanescente de $9,67 \pm 0,66 \text{ NTU}$. O PG α 21Ca (Figura 20), com dosagem de 80 mg L^{-1} apresentou $89,74\% \pm 1,68\%$ de remoção de cor aparente e turbidez remanescente de $5,78 \pm 1,14 \text{ NTU}$ ($98,73\% \pm 0,24\%$ de remoção de turbidez). Na Tabela 14 tem-se os resultados das melhores dosagens para o período de estiagem.

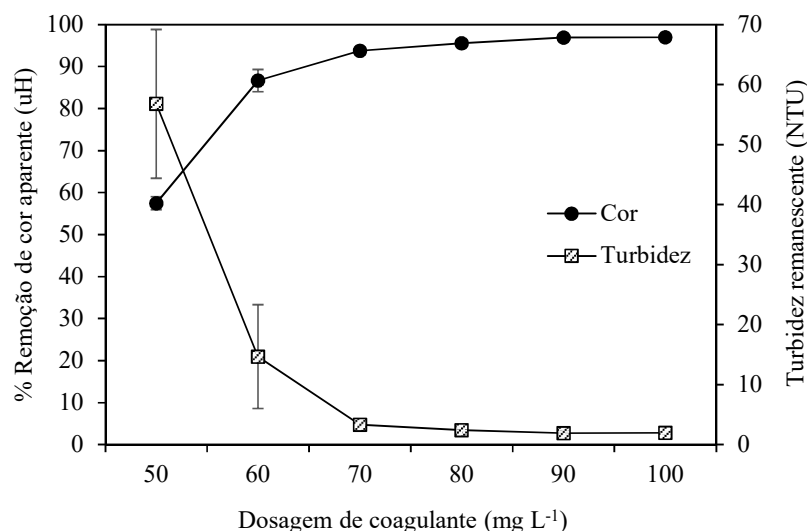
Tabela 14 - Resultados das melhores dosagens para o período de estiagem

	Taxa de remoção de cor aparente média	Turbidez remanescente média
Sulfato de alumínio (90 mg L^{-1})	$85,49 \pm 2,59$	$12,61 \pm 3,56 \text{ NTU}$
PAC (90 mg L^{-1})	$90,55 \pm 3,93$	$9,67 \pm 0,66 \text{ NTU}$
PG α 21Ca (80 mg L^{-1})	$89,74 \pm 1,68$	$5,78 \pm 1,14 \text{ NTU}$

Com o uso do PAC, obteve-se melhores resultados de turbidez remanescente e remoção de cor aparente, quando comparado ao sulfato de alumínio, reforçando a superioridade em processos de coagulação-floculação, já relatada pela literatura (ZENG e PARK, 2009; WEI et al., 2016). O PG α 21Ca, com dosagens inferiores que os demais coagulantes, obteve resultados de turbidez remanescente, bem próximos ao estabelecido para o padrão de potabilidade, instituído pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, que é de 5 NTU (BRASIL, 2011).

Observa-se na Figura 21, o desempenho do PG α 21Ca em período de chuva (Apêndice D), onde as dosagens estudadas foram de 50 a 100 mg L⁻¹ devido ao aumento da turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora.

Figura 21 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Salto de Pirapora utilizando-se de coagulante PG α 21Ca, para período de chuva ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)



É possível verificar que com dosagens a partir de 70 mg L⁻¹ houve uma redução significativa da turbidez, para valores abaixo de 5 NTU, sendo que com a dosagem de 90 mg L⁻¹, a turbidez remanescente foi de $1,93 \pm 0,47$ NTU ($99,74\% \pm 0,06\%$ de remoção) e a remoção de cor aparente foi de $96,89\% \pm 0,15\%$. O PG α 21Ca mostrou-se efetivo em água bruta no período de chuva, demonstrando flexibilidade, mesmo quando há variação na qualidade dos parâmetros. Esta flexibilidade também foi demonstrada nos estudos de Zarrabal

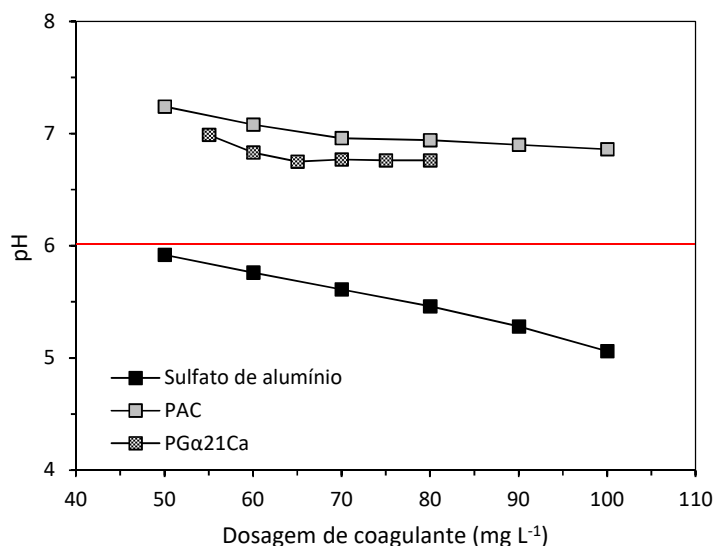
et al., (2012) e Pan et al., (2009), que utilizaram o $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ em tratamento de efluentes oriundos da produção de tequila e cerveja, respectivamente.

O bom desempenho no processo de coagulação-floculação e sedimentação com o uso do $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ pode ser explicado devido às duas funções do produto, sendo a primeira ocasionada pela fração inorgânica que neutraliza a função de carga negativa e neutraliza as forças de repulsão entre as partículas, condensando-as. A segunda é devido à presença do γ -PGA, com sua função de grupo carboxílico (grupo ativo), que forma pontes entre as pequenas partículas formadas inicialmente (CAMPOS et al., 2016; NIPPON POLY-GLU, 2016).

5.7 Influência da dosagem de coagulante no pH

O uso do PAC em substituição ao sulfato de alumínio tem sido relatado, principalmente, devido a sua eficiência na remoção de impurezas (CHOY et al., 2014) e pela baixa formação de ácido durante a hidrólise, causando pouca variação no pH da água tratada (CAMPOS et al., 2016), embora seja relatado que o uso de coagulantes a base de alumínio afetem, significativamente, o pH da água após tratamento (YIN, 2010). Neste sentido, o resultado da influência da dosagem dos coagulantes, no pH da água tratada é demonstrado na Figura 22.

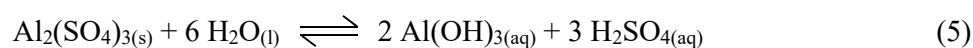
Figura 22 - Influência da dosagem dos coagulantes estudados no pH da água tratada ($V_s = 1 \text{ cm min}^{-1}$)



Nota: Linha vermelha caracteriza o valor mínimo do pH permitido, para água tratada segundo a Portaria M.S. 2914/2011 (BRASIL, 2011).

Verifica-se que, conforme ocorre o aumento de dosagem dos coagulantes PAC e o PGα21Ca, observa-se baixa redução do pH do meio, quando comparado ao sulfato de alumínio. Esta é uma característica particular do PGα21Ca, isto é, de causar pequenas alterações no pH do meio, quando comparado a outros produtos (NIPPON POLY-GLU, 2016). Em todas as dosagens utilizadas (50-100 mg L⁻¹) para o sulfato de alumínio, o pH ficou abaixo de 6, sendo este o valor mínimo permitido pela Portaria M.S. 2914/2011 para água potável, e o pH máximo é de 9,5.

Vázquez-Almazán et al. (2012), observaram resultado semelhante quando compararam o sulfato de alumínio, com o sulfato de cálcio di-hidratado, relatando redução do pH próximo ao neutro para pH 4, quando utilizado o sulfato de alumínio. A redução do pH da água, submetida ao tratamento com sulfato de alumínio, pode ser explicada segundo o processo químico descrito por Vázquez-Almazán et al. (2012), em que, após a adição do sulfato de alumínio em solução aquosa, o sulfato de alumínio é hidrolisado para formar hidróxido de alumínio coloidal e quantidade equivalente de ácido sulfúrico, de acordo com a seguinte equação 5:



6 ESTUDO COMPARATIVO DE DESEMPENHO DE $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, EM ÁGUA DE RIO GRANDE

Para avaliar o desempenho de coagulantes e floculantes, muitos pesquisadores utilizam diferentes tipos de água, sejam elas naturais ou sintéticas (MARTÍN et al., 2010; PRITCHARD et al., 2010a).

Utilizou-se o $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ em água com características diferentes da água bruta de Salto de Pirapora, realizando-se ensaios em *jar test* (Apêndice E) com água bruta de Rio Grande, importante reservatório do complexo Billings, utilizado pela SABESP, para abastecimento público da região do Grande ABC Paulista, São Paulo.

A represa Billings está subdividida em oito unidades, denominadas “braços”, e dentre estes braços, encontra-se o Rio Grande, que foi isolado totalmente no ano de 1981 do restante da represa, através da rodovia Anchieta, que funciona como “barragem”, para manter a qualidade da água em níveis adequados para o abastecimento público (CARDOSO-SILVA et al., 2014). O braço Rio Grande estende-se por nove quilômetros e possui área de aproximadamente 7,4 m² e está localizado nos municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (MOSCHINI-CARLOS et al., 2010). A ETA da SABESP, localizada próxima à barragem, produz 4,2 mil litros de água por segundo, abastecendo 1,2 milhões de pessoas em Diadema, São Bernardo do Campo e parte de Santo André (MOSCHINI-CARLOS et al., 2010). O reservatório de Rio Grande é utilizado para usos múltiplos, como recreação, pesca, esportes náuticos e abastecimento público (MOSCHINI-CARLOS et al., 2010).

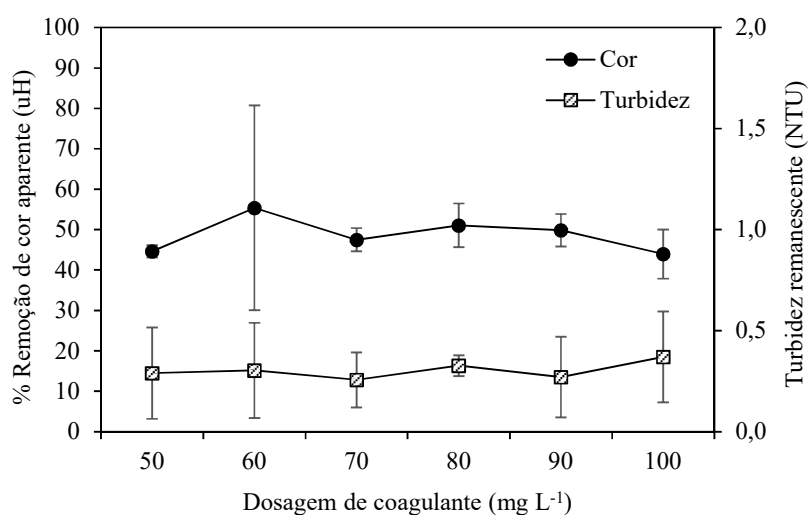
As características da água bruta de Rio Grande e os resultados de remoção de cor aparente e turbidez remanescente podem ser observados na Tabela 15 e Figura 23, respectivamente.

Tabela 15 - Características da água bruta de Rio Grande no período de chuva, para ensaios em *jar test*

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	--	6,6
Cor aparente	uH	75,47
Turbidez	NTU	1,53
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	--
Condutividade elétrica	μS cm ⁻¹	106,67
Temperatura	°C	23,5

Fonte: Autoria própria.

Figura 23 - Remoção de turbidez e cor aparente da água bruta de Rio Grande utilizando-se de coagulante PGa21Ca, para período de chuva ($V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$)



Os testes preliminares para água de Rio Grande apresentaram pouca diferença na turbidez remanescente, no intervalo de dosagem estudado, variando de 0,26 a 0,37 NTU (de 83 a 75,82% de remoção). A maior porcentagem de remoção de cor aparente obtida foi com a dosagem de 60 mg L⁻¹, com resultado de 55,39%. Nota-se que, em água bruta com cor e turbidez elevada, como no caso de Salto de Pirapora, há um melhor desempenho quando comparado a água bruta com baixa turbidez (Rio Grande). A falta de partículas maiores que

possibilitem a ocorrência de nucleação, causa a baixa velocidade de sedimentação. Isto tem sido motivo frequente do uso da pré cloração das águas para abastecimento público, para a oxidação de compostos coloidais e, conseqüente, melhora na floculação, no entanto, a formação de produtos secundários da desinfecção tem sido relatados (MATILAINEN, et al. 2010).

7 CONCLUSÕES

Através deste trabalho foi possível verificar a efetividade no uso de PG α 21Ca para tratamento de água para abastecimento público, em comparação com produtos utilizados, tradicionalmente, em estações de tratamento. A água bruta utilizada pela ETA de Salto de Pirapora apresenta qualidade de regular a boa, sendo que as maiores preocupações com sua degradação podem estar relacionadas ao uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica de forma desordenada, bem como o lançamento de efluentes líquidos sem tratamento.

A formulação do PG α 21Ca contém, essencialmente, sulfato de cálcio (87%) e 5,26% de ácido γ -poliglutâmico, entre outros compostos químicos. Os resultados analíticos obtidos do PG α 21Ca revelam caráter inorgânico do produto. De fato, o PG α 21Ca pode ser considerado um coagulante híbrido, que combina sulfato de alumínio e γ -PGA e, para este caso, a formulação do PG α 21Ca ainda não enquadra-se no conceito de sustentabilidade, insipiente para padrão ambiental almejado pela sociedade. Neste caso, entende-se que a presença de gipsita e anidrita como excipiente justificam-se para facilitar a dosagem e também, contribuir na formação de composto insolúvel em água, em razão da possibilidade de reação de ácido γ -poliglutâmico com o cálcio, uma vez que a solubilidade do CaSO_4 em água é de 2 g L^{-1} e por isso, pode ocorrer reação com o γ -PGA. Além de sulfato de cálcio como excipiente tem-se, na formulação, a presença de coagulante convencional, sulfato de alumínio, carbonato de cálcio, como alcalinizante e ácido γ -poliglutâmico, como composto coadjuvante, isto é, um polímero aniônico, capaz de gerar pontes entre as partículas já coaguladas, proporcionando flocos maiores.

A melhor velocidade de sedimentação para todos os coagulantes estudados foi a de 1 cm min^{-1} . Nos ensaios de coagulação-floculação e sedimentação com água de Salto de Pirapora, o PAC com dosagem de 90 mg L^{-1} , apresentou 90,55% de remoção de cor aparente e turbidez remanescente de 9,67 NTU. O sulfato de alumínio apresentou resultados inferiores ao PAC, removendo 85,49% de cor aparente, e turbidez a remanescente ficando 12,61 NTU para a dosagem de 90 mg L^{-1} . O PG α 21Ca apresentou maior eficiência de remoção de turbidez e cor aparente quando comparado aos outros produtos comerciais. Para o período de chuva os testes demonstraram valores de 1,93 NTU de turbidez remanescente e 96,89% de remoção de cor aparente para a dosagem de 90 mg L^{-1} . Para o período de estiagem, com dosagem de 80 mg L^{-1} a porcentagem de remoção de cor aparente foi de 89,74 e turbidez remanescente de 5,78 NTU.

O PG α 21Ca e o PAC foram os coagulantes que reduziram menos o pH da água, em função do aumento da dosagem dos produtos, não sendo necessário correção posterior de pH, para enquadramento nos padrões de potabilidade. O sulfato de alumínio, dentro do intervalo de dosagem, imprimiu ao meio um caráter ácido e, portanto, encontra-se em desconformidade com o padrão para água potável que recomenda pH > 6.

No processo de coagulação-floculação e separação de sólidos da fase líquida por sedimentação, o PG α 21Ca apresentou resultados expressivos, tanto na remoção de cor aparente, quanto na turbidez, tanto no período de estiagem quanto chuvoso, destacando-se em relação aos coagulantes PAC e sulfato de alumínio. Entretanto, deve-se ficar atento ao caráter inorgânico do produto e a quantidade de lodo bruto que pode ser produzido o que acarretaria na gestão deste resíduo, outro problema ambiental e sanitário muito relevante.

Quando utilizado o PG α 21Ca em água bruta com baixa turbidez (Rio Grande), não obteve-se resultados tão expressivos quando comparado a água bruta com turbidez e cor aparente elevadas (Salto de Pirapora).

REFERÊNCIAS

ANDRADE, E. M. DE; ARAÚJO, L. DE F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. DE O. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 683-690, 2007.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 nd ed. Washington: American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.

ASIA NIKKEI. **Old Science can solve problems in developing countries**. Disponível em <<http://asia.nikkei.com/magazine/20141016-The-LED-revolution/Business/Old-science-can-solve-problems-in-developing-countries>>. Acesso em: 30 de Maio de 2016.

BAJAJ, I.; SINGHAL, R. Poly (glutamic acid) – An emerging biopolymer of commercial interest. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5551–5561, 2011.

BAPTISTA, A. T. A.; COLDEBELLA, P. F.; CARDINES, P. H. F.; GOMES, R. G.; VIEIRA, M. F.; BERGAMASCO, R.; VIEIRA, A. M. S. Coagulation–flocculation process with ultrafiltered saline extract of *Moringa oleifera* for the treatment of surface water. **Chemical Engineering Journal**, v. 276, p. 166–173, 2015.

BARRETT, E. P.; JOYNER, L. G.; HALENDA, P. P. The determination of pore volume and area distributions in porous substances. I. Computations from nitrogen isothermas, **Journal American Chemical Society**, v. 73, p. 373–380, 1951.

BARTIKO, D.; DE JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 71-81, 2015.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J. Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. **Desalination**, v. 249, p. 353–358, 2009.

BONDY, S. C. The neurotoxicity of environmental aluminum is still an issue. **NeuroToxicology**, v. 31, p. 575–581, 2010.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas. **Abastecimento Urbano de Água**. v. 1. Brasília: ANA, 2010. 72 p. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf>>. Acesso em: 21 de Fevereiro de 2016.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria Nº 2.914 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 União, Brasília, DF. 14 dez 2011.

BRASIL, Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providencias. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 7 de Junho de 2016.

BRITO, P. N. **Produção de ácido gama-poliglutâmico: estudo e otimização do processo utilizando resíduos agroindustriais**. 2014. 50 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

BRUNAUER, S.; EMMETT, P. H.; TELLER, E. Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. **Journal of the American Chemical Society**, v. 60, p. 309–319, 1938.

CAMPOS, S. X.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 194-199, 2005.

CAMPOS, V.; FERNANDES, A. R. A. C.; MEDEIROS, T. A. M.; ANDRADE, E. L. Physicochemical characterization and evaluation of PGA bioflocculant in coagulation-flocculation and sedimentation processes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 3753–3760, 2016.

CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos**, v. 28, p. 31-43, 2014.

CARVALHO, M. J. H. **Uso de Coagulantes Naturais no Processo de Obtenção de Água Potável**. 2008. 154 f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, 2008.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Pontos de Monitoramento e Qualidade das Águas Superficiais**. Disponível em: <<https://servicos.cetesb.sp.gov.br/infoaguas/>> Acesso em: 18 de Fevereiro de 2016.

CHEW, C. M.; AROUA, M. K.; HUSSAIN, M. A.; ISMAIL, W. M. Z. W. Evaluation of ultrafiltration and conventional water treatment systems for sustainable development: an industrial scale case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 3152–3163, 2016.

CHOY, S. Y.; PRASAD, K. M. N.; WU, T. Y.; RAGHUNANDAN, M. E.; RAMANAN, M. N. Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, p. 2178–2189, 2014.

CONSTANTINO, L. T. **Ruptura e recrescimento de flocos em água com substâncias húmicas aquáticas coagulada com sulfato de alumínio e cloreto férrico**. 2008. 186 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

CPLA – Coordenadoria de Planejamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Mapa de Cobertura da Terra do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/files/2013/10/UGRHI_10.pdf>. Acesso em: 07 de Junho de 2016.

DAEE – Departamento de águas e Energia Elétrica – **Banco de dados hidrológicos**. Disponível em: <<http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>>. Acesso em: 20 de Abril de 2016.

DAEE – Departamento de águas e Energia Elétrica – **Relatório de outorgas**. Disponível em: <<http://www.aplicacoes.daee.sp.gov.br/usuarios/Daeewebrio2.asp>>. Acesso em: 11 de Março de 2016.

DATAGEO – **Sistema Ambiental Paulista** - Disponível em: <www.datageo.ambiente.sp.gov.br>. Acesso em 17 de Outubro de 2016.

DE JULIO, M.; FIOVARANTE, D. A.; SELHORST FILHO, O.; DE JULIO, T. S.; OROSKI, F. I. Avaliação da remoção de cianobactérias e saxitoxinas da água bruta afluenta a ETA Pitangui de Ponta Grossa/PR, utilizando os diagramas de coagulação para o cloreto férrico e o reagente de Fenton. **Holos Environment**, v. 9, n. 2, p. 254-273, 2009.

DI BERNARDO, L; DANTAS, A. B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. Vol. 1, 2a ed., Editora Rima, 2005, São Carlos.

DUARTE, M. A. C. **Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração**. 2011. 318 f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

DZULFAKAR, M. A.; SHAHARUDDIN, M. S.; MUHAJMIN, A. A.; SYAZWAN, A. I. Risk assessment of aluminum in drinking water between two residential areas. **Water**, v. 3, p. 882-893, 2011.

EMELKO, M. B.; SILINS, U.; BLADON, K. D.; STONE, M. Implications of land disturbance on drinking water treatability in a changing climate: demonstrating the need for “source water supply and protection” strategies. **Water Research**, v. 45, p. 461–472, 2011.

GARCÍA-VAQUERO, N.; LEE, E.; CASTAÑEDA, R. J.; CHO, J.; LÓPEZ-RAMÍREZ, J. A. Comparison of drinking water pollutant removal using a nanofiltration pilot plant powered by renewable energy and a conventional treatment facility. **Desalination**, v. 347, p. 94–102, 2014.

GENG, Y. **Application of Flocc Analysis for Coagulation Optimization at the Split Lake Water Treatment Plant**. 2005. 98 f. Dissertation (Master's degree) - Department of Civil & Geological Engineering, University of Manitoba, Manitoba, 2005.

GONG, W.X., WANG, S.G., SUN, X.F., LIU, X.W., YUE, Q.Y., GAO, B.Y. Biofloculant production by culture of *Serratia ficaria* and its application in wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4668–4674, 2008.

HAN, M.; KIM, T.; KIM, J. Application of image analysis to evaluate the flocculation process. **Journal of Water Supply: Research and Technology**, v. 55, n.7-8, p. 452-459. 2006.

HUANG, X.; SUN, S.; GAO, B.; YUE, Q.; WANG, Y.; LI, Q. Coagulation behavior and floc properties of compound biofloculant-polyaluminum chloride dual-coagulants and polymeric

aluminum in low temperature surface water treatment. **Journal of Environmental Sciences**, v. 30, p. 215-222, 2015.

HURST, A. M.; EDWARDS, M. J.; CHIPPS, M.; JEFFERSON, B.; PARSONS, S. A. The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment. **Science of the Total Environment**, v. 321, p. 219-230, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=sp&tema=saneamentobasico2008>>. Acesso em: 18 de Fevereiro de 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Salto de Pirapora**. Disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=354530&search=sao-paulo|salto-de-pirapora>>. Acesso em: 20 de Fevereiro de 2016.

JAPANTIMES. **Japanese purifier cleaning water in Somali camps**. Disponível em: <<http://www.japantimes.co.jp/news/2012/07/26/business/japanese-purifier-cleaning-water-in-somali-camps/#.V0zmnY-cHIX>>. Acesso em: 30 de Maio de 2016.

JIAO, R.; XU, H.; XU, W.; YANG, X.; WANG, D. Influence of coagulation mechanisms on the residual aluminum – The roles of coagulant species and MW of organic matter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 290, p. 16–25, 2015.

LI, J.; JIAO, S.; ZHONG, L.; PAN, J.; MA, Q. Optimizing coagulation and flocculation process for kaolinite suspension with chitosan. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 428, p. 100–110, 2013.

LI, Z.; ZHONG, S.; LEI, H. Y.; CHEN, R. W.; YU, Q.; LI, H.I. Production of a novel bioflocculant by *Bacillus licheniformis* X14 and its application to low temperature drinking water treatment. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3650–3656, 2009.

LOPES, M. A. **Avaliação de diferentes coagulantes para remoção de sólidos por flotação e sedimentação de água residuária de uma indústria metal-mecânica**. 2011. 192 f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MA, C.; HU, W.; PEI, H.; XU, H.; PEI, R. Enhancing integrated removal of *Microcystis aeruginosa* and adsorption of microcystins using chitosan-aluminum chloride combined coagulants: Effect of chemical dosing orders and coagulation mechanisms. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 490, p. 258–267, 2016.

MAHMOUD, D. A. R. Isolation of polyglutamic acid flocculant producing bacteria from extreme Egyptian environments. **Journal of Applied Science Research**, v. 2, n. 9, p. 608-612, 2006.

MARTÍN, J. S.; VELASCO, M. G.; HEREDIA, J. B. Surface water treatment with tannin-based coagulants from Quebracho (*Schinopsis balansae*). **Chemical Engineering Journal**, v. 165, p. 851–858, 2010.

MATILAINEN, A.; VEPSALAINEN, M.; SILLANPAA, M., Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 159, p. 189-197, 2010.

METCALF & EDDY, INC, **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th. ed., McGraw-Hill, 2003, New York.

MORAES, L. C. K. **Estudo da coagulação-ultrafiltração com o biopolímero quitosana para a produção de água potável**. 2004. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2004.

MOSCHINI-CARLOS, V.; FREITAS, L. G.; POMPEO, M. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 3, p. 47-59, 2010.

NIPPON POLY-GLU CO. **NPG Products**. Disponível em: <http://www.polyglu.com/eng/product_infomation/index.htm>. Acesso em: 12 de Fevereiro de 2016.

PAN, Y.; SHI, B.; ZHANG, Y. Research on Flocculation Property of Bioflocculant PG.a21 Ca. **Modern Applied Science**, v. 3, p. 106-112, 2009.

PRITCHARD, M.; CRAVEN, T.; MKANDAWIRE, T.; EDMONDSON, A. S.; O'NEILL, J. G. A Study of the parameters effecting the effectiveness of *Moringa oleifera* in the drinking water purification. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 35, p. 791-797, 2010b.

PRITCHARD, M.; CRAVEN, T.; MKANDAWIRE, T.; EDMONDSON, A. S.; O'NEILL, J. G. A comparison between *Moringa oleifera* and chemical coagulants in the purification of drinking water – An alternative sustainable solution for developing countries. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 35, p. 798–805, 2010a.

SABESP - Companhia de Serviços Públicos de Saneamento do Estado de São Paulo. **Perfil institucional**. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=505>>. Acesso em: 15 de Maio de 2016.

SECRETARIA DE SANEAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO – SSRH-SP. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Araçoiaba da Serra**. Disponível em: <http://www.saneamento.sp.gov.br/PMS/UGRHI10/PMS_ARACOIABADASERRA.pdf>. Acesso em: 18 de Fevereiro de 2016.

SECRETARIA DE SANEAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO – SSRH-SP. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Piedade**. Disponível em: <http://www.saneamento.sp.gov.br/PMS/UGRHI10/PMS_PIEDADE.pdf>. Acesso em: 18 de Fevereiro de 2016.

SECRETARIA DE SANEAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO – SSRH-SP. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Salto de**

Pirapora. Disponível em: <
http://www.saneamento.sp.gov.br/PMS/UGRHI10/PMS_SALTODEPIRAPORA.pdf>.
 Acesso em: 11 de Agosto de 2015.

SHIH, I. L.; VAN, Y. T. The production of poly-(γ -glutamic acid) from microorganisms and its various applications. **Bioresource Technology**, v. 79, n. 3, p. 207-225, 2001.

SHIH, I. L.; VAN, Y. T.; YEH, L. C.; LIN, H. G.; CHANG, Y. N. Production of a biopolymer flocculant from *Bacillus licheniformis* and its flocculation properties. **Bioresource Technology**, v. 78, p. 267-272, 2001.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo Vermelho-Amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 409-419, 2005.

STEPHEN INBARAJ, B.; CHIU, C. P.; HO, G. H.; YANG, J.; CHEN, B. H. Removal of cationic dyes from aqueous solution using an anionic poly- γ -glutamic acid-based adsorbent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, p. 226-234, 2006.

SUGAWARA, H. Japanese business and poverty reduction. **Society and Business Review**, Sapporo, v. 5, n. 2, p. 198-216, 2010.

SUNG, M. H.; PARK, C.; KIM C. J.; POO, H.; SODA, K.; ASHIUCHI, M. Natural and edible biopolymer poly- γ -glutamic acid: Synthesis, production, and applications. **The Chemical Record**, v. 5, p. 352-366, 2005.

TAKAHASHI, T.; YOSHII, M.; KAWANO, T.; KOSAKA, T.; HOSOYA, H. A new approach for the assessment of acrylamide toxicity using a green paramecium. **Toxicology in Vitro**, v. 19, p. 99-105, 2005.

TANIGUCHI, M.; KATO, K.; MATSUI, O.; PING, X.; NAKAYAMA, H.; USUKI, Y.; ICHIMURA, A.; FUJITA, K.; TANAKA, T.; TARUI, Y.; HIRASAWA, E. Flocculating activity of cross-linked poly- γ -glutamic acid against bentonite and *Escherichia coli* suspension pretreated with FeCl_3 and its interaction with Fe^{3+} . **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 100, p. 207-211, 2005a.

TANIGUCHI, M.; KATO, K.; SHIMAUCHI, A.; PING, X.; FUJITA, K. I.; TANAKA, T.; TARUI, Y.; HIRASAWA, E. Physicochemical properties of cross-linked poly- γ -glutamic acid and its flocculating activity against kaolin suspension. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 99, p. 130-135, 2005b.

TANIGUCHI, M.; KATO, K.; SHIMAUCHI, A.; PING, X.; NAKAYAMA, H.; FUJITA, K. I.; TANAKA, T.; TARUI, Y.; HIRASAWA, E. Proposals for wastewater treatment by applying flocculating activity of cross-linked poly- γ -glutamic acid. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 99, p. 245-251, 2005c.

USEPA – Environmental Protection Agency – United States. **Drinking Water Treatability Database: Conventional Treatment.** Disponível em: <
<https://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do>>. Acesso em: 22 de Maio de 2016.

VÁZQUEZ-ALMAZÁN, M. C.; VENTURA, E.; RICO, E.; RODRÍGUEZ-GARCÍA, M. E. Use of calcium sulphate dihydrate as an alternative to the conventional use of aluminum sulphate in the primary treatment of wastewater. **Water SA**, v. 38, n. 5, p. 813-818, 2012.

VOLTAN, P. E. N. **Avaliação da ruptura e do recrescimento de flocos na eficiência de sedimentação em água com turbidez elevada**. 2007. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

WEI, Y.; DONG, X.; DING, A.; XIE, D. Characterization and coagulation–flocculation behavior of an inorganic polymer coagulant – poly-ferric-zinc-sulfate. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 58, p. 351-356, 2016.

YIN, C. Y. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 45, p. 1437–1444, 2010.

YOKOI, H.; ARIMA, T.; HIROSE, J.; HAYASHI, S.; TAKASAKI, Y. Flocculation properties of poly (gamma glutamic acid) produced by *Bacillus subtilis*. **Journal Fermentation of Bioengineering**, v. 82, n. 1, p. 84–87, 1996.

ZARRABAL, O. C.; HIPÓLITO, C. N.; DERMITZ, D. M. B.; JONES, P. M. H.; USCANGA, M. G. A.; BUJANG, K. Treatment of vinasse from tequila production using polyglutamic acid. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. s66-s70, 2012.

ZENG, Y.; PARK, J. Characterization and coagulation performance of a novel inorganic polymer coagulant - Poly-zinc-silicate-sulfate. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 334, p. 147–154, 2009.

ZHANG, Y.; SHI, B.; ZHAO, Y.; YAN, M.; LYTLE, D. A.; WANG, D. Deposition behavior of residual aluminum in drinking water distribution system: Effect of aluminum speciation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 42, p. 142–151, 2016.

APÊNDICE A

Resultados de ensaios de coagulação-floculação-sedimentação, para o coagulante sulfato de alumínio, testado para água bruta de Salto de Pirapora, em período de estiagem.

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO
Coagulante: sulfato de alumínio

Nº do ensaio		SASP01		Parâmetros da água bruta				
				pH	Cor	CE	Turbidez	T
				7,4	720	156,7	595	27,3
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	5,45	17,9	233	21,8	148,5	37,5	230,9
2	60	5,51	19,2	137,6	31,5	196,6	55,6	298,8
3	70	5,44	14,5	109,9	27,2	177,2	37	216,2
4	80	5,34	16,5	121,6	18,7	132,5	35,7	207,4
5	90	5,22	16,6	125	23,2	157,7	36,4	215,3
6	100	5,06	18,4	139,9	39,2	233	49,3	276,1

Nº do ensaio			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			7,1	720	156,1	419	27,1	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,07	17,2	134,1	38	239,7	49,3	299,4
2	60	5,8	17,8	132,9	67,8	357,9	38,5	243,2
3	70	5,64	15,6	122,5	25	178,7	46,6	283,6
4	80	5,44	16,1	128,7	32,4	217,1	25,8	179,3
5	90	5,23	9,74	88,6	25,1	173,8	19,3	142,4
6	100	4,96	18,3	142,9	46	281,7	47,8	290,3

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

Nº do ensaio			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			7,2	720	146,8	450	27,4	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000				Gf	15		
Tm	10				Tf	30		
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,23	13	107,9	21,9	151,4	45,1	265,1
2	60	5,98	17,1	127,9	24,7	167,1	26,7	176
3	70	5,81	13,7	115,2	32,3	207,4	21,3	174,3
4	80	5,59	12,9	103,8	27	185	38,2	235,9
5	90	5,38	11,5	99,8	21,9	149,9	28,7	179
6	100	5,15	15,2	122,4	46	273,7	34,9	218,9

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

APÊNDICE B

Resultados de ensaios de coagulação-floculação-sedimentação, para o coagulante PAC, testado para água bruta de Salto de Pirapora, em período de estiagem.

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO
Coagulante: PAC

Nº do ensaio		PACSP01		Parâmetros da água bruta				
				pH	Cor	CE	Turbidez	T
				6,9	720	146,3	422	24,5
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,81	21,7	176,2	31,3	238	82,2	440
2	60	6,72	14,3	116,2	29,4	217,7	77,6	397
3	70	6,68	17,6	125,2	33,7	237,1	89,8	449,3
4	80	6,66	23,3	156,9	27,1	182,7	82,1	408,4
5	90	6,61	9,11	83,9	13,8	157,5	56,9	307,1
6	100	6,57	13,6	99,7	15,2	138,4	53,1	291,9

Nº do ensaio			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			7,2	720	146,5	477	23,8	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000				Gf	15		
Tm	10				Tf	30		
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	7,32	20,4	160,9	26,5	188,7	45,4	282,2
2	60	7,11	21,4	156,7	31,5	215,5	53,6	300,6
3	70	6,89	10,1	104,8	25,1	144,4	19,6	144,7
4	80	6,9	12,6	98,9	17	128,2	38,6	230,2
5	90	6,94	10,4	84,8	18,6	128,8	27,3	178,9
6	100	6,94	10,1	88,5	20	140,8	30,6	190,9

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

Nº do ensaio			PACSP03			Parâmetros da água bruta				
			pH	Cor	CE	Turbidez	T			
			7,2	720	210	390	25,1			
Parâmetros de mistura e floculação										
Gm	1000				Gf	15				
Tm	10				Tf	30				
Resultados										
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0			
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor		
1	50	7,59	20,1	153,1	27,1	194,1	27,3	187,2		
2	60	7,41	15,3	117,8	14,2	113,6	28,4	185		
3	70	7,32	12,6	99,9	18,9	141,5	25,8	167,7		
4	80	7,26	12,3	98,1	11,8	97,9	26,4	175,2		
5	90	7,15	9,49	35,4	9,92	84,9	19,7	133,9		
6	100	7,06	13,6	105,9	31,5	206,3	22,1	148,8		

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

APÊNDICE C

Resultados de ensaios de coagulação-floculação-sedimentação, para o coagulante PGa21Ca, testado para água bruta de Salto de Pirapora, em período de estiagem.

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO
Coagulante: PGα21Ca

Nº do ensaio		PGSP01		Parâmetros da água bruta				
				pH	Cor	CE	Turbidez	T
				6,8	720	139,3	425	24,5
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	55	6,9	11,8	111,8	12,8	115,2	14,8	148,7
2	60	6,73	10,3	107	11,4	111,9	8,43	139,8
3	65	6,64	6,53	82,7	7,29	82,9	6,54	90,3
4	70	6,7	6,77	79,3	7,59	86,2	8,55	89,6
5	75	6,68	6,47	75,2	6,92	77,9	7,21	85,5
6	80	6,65	4,47	68,7	6,17	76,3	10,7	62,1

Nº do ensaio			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			7	720	147,7	456	24,5	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000				Gf	15		
Tm	10				Tf	30		
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	55	7	15,3	143,9	20,1	170,5	21,4	181,8
2	60	6,87	11,2	110,9	12,2	120,8	15,4	147,1
3	65	6,82	9,93	100,8	11,2	116,5	12,4	121,8
4	70	6,77	8,99	99,3	10,2	104,9	13,7	131,1
5	75	6,76	7,58	94	8,42	92,5	10,1	103
6	80	6,78	6,46	65,2	7,73	91,1	10,6	103

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

Nº do ensaio PGSP03			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			7,2	720	146,5	477	23,8	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	55	7,07	8,46	149,5	18	161,6	21,8	181,6
2	60	6,9	12,7	127,6	14,8	135,4	18,4	160,5
3	65	6,79	8,4	94,3	10	103,4	13,6	126,4
4	70	6,84	7,63	93,1	10,7	107,1	12,3	119,2
5	75	6,83	6,75	88,1	8,29	94,5	10,6	107,3
6	80	6,84	6,42	87,7	7,5	92,5	9,92	101,6

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

APÊNDICE D

Resultados de ensaios de coagulação-floculação-sedimentação, para o coagulante PGa21Ca, testado para água bruta de Salto de Pirapora, em período de chuva.

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO
Coagulante: PGa21Ca

Nº do ensaio		PGSP04		Parâmetros da água bruta				
				pH	Cor	CE	Turbidez	T
				6,9	750	186,5	540	24,5
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,77	49	309,6	54,5	333,5	63,1	374,1
2	60	6,67	21	118,6	23,7	134,8	28	160
3	70	6,6	4,33	53,7	5,45	80,8	19,5	98,6
4	80	6,59	2,93	32,6	2,25	37,4	4,23	49,4
5	90	6,56	2,44	24,4	2,7	29,6	3,82	38,2
6	100	6,54	2,12	19,2	2,28	23,4	3,24	36,2

Nº do ensaio			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			7	750	435	696	25	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000				Gf	15		
Tm	10				Tf	30		
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,97	50,3	331,6	59,9	364,7	68	380
2	60	6,87	4,82	78,9	5,82	91	25,2	141,8
3	70	6,76	2,97	45,4	3,05	32,7	3,89	57,2
4	80	6,8	2,92	40,4	3,09	40,5	4,19	41,5
5	90	6,78	1,86	22,2	2,26	23,2	3,56	33,6
6	100	6,74	1,86	20,7	2,02	23,7	3,42	27,6

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

Nº do ensaio PGSP06			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			7	750	159	665	25	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	7,04	71,1	315,5	71	347,9	78,7	368,6
2	60	6,83	18,2	102,8	20,5	119,5	24,3	117,9
3	70	6,71	2,7	41,4	4,13	56,7	3,69	67,8
4	80	6,66	1,44	27,3	2,81	36,8	3,26	38,9
5	90	6,68	1,5	23,4	1,34	21,6	1,68	27,6
6	100	6,63	1,95	28,7	2,49	30,4	2,92	36,7

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

APÊNDICE E

Resultado dos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação para o coagulante PGa21Ca para água bruta de Rio Grande em período de chuva.

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO
Coagulante: PG α 21Ca

Nº do ensaio			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			6,6	70,9	102,4	1,41	23,5	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000				Gf	15		
Tm	10				Tf	30		
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,44	0,48	42,2	0,53	47,7	0,52	48,6
2	60	6,45	0,49	42,3	0,58	44,8	0,49	46,6
3	70	6,5	0,35	38,9	0,37	40,9	0,37	41
4	80	6,48	0,34	38,5	0,39	40,9	0,45	41
5	90	6,52	0,39	38,5	0,56	36,3	0,41	40,3
6	100	6,45	0,38	38,4	0,54	41,3	0,4	43,8

Nº do ensaio			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			6,6	84,7	117,9	1,82	23	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000				Gf	15		
Tm	10				Tf	30		
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,24	0,35	40,2	0,57	45,6	0,4	57,2
2	60	6,19	0,38	42,8	0,36	27	0,41	36,5
3	70	6,23	0,32	37,7	0,34	37,9	0,35	41
4	80	6,2	0,27	39,8	0,26	37,4	0,42	32,2
5	90	6,28	0,38	40,5	0,32	39,3	0,35	39,2
6	100	6,2	0,59	49	0,38	49,6	0,4	41,3

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).

Nº do ensaio PGRG03			Parâmetros da água bruta					
			pH	Cor	CE	Turbidez	T	
			6,7	70,8	99,7	1,35	24	
Parâmetros de mistura e floculação								
Gm	1000			Gf	15			
Tm	10			Tf	30			
Resultados								
Jarro	DC	pH de coagulação	Vs = 1,0		Vs = 1,5		Vs = 2,0	
			Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor
1	50	6,41	0,04	42,9	0,26	31,6	0,62	42,8
2	60	6,45	0,04	15,9	0,44	40,8	0,54	44,8
3	70	6,41	0,1	42,3	0,43	38,2	1,38	57,1
4	80	6,45	0,37	32,5	0,44	44,3	0,84	41,9
5	90	6,37	0,04	34,5	0,4	35,9	0,4	38,1
6	100	6,39	0,14	39,5	0,32	20,1	0,41	44,4

Nota: Cor (uH); CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turbidez (NTU); T ($^{\circ}\text{C}$); Gm (s^{-1}); Gf (s^{-1}); Tm (s); Tf (min); DC (mg L^{-1}); Vs (cm min^{-1}).