



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades



Doutorado

Engenharia Civil e Ambiental

MARCELA FERREIRA MURAKAMI

**RESISTÊNCIA À QUEBRA E RECRESCIMENTO DE AGLOMERADOS
FORMADOS PELA ADIÇÃO DE TANINO E *MORINGA OLEIFERA*
LAM COMO ALTERNATIVA DE PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES
AGROPECUÁRIOS CODIGERIDOS EM REATORES UASB**

Rio Claro
2021

MARCELA FERREIRA MURAKAMI

**RESISTÊNCIA À QUEBRA E RECRESCIMENTO DE AGLOMERADOS
FORMADOS PELA ADIÇÃO DE TANINO E *MORINGA OLEIFERA*
LAM COMO ALTERNATIVA DE PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES
AGROPECUÁRIOS CODIGERIDOS EM REATORES UASB**

Tese apresentada como requisito para a
obtenção do título de Doutora em
Engenharia Civil e Ambiental da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, Área de Concentração
Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo B. Moruzzi
Coorientador: Prof. Dr. Gustavo
Henrique Ribeiro da Silva

Rio Claro
2021



Murakami, Marcela Ferreira.

Resistência à quebra e recrescimento de aglomerados formados pela adição de tanino e *Moringa Oleifera Lam* como alternativa de pós-tratamento de efluentes agropecuários codigeridos em reatores UASB / Marcela Ferreira Murakami, 2021

129 f. : il.

Orientador: Rodrigo Braga Moruzzi

Tese (Doutorado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2021

1. Efluentes agropecuários. 2. Coagulantes naturais. 3. Índice de floculação. 4. Resistência de Agregados. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências. II. Título.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE MARCELA FERREIRA MURAKAMI, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 26 dias do mês de março do ano de 2021, às 14:00 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de TESE DE DOUTORADO de MARCELA FERREIRA MURAKAMI, intitulada **RESISTÊNCIA À QUEBRA E RECRESCIMENTO DE AGLOMERADOS FORMADOS PELA ADIÇÃO DE TANINO E MORINGA OLEIFERA LAM COMO ALTERNATIVA DE PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTES AGROPECUÁRIOS CODIGERIDOS EM REATORES UASB.**

A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Planejamento Territorial e Geoprocessamento - DEPLAN / Instituto de Geociências e Ciências Exatas (IGCE) de Rio Claro – UNESP, Prof. Dr. ANDRE LUIZ DE OLIVEIRA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil / Universidade Federal de Uberlândia, Prof. Dr. ARNALDO SARTI (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia, Física e Matemática / Instituto de Química - UNESP Araraquara, Prof. Dr. CARLOS MAGNO DE SOUSA VIDAL (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), Prof. Dr. EDSON APARECIDO ABDUL NOUR (Participação Virtual) do(a) Departamento de Infraestrutura e Ambiente / Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - FEC / UNICAMP - Campinas/SP. Após a exposição pela doutoranda e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: APROVADO.

Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.



Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI

Dedicatória

Este trabalho é dedicado ao meu pai, em sua memória e honra, com muito amor, gratidão e saudades.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é uma conquista pessoal de mérito coletivo.

Agradeço, inicialmente, meu orientador professor Dr. Rodrigo Braga Moruzzi, profissional dedicado e exemplar, pelos inúmeros ensinamentos, compreensão e incentivo ao longo desta longa jornada. Eu não teria conseguido sem você.

À empresa Agrocere Multimix, representada pelo diretor Maurício Nacif, por aprovar a realização deste doutorado. À minha gerente Raquel Coelho, pelo apoio em todo o processo. Ao Edmo Carvalho e à Adriana Citroni, pela confirmação de dados importantes da revisão bibliográfica. À Ana Elisa, pelo auxílio na moagem da moringa.

À empresa TANAC SA e à ETA II de Rio Claro, pelas amostras gentilmente fornecidas. Ao colegas Fernando Souza, César Flor, Jonas Sousa e à toda equipe de logística da empresa Agrocere Multimix, pela coleta e transporte das amostras de efluente.

Ao diretor do IGCE, Prof. Dr. José Alexandre Periotto, por autorizar minha entrada na Universidade em meio à pandemia. À técnica Suely Martins e a todos os colegas do grupo de pesquisa, em especial ao Pedro, Karina, Luiza e Laís.

Ao professor Dr. Edson Aparecido Abdul Nour, pelas excelentes aulas ministradas e por todo apoio fora da sala de aula.

Aos membros de minha banca de qualificação, prof. Dr. Arnaldo Sarti e Dra. Ana Flavia Vieira Pontes, por todas as considerações feitas no trabalho inicial.

Ao meu co-orientador, prof. Dr. Gustavo Ribeiro, pelo apoio na pesquisa, presidência de meu exame geral de qualificação e pelas amostras de moringa.

Aos Professores Dr. André Oliveira, Dr. Arnaldo Sarti e Dr. Carlos Vidal, por contribuírem para tornar este trabalho melhor.

Às amigas Joseane, Larissa, Natasha, Thaís, Amanda, Kika, Mariana, Priscila, Valéria, Valquiria e Vanessa, por serem quem são.

À minha mãe, por nos educar com princípios de honestidade, força e resiliência. Ao meu pai, por nos ensinar sobre a brevidade da vida. Foi inspirada em sua vontade de viver que terminei esse trabalho.

Aos meus irmãos, avó e sobrinhos, base de minha alegria familiar.

Ao meu amado filho Vinícius, que continua sendo minha motivação diária para ir além.

Ao Luiz Gustavo, fonte inesgotável de companheirismo e cumplicidade, pelo apoio técnico e suporte emocional nesses tempos insanos.

Enfim, a todos que contribuíram para a concretização deste projeto e, mesmo sem terem sido citados aqui, merecem reconhecimento e gratidão.

*“Se você faz tudo sempre igual é seguro que nunca
se perca, mas é possível que nunca se ache”*

Sérgio Vaz

Resumo

Nos processos de separação sólido-líquido a existência de aglomerados com determinado tamanho e resistência é um fator crucial, uma vez que esses devem possuir dimensões mínimas para serem facilmente removidos da fase líquida e, também, serem resistentes face ao estresse sofrido durante o transporte através de canais, aberturas e passagens. Igualmente importante é a capacidade dos agregados recrescerem quando eventualmente quebrados, recuperando parcialmente suas características antes de serem removidos do sistema. O presente trabalho investigou a ação dos coagulantes de base natural tanino e moringa na formação, resistência à quebra e recrescimento de aglomerados em efluentes agropecuários mistos da suinocultura e da bovinocultura de leite previamente codigeridos em reatores UASB. Ensaios de bancada foram realizados em um reator estático para simular as etapas de mistura rápida, floculação, quebra e refloculação em condições controladas. Foram investigados cinco diferentes cenários de quebra das partículas, com aplicação de incremento de agitação variando de 80 a 600 rpm. Ensaios sem agente coagulante e com aplicação de cloreto férrico foram realizados como controle, para comparação dos resultados. O monitoramento online do índice de floculação (IF), medida adimensional que indica, indiretamente, o tamanho das partículas existentes no meio, foi realizado ao longo dos ensaios via equipamento de análise de dispersão fotométrica (PDA). Os resultados demonstraram que os coagulantes de base natural contribuíram para a formação de agregados de maior dimensão, quando comparados aos formados nos ensaios-controle. Tanto a adição de *Moringa Oleífera Lam* (dosagens 0,5 a 40,0 g/L) quanto a de Tanfloc SL® (dosagens 100 a 800 mg/L) geraram aglomerados mais resistentes, com Fator de Resistência superior a 90%. No tocante ao potencial de recrescimento dos aglomerados, os resultados obtidos com o agente químico foram maiores, indicando que os aglomerados formados com cloreto férrico possuem menor tamanho e resistência, mas capacidade de retomada de tamanho quando as condições do meio permitem. Os resultados apontam que existe um ponto ótimo de aplicação dos coagulantes aplicados e, a depender das condições impostas pelo sistema, a utilização da moringa e do tanino no pós-tratamento de reatores UASB é uma alternativa potencialmente viável, com preceitos de economia circular.

Palavras-chave: efluentes agropecuários, coagulantes naturais, índice de floculação, resistência de agregados.

Abstract

In the solid-liquid separation processes, the existence of agglomerates with suitable size and resistance is crucial for treatment good performance as flocs must resist stressing during the transport through channels, apertures and orifices. The ability of aggregates regrow when eventually broken is equally important, recovering partially their characteristics before being removed from the system. The present work investigated the influence of natural coagulants tannin and moringa in formation, resistance and regrowth of agglomerates in animal sewage from swine and dairy cattle husbandry previously codigested in UASB reactors. Bench tests were conducted in a static reactor to simulate the stages of rapid mixing, flocculation, breakage and reflocculation under controlled conditions. Five different scenarios of particle's breaking were investigated, with agitation ranging from 80 to 600 rpm. Trials without coagulation agent and with application of ferric chloride were performed as control, to compare the results. The online monitoring of Flocculation Index (FI), a dimensionless measure that indirectly indicates the size of the particles in the suspension was measured during the tests via photometric dispersion analysis equipment (PDA). The results showed that natural-based coagulants contributed to the formation of larger aggregates, when compared to those formed in the control trials. Both addition of MOL (dosages 0.5 to 40.0 g.L⁻¹) and Tanfloc SL® (dosages 100 to 800 mg.L⁻¹) generated more resistant agglomerates in the applied doses, with an SF greater than 90%. Regarding the potential for regrowth of the agglomerates, the results obtained with the chemical agent were greater, indicating that the agglomerates formed with ferric chloride have less size and resistance, but capacity to recover in size when the conditions of the environment allow. The results indicate that there is an optimum application point for the applied coagulants and, depending on the conditions imposed by the system, the use of moringa and tannin as UASB reactors post treatment is a alternative potentially viable, with precepts of circular economy.

Keywords: animal husbandry sewage, natural coagulants, flocculation index, aggregate resistance.

Índice de Figuras

	Pág.
Figura 1 – Esquema ilustrativo de um reator UASB	09
Figura 2 – Esquema ilustrativo do mecanismo de compressão da dupla camada	12
Figura 3 – Esquema ilustrativo do mecanismo de adsorção e neutralização	13
Figura 4 – Esquema ilustrativo do mecanismo de coagulação por varredura	14
Figura 5 – Esquema ilustrativo do mecanismo de adsorção e formação de pontes	14
Figura 6 – Moringa: detalhe de suas folhas, flores, vagens e sementes	18
Figura 7 – Reação de cationização do tanino pela reação de Mannich	25
Figura 8 – Árvore Acácia Negra e amostra do produto Tanfloc SL®	27
Figura 9 – Esquema ilustrativo dos efeitos agregação e ruptura e do estado estacionário atingido nos processos de floculação	33
Figura 10 – Esquema ilustrativo de uso de PDA para determinação do índice de floculação dos aglomerados formados através do monitoramento de suspensões	36
Figura 11 – Etapas dos ensaios e pontos de determinação dos IF	40
Figura 12 – Relação entre FR, IF e G aplicados na etapa de ML por Li et al. (2007)	42
Figura 13 – Imagem aérea da fazenda experimental e localização da ETE	44
Figura 14 – Esquema ilustrativo do sistema de tratamento e do ponto de coleta das amostras do efluente agropecuário estudado	45
Figura 15 – Tanque de equalização (A) e separador de sólidos da suinocultura (B)	46
Figura 16 – Tanque de equalização e separador de sólidos da bovinocultura de leite	46
Figura 17 – Tanque de equalização central, reatores UASB e filtros anaeróbios	46
Figura 18 – Registro de amostragem do material de estudo	47
Figura 19 – Montagem experimental utilizada no estudo	48
Figura 20 – Esquema ilustrativo da programação do equipamento Jar Test	50

Figura 21 – Produto comercial Tanfloc SL® (A) e solução utilizada nos ensaios (B)	51
Figura 22 – Sementes de MOL com casca (A), descascadas (B) e moídas (C)	51
Figura 23 – Cloreto férrico 40% utilizado no estudo	52
Figura 24 – Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes	55
Figura 25 – IF ao longo das etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes	57
Figura 26 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes	58
Figura 27 – IF ao longo das etapas quebra nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes	59
Figura 28 – FR dos aglomerados formados nos ensaios sem aplicação de agentes coagulantes	60
Figura 29 – Valores médios do IF nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes	60
Figura 30 – IF ao longo dos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes	61
Figura 31 – FRC dos aglomerados - ensaios sem aplicação de agentes coagulantes	62
Figura 32 – IF ₁ , IF ₂ e IF ₃ nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes	63
Figura 33 – Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	63
Figura 34 – IF ao longo das etapas homogeneização e início da floculação dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	64
Figura 35 – Variação da turbidez antes da dosagem de cloreto férrico e após a etapa de floculação e sedimentação	66
Figura 36 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	67
Figura 37 – IF ao longo das etapas quebra dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	68
Figura 38 – IF ₁ e IF ₂ nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	69

Figura 39 – FR dos aglomerados nos ensaios com aplicação de cloreto férrico	70
Figura 40 – Valores de IF_2 e IF_3 nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	71
Figura 41 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico – Dosagem 1	72
Figura 42 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico – Dosagem 2	72
Figura 43 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico – Dosagem 3	72
Figura 44 – FRC dos aglomerados e comportamento individualizado do IF nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	74
Figura 45 – IF_1 , IF_2 e IF_3 nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico	75
Figura 46 – Variação da turbidez antes da dosagem de cloreto férrico, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação	76
Figura 47 – Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados com aplicação MOL	77
Figura 48 – IF ao longo das etapas homogeneização e floculação dos ensaios realizados com aplicação de MOL	78
Figura 49 – Variação da turbidez antes e após a dosagem de MOL	79
Figura 50 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com aplicação de MOL	81
Figura 51 – IF ao longo das etapas quebra dos ensaios realizados com aplicação de MOL	83
Figura 52 – $IF_1 \times IF_2$ nos ensaios realizados com aplicação de MOL	84
Figura 53 – FR calculado para os ensaios realizados com aplicação de MOL	86
Figura 54 – Valores de IF_2 e IF_3 nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de MOL	86
Figura 55 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 1	88
Figura 56 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 2	88
Figura 57 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 3	89

Figura 58 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 4	89
Figura 59 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 5	89
Figura 60 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 6	90
Figura 61 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 7	90
Figura 62 – FRC dos aglomerados e comportamento individualizado do IF nos ensaios realizados com aplicação de MOL	92
Figura 63 – IF ₁ , IF ₂ e IF ₃ nos ensaios realizados com aplicação de MOL ...	94
Figura 64 – Variação da turbidez antes da dosagem de MOL, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação	94
Figura 65 - Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	98
Figura 66 – IF ao longo das etapas homogeneização e floculação dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	99
Figura 67 – Variação da turbidez antes da dosagem de Tanfloc SL® e após a etapa de floculação e sedimentação	100
Figura 68 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	102
Figura 69 – IF ao longo das etapas quebra dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	103
Figura 70 – IF ₁ e IF ₂ nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	104
Figura 71 – FR dos aglomerados nos ensaios com aplicação de Tanfloc SL®	105
Figura 72 – Valores de IF ₂ e IF ₃ nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	106
Figura 73 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® - Dosagem 1	108
Figura 74 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® - Dosagem 2	108
Figura 75 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® - Dosagem 3	108

Figura 76 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® - Dosagem 4	109
Figura 77 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® - Dosagem 5	109
Figura 78 – FRC dos aglomerados e comportamento individualizado do IF nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	111
Figura 79 – IF ₁ , IF ₂ e IF ₃ nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	112
Figura 80 – Variação da turbidez antes da dosagem de Tanfloc SL®, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação	113

Índice de Tabelas

	Pág.
Tabela 1 - Estudos com utilização da MOL no tratamento de águas e efluentes	19
Tabela 2 - Estudos com utilização de tanino no tratamento de águas e efluentes	27
Tabela 3 – Dimensões do reator UASB utilizado para coleta do material de estudo	47
Tabela 4 – pH e turbidez iniciais e após etapas de MR (pH) e ML e sedimentação – Ensaio com aplicação de cloreto férrico	66
Tabela 5 – Pontos mínimos de IF na etapa quebra (IF ₂) – Ensaio com aplicação de cloreto férrico	69
Tabela 6 – Turbidez inicial, após etapas de ML e sedimentação e após etapas de quebra e recrescimento – Ensaio com aplicação de cloreto férrico	76
Tabela 7 – pH e turbidez iniciais e após etapas de MR (pH) e ML e sedimentação – Ensaio com aplicação de MOL	80
Tabela 8 – Pontos mínimos de IF na etapa quebra - Ensaio com aplicação de MOL	84
Tabela 9 – FRC calculados para os ensaios realizados com aplicação de MOL	85
Tabela 10 – FRC calculados para os ensaios realizados com aplicação de MOL	92
Tabela 11 – Turbidez inicial, após etapas de ML e sedimentação e após etapas de quebra e recrescimento – Ensaio com aplicação de MOL	96
Tabela 12 – pH e turbidez iniciais e após etapas de MR (pH) e ML e sedimentação – Ensaio com aplicação de Tanfloc SL®	101
Tabela 13 – Pontos mínimos de IF na etapa quebra (IF ₂) – Ensaio com aplicação de Tanfloc SL®	104
Tabela 14 – FR calculados para os ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	105
Tabela 15 – FRC calculados para os ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®	110
Tabela 16 – Turbidez inicial, após etapas de ML e sedimentação e após etapas de quebra e recrescimento – Ensaio com aplicação de Tanfloc SL®	114

Sumário

Resumo	i
Abstract.....	ii
Índice de Figuras.....	iii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo geral.....	3
2.2 Objetivo específico	3
3 HIPÓTESE	4
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
4.1 Efluentes agropecuários e seus impactos ambientais.....	5
4.2 Reatores UASB no tratamento de dejetos agropecuários	7
4.3 Pós-tratamento físico-químico de reatores UASB	10
4.3.1 Coagulação e floculação	11
4.4 Coagulantes químicos versus coagulantes de base natural	16
4.4.1 Moringa oleifera Lam (MOL)	17
4.4.2 Tanino	24
4.5 Resistência e recrescimento de flocos em operações de separação sólido-líquido	32
4.6 Uso da dispersão fotométrica para determinação da resistência de aglomerados	35
4.6.1 Fator de resistência (FR) e fator de recrescimento (FRC)	40
5 MATERIAL E MÉTODOS	44
5.1 Material de estudo	44
5.2 Ensaio de coagulação, floculação, quebra e recrescimento	48
5.2.1 Montagem experimental.....	48
5.2.2 Programação dos ensaios.....	49
5.2.3 Preparo dos agentes coagulantes.....	50
5.2.4 Condução dos ensaios.....	52

5.2.5 Tratamento dos dados	Erro! Indicador não definido.
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
6.1 Ensaios sem adição de coagulantes.....	55
6.1.1 Etapas homogeneização e floculação.....	55
6.1.2 Etapa quebra.....	57
6.1.3 Etapa recrescimento	60
6.2 Ensaios com cloreto férrico.....	63
6.2.1 Etapa homogeneização e floculação.....	63
6.2.2 Etapa quebra.....	67
6.2.3 Etapa recrescimento	70
6.3 Ensaios com adição de MOL	77
6.3.1 Etapa homogeneização e floculação.....	77
6.3.2 Etapa quebra.....	81
6.3.3 Etapa recrescimento	86
6.4 Ensaios com adição de Tanfloc SL®	97
6.4.1 Etapa homogeneização e floculação.....	97
6.4.2 Etapa de quebra.....	101
6.4.3 Etapa de recrescimento	106
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	115
7.1 Em relação à formação de aglomerados	115
7.2 Em relação à resistência dos aglomerados	115
7.3 Em relação ao potencial de recrescimento dos aglomerados.....	116
7.4 Recomendações	116
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117

1 INTRODUÇÃO

A eficiência do processo de separação sólido-líquido depende da formação de agregados com características compatíveis com a tecnologia de separação utilizada.

Comumente é suposto que partículas grandes possuem velocidades terminais mais altas. Entretanto, conforme explicam Moruzzi et al. (2020), mecanismos complexos que envolvem processos de agregação, quebra e reestruturação, dentre outros, podem resultar em aglomerados de mesmo tamanho e diferentes velocidades de assentamento terminal. Nesse contexto, o conhecimento da resistência e capacidade de recrescimento dos aglomerados são características cruciais na eficiência das operações de separação sólido-líquido em estações de tratamento de água e efluentes (ROSSINI et al., 1999; JARVIS et al., 2005; NAN et al., 2016).

A resistência é uma propriedade descrita como a capacidade dos agregados manterem suas características físicas (como tamanho e morfologia) durante o transporte através de unidades hidráulicas (MORUZZI et al.; 2019). De nada adiantariam etapas de coagulação e floculação bem projetadas se os aglomerados formados não resistissem às diversas tensões aplicadas na sequência do tratamento (Chakraborti, 2003; Yukselen e Gregory, 2004).

O PDA (*Photometric Dispersion Analyser*) é um monitor de suspensões fluidas que pode ser utilizado para obter, indiretamente, a resistência e a capacidade de recuperação de aglomerados. O equipamento, idealizado por Gregory (1985), relaciona a absorção de luz com propriedades do material por ela atravessado, gerando uma medida adimensional chamada Índice de Floculação (IF), calculada e apresentada de forma gráfica por um software que acompanha o equipamento.

A grande maioria dos trabalhos utilizando PDA são voltados para o tratamento de água (GREGORY and NELSON, 1986; YUKSELEN e GREGORY, 2002; LI et al., 2007; Jarvis et al., 2005). A aplicação da tecnologia em ensaios utilizando efluentes é

bem mais discreta e desconhecida no tocante ao estudo de efluentes agropecuários codigeridos.

Tradicionalmente, o tratamento dos dejetos agropecuários é realizado biologicamente, com atuação de microrganismos aeróbios, anaeróbios ou facultativos, que estabilizam a matéria orgânica presente no meio. Lagoas de estabilização, biodigestores, filtros, reatores UASB e lodos ativados são exemplos dos equipamentos mais utilizados para esse fim.

Sistemas de tratamento utilizando processos físico-químicos envolvendo coagulação, floculação e decantação configuram-se uma alternativa de pós-tratamento de reatores biológicos, com a função de remover partículas suspensas e sedimentáveis não fixadas nas etapas anteriores.

A coagulação usualmente é realizada pela adição de sais de íons bivalentes, principalmente os derivados de ferro ou alumínio. Apesar de serem eficientes no que tange a remoção de cor e turbidez, os sais metálicos apresentam algumas desvantagens como: necessidade de correção de pH (o que demanda a utilização de mais produtos químicos), grande produção de lodo não biodegradável e possibilidade de residuais na água tratada. Segundo Ndabigengesere e Narasiah (1998), Gauthier et al. (2000), Flaten (2001) e Wang et al. (2016), o sulfato de alumínio é comprovadamente neuro tóxico, estando diretamente relacionado ao mal de Alzheimer.

Com preceitos de economia circular, o uso de coagulantes de base natural, como a moringa e o tanino, vem despontando como alternativa sustentável, não só pelo fato de serem uma fonte renovável barata, mas também por produzirem um lodo sem contaminantes químicos, com potencial aproveitamento na fertilização dos solos (BELTRÁN-HEREDIA, 2011; OLADOJA, 2015; JUSTINA et al., 2018).

Dessa forma, este trabalho objetivou investigar o papel dos coagulantes de base natural tanino e moringa na formação, resistência à quebra e recrescimento de aglomerados em efluentes agropecuários mistos da suinocultura e da bovinocultura de leite previamente codigeridos em reatores UASB.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar a resistência à quebra e recrescimento de aglomerados formados pela adição dos coagulantes de base natural tanino (produto comercial Tanfloc SL®) e *Moringa oleifera Lam* (MOL) como alternativa de pós-tratamento de efluentes agropecuários da suinocultura e da bovinocultura leiteira codigeridos em reatores UASB.

2.2 Objetivo Específico

- Realizar ensaios-controle com aplicação de cloreto férrico e sem agentes coagulantes sob as mesmas condições de agitação para análise comparativa dos resultados.

3 HIPÓTESE

A hipótese desta tese é que os coagulantes de base natural tanino e MOL produzem aglomerados com tamanho e resistência superiores aos formados com adição do coagulante químico cloreto férrico.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Efluentes agropecuários e seus impactos ambientais

O agronegócio é, sem dúvidas, um dos pilares da economia brasileira. De acordo Zoccal (2018), o Brasil possui o segundo maior rebanho de bovinos de leite do mundo (23 milhões de cabeças) perdendo apenas para a Índia. Na suinocultura, o país ocupa o quarto lugar no ranking de produção mundial, com um plantel de mais de 2 milhões de matrizes alojadas (BRASIL, 2019).

Quando confinadas, as criações de suínos e bovinos apresentam elevada concentração de animais por área de produção. Como consequência direta, tem-se a geração de grandes volumes de águas residuais com elevado potencial poluidor, tanto para a água quanto para o ar e solo (YETILMEZSOY et al., 2009; BERTONCINI, 2008).

Comparando-se dados médios dos volumes gerados e das concentrações de matéria orgânica presentes em efluentes da suinocultura e da bovinocultura leiteira com valores convencionais citados para efluentes sanitários, calcula-se que enquanto um suíno produz 25% do volume de efluente gerado por um ser humano, com concentração de matéria orgânica doze vezes maior (BRASIL, 2016; PALHARES, 2007), uma vaca em lactação produz um volume de efluente três vezes superior ao sanitário, com concentração de matéria orgânica sete vezes superior a observada em esgotos domésticos (CRONK, 1996; WOOD et al., 2007; NEWMAN et al., 2000; DUNNE et al., 2005). Em termos de equivalente populacional é como se o potencial poluidor de um suíno equivalesse a três seres humanos e, o de uma vaca leiteira, a mais de vinte.

Além da elevada concentração de matéria orgânica, os efluentes agropecuários são, também, ricos em nutrientes e metais. Os dejetos suínos, por exemplo,

apresentam elevada concentração de nitrogênio, fósforo, zinco e cobre. Segundo o Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos (NRC, 2012), devido a características de sua conversão alimentar, os suínos podem excretar até 60% do nitrogênio, 80% do fósforo e 95% dos macros e micronutrientes fornecidos em sua alimentação. Segundo Pelissari (2013), uma elevada porcentagem dos minerais consumidos pelas vacas não são convertidos pelos animais, sendo eliminados na forma de dejetos. Assim, são encontrados em seus efluentes metais pesados na forma de óxido de zinco e sulfato de cobre, que podem trazer impactos ao meio ambiente e à saúde pública quando não gerenciados adequadamente.

Exatamente por serem ricos em nutrientes, muitos produtores utilizam os dejetos agropecuários na fertirrigação de suas culturas. Todavia, considerando a inexistência de tratamento prévio ou tratamento ineficiente aliado à ausência de equacionamento dos volumes máximos aplicáveis, as irrigações realizadas pelos produtores – por eles chamadas de fertirrigação - são, na realidade, lançamentos indiscriminados que contaminam o solo e o lençol freático. Para uma utilização sem riscos ambientais, estudos prévios para a prática devem ser realizados, levando-se em conta recomendações agronômicas baseadas em balanço de nutrientes e os limites preconizados pela legislação ambiental vigente.

Conforme descreve Yingrong et al. (2017), a contaminação de águas superficiais e subterrâneas são uma das principais manifestações de degradação ambiental decorrentes das atividades agropecuárias. Quando lançados sem prévio tratamento, os dejetos animais podem oferecer riscos à saúde pública e ao abastecimento devido à presença de elementos patogênicos e/ou tóxicos (QADIR et al., 2010).

Uma grave consequência da disposição de efluentes agropecuários brutos em corpos d'água é o aumento da demanda de oxigênio no meio aquático provocada pela estabilização da matéria orgânica, que resulta na formação de pequenas quantidades de sais minerais dissolvidos na água, principalmente nitrogênio e fósforo, cuja presença leva ao desenvolvimento excessivo de algas e consequente eutrofização de rios, riachos, lagos e lagoas (FILIP & MIDDLEBROOKS, 1976).

Diante de ações fiscalizadoras mais rigorosas e condicionantes exigidas nos processos de licenciamento ambiental, nos últimos anos diversas propriedades passaram a instalar sistemas de tratamento de dejetos em suas granjas, sendo a biodigestão anaeróbia empregada na maioria dos processos.

4.2 Reatores UASB no tratamento de dejetos agropecuários

Conforme descrito por Orrico et al. (2007), a utilização de processos anaeróbios para redução do poder poluente dos efluentes agropecuários vem se destacando na literatura nas últimas décadas, pois além de reduzir os riscos ambientais e sanitários dos dejetos, têm como subprodutos biogás e biofertilizantes, que podem ser utilizados na própria unidade produtora.

Dejetos da avicultura, suinocultura e bovinocultura têm estimativa de produção de biogás variando de 270 a 560 m³ por tonelada de material seco, com percentual de gás metano de até 55% (COLATTO e LANGER, 2011). A geração do biogás a partir dos dejetos animais traz aos produtores uma opção de energia renovável, com possibilidade de autossuficiência ou redução de gastos com energia elétrica externa.

Além da vantagem energética, o aproveitamento dos dejetos agropecuários possibilita o uso racional da água nas propriedades, com a aplicação do efluente tratado na irrigação das culturas. A fertirrigação não só economiza água, mas também reduz a necessidade de adição de fertilizantes químicos nas culturas, uma vez que os efluentes tratados possuem nutrientes requeridos pelas plantas.

Tradicionalmente, os biodigestores e as lagoas de tratamento são as principais tecnologias utilizadas nas granjas de suínos e bovinos leiteiros. Razoavelmente eficientes quando devidamente projetados e operados, tais sistemas possuem a desvantagem de requererem elevadas áreas de implantação em detrimento do tempo de residência ou tempo de retenção das fases sólida e líquida necessário para a estabilização da matéria orgânica presente no efluente em tratamento.

Nesse contexto, o uso de reatores de alta carga, como os anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (ou reatores UASB, do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket) surgiu como tecnologia promissora no cenário agropecuário, principalmente diante da capacidade de tratamento de efluentes com elevada carga orgânica em reduzidos tempos de detenção hidráulica (TDH).

De acordo com Chernicharo et al. (2018), as primeiras aplicações com reatores UASB são associadas ao tratamento de efluentes das indústrias de processamento de batata para extração de amido e de beterraba para obtenção de açúcar. Posteriormente, ainda nos anos 70 e na Holanda, os mesmos pesquisadores realizaram testes com amostras de esgoto sanitário, conduzindo ensaios em escalas laboratorial e piloto.

Especificamente no Brasil, o uso dos reatores UASB para o tratamento de esgoto sanitário teve início na década de 1980, quando se iniciaram projetos de vários grupos nacionais de pesquisa. Atualmente, de acordo com o Chernicharo et al. (2018), existem cerca de 900 equipamentos instalados no Brasil, sendo mais de 20% deles no estado de Minas Gerais.

O uso de reatores UASB no tratamento de dejetos agropecuários é ainda algo recente, com a maioria dos trabalhos realizados em escala laboratorial ou piloto (LO et al., 1993, URBINATI et al., 2003, LIANGWEI et al., 2003, PEREIRA-RAMIREZ et al., 2004). Exemplos de aplicação em escala real são encontrados em menor proporção, como o trabalho publicado por Schoenhals et al. (2007), com foco no tratamento exclusivo de dejetos de suínos.

Durante a elaboração da revisão bibliográfica deste trabalho não foram encontradas publicações referentes à codigestão de efluentes agropecuários de suínos e bovinos de leite em reatores UASB em escala real, indicando o ineditismo do tema.

Além de possibilitar o tratamento conjunto, com redução das áreas demandadas e custos envolvidos, a codigestão de dejetos agropecuários pode potencializar a produção de biogás no sistema anaeróbio de tratamento, pois a mistura dos efluentes proporciona a equalização das cargas afluentes e razão carbono-nitrogênio do substrato – o que influencia diretamente na concentração do metano gerado (KHALID et al., 2011; MATA-ALVAREZ et al., 2011).

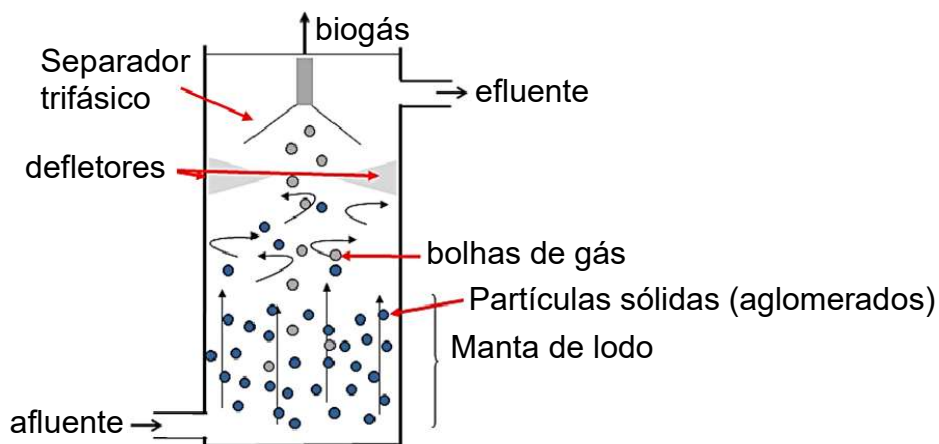
Nos reatores UASB a matéria orgânica presente no efluente é estabilizada por uma comunidade microbológica mantida em suspensão na zona de digestão do equipamento. O efluente em tratamento entra pelo fundo do reator, seguindo uma trajetória ascendente através de uma camada de biomassa conhecida como manta de lodo. É nesta zona de digestão que se dá a conversão da matéria orgânica em biogás e material celular (multiplicação dos microrganismos).

Na sequência, a mistura formada por efluente, sólidos e gases entra em contato com uma barreira física chamada defletor, situada logo acima da zona de digestão. Com o choque, tem-se a desestabilização e separação das fases. Por meio de outras barreiras físicas situadas na parte superior do UASB (decantador e separador trifásico), tem-se o direcionamento dos gases para o topo do reator, o retorno do lodo para a zona de digestão e a saída do efluente para a sequência do tratamento. Por já

sair estabilizado, o lodo gerado no sistema pode ser direcionado para um leito de secagem, dispensando tratamentos adicionais.

A Figura 1 apresenta o esquema ilustrativo do funcionamento de um reator UASB.

Figura 1 - Esquema ilustrativo de um reator UASB



Fonte: modificado de Anijiofor et al. (2017)

Embora apresentem diversas vantagens como: baixa área de instalação demandada, baixos custos de operação, estabilidade do lodo excedente e possibilidade de aproveitamento energético do biogás gerado, os reatores UASB apresentam limitações para o tratamento de efluentes com altas concentrações de sólidos suspensos (como os agropecuários), principalmente no que diz respeito ao tempo necessário para que a hidrólise se realize.

Para minimizar este problema, autores como Ghosh et al. (1974), Van Haandel e Lettinga (1994), Borja e Banks (1994) e Seghezze et al. (1998) descrevem como vantajosa a adoção de um sistema de tratamento anaeróbio realizado em dois estágios, no qual o primeiro reator tem a função de hidrólise parcial da matéria orgânica e, o segundo, de complementação da digestão dos compostos solúveis formados anteriormente.

Urbinati e colaboradores (2013) referem como vantagem do processo a maior resistência do sistema à choques de cargas orgânica e hidráulica, com manutenção da eficiência de remoção do sistema. No caso, o primeiro reator acomoda as variações das cargas afluentes, permitindo a aplicação de cargas constantes no segundo reator (BOUALLAGUI et al., 2005).

Abreu Neto (2007) avaliou o desempenho de um processo anaeróbio em dois estágios tratando águas residuárias da suinocultura em reator compartimentado seguido de reator UASB em escalas piloto. Com concentrações médias de SST variando de 4.500 a 12.000 mg/L, o autor obteve eficiências médias de remoção de DQO total de até 88% no primeiro reator e até 58% no segundo reator, com eficiência global de remoção de até 95% da DQO afluyente.

Apesar da realização da digestão anaeróbia em dois estágios reduzir significativamente a concentração de sólidos suspensos e DBO/DQO do efluente em tratamento, por vezes a concentração dos parâmetros afluentes é tão elevada que a realização de uma terceira e até quarta etapa de tratamento se faz necessária.

Face à conhecida limitação da tecnologia anaeróbia em remover nutrientes presentes no efluente, a instalação de unidades de pós-tratamento em sequência a reatores UASB mostra-se de suma importância não só como forma de se obter um efluente final adequado para os diversos fins previstos, mas também como meio de atendimento à legislação ambiental sem ocasionar impactos adversos à natureza ou problemas de saúde pública.

4.3 Pós-tratamento físico-químico de reatores UASB

Sólidos são, certamente, um dos principais constituintes dos efluentes agropecuários. De natureza orgânica ou inorgânica, os sólidos podem ser classificados em sedimentáveis, suspensos ou dissolvidos, dependendo do tamanho e características de suas partículas.

Conforme descrevem Metcalf e Eddy (2016), sólidos sedimentáveis são aqueles que facilmente decantam pela ação da gravidade, principalmente quando o meio líquido permanece em repouso ou com pouca agitação. São partículas visíveis a olho nu, com diâmetro superior a 1 mm. Sólidos sedimentáveis inorgânicos (como areia, por exemplo) devem ser evitados em sistemas biológicos de tratamento de efluentes, sendo sua remoção prévia recomendada.

Sólidos dissolvidos, por sua vez, são micropartículas de sais ou matérias orgânicas presentes no meio aquoso, com diâmetros inferiores a 10^{-3} μm . São as partículas responsáveis pela coloração de águas e efluentes, sendo determinados pela não retenção em membrana filtrante em ensaios laboratoriais. Grande parte da matéria orgânica presente nos efluentes agropecuários é oriunda desse material.

Quando não sedimentáveis e não filtráveis, os sólidos são considerados suspensos, com diâmetros médios entre 10^0 e 10^3 μm . Di Bernardo (2004) descreve que os sólidos suspensos são, juntamente com as partículas coloidais (diâmetro entre 10^{-3} e 10^0 μm), componentes responsáveis pela turbidez de águas e efluentes, parâmetro de controle essencial no monitoramento de estações de tratamento.

Assim como os sólidos sedimentáveis inorgânicos, os sólidos suspensos recalcitrantes ou dificilmente biodegradáveis (como a maravalha) devem ser evitados em sistemas biológicos de tratamento de dejetos agropecuários, visto que prejudicarão a atividade metabólica dos microrganismos presente nos reatores. Nesses casos, a remoção prévia do material, através de filtros rotativos ou peneiras estáticas, é uma etapa essencial.

Efluentes agropecuários tratados de forma anaeróbia reduzem, consideravelmente, a concentração de matéria orgânica dissolvida presente no meio líquido. Todavia, conforme exposto no item 4.2, limitações da tecnologia fazem com que o efluente tratado não apresente condições de lançamento em corpos hídricos ou solo sem que antes passe por um pós-tratamento, como sistemas físico-químico por exemplo.

4.3.1 Coagulação e floculação

Tal qual ocorre em águas brutas e efluentes sanitários, os sólidos suspensos (SS) presentes em dejetos agropecuários apresentam, na grande maioria dos casos, superfície com carga elétrica negativa, em um estado de repulsão que dificulta a aproximação das unidades e formação de aglomerados.

Para viabilizar a remoção física desse material é necessário adicionar, ao meio, substâncias capazes de desestabilizar a carga elétrica da superfície dos SS, em uma etapa conhecida como coagulação. Tradicionalmente, sais metálicos de ferro ou alumínio são os produtos mais utilizados para esse fim, principalmente em sistemas de tratamento de água (METCALF & EDDY, 2016).

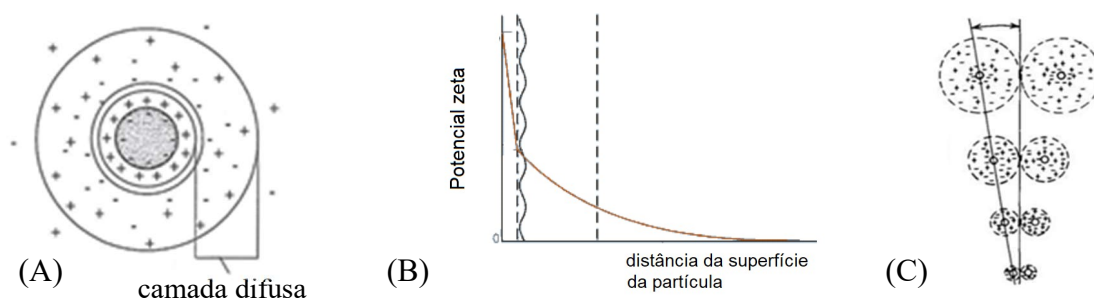
Conforme será apresentado no item 4.4, produtos de origem orgânica vêm se tornando uma alternativa ecológica nos processos de separação sólido-líquido, atuando como coagulantes naturais e trazendo vantagens como a produção de lodos sem contaminantes químicos.

Di Bernardo e Dantas (2005) definem coagulação como o resultado da ação individual ou combinada de quatro mecanismos distintos, sendo eles: (i) compressão da dupla camada elétrica, (ii) adsorção e neutralização de cargas, (iii) varredura e adsorção e (iv) formação de pontes. Independentemente do mecanismo utilizado, a efetividade da coagulação é afetada por diversos fatores, como: concentração de SS, quantidade de coagulante aplicado, pH, intensidade da mistura rápida e gradiente médio de velocidade da mistura lenta (CRITTENDEN et al., 2012).

Em relação à compressão da dupla camada elétrica, Daltin (2011) descreve que as partículas coloidais costumam atrair íons de carga oposta à sua superfície, formando uma espécie de capa de íons aderidos, circundados por uma camada externa difusa. Richter e Azevedo Netto (1991) explicam que a concentração das cargas contrárias à superfície coloidal diminui exponencialmente entre a camada compacta e a camada difusa (intervalo conhecido como Potencial Zeta), igualando-se à concentração de cargas elétricas da solução. Assim, quando um eletrólito é introduzido em um sistema coloidal tem-se um aumento do número de íons na camada difusa das partículas que, para manter-se eletricamente neutra, tem seu volume reduzido (DI BERNARDO, 2004). Nessas condições, as forças de Van der Waals tornam-se dominantes, eliminando a estabilização eletrostática e possibilitando a atração molecular entre as partículas.

A Figura 2 apresenta um esquema ilustrativo do mecanismo de coagulação por compressão da dupla camada.

Figura 2 – Esquema ilustrativo do mecanismo de compressão da dupla camada



Em (A) representação da camada difusa, em (B) representação do potencial Zeta e em (C) a atração molecular entre as partículas devido às forças de Van der Waals.

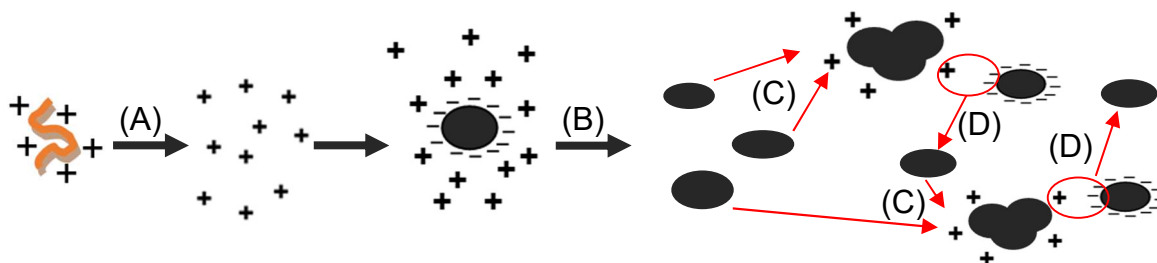
Fonte: modificado de Kemmer (1988) e Daltin (2011)

O mecanismo de adsorção e neutralização, segundo Di Bernardo e Dantas (2005), ocorre não só devido a interações entre o coagulante e o coloide, mas também entre o coagulante e a água e entre a água e o coloide.

Conforme explica Eckenfelder (1989), ao ser adicionado a um meio aquoso, o coagulante é rapidamente hidrolisado, formando cátions que neutralizam a carga negativa superficial dos coloides. São formados, quase que instantaneamente, micro flocos, que retêm cargas positivas devido à adsorção de íons H^+ do meio. Tais micro flocos acabam neutralizando outras partículas coloidais dispersas no meio líquido, a partir de sua adsorção. Segundo Di Bernardo (2004), o mecanismo de adsorção-neutralização é importante em sistemas que utilizam filtração direta como etapa de tratamento, não havendo necessidade de produção de flocos para posterior sedimentação ou floculação.

A Figura 3 apresenta um esquema ilustrativo do mecanismo de coagulação por adsorção e neutralização.

Figura 3 – Esquema ilustrativo do mecanismo de adsorção e neutralização



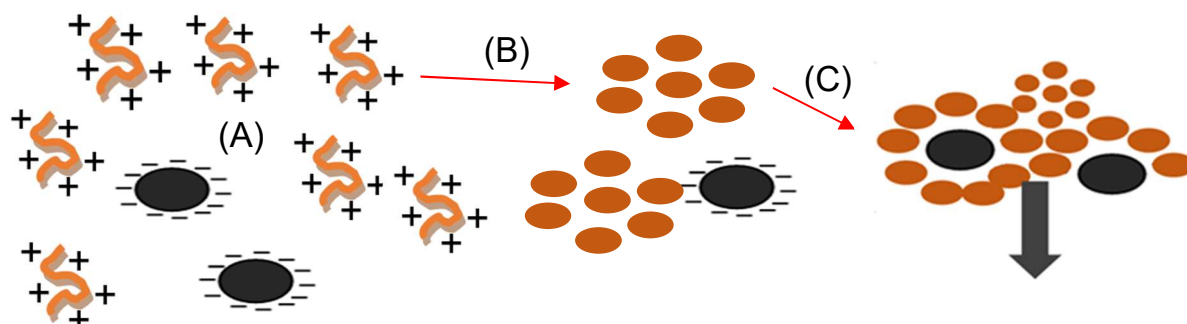
Em (A) hidrólise do coagulante adicionado no meio líquido. Em (B) a neutralização da superfície do coloide. Em (C) formação de micro flocos, que adsorvem as cargas positivas do meio. Em (D) a neutralização da superfície de colóides pelos micro flocos formados.

Fonte: autor

No mecanismo de coagulação por varredura, a aplicação de coagulantes é feita intencionando-se a formação de precipitados dos produtos químicos adicionados em decorrência das alterações de pH do meio aquoso. Com isso, as partículas coloidais são envolvidas pelos precipitados, formando flocos grandes, facilmente removíveis por sedimentação (SANTOS et al., 2007).

A Figura 4 apresenta um esquema ilustrativo do mecanismo de coagulação por varredura.

Figura 4 – Esquema ilustrativo do mecanismo de coagulação por varredura



Em (A) adição de coagulante em excesso, com alteração do pH do meio. Em (B) formação de precipitado do coagulante. Em (C) arraste dos colóides pelos precipitados de coagulante.

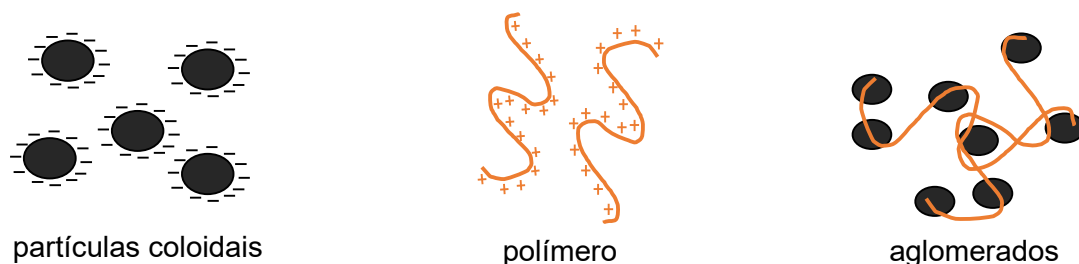
Fonte: autor

Em relação à coagulação por adsorção e formação de pontes, Mendes (1989) descreve que o mecanismo é realizado pela introdução, no meio aquoso, de compostos orgânicos sintéticos ou naturais denominados “polímeros”, os quais caracterizam-se pela presença de sítios ionizáveis ao longo de suas cadeias moleculares. Borba (2001) menciona que polímeros que atuam como coagulantes são chamados de polieletrólitos, sendo classificados de acordo com as características do grupo com carga que apresentam em aniônicos, catiônicos, anfóteros e não iônicos.

Os polieletrólitos agem tanto pela neutralização da carga superficial das partículas coloidais quanto pela adsorção das mesmas em sua superfície, a partir do entrelaçamento das partículas nas cadeias do polímero - as chamadas pontes.

A Figura 5 apresenta um esquema ilustrativo do mecanismo de coagulação por adsorção e formação de pontes.

Figura 5 – Esquema ilustrativo do mecanismo de adsorção e formação de pontes



Fonte: modificado de Richter (2009)

Kawamura (1997) explica que a eficiência da coagulação depende do processo de mistura rápida (MR) , etapa na qual o coagulante é adicionado ao meio. De acordo com o autor, a MR que deve ser capaz de dispersar, homogeneamente e no menor período de tempo possível, todo o produto dosado, para efetiva desestabilização dos colóides presentes no meio aquoso.

A NBR 12216/92 (ABNT, 1999) preconiza, para estações de tratamento de água, gradientes médios de velocidade (G) na etapa de MR da ordem de 700 a 1100 s^{-1} , em tempos de mistura de até 5 segundos.

Tão logo a desestabilização da carga elétrica é realizada pela coagulação, as partículas passam a apresentar condições de agregação, em uma etapa subsequente denominada floculação. A floculação é realizada em um processo de mistura lenta (ML), no qual é imprescindível que o grau de agitação do meio seja reduzido suficientemente de forma a possibilitar o encontro das partículas desestabilizadas e consequente formação de agregados, que aumentarão de tamanho em condições hidráulicas favoráveis.

Moruzzi e colaboradores (2016) descrevem que na floculação as partículas interagem devido ao seu movimento desordenado, causado por três principais fatores: interações pericinéticas (energia térmica), interações ortocinéticas (gradientes médios de velocidade) e sedimentação diferencial (velocidades de sedimentação distintas das partículas).

Como as partículas suspensas em efluentes são maiores e encontram-se em maior concentração que as observadas em sistemas de tratamento de água (ADIN e ASANO, 1998), é possível afirmar que a floculação observada em sistemas de tratamento de efluentes é governada, majoritariamente, por interações ortocinéticas e, dependendo do caso, pela sedimentação diferencial.

A NBR 12216/92 (ABNT, 1999) descreve que o período de detenção e os gradientes de mistura lenta aplicados nos floculadores devem ser determinados por meio de ensaios de bancada com a água a ser tratada. Não sendo possível proceder tais ensaios, a norma recomenda tempos de 20 a 30 minutos para tanques hidráulicos e entre 30 e 40 minutos para tanques mecanizados. Em relação aos gradientes de velocidade, os mesmos devem variar de 70 a 80 s^{-1} no primeiro compartimento e de 10 s^{-1} a 20 s^{-1} no último compartimento.

4.4 Coagulantes químicos versus coagulantes de base natural

Tradicionalmente, o cloreto férrico e o sulfato de alumínio são os coagulantes químicos mais utilizados nos processos convencionais de tratamento de água (MADRONA et al., 2010), formando espécies catiônicas que neutralizam a superfície das partículas em suspensão e viabilizam a floculação (VAHEDI e GORCZYCA, 2012).

O sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) é um composto obtido pela reação de óxido de alumínio (Al_2O_3) e ácido sulfúrico (H_2SO_4). Ao ser adicionado em meio aquoso o produto se dissocia em íons Al^{3+} e SO_4^{2-} . O cátion formado passa, então, a atuar de duas maneiras: neutralizando os coloides negativamente carregados e, em maior parte, reagindo com os íons hidroxila (OH^-) presentes no meio, formando o subproduto hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$).

Por estar carregado positivamente, o hidróxido de alumínio atua mais ativamente na neutralização de carga dos coloides presentes no meio aquoso, ocasionando a coagulação e viabilizando a formação de aglomerados. Sua atuação é feita em conjunto com a adição de óxido de cálcio (CaO), com o objetivo de manter o pH do meio próximo da neutralidade.

Com fórmula química FeCl_3 , o cloreto férrico comercial é uma solução de cor acastanhada, completamente solúvel em água e de caráter ácido, que atua na remoção de cor e turbidez do meio aquoso. Quando utilizado em etapas de coagulação/floculação, o produto neutraliza as cargas negativas dos coloides e forma hidróxidos insolúveis de ferro. Segundo Pavanelli (2001), devido ao peso molecular do elemento, os flocos formados pela adição de cloreto férrico são mais densos que os formados pela adição de sais de alumínio, o que faz com que o tempo de sedimentação seja menor.

Apesar de serem eficientes no que tange a remoção de cor e turbidez do meio, os sais metálicos apresentam algumas desvantagens como: necessidade de correção de pH (o que demanda a utilização de mais produtos químicos), grande produção de lodo não biodegradável e possibilidade de residuais na água tratada.

Segundo Ndabigengesere e Narasiah (1998), Gauthier et al. (2000), Flaten (2001) e Wang et al. (2016), o sulfato de alumínio é comprovadamente neuro tóxico ao ser humano, estando diretamente relacionado ao mal de Alzheimer. Contudo, maiores que os problemas decorrentes do uso de coagulantes químicos em sistemas

de tratamento de água são os prejuízos causados pela inexistência de acesso à água potável e ausência de sistemas de coleta de esgotos que muitos brasileiros enfrentam todos os dias.

Embora o novo marco regulatório do saneamento básico no Brasil inclua metas de universalização de 99% de cobertura para abastecimento hídrico e 90% de cobertura de tratamento de esgotos até o final do ano de 2033, dados da última edição do Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2018) - apontam que apenas 53,2% da população brasileira possui esgoto coletado, sendo pouco mais de 40% desse total tratado.

Como o país ainda possui cerca de 40 milhões de brasileiros sem acesso à água potável, em condições precárias que dificilmente serão sanadas em apenas doze anos, a utilização de produtos naturais no tratamento de água e efluentes é uma alternativa de baixo custo e inúmeros benefícios, incluindo a diminuição de doenças de veiculação hídrica.

Os coagulantes de base natural são substâncias compostas por moléculas de origem essencialmente vegetal, com caráter fortemente catiônico. Da mesma maneira que agem os coagulantes químicos, os coagulantes de base natural são capazes de desestabilizar partículas coloidais presentes no meio aquoso, viabilizando a formação de aglomerados que posteriormente podem ser separados por sedimentação ou filtração.

Com preceitos de economia circular, a utilização de coagulantes de base natural no tratamento de água e efluentes (incluindo os dejetos animais) em propriedades rurais possibilita o aproveitamento não só do efluente tratado e do biogás gerado no tratamento biológico anaeróbio, mas, também, do lodo produzido nas unidades de tratamento, uma vez que se trata de material formado apenas por compostos orgânicos biodegradáveis.

Na presente tese foram investigados os coagulantes de base natural *Moringa oleifera* Lam (MOL) e tanino, detalhados nos itens 4.4.1 e 4.4.2.

4.4.1 *Moringa oleifera* Lam (MOL)

A *Moringa oleifera* Lam (MOL) é uma árvore originária da Índia, introduzida no Brasil por volta de 1950 e facilmente encontrada em regiões de clima tropical,

subtropical ou semiárido. De rápido crescimento, a planta da família Moringaceae atinge o porte arbóreo pouco meses após a semeadura, produzindo sementes logo no primeiro ano de cultivo.

A MOL possui diversas utilizações, com aproveitamento de todas as partes da árvore: enquanto as folhas podem ser empregadas em forragens para animais, as flores são utilizadas na fabricação de cosméticos, as sementes na produção de óleos empregados na indústria de tintas e, a madeira, na produção de papéis e fibras têxteis (LILLIEHOOK, 2005).

A Figura 6 apresenta fotografias da árvore Moringa e detalhes de suas folhas, vagens, sementes e flores.

Figura 6 – Moringa: detalhe de suas folhas, flores, vagens e sementes



Fonte: Paschoal et al. (2020)

As sementes de MOL vêm ganhando destaque no campo do saneamento, como alternativa natural para clarificação da água em comunidades sem outras fontes de abastecimento. Quando comparada com coagulantes químicos, a MOL apresenta uma série de vantagens, como: não requerer ajustes de pH e alcalinidade, não causar problemas de corrosão, ser de baixo custo e produzir baixo volume de lodo (MORAES et al., 2005; SCHAWARZ, 2000; LEDO et al., 2009).

Vários estudos utilizando MOL têm confirmado as propriedades coagulantes efetivas encontradas na semente da árvore, indicando que elas não são tóxicas a humanos e animais (NDABIGENGESERE et al., 1998; MUYIBI et al., 1995).

Segundo Amagloh e Benang (2009), a propriedade coagulante das sementes de MOL é decorrente das proteínas catiônicas de baixo peso molecular presentes em cerca de 40% de sua composição (como a glutamina, a arginina e a prolina). Folkard

e Sutherland (2001) descrevem que o mecanismo predominante na coagulação via sementes de MOL é a adsorção e neutralização de carga.

Estudos sobre a aplicação das sementes de MOL como coagulante ou auxiliar de coagulação no tratamento de águas e efluentes tem aumentado consideravelmente nos últimos anos.

A Tabela 1 apresenta trabalhos publicados nos últimos 20 anos com aplicação de MOL no tratamento de água e efluentes, indicando a concentração aplicada, graus de agitação e tempos utilizados nas etapas de MR e ML.

Tabela 1 - Estudos com utilização da MOL no tratamento de águas e efluentes

Autor	Material de estudo	Concentração (mg/L)	Grau de agitação MR	Tempo MR	Grau de agitação ML	Tempo ML
Ndabigengeser et al. (1998)	Água bruta	50 a 150	100 rpm	120 s	40 rpm	20 min
Bhuptawat et al. (2007)	Esgoto sanitário	50 a 100	100 rpm	120 s	20 rpm	10 min
Silva et al. (2007)	Efluente sanitário	50 a 200	200 rpm	120 s	50 rpm	20 min
Ribeiro (2010)	Água bruta	20 a 120	120 rpm	240 s	30 rpm	25 min
Vaz et al. (2010)	Efluente de galvanoplastia	100 a 600	120 rpm	90 s	20 rpm	15 min
Lo Monaco et al. (2012)	Efluente suinocultura	40 a 640	160 rpm	30 s	15 rpm	15 min
Ströher et al. (2012)	Efluente lavagem jeans	1400 a 2600	95 rpm	2 e 5 min	30 rpm	20 e 30 min
Lo Monaco et al. (2013)	Esgoto sanitário	20 a 5000	160 rpm	30 s	15 rpm	15 min
Matos et al. (2014)	Esgoto sanitário	200 a 3200	160 rpm	30 s	15 rpm	15 min
Valverde (2014)	Água bruta	10 a 200	100 rpm	180 s	15 rpm	15 min
Hamza et al. (2015)	Água bruta	50 a 200	200 rpm	180 s	50 rpm	10 min
Zemmouri et al. (2015)	Água bruta	50 a 200	200 rpm	180 s	35 rpm	10 min
Franco et al. (2017)	Água bruta	100 a 500	280 rpm	110 s	40 rpm	30 min
Pinguelo et al. (2017)	Água bruta	50 a 200	120 rpm	120 s	60 rpm	10 a 40 min
Santana et al. (2017)	Efluente indústria de tintas	5000 a 15000	-	120 s	-	15 min

Ndabigengeser e colaboradores (1998) estudaram o desempenho do extrato de sementes de MOL na coagulação de água para abastecimento com turbidez inicial de 105 UNT em ensaios laboratoriais realizados no Canadá. Os autores fizeram dois extratos distintos, utilizando sementes moídas com casca e sem casca, diluindo-as a um razão de 5 g de produto triturado por 100 mL de água.

Adotando MR com agitação a 100 rpm por dois minutos, ML com agitação a 40 rpm por vinte minutos e coleta de sobrenadante após trinta minutos de sedimentação, os autores obtiveram turbidez residual de 10 UNT com dosagens dos extratos correspondentes a concentrações de 50 mg/L (sementes descascadas) e 500 g/L (sementes não descascadas), indicando que o poder coagulantes da MOL encontra-se concentrado em suas sementes sem casca.

Durante as discussões dos resultados, Ndabigengeser e colaboradores (1998) alertaram para o aumento da concentração da matéria orgânica na água após a adição do extrato de MOL. Considerando que o material pode exercer uma demanda de cloro e atuar como precursora de trihalometanos durante a aplicação do sanitizante, os autores sugeriram que as sementes de MOL somente sejam usadas como coagulante no tratamento de água e esgoto após uma purificação adequada do ativo das proteínas presentes.

Bhuptawat et al. (2007) estudaram a aplicação de extrato de MOL a 2% em concentrações de 50 e 100 mg/L associadas a 10 mg/L de sulfato de alumínio no tratamento de esgoto sanitário em Powai, na Índia. Os autores adotaram MR com agitação a 100 rpm por dois minutos e ML com agitação a 20 rpm por dez minutos, seguidas por um período de sedimentação de trinta minutos. O sobrenadante era, ainda, filtrado em papel Whatman 1 (retenção de partículas de 11 µm) em filtro de areia. Conforme resultados do trabalho, a remoção máxima DQO (64%) foi obtida combinando-se MOL a 100 mg/L e alumínio a 10 mg/L, sendo a remoção mais evidente na etapa de filtração.

Estudando o uso de MOL e FeCl_3 no tratamento de efluente sanitário bruto e pós reator UASB, Silva e colaboradores (2007) aplicaram diferentes dosagens de extrato aquoso de MOL e cloreto férrico em ensaios laboratoriais com efluente sanitário bruto, adotando etapas de MR a 200 rpm por dois minutos, ML a 50 rpm por vinte minutos e tempos de sedimentação de trinta e noventa minutos.

Em uma segunda etapa, os mesmos autores aplicaram os coagulantes em associação ao auxiliar de coagulação FO 4140 em efluente previamente tratado em

reator UASB, repetindo as condições de ensaio em bancada. Os resultados obtidos demonstraram baixas remoções de turbidez pela MOL quando em comparação ao cloreto férrico em ambos os efluentes analisados, sendo a aplicação do coagulante de base natural questionada. Apesar dos resultados, os ensaios comprovaram que o desempenho da MOL como coagulante independentemente do pH e da alcalinidade do meio, sendo a baixa eficiência relacionada às características do efluente em tratamento.

Em sua dissertação de mestrado, Ribeiro (2010) avaliou a aplicabilidade do extrato aquoso 10% e das sementes in natura moídas de MOL no tratamento de águas superficiais na Angola. A autora adotou etapa de MR a 120 rpm por quatro minutos, etapa de ML a 30 rpm por vinte e cinco minutos e etapa de sedimentação por trinta minutos. Os resultados com extrato aquoso aplicados em concentração superior a 20 mg/L apresentaram redução de turbidez para valores abaixo do estabelecido pelas normas legais. A condição ótima foi obtida com concentração de 80 mg/L, com eficiência de redução de turbidez acima de 90%.

De acordo com a autora, a eficiência das sementes brutas da MOL é maior quando comparada a do extrato aquoso do produto, com menores valores de turbidez remanescente sendo obtidos em concentrações inferiores. A condição ótima foi obtida com concentração de 40 mg/L, com eficiência de redução de turbidez acima de 90%.

Vaz e colaboradores (2010) estudaram a aplicação de MOL no tratamento de efluentes da galvanoplastia, aplicando concentrações de 100 a 600 mg/L em ensaios com MR a 120 rpm por noventa segundos, ML a 20 rpm por quinze minutos e tempo de sedimentação variável de vinte a cinquenta minutos. Os resultados máximos encontrados pelos autores foram para a concentração de 200 mg/L, com remoção de 90,3% de cor e 92,9% de turbidez.

Lo Monaco et al. (2012) avaliaram, em escala laboratorial, a aplicação da solução aquosa de MOL em efluente da suinocultura com baixa turbidez (56,4 UNT), investigando concentrações do coagulante entre 40 e 640 mg/L com etapa de mistura rápida a 160 rpm por 30 segundos e mistura lenta a 15 rpm por 15 minutos, apurando os valores de turbidez após duas horas de sedimentação. Os resultados encontrados não foram positivos, sendo as medições após aplicação do extrato da MOL superiores às do efluente bruto.

De acordo com os autores, as concentrações de MOL adicionadas ao efluente não forneceram quantidades suficientes de proteínas para que as etapas de

coagulação e floculação ocorressem, não impedindo, no entanto, o aumento da turbidez do meio, provocada pelo material orgânico contido nas sementes de MOL.

Ströher et al. (2012) estudaram a aplicação de MOL para maximizar os percentuais de remoção de cor e turbidez de um efluente proveniente da lavagem de jeans. O coagulante foi aplicado in natura na forma de pó, em concentrações variando de 1400 a 2600 mg/L. Os ensaios de MR foram realizados com agitação de 95 rpm por dois e cinco minutos. Os ensaios de ML foram realizados com agitação de 30 rpm por vinte e trinta minutos. Foram adotados períodos de vinte e trinta minutos para os ensaios de sedimentação.

De acordo com os autores, o melhor percentual de remoção dos parâmetros estudados foi obtido com a menor concentração de coagulante, correspondente a 1400 mg/L. Em relação aos tempos de mistura, o ensaio ótimo foi o que adotou tempos de MR, ML e sedimentação de 2, 30 e 20 minutos, respectivamente. Comparando os parâmetros cor e turbidez entre o efluente bruto e o efluente tratado com MOL foram observadas remoções superiores a 80% para cor e 90% para a turbidez.

Estudando, então, a aplicação do coagulante de base natural em efluente sanitário com turbidez inicial de 61,2 UNT, Lo Monaco e colaboradores (2013) investigaram o uso do extrato de MOL com agitação na etapa de misturas rápida a 160 rpm por 30 segundos e, na mistura lenta, a 15 rpm por 15 minutos, respectivamente. Os resultados apresentados pelos autores indicaram um aumento da turbidez das amostras quando tratadas com extratos de MOL a concentrações inferiores a 1 g/L. No entanto, quando as dosagens eram aumentadas, verificava-se uma melhora na remoção da turbidez do meio, sendo a melhor eficiência (77%) observada para na concentração 4,8 g/L.

Visando verificar se a filtração preliminar reduziria as dosagens necessárias de extrato de MOL a 20% no tratamento de esgoto sanitário, Matos e colaboradores (2014) realizaram ensaios laboratoriais utilizando filtros orgânicos de serragem de madeira com partículas com diâmetro entre 2 e 3 mm e porosidade drenável de 0,58 cm³.cm⁻³. O efluente em tratamento era primeiramente filtrado e, depois, recebia concentrações de extrato de MOL variando de zero a 3,2 g de sementes trituradas por litro de efluente, sendo agitadas em MR a 160 rpm por trinta segundos e floculadas em ML a 15 rpm por quinze minutos, com um período de sedimentação final de duas horas. Negando a hipótese formulada no trabalho, o aumento na concentração do coagulante acarretou aumento da turbidez do efluente tratado. Os autores justificam

o resultado por uma provável inativação do poder coagulante da MOL por algum constituinte solubilizado do material filtrante.

Já Valverde (2014) estudou nove diferentes métodos de preparo de MOL em ensaios de coagulação e floculação de água bruta, investigando as versões em pó, pó desengordurado, solução aquosa e solução salina, aplicando concentrações de 10 a 200 mg/L e fixando os parâmetros de mistura rápida por 3 minutos a 100 rpm, mistura lenta por 15 minutos a 15 rpm e sedimentação por 60 minutos.

Em relação à versão “em pó”, os resultados encontrados pela autora indicaram que as melhores eficiências de remoção de cor aparente e turbidez foram encontradas na dosagem de 50 mg de MOL por litro de água tratada, independentemente do método de preparo proposto (sem peneiramento, retido em Tyler 32 ou retido em Tyler 48). As amostras de pó desengordurado não foram eficientes nos ensaios de sedimentação, permanecendo em suspensão. A explicação da autora para essa condição foi a possível remoção ou degradação da proteína coagulante da MOL durante o processo de extração do óleo das sementes.

Estudando a aplicação de MOL em pó e em solução em hexano, Hamza et al. (2015) realizaram ensaios laboratoriais com água para abastecimento no Sudão, aplicando concentrações do coagulante entre 50 e 200 mg/L em etapas de MR a 200 rpm por três minutos, ML a 50 rpm por dez minutos e sedimentação por sessenta minutos. De acordo com os resultados, a MOL em pó alcançou uma remoção de turbidez acima de 99% para a dosagem ótima de 50 mg/L, atingindo um valor residual de 12,8 NTU. O extrato de MOL em hexano também teve dosagem ótima de 50 mg/L, alcançando uma turbidez residual de 6,4 NTU (remoção de 99,8%).

Zemmouri e colaboradores (2015) estudaram o desempenho do extrato salino de sementes de MOL como coagulante primário na clarificação de águas residuais com turbidez inicial de 129 UNT, na Argélia. Os ensaios, em Jar Test, empregaram etapa de mistura rápida com agitação a 125 rpm por 4 minutos, mistura lenta a 40 rpm por 25 minutos e sedimentação por trinta minutos. As concentrações utilizadas pelos autores variaram de zero a 2,0 mg/L, sendo a maior remoção de turbidez encontrada para a concentração de 1,5 mg/L, com cerca de 70% de eficiência.

Franco et al. (2017) estudaram a aplicação de extrato de MOL em concentrações de 100 a 500 mg/L no tratamento de água bruta no município de Lavras-MG. Os autores adotaram MR com agitação a 280 rpm por dois minutos e ML com agitação a 40 rpm por trinta minutos, seguidas por um período de sedimentação

de sessenta minutos. O melhor resultado de remoção de turbidez foi encontrado para a dosagem de 290 mg/L, com eficiência superior a 90%.

Estudando a aplicação de extrato aquoso de MOL em associação com extrato aquoso de quiabo no tratamento de água para abastecimento no estado do Paraná, Pinguelo colaboradores (2017) fixaram a dosagem extrato de MOL em 50 ppm e do extrato de quiabo em 0,3 ppm. Foram adotadas etapa de MR com agitação a 120 rpm por dois minutos, ML a 60 rpm por tempo variável de dez a quarenta minutos e sedimentação por quinze minutos.

De acordo com os autores, a elevação no tempo de ML não apresentou aumento considerável na remoção de cor e turbidez da água em tratamento, confirmando resultados previamente obtidos nos trabalhos de Libânio (1995) e Voltan (2007). A eficiência de remoção dos parâmetros foi, respectivamente, 52% para cor e 61% para turbidez no tempo de ML dez minutos e 50,3% para cor e 54,6% para turbidez no tempo de ML trinta minutos.

Estudando a aplicação da MOL em pó como coagulante no tratamento de efluente de uma indústria de tintas, Santana et al. (2017) realizaram ensaios aplicaram dosagens do produto a concentrações de 5 a 15 g/L, simulando as etapas de coagulação e floculação com o auxílio de um agitador magnético. Segundo os autores, a utilização da semente de MOL foi eficiente como agente clarificador. Para todos os experimentos, a eficiência de remoção de cor e turbidez ficou acima de 97%.

Com base nos resultados encontrados na literatura e diante do ineditismo do tema, o presente trabalho investigou o uso de sementes de MOL como coagulante em ensaios laboratoriais de pós-tratamento de efluentes agropecuários codigeridos em reatores UASB.

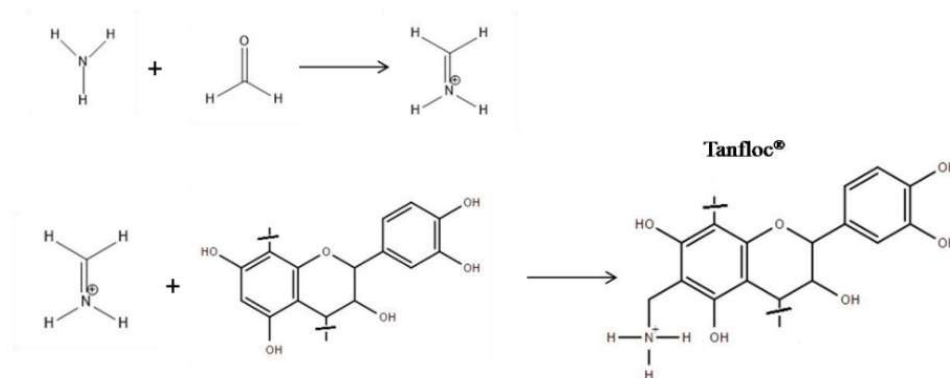
4.4.2 Tanino

Taninos são definidos como moléculas fenólicas biodegradáveis e solúveis provenientes do metabolismo secundário das plantas. Amplamente distribuídos em leguminosas, os taninos são também encontrados em árvores de grande porte, em seu lenho, casca, folhas, frutos, sementes e seivas. Dentre as espécies tradicionalmente exploradas para a produção do tanino comercial destacam-se o Quebracho e a Acácia Negra (PANSWIN et al., 1962; HASLAM, 1996).

Como os taninos vegetais não apresentam naturalmente características catiônicas (BELTRÁN-HEREDIA et al., 2011), para que os mesmos atuem como coagulantes é necessário que sejam submetidos a um processo químico conhecido por cationização pela reação de Mannich, que se configura pela adição de um nitrogênio quartenário à estrutura polifenólica do tanino. Após ser cationizado o tanino passa a apresentar propriedades eletrolíticas e características que possibilitem sua aplicação a processos de coagulação e floculação, como solubilidade em água e peso molecular adequado (GRAHAM, 2008).

A Figura 7 apresenta um esquema ilustrativo da cationização do tanino pela reação de Mannich gerando o produto comercial Tanfloc®.

Figura 7 – Reação de cationização do tanino pela reação de Mannich



Fonte: Mangrich et al. (2014)

Existem diversos produtos comerciais à base de tanino. O Tanfloc SL®, produzido pela empresa brasileira Tanac, é obtido a partir da casca da Acácia Negra (*Acacia mearnsii*), árvore ornamental da família Fabaceae, originária da Austrália e cultivada em larga escala no Brasil no estado do Rio Grande do Sul. Attias et al. (2013) descrevem que a árvore caracteriza-se pelo porte entre cinco e quinze metros de altura, folhas compostas alternas, inflorescências densas e flores amarelo-claro muito perfumadas. Ainda segundo os autores, apesar do crescimento inicial lento, a Acácia Negra é considerada uma espécie pioneira de crescimento rápido e vida curta, em torno de 15 anos.

Conforme dados fornecidos pela fabricante, o Tanfloc SL® pode ser utilizado em um amplo espectro de aplicações, como: coagulante, floculante ou auxiliar de coagulação no tratamento primário e secundário de efluentes de metalurgia, papel e papelão, curtume, indústrias alimentícias e químicas, na recuperação de esmaltes e

separação de argilas em indústrias cerâmicas, no processo de flotação de efluentes de abatedouros de aves e em plantas convencionais e compactas de tratamento de água para abastecimento. Devido à sua natureza catiônica, o Tanfloc SL® possui capacidade de neutralizar as cargas negativas das partículas coloidais e em suspensão, tal qual agem os coagulantes químicos tradicionalmente utilizados em sistemas de tratamento de água. Oladoja (2015) enfatiza que além da neutralização das cargas, o produto age na formação de pontes entre as partículas neutralizadas, entrelaçando-as e formando agregados mais resistentes à quebra do que os formados quando as partículas são desestabilizadas por sais metálicos.

Por ser um produto de origem vegetal, o Tanfloc SL® traz como vantagem sua não toxicidade e a biodegradabilidade do lodo gerado. Além disso, o produto não consome alcalinidade do meio, mantendo o pH do meio aquoso estável.

A Figura 8 apresenta uma fotografia do produto comercial Tanfloc SL® e da árvore Acácia Negra, da qual o extrato de tanino é obtido.

Figura 8 – Árvore Acácia Negra e amostra do produto Tanfloc SL®



Fonte: Attias et al. (2013) e autor.

Em relação à utilização do produto no tratamento de águas e efluentes, na Tabela 2 são apresentados diversos estudos desenvolvidos com tanino nos últimos vinte anos, indicando a concentração de produto aplicada, graus de agitação e tempos utilizados nas etapas de MR e ML.

Tabela 2 - Estudos com utilização de tanino no tratamento de águas e efluentes

Autores	Material de estudo	Concentração (mg/L)	Grau de agitação MR	Tempo MR	Grau de agitação ML	Tempo ML
Silva (1999)	Água bruta e efluente sanitário	1,0 a 6,5 mL/L	100 rpm	120 s	40 rpm	20 min
Özacar e Sengil (2003)	Água preparada	0,01 a 0,1 mg/L	200 rpm	60 s	45 rpm	30 min
Graham et al. (2008)	Água preparada	5 mg/L	200 rpm	30 s	50 rpm	30 min
Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2011)	Efluente sanitário	0 a 150 mg/L	100 rpm	60 s	40 rpm	5 a 30 min
Pelegriño (2011)	Efluente sanitário pós UASB	5 a 170 mg/L	800 s ⁻¹	20 s	90 s ⁻¹	15 min
Tamogami et al. (2014)	Efluente de curtume	0,6 a 3,6 g/L	120 rpm	90 s	20 rpm	20 min
Lucyk et al. (2015)	Efluente de abatedouro	50 e 100 mg/L	-	120 s	-	20 min
Prestes et al. (2016)	Efluente indústria de papel	100 a 200 mg/L	550 s ⁻¹	10 s	40 s ⁻¹	15 min
Hameed et al. (2016)	Efluente sanitário	0 a 45 mg/L	200 rpm	60 s	60 rpm	5 min
Singh et al. (2016)	Efluente sanitário	2 a 20 mg/L	500 rpm	120 s	150 rpm	20 min
Bortolatto (2017)	Efluente de abatedouro	20 a 300 mg/L	100 a 400 rpm	60 a 300 s	15 a 75 rpm	10 a 30 min
Justina et al. (2018)	Efluente de laticínio	100 a 600 mg/L	120 rpm	90 s	45 rpm	30 min
Manica et al. (2019)	Efluente sanitário pós UASB	10 a 50 mg/L	600 s ⁻¹	10 s	40 s ⁻¹	15 min
Sanches (2019)	Efluente sanitário pós UASB	15 e 30 mg/L	120 rpm	60 s	40 rpm	15 min
Avander (2020)	Efluente de laticínio	25 a 175 mg/L	150 rpm	120 s	80 rpm	5 min

Fonte: autor

Silva (1999) estudou a aplicação de tanino como coagulante no tratamento de água e esgoto sanitário. Em equipamento Jar Test, a autora aplicou diferentes dosagens de tanino extraído de mimosa, adotando MR com agitação a 100 rpm por dois minutos e ML com agitação a 40 rpm por vinte minutos. Os melhores resultados para o tratamento de água foram obtidos a concentrações de 1 mL/L de tanino, com redução de cor e turbidez abaixo dos limites preconizados pela legislação aplicável. O mesmo ocorreu nos ensaios com tratamento de efluente sanitário. A concentração de 1 mL/L de tanino foi a mais eficiente, alcançando reduções de DBO acima de 95%.

Avaliando o potencial coagulante do tanino em substituição ao polímero aniônico AN913 em ensaios com aplicação conjunta de sulfato de alumínio em amostras de água preparadas, Özacar e Sengil (2003) adotaram, nos ensaios laboratoriais, MR com agitação a 200 rpm por um minuto, ML com agitação a 45 rpm por trinta minutos e tempo de sedimentação de quinze minutos.

Em termos de redução da turbidez remanescentes, os resultados apresentados pelos autores demonstram que a associação de tanino ao sulfato de alumínio foi mais eficiente quando comparada à ação isolada do alumínio ou sua associação com o polímero AN913, embora os resultados tenham sido próximos (99,3%, 98,3% e 98,7%, respectivamente). Dessa forma, os autores concluíram que o coagulante de base natural é uma alternativa vantajosa, diante da redução de consumo de produtos químicos e menor geração de lodo não biodegradável.

Graham et al. (2008) utilizaram um equipamento PDA, como o utilizado nesta tese, para estudar a floculação de águas preparadas com caulim e coaguladas com um polímero à base de tanino, adotando etapas de MR a 200 rpm por trinta segundos, ML com agitação a 50 rpm por trinta minutos e sedimentação por trinta minutos. Os melhores resultados foram obtidos para a dosagem de 14 mg/L, com pico de floculação e maior eficiência de remoção de turbidez remanescente (72,5%).

Em seus estudos com efluente sanitário, Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2011) avaliaram o uso de tanino em ensaios de floculação, com etapas de MR a 100 rpm por sessenta segundos, ML com agitação a 40 rpm por período variável de cinco a trinta minutos e sedimentação por sessenta minutos. Os autores realizaram um ensaio paralelo com coagulante químico à base de alumínio, buscando comparar os resultados.

As eficiências de remoção do parâmetro turbidez foram praticamente as mesmas em ambos os ensaios (~85%), sendo a concentração de 400 ppm e o período

de ML de 30 minutos as melhores condições de aplicação para os coagulantes. Embora a remoção de DBO e DQO tenha sido menor com a aplicação do tanino, os resultados ainda foram satisfatórios, em torno de 80% e 60%, respectivamente.

Também estudando efluentes sanitários, Pelegrino (2011) avaliou o uso de coagulante à base de tanino e três tipos de polímero (catiônico, aniônico e não iônico) no pós-tratamento de reatores UASB. Para tanto, a autora realizou ensaios de variação de dosagem de coagulante e polímero em escala laboratorial, utilizando agitador mecânico. A MR foi realizada com gradiente médio de velocidade (G) de 800 s^{-1} por vinte segundos e a ML foi realizada com G de 90 s^{-1} por quinze minutos.

A dosagem ótima observada para o tanino isolado foi de 65 mg/L , com remoção de 91% de turbidez e 83,2% de sólidos suspensos totais (SST). De acordo com a autora, a associação de tanino com pequenas dosagens de qualquer um dos três tipos de polímeros sintéticos investigados não resultou em melhora expressiva na eficiência de remoção de turbidez. Quando associados à dosagem de 65 mg/L de tanino, a aplicação de 2 mg/L de polímero catiônico resultou em 95,2% de remoção de turbidez e 87,9% de remoção de SST.

Tamogami et al. (2014) estudaram a aplicação de tanino no tratamento de efluente gerado em curtume, caracterizado por elevada DQO (1732 mg/L), turbidez (547 UNT) e cor aparente (4420 mg PtCo/L). Os autores ajustaram o pH do meio em 7,0 e variaram as dosagens do coagulante entre 0,6 e $3,6 \text{ g/L}$, adotando etapas de MR a 120 rpm por noventa segundos, ML com agitação a 20 rpm por quinze minutos e sedimentação por sessenta minutos.

Conforme resultados apresentados, as eficiências de remoção de cor variaram de 55,26 a 97,81%, sendo os melhores resultados observados nas concentrações de 1,2 a $2,4 \text{ g/L}$ de coagulante. As maiores remoções de turbidez também ocorrerem nessas dosagens, com valores de eficiência acima de 90%.

Objetivando avaliar a eficiência de remoção de cor e turbidez no tratamento de coagulação/floculação de efluente proveniente de um abatedouro de aves da região oeste do Paraná, Lucyk et al. (2015) realizaram ensaios laboratoriais com coagulantes à base de tanino e, também, alumínio, adotando MR por dois minutos e ML por vinte minutos. Os ensaios foram feitos em agitador mecânico com velocidades de rotação variando de 1 a 11. O trabalho não indicou o correspondente grau de agitação de cada fase, apenas descrevendo que o range ia até 1800 rpm.

De acordo com os autores, alguns dos piores resultados de eficiência de remoção de cor e turbidez foram determinados para o sulfato de alumínio, demonstrando que, nas condições analisadas, o uso de coagulantes naturais pode ser uma alternativa viável ao tratamento de efluente de abate de aves, evitando o uso de coagulantes químicos. Segundo o artigo, os melhores resultados de remoção da cor foram obtidos com tanino na concentração de 100 mg/L, com eficiência de 84,7%. A mesma dosagem de tanino também foi responsável pelo melhor resultado de remoção de turbidez (94,3%).

Hameed et al. (2016) compararam a aplicação de tanino e de cloreto de poli alumínio (PAC) como agente coagulante e floculante em ensaios de bancada e estação piloto tratando efluente sanitário de uma universidade da Malásia. Nos ensaios em Jar Test foram investigadas tanto as melhores doses de polímero em termos de remoção de turbidez quanto os melhores gradientes de velocidade para floculação do meio. Para o primeiro objetivo, os autores variaram concentrações de tanino e PAC de zero a 45 mg/L, aplicando MR a 200 rpm por um minuto e ML a 60 rpm por cinco minutos.

A concentração de 35 mg/L foi a mais eficiente em relação à remoção de turbidez e os resultados foram comparativamente semelhantes aos obtidos nos ensaios com PAC. Em relação ao melhor grau de agitação para a floculação, foram aplicados 60, 80 e 100 rpm por tempos de mistura variando de dois a trinta minutos. Os melhores resultados foram obtidos a 100 rpm durante 10 minutos de mistura, para ambos os floculantes.

Singh et al. (2016) estudaram as propriedades coagulante e floculante do tanino em um sistema público de tratamento de esgoto na Índia. Os ensaios de bancada conduzidos pelos autores empregaram MR com agitação a 500 rpm por dois minutos e ML com agitação a 150 rpm por vinte minutos, com dosagens do polímero variando de 2 a 20 mg/L. As dosagens ótimas do coagulante variaram de acordo com o parâmetro avaliado. Em termos de remoção de turbidez, por exemplo, a dosagem de 20 mg/L foi a mais eficiente, com reduções superiores a 85%.

Em sua dissertação de mestrado, Bortolatto (2017) avaliou o uso de tanino no polimento de efluentes de abatedouro e frigorífico de suínos. Para tal objetivo, a autora testou a eficiência do Tanfloc® na redução de DQO, turbidez e cor aparente do efluente advindo de um abatedouro e frigorífico de suínos, comparando os resultados com os obtidos com uso de cloreto férrico. Foram adotadas MR com agitação de 100

a 400 rpm por de um a cinco minutos e ML com agitação de 15 a 75 rpm por um período de dez a trinta minutos.

De forma geral, o desempenho do Tanfloc® foi superior ao do cloreto férrico em todos os ensaios realizados. Os resultados demonstraram que o tanino proporcionou, em pH básico, a redução máxima de 86% do parâmetro turbidez e 34% da cor aparente. Em pH ácido, a melhor redução foi de 96% para turbidez e 78% para cor aparente. A redução conseguida para DQO foi de cerca de 50%, independentemente do pH aplicado.

Comparando o efeito coagulante do tanino com o do PAC, Justina e colaboradores (2018) realizaram ensaios de coagulação/floculação com efluentes de laticínio adotando MR com agitação a 120 rpm por noventa segundos e ML com agitação a 45 rpm por trinta minutos. Conforme resultados, independentemente do coagulante adotado não houve alteração de desempenho para remoção de cor, turbidez, DQO e ST. Todavia, os autores descreveram que o tanino apresentou menor consumo de pH, sendo seus flocos mais resistentes ao longo da ML, mesmo se aplicados maiores gradientes médios de velocidade.

Assim como Pelegrino (2011), Manica et al. (2019) estudaram a aplicação de tanino no pós-tratamento de efluente sanitário tratado em reatores UASB, adotando MR com G de 600 s^{-1} por dez segundos e ML com G de 40 s^{-1} por quinze minutos. Conforme resultados do trabalho, a dosagem ótima do coagulante foi de 15 mg/L de tanino, na qual foram alcançadas remoções dos parâmetros turbidez, cor aparente, cor verdadeira e DQO de, respectivamente, 86,9%, 83,4%, 73,4% e 50,6%.

Também estudando a aplicabilidade do tanino no pós-tratamento de efluentes sanitários tratados em reatores UASB, Sanches (2019) aplicou dosagens distintas do coagulante e de PAC em ensaios laboratoriais com MR a 120 rpm por sessenta segundos, ML a 40 rpm por quinze minutos e tempos de sedimentação variáveis de quarenta e cinco a noventa minutos. De acordo com a autora, os coagulantes à base de tanino foram superiores ao PAC para a remoção da DQO, da turbidez e dos ST. Para a remoção de fósforo total, o PAC foi superior e, para a remoção de nitrogênio amoniacal, nenhum dos coagulantes teve desempenho satisfatório.

Já Avander (2020) avaliou se os taninos poderiam ser utilizados como alternativa viável (em termos de custo e desempenho) ao floculante sintético poliácridamida na etapa de purificação química de águas residuárias da indústria de

laticínios. A autora adotou MR a 150 rpm por dois minutos e ML a 80 rpm por cinco minutos.

Os resultados apresentados indicam que, em escala laboratorial, o efeito do tanino em combinação com o cloreto férrico foi equivalente à combinação de poliacrilamida e cloreto férrico, com a desvantagem de a dosagem de tanino ser quatro vezes superior à dosagem do coagulante sintético. De acordo com a autora, em dosagens ótimas de tanino em associação ao cloreto férrico a remoção de SS, fosfato e DQO foi próxima de 100%. Isoladamente, o tanino removeu em torno de 98% de SS, 70% de fosfato e 76% de DQO.

Diante dos resultados encontrados na literatura e, mais uma vez, em razão do ineditismo do tema, o presente trabalho também investigou o uso do tanino como coagulante nos ensaios laboratoriais de pós-tratamento de efluentes agropecuários codigeridos em reatores UASB.

4.5 Resistência e recrescimento de flocos em operações de separação sólido-líquido

Os processos de separação sólido-líquido pressupõem a formação prévia de agregados para posterior remoção via filtração, flotação ou sedimentação, por exemplo. Conforme explicam Chakraborti (2003), Yukselen e Gregory (2004) e Di Bernardo e Dantas (2005), a eficiência dessa remoção é dependente da formação de agregados com características compatíveis com a tecnologia de separação utilizada, visto que de nada adiantaria etapas de coagulação e floculação bem projetadas se os aglomerados formados não resistissem às diversas tensões aplicadas na sequência do tratamento. Mal dimensionamentos de passagens, fechamento de comportas e variações abruptas de vazões estão dentre os fatores que podem levar ao rompimento dos aglomerados formados, segundo Silva e Moruzzi (2017).

Nesse contexto, a resistência à quebra e a capacidade de recuperação dos aglomerados são características cruciais que determinam a eficiência – ou não – das operações de separação sólido-líquido presentes em estações de tratamento de água (ETA) e efluentes (ETE). Flocos rompidos usualmente acarretam aumento de cor e turbidez do meio (VOLTAN, 2007), com impacto direto em unidades de filtração devido ao transpasse do material particulado (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

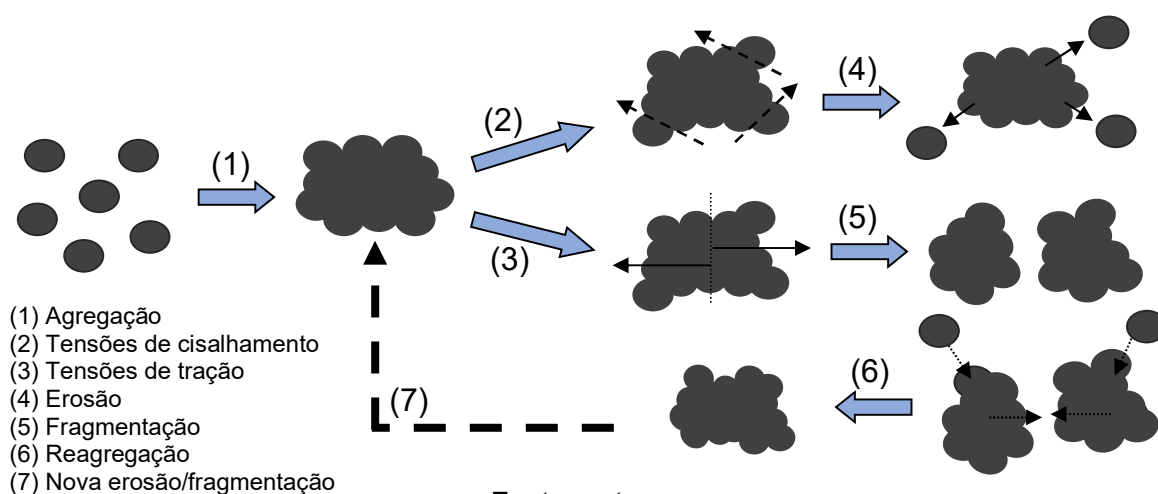
Argaman e Kaufman (1970) e Yukselen e Gregory (2004) descrevem a cinética de floculação como sendo a soma de dois efeitos combinados e simultâneos: a agregação e a ruptura, com a extensão de cada efeito dependente da intensidade de mistura e do tempo de residência.

No início da floculação os agregados crescem rapidamente, a uma taxa determinada pela concentração de partículas e pela eficiência da colisão entre as mesmas, usualmente ocasionada pela agitação do meio. Conforme os aglomerados vão se formando, a eficiência da colisão vai diminuindo, não só devido à redução da concentração de partículas no meio (BRAKALOV, 1987), mas, também, porque os choques passam a ocasionar a quebra dos aglomerados (MATSUO e UNNO, 1981), cujas forças internas tornaram-se insuficientes diante das tensões aplicadas.

Segundo Parker, Kaufman e Jenkins (1972), a desagregação de aglomerados pode ocorrer pela erosão superficial das partículas primárias, provocada pela interferência de forças de cisalhamento na superfície dos flocos, ou pela fragmentação propriamente dita, ruptura que se dá em função das diferenças de pressão dinâmica em lados opostos do aglomerado. Dependendo das condições impostas, flocos fragmentados podem se reagrupar, formando estruturas usualmente de tamanho inferior ao floco original, porém mais resistentes.

A Figura 9 apresenta uma ilustração dos efeitos agregação e ruptura, com demonstração do estado estacionário atingido quando os parâmetros da floculação se mantêm inalterados.

Figura 9 – Esquema ilustrativo dos efeitos agregação e ruptura e do estado estacionário atingido nos processos de floculação



Fonte: autor

A resistência é, portanto, um parâmetro indicativo da capacidade dos aglomerados permanecerem íntegros apesar das ações de erosão e fragmentação impostas pelo meio, sendo essa força dependente do número médio de ligações entre as partículas e natureza das ligações (JARVIS et al., 2005).

A ruptura dos aglomerados deve ser prevenida tanto quanto possível, mas pode ser inevitável em algumas situações. Nesse contexto é preciso avaliar se as condições do meio permitirão que os aglomerados recuperem seu tamanho (ou tamanho suficiente) antes da etapa de separação sólido-líquido ocorrer, evitando prejuízos à eficiência do sistema.

A capacidade de recuperação dos aglomerados é chamada de refloculação/recrescimento e depende de fatores como: tipo e concentração do coagulante dosado, intensidade de mistura, tempo de residência, etc. Todavia, conforme Yukselen e Gregory (2004), Li et al. (2007) e Yu et al. (2009) descrevem, nem sempre o tamanho original do floco é alcançado, considerando que os efeitos de agregação e ruptura tendem a determinar um novo estado estacionário.

Guo et al. (2019) estudaram os efeitos da ação do cisalhamento hidráulico na formação, quebra e recrescimento de flocos de lodo ativado, avaliando as variações de tamanho dos aglomerados a partir de um analisador online a laser. Ensaios laboratoriais foram realizados, com caracterização da composição das substâncias poliméricas extracelulares liberadas no meio, bem como análise via espectroscopia de infravermelho das estruturas químicas encontradas, para esclarecimento do modelo de quebra (erosão ou fragmentação) e mecanismo de recrescimento ocorrido.

O material estudado foi obtido do decantador secundário de um sistema de lodos ativados de uma ETE instalada em Pequim, na China. Os experimentos de agregação dos flocos foram realizados com o auxílio de equipamento de espalhamento de luz laser de pequeno ângulo (SALS), com aplicação de diversos G no equipamento Jar Test para obtenção de diferentes graus de agitação do meio. Os ensaios seguiam o modelo floculação-quebra-recrescimento, com aumento e redução do G após períodos determinados para investigação das alterações do tamanho dos aglomerados.

Conforme resultados, em G inferiores a 185 s^{-1} verificou-se aumento do tamanho dos flocos ao longo do tempo, indicando que durante o período flocos menores se agregaram, formando flocos maiores. Os autores descreveram que até um determinado grau de agitação, o aumento do G fez com que as partículas

atingissem o estado estacionário mais rapidamente, devido ao aumento das taxas de colisão entre as partículas. O recrescimento dos flocos foi observado quando o G era retornado ao valor inicial. Segundo os autores, o mecanismo de quebra era ditado pelo G aplicando, podendo ser por erosão ou fragmentação. Os flocos fragmentados possuíam maior capacidade de recrescimento em comparação aos erodidos. Segundo os autores esse comportamento era devido à maior liberação de substâncias poliméricas extracelulares no meio.

4.6 Uso da dispersão fotométrica para determinação da resistência de aglomerados

O PDA (Photometric Dispersion Analyser) é um equipamento que avalia suspensões fluidas desenvolvido na década de 1980 a partir de estudos conduzidos na University College London pelo renomado professor Dr. John Gregory. De acordo com Bartiko (2014), o equipamento relaciona a absorção de luz com propriedades do material por ela atravessado, proporcionando uma indicação muito sensível do estado de agregação das partículas presentes em determinada suspensão.

Moruzzi et al. (2015) descrevem que durante o monitoramento via PDA o material em estudo passa através de uma tubulação transparente e flexível encaixada em uma área ajustável do equipamento, a qual possui uma fonte de luz (fotodiodo) e um fotodetector. A suspensão é continuamente iluminada por um estreito feixe luminoso, perpendicular ao fluxo e com comprimento de onda próximo ao infravermelho.

O sinal emitido pelo fotodiodo é convertido, então, em uma tensão constituída por uma componente estável (corrente contínua – CC) e uma componente flutuante (corrente alternada – CA). Enquanto a CC depende da turbidez do fluido e representa a intensidade de luz que é transmitida, a CA corresponde às flutuações de leitura oriundas tanto pela renovação constante da amostra sob iluminação quanto devido a heterogeneidade da suspensão.

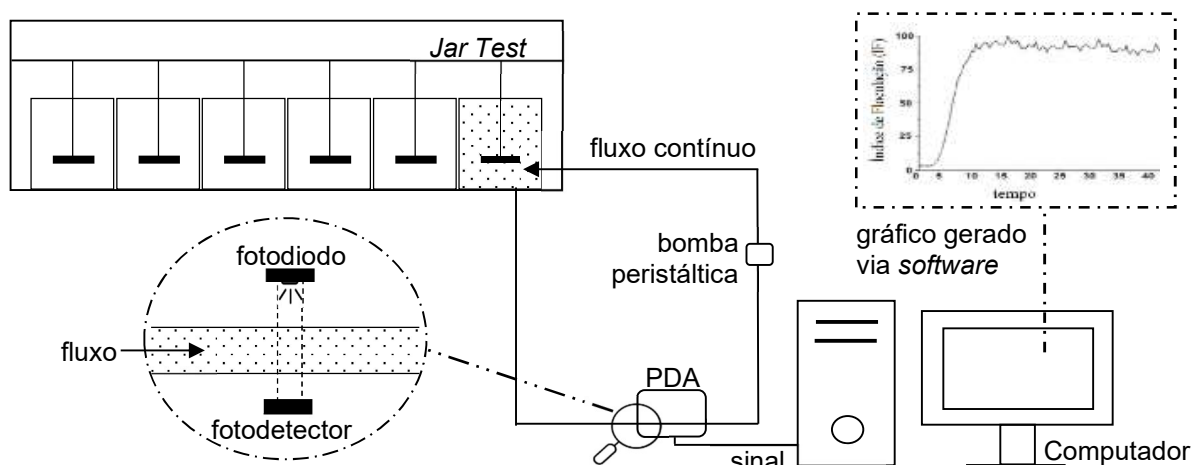
Tão logo geradas as tensões CC e CA são equacionadas, via software (Rank Brothers Logger), a uma razão conhecida por Flocculation Index (FI) ou Índice de Floculação (IF), a qual indica o estado de agregação das partículas (JIN et al., 2007; JARVIS et al., 2005).

Apesar do PDA não possibilitar que informações quantitativas em relação ao tamanho dos flocos sejam obtidas, Yukselen e Gregory (2004) destacam que o valor do IF gerado proporciona uma avaliação relativa do crescimento, quebra e recrescimento dos flocos, permitindo, para um mesmo material em estudo, a análises de eficiência entre diferentes condições operacionais que podem ser adotadas no tratamento (dosagem e tipo de coagulante, gradientes de velocidade, adição de polímero, por exemplo).

Conforme relatam Staaks e colaboradores (2011), o conhecimento do IF pode auxiliar no aprimoramento da eficiência de estações de tratamento de água e efluentes, otimizando não só a dosagem de coagulante empregado, mas determinando sob quais condições operacionais haverá maior formação de flocos com características físicas favoráveis para remoção em unidades posteriores.

A Figura 10 apresenta um esquema ilustrativo de uso do equipamento PDA na determinação do índice de floculação dos aglomerados formados através do monitoramento de suspensões via ensaios laboratoriais.

Figura 10 – Esquema ilustrativo de uso de PDA para determinação do índice de floculação dos aglomerados formados através do monitoramento de suspensões



Fonte: autor

Tanto a fundamentação teórica quanto as fórmulas utilizadas pelo software Rank Brothers Logger são embasadas nos princípios da flutuação de turbidez discutidos pelo professor Dr. John Gregory nas publicações Gregory (1985) e Gregory

(2009), ambas referenciadas no manual técnico do equipamento PDA (Rank Brothers, 2017).

De acordo com a teoria, quando uma determinada suspensão é atravessada por uma luz, sua turbidez pode ser definida em termos do comprimento do caminho ótico percorrido (L), da concentração das partículas (n) e da seção transversal de espalhamento das partículas (C), seguindo a lei de Beer-Lambert. Nesses termos, se a intensidade da luz incidente na suspensão for I_0 , a intensidade da luz transmitida pelo PDA pode ser obtida de acordo com as Equações 1 e 2.

$$I = I_0 \cdot e^{-\tau \cdot L} \quad (1)$$

Sendo:

I = intensidade da luz transmitida

I_0 = intensidade da luz incidente

τ = turbidez da suspensão

L = comprimento do caminho ótico percorrido

$$\tau = n \cdot C \quad (2)$$

Onde:

τ = turbidez da suspensão

n = concentração de partículas

C = seção transversal de espalhamento das partículas

Ainda conforme a teoria, considerando-se, então, que a intensidade da luz emitida pelo PDA é convertida em tensão, a Equação 1 pode ser reescrita em termos de voltagem, conforme apresentado na Equação 3.

$$V = V_0 \cdot e^{-\tau \cdot L} \quad (3)$$

Onde:

V = voltagem correspondente à passagem de partículas pelo feixe de luz

V_0 = voltagem correspondente à intensidade de luz incidente

τ = turbidez da suspensão

L = comprimento do caminho ótico percorrido

O valor V apresentado na Equação 3 corresponde à componente CC do sinal emitido pelo PDA. Para a obtenção do IF são utilizados, além do valor V , o valor médio da raiz quadrada (RMS) dos dados referentes à componente CA, conforme apresentado na Equação 4.

$$R = \frac{V_{RMS}}{V} = \frac{\sqrt{n \cdot L}}{A} \cdot C \quad (4)$$

Onde:

R = índice de floculação

V_{RMS} = valor médio da raiz quadrada dos valores de CA

V = voltagem correspondente à passagem de partículas pelo feixe de luz (valor CC)

n = concentração de partículas

L = comprimento do caminho ótico percorrido

A = área da seção transversal do feixe

Embora a Equação 4 seja baseada na suposição de partículas de mesmo tamanho, verifica-se que mesmo em casos com distribuição variável de dimensão o valor do IF (ou seja, da razão R) permanece proporcional à raiz quadrada da concentração das partículas. O que ocorre é que conforme tamanho tem-se maior ou menor influência sobre o valor da proporção. No caso de partículas pequenas entre agregados maiores, por exemplo, o efeito sobre o IF calculado será mínimo (GREGORY, 1985).

A propriedade do PDA em indicar o estado de agregação das partículas foi discutido no trabalho desenvolvido por Gregory (2004), que estudou, em ensaios laboratoriais, as alterações da dinâmica de crescimento de flocos formados em função da adição de diferentes dosagens de três produtos com mecanismos de coagulação diferentes (cloreto férrico, PAC e um polieletrólito catiônico).

Em relação aos ensaios realizados com sulfato de alumínio, por exemplo, houve uma grande diferença na dinâmica de crescimento dos flocos dependendo da dosagem utilizada (10 $\mu\text{mol Al/L}$ e 80 $\mu\text{mol Al/L}$). Segundo o autor, na dosagem mais baixa o valor de IF aumentou quase que imediatamente após a adição do produto, indicando uma adsorção bastante rápida das espécies desestabilizadoras. Na maior dosagem empregada, IF só começou a aumentar significativamente após um período de cerca de quatro minutos, atingindo um IF bem superior no final. De acordo com o autor tal fato ocorreu porque na dosagem de 80 $\mu\text{mol Al/L}$ o mecanismo de coagulação foi o de varredura, sendo o período inicial mais longo decorrente da formação dos precipitados.

Relacionando os IF alcançados aos diâmetros dos aglomerados obtidos via registro fotográfico, Manetta e Moruzzi (2018) estudaram a floculação de suspensão de caulinita coagulada com sulfato de alumínio, monitorando a mistura com equipamento PDA e obtendo imagens digitais do estado de agregação das partículas

para futura comparação. Os resultados obtidos pelos autores indicaram alta correlação entre o sinal emitido pelo equipamento PDA e o diâmetro dos agregados formados, confirmando a premissa de Gregory (1985) sobre a viabilidade do uso do PDA em estudos de coagulação/floculação.

Outro estudo que avaliou a relação entre IF e parâmetros de distribuição de tamanho e morfologia de flocos obtidos por técnica de aquisição e análise de imagens foi o desenvolvido por Anício (2019). A autora realizou ensaios de bancada com suspensão de caulinita coagulada com sulfato de alumínio, cloreto férrico ou PAC. No trabalho, o sinal do equipamento PDA foi coletado continuamente e as imagens fotográficas foram tomadas em seis períodos distintos ao longo do ensaios, a uma taxa de quatro imagens por segundo. De maneira geral, os resultados obtidos indicaram comportamentos semelhantes para os três coagulantes utilizados, com crescimento inicial dos agregados e posterior estabilização ao longo do período de floculação. A autora também confirmou o estabelecimento de relações entre o IF e os parâmetros da distribuição de tamanho das partículas (DTP) dos flocos formados.

Kornboonraksa et al. (2019) utilizaram um PDA para monitorar a variação de tamanho dos aglomerados durante ensaios de floculação de águas residuais da suinocultura com adição de coagulantes à base de ferro e alumínio. Conforme resultados, os maiores IF foram obtidos nos ensaios com o cloreto férrico, cujos resultados de sedimentação também foram melhores. Quando a agitação do meio foi elevada de 200 rpm para 400 rpm, a taxa de redução do IF dos ensaios com alumínio foi de 50%, ao passo que a redução com sulfato férrico foi de 20%. O melhor resultado novamente ocorreu nos ensaios com adição de cloreto férrico, com taxa de redução de IF em torno de 10%.

Assim como possibilita o estudo do estado de agregação das partículas durante ensaios de coagulação/floculação, o PDA pode ser empregado, também, em ensaios de quebra e recrescimento de flocos em estudos desenvolvidos com água ou efluentes.

Yukselen e Gregory (2004) estudaram o efeito do cisalhamento na formação e quebra de flocos gerados com adição de sulfato de alumínio, PAC e dois polieletrólitos catiônicos via monitoramento por PDA. Utilizando dosagens ótimas de coagulantes (pré-determinadas experimentalmente), os autores acompanharam as mudanças no IF em decorrência do aumento do G de 23 s^{-1} para 520 s^{-1} . Após cada quebra, a taxa

de agitação era reduzida novamente ao valor original, verificando o que ocorria no meio.

Conforme resultados, os ensaios realizados com sulfato de alumínio e PAC indicaram irreversibilidade significativa do processo de quebra dos flocos. A turbidez residual da suspensão aumentou significativamente, indicando uma redução na taxa de sedimentação dos flocos recrescidos, dado que foi consistente com os resultados de IF obtidos via PDA.

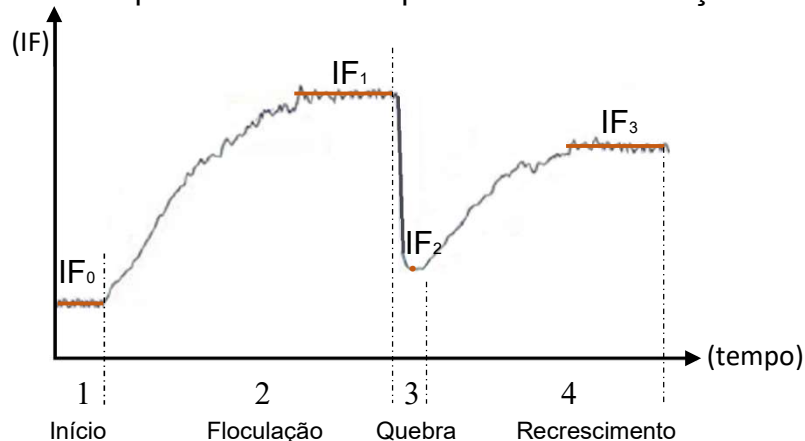
Nos ensaios com polieletrólitos catiônicos, o recrescimento dos flocos ocorreu em uma extensão bem maior, indicando que o processo de quebra era reversível. Valores de turbidez residual após o recrescimento eram praticamente iguais aos de antes da quebra dos flocos, corroborando a premissa de reversibilidade da quebra gerada pelo aumento temporário do G.

Em relação aos efeitos do tempo de aplicação do G de quebra, variado de 5 a 300 segundos, os resultados demonstraram que a força do floco e os fatores de recuperação diminuíram com aumento do tempo de quebra para a maioria dos coagulantes testados. Além disso, o tamanho dos flocos tendia a um valor quase constante após uma fragmentação abrupta inicial, com apenas uma redução de tamanho muito lenta ao longo de vários minutos.

4.6.1 Fator de resistência (FR) e fator de recrescimento (FRC)

A Figura 11 apresenta o esquema ilustrativo de um ensaio típico de análise de coagulação-floculação-quebra-recrescimento via equipamento PDA.

Figura 11 – Etapas dos ensaios e pontos de determinação dos IF



Fonte: modificado de Yu et al. (2009).

Conforme pode ser observado, no início do ensaio (1) o IF é praticamente estável, indicando um estado estacionário de tamanho de partículas. Quando a dosagem de coagulante ocorre (ponto D), verifica-se o aumento do IF (2), o qual tende a tornar-se estável após certo período de ensaio (IF₁). Se o grau de agitação do meio é aumentado significativamente, observa-se a redução drástica do IF (3), indicando a ocorrência de quebra dos aglomerados (IF₂). O recrescimento dos aglomerados usualmente é observado assim que o grau de agitação do meio é reduzido (4), com obtenção de IF menores que os iniciais na maioria dos casos (IF₃).

Assim, considerando a influência da taxa de cisalhamento no IF, Jarvis et al. (2005), François (1987), Yukselen e Gregory (2004) e Li et al. (2007) determinaram os fatores de resistência (também indicado na literatura como fator de força) e recrescimento dos aglomerados estudados via PDA.

O Fator de Resistência (FR) é calculado a partir da Equação 5 e indica a capacidade dos flocos resistirem à erosão e fragmentação em função de alterações impostas ao meio. O Fator de Recrescimento (FRC) é calculado a partir da Equação 6 e determina a capacidade do floco em retornar a sua condição original (ou próxima) após a ruptura.

$$FR = (IF_2/IF_1)/100\% \quad (5)$$

Onde:

FR = fator de resistência

IF₁ = índice de floculação na fase estável antes da quebra

IF₂ = índice de floculação mínimo obtido no período da quebra

$$FRC = [(IF_3 - IF_2)/(IF_1 - IF_2)].100\% \quad (6)$$

Onde:

FRC = fator de recrescimento

IF₁ = índice de floculação na fase estável antes da quebra

IF₂ = índice de floculação mínimo obtido no período da quebra

IF₃ = índice de floculação na fase estável no período de recrescimento

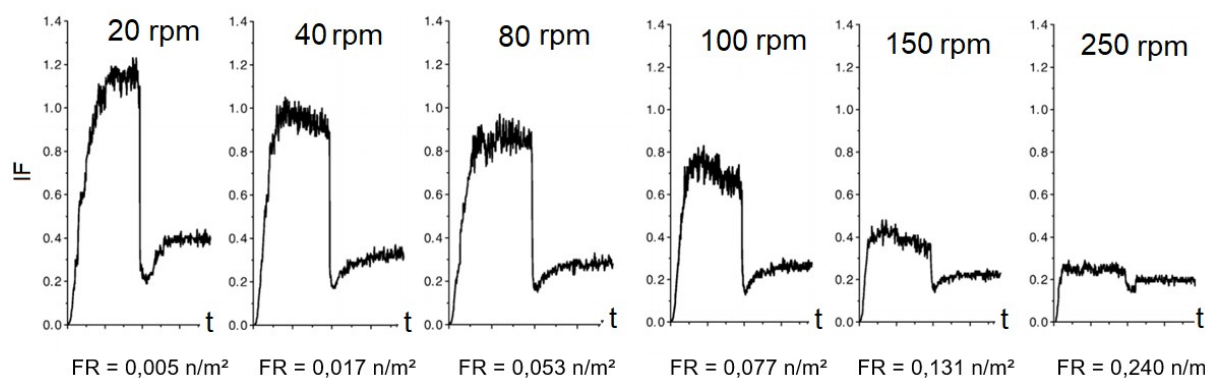
Li et al. (2007) estudaram a cinética de formação, quebra e recrescimento de flocos em ensaios realizados com PDA associados à análise de imagens em água preparada com suspensão de caulim e coagulada com sulfato de alumínio. Os autores adotaram MR a 250 rpm por um minuto, ML a 20, 40, 80 e 100, 150 e 250 rpm por quinze minutos, quebra a 400 rpm por um minuto e recrescimento a 20, 40, 80, 100, 150 e 250 rpm por quinze minutos.

Os resultados demonstraram que o IF foi diretamente proporcional ao tamanho dos flocos, sendo o tamanho dos flocos na etapa de floculação inversamente proporcional ao G aplicado.

De acordo com os autores, flocos formados em maiores intensidades de G tendem a ser mais resistentes, com ligações mais fortes e, portanto, menores. Os resultados de cálculo do FR dos flocos confirmaram essa afirmação, pois quanto maior o G aplicado na etapa de ML, maior o fator de resistência calculado.

A Figura 12 apresenta os principais resultados do trabalho de Li et al. (2007)

Figura 12 – Relação entre FR, IF e G aplicados na etapa de ML por Li et al. (2007)



Fonte: modificado de Li et al. (2007).

Nan et al. (2016) investigaram o efeito da aplicação de diferentes G durante ensaios de floculação, quebra e recrescimento de aglomerados formados pela adição de PAC em água sintética. Foram adotadas MR a 400 rpm por noventa segundos, ML a taxas de 50 a 110 rpm por vinte minutos, quebra a 300 rpm por um minuto e recrescimento a 90 rpm por dez minutos. Em todos os ensaios foi realizada etapa de sedimentação por vinte minutos após o término da recrescimento, com medição da turbidez remanescente como parâmetro de monitoramento.

Conforme resultados, na etapa de floculação maiores G acarretaram maiores tamanhos médios de floco, resultado semelhante ao obtido por Guo et al. (2019) e decorrente do aumento da taxa de colisão entre as partículas. Independentemente do G aplicado na etapa de recrescimento, o tamanho médio dos flocos foi praticamente o mesmo, indicando uma provável irreversibilidade de quebra. Yukselen e Gregory (2004) também haviam chegado a essa conclusão em seus estudos com PAC.

Para melhorar a eficiência na análise dos dados gerados pelo equipamento PDA, Manetta et al. (2019) aplicaram o filtro de suavização de sinal Savitzky-Golay com auxílio do software The Unscrambler no estudo do IF de aglomerados formados pela adição de sulfato de alumínio em água preparada com ácido húmico. Foram adotadas MR com G de 800 s^{-1} por dez segundos, ML com G variável de 20 a 80 s^{-1} por vinte e cinco minutos, quebra com G de 800 s^{-1} por dez segundos e recrescimento com o mesmo G aplicado na floculação por um período de dez minutos.

Conforme resultados, todos os ensaios resultaram em queda abrupta do IF em função do aumento do G na etapa de quebra. Não foi observado recrescimento dos flocos. A aplicação do filtro foi eficiente para suavizar os ruídos dos dados experimentais, mas os autores recomendaram cautela na utilização de dados tratados com o filtro no FR e o FRC de flocos. Conforme explicação, a escolha dos parâmetros a serem utilizados influencia os resultados, principalmente quanto ao tamanho pontual do floco logo após a quebra, podendo mudar o resultado final de forma abrupta e não real.

Durante a revisão bibliográfica não foram encontrados trabalhos referentes ao cálculo do FR e FRC para efluentes agropecuários floculados com coagulantes de base natural.

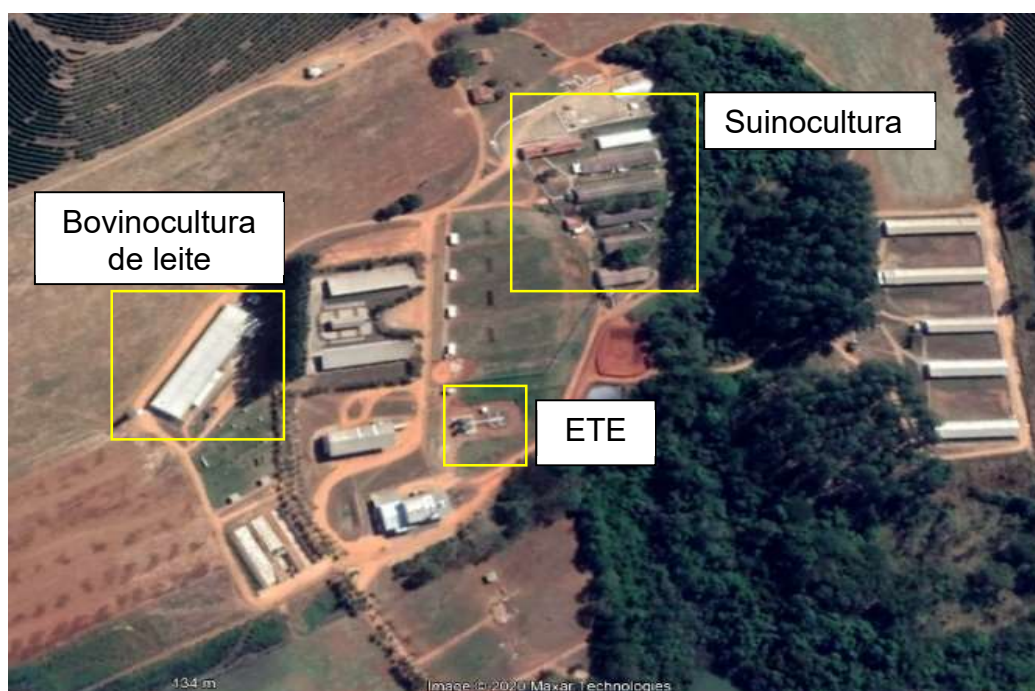
5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Material de estudo

As amostras do efluente agropecuário investigado no presente estudo foram coletadas no município de Patrocínio-MG, na saída de um dos reatores UASB construído em escala plena para codigestão dos efluentes da suinocultura e da bovinocultura de leite de uma fazenda experimental composta por 76 vacas em lactação e 160 matrizes.

A Figura 13 apresenta imagem aérea da fazenda experimental, indicando a localização das criações de suínos, bovinos de leite e da estação de tratamento de dejetos agropecuários (ETE).

Figura 13 –Imagem aérea da fazenda experimental e localização da ETE

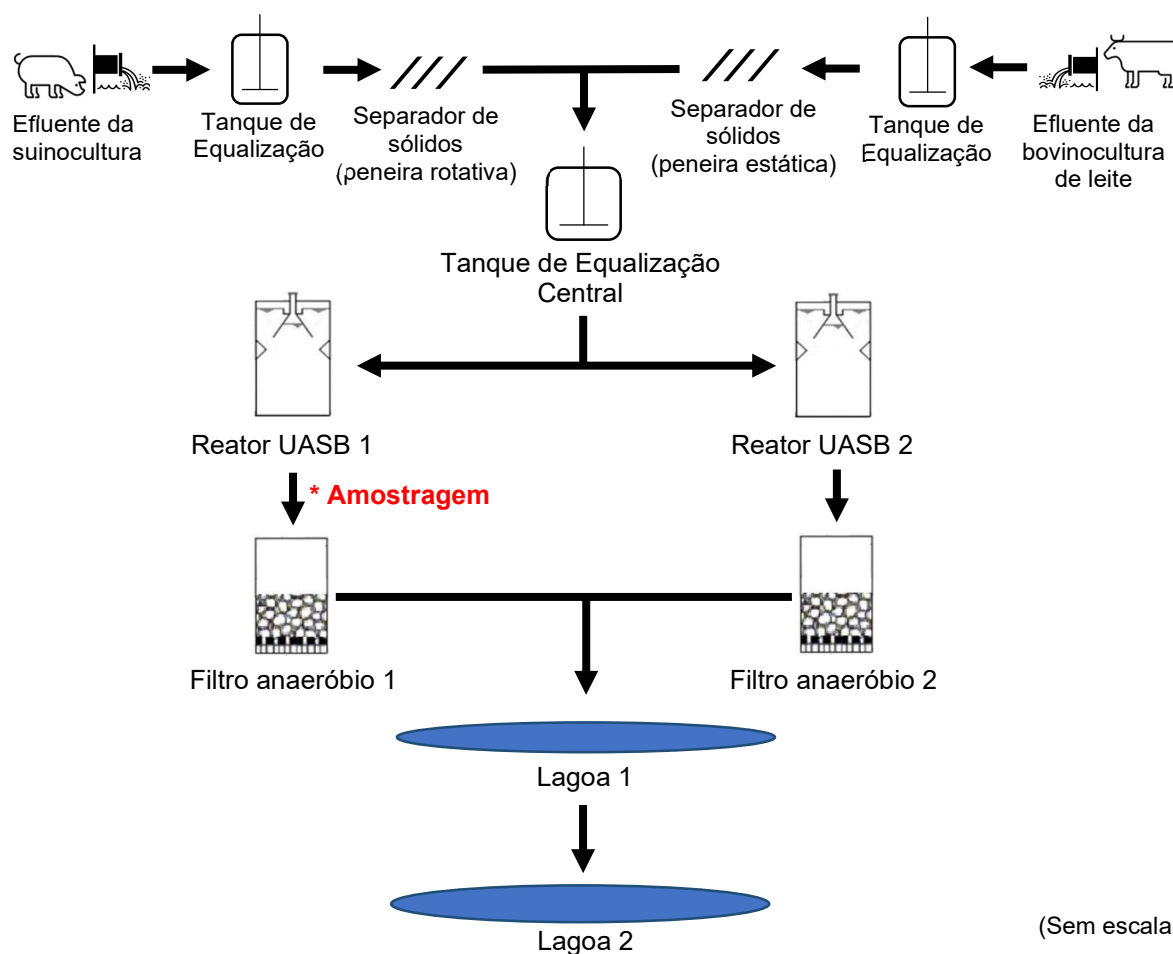


Fonte: autor. Imagem aérea obtida via *Google Earth* em janeiro de 2020.

Tanto a suinocultura quanto a bovinocultura leiteira possuem tanques de equalização e sistemas de separação de sólidos independentes, sendo bombeados para um terceiro tanque de equalização que homogeneiza os efluentes antes de enviá-los para dois reatores UASB em série, cada um com volume de 45 m³. O sistema conta, ainda, com dois filtros anaeróbios em paralelo (35 m³ cada) e duas lagoas de polimento em série. Esses equipamentos não foram objeto de estudo.

A Figura 14 apresenta um esquema ilustrativo do sistema de tratamento, indicando o ponto de coleta das amostras. As Figuras 15 e 16 apresentam, respectivamente, fotografias dos tanques de equalização e separadores de sólidos da suinocultura e da bovinocultura de leite. A Figura 17 apresenta fotografia do tanque de equalização no qual a mistura do efluente da suinocultura e da bovinocultura de leite ocorre.

Figura 14 – Esquema ilustrativo do sistema de tratamento e do ponto de coleta das amostras do efluente agropecuário estudado



Fonte: autor

Figura 15 – Tanque de equalização (A) e separador de sólidos da suinocultura (B)



Fonte: autor

Figura 16 – Tanque de equalização e separador de sólidos da bovinocultura de leite



Fonte: autor

Figura 17 – Tanque de equalização central, reatores UASB e filtros anaeróbios



Fonte: autor

As coletas de amostra ocorreram entre os meses de agosto a novembro de 2020 a partir de um registro localizado entre o reator UASB 1 e o filtro anaeróbio 1. Foram coletados, em cada amostragem, 80 litros de efluente pós reator UASB, acondicionados em 4 bombonas plásticas de 20 litros cada.

Assim que coletadas as amostras foram levadas até o laboratório no qual o estudo foi conduzido, sendo armazenadas em temperatura ambiente até a realização dos ensaios, ocorridos em até quinze dias após coletas.

A Figura 18 apresenta fotografia do UASB do qual as amostras foram coletadas, com detalhe do registro de amostragem.

Figura 18 – Registro de amostragem do material de estudo



Fonte: autor

A Tabela 3 apresenta as dimensões e condições de entrada do reator UASB do qual as amostras foram retiradas.

Tabela 3 – Dimensões do reator UASB utilizado para coleta do material de estudo

Dimensão	Medida
Diâmetro	3,2 m
Altura total	6,5 m
Volume útil	45,0 m ³
Carga orgânica média afluyente	265 kg DQO/dia
Vazão média calculada	23,4 m ³ /dia
Tempo de detenção hidráulica (TDH)	45,6 horas
Carga hidráulica volumétrica (CHV)	0,5 m ³ /m ³ .dia
Velocidade ascensional de fluxo (VAF)	0,12 m/h

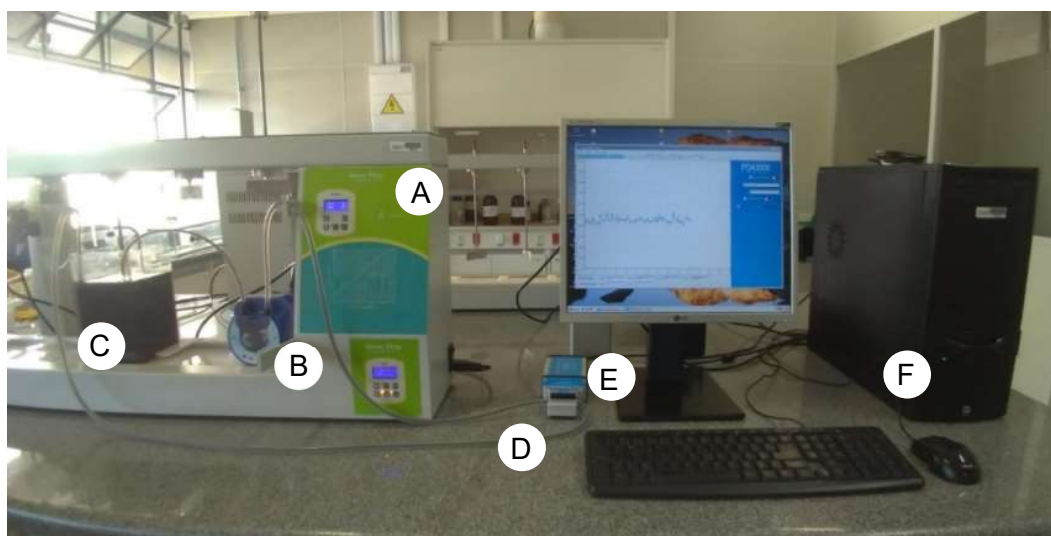
5.2 Ensaios de coagulação, floculação, quebra e recrescimento

Todos os ensaios apresentados neste trabalho foram desenvolvidos em escala de bancada no Laboratório de Tratamento e Reuso de Água e Efluentes (LATARE) da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” (UNESP), campus de Rio Claro-SP, nos meses de agosto a dezembro de 2020.

5.2.1 Montagem experimental

A Figura 19 apresenta uma fotografia da montagem experimental utilizada no estudo, indicando a disposição dos equipamentos utilizados: reator estático Jar Test Nova Ética modelo 218-6 LDBE (A), bomba peristáltica Exatta vazão 2,5 L/s (B), cuba acrílica do Jar Test (C), mangueira de silicone (D), PDA 3000 Rank Brothers (E) e computador desktop com software Rank Brothers instalado (F).

Figura 19 – Montagem experimental utilizada no estudo



Fonte: autor

Para avaliar os efeitos da adição dos coagulantes no efluente em análise instalou-se, na saída da cuba acrílica do Jar Test, um PDA modelo 3000, no qual uma mangueira flexível e incolor de diâmetro 5 mm era encaixada em área específica para emissão de sinal luminoso, sendo a mesma mangueira acoplada na entrada e saída da bomba peristáltica, responsável pela retirada e retorno do material em análise.

Como não foi possível regular a vazão de bombeamento, decidiu-se pela realização dos ensaios em períodos limitados de simulação de floculação, quebra e recrescimento, de modo que os efeitos dos parâmetros adotados pudessem ser validados sem que possíveis interferências decorrentes da recirculação do material através da bomba peristáltica fossem significativas.

A mangueira de sucção utilizada no estudo foi fixada na parede lateral posterior esquerda da cuba acrílica do Jar Test, a uma altura de 5 cm da base. A mangueira de retorno do material lido pelo PDA foi fixada na parede lateral anterior direita da cuba acrílica, a uma altura de 5 cm do topo.

O PDA 3000 foi ligado, via cabo, a um computador desktop, no qual um software específico (Rank Brothers) era responsável pela leitura e transformação dos sinais luminosos emitidos em valores numéricos correspondentes ao IF do meio.

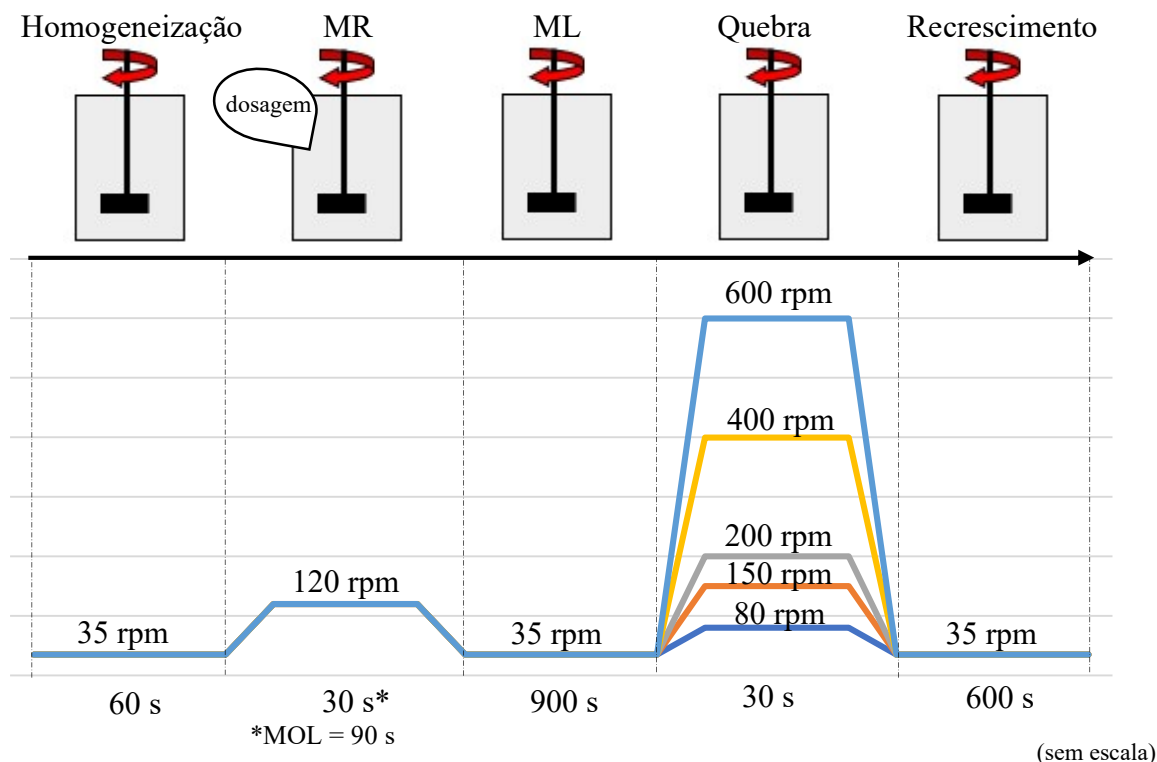
5.2.2 Programação dos ensaios

O equipamento Jar Test foi programado com cinco patamares distintos de agitação, visando simular as etapas de homogeneização da amostra, adição de coagulante (mistura rápida - MR), floculação (mistura lenta - ML), ruptura controlada e recrescimento dos agregados formados.

Independentemente da concentração do coagulante aplicado, as agitações aplicadas durante as etapas de homogeneização, mistura rápida, mistura lenta e recrescimento foram as mesmas para todos os ensaios, sendo aplicados 35 rpm na etapa homogeneização, 120 rpm na etapa de MR, 35 rpm na etapa de ML e 35 rpm na etapa de recrescimento. Na etapa quebra foram aplicados, em ensaios distintos, cinco patamares de agitação, sendo eles: 80 rpm, 150 rpm, 200 rpm, 400 rpm e 600 rpm. Esses valores foram escolhidos com base em estudos prévios conduzidos por autores como Nan et al. (2016) e Guo et al. (2019).

A Figura 20 apresenta um esquema ilustrativo dos patamares de agitação aplicados, indicando o valor, em rpm, bem como duração (em segundos) das etapas ensaiadas.

Figura 20 – Esquema ilustrativo da programação do equipamento Jar Test



Fonte: autor

5.2.3 Preparo dos agentes coagulantes

a) Tanino (Tanfloc SL®)

O tanino utilizado nos ensaios foi obtido do produto comercial Tanfloc SL®, gentilmente cedido pela empresa Tanac SA.

Antes de ser aplicado, o produto era diluído em água a uma proporção 15 mL do produto para 100 mL de solução, gerando uma solução 15%. A solução era preparada conforme necessidade de uso e descartada ao final do dia.

A Figura 21 apresenta uma fotografia do produto comercial puro e de sua diluição.

Figura 21 – Produto comercial Tanfloc SL® (A) e solução utilizada nos ensaios (B)



Fonte: autor

b) *Moringa Oleifera* Lam (MOL)

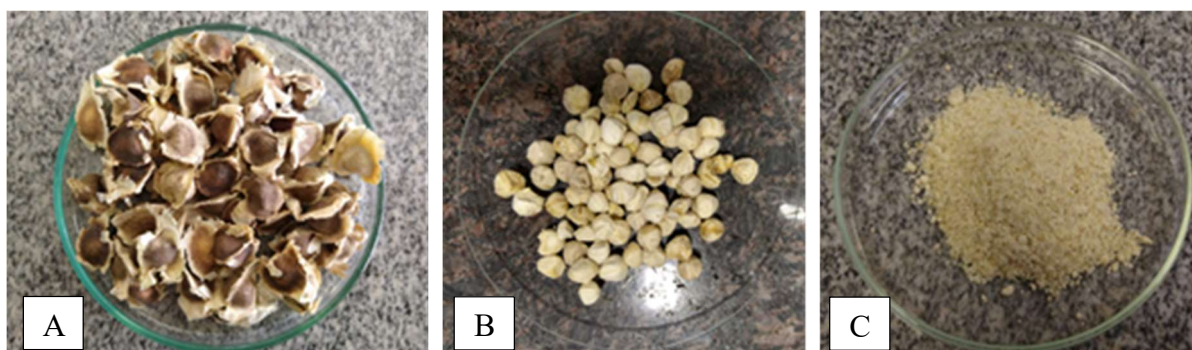
A MOL utilizada nos ensaios foi gentilmente cedida pelo grupo de pesquisas do professor Dr. Gustavo Ribeiro, da UNESP de Bauru.

Antes da utilização, as sementes foram descascadas manualmente e trituradas em moinho ultra centrífugo da marca Retsch, com rotação de 18.000 rpm e peneira 1,0 mm acoplada. O pó era mantido refrigerado até sua utilização, realizada em até cinco dias depois da etapa de moagem, conforme recomendado por Valverde (2014).

A escolha pela utilização em pó foi feita buscando-se facilitar a operacionalidade da aplicação em sistemas reais, sem necessidade de preparo de soluções aquosas ou salinas. Conforme demonstrado por Villaseñor-Basulto (2018) os resultados com a MOL em pó são tão bons quanto a de outras formas de preparo.

A Figura 22 apresenta uma fotografia das sementes de MOL com casca, descascadas e moídas.

Figura 22 – Sementes de MOL com casca (A), descascadas (B) e moídas (C)



Fonte: autor

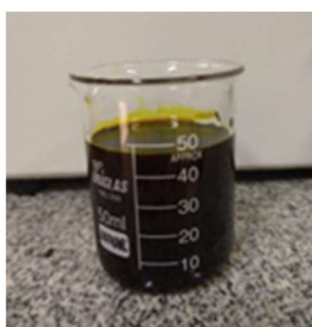
c) Cloreto Férrico

O cloreto férrico utilizado nos ensaios foi gentilmente cedido pela Estação de Tratamento de Água (ETE II) de Rio Claro.

Antes de ser aplicado, o produto era diluído, em um balão volumétrico, gerando uma solução 15%. A solução não utilizada no dia era descartada.

A Figura 23 apresenta uma fotografia do produto utilizado.

Figura 23 – Cloreto férrico 40% utilizado no estudo



Fonte: autor

5.2.4 Condução dos ensaios

Antes de serem dispostas no Jar Test as amostras de efluente agropecuário eram levemente homogeneizadas no próprio galão contendor, para ressuspensão dos materiais sedimentados. A colocação das alíquotas na cuba acrílica era feita logo em sequência, buscando-se a obtenção de uma subamostra homogênea, sem princípio de sedimentação. As subamostras eram caracterizadas em termos de pH e turbidez.

No tempo de ensaio $t = 0$ a programação do Jar Test era iniciada juntamente com o start do programa do PDA, mantendo a rotação inicial (35 rpm) por um minuto, para homogeneização do efluente. Após esse período o equipamento iniciava a MR, etapa na qual a dosagem do coagulante era realizada. Neste momento uma pequena amostra do efluente era coletado e o valor de pH era medido e comparado ao valor da amostra bruta.

Após o período programado de MR o Jar Test iniciava a etapa de floculação, mantendo a agitação em 35 rpm por um período de 15 minutos. Uma segunda alíquota de efluente era retirada no minuto anterior ao término deste período, para medição da

turbidez do sobrenadante após um período de 30 minutos de sedimentação. Essa etapa era realizada para averiguar a potencialidade de uso do coagulante em sistemas de separação sólido-líquido não sendo, no entanto, estudada a fundo, por não fazer parte do escopo de objetivos do trabalho.

Findada a etapa de floculação o Jar Test iniciava a sequência de quebra e recrescimento dos agregados formados, elevando a agitação para 80, 150, 200, 400 ou 600 rpm por um período de 30 segundos e, na sequência, reduzindo-a a 35 rpm por um período de 10 minutos. A etapa de quebra foi realizada para simular o estresse hidráulico ao qual os aglomerados estão expostos durante o transporte através de canais, aberturas e orifícios existentes nos sistemas de tratamento.

Ao final do ensaio o material contido na cuba acrílica do Jar Test era mantido em repouso por 30 minutos e a turbidez do sobrenadante era medida novamente, como medida de controle. Os ensaios foram realizadas sem repetições.

5.2.5 Concentrações utilizadas

Nos ensaios com cloreto férrico foram investigadas as seguintes concentrações de coagulante: 100 mg/L, 200 mg/L e 300 mg/L.

Para os ensaios com Moringa as concentrações investigadas foram: 0,5 g/L, 20, g/L, 6,0 g/L, 10,0 g/L, 15,0 g/L, 25,0 g/L e 40,0 g/L.

Já nos Tanfloc SL® foram investigadas as seguintes concentrações de coagulante: 100 mg/L, 150 mg/L, 250 mg/L, 400 mg/L e 800 mg/L.

Os coagulantes foram preparados conforme descrito em 5.2.3.

5.2.6 Tratamento dos dados

Os dados gerados a partir do uso do equipamento PDA, representados por IF, foram tratados no software The Unscrambler, com aplicação do filtro de suavização de sinal “Savitzky-Golay” (Manetta et al, 2019). Foram utilizados valores de ordem polinomial igual a dois e número simétrico de dados adjacentes variando de cinco a onze. Antes da aplicação do filtro foram retirados, do conjunto de dados, valores discrepantes de leitura, causados por bolhas de ar.

Todos resultados foram normalizados em escala 0-1, buscando-se adequar os valores em uma mesma ordem de grandeza e, assim, criar uma escala comum para melhor comparação.

Os valores de IF_0 foram obtidos calculando-se o valor médio do IF durante a fase estável da etapa homogeneização. Os valores de IF_1 foram obtidos calculando-se o valor médio do IF durante a fase estável da etapa floculação. Os valores de IF_2 foram obtidos filtrando-se o ponto mínimo de IF durante a etapa quebra. Os valores de IF_3 foram obtidos calculando-se o valor médio do IF durante a fase estável da etapa recrescimento.

Os gráficos boxplot foram elaborados após análise estatística dos dados via função Anova fator único no programa Excel®, com intervalos de confiança de 95%.

Os gráficos de barras foram elaborados no programa Excel® com inclusão de barras de erro representando o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos, em porcentagem.

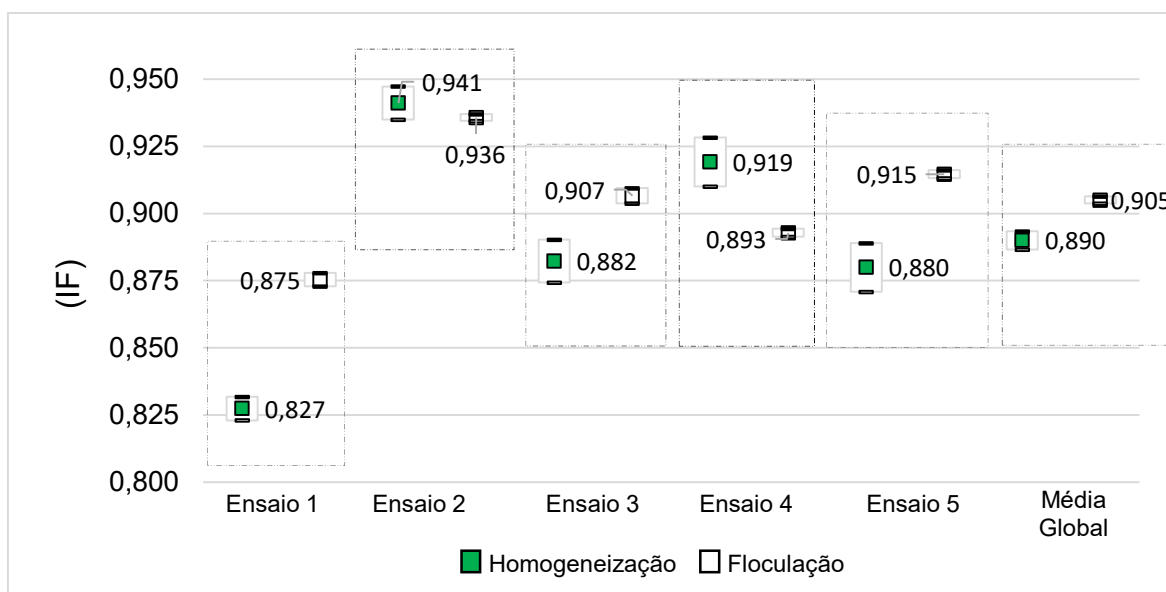
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Ensaios sem adição de coagulantes

6.1.1 Etapas homogeneização e floculação

A Figura 24 apresenta gráfico comparativo dos valores médios de IF e média global dos valores nas etapas homogeneização e floculação para os cinco ensaios realizados com efluente agropecuário sem adição de agentes coagulantes. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para a média dos valores.

Figura 24 – Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes



Conforme indicado na Figura 24, os resultados dos valores médios do IF na etapa homogeneização foram considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores entre $0,827 \pm 0,017$ e $0,941 \pm 0,025$. Acredita-se que essa variação tenha ocorrido em função do elevado teor de sólidos suspensos no efluente em estudo (~ 3.500 mg/L). Por mais que as etapas de coleta, armazenamento e retirada de alíquotas tenham seguido a mesma padronização das subamostras não foi viável, por se tratar de efluente real, com heterogeneidade implícita.

Os resultados médios de IF na etapa floculação foram, também, considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores entre de $0,875 \pm 0,040$ e $0,936 \pm 0,019$.

Notou-se um aumento discreto do IF em três dos cinco ensaios, mesmo sem adição de coagulantes, com valores passando de $0,827 \pm 0,017$ a $0,875 \pm 0,040$ (Ensaio 1), $0,882 \pm 0,032$ a $0,907 \pm 0,045$ (Ensaio 3) e $0,880 \pm 0,036$ a $0,915 \pm 0,023$ (Ensaio 5). Pela média global, o IF das amostras passou de $0,890 \pm 0,014$ (etapa homogeneização) a $0,905 \pm 0,021$ (etapa floculação).

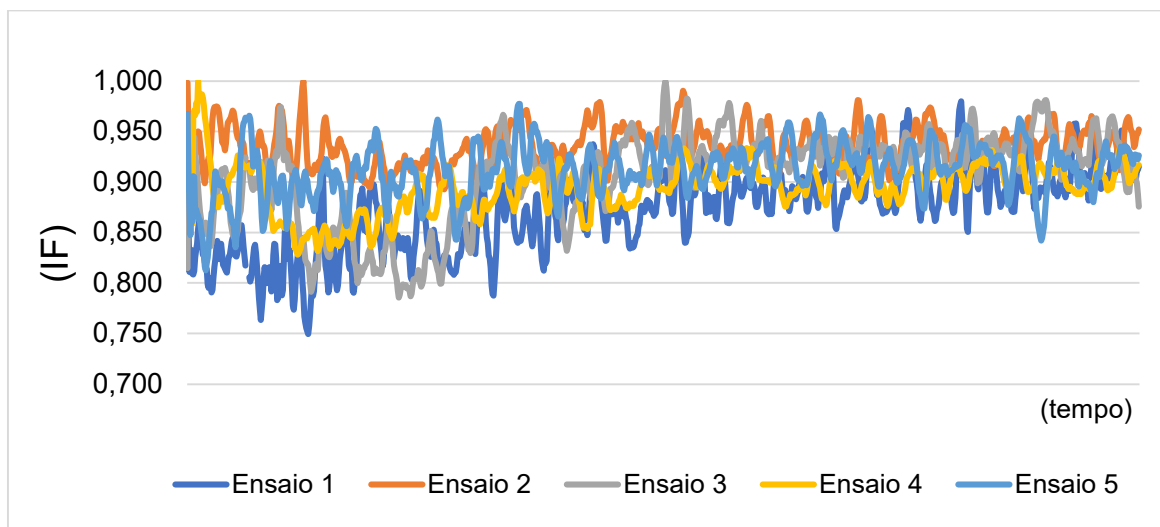
No Ensaio 2 os valores médios de IF foram estatisticamente iguais, indicando que os aglomerados permaneceram com as mesmas características de tamanho entre a etapa homogeneização (IF = $0,941 \pm 0,025$) e floculação (IF = $0,936 \pm 0,019$).

No Ensaio 4 os valores médios de IF foram estatisticamente diferentes, com redução discreta do IF entre a etapa homogeneização (IF = $0,919 \pm 0,036$) e floculação (IF = $0,893 \pm 0,023$).

De modo geral os resultados indicam que o IF da suspensão permaneceu em patamares próximos ao longo do tempo em todos os ensaios, sem alterações significativas do estado de agregação das partículas, apesar dos choques ocasionados pela agitação do meio. Tal resultado evidencia a necessidade da adição de agentes coagulantes para que a desestabilização das partículas e posterior formação de agregados ocorra, desde que as condições do meio sejam favoráveis.

A Figura 25 apresenta o gráfico do IF ao longo das etapas de homogeneização e floculação nos cinco ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes. A visualização do comportamento contínuo do IF corrobora, de forma ilustrativa, a explanação acerca dos dados referentes às médias apresentados na Figura 24.

Figura 25 – IF ao longo das etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes



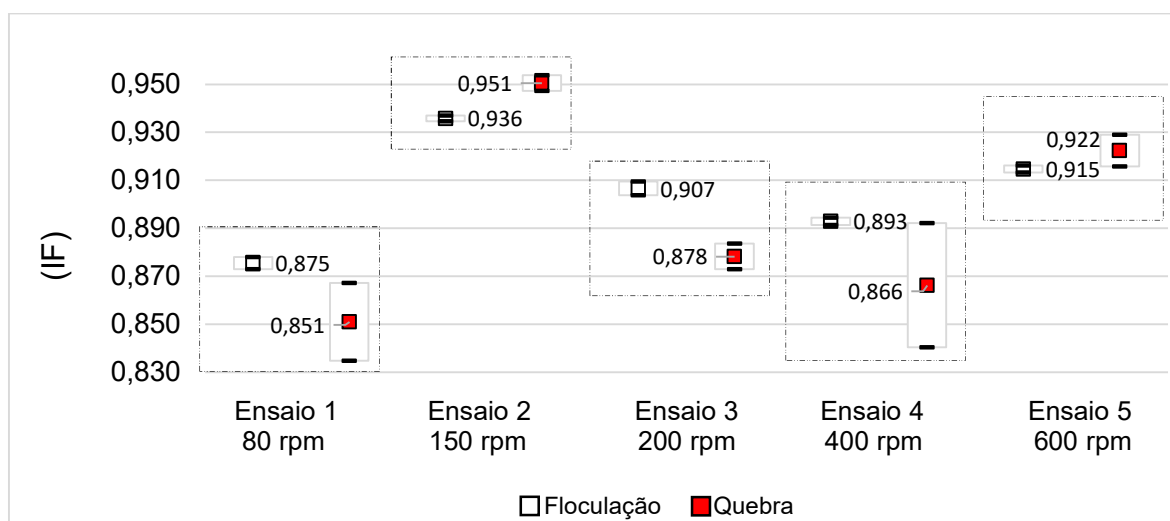
Conforme pode ser observado na Figura 25, não houve variação significativa do IF ao longo das etapas de homogeneização e floculação, com estabilidade dos valores em patamares próximos.

Em relação aos parâmetros de monitoramento, as amostras apresentaram pH médio de $7,15 \pm 0,05$ e turbidez média de $313,00 \pm 19,39$ UNT.

6.1.2 Etapa quebra

A Figura 26 apresenta gráfico comparativo dos valores médios de IF nas etapas floculação e quebra nos cinco ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para os valores apontados.

Figura 26 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes



Conforme indicado na Figura 26, os resultados dos valores médios do IF na etapa quebra foram considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores variando de $0,851 \pm 0,048$ a $0,951 \pm 0,090$.

Houve uma pequena redução do valor médio de IF entre as etapas floculação e quebra em três dos cinco ensaios, com valores passando de $0,875 \pm 0,040$ a $0,851 \pm 0,048$ (Ensaio 1), $0,907 \pm 0,045$ a $0,878 \pm 0,016$ (Ensaio 3) e $0,893 \pm 0,023$ a $0,866 \pm 0,071$ (Ensaio 4). No Ensaio 4, todavia, ao se considerar o intervalo de confiança de 95%, os resultados passam a ser considerados estatisticamente iguais, não sendo possível afirmar a redução do IF pelo aumento da agitação do meio.

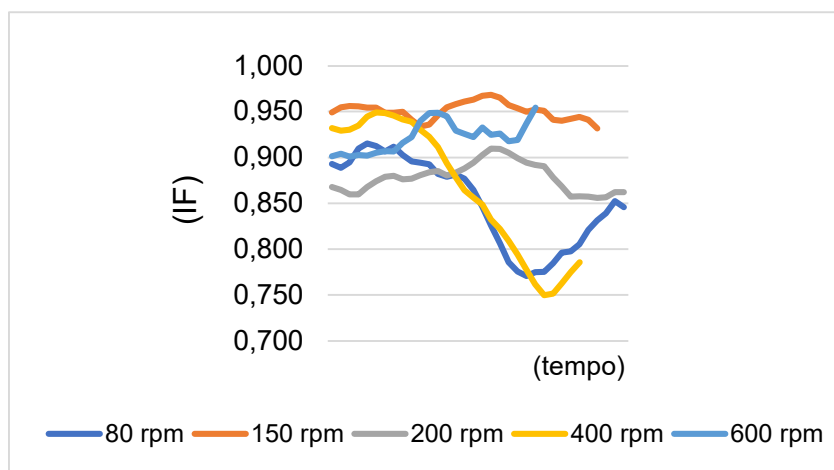
No Ensaio 2 houve um discreto aumento do valor médio de IF entre a etapa floculação e quebra, o qual passou de $0,936 \pm 0,019$ para $0,951 \pm 0,009$. Acredita-se que esse comportamento seja devido à ressuspensão das partículas sedimentadas durante as etapas precedentes, sendo a agitação aplicada na etapa quebra (150 rpm) insuficiente para fragmentar eventuais aglomerados presentes na suspensão.

No Ensaio 5 os valores médios de IF nas etapas floculação e quebra foram considerados estatisticamente iguais, impossibilitando análises comparativas e conclusões. O valor médio do IF passou de $0,915 \pm 0,023$ para $0,922 \pm 0,016$.

A Figura 27 apresenta gráfico do IF ao longo das etapas quebra nos cinco ensaios realizados. Algumas linhas possuem menos pontos graficados em função da supressão de dados discrepantes, ocasionados por bolhas de ar. No entanto, ainda foi possível analisar o desempenho do conjunto. A visualização do comportamento

contínuo do IF corrobora, de forma ilustrativa, a explicação acerca dos dados referentes às médias apresentados na Figura 26.

Figura 27 – IF ao longo das etapas quebra nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes

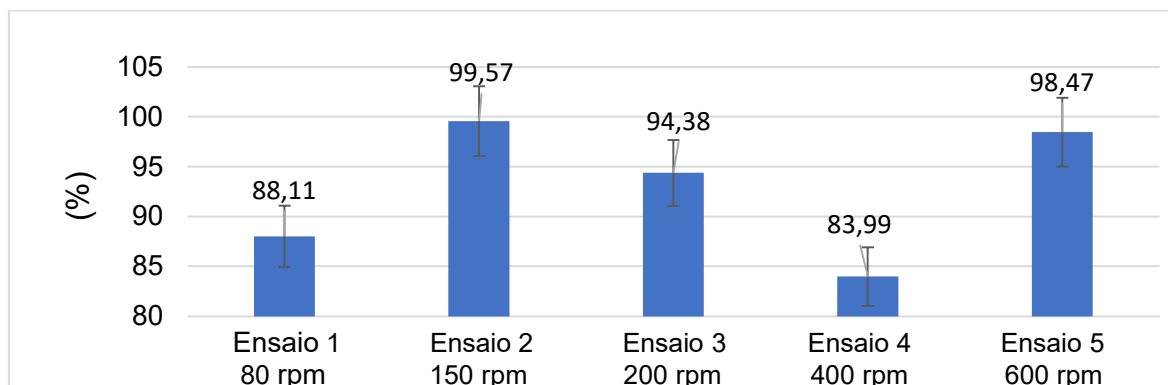


Conforme pode ser observado na Figura 27, os Ensaios 1 e 4 (agitações 80 rpm e 400 rpm, respectivamente) obtiveram os maiores decréscimos de IF ao longo do período de agitação (30 segundos), confirmando a amplitude destacada na Figura 26. Os demais ensaios não apresentaram variações significativas de IF ao longo do período, o que também confirma os resultados apresentados na Figura 26. Não foi possível relacionar o aumento da agitação na etapa quebra com a diminuição do IF.

Os IF₂ (pontos mínimos de IF na etapa quebra) foram: 0,771 (Ensaio 1), 0,932 (Ensaio 2), 0,856 (Ensaio 3), 0,750 (Ensaio 4) e 0,901 (Ensaio 5).

Com os valores de IF₁ e IF₂ calculou-se o FR correspondente a cada um dos cinco ensaios realizados. A Figura 28 apresenta o gráfico comparativo elaborado. As barras de erro representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

Figura 28 – FR dos aglomerados formados nos ensaios sem aplicação de agentes coagulantes

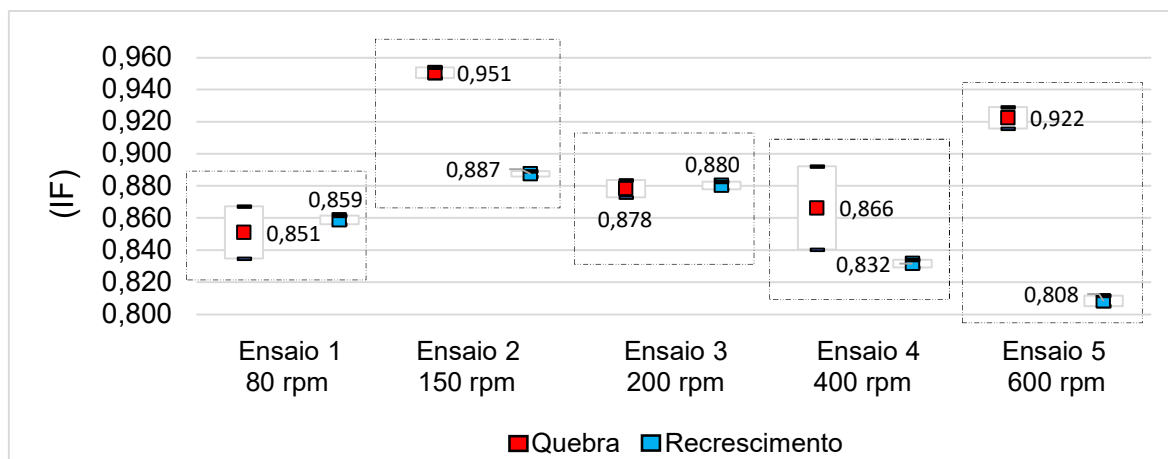


Conforme pode ser observado na Figura 28, os menores FR ocorreram nos Ensaios 1 e 4, exatamente os que apresentaram maiores decréscimos de IF ao longo dos ensaios de quebra (Figura 27). Salienta-se, entretanto, que as oscilações observadas em todos os ensaios foram extremamente discretas e, por esta razão, os FR calculados foram considerados elevados ($> 80\%$).

6.1.3 Etapa recrescimento

A Figura 29 apresenta gráfico comparativo dos valores médios de IF entre as etapas quebra e recrescimento nos cinco ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para os valores apontados.

Figura 29 – Valores médios do IF nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes



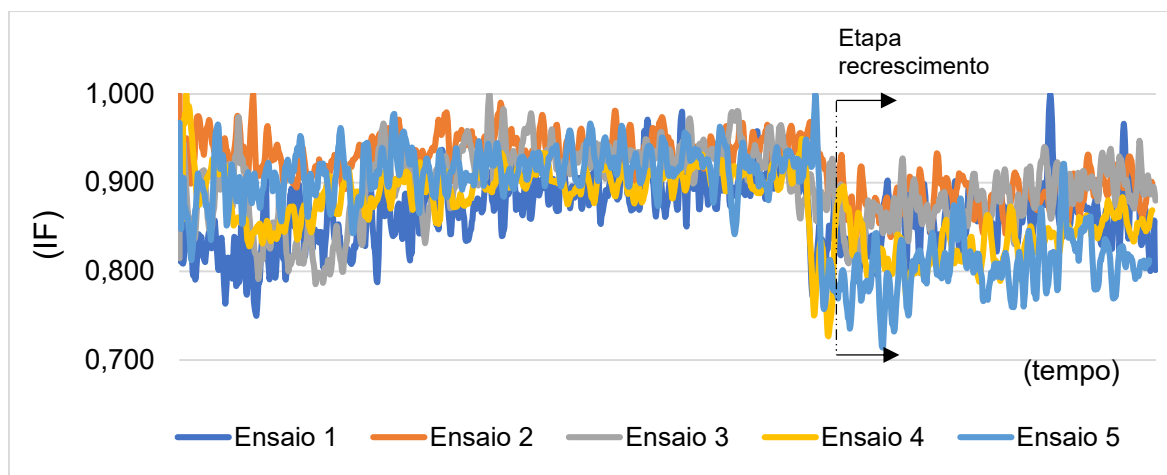
De acordo com o indicado na Figura 29, os resultados médios do IF na etapa recrescimento foram considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores entre $0,808 \pm 0,037$ e $0,887 \pm 0,021$.

Não houve retomada acentuada de IF com o término da etapa quebra em nenhum ensaio. Nos Ensaios 2, 4 e 5, inclusive, a média do IF da etapa recrescimento foi inferior ao valor médio de IF durante a etapa quebra, com valores indo de $0,951 \pm 0,009$ a $0,887 \pm 0,021$ (Ensaio 2), $0,866 \pm 0,071$ a $0,832 \pm 0,028$ (Ensaio 4) e $0,922 \pm 0,016$ a $0,808 \pm 0,037$ (Ensaio 5). No Ensaio 1 o valor médio de IF passou de $0,851 \pm 0,048$ a $0,859 \pm 0,032$ e, no Ensaio 3, de $0,878 \pm 0,016$ a $0,880 \pm 0,027$. Todavia, nesses dois ensaios os valores de IF nas etapas quebra e refloculação foram considerados estatisticamente iguais.

Observando-se o histórico dos ensaios (Figura 24), verifica-se que os IF na etapa de recrescimento foram levemente inferiores aos IF na etapa floculação, mas mantidos próximos aos observados na etapa quebra. Mais uma vez acredita-se que este comportamento seja decorrente da não adição de agentes coagulantes no meio. Assim, por não ter havido formação de aglomerados durante a etapa floculação, a oscilação das agitações nas etapas quebra e recrescimento não impactaram no IF da suspensão em estudo, mantendo o valor ao longo dos ensaios praticamente inalterado.

A Figura 30 apresenta o gráfico do IF ao longo dos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes. A visualização do comportamento contínuo do IF corrobora, de forma ilustrativa, a explanação acerca dos dados referentes às médias apresentados na Figura 29.

Figura 30 – IF ao longo dos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes

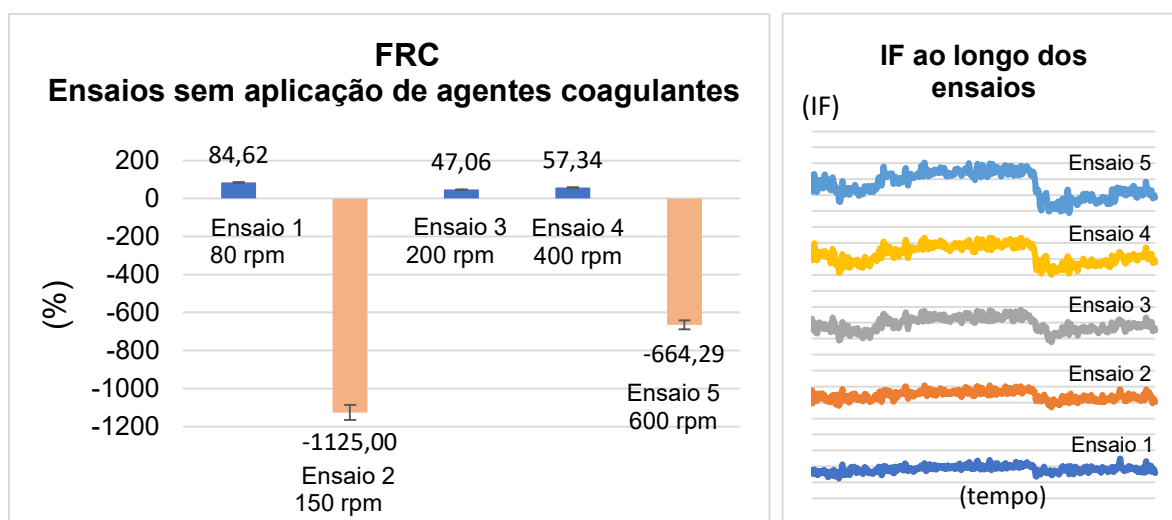


Conforme apresentado na Figura 30, é possível notar as variações do IF ao longo do ensaio, com pequena redução na fase quebra e manutenção do tamanho durante o recrescimento, confirmando o que foi apresentado nas Figuras 26 e 29. É importante observar que o eixo Y do gráfico possui limites entre 0,7 e 1,0, o que possibilitou a visualização das alterações que, conforme já descrito, foram discretas.

Para associar o comportamento do IF com o recrescimento dos aglomerados, calculou-se o FRC correspondente a cada um dos cinco ensaios realizados.

A Figura 31 apresenta o gráfico comparativo de FCR elaborado com os dados de IF₁, IF₂ e IF₃ dos ensaios ilustrando, ainda, o comportamento individualizado do IF de cada ensaio. As barras de erro no gráfico de FRC representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

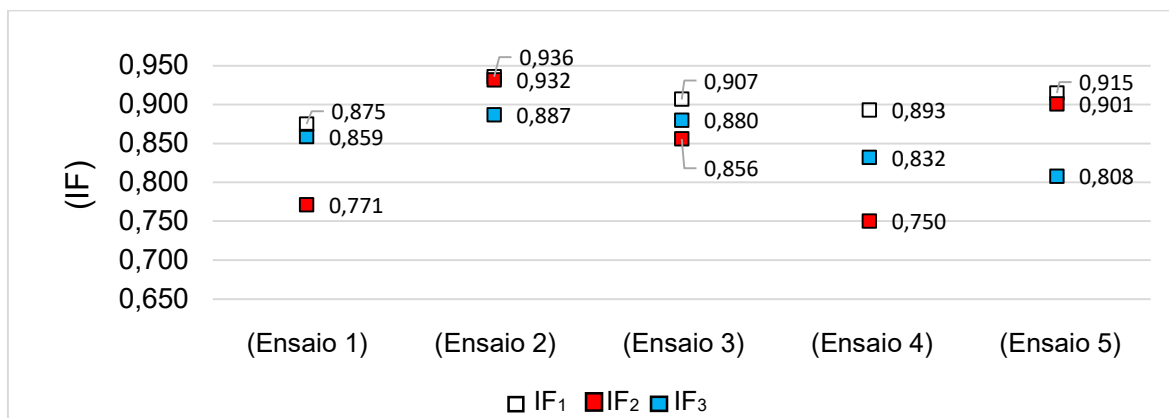
Figura 31 – FRC dos aglomerados - ensaios sem aplicação de agentes coagulantes



Conforme pode ser observado na Figura 31, os FRC negativos observados nos Ensaios 2 e 5 indicam a não retomada de IF nesses ensaios ($IF_3 < IF_2$), o que já havia sido apresentado na Figura 29.

Aparentemente os Ensaios 3 e 4 tiveram comportamento similares ao observado no Ensaio 5, mas os FRC calculados (positivo) indicaram que não. Para verificar essa diferença, elaborou-se a Figura 32, que apresenta gráfico comparativo dos IF₁, IF₂ e IF₃ nos cinco ensaios realizados.

Figura 32 – IF₁, IF₂ e IF₃ nos ensaios realizados sem aplicação de agentes coagulantes



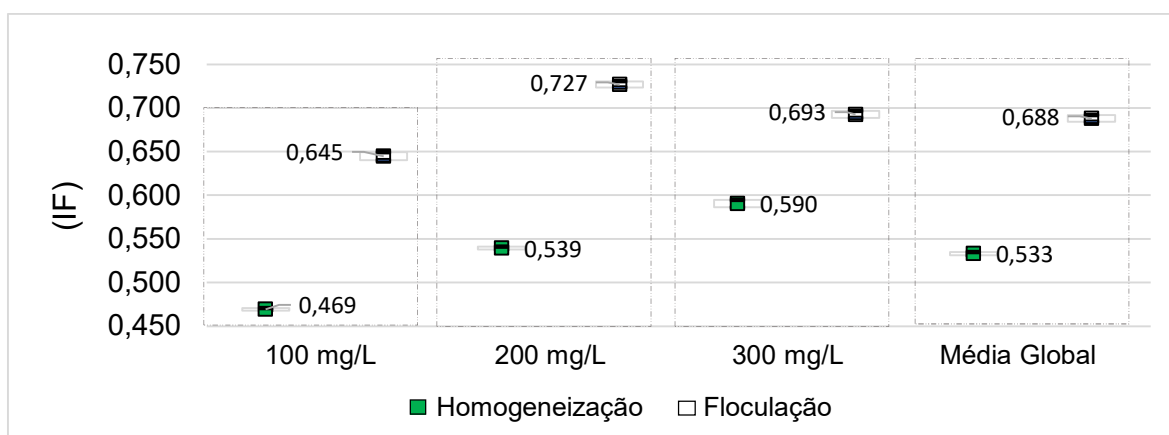
De acordo com o apresentado na Figura 32, os IF₃ dos Ensaios 3 e 4 foram superiores ao IF₂, confirmando a diferença do comportamento apresentado no Ensaio 5.

6.2 Ensaios com cloreto férrico

6.2.1 Etapa homogeneização e floculação

A Figura 33 apresenta gráfico comparativo dos valores médios de IF e média global dos valores nas etapas homogeneização e floculação para os quinze ensaios realizados com efluente agropecuário e agente coagulante químico cloreto férrico. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para a média nas cinco repetições realizadas em cada dosagem aplicada.

Figura 33 – Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico



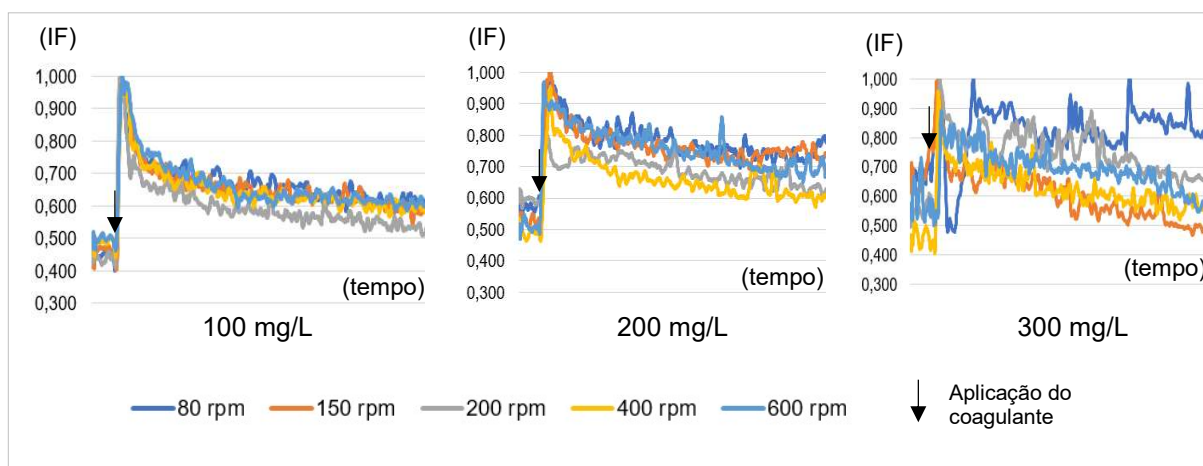
Assim como ocorreu nos ensaios sem adição de agentes coagulantes, os IF apresentados na etapa homogeneização foram considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores entre $0,469 \pm 0,005$ e $0,590 \pm 0,017$. Os IF da etapa floculação foram também considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com médias variando de $0,645 \pm 0,072$ a $0,727 \pm 0,057$.

O IF aumentou entre as etapas homogeneização e floculação em todas as dosagens investigadas, com valores passando de $0,469 \pm 0,005$ a $0,645 \pm 0,072$ (Ensaio 1), $0,539 \pm 0,017$ a $0,727 \pm 0,057$ (Ensaio 2) e $0,590 \pm 0,017$ a $0,693 \pm 0,062$ (Ensaio 3). Pela média global, o IF das amostras passou de $0,533 \pm 0,007$ a $0,688 \pm 0,059$. A amplitude entre os IF homogeneização e floculação nos ensaios foi, em média, cerca de dez vezes superior à obtida nos ensaios sem adição de agentes coagulantes.

O maior aumento médio de IF foi observado na dosagem 200 mg/L, mas os aumentos observados nas dosagens 100 mg/L foram, também, significativos. Nota-se que a amplitude entre os IF na dosagem 300 mg/L foi a menor de todas, o que sugere que o aumento do IF é diretamente proporcional à concentração de cloreto férrico aplicado até uma determinada concentração, tornando-se ineficaz a partir de então.

A Figura 34 apresenta um recorte do gráfico de IF entre as etapas de homogeneização e floculação dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico, destacando o momento da adição do coagulante. A visualização gráfica do comportamento do IF antes e após a aplicação do cloreto férrico corrobora, de forma ilustrativa, a explanação realizada com os dados apresentados na Figura 33.

Figura 34 – IF ao longo das etapas homogeneização e início da floculação dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico



Conforme pode ser observado na Figura 34, houve resposta imediata de crescimento de IF com a aplicação do coagulante. Na dosagem 100 mg/L o IF atingiu o menor patamar ao longo da etapa de floculação (quando comparado aos das dosagens 200 mg/L e 300 mg/L), além de um pico inicial mais notável. Acredita-se que esse comportamento seja decorrente da baixa dosagem aplicada e da elevada concentração de sólidos no efluente. Com o aumento da agitação durante a MR, houve ressuspensão das partículas que não estavam presentes na zona de coleta da mangueira de amostragem. Essa elevada concentração de sólidos foi monitorada pelo PDA (pico) e, com a retomada de agitação, os aglomerados de fato formados passaram a ser lidos pelo equipamento (aumento do IF).

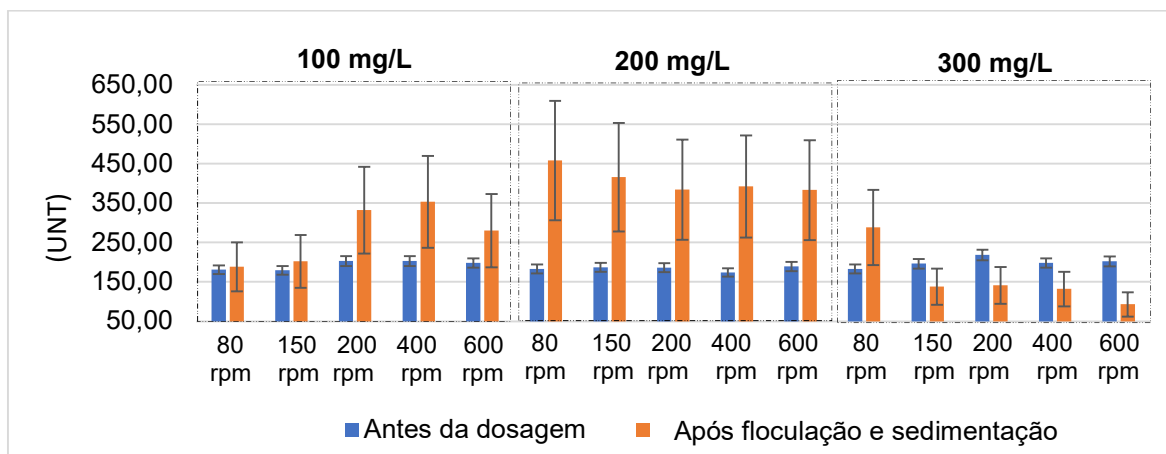
Nos ensaios com as Dosagens 200 mg/L e 300 mg/L o pico foi menor porque as partículas que ressuspenderam formaram aglomerados imediatamente (maior quantidade de coagulante disponível), sendo o IF correspondente maior que o observado na dosagem 100 mg/L.

Em relação aos parâmetros de monitoramento, as amostras apresentaram redução de pH médio em todas as dosagens, passando de um valor médio de $7,85 \pm 0,24$ a $7,10 \pm 0,34$. Esse comportamento é esperado com o uso do cloreto férrico que, em sua dissociação, libera íons H^+ no meio.

A turbidez do efluente aumentou com a adição de cloreto férrico nas dosagens 100 mg/L e 200 mg/L, mesmo após o período de floculação e sedimentação. Na dosagem 100 mg/L os valores médios de turbidez foram $192,00 \pm 11,88$ UNT (antes da adição de coagulante) e $271,00 \pm 74,46$ UNT (após ML e trinta minutos de sedimentação). Na dosagem 200 mg/L, os valores médios de turbidez foram $183,80 \pm 5,89$ UNT (antes da adição de coagulante) e $406,60 \pm 31,67$ UNT (após ML e trinta minutos de sedimentação). Na dosagem 300 mg/L a turbidez remanescente só foi superior no primeiro ensaio. Os valores médios encontrados foram $199,40 \pm 12,60$ UNT (antes da adição de coagulante) e $158,40 \pm 74,98$ UNT (após ML e trinta minutos de sedimentação).

A Figura 35 apresenta gráfico comparativo dos incrementos de turbidez nos quinze ensaios realizados. As barras de erro representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

Figura 35 – Variação da turbidez antes da dosagem de cloreto férrico e após a etapa de floculação e sedimentação



Conforme apresentado na Figura 35, o maior incremento de turbidez ocorreu na dosagem 200 mg/L, a que apresentou maior aumento de IF com a adição do coagulante (Figura 33). É possível que os aglomerados formados não possuíssem sedimentabilidade suficiente, permanecendo em suspensão mesmo após 30 minutos. Todavia, como esse trabalho não objetivou investigar a etapa de separação sólido-líquido, sugere-se que esse comportamento seja averiguado em trabalhos futuros.

A Tabela 4 apresenta todos os valores de pH e turbidez monitorados nos ensaios realizados com cloreto férrico.

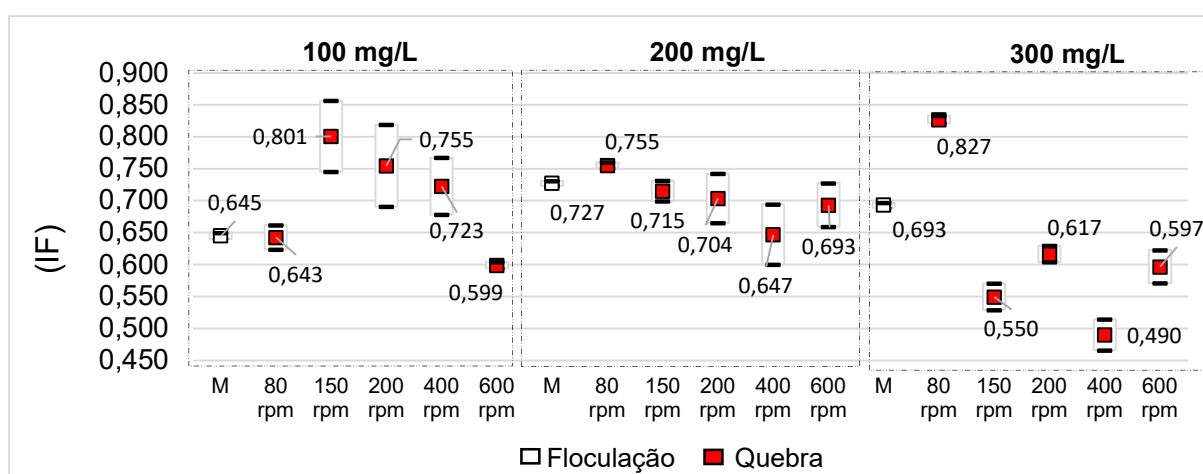
Tabela 4 – pH e turbidez iniciais e após etapas de MR (pH) e ML e sedimentação – Ensaio com aplicação de cloreto férrico

Ensaio	Dosagem (mg/L)	pH inicial	pH pós MR	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez final (UNT)
1	100	8,21	7,41	181	188
2	100	8,03	7,51	179	202
3	100	8,12	7,22	203	332
4	100	8,05	7,36	203	353
5	100	7,82	7,30	198	280
6	200	7,37	7,16	183	458
7	200	7,87	6,93	187	416
8	200	8,09	7,21	186	384
9	200	7,42	6,53	174	392
10	200	8,00	6,83	189	383
11	300	7,73	6,67	183	288
12	300	7,79	7,34	196	138
13	300	7,77	7,33	218	141
14	300	7,78	7,25	198	132
15	300	7,69	6,38	202	93

6.2.2 Etapa quebra

A Figura 36 apresenta gráfico comparativo dos valores médios de IF entre as etapas floculação e quebra nos quinze ensaios realizados com adição do agente coagulante químico cloreto férrico. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para a média dos resultados apresentados.

Figura 36 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico



Conforme pode ser observado na Figura 36, em relação aos ensaios realizados com a dosagem 100 mg/L, o valor médio de IF na agitação 80 rpm foi estatisticamente iguais ao valor médio de IF obtido na etapa floculação dos ensaios, indicando que o aumento de agitação foi insuficiente para alterar o tamanho dos aglomerados formados.

As agitações 150, 200 e 400 rpm foram estatisticamente iguais entre si, mas diferentes estatisticamente do valor médio de IF na etapa floculação. Sendo assim, é possível afirmar que a alteração da agitação impactou no tamanho dos aglomerados, mas não se pode inferir sobre a proporcionalidade entre o aumento da agitação e a redução do IF que, aliás, aumentou ligeiramente nas agitações citadas.

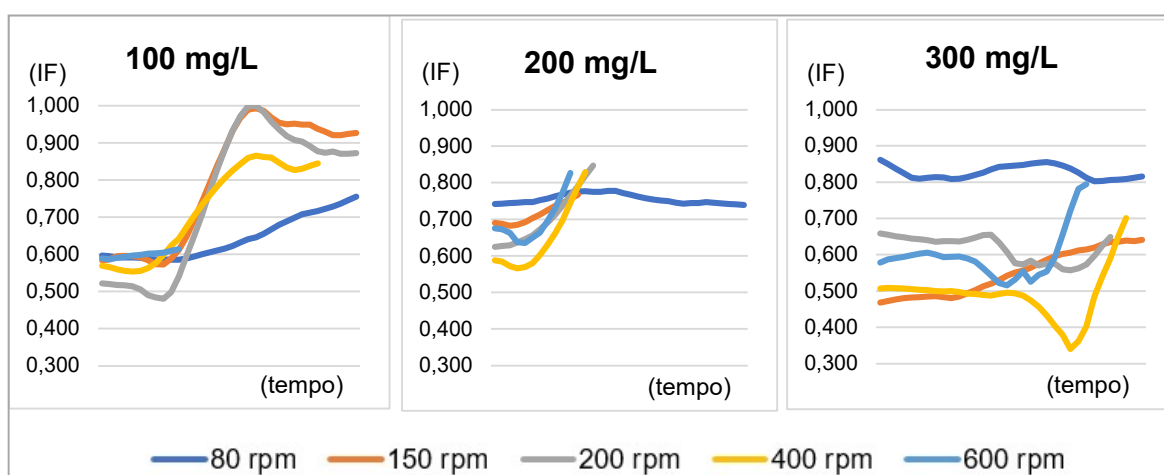
O valor médio de IF obtido no ensaio com agitação a 600 rpm foi estatisticamente diferentes do valor médio de IF da etapa floculação dos ensaios e o único que indicou leve redução de IF com o aumento da agitação. Todavia, é importante ressaltar que durante este ensaio a interferência causadas por bolhas foi muito alta, sendo necessário suprimir mais de 65% dos dados coletados.

Em relação aos ensaios realizados com a dosagem 200 mg/L, a única agitação cujos resultados médios de IF foram estatisticamente diferentes do valor médio de IF da etapa floculação foi a primeira, 80 rpm. Nesse ensaio o valor médio de IF foi de $0,755 \pm 0,013$, valor superior, mas próximo do valor médio de IF antes do período de quebra ($0,727 \pm 0,057$). Nos demais ensaios houve significativa geração de bolhas e, portanto, supressão de dados. Acredita-se que por esta razão os valores médios de IF tenham sido estatisticamente iguais entre si.

Nos ensaios realizados com a dosagem 300 mg/L, todos os valores médios de agitação foram considerados estatisticamente diferentes entre si e do valor médio de IF obtido na etapa de floculação. Conforme pode ser observado na Figura 36, não há proporcionalidade entre a agitação aplicada e o valor médio de IF. Na agitação 80 rpm o valor foi superior e, nas demais, inferior. Acredita-se, então, que a partir de 150 rpm ocorreu quebra dos aglomerados, mas o aumento da agitação não gerou grandes efeitos no IF dos aglomerados.

A Figura 37 apresenta gráfico de IF ao longo das etapas quebra nas cinco agitações investigadas para as três dosagens aplicadas. A visualização gráfica do comportamento do IF com o incremento da agitação corrobora, de forma ilustrativa, a explanação realizada com os dados apresentados na Figura 36.

Figura 37 – IF ao longo das etapas quebra dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico



Conforme ilustrado na Figura 37, embora tenha havido formação de bolhas, principalmente nos ensaios com a dosagem 200 mg/L, foi possível identificar os

pontos mínimos de IF atingidos durante a quebra (IF₂), conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 – Pontos mínimos de IF na etapa quebra (IF₂) - Ensaios com aplicação de cloreto férrico

Dosagem (mg/L)	80 rpm	150 rpm	200 rpm	400 rpm	600 rpm
100	0,586	0,573	0,480	0,554	0,587
200	0,740	0,682	0,625	0,566	0,635
300	0,803	0,468	0,558	0,340	0,516

Aparentemente, os aglomerados formados na etapa floculação com as dosagens 100 mg/L e 200 mg/L eram mais resistentes à quebra quando comparados com os formados com a dosagem 300 mg/L, que apresentou IF mais baixos.

Para confirmar essa premissa, elaborou-se gráfico comparativo do IF₁ e IF₂ para todos os ensaios e, também, gráfico indicativo do FR correspondente a cada ensaio.

A Figura 38 apresenta os resultados de IF₁ x IF₂ e, a Figura 39, os valores calculados de FR para os ensaios.

Figura 38 – IF₁ e IF₂ nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico

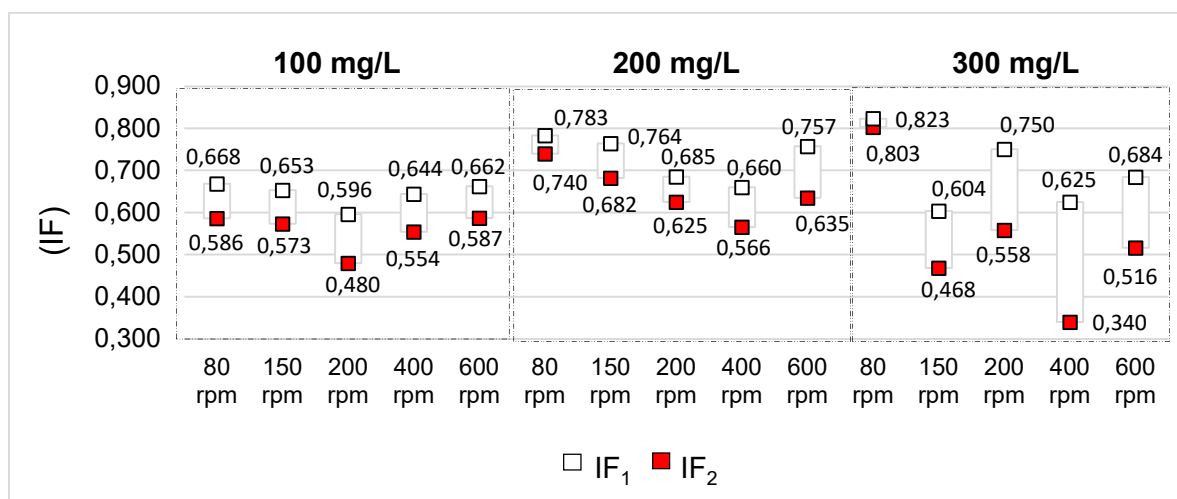
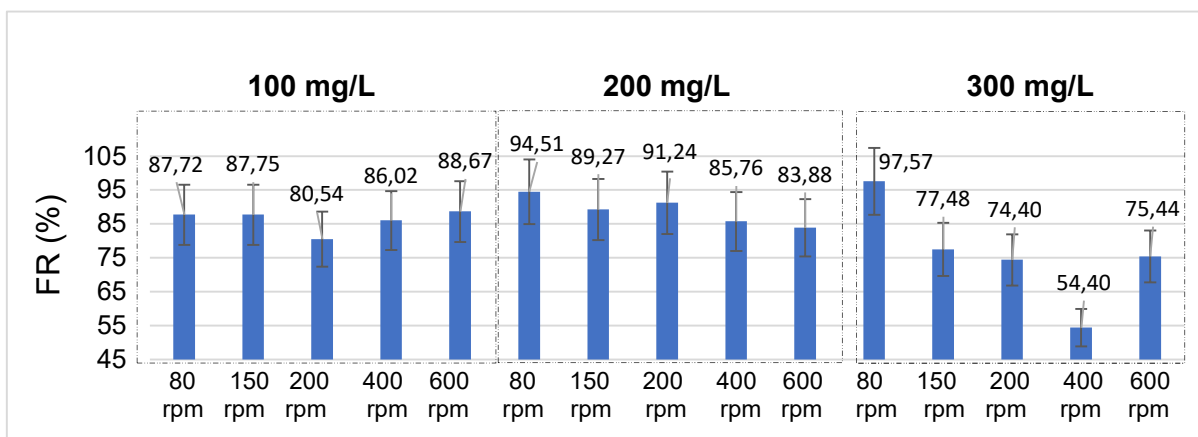


Figura 39 – FR dos aglomerados nos ensaios com aplicação de cloreto férrico

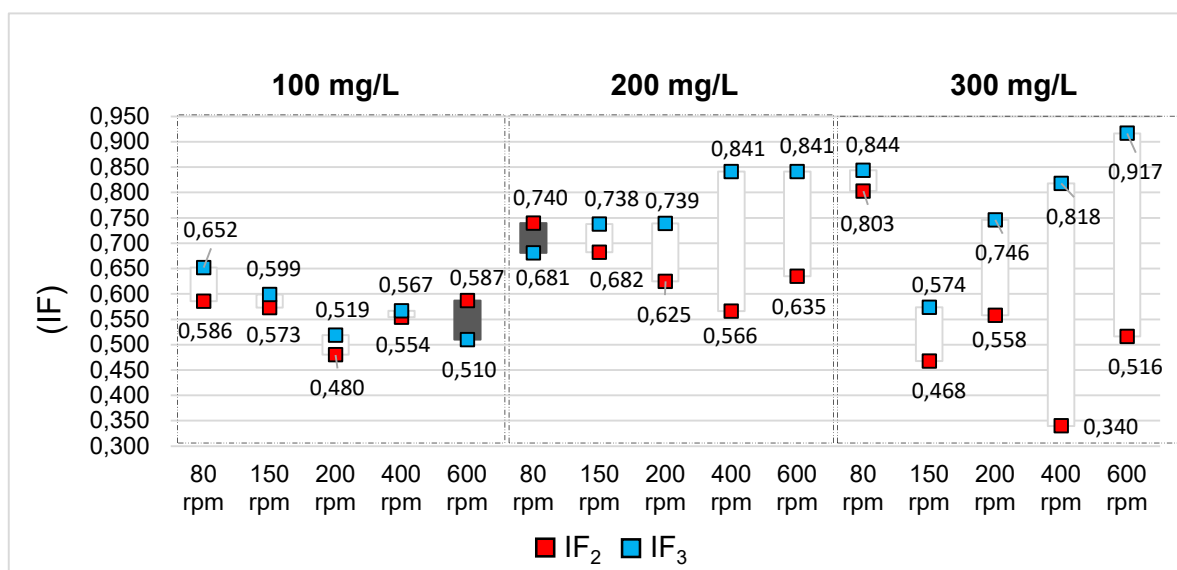
Conforme pode ser observado na Figura 39, os FR calculados mantiveram-se superiores a 80% nas duas primeiras dosagens ensaiadas, sendo menores na dosagem 300 mg/L, que apresentou ponto mínimo de 54,40%, confirmando o comportamento ilustrado na Figura 38.

A variação observada entre as diferentes agitações aplicadas não permitiu, assim como a variação apresentada na Figura 38, relacionar o aumento da agitação na etapa quebra com a resistência dos aglomerados presentes na suspensão. Todavia, ficou evidente que os aglomerados formados pela adição da dosagem 300 mg/L eram os menos resistentes, o que demonstra que a superdosagem do produto não só ocasionou a formação de aglomerados menores (Figura 33), mas, também, menos resistentes.

6.2.3 Etapa recrescimento

A Figura 40 apresenta gráfico comparativo entre IF₂ e IF₃ nos quinze ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico.

Figura 40 – Valores de IF₂ e IF₃ nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico



Conforme pode ser observado na Figura 40, os ensaios realizados com a dosagem 100 mg/L apresentam os menores valores de retomada de IF. Na agitação 600 rpm, o IF₃ foi, inclusive, inferior ao IF₂.

Na dosagem 200 mg/L a agitação 80 rpm também apresentou IF₃ < IF₂, sendo nos demais ensaios alcançada uma amplitude média de 0,162.

Na dosagem 300 mg/L todas as agitações apresentaram IF₃ > IF₂, com a amplitude média alcançada em torno de 0,243.

As Figuras 41, 42 e 43 apresentam o gráficos completos de IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico, destacando as etapas de recrescimento nas cinco agitações investigadas. A visualização gráfica do comportamento do IF com a retomada da agitação ao patamar inicial corrobora, de forma ilustrativa, a explanação realizada com os dados apresentados na Figura 40.

Figura 41 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico –
Dosagem 100 mg/L

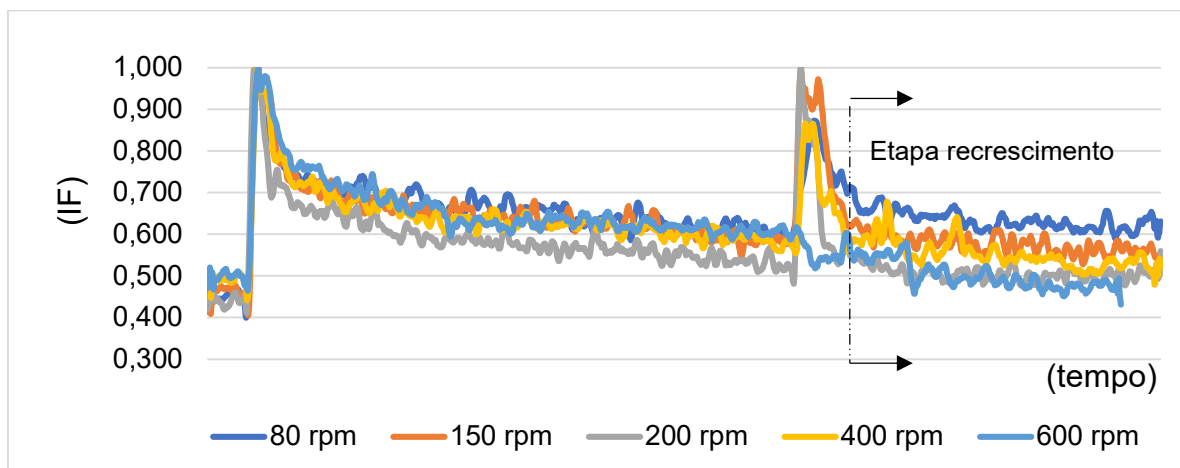


Figura 42 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico –
Dosagem 200 mg/L

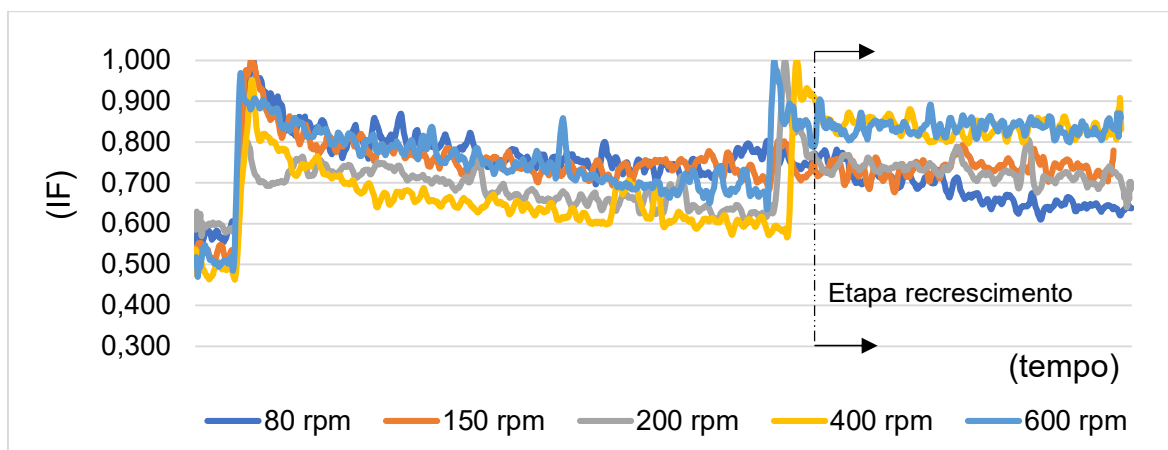
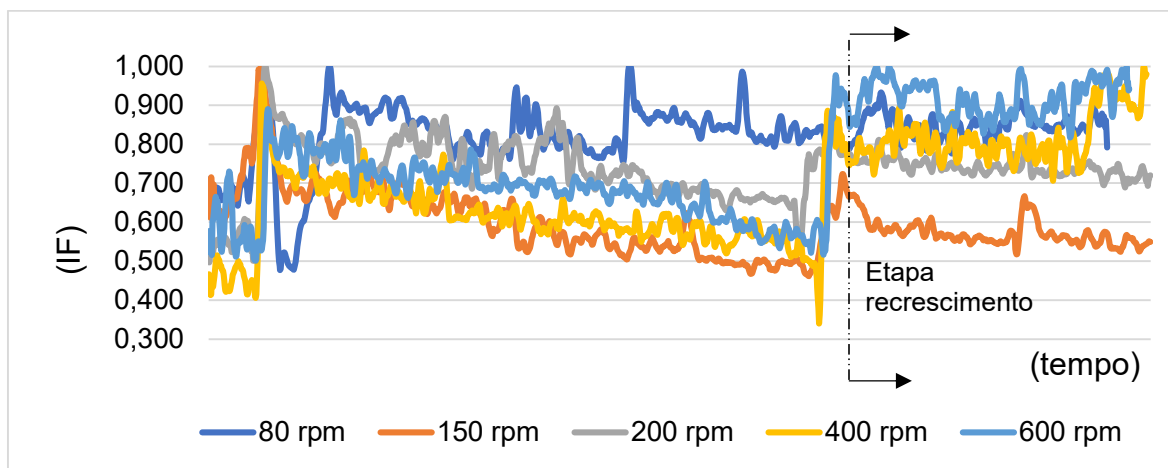


Figura 43 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico –
Dosagem 300 mg/L



Com base no exposto nas Figuras 41, 42 e 43, é possível associar alterações no comportamento de IF de acordo com a dosagem aplicada e agitação imputada na etapa quebra.

Na dosagem 100 mg/L, os valores de IF antes e após a etapa quebra mantiveram-se em um patamar muito próximo. Todavia, nota-se que após a etapa quebra os ensaios com aplicação de menores agitações apresentaram valores de IF discretamente superiores aos ensaios com aplicação das agitações mais elevadas.

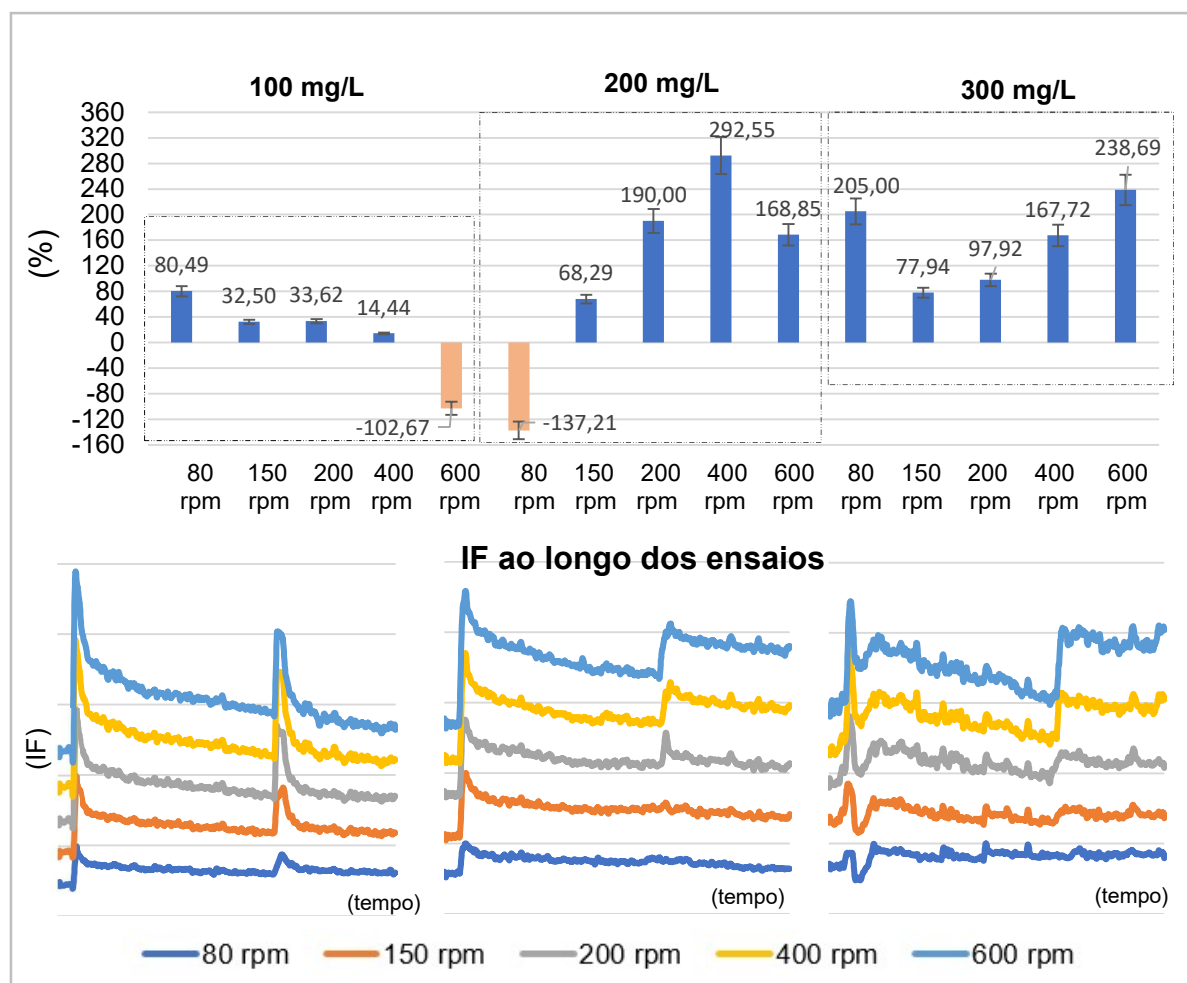
Nas dosagens 200 mg/L e 300 mg/L foi observado o contrário. Os IF dos ensaios com maior agitação na etapa quebra apresentaram-se em patamares superiores aos dos ensaios com menores agitações.

Acredita-se que nesses ensaios as altas agitações da etapa quebra (400 e 600 rpm) tenham se comportado com uma nova MR na suspensão. Devido à alta concentração de sólidos suspensos no efluente pode não ter havido coagulação de todas as partículas no início do ensaio, ocorrendo essa reação com o coagulante adicionado somente na nessa segunda etapa.

Para associar o comportamento do IF com o recrescimento dos aglomerados, calculou-se o FRC correspondente a cada um dos quinze ensaios realizados.

A Figura 44 apresenta o gráfico comparativo de FCR elaborado com os dados de IF₁, IF₂ e IF₃ dos ensaios ilustrando, ainda, o comportamento individualizado do IF de cada ensaio. As barras de erro no gráfico de FRC representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

Figura 44 – FRC dos aglomerados e comportamento individualizado do IF nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico



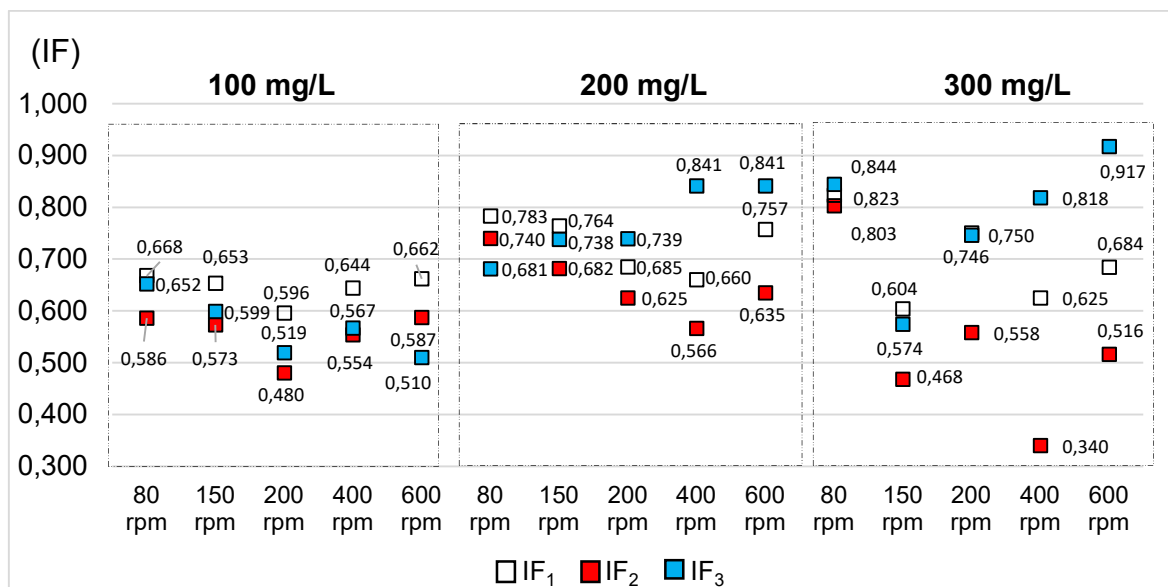
Conforme pode ser observado na Figura 44, os FRC negativos observados na agitação 600 rpm (dosagem 100 mg/L) e agitação 80 rpm (dosagem 200 mg/L) confirmam a não retomada de IF nesses ensaios, que apresentaram $IF_3 < IF_2$ (Figura 40).

As maiores recuperações de tamanho na etapa recrescimento ocorreram nos ensaios com as dosagens 200 mg/L (agitações 400 rpm e 600 rpm) e 300 mg/L (agitações 80 rpm, 400 rpm e 600 rpm). Em alguns casos o FRC foi superior a 100%, indicando que o IF_3 atingido foi superior ao IF_1 .

Como, aparentemente, os ensaios das dosagens 100 mg/L (agitações 150 rpm, 200 rpm, 400 rpm e 600 rpm) e 200 mg/L (agitações 200 rpm, 400 rpm e 600 rpm) são muito similares (Figura 44), elaborou-se a Figura 45, que apresenta gráfico

comparativo dos IF₁, IF₂ e IF₃, para melhor verificar a diferença existente entre os ensaios.

Figura 45 – IF₁, IF₂ e IF₃ nos ensaios realizados com aplicação de cloreto férrico



De acordo com o apresentado na Figura 45, na dosagem 100 mg/L o IF₃ da agitação 600 rpm foi inferior ao IF₂ e IF₁, confirmando o FCR negativo apresentado na Figura 44. O mesmo ocorreu na agitação 80 rpm da dosagem 200 mg/L.

Em relação à turbidez remanescente, nos ensaios com a dosagem 100 mg/L os valores de turbidez obtidos ao final dos ensaios de quebra, recrescimento e sedimentação ($475,60 \pm 10,31$) foram muito superiores aos obtidos ao término da etapa de floculação e sedimentação ($271,00 \pm 74,46$). Acredita-se que esse comportamento se deva ao baixo FR e FRC dos aglomerados formados, com partículas erodidas permanecendo em suspensão.

Nos ensaios realizados com a dosagem 200 mg/L, o valor médio da turbidez remanescente ao término dos ensaios foi de $358,00 \pm 33,21$, valor estatisticamente iguais ao encontrado ao término da etapa de floculação e sedimentação ($406,60 \pm 31,67$). Neste caso, com base na Figura 42 entende-se que os aglomerados formados foram resistentes à fragmentação e erosão, mantendo-se em um mesmo patamar de tamanho mesmo com a etapa de aumento temporário de agitação.

O mesmo ocorreu nos ensaios realizados com a dosagem 300 mg/L, cujo valor médio da turbidez remanescente foi de $118,80 \pm 62,97$, valor estatisticamente iguais ao encontrado ao término da etapa de floculação e sedimentação ($158,40 \pm 74,98$).

A Figura 46 apresenta gráfico comparativo ao longo dos ensaios, com os resultados obtidos antes dosagem de cloreto férrico, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação. As barras de erro representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos. A Tabela 6 apresenta os valores de turbidez monitorados nos ensaios realizados com cloreto férrico.

Figura 46 – Variação da turbidez antes da dosagem de cloreto férrico, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação

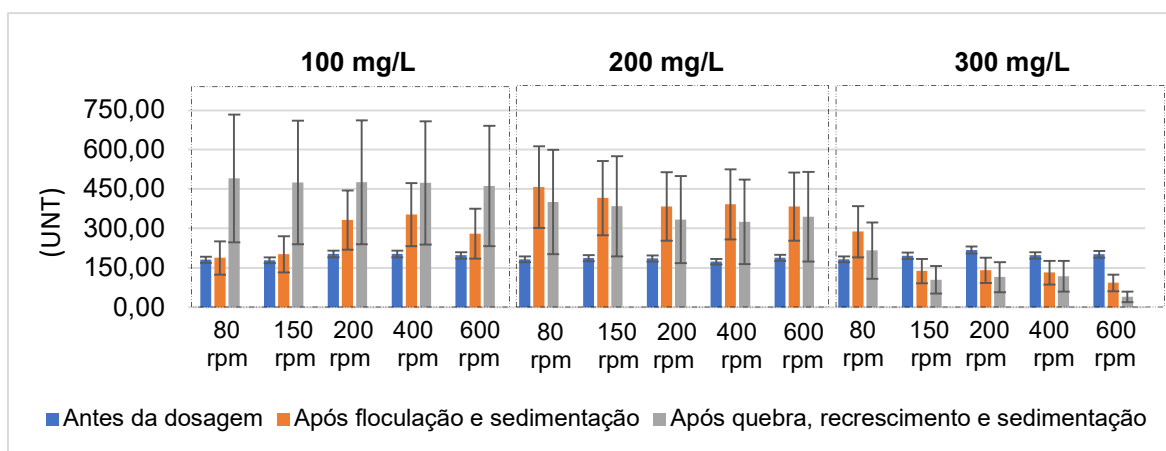


Tabela 6 – Turbidez inicial, após etapas de ML e sedimentação e após etapas de quebra e recrescimento – Ensaios com aplicação de cloreto férrico

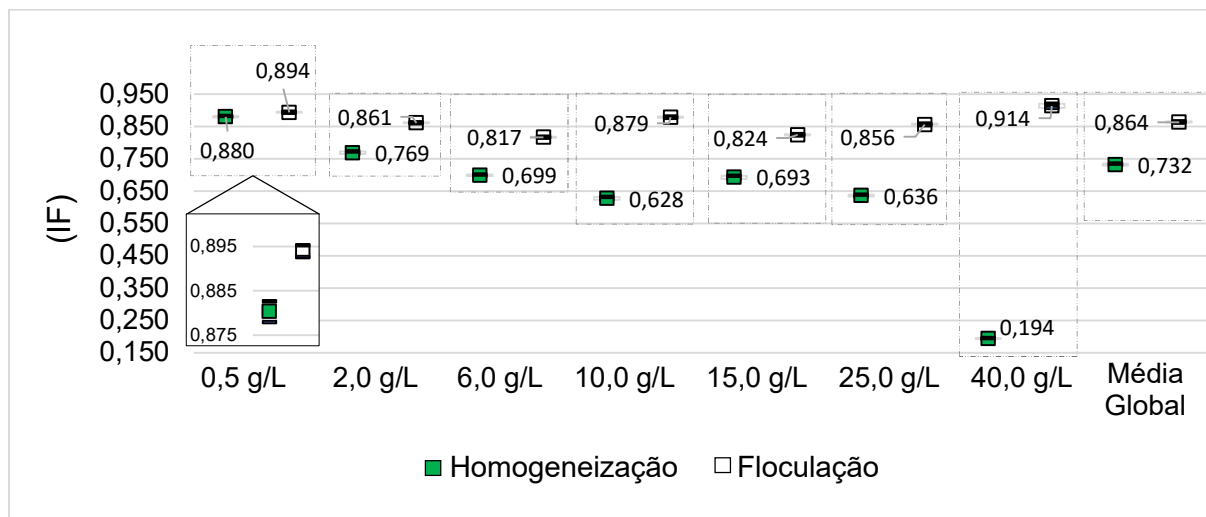
Ensaio	Dosagem (mg/L)	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez após ML e sedimentação (UNT)	Turbidez após quebra e sedimentação (UNT)
1	100	181	188	491
2	100	179	202	475
3	100	203	332	476
4	100	203	353	474
5	100	198	280	462
6	200	183	458	401
7	200	187	416	385
8	200	186	384	334
9	200	174	392	325
10	200	189	383	345
11	300	183	288	216
12	300	196	138	105
13	300	218	141	115
14	300	198	132	118
15	300	202	93	40

6.3 Ensaios com adição de MOL

6.3.1 Etapa homogeneização e floculação

A Figura 47 apresenta gráfico comparativo dos valores médios de IF e média global dos valores nas etapas homogeneização e floculação para os trinta e cinco ensaios realizados com efluente agropecuário e MOL. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para a média nas cinco repetições realizadas em cada dosagem aplicada.

Figura 47 – Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados com aplicação MOL



Assim como ocorreu nos ensaios sem adição de agentes coagulantes e nos ensaios com aplicação de cloreto férrico, os IF apresentados na etapa homogeneização foram considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores variando entre $0,194 \pm 0,006$ e $0,880 \pm 0,090$. Os IF da etapa floculação foram também considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, indo de $0,817 \pm 0,028$ a $0,914 \pm 0,016$.

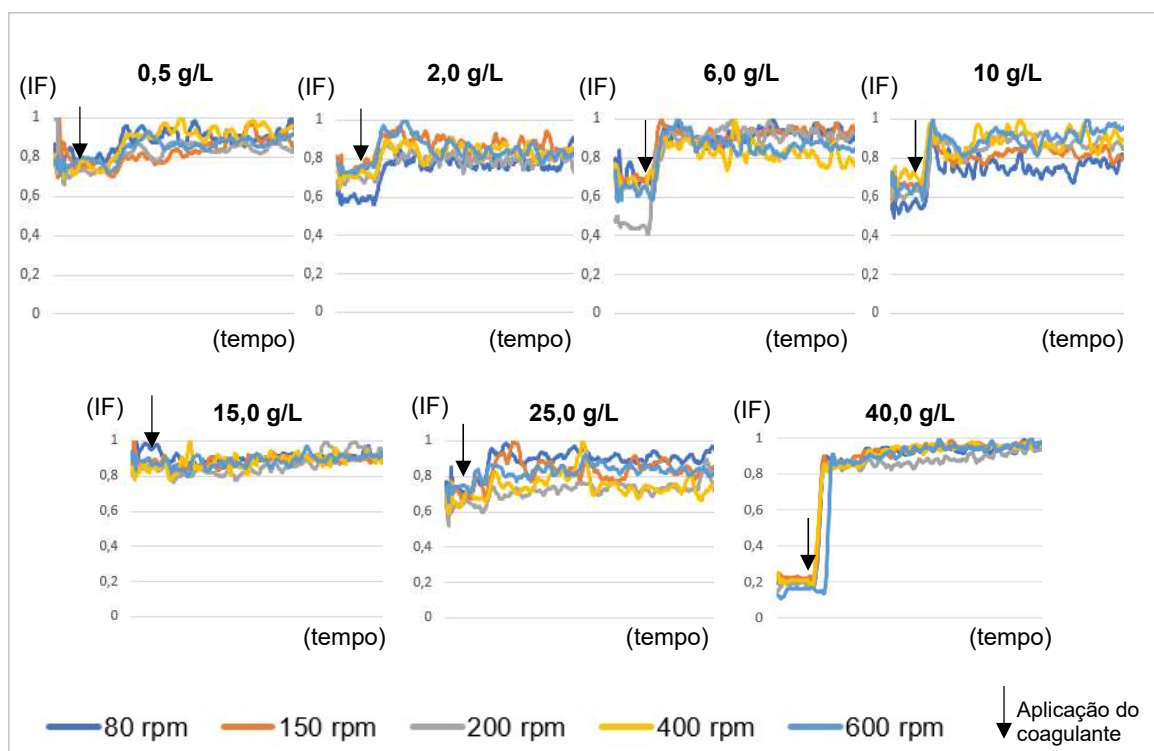
Conforme pode ser observado na Figura 47, houve aumento do IF entre as etapas homogeneização e floculação em todos os ensaios, com média global de IF indo de $0,732 \pm 0,011$ a $0,864 \pm 0,031$. A amplitude média entre os IF nos ensaios foi praticamente quinze vezes superior às obtidas nos ensaios sem adição de agentes coagulantes (Figura 24) e 1,4 vezes maior que o comparativo realizado com o cloreto

férrico (Figura 33), indicando poder coagulante superior, a depender das dosagens aplicadas.

É possível observar um incremento de IF conforme dosagem aplicada, sugerindo uma relação direta entre a concentração de MOL e efeito coagulante. O menor incremento foi observado na Dosagem 0,5 g/L (IF passando de $0,880 \pm 0,090$ a $0,894 \pm 0,021$) e, o maior, na Dosagem 40,0 g/L, com valores médios de IF passando de $0,194 \pm 0,006$ a $0,914 \pm 0,016$.

A Figura 48 apresenta um recorte do gráfico de IF entre as etapas de homogeneização e floculação dos ensaios realizados aplicação de MOL, destacando o momento de aplicação do coagulante natural. A visualização gráfica do comportamento do IF antes e após a aplicação de MOL corrobora, de forma ilustrativa, a explanação realizada com os dados apresentados na Figura 47.

Figura 48 – IF ao longo das etapas homogeneização e floculação dos ensaios realizados com aplicação de MOL



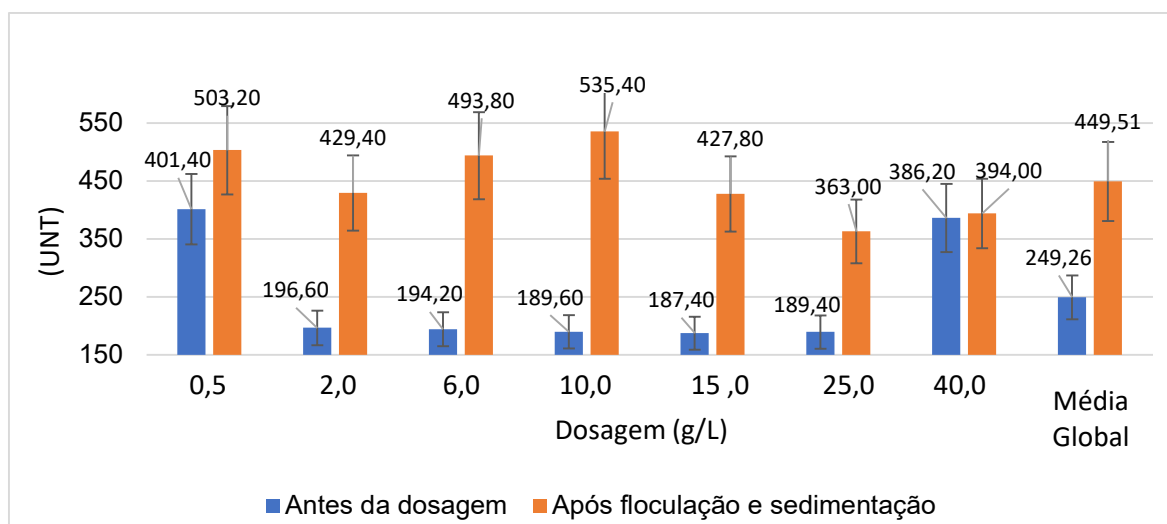
Conforme pode ser observado, houve resposta imediata de crescimento de IF com a aplicação do coagulante, principalmente nas dosagens 2,0; 6,0; 10,0; 25,0 e 40 g/L. A grande amplitude observada nos ensaios com a Dosagem 40,0 g/L sugerem

que tal concentração é próxima da dosagem ótima do produto. O valor utilizado é muito diferente de todos os apresentados na **Tabela 1**, mas foi investigado devido à alta concentração de sólidos suspensos contidos no efluente, o que não foi observado em nenhum estudo citado. A título de comparação, Lo Monaco et al (2012) aplicou MOL em efluentes de suinocultura, mas utilizou concentrações bem menores, entre 40 e 640 mg/L.

Em relação aos parâmetros de monitoramento pH e turbidez, as amostras apresentaram elevação de pH em todas as dosagens, passando de um valor médio de $7,61 \pm 0,36$ a $7,88 \pm 0,28$, resultado semelhante aos estudos conduzido por Villaseñor-Basulto (2018) com esgoto sanitário, que explicaram que o aumento de valores de pH dentro de sistemas aquosos tratados com MOL ocorre em decorrência da liberação de grupos hidroxila no meio.

A turbidez do efluente também aumentou com a adição da MOL, mesmo após o período de floculação e sedimentação. A Figura 49 apresenta gráfico comparativo dos incrementos de turbidez nas sete dosagens investigadas. As barras de erro representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

Figura 49 – Variação da turbidez antes e após a dosagem de MOL



Conforme indicado na Figura 49, os incrementos foram variáveis conforme dosagem aplicada. Nas dosagens 0,5; 2,0; 6,0; 10,0; 15,0 e 25,0 g/L acredita-se que o quadro seja decorrente da quantidade de coagulante aplicado ao meio, insuficiente para desestabilizar todas as partículas em suspensão. Por mais que tenha havido formação de aglomerados (Figuras 47 e 48), fragmentos de MOL permaneceram

suspensas, não sendo incorporadas aos aglomerados formados durante a etapa de floculação.

Essa teoria é reforçada pelo comportamento observado na dosagem 40,0 g/L, bem mais elevada. Os ensaios foram os que apresentaram a menor amplitude de turbidez entre o valor inicial e o valor após floculação/sedimentação e, também, o maior incremento de IF nos ensaios de floculação. A Tabela 7 apresenta todos os valores de pH e turbidez monitorados nos ensaios realizados com MOL.

Tabela 7 – pH e turbidez iniciais e após etapas de MR (pH) e ML e sedimentação –
Ensaio com aplicação de MOL

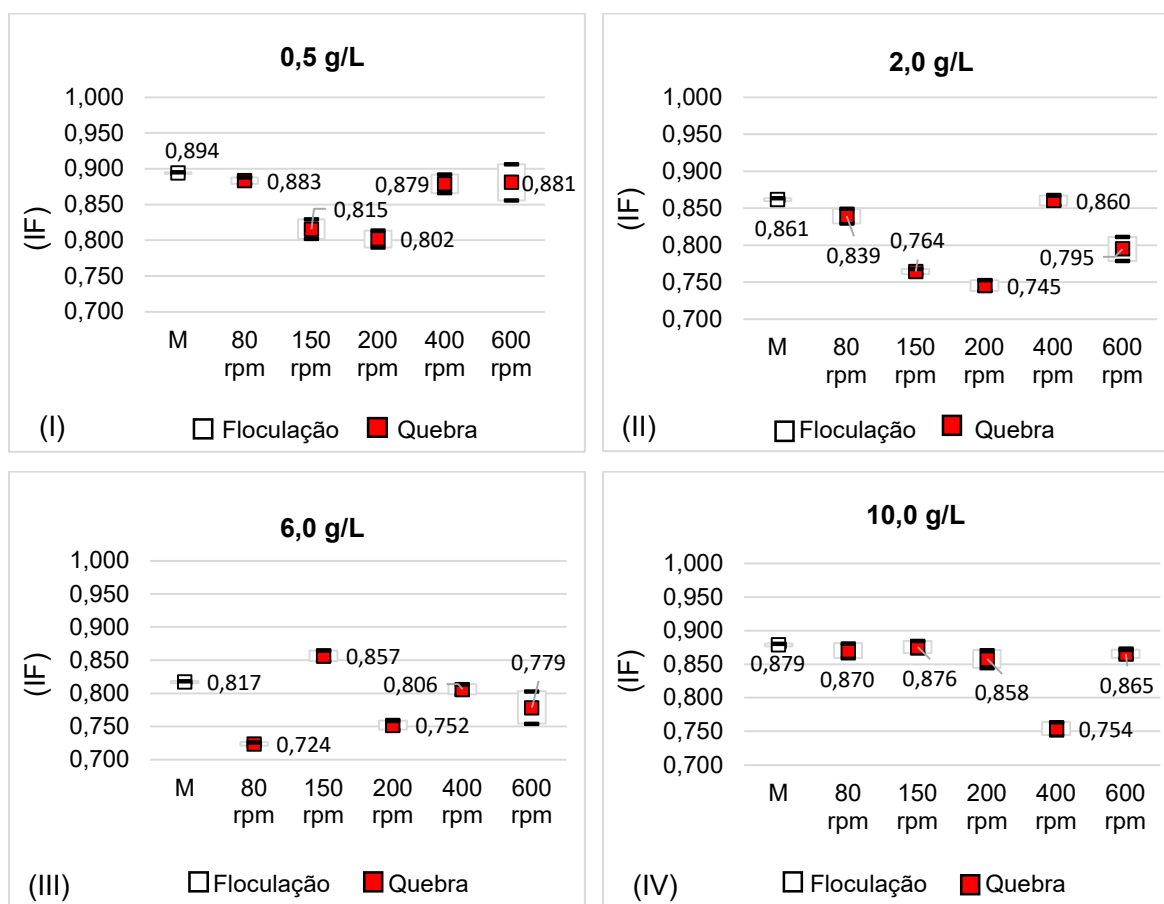
Ensaio	Dosagem (g/L)	pH inicial	pH pós MR	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez final (UNT)
1	0,5	7,23	7,56	411	450
2	0,5	7,63	7,65	409	499
3	0,5	7,22	7,44	412	515
4	0,5	7,28	7,53	372	520
5	0,5	7,22	7,54	403	532
6	2,0	8,30	8,19	228	367
7	2,0	8,17	8,19	181	396
8	2,0	8,05	8,17	194	428
9	2,0	7,92	8,04	192	505
10	2,0	7,99	8,02	188	451
11	6,0	7,95	8,00	187	554
12	6,0	7,93	7,94	188	620
13	6,0	7,98	8,03	199	420
14	6,0	8,04	8,12	197	255
15	6,0	8,07	8,22	200	620
16	10,0	8,12	8,12	177	576
17	10,0	7,74	8,11	176	532
18	10,0	7,79	7,43	216	532
19	10,0	7,32	8,13	190	399
20	10,0	7,80	8,19	189	638
21	15,0	7,36	8,06	202	572
22	15,0	7,41	8,22	197	361
23	15,0	7,37	8,02	179	598
24	15,0	7,44	7,99	178	249
25	15,0	7,37	7,79	181	359
26	25,0	7,27	7,81	187	326
27	25,0	7,41	7,60	191	243
28	25,0	7,37	7,90	187	271
29	25,0	7,44	7,85	193	239
30	25,0	7,37	7,65	189	436
31	40,0	7,30	7,36	371	325
32	40,0	7,12	7,78	386	273
33	40,0	7,17	7,79	378	346
34	40,0	7,19	7,65	403	524
35	40,0	7,20	7,24	393	502

Conforme pode ser observado na Tabela 7, as dosagens 0,5 g/L e 40,0 g/L foram aplicadas em amostras com maiores valores de turbidez inicial. A diferença de valores decorre do fato das amostras em questão serem de coleta realizada em data diferente das demais, ou seja, amostras distintas. É devido a essa turbidez inicial mais elevada que nos ensaios com a dosagem 0,5 g/L, ilustrados na Figura 47, a amplitude entre os valores de turbidez foi inferior à observada nas dosagens 2,0 a 25,0 g/L.

6.3.2 Etapa quebra

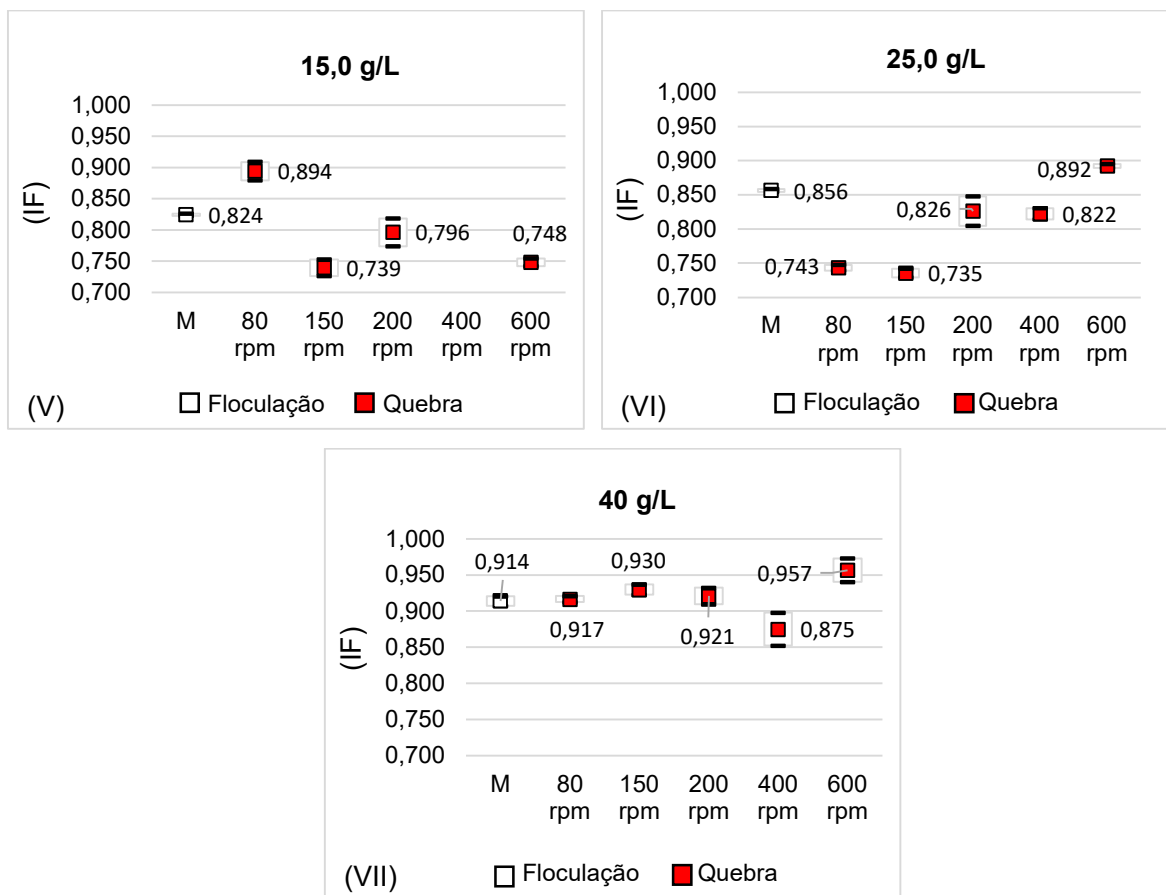
A Figura 50 apresentam gráficos comparativo dos valores médios de IF entre as etapas floculação e quebra nos trinta e cinco ensaios realizados com adição de MOL. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para a média dos resultados apresentados.

Figura 50 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com aplicação de MOL



(continua)

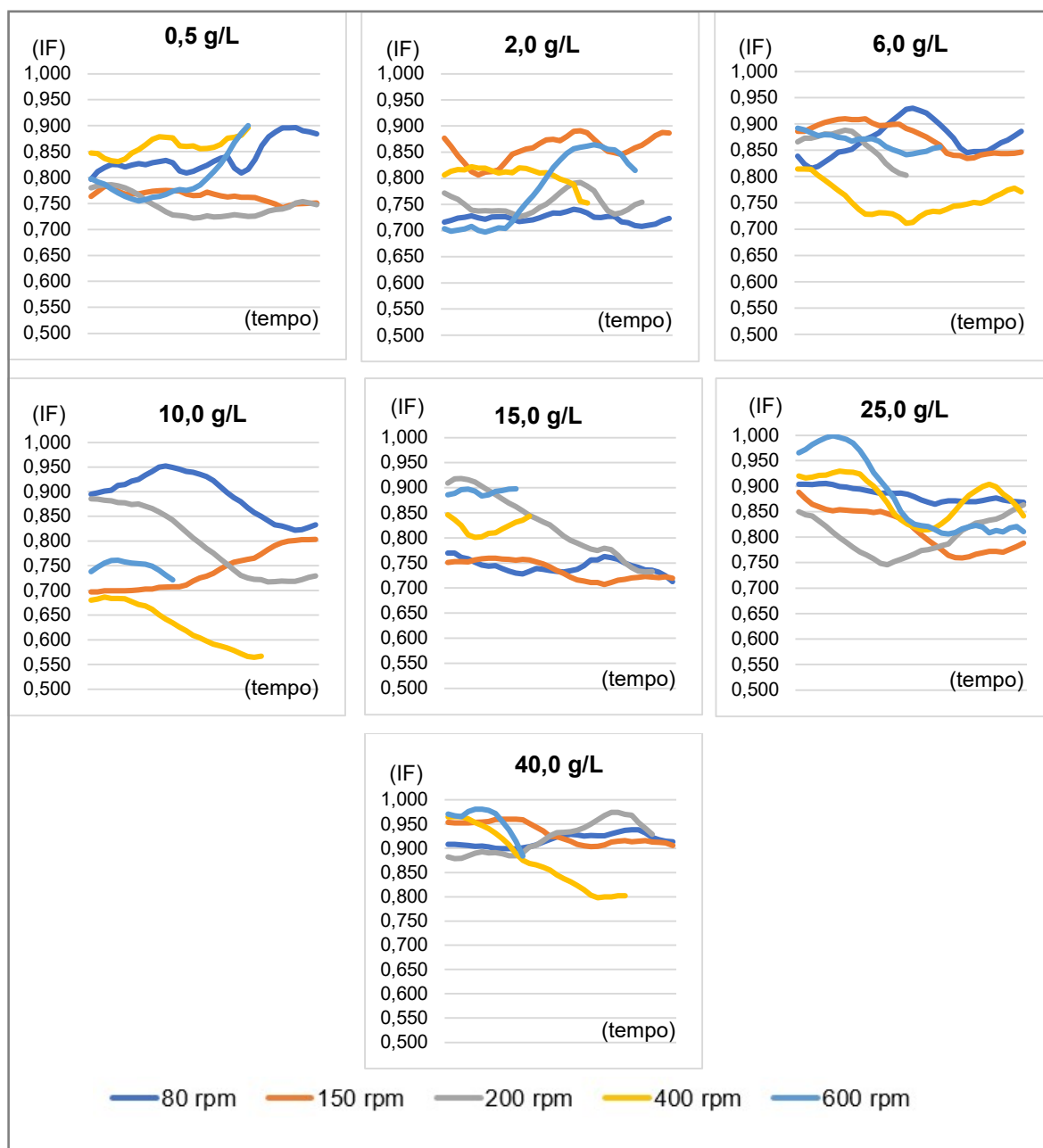
Figura 50 – Valores médios de IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com aplicação de MOL (continuação)



Conforme pode ser observado na Figura 50, em todos os ensaios o valor médio de IF na etapa floculação foi estatisticamente diferentes do conjunto dos valores médios de IF na etapa quebra. A alteração da agitação impactou no tamanho dos aglomerados, em algumas dosagens mais que nas outras, mas não houve proporcionalidade entre o aumento da agitação e a redução do IF.

Para melhor visualização do ocorrido na fase, a Figura 51 apresenta o comportamento do IF ao longo das etapas quebra nas cinco agitações investigadas para as sete dosagens aplicadas. Devido a bolhas de ar, alguns ensaios possuem menos pontos graficados. No entanto, ainda é possível analisar o comportamento do conjunto.

Figura 51 – IF ao longo das etapas quebra dos ensaios realizados com aplicação de MOL

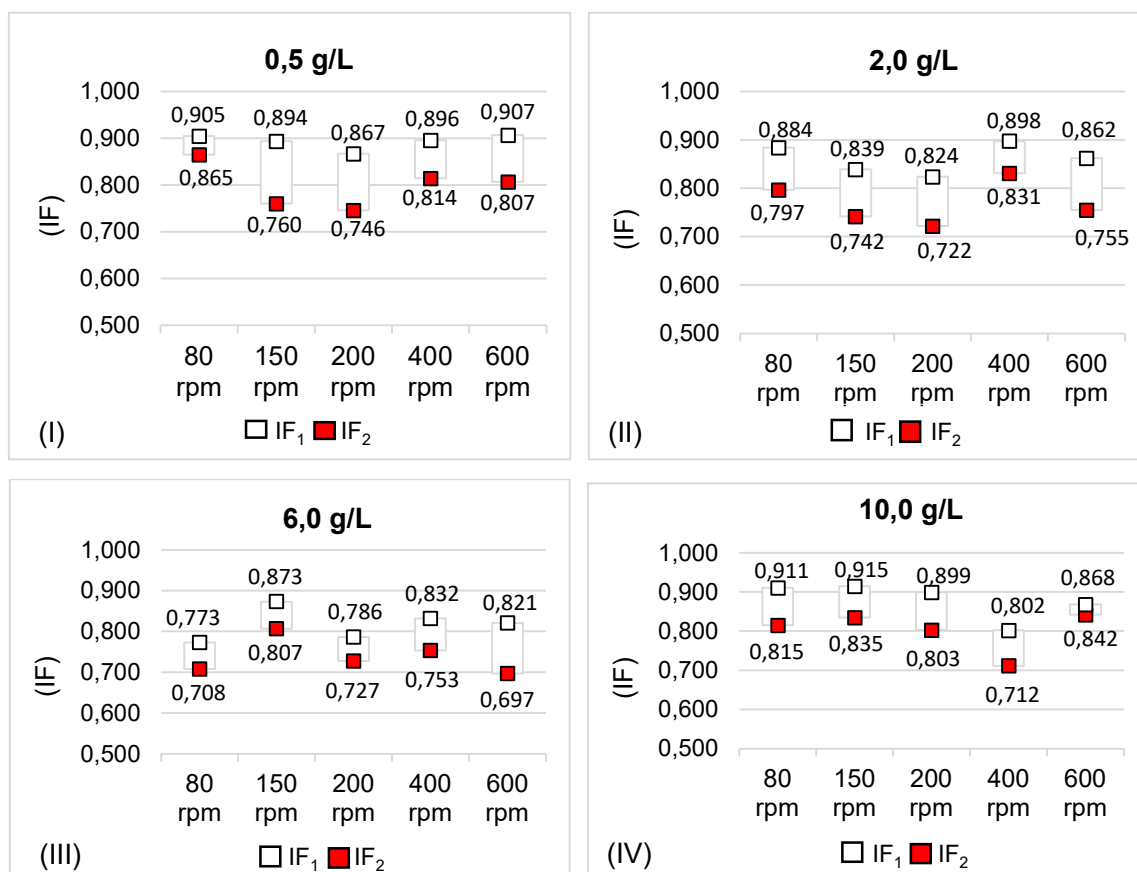


Conforme ilustrado na Figura 51, embora tenha havido formação de bolhas, principalmente nos ensaios com a dosagem 15,0 g/L, foi possível identificar os pontos mínimos de IF atingidos durante a quebra (IF₂), conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Pontos mínimos de IF na etapa quebra (IF₂) - Ensaios com aplicação de MOL

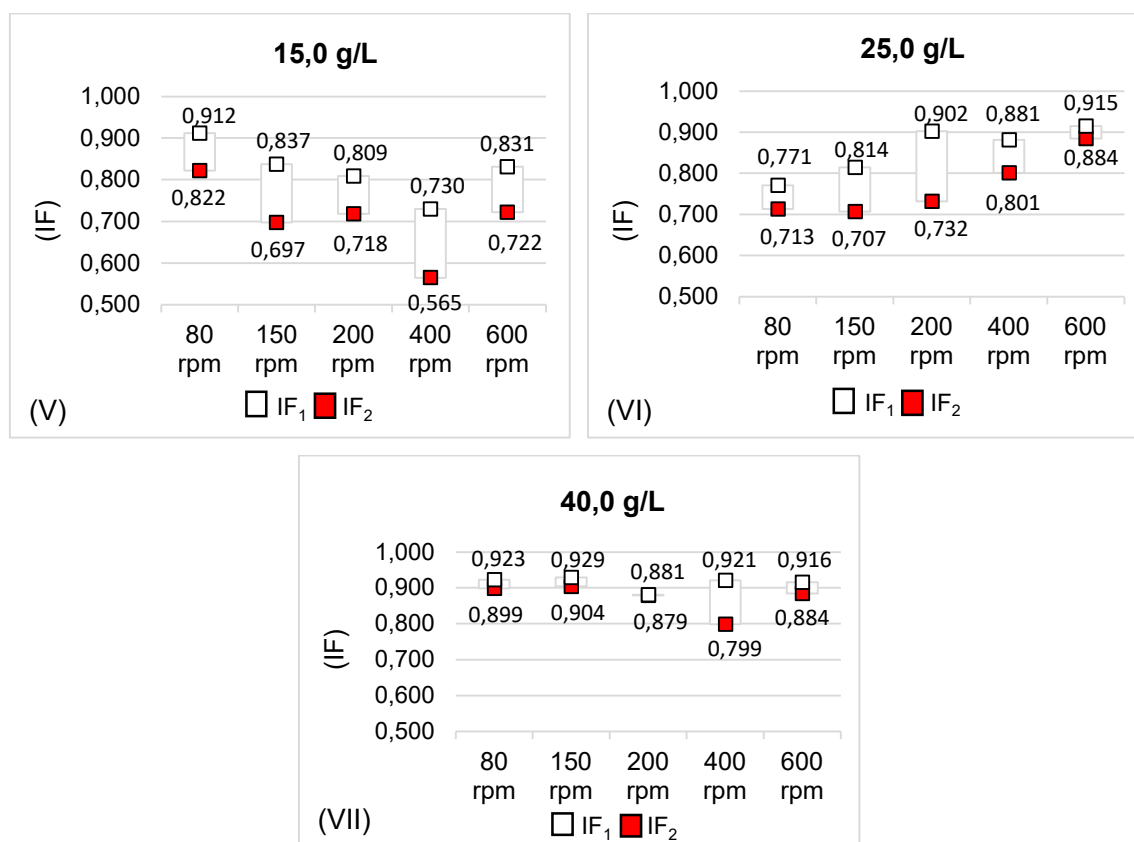
Dosagem (g/L)	80 rpm	150 rpm	200 rpm	400 rpm	600 rpm
0,5	0,865	0,760	0,746	0,814	0,807
2,0	0,797	0,742	0,722	0,831	0,755
6,0	0,708	0,807	0,727	0,753	0,697
10,0	0,815	0,835	0,803	0,712	0,842
15,0	0,822	0,697	0,718	0,565	0,722
25,0	0,708	0,771	0,842	0,800	0,717
40,0	0,899	0,904	0,879	0,799	0,884

A Figura 52 apresenta gráfico comparativo do IF₁ e IF₂ para todos os ensaios.

Figura 52 – IF₁ x IF₂ nos ensaios realizados com aplicação de MOL

(continua)

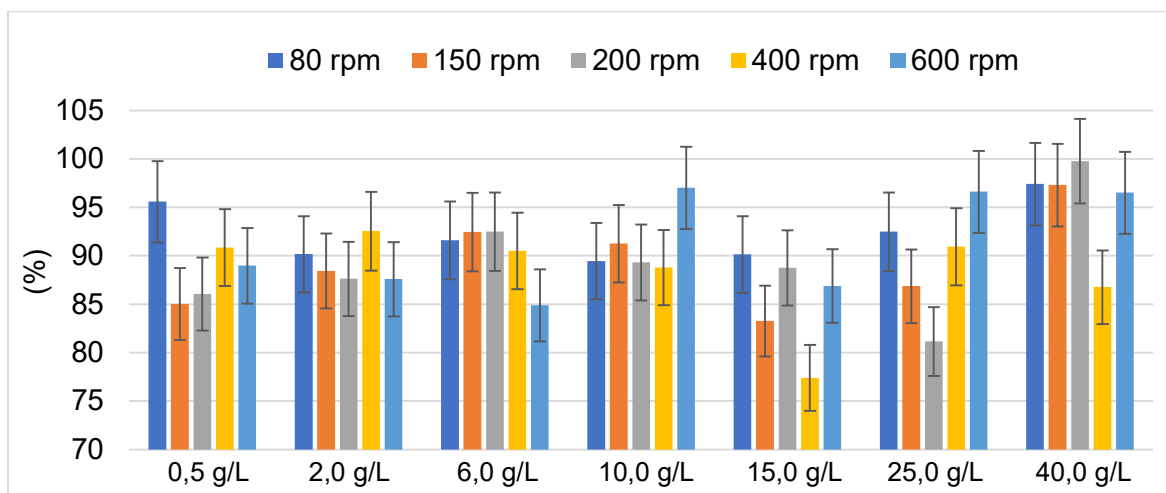
Figura 52 – IF₁ x IF₂ nos ensaios realizados com aplicação de MOL
(continuação)



Conforme pode ser observado na Figura 52, a amplitude entre o IF₁ e IF₂ foi muito próxima nos ensaios com as dosagens 0,5 a 25,0 g/L. Na dosagem 40,0 g/L, entretanto, a diferença foi bem menor, indicando que para tais ensaios os aglomerados formados eram mais resistentes. Para confirmar essa premissa, elaborou-se a Tabela 9, que apresenta os valores calculados de FR e a Figura 53, que apresenta imagem gráfica dos valores de FR calculados.

Tabela 9 – FR calculados para os ensaios realizados com aplicação de MOL

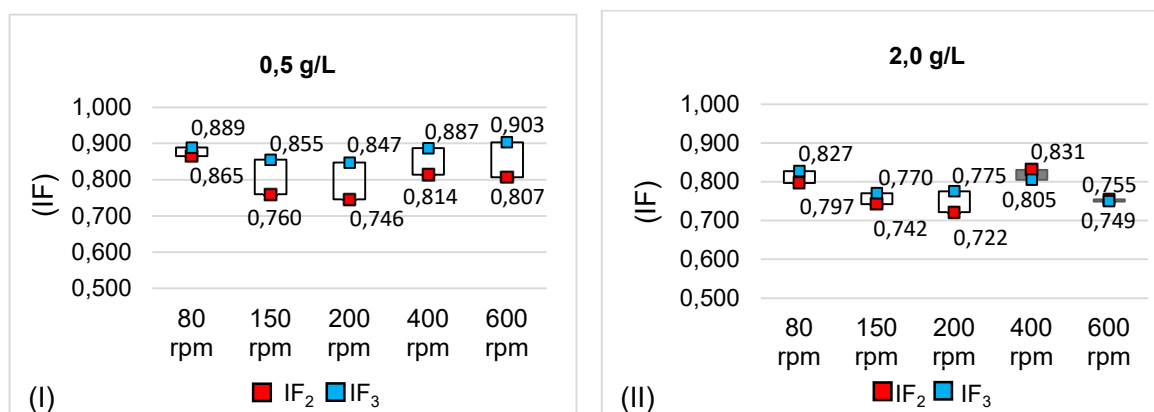
Dosagem	80 rpm	150 rpm	200 rpm	400 rpm	600 rpm
0,5 g/L	95,58	85,01	86,04	90,85	88,97
2,0 g/L	90,16	88,44	87,62	92,54	87,59
6,0 g/L	91,59	92,44	92,49	90,50	84,90
10,0 g/L	89,46	91,26	89,32	88,78	97,00
15,0 g/L	90,13	83,27	88,75	77,40	86,88
25,0 g/L	92,48	86,86	81,15	90,92	96,61
40,0 g/L	97,40	97,31	99,77	86,75	96,51

Figura 53 – FR calculado para os ensaios realizados com aplicação de MOL

Pela observação da Figura 53 e Tabela 9 é possível verificar que a maior resistência foi calculada para a maior dosagem (40 g/L). Comparando-se o resultado com a Figura 47, verifica-se que a dosagem 40,0 g/L apresentou, também, a maior média de IF_1 , sugerindo que existe uma relação entre tamanho e resistência de aglomerados formados com a aplicação de MOL.

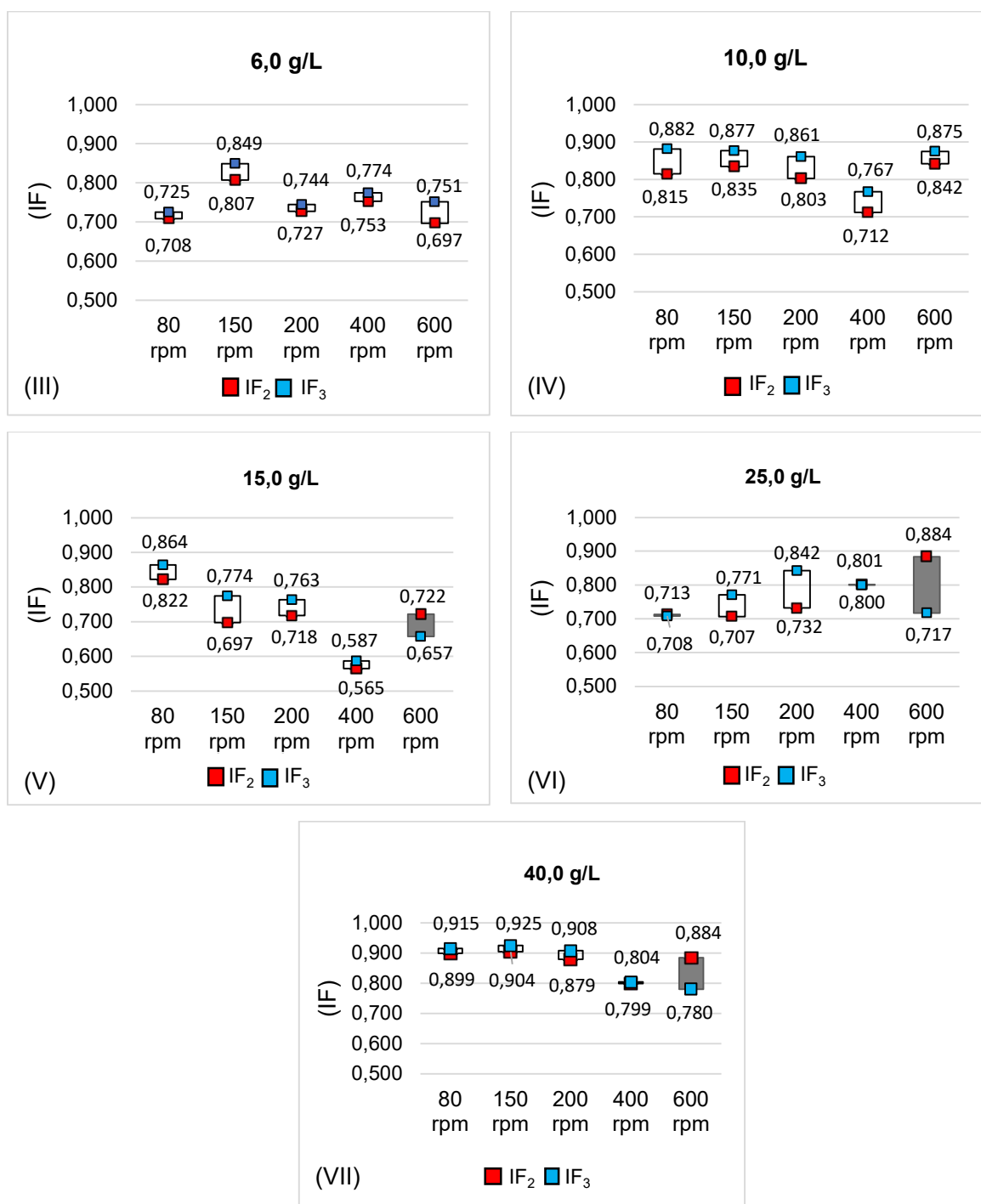
6.3.3 Etapa recrescimento

A Figura 54 apresenta gráfico comparativo dos valores de IF_2 e IF_3 entre as etapas quebra e recrescimento nos tinta e cinco ensaios realizados com adição de MOL.

Figura 54 – Valores de IF_2 e IF_3 nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de MOL

(continua)

Figura 54 – Valores de IF₂ e IF₃ nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de MOL (continuação)



Conforme apresentado na Figura 54, não foi observado recrescimento significativo de aglomerados com a redução da agitação do Jar Test após a fase quebra. Esse comportamento é justificado pelo elevado FR dos aglomerados (valor médio > 85% em todas as dosagens).

As Figuras 55, 56, 57, 58, 59, 60 e 61 apresentam os gráficos completos de IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL, destacando as etapas de recrescimento nas cinco agitações investigadas. A visualização gráfica do comportamento do IF com a retomada da agitação ao patamar inicial corrobora, de forma ilustrativa, a explanação realizada com os dados apresentados na Figura 54.

Figura 55 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 1

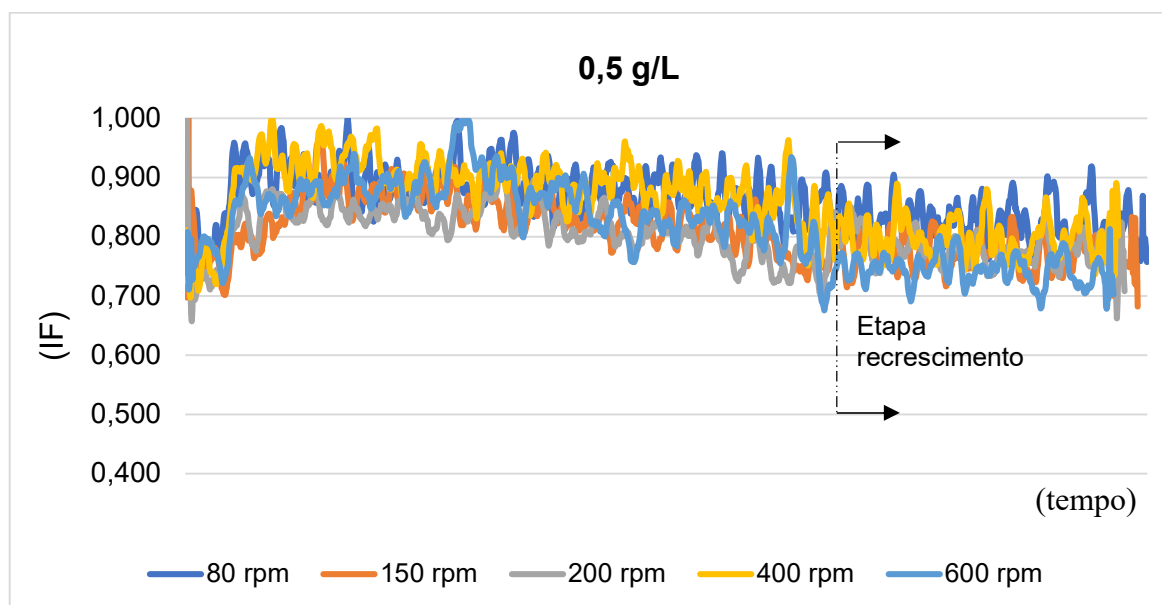


Figura 56 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 2

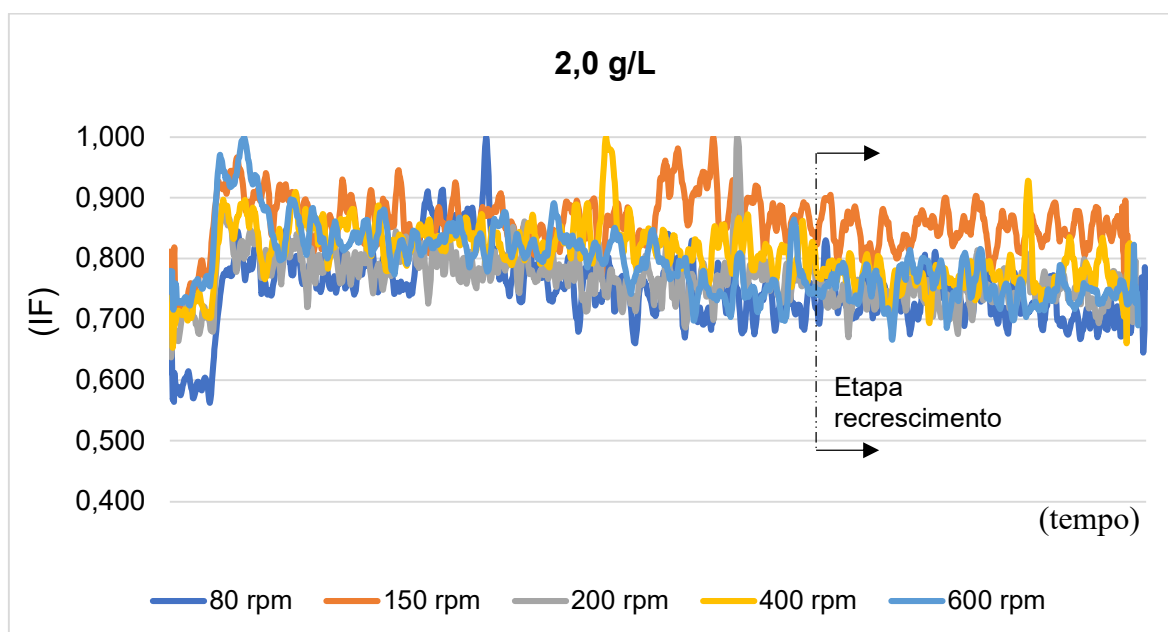


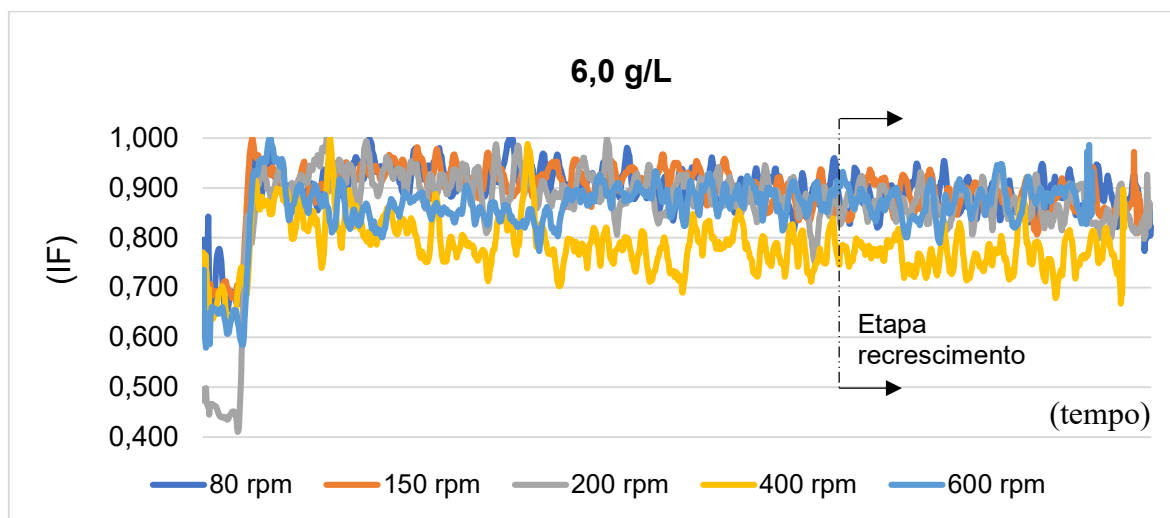
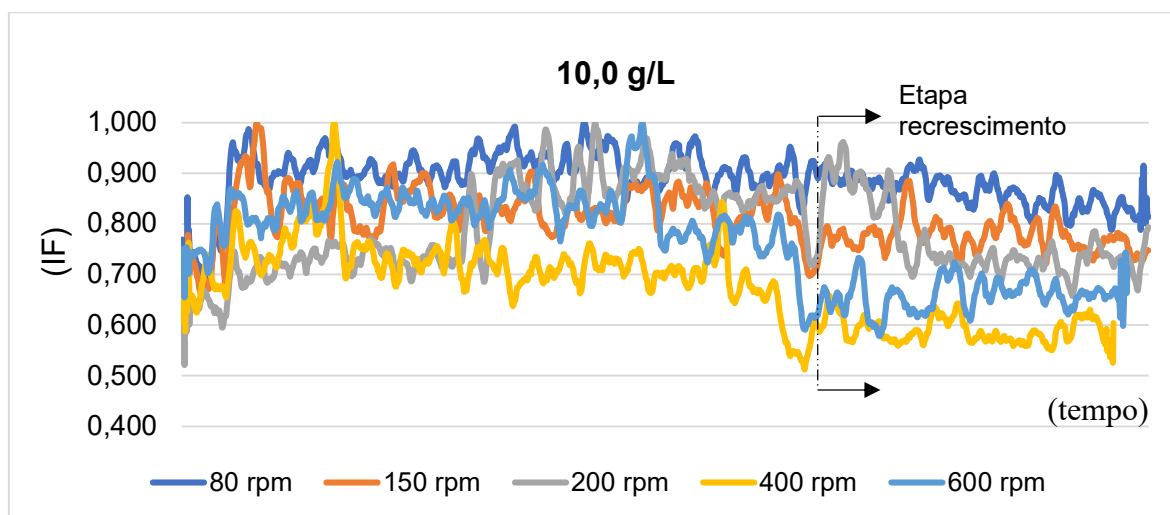
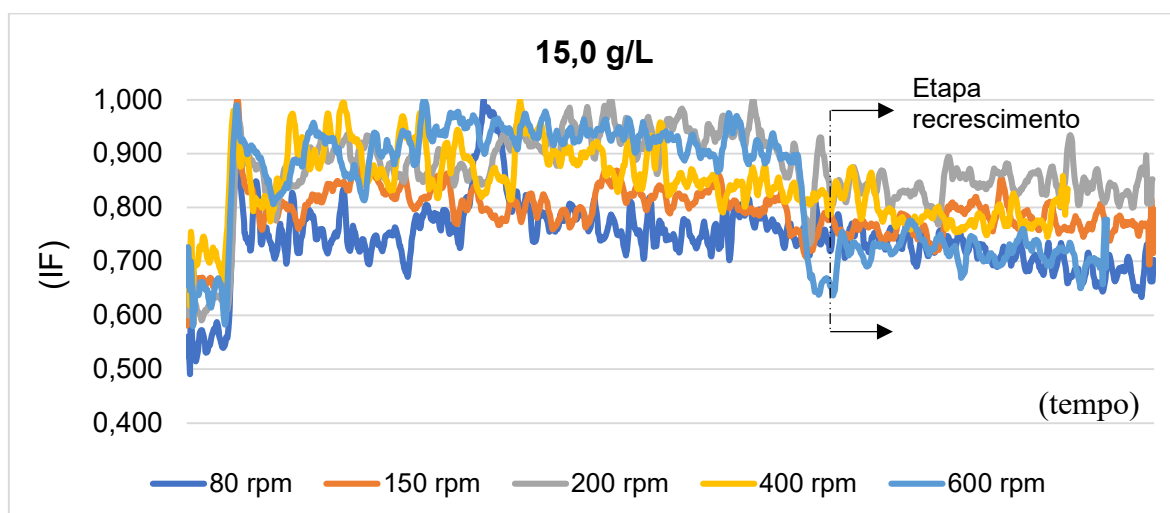
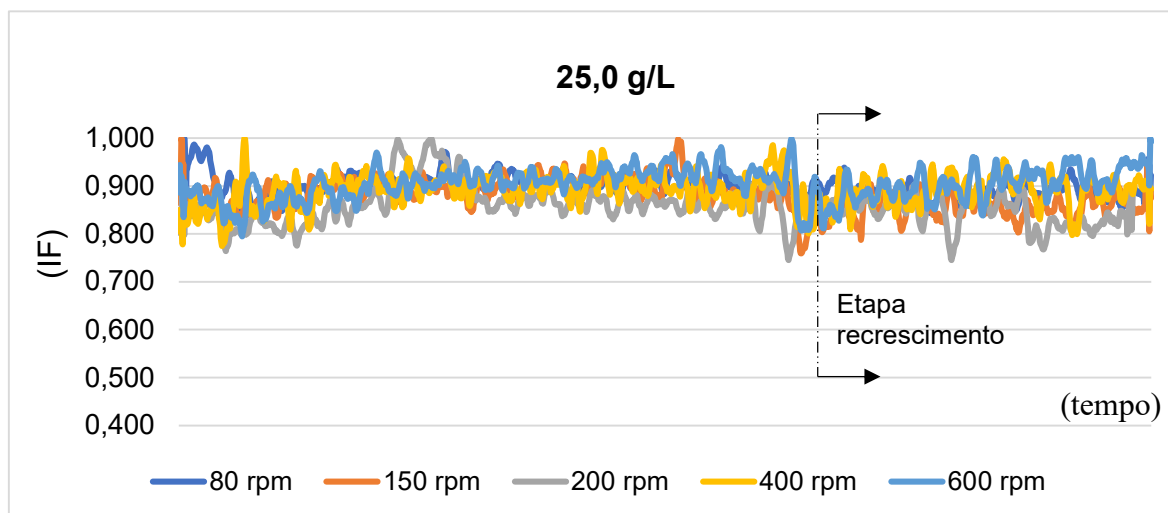
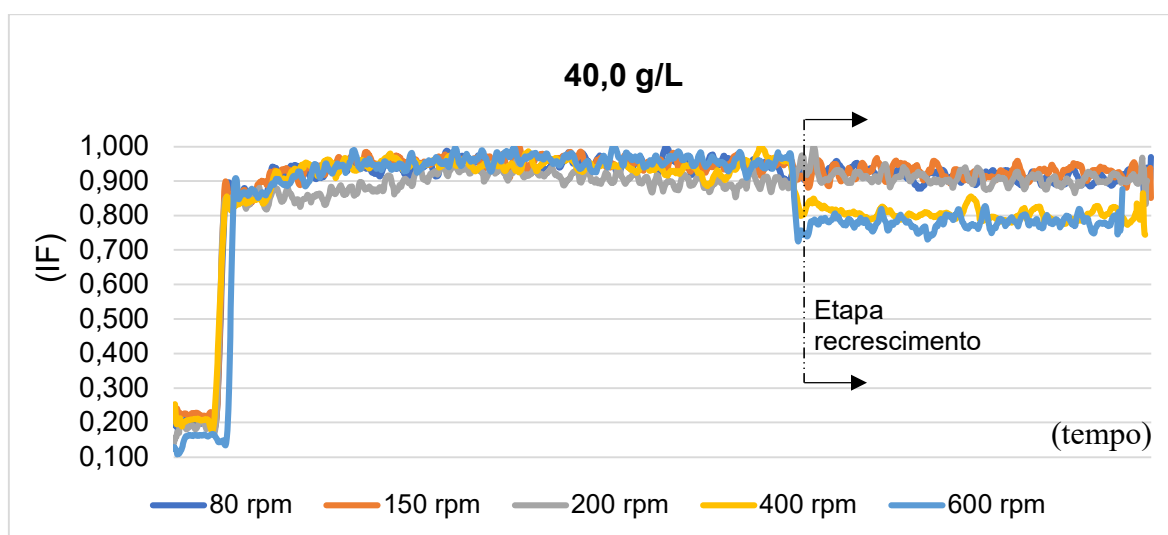
Figura 57 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 3**Figura 58** – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 4**Figura 59** – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 5

Figura 60 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 6**Figura 61** – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de MOL – Dosagem 7

Com base no exposto nas Figuras 55 a 61, é possível associar alterações no comportamento de IF de acordo com a dosagem aplicada e agitação imputada na etapa quebra.

Na dosagem 0,5 g/L (Figura 55), os valores de IF antes e após a etapa quebra mantiveram-se em um patamar muito próximo. Nota-se que após a etapa quebra os ensaios com aplicação de menores agitações apresentaram valores de IF discretamente superiores aos ensaios com aplicação das agitações mais elevadas.

Na dosagem 2,0 g/L (Figura 56) a etapa recrescimento foi também muito discreta, mas o IF dos ensaios com maior agitação na etapa quebra não ficaram, necessariamente, inferiores aos de agitações mais baixas.

Na dosagem 6,0 g/L (Figura 57) o IF observado no ensaio com quebra a 400 rpm iniciou em patamar praticamente equivalente aos demais ensaios, mas após MR ficou abaixo até o final do ensaio. Acredita-se que esse comportamento ocorreu por se tratar de um coagulante natural que, mesmo apesar de devidamente misturado antes do uso, poderia conter certa heterogeneidade entre as amostras.

Na dosagem 10,0 g/L (Figura 58) desde ao início dos ensaios é possível visualizar a estratificação do valor de IF. Considerando-se que a única variante entre os ensaios é a etapa quebra, não era de se esperar que antes disso houvesse tanta diferença visual. Mais uma vez acredita-se que o comportamento seja devido ao coagulante aplicado, em sua forma mais natural, apenas moído e não na forma de extrato aquoso ou salino.

Na dosagem 15,0 g/L (Figura 59) o comportamento visualizado é muito próximo do observado na Dosagem 4, somente com a diferença ocorrida na agitação 80 rpm, na qual é possível notar a diminuição do IF na etapa quebra e não retomada de tamanho durante a etapa recrescimento. Nas demais agitações o comportamento não foi replicado.

Na dosagem 25,0 g/L (Figura 60) o comportamento de IF em todos os ensaios foi muito próximo, não sendo possível fazer qualquer tipo de análise comparativa.

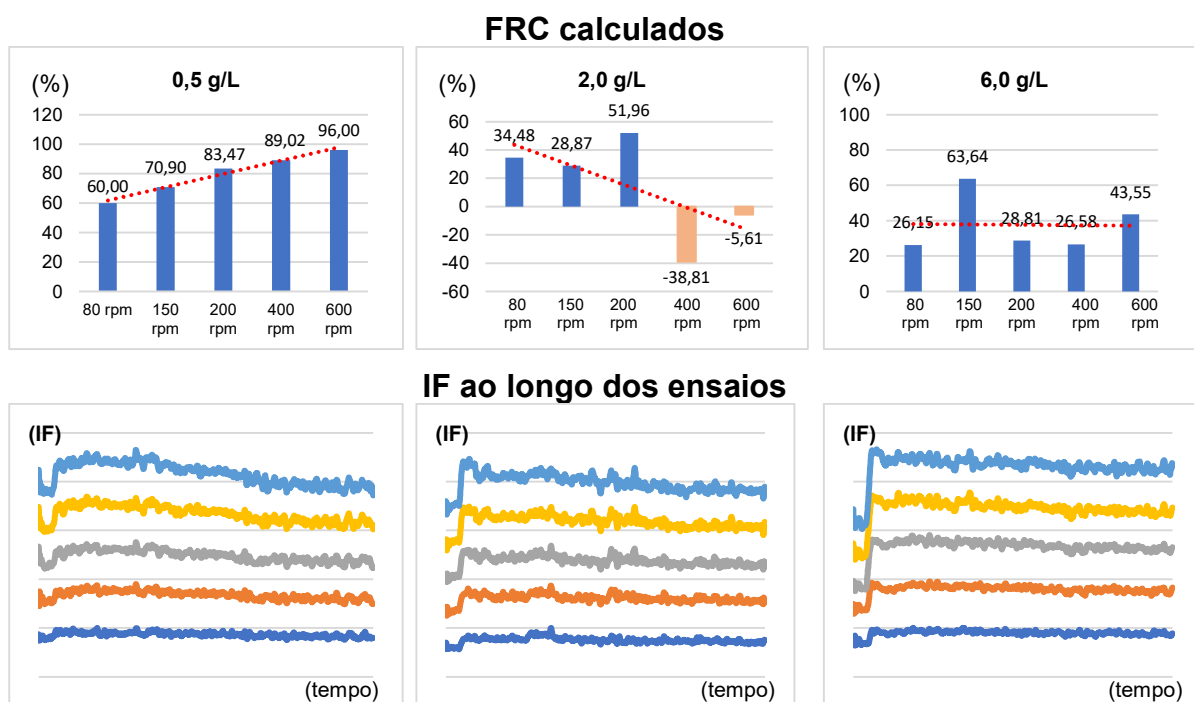
Por fim, na dosagem 40,0 g/L (Figura 61) a amplitude de IF no início dos ensaios é muito nítida, conforme já apresentado nas Figuras 47 e 48. Também é possível notar que as duas agitações mais elevadas apresentaram redução de IF durante a etapa quebra e não recuperação de tamanho com a etapa recrescimento, o que não tinha ficado tão evidente na Figura 54.

Para associar o comportamento do IF com o recrescimento dos aglomerados, calculou-se o FRC correspondente a cada um dos tinta e cinco ensaios realizados.

A Tabela 10 apresenta os valores calculados e, a Figura 62, o gráfico comparativo de FCR elaborado com os dados de IF₁, IF₂ e IF₃ dos ensaios ilustrando, ainda, o comportamento individualizado do IF de cada ensaio. Os pontos tracejados em vermelho no gráfico de FRC representam as linhas de tendência do FRC.

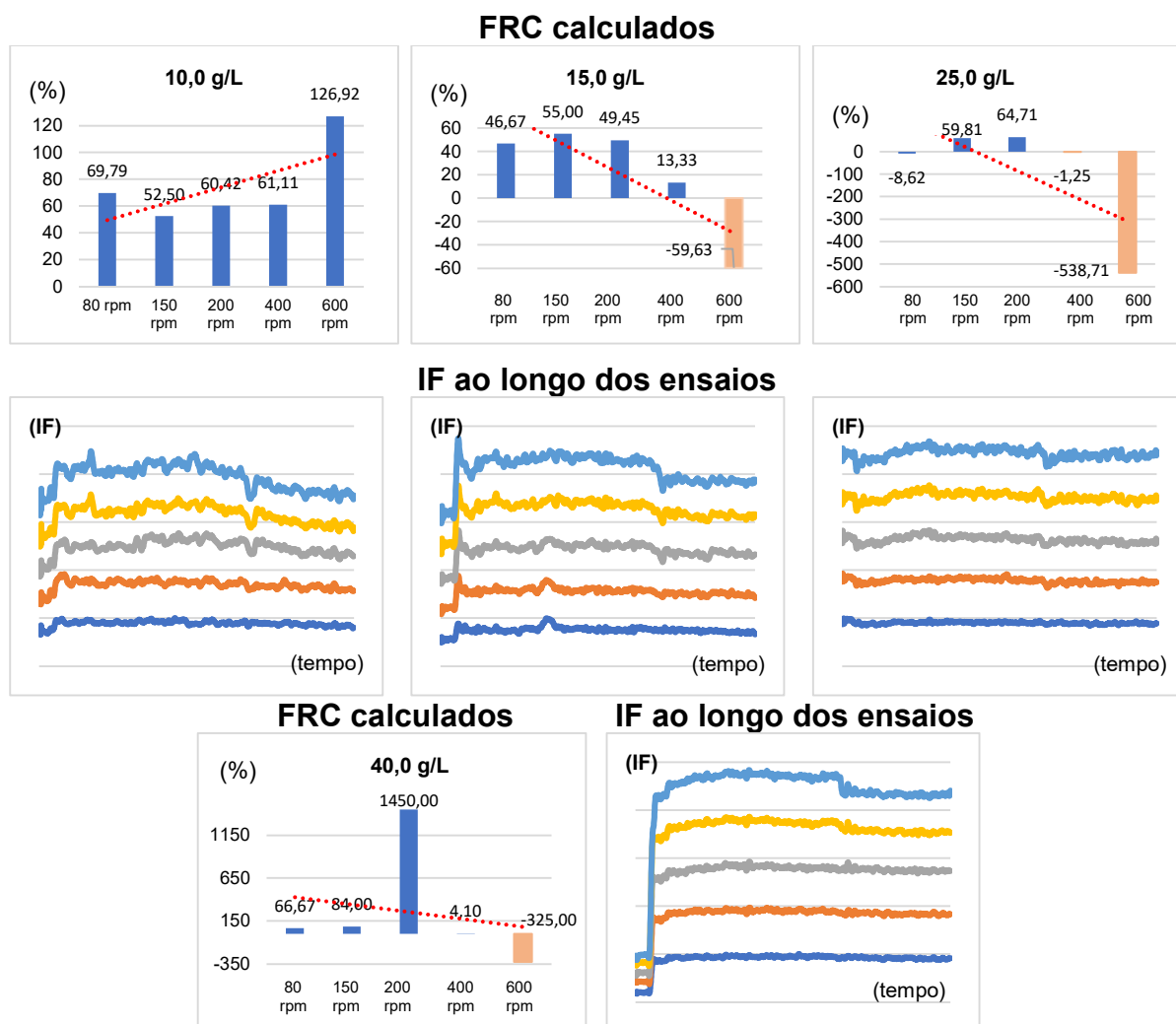
Tabela 10 – FRC calculados para os ensaios realizados com aplicação de MOL

Dosagem	80 rpm	150 rpm	200 rpm	400 rpm	600 rpm
0,5 g/L	60,00	70,90	83,47	89,02	96,00
2,0 g/L	34,48	28,87	51,96	-38,81	-5,61
6,0 g/L	26,15	63,64	28,81	26,58	43,55
10,0 g/L	69,79	52,50	60,42	61,11	126,92
15,0 g/L	46,67	55,00	49,45	13,33	-59,63
25,0 g/L	-8,62	59,81	64,71	-1,25	-538,71
40,0 g/L	66,67	84,00	1450,00	4,10	-325,00

Figura 62 – FRC dos aglomerados e comportamento individualizado do IF nos ensaios realizados com aplicação de MOL

(continua)

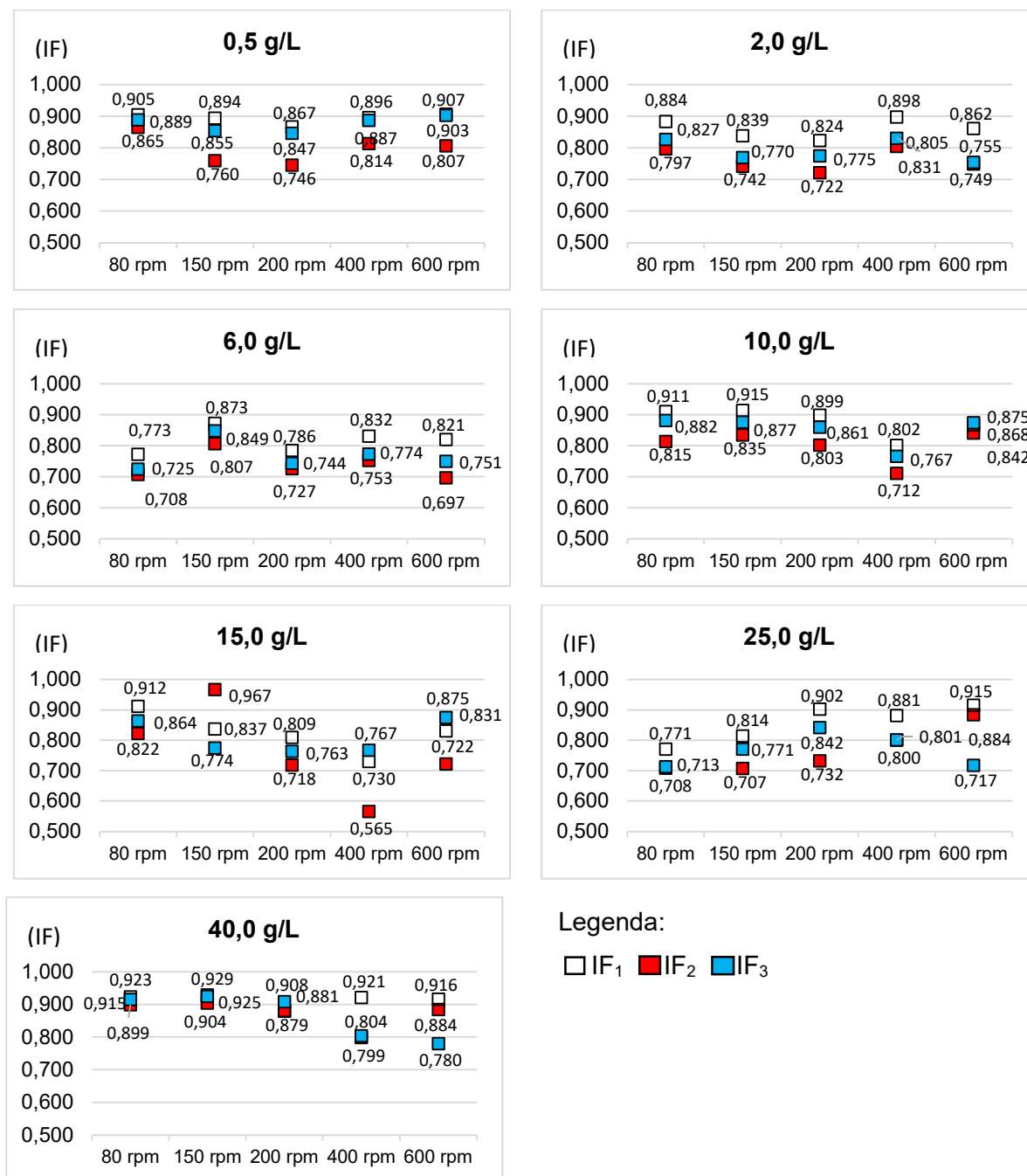
Figura 62 – FRC dos aglomerados e comportamento individualizado do IF nos ensaios realizados com aplicação de MOL (continuação)



Conforme pode ser observado na Figura 62, os FRC negativos observados nas agitações 400 e 600 rpm (dosagem 0,5 g/L) e agitação 600 rpm (dosagens 15,0; 25,0 e 40,0 g/L) confirmam a não retomada de IF nesses ensaios, que apresentaram $IF_3 < IF_2$ (Figura 54).

Aparentemente os ensaios das dosagens 0,5 g/L e 10,0 g/L são similares entre si, assim como os ensaios das dosagens 15,0; 25,0 e 40,0 g/L. Assim, elaborou-se gráfico comparativo dos IF_1 , IF_2 e IF_3 , para melhor verificar a diferença existente entre os ensaios. A Figura 63 apresenta os resultados.

Figura 63 – IF₁, IF₂ e IF₃ nos ensaios realizados com aplicação de MOL

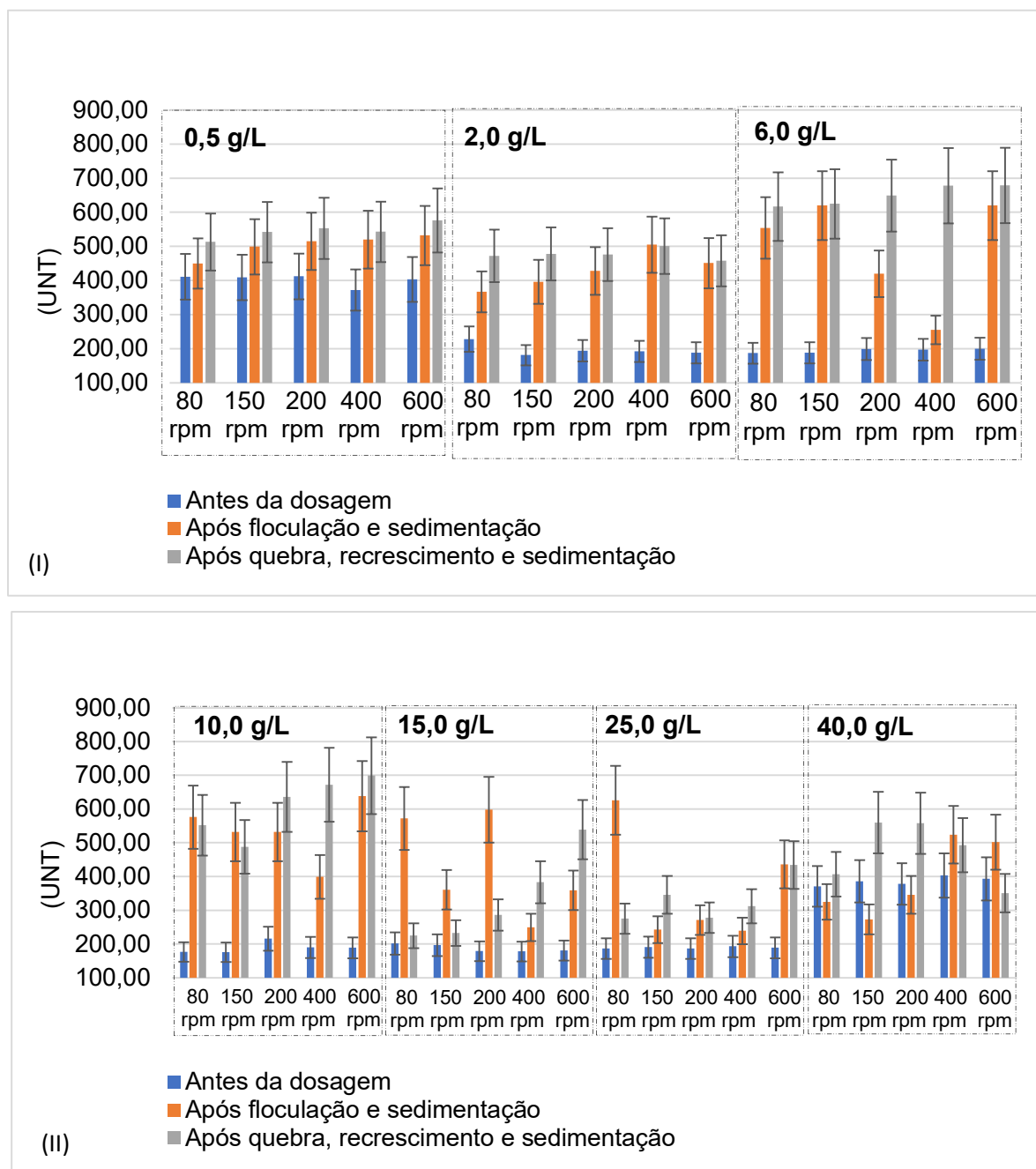


Conforme indicado na Figura 63, as dosagens 0,5 g/L e 10,0 g/L são, realmente, semelhantes em termos de comportamento do IF₁, IF₂ e IF₃, com IF₃ > IF₂, o que denota recrescimento dos aglomerados.

Nas Dosagens 15,0; 25,0 e 40,0 g/L, todavia, os índices variam um pouco, sendo na maioria das vezes IF₂ > IF₃, o que ocasionou a tendência de não recrescimento, conforme indicado na Figura 62.

Em relação à turbidez remanescente, a Figura 64 apresenta gráfico comparativo ao longo dos ensaios, com os resultados obtidos antes dosagem de MOL, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação. As barras de erro representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

Figura 64 – Variação da turbidez antes da dosagem de MOL, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação



Nos ensaios com a dosagem 0,5 g/L os valores de turbidez obtidos ao final dos ensaios de quebra, recrescimento e sedimentação ($545,40 \pm 22,70$) foram próximos aos obtidos ao término da etapa de floculação e sedimentação ($503,20 \pm 32,01$), sendo estatisticamente iguais quando consideradas barra de erros.

Nos ensaios realizados com a dosagem 2,0 g/L, a amplitude entre a turbidez inicial e a turbidez remanescente após floculação e sedimentação foi bem, assim como ocorreu nos ensaios com as dosagens 6,0; 10,0; 15,0 e 25,0 g/L. A discussão desses resultados já foi realizada com a Figura 49. Comparando-se os valores da turbidez remanescente após floculação e sedimentação e os valores da turbidez remanescente após quebra, recrescimento e sedimentação nota-se que enquanto nos ensaios com a dosagem 2,0 g/L os valores foram estatisticamente iguais, com a dosagem 6,0 g/L em dois ensaios (200 e 400 rpm) os valores foram maiores ao término dos ensaios.

Na dosagem 15,0 g/L nos três primeiros ensaios o valor da turbidez após etapa de floculação e sedimentação foi superior ao medido no final (após quebra, recrescimento e sedimentação), ocorrendo o mesmo para o primeiro ensaio com a dosagem 25,0 g/L. Nas demais agitações, os valores remanescente foram próximos.

A Tabela 11 apresenta os valores de turbidez monitorados nos ensaios realizados com MOL.

Tabela 11 – Turbidez inicial, após etapas de ML e sedimentação e após etapas de quebra e recrescimento – Ensaios com aplicação de MOL

Ensaio	Dosagem (g/L)	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez após ML e sedimentação (UNT)	Turbidez após quebra e sedimentação (UNT)
1	0,5	411	450	513
2	0,5	409	499	542
3	0,5	412	515	553
4	0,5	372	520	543
5	0,5	403	532	576
6	2,0	228	367	472
7	2,0	181	396	478
8	2,0	194	428	476
9	2,0	192	505	501
10	2,0	188	451	458
11	6,0	187	554	617
12	6,0	188	620	625

(continua)

Tabela 11 – Turbidez inicial, após etapas de ML e sedimentação e após etapas de quebra e recrescimento – Ensaio com aplicação de MOL (continuação)

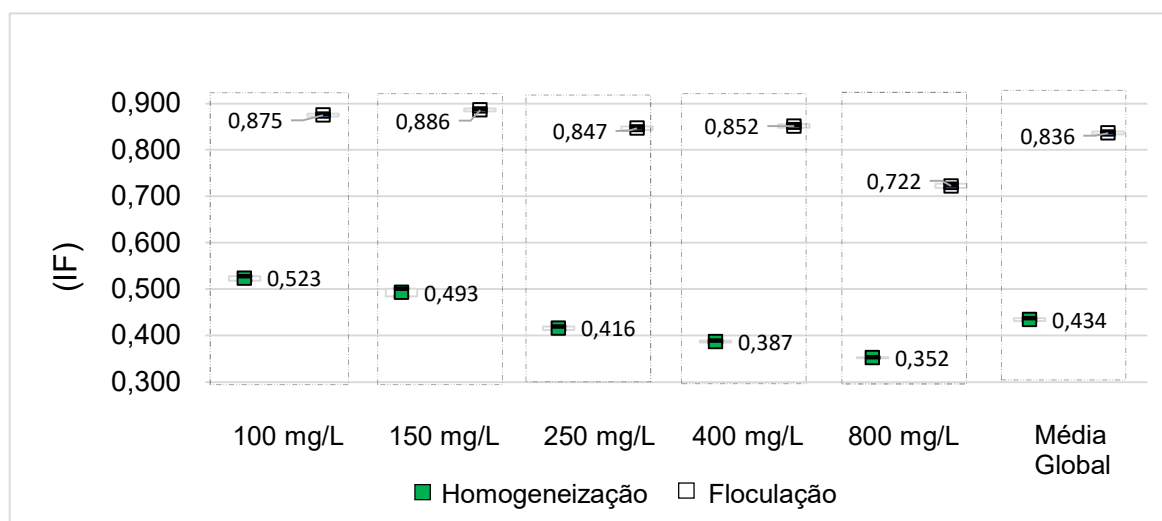
Ensaio	Dosagem (g/L)	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez após ML e sedimentação (UNT)	Turbidez após quebra e sedimentação (UNT)
13	6,0	199	420	649
14	6,0	197	255	678
15	6,0	200	620	679
16	10,0	177	576	552
17	10,0	176	532	488
18	10,0	216	532	636
19	10,0	190	399	672
20	10,0	189	638	699
21	15,0	202	572	225
22	15,0	197	361	233
23	15,0	179	598	286
24	15,0	178	249	383
25	15,0	181	359	539
26	25,0	187	626	275
27	25,0	191	243	346
28	25,0	187	271	278
29	25,0	193	239	312
30	25,0	189	436	434
31	40,0	371	325	407
32	40,0	386	273	560
33	40,0	378	346	558
34	40,0	403	524	493
35	40,0	393	502	351

6.4 Ensaio com adição de Tanfloc SL®

6.4.1 Etapa homogeneização e floculação

A Figura 65 apresenta gráfico comparativo dos valores médios de IF e média global dos valores nas etapas homogeneização e floculação para os vinte e cinco ensaios realizados com efluente agropecuário e Tanfloc SL®. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para a média nas cinco repetições realizadas em cada dosagem aplicada.

Figura 65 - Valores médios e média global do IF nas etapas homogeneização e floculação nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



Assim como ocorreu nos ensaios sem adição de agentes coagulantes, com aplicação de cloreto férrico e com aplicação de MOL, os IF apresentados na etapa homogeneização foram considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores variando entre $0,352 \pm 0,004$ a $0,523 \pm 0,019$. Os IF da etapa floculação foram também considerados estatisticamente diferentes para uma confiança de 95%, com valores entre $0,722 \pm 0,070$ e $0,886 \pm 0,049$.

Conforme pode ser observado na Figura 65, o IF aumentou entre as etapas homogeneização e floculação em todas as dosagens investigadas, com valores passando de $0,523 \pm 0,019$ a $0,875 \pm 0,045$ (dosagem 100 mg/L), $0,493 \pm 0,032$ a $0,886 \pm 0,049$ (dosagem 150 mg/L), $0,416 \pm 0,015$ a $0,847 \pm 0,056$ (dosagem 250 mg/L), $0,387 \pm 0,008$ a $0,852 \pm 0,060$ (dosagem 400 mg/L) e $0,352 \pm 0,004$ a $0,722 \pm 0,070$ (dosagem 800 mg/L). Pela média global, o IF das amostras foi de $0,434 \pm 0,012$ a $0,836 \pm 0,520$.

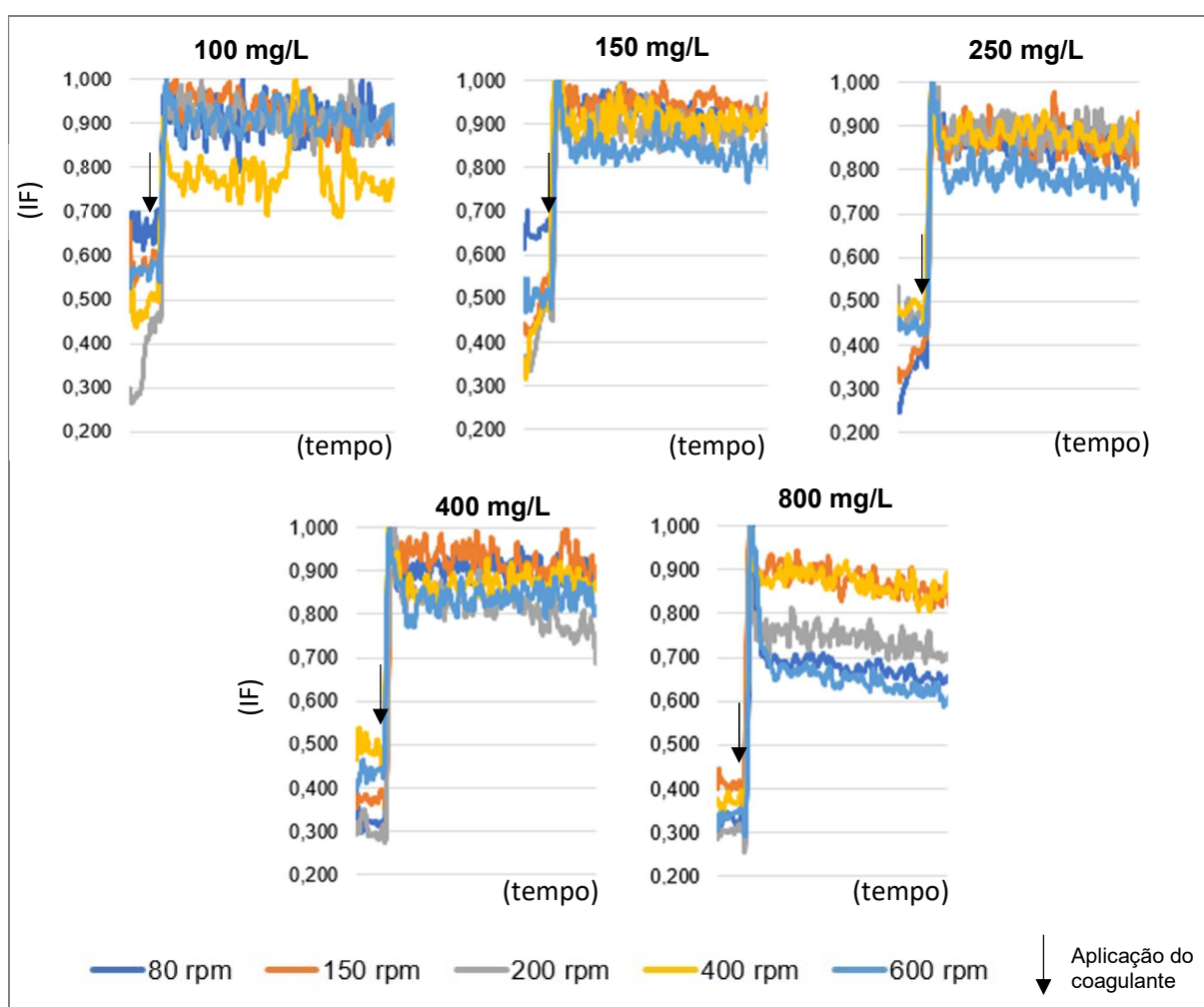
A amplitude média entre os IF na etapa homogeneização e floculação nos ensaios com Tanfloc SL® foi mais de vinte e cinco vezes superior às obtidas nos ensaios sem adição de agentes coagulantes (Figura 24), duas vezes e meia superior à observada com cloreto férrico (Figura 33) e quase duas vezes superior à obtida pela adição de MOL (Figura 46), indicando elevado poder coagulante.

Conforme apresentado na Figura 65, é possível observar um discreto incremento de IF conforme dosagem aplicada nas dosagens 100 a 400 mg/L, sendo a amplitude observada nos ensaios com a dosagem 800 mg/L um pouco menor. Esses

resultados indicam uma relação direta entre a concentração de tanino e efeito coagulante, estando o ponto ótimo de dosagem, provavelmente, situado entre as dosagens 400 mg/L e 800 mg/L.

A Figura 66 apresenta um recorte do gráfico de IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®, destacando as etapas de homogeneização e floculação.

Figura 66 – IF ao longo das etapas homogeneização e floculação dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



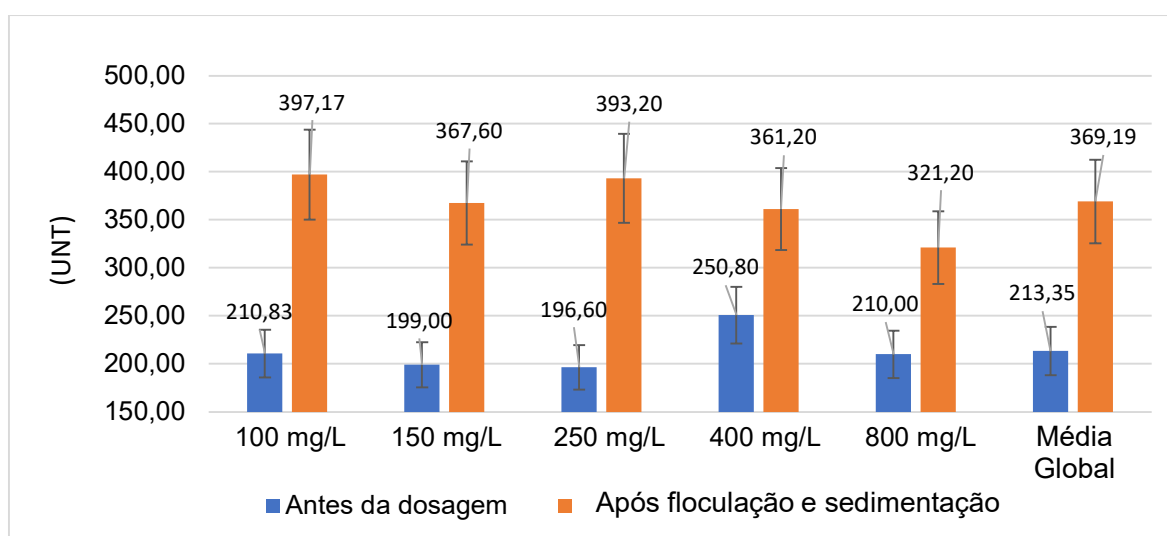
Conforme pode ser observado na Figura 66, a dosagem de Tanfloc SL® ocasionou a formação praticamente imediata de aglomerados em todos os ensaios. Nas dosagens 150 mg/L e 400 mg/L o IF durante a etapa de floculação manteve-se acima de 0,8 em praticamente todo o período, enquanto nas dosagens 100 mg/L, 250

mg/L e 800 mg/L houve pelo menos um ensaio que apresentou valores menores, entre 0,6 e 0,7.

Em relação aos parâmetros de monitoramento, as amostras apresentaram pouca variação de pH médio em todas as dosagens, passando de um valor médio de $7,80 \pm 0,41$ a $7,60 \pm 0,45$. Essa manutenção do pH é uma das vantagens indicadas na ficha técnica do produto.

A turbidez do efluente passou de $213,35 \pm 29,50$ UNT (antes da adição de coagulante) para $369,19 \pm 60,83$ UNT (após ML e trinta minutos de sedimentação). A Figura 67 apresenta gráfico comparativo dos incrementos de turbidez nas cinco dosagens investigadas. As barras de erro representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

Figura 67 – Variação da turbidez antes da dosagem de Tanfloc SL® e após a etapa de floculação e sedimentação



Conforme pode ser observado na Figura 67, os incrementos foram variáveis conforme dosagem aplicada, não havendo relação direta entre aumento de dosagem e aumento ou redução da turbidez remanescente. Como as Figuras 66 e 67 indicam que houve formação de aglomerados, acredita-se que eles não tenham sido suficientemente densos para sedimentarem ou que tenha ocorrido o fenômeno da sedimentação impedida (sedimentação tipo III), processo no qual as partículas interagem para retardar o assentamento de partículas próximas, resultando na formação de uma camada ou manta que se assenta e, também, ultrapassa outras partículas em seu caminho (CRITTENDEN et al., 2012). Todavia, como esse trabalho

não objetivou investigar a etapa de separação sólido-líquido, sugere-se que esse comportamento seja averiguado em trabalhos futuros.

A Tabela 12 apresenta todos os valores de pH e turbidez monitorados nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®.

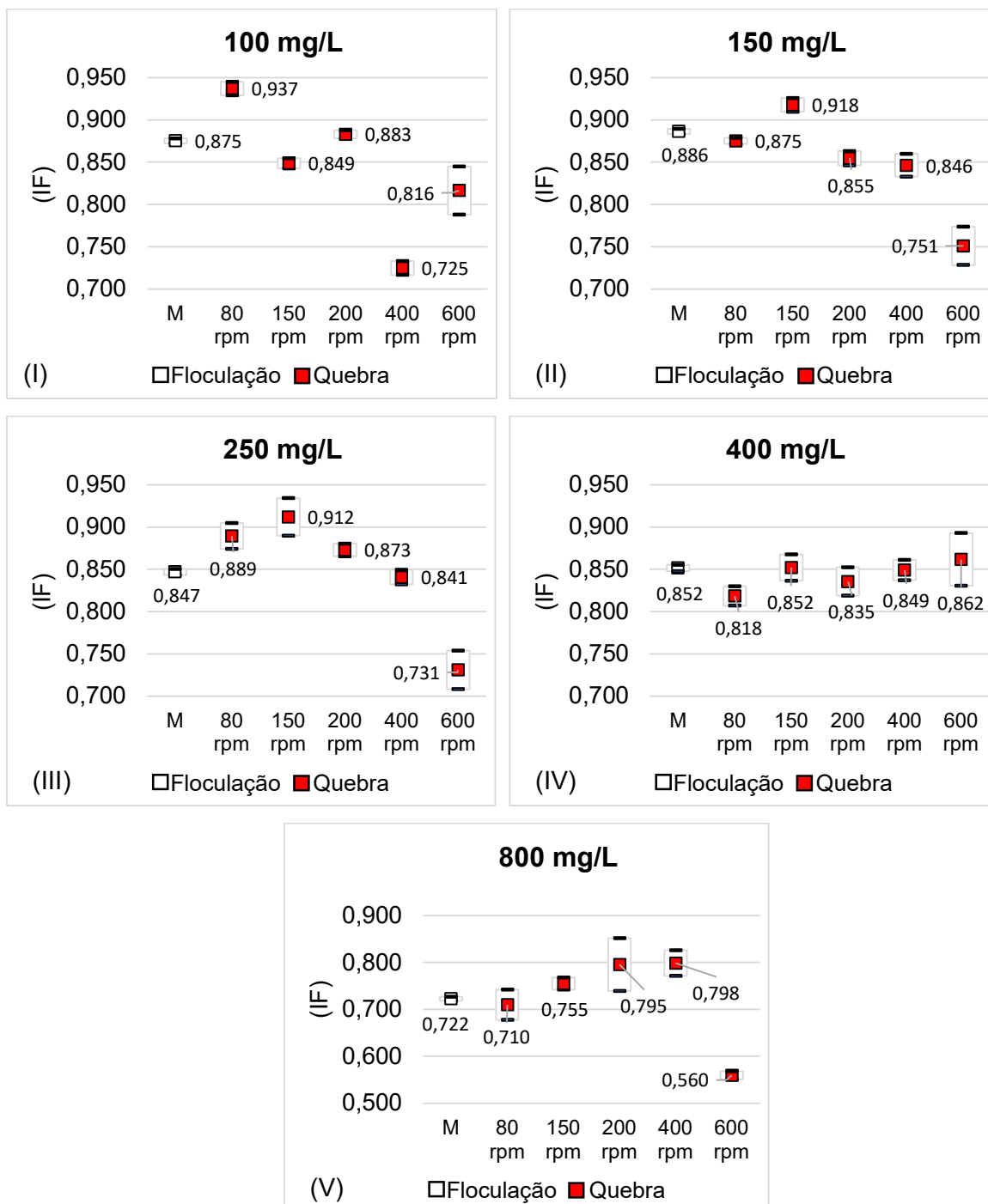
Tabela 12 – pH e turbidez iniciais e após etapas de MR (pH) e ML e sedimentação –
Ensaio com aplicação de Tanfloc SL®

Ensaio	Dosagem (mg/L)	pH inicial	pH pós MR	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez final (UNT)
1	100	8,47	8,52	207	511
2	100	8,56	8,19	205	495
3	100	8,61	8,52	208	502
4	100	8,61	8,47	213	480
5	100	8,60	8,58	229	521
6	150	7,42	7,42	222	519
7	150	7,42	7,47	200	530
8	150	7,72	7,48	184	526
9	150	7,72	7,65	178	532
10	150	7,51	7,48	211	571
11	250	7,42	7,39	192	518
12	250	7,70	7,52	208	515
13	250	7,52	7,32	187	454
14	250	7,83	7,32	197	551
15	250	7,63	7,46	199	568
16	400	7,63	7,35	221	507
17	400	7,67	7,30	215	511
18	400	7,74	7,37	211	533
19	400	7,48	7,47	305	551
20	400	7,37	7,37	302	564
21	800	7,75	7,65	210	484
22	800	7,54	7,11	219	484
23	800	7,87	7,31	214	506
24	800	7,76	7,24	222	517
25	800	7,85	7,21	185	540

6.4.2 Etapa de quebra

A Figura 68 apresentam gráficos comparativo dos valores médios de IF entre as etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com adição de Tanfloc SL®. As barras de flutuação representam intervalos de 95% de confiança para a média dos resultados apresentados

Figura 68 – Valores médios do IF nas etapas floculação e quebra nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



Conforme pode ser observado na Figura 68, em relação aos ensaios realizados com a dosagem 100 mg/L, o valor médio de IF na agitação 200 rpm foi estatisticamente iguais ao valor médio de IF obtido na etapa floculação. Somente as agitações de quebra 400 rpm e 600 rpm apresentaram valores médios de IF abaixo

do valor médio de IF na etapa floculação, indicando uma possível resistência dos agregados em agitações inferiores.

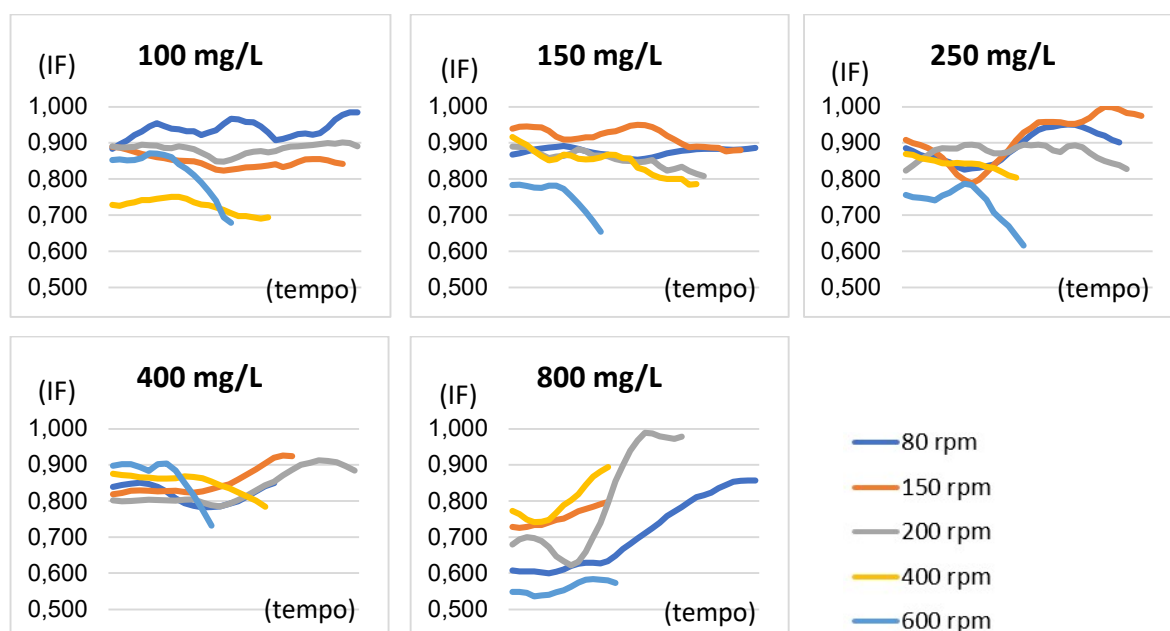
O comportamento observado nos ensaios com a dosagem 150 mg/L foi muito semelhante ao observado nos ensaios com a dosagem 100 mg/L, com a diferença de todos os valores de IF da etapa quebra serem estatisticamente diferentes do valor médio de IF na etapa homogeneização. Mais uma vez as agitações de quebra 400 rpm e 600 rpm apresentaram os menores valores médios de IF, indicando uma possível resistência dos agregados em agitações inferiores.

Os ensaios realizados com as dosagem 250 mg/L e 400 mg/L tiveram comportamento muito semelhante com o observado na dosagem 100 mg/L, com IF mais baixo apenas no ensaio com agitação máxima (600 rpm).

Nos ensaios com a dosagem 400 mg/L é possível observar menor amplitude entre o IF na etapa homogeneização e nas agitações da etapa quebra, sugerindo uma maior resistência dos aglomerados formados.

Para verificar se os valores médios calculados refletem o histórico do ensaio, a Figura 69 apresenta gráfico de IF ao longo das etapas quebra nas cinco agitações investigadas para as cinco dosagens aplicadas de Tanfloc SL®.

Figura 69 – IF ao longo das etapas quebra dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



Conforme ilustrado na Figura 69, houve formação de bolhas em diversos ensaios, principalmente nas agitações mais elevadas. Considerando-se os dados sem picos, os mínimos de IF atingidos durante a quebra (IF₂), conforme apresentado na Tabela 13.

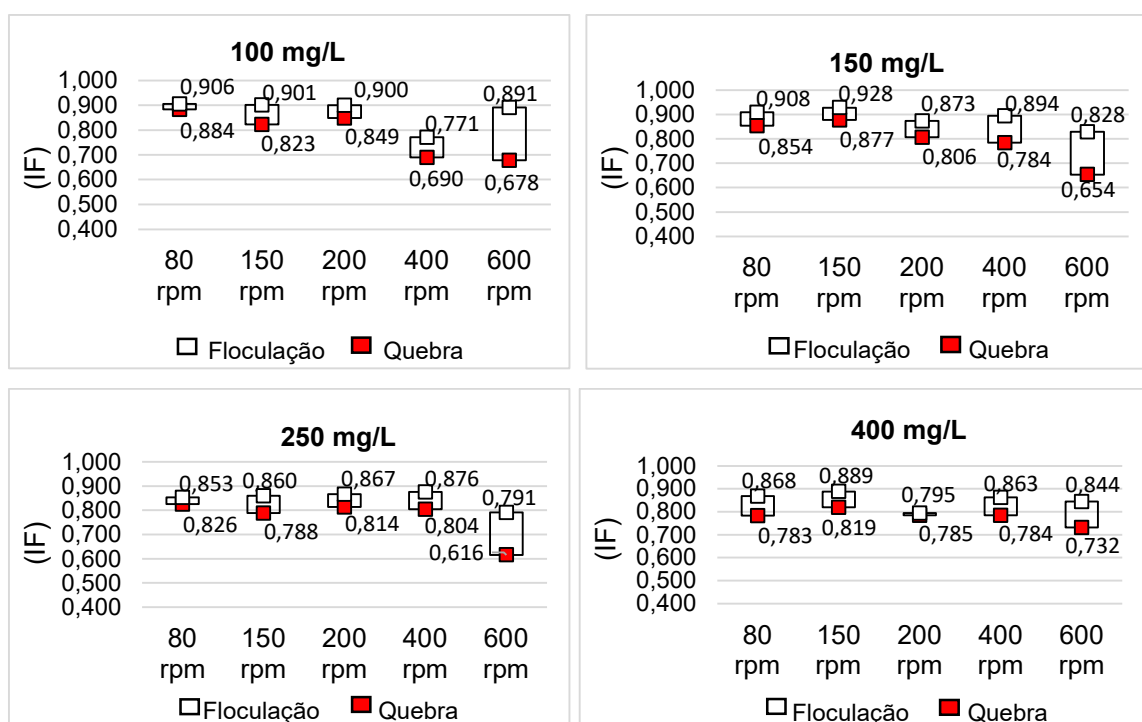
Tabela 13 – Pontos mínimos de IF na etapa quebra (IF₂) - Ensaios com aplicação de Tanfloc SL®

Dosagem (mg/L)	80 rpm	150 rpm	200 rpm	400 rpm	600 rpm
100	0,884	0,823	0,849	0,690	0,678
150	0,864	0,877	0,806	0,784	0,654
250	0,826	0,788	0,814	0,804	0,616
400	0,783	0,819	0,785	0,784	0,732
800	0,608	0,726	0,622	0,742	0,536

Aparentemente, os aglomerados formados na etapa floculação com a dosagem 800 mg/L eram menos resistentes à quebra quando comparados com os formados com as menores dosagens, que apresentavam IF mais elevados.

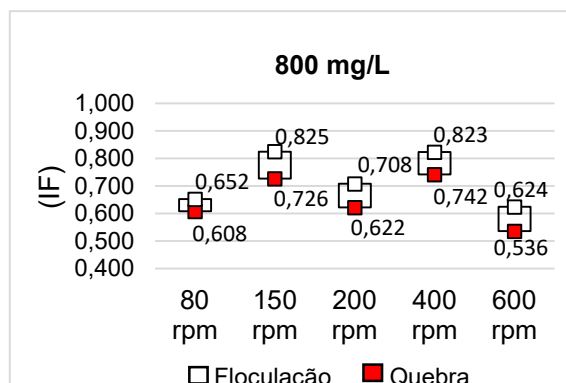
Para confirmar essa premissa, elaborou-se gráfico comparativo do IF₁ e IF₂ para todos os ensaios e, também, gráfico indicativo do FR correspondente a cada ensaio. A Figura 70 apresenta os resultados de IF₁ x IF₂.

Figura 70 – IF₁ e IF₂ nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



(continua)

Figura 70 – IF₁ e IF₂ nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®
(continuação)



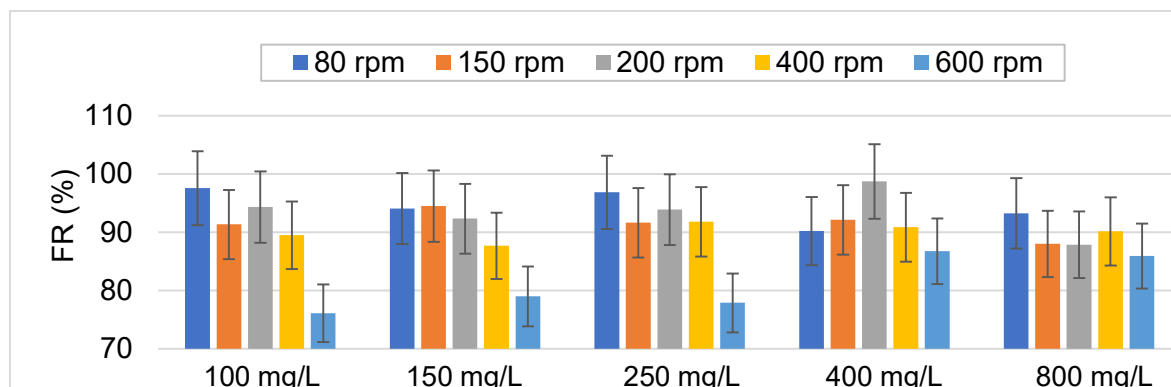
Conforme pode ser observado na Figura 70, a amplitude entre o IF₁ e IF₂ foi muito próxima nos ensaios com as dosagens 100 mg/L a 400 mg/L, sendo sempre maior na agitação 600 rpm. Na dosagem 800 mg/L, entretanto, a diferença foi menor, indicando que para tais ensaios os aglomerados formados eram mais resistentes.

Para confirmar essa premissa, elaborou-se a Tabela 14, que apresenta os valores calculados de FR.

Tabela 14 – FR calculados para os ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®

Dosagem	80 rpm	150 rpm	200 rpm	400 rpm	600 rpm
100 mg/L	97,57	91,34	94,33	89,49	76,09
150 mg/L	94,05	94,50	92,33	87,70	78,99
250 mg/L	96,83	91,63	93,89	91,78	77,88
400 mg/L	90,21	92,13	98,74	90,85	86,73
800 mg/L	93,25	88,00	87,85	90,16	85,90

Figura 71 – FR dos aglomerados nos ensaios com aplicação de Tanfloc SL®

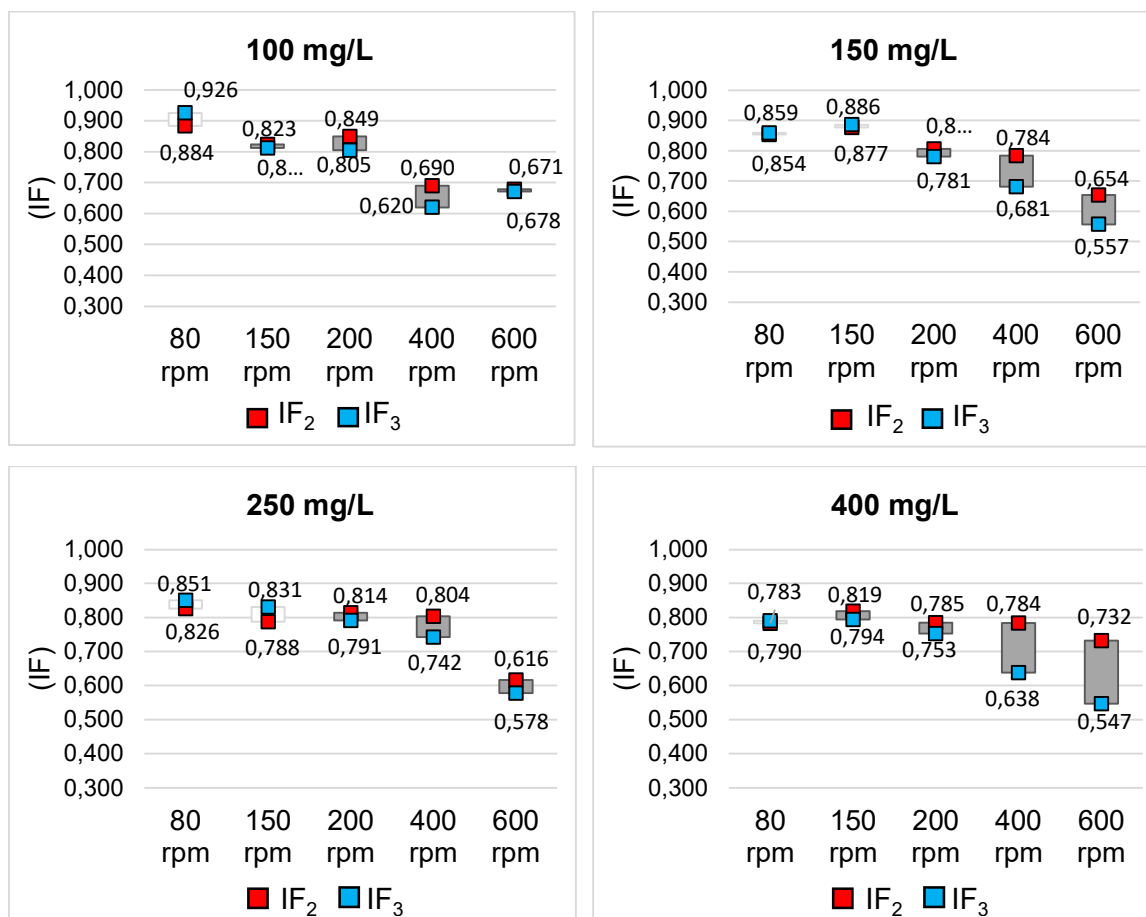


Conforme Tabela 14 e Figura 71 nota-se que, de modo geral, a resistência dos aglomerados foi superior a 75%, independentemente da agitação de quebra aplicada. Na Figura 71 fica evidente que nas dosagens 400 mg/L e 800 mg/L a resistência na agitação 600 rpm foi superior a das dosagens 100 mg/L a 250 mg/L. Comparando-se o resultado com as Figuras 65 e 66, verifica-se que a dosagem 800 mg/L não apresentou a maior média de IF_1 , sugerindo a não existência de relação proporcional entre tamanho e resistência dos aglomerados formados com a aplicação de Tanfloc SL®.

6.4.3 Etapa de recrescimento

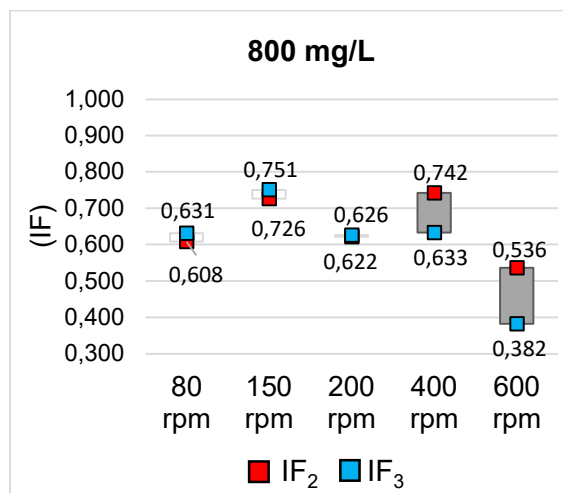
A Figura 72 apresenta gráfico comparativo dos valores de IF_2 e IF_3 entre as etapas quebra e recrescimento nos vinte e cinco ensaios realizados com adição de Tanfloc SL®.

Figura 72 – Valores de IF_2 e IF_3 nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



(continua)

Figura 72 – Valores de IF₂ e IF₃ nas etapas quebra e recrescimento nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® (continuação)



Conforme apresentado na Figura 72, não foi observado recrescimento significativo de aglomerados com a redução da agitação do Jar Test após a fase quebra. Pelo contrário: na maioria dos casos o IF₃ < IF₂, indicando que houve redução do tamanho dos aglomerados durante a etapa de recrescimento.

Esse comportamento pode ser justificado pelo FR dos aglomerados (valor médio ~ 90% em todas as dosagens). Assim, como não houve quebra significativa, os aglomerados mantiveram-se em um patamar de tamanho estável mesmo durante a etapa quebra. Todavia, com o tempo, apesar do baixo grau de agitação da etapa recrescimento, os choques entre os aglomerados passaram a ocasionar pequenas quebras ou erosões, indicando que os mesmos já haviam chegado a seu tamanho máximo.

As Figuras 73, 74, 75, 76 e 77 apresentam os gráficos completos de IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®, destacando as etapas de recrescimento nas cinco agitações investigadas.

A visualização gráfica do comportamento do IF com a retomada da agitação ao patamar inicial corrobora, de forma ilustrativa, a explanação realizada com os dados apresentados na Figura 72.

Figura 73 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® -
Dosagem 1

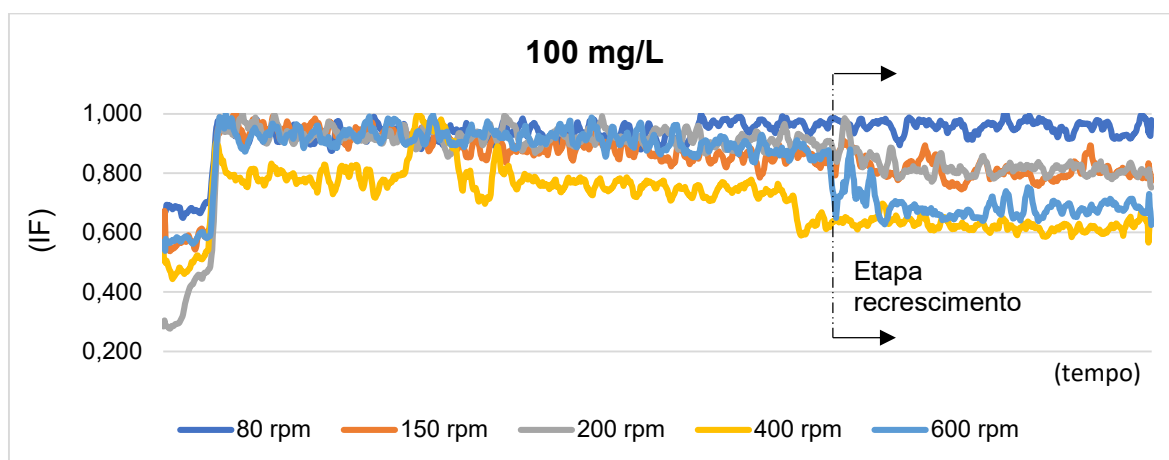


Figura 74 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® -
Dosagem 2

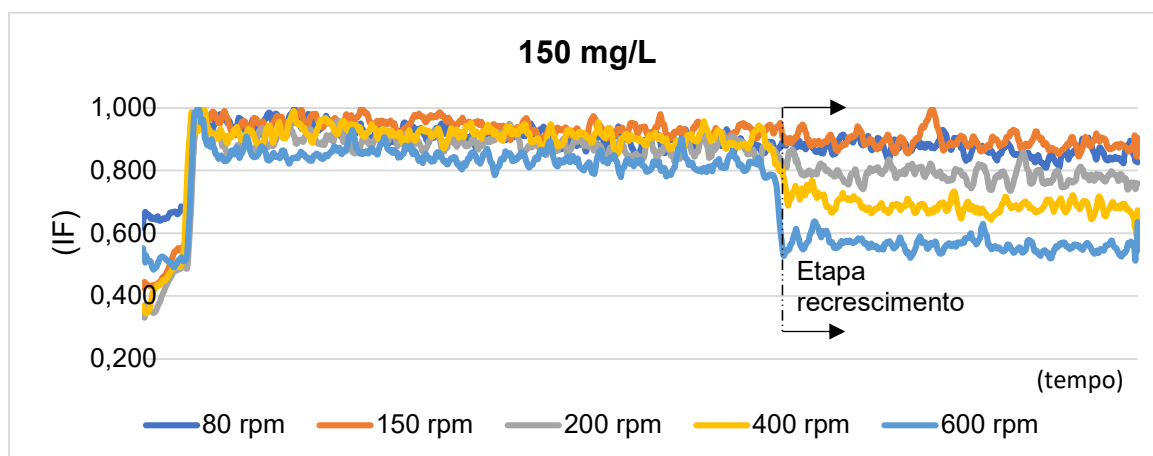


Figura 75 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® -
Dosagem 3

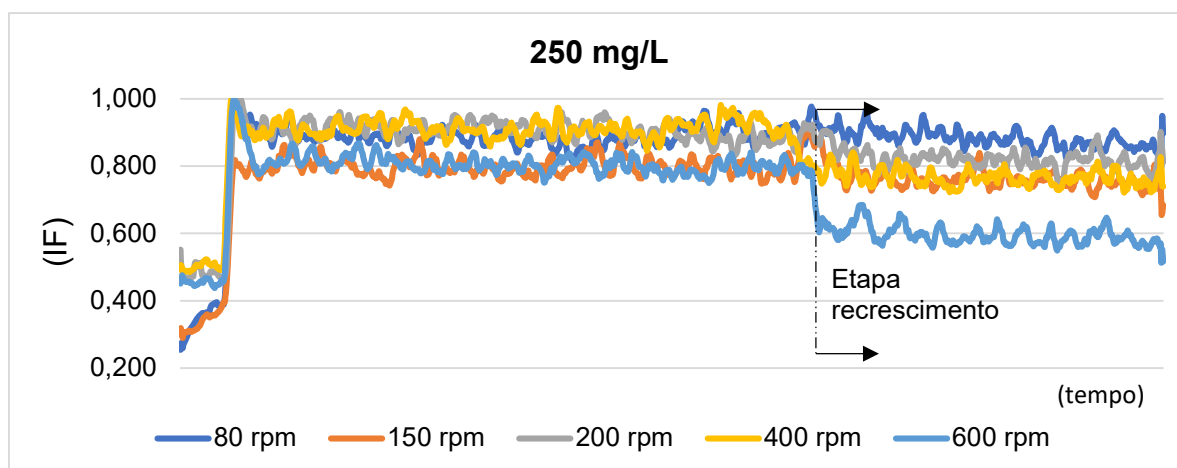


Figura 76 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® -
Dosagem 4

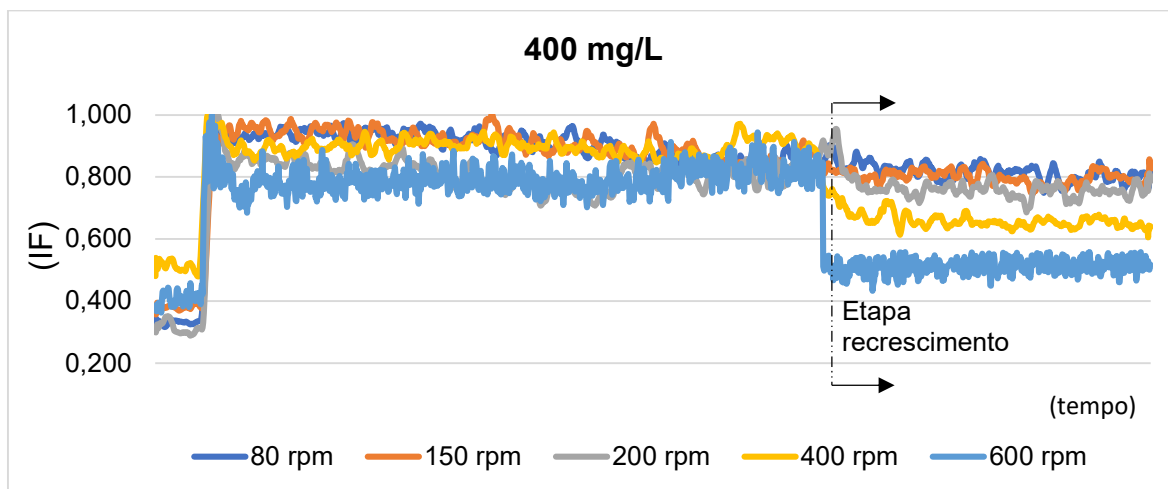
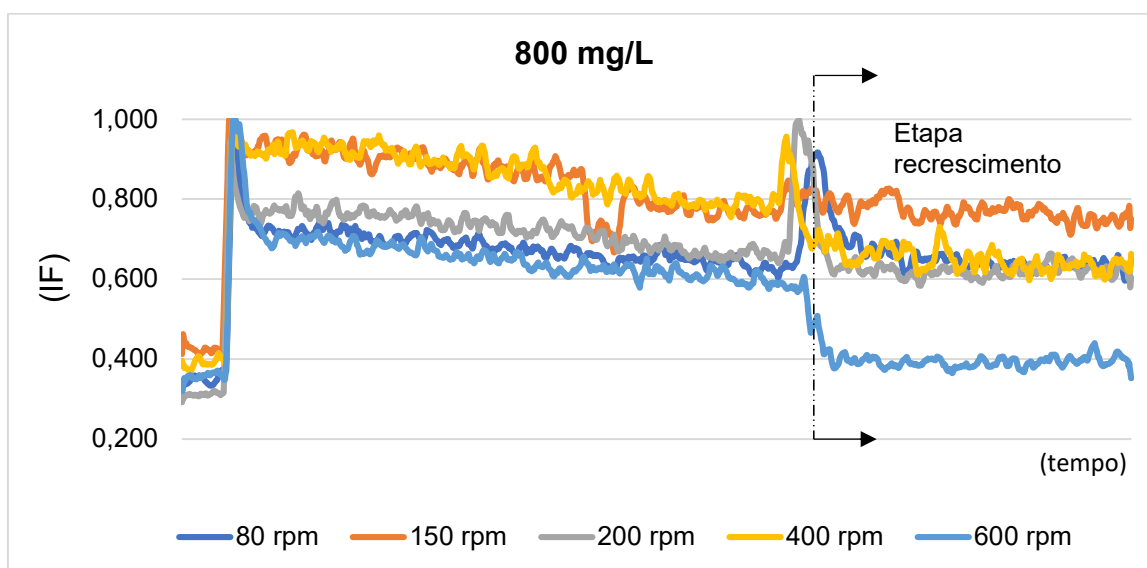


Figura 77 – IF ao longo dos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL® -
Dosagem 5



Com base no exposto nas Figuras 73 a 77, é possível associar alterações no comportamento de IF de acordo com a dosagem aplicada e agitação imputada na etapa quebra.

Na dosagem 100 mg/L (Figura 73), os valores de IF antes e após a etapa quebra mantiveram-se em um patamar muito próximo. Nota-se que após a etapa quebra os ensaios com aplicação de menores agitações apresentaram valores de IF discretamente superiores aos ensaios com aplicação das agitações mais elevadas.

Na dosagem 150 mg/L (Figura 74) é possível observar o ponto de diminuição de IF na etapa quebra para as agitações 400 e 600 rpm, com IF desses ensaios mantendo-se em patamar inferior aos demais durante a fase de recrescimento.

O mesmo ocorreu na dosagem 250 mg/L (Figura 75), mas apenas com o ensaio com quebra a 600 rpm. Acredita-se que neste caso o aumento da dosagem ocasionou aumento da resistência do aglomerado. Conforme Tabela 14, é possível observar a diferença do FR entre as Dosagens 2 e 3 para a agitação 400 rpm.

Na dosagem 400 mg/L (Figura 76) a menor resistência dos aglomerados a agitação de 600 rpm é, também, bastante evidente. O IF do ensaio diminui consideravelmente na etapa quebra e não retoma tamanho, mesmo com a fase de recrescimento.

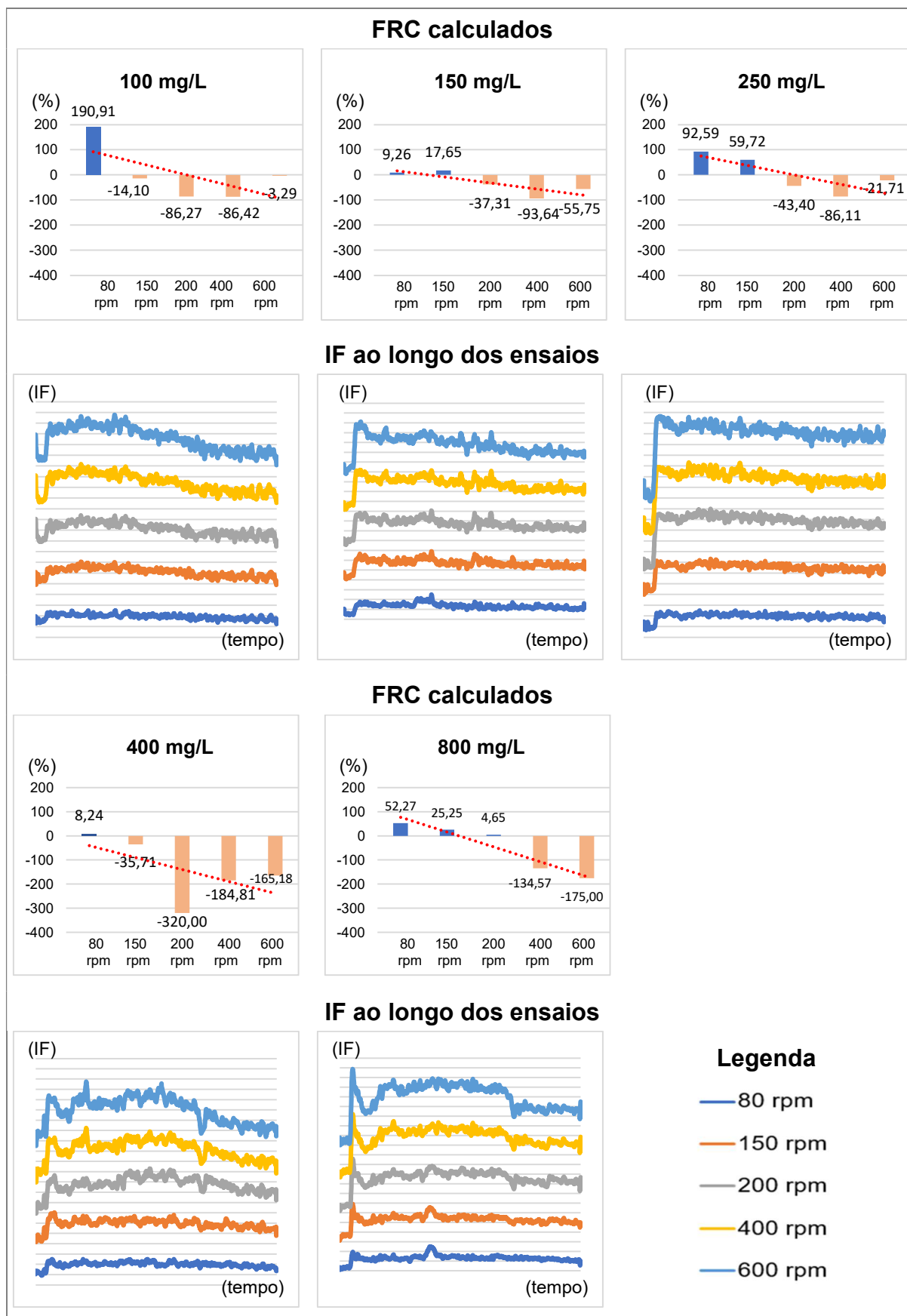
Na dosagem 800 mg/L (Figura 77) o comportamento visualizado desde a etapa de coagulação é diferente do observado nas demais dosagens, com IF das agitações 150 e 400 rpm em um patamar superior durante a etapa de floculação e, após aumento de agitação, um pequeno pico nos ensaios com a agitação a 80, 150, 200 e 400 rpm. Não foi possível identificar o que o ocasionou essa mudança. Novamente, a redução do IF foi observada apenas no ensaio com quebra a 600 rpm, indicando que independente da dosagem aplicada, nenhum dos aglomerados formados resistiu a essa alta agitação do meio.

Para associar o comportamento do IF com o recrescimento dos aglomerados, calculou-se o FRC correspondente a cada um dos tinta e cinco ensaios realizados. A Tabela 15 apresenta os valores calculados e, a Figura 78, o gráfico comparativo de FCR elaborado com os dados de IF₁, IF₂ e IF₃ dos ensaios ilustrando, ainda, o comportamento individualizado do IF de cada ensaio. Os pontos tracejados em vermelho no gráfico de FRC representam as linhas de tendência.

Tabela 15 – FRC calculados para os ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®

Dosagem	80 rpm	150 rpm	200 rpm	400 rpm	600 rpm
100 mg/L	190,91	-14,10	-86,27	-86,42	-3,29
150 mg/L	9,26	17,65	-37,31	-93,64	-55,75
250 mg/L	92,59	59,72	-43,20	-86,11	-21,71
400 mg/L	8,24	-35,71	-320,00	-184,81	-165,18
800 mg/L	52,27	25,25	4,65	-134,57	-175,00

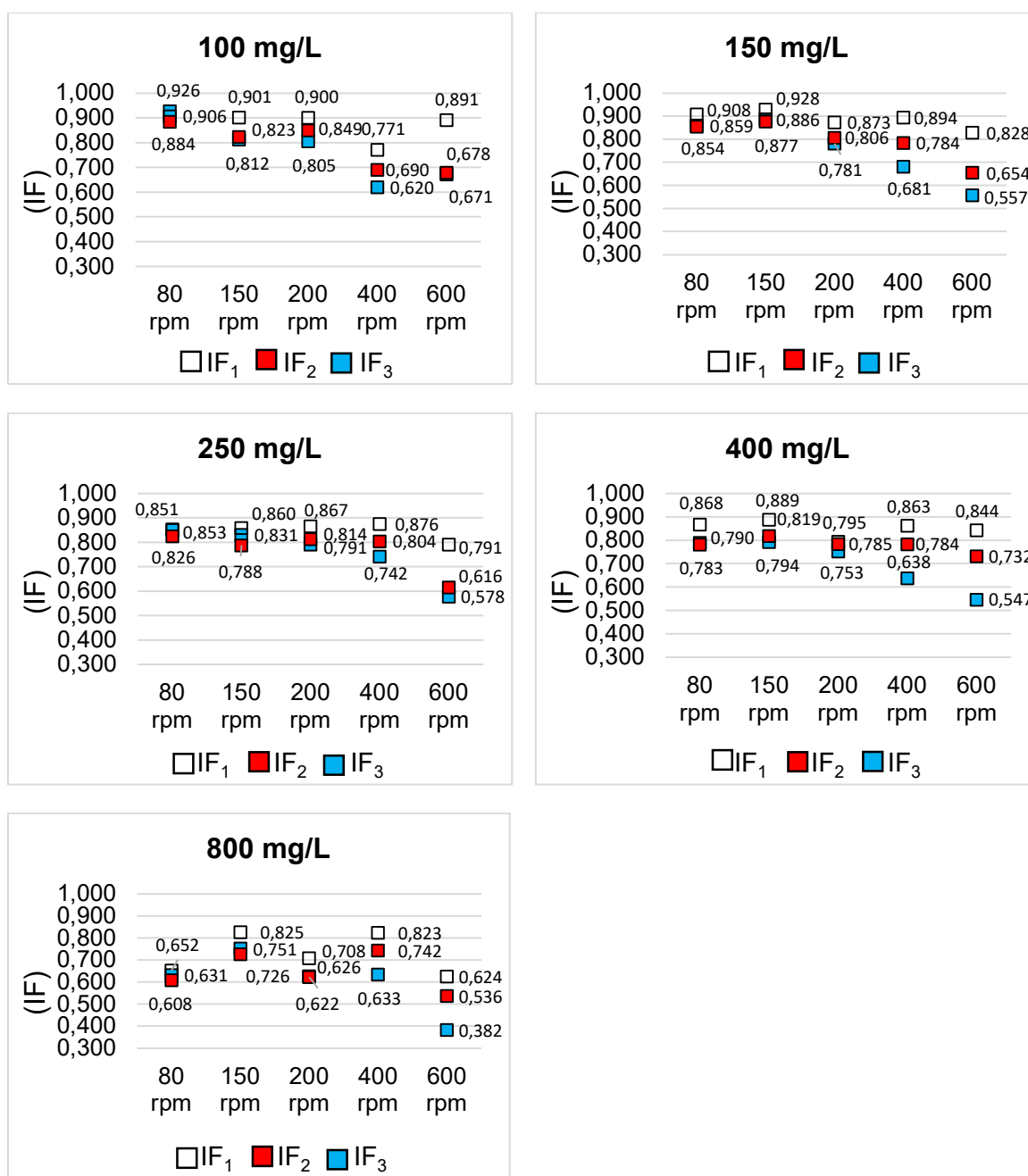
Figura 78 – FRC dos aglomerados e comportamento individualizado do IF nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



Conforme pode ser observado na Figura 78, a maior parte dos ensaios apresentou FRC negativo, o que significa ausência de retomada de crescimento com o término da etapa de quebra. Esse resultados diferem dos encontrados com a MOL (Tabela 10), indicando que no caso do Tanfloc SL® aglomerados rompidos dificilmente apresentarão capacidade de recrescimento, mesmo com a retomada das condições iniciais.

A Figura 79 apresenta gráfico comparativo dos IF₁, IF₂ e IF₃ dos ensaios realizados com Tanfloc SL®.

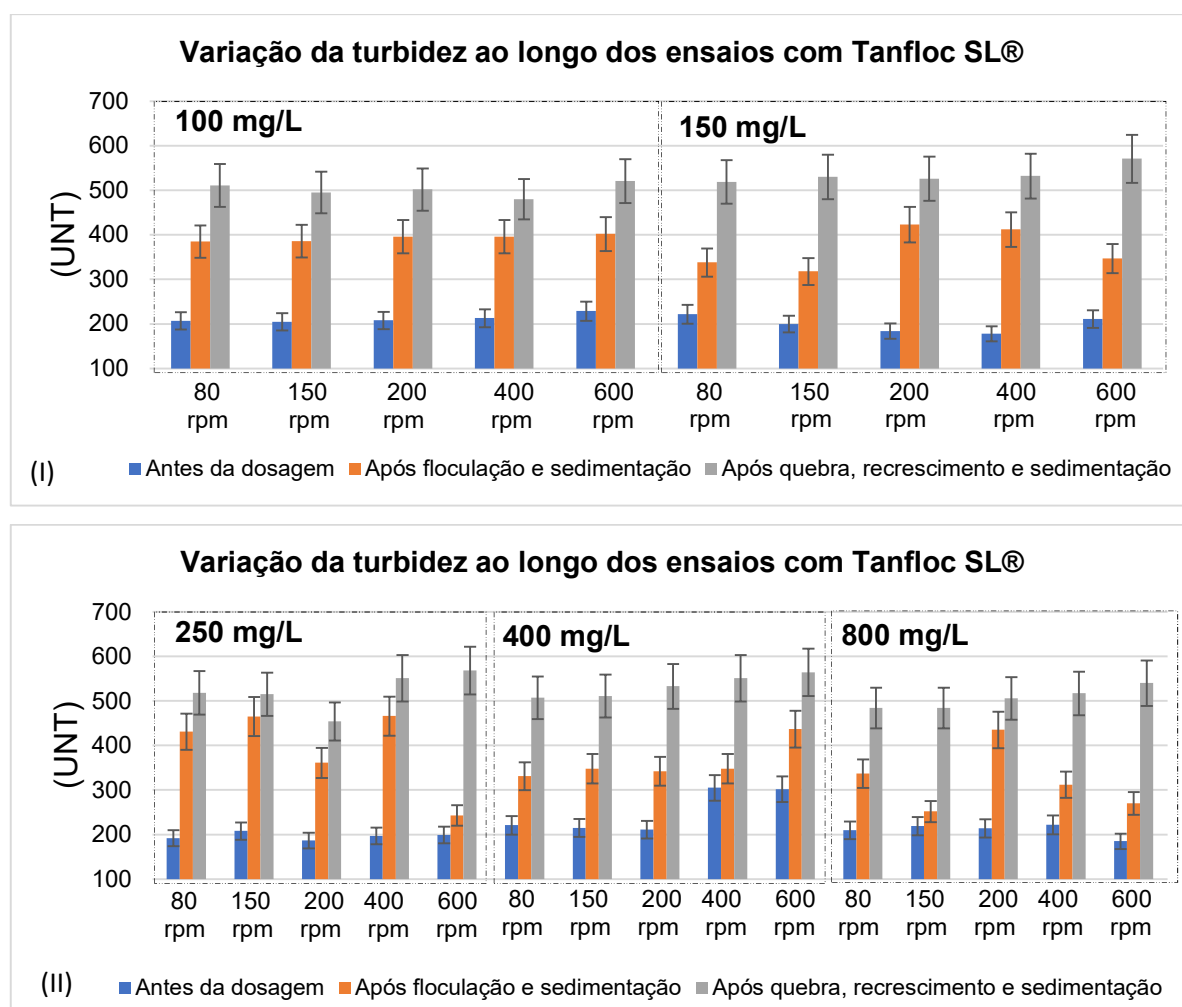
Figura 79 – IF₁, IF₂ e IF₃ nos ensaios realizados com aplicação de Tanfloc SL®



Conforme indicado na Figura 79, em praticamente todos os ensaios $IF_1 > IF_3 < IF_2$, o que justifica o comportamento apresentado na Figura 78.

Em relação à turbidez remanescente, a Figura 80 apresenta gráfico comparativo ao longo dos ensaios, com os resultados obtidos antes dosagem de Tanfloc SL®, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação. As barras de erro representam o valor médio da relação entre a média e o desvio padrão dos intervalos.

Figura 80 – Variação da turbidez antes da dosagem de Tanfloc SL®, após a etapa de floculação e sedimentação e após a etapa de quebra, recrescimento e sedimentação



Em todos os ensaios os valores de turbidez obtidos ao final da etapa quebra, recrescimento e sedimentação foram superiores aos obtidos ao término da etapa de floculação e sedimentação. Como a Figura 79 indicou que houve quebra, mas não recrescimento, supõe-se que o aumento da turbidez seja devido a fragmentos de

aglomerados. Todavia, como esse não foi o foco do trabalho, sugere-se que investigações complementares sejam realizadas antes da afirmação.

A Tabela 16 apresenta os valores de turbidez monitorados nos ensaios realizados com Tanfloc SL®.

Tabela 16 – Turbidez inicial, após etapas de ML e sedimentação e após etapas de quebra e recrescimento – Ensaio com aplicação de Tanfloc SL®

Ensaio	Dosagem (mg/L)	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez após ML e sedimentação (UNT)	Turbidez após quebra e sedimentação (UNT)
1	100,00	207,00	385,00	511,00
2	100,00	205,00	386,00	495,00
3	100,00	208,00	396,00	502,00
4	100,00	213,00	396,00	480,00
5	100,00	229,00	402,00	521,00
6	150,00	222,00	338,00	519,00
7	150,00	200,00	318,00	530,00
8	150,00	184,00	423,00	526,00
9	150,00	178,00	412,00	532,00
10	150,00	211,00	347,00	571,00
11	250,00	192,00	431,00	518,00
12	250,00	208,00	465,00	515,00
13	250,00	187,00	361,00	454,00
14	250,00	197,00	466,00	551,00
15	250,00	199,00	243,00	568,00
16	400,00	221,00	331,00	507,00
17	400,00	215,00	348,00	511,00
18	400,00	211,00	342,00	533,00
19	400,00	305,00	348,00	551,00
20	400,00	302,00	437,00	564,00
21	800,00	210,00	337,00	484,00
22	800,00	219,00	252,00	484,00
23	800,00	214,00	435,00	506,00
24	800,00	222,00	312,00	517,00
25	800,00	185,00	270,00	540,00

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 Em relação à formação de aglomerados

A adição dos coagulantes de base natural MOL e Tanfloc SL® ocasionaram, nas dosagens investigadas, a formação de aglomerados de maior tamanho em comparação aos formados pela adição do coagulante químico cloreto férrico, confirmando a hipótese do trabalho no tocante a esse ponto.

Enquanto os ensaios-controle apresentaram uma elevação média de IF da ordem de 0,156, os ensaios com MOL exibiram um incremento de IF de cerca de 0,220 e, os com Tanfloc SL®, um aumento médio de IF de 0,402.

7.2 Em relação à resistência dos aglomerados

A média dos FR calculados nos quinze ensaios com cloreto férrico foi 83,64%, com valor mínimo de 54,40% (Dosagem 3, agitação 400 rpm) e máximo de 97,57% (Dosagem 3, agitação 80 rpm).

O FR médio obtido nos trinta e cinco ensaios com MOL foi 90,08%, com valor mínimo de 77,40% (Dosagem 5, agitação 400 rpm) e máximo de 99,77% (Dosagem 7, agitação 200 rpm).

Já nos vinte e cinco ensaios com Tanfloc SL®, o FR médio obtido foi de 90,09%, com valor mínimo de 76,09% (Dosagem 1, agitação 600 rpm) e máximo de 98,74% (Dosagem 4, agitação 200 rpm).

Mais uma vez os resultados apresentados nos ensaios com coagulantes de base natural foram superiores aos obtidos nos ensaios-controle, confirmando a hipótese do trabalho no tocante à resistência dos aglomerados.

7.3 Em relação ao potencial de recrescimento dos aglomerados

A média dos FRC calculados nos quinze ensaios com cloreto férrico foi 95,21%, com valor mínimo de -137,21% (Dosagem 2, agitação 80 rpm) e máximo de 292,55% (Dosagem 2, agitação 400 rpm).

O FRC médio obtido nos trinta e cinco ensaios com MOL foi menor, 53,03%, com valor mínimo de -538,71% (Dosagem 6, agitação 600 rpm) e máximo de 1450,00% (Dosagem 7, agitação 200 rpm).

Já nos vinte e cinco ensaios com Tanfloc SL®, o FR médio obtido foi negativo, -35,03%, com valor mínimo de -184,81% (Dosagem 4, agitação 400 rpm) e máximo de 190,91% (Dosagem 1, agitação 80 rpm).

Os resultados apresentados indicam que os aglomerados formados com cloreto férrico possuem menor tamanho e resistência, mas capacidade de retomada de tamanho quando as condições do meio permitem.

De modo geral, os aglomerados formados pela adição de MOL e Tanfloc SL® não possuem elevado FRC, mas, em contrapartida, apresentam maior capacidade de formação de aglomerados com significativa resistência. Assim, entende-se que a depender das condições impostas pelo sistema, a utilização desses coagulantes de base natural é uma alternativa potencialmente viável, com preceitos de economia circular.

7.4 Recomendações

Diante dos resultados encontrados, recomenda-se a investigação de dosagens intermediárias de aplicação de MOL e Tanfloc SL®, bem como ampliação do estudo da etapa separação sólido-líquido para remoção dos aglomerados formados.

Além disso, sugere-se a investigação do uso dos coagulantes de base natural como acelerador do processo de formação da manta de lodo nos reatores UASB.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro, p. 18. 1992.

ABREU NETO, M. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - UNESP. Jaboticabal, p. 192. 2007.

ADIN, A., ASANO, T. The Role of Physical-Chemical Treatment in Wastewater Reclamation and Reuse. **Water Science and Technology**, v.37, n. 10, p. 79-90, 1998.

AMAGLOH, F.K.; BENANG, A. Effectiveness of moringa oleifera seed as coagulant for water purification. **African Journal of Agricultural Research**, v.4, p. 119-123, 2009.

ANÍCIO, S. O. **Determinação de relação entre parâmetros representativos da distribuição de tamanho de partículas (DTP), dimensão fractal (DF) e o índice de floculação (IF) obtido por meio do equipamento de análise de dispersão fotométrica (PDA)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, p.98, 2019.

ANIJIOFOR, S. C.; NOR, A. M. J.; SARAH, J.; SAAD, S.; CHANDIMA, G. Aerobic and anaerobic sewage biodegradable processes: the gap analysis. **International Journal of Research in Environmental Science**. V. 3, p. 9-19, 2017.

ARGAMAN, Y. A.; KAUFMAN, W. J. Turbulence and flocculation. **Journal of Environmental Engineering**, p.223-241, 1970.

ATTIAS, N.; SIQUEIRA, M.F.; BERGALLO, H. de G. Acácias australianas no Brasil: histórico, formas de uso e potencial de invasão. **Biodiversidade Brasileira**, v.3, p.74-96, 2013.

AVANDER, J. **Evaluation of cationic tannins in wastewater treatment: a bio-based alternative to synthetic flocculants**. Degree project in Bioresource Technique Enginnering, p. 45, 2020.

BARTIKO, D. **Avaliação da influência de diferentes gradientes de velocidade e tempos de quebra sobre a potencialidade de recrescimento de flocos empregando um equipamento de monitoramento contínuo da floculação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Infraestrutura). Instituto Tecnológico de Aeronáutica. São José dos Campos, 2014.

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

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.

BHUPTAWAT, H.; FOLKARD, G.K.; CHAUDHARI, S. Innovative physico-chemical treatment of wastewater incorporating Moringa oleifera seed coagulant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 142, p. 477–482, 2007.

BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da Moringa oleífera lam no tratamento simplificado de água para pequenas comunidades**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, p.92, João Pessoa, 2001.

BORJA, R.; BANKS, C. J. Treatment of palm oil mill effluent by upflow anaerobic filtration. **Journal of Chemical Technology and Biotechnol**, v. 61, p. 102-109, 1994.

BORTOLATTO, R. **Avaliação do uso de coagulantes naturais no polimento de efluente de abatedouro e frigorífico de suínos**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, p.59, 2017.

BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B.; HAMDI, M. Bioreactor performance in digestion of fruit and vegetable wastes. Process Biochemistry, **Riekmansworth**, v.40, n.3-4, p.989-995, 2005.

BRAKALOV, L. B. A connection between the ortho-kinetic coagulation capture efficiency of aggregates and their maximum size. **Chemical Engineering Science**, v 42, p.2373-2383, 1987.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Suinocultura de baixa emissão de carbono: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos** / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo. – Brasília: MAPA, 2016.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Brasília: SNS/MDR, 2019.

CHAKRABORTI, R. K.; GARDNERB, K. H.; ATKINSON, J. F.; VAN BENSCHOTEN, J. E. Changes in fractal dimension during aggregation. **Water Research**, n. 37, p. 873–883, 2003.

CHERNICHARO, C.; BRESSANI, R., Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, 213, 2018.

COLATTO, L.; LANGER, M. Biodigestor: resíduo sólido pecuário para produção de energia. **Unoesc & Ciência**, Joaçaba, v.2, n.2, p. 119-128, 2011.

CRITTENDEN, J. C; TRUSSEL, R. R; HAND, D. W, HOWE, K. J. AND TCHOBANOGLIOUS, G. **Water Treatment: Principles and Design**. 3. ed., 2012.

CRONK. J. K. Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 58, p. 97-114, 1996.

DALTIN, D. **Tensoativos química, propriedades e aplicações**. São Paulo: Blucher, 2011.

DI BERNARDO, A. S. **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, p. 301, São Carlos, 2004.

DI BERNARDO, L; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos. RiMa, p.792, 2005.

DUNNE, E. J.; CULLETON, N.; DONOVAN, G. O.; HARRINGTON, R.; OLSEN, A. E. Na integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 221-234, 2005.

Eckenfelder Jr., W.W. **Industrial Water Pollution Control**, Singapore. McGraw-Hill, Singapore, 1989.

FILIP, D. S.; MIDDLEBROOKS, E. J. Eutrophication potential of dairy cattle waste runoff. **Water Research**, v. 10, p. 89-93, 1976.

FLATEN, T. P. Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water. **Brain Research Bulletin**, v. 55, p. 187-196, 2001.

FOLKARD, G.; SUTHERLAND, T. **The Use of Moringa oleifera Seed as a Natural Coagulant for Water and Wastewater Treatment**. Departamento de Engenharia da Universidade de Leicester, Leicester, 2001.

FRANCO, C.; BATISTA, M. D. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KOHN, G. P.; FIA, R. Coagulação com semente de moringa oleifera preparada por diferentes métodos em águas com turbidez de 20 a 100 UNT. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.4, p.781-788, 2017.

FRANÇOIS, S.B. Strength of aluminum hydroxide flocs. **Water Research**, v. 21, p. 1023–1030, 1987.

GAUTHIER, E.; FORTIER, I.; COURCHESNE, F.; PEPIN, P.; MORTIMER, J.; GAUVREAU, D. Aluminum forms in drinking water and risk of Alzheimer's disease. **Environmental Research**, v. 84, p. 234-246, 2000.

GHOSH, S.; POHLAND F. G. Kinetics of substrate assimilation and product formation in anaerobic digestion. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 46, p. 748-759, 1974.

GRAHAM, N.; GANG, F.; FOWLER, G.; WATTS, M. Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 327, p. 9-16, 2008.

GREGORY, J. Turbidity fluctuations in flowing suspensions. **Journal of Colloid and Interface Science**, v.105, n.2, p. 357-371, 1985.

GREGORY, L. Monitoring floc formation and breakage. **Water Science and Technology**, v.5, p. 163-170, 2004.

GREGORY, J. Monitoring particle aggregation processes. **Adv. Colloid Interf. Sci.** 147–148, p. 109–123, 2009.

GREGORY, J.; NELSON, D.W. Monitoring of aggregates in flowing suspensions. **Colloids and Surfaces**, v.18, p.175-188, 1986.

GUO, X.; ZHANG, C.; LIU, J. Optimal hydraulic shear strength and mechanism of activated sludge floc re-growth after breakage. **Colloids and Surfaces**, v. 176, p. 202-211, 2019.

HAMEED, Y. T.; IDRIS, A.; HUSSAIN, S. A.; ABDULLAH, N. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**, p.1-10, 2016.

HAMZA, R. A.; IORHEMEN, O. T.; TAY, J. H. Advances in biological systems for the treatment of high-strength wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 10, p. 128-142, 2016.

Haslam, E. Natural Polyphenols (Vegetable Tannins) as Drugs: Possible Modes of Action. **Journal of Natural Products**, 59, 205-215, 1996.

JARVIS P.; JEFFERSON B.; PARSONS, S. A. Breakage, Regrowth, and Fractal Nature of Natural Organic Matter Flocs. **Environ. Sci. Technol.**, n. 39, p. 2307-2314, 2005.

JIN, P.K.K.; WANG, X.C.C.; CHAI, H.X. Evaluation of floc strength by morphological analysis and PDA online monitoring. **Water Science and Technology**, v.56 (10), p.117-124, 2007.

JUSTINA, M. D.; MUNIZ, B. R. B; BRORING, M. M.; COSTA, V. J.; SKORONSKI, E. Using vegetable tannin and polyaluminium chloride as coagulants for dairy wastewater treatment: a comparative study, **Journal of Water Process Engineering**, v.25, p. 173-181, 2018.

KAWAMURA, S. Optimisation of basic water-treatment processes –design and operation: coagulation and flocculation. **Aqua**, v. 45, n.1, p.35-47, 2007.

KEMMER, F. N. **The Nalco Water Handbook**, 1988.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; TARIQ L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste management**, v.8, 2011.

KORNBOONRAKSA, T.; SEUGHWAN, L.; SONGEOK, L.; HONGSHIN L. On-line monitoring of floc formation in various flocculants for piggery wastewater treatment. **Desalination and Water Treatment**, v.1, 248-258, 2009.

LEDO, P.G.S.; LIMA, R.F.S.; PAULO, J.B.A.; DUARTE, M.A.C. Estudio comparativo de sulfato de aluminio y semillas de Moringa oleifera para la depuración de águas con baja turbiedad. Información Tecnológica, **La Serena**, v.20, n.5, p.3-12, 2009.

LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, 25 (7), 1701-1723, 1983.

LI, T.; ZHU, Z.; WANG, D.; YAO, C; TANG, H. The strength and fractal dimension characteristics of alum-kaolin flocs. International **Journal Of Mineral Processing**, v. 82, n. 1, p.23-29, 2007.

LIANGWEI, D.; PING, Z.; ZIAI, C.; QAISAR, M. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresouce technology**, v. 99, p. 3136-3145, 2008.

LIBÂNIO, M. **Avaliação da floculação em reatores estáticos e de escoamento contínuo com gradientes de velocidade constante e variável**. Dissertação (Doutorado)- Universidade de São Paulo, p. 136, São Paulo, 1995.

LILLIEHÖÖK, H. **Use of sand filtration of river water flocculated with Moringa oleífera**. Máster's Thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, Division of Sanitary Engineering. Lulea University of Technology, Lulea, 2005.

LO, K. V., LIAO, P. H.; GAO, Y. C. Anaerobic treatment of swine wastewater using hydrid UASB reactors. **Bioresource Technology**, v. 47, p. 153-157, 1994.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T.; PEREIRA, M. S.; JÚNIOR, V. E.; BATISTA, A. P. S.; BAKER, S. A. A. Efeito da adição de diferentes substâncias químicas no extrato de sementes de moringa utilizado como coagulante no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Agrícola**, v. 34, p. 1038-1048, 2013.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T.; JÚNIOR, V. E.; NASCIMENTO, F. S.; PAIVA, D. C. R. Ação coagulante do extrato de sementes de moringa preparado em diferentes substâncias químicas. **Engenharia na Agricultura**, v. 20, p.453-459, 2012.

LUCYK, N.; HERMES, E.; SILVA, R. P.; PUJARRA, S.; SIMIONI, R. J.; ZENATTI, D. C. Uso de coagulantes naturais no tratamento de coagulação/floculação de efluente proveniente de abatedouro de aves. **Revista Gestao e sustentabilidade ambiental**, p. 576-587, 2015.

MADRONA, G. S.; SERPELLONI, G. B.; SALCEDO, A. M.; NISHI, L.; CARDOSO, K. C.; BERGAMASCO, R. Study of the effect of saline solution on the extraction of the *Moringa oleifera* seeds active component for water treatment. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 211, 409-415, 2010.

MANETTA, L. S.; MORUZZI, R. **Monitoramento da fase de agregação de partículas no processo de floculação**. In: XIV Silubesa, 2018.

MANETTA, L. S.; CHUNG, K.; ALMEIDA, T.; GOEHLER, L. O.; MORUZZI, R. B. **Interferência da ordem e do número de pontos adjacentes na determinação da força e do recrescimento de agregados formados durante a floculação usando dispersão fotométrica e filtro Savitzky-Golay**. In: 30 Congresso ABES, 2019.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, . R. Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de *Acacia mearnsii*. **Revista virtual de química**, v. 6, p. 2-23, 2014.

MANICA, M.; VIDAL, C. M. S.; SOUZA, J. B.; BARTIKO, D.; NEVES, L. C.; CÉ, A. Improvement of anaerobic reactors effluent quality by coagulation using tannin coagulant. **Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 12, p. 234-248, 2019.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; MACÉ, S.; ASTALS, S. Codigestion of solid wastes: a review of its uses and perspectives including modeling. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 31, p. 99-101, 2011.

MATOS, M. P.; MATOS, A. T.; BATISTA, A. P.; RIBEIRO, I. C. A.; SILVA, E. F. Tratamento de esgoto sanitário em filtro orgânico seguido de coagulação com extrato de sementes de moringa. **Engenharia na Agricultura**, v. 22, p. 246-253, 2014.

MATSUO, T.; UNNO, H., Forces acting on floc and strength of floc. **J. Environ. Eng.**, v.107, p. 527– 545, 1981.

MENDES, C. G. N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, p. 144. São Carlos, 1989.

METCALF, L.; EDDY, H. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Mc Graw Hill Education. 5ª edição. Porto Alegre, 2016.

MORAES, L. C. J.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G.; RIBEIRO, R. M. **Utilização do polímero natural quitosana no processo de coagulação/floculação/ultrafiltração para a produção de água potável**. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia e Sanitária Ambiental, Campo Grande, 2005.

MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, A. L.; DE JÚLIO, M.; DUTRA, R. H. A.; SILVA, P. A. G. Floculação: considerações a partir da análise clássica e da avaliação direta da distribuição de tamanho de partículas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, p. 1-8, 2016.

MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, A. L. de; DE JULIO, M. Equipamento de Monitoramento Contínuo da Floculação (EMCF): experimentação, correlação e calibração. **Revista DAE**, n. 200, p. 25–36, 2015.

MORUZZI, R. B.; CAMPOS, L. C.; SHARIFI, S.; SILVA, P. G.; GREGORY, J. Nonintrusive investigation of large Al-kaolin fractal aggregates with slow settling velocities. **Water Research**, 185, p. 116-125, 2020.

MORUZZI, R. B.; SILVA, P. G.; SHARIFI, S. CAMPOS, L. C.; GREGORY, J. Strength assessment of Al-humic and Al-laolin aggregates by intrusive and non-intrusive methods. **Separation and Purification Technology**, v. 217, p. 265-273, 2019.

MUYIBI, S. A.; EVISON, L. M. Moringa oleifera seeds for softening hardwater. **Water Research**, v.29, n.12, p.1099-1104, 1995.

NAN, J.; MENG, Y.; TING, C.; ZHAN, D. Experimental and numerical characterization of floc morphology: role of changing hydraulic retention time under flocculation mechanisms. **Environmental Science and Pollution Research International**, v.23, 2016.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NCR), **Nutrient requirements of swine**. Board on Agriculture and Natural Resources, Division on Earth and Life Studies, 2012.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S.; Quality of water treated by coagulation using moringa oleifera seeds. **Water Research**, v. 21, p. 781-791, 1998.

NEWMAN, J.M.; CLAUSEN, J.C.; NEAFSEY, J.A. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. **Ecological Engineering**, vol. 14, p. 181-198, 2000.

OLADOJA, N. A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 6, p. 174-192, 2015.

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 639-647, 2007.

OZACAR, M.; SENGIL, I. A. Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles. **Colloids and Surfaces**, v. 229, p. 85-96, 2003.

PALHARES, J. C. P.; CALIJURI, M. C.; Caracterização dos afluentes e efluentes suínícolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural**, v. 37, -. 502-509, 2007.

PANSHIN, A.J.; HARRAR, E.S.; BETHEL, J.S.; BAKER, W. J. **Forest products: their sources, production, and utilization**. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 538 p. 1962.

PARKER, D.S.; KAUFMAN, W.J.; JENKINS, D. Floc breakup in turbulent flocculation processes. **J. Sanit. Eng. Div.:** Proc. Am. Soc. Civ. Eng. SA1, 79–99, 1972.

PACHOAL, V.; VALENTE, F. L. S.; LOBATO, E.; MADEIRO, N. **Plantas Alimentícias Não Convencionais & Saúde**. Editora Ltda, p. 279, 2020.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento**. Escola de Engenharia de São Carlos, p. 233. São Carlos, 2001.

PELEGRINO, E. C. F. **Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, p. 11. São Carlos, 2011.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 10, n. 1, p. 103-110, 2004.

PINGUELO, G.; VERNASQUI, L.; LIMA, B.; TEIXEIRA, G.; QUESADA, H.; VIEIRA, F. Influência do tempo de mistura lenta no uso combinado de polímeros naturais para o tratamento de água. **Brazilian Journal of Food Research**, v. 8, 2017.

PRESTES, A. P. B.; BENDER, A. F.; VIDAL, C. M. S.; NEVES, L. C.; MANICA, M. Tratamento de efluente de indústria de papel com agente coagulante tanino vegetal. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13, p. 1043-1052, 2016.

QADIR, M.; WICHELNS, D.; RASCHID-SALLY, L.; MCCOMICK, P. G. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. **Agricultural Water Management**, v. 97, 561-568, 2010.

RANK BROTHERS LTD. **PDA 3000 Particle & Flocculation Monitor Operating Manual**. Issue 1, 2017.

RIBEIRO, A. T. A. **Aplicação de Moringa Oleifera no tratamento de água para consumo humano**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Engenharia Universidade do Porto, p. 98. Porto, 2010.

RICHTER, C. A. **Água - métodos e tecnologias de tratamento**. São Paulo-SP: Blucher, 340, 2009.

RICHTER, C.A.; AZEVEDO NETTO, J. **Tratamento de água. Tecnologia atualizada**. EDGARD BLÜCHER, São Paulo, 1991.

ROSSINI, M.; GARRIDO, J. G.; GALUZZO, M. Optimization of the coagulation-flocculation treatment: influence of rapid mix parameters. **Water Research**, v. 33, p. 1817-1826, 1999.

SANCHES, F. R. **Pós-tratamento de esgoto sanitário de reator anaeróbio de manta de lodo por processos de coagulação/floculação/sedimentação e por filtração biológica aeróbia**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, p. 71. Ponta Grossa, 2019.

SANTANA, G. B.; NÓBREGA, D. C.; TOMÉ, J. O.; MARTINS, I. A.; NASCIMENTO, R. F.; VIDAL, C. B. Aplicação de semente de moringa como coagulante natural no tratamento de efluente de uma indústria de tinta no Ceará. **Revista Tecnol. Fortaleza**, v. 41, p. 1-17, 2020.

SANTOS, E. P. C. C.; TEIXEIRA, A. R.; ALMEIDA, C. P.; LIBÂNIO, M.; PÁDUA, V. L. Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 12, 361-371, 2007.

SCHWARZ, D. **Water clarification using Moringa oleifera**. Eschborn: Gate Information Service, 2000.

SCHOENHALS, M.; FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura. **Engenharia Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 5-23, 2007.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; LIER, J. B. V.; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Biorsource Technology**, Kidlington, v. 65, n. 1, p. 175-90, 1998.

SILVA, T. S. S. **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto**. Dissertação (Mestrado) - Fundação Oswaldo Cruz, p. 83, Rio de Janeiro, 1999.

SILVA, D. F. S.; SPERANZA, L. G.; QUARTAROLI, L.; MORUZZI, R. B.; SILVA, G. H. R. Separation of microalgae cultivated in anaerobically digested black water using Moringa Oleifera Lam seeds as coagulant. **Journal of Water Process Engineering**, 2020.

SILVA, P. A. G.; MORUZZI, R. B. Reversibility of al-kaolin and al-humic aggregates monitored by stable diameter and size distribution. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.35, 2017.

SINGH, R.; KUMAR, S.; GARG, M. Domestic wastewater treatment using Tanfloc: a tannin based coagulant. **Capital Publishing Company**, 2016.

STAAKS, C.; FABRIS, R.; LOWE, T.; CHOW, C.W.K.; LEEUWEN, J.A.V.; DRIKAS, M. Coagulation assessment and optimisation with a photometric dispersion analyser and organic characterisation for natural organic matter removal performance. **Chemical Engineering Journal**, v. 168, n. 2, p. 629-634, 2011.

STRÖHER, A. P.; JUNIOR, O. M. C.; MENEZES, M. L.; BERMASCO, R.; PEREIRA, N. C. Moringa Oleifera Lam application in the treatment of effluent from washing jeans. **Exacta**, v.5, p. 61-66, 2012.

TAMOGAMI, C.; RIZK, M. C.; ALMEIDA, T. S. **Avaliação do uso de tanino em pH neutro no tratamento de efluente de curtume**. In: Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 10, n. 1, p. 42-50, 2014.

URBINATI, E.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Performance of UASB reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual waters of swine farming. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 2, p. 367-378.

VAHEDI, A., GORCCZYCA, B., Predicting the settling velocity of flocs formed in water treatment using multiple fractal dimensions. **Water Res.**, v. 46, p. 4188-4194, 2012.

VALVERDE, K. C. **Avaliação do processo de tratamento de água utilizando a associação do coagulante natural Moringa Oleifera Lam e coagulantes químicos**. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Universidade Estadual de Maringá, p. 185. Maringá, 2014.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate. 1.ed. **John Wiley and Sons**, 222p. 1994.

VAZ, L. G. L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASCO, R. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v.35, n.04, p. 45- 54, 2010.

VIJAY KUMAR, K.; RUBHA, M. N.; MANIVASAGAN, M.; RAMESH BABU, N. G.; BALAJI, P. Moringa oleifera – **The nature's gift**. **Universal Journal of Environmental Research and Technology**, v. 2, n. 4, p. 203-209, 2012.

VILLASEÑOR-BASULTO, D. L.; ASTUDILLO-SÁNCHEZ, P. D.; REAL-OLVERA, J.; BANDALA, E. R. Wastewater treatment using Moringa Oleifera Lam seeds: a review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 151-164, 2018.

VOLTAN, P. E. N. **Avaliação da ruptura e recrescimento de flocos em água com turbidez elevada**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, p. 135, São Carlos, 2007.

WANG, D.; WU, R.; JIANG, Y.; CHOW, C. W. K. Characterization of floc structure and strenght: role of changing shear rates under various coagulation mechanisms. **Colloids and Surfaces A**, V. 379, p. 36-42, 2016.

WOOD, J.; FERNANDEZ, G.; BARKER, A.; GREGORY, J.; CUMBEY, T. Efficiency of reed beds in treating dairy wastewater. **Biosystems Engineering**, v. 98, p. 455-469. 2007.

YETILMEZSOY, K., SAPCI-ZENGİN, Z. Recovery of ammonium nitrogen from the effluent of UASB treating poultry manure wastewater by MAP precipitation as a slow release fertilizer. **Jornal of Hazardous Materials**, v. 166, p. 260-269, 2009.

YINGRONG, W.; GERRIT, S.; NICK V. G. Organic pollution of rivers: combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. **Scientific Reports**, 2017.

YU, W.; LI, G.; XU, Y.; YANG, X. Breakage and re-growth of flocs formed by alum and PACI, **Powder Technology**, v.189, p. 439-443, 2009.

YUKSELEN, M. A.; GREGORY, J. Breakage and reformation of alum flocs, **Environ. Eng. Sci.**, v. 19, p. 229–236, 2002.

YUKSELEN, M. A.; GREGORY, J. The reversibility of floc breakage. **Science and Direct**, v. 73, p. 251-259, 2004.

ZEMMOURI, H.; LOUNIC, H.; MAMERI, N. Application of Moringa oleifera Seed in Removing Colloids from Turbid Wastewater. **World Academy of Science, Engineering and Technology**, v. 9, n. 7, p. 760-763, 2015.

ZOCCAL, R. **Dez países top no leite**. Balde Branco, São Paulo, abr. 2017. Disponível em: <http://www.baldebranco.com.br/dez-paises-top-no-leite/>. Acesso em: 12/03/2018.