



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE
LABORATÓRIO DE QUÍMICA

**USO DE COAGULANTES E FLOCULANTES NATURAIS NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA HOSPITALAR**

MAYKON JOHNNY DE SOUZA ABREU

Palmas – TO
Novembro/2020

MAYKON JOHNNY DE SOUZA ABREU

**USO DE COAGULANTES E FLOCULANTES NATURAIS NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA HOSPITALAR**

Dissertação apresentada (na forma de artigo) ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências do Ambiente da Fundação Universidade Federal do Tocantins, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências do Ambiente.

Orientadora: Dra. Elisandra Scapin

Co-orientador: Dr. Adão Lincon Bezerra Montel

Palmas – TO
Novembro/2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

- A162u Abreu, Maykon Johnny de Souza.
 Uso de Coagulantes e Floculantes Naturais no Tratamento de Efluentes de Lavanderia Hospitalar. / Maykon Johnny de Souza Abreu. – Palmas, TO, 2020.
 177 f.
 Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Ciências do Ambiente, 2020.
 Orientadora: Elisandra Scapin
 Coorientador: Adão Lincon Bezerra Montel
1. Efluentes de lavanderia hospitalar. 2. Hidroxiapatita e quitosana. 3. Coagulação e floculação natural. 4. Lançamento de águas residuais. I. Título
- CDD 628**

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

MAYKON JOHNNY DE SOUZA ABREU

**USO DE COAGULANTES E FLOCULANTES NATURAIS NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA HOSPITALAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências do Ambiente da Fundação Universidade Federal do Tocantins, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências do Ambiente.

Dissertação aprovada em 25 de Novembro de 2020.

Banca examinadora

Elisandra Scapim

Prof^ª. Dr^ª Elisandra Scapin (Orientadora)

Elisandra Scapim

Prof^ª. Dr^ª Lucimara Albieri de Oliveira (Membro Interno)

Elisandra Scapim

Prof^º. Dr. Sérgio Carlos Bernardo Queiroz (Membro Externo)

A Deus
À minha mãe, Dalci
Aos meus avós, Joana e Sebastião
Aos meus tios, Lourdes e Emércio
À minha tia Aparecida
À minha família
Aos verdadeiros amigos
Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e por conceder a realização dos sonhos até aqui realizados e aos que serão concretizados. Por intermédio dos erros e acertos, me permite aprender e crescer, pela sua infinita compreensão, misericórdia e tolerância, por seu amor incondicional a nós e por sua mão invisível, porém, perfeita que me sustenta.

A minha mãe e avós, Dalci e Joana e Sebastião, por absolutamente tudo. Apenas Deus consegue explicar o que fiz para merecer tanto. Vocês que representam tudo de mais importante na minha vida, as pessoas que são meu alicerce e me proporcionaram as condições para chegar onde estou. Agradeço também a meus tios Emércio e Lourdes e meu primo Emerson por, mais uma vez, ter me abrigado em seu lar durante o início dessa nova caminhada. Sem este incentivo inicial minha readaptação estudando e vivendo no Brasil, tudo seria mais sofrido. Qualquer coisa dita será incapaz de explicar o meu sentimento de gratidão e amor por vocês.

Aos Professores Elisandra e Adão, pela orientação, tempo investido, competência, dedicação. Agradeço pelo apoio, paciência e estímulo. Aos colegas de laboratório, Jucilene, Rachel, e toda a equipe do LAPEQ e LABSAN que estavam sempre a postos para me ajudar, sanar dúvidas e puxar a orelha quando necessário. Vocês foram pessoas essenciais nesta caminhada.

Aos amigos de caminhada do mestrado, Claudia, Eclesio, Diogo e Ulisses pelo suporte psicológico e companheirismo. Aos professores da banca que gentilmente aceitaram participar e colaborar com esta dissertação.

Por fim, a minha pessoa, pelo esforço empregado, e mais ainda por aceitar meus limites. Por ter feito três dissertações em dois anos, porém, apenas a última foi totalmente concluída. Pela persistência de pensar fora da “caixinha” e convicção da minha evolução contínua. Sei que sou imparável, e mesmo se alguém me disser o contrário, continuarei ainda mais forte do que nunca.

Deus não afirmou que iria
nos retirar da dificuldade,
mas nos daria Sua Graça,
recurso mais do que
suficiente para nos
garantir a vitória.

RESUMO GERAL

Abreu, Maykon Johnny de Souza. **Uso de Coagulantes e Floculantes Naturais no Tratamento de Efluentes de Lavanderia Hospitalar**. 2020. 177 folhas. Dissertação (Curso de Mestrado em Ciências do Ambiente) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2020.

A importância da água para os seres humanos e espécies é inegável. A escassez dela aliada ao esgotamento de suas fontes tem sido motivo de forte preocupação. Por outro lado, a ação antrópica tem causado poluição dos recursos hídricos e contribuído para uma crise hídrica eminente. Posto isso, os hospitais e suas lavanderias são grandes consumidores de água, geram volume exorbitante de efluentes de baixa biodegradabilidade e alta recalcitrância. Sob este prisma, a literatura científica alerta que os efluentes de lavanderia hospitalar estão entre os mais nocivos quando comparado aos outros setores. O tratamento na fonte é uma solução que evita o despejo dessa categoria de efluentes direto no esgoto público e mananciais. No entanto, os instrumentos legais do Brasil, da Europa e a Organização Mundial da Saúde (OMS), em geral, não obrigam o tratamento dessas descargas antes do lançamento. Muitas vezes, diversos poluentes nelas presentes não podem ser removidos em estações de esgoto municipais, os quais podem causar sérios danos para à saúde pública e ambiental. A coagulação e floculação se despontam como uma alternativa viável para o tratamento de efluentes. Porém, coagulantes e floculantes baseados em compostos tradicionais como alumínio e ferro podem causar poluição secundária. Nessa perspectiva, o presente estudo utilizou compostos extraídos de fontes naturais para promover coagulação, floculação e sedimentação (C/F/S) e clarificar os efluentes da lavanderia do maior hospital do Estado do Tocantins, Brasil. Para dar cabo do presente estudo, foram coletadas e caracterizadas amostras de efluentes da área de estudo e submetidas à C/F/S com um *Jartest*, em escala de bancada. Os parâmetros de controle, turbidez e cor aparente, foram medidos para mensurar a eficiência da clarificação. As descobertas mostraram que a hidroxiapatita combinada com a quitosana é o coagulante/floculante mais adequado. Em pH 8 e dosagem de 50 mg/L, tal combinação reduziu a turbidez e a cor aparente em mais de 62 e 49%, respectivamente. Um benefício surpreendente do tratamento foi em pH 6, quando para essa dosagem a turbidez e a cor aparente foram reduzidas em mais de 67 e 55%, respectivamente. Paralelamente, apenas em pH 6, um gel de quitosana foi testado, que revelou a dosagem ótima de 60 mg/L, remoções de quase 40% para ambos os parâmetros. Uma comparação com os compostos tradicionais apontou que os naturais são oito vezes mais eficientes. Os materiais usados neste estudo são de baixo custo e obtidos de fontes amplamente disponíveis na maioria dos países. Além disso, é possível obtê-lo a partir de resíduos alimentares, o que permite a integração de cadeias de tratamento promovendo o desenvolvimento de uma economia circular.

Palavras-Chave: Efluente de lavanderia hospitalar; Efluente hospitalar; coagulação e floculação; biocompostos naturais.

GENERAL ABSTRACT

Abreu, Maykon Johnny de Souza. **Use of Natural Coagulants and Flocculants in the Treatment of Hospital Laundry Effluents**. 2020. 177 Sheets. Dissertation (Master Course in Environmental Sciences) - Federal University of Tocantins, Palmas, 2020.

The importance of water for humans and species is undeniable. Her scarcity coupled with the depletion of her sources has been a cause for serious concern. On the other hand, anthropic action has caused pollution of water resources and contributed to an imminent water crisis. Hereupon, hospitals and their laundries are major consumers of water, generating an exorbitant volume of effluents of low biodegradability and high recalcitrance. In this light, scientific literature warns that hospital laundry effluents are among the most harmful when compared to other sectors. Treatment at source is a solution that avoids dumping this category of effluents directly into public sewers and fountains. However, the legislation of Brazil, Europe and the World Health Organization (WHO), in general, does not require the treatment of these discharges before launch. Oftentimes, several pollutants present in them cannot be removed in municipal sewage stations, which can cause serious damage to public and environmental health. Coagulation and flocculation are emerging as a viable alternative for the treatment of effluents. However, coagulants and flocculants based on traditional compounds such as aluminum and iron can cause secondary pollution. In this perspective, the present study used composites extracted from natural sources to promote coagulation, flocculation and sedimentation (C/F/S) and to clarify the laundry effluents of the largest hospital in the State of Tocantins, Brazil. To complete this study, samples of effluents from the study area were collected and characterized and submitted to C/F/S with a Jartest, on a bench scale. The control parameters, turbidity and apparent color, were measured to evaluate the efficiency of the clarification. The findings showed that hydroxyapatite combined with chitosan is the most suitable coagulant/flocculant. At pH 8 and dosage of 50 mg/L, such a combination reduced turbidity and apparent color by more than 62 and 49%, respectively. A surprising benefit of the treatment was at pH 6, when for this dosage the turbidity and the apparent color were reduced by more than 67 and 55%, respectively. At the same time, only at pH 6, a chitosan gel was tested, which revealed the optimal dosage of 60 mg/L, removal of almost 40% for both parameters. A comparison with traditional compounds showed that natural compounds are eight times more efficient. The materials used in this study are inexpensive and obtained from sources widely available in most countries. Besides, it is possible to obtain it from food residues, which allows the integration of treatment chains promoting the development of a circular economy.

Keywords: Hospital laundry effluent; Hospital effluent; coagulation and flocculation; natural biocomposites.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Consumo de água diária em hospitais correlacionados ao número de leitos.	42
Figura 3.2 – Planta de tratamento de efluentes com coagulação/floculação.	49
Figura 3.3 – Classes de coagulantes-floculantes.	50
Figura 3.4 – Estrutura da quitina.	54
Figura 3.5 – Fontes de quitina separadas pelas classes: Insetos, Moluscos, Crustáceos e Fungos.	54
Figura 3.6 – Produção de quitosana por tratamento químico e biológico.	56
Figura 3.7 – Estrutura da quitosana.	57
Figura 3.8 – Preparação de quitina e quitosana a partir de recursos naturais e principais aplicações.	58
Figura 3.9 - Estrutura da hidroxiapatita.	60
Figura 3.10 – Fontes de hidroxiapatita e principais métodos de síntese.	61
Figura 3.11 – Representação esquemática da dupla camada elétrica, suas camadas e potenciais envolvidos.	68
Figura 4.1 – Representação esquemática do processo de coleta de amostras e principais aditivos adicionados a cada etapa do processo de lavagem pesado.	106
Figura 4.2 – Representação esquemática do procedimento experimental.	110
Figura 4.3 – a) Eficiência de redução de turbidez e cor aparente usando gel K10G em pH 6; b) Eficiência de redução de turbidez usando HA/QS em pH 6 e 7; c) Eficiência de redução de cor aparente usando HA/QS em pH 6 e 7; d) Comparativo entre eficiência de redução da cor aparente e turbidez em diferentes níveis de pH para a dosagem ótima (50 mg/L) de HA/QS.	114
Figura 4.4 – Formação de flocos no jarro do Jar-Tester (experimento nº 9). Coagulação e floculação com (a) e sem a adição de hidroxiapatita/quitosana (b) ambos ao iniciar a sedimentação (pH 6).	117
Figura 5.1 – Fluxograma de coleta e destinação final de efluentes do Hospital Geral de Palmas.	140
Figura 5.2 – Representação esquemática das informações gerais dos hospitais e lavanderias estudadas: a) Consumo de água nos hospitais; b) Indicador do consumo de água em relação à quantidade de leitos c) Consumo de água nas lavanderias hospitalares; d) Relação entre o consumo de água na lavanderia e no hospital; e) Quantidade de têxteis lavados na lavanderia; f) Consumo de água por quilo de roupa lavada.	145

Figura 5.3 – Representação esquemática das características físicas dos efluentes de lavanderias hospitalares brasileiras: a) Condutividade; b) Sólidos suspensos totais; c) Turbidez; d) Sólidos totais.....	149
Figura 5.4 – Representação esquemática das características químicas e perfil de nutrientes dos efluentes de lavanderias hospitalares brasileiras: a) Demanda química de oxigênio (DQO); b) Demanda bioquímica de oxigênio (DBO); c) Razão DQO/DBO; d) pH; e) Fósforo total; e f) Nitrogênio total.....	152
Figura 5.5 – Variação e concentração média de surfactantes em efluentes de lavanderias hospitalares brasileiras.....	157
Figura 5.6 – Caracterização microbiológica dos efluentes de lavanderias hospitalares brasileiras, considerando os parâmetros de coliformes totais e <i>Escherichia Coli</i>	159

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Composição de efluentes específicos de lavanderias industriais.....	44
Tabela 3.2 – Características do efluente de hospital português (lavanderia).	45
Tabela 3.3 – Características dos efluentes em lavanderias hospitalares.....	45
Tabela 3.4 – Características analíticas de efluentes de lavanderia hospitalar.	46
Tabela 3.5 – Resultados de caracterização da amostra de água bruta e tratada (método Fenton).....	47
Tabela 3.6 – Resultados da caracterização de águas residuais de lavanderia hospitalar de um hospital no município de Vale do Rio Pardo – RS, Brasil.	47
Tabela 4.1 – Parâmetros do procedimento experimental, seus respectivos níveis e referências de embasamento para tratamento empregando o Gel K10G e a hidroxiapatita/quitosana (HA/QS).	110
Tabela 4.2 - Caracterização dos efluentes da lavanderia do Hospital Geral de Palmas e limite de lançamento de efluentes do Brasil (Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA) e Europa (Comunidade Econômica Europeia – CEE).	112
Tabela 4.3 – Comparativo entre as dosagens de sulfato de alumínio, policloreto de alumínio (PAC), Tanfloc SG e hidroxiapatita/quitosana (HA/QS) na redução de turbidez e cor aparente.	118
Tabela 5.1 – Parâmetros de análise físico-química de efluentes da lavanderia hospitalar.	142
Tabela 5.2 – Informações gerais dos hospitais e lavanderias estudadas.	143
Tabela 5.3 – Caracterização dos efluentes de diferentes lavanderias hospitalares.....	144

Tabela 5.4 – Limites dos parâmetros de lançamento dos efluentes do Brasil, Europa (CEE), Estados Unidos (USEPA) e recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS).....	148
Tabela 5.5 - Relação Carbono:Nitrogênio:Fósforo para a Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio dos Efluentes de Lavanderia Hospitalar do Brasil.....	155
Tabela 5.6 – Fração DBO/DQO média de efluentes de lavanderias hospitalares brasileiras e condições de degradabilidade.....	158

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Algumas investigações de tratamento de efluentes hospitalares no Brasil e no mundo incluindo um breve resumo e justificativa do estudo.....	40
Quadro 3.2 – Vantagens e desvantagens dos coagulantes-floculantes inorgânicos/sintéticos.	52
Quadro 3.3 – Métodos químicos de conversão da quitina em quitosana com o respectivo GD. .	56
Quadro 3.4 – Principais propriedades da quitosana.	59
Quadro 3.5 – Mecanismos de floculação de floculantes à base de quitosana.	64
Quadro 3.6 – Fatores de dependência dos mecanismos de floculação e suas características..	67
Quadro 3.7 – Algumas patentes envolvendo quitosana e seus derivados.	71
Quadro 3.8 – Estudo comparativo da quitosana com dois sais inorgânicos.....	71
Quadro 3.9 – Exemplos do tratamento de efluentes por meio de coagulação/floculação/sedimentação (C/F/S) utilizando quitosana e/ou seus derivados.....	72
Quadro 4.1 – Parâmetros de caracterização inicial, técnica utilizada e o laboratório onde as análises foram realizadas.....	107

GLOSSÁRIO

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
Al	Alumínio
Al ⁺³	Íon de Alumínio
AOX	Halogênios Orgânicos Adsorvíveis
APHA	Associação Americana de Saúde Pública
BDTD	Biblioteca Digital de Teses e Dissertações do Brasil
C	Carbono
Ca ⁺²	Íon de Cálcio
C/F/S	Coagulação e Floculação
CEE	Comunidade Econômica Européia
CEMA-PR	Conselho Estadual de Meio Ambiente - Paraná
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CC	Camada Compacta
CD	Camada Difusa
CF	Coliformes Fecais
C-F	Coagulante e Floculante
Cl	Cloro
-COCH ₃	Grupo acetila
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
COPAM	Conselho de Política Ambiental
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Coliformes Totais
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCE	Dupla Camada Elétrica
DLVO	Teoria de Derjugin-Landau-Verwey-Overbeek
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ELH	Efluentes de Lavanderia Hospitalar
ELHBs	Efluentes de Lavanderia de Hospitais Brasileiros
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe ⁺³	Íon de Ferro
FeCl ₃	Cloreto de ferro III
GD	Grau de deacetilação
GP	Grau de polimerização
GRAS	Geralmente Reconhecido como Seguro
H1N1	Vírus Influenza
HA	Hidroxiapatita
HAE	Hidroxiapatita estequiométrica
kDa	Kilo Dalton
LAS	Sulfonato de Alquilbenzeno Linear

LHBs	Lavanderias Hospitalares Brasileiras
MBAS	Substâncias Ativas de Azul de Metileno
N	Azoto ou Nitrogênio
NaOH	Hidróxido de sódio
Na ⁺	Íon de sódio
-NH ₂	Grupos amina
NMP	Número Mais Provável
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
OD	Oxigênio Dissolvido
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
pH	Potencial de Hidrogênio
PM	Peso Molecular
PN	Potencial de Nernst
PZ	Potencial Zeta
QS	Quitosana
RDC	Resolução de Diretoria Colegiada
SF	Sólidos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Toral
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STD	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
USFDA	Administração de Alimentos e Medicamentos dos Estados Unidos
UTI	Unidade de Terapia Intensiva
UWTD	Diretiva de Tratamento de Águas Residuais Urbanas
W	Watts
WHO	Organização Mundial de Saúde

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO	17
2	INTRODUÇÃO GERAL	19
2.1	OBJETIVOS	24
2.1.1	Objetivo geral	24
2.2	Referências.....	25
CAPÍTULO I		37
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	37
3.1	A água e os efluentes	37
3.2	A problemática dos efluentes hospitalares.....	38
3.3	Efluentes de lavanderias hospitalares	41
3.3.1	Tipos de contaminantes	42
3.3.2	Caracterizações de efluentes específicos de lavanderias hospitalares.....	42
3.4	Coagulação/floculação como tratamento de efluentes.....	48
3.4.1	Principais tipos de coagulantes-floculantes	49
3.4.2	Coagulantes-floculantes de ocorrência natural (biomateriais)	52
3.5	Da quitina ao biomaterial quitosana (C-F natural)	54
3.5.1	Quitosana.....	57
3.6	Hidroxiapatita	60
3.7	Mecanismos de coagulação/floculação com quitosana.....	63
3.7.1	Neutralização de carga.....	64
3.7.2	Compressão da dupla camada elétrica.....	65
3.7.3	Formação de ponte	66
3.7.4	Coagulação/floculação por varredura.....	66
3.7.5	Fatores de dependência dos mecanismos de coagulação/floculação.....	67
3.8	Mecanismos de adsorção da hidroxiapatita	68
3.8.1	Dissolução-precipitação.....	68
3.8.2	Troca iônica	69
3.9	Quitosana para tratamento de água	69
3.10	Hidroxiapatita para tratamento de água	73
3.10.1	Adsorção.....	73
3.10.2	Adaptabilidade ácido-base.....	74
3.10.3	Troca iônica	75
3.10.4	Estabilidade térmica	76
3.13	Referências.....	77
Apêndice A – Diversos métodos de síntese de hidroxiapatita (HA) e nano-hidroxiapatita (nano-HA).....		98

Apêndice B – Resumo das propriedades da hidroxiapatita (HA) extraída de diferentes fontes	100
CAPÍTULO II.....	101
4 ESTUDO DE CASO DO EMPREGO DE COAGUANTES/FLOCULANTES NATURAIS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIAS HOSPITALARES.....	101
Resumo	101
4.1 Introdução	101
4.2 Materiais e métodos	105
4.2.1 Caracterização da área de estudo.....	105
4.2.2 Coleta e caracterização dos efluentes	106
4.2.3 Materiais e equipamentos	107
4.2.4 Ensaios de Coagulação/floculação/sedimentação com quitosana	109
4.3 Resultados e discussões	112
4.3.1 Caracterização dos efluentes da lavanderia.....	112
4.3.2 Avaliação do processo de coagulação e floculação.....	114
4.3.3 Análise estatística	118
4.4 Conclusão.....	118
4.5 Referências.....	119
CAPÍTULO III	134
5 EFLUENTES DE LAVANDERIA HOSPITALAR NO BRASIL: CARACTERÍSTICAS E DESAFIOS PARA O TRATAMENTO	134
Resumo	134
5.1 Introdução	134
5.2 Materiais e métodos	137
5.2.1 Informações sobre a área de estudo.....	137
5.2.2 Critérios de busca e seleção dos dados.....	137
5.2.3 Compilação e apresentação dos dados.....	138
5.3 Resultados e discussões	139
5.3.1 Lavanderias hospitalares, suas fontes de poluição e constituintes	139
5.3.2 Características gerais dos hospitais e suas lavanderias	142
5.3.3 Características qualitativas dos efluentes	147
5.3.4 Diluição dos efluentes de lavanderia.....	159
5.4 Observações finais	160
5.5 Referências.....	161
6 CONCLUSÃO GERAL	176
7 AGRADECIMENTOS	176

1 APRESENTAÇÃO

As instituições de saúde são produtoras de efluentes quimicamente carregados e não sujeitos a regras rígidas de tratamento. A literatura científica é unânime em apontar que os efluentes hospitalares e de suas lavanderias, quando descartados diretamente em esgotos e mananciais, podem provocar sérios problemas ambientais a jusante.

Com a finalidade de auxiliar na mitigação da degradação ambiental causada pelo lançamento dos efluentes de serviços de saúde sem tratamento, além de apresentar uma visão abrangente dos efluentes de lavanderias hospitalares, este estudo avaliou a possibilidade do tratamento desse tipo de águas residuais por coagulação e floculação para redução de turbidez e cor aparente. Realizados em escala de laboratório, as etapas do ensaio se dividiram em: coleta de efluentes reais na fonte, pesagem e adição dos compostos naturais, simulação da coagulação seguida por floculação, tempo de sedimentação, coleta e análise do sobrenadante.

Os resultados auferidos estão apresentados nesta dissertação, à qual foi dividida em três capítulos. O capítulo inicial corresponde à revisão de literatura e o conteúdo posterior diz respeito aos dois artigos da dissertação – Capítulo II e III – constituído pelas subdivisões: introdução, materiais e métodos, resultados e discussões. Junto a esta apresentação, introdução/conclusão geral complementam o presente trabalho.

A introdução geral reafirma a importância da água e coloca em xeque o problema da escassez hídrica aliada à degradação ambiental. Nesse sentido, expõe algumas fragilidades na legislação pertinente que, ao se fechar para a literatura científica, pode estar contribuindo para o aumento da poluição dos recursos hídricos. Além disso, foram apresentados alguns compostos de coagulação e floculação mais utilizados, com enfoque no potencial papel dos biocompostos como alternativa para tratamento das descargas líquidas hospitalares.

Por outro lado, no capítulo II, propôs-se o tratamento de efluentes de lavanderias hospitalares, valendo-se de técnicas milenares que, devido ao baixo custo e simplicidade, tem potencial aplicação em países em desenvolvimento ou regiões cujos recursos financeiros são escassos. Além disso, os materiais empregados são de origem natural, biodegradáveis e ambientalmente amigáveis.

Sob um viés crítico, o capítulo III abordou esta categoria de efluentes à luz dos instrumentos regulatórios do Brasil, União Europeia e recomendações da Organização das Nações Unidas. Além disso, contextualizou-se de modo enfático o alto consumo de água dos serviços de saúde no sentido de apoiar novos trabalhos na quantificação da remoção total de

poluentes e contribuir para o desenvolvimento de sistemas de tratamento mais assertivos e adaptados a ambientes hospitalares.

De modo geral, este é um estudo proemial que traz à tona um problema e propõe uma solução funcional, de baixo custo e simples aplicação para redução da turbidez e cor aparente em efluentes, cujo descarte direto é muitas vezes controverso perante a lei.

2 INTRODUÇÃO GERAL

A água desempenha papel decisivo para todos os aspectos da vida, ela é a característica definidora do nosso planeta. Cobrindo cerca de 71% da superfície da Terra, 97,5% da água se encontra nos oceanos, deste percentual restante apenas 1% é acessível para extração e uso (KAMINSKI; MARSZALEK; TOMCZAK, 2018). No início do século XXI o mundo enfrentava uma crise hídrica global, tanto em quantidade como em qualidade, culminada pelo crescimento contínuo da população, rápida industrialização, aumento da produção de alimentos e do padrão de vida. Além disso, a carência de estratégias de reutilização e gerenciamento de efluentes agravou a escassez de recursos hídricos (ONU, 2006; SINHA; PAUL, 2015).

QU (2008) alerta que métodos fortemente eficientes e mais sustentáveis para o tratamento da água são necessários para salvar, sustentar e proteger a vida na Terra. No entanto, quanto menos abastadas e mais distantes dos grandes centros, regiões desprivilegiadas encontram maiores dificuldades de acesso a esses sistemas de tratamento que demandam alto custo (SOARES, 2020) e mais de 30% das pessoas que vivem nos países em desenvolvimento não têm acesso a água potável de qualidade (WHO, 2015).

O descarte correto de efluentes deve ser feito de modo a atender todas as legislações ambientais vigentes, para minimizar os impactos nos cursos d'água após o seu lançamento. Por isso, tratar efluentes é uma tarefa fundamental para o equilíbrio do meio ambiente e segurança da população, evitando a contaminação direta ou indireta (JUNIOR; CICILINSKI; DÖLL, 2019).

Neste contexto, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2011) por meio da Resolução nº 430 informa que o tratamento adequado de esgoto e efluentes antes de sua descarga final em corpos de água, em alguns casos, é obrigatório. Singh et al. (2019) citaram que em muitos países em desenvolvimento, as instalações de tratamento de esgoto não são totalmente eficientes, devido a crises de energia e manutenção inadequada, o que torna o tratamento ineficaz. Por esses e outros motivos, Mancuso e Santos (2003) reforçaram que muitos dos mananciais de abastecimento estão cada vez mais poluídos e deteriorados, tanto pela falta de controle, quanto pela falta de investimentos em coleta, tratamentos e disposição final de esgotos.

Sobre esses aspectos, Kümmerer, (2001) e Emmanuel et al., (2005), enfatizaram que os efluentes hospitalares são de 5 a 15 vezes mais tóxicos do que os efluentes urbanos e,

em alguns casos, não são submetidos a nenhum pré-tratamento antes de serem lançados em redes urbanas de esgoto. Nessa perspectiva, Carraro et al., (2016) reforçaram que águas residuais hospitalares podem conter substâncias perigosas, como resíduos fármacos, patógenos e radioisótopos. Verlicchi et al. (2010) acrescentaram que os hospitais são responsáveis por boa parte do lançamento de fármacos no ambiente.

No Brasil, em geral, os efluentes hospitalares não são adequadamente tratados e são descarregados na água que abastece cidades, indústrias e produção primária. Por exemplo, medicamentos não metabolizados pelos pacientes atingem as águas superficiais e, conseqüentemente, o meio ambiente (VECCHIA et al., 2010). O fato dessas substâncias não serem destruídas na fonte e devido às lacunas existentes no tratamento por parte de algumas Estações de Tratamento de Esgotos – ETE's, muitas vezes, as águas residuais hospitalares podem representar um risco químico, biológico e físico para a saúde pública e ambiental.

Em particular, estudos demonstram que algumas substâncias nocivas não podem ser neutralizadas ou degradadas na maioria das ETE's (EMMANUEL et al., 2005; KÜMMERER, 2009, 2011; VASCONCELOS et al., 2009; DADAM et al., 2013; GEISSEN et al., 2015; RAMPRASAD; PHILIP, 2016). A liberação de efluentes hospitalares não tratados representa riscos adversos. Além disso, existem poucos estudos investigando a liberação e o impacto direto desse tipo de resíduo no meio ambiente ou no sistema de esgotos comunitários e devido a essa lacuna na informação, regulamentos mais rígidos para o tratamento de águas residuais hospitalares estão ausentes na maioria dos países (AL AUKIDY; AL CHALABI; VERLICCHI, 2017; WANG; WANG; YANG, 2018).

Um tratamento adequado para efluentes hospitalares é sempre uma boa solução, especialmente no caso de um grande hospital alocado próximo a áreas que têm como um dos maiores meios de sustento a produção de alimentos e atividades agrárias consumidoras de água, onde seu efluente tratado poderá ser indiretamente reutilizado para irrigação após sua descarga em massa, como é o caso do Estado do Tocantins, onde este tipo de atividade representa boa parte do PIB estadual.

A mistura desses efluentes com efluentes urbanos em uma ETE municipal é uma prática comum, mas tem várias desvantagens. Em primeiro lugar, este tipo de diluição em efluentes urbanos não é uma prática correta, pois algumas substâncias presentes podem resultar em inibição da biomassa e reduzir a eficiência do tratamento final. Além disso, a segregação e separação de poluentes não é proporcionada (PAUWELS; VERSTRAETE, 2006; VIENO; TUHKANEN; KRONBERG, 2007; VERLICCHI et al., 2010).

Dichtl (2004) e Lutterbeck et al. (2012) levantaram as principais fontes dos efluentes hospitalares com potencial de gerar alguns produtos e subprodutos refratários e persistentes, que são as seguintes: salas de internações, laboratórios de análises clínicas e pesquisas médicas, divisões de radioterapia e quimioterapia, Unidades de Terapia Intensiva (UTIs), lavanderias e cozinhas. Dentre estas, aqueles provindos de efluente de lavanderia, do ponto de vista ambiental, é o mais nocivo (LUTTERBECK et al., 2014). As altas concentrações de produtos químicos como sanitizantes, desinfetantes, antibióticos, umectantes, surfactantes, entre outros, conferem a esses resíduos o poder de exercer características de menor biodegradabilidade ao efluente gerado pelas unidades hospitalares (EMMANUEL et al., 2005).

Vale ressaltar também que esse tipo de resíduos hospitalares são caracterizadas por altos valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5), e dependendo do tipo de processo de lavagem adotado podem chegar a 3343 e 1906 mg/L, respectivamente (KERN et al., 2013). Além disso, eles caracterizam-se pela grande concentração de material particulado, proteínas, amido, gordura, óleos e graxas, detergentes e produtos farmacêuticos (KÜMMERER, 2011; MACHADO et al., 2012).

Efluentes de lavanderias alocadas dentro de hospitais agregam parte dos produtos químicos que são utilizados nas atividades dos diversos setores da unidade de saúde, dado que as diversas substâncias serão liberadas dos tecidos para o efluente no processo de lavagem. Hospitais sem a presença de lavanderias apresentam menor proporção de substâncias nocivas em seu efluente. Um hospital com 1000 leitos e lavanderia interna é tão poluente quanto uma cidade que possui 10.000 habitantes (HARTEMANN; HAUTEMANIERE; JOYEUX, 2005).

Embora existam muitas tecnologias avançadas de tratamento de água disponíveis, as tecnologias de baixo custo e acessíveis disponíveis são principalmente coagulação e floculação, filtração e desinfecção (POOI; NG, 2018). Coagulação e floculação são processos essenciais em diversas disciplinas, incluindo bioquímica, fabricação de borracha e tratamento de água e esgoto. Um coagulante/floculante (C-F) promove a junção de partículas coloidais a outras suspensas em um líquido formando partículas maiores e densas (ou flocos) para promover o assentamento dessas durante a sedimentação. Estes compostos são divididos em três grupos: inorgânicos, sintéticos e naturais (biomateriais) (SALEHIZADEH; YAN, 2014; SALEHIZADEH; YAN; FARNOOD, 2018).

Okaiyeto et al. (2016) relataram que os C-Fs inorgânicos e sintéticos são os mais utilizados atualmente na indústria devido à sua atividade efetiva de floculação e baixo custo.

Porém, seu uso apresenta alguns sérios desafios ambientais e de saúde. Campbell (2002) exemplifica que os floculantes a base de sal de alumínio podem induzir a doença de Alzheimer. C-Fs inorgânicos têm outras limitações relacionadas à sua exigência de dosagem relativamente alta, elevada sensibilidade ao pH e baixa eficiência para a coagulação/floculação/sedimentação (C/F/S) de partículas muito finas (SHARMA; DHULDHOYA; MERCHANT, 2006). Do ponto de vista da aplicabilidade, o uso eficaz de coagulantes convencionais, como alúmen, sal de ferro e cal, requer treinamento adequado e habilidades técnicas (SOUTER et al., 2003; CLASEN, 2019).

Salehizadeh, Yan e Farnood (2017) cita vários tipos de C-Fs. Porém, os à base de biológica são particularmente os mais atraentes. A quitosana, um biopolímero de d-glucosamina e N-acetil-d-glucosamina produzida pela deacetilação da quitina, tem propriedades promissoras de um C-F a nível doméstico. Com base em sua estrutura, a quitosana pode ser eficaz em partículas carregadas negativamente na água por mecanismos de neutralização de carga, adesivo eletrostático ou ponte entre partículas (SOROS et al., 2019).

O emprego do polissacarídeo quitosana como agente C-F natural tem recebido considerável atenção devido a suas muitas vantagens frente aos compostos tradicionais, incluindo disponibilidade excessiva (maior depois da celulose), custo-benefício, atoxicidade, biodegradabilidade, biocompatibilidade, bioatividade, solubilidade em ácidos fracos, sensibilidade ao pH, melhora da biossorção na remoção de metais pesados. Além disso, os C-Fs à base de quitosana, com estruturas adequadas por controle preciso da estrutura, apresentam grandes potenciais de aplicação no tratamento de água, pois o biomaterial derivado dela pode adsorver íons de metais pesados, corantes e moléculas de proteínas (YANG et al., 2016; PAKDEL; PEIGHAMBARDUST, 2018; KASIRI, 2019; KUMAR et al., 2019; SARODE et al., 2019).

Seguindo esta linha de raciocínio, a hidroxiapatita (HA), outro biomaterial (SURMENEVA et al., 2014), cujo é a base de fosfato de cálcio (MEYERS; CHEN, 2014), de ampla aplicabilidade médica, também é considerado um candidato potencial para o tratamento de efluentes e remediação ambiental (ISLAM; CHANDRA MISHRA; PATEL, 2010; NARWADE et al., 2014; MONDAL; GEORGE, 2015; IBRAHIM et al., 2020). Neste sentido, Choumane et al. (2017) e Kadouche et al. (2012) relataram que a HA quando associada à QS pode promover C/F/S aprimorada devido sua poderosa atividade adsorvente (HOU et al., 2012; MOHAMMAD; ELDIN; EL-ANADOULI, 2017) e alta porosidade (LIAW et al., 2020). Além disso, um biocomposto derivado da associação dessas duas

substâncias é biocompatível (GUO et al., 2014; SUN et al., 2017), atóxico (JIAO et al., 2017), termicamente estável (MOSTAFA, 2005), possui maior área de superfície específica (SIRAJUDHEEN et al., 2020), e apresenta relativo baixo custo de produção em comparação com o quartzo, fluorita e calcita (MONDAL; GEORGE, 2015).

De acordo com Kumar et al. (2019), a QS pode ser obtida a partir de resíduos de alguns mariscos, cujo cerca da metade da massa corporal são descartados, e em todo o mundo milhões de toneladas são produzidos todos os anos e consumidos como frutos do mar. Deste modo, as partes desses mariscos consideradas restos alimentares podem ser convertidos em fontes de quitosana, que segundo Soros et al. (2019) tem, dentre outras características, grande potencial na remoção de turbidez – uma propriedade física dos fluidos que está associada à dificuldade deste de absorver raios luminosos, em função da presença de materiais em suspensão, sendo mensurada em NTU (Unidade de Turbidez Nefelométrica). Além disso, a C/F/S ao diminuir a turbidez da água reduz a estrutura de suporte dos microrganismos e resulta na remoção deles (RAMAVANDI, 2014).

De modo similar, Choumane et al. (2017) destacaram que a principal fonte de HA são restos alimentares de pescados marinhos que ao serem processados por técnicas que não exigem tecnologia avançada, apresenta potencial emprego no tratamento de efluentes (ZHANG et al., 2016; PRABHU et al., 2018; SIRAJUDHEEN et al., 2020). A aplicação desses restos de alimentos (HA e QS) no tratamento de efluentes poderia promover simultaneamente a dupla ação favorável ao meio ambiente: a eliminação de resíduos e o tratamento de água.

Em água potável, a Organização Mundial de Saúde – OMS (2011) sugeriu uma turbidez máxima de 1 NTU para a água que passará por desinfecção e no máximo 4 NTU para que ela seja aceitável a olho nu. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América – USEPA (2012) define o nível máximo de turbidez da água potável tratada em 1 NTU, porém, em nenhum momento poderá ser maior que 5 NTU e a grande maioria das estações de tratamento de água deve ter menos de 0,3 NTU em 95% das análises, com um máximo de 1 NTU.

A redução da turbidez é uma parte dos processos eficazes de tratamento de água em estações de tratamento centralizadas em larga escala, pequenos sistemas comunitários e a nível doméstico. Valores elevados deste parâmetro podem interferir na filtragem obstruindo o filtro prematuramente. A turbidez não é necessariamente uma medida direta da contaminação microbiana, contudo os micróbios são frequentemente associados a partículas na água.

Portanto, a redução da turbidez, geralmente, remove alguns micróbios e reduz os níveis de matéria orgânica e outras partículas, aumentando a eficácia dos processos de tratamento posteriores (SOROS et al., 2019).

Melhorar ou manter a qualidade da água doce constitui um dos desafios da sociedade moderna e ao longo das últimas três décadas, pesquisas têm sido feitas para o desenvolvimento de tecnologias mais eficazes com o intento de remover totalmente os poluentes águas residuais. Na literatura, numerosos estudos relatam resultados satisfatórios para a remoção de poluentes de origem hospitalar em soluções aquosas (VERLICCHI; AL AUKIDY; ZAMBELLO, 2015; AL AUKIDY; AL CHALABI; VERLICCHI, 2017; SCHWAICKHARDT; MACHADO; LUTTERBECK, 2017; FURTADO et al., 2020). No entanto, poucos deles basearam suas investigações em amostras reais de efluentes (VASCONCELOS et al., 2009).

2.1 OBJETIVOS

2.1.1 Objetivo geral

O presente estudo objetivou avaliar a eficiência do tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar por processo de coagulação e floculação empregando dois compostos naturais à base de quitosana isolada e outro composto com quitosana associada à hidroxiapatita. Em conjunto, realizou-se um levantamento aprofundado das características dos efluentes de lavanderias hospitalares brasileiras de modo a indicar os desafios para o tratamento, como implicações na legislação, e contribuir para futuros estudos e remoção de poluentes.

2.1.1.1 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização físico-química e biológica dos efluentes da lavanderia do Hospital Geral de Palmas (HGP);
- Otimizar o pH de coagulação e floculação, a dosagem do gel de quitosana K10G juntamente com o composto hidroxiapatita/quitosana para remover turbidez e cor aparente dos efluentes estudados;
- Comparar os efluentes de diversas lavanderias hospitalares brasileiras, levando em consideração as características dos efluentes e legislação de diversos países.

2.2 Referências

AL AUKIDY, M.; AL CHALABI, S.; VERLICCHI, P. Hospital Wastewater Treatments Adopted in Asia, Africa, and Australia. In: **Hospital Wastewater**. [s.l.: s.n.]p. 171–188.

CAMPBELL, A. The potential role of aluminium in Alzheimer's disease. **Nephrology Dialysis Transplantation**, v. 17, n. 2, p. 17–20, 2002. Disponível em: <https://academic.oup.com/ndt/article-pdf/17/suppl_2/17/9901637/170017.pdf>.

CARRARO, E. et al. Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 185–199, mar. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479715303753>>.

CHOUMANE, F. Z. et al. Valorisation of a bioflocculant and hydroxyapatites as coagulation-flocculation adjuvants in wastewater treatment of the steppe in the wilaya of Saida (Algeria). **Ecological Engineering**, v. 107, p. 152–159, out. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092585741730410X>>.

CLASEN, T. F. Household Water Treatment and Safe Storage in Low-Income Countries. In: **Water and Sanitation-Related Diseases and the Changing Environment: Challenges, Interventions, and Preventive Measures**. Second edi ed. [s.l.] Wiley-Blackwell, 2019. p. 197–211.

DADAM, L. et al. Compostos organo-halogenados adsorvíveis (AOX) na água de abastecimento público dos municípios de Itajaí e Navegantes - SC. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 13, n. 1, p. 11, 2013.

DICHTL, N. **2º Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos nas Universidades** (L. M. M. Marcuz, Ed.) Santa Maria, RSUFMS, , 2004. . Disponível em: <http://w3.ufsm.br/isrmu/conferencias/book_abstracts.pdf>.

EMMANUEL, E. et al. Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. **Journal of Hazardous Materials**, v. 117, n. 1, p. 1–11, jan. 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389404004583>>.

FURTADO, A. O. et al. Evaluation of hospital laundry effluents treated by advanced oxidation processes and their cytotoxic effects on *Allium cepa* L. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, p. 360, 12 jun. 2020. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10661-020-08328-9>>.

GEISSEN, V. et al. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, n. 1, p. 57–65, mar. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2095633915000039>>.

GUO, Y.-P. et al. Hydrothermal fabrication of magnetic mesoporous carbonated hydroxyapatite microspheres: biocompatibility, osteoinductivity, drug delivery property and

bactericidal property. **Journal of Materials Chemistry B**, v. 2, n. 19, p. 2899, 2014. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=c3tb21829e>>.

HARTEMANN, P.; HAUTEMANIERE, A.; JOYEUX, M. La problématique des effluents hospitaliers. **Hygiènes (Lyon)**, v. 13, n. 5, p. 369–374, 2005. Disponível em: <<https://bdsp-ehesp.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&lang=fr&idt=339269>>.

HOU, H. et al. Removal of Congo red dye from aqueous solution with hydroxyapatite/chitosan composite. **Chemical Engineering Journal**, v. 211–212, p. 336–342, nov. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894712012910>>.

IBRAHIM, M. et al. Hydroxyapatite, a multifunctional material for air, water and soil pollution control: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 383, n. August 2019, p. 121139, fev. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419310933>>.

ISLAM, M.; CHANDRA MISHRA, P.; PATEL, R. Physicochemical characterization of hydroxyapatite and its application towards removal of nitrate from water. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 9, p. 1883–1891, set. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479710001143>>.

JIAO, H. et al. Hydrothermal synthesis and properties characterization of barium titanate/hydroxyapatite spherical nanocomposite materials. **Journal of Alloys and Compounds**, v. 715, p. 73–82, ago. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925838817315207>>.

JUNIOR, J. F.; CICILINSKI, A. D.; DÖLL, M. M. R. Avaliação da eficiência do processo de coagulação/floculação como tratamento de efluentes de lava car. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 11, n. 2, p. 220–226, 2019.

KADOUCHE, S. et al. Metal Ion Binding on Hydroxyapatite (Hap) and Study of the Velocity of Sedimentation. **Procedia Engineering**, v. 33, p. 377–384, 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877705812012489>>.

KAMINSKI, W.; MARSZALEK, J.; TOMCZAK, E. Water desalination by pervaporation – Comparison of energy consumption. **Desalination**, v. 433, n. June 2017, p. 89–93, maio 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916417313772>>.

KASIRI, M. B. Application of chitosan derivatives as promising adsorbents for treatment of textile wastewater. In: **The Impact and Prospects of Green Chemistry for Textile Technology**. Cambridge, MA: Elsevier, 2019. p. 417–469.

KERN, D. I. et al. Toxicity and genotoxicity of hospital laundry wastewaters treated with photocatalytic ozonation. **Science of The Total Environment**, v. 443, p. 566–572, jan. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969712014477>>.

KUMAR, S. et al. Chitosan Nanocomposite Coatings for Food, Paints, and Water Treatment Applications. **Applied Sciences**, v. 9, n. 12, p. 2409, 13 jun. 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3417/9/12/2409>>.

KÜMMERER, K. Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review.

Chemosphere, v. 45, n. 6–7, p. 957–969, nov. 2001. Disponível em:
<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653501001448>>.

KÜMMERER, K. Antibiotics in the aquatic environment – A review – Part II. **Chemosphere**, v. 75, n. 4, p. 435–441, abr. 2009. Disponível em:
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653508015099>>.

KÜMMERER, K. Emerging Contaminants. In: WILDERER, P. (Ed.). **Treatise on Water Science**. 1. ed. Munich, Ge: Elsevier, 2011. p. 69–87.

LIAW, B.-S. et al. Fish scale-extracted hydroxyapatite/chitosan composite scaffolds fabricated by freeze casting—An innovative strategy for water treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 382, n. April 2019, p. 121082, jan. 2020. Disponível em:
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419310362>>.

LUTTERBECK, C. A. et al. Electrooxidation Combined with Ozonation in Hospital Laundry Effluents Treatment. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 42, n. 5, p. 601–608, maio 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/clen.201200580>>.

MACHADO, Ê. L. et al. Eletrooxidação No Tratamento De Efluentes De Lavanderia Hospitalar. **Caderno de Pesquisa, Série Biológica**, v. 24, n. 1, p. 35–46, 2012. Disponível em: <<https://online.unisc.br/seer/index.php/cadpesquisa/article/view/4396/3144>>.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reuso de água**. 1. ed. Barueri, SP: Manole, 2003.

MOHAMMAD, A. M.; ELDIN, T. A. S.; EL-ANADOULI, B. E. Efficient treatment of lead-containing wastewater by hydroxyapatite / chitosan nanostructures. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, n. 5, p. 683–690, 2017. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.016>>.

MONDAL, P.; GEORGE, S. A review on adsorbents used for defluoridation of drinking water. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 2, p. 195–210, 20 jun. 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11157-014-9356-0>>.

MOSTAFA, N. Y. Characterization, thermal stability and sintering of hydroxyapatite powders prepared by different routes. **Materials Chemistry and Physics**, v. 94, n. 2–3, p. 333–341, dez. 2005. Disponível em:
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0254058405003020>>.

NARWADE, V. N. et al. Waste water treatment by nanoceramics : Removal of Lead particles. **International Journal of Engineering Science and Innovative Technology (IJESIT)**, v. 3, n. 3, p. 324–329, 2014. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/profile/Rajendra_Khairnar/publication/281842376_Waste_water_treatment_by_nanoceramics_Removal_of_Lead_particles/links/58e60498a6fdcc6800b2edbf/Waste-water-treatment-by-nanoceramics-Removal-of-Lead-particles.pdf>.

OKAIYETO, K. et al. Implications for public health demands alternatives to inorganic and synthetic flocculants : bioflocculants as important candidates. **Microbiology Open**, v. 5, n. 2, p. 177–211, 2016. Disponível em:
<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/mbo3.334>>.

OMS, O. M. da S. **Guidelines for drinking-water quality WHO Library**. [s.l: s.n.]. Disponível em:

<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151_eng.pdf;jsessionid=6996406FC64ACC9BB68C640DC6322AAB?sequence=1>.

ONU. **PNUD Relatório Anual 2006: Parceria Global Para Desenvolvimento Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento**. [s.l.: s.n.]. Disponível em:

<<http://www.undp.org/content/dam/undp/library/corporate/UNDP-in-action/2006/UNDP-in-action-2006-en.pdf>>.

PAKDEL, P. M.; PEIGHAMBARDoust, S. J. Review on recent progress in chitosan-based hydrogels for wastewater treatment application. **Carbohydrate Polymers**, v. 201, p. 264–279, 2018.

PAUWELS, B.; VERSTRAETE, W. The treatment of hospital wastewater: An appraisal.

Journal of Water and Health, v. 4, n. 4, p. 405–416, 2006. Disponível em:

<<https://iwaponline.com/jwh/article-pdf/4/4/405/396537/405.pdf>>.

POOI, C. K.; NG, H. Y. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. **npj Clean Water**, v. 1, n. 1, p. 11, 6 dez. 2018. Disponível em:

<<http://www.nature.com/articles/s41545-018-0011-0>>.

PRABHU, S. M. et al. Synthesis and characterization of graphene oxide-doped nano-hydroxyapatite and its adsorption performance of toxic diazo dyes from aqueous solution.

Journal of Molecular Liquids, v. 269, p. 746–754, nov. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167732218331143>>.

QU, J. Research progress of novel adsorption processes in water purification: A review.

Journal of Environmental Sciences, v. 20, n. 1, p. 1–13, jan. 2008. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1001074208600017>>.

RAMAVANDI, B. Treatment of water turbidity and bacteria by using a coagulant extracted from *Plantago ovata*. **Water Resources and Industry**, v. 6, p. 36–50, ago. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212371714000171>>.

RAMPRASAD, C.; PHILIP, L. Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed wetlands while treating greywater. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 458–468, jan. 2016. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.092>>.

SAHARAN, V. K. et al. Advanced Oxidation Technologies for Wastewater Treatment. In:

Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse. [s.l.] Elsevier, 2014. p. 141–191.

SALEHIZADEH, H.; YAN, N. Recent advances in extracellular biopolymer flocculants.

Biotechnology Advances, v. 32, n. 8, p. 1506–1522, 2014. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0734975014001530>>.

SALEHIZADEH, H.; YAN, N.; FARNOOD, R. Recent advances in polysaccharide bio-based flocculants. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 1, p. 92–119, jan. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0734975017301222>>.

SARODE, S. et al. Overview of wastewater treatment methods with special focus on

biopolymer chitin-chitosan. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 121, p. 1086–1100, jan. 2019. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813018339588>>.

SCHWAICKHARDT, R. de O.; MACHADO, Ê. L.; LUTTERBECK, C. A. Combined use of VUV and UVC photoreactors for the treatment of hospital laundry wastewaters: Reduction of load parameters, detoxification and life cycle assessment of different configurations. **Science of The Total Environment**, v. 590–591, p. 233–241, jul. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717304849>>.

SHARMA, B. R.; DHULDHOYA, N. C.; MERCHANT, U. C. Flocculants — an Ecofriendly Approach. **Polymers and the Environment**, v. 14, n. 2, p. 195–202, 2006. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10924-006-0011-x.pdf>>.

SINGH, N. K. et al. Biological Wastewater Treatment for Prevention of River Water Pollution and Reuse: Perspectives and Challenges. In: **Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges**. Singapore: Springer Singapore, 2019. p. 81–93.

SINHA, S. N.; PAUL, D. Density of Pollution Indicator Bacteria in Relation to Physicochemical Factors During Diel Cycle of River Ganga at Ichapore, West Bengal, India. **Frontiers in Environmental Microbiology**, v. 1, n. 1, p. 9–13, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencepublishinggroup.com/journal/paperinfo?journalid=384&doi=10.11648/j.fem.20150101.12>>.

SINHA, S. N.; PAUL, D.; BISWAS, K. Effects of Moringa oleifera Lam. and Azadirachta indica A. Juss. leaf extract in treatment of tannery effluent. **Our Nature**, v. 14, n. 1, p. 47–53, 23 jan. 2016. Disponível em: <<https://www.nepjol.info/index.php/ON/article/view/16440>>.

SIRAJUDHEEN, P. et al. Effective removal of organic pollutants by adsorption onto chitosan supported graphene oxide-hydroxyapatite composite: A novel reusable adsorbent. **Journal of Molecular Liquids**, v. 385, p. 114200, set. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167732220347085>>.

SOARES, A. C. da S. **Tecnologia alternativa como facilitador do controle social em ações de saneamento**. 2020. Universidade Federal do Tocantins, 2020. Disponível em: <<http://umbu.uft.edu.br/handle/11612/2105>>.

SOROS, A. et al. Turbidity reduction in drinking water by coagulation-flocculation with chitosan polymers. **Journal of Water and Health**, v. 17, n. 2, p. 204–218, 1 abr. 2019. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/17/2/204/65912/Turbidity-reduction-in-drinking-water-by>>.

SOUTER, P. F. et al. Evaluation of a new water treatment for point-of-use household applications to remove microorganisms and arsenic from drinking water. **Journal of Water and Health**, v. 1, n. 2, p. 73–84, 1 jun. 2003. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/1/2/73/1830/Evaluation-of-a-new-water-treatment-for-pointofuse>>.

SUN, J. et al. Monodisperse selenium-substituted hydroxyapatite: Controllable synthesis and biocompatibility. **Materials Science and Engineering: C**, v. 73, p. 596–602, abr. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092849311631164X>>.

SURMENEVA, M. A. et al. Fabrication, ultra-structure characterization and in vitro studies of RF magnetron sputter deposited nano-hydroxyapatite thin films for biomedical applications. **Applied Surface Science**, v. 317, p. 172–180, out. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169433214018546>>.

USEPA, U. S. E. P. A. **Title 40 – Protection of Environment, Section 141.73 – Filtration** Washington, 2012. . Disponível em: <<https://www.epa.gov/>>.

VASCONCELOS, T. G. et al. Ciprofloxacin in hospital effluent: Degradation by ozone and photoprocesses. **Journal of Hazardous Materials**, v. 169, n. 1–3, p. 1154–1158, set. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389409005433>>.

VECCHIA, A. D. et al. Diagnóstico sobre a Situação do Tratamento do Esgoto Hospitalar no Brasil. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 10, n. 2, p. 65–70, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Spilki/publication/254201041_DIAN%27OSTICO_SOBRE_A_SITUAcCAO_DO_TRATAMENTO_DO_ESGOTO_HOSPITALAR_NO_BRASIL/links/558956ba08ae6d4f27eabfc3/DIANOSTICO-SOBRE-A-SITUAcCAO-DO-TRATAMENTO-DO-ESGOTO-HOSPITALAR-NO-BRASI>.

VERLICCHI, P. et al. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of Hydrology**, v. 389, n. 3–4, p. 416–428, ago. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169410003409>>.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 514, n. Revisão de efluentes hospitalares, p. 467–491, maio 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715001564>>.

VIENO, N.; TUHKANEN, T.; KRONBERG, L. Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Finland. **Water Research**, v. 41, n. 5, p. 1001–1012, mar. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135406007147>>.

WANG, Q.; WANG, P.; YANG, Q. Occurrence and diversity of antibiotic resistance in untreated hospital wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 990–999, abr. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717328383>>.

WHO, W. H. O. **Progress on Sanitation and Drinking Water: 2015 Update and MDG Assessment**. Geneva, Switzerland: UNICEF and WHO, 2015.

YANG, R. et al. A review on chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. **Water Research**, v. 95, n. 2015, p. 59–89, maio 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135416301270>>.

ZHANG, F. et al. Dual function magnetic hydroxyapatite nanopowder for removal of malachite green and Congo red from aqueous solution. **Powder Technology**, v. 302, p. 207–214, nov. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032591016305253>>.

CAMPBELL, A. The potential role of aluminium in Alzheimer’s disease. **Nephrology Dialysis Transplantation**, v. 17, n. 2, p. 17–20, 2002. Disponível em: <https://academic.oup.com/ndt/article-pdf/17/suppl_2/17/9901637/170017.pdf>.

CARRARO, E. et al. Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 185–199, mar. 2016. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479715303753>>.

CHOUMANE, F. Z. et al. Valorisation of a biofloculant and hydroxyapatites as coagulation-flocculation adjuvants in wastewater treatment of the steppe in the wilaya of Saida (Algeria). **Ecological Engineering**, v. 107, p. 152–159, out. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092585741730410X>>.

CLASEN, T. F. Household Water Treatment and Safe Storage in Low-Income Countries. In: **Water and Sanitation-Related Diseases and the Changing Environment: Challenges, Interventions, and Preventive Measures**. Second edi ed. [s.l.] Wiley-Blackwell, 2019. p. 197–211.

DICHTL, N. **2º Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos nas Universidades** (L. M. M. Marcuz, Ed.) Santa Maria, RSUFMS, , 2004. . Disponível em: <http://w3.ufsm.br/isrmu/conferencias/book_abstracts.pdf>.

EMMANUEL, E. et al. Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. **Journal of Hazardous Materials**, v. 117, n. 1, p. 1–11, jan. 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389404004583>>.

FURTADO, A. O. et al. Evaluation of hospital laundry effluents treated by advanced oxidation processes and their cytotoxic effects on *Allium cepa* L. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, p. 360, 12 jun. 2020. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10661-020-08328-9>>.

GUO, Y.-P. et al. Hydrothermal fabrication of magnetic mesoporous carbonated hydroxyapatite microspheres: biocompatibility, osteoinductivity, drug delivery property and bactericidal property. **Journal of Materials Chemistry B**, v. 2, n. 19, p. 2899, 2014. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=c3tb21829e>>.

HARTEMANN, P.; HAUTEMANIERE, A.; JOYEUX, M. La problématique des effluents hospitaliers. **Hygiènes (Lyon)**, v. 13, n. 5, p. 369–374, 2005. Disponível em: <<https://bdsp-ehesp.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&lang=fr&idt=339269>>.

HOU, H. et al. Removal of Congo red dye from aqueous solution with hydroxyapatite/chitosan composite. **Chemical Engineering Journal**, v. 211–212, p. 336–342, nov. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894712012910>>.

IBRAHIM, M. et al. Hydroxyapatite, a multifunctional material for air, water and soil pollution control: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 383, n. August 2019, p. 121139, fev. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419310933>>.

ISLAM, M.; CHANDRA MISHRA, P.; PATEL, R. Physicochemical characterization of hydroxyapatite and its application towards removal of nitrate from water. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 9, p. 1883–1891, set. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479710001143>>.

JIAO, H. et al. Hydrothermal synthesis and properties characterization of barium titanate/hydroxyapatite spherical nanocomposite materials. **Journal of Alloys and**

- Compounds**, v. 715, p. 73–82, ago. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925838817315207>>.
- JUNIOR, J. F.; CICILINSKI, A. D.; DÖLL, M. M. R. Avaliação da eficiência do processo de coagulação/floculação como tratamento de efluentes de lava car. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 11, n. 2, p. 220–226, 2019.
- KADOUCHE, S. et al. Metal Ion Binding on Hydroxyapatite (Hap) and Study of the Velocity of Sedimentation. **Procedia Engineering**, v. 33, p. 377–384, 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877705812012489>>.
- KAMINSKI, W.; MARSZALEK, J.; TOMCZAK, E. Water desalination by pervaporation – Comparison of energy consumption. **Desalination**, v. 433, n. June 2017, p. 89–93, maio 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916417313772>>.
- KASIRI, M. B. Application of chitosan derivatives as promising adsorbents for treatment of textile wastewater. In: **The Impact and Prospects of Green Chemistry for Textile Technology**. [s.l.] Elsevier Ltd., 2019. p. 417–469.
- KERN, D. I. et al. Toxicity and genotoxicity of hospital laundry wastewaters treated with photocatalytic ozonation. **Science of The Total Environment**, v. 443, p. 566–572, jan. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969712014477>>.
- KUMAR, S. et al. Chitosan Nanocomposite Coatings for Food, Paints, and Water Treatment Applications. **Applied Sciences**, v. 9, n. 12, p. 2409, 13 jun. 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3417/9/12/2409>>.
- KÜMMERER, K. Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. **Chemosphere**, v. 45, n. 6–7, p. 957–969, nov. 2001. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653501001448>>.
- KÜMMERER, K. Emerging Contaminants. In: WILDERER, P. (Ed.). **Treatise on Water Science**. 1. ed. Munich, Ge: Elsevier, 2011. p. 69–87.
- LIAW, B.-S. et al. Fish scale-extracted hydroxyapatite/chitosan composite scaffolds fabricated by freeze casting—An innovative strategy for water treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 382, n. April 2019, p. 121082, jan. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419310362>>.
- LUTTERBECK, C. A. et al. Electrooxidation Combined with Ozonation in Hospital Laundry Effluents Treatment. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 42, n. 5, p. 601–608, maio 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/clen.201200580>>.
- MACHADO, Ê. L. et al. Eletrooxidação No Tratamento De Efluentes De Lavanderia Hospitalar. **Caderno de Pesquisa, Série Biológica**, v. 24, n. 1, p. 35–46, 2012. Disponível em: <<https://online.unisc.br/seer/index.php/cadpesquisa/article/view/4396/3144>>.
- MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reuso de água**. 1. ed. Barueri, SP: Manole, 2003.
- MOHAMMAD, A. M.; ELDIN, T. A. S.; EL-ANADOULI, B. E. Efficient treatment of lead-containing wastewater by hydroxyapatite / chitosan nanostructures. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, n. 5, p. 683–690, 2017. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.016>>.

MONDAL, P.; GEORGE, S. A review on adsorbents used for defluoridation of drinking water. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 2, p. 195–210, 20 jun. 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11157-014-9356-0>>.

MOSTAFA, N. Y. Characterization, thermal stability and sintering of hydroxyapatite powders prepared by different routes. **Materials Chemistry and Physics**, v. 94, n. 2–3, p. 333–341, dez. 2005. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0254058405003020>>.

NARWADE, V. N. et al. Waste water treatment by nanoceramics : Removal of Lead particles. **International Journal of Engineering Science and Innovative Technology (IJESIT)**, v. 3, n. 3, p. 324–329, 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Rajendra_Khairnar/publication/281842376_Waste_water_treatment_by_nanoceramics_Removal_of_Lead_particles/links/58e60498a6fdcc6800b2edbf/Waste-water-treatment-by-nanoceramics-Removal-of-Lead-particles.pdf>.

OKAIYETO, K. et al. Implications for public health demands alternatives to inorganic and synthetic flocculants : bioflocculants as important candidates. **Microbiology Open**, v. 5, n. 2, p. 177–211, 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/mbo3.334>>.

OMS, O. M. da S. **Guidelines for drinking-water qualityWHO Library**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151_eng.pdf;jsessionid=6996406FC64ACC9BB68C640DC6322AAB?sequence=1>.

ONU. **PNUD Relatório Anual 2006: Parceria Global Para Desenvolvimento Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.undp.org/content/dam/undp/library/corporate/UNDP-in-action/2006/UNDP-in-action-2006-en.pdf>>.

PAKDEL, P. M.; PEIGHAMBARDoust, S. J. Review on recent progress in chitosan-based hydrogels for wastewater treatment application. **Carbohydrate Polymers**, v. 201, p. 264–279, 2018.

PAUWELS, B.; VERSTRAETE, W. The treatment of hospital wastewater: An appraisal. **Journal of Water and Health**, v. 4, n. 4, p. 405–416, 2006. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article-pdf/4/4/405/396537/405.pdf>>.

POOI, C. K.; NG, H. Y. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. **npj Clean Water**, v. 1, n. 1, p. 11, 6 dez. 2018. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41545-018-0011-0>>.

PRABHU, S. M. et al. Synthesis and characterization of graphene oxide-doped nano-hydroxyapatite and its adsorption performance of toxic diazo dyes from aqueous solution. **Journal of Molecular Liquids**, v. 269, p. 746–754, nov. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167732218331143>>.

QU, J. Research progress of novel adsorption processes in water purification: A review. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 1, p. 1–13, jan. 2008. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1001074208600017>>.

RAMAVANDI, B. Treatment of water turbidity and bacteria by using a coagulant extracted from *Plantago ovata*. **Water Resources and Industry**, v. 6, p. 36–50, ago. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212371714000171>>.

SAHARAN, V. K. et al. Advanced Oxidation Technologies for Wastewater Treatment. In: **Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse**. [s.l.] Elsevier, 2014. p. 141–191.

SALEHIZADEH, H.; YAN, N. Recent advances in extracellular biopolymer flocculants. **Biotechnology Advances**, v. 32, n. 8, p. 1506–1522, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0734975014001530>>.

SALEHIZADEH, H.; YAN, N.; FARNOOD, R. Recent advances in polysaccharide bio-based flocculants. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 1, p. 92–119, jan. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0734975017301222>>.

SARODE, S. et al. Overview of wastewater treatment methods with special focus on biopolymer chitin-chitosan. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 121, p. 1086–1100, jan. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813018339588>>.

SCHWAICKHARDT, R. de O.; MACHADO, Ê. L.; LUTTERBECK, C. A. Combined use of VUV and UVC photoreactors for the treatment of hospital laundry wastewaters: Reduction of load parameters, detoxification and life cycle assessment of different configurations. **Science of The Total Environment**, v. 590–591, p. 233–241, jul. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717304849>>.

SHARMA, B. R.; DHULDHOYA, N. C.; MERCHANT, U. C. Flocculants — an Ecofriendly Approach. **Polymers and the Environment**, v. 14, n. 2, p. 195–202, 2006. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10924-006-0011-x.pdf>>.

SINGH, N. K. et al. Biological Wastewater Treatment for Prevention of River Water Pollution and Reuse: Perspectives and Challenges. In: **Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges**. Singapore: Springer Singapore, 2019. p. 81–93.

SINHA, S. N.; PAUL, D. Density of Pollution Indicator Bacteria in Relation to Physicochemical Factors During Diel Cycle of River Ganga at Ichapore, West Bengal, India. **Frontiers in Environmental Microbiology**, v. 1, n. 1, p. 9–13, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencepublishinggroup.com/journal/paperinfo?journalid=384&doi=10.11648/j.fem.20150101.12>>.

SINHA, S. N.; PAUL, D.; BISWAS, K. Effects of *Moringa oleifera* Lam. and *Azadirachta indica* A. Juss. leaf extract in treatment of tannery effluent. **Our Nature**, v. 14, n. 1, p. 47–53, 23 jan. 2016. Disponível em: <<https://www.nepjol.info/index.php/ON/article/view/16440>>.

SIRAJUDHEEN, P. et al. Effective removal of organic pollutants by adsorption onto chitosan supported graphene oxide-hydroxyapatite composite: A novel reusable adsorbent. **Journal of Molecular Liquids**, v. 385, p. 114200, set. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167732220347085>>.

SOARES, A. C. da S. **Tecnologia alternativa como facilitador do controle social em ações de saneamento**. 2020. Universidade Federal do Tocantins, 2020. Disponível em:

<<http://umbu.uft.edu.br/handle/11612/2105>>.

SOROS, A. et al. Turbidity reduction in drinking water by coagulation-flocculation with chitosan polymers. **Journal of Water and Health**, v. 17, n. 2, p. 204–218, 1 abr. 2019. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/17/2/204/65912/Turbidity-reduction-in-drinking-water-by>>.

SOUTER, P. F. et al. Evaluation of a new water treatment for point-of-use household applications to remove microorganisms and arsenic from drinking water. **Journal of Water and Health**, v. 1, n. 2, p. 73–84, 1 jun. 2003. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/1/2/73/1830/Evaluation-of-a-new-water-treatment-for-pointofuse>>.

SUN, J. et al. Monodisperse selenium-substituted hydroxyapatite: Controllable synthesis and biocompatibility. **Materials Science and Engineering: C**, v. 73, p. 596–602, abr. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092849311631164X>>.

SURMENEVA, M. A. et al. Fabrication, ultra-structure characterization and in vitro studies of RF magnetron sputter deposited nano-hydroxyapatite thin films for biomedical applications. **Applied Surface Science**, v. 317, p. 172–180, out. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169433214018546>>.

USEPA, U. S. E. P. A. **Title 40 – Protection of Environment, Section 141.73 – Filtration** Washington, 2012. . Disponível em: <<https://www.epa.gov/>>.

VASCONCELOS, T. G. et al. Ciprofloxacin in hospital effluent: Degradation by ozone and photoprocesses. **Journal of Hazardous Materials**, v. 169, n. 1–3, p. 1154–1158, set. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389409005433>>.

VECCHIA, A. D. et al. Diagnóstico sobre a Situação do Tratamento do Esgoto Hospitalar no Brasil. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 10, n. 2, p. 65–70, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Spilki/publication/254201041_DIAN%27OS_TICO_SOBRE_A_SITUAcCAO_DO_TRATAMENTO_DO_ESGOTO_HOSPITALAR_NO_BRASIL/links/558956ba08ae6d4f27eabfc3/DIANOSTICO-SOBRE-A-SITUAcCAO-DO-TRATAMENTO-DO-ESGOTO-HOSPITALAR-NO-BRASI>.

VERLICCHI, P. et al. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of Hydrology**, v. 389, n. 3–4, p. 416–428, ago. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169410003409>>.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 514, n. Revisão de efluentes hospitalares, p. 467–491, maio 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715001564>>.

VIENO, N.; TUHKANEN, T.; KRONBERG, L. Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Finland. **Water Research**, v. 41, n. 5, p. 1001–1012, mar. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135406007147>>.

WANG, Q.; WANG, P.; YANG, Q. Occurrence and diversity of antibiotic resistance in

untreated hospital wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 990–999, abr. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717328383>>.

WHO, W. H. O. **Progress on Sanitation and Drinking Water: 2015 Update and MDG Assessment**. Geneva, Switzerland: UNICEF and WHO, 2015.

YANG, R. et al. A review on chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. **Water Research**, v. 95, n. 2015, p. 59–89, maio 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135416301270>>.

ZHANG, F. et al. Dual function magnetic hydroxyapatite nanopowder for removal of malachite green and Congo red from aqueous solution. **Powder Technology**, v. 302, p. 207–214, nov. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032591016305253>>.

CAPÍTULO I

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A água e os efluentes

Segundo Tundisi (2006) a água é um recurso útil nas mais diversas atividades humanas, tornando possível a realização de uma gama de serviços ligados à geração de eletricidade, ao suprimento de alimentos, à navegação, transporte e recreação. O autor reforça que, todas as formas de uso da água refletem impactos complexos de maneira direta e indireta na economia, na saúde humana e no abastecimento.

A contaminação por meio de corantes, íons de metais pesados, antibióticos, hormônios, fezes, coloides e outros contaminantes com uma ampla variedade estrutural em águas residuais ameaçam potencialmente o uso e a reutilização dos recursos hídricos. Portanto, com a dinâmica do crescimento populacional, os recursos hídricos potáveis higiênicos são vitais e indispensáveis para todos os organismos vivos (VON SPERLING, 2007).

Cavinatto (2012) destaca que águas residuais são conhecidas como resíduos líquidos e também como esgoto propriamente dito. Existem dois tipos de sistema de esgoto: sistemas separados e combinados. No caso de sistemas separados, os esgotos são usados apenas para coleta de águas residuais domésticas, enquanto os esgotos combinados são usados para coleta de água da chuva além do esgoto doméstico. A maioria dos novos sistemas de esgoto é separado para águas residuais sanitárias e águas pluviais, enquanto sistemas combinados mais antigos coletam águas residuais sanitárias e águas pluviais. A qualidade da água da chuva é afetada pela composição da precipitação e contaminação das superfícies com as quais entra em contato. (AL-ZBOON; RADAIDEH; HUNG, 2012).

Águas residuais podem também ser definidas como aquelas que foram adversamente afetadas em qualidade por ação antrópica. Águas residuais podem se originar a partir de uma combinação de usos: domésticos, industriais, comerciais ou instituições como hospitais, prisões, casas de repouso e escolas ou atividades agrícolas, águas pluviais e de esgoto influxo ou infiltração (AL-ZBOON; RADAIDEH; HUNG, 2012; TILLEY et al., 2014).

Das instituições supracitadas, águas residuais originárias de hospitais têm sido motivo de grande preocupação devido a inúmeros problemas causados e propagação de doenças. A literatura é categórica em relatar o quanto esse tipo de efluente pode ser prejudicial à saúde pública e ambiental, principalmente no diz respeito ao descarte direto

junto ao esgoto comum ou águas pluviais (EMMANUEL et al., 2005; VASCONCELOS et al., 2009; VECCHIA et al., 2010; VERLICCHI; GALLETTI; MASOTTI, 2010; CARRARO et al., 2016; ZOTESSO et al., 2017; FURTADO et al., 2020). Dentre os riscos associados podemos citar a contaminação por várias espécies biológicas como patógenos, coliformes fecais, *Escherichia coli*, além de espécies químicas como fenóis, detergentes, produtos farmacêuticos e resíduos de drogas e metais pesados como cobre, ferro, gadolínio, níquel e platina (LEPRAT, 1998; KÜMMERER, 2001; REZAEI et al., 2005; KAJITVICHYANUKUL; SUNTRONVIPART, 2006; GAUTAM; KUMAR; SABUMON, 2007; SANCHES, 2008; CHONOVA et al., 2016; EL-OGRI et al., 2016; WANG; WANG; YANG, 2018; KHAN et al., 2019).

3.2 A problemática dos efluentes hospitalares

No Brasil existem diversos instrumentos regulatórios que direto ou indiretamente conduzem as organizações a tratar seus efluentes. A Lei nº 11.445 criada por Brasil (2007) e a Resolução CONAMA (2005) nº 357, complementada e alterada pela Resolução CONAMA (2011) nº 430 são as principais regulações que ditam as regras básicas para tratamento e lançamento de efluentes.

Comparando a natureza dos poluentes no efluente hospitalar com o esgoto doméstico, pode-se observar que o efluente hospitalar contém grande variedade de substâncias tóxicas, principalmente antibióticos, radionuclídeos e desinfetantes em excesso, dentre outros compostos. Por exemplo, os pesquisadores destacaram que a faixa desses micropoluentes é muito maior em torno de 4 a 150 vezes que a do esgoto doméstico (VERLICCHI et al., 2010; SANTOS et al., 2013; CHONOVA et al., 2016).

Segundo Chonova et al. (2016), as ETE's convencionais geralmente não são projetadas especificamente para eliminar contaminantes hospitalares e seus efluentes podendo causar riscos ambientais. Para a solução desse problema duas alternativas podem ser aplicadas. Verlicchi et al. (2010) recomendam um tratamento separado para evitar a diluição da água sanitária por mistura com esgoto urbano e Kovalova et al. (2013) sugerem que o tratamento de águas residuais hospitalares na sua fonte também é uma alternativa viável.

Verlicchi, Al Aukidy e Zambello (2015) cita que nos países europeus, já foram construídas diferentes ETE's em grande escala para o tratamento dedicado de efluentes hospitalares. Na França, foi adotada uma abordagem original para gerenciar e tratar separadamente o efluente de um novo hospital regional (Centre Hospitalier Alpes Léman, Alta Sabóia), a fim de avaliar a relevância de um tratamento separado. Com a ajuda de uma

rede de esgoto dedicada, o efluente hospitalar desse caso específico foi transportado para a ETE municipal próxima, onde é tratado em uma linha específica e sujeito a monitoramento contínuo (PERRODIN et al., 2013; BERTRAND-KRAJEWSKI et al., 2014).

Segundo McArdell et al. (2011) e Santos et al. (2013), o efluente hospitalar era e (ainda) é considerado da mesma natureza poluente que efluentes urbanos e, portanto, é comumente descarregado em sistemas públicos de esgoto, transportados para uma ETE urbana onde é submetido a tratamento convencional. A Organização Mundial da Saúde (OMS), por exemplo, considera esse tipo de prática aceitável (WHO, 2014).

Um exemplo clássico disso é como ocorre no Brasil, uma vez que a própria Resolução do CONAMA (2011) 430 apresenta certa flexibilidade em relação ao lançamento de efluentes oriundos de serviços de saúde, visto que este instrumento regulatório permite que tais resíduos possam ser lançados na rede coletora de esgoto sanitário conectada a um ETE, desde que atenda às normas e diretrizes da operadora responsável pelo tratamento. Além do potencial poluidor e da flexibilidade na legislação, outra questão foi relatada por Khan et al. (2019): a disparidade nas leis disponíveis para gerenciamento de resíduos hospitalares em diferentes países dificulta a comparação dos prós e contras dos métodos adotados.

Nesse sentido, Khan et al. (2019) alertam que leis rígidas precisam ser estruturadas para o gerenciamento de águas residuais hospitalares e seu tratamento, pois contém compostos nocivos em concentrações mais altas, resultando no desenvolvimento de genes resistentes. É notável que as leis e instrumentos regulatórios tenham se tornado, em alguns casos, mais rígidos devido à busca pela promoção de melhores condições de vida, saúde e saneamento para as populações.

A partir da urgência em atender tais requisitos, incontáveis métodos e sistemas de tratamento foram desenvolvidos de acordo com a evolução da ciência e adaptados às mais diversas necessidades. Em geral, os processos para purificar as águas residuais incluem métodos físicos, químicos e biológicos com várias tecnologias que variam de adsorção, filtração, biodegradação, oxidação e redução, irradiação por ultravioleta e C/F/S. No final, os critérios qualitativos e quantitativos exigidos pela legislação devem ser atendidos, enquanto que a sustentabilidade, como desempenho chave moderno, é empurrada para o primeiro plano (RAJASULOCHANA; PREETHY, 2016; HAHN; ZIBEK, 2018).

Os métodos supraditos podem ser empregados no tratamento de efluentes hospitalares. O Quadro 3.1 fornece uma breve visão de alguns trabalhos de pesquisa que relataram tratamentos de águas residuais hospitalares incluindo lavanderias. Além disso, esse

quadro aponta justificativa do tratamento, a característica principal do sistema, em alguns casos o tipo de tratamento, os parâmetros mais importantes, bem como seus autores.

Quadro 3.1 – Algumas investigações de tratamento de efluentes hospitalares no Brasil e no mundo incluindo um breve resumo e justificativa do estudo.

Características	Justificativa	Parâmetros investigados	Referências
Reator MBR com fibra oca submersa em grande escala Instalado Hosp. Comum. Haidian (China)	Eficiência e estabilidade operacional do reator com microfiltração no tratamento de Efluentes Hospitalares	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), NH ₄ (amônia) turbidez e <i>Escherichia coli</i>	(WEN et al., 2004)
Investigação de Foto-Fenton (escala laboratorial) para pré-tratamento de efluentes em hospital de Bangkok, Tailândia	Melhoria na biodegradabilidade de efluentes hospitalares com um pré-tratamento	DBO ₅ , DQO, carbono orgânico total, turbidez, sólidos totais dissolvidos, condutividade e toxicidade	(KAJITVICHYAN UKUL; SUNTRONVIPART, 2006)
Consiste em um reator integrado anaeróbico - de filme fixo aeróbico (escala piloto) alimentado com efluente hospitalar em hospital Iraniano	Avaliar potencial redução da carga orgânica em efluentes hospitalares por pré-tratamento biológico antes do co-tratamento	DBO ₅ , DQO, NH ₄ , turbidez, bactéria e <i>Escherichia coli</i>	(REZAEI et al., 2005)
Bioreator MBR (planta piloto) empregado em tratamento secundário de efluentes do grande hosp. em Ferrara, Itália	Avaliar a viabilidade do tratamento de efluentes contendo compostos farmacêuticos	DBO ₅ , DQO, NH ₄ , turbidez e <i>Escherichia coli</i>	(VERLICCHI; GALLETI; MASOTTI, 2010)
Investigação de resíduos de bactérias no lodo ativado convencional do tratamento secundário da ETE de um hospital no Rio de Janeiro, Brasil.	Avaliar a diversidade e a resistência a antibióticos de <i>Pseudomonas aeruginosa</i> em efluentes hospitalares	Resistência a antibióticos de <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura, salinidade e cloro	(SANTORO et al., 2015)
Comparação entre coagulantes-floculantes no tratamento de efluentes de um hospital univers. em Maringá, Brasil	Avaliar o desempenho de dois coagulantes comerciais no tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar	pH, alcalinidade, cor, turbidez, DQO, sólidos totais e sólidos totais dissolvidos	(ZOTESSO; COSSICH; TAVARES, 2019)
Consiste em coagulação adicionando FeCl ₃ * antes da filtração rápida e etapas de desinfecção realizada no hospital localizado em Vellore, Tamil Nadu (Índia)	Opções para pre-tratamento de efluentes hospitalares antes da descarga em esgoto público	DQO, DBO ₅ , sólidos suspensos e fósforo	(GAUTAM; KUMAR; SABUMON, 2007)

* Cloreto de ferro III

Fonte: Autor (2020).

Não obstante, dentro desse ambiente, um departamento que chama a atenção pragmática dos pesquisadores é a lavanderia hospitalar que, por sua vez, aplica inúmeros produtos, que possuem baixa degradabilidade. Devido ao grande volume de águas residuais

geradas na lavanderia e às características que tornam esses efluentes um alto nível de impacto ambiental, a lavanderia do hospital está em uma posição de grande importância em relação à necessidade de gestão ambiental (KIST et al., 2005, 2006; ŠOSTAR-TURK; PETRINIĆ; SIMONIČ, 2005; LUTTERBECK, 2010; KERN et al., 2013; MANOUCHEHRI; KARGARI, 2017).

3.3 Efluentes de lavanderias hospitalares

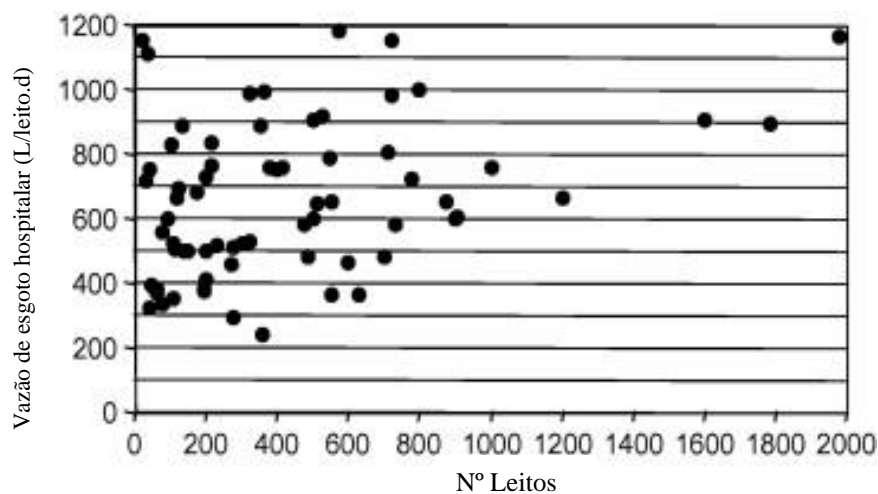
No processo de lavagem de roupas em lavanderias hospitalares os principais componentes de entrada são: produtos químicos inerentes às lavanderias, sujidades provenientes das roupas, e a água de entrada utilizada na lavagem.

A atividade industrializada de lavagem de roupas é uma atividade de apoio, que faz parte dos serviços de saúde dentro de um hospital, que possui forte influência na qualidade da assistência à saúde, principalmente no que se refere à segurança e ao conforto do paciente e colaborador. Este serviço apresenta grande importância no contexto hospitalar (SOUZA, 2012).

Apesar de ser uma atividade importante, a literatura relata alto consumo de água. Segundo Kern et al (2013) aproximadamente 150 m³/dia de efluentes são gerados por uma unidade hospitalar de 180 leitos no sul do Brasil que são descarregadas no sistema de esgoto local sem qualquer tratamento. A lavanderia deste hospital produz uma média de 48 a 50 m³/dia de efluentes líquidos, o que representa cerca 1/3 dos resíduos daquela unidade. Além disso, foi inferido que em média são higienizados 970 kg/dia de itens têxteis, o que representa um consumo médio de cerca de 50 L/kg_{roupas}. De uma perspectiva geral, o Ministério da Saúde (1986) e Adolf (2009) estima que cerca da metade da água utilizada nos hospitais é destinada ao consumo da lavanderia e que são necessários cerca de 35 a 40 L/kg_{roupa} nas máquinas de lavagem, considerando uma previsão de consumo de água de 250 litros/leito/dia nos hospitais brasileiros.

Verlicchi et al. (2010) fizeram um levantamento de consumo médio de água por leito/dia em hospitais de todo o mundo e não encontrou uma correlação clara entre seus consumos e tamanho dos hospitais analisados. Porém, enfatiza que os valores mais altos entre 200 e 1200 L/leito/dia se referem aos países industrializados e vice-versa para os países em desenvolvimento, os dados podem ser visualizados na Figura 3.1.

Figura 3.1 – Consumo de água diária em hospitais correlacionados ao número de leitos.



3.3.1 Tipos de contaminantes

Sanches (2008) classifica as sujidades em sujeiras sólidas e líquida. A poeira, argila, sais e carvão são considerados sólidos, ao passo que a líquida resulta na presença de material oleoso, ácidos, secreções de pele. Podendo estas serem mistas quando os sólidos se associarem com elementos graxos.

As fibras de algodão e linho são mais propensas à penetração da sujeira. As fibras de seda e lã, não esponjosas apresentam menor penetração da sujeira. As fibras sintéticas não apresentam fissuras ou esponjosidade, portanto sua sujeira fixa somente sob a superfície e não se penetra, contudo, a graxa (oleosa) a cobre de uma camada com forte aderência. A remoção é ante a aplicação de detergentes em água. Sujieiras são carregadas eletricamente positivas, ao passo que, o tecido é negativamente carregado e conseqüentemente explica a aderência natural entre os componentes. A natureza dos detergentes é positivamente carregada. As cargas positivas do detergente quando repelem a sujeira das roupas, pois possuem polos iguais e a limpeza é efetuada devido a este processo explicado pela física (SANCHES, 2008).

3.3.2 Caracterizações de efluentes específicos de lavanderias hospitalares

Sanches (2008) classifica as sujidades em sujeiras sólidas e líquida. A poeira, argila, sais e carvão são considerados sólidos, ao passo que a líquida resulta na presença de material

oleoso, ácidos, secreções de pele. Podendo estas serem mistas quando os sólidos se associarem com elementos graxos.

As fibras de algodão e linho são mais propensas à penetração da sujeira. As fibras de seda e lã, não esponjosas apresentam menor penetração da sujeira. As fibras sintéticas não apresentam fissuras ou esponjosidade, portanto sua sujeira fixa somente sob a superfície e não se penetra, contudo, a graxa (oleosa) a cobre de uma camada com forte aderência. A remoção é ante a aplicação de detergentes em água. Sujeiras são carregadas eletricamente positivas, ao passo que, o tecido é negativamente carregado e conseqüentemente explica a aderência natural entre os componentes. A natureza dos detergentes é positivamente carregada. As cargas positivas do detergente quando repelem a sujeira das roupas, pois possuem polos iguais e a limpeza é efetuada devido a este processo explicado pela física (SANCHES, 2008).

As águas residuais geradas nas lavanderias se caracterizam principalmente pela presença de detergentes, quase sempre microrganismos patogênicos e outros aditivos, que de forma geral são chamados de polifosfatos, carbonatos, corantes, agentes bactericidas, enzimas (SANCHES, 2008).

Outro ingrediente presente e essencial no processo de lavagem de roupas são os chamados adjuvantes (*builders* em inglês). Em uma publicação da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA (1996) e da União Europeia - EU (2011), foi relatado que estes aditivos são formidáveis na redução do efeito da dureza da água removendo íons de cálcio e magnésio, o que aumenta a eficácia do detergente. Ao remover estes íons, os *builders* permitem que os surfactantes tenham melhor acesso para limpar as roupas, uma vez que as moléculas de sujeira estão frequentemente ligadas ao tecido por pontes de íons de cálcio. A ligação do cálcio também impede que os íons reajam com outros ingredientes detergentes e precipitem da solução.

Portanto, os adjuvantes são ingredientes muito importantes em detergentes de lavanderia em áreas em que a água dura é usada para lavar. Os *builders* utilizados em detergentes para roupa são compostos por fosfato, fosfonato, zeólito, silicatos, carbonato e citrato. Geralmente, mais de um adjuvante são usados em um produto, criando um sistema *builder*. Existe uma grande variação nos adjuvantes usados nos países europeus. Uma razão para isso é a diferença no número de domicílios conectados às estações de tratamento e se as estações de tratamento são capazes de remover os construtores da água. Outra razão é a diferença na dureza da água em diferentes regiões (USEPA, 1996; EE, 2011).

Segundo Sanches (2008), as substâncias citadas no parágrafo anterior são regulamentadas pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA (1976) Lei Federal nº 6.360, de 23 de setembro de 1976 e pela ANVISA (2001), Resolução de Diretoria Colegiada – RDC/ANVISA nº 184, de 22 de outubro de 2001. A RDC/ANVISA nº. 14/07 ainda classifica como produto de ação microbiana de uso específico (ANVISA, 2007). Nesse sentido, Sanches (2008) acrescenta que também é importante observar as orientações contidas no rótulo dos produtos deste gênero, observando à diluição de uso e tempo de contato do produto, garantindo assim sua eficácia e segurança de uso. Essa autora também faz menção aos produtos químicos mais utilizados em lavanderias hospitalares: sabão, detergente, agentes alvejantes, amaciantes e desinfetantes.

Uma lavanderia hospitalar, em relação a outros setores hospitalares, do ponto de vista ambiental, é o que gera o efluente mais nocivo. As altas concentrações de produtos químicos como sanitizantes, desinfetantes, antibióticos, umectantes, surfactantes, entre outros, conferem a esses efluentes o poder de exercer características de menor biodegradabilidade ao efluente gerado pelas unidades hospitalares (EMMANUEL et al., 2005). Segundo tal raciocínio, Souza (2012) observa que a presença dessas substâncias pode gerar problemas no tratamento biológico das ETE's, devido justamente as características recalcitrantes e antibacterianas dessas substâncias, podendo ainda apresentar riscos aos ecossistemas aquáticos que são expostos a esses compostos presentes no efluente de lavanderia hospitalar.

Estas substâncias citadas no parágrafo anterior por Emmanuel et al. (2005) de acordo com Vilela (2008) conferem às águas residuais de lavanderias industriais certas características específicas no qual estão destacadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Composição de efluentes específicos de lavanderias industriais.

Parâmetro	Quantidade
pH	9,0 a 9,3
Alcalinidade de carbonato de sódio	60 a 250 mg/L
Sólidos Totais	800 a 1200 mg/L
Demanda Bioquímica de Oxigênio	400 a 450 mg/L

Fonte: Vilela (2008).

Em uma lavanderia de um hospital Português, o Hospital Distrital de Santarém, Noronha (2002) obteve as características dos efluentes, conforme apresentado na Tabela 3.2. Apesar de o pH estar em uma faixa aceitável para a legislação europeia (EU, 1991), DQO, óleos e graxas e Coliformes apresentam valores consideráveis.

Tabela 3.2 – Características do efluente de hospital português (lavanderia).

Parâmetros	Valor
pH	7,94
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	16,8
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	60
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	260
Óleos e Gorduras (mg/L)	748
Nitrogênio Total (mg/L)	4
Fósforo Total (mg/L)	5
Alumínio (mg/L)	0,23
Bário (mg/L)	0,6
Prata (mg/L)	<0,04
Mercúrio (mg/L)	0,78
Zinco (mg/L)	0,77
Cádmio (mg/L)	<0,005
Chumbo Total (mg/L)	0,03
Níquel (mg/L)	<0,03
Fenóis (mg/L)	0,01
Detergentes (mg/L)	<0,14
Coliformes Totais (/100ml)	>16000
Coliformes Fecais (/100ml)	>16000

Fonte: Noronha (2002).

Seguindo tal raciocínio, Grull, Blum e Mancuso (2003) publicaram dados sobre a qualidade dos efluentes de algumas lavanderias hospitalares, os quais estão apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Características dos efluentes em lavanderias hospitalares.

Parâmetro	Unidade	Valores
Óleos e graxas	mg/L	28
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L O ₂	632
Demanda Química de Oxigênio	mg/L O ₂	172
Nitrogênio amoniacal	mg/L	ND
Nitrogênio total	mg/L	14
pH	-	11
Alcalinidade total	mg/L	367
Turbidez	NTU	49
Cor aparente	mg/L Pt/Co	335
Cloro residual livre	mg/L	ND
Cloro residual combinado	mg/L	ND
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	55
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	950
Ferro total	mg/L	0,23
Manganês	mg/L	0,027
Condutividade	uS	1,327

Fonte: Grull, Blum e Mancuso (2003).

Ao compararmos os resultados de alguns parâmetros encontrados nas características dos efluentes da lavanderia hospitalar portuguesa apresentado por Noronha (2002) e o estudo realizado por Grull, Blum e Mancuso (2003), pôde ser observado uma disparidade

considerável nos índices pH, óleos e graxas, DQO e nitrogênio. Esta diferença talvez ocorra em função das épocas estudadas, padrões de hospitais, número de leitos, e tecnologias aplicadas na lavagem das roupas.

Kist et al. (2005) caracterizaram o efluente bruto de uma lavanderia hospitalar, coletando amostras de efluentes na saída da máquina de lavagem. Analisaram o efluente de cinco etapas do processo de lavagem para roupas de grau de sujidade pesada: a água da pré-lavagem, a lavagem com dois detergentes, a lavagem de alvejamento e desinfecção com peróxido de hidrogênio, a lavagem com aquecimento e o enxague/amaciamento. Os resultados da caracterização dos efluentes brutos são apreciados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Características analíticas de efluentes de lavanderia hospitalar.

Etapas	pH	Nitrogênio (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Turbidez (NTU)	Surfactantes (mg/L)	Coliformes termotolerantes (NPM/100ml)	DBO* (mg/L)	DQO (mg/L)
Pré-lavagem	7,20	13,3	0,56	85	-	160000	829	2182
Lavagem	6,50	5,3	2,86	52	-	35000	415	4692
Alvejamento	11,50	5,3	1,51	42	0,482	<2	127	1850
Lavagem Aquecimento	10,20	2,9	0,99	36	0,385	<2	625	3761
Amaciamento	7,60	0,3	0,19	30	-	<2	311	1229

* DBO: Demanda bioquímica de oxigênio.

Fonte: Kist et al. (2005).

O estudo realizado por Kist et al. (2005) nos leva a concluir que na pré-lavagem e lavagem os resultados de coliformes termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e DQO são críticas, apresentando altos valores. Contudo, é notório o decréscimo dos valores de DBO e DQO até o alvejamento, e a partir da lavagem e aquecimento houve altas variações. Essa característica revela a eficácia dos produtos químicos empregados em cada etapa, diminuindo os níveis de coliformes termotolerantes, que simultaneamente altera os níveis de DBO e DQO.

Em um momento posterior, Kist et al. (2006) realizaram um novo estudo, e desta vez as amostras foram coletadas imediatamente após o efluente de todas as etapas de lavagem ter sido misturado, porém antes de chegarem ao esgoto da cidade. Avaliou as amostras de água bruta com os mesmos parâmetros do estudo anterior e, em seguida, submeteu as amostras ao tratamento com método de Fenton e realizou a mesma caracterização, as quais os resultados foram estão apresentadas na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Resultados de caracterização da amostra de água bruta e tratada (método Fenton).

Tipo de Amostra	pH	N (mg/L)	P (mg/L)	Turbidez (NTU)	Surfactantes (mg/L)	Coliformes termotolerantes NMP/100ml	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)
Bruta	9	12,6	0,4	49	<0,02	1,6x10 ⁴	460	1180
Tratada com método Fenton	-	14,2	2	17	<0,02	<2	339	375

Fonte: Kist et al. (2006).

O tratamento pelo método de Fenton apresentou expressiva eficácia sendo visível a redução considerável dos níveis de coliformes e DQO. A turbidez e a DBO foram reduzidas em pequena escala, mas provocou um pequeno aumento nos níveis de nitrogênio e fósforo.

Por outro lado, Albrecht (2007) utilizou fotocatalise heterogênea e foto-ozonização catalítica, para o tratamento de efluentes de lavanderias de unidade de saúde. Os melhores resultados encontrados foram com o tratamento de foto-ozonização catalítica, por meio do qual foram obtidos 30% de remoção de DQO, 75% de remoção de DBO, 49% de turbidez e 100% de remoção de microrganismos.

Os resultados da pesquisa de Lutterbeck (2010) objetivaram caracterizar os efluentes gerados em uma lavanderia hospitalar, bem como, o tratamento desses efluentes. A caracterização identificou as etapas mais críticas no processo de lavagem: o enxágue inicial das compressas e a lavagem. Os resultados caracterizados estão apresentados na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Resultados da caracterização de águas residuais de lavanderia hospitalar de um hospital no município de Vale do Rio Pardo – RS, Brasil.

Parâmetro	Enxague Composto	Pré-Lavagem	Lavagem	Amaciamento	Amostra Composta	1º Enxague Compressas	CONSEMA 128/2006
DQO (mg/L)	293,95	426,85	555,58	153,85	288,46	838,86	360
DBO ₅ (mg/L)	70	36,33	15,67	13,33	23,33	440,67	150
Condutividade	213,30	1320	368,80	378,26	412,03	363,76	-
pH	7	10	9,50	6,50	9	7	6 - 9
Turbidez (NTU)	50,56	117,80	73,55	73,06	43	213,94	-
F total (mg/L)	0,47	0,56	0,19	0,48	1,50	1,95	4
NTK (mg/L)	12,10	9,23	3,13	1,10	6,60	67,6	20
Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	68.333	<180	<180	<180	15.500	2,97x10 ⁶	105
Ecotoxic. CE 50 (l) 48h (%)	100	41	14,2	65,49	81,49	28,8	-
Temperatura (°C)	20,5	42	83	29	28	21	≤40

Fonte: Lutterbeck (2010).

Lutterbeck (2010) ao dividir a caracterização de acordo com as etapas de lavagem mostrou que, na unidade estudada, a pré-lavagem e o 1º enxágue de compressas têm potencial

para serem as descargas mais nocivas devido, principalmente, aos elevados valores de DQO, DBO e Condutividade.

Os resultados das caracterizações dos efluentes hospitalares demonstrados revela o potencial poluidor de águas residuais de suas lavanderias. Além disso, devido ao caráter de urgência em atender leis e instrumentos regulatórios, para este estudo, é de suma importância o entendimento da água quanto aos seus índices e alguns poluentes. Portanto, a próxima seção se trata de uma revisão geral dos índices químicos, biológicos e físicos.

3.4 Coagulação/floculação como tratamento de efluentes

Entre todos os métodos de tratamento de efluentes, o processo de C/F/S é um dos mais antigos e essenciais. Descoberto pelos egípcios em 1500 a.C., hoje, estes processos são implementados com o propósito de aglomerar colóides e partículas finas, também conhecido como flocos (AFFAM; EZECHI, 2020).

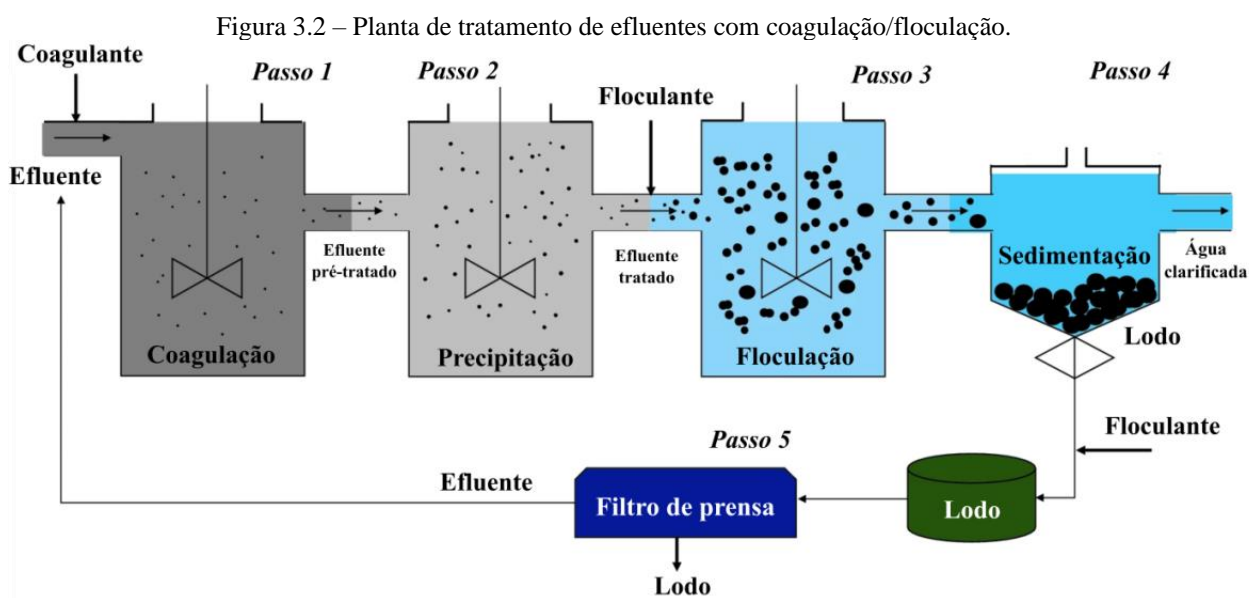
Conforme visto no item anterior, as águas superficiais podem conter um grande espectro de impurezas. Di Bernardo, Dantas & Voltan (2017) afirmaram que elas podem ser partículas coloidais, substâncias húmicas e organismos em geral, e sua carga negativa estável a impede de se aproximarem umas das outras.

Para remover estas partículas estáveis da água, a C/F/S provoca a ocorrência de um processo de duas fases. A primeira é conhecida como coagulação, que por intermédio da adição de determinado coagulante na água, ocorre um processo de desestabilização das partículas, reduzindo as forças repulsivas entre os colóides. Na segunda fase ocorre a chamada floculação, processo no qual as partículas desestabilizadas tendem a se unir para formar flocos através da atração da força de van der Waals. Assim, a grosso modo, diz-se que é possível reduzir a turbidez e remover poluentes, como por exemplo, matéria orgânica, matéria inorgânica, sólido em suspensão, dentre outros (HO; CHUA; CHONG, 2020).

Em outras palavras, Ashraf et al. (2016) descrevem que na primeira fase a coagulação, por meio da neutralização de cargas enfraquece os contaminantes coloidais, que na fase posterior (floculação) converte os pequenos elementos em agregados grandes (formação de pontes) e adsorve substâncias orgânicas dissolvidas nos agregados por um mecanismo de adsorção.

Na maioria das estações de tratamento, os efluentes do reservatório passam pelo primeiro compartimento no qual são adicionados coagulantes-floculantes (C-F's). Em seguida ela se move para o tanque de sedimentação, onde ocorre o processo de C/F/S e as partículas suspensas se depositam no fundo do tanque. A água clarificada desse estágio passa por um

processo de filtragem antes de ser desinfetada para distribuição aos usuários finais. O principal estágio de reação em que a matéria orgânica natural e outros contaminantes são removidos é o estágio de C/F/S (OKAIYETO et al., 2016). No entanto, o processo de C/F/S também pode ser aplicado como tratamento principal ou mesmo como pós-tratamento, conforme mostra a Figura 3.2 (LICHTFOUSE et al., 2019).



Fonte: Adaptado de Lichtfouse et al. (2019).

Morin-Crini et al. (2019) ponderam que neste tipo de tratamento são utilizados reagentes químicos para induzir os processos de C/F/S, precipitação, adsorção, floculação e sedimentação para que ocorra a remoção de partículas suspensas e coloidais mais eficiente possível. Bratby (2016) afirma que tais processos são induzidos principalmente por sais metálicos de alumínio e ferro. Existe uma ínfima gama de C-F's que podem desempenhar um bom papel.

3.4.1 Principais tipos de coagulantes-floculantes

Conforme mencionado, a aglomeração de partículas para formar flocos grandes e estáveis envolve a mistura dos C-F's nas águas residuais. A Sociedade Americana de Testes e Materiais – ASTM (2019), por meio da norma D2035/19 padronizou o teste do jarro, ensaio para dosagem de C-F's, mais conhecido como *Jartest*. Realizando este ensaio, é possível dosar a quantidade de C-F's necessária para o tratamento eficaz de um determinado efluente. O ensaio baseia-se na determinação do tempo e gradiente de velocidade da agitação necessário. Uma vez otimizadas estas variáveis, o efluente resultante deve apresentar grande

redução da turbidez. Portanto, o emprego do teste do *Jartest* é de fundamental importância para este estudo.

Uma extensa variedade de C-F's pode ser enumerada. Contudo, nesta seção trataremos do assunto classificando-os em três tipos de C-F's: inorgânicos, sintéticos e naturais (biomateriais). A Figura 3.3 apresenta a maioria destes compostos separados por classes.

Figura 3.3 – Classes de coagulantes-floculantes.



Fonte: adaptado de Siah, Robinson & Fong, (2014), Okaiyeto et al. (2016) e Bratby (2016).

O principal enfoque deste estudo são os C-F's naturais. Portanto, serão mencionados apenas algumas vantagens e desvantagens quanto ao uso dos compostos inorgânicos e sintéticos.

3.4.1.1 Coagulantes-floculantes inorgânicos e sintéticos

Siah, Robinson e Fong (2014) afirmaram que a maioria das partículas suspensas nas águas residuais geralmente exibe uma carga negativa. Os compostos inorgânicos dos sais metálicos citados na Figura 3.3 poderão ser ionizados quando adicionados a estas águas para formar cargas catiônicas, as quais podem se ligar às partículas suspensas carregadas negativamente. De acordo com Suopajarvi et al. (2013), essa interação leva a uma redução na carga superficial e a formação de micro flocos que, por sua vez, se agregam para formar

flocos maiores e podem facilmente sedimentar na solução. Entre esses materiais inorgânicos, os baseados em alumínio e ferro são amplamente utilizados no tratamento de água potável e efluentes (BRATBY, 2016).

Os compostos sintéticos apresentados na Figura 3.3 são convencionalmente utilizados em diferentes processos industriais como agentes de C/F/S. Segundo Suopajarvi et al. (2013), esses materiais são comumente derivados de matérias-primas à base de óleo ou não renováveis. Eles geralmente têm um alto peso molecular e possuem inúmeras cargas (polieletrólitos) em sua cadeia molecular, o que aumenta sua eficácia na C/F/S. Aizat e Aziz (2019) reforça que a empregabilidade destes dois tipos de compostos (inorgânico/sintéticos) é favorecida há décadas devido ao seu mecanismo de ação rápida e baixo custo (pois são produzidos em massa).

Apesar da sua alta variedade, empregabilidade e baixo custo, o uso desses C-F's pode gerar vários outros problemas no processo de tratamento, alterar a estrutura dos poluentes e subsequentemente os tornar muito mais difíceis de serem degradados; podem promover o aumento de metais pesados na água; causar reações entre esses compostos químicos e poluentes, tornando-os susceptíveis a formar subprodutos que são ainda mais prejudiciais, principalmente para organismos aquáticos, animais e saúde pública (OKAIYETO et al., 2016; SOROS et al., 2019).

Além disso, alguns desses produtos dependem do pH da água e de doses muitas vezes elevadas para produzir uma remoção de poluentes consistentemente alta. Fora isso, o volume de lodo gerado é, muitas vezes, um desafio para plantas de tratamento que o aplicam, pois o caráter poluidor desse resíduo à saúde dos seres vivos e ambiental é preocupante e, uma vez gerado, é de difícil reciclagem (SOROS, 2015; OKAIYETO et al., 2016; AIZAT; AZIZ, 2019).

Dentre estas e outras desvantagens, para sais férricos é necessário um controle cuidadoso na dosagem, pois o ferro residual excessivo pode produzir água colorida; para o alumínio (Al), o risco tóxico está relacionado ao aumento presumido da ingestão de 4 mg Al/dia de sulfato de alumínio e pode afetar o fígado, coração, cérebro. Além disso, essa substância está relacionada à degeneração da doença de Alzheimer. O Quadro 3.2 resume as principais vantagens e desvantagens do uso de C-F's inorgânicos (KWEINOR TETTEH; RATHILAL, 2020).

Quadro 3.2 – Vantagens e desvantagens dos coagulantes-floculantes inorgânicos/sintéticos.

Nome	Fórmula Quím.	Vantagens	Desvantagens
Sulfato de alumínio (Alume)	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	Fácil de manusear e aplicar; mais comumente usado; produz menos lodo que cal; mais eficaz entre pH 6,5 e 7,5	Adiciona sólidos dissolvidos (sais) à água; eficaz em uma faixa limitada de pH.
Aluminato de sódio	$Na_2Al_2O_4$	Eficaz em águas duras; em geral requer pequenas doses	Frequentemente usado com alume; alto custo.
Cloreto de polialumínio (PAC)	$Al_{13}(OH)_{20}(SO)_4Cl_{15}$	Em algumas aplicações, os flocos formados são mais densos e mais rápidos que o alumínio	Não é comumente usado; poucos dados em escala real em comparação com outros derivados de alumínio.
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	Eficaz entre faixas de pH ácidas (4 - 6) e alcalinas (8,8 - 9,2)	Adiciona sais à água; Em geral, requer a alcalinização da água; Não indicado para pH neutro.
Cloreto férrico	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	Eficaz entre pH 4 e 11	Adiciona sais à água; consome duas vezes mais alcalinidade que alume.
Sulfato ferroso	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	Não é tão sensível ao pH quanto a cal	Adiciona sais à água; em geral, requer a alcalinização da água.
Cal	$Ca(OH)_2$	Comumente usado; muito efetivo; não adiciona sais aos efluentes.	Dependente do pH; produz grandes volumes de lodo; overdose pode resultar em baixa qualidade do efluente.

Fonte: adaptado de Kweiner Tetteh e Rathilal (2020).

A substituição total ou parcial dos compostos tradicionalmente usados, por substâncias naturais, visa principalmente eliminar os riscos tóxicos devido à sua baixa ou nenhuma biodegradação (ALDÁS SANDOVAL; BUENAÑO BAUTISTA; VERA CALLE, 2019).

3.4.2 Coagulantes-floculantes de ocorrência natural (biomateriais)

Para Kawamura (1976), por pelo menos quatro décadas os materiais inorgânico-sintéticos foram utilizados em processos de C/F/S para clarificação da água. Uma vez que o uso dos C-F's inorgânico-sintéticos, por um lado trata efetivamente os efluentes através dos mais diversos compostos, por outro podem causar danos colaterais. Posto isso, os biomateriais se despontam como uma ótima alternativa frente a esses componentes de origem metálico-artificiais (BRATBY, 2016).

Como o nome sugere, biomateriais são substâncias sintetizadas por organismos vivos. Dassanayake, Acharya & Abidi (2019) define que eles são biomoléculas poliméricas, isto é, aquelas de cadeia longa, compostas por unidades monoméricas repetidas ligadas covalentemente.

Desde o início dos anos 90, os biomateriais de origem têm sido frequentemente propostos como uma alternativa aos compostos sintéticos. Eles oferecem certo número de vantagens sobre aqueles tradicionais: são produzidos a partir de biomassa orgânica renovável, baratos, biodegradáveis, não tóxicos, abundantes, permitem a reutilização de lodo como fertilizante agrícola e outros. Eles são também parcialmente compostos por grupos ionizáveis como o carboxil e foram apresentados como alternativas econômicas e flexíveis a alguns polieletrólitos sintéticos (LAPOINTE; BARBEAU, 2020).

Chong (2012) acrescenta que o emprego de biocompostos gera menos volume de lodo porque os flocos formados com forte mecanismo de ponte são densos e compactados. Além disso, como eles são de ocorrência natural, parte do lodo gerado é prontamente descartado após tratamento simples ou ainda reutilizado como fertilizante na agricultura. Sharma e Sanghi (2012) descreve que eles são aplicados, principalmente para economizar tempo e recursos financeiros.

Yang et al. (2016) relataram que tais características singulares podem ser encontradas na quitina e seus derivados, cujo é possível o emprego como coagulantes, floculantes, auxiliares de coagulante e como componentes em floculantes compostos para tratar eficientemente águas residuais contendo diferentes tipos de contaminantes inorgânicos, orgânicos e biológicos dissolvidos e não dissolvidos, incluindo sólidos em suspensão, metais pesados, ácido húmico, corantes, algas e bactérias.

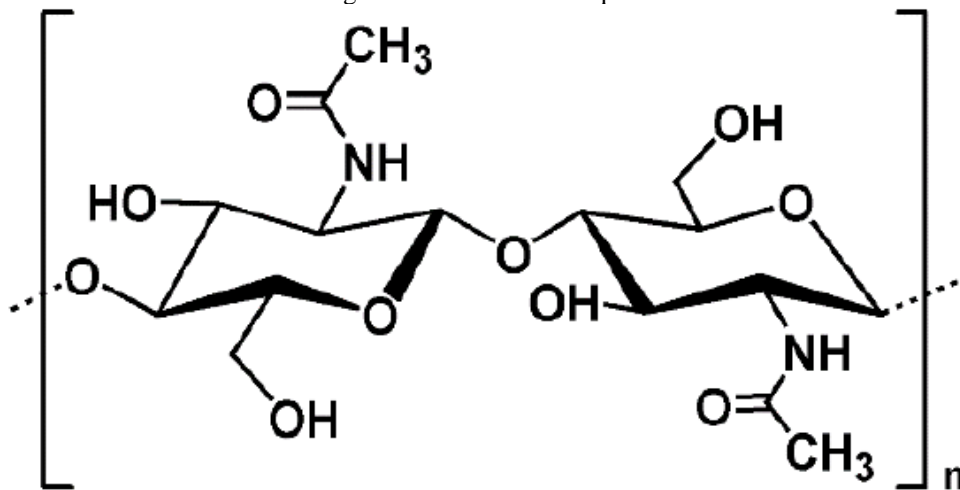
Para Ashraf et al. (2016), o derivado da quitina, como exemplo a quitosana (QS), é um de C/F/S natural ideal para tratamento de efluentes, cujo suas espécies catiônicas podem ser simplesmente adsorvidas na superfície colóide de suspensões aniônicas inorgânicas (bentonita) devido à atração eletrostática. Suas propriedades catiônicas permitem adsorver fortemente as toxinas de carga negativa com uma carga positiva, que pode ser modificada pelo pH (COOK; GUDE, 2020).

Nesta mesma pegada ambientalmente sustentável, outra substância que pode desempenhar papel similar ao da QS, seja de modo individual ou aliada à QS é a hidroxiapatita (HA). As propriedades físico-químicas como estabilidade, porosidade, baixa solubilidade em água, alta capacidade de sorção e grupos de superfície modificáveis permitem uma forte interação entre a HA e moléculas poluentes (MISHRA, 2017). Uma característica comum a esses dois compostos é que no final do processo ambos promovem lodos mais biodegradáveis.

3.5 Da quitina ao biomaterial quitosana (C-F natural)

A quitina (Figura 3.4) é um polissacarídeo natural e o segundo biopolímero mais abundante na Terra após a celulose. Sua descoberta em 1811 é atribuída a Henri Braconnot. Ela é um componente primário das paredes celulares dos fungos; dos exoesqueletos de artrópodes, como por exemplo, caranguejos, lagostas e camarões e insetos; das rádulas de moluscos; bicos de cefalópodes; escamas de peixes e lisanfíbios (KUMAR et al., 2019; MORIN-CRINI et al., 2019; ZHAO et al., 2020).

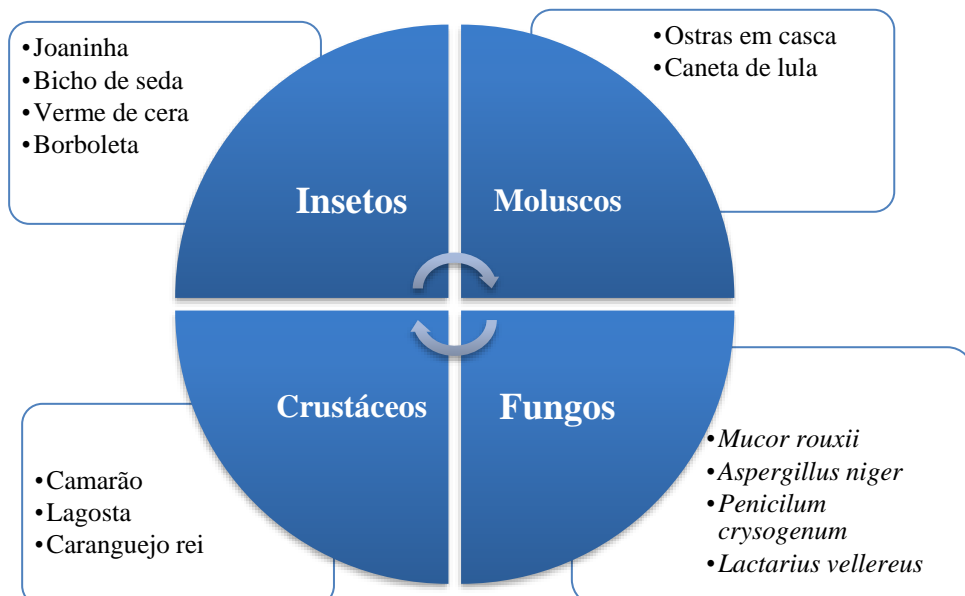
Figura 3.4 – Estrutura da quitina.



Fonte: Kumar et al. (2019).

A Figura 3.5 apresenta um esquema com as fontes de quitina separadas por classes.

Figura 3.5 – Fontes de quitina separadas pelas classes: Insetos, Moluscos, Crustáceos e Fungos.



Fonte: adaptado de Yadav et al. (2019).

Nouri et al. (2016) relataram que as conchas de crustáceos, por exemplo, contêm 20 a 30% de quitina em geral, 30 a 40% de proteínas, 30 a 50% de carbonato/fosfato de cálcio e alguns pigmentos que variam dependendo das espécies, fontes e estações de pesca. Dhillon et al. (2013) alertam que milhões de toneladas de crustáceos, como cascas de caranguejos, camarões, lagostas e krill, são produzidas a cada ano e Kumar et al. (2019) reforçam que são consumidos como frutos do mar ricos em proteínas em todo o mundo. As conchas dos crustáceos e outras partes não comestíveis que constituem cerca de metade da massa corporal, e que são fontes importante de quitina, são geralmente descartadas como resíduos (KUMAR et al., 2019).

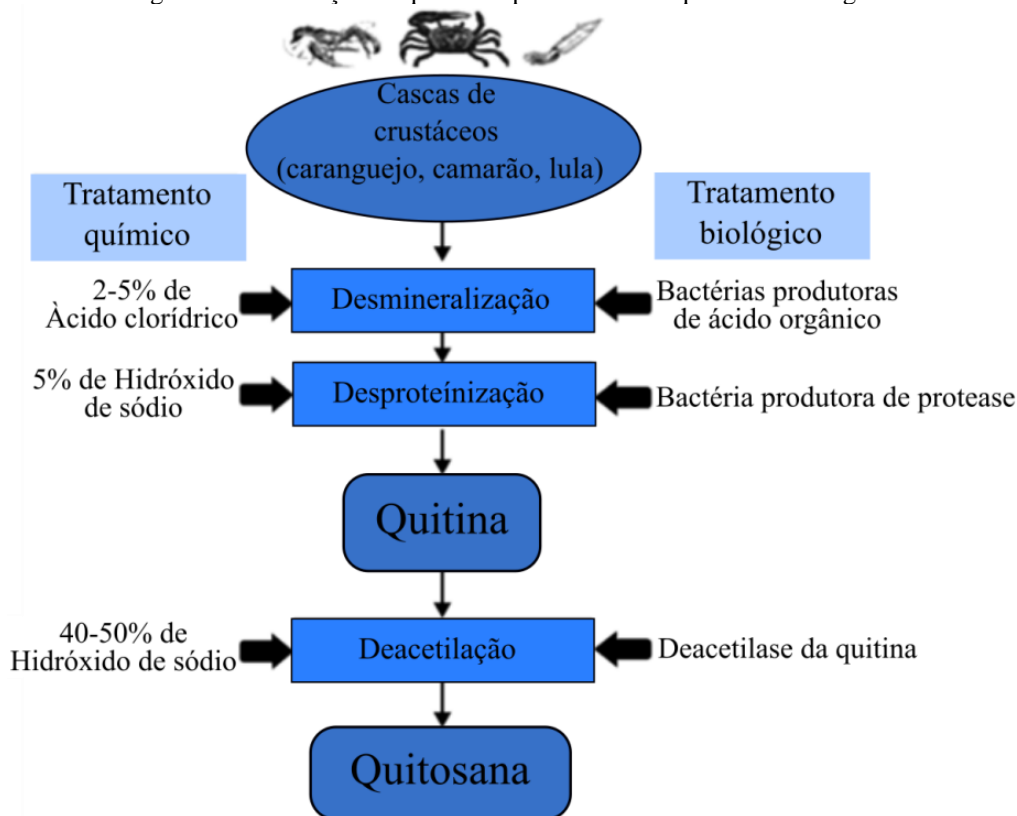
A quitina é encontrada em três formas poliméricas básicas, α , β e γ -quitina, geralmente extraídas de cascas de camarão e caranguejo, caneta de lula e cutículas do estômago de cefalópodes, respectivamente. Das três formas acima mencionadas do biopolímero, a α -quitina é a forma mais abundante e estável. Essas três formas correspondem a arranjos antiparalelos, paralelos e alternados de cadeias poliméricas, respectivamente. Uma ligação de hidrogênio entre o grupo acetamida nos carbonos C₂ e os grupos hidroxil alcoólicos secundários no carbono C₃ é ligada através de uma molécula de água aos grupos hidroxil alcoólicos primários no carbono C₆. Como resultado dessa configuração, a quitina possui uma forte estrutura cristalina, o que explica a alta estabilidade química e solvente do biopolímero (WANG; CHEN, 2014).

A deacetilação parcial da quitina leva à formação do polímero QS, constituído por unidades poli (D-glucosamina). Quando o grau de deacetilação da quitina atinge cerca de 50%, o material obtido começa a se tornar solúvel em meio ácido aquoso e é denominado quitosana (ESCUADERO-OÑATE; MARTÍNEZ-FRANCÉS, 2018).

O grau de deacetilação (GD) é indicativo da quantidade de grupos amino (-NH₂) ao longo da cadeia da QS e refere-se ao grau de remoção de grupos acetila (-COCH₃) a partir das fracções de amido. O grau de deacetilação e o grau de polimerização (GP) – que decidem o peso molecular (PM) – são dois parâmetros importantes que determinam o uso da QS para diversas aplicações (ANNU; AHMED; IKRAM, 2017; ESCUDERO-OÑATE; MARTÍNEZ-FRANCÉS, 2018).

A Figura 3.6 representa esquematicamente o modo como a quitina pode ser convertida em QS, seguindo abordagens químicas e biológicas.

Figura 3.6 – Produção de quitosana por tratamento químico e biológico.



Fonte: adaptado de Jo, Park e Jung (2011).

O Quadro 3.3 informa alguns métodos químicos de conversão de quitina em QS, onde também é possível conferir o grau de deacetilação exigido.

Quadro 3.3 – Métodos químicos de conversão da quitina em quitosa com o respectivo GD.

Método	Tipo de condições	GD (%)	Referências
Químico	Hidróxido de sódio (NaOH) a 12,5 M (140 ° C por 4 h)	Não relatado	(HAJJI et al., 2014)
Químico	Imersão em NaOH 18 M (24 h), Aquecimento (90 ° C por 7 h)	94,9	(MA; XIN; TAN, 2015)
Irradiação química e por micro-ondas	50% NaOH, 8 min de irradiação a 350 W	82,7	(EL KNIDRI et al., 2016)
Método químico assistido por ultrassom	40% de NaOH, períodos alternativos de irradiação (45 min) e não irradiação (30 min)	77,9	(BIROLLI; DELEZUK; CAMPANA-FILHO, 2016)
Método químico assistido por ultrassom	Deacetilação assistida por ultrassom quitina em NaOH a 40% (50 min, 60 ° C)	95	(FIAMINGO et al., 2016)
Químico	Imersão em quitina em NaOH 50% e autoclavada	88	(SEDAGHAT et al., 2017)
Químico	NaOH a 50% (90 ° C, 30 h)	74	(SOON et al., 2018)

Fonte: compilado de Yadav et al. (2019).

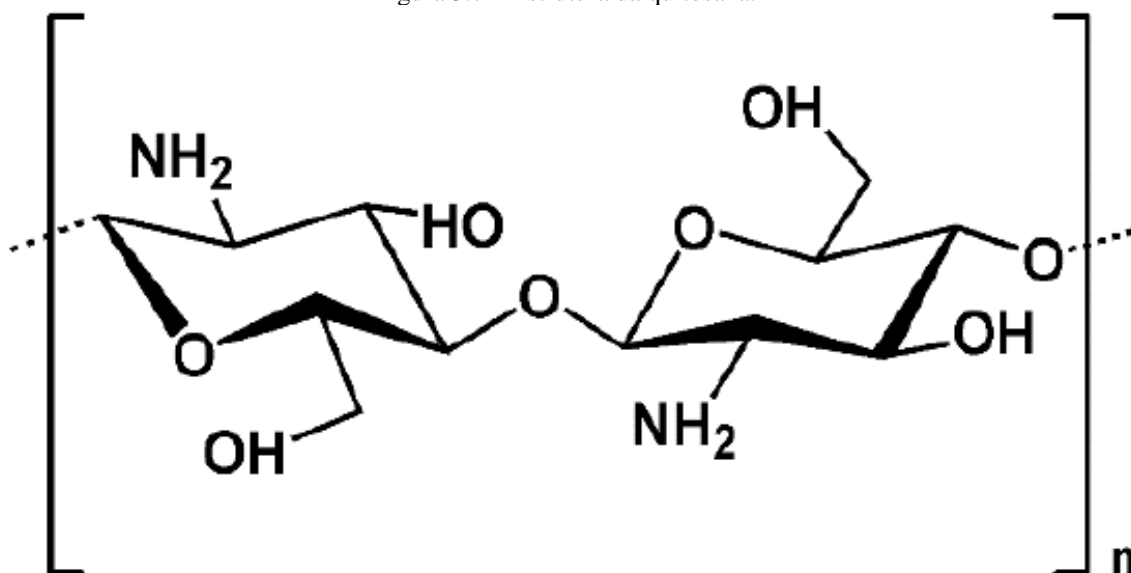
Entretanto, Ebringerová, Hromádková & Heinze (2005) e Rinaudo (2006) ressaltaram que a QS também apresenta alguns déficits que dificultam seu uso ideal para tratamento de efluentes, incluindo propriedades químicas inativas e baixa solubilidade em soluções aquosas neutras ou alcalinas. Para melhorar o desempenho da QS, Ebringerová, Hromádková & Heinze (2005) e Dao, Cameron & Saito (2016) ponderaram que várias formas físicas e quimicamente modificadas foram sintetizadas e avaliadas.

3.5.1 Quitosana

Morin-Crini et al. (2019) relataram que a descoberta da QS remonta a 1859 com o trabalho de Charles Rouget e que seu nome foi, no entanto, introduzido em 1894 por Felix Hoppe-Seyler. Kumar et al. (2019) afirmaram que QS (Figura 3.7) é o derivado mais importante da quitina.

A QS atraiu grandes interesses científicos e industriais a partir do final da década de 1970, devido à sua estrutura macromolecular singular, biocompatibilidade, biodegradabilidade, hemostaticidade, miscibilidade, atividade antimicrobica, capacidade de centrifugação, capacidade de formar filme e capacidade de gelificação (ANNU; AHMED; IKRAM, 2017; GZYRA-JAGIEŁA et al., 2019; MORIN-CRINI et al., 2019).

Figura 3.7 – Estrutura da quitosana.



Fonte: Kumar et al., 2019.

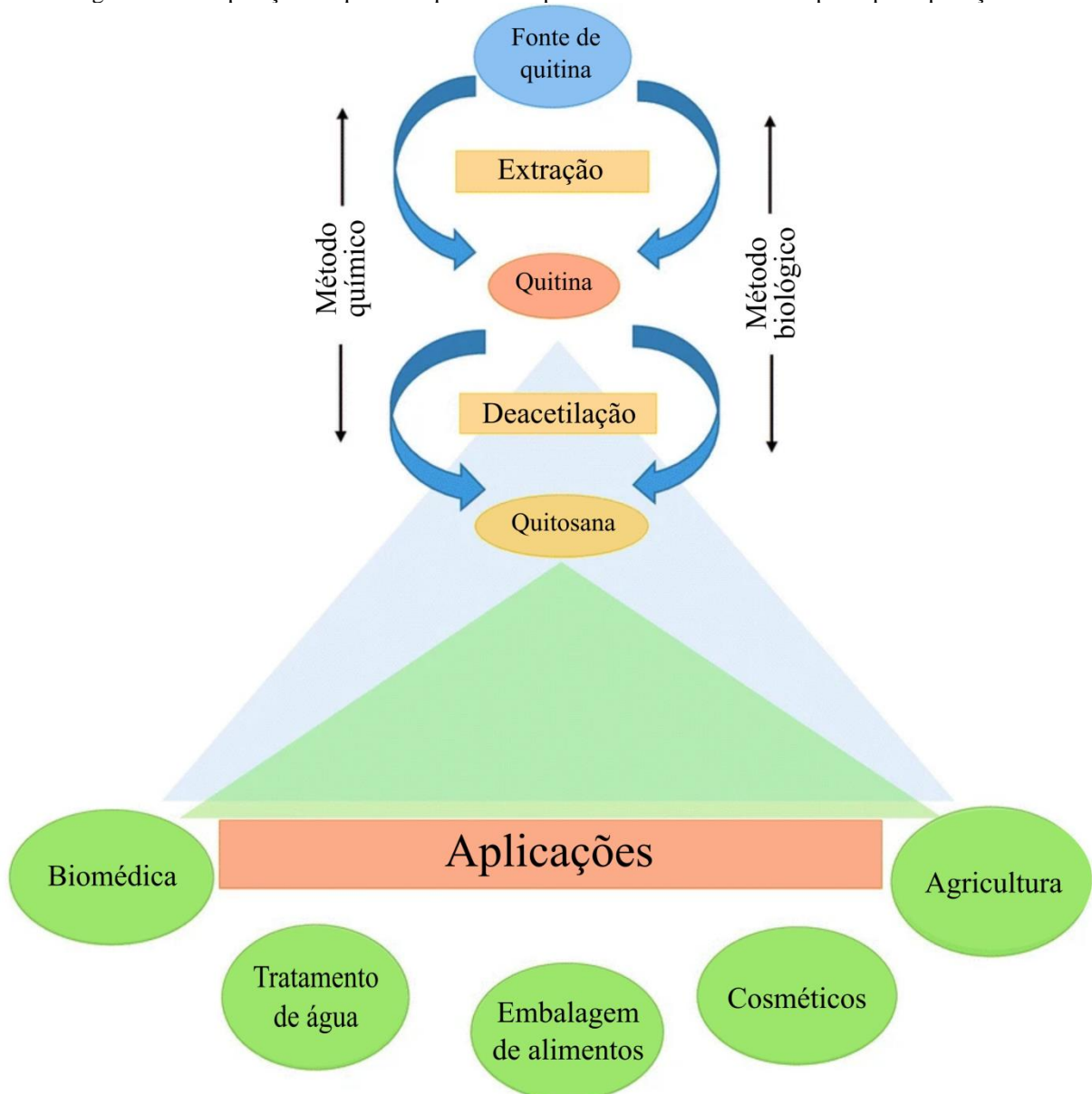
Dentro deste contexto, Morin-Crini et al. (2019) reforçaram que com diversas outras propriedades funcionais intrínsecas deste biopolímero e seus derivados têm aplicações práticas na forma de soluções, suspensões, partículas, por exemplo, pérolas, resinas, esferas, nanopartículas e esponjas, géis e hidrogéis, espumas, membranas e filmes, fibras, fios

microscópicos, andaimes de construção e pode desempenhar um ótimo papel no que se diz respeito ao tratamento de águas residuais.

Gzyra-Jagiela et al. (2019) acrescentaram que com esse amplo espectro de propriedades e forma de aplicações a QS se torna adequada para uso em muitos setores diferentes, como medicina, farmácia, veterinária, engenharia civil e de tecidos, agricultura, proteção ambiental, indústria de alimentos e embalagens.

A Figura 3.8 apresenta uma visão geral da preparação da QS, bem como variadas principais aplicações.

Figura 3.8 – Preparação de quitina e quitosana a partir de recursos naturais e principais aplicações.



Fonte: adaptado de Yadav et al. (2019).

Não obstante, Ahmed & Ikram (2017) informa que a Administração de Alimentos e Medicamentos dos Estados Unidos (USFDA) reconheceu, em 1983, a QS como um material em uma categoria Geralmente Reconhecido como Seguro (GRAS), por apresentar baixa ou nenhuma toxicidade. Barrow & Shahidi (2007) acrescenta que este polissacarídeo é aprovado para uso como suplemento alimentar em países como Japão, Inglaterra, Itália, Portugal e Finlândia.

Portanto, em detrimento dos sais metálicos que, segundo von Sperling (2007) e APHA (2017) podem provocar diversas doenças, como o Alzheimer, esse biopolímero é um forte candidato para aplicações no tratamento de efluentes, que inclusive segundo Kim et al. (2002) e Byun et al. (2005) os derivados oligossacarídeos da QS podem prevenir o Alzheimer.

A QS é encontrada em fontes semelhantes às da quitina. Da mesma forma, os organismos terrestres incluem bicho-da-seda, insetos, abelhas, artrópodes e nematódeos. O exoesqueleto de crustáceos, cascas de camarão, caranguejo, krill, lagosta, dentre outros foram utilizados com sucesso na extração de QS. Por outro lado, cogumelos; parede celular de fungos, micélios e septos; esporos de zigomicetos e ascomicetos são boas fontes de QS, além de basidiomicetos (ANNU; AHMED; IKRAM, 2017).

As características físicas e químicas da QS determinam a relação existente entre a estrutura química dos compostos e seus usos potenciais em muitos ramos da ciência e da indústria. O GD e o PM são as propriedades mais frequentemente avaliadas, independentemente da aplicação pretendida (GZYRA-JAGIEŁA et al., 2019). O Quadro 3.4 resume as propriedades intrínsecas da QS.

Quadro 3.4 – Principais propriedades da quitosana.

Propriedades	Detalhes
Estrutura	Poli-(2-amino-2-desoxi-D-glicose)
Grau de deacetilação (%)	80-95
Peso molecular (kDa*)	20-750
Solubilidade	Mais solúvel
Grupos reativos	Grupos amino e hidroxila

*Unidades de kiloDalton.

Fonte: adaptado de Yadav et al. (2019).

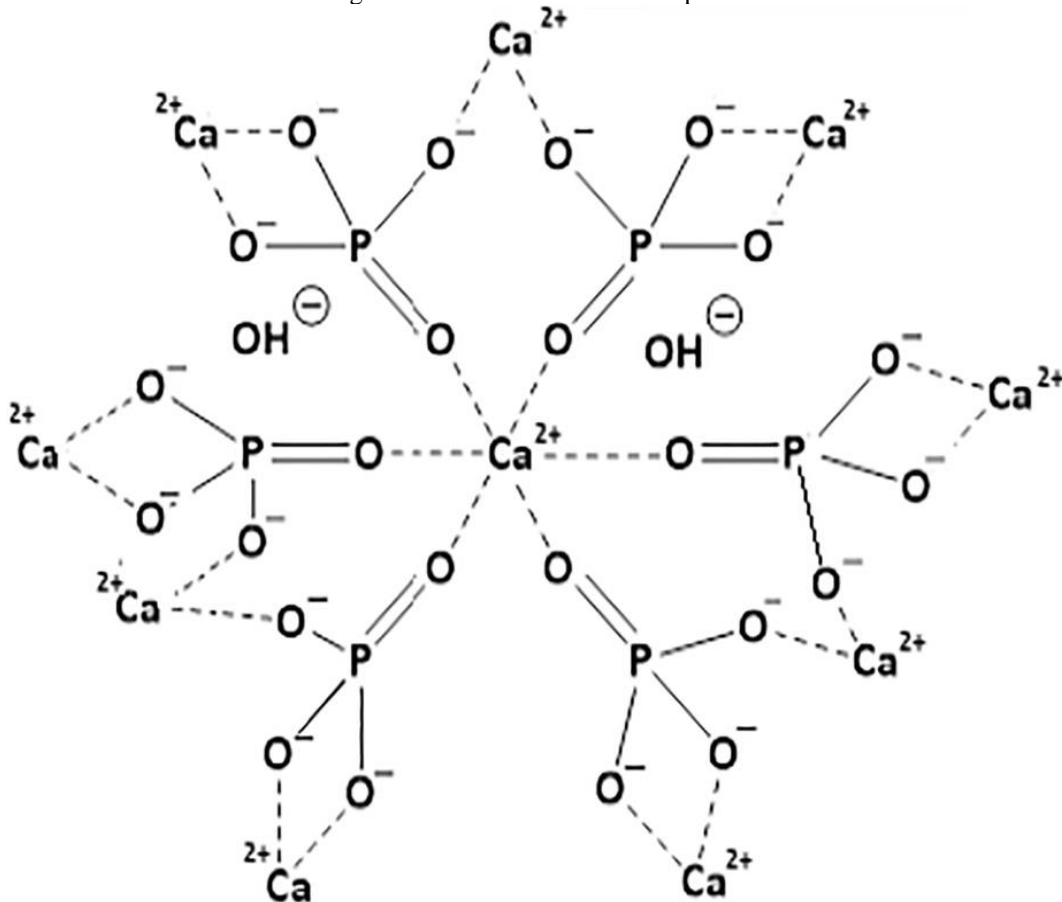
A QS pode se apresentar em condições distintas, como temperatura, concentração, tempo e deacetilação, que podem afetar as propriedades físicas, químicas ou biológicas do produto final (CHOUMANE et al., 2017).

3.6 Hidroxiapatita

Os materiais mais incríveis são produzidos por organismos vivos, cujo possuem alto desempenho, como por exemplo, os minerais inorgânicos de origem biológica. Em meio a eles, os fosfatos de cálcio representam o mais importante constituinte inorgânico dos tecidos duros presente nos vertebrados (MOURA, 2012). O fosfato de cálcio na forma de HA, de fórmula química $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$, é um tipo de apatita com deficiência de cálcio (DOROZHKIN, 2009). A HA possui razão Cálcio/Fósforo de 1,67 ou 10:6 (DE GROOT; WOLKE; JANSEN, 1998; LEGEROS, 2008; COSTA et al., 2009).

A palavra hidroxi é derivada do grupo hidroxila (OH) e apatita se refere a um grupo mineral, desse modo, ambas formam a palavra hidroxiapatita (MOURA, 2012). Esse grupo é conhecido desde 1926, porém, foi mais bem entendido em 1964, cujo posicionamento dos íons de hidrogênio presentes em sua cadeia (Figura 3.9) se identificou através de técnicas de difração raios-X e análise química (LEGEROS, 2008).

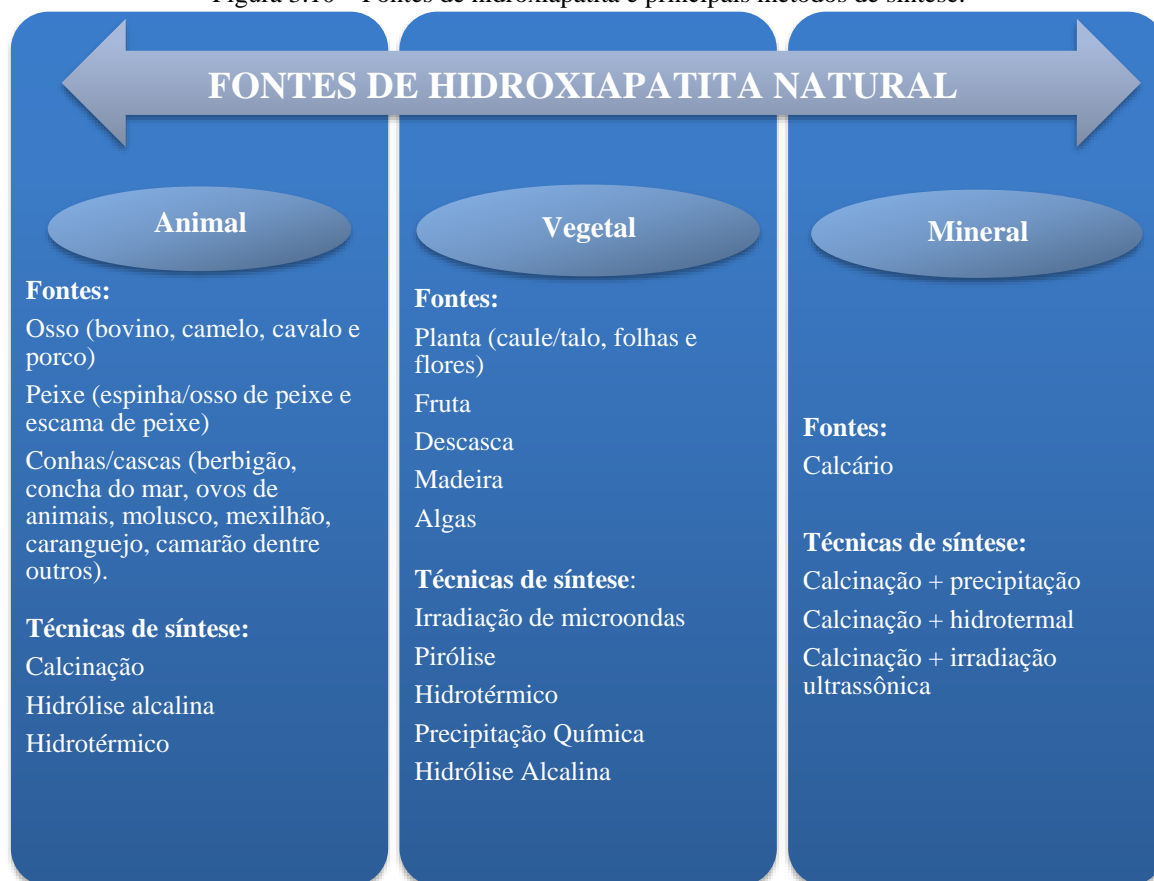
Figura 3.9 - Estrutura da hidroxiapatita.



Fonte: Pai (2019).

A HA geralmente é extraída de fontes biológicas ou resíduos de pescados ou alimentares. As principais fontes naturais são de origem animal, mineral e vegetal (MOHD PU'AD et al., 2019). A Figura 3.10 apresenta um esquema com as fontes de HA separadas por tipos de animais terrestres e marinhos, bem como as principais técnicas usadas de síntese desta biocerâmica.

Figura 3.10 – Fontes de hidroxiapatita e principais métodos de síntese.



Fonte: adaptado de Mohd Pu'ad (2019).

A HA, assim como outras biocerâmicas não induzem qualquer reação imunológica ou tóxica quando utilizadas, bem diferente de alguns materiais que têm origem orgânica. Não apresentam riscos de transmissão de patologias infectocontagiosas nem de degradação protética, em razão de suas características sintéticas e por apresentarem alta pureza em decorrência de seu processo de obtenção com controle rígido e sistemático, de acordo com os padrões exigidos (MOURA, 2012).

Dentre os mais variados métodos de síntese da HA existem aqueles com maiores vantagens que podem ser mais viáveis a depender da aplicação. O Apêndice A I apresenta alguns métodos e detalha as vantagens e desvantagens.

A maioria das fontes naturais tem o potencial de ser um precursor para a produção de HA. Cada uma dessas apresenta HAs com propriedades variadas. O uso de animais (mamíferos e aquático-marinhos, resíduos de conchas), plantas e minerais resulta em HA de características diferentes. Assim, o Apêndice B I compara as propriedades da HA extraídas de diferentes fontes.

É importante mencionar que a HA derivada de fontes naturais difere da HA sintética em vários aspectos: menor pureza, maior grau de substituição e deficiência, menor valor de área superficial específica ($4,49 \text{ m}^2 \cdot \text{G}^{-1}$ para fosfatos naturais enquanto que o sintético pode atingir valores maiores que $100 \text{ m}^2 \cdot \text{G}^{-1}$) e, conseqüentemente, capacidades de adsorção mais pobres (KALUDJEROVIC-RADOICIC; RAICEVIC, 2008; CHETTY et al., 2012; ZHOU; CHANG; CHANG, 2017). Os principais processos e técnicas de produção de HA sintética com o emprego de diversos reagentes são (AGBEBOH et al., 2020):

- Pirólise de spray;
- Técnica Sol Gel;
- Combustão de solução;
- Hidrólise;
- Micro ondas;
- Reação de estado sólido;
- Hidrotérmico;
- Método de Emulsão;
- Mecanoquímico;
- Métodos de precipitação, incluindo:
 - Método de precipitação química úmida baseado em carbonato de cálcio (CaCO_3),
 - Método de precipitação química úmida baseado em hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$),
 - Método de precipitação química úmida com base em diamônio hidrogênio ortofosfato,
 - Método de precipitação química úmida com base em ácido ortofosfórico (H_3PO_4).

As múltiplas e singulares propriedades da HA podem promover-lhe a um amplo espectro de aplicações. A HA é encontrado em uma extensa variedade de aplicações em dispositivos biomédicos e implantes, de modo a torna-los mais toleráveis pelos problemas

circundantes. A HA também é empregada como preenchimento ósseo na forma de pó, blocos porosos ou esferas para reparar defeitos ósseos ou para substituição óssea reconstrutiva (SHEN et al., 2012). Além disso, pode ser aplicada como portadores de genes (BHATTARAI et al., 2008), entrega de medicamentos (KRISANAPIBOON; BURANAPANITKIT; OUNGBHO, 2006), proteínas (TOMODA et al., 2010) e transportadores de células (IO et al., 2018). Fora da área biomédica, A HA é aplicado em catálise (TSUCHIDA et al., 2008a), produtos agrícolas, cromatografia de proteínas (SHEN et al., 2012), tratamento de água (BEE; HAMID, 2020) e controle de poluição do ar e solo (MO et al., 2018; IBRAHIM et al., 2020).

A HA é um candidato muito promissor para o tratamento da água. Definitivamente, a HA pode ser extremamente útil no campo da gestão ambiental, devido em parte à sua estrutura particular e propriedades atrativas, como suas grandes capacidades de adsorção, sua ajustabilidade ácido-base, sua capacidade de troca iônica e sua boa estabilidade térmica (IBRAHIM et al., 2020). Além disso, este autor complementa que a HA é capaz de constituir uma valiosa rota de recuperação de recursos.

3.7 Mecanismos de coagulação/floculação com quitosana

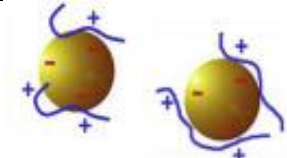
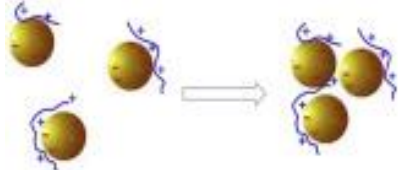
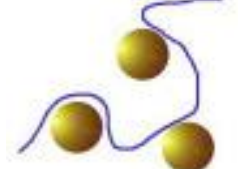
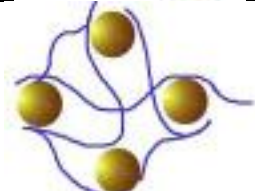
O estudo dos mecanismos de C/F/S e as abordagens para melhorar o desempenho do tratamento estão sempre em conjunto com as necessidades para atender aos padrões de qualidade da água. Jiang (2015) afirmou que o entendimento desses mecanismos foi de grande importância quando, a partir dos anos 70, substâncias como os compostos AOX foram primeiramente encontrados em águas tratadas e, quando nos anos 90 ocorreu o surto de criptosporidiose. A partir de então, os mecanismos de C/F/S foram extensivamente estudados (JIANG, 2015).

Inúmeros autores afirmaram que os diferentes tipos de C-Fs e poluentes interagem através de um amplo espectro de mecanismos e processos cinéticos. (GREGORY, 2006; GUIBAL et al., 2006; BOLTO; GREGORY, 2007; HOFMANN; VON DER KAMMER, 2007; SIAH; ROBINSON; FONG, 2014; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

No entanto, de modo geral, Bratby (2016) e Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017) sintetizaram ao afirmar que por trás dos fenômenos de C/F/S ocorre a ação individual ou simultânea de quatro tipos de mecanismos distintos: neutralização simples de carga, compressão da dupla camada elétrica, formação de ponte e varredura. Eles são responsáveis pelas atividades dos vários C-Fs poliméricos, incluindo a QS e HA, os quais serão descritos em seguida com enfoque nos biocompostos naturais.

O Quadro 3.5 apresenta uma visão geral dos principais mecanismos de C/F/S incluindo representação gráfica.

Quadro 3.5 – Mecanismos de floculação de flocculantes à base de quitosana.

Mecanismo	Descrição	Ilustração
Neutralização de carga	Redução eficiente da espessura da dupla camada elétrica e neutralização total da carga	
Compressão da dupla camada elétrica	A compressão da dupla camada elétrica está relacionada à valência de carga dos íons metálicos do coagulante e à dosagem. Quanto maior a valência de carga do íon coagulante, menor a dose necessária.	
Formação de ponte	Adsorção e conexão dos flocos primários em flocculantes solúveis lineares de grande peso molecular	
Varredura	Enredamento e aprisionamento de pequenos poluentes coloidais por grandes flocos ou precipitados poliméricos	

Fonte: adaptado de Yang et al. (2016).

3.7.1 Neutralização de carga

Gregory (2006) e Somasundaran (2015) afirmaram que, em geral, o modelo elétrico difuso de dupla camada e teoria Derjugin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO) são os dois principais mecanismos em que se baseiam a neutralização de carga que, segundo Rios-Donato et al. (2012) e Yang et al. (2012), requer uma dose ideal do C-F no sistema.

Quando as cargas superficiais dos poluentes dispersos são completamente neutralizadas por uma dada dose de C-F, as repulsões eletrostáticas são reduzidas ao mínimo. Sob essas condições, as partículas em suspensão se agregam para formar grandes flocos e, portanto, assentam, permitindo sua remoção efetiva (YANG et al., 2016).

Para Guibal et al. (2006), a QS é um polieletrólito catiônico típico, cujos grupos amino se protonam em meio aquoso ácido. Os efeitos de neutralização de carga, valendo-se da protonação da QS permite sua interação com as cargas superficiais negativas encontradas na maioria dos poluentes. Para polieletrólitos em geral, os efeitos de neutralização de carga dependem da densidade de carga, definida como a distância entre duas unidades de carga ao

longo da cadeia macromolecular. No caso da QS, sua densidade de carga depende do número de grupos amino protonados no esqueleto da cadeia (SORLIER et al., 2001; RENAULT et al., 2009a; CHIAPPISI; GRADZIELSKI, 2015).

Para resultados de neutralização de carga aprimorados é necessário que a densidade de carga positiva – que é influenciada pelo número de grupos amino livres – se eleve. Ao contrário do que se espera, o aumento do GD não eleva o número de grupos amino livres. Em vez disso, a protonação de grupos amino é um processo de equilíbrio associado simultaneamente à desprotonação, e à reversibilidade dessas reações é uma função da pK_a que é uma constante que quantificar a acidez e basicidade de uma solução. Esta constante intrínseca da QS fica entre 6,0 – 6,5, que é influenciada pelo pH da solução. Portanto, em ambientes neutros (pH 7) o grau de protonação dela será menor do que em soluções médio ácidas (RINAUDO, 2006; YANG et al., 2016).

A determinação da concentração ideal de C-F é imprescindível. Após a adição de uma concentração otimizada, a desestabilização e a agregação ocorrem continuamente, de modo que grandes flocos de tamanho são formados e precipitados. No entanto, quando os C-F's são alimentados em excesso nas águas residuais, as partículas em suspensão são completamente envolvidas, e o Potencial Zeta (PZ) dos coloides se desvia do zero. As partículas recarregadas são, portanto, novamente estabilizadas (efeito de reestabilização) pelos efeitos de repulsão eletrostática e a eficiência da floculação é conseqüentemente reduzida (GUIBAL et al., 2006; YANG et al., 2011).

3.7.2 Compressão da dupla camada elétrica

De acordo com a teoria de DLVO, a barreira de energia potencial entre as partículas deve ser reduzida ou removida antes que ocorra a colisão e agregação. A adição de C-F na água aumenta a concentração de contra-íons, que comprime a dupla camada elétrica difusa, diminuindo o potencial da superfície e a barreira energética (SOMASUNDARAN, 2015).

A compressão da dupla camada elétrica está relacionada à valência de carga dos íons metálicos do C-F e à dosagem. Quanto maior a valência de carga do íon coagulante, menor a dose necessária. Nesse sentido, íons de Al^{+3} e Fe^{+3} são mais eficientes que Ca^{+2} e Na^{+} na compressão elétrica de dupla camada. A teoria DLVO confirma a regra de Schulz-Hardy. Um exemplo de simples C/F/S de íons através da compressão de dupla camada é o aparecimento de grande quantidade de agregados em estuários onde as partículas coloidais são transportadas

pela água do rio e misturadas com a água do mar (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

3.7.3 Formação de ponte

De acordo com Bolto & Gregory (2007), Yang et al. (2012a) e Yang et al. (2013), é bastante evidente que várias interações entre C-Fs e poluentes estão envolvidas e dependem de diferentes situações. Renault et al. (2009a), a grosso modo, definem formação de ponte: durante a floculação – principalmente com biomateriais de cadeia longa (quitosana) – as partículas da solução aquosa, geralmente têm “laços” e outras “ganchos”, que de algum modo oscilam e se alongam a partir de sua superfície, tornando-se propícias à ligação. Assim, esses autores afirmaram que uma ponte é formada entre os contaminantes, permitindo a conexão e subsequente agregação em grandes flocos. Contudo, a formação de pontes é mais propícia quando peso molecular do contaminante é alto, devido o acréscimo no tamanho hidrodinâmico (GREGORY; BARANY, 2011).

A eficácia do efeito de formação de ponte depende do comprimento da morfologia das cadeias poliméricas. A formação de ponte é proporcional à extensão das moléculas. Assim, um polímero com cadeias longas alcança maiores distâncias dentro da suspensão coloidal, tornando-se mais efetivo em detrimento de materiais com estruturas menores (YANG et al., 2016). A QS apresenta essas características (SOUMAYA; AMINA, 2018; YADAV et al., 2019).

3.7.4 Coagulação/floculação por varredura

Yang et al. (2016) afirmaram que o mecanismo de floculação por varredura é bem diferente da formação de ponte. Para Duan & Gregory (2003), em geral, o mecanismo baseado em varredura proporciona remoção de partículas consideravelmente melhorada do que quando as partículas são desestabilizadas apenas pela neutralização da carga.

Ives (1978) justifica que isto ocorre, em sua maioria, porque neste processo a taxa de agregação é aprimorada por causa do aumento da concentração de sólidos de grande área superficial e forte capacidade de adsorção. Assim, os poluentes residuais na água são capazes de serem capturados e varridos eficientemente por colisões hidrodinâmicas com esses grandes flocos e então formar o precipitado (YANG et al., 2013).

3.7.5 Fatores de dependência dos mecanismos de coagulação/floculação

Durante o processamento dos mecanismos acima descritos, na prática, geralmente não ocorrem impulsionados por apenas um tipo, dois ou mais podem ocorrer simultaneamente. O mecanismo predominante pode variar segundo os fatores de dependência apresentados no Quadro 3.6.

Quadro 3.6 – Fatores de dependência dos mecanismos de floculação e suas características.

Fator de dependência	Características do fator
Natureza da dispersão coloidal e dos solutos dissolvidos	Hidrofóbicos/hidrofílicos, densidade de carga superficial, e grupos funcionais.
Tipo de floculante adicionado às águas residuais	Propriedades iônicas, especificidades de carga, grupos funcionais, capacidade de adsorção e peso molecular.

Fonte: adaptado de Matilainen, Vepsäläinen & Sillanpää (2010) e Siah, Robinson e Fong (2014).

Os parâmetros do efluente como, tipo de C-F e sua dose, pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, condutividade elétrica, Potencial Zeta (PZ) e as características físicas das partículas coloidais, também influenciam fortemente os mecanismos de C/F/S. Em linhas gerais, o PZ é a diferença de potencial entre a superfície dos colóides e a suspensão líquida no qual eles estão inseridos (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

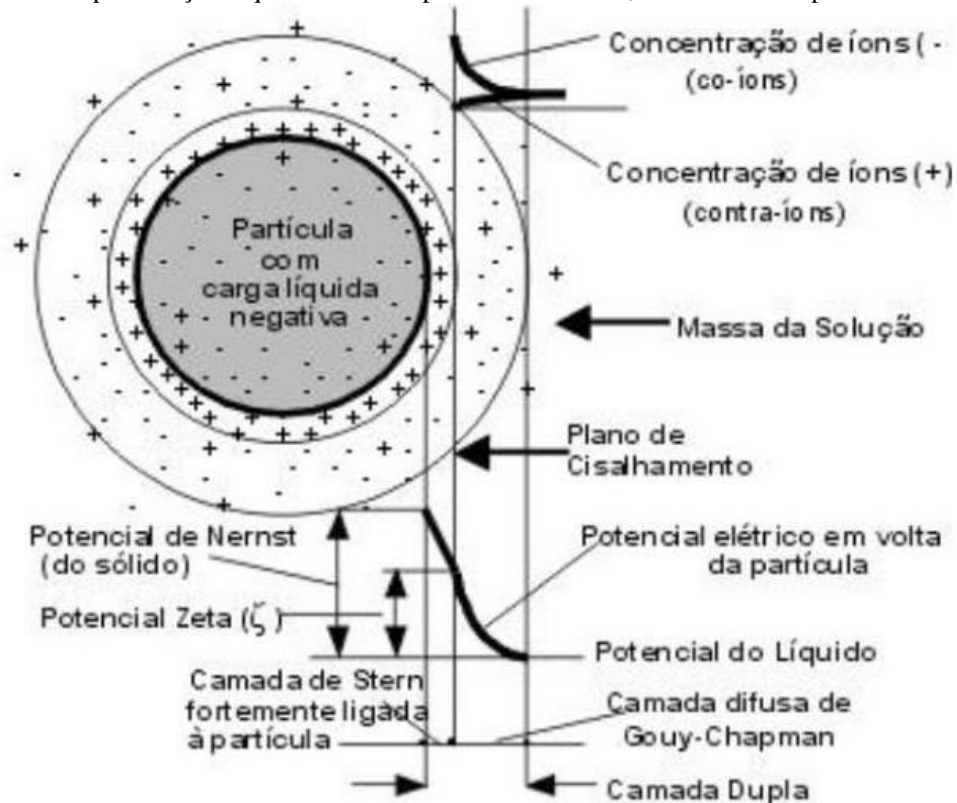
O PZ é influenciado por diversas variáveis dentro de um sistema líquido com colóides carregados negativamente. Edzwald (2011) e Di Bernardo, Dantas & Voltan (2017), em suma relataram que quando ocorre a estabilização eletrostática entre as cargas superficiais, co-íons e contra-íons, considera-se que, auxiliada por dos movimentos Brownianos, a Dupla Camada Elétrica (DCE) é formada.

Como o próprio nome prediz, a DCE é composta por duas camadas. A primeira é a Camada de Stern, onde existe uma elevada concentração de íons positivos próximos à superfície da partícula, também conhecida como Camada Compacta (CC). A segunda é a Camada de Gouy, também conhecida como Camada Difusa (CD), ela engloba a CC e resulta da atração de íons positivos, repulsão eletrostática de íons negativos e difusão térmica (EDZWALD, 2011).

O Potencial de Nernst (PN) também exerce influencias no sistema líquido e pode causar interferências no PZ. O PN é denominado como um potencial elétrico gerado pela existência de colóide na água que diminui com a distância a partir do mesmo (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2013).

A Figura 3.11 representa esquematicamente a DCE seus diversos componentes, bem como potenciais diversos e concentrações iônicas.

Figura 3.11 – Representação esquemática da dupla camada elétrica, suas camadas e potenciais envolvidos.



Fonte: adaptado de Edzwald (2011).

3.8 Mecanismos de adsorção da hidroxiapatita

Existem dois mecanismos mais significativos de adsorção, sabendo que existem outros menos comumente mencionados para HA (complexação de superfície, difusão sólida, entre outros).

3.8.1 Dissolução-precipitação

De acordo com a literatura, entre os vários metais pesados cujo mecanismo de adsorção foi estudado na presença de um sólido de HA, um se destaca por ser imobilizado principalmente por um mecanismo de dissolução-precipitação, o chumbo (XIAOBING CHEN, JUDITH V. WRIGHT, 1997). De fato, foi comprovado ao longo de vários estudos que o processo de remoção dos íons chumbo ocorre principalmente pela dissolução da HA e pela formação de um material fosfato de chumbo (MA et al., 1994b, 1994a; SRINIVASAN; FERRARIS; WHITE, 2006). Porém, dependendo dos ânions presentes na solução, a natureza

do novo cristal formado pode variar, sem afetar, no entanto, a capacidade de remoção de chumbo da HA (MA et al., 1994a).

Nesse tipo de mecanismo ocorre a dissolução da HA, fornecendo ao meio, íons fosfato capazes de precipitar outros cátions metálicos circundantes, criando assim um novo cristal de fosfato metálico com estrutura apatítica (STÖTZEL et al., 2009).

3.8.2 Troca iônica

Um mecanismo de sorção diferente, mas igualmente comum, é a troca iônica, na qual íons metálicos divalentes substituem íons de cálcio presentes na rede HA por meio de um processo em que foi explicado por Stötzel et al. (2009). O processo de troca iônica entre HA e metais pesados como cádmio ou níquel foi relatado por Gómez Del Río, Morando e Cicerone (2004) e Mobasherpour, Salahi e Pazouki (2011) como um processo mais rápido e favorável do que por meio de dissolução-precipitação, respectivamente.

Ibrahim et al. (2020) alerta que enquanto um processo de dissolução-precipitação é facilitado em um ambiente ácido, um de troca iônica é habilitado em condições alcalinas. Isso é facilmente explicado pela mudança na solubilidade da HA com pH variável (a solubilidade de HA diminui com o aumento do pH) que, quando diminuída, limita a quantidade de íons fosfato dissolvidos (VILA et al., 2011).

Smičiklas et al. (2000) explicaram que através do aumento do pH até o ponto em que seu valor passa a ser superior ao ponto de carga zero da HA, a superfície dos poluentes torna-se negativa levando a um crescimento das forças de atração eletrostática que atuam entre a superfície e os cátions presentes em água metalizada, resultando em aglomeração de contaminantes melhorada em pH mais alto.

3.9 Quitosana para tratamento de água

Para Yadav et al. (2019), com o crescimento da população, a geração de resíduos também está aumentando e a maior proporção de subprodutos gerados pelos alimentos contemporâneos permanece subutilizada, o que geralmente pode conter substâncias de alto valor. Xu et al. (2013) alertaram que habitualmente, os resíduos de frutos do mar – como por exemplo, os precursores da QS – são em sua maioria queimados, enterrados, despejados no mar ou deixados para serem estragados. Yadav et al. (2019) explicam que se não forem processados adequadamente, poderá ter um impacto negativo na saúde humana, biodiversidade e meio ambiente.

Vidal e Moraes (2019) mencionaram que uma maneira ecologicamente correta para destinação desses resíduos é utilizá-los na produção de biomateriais. Nesse sentido, o reaproveitamento deles representa um potencial redutor do impacto ambiental causado por seu acúmulo e, mais crucial ainda seria se fossem empregados no tratamento de águas e efluentes.

Técnicas de tratamento de água desempenham um papel importante na saúde pública e na qualidade ambiental. Elas são exploradas para reduzir contaminantes nas águas residuais industriais, erradicar toxinas dos esgotos municipais e recuperar a qualidade de nossa água potável. Várias técnicas foram sugeridas, entretanto, a C/F/S é uma das mais comumente usadas em virtude do seu custo-benefício e facilidade de operação (RENAULT et al., 2009b; JIANG, 2015; DAO; CAMERON; SAITO, 2016).

Esta técnica exige o emprego de agentes C/F/S para promover aglomeração e sedimentação durante a fase aquosa e, portanto, a remoção eficaz dos poluentes em processos a jusante. Conforme mencionado os compostos mais empregados são sais metálicos e compostos inorgânico-sintéticos. No entanto, a empregabilidade deles nessa empreitada deve ser reconsiderada porque, por um lado, são capazes de tratar efetivamente os efluentes, porém, por outro, além de problemas ambientais, os consumidores finais podem enfrentar problemas de saúde depois de longa exposição.

Renault et al. (2009a) relataram que em comparação aos C-Fs químicos convencionais, os de ocorrência natural são seguros, biodegradáveis e não produzem poluição secundária. Assim, a diminuição ou substituição desses reagentes pela adição de biocompostos seria benéfica em termos de sustentabilidade, ecologia e saúde. Desse modo, é imprescindível um interesse crescente em desenvolver alternativas naturais de baixo custo aos sais e compostos inorgânico-sintéticos. (HAHN; ZIBEK, 2018; LOGANATHAN et al., 2020).

O uso de biocompostos como agente C-F é um método sofisticado de tratamento de águas residuais. Em particular, a QS é um biomaterial promissor para fins ambientais e de purificação. Samoila et al. (2019) afirmaram que isto acontece devido sua estrutura diferenciada, características físico-químicas, alta reatividade e estabilidade química. Além disso, esses biomateriais se enquadram na categoria de sorventes de baixo custo, se comparados aos carvões ativados comerciais ou materiais de troca iônica sintética. O Quadro 3.7 apresenta algumas patentes registradas para uso da QS como tratamento de águas e efluentes.

Quadro 3.7 – Algumas patentes envolvendo quitosana e seus derivados.

Nº da Patente	Descrição	Proprietário/Referência
BR102016005006-5	Refere-se ao uso de gel contendo quitosana que pode agir como coagulante e floculante no tratamento de águas e efluentes	(MARTINS et al., 2018)
CN103012619B	É um composto de quitosana sulfonada/quaternizada utilizada como agente multifuncional de tratamento de água	(SUN et al., 2013)
EP1553135A1 ou US20060151396	Composto quelante de metais pesados contendo derivados de quitosana; é adequado para o tratamento de efluentes, lodo e cinzas queimadas ou solo poluído com metais pesados.	(QISHENG et al., 2005)
KR20040032503	Método para extrair o ácido húmico do esterco de gado, valendo-se de quitosana como coagulante-floculante	(YOON; JUNG GYU; SUNG HUI, 2005)
EP1236748	Copolímero de enxerto solúvel em água de alto peso molecular com propriedades de floculação melhoradas com heteropolissacarídeo quitosana	(HUNKELER; LAUE, 2002)
JP2001129310A	Floculante de alta eficiência de e seguro para animais e plantas sem causar poluição ambiental; pode ser utilizado lodo; à base de polilisina e quitosana.	(FUKITA; HIROHARA; TAKEHARA, 2001)

Fonte: Autor (2020).

Conforme mencionado, as propriedades de C/F/S da QS ocorrem em virtude de suas cargas positivas que são responsáveis pela remoção de partículas coloidais carregadas negativamente. Pontius (2016) comparou a QS com C-F's inorgânicos (Quadro 3.8) e mostrou que ela tem a capacidade de funcionar como um C-F competitivo em doses mais baixas.

Quadro 3.8 – Estudo comparativo da quitosana com dois sais inorgânicos.

Característica	Quitosana	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·xH ₂ O	FeCl ₃ ·6H ₂ O
Químico	Biopolímero	Sal inorgânico	Sal inorgânico
Dose ótima (mg/L)	8	30	30
pH ótimo	5,5	6	5,5
Remoção de cor	Mais eficaz	Um pouco eficaz	Aumenta a cor devido ao ferro residual
Remoção total de Coliformes e Escherichia coli	Eficaz e consistente com um ponto claro de retorno decrescente	Eficaz, mas inconsistente	Mais efetivo
Redução de dureza	Alguma remoção na dose ideal e pH	Pouco ou nenhum	Pouco ou nenhum
Redução de turbidez	Um pouco eficaz; menos eficaz com aumento do pH; remoções consistentes com aumento na contagem de algas	Mais eficaz; remoção consistente com aumento do pH e aumento da contagem de algas	Eficaz; consistente com o aumento do pH e um aumento na contagem de algas

Fonte: Pontius (2016).

Os biocompostos representam uma alternativa real àqueles inorgânico-sintéticos. Portanto, uma visão geral de estudos recentes sobre o uso da QS para fins de C/F/S com efluentes de várias fontes reais e artificiais, pode ser conferida no Quadro 3.9.

Quadro 3.9 – Exemplos do tratamento de efluentes por meio de coagulação/floculação/sedimentação (C/F/S) utilizando quitosana e/ou seus derivados.

Efluente de floculação	Resultados	Observações	Fontes
Aquicultura (real)	Pode remover +/-97% de biomassa das algas com dose de aproximadamente 30mg/L de quitosana. Não foi relatado a faixa de pH.	Aumento na dosagem não resultou em maiores remoções, contudo, aumentou o volume de lodo final.	(JUSOH et al., 2020)
Caulinita e bentonita (artificial)	Pode reduzir até 93% e 99% da turbidez gerada pela caulinita e bentonita, respectivamente, com doses entre 1-10 mg/L	Quitosana pode reduzir eficazmente a turbidez da água com 3 mg/L	(SOROS et al., 2019)
Criação de bagres (real)	Reduziu significativamente a turbidez, removeu +/-99% de microalgas com recuperação de até 80%	Quitosana poderia ser usada na recuperação de biomassa e redução de microrganismos	(MOHD YUNOS et al., 2017)
Rural doméstico (real)	Redução de 99% da turbidez	Precursor da quitosana foi aplicada sem modificações e comparado com alumi e sagu	(SARITHA; SRINIVAS; SRIKANTH VUPPALA, 2017)
Produção de Tequila (real)	Removeu 84% de turbidez e DQO (maior eficiência do estudo)	Após a C/F/S aplicou-se oxidação catalítica	(FERRAL-PÉREZ et al., 2016)
Alga <i>M. aeruginosa</i> (artificial)	Redução de 94-96% da turbidez com doses de 0,4 e 0,1 mg/L de quitosana e quitosana quaternizada em pH 5, respectivamente	Com pH 9 a dose de quitosana simples aumentou para 5,5 mg/L, porém seu custo é +/- 7 vezes menor	(WANG; CHEN, 2014)
Ácido húmico (artificial)	Removeu +/-98% do ácido com dose de 20 mg/L no pH 4 e com dose 75 mg/L no pH 11	Quitosana modificada com carboximetil/cloreto de amônio removeu substancialmente o ácido	(YANG et al., 2014)
Abatedouro bovino (real)	Removeu em média 98,7% da turbidez, +/-99% de DQO e +/-98% de DBO ₅ com pH final de 6,6	O composto de quitosana utilizado possui glicerol e ácido acético	(MARTINS, 2015)
Produção de azeite (1) e vinho (2) (real)	Baixa de 73% na DQO; até 94% de redução da turbidez; redução de SS girou entre 81-94%	Para o efluente 1, o pH promoveu melhores resultados e no efluente 2 não houve influencia significativa nos resultados	(RIZZO; LOFRANO; BELGIORNO, 2010)
Indústria de tecido (real)	Baixa de >72% e quase 95% na DQO e turbidez, respectivamente	Notável desempenho entre o pH 4-6 e 30mg/L de quitosana	(HASSAN; LI; NOOR, 2009)
Indústria de papelão (real)	Baixa de 85% e >80% na DQO e turbidez, respectivamente	Remove corantes; mais eficiente que o AlCl ₃ e reduz a adição de metais pesados	(RENAULT et al., 2009b)
Moinho de papel e celulose (real)	Baixa de 60% e 90% na DQO e turbidez, respectivamente	A quitosana melhorou a sedimentação e compactação do coagulante FeCl ₃ antes da fotocatalise heterogênea	(RODRIGUES et al., 2008)

Fonte: Autor (2020).

A aplicação do biopolímero QS como C-F para fins de redução dos índices de turbidez, DQO, DBO, cor, condutividade, sólidos totais dissolvidos ou redução do conteúdo de nutrientes prejudiciais, deve ser considerada. Por um lado, isso poderia aumentar a qualidade da água nos sistemas aquáticos e, por outro, os flocos resultantes podem ser facilmente removidos ou capturados pelos animais marinhos.

3.10 Hidroxiapatita para tratamento de água

A HA é considerada um material ecologicamente correto por diversos motivos, entre os quais figura sua não toxicidade e biocompatibilidade (MONDAL; DOROZHKIN; PAL, 2018). É importante entender que HAs obtidas a partir de resíduos não oferece apenas benefícios econômicos por contar com a utilização de materiais baratos, naturais e indesejáveis, mas também, contribui para o alcance de um desenvolvimento sustentável por ser parte ativa no cenário global no processo de gestão de resíduos (IBRAHIM et al., 2020). Ou seja, sólidos que teriam se acumulado, gerando uma fonte de poluição, colocando em risco a saúde humana, animal e vegetal, estão sendo aproveitados para a produção de um produto muito procurado.

Este biorecurso possui diversas particularidades que viabilizam seu uso no tratamento de água e efluentes. As principais são forte capacidade de adsorção, adaptabilidade em ambientes ácido/básico, capacidade de troca iônica e boa estabilidade térmica.

3.10.1 Adsorção

A tecnologia de adsorção é uma das abordagens de mitigação mais comumente empregadas para a remoção desses contaminantes devido à sua simplicidade, baixo custo, disponibilidade de uma ampla gama de adsorventes e fácil aplicação (MO et al., 2018).

De acordo com Ibrahim et al. (2020), a capacidade de adsorção de um material são importantes quando da exploração de tecnologias de remediação ambiental e atividade catalítica de superfícies heterogêneas. Para Türk et al. (2019), por um lado, o material adsorvente pode contribuir para a remoção de poluentes, retendo-os em sua superfície, e por outro, pode facilitar o processo catalítico. É sabido que a HA possui grandes capacidades de adsorção, propriedade que favoreceu seu uso em colunas cromatográficas para separação de proteínas (CUMMINGS; SNYDER; BRISACK, 2009), ácidos nucléicos (BERNARDI, 1969) e vírus (WATANABE et al., 1999).

A HA apresenta dois tipos de planos cristalinos, cada um exibindo seu arranjo atômico característico. Na verdade, enquanto os planos a (b) expõem, principalmente, íons de

Ca carregados positivamente, os planos c expõem fosfato carregado negativamente e grupos hidroxila (IBRAHIM et al., 2020). Este autor relata que Zhuang e Aizawa (2013) validou a hipótese de obter um comportamento de adsorção seletiva, dependendo da orientação do material HA preparado.

Além disso, Kandori et al. (2009) relata que a HA tem dois sítios de ligação distintos, sítios Cálcio (Ca) e Fosfato (PO_4), presentes em sua superfície. Este autor complementa que os sítios Ca, são carregados positivamente e adsorvem preferencialmente moléculas de ácido, enquanto os sítios PO_4 são carregados negativamente e adsorvem preferencialmente moléculas básicas. Nesse sentido, é possível perceber que, com base nas propriedades do adsorbato, é possível melhorar o desempenho de adsorção de HA simplesmente ajustando certos parâmetros para melhor se adequar à aplicação necessária, cujo pode ser controlado de acordo com a proporção Ca/P (IBRAHIM et al., 2020). Uma variação dessa proporção pode aumentar ou piorar a eficiência de adsorção de HA, dependendo da natureza de acido-basicidade do adsorbato: um aumento da razão molar Ca/P seria benéfico no caso de adsorção de uma molécula ácida, porém desvantajoso na adsorção de um composto básico (SWAIN; SARKAR, 2013).

3.10.2 Adaptabilidade ácido-base

Uma variação da razão molar Ca / P pode aumentar ou exacerbar a eficiência de adsorção da HA, que dependerá da natureza de acido-basicidade do poluente (BEE; HAMID, 2020). De acordo com Silvester et al. (2014), para melhor compreender a correlação entre a relação Ca/P e as propriedades ácido-base, é importante notar que a acidez da HA deriva de dois tipos de sítios ácidos: sítios de ácido de Brönsted e sítios de ácido de Lewis. Isso se deve à contribuição dos grupos hidrogenofosfato, abundantemente presentes neste tipo de apatita, ou espaços de hidroxila. Portanto, a hidroxiapatita estequiométrica (HAE) é mais ácida e contém mais sítios de ácido de Brönsted, quando comparado com a HAE e rica em cálcio (TSUCHIDA et al., 2008b; DIALLO-GARCIA et al., 2014). Além disso, em relação aos processos de descontaminação de água que envolve, entre outras coisas, retenção de metal em um material adsorvente adequado, propriedades de superfície como acido-basicidade da matriz HA que podem desempenhar um papel importante na determinação da predominância de um mecanismo de imobilização de metal particular (IBRAHIM et al., 2020).

Lamonier et al. (2011) afirmaram que a HA tem a rara propriedade de conter sítios ácidos e básicos em sua estrutura inerente. Esta propriedade está fortemente correlacionada

com a razão atômica Ca/P no composto de fosfato de cálcio. Assim, pode ser modificado em conformidade, a fim de obter a função ácido-base desejada (SILVESTER et al., 2014).

Na verdade diversos autores (TSUCHIDA et al., 2008b; LAMONIER et al., 2011; SILVESTER et al., 2014, 2015) relataram que quanto maior for a razão Ca/P, menor será a densidade do local ácido e maior será a densidade básica do local: na razão Ca/P de 1,50, HA atua como um catalisador ácido. Entretanto, quando $Ca/P = 1,67$, a HA demonstra comportamento básico; e assim, quando a relação Ca/P está entre 1,50 e 1,67, HA desenvolve atributos ácidos e básicos. Portanto, HAs deficientes são considerados sólidos ácidos, e quanto mais nos aproximamos da apatita estequiométrica (predominantemente básica), mais básicos os sólidos são.

3.10.3 Troca iônica

Para Ibrahim et al. (2020), a troca iônica é um dos métodos de tratamento mais comuns e eficazes usados no controle da poluição. Por meio da remoção de impurezas iônicas perigosas e da recuperação de metais tóxicos e valiosos de ambientes hostis (lixo nuclear), os materiais de troca iônica desempenham um papel cada vez maior na minimização e gerenciamento de resíduos (ZHU et al., 2006; KANDORI et al., 2010). Por isso que é importante mencionar que a rede da apatita é muito flexível (WAKAMURA; KANDORI; ISHIKAWA, 2000; MATSUNAGA et al., 2010). Assim, é muito tolerante a substituições e permite a presença de defeitos e vagas (VESELINOVIĆ et al., 2010; LAURENCIN et al., 2011).

No entanto, Ibrahim et al. (2020) alerta que a determinação do local de ocupação continua delicada. Discernir a posição preferencial de um íon requer uma melhor compreensão dos parâmetros que governam a afinidade de um cátion para um local específico (OPRE, 2007). A ocupação preferencial de íons metálicos pode ser explicada principalmente pelo raio iônico e eletronegatividade dos íons metálicos (ZHU et al., 2006). Veselinović et al. (2010) confirmaram que existe uma preferência mais forte de íons maiores para o sítio Ca (II) e os menores para o sítio Ca (I).

Quanto às substituições aniônicas, elas envolvem OH ou PO₄ íons ou ambos. OH pode ser substituído por flúor (CHINTHAKA SILVA et al., 2008), cloro, bromo (RULIS; OUYANG; CHING, 2004) e oxigênio (TROMBE; MONTEL, 1978); por outro lado o grupo PO₄ pode ser substituídos por HPO₄ (ISHIKAWA; DUCHEYNE; RADIN, 1993), arsenato, sulfatos (VEIDERMA et al., 2005) e vanadato (BAUER BOECHAT et al., 2000).

Essas substâncias adicionadas podem alterar as propriedades físico-químicas do material e sua eficácia, induzindo assim o aumento da atividade catalítica e do desempenho da HA, ao mesmo tempo em que mantém sua estrutura geral. Em síntese, a capacidade de troca iônica de HA tem sido amplamente explorada em vários trabalhos, a fim de incorporar certas entidades na estrutura da apatita (KHACHANI et al., 2010; LI; HO; OOI, 2010; MASUYAMA et al., 2011; JEMAL et al., 2012; RIAD; MIKHAIL, 2012).

3.10.4 Estabilidade térmica

Na escolha de um material a ser utilizado em processos de remediação ambiental, sua estabilidade térmica é considerada uma consideração importante. Portanto, é um valor significativo que outra característica primária da HA é sua boa estabilidade térmica e química (IBRAHIM et al., 2020). A HA mantém sua estabilidade em uma ampla faixa de pH e temperatura, no entanto, existem certos fatores que influenciam a estabilidade de HA e dos quais este último é intrinsecamente dependente (FU et al., 2016). No entanto, sabe-se que começa a se decompor em outras fases, como o fosfato tricálcico em temperaturas superiores a 800 °C (EL IDRISSEI et al., 2014; RIBEIRO ALVES et al., 2016).

Foi relatado por Ibrahim et al. (2020) que a estequiometria desempenha um papel fundamental na estabilidade da apatita, HAs não estequiométricas (razões Ca/P diferentes de 1,67) sendo menos estáveis termicamente do que as estequiométricas. Na verdade, a pesquisa mostrou que HA com Ca/P = 1,68 pode atingir temperaturas de até 1450 °C sem se decompor em um período de três horas, tornando a estequiometria um dos critérios mais procurados devido à estabilidade que proporciona em altas temperaturas (MALINA; BIERNAT; SOBCZAK-KUPIEC, 1970; ORLOVSKII; KOMLEV; BARINOV, 2002).

Ibrahim et al. (2020) afirmaram que a incorporação de íons na estrutura da HA também pode afetar as propriedades da rede cristalina, aumentando ou diminuindo a estabilidade térmica e química da HA. Outras substituições podem, ao contrário, reduzir a estabilidade do material, aumentando sua solubilidade, como substituições de estrôncio, magnésio, manganês e carbonato (ZILM; THOMSON; WEI, 2015; KUŚNIERUK et al., 2016).

3.13 Referências

ADOLF, G. O. **Projeto de custeio ABC como ferramenta gerencial em uma lavanderia hospitalar**. 2009. Monografia (Curso de Ciências Contábeis) - Pontifícia Universidade Católica Do Rio Grande Do Sul, 2009. Disponível em: <<http://revistaseletronicas.pucrs.br/ojs/index.php/graduacao/article/download/6063/4364>>.

ADZILA, S. et al. Mechanochemical Synthesis of Nanosized Hydroxyapatite Powder and its Conversion to Dense Bodies. **Materials Science Forum**, v. 694, p. 118–122, jul. 2011. Disponível em: <<https://www.scientific.net/MSF.694.118>>.

AFFAM, A. C.; EZECHI, E. H. **Handbook of Research on Resource Management for Pollution and Waste Treatment**. 1. ed. Malaysia: IGI Global, 2020.

AFSHAR, A. et al. Some important factors in the wet precipitation process of hydroxyapatite. **Materials & Design**, v. 24, n. 3, p. 197–202, maio 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0261306903000037>>.

AGBEBOH, N. I. et al. Environmentally sustainable processes for the synthesis of hydroxyapatite. **Heliyon**, v. 6, n. 4, p. e03765, abr. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2405844020306101>>.

AHMED, S.; IKRAM, S. **Chitosan: Derivatives, Composites and Applications**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2017.

AIZAT, M. A.; AZIZ, F. Chitosan Nanocomposite Application in Wastewater Treatments. In: **Nanotechnology in Water and Wastewater Treatment**. JOHOR BAHRU: Elsevier, 2019. p. 243–265.

AL-ZBOON, K.; RADAIDEH, J.; HUNG, Y.-T. Municipal Wastewater Treatment. In: HUNG, Y.-T.; WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K. (Ed.). **Handbook of Environment and Waste Management: Volume 1**. Singapore: World Scientific Publishing, 2012. Tenth Editp. 1177–1222.

ALBRECHT, C. **Impactos ambientais dos efluentes de lavanderia hospitalar e tratamento com fotoozonização catalítica**. 2007. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, 2007. Disponível em: <<http://www.dominiopublico.gov.br/download/texto/ea000362.pdf>>.

ALDÁS SANDOVAL, M. B.; BUENAÑO BAUTISTA, B. B.; VERA CALLE, E. R. Study of coagulating/flocculating characteristics of organic polymers extracted from biowaste for water treatment. **Ingeniería e Investigación**, v. 39, n. 1, p. 14, 1 jan. 2019. Disponível em: <<https://revistas.unal.edu.co/index.php/ingenv/article/view/69703>>.

ANNU; AHMED, S.; IKRAM, S. Chitin and Chitosan: History, Composition and Properties. In: **Chitosan: Derivatives, Composites and Applications**. Hoboken, N ed. [s.l.] Wiley Global Headquarters, 2017. p. 3–21.

ANVISA. **Processamento de roupas em serviços de saúde: prevenção e controle de riscos agência nacional de vigilância sanitária**. 2. ed. Brasília: ANVISA, 2007.

APHA, A. P. H. A. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**.

23. ed. [s.l.] APHA, 2017.

ARCOS, D.; VALLET-REGÍ, M. Sol–gel silica-based biomaterials and bone tissue regeneration. **Acta Biomaterialia**, v. 6, n. 8, p. 2874–2888, ago. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1742706110000735>>.

ASHRAF, M. A. et al. Biopolymers as biofilters and biobarriers. In: **Biopolymers and Biotech Admixtures for Eco-Efficient Construction Materials**. [s.l.] Elsevier, 2016. p. 387–420.

ASTM, A. S. of T. and M. **D2035/19: Standard Practice for Coagulation-Flocculation Jar Test of Water** West Conshohocken ASTM International, , 2019. . Disponível em: <<https://www.astm.org/Standards/D2035.htm>>.

BARROW, C.; SHAHIDI, F. **Marine nutraceuticals and functional foods**. 1. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2007.

BAUER BOECHAT, C. et al. Structure of vanadate in calcium phosphate and vanadate apatite solid solutions. **Physical Chemistry Chemical Physics**, v. 2, n. 18, p. 4225–4230, 2000. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=b004339g>>.

BEE, S.-L.; HAMID, Z. A. A. Hydroxyapatite derived from food industry bio-wastes: Syntheses, properties and its potential multifunctional applications. **Ceramics International**, v. 46, n. 11, p. 17149–17175, ago. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272884220310476>>.

BENEDETTI, S. **Avaliação do teor de carbono orgânico total na qualidade da água: aplicação na radiofarmácia**. 2012. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85131/tde-12022014-104943/>>.

BERNARDI, G. Chromatography of nucleic acids on hydroxyapatite I. Chromatography of native DNA. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Nucleic Acids and Protein Synthesis**, v. 174, n. 2, p. 423–434, fev. 1969. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0005278769902731>>.

BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. et al. **Effluents Hospitaliers Et Stations D' Epuration Urbaines: Sept Annees De Suivi, D' Etudes Et De Recherche Sur Sipibel**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02386470/document>>.

BHATTARAI, S. R. et al. Carbon nanotube-hydroxyapatite nanocomposite for DNA complexation. **Materials Science and Engineering: C**, v. 28, n. 1, p. 64–69, jan. 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0928493106003869>>.

BIROLI, W. G.; DELEZUK, J. A. D. M.; CAMPANA-FILHO, S. P. Ultrasound-assisted conversion of alpha-chitin into chitosan. **Applied Acoustics**, v. 103, n. Oct, p. 239–242, fev. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0003682X1500273X>>.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2301–2324, jun. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135407001881>>.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento**

sustentável. 2. ed. São Paulo: Pearson, 2004.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007, diretrizes nacionais para o saneamento básico**. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2007/lei-11445-5-janeiro-2007-549031-norma-actualizada-pl.pdf>>. Acesso em: 1 out. 2018.

BRASIL, M. da S. do. **Manual de lavanderia hospitalar**. 1. ed. Brasília: Centro de Documentação do Ministério da Saúde, 1986.

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment**. 3. ed. London, UK: IWA Publishing, 2016.

BYUN, H.-G. et al. Chitooligosaccharides as a novel β -secretase inhibitor. **Carbohydrate Polymers**, v. 61, n. 2, p. 198–202, ago. 2005. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0144861705001645>>.

CANILLAS, M. et al. Processing of hydroxyapatite obtained by combustion synthesis. **Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio**, v. 56, n. 5, p. 237–242, set. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0366317517300456>>.

CARRARO, E. et al. Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 185–199, mar. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479715303753>>.

CAVINATTO, V. M. **Saneamento básico: fonte de saúde e bem-estar**. 2. ed. São Paulo, SP: Editora Moderna, 2012.

CHAIKINA, M. V. et al. Interaction of calcium phosphates with calcium oxide or calcium hydroxide during the “soft” mechanochemical synthesis of hydroxyapatite. **Ceramics International**, v. 45, n. 14, p. 16927–16933, out. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2019.05.239>>.

CHEN, J. et al. A simple sol-gel technique for synthesis of nanostructured hydroxyapatite, tricalcium phosphate and biphasic powders. **Materials Letters**, v. 65, n. 12, p. 1923–1926, jun. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.matlet.2011.03.076>>.

CHETTY, A. S. et al. Synthesis, Properties, and Applications of Hydroxyapatite. In: GSHALAEV, V. S.; DEMIRCHAN, A. C. (Ed.). **Hidroxiapatite: Synthesis, Properties and Applications**. New York, NY: Nova Science Publishers, 2012. p. 91–132.

CHIAPPISI, L.; GRADZIELSKI, M. Co-assembly in chitosan-surfactant mixtures: Thermodynamics, structures, interfacial properties and applications. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 220, p. 92–107, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cis.2015.03.003>>.

CHINTHAKA SILVA, G. W. et al. Micro-structural characterization of precipitation-synthesized fluorapatite nano-material by transmission electron microscopy using different sample preparation techniques. **Micron**, v. 39, n. 3, p. 269–274, abr. 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0968432807001394>>.

CHOI, J. et al. Calcium phosphate coating of nickel–titanium shape-memory alloys. Coating

procedure and adherence of leukocytes and platelets. **Biomaterials**, v. 24, n. 21, p. 3689–3696, set. 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0142961203002412>>.

CHONG, M. F. Direct Flocculation Process for Wastewater Treatment. In: **Advances in Water Treatment and Pollution Prevention**. Dordrecht: Springer, 2012. p. 201–230.

CHONOVA, T. et al. Separate treatment of hospital and urban wastewaters: A real scale comparison of effluents and their effect on microbial communities. **Science of The Total Environment**, v. 542, p. 965–975, jan. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715309773>>.

CHOUMANE, F. Z. et al. Valorisation of a bioflocculant and hydroxyapatites as coagulation-flocculation adjuvants in wastewater treatment of the steppe in the wilaya of Saida (Algeria). **Ecological Engineering**, v. 107, p. 152–159, out. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092585741730410X>>.

COOK, C.; GUDE, V. G. Characteristics of Chitosan Nanoparticles for Water and Wastewater Treatment : Chitosan for Water Treatment. In: **Waste Management: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications**. 3. ed. Missipissi: Information Resources Management Association, 2020. p. 1680.

COSTA, A. C. F. M. et al. Hidroxiapatita: Obtenção, caracterização e aplicações. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, v. 4.3, p. 29–38, 2009. Disponível em: <<http://www2.ufcg.edu.br/revista-remap/index.php/REMAP/article/view/105/123>>.

CUMMINGS, L. J.; SNYDER, M. A.; BRISACK, K. Chapter 24 Protein Chromatography on Hydroxyapatite Columns. In: **Methods in Enzymology**. [s.l.: s.n.]463p. 387–404.

DAO, V. H.; CAMERON, N. R.; SAITO, K. Synthesis, properties and performance of organic polymers employed in flocculation applications. **Polymer Chemistry**, v. 7, n. 1, p. 11–25, 2016. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C5PY01572C>>.

DASSANAYAKE, R. s.; ACHARYA, S.; ABIDI, N. Biopolymer-Based Materials from Polysaccharides: Properties, Processing, Characterization and Sorption Applications. In: **Advanced Sorption Process Applications**. [s.l.] IntechOpen, 2019. p. 13.

DE GROOT, K.; WOLKE, J. G. C.; JANSEN, J. A. Calcium phosphate coatings for medical implants. **Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part H: Journal of Engineering in Medicine**, v. 212, n. 2, p. 137–147, 1 fev. 1998. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1243/0954411981533917>>.

DHILLON, G. S. et al. Green synthesis approach: extraction of chitosan from fungus mycelia. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 33, n. 4, p. 379–403, 18 dez. 2013. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.3109/07388551.2012.717217>>.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. Procedimentos para a Realização de Ensaios de Tratabilidade de Água. In: **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe Editora, 2013. p. 228–340.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. Coagulação e Flocculação. In: **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 3. ed. São Carlos, SP: LDiBe Editora, 2017. p.

229–340.

DIALLO-GARCIA, S. et al. Identification of Surface Basic Sites and Acid–Base Pairs of Hydroxyapatite. **The Journal of Physical Chemistry C**, v. 118, n. 24, p. 12744–12757, 19 jun. 2014. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/jp500469x>>.

DING, S. Properties and immersion behavior of magnetron-sputtered multi-layered hydroxyapatite/titanium composite coatings. **Biomaterials**, v. 24, n. 23, p. 4233–4238, out. 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0142961203003156>>.

DOROZHKIN, S. Nanodimensional and Nanocrystalline Apatites and Other Calcium Orthophosphates in Biomedical Engineering, Biology and Medicine. **Materials**, v. 2, n. 4, p. 1975–2045, 27 nov. 2009. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1996-1944/2/4/1975>>.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 100–102, n. SUPPL., p. 475–502, fev. 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0001868602000672>>.

EBRINGEROVÁ, A.; HROMÁDKOVÁ, Z.; HEINZE, T. **Hemicellulose**. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, 2005.

EDZWALD, J. K. **Water Quality and Treatment: A Handbook on Drinking Water**. 6. ed. New York: American Water Works Association - AWWA, 2011.

EE, E. E. **Revision of Ecolabel Criteria for Laundry Detergents 2008-2010 Ecolabelling Denmark**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/Laundry_Detergents_technical_report.pdf>.

EL-OGRI, F. et al. A survey of wastewaters generated by a hospital in Marrakech city and their characterization A survey of wastewaters generated by a hospital in Marrakech city and their characterization. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 36, p. 16, 2016.

EL IDRISSE, B. C. et al. A novel method to synthesize nanocrystalline hydroxyapatite: Characterization with x-ray diffraction and infrared spectroscopy. **IOSR Journal of Applied Chemistry**, v. 7, n. 5, p. 107–112, 2014. Disponível em: <<http://www.iosrjournals.org/iosr-jac/papers/vol7-issue5/Version-3/N0753107112.pdf>>.

EL KNIDRI, H. et al. Eco-friendly extraction and characterization of chitin and chitosan from the shrimp shell waste via microwave irradiation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 104, n. Sep, p. 395–405, nov. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957582016302191>>.

EMMANUEL, E. et al. Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. **Environment International**, v. 30, n. 7, p. 891–900, set. 2004. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412004000388>>.

EMMANUEL, E. et al. Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. **Journal of Hazardous Materials**, v. 117, n. 1, p. 1–11, jan. 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389404004583>>.

ESCUADERO-OÑATE, C.; MARTÍNEZ-FRANCÉS, E. A Review of Chitosan-Based Materials for the Removal of Organic Pollution from Water and Bioaugmentation. In: **Chitin-Chitosan - Myriad Functionalities in Science and Technology**. 1. ed. Nagpur: InTech, 2018.

EU, P. E. Diretiva n.º 91/271/CEE: relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. **Jornal Oficial das Comunidades Europeias**, v. L 135/40, p. 13, 1991. Disponível em: <<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/34860b42-95cc-4a57-b998-2e445d5bfa9>>.

FERNÁNDEZ-PRADAS, J. M. et al. Influence of thickness on the properties of hydroxyapatite coatings deposited by KrF laser ablation. **Biomaterials**, v. 22, n. 15, p. 2171–2175, ago. 2001. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0142961200004087>>.

FERRAL-PÉREZ, H. et al. Sequential Treatment of Tequila Industry Vinasses by Biopolymer-based Coagulation/Flocculation and Catalytic Ozonation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 38, n. 4, p. 279–290, 3 jul. 2016. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01919512.2016.1158635>>.

FIAMINGO, A. et al. Extensively deacetylated high molecular weight chitosan from the multistep ultrasound-assisted deacetylation of beta-chitin. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 32, n. Feb, p. 79–85, set. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.02.021>>.

FU, L.-H. et al. Microwave-Assisted Hydrothermal Synthesis of Cellulose/Hydroxyapatite Nanocomposites. **Polymers**, v. 8, n. 9, p. 316, 20 set. 2016. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4360/8/9/316>>.

FURTADO, A. O. et al. Evaluation of hospital laundry effluents treated by advanced oxidation processes and their cytotoxic effects on *Allium cepa* L. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, p. 360, 12 jun. 2020. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10661-020-08328-9>>.

GAUTAM, A. K.; KUMAR, S.; SABUMON, P. C. Preliminary study of physico-chemical treatment options for hospital wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 83, n. 3, p. 298–306, maio 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479706001186>>.

GÓMEZ DEL RÍO, J. A.; MORANDO, P. J.; CICERONE, D. S. Natural materials for treatment of industrial effluents: comparative study of the retention of Cd, Zn and Co by calcite and hydroxyapatite. Part I: batch experiments. **Journal of Environmental Management**, v. 71, n. 2, p. 169–177, jun. 2004. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479704000453>>.

GOTO, T. et al. Hydrothermal synthesis of composites of well-crystallized hydroxyapatite and poly(vinyl alcohol) hydrogel. **Materials Science and Engineering: C**, v. 32, n. 3, p. 397–403, abr. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0928493111003298>>.

GREGORY, J. **Particles in water: properties and processes**. 1ª ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2006.

GREGORY, J.; BARANY, S. Adsorption and flocculation by polymers and polymer mixtures. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 169, n. 1, p. 1–12, nov. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0001868611001229>>.

GRULL, D.; BLUM, J. R. C.; MANCUSO, P. C. S. Reuso de água em lavanderia de roupas hospitalares. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Ed.). **Reuso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003. p. 513–527.

GUIBAL, E. et al. A Review of the Use of Chitosan for the Removal of Particulate and Dissolved Contaminants. **Separation Science and Technology**, v. 41, n. 11, p. 2487–2514, ago. 2006. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01496390600742807>>.

GZYRA-JAGIEŁA, K. et al. Physicochemical Properties of Chitosan and its Degradation Products. In: **Chitin and Chitosan**. Hoboken, NJ, USA: Wiley, 2019. p. 61–80.

HABIBOVIC, P. et al. Biomimetic Hydroxyapatite Coating on Metal Implants. **Journal of the American Ceramic Society**, v. 85, n. 3, p. 517–522, 20 dez. 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1151-2916.2002.tb00126.x>>.

HAHN, T.; ZIBEK, S. Sewage Polluted Water Treatment via Chitosan: A Review. In: **Chitin-Chitosan - Myriad Functionalities in Science and Technology**. London, UK: InTech, 2018. ip. 13.

HAJJI, S. et al. Structural differences between chitin and chitosan extracted from three different marine sources. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 65, p. 298–306, abr. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813014000464>>.

HASSAN, M. A. A.; LI, T. P.; NOOR, Z. Z. Coagulation and Flocculation Treatment of Wastewater in Textile Industry Using Chitosan. **Journal of Chemical and Natural Resources Engineering**, v. 4, n. 1, p. 43–53, 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Zainura_Zainon_Noor/publication/228634338_Coagulation_and_Flocculation_Treatment_of_Wastewater_in_Textile_Industry_Using_Chitosan/links/00b495179f07199236000000/Coagulation-and-Flocculation-Treatment-of-Wastewater-in-T>.

HO, Y.; CHUA, S.; CHONG, F. Coagulation-Flocculation Technology in Water and Wastewater Treatment. In: **Handbook of Research on Resource Management for Pollution and Waste Treatment**. 1. ed. Malaysia: IGI Global, 2020. p. 432–434.

HOFMANN, T.; VON DER KAMMER, F. Particles in Water: Properties and Processes. **Angewandte Chemie International Edition**, v. 46, n. 20, p. 3611–3611, 11 maio 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/anie.200685451>>.

HUANG, A. et al. Synthesis and characterization of mesoporous hydroxyapatite powder by microemulsion technique. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 8, n. 3, p. 3158–3166, maio 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2238785418306720>>.

IBRAHIM, M. et al. Hydroxyapatite, a multifunctional material for air, water and soil pollution control: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 383, n. August 2019, p.

121139, fev. 2020. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419310933>>.

IO, O. et al. Non-synthetic sources for the development of hydroxyapatite. **Journal of Applied Biotechnology & Bioengineering**, v. 5, n. 2, 27 mar. 2018. Disponível em: <<https://medcraveonline.com/JABB/non-synthetic-sources-for-the-development-of-hydroxyapatite.html>>.

ISHIKAWA, K.; DUCHEYNE, P.; RADIN, S. Determination of the Ca/P ratio in calcium-deficient hydroxyapatite using X-ray diffraction analysis. **Journal of Materials Science: Materials in Medicine**, v. 4, n. 2, p. 165–168, mar. 1993. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF00120386>>.

IVES, K. J. **The Scientific Basis of Flocculation**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1978.

JEMAL, J. et al. NO reduction with NH₃ under oxidizing atmosphere on copper loaded hydroxyapatite. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 113–114, p. 255–260, fev. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0926337311005546>>.

JIANG, J.-Q. The role of coagulation in water treatment. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v. 8, n. 1, p. 36–44, maio 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S221133981500009X>>.

JO, G.-H.; PARK, R.-D.; JUNG, W.-J. Enzymatic Production of Chitin from Crustacean Shell Waste. In: **Chitin, Chitosan, Oligosaccharides and Their Derivatives: Biological Activities and Applications**. Boca Raton: CRC Press, 2011. p. 37–47.

JUSOH, A. et al. Green technology in treating aquaculture wastewater. In: AIP Conference Proceedings, January, **Anais...AIP Conference Proceedings**, 2020. Disponível em: <<http://aip.scitation.org/doi/abs/10.1063/1.5140892>>.

KAJITVICHYANUKUL, P.; SUNTRONVIPART, N. Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method. **Journal of Hazardous Materials**, v. 138, n. 2, p. 384–391, 16 nov. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389406005462>>.

KALUDJEROVIC-RADOICIC, T.; RAICEVIC, S. In situ lead stabilization using natural and synthetic apatite. **Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly**, v. 14, n. 4, p. 269–271, 2008. Disponível em: <<http://www.doiserbia.nb.rs/Article.aspx?ID=1451-93720804269K>>.

KANDORI, K. et al. Effects of Heat Treatment of Calcium Hydroxyapatite Particles on the Protein Adsorption Behavior. **The Journal of Physical Chemistry B**, v. 113, n. 31, p. 11016–11022, 6 ago. 2009. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/jp904481z>>.

KANDORI, K. et al. Effects of Modification of Calcium Hydroxyapatites by Trivalent Metal Ions on the Protein Adsorption Behavior. **The Journal of Physical Chemistry B**, v. 114, n. 7, p. 2399–2404, 25 fev. 2010. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/jp911783r>>.

KAWAMURA, S. Considerations on Improving Flocculation. **Journal - American Water Works Association**, v. 68, n. 6, p. 328–336, jun. 1976. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/j.1551-8833.1976.tb02421.x>>.

KERN, D. I. et al. Toxicity and genotoxicity of hospital laundry wastewaters treated with photocatalytic ozonation. **Science of The Total Environment**, v. 443, p. 566–572, jan. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969712014477>>.

KHACHANI, M. et al. Iron–calcium–hydroxyapatite catalysts: Iron speciation and comparative performances in butan-2-ol conversion and propane oxidative dehydrogenation. **Applied Catalysis A: General**, v. 388, n. 1–2, p. 113–123, nov. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0926860X10006137>>.

KHAN, N. A. et al. Smart ways of hospital wastewater management, regulatory standards and conventional treatment techniques. A short review. **Smart and Sustainable Built Environment**, v. 8, n. 5, 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Nadeem_Khan51/publication/336732539_Smart_ways_of_hospital_wastewater_management_regulatory_standards_and_conventional_treatment_techniques_A_short_review/links/5db8ea7c4585151435d17308/Smart-ways-of-hospital-wastewater>.

KIM, M.-S. et al. Water-soluble chitosan inhibits the production of pro-inflammatory cytokine in human astrocytoma cells activated by amyloid β peptide and interleukin-1 β . **Neuroscience Letters**, v. 321, n. 1–2, p. 105–109, mar. 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304394002000666>>.

KIST, L. T. et al. Caracterização e gestão do efluente de lavanderia hospitalar. In: Anais do 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, SP. **Anais...** Campo Grande, SP: 2005.

KIST, L. T. et al. Gerenciamento e aplicação do método fenton para tratamento de efluente de lavanderia hospitalar. **Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, v. 3, n. March, p. 7, 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Lourdes_Kist/publication/267792406_X-Kist-Brasil-1_GERENCIAMENTO_E_APLICACAO_DO_METODO_FENTON_PARA_TRATAMENTO_DE_EFLUENTE_DE_LAVANDERIA_HOSPITALAR/links/55007b1b0cf2d61f820da4f2/X-Kist-Brasil-1-GERENCIAMENTO-E-APLICACA>.

KOVALOVA, L. et al. Elimination of Micropollutants during Post-Treatment of Hospital Wastewater with Powdered Activated Carbon, Ozone, and UV. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 14, p. 7899–7908, 16 jul. 2013. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es400708w>>.

KRISANAPIBOON, A.; BURANAPANITKIT, B.; OUNGBHO, K. Biocompatibility of Hydroxyapatite Composite as a Local Drug Delivery System. **Journal of Orthopaedic Surgery**, v. 14, n. 3, p. 315–318, 4 dez. 2006. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/230949900601400315>>.

KUMAR, S. et al. Chitosan Nanocomposite Coatings for Food, Paints, and Water Treatment Applications. **Applied Sciences**, v. 9, n. 12, p. 2409, 13 jun. 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3417/9/12/2409>>.

KÜMMERER, K. Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. **Chemosphere**, v. 45, n. 6–7, p. 957–969, nov. 2001. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653501001448>>.

KUŚNIERUK, S. et al. Influence of hydrothermal synthesis parameters on the properties of hydroxyapatite nanoparticles. **Beilstein Journal of Nanotechnology**, v. 7, p. 1586–1601, 4 nov. 2016. Disponível em: <<https://www.beilstein-journals.org/bjnano/articles/7/153>>.

KWEINOR TETTEH, E.; RATHILAL, S. Application of Organic Coagulants in Water and Wastewater Treatment. In: **Organic Polymers**. London, UK: IntechOpen, 2020. p. 13.

LAMONIER, C. et al. Specific tuning of acid/base sites in apatite materials to enhance their methanol thiolation catalytic performances. **Catalysis Today**, v. 164, n. 1, p. 124–130, abr. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092058611000636X>>.

LAPOINTE, M.; BARBEAU, B. Understanding the roles and characterizing the intrinsic properties of synthetic vs . natural polymers to improve clarification through interparticle Bridging : A review. **Separation and Purification Technology**, v. 231, n. May 2019, p. 115893, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115893>>.

LAURENCIN, D. et al. Magnesium incorporation into hydroxyapatite. **Biomaterials**, v. 32, n. 7, p. 1826–1837, mar. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biomaterials.2010.11.017>>.

LEGEROS, R. Z. Calcium Phosphate-Based Osteoinductive Materials. **Chemical Reviews**, v. 108, n. 11, p. 4742–4753, 12 nov. 2008. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/cr800427g>>.

LEPRAT, P. Les rejets liquides hospitaliers, quels agents et quelles solutions techniques. **Revue Techniques hospitalieres**, p. 49–52, 1998.

LI, Y.; HO, J.; OOI, C. P. Antibacterial efficacy and cytotoxicity studies of copper (II) and titanium (IV) substituted hydroxyapatite nanoparticles. **Materials Science and Engineering: C**, v. 30, n. 8, p. 1137–1144, out. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0928493110001463>>.

LICHTFOUSE, E. et al. Chitosan for direct bioflocculation of wastewater. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 4, p. 1603–1621, 19 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10311-019-00900-1>>.

LIU, D. M.; YANG, Q.; TROCZYNSKI, T. Sol-gel hydroxyapatite coatings on stainless steel substrates. **Biomaterials**, v. 23, n. 3, p. 691–698, 2002.

LOGANATHAN, P. et al. Progress, challenges, and opportunities in enhancing NOM flocculation using chemically modified chitosan: a review towards future development. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 6, n. 1, p. 45–61, 2020. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C9EW00596J>>.

LUTTERBECK, C. A. **Eficiência da detoxificação de efluentes da lavanderia hospitalar através do uso de métodos eletroquímicos**. 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.unisc.br/jspui/handle/11624/1496>>.

LUTTERBECK, C. A. et al. Toxicity evaluation of hospital laundry wastewaters treated by

microbial fuel cells and constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 729, p. 138816, ago. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720323330>>.

MA, J.; WANG, C.; PENG, K. W. Electrophoretic deposition of porous hydroxyapatite scaffold. **Biomaterials**, v. 24, n. 20, p. 3505–3510, 2003.

MA, J.; XIN, C.; TAN, C. Preparation, physicochemical and pharmaceutical characterization of chitosan from *Catharsius molossus* residue. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 80, n. July, p. 547–556, set. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813015004882>>.

MA, Q. Y. et al. Effects of NO₃⁻, Cl⁻, F⁻, SO₄²⁻, and CO₃²⁻ on Pb²⁺ Immobilization by Hydroxyapatite. **Environmental Science & Technology**, v. 28, n. 3, p. 408–418, mar. 1994a. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es00052a011>>.

MA, Q. Y. et al. Effects of Aqueous Al, Cd, Cu, Fe(II), Ni, and Zn on Pb Immobilization by Hydroxyapatite. **Environmental Science & Technology**, v. 28, n. 7, p. 1219–1228, jul. 1994b. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es00056a007>>.

MALINA, D.; BIERNAT, K.; SOBCZAK-KUPIEC, A. Studies on sintering process of synthetic hydroxyapatite. **Acta Biochimica Polonica**, v. 60, n. 4, p. 851–855, 1 jan. 1970. Disponível em: <<https://ojs.ptbioch.edu.pl/index.php/abp/article/view/2071>>.

MANOUCHEHRI, M.; KARGARI, A. Water recovery from laundry wastewater by the cross flow microfiltration process: A strategy for water recycling in residential buildings. **Journal of Cleaner Production**, v. 168, p. 227–238, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.211>>.

MARCHI, A. Soma de parâmetros: a relação comum entre as ferramentas analíticas: DBO, DQO e TOC. **Water Technologies & Solutions**, p. 2, dez. 2018. Disponível em: <<https://www.linkedin.com/pulse/entendendo-relação-entre-dbo-dqo-e-toc-amanda-marchi/>>.

MARTINS, Á. A. **Aplicação e eficiência de gel de quitosana como coagulante no tratamento de efluentes em frigorífico bovino**. 2015. Universidade Federal do Tocantins, 2015.

MASUYAMA, Y. et al. Hydroxyapatite-supported copper(II)-catalyzed azide–alkyne [3+2] cycloaddition with neither reducing agents nor bases in water. **Tetrahedron Letters**, v. 52, n. 51, p. 6916–6918, dez. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tetlet.2011.10.060>>.

MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 159, n. 2, p. 189–197, set. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000186861000120X>>.

MATSUNAGA, K. et al. Mechanism of incorporation of zinc into hydroxyapatite. **Acta Biomaterialia**, v. 6, n. 6, p. 2289–2293, jun. 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.actbio.2009.11.029>>.

MCARDELL, C. S. et al. **Input and elimination of pharmaceuticals and disinfectants from hospital wastewater**. Dübendorf: EAWAG, 2011.

MISHRA, A. K. **Sol-gel Based Nanoceramic Materials: Preparation, Properties and Applications**. Cham: Springer International Publishing, 2017.

MO, J. et al. A review on agro-industrial waste (AIW) derived adsorbents for water and wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 227, n. April, p. 395–405, dez. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479718309393>>.

MOBASHERPOUR, I.; SALAHI, E.; PAZOUKI, M. Removal of nickel (II) from aqueous solutions by using nano-crystalline calcium hydroxyapatite. **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 15, n. 2, p. 105–112, abr. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1319610310000797>>.

MOHD PU'AD, N. A. S. et al. Syntheses of hydroxyapatite from natural sources. **Heliyon**, v. 5, n. 5, p. e01588, maio 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2405844018368944>>.

MOHD YUNOS, F. H. et al. Harvesting of microalgae (*Chlorella* sp.) from aquaculture bioflocs using an environmental-friendly chitosan-based bio-coagulant. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 124, p. 243–249, out. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.07.016>>.

MONDAL, S.; DOROZHKIN, S. V.; PAL, U. Recent progress on fabrication and drug delivery applications of nanostructured hydroxyapatite. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Nanomedicine and Nanobiotechnology**, v. 10, n. 4, p. e1504, jul. 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/wnan.1504>>.

MORIN-CRINI, N. et al. Applications of chitosan in food, pharmaceuticals, medicine, cosmetics, agriculture, textiles, pulp and paper, biotechnology, and environmental chemistry. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 4, p. 1667–1692, 13 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10311-019-00904-x>>.

MOURA, F. N. **Síntese e Caracterização de Recobrimentos de Monetita e Hidroxiapatita Parcialmente Substituída com Zinco**. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais) - Instituto Militar de Engenharia, 2012.

MURAKAMI, S. et al. Hydrothermal synthesis of porous hydroxyapatite ceramics composed of rod-shaped particles and evaluation of their fracture behavior. **Ceramics International**, v. 38, n. 2, p. 1649–1654, mar. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272884211008467>>.

NECHITA, P. Applications of Chitosan in Wastewater Treatment. In: **Biological Activities and Application of Marine Polysaccharides**. 1. ed. Rijeka: InTech, 2017. p. 209–228.

NORONHA, V. **Águas residuais hospitalares: caracterização e tratamento**. 1. ed. Lisboa: DGIES, 2005.

NOURI, M. et al. Improvement of chitosan production from Persian Gulf shrimp waste by response surface methodology. **Food Hydrocolloids**, v. 59, p. 50–58, ago. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodhyd.2015.08.027>>.

OKAIYETO, K. et al. Implications for public health demands alternatives to inorganic and

synthetic flocculants : bioflocculants as important candidates. **Microbiology Open**, v. 5, n. 2, p. 177–211, 2016. Disponível em:
<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/mbo3.334>>.

OMS, O. M. da S. **Guidelines for drinking-water quality** WHO Library. [s.l: s.n.].
Disponível em:
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151_eng.pdf;jsessionid=6996406FC64ACC9BB68C640DC6322AAB?sequence=1>.

ONU. Final act of the conference of plenipotentiaries on the stockholm convention on persistent organic pollutants. In: Stockholm POPs Convention, May, **Anais...**2001.
Disponível em: <https://web.fe.up.pt/~jotace/legislacao/convestocolmo_ing.PDF>.

OPRE, Z. **Catalytic oxidation over transition metal containing hydroxyapatites**. 2007. Thesis (PhD in Materials Science) - Swiss Federal Institute of Technology, 2007. Disponível em: <<https://www.research-collection.ethz.ch/bitstream/handle/20.500.11850/6983/eth-29740-02.pdf?sequence=2&isAllowed=y>>.

ORLOVSKII, V. P.; KOMLEV, V. S.; BARINOV, S. M. Hydroxyapatite and hydroxyapatite-based ceramics. **Inorganic Materials**, v. 38, n. 10, p. 973–984, 2002. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1023/A:1020585800572>>.

PERRODIN, Y. et al. A priori assessment of ecotoxicological risks linked to building a hospital. **Chemosphere**, v. 90, n. 3, p. 1037–1046, jan. 2013. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.049>>.

PONTIUS, F. W. Chitosan as a Drinking Water Treatment Coagulant. **American Journal of Civil Engineering**, v. 4, n. 5, p. 205, 2016. Disponível em:
<<http://www.sciencepublishinggroup.com/journal/paperinfo?journalid=229&doi=10.11648/j.ajce.20160405.11>>.

PRAMANIK, S. et al. Development of high strength hydroxyapatite by solid-state-sintering process. **Ceramics International**, v. 33, n. 3, p. 419–426, abr. 2007. Disponível em:
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272884205003081>>.

QI, C. et al. Sonochemical synthesis of hydroxyapatite nanoflowers using creatine phosphate disodium salt as an organic phosphorus source and their application in protein adsorption. **RSC Advances**, v. 6, n. 12, p. 9686–9692, 2016. Disponível em:
<<http://xlink.rsc.org/?DOI=C5RA26231C>>.

RAJASULOCHANA, P.; PREETHY, V. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review. **Resource-Efficient Technologies**, v. 2, n. 4, p. 175–184, 2016. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.reffit.2016.09.004>>.

RENAULT, F. et al. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. **European Polymer Journal**, v. 45, n. 5, p. 1337–1348, maio 2009a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0014305708007222>>.

RENAULT, F. et al. Chitosan flocculation of cardboard-mill secondary biological wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 155, n. 3, p. 775–783, dez. 2009b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894709006664>>.

REZAEI, A. et al. Hospital Wastewater Treatment Using an Integrated Anaerobic Aerobic Fixed Film Bioreactor. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 1, n. 4, p. 259–263, 2005. Disponível em: <American Journal of Environmental Sciences>.

RIAD, M.; MIKHAIL, S. Oxidative desulfurization of light gas oil using zinc catalysts prepared via different techniques. **Catalysis Science & Technology**, v. 2, n. 7, p. 1437, 2012. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=c2cy20064c>>.

RIBEIRO ALVES, M. R. et al. The Process of Separating Bovine Serum Albumin Using Hydroxyapatite and Active Babassu Coal (*Orbignya martiana*). **The Scientific World Journal**, v. 2016, p. 1–9, 2016. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/tswj/2016/2808241/>>.

RICHTER, C.; AZEVEDO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2003.

RINAUDO, M. Chitin and chitosan: Properties and applications. **Progress in Polymer Science**, v. 31, n. 7, p. 603–632, jul. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0079670006000530>>.

RIOS-DONATO, N. et al. Coagulation-flocculation of colloidal suspensions of kaolinite, bentonite, and alumina by chitosan sulfate. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 123, n. 4, p. 2003–2010, 15 fev. 2012. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/app.34686>>.

RIZZO, L.; LOFRANO, G.; BELGIORNO, V. Olive Mill and Winery Wastewaters Pre-Treatment by Coagulation with Chitosan. **Separation Science and Technology**, v. 45, n. 16, p. 2447–2452, 29 nov. 2010. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01496395.2010.487845>>.

RODRIGUES, A. C. et al. Treatment of paper pulp and paper mill wastewater by coagulation-flocculation followed by heterogeneous photocatalysis. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 194, n. 1, p. 1–10, 2008.

RUFFINI, A. et al. Synthesis of Nanostructured Hydroxyapatite via Controlled Hydrothermal Route. In: **Biomaterial-supported Tissue Reconstruction or Regeneration**. [s.l.] IntechOpen, 2019.

RULIS, P.; OUYANG, L.; CHING, W. Y. Electronic structure and bonding in calcium apatite crystals: Hydroxyapatite, fluorapatite, chlorapatite, and bromapatite. **Physical Review B**, v. 70, n. 15, p. 155104, 12 out. 2004. Disponível em: <<https://link.aps.org/doi/10.1103/PhysRevB.70.155104>>.

SAERI, M. R. et al. The wet precipitation process of hydroxyapatite. **Materials Letters**, v. 57, n. 24–25, p. 4064–4069, ago. 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167577X03002660>>.

SAMOILA, P. et al. Chitin and Chitosan for Water Purification. In: **Chitin and Chitosan**. [s.l.] Wiley, 2019. p. 429–460.

SANCHES, L. H. **Reuso de águas em Hospitais: O Caso do Hospital Santa Casa de Misericórdia de Itajubá**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia de Energia) - UNIFEI, 2008. Disponível em: <<https://saturno.unifei.edu.br/bim/0033481.pdf>>.

SANTORO, D. O. et al. Diversity and antibiotic resistance profiles of Pseudomonads from a hospital wastewater treatment plant. **Journal of Applied Microbiology**, v. 119, n. 6, p. 1527–1540, 2015. Disponível em: <<https://sfamjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jam.12936>>.

SANTOS, L. H. M. L. M. et al. Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: Identification of ecologically relevant pharmaceuticals. **Science of The Total Environment**, v. 461–462, p. 302–316, set. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969713005111>>.

SARITHA, V.; SRINIVAS, N.; SRIKANTH VUPPALA, N. V. Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. **Applied Water Science**, v. 7, n. 1, p. 451–460, 1 mar. 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s13201-014-0262-y>>.

SATHISKUMAR, S. et al. Green synthesis of biocompatible nanostructured hydroxyapatite from *Cirrhinus mrigala* fish scale – A biowaste to biomaterial. **Ceramics International**, v. 45, n. 6, p. 7804–7810, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2019.01.086>>.

SCHWAICKHARDT, R. de O.; MACHADO, Ê. L.; LUTTERBECK, C. A. Combined use of VUV and UVC photoreactors for the treatment of hospital laundry wastewaters: Reduction of load parameters, detoxification and life cycle assessment of different configurations. **Science of The Total Environment**, v. 590–591, p. 233–241, jul. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717304849>>.

SEDAGHAT, F. et al. Bioconversion of shrimp waste *Penaeus merguensis* using lactic acid fermentation: An alternative procedure for chemical extraction of chitin and chitosan. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 104, n. June, p. 883–888, nov. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S014181301731485X>>.

SHARMA, S. K.; SANGHI, R. **Advances in Water Treatment and Pollution Prevention**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012. v. 9789400742

SHEN, S. C. et al. Synthesis, properties and applications of hydroxyapatite. In: GSHALAEV, V. S.; DEMIRCHAN, A. C. (Ed.). **Hydroxyapatite: Synthesis, Properties and Applications**. New York, NY: Nova Science Publishers, 2012. p. 165–213.

SIAH, C.; ROBINSON, J.; FONG, M. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, n. 6, p. 489–508, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2014.04.010>>.

SILVESTER, L. et al. Structural, textural and acid–base properties of carbonate-containing hydroxyapatites. **J. Mater. Chem. A**, v. 2, n. 29, p. 11073–11090, 2014. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C4TA01628A>>.

SILVESTER, L. et al. Reactivity of ethanol over hydroxyapatite-based Ca-enriched catalysts with various carbonate contents. **Catalysis Science & Technology**, v. 5, n. 5, p. 2994–3006, 2015. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C5CY00327J>>.

SIMON, M.-O.; LI, C.-J. Green chemistry oriented organic synthesis in water. **Chem. Soc. Rev.**, v. 41, n. 4, p. 1415–1427, 2012. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C1CS15222J>>.

SMIČIKLAS, I. et al. The point of zero charge and sorption of cadmium (II) and strontium (II) ions on synthetic hydroxyapatite. **Separation and Purification Technology**, v. 18, n. 3, p. 185–194, maio 2000. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586699000660>>.

SOMASUNDARAN, P. **Encyclopedia of Surface and Colloid Science, Third Edition**. 3. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2015.

SOON, C. Y. et al. Extraction and physicochemical characterization of chitin and chitosan from *Zophobas morio* larvae in varying sodium hydroxide concentration. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 108, n. Nov, p. 135–142, mar. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813017327630>>.

SORLIER, P. et al. Relation between the degree of acetylation and the electrostatic properties of chitin and chitosan. **Biomacromolecules**, v. 2, n. 3, p. 765–772, 2001. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/bm015531+>>.

SOROS, A. **Chitosan coagulation for household water treatment**. 2015. University of North Carolina, 2015. Disponível em: <<https://cdr.lib.unc.edu/downloads/79407x43v?locale=en>>.

SOROS, A. et al. Turbidity reduction in drinking water by coagulation-flocculation with chitosan polymers. **Journal of Water and Health**, v. 17, n. 2, p. 204–218, 1 abr. 2019. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/17/2/204/65912/Turbidity-reduction-in-drinking-water-by>>.

ŠOSTAR-TURK, S.; PETRINIĆ, I.; SIMONIĆ, M. Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 44, n. 2, p. 185–196, 2005.

SOUMAYA, K.; AMINA, A. **Application des plans d'expériences pour la modélisation et l'optimisation du procédé d'adsorption de la tétracycline par une hydroxyapatite valorisée à partir des coquilles d'œufs**. 2018. Mémoire (Master in Process Engineering) - Université de Bouira, 2018. Disponível em: <http://dspace.univ-bouira.dz:8080/jspui/bitstream/123456789/6676/1/mémoire_01.pdf>.

SOUZA, R. C. **Tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar para fins de reuso**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Estadual de Maringá, 2012. Disponível em: <peu.uem.br/DISSERTAORENATAPEU.pdf>.

SRINIVASAN, M.; FERRARIS, C.; WHITE, T. Cadmium and Lead Ion Capture with Three Dimensionally Ordered Macroporous Hydroxyapatite. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 22, p. 7054–7059, nov. 2006. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es060972s>>.

STÖTZEL, C. et al. Ion adsorption behaviour of hydroxyapatite with different crystallinities. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 74, n. 1, p. 91–95, nov. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092777650900280X>>.

SUOPAJÄRVI, T. et al. Coagulation – flocculation treatment of municipal wastewater based on anionized nanocelluloses. **Chemical Engineering Journal**, v. 231, n. 1, p. 59–67, 2013. Disponível em: <<https://pdf.sciencedirectassets.com/271942/1-s2.0-S1385894713X00154/1->

s2.0-S1385894713009170/main.pdf?X-Amz-Security-Token=IQoJb3JpZ2luX2VjEAcaCXVzLWVhc3QtMSJHMEUCIDCUyIWw6WeLlRORD2suZCZj6tgoKW4%2BbOc5FSwAbBvsAiEAwZFaCmnCy%2BFAFWjVaEbrG9ZOGCt6yJE9VZ4DivRW>.

SWAIN, S. K.; SARKAR, D. Study of BSA protein adsorption/release on hydroxyapatite nanoparticles. **Applied Surface Science**, v. 286, p. 99–103, dez. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169433213016681>>.

TILLEY, E. et al. **Compendium of sanitation systems and technologies**. 2. ed. Swiss: IWA Publishing, 2014.

TOMODA, K. et al. Hydroxyapatite particles as drug carriers for proteins. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 76, n. 1, p. 226–235, mar. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0927776509005335>>.

TROMBE, J. C.; MONTEL, G. Some features of the incorporation of oxygen in different oxidation states in the apatitic lattice—I On the existence of calcium and strontium oxyapatites. **Journal of Inorganic and Nuclear Chemistry**, v. 40, n. 1, p. 15–21, jan. 1978. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/002219027880298X>>.

TSUCHIDA, T. et al. Synthesis of Biogasoline from Ethanol over Hydroxyapatite Catalyst. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 47, n. 5, p. 1443–1452, mar. 2008a. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ie0711731>>.

TSUCHIDA, T. et al. Reaction of ethanol over hydroxyapatite affected by Ca/P ratio of catalyst. **Journal of Catalysis**, v. 259, n. 2, p. 183–189, 25 out. 2008b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jcat.2008.08.005>>.

TUNDISI, J. G. Novas Perspectivas para a Gestão de Recursos Hídricos. **Revista USP**, v. 70, p. 24–35, 2006. Disponível em: <<https://www.revistas.usp.br/revusp/article/viewFile/13529/15347>>.

TÜRK, S. et al. Effect of Solution and Calcination Time on Sol-gel Synthesis of Hydroxyapatite. **Journal of Bionic Engineering**, v. 16, n. 2, p. 311–318, 3 mar. 2019. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s42235-019-0026-3>>.

USEPA, U. S. E. P. A. **Competitive Implications of Environmental Regulation: in the Laundry Detergent Industry**The Management Institute for Environment & Business. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-12/documents/ee-0214f-01.pdf>>.

USEPA, U. S. E. P. A. **Title 40 – Protection of Environment, Section 141.73 – Filtration** Washington, 2012. . Disponível em: <<https://www.epa.gov/>>.

VASCONCELOS, T. G. et al. Ciprofloxacin in hospital effluent: Degradation by ozone and photoprocesses. **Journal of Hazardous Materials**, v. 169, n. 1–3, p. 1154–1158, set. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389409005433>>.

VECCHIA, A. D. et al. Diagnóstico sobre a Situação do Tratamento do Esgoto Hospitalar no Brasil. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 10, n. 2, p. 65–70, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Spilki/publication/254201041_DIAN%27OS>.

TICO_SOBRE_A_SITUAcCAO_DO_TRATAMENTO_DO_ESGOTO_HOSPITALAR_NO_BRASIL/links/558956ba08ae6d4f27eabfc3/DIANOSTICO-SOBRE-A-SITUAcCAO-DO-TRATAMENTO-DO-ESGOTO-HOSPITALAR-NO-BRASI>.

VEIDERMA, M. et al. Impact of anionic substitutions on apatite structure and properties. **Journal of Organometallic Chemistry**, v. 690, n. 10, p. 2638–2643, maio 2005. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022328X04009155>>.

VERLICCHI, P. et al. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of Hydrology**, v. 389, n. 3–4, p. 416–428, ago. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169410003409>>.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 514, n. Revisão de efluentes hospitalares, p. 467–491, maio 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715001564>>.

VERLICCHI, P.; GALLETI, A.; MASOTTI, L. Management of hospital wastewaters : the case of the effluent of a large hospital situated in a small town. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 10, p. 2507–2519, 2010. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article-abstract/61/10/2507/15810>>.

VESELINOVIĆ, L. et al. Crystal structure of cobalt-substituted calcium hydroxyapatite nanopowders prepared by hydrothermal processing. **Journal of Applied Crystallography**, v. 43, n. 2, p. 320–327, 1 abr. 2010. Disponível em: <<http://scripts.iucr.org/cgi-bin/paper?S0021889809051395>>.

VIDAL, R. R. L.; MORAES, J. S. Removal of organic pollutants from wastewater using chitosan: a literature review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 3, p. 1741–1754, 27 mar. 2019. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s13762-018-2061-8>>.

VILA, M. et al. Novel biopolymer-coated hydroxyapatite foams for removing heavy-metals from polluted water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 192, n. 1, p. 71–77, maio 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.100>>.

VILELA, P. A. D. **Reúso de água para fins industriais: estudo de caso: lavanderia hospitalar**. São Paulo: Signus, 2008.

VON SPERLING, M. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. 1. ed. London, UK: IWA Publishing, 2007. v. 1

VON SPERLING, M. Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3. ed. Belo Horizonte, MG: SEGRAC, 2005.

WAKAMURA, M.; KANDORI, K.; ISHIKAWA, T. Surface structure and composition of calcium hydroxyapatites substituted with Al(III), La(III) and Fe(III) ions. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 164, n. 2–3, p. 297–305, maio 2000. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0927775799003842>>.

WANG, J.; CHEN, C. Chitosan-based biosorbents: Modification and application for biosorption of heavy metals and radionuclides. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 129–141, maio 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852413019500>>.

WANG, M.-C. et al. Crystalline size, microstructure and biocompatibility of hydroxyapatite nanopowders by hydrolysis of calcium hydrogen phosphate dehydrate (DCPD). **Ceramics International**, v. 41, n. 2, p. 2999–3008, mar. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272884214016861>>.

WANG, Q.; WANG, P.; YANG, Q. Occurrence and diversity of antibiotic resistance in untreated hospital wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 990–999, abr. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717328383>>.

WATANABE, T. et al. Separation of double-strand DNA fragments by high-performance liquid chromatography using a ceramic hydroxyapatite column. **Analytica Chimica Acta**, v. 386, n. 1–2, p. 69–75, abr. 1999. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0003267099000240>>.

WEN, X. et al. Treatment of hospital wastewater using a submerged membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 11, p. 1427–1431, jul. 2004. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032959203002772>>.

WHO, W. H. O. **Safe management of wastes from health-care activities**. 2. ed. Malta: WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, 2014.

WIE, H.; HERØ, H.; SOLHEIM, T. Hot isostatic pressing-processed hydroxyapatite-coated titanium implants: light microscopic and scanning electron microscopy investigations. **The International journal of oral & maxillofacial implants**, v. 13, n. 6, p. 837–44, 1998. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9857595>>.

WOLFF, J. et al. Rapid wet chemical synthesis for ³³P-labelled hydroxyapatite – An approach for environmental research. **Applied Geochemistry**, v. 97, n. May, p. 181–186, out. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.08.010>>.

XIAOBING CHEN, JUDITH V. WRIGHT, J. L. C. and L. M. P. Evaluation of heavy metal remediation using mineral apatite. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 98, n. August 1997, p. 57–78, 1997. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF02128650.pdf>>.

XU, Y. et al. Transformation of the matrix structure of shrimp shells during bacterial deproteinization and demineralization. **Microbial Cell Factories**, v. 12, n. 1, p. 90, 2013. Disponível em: <<http://microbialcellfactories.biomedcentral.com/articles/10.1186/1475-2859-12-90>>.

YADAV, M. et al. Seafood waste: a source for preparation of commercially employable chitin/chitosan materials. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 6, n. 1, p. 8, 8 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s40643-019-0243-y>>.

YANG, R. et al. A review on chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. **Water Research**, v. 95, n. 2015, p. 59–89, maio 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135416301270>>.

YANG, Y.; ONG, J. L. Bond strength, compositional, and structural properties of hydroxyapatite coating on Ti, ZrO₂-coated Ti, and TPS-coated Ti substrate. **Journal of Biomedical Materials Research**, v. 64A, n. 3, p. 509–516, 1 mar. 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/jbm.a.10431>>.

YANG, Z. et al. Flocculation properties of biodegradable amphoteric chitosan-based flocculants. **Chemical Engineering Journal**, v. 172, n. 1, p. 287–295, ago. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894711006875>>.

YANG, Z. et al. Cationic content effects of biodegradable amphoteric chitosan-based flocculants on the flocculation properties. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 8, p. 1378–1385, ago. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1001074211609625>>.

YANG, Z. et al. Flocculation of both anionic and cationic dyes in aqueous solutions by the amphoteric grafting flocculant carboxymethyl chitosan-graft-polyacrylamide. **Journal of Hazardous Materials**, v. 254–255, n. 1, p. 36–45, jun. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.053>>.

YANG, Z. et al. Evaluation of a novel chitosan-based flocculant with high flocculation performance, low toxicity and good floc properties. **Journal of Hazardous Materials**, v. 276, n. 51378250, p. 480–488, jul. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389414004063>>.

YOSHINARI, M.; OHTSUKA, Y.; DERAND, T. Thin hydroxyapatite coating produced by the ion beam dynamic mixing method. **Biomaterials**, v. 15, n. 7, p. 529–535, jun. 1994. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0142961294900191>>.

ZHAO, J. et al. Advances in Template Prepared Nano-oxides and Their Applications: Polluted Water Treatment, Energy, Sensing and Biomedical Drug Delivery. **The Chemical Record**, v. 20, n. Jan, p. 1–21, 16 jan. 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/tcr.201900093>>.

ZHOU, Y.; CHANG, D.; CHANG, J. Preparation of nano-structured pig bone hydroxyapatite for high-efficiency adsorption of Pb²⁺ from aqueous solution. **International Journal of Applied Ceramic Technology**, v. 14, n. 6, p. 1125–1133, nov. 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/ijac.12749>>.

ZHU, K. et al. Preferential occupancy of metal ions in the hydroxyapatite solid solutions synthesized by hydrothermal method. **Journal of the European Ceramic Society**, v. 26, n. 4–5, p. 509–513, jan. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0955221905006308>>.

ZHUANG, Z.; AIZAWA, M. Protein adsorption on single-crystal hydroxyapatite particles with preferred orientation to a(b)- and c-axes. **Journal of Materials Science: Materials in Medicine**, v. 24, n. 5, p. 1211–1216, 6 maio 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10856-013-4879-4>>.

ZILM, M.; THOMSON, S.; WEI, M. A Comparative Study of the Sintering Behavior of Pure and Manganese-Substituted Hydroxyapatite. **Materials**, v. 8, n. 9, p. 6419–6436, 18 set. 2015. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1996-1944/8/9/5308>>.

ZOTESSO, J. P. et al. Treatment of hospital laundry wastewater by UV/H₂O₂ process. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 7, p. 6278–6287, 28 mar. 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11356-016-6860-5>>.

ZOTESSO, J. P.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G. Comparação entre os coagulantes Policloreto de Alumínio (PAC) e TANFLOC SG no tratamento de efluente de lavanderia hospitalar. In: Encontro Internacional de Produção Científica - XI EPCC, Maringá. **Anais...** Maringá: UNICESUMAR, 2019. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/epcc2019/>>.

ZOTESSO, J. P.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G. Comparação entre os coagulantes Policloreto de Alumínio (PAC) e TANFLOC SG no tratamento de efluente de lavanderia hospitalar. In: Encontro Internacional de Produção Científica - XI EPCC, Maringá. **Anais...** Maringá: UNICESUMAR, 2019. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/epcc2019/>>.

Apêndice A – Diversos métodos de síntese de hidroxiapatita (HA) e nano-hidroxiapatita (nano-HA)

Método	Vantagens	Limitações	Fonte
Mecanoquímico	Os produtos produzidos possuem uma estrutura bem definida.	Mais consumo de energia.	(CHAIKINA et al., 2019)
Sol-gel	Homogeneidade química; pode revestir formas complexas; baixas temperaturas de processamento; relativamente barato porque os revestimentos são muito finos; pode produzir partículas nano-HA; maior controle sobre a pureza da fase.	Mais consumo de energia e tempo; alguns processos requerem processamento em atmosfera controlada; matérias-primas caras; longo tempo de tratamento; dificuldade para hidrolisar fosfato.	(LIU; YANG; TROCZYNSKI, 2002; ARCOS; VALLET-REGÍ, 2010; CHEN et al., 2011; TÜRK et al., 2019)
Hidrotermais	Formação de produtos cristalinos e porosos nano dimensionados; nano-HA foi produzida.	Partículas de forma irregular são formadas; a aglomeração de pós HA é comum; altas pressões necessárias para o processamento.	(GOTO et al., 2012; MURAKAMI et al., 2012; RUFFINI et al., 2019)
Emulsão	Processo simples; a aglomeração é reduzida.	Tipo de surfactante, a razão de solvente imiscível, pH e temperatura são os parâmetros a serem controlados.	(HUANG et al., 2019)
Síntese de fontes biogênicas	Eco amigável e barato	A quantidade de nanopartículas produzidas é geralmente menor.	(SATHISKUMAR et al., 2019)
Precipitação química	Rota mais simples para síntese; pode produzir nano partículas de HA; produção industrial possível; água é o único subproduto	Cristalina pobre dos produtos formados; precisam de pH alto para prevenir a formação de HA deficiente em Ca; precisa de alta temperatura de sinterização para formar HA cristalino; produto muito sensível às condições de reação	(AFSHAR et al., 2003; SAERI et al., 2003; WOLFF et al., 2018)
Combustão	Processo barato e simples.	O uso de temperatura elevada indica enorme utilização de energia.	(CANILLAS et al., 2017)
Sonoquímico	Obteve nanopartículas com boa porosidade, cristalização e morfologia.	Não é eficiente em termos de energia	(QI et al., 2016)
Hidrólise	Pode ser usado para modificar as características da HA preparado	Sensível ao pH	(WANG et al., 2015)
Síntese de estado sólido	Não requer condições controladas; Fácil de executar; barato	Produtos heterogêneos e irregulares são fabricados; Necessita alta temperatura de sinterização; longos tempos de tratamento.	(PRAMANIK et al., 2007; ADZILA et al., 2011)
Revestimento biomimético	Baixas temperaturas de processamento; pode formar apatita semelhante a um osso; pode revestir formas complexas; pode incorporar fatores estimuladores do crescimento ósseo	Demorado; Requer reposição e uma constante de pH do fluido corporal simulado	(HABIBOVIC et al., 2004)
Pulverização térmica	Altas taxas de deposição; baixo custo	Linha de técnica de visão; altas temperaturas induzem a decomposição; resfriamento rápido produz revestimentos amorfos	(YANG; ONG, 2003)

Método	Vantagens	Limitações	Fonte
Revestimento pulverizado	Espessura de revestimento uniforme em substratos planos; revestimento denso	Espessura de revestimento uniforme em substratos planos; revestimento denso	(DING, 2003)
Revestimento por imersão	Barato; revestimentos aplicados rapidamente; pode revestir substratos complexos	Requer altas temperaturas de sinterização; incompatibilidade de expansão térmica	(CHOI et al., 2003)
Revestimentos de hidroxiapatita sol-gel	Espessura uniforme do revestimento; taxas de deposição rápidas; pode revestir substratos complexos	Difícil de produzir revestimentos livres de rachaduras; requer altas temperaturas de sinterização	(MA; WANG; PENG, 2003)
Revestimento biomimético	Baixas temperaturas de processamento; pode formar apatita semelhante a um osso; pode revestir formas complexas; pode incorporar fatores estimuladores do crescimento ósseo	Demorado; Requer reposição e uma constante de pH do fluido corporal simulado	(HABIBOVIC et al., 2004)
Deposição de laser pulsado	Revestimento com cristalino e amorfo; revestimento com denso e poroso	Técnica de linha de visão	(FERNÁNDEZ-PRADAS et al., 2001)
Prensagem isostática a quente	Produz revestimentos densos	Não pode revestir substratos complexos; alta temperatura necessária; incompatibilidade de expansão térmica; diferenças elásticas de propriedades; caro; remoção / interação de material de encapsulamento	(WIE; HERØ; SOLHEIM, 1998)
Método de mistura dinâmica	Alta resistência adesiva	Técnica de linha de visão; caro; produz revestimentos amorfos	(YOSHINARI; OHTSUKA; DERAND, 1994)

Apêndice B – Resumo das propriedades da hidroxiapatita (HA) extraída de diferentes fontes

Propriedades	Fonte				
	Animal			Vegetal	Mineral
	Mamífero	Aquático/marinho	Concha	Planta/algas	
Morfologia	Irregular, em forma de bastão, em flocos, em forma de agulha, em forma de placa	Placa plana, hexagonal, semelhante a uma haste, irregular, quase esférica, aglomerado, variam	Esférico, em forma de agulha, em forma de bastonete, glóbulos, aglomerado poligonal	Flocos, cluster, retangular, alongado	Esférico, tipo agulha, tipo placa
Tamanho da partícula	20–900 nm	5-1870 nm	5 nm-10,4 µm	50–500 nm	7,4-68,5 nm
Cristalinidade	Alto (calcinação)	Alto (calcinação)	Alto (método de combinação)	Alto (calcinação)	Alto (método de combinação)
	Baixo (tratamento químico)	Baixo (tratamento químico)	Baixo (tratamento químico)	Baixo (tratamento químico)	-
Razão Ca/P	1,5-2,131	1,60–2,01	1,425-1,8	1,53-1,72	1.293- <1.67
Presença de oligoelemento	Mg, Na, Zn, Sr, Ba	Mg	-	-	-
	Mg, Na	Mg, Sr, Na, K			
	Mg, Na, Sr, Fe, Al, Zn	-			

Fonte: adaptado de Mohd pu'ad et al. (2019).

6 CONCLUSÃO GERAL

A quitosana e a hidroxiapatita possuem potencial para coagular e flocular efluentes de lavanderias hospitalares e devido ao fato de serem naturais não produzem poluição secundária. Por outro lado, em função da baixa eficiência, a quitosana isolada não é a melhor alternativa para clarificar efluentes de lavanderias hospitalares. Além disso, o efluente consome grande volume de acidificante para se ajustar ao pH de coagulação ideal da quitosana.

A hidroxiapatita associada à quitosana, ambas em proporção adequada e quando extraídas de resíduos alimentares, podem reduzir a turbidez e cor aparente de águas residuais de lavanderias hospitalares. Assim, a diminuição da poluição ambiental é passível de ser alcançada por dupla via.

A criação de leis mais restritivas no sentido de regulamentar o descarte de efluentes hospitalares é um desafio da sociedade atual no combate à poluição dos mananciais. Isso se tornará mais factível quando o poder público, em consonância com a comunidade científica, conscientizar-se que esse tipo de resíduo líquido representa uma ameaça à saúde pública e ambiental, muitas vezes silenciosa. Nesse sentido, devido ao fato da instituição estudada no Capítulo II (HGP) não fornecer tratamento adequado aos seus efluentes antes do lançamento no esgoto público, há uma possibilidade dos contaminantes emergentes presentes nas suas descargas estarem sendo lançados nos mananciais da região central do Estado do Tocantins.

Enquanto regras específicas e/ou mais rígidas para a gestão dos efluentes hospitalares e suas lavanderias não são criadas, práticas ambientalmente amigáveis, como a implantação de sistemas de reuso de água nessas instituições são mais do que nunca intrínsecas. Medidas como essas são essenciais para mitigar a degradação ambiental e promover a governança via redução da receita do hospital.

7 AGRADECIMENTOS

Direciono sinceros agradecimentos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado pelo Programa de Demanda Social – DS.

FOLHA DEIXADA INTENCIONALMENTE EM BRANCO