



Universidade Federal
de São João del-Rei

ANA LUIZA DOS SANTOS EMERENCIANO

**ESTUDO DA REMOÇÃO E DEGRADAÇÃO DE COMPOSTOS
FENÓLICOS POR MÉTODOS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS**

Ouro Branco-MG

Dezembro de 2022



Universidade Federal
de São João del-Rei

ANA LUIZA DOS SANTOS EMERENCIANO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada ao curso de Engenharia de Bioprocessos da Universidade Federal de São João Del-Rei, Campus Alto Paraopeba, como parte das exigências para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Bioprocessos.

Orientador: Prof. Dr. Enio Nazaré de Oliveira Júnior.

Ouro Branco – MG

Dezembro de 2022

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais Marlene Aparecida dos Santos Emerenciano e José Geraldo Emerenciano, as minhas irmãs Jaqueline Cristina dos Santos Emerenciano e Poliane Emerenciano Augusto, ao meu namorado Heitor Giacomini Soares por todo apoio e incentivo.

RESUMO

Os compostos fenólicos e clorofenólicos de efluentes ambientais que são altamente tóxicos, com baixa biodegradabilidade, carcinogênicos e mutagenicos. Além disso, podem ser encontrados em diversos produtos como medicamento e agroquímicos, sendo encontrados em diversos efluentes industriais, como indústria de papel e celulose, pesticidas, resina e farmaceutica. Com o objetivo de minimizar o impacto sobre o meio ambiente, estudos para remoção de poluentes tem se tornado cada vez mais importantes. O presente trabalho teve como objetivo discutir os principais métodos através de levantamentos na literatura para remover esses compostos das águas residuais industriais, por meios de métodos físicos químicos e biológicos analisando os resultados alcançados. Entre as literaturas analisadas, o método de Fenton e o Biológico apresentaram as melhores resultados, chegando em 100% de remoção em algumas etapas de teste. Já os demais testes analisados como adsorção e fotocatalização apresentaram resultados inferiores, se comparados com as demais literaturas analisadas.

Palavras-chave: Compostos Fenólicos, Cloro Fenólicos, Físico Químicos, Biológicos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	6
2	OBJETIVO GERAL.....	7
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	7
3.1	IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS POR COMPOSTOS FENÓLICOS.....	7
3.2	FENOL.....	9
3.3	CLOROFENOL	10
3.4	MECANISMOS DE DEGRADAÇÃO DO FENOL.....	11
3.5	PROCESSOS UTILIZADOS PARA DEGRADAÇÃO DE COMPOSTOS FENÓLICOS	15
3.6	USO DE MICRORGANISMOS PARA DEGRADAÇÃO DO FENOL	21
3.7	COMPARATIVOS ENTRE MÉTODOS FÍSICO QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS PARA REMOÇÃO DO FENOL DE EFLUENTES AQUOSOS.....	22
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	24
5	AGRADECIMENTOS.....	25
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	25

1 INTRODUÇÃO

O surgimento de novas tecnologias trouxe um grande desenvolvimento industrial e conseqüentemente um aumento na poluição do planeta. Com o passar dos anos, foi possível observar que alguns recursos naturais passaram a ficar escassos, onde foi necessário buscar novas maneiras de preservar o meio ambiente e tecnologias para o tratamento de água, solo e ar, para uma melhor qualidade de vida e maior sustentabilidade (COSTA, 2022).

O aumento de atividades industriais como indústria siderúrgica, farmacêutica, têxtil, refinarias de petróleo, pesticidas, resinas e diversas outras, são grandes responsáveis pela contaminação do meio ambiente por meio de compostos orgânicos e inorgânicos, uma vez que esses compostos estão presentes em efluentes de vários processos industriais (OMENA, 2008). Entre os compostos observados, podemos destacar os fenóis e seus derivados, que são encontrados naturalmente ou podem ser produzidos por processos antrópicos, sendo encontrados na natureza através da água e no solo, sendo considerados grandes contaminantes ambientais dependendo da sua concentração (ZANIN, 2014).

Os compostos fenólicos são caracterizados pela presença do grupo hidroxila (OH) diretamente ligado ao anel benzênico e possuem comportamento de ácidos fracos se dissolvendo em meios polares, no entanto, são pouco solúveis em hidrocarbonetos alifáticos. Além disso, são compostos bactericidas, com efeitos carcinogênicos e mutagênicos, podendo causar sérios danos ao meio ambiente (RODRIGUES, 2006). Sendo assim, de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT-NBR N° 9800 de abril de 1987 a concentração máxima de fenol permitida em efluentes industriais é de $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ e segundo o Ministério da Saúde (2004) o limite máximo de fenol permitido em água destinada ao consumo humano, é de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$. Considerando então que os teores de compostos fenólicos nos efluentes industriais são bem superiores a capacidade de autodepuração ambiental (SILVA, 2002), é preciso esclarecer que a tecnologia tradicional não é suficiente para a remoção satisfatória dessas substâncias. Por isso, faz-se necessário a utilização de processos complementares de tratamento do efluente para a adequada remoção, a fim de minimizar os impactos ambientais causados por esses compostos.

Com o intuito de reduzir a quantidade de fenol nos descartes líquidos, as indústrias têm buscado novas tecnologias. Dentre os processos de tratamento para a

remoção de compostos fenólicos, encontram-se os processos biológicos por microrganismos, que são capazes de assimilar os compostos fenólicos como fonte de carbono (RIGO, 2005; CARVALHO, 2012). Esses processos podem ocorrer por biodegradação aeróbica ou anaeróbica. A biodegradação aeróbica é aquela em que o oxigênio molecular é oceptor final de elétrons, e a matéria orgânica é oxidada tendo CO_2 e H_2O como os principais produtos da reação. Já no mecanismo anaeróbico a matéria orgânica é oxidada na ausência de oxigênio à CO_2 e CH_4 , possuindo comoceptor final de elétrons as espécies NO_3^- ou SO_4^{2-} (TEIXEIRA, 2004).

2 OBJETIVO GERAL

Esse trabalho teve como objetivo fazer um levantamento na literatura de trabalhos que avaliaram a capacidade de remoção ou degradação de compostos fenólicos ou cloro fenólicos utilizando métodos físico-químicos ou micro-organismos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

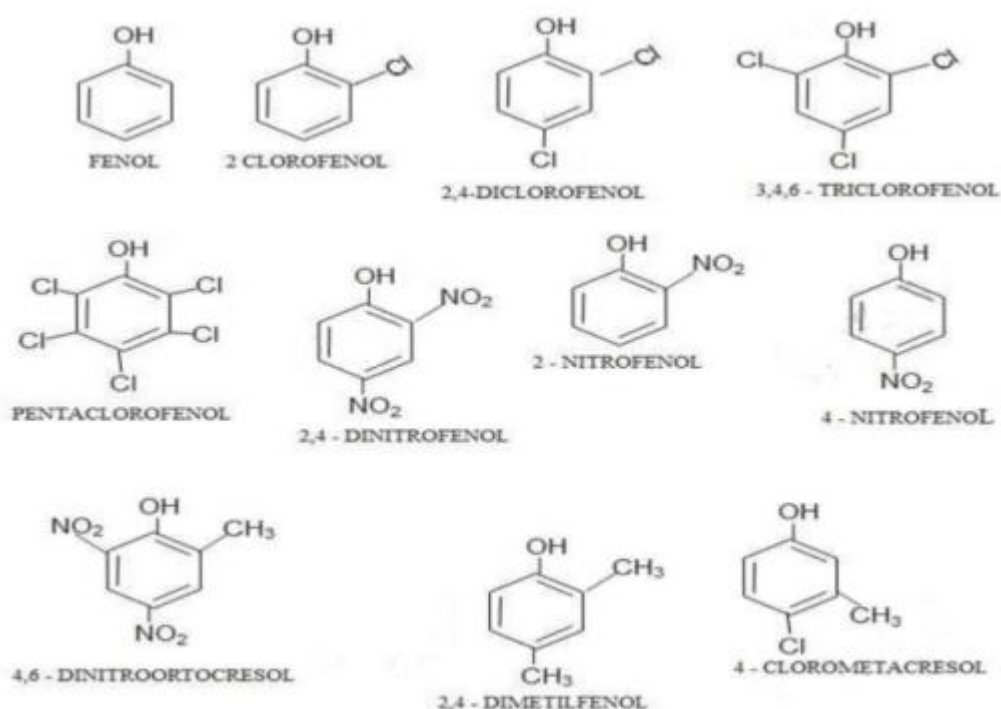
3.1 Impactos ambientais causados por compostos fenólicos

A poluição é uma consequência do aumento populacional e grande evolução das indústrias, que em sua maioria possuem processos ineficientes de produção, gerando resíduos indesejados. Apesar das leis ambientais contribuírem e avançarem para minimizar esse problema, ainda sim é um fator preocupante. Com isso, vários projetos de pesquisa são desenvolvidos com a intenção de remoção desses compostos (TAMBANI, 2011).

A presença desses compostos nas águas residuais, industriais e urbanas, podem interferir na qualidade dos corpos d'água, ecossistemas e desenvolver doenças ao ser humano. Quando em contato com a água, esses compostos podem ser acumulados em organismos aquáticos. Já no ambiente terrestre, podem atingir águas subterrâneas através de sua adsorção pelas partículas do solo. Em contato com o ser humano, através de reações enzimáticas, carcinógenos podem surgir e possibilitar a formação de tumores (LIRA, 2021).

Alguns dos poluentes presentes nesses resíduos são os xenobióticos, compostos artificialmente elaborados, exógenos e estranho ao ambiente biológico (HASKELL,1985). Uma classe desses poluentes são os compostos fenólicos, que mesmo em baixas concentrações apresentam periculosidade ao organismo. Além disso, são compostos altamente tóxicos, quem em sua maioria são introduzidos na natureza através de efluentes industriais como de refinarias de petróleo, papel e celulose, siderúrgica e plástica. São ainda considerados grandes responsáveis pelos problemas de contaminação ambiental, por serem de difícil degradação e tenderem a se acumular facilmente no ambiente. Na figura 1 temos a representação dos onze fenóis que são considerados poluentes prioritários (CASTORINA *et al.*, 2003).

Figura 1 – Estrutura dos compostos fenólicos considerados poluentes prioritários. NENG (2011).



O acúmulo desses compostos no meio ambiente, podem principalmente no meio aquático, reduzir consideravelmente a população microbiana nos locais de despejo, resistindo então somente os organismos capazes de sobreviver com as fontes de energia disponíveis. Dessa forma, microrganismos degradadores podem utilizar desses compostos para fonte de carbono (BOUWER & ZEHNDER, 1993).

3.2 Fenol

O fenol é um composto cristalino, incolor, de cheiro característico, solúvel em água e solventes orgânicos. Antigamente, o fenol era produzido por meio de processos de destilação do alcatrão da hulha, contudo, atualmente é produzido sinteticamente a partir do benzeno. Possuem baixo ponto de fusão e baixa constante de ionização em soluções aquosas (CARLI, 2013; CARVALHO, 2012; COSTA, 2022).

A tabela 1 representam suas propriedades.

Tabela 1- Propriedades físico-química do fenol. Adaptada de ROTTA *et al* (2018).

Ponto de Ebulição (C°)	182
Ponto de Fusão (C°)	41
Ka.10 ⁻¹⁰	1,1
Solubilidade em água (g/100g H ₂ O.25°C)	9,3

Fenol é o nome dado a uma classe de compostos que derivam do composto fenólico mais simples, o ácido carbólico ou hidroxibenzeno (CARVALHO, 2012). A nomenclatura fenol também é a usual do fenol mais simples, que consiste na ligação de um grupo hidroxil (-OH) ao anel benzênico, como mostrado na Figura 2. Outros nomes utilizados para denominar o composto fenólico mais simples, incluem: benzenol; ácido fênico; ácido fenílico; monohidroxibenzeno (ROCHA, 2014).

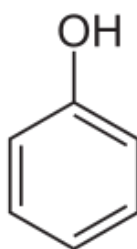


Figura 2 – Estrutura química do fenol

O fenol em concentrações acima de 1 mg L^{-1} é tóxico ao organismo e a fauna aquática (Tay et al., 2001). O fenol consegue ser biodegradado tanto de forma aeróbica e anaeróbica, mas podendo sendo tóxico aos microrganismos mesmo em baixas concentrações, podendo inibir o crescimento a espécies que o metabolizam e o utilizam como substrato. Além disso, seus efeitos em seres humanos podem causar irritação na pele, distúrbios gastrointestinais, falha nos rins e sistema circulatório e até mesmo edemas pulmonares (GODOI *et al.*, 2018).

O fenol pode ser considerado um contaminante ambiental, tornando possível a contaminação das águas através de efluentes de atividades industriais descarregados em corpos hídricos. São compostos relativamente ácidos e possuem importantes derivados como o guaiacol, hidroquinona e pentaclorofenol por exemplo. O fenol possui várias aplicações em desinfetantes, preparação de resinas e polímeros e medicamentos. Além disso, são importantes matérias primas nas indústrias químicas, como indústria de papel, resinas, produtos farmacêuticos, inseticidas, herbicidas e pesticidas. Muitos desses compostos são utilizados como intermediários em síntese química, utilizados na conservação de alimentos, couro, colas e outros materiais (GUOLAN *et al.*, 1996; TESAROVÁ & PACÁKOVÁ, 1983; SAID, 2021).

A presença dos compostos fenólicos em ambientes aquáticos pode trazer grandes perigos ambientais aos lençóis freáticos. Dessa forma, o fenol tornou-se um composto altamente estudado e investigado nos processos de tratamento de efluentes industriais, a fim de analisar sua toxicidade e buscar novas tecnologias para sua remoção (TOMEI *et al.*, 2021).

3.3 Clorofenol

Os clorofenóis são utilizados como intermediário químico na produção de bactericidas e desinfetantes, apresentando como um líquido incolor e solúvel em éter etílico, etanol e benzeno (WANG *et al.*, 2015; PEREIRA, 2008). Assim, os clorofenóis contribuem para a poluição do meio ambiente, já que são solúveis em água e podem contaminar lençóis freáticos (FAVA *et al.*, 1995).

Os clorofenóis, compõem uma das principais classes de derivados fenolíticos e são formados pela cloração de compostos aromáticos, presentes na água e solo. Podem ser utilizados na proteção da madeira como fungicidas, tintas e óleos contra ação biológica e na proteção de estacas e dormentes ferroviários (ALEXANDER, 1994; HÄGGBLOM & VALO, 1995). Além disso, clorofenóis podem ser intermediários na síntese de alguns biocidas, porém possuindo algumas impurezas como dioxinas e fenoxifenóis. Por esse motivo, o seu uso passou a ser restrito em diversos países como a Finlândia, Suécia, Japão e Alemanha (ATLAS & BARTHA, 1993). Os clorofenóis podem ser formados em diversos processos, como combustão da matéria orgânica na presença de cloro, cloração da água potável contendo resíduos húmicos e quebra de pesticidas fenólicos (NICHOLSON *et al.*, 1992; ALEXANDER, 1994).

Um grande contribuidor no processo de geração e contaminação do meio ambiente por clorofenóis é a indústria de papel e celulose, que através do processo de branqueamento da polpa, essas substâncias são formadas como resultado da reação de ligninas com cloro (KRINGSTAD & LINDSTRÖM, 1984; LEE *et al.*, 1989; FREIRE *et al.*, 2000).

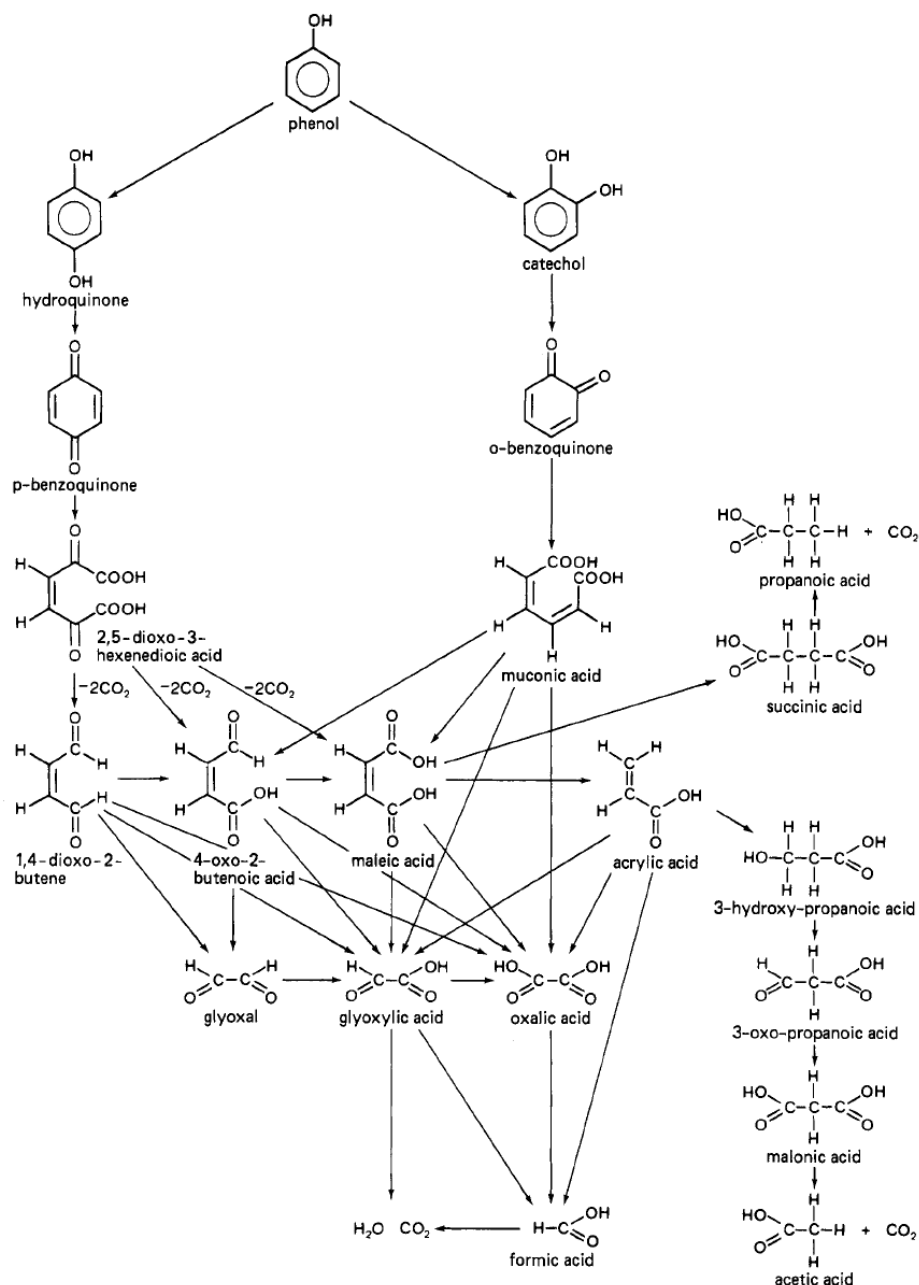
Seus efeitos tóxicos estão relacionados diretamente a sua coloração, sua contaminação ocorre por vias respiratórias ou até mesmo por água potável que passou por processo de cloração, podendo resultar quando há exposição ao 2-clorofenol tosse, falta de ar, inflamação na garganta, fraqueza, dores abdominais, sonolência e convulsões (IPCS/CEC, 2001). Em animais, demonstram a ocorrência de efeitos tóxicos quando as devidas substancias são administradas. Um experimento com ratos tratados com clorofenol mostra que houve perda de peso corporal, diminuição nas taxas de fertilidade das fêmeas, um maior caso de recém nascidas mortas e diminuição do número de anticorpos (EXON & KOLLER, 1982).

3.4 Mecanismos de degradação do fenol

A degradação do fenol pode gerar diversos produtos intermediários altamente tóxicos, logo estudos sobre esses intermediários e sua toxicidade são essenciais para descrever a oxidação do fenol. Além disso, o estudo dos mecanismos reacionais na degradação do fenol possui uma complexidade, uma vez que a radical hidroxila não é seletiva (PRIMO *et al.*, 2007).

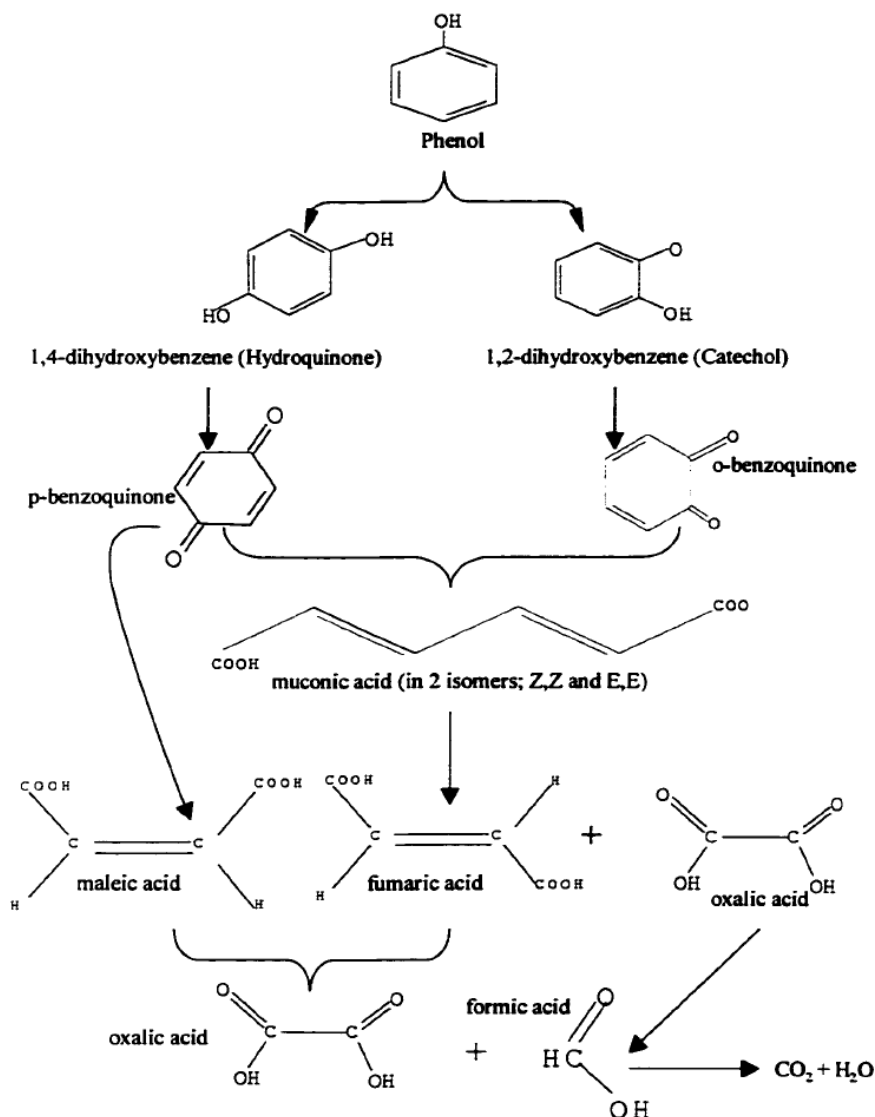
Devlin e Harris propuseram a primeiro mecanismo de remoção, através de estudos de oxidação em meio aquoso com oxigênio dissolvido em altas temperaturas e pressão como podemos ver na figura 3 (DUPREZ *et al* 1996).

Figura 3 – Mecanismo de oxidação proposto por Devlin e Harris. (DUPREZ *et al* 1996).



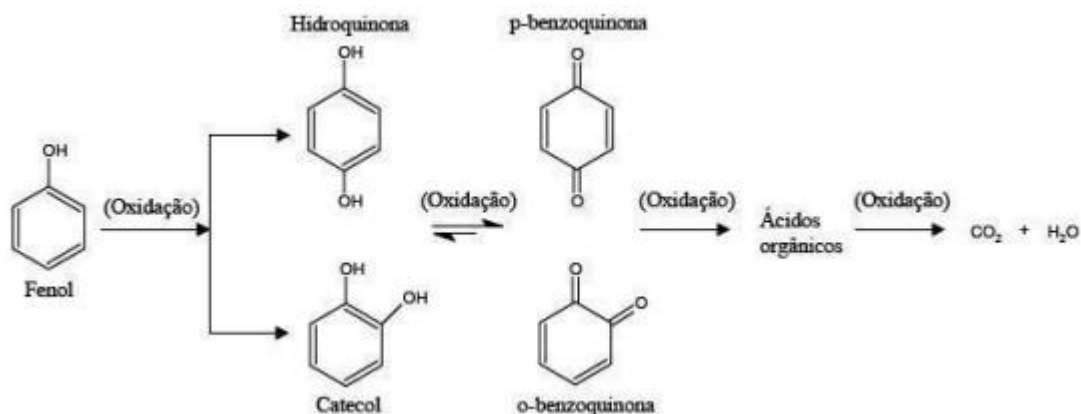
Já Scheck e Frimmel, propuseram que os principais responsáveis pela degradação do fenol são as hidroxilas geradas através da fotólise direta do peróxido de hidrogênio, onde a primeira etapa ocorre na hidroxilação do anel aromático através da abstração do hidrogênio, como podemos ver na figura 4 (TAMBANI 2011).

Figura 4 – Mecanismo para a fotodegradação do fenol proposto por Scheck e Frimmel. TAMBANI (2011).



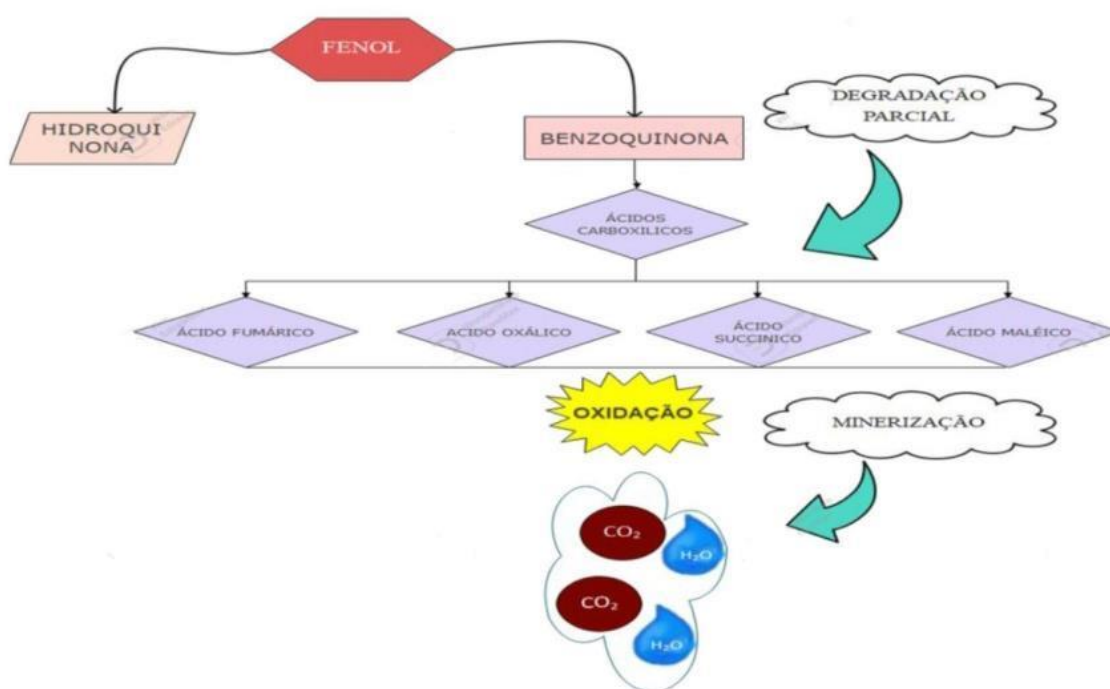
Tem se ainda um mecanismo mais simples proposto, através de um oxidante forte, facilitando a clivagem das benzoquinonas em compostos alifáticos, impedindo assim a detecção das benzoquinonas e formando ácidos orgânicos. Após esse processo, o ácido mucônico é transformado em ácido maleico, fumárico e ácido oxálico. Assim o ácido oxálico da origem a duas moléculas de ácido fórmico, que é oxidado a dióxido de carbono, originando assim seis moléculas de dióxido de carbono. Podemos ver o mecanismo proposto na figura 5 (FUKUNAGA 2003).

Figura 5 – Mecanismo de degradação do fenol. FUKUNAGA (2003).



Outro mecanismo é a eletroxidação do fenol, que pode acontecer de duas formas: a direta ou indireta, onde a degradação do fenol ocorre de maneira parcial, através da conversão do fenol em ácidos orgânicos. Como também na degradação completa, ocorrendo a conversão total do fenol em CO_2 e H_2O como podemos ver na figura 6 (SAXENA et al., 2018).

Figura 6 – Mecanismo de eletroxidação. Adaptado de SAXENA et al (2018).



3.5 Processos utilizados para degradação de compostos fenólicos

Com o objetivo de reduzir a quantidade de fenol nos descartes industriais, novas tecnologias são buscadas diariamente. Entre os processos mais utilizados no tratamento para a remoção desses compostos estão os processos biológicos, que apesar de não tolerar altas concentrações de fenol, são os que apresentam menor custo e desempenham um menor número de efeitos adversos no meio ambiente. Além disso, outros processos físico-químicos podem ser utilizados para remoção, como o de adsorção, porém são processos caros e que em muitas vezes transforma o contaminante em outro composto com menor massa molecular, podendo então gerar subprodutos indesejáveis (TAMBANI 2011).

As principais tecnologias convencionais empregadas no abatimento de fenol em efluentes industriais são: o tratamento biológico, os processos de extração, o tratamento com carvão ativado, os processos térmicos, o arraste com ar ou a osmose reversa (LUTKE 2019).

3.5.1.1 Biorremediação

Grande parte dos compostos sintéticos possuem vários similares na natureza, onde estão sujeitos a degradação microbiana, mesmo que de forma mais lenta (ATLAS & BARTHA, 1993).

A biodegradação é um processo que apesar dos aspectos qualitativos e quantitativos, depende de alguns fatores como a própria natureza, quantidade do poluente a ser tratado, do ambiente em que os compostos foram despejados e da própria comunidade microbiana no local. Assim, o processo que utiliza microrganismos degradadores de compostos tóxicos para a recuperação do meio ambiente, é chamado de biorremediação (BOUWER & ZEHNDER, 1993; ALEXANDER, 1994). Dessa forma, a biorremediação é uma descontaminação promissora, onde através de sistemas biológicos, os compostos indesejáveis são transformados em produtos menos nocivos e de fácil remoção. Os processos de biorremediação baseiam-se nas atividades aeróbicas ou anaeróbicas de microrganismos denominados “petrófilos” (Boopathy 2000, Mandri & Lin 2007). Assim, vários tipos de microrganismos utilizam de vias bioquímicas complexas para

transformar os compostos em intermediários comuns do seu catabolismo e, a partir disso, em fonte de carbono e energia para seu crescimento (DÍAZ 2004, JACQUES *et al.*, 2007, MANDRI & LIN 2007, SEO *et al.*, 2009).

A biodegradação aeróbica é aquela em que o oxigênio molecular é o aceptor final de elétrons, e a matéria orgânica é oxidada tendo CO₂ e H₂O como os principais produtos da reação. Já no mecanismo anaeróbico a matéria orgânica é oxidada na ausência de oxigênio à CO₂ e CH₄, possuindo como aceptor final de elétrons as espécies NO₃⁻ ou SO₄²⁻ (TEIXEIRA, 2004).

Poluentes aromáticos encontrados em efluentes industriais, podem ser eliminados através de sistemas de biorremediação de baixo custo (FIELD *et al.*, 1995; CAPLAN, 1993). Onde sua eficiência pode ser aumentada com uma melhor seleção de cepas degradadoras desses compostos tóxicos. Além disso, pode ser melhorada também com o estudo de microrganismo presente nos ambientes, que transformam os compostos aromáticos em polímeros insolúveis, que precipitam e podem ser retirados por meio de filtração ou sedimentação (DAVIS & BURNS, 1992; FIELD *et al.*, 1992; HINTEREGGER *et al.*, 1992).

3.5.1.2 Fitorremediação

Considerada uma técnica vantajosa por apresentar grande potencial para tratamento *in situ* e ser economicamente viável, a fitorremediação é uma técnica que objetiva a descontaminação do solo e água utilizando plantas como agente de descontaminação. Além disso, pode ser usada em solos contaminados com substâncias orgânicas ou inorgânicas como metais pesados, elementos contaminantes, hidrocarbonetos de petróleo, agrotóxicos, explosivos, solventes clorados e subprodutos tóxicos da indústria (CUNNINGHAM *et al.*, 1996).

Sua utilização é baseada na seletividade, sendo natural ou desenvolvida onde algumas espécies exibem determinados tipos de compostos ou mecanismos de ações através da capacidade de absorção. A seletividade ocorre em função de que os compostos orgânicos podem ser translocados para outros tecidos da planta. Percebe-se que podem ainda sofrer parcialmente ou completa degradação, se tornando menos tóxicos e fitotóxicos (ACCIOLY & SIQUEIRA, 2000; SCRAMIN *et al.*, 2001).

Baseados nos processos fisiológicos das plantas, existem cinco tipos de fitorremediação: fitoestabilização, fitovolatilização, fitodegradação, fitoestimulação e fitoextração (PILON-SMITS, 2005). A fitoestabilização é utilizada para estabilizar poluentes em solos, para prevenir perdas por erosão ou lixiviação, onde processos são realizados para promover a conversão do poluente para uma forma menos biodisponível. A liberação de O₂ e outros compostos é possível nesse processo (PILON-SMITS, 2005).

A fitovolatilização ocorre após a absorção e incorporação no tecido da planta, podendo os poluentes deixarem na forma mais volátil, sendo mais utilizada para compostos orgânicos mais voláteis (PILON-SMITS, 2005).

Na fitodegradação os poluentes orgânicos são degradados por sua própria atividade enzimática. São utilizados em poluentes orgânicos móveis em plantas como herbicidas, onde as enzimas agem sobre o poluente mineralizando o completamente a compostos inorgânicos e o degradando a intermediários estáveis que são armazenados na própria planta (PILON-SMITS, 2005).

A fitoestimulação consiste na degradação de poluentes orgânicos por microrganismos, estimulada pelas plantas. Geralmente são mais utilizados em processos que envolve compostos hidrofóbicos que não podem ser absorvidos pela planta, mas podem ser degradados por microrganismos (KAIMI *et al.*, 2006).

A fitoextração consiste na extração de poluentes do solo e seu posterior acúmulo nos tecidos das plantas. Essas plantas são capazes de acumular um ou mais elementos inorgânicos, sendo necessário a colheita posterior da planta, contendo em seus tecidos o poluente acumulado. Após sua colheita, a biomassa deverá ser processada para extração e recolhimento dos metais (MA *et al.*, 2001).

3.5.1.3 Adsorção

A adsorção é um método físico que se baseia nas interações intermoleculares entre o analito e o material adsorvente. O fenômeno de adsorção é uma operação unitária que envolve o contato entre um sólido e um fluido, originando uma transferência de massa da fase fluida para a superfície do sólido. São duas as fases entre as quais os constituintes se distribuem diferentemente, havendo uma tendência de acumulação de uma substância sobre a superfície da outra. O adsorvente mais comum no processo de tratamento de efluentes é o carvão ativado (BLANCO, 2001).

A adsorção é um fenômeno espontâneo, que ocorre com a diminuição da energia livre superficial, onde as moléculas adsorvidas perdem graus de liberdade, ocorrendo assim uma diminuição da entropia. É um processo muitas vezes reversível, onde a remoção do soluto adsorvido no sólido pode ocorrer com modificações na temperatura e pressão (FOUST *et al.*, 1982).

Segundo Ciola (1981), dependendo da força de adsorção, isto é, da força das ligações que ocorrem entre as moléculas que estão sendo adsorvidas e o adsorvente, pode-se diferenciar dois tipos principais de adsorção: adsorção física e adsorção química.

A adsorção física ocorre quando forças intermoleculares de atração das moléculas na fase fluida e da superfície sólida são maiores que as forças atrativas entre as moléculas do próprio fluido. As moléculas do fluido aderem à superfície do adsorvente sólido e fica estabelecido um equilíbrio entre o fluido adsorvido e a fase fluida restante (FOUST *et al.*, 1982; RUTHVEN, 1997). O aumento da temperatura produz uma diminuição notável na quantidade adsorvida. Os dados de uma adsorção física podem ser expressos, muitas vezes, por meio de uma equação empírica. As equações mais comuns para as isotermas de adsorção incluem: Freundlich e Langmuir (FOUST *et al.*, 1982).

A adsorção química ocorre quando são formadas ligações químicas entre o adsorvente e o adsorbato, onde os elétrons do fluido são rearranjados e interagem com o sólido, ocorrendo conseqüentemente a formação da ligação química. Em muitos casos a adsorção é irreversível e é difícil de separar o adsorbato do adsorvente (FOUST *et al.*, 1982).

3.5.1.4 Fotocatálise

A fotocatálise heterogênea tem se tornado um grande alvo de pesquisas, já que tem demonstrado bons resultados de degradação de xenobióticos em esgotos domésticos e industriais. Podendo ocorrer de duas formas, o processo de fotocatálise pode ocorrer tanto de forma direta quanto indireta. Da forma direta, os fótons emitidos são emitidos através da radiação incidente e absorvidos pela molécula, promovendo assim a clivagem das ligações químicas entre os átomos. Já a forma indireta, algumas moléculas do meio são excitadas através da radiação incidente, e após sua quebra, um elétron permanece em cada fragmento com a formação de radicais livres, agindo então na degradação dos xenobióticos. Para a forma direta ocorrer, é necessário o contaminante absorver a radiação

incidente, para então resultar em sua degradação através de seu estado excitado (COSTA,2022).

Alguns intermediários são formados durante a fotodegradação do fenol, onde podemos observar a degradação do fenol e a formação de seus derivados. Na tabela 2, podemos observar a capacidade de cada produto absorver no comprimento de onda máximo da banda de absorção é diferente. Além disso, apresenta os coeficientes de absortividade molar em meio aquoso (COSTA, 2022).

Tabela 2 – Coeficientes de absortividade em meio aquoso. Adaptado de OTURAN; AAERON *et al* (2014); FERNANDES (2009).

Composto	Comprimento de onda(nm)	Coeficiente de Absortividade Molar (ϵ_{max})
H ₂ O	253,70 - 254	18,6
O ₃	253,70 - 254	3600
Fenol	270	2004,47
Catecol	277	2504,11
Hidroquinona	300	2137,96
Quinona	247	11748,98

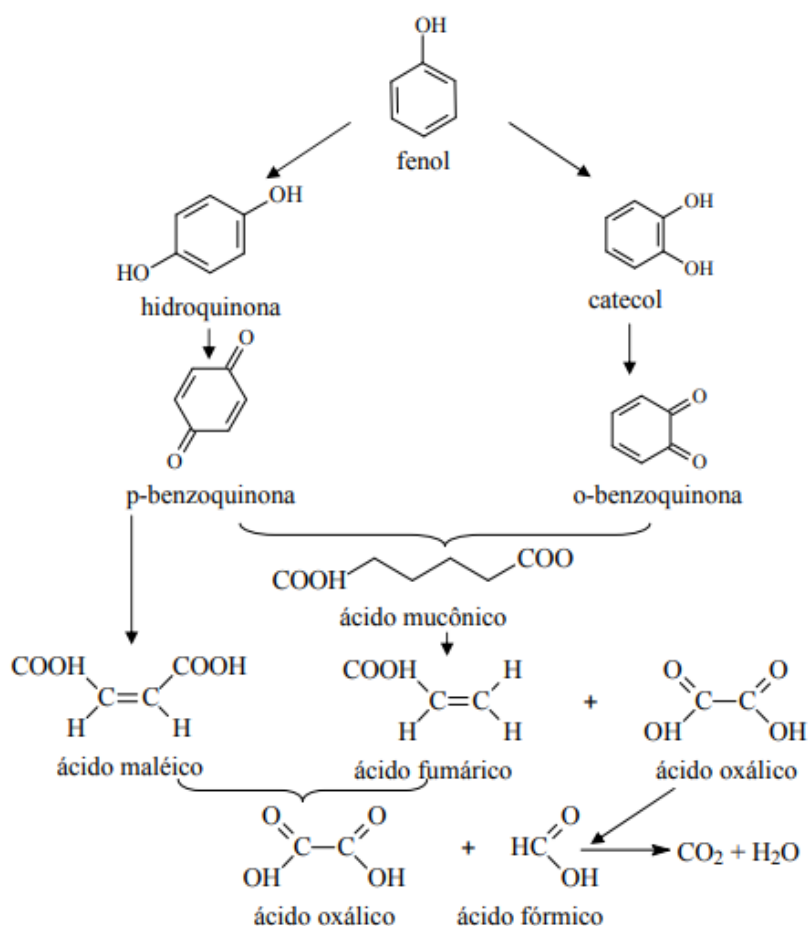
3.5.1.5 Processos Oxidativos Avançados e seu mecanismo de degradação

Altamente utilizados na remoção de compostos recalcitrantes em efluentes domésticos e industriais, os processos oxidativos avançados possuem uma degradação de alta reatividade do radical livre OH, que reage muito rapidamente com as substâncias

orgânicas. Tem se mostrado muito reativo com substâncias como o álcool, éteres, fenóis clorados e pesticidas (COSTA,2022).

O seu principal mecanismo de degradação é através dos radicais livres altamente reativos, que são basicamente moléculas que possuem número ímpar de elétrons. Podemos observar na figura 7 o mecanismo de degradação oxidativa do fenol (TAMBANI, 2011).

Figura 7 – Mecanismo proposto de degradação do fenol devido ao ataque de radicais hidroxilas. TAMBANI (2011).



Primeiramente o anel aromático é hidroxilado através do mecanismo de abstração do hidrogênio, onde o fenol (hidroxibenzeno) é hidroxilado a catecol (1,2-dihidroxibenzeno) e hidroquinona (1,4-dihidroxibenzeno). A partir de mais uma uma oxidação, esses dihidroxibenzenos são degradados a para- e orto-benzoquinonas (1,4-benzoquinona e 1,2-benzoquinona, respectivamente). Após a formação das

benzoquinonas, tensões no anel e o ataque dos radicais hidroxila forçam uma clivagem que resulta em ácido mucônico. Continuando a oxidação, o ácido mucônico é transformado em ácido maléico, ácido fumárico e ácido oxálico. Esses ácidos estão presentes em todas as situações, indicando que são intermediários essenciais na via. O ácido oxálico então produz duas moléculas de ácido fórmico e finalmente o ácido fórmico é oxidado a dióxido de carbono e a oxidação completa produz seis moléculas de dióxido de carbono (TAMBANI, 2011).

3.6 Uso de microrganismos para degradação do fenol

Com o objetivo de tratamentos e processos mais sustentáveis, os processos biológicos chegam como uma alternativa para melhorar a qualidade da água e remover compostos químicos. Essa tecnologia consiste na adição de microrganismos que podem estar em condições aeróbicas e anaeróbicas, agindo através de seus processos metabólicos, com o objetivo de reduzir a carga desses compostos químicos (TRENTIM, 2021).

O tratamento biológico se torna uma alternativa para remover compostos fenólicos de efluentes aquosos, tendo como principais microrganismos os fungos e bactérias para remoção desses compostos. Por serem microrganismos mais resistentes a diversas condições, os fungos produzem enzimas que contribuem com a sua nutrição e degradação dos compostos, onde tem sido os mais empregados nos estudos de remoção dos fenóis. Entretanto, o crescimento de algumas bactérias é inibido devido a ação bactericida dos compostos fenólicos, ainda assim, alguns autores têm citado o uso de bactérias como as do gênero *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Stenotrophomonas* como potenciais microrganismos degradadores de fenol (ZANIN, 2014; DIAS, 2018). A velocidade de biodegradação depende de alguns fatores como os biológicos, físico-químicos, o número de microrganismos, disponibilidade de oxigênio e nutrientes, assim como temperatura e disponibilidade de água (ZANIN, 2014; DIAS, 2018).

Encontradas geralmente em ambientes naturais como água, solo e vegetais, as *Pseudomonas* são bacilos gram negativos aeróbios, que se movimentam através de um flagelo polar. Em condições anaeróbicas, são capazes de utilizar o nitrito como aceptor final de elétrons. Além disso, conseguem sintetizar algumas enzimas, tornando possível

catabolizar diferentes substratos e crescer em diferentes ambientes (TORTORA; FUNKE; CASE, 2012).

Caracterizada por provocar infecções hospitalares devido a sua resistência a antibióticos e alta capacidade de mutação, a *Pseudomona aeruginosa* esta entre os microorganismos patogênicos classificados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como prioritários na pesquisa e desenvolvimento de antimicrobianos para tratamento de doenças (NEVES, et al., 2021).

Bactérias aeróbicas e consideradas bacilos Gram negativos não fermentadores de glicose, as *Stenotrophomonas* se movimentam por meio de flagelos polares e produzem um ácido por meio da maltose. Se desenvolvem em ambientes onde podem apresentar diferentes condições físico químicas e podendo ser isoladas do solo, alimentos e utensílios hospitalares. Além disso, tem potencial para produzir metabolitos como a pirrolnitrina e a maltofilina, que agem contra outros microrganismos, dando a vantagem em ocupar nichos com cultura mistas (SILVA et al., 2021; GAJDÁCS, URBÁN, 2019).

Alguns fungos do gênero *Aspergillus*, *Geotrichum* e *Phanerochaete* utilizam uma alta atividade de enzima catabólicas e larga faixa de compostos aromáticos, considerados hábeis para degradação de fenóis (GARCIA et al., 1999).

3.7 Comparativos entre métodos Físico Químicos e Microbiológicos para remoção do fenol de efluentes aquosos

Processos físico químicos e microbiológicos estão cada vez mais presentes nessas novas tecnologias em busca de uma redução significativa dos compostos fenólicos ao final do tratamento. Os processos físico químicos que apresentam reagentes Fenton e fotoquímica por exemplo, tem apresentado grande potencial nas descontaminações de águas residuárias, já que possuem rápida mineralização de várias espécies químicas presentes nesses efluentes. Porém, possuem algumas limitações como dificuldade de implementação em sistemas contínuos de grande escala, geralmente são processos caros e geram subprodutos. Os tratamentos biológicos por sua vez, buscam um tratamento mais ecológico onde uma toxicidade aguda é removida com uma relativa facilidade, porém são processos mais lentos e necessitam de melhor controle de temperatura e nutrientes (BRITO; SILVA, 2012).

Sarmento (2013), utilizou a técnica do Fenton Modificado para analisar as variáveis que tem influência na degradação do fenol e analisar sua aplicabilidade. Em seu trabalho, testou a degradação do fenol em diferentes pH, um em pH 3 e outro em pH 5. Além disso, analisou também a influência do pH inicial. Sob pH inicial 3, com as variáveis entre 0 a 210 mg L⁻¹ e t de 90 min, obteve uma eficiência de remoção do fenol de 94 a 98%. Já sob pH inicial 5, com as variáveis entre 0 a 90 mg L⁻¹ e com t de 30 min, obteve uma eficiência de remoção do fenol próximas a 100%.

Já Costa (2022), utilizou a técnica de processos oxidativos avançados (POAs), fotoquímicos e eletroquímicos para estudar a degradação do fenol. Os resultados utilizando o agente oxidante combinado com eletroquímica e aplicação da luz UV, mostrou que o fenol foi degradado cerca de 95% de sua concentração inicial.

Ke et al (2018), utilizou o método de tratamento biológico, através do *Bacillus sp.* SAS 19 imobilizados por géis carbonáceos porosos como transportadores. Em seu trabalho, testou a capacidade de degradação do fenol com bactérias livres e imobilizadas, variando o tempo e concentração de fenol. Além disso, o método de reutilização foi utilizado totalizando três ciclos, obtendo uma degradação de 87,2% e 100% em uma concentração de 1600mg/L, com intervalo de tempo entre 12 a 24h.

Dantas (2022), utilizou a fotocatalização, através de um fotocatalizador ternário de alta eficiência com base em xerogel de carbono, óxido de zinco e sulfeto de cádmio aplicado na degradação de 4-clorofenol, com variação de temperatura. Em seu trabalho, testou a variação da temperatura de calcinação e os efeitos do teor de sulfeto e tanino. Obteve uma eficiência de degradação de aproximadamente 85%.

Lütke (2019), utilizou a técnica de adsorção, através de um carvão ativado a partir do bagaço da casca de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) por ativação química com ZnCl₂. Em seu trabalho, testou a variação do tempo de imersão, a influência dos fatores percentual de agente ativante, temperatura e tempo de carbonização na produção do carvão ativado. Obteve uma degradação de 75% em 30 min.

Podemos observar na tabela 3 os métodos utilizados e os resultados alcançados para a degradação ou remoção dos compostos fenólicos.

Tabela 3 – Remoção ou degradação de composto fenólico por diferentes métodos.

Fonte: Próprio autor.

Composto	Tipo de tratamento	Resultado alcançado	Referência
Fenol	Fenton	Aproximadamente 94% a 100%	Sarmento (2013)
Fenol	POAs	Aproximadamente 95%	Costa (2022)
4-Clorofenol	Fotocatalização	Aproximadamente 85%	Dantas (2022)
Fenol	Biológico <i>Bacillus</i> sp. SAS 19	Aproximadamente 87,2% a 100%	Ke et., al (2018)
Fenol	Adsorção	Aproximadamente 75%	Lütke (2019)

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os compostos fenólicos são compostos altamente tóxicos encontrados em diversos tipos de efluentes, principalmente nos efluentes siderúrgicos. Além de serem altamente tóxicos, são mutagênicos, carcinogênicos, e persistentes na natureza. Isso ressalta a necessidade de novas tecnologias como alternativa para tratar efluentes que contenham o contaminante. As principais tecnologias convencionais empregadas no abatimento de fenol em efluentes industriais atualmente são: o tratamento biológico, os processos de extração, o tratamento com carvão ativado, os processos térmicos, o arraste com ar ou a osmose reversa.

Observou-se através dos trabalhos, que o método Fenton apresentou uma remoção de aproximadamente 94% a 100%. Já com o uso da metodologia POAs houve uma remoção de 95%. No método de Fotocatalização foi alcançada uma remoção de 85%.

O método biológico conseguiu uma remoção de 87,2% a 100%. E por fim o método de Adsorção conseguiu uma remoção de 75%. Assim, podemos analisar que os métodos de maior eficiência foram os que utilizaram a técnica Fenton e o método Biológico, que conseguiram chegar a uma remoção de 100%. E os métodos com menor eficiência foram os métodos de Fotocatalização com remoção máxima de 85% e Absorção com remoção máxima de 85%.

O presente estudo mostrou que dentre os diversos processos de remoção apresentados, os métodos físico químicos e microbiológicos se mostraram uma ótima alternativa eficaz na remoção do fenol e um de seus derivados como o 4-clorofenol.

5 AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Dr. Enio Nazaré de Oliveira Junior, pela oportunidade e enorme apoio durante toda jornada.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AJEEL, M.A., AROUA, M.K. DAUD, W.M.A.W. Anodic Degradation of 2-Chlorophenol by Carbon Black Diamond and Activated Carbon Composite Electrodes. **Electrochimica Acta**, v.180, p. 22–28, 2015.

ALEXANDER, M. **Biodegradation and Bíodeterioration**. Academic Press, Inc., San Diego, Califórnia, U.S.A., p. 302, 1994.

ATLAS, R. M. & BARTHA, R. **Microbial Ecology, Fundamentais and Applications**. 3.ed. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., Califórnia, U.S.A, 1993.

BLANCO.M.M.F.S, Remoção de Fenol em Solução Aquosa com Carvão Mineral, Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

BOOPATHY, R. 2000. Factors limiting bioremediation technologies. **Bioresource Technology**, 74: 63-67.

BOUWER, E. J. & ZEHNDER, A. J. B. Bioremediation of organic compounds: putting microbial metabolism to work. **Trends in Biotechnology**, 11(8):360,367,1993

CARLI, S. **Seleção de bactérias fenolíticas para tratamento de efluentes de refinarias de petróleo**. 53 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2013.

CARVALHO, L.V. **Redução da concentração de fenol presente em águas residuárias utilizando sistema anaeróbio-aeróbio: desempenho e toxicidade residual**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, SP, 2012.

CAPLAN, J. A. The worldwide bioremediation industry; prospects for profit. **Trends in Biotechnology**, 11(8):320-323,1993.

CASTORINA, R.; WOODRUFF, T. J. Assessment of potential risk levels associated with US Environmental Protection Agency reference values. **Environmental health perspectives**, v. 111, n. 10, p. 1318-1325, 2003.

CIOLA, R. **Fundamentos da catálise**, 1ª edição, Editora Moderna, Editora da Universidade de São Paulo, SP, 1981.

COSTA, Marcelo Capistrano. **Estudo da degradação de fenol por técnicas eletroquímica, fotoquímica e fotoeletroquímica**. 2022. 83 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agricultura e Ambiente, Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente PPGAA, Universidade Federal de Alagoas, Arapicara, 2022.

CZAPLICKA, M. Sources and transformations of chlorophenols in the natural environment – Review. **Science of the Total Environment**, vol. 322, 21–39, 2004

DANTAS, G. V. J. **Degradação fotocatalítica de 4-Clorofenol sob luz solar e visível utilizando o compósito CdS/ZnO/Xerogel de carbono como catalisador**. 2022. 99 p.

Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2022.

DAVIS, S. & BURNS, R. G. **Decolorization of phenolic effluents by soluble and immobilized phenol oxidases**. Appl Microbiol Biotechnol, 32:721-726,1990.

DAVIS, S. & BURNS, R. G. **Covalent immobilization of laccase on activated carbon for phenolic effluent treatment**. Appl Microbiol Biotechnol, 37:911-916,1992.

DÍAZ, E. 2004. **Bacterial degradation of aromatic pollutants: a paradigm of metabolic versatility**. International Microbiology, 7: 173-180.

DUPREZ, D.; DELANOE, F.; BARBIER JR, J.; ISNARD, P.; BLANCHARD, G. Catalytic oxidation of organic compounds in aqueous media. **Catalysis Today**. v. 29 n. 1-4, p. 317-322. 1996.

EXON, J. K. & KOLLER L. D. **Effects of transplacental exposure to chlorinated phenols**. Environ Health Perspect, 46:137-140,1982.

FAVA, F.; ARMENANTE, P. M.; KAFKEWITZ, D. & MARCHETTI, L. **Influence of organic and inorganic growth supplements on the aerobic biodegradation of chlorobenzoic acids**. Appl Microbiol Biotechnol, 43:171-177, 1995a.

FERNANDES, I. M. D. **Aplicação de compósitos de TiO₂ em carvão activado na fotodegradação do fenol com luz ultravioleta**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química e Bioquímica) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2009.

FREIRE, R. S. et al. New Trends for Treatment of Industrial Effluents Containing Organochloride Species. **Química Nova**, vol. 23, nº. 4, 504-511, 2000.

FIELD, J. A ; STAMS, A J. M; KATO, M. & SCHRA, G. **Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in co-cultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia**. Antonie von Leeuwenhoek, 67:47-77,1995.

FDELD, J. A.; JONG, E. D.; COSTA, G. F. & de BONT, J. A. M. **Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by new isolates of White Rot Fungi**. Appl Environ Microbiol, 58:2219-2226,1992.

FOUST.S.A; WENZEL.A; CLUMP.W.C; MAUS.L; ANDERSEM.B.L, Princípios das Operações Unitárias, 2ª Edição, LTC - Livros Técnicos e Científicos, Editora AS, RJ, 1982.

GAJDÁCS, M.; URBÁN, E. Prevalence and antibiotic resistance of *Stenotrophomonas maltophilia* in respiratory tract samples: a 10-year epidemiological snapshot. **Health services research and managerial epidemiology**, v. 6, 2019.

GODOI, Bianca Fidele de; FERNANDES, Maria Thereza de Almeida; VALENTE, Renata Kelly Mendes. Desenvolvimento de biossensor miniaturizado a base de tirosinase para detecção de clorofenol em águas naturais. **Revista Brasileira de Iniciação Científica**, [S.l.], v. 6, n. 2, p. 92-107, set. 2018.

GUOLAN, H.; WEIHUA, Z.; ZHIREN, Z. (1996). Separation for positional isomers of Chlorophenols by reverse phase HPLC. *J.Liq. Chrom.&Rel. Technol.*, v.19, n.6, p.899-909.

HÀGGBLOM, M. M. & VALO, R J. Bioremediation of Chlorophenol Waste. In: LISS, W., ed. **Microbial Transformation and Degradation of Toxic Organic Chemicals**. Wiley Liss, Inc., New York, U.S.A, pages 389-434, 1995

HASKELL,P.T(1985).*Pesticide aplicacion*: Principles and Practice. New York, Clarendon Press/Oxford. Cap. 8, p.190-201: Environmental Aspects.

HINTEREGGER, C.; LEITER, R ; LOIDL, M.; FERSSCHL, A & STREICHSBffir, F. Degradation of phenol and phenolic comp

[IPCS] International Programme on Chemical Safety, and the Commission of the European Communities. **O-CHLOROPHENOL**. IPCS, CEC 2001.

JACQUES, R.J.S.; BENTO, F.M.; ANTONIOLLI, Z.I. & CAMARGO; F.A.O. 2007. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. *Ciência Rural*, 37 (4): 1192-1201.

KE, Q., ZHANG, Y., WU, X., SU, X., WANG, Y., LIN, H., CHEN, J. (2018). Sustainable biodegradation of phenol by immobilized *Bacillus* sp. SAS19 with porous carbonaceous gels as carriers. **Journal of Environmental Management**, 222, 185–189.

KRINGSTAD, K. P.; LINDSTRÖM, K. Spent Liquor from Pulp Bleaching. **Environ. Sci. Technol.**, vol. 18, 236A-248A, 1984.

LEE, H. B.; HONG-YOU, L.; FOWLIE, P. J. A. Chemical Derivatization Analysis of Phenols. Part VI. Determination of Chlorinated Phenolic in Pulp and Paper Effluents. **J. Assoc. Off. Anal. Chem.**, vol. 72, nº. 6, 1989.

LIN, S.H.; JUANG, R.S. Adsorption of phenol and its derivatives from water using synthetic resins and low-cost natural adsorbents: A review. **Journal of Environmental Management** 2009, 90, 1336

LIRA, Milene Miranda Almeida. **Potencial Biotecnológico de Fungos Filamentosos Isolados de Efluente Têxtil para Processos de Biorremediação**. 2021. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Biociências (Ppg-Bc), Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila), Foz do Iguaçu, 2021.

LÜTKE, Sabrina Frantz. **Produção de carvão ativado a partir do bagaço da casca de Acácia-Negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) por ativação química com ZnCl_2 e sua aplicação na adsorção de fenol**. 2019. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química Tecnológica e Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande - Escola de Química e Alimentos - Programa de Pós Graduação em Química Tecnológica e Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande - RS, 2019.

MANDRI, T. & LIN, J. 2007. Isolation and characterization of engine oil degrading indigenous microorganisms in KwazuluNatal, South Africa. **African Journal of Biotechnology**, 6 (1): 023-027.

NENG, N. R. **Desenvolvimento De Novas Metodologias analíticas conducentes à monitorização de poluentes orgânicos prioritários em matrizes aquosas**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de Lisboa (Portugal).

NEVES, M. L. R *et al.*, A influência do *quórum sensing* na formação do biofilme por *Pseudomonas aeruginosa*. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 2, p. e33910212659- e33910212659, 2021.

NICHOLSON, D. K.; WOODS, S. L.; ISTOK, J. D. & PEEK, D. C. **Reductive dechlorination of chlorophenols by a pentachlorophenol-acclimated methanogenic consortium**. Appl Environ Microbiol, 58(7):2280-2286, 1992.

OMENA, S. P. F. **Remoção de Fenol em reator anaeróbico de leito fluidificado sob condições desnitrificantes**. Orientador: Edson Luiz Silva. 2008. 129 p. Dissertação (Mestre em Engenharia) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos.

OTURAN, M.A.; AARON, J.J. Advanced oxidation processes in water/wastewater treatment: principles and applications. A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 23, p. 2577-2641, 2014.

PEREIRA, I. **Estudo da degradação do 2-clorofenol através de processos oxidativos avançados**. 2008. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Engenharia Mauá, Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia, São Caetano do Sul, 2008.

RIGO, M. **Estudo da Biodegradação de fenol de águas residuárias**. 183f. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2005.

ROCHA, P.D. **Avaliação comparativa de tratamentos termo-químicos visando a produção de adsorvente a partir de resíduos agroindustriais para remoção de fenol em soluções aquosas**. 146f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2014.

RODRIGUES, K. A. *et al.* Influência da glicose sobre o consumo de fenol por *Aspergillus Niger* AN 400 em reator batelada. **Eng. sanit. ambient.** Vol.12, n. 2, p. 222-228, - abr/jun 2007.

ROTTA, A.P.S.A.; OLIVEIRA, B.F.R.; SOARES, R.S.; RIBEIRO, I.D.A.; RODRIGUES, A.A.; BARBOSA, D.P.; VIEIRA, M.M. characterization of phenol degrading *Bacillus* species from a Southeast Brazilian mangrove sediment. **African Journal of Microbiology Research**, v. 12, n. 46, p. 1032-1038, 2018.

RUTHVEN.M.D, Encyclopedia of Separation Technology, Volume 1, pág 94-126, 1997

SARMENTO, Antover Panazzolo. **Uso do Processo Fenton Modificado para a Degradação de Compostos Orgânicos**. 2013. 132 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

SAID, Khairul Anwar Mohamad et al. A review of technologies for the phenolic compounds recovery and phenol removal from wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 151, p. 257-289, 2021.

SAXENA, P. RUPARELIA, J. Electrochemical degradation of simulated phenolic wastewater using Ti/Ni₃O₂-RuO₂-SnO₂-Sb₂O₅ anode. **Int J Appl Environ Sci**, v. 13, p. 811-821, 2018.

SEO, J.; KEYN, Y & LI, Q.X. 2009. Bacterial Degradation of Aromatic Compounds. *International Journal of Environmental Research and Public Health* . 6: 278-309.

SILVA, M. **Fungos filamentosos isolados de sedimentos estuarinos que metabolizam hidrocarbonetos aromáticos policíclicos**. 101 p. Tese (Doutorado em Ciência de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, SP, 2002.

SILVA, T. M. F. D. et al. Infecções hospitalares associadas à bacilos gram-negativos não fermentadores em unidade de terapia intensiva: revisão narrativa. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, v. 13, n. 3, p. e6685-e6685, 2021.

TAY, J. H., He, Y. X., E Yan, Y. G. (2001), Improved anaerobic degradation of phenol with supplemental glucose. *Journal of Environmental Engineering* 127 (38): 38-45.

TAMBANI, P. C. **Estudo da degradação de fenol e seus intermediários pelo processo UV/H₂O₂**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade de São Paulo.

TEIXEIRA, C. P. A. B.; JARDIM, W. F. Processos oxidativos avançados. Conceitos teóricos. **Caderno temático**, v.3. Laboratório de Química Ambiental, Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Agosto de 2004.

TESAROVÁ, E.; PACÁKOVÁ, V. (1983). Gas and High-Performance Liquid Chromatography of Phenols. *Chromatographia*, v. 17, n. 5.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R.; CASE, CL. **Microbiologia**. 10. ed., Porto Alegre: Artmed, 2012, 933 p.

TOMEI, M. C., Mosca Angelucci, D., Clagnan, E., & Brusetti, L. (2021). **Anaerobic biodegradation of phenol in wastewater treatment: achievements and limits**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 105(6), 2195–2224.

TRENTIN, A. B. **Ação de microrganismos eficientes (EM) no tratamento de água e efluentes: uma abordagem cienciométrica e meta analítica**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2021.

WANG, Y.K., PAN, X.R., SHENG, G.P., LI, W.W., SHI, B.J., YU, H.Q. **Development of an energy-saving anaerobic hybrid membrane bioreactors for 2-chlorophenol-contained wastewater treatment**. *Chemosphere*, v.140, p.79–84, 2015.

WIDDEL, F. & RABUS, R. 2001. Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Current Opinion in Biotechnology*, 12: 259-276

ZANIN et al. Estudo da degradação de compostos fenólicos presente em águas residuárias de postos de combustíveis utilizando fungos filamentosos (*Aspergillus Flavus*). **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Digital**, e-ISSN 2236 1170 - V. 18, n. 1, p.279-287, 2014.