

Utilização de Fungos Basidiomicetos para Biodegradação de Efluentes

Angela Cristina Gomes

Professora Mestra, CPS, Brasil.
angela.gomes10@etec.sp.gov.br

Hamilton Mitsugu Ishiki

Professor Doutor, UNOESTE, Brasil.
hamilton@unoeste.br

Rogério Giuffrida

Professor Doutor, UNOESTE, Brasil.
rgiuffrida@unoeste.br

Suely Mayumi Obara Doi

Professora Doutora, UEL, Brasil.
obaradoi@uel.br

RESUMO

Grande parte das indústrias de transformação geram efluentes, os quais em sua maioria possuem elevada carga orgânica e inorgânica, um destes setores é o de processamento de peles em couros, cujo efluentes apresentam elevada toxicidade e carga orgânica, sendo portanto, considerado uma das atividades mais poluentes na geração de resíduos líquidos. Diante deste contexto, a utilização de mecanismos que minimizem o impacto ambiental é de extrema importância. Assim, foram utilizados fungos basidiomicetos (*Pleurotus ostreatus* e *Ganoderma* sp.) em efluentes de curtume com o objetivo de verificar a possibilidade de biodegradação do efluente nos critérios de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) e na minimização da Turbidez existente, os ensaios foram executados em amostras de efluente de curtume com inoculação dos fungos e as análises de DBO e DQO através da metodologia padrão 5210 B, 5210 D e 5220 D para DBO e DQO descritas no *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2005), já a turbidez foi mensurada antes e após o tratamento fúngico através de turbidímetro. Os resultados demonstraram uma redução entre 65 a 90% para o material biodegradável, incluindo a turbidez nos diferentes tratamentos estipulados, o que torna a utilização desses microrganismos viáveis para minimização de impactos ambientais gerados por esse ramo de atividade.

PALAVRAS-CHAVE: Basidiomicetos. Curtume. Efluentes.

1 INTRODUÇÃO

A cadeia produtiva do couro possui grande impacto econômico e ambiental. A ausência desse seguimento destinaria para o meio ambiente grandes volumes de peles cruas, que se não fossem encaminhadas como matéria-prima para os curtumes, necessitariam de tratamentos como qualquer outro resíduo.

No Brasil existem 244 unidades curtumeiras ativas, as quais produziram um total aproximado de 29,7 milhões de couros no ano de 2020 e movimentaram US\$ 975.969.644 milhões (OLIVEIRA, 2014; CICB, 2020; IBGE, 2020). A região de Presidente Prudente, localizada a oeste do Estado de São Paulo, se destaca na produção de couros, ocupando a quinta posição no *ranking* estadual (SEADE, 2020). Nesta região estão localizadas três empresas curtumeiras, que somam produção de 13.400 couros ao dia, são elas o Curtume Touro LTDA, JKempe LTDA e Vitapelli LTDA, esta última apresenta o título de maior curtume do mundo numa única planta (GUIA BRASILEIRO DO COURO, 2021; VITAPELLI, 2021).

O processo de transformação da pele em couro é altamente poluente, gerando resíduos líquidos, sólidos e gasosos. Os efluentes são os resíduos que possuem maior impacto ambiental e os curtumes de Presidente Prudente utilizam um média de 9.000 m³ de água/dia. Esta quantidade equivale ao consumo diário de uma população de 50.000 habitantes, porém, com o potencial poluidor de uma cidade de aproximadamente 408.000 habitantes (PACHECO, 2015; GUIA BRASILEIRO DO COURO, 2021). Os efluentes gerados em cada operação são submetidos aos tratamentos físicos, químicos e biológicos, essenciais para minimizar o impacto ambiental, sendo muitas vezes custosos e/ou ineficientes. Diante deste cenário, a utilização de microrganismos na etapa biológica é altamente favorável, pois é destacado cientificamente que certos microrganismos possuem condições de degradar compostos químicos que são estranhos a um organismo ou sistema biológico (xenobióticos), sendo muito aplicados em processos de biorremediação (CETESB, 2007; THAPA *et al.* 2012).

O estudo da atuação dos microrganismos no processo de tratamento de efluentes possui fundamental importância, principalmente considerando a classe dos fungos. De acordo com Tortora *et al.* (2017), os fungos são capazes de metabolizar carboidratos complexos entre outras substâncias. Possuem condições de utilizar os mais improváveis substratos, possuindo ou não deficiência de Carbono e Nitrogênio e em meios com elevada acidez, portanto, a

utilização dessa característica biorremediadora para degradar compostos xenobióticos é de grande interesse ambiental, o que visa desta forma em aumentar a eficiência dos tratamentos de efluentes de curtume para posterior despejo no meio ambiente.

Diante deste contexto foram estudados dois tipos de fungos da classe basidiomicetos (*Pleurotus ostreatus* e *Ganoderma* sp.) para avaliar a atuação desses microrganismos no efluente selecionado, com intuito de verificar o potencial de desenvolvimento dos mesmos no efluente de curtume, destacando assim sua possível utilização no processo de tratamento de efluentes desse seguimento industrial.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar o potencial de biodegradação dos fungos basidiomicetos (*Pleurotus ostreatus* e *Ganoderma* sp.) em efluente de curtume.

2.2 Objetivos Específicos

Ao utilizar os fungos *Pleurotus ostreatus* e *Ganoderma* sp. para verificar a biodegradação do efluente obtido durante o processo fabril de couros, têm-se como objetivos:

- Avaliar a capacidade de degradação das amostras de efluentes após a inoculação dos fungos *Pleurotus ostreatus* e *Ganoderma* sp. através de análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO);
- Verificar se há influência do pH nos tratamentos fúngico do efluente;
- Verificar se há efeito do tratamento fúngico na turbidez do efluente;
- Verificar se há efeito do tratamento fúngico no teor de sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e sólidos totais (ST) do efluente ;
- Determinar a biomassa micelial dos fungos *Pleurotus ostreatus* e *Ganoderma* sp. após o tratamento fúngico;

3 METODOLOGIA

A metodologia utilizada condiz com uma pesquisa experimental cuja abordagem é quantitativa. Todas as análises foram efetuadas no Laboratório de Química 3, Bloco Q e no Laboratório de Microbiologia do Hospital Veterinário, ambos localizados no Campus II da Universidade do Oeste Paulista - UNOESTE.

3.1 Microrganismos

Foram utilizados os fungos basidiomicetos *Pleurotus ostreatus* e *Ganoderma* sp., cujos micélios foram obtidos da micoteca pertencente ao Departamento de Bioquímica e Biotecnologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Estes foram mantidos em meio de ágar batata dextrose (BDA) à 4°C, onde sofreram repiques periódicos para a sua manutenção.

3.2 Efluentes

O efluente analisado foi obtido em uma indústria de processamento de couro da cidade de Presidente Prudente – SP, que agrega todas as etapas da fabricação do couro.

O efluente foi coletado no final do processo de fabricação e antes de sofrer qualquer tipo de tratamento, sendo portanto, considerado como efluente bruto, o qual foi coletado e armazenado em três frascos plásticos esterilizados com capacidade de cinco litros e mantidos em refrigeração.

Antes da utilização dos efluentes, os frascos foram vigorosamente agitados para homogeneização das amostras e filtrados com o auxílio de uma bomba a vácuo (modelo TE-058, marca Tecnal) com papel de filtro 80g/m² para a retirada dos sólidos de maior massa. Ao todo foram realizados onze experimentos mais uma amostra em branco (frasco com efluente sem adição dos microrganismos).

3.3 Tratamentos biológicos do efluente por fungos basidiomicetos

O inóculo foi preparado e transferido para as placas de Petri, contendo 20 mL do meio de BDA. Estas placas foram incubadas em estufa durante sete dias, a uma temperatura de $28 \pm 2^\circ \text{C}$ (LACAZ, 1991). Após este período foram removidas 15 esferas ($\emptyset = 1 \text{ cm}$) do meio de cultivo que estavam recobertas pelas hifas dos fungos e transferidas para os Erlenmeyer com capacidade para 1 litro contendo 500 mL do efluente de estudo.

O pH de cada um dos experimentos foram ajustados com ácido fosfórico e/ou hidróxido de amônio (1M e 0,1M), para pH 4,0, 4,5 e $5,0 \pm 0,2$.

Após a inoculação dos fungos, os frascos foram incubados sem agitação, à temperatura ambiente, durante 5, 6 e 7 dias. Todos os ensaios foram realizados em duplicatas. Os cultivos foram interrompidos através de centrifugação a 5000 RPM em centrífuga microprocessada (modelo Q222TM216, marca Quimis) por 15 min. O sobrenadante foi coletado e posteriormente utilizado para as determinações analíticas e a massa foi utilizada para a determinação da biomassa micelial.

3.4 Determinação de pH

Embassado nos parâmetros de melhor desenvolvimento para os fungos filamentosos, o pH de melhor eficiência é próximo de 5 (CLAAS, 2007; TORTORA *et al.*, 2017). Deste modo foram estipulados três valores de pHs para o desenvolvimento fúngico: valor mínimo (4,0), valor máximo (5,0) e valor médio (4,5) (TELLES, 2019).

As medidas de pH foram realizadas por potenciometria, utilizando um pHmetro (modelo Q400AS da marca Quimis) previamente calibrado.

3.5 Determinação da turbidez

A turbidez foi mensurada antes e após o tratamento fúngico com um turbidímetro portátil (modelo 0279P marca Quimis). Antes da ação dos microrganismos foram realizadas

com amostras filtradas em papel de filtro 80 g/m², e após o tratamento foram medidas depois da centrifugação.

3.6 Determinação da demanda química de oxigênio (DQO)

A determinação de DQO foi realizada antes e após os tratamentos fúngicos segundo o método de refluxo fechado (colorimétrico) 5220 D para DQO, de acordo com a metodologia padrão descrita no *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2005).

O procedimento consiste na digestão da amostra, na presença de solução de sulfato de prata em ácido sulfúrico, utilizando como solução digestora o dicromato de potássio e sulfato de mercúrio. Esta digestão ocorreu em tubos fechados, sob agitação e em seguida levado ao digestor com temperatura de 150°C, por duas horas. Ao final deste período, após o resfriamento dos tubos, foi realizada a determinação colorimétrica em um espectrofotômetro (modelo Q898DPT, marca Quimis) ($\lambda=620$ nm). As curvas de calibração foram elaboradas entre as concentrações de 20 a 800 mg. L⁻¹ O₂, utilizando como padrão uma solução de hidrogenoftalato de potássio, cuja concentração era equivalente a uma DQO de 1000 mg. L⁻¹ O₂.

3.7 Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Os ensaios foram realizados antes e após os tratamentos fúngicos, de acordo com o método 5210 B, 5210 D e 5220D do *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2005). Foi determinado o volume de líquido a ser colocado no frasco âmbar específico para inserção do Sistema Oxitop® (marca Merse, modelo IS-6 (11271454)) para DBO₅, seguindo as faixas de leitura de acordo com a concentração de material orgânico presente em cada amostra.

O pH de cada amostra foi corrigido entre 7,1 a 7,3. Em seguida foram adicionados 1 mL de solução tampão de fosfato 1,5 N, 1 mL de cloreto de amônio 0,71 N, 1mL de cloreto de cálcio 0,25 N, 1 mL de sulfato de magnésio 0,41 N, 1 mL de cloreto férrico 0,0018 N e 2 mL de semente Polyseed NxP-210 Exp 3/15 Lote #201303-1-0411-60 já hidratada nos frascos âmbar específicos. Os fracos foram incubados em câmara climatizada de DBO₅, por 5 dias, a 20°C ao abrigo da luz.

3.8 Determinação da biomassa micelial

A determinação da biomassa micelial foi realizada através de gravimetria, onde a fração sólida foi centrifugada e depois submetida à secagem a 70 °C, até peso constante.

3.9 Teores de sólidos

Sólidos totais (ST)

A quantidade de sólidos presentes no efluente foi determinada através do procedimento descrito por APHA (2005) 2540-B e 2540-E (APHA-WEF-AWWA, 2005). Uma amostra de 100 mL do efluente foi transferida para uma cápsula de porcelana, previamente

seca, tarada e depositada em estufa (103 a 105 °C) por aproximadamente 24 horas, até massa constante. Após o resfriamento, a cápsula foi pesada para determinação da concentração de sólidos totais, realizada através da diferença entre a massa da cápsula calcinada vazia e a massa da cápsula com amostra depois da evaporação. O valor obtido foi dividido pelo volume da amostra.

Sólidos totais voláteis (SV) e totais fixo (SF)

Para a determinação do teor de sólidos voláteis e fixos foi utilizada a mesma cápsula para a determinação dos sólidos totais, conforme descrito no procedimento 2540-E (APHA-AWWA-WEF, 2005). A cápsula foi levada à mufla por um período de 30 minutos, a uma temperatura de 550°C ± 50°C, e depois transferida para o dessecador onde permaneceu até atingir a temperatura ambiente. A determinação do teor de sólidos fixos foi realizada pela diferença da massa entre o peso da cápsula + amostra sem calcinação e o peso da cápsula + amostra após calcinação.

Já para a determinação de sólidos totais voláteis, foi realizada a diferença entre o valor obtido de sólidos totais e os sólidos totais fixos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Determinação de pH

Para facilitar as análises dos resultados obtidos em cada um dos experimentos realizados, a Tabela 1 apresenta os valores dos parâmetros experimentais utilizados.

Tabela 1: Valores dos parâmetros experimentais utilizados em cada um dos experimentos.

Experimento	Tempo	pH inicial	Fungo
1	(5 dias)	(4,00)	(<i>Pleurotus</i>)
2	(7 dias)	(4,00)	(<i>Pleurotus</i>)
3	(5 dias)	(5,00)	(<i>Pleurotus</i>)
4	(7 dias)	(5,00)	(<i>Pleurotus</i>)
5	(5 dias)	(4,00)	(<i>Ganoderma</i>)
6	(7 dias)	(4,00)	(<i>Ganoderma</i>)
7	(5 dias)	(5,00)	(<i>Ganoderma</i>)
8	(7 dias)	(5,00)	(<i>Ganoderma</i>)
9	(6 dias)	(4,50)	(<i>P + G</i>)
10	(6 dias)	(4,50)	(<i>P + G</i>)
11	(6 dias)	(4,50)	(<i>P + G</i>)

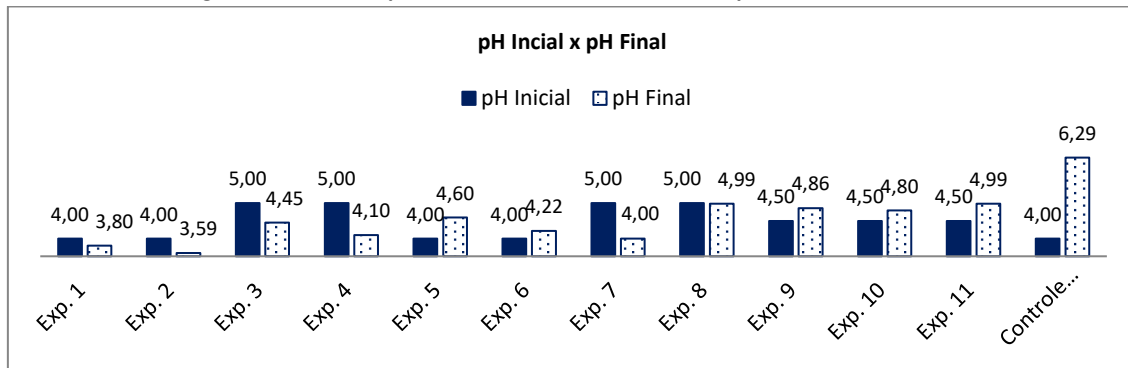
Fonte: O AUTOR (2020).

Inicialmente cada um dos experimentos teve o valor do pH ajustado de acordo com os valores propostos para a análise (TABELA 1). A Figura 1 ilustra que em todos os experimentos houve alteração no valor do pH em relação ao valor inicial. Os Experimentos 5, 6, 9, 10, 11 e o Frasco Controle (12) tiveram os valores dos pH aumentado, enquanto nos Experimentos 1, 2, 3, 4, 7 e 8 os valores do pH diminuíram. A acidez diminui à medida que a proporção de ânions OH⁻ no meio aumenta conforme o avanço das reações. Estas hidroxilas se ligam ao sítio ativo bloqueando a transferências de elétrons (BALDRIAN, 2006), o que justifica a

alteração significativa do pH em todos os experimentos, a partir do primeiro dia, e alterando de forma menos expressiva nos demais dias.

No frasco Controle foi observado o oposto. Este fato ocorre devido a presença de sais de cálcio, sais amoniacais e sulfeto de sódio que são substâncias muito utilizadas no processo de limpeza da pele, tornando o pH desses efluentes elevado (FREITAS, 2007; PACHECO, 2015). O Frasco Controle também foi acidificado no início do experimento, mas sofreu aumento de pH com o passar do tempo. A existência de uma base pouco solúvel, como por exemplo o hidróxido de cálcio (FELTRE, 1996), influenciou gradativamente o pH com o passar dos dias.

Figura 1: Valores do pH inicial e final de cada um dos experimentos realizados.



Fonte: O AUTOR (2020).

Claas (2007) cita que a faixa ideal de pH para lodos ativados deve permanecer entre 6,5 a 8,5, considerando um sistema composto por colônias heterogêneas de microrganismos (bactérias, fungos, protozoários, etc.), e que variações bruscas nos valores de pH podem causar efeito tóxico aos microrganismos. Deste modo, para a utilização de fungos seria ideal valores de pH próximos de 5 a 6, para manter a eficiência enzimática e atuar dentro dos limites estipulados pela Resolução Conama nº 430 de 2011 (pH entre 5 a 9).

Desta forma, ao se analisar apenas os valores de pH, os experimentos que resultaram em valores próximos ao ideal para o descarte do efluente foram os experimentos 8, 9, 10 e 11.

4.2 Determinação da turbidez

Observou-se que todos os tratamentos diminuíram o material responsável pela Turbidez, em comparação com o frasco controle (Frasco 12) (FIGURA 2). Os experimentos 1, 3 e 7 foram os que apresentaram os melhores resultados, com redução da turbidez superior a 90%, e o experimento 8 foi o que apresentou a menor resposta, com 67,71% de remoção (FIGURA 3).

A Resolução Conama nº 430 de 2011, não cita os parâmetros de controle de turbidez para o despejo de efluentes, entretanto, Nuvolari *et al.* (2003) e Hermes *et al.* (2006) destacam que a água que apresenta uma elevada turbidez torna-se repulsiva, do ponto de vista estético.

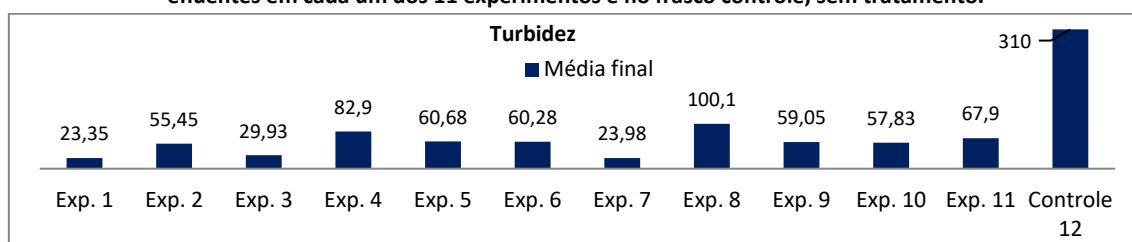
A alta turbidez aumenta a quantidade de produtos químicos para o tratamento do efluente e o despejo sem esse tratamento pode alterar a composição do sistema. O aumento da turbidez irá reduzir a penetração da luz solar na água, afetando a fotossíntese de algas e plantas aquáticas submersas, estimulando o processo de eutrofização. Adicionalmente, a presença de sólidos sedimentáveis ou em suspensão, poderão sofrer sedimentação e formar

bancos de lodo que prejudicam a biodiversidade aquática em consequência de fenômenos de decomposição anaeróbica (NUVOLARI *et al.*, 2003; HERMES *et al.*, 2006).

Mesmo não havendo limite máximo para as condições de lançamento de efluentes, neste trabalho foi considerado o valor aceitável para águas doces de classe 1 (Resolução Conama n° 357 de 2005 (Capítulo III, das Condições e Padrões de Qualidade das Águas, Seção II – Das Águas Doces, Art. 14, § I)) (BRASIL, 2022). De acordo com esta norma, a turbidez deverá ser de no máximo 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT ou NTU), e por isso apenas os experimentos 1, 3 e 7 estariam dentro dos limites.

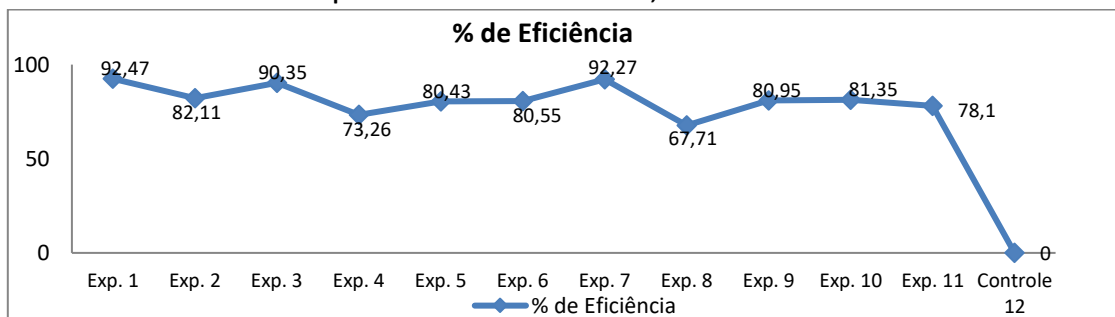
A mesma Seção II retrata a água de Classe 2, destinada à pesca amadora e à recreação de contato secundário, e cita que a turbidez pode ser de até 100 UNT. Diante dessa informação, somente o experimento 8 não estaria dentro dos limites.

Figura 2: Valores da Turbidez em Unidades Nefelométricas (NTU), determinados após os tratamentos dos efluentes em cada um dos 11 experimentos e no frasco controle, sem tratamento.



Fonte: O AUTOR (2020).

Figura 3: Resultados da porcentagem de remoção da Turbidez nos tratamentos dos efluentes em cada um dos 11 experimentos e no frasco controle, sem tratamento.



Fonte: O AUTOR (2020).

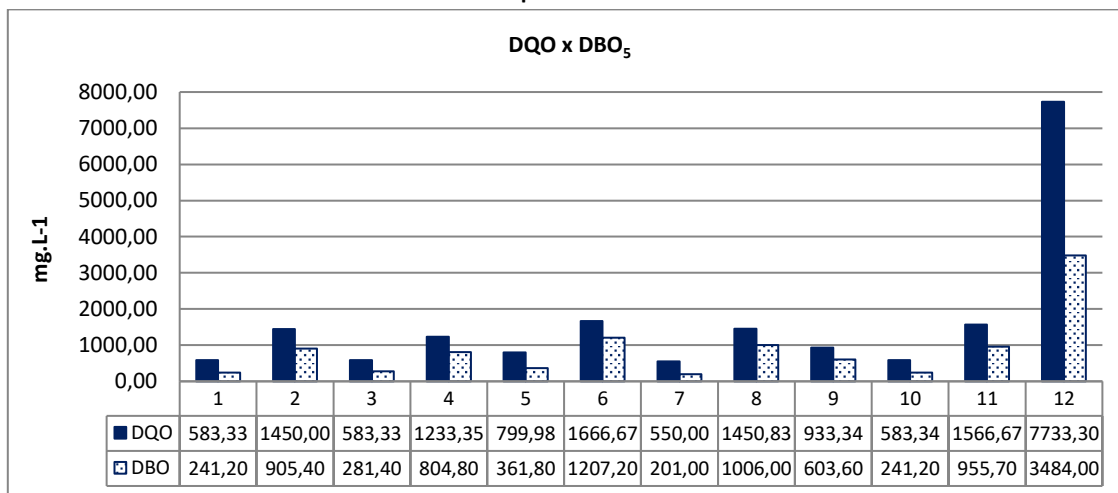
4.3 Determinações da demanda química de oxigênio (DQO) e determinação da demanda biológica de oxigênio (DBO₅)

Ao observar a Figura 4 verifica-se que as maiores reduções da DQO e DBO₅, ocorreram, respectivamente, nos experimentos 7, 1, 3, 10, 5, 9, 4, 2, 8 e 11. Destaca-se ainda que para os experimentos 7, 1, 3 e 10 as reduções foram superiores a 90% (FIGURA 5), tanto para a DQO bem como para a DBO₅. Estes resultados demonstram que ambos os fungos foram eficientes na remoção do material orgânico presente nas amostras, sendo que o parâmetro mais relevante para a obtenção dos resultados foi o tempo de exposição menor (5 dias), corroborando com os dados na análise de turbidez.

A Resolução Conama n° 430 de 2011, cita que a remoção mínima para a DBO₅ deve ser de 60%, quando há autodepuração do corpo hídrico receptor. Pode-se verificar que os

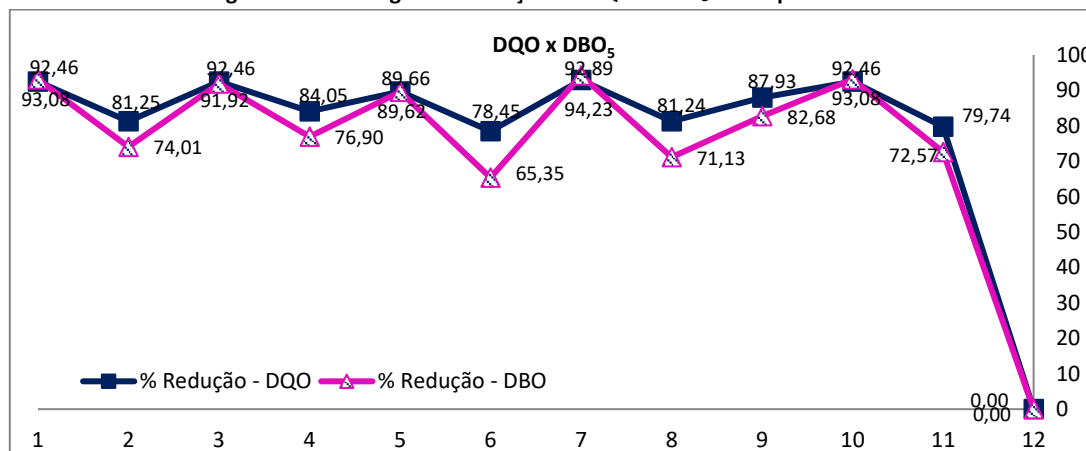
resultados de todos os experimentos estão de acordo com a Legislação. Em relação a DQO, não existem parâmetros definidos na Legislação, entretanto, o seu uso é mais recorrente considerando o tempo de resposta menor o que possibilita o monitoramento diário do efluente.

Figura 4: – Valores de DQO e DBO₅ expressos em mg. L⁻¹ obtidos antes e após os tratamentos de cada um dos experimentos.



Fonte: O AUTOR (2020).

Figura 5: Porcentagem de redução de DQO e DBO₅ dos experimentos.



Fonte: O AUTOR (2020).

Os valores de DQO e DBO₅ são importantes, pois a relação existente entre estes dois parâmetros permite definir qual tipo de processo de tratamento pode ser utilizado, pois os sistemas biológicos dependem da biodegradabilidade dos despejos.

No caso de: i) uma relação DQO/DBO₅ baixa (de 1 a 2), a fração biodegradável é elevada, o que indica a provável utilização de um tratamento biológico; ii) uma relação DQO/DBO₅ elevada (de 3 a 4), a fração inerte (não biodegradável) presente no efluente é alta. Se a fração não biodegradável não for importante em termos de poluição do corpo receptor, indica a possibilidade de inserir apenas o sistema de tratamento biológico, mas se a fração biodegradável for importante em termos de poluição do corpo receptor é necessária a utilização de tratamento físico-químico (BRAILE, CAVALCANTI, 1993; VON SPERLING, 2003).

A Tabela 2 demonstra que os experimentos 1, 3, 5, 7 e 10 foram os que apresentaram as melhores biodegradabilidade do material não-inerte, pois possuem os maiores valores da relação entre DQO/DBO₅. O experimento 7 demonstrou os melhores resultados, da mesma forma que a análise de pH e da Turbidez, indicando uma atividade microbiana mais eficiente.

Tabela 2: Valores da relação entre DQO/DBO₅.

Experimento	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Relação entre DQO/DBO ₅	2,4	1,6	2,1	1,5	2,2	1,4	2,7	1,4	1,5	2,4	1,6	2,2

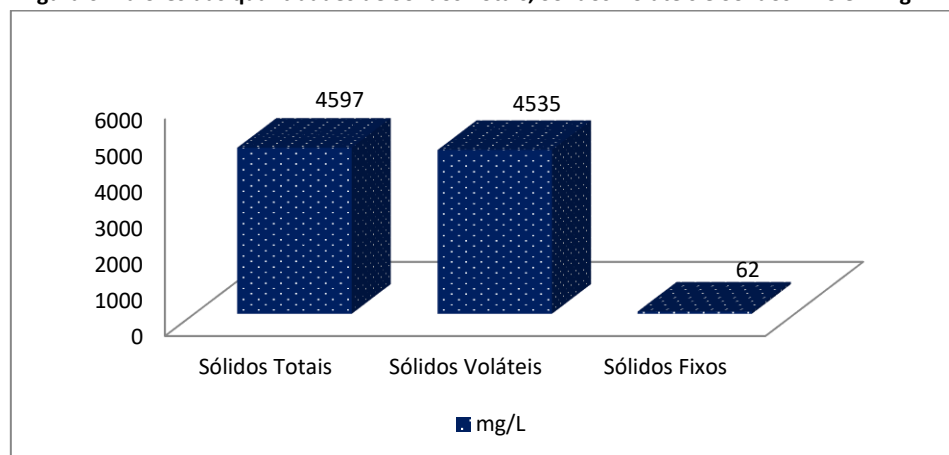
Fonte: O AUTOR (2020).

4.4 Sólidos totais, fixos, voláteis e biomassa micelial

A Resolução Conama nº 430/2011 não traz em seu escopo os parâmetros de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) para lançamento de efluentes, porém, esta é uma análise bastante comum dentro das Estações de Tratamento de Efluentes, pois serve como orientação das condições do material orgânico e inorgânico presente no efluente. Nuvolari *et al.* (2003), destacam que este resíduo pode contribuir na alteração de características físicas como a turbidez e o odor da água.

Neste estudo, a análise de ST, SF e SV, teve o intuito de verificar se o material orgânico presente no início poderia ser convertido em biomassa após a inoculação fúngica. A Figura 6 demonstra que a quantidade de material orgânico, representada através dos valores dos sólidos voláteis, é superior à quantidade de material inorgânico, representada através dos valores dos sólidos fixos.

Figura 6: Valores das quantidades de Sólidos Totais, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixo em mg. L⁻¹.



Fonte: O AUTOR (2020).

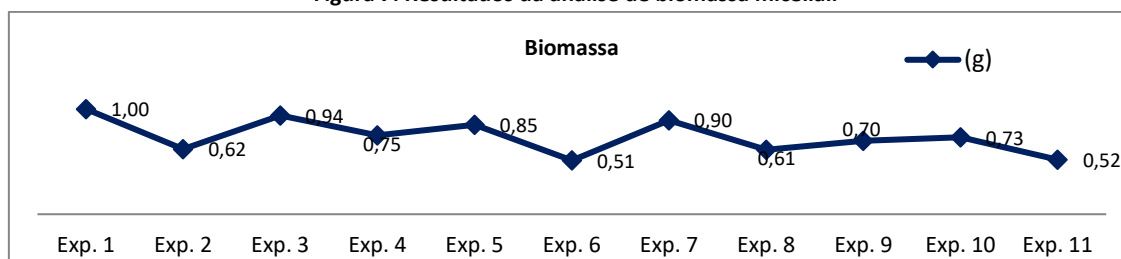
A Figura 7 demonstra os resultados encontrados para a análise da Biomassa Micelial em todos os tratamentos, com destaque para os experimentos 1, 3, 5 e 7 nas quais tiveram as maiores produtividades. Estes experimentos foram efetuados com um tempo menor, 5 dias, indicando que um tempo maior de tratamento não vai melhorar a eficiência. Esse resultado é

importante pois indica que o descarte do efluente pode ser realizado com um tempo de retenção menor.

Nunes (2001) e Bellettini *et al.* (2019) demonstraram em seus estudos que o pH mais ácido favorecem o desenvolvimento dos fungos da espécie *Ganoderma* e da espécie *Pleurotus*. Baldrian (2006) relatou a diminuição da acidez do meio com o passar do tempo, considerando que a produção de ânions OH^- aumenta devido às reações enzimáticas.

A Figura 1 demonstra essas observações para os experimentos 1, 3 e 7, na qual inicialmente verifica-se uma redução no valor do pH e com o passar dos dias ocorre um aumento desse valor. A diminuição dos valores de pH justificaria o aumento da produção de biomassa fúngica.

Figura 7: Resultados da análise de biomassa micelial.



Fonte: O AUTOR (2020).

Observou-se ainda que os experimentos realizados com as espécies separadamente (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8), tiveram melhores resultados para a produção de biomassa. Estes resultados podem caracterizar a existência de algum tipo de competição entre os fungos. Cardoso e Andreote (2016), relatam que quando há interação de microrganismos, estes tendem a competir pelos mesmos nutrientes, neste caso a mesma fonte de Carbono e Nitrogênio. Esta observação pode justificar os resultados das amostras 9, 10 e 11, onde os dois fungos foram empregados, que apresentaram resultados inferiores aos demais experimentos.

5 CONCLUSÃO

Os dois microrganismos estudados se desenvolveram nos experimentos indicando que ambos podem ser utilizados para o tratamento deste tipo de efluente.

Foi possível constatar que os experimentos com menor tempo de incubação para ambos os fungos apresentaram melhores resultados o que condiz com uma maior eficiência em um tempo menor de exposição na estação de tratamento de efluentes.

Com relação a DQO e DBO_5 , a remoção foi acima dos 90% tanto para o experimento 1 (*Pleurotus ostreatus*, pH 4,00, 5 dias) quanto para o experimento 7 (*Ganoderma* sp., pH 5,00, 5 dias), porém ao comparar ambos os experimentos, o 1 sobressaiu nos resultados das demais análises, nos demais experimentos os valores foram significativos mas menos expressivos, permeando entre 65 a 95% para DQO, DBO_5 e turbidez.

Foi possível verificar que a turbidez, pH final, valores de DQO e DBO_5 , também melhoram após o tratamento com os fungos, tornado o efluente adequado para o descarte segunda e legislação vigente.

Assim, com estes resultados é possível visualizar que há um grande potencial biotecnológico para aplicação dessa classe de fungos em tratamento de efluentes de curtumes, onde a otimização do referido processo poderia resultar em maior eficiência, acarretando menor custo e menor impacto ao meio ambiente, percebendo desta forma que é um seguimento que deve ser olhado com mais atenção e sensibilidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION WATER; ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water & wastewater**. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

BALDRIAN, Petr. Fungal laccases: occurrence and properties. **FEMS Microbiology Reviews**. v.30, p.215-242, 2006. Disponível em: <https://academic.oup.com/femsre/article/30/2/215/2367606>. Acesso em: 25 fev. 2020.

BELLETTINI, Marcelo Barba *et al.* Factors affecting mushroom *Pleurotus spp.* **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 26, 4 ed. p. 633-646, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1319562X16301814?via%3Dihub>. Acesso em: 25 fev. 2020.

BRÁILE, Pedro Marcio; CAVALCANTI, José Eduardo W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. p. 233 – 278.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357 de 11 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 29 nov. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Seção II. Das condições e padrões de lançamento de efluentes. Art. 16. Brasília, 2011. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf. Acesso em: 29 nov. 2021.

CARDOSO, Elke Jurandy Bran Nogueira; ANDREOTE, Fernando Dini. **Microbiologia do solo**. 2 ed. Piracicaba: ESALQ, 2016.

CETESB. **Avaliação do uso de produtos biotecnológicos para tratamento de efluentes líquidos, resíduos sólidos e remediação de solos e águas**: Norma Técnica. L1.022. São Paulo: CETESB, 2007. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/>. Acesso em: 26 maio 2021.

CICB. **Dados do setor**. Centro das Indústrias de Curtume do Brasil – CICB. 2020. Disponível em: <https://cicb.org.br/cicb/dados-do-setor>. Acesso em: 30 jun. 2021.

CLAAS, Isabel Cristina. **Lodos ativados**: princípios teóricos fundamentais, Operação e Controle. Porto Alegre: Evangraf, 2007.

FELTRE, Ricardo. **Fundamentos da química**. 2. ed. São Paulo: Moderna, 1996.

FREITAS, Edson Antônio de. **Estudo comparativo das características do couro e efluente bruto de processo de curtimento convencional versus processo com reciclagem direta de banho de curtimento**. 2007. 48 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007.

GUIA BRASILEIRO DO COURO. **Curtumes**. Disponível em: <http://www.guiabrasileirodocouro.com.br/>. Acesso em: 21 nov. 2021.

HERMES, Luiz Carmos *et al.* In: FAY, Elisabeth Franciscconi; SILVA, Célia Maria Maganhotto de Souza. **Índice de uso sustentável da água (ISA – Água) na região do sub - médio São Francisco**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 17–38.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa trimestral do couro**. SIDRA – Sistema IBGE de Recuperação Automática. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/couro/brasil>. Acesso em: 12 jul. 2021.

LACAZ, Carlos da Silva. **Micologia médica: fungos, actinomicetos e algas de interesse médico**. 8. ed. São Paulo: Savier, 1991.

NUNES, Estela de Oliveira. **Influência do pH e concentração inicial de glicose na produção de biomassa do fungo *Ganoderma australe* (Fr.) Pat.** 2001. 72 p. Tese (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Químicos e biotecnológicos) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis/SC, 2001. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/79672/185638.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 22 abr. 2020.

NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto sanitário: coleta transporte tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Ed. Edgard Blücher Ltda, 2003.

OLIVEIRA, Alexandra Rocha de. **A qualidade do couro bovino no Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2014. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/1914396/artigo-a-qualidade-do-couro-bovino-no-brasil>. Acesso em: 20 jun. 2021.

PACHECO, José Wagner Faria. **Guia técnico ambiental de curtumes**. 2 ed. rev. São Paulo: CETESB, 2015.

SEADE. Mapa da indústria paulista 2003 – 2016. Abril 2019. **SEADE 40 anos**. 2020. Disponível em: https://www.seade.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/MapaIndustria_abril2019.pdf. Acesso em: 08 jan. 2020.

TELLES, Evelise Oliveira. **VPS 2201 2 – Higiene e segurança alimentar: e-Disciplinas – Microbiologia alimentar**. USP: São Paulo, 2019. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4407507/mod_resource/content/1/TEMA%202_EVELISE_RESUMO_VPS2201_2.pdf Acesso em: 20 jan. 2020.

THAPA, Bijay; KC Ajay Kumar; GHIMIRE, Anish. A review on bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminants in soil. Kathmandu University **Journal of Science, Engineering and Technology**, v. 8, n. 1, p.164-170, 2012. Disponível em: <https://www.nepjol.info/index.php/KUSET/article/view/6056>. Acesso em: 20 nov. 2021.

TORTORA, Gerard J.; FUNKE, Berdell R.; CASE, Christine L. **Microbiologia**. 12. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017. 320 a 330 e 787.

VITAPELLI. **Conheça o Vitapelli, maior curtume do Oeste Paulista**. Vitapelli/Home, 2021. Disponível em: <http://www.vitapelli.com.br/conteudo.php?idpage=1>. Acesso em: 21 nov. 2021.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: princípios básicos do tratamento de esgotos**. 5. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2003. V.2.