



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA,
INOVAÇÃO E TECNOLOGIA PARA A AMAZÔNIA – CITA**

**SELEÇÃO DE FUNGOS AUTÓCTONES PARA
BIORREMEDIAÇÃO DO IGARAPÉ JUDIA DA CIDADE DE
RIO BRANCO - ACRE**

FRANCIARLI SILVA DA PAZ

RIO BRANCO - AC
ABRIL - 2020

FRANCIARLI SILVA DA PAZ

**SELEÇÃO DE FUNGOS AUTÓCTONES PARA
BIORREMEDIAÇÃO DO IGARAPÉ JUDIA DA CIDADE DE
RIO BRANCO - ACRE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência, Inovação e Tecnologia para a Amazônia, da Universidade Federal do Acre, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências e Inovação Tecnológica**.

Orientadora: Dra. Clarice Maia Carvalho
Co-orientadora: Dra. Leila Priscila Peters

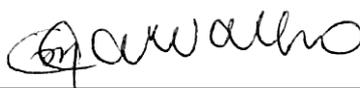
RIO BRANCO - AC
ABRIL - 2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA, INOVAÇÃO E TECNOLOGIA
PARA A AMAZÔNIA – CITA

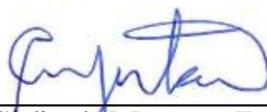
SELEÇÃO DE FUNGOS AUTÓCTONES PARA BIORREMEDIAÇÃO DO IGARAPÉ
JUDIA DA CIDADE DE RIO BRANCO - ACRE

FRANCIARLI SILVA DA PAZ

DISSERTAÇÃO APRESENTADA EM: 29.04.2020.



Dra. Clarice Maia Carvalho
Universidade Federal do Acre – UFAC Orientadora



Dra. Cydia de Menezes Furtado
Universidade Federal do Acre – UFAC
Membro externo



Dr. Hilton Marcelo de Lima Souza
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Membro externo

À Deus, minha mãe, irmãos e meu marido,
que com muito carinho e apoio, não mediram
esforços para que eu chegasse até esta etapa
da minha vida. Luz da minha vida.

AGRADECIMENTOS

A presente dissertação de mestrado não poderia chegar a bom porto sem o precioso apoio de várias pessoas. O caminho foi árduo e sem o apoio de várias pessoas que fizeram parte dessa jornada, nada disso seria possível.

Em primeiro lugar, não posso deixar de agradecer a minha orientadora, Professora Doutora Clarice Maia Carvalho, por toda a paciência, empenho e sentido prático com que sempre me orientou neste trabalho e em todos aqueles que realizei durante os seminários do mestrado. Muito obrigado por me ter corrigido quando necessário sem nunca me desmotivar e sempre ser a minha luz no fim do túnel, como gosto de falar.

Gostaria de agradecer também a minha co-orientadora, Professora Doutora Leila Priscila Peters, por ser além de orientadora a minha psicóloga quando eu desabei, chorei e não acreditava em mim. Sempre como palavras de apoio que confortava e sempre está disposta a ajudar.

Aos irmãos Leandro, Geysel, Yara que o mestrado me deu, que tornaram os dias dentro do laboratório mais alegres e coloridos. Vocês foram parte fundamental nessa conquista, dividindo comigo os medos, ansiedades e os fardos da pesquisa, tornando-os mais leves e mais fáceis de carregar. Eu não tenho palavras para dizer o quanto amo vocês e são importantes para mim.

Um agradecimento especial a minha amiga Fernanda, que no momento que escrevo esse agradecimento já é Mestre e foi de longe a melhor pessoa que conheci no mestrado. Sempre amiga, companheira e disposta a ajudar, foi muito importante para mim ao longo dessa jornada. Mais que uma amiga, se tornou minha parceira de vida, de festas e de horas de conversas dos assuntos mais aleatórios que poderíamos ter. Minha amiga, eu gostaria de eternizar aqui o meu muito obrigado, por tudo!

Gostaria de agradecer também a Veluma, minha irmã de fungos aquáticos, por me ajudar no início do projeto, sempre me animar e motivar, um agradecimento também ao Atilon por sempre que possível me ajudar com a identificação dos fungos e a Iasminy por me amparar quando entrei no laboratório e era mais perdido que cego em tiroteio.

Aos meus amigos de sala de aula, Joab, Camila e Ellen, por fazer os dias maçantes de aulas mais divertidos.

Um agradecimento especial aos alunos de iniciação científica do laboratório, Thalia, Bruno Joseph, Jaque, Narcya e Bruno. Vocês são as flores mais bonita do jardim do LABMICRO. Uma menção a Laryssa, pibic do laboratório que é uma das pessoas mais maravilhosas que eu já conheci, menina tímida, mas muito amiga e sempre disposta a ajudar, e posso falar sem medo, que ela terá um futuro brilhante. Amiga você não quebrou um galho, você quebrou a floresta amazônica inteira diversas vezes, meu muito obrigado.

Ao professor Doutor Genivaldo, que na reta final me ajudou muito com a minha estatística, e eu preciso eternizar aqui o meu muito obrigado.

Um agradecimento especial para meus amigos, Jô, Lilian, Dalisom, Kennedy, Polly, Ludimila, Ryanna, Juninho, Najara, Adriana, Janaira, Mayra, Thais, Dani. Vocês são luz na minha vida.

Por último, quero agradecer à minha família, minha mãe mesmo sem entender o que eu fazia, sempre esteve ali me apoiando e incentivo a ser o melhor no que me propus. Ao meu marido, por todo o suporte e sempre segurar minha mão na hora dos surtos. Eu amo vocês.

“Existirão obstáculos.
Existirão descrentes.
Existirão erros.
Mas com muito trabalho,
não existem limites”.

--Michael Phelps

RESUMO

O crescimento populacional nas cidades nos últimos anos vem trazendo uma série de malefícios ao meio ambiente, como o aumento da produção de efluentes domésticos. A destinação correta do esgoto doméstico, ainda é um problema, trazendo imensos prejuízos ao meio ambiente. Para combater os problemas com águas contaminadas, a Biorremediação, que utiliza microrganismos para remover ou diminuir poluentes do ambiente, vem tomando espaço como uma tecnologia viável e dentre os microrganismos utilizados, os fungos, especialmente os aquáticos ganham destaque por ser capaz de biodegradar os compostos tóxicos dos efluentes, uma vez que estes organismos podem produzir muitas enzimas capazes de degradar poluentes tóxicos, se tornando chave para a decomposição de matéria orgânica e reciclagem de energia em redes alimentares aquáticas, que são importantes para a saúde do ecossistema local. O objetivo geral desse trabalho é realizar uma revisão sistemática do uso dos fungos no tratamento de águas residuais e selecionar fungos autóctones para biorremediação do igarapé Judia da Cidade de Rio Branco - Acre. Foram coletados 10 fragmentos de madeira submersas que apresentavam consistência mole, medindo 10-15 cm em 10 pontos estabelecidos do igarapé Judia na zona urbana da cidade de Rio Branco, e 10 fragmentos na sua nascente. As amostras de madeira foram incubadas em câmaras úmidas por setes dias e então examinadas quanto a presença de estruturas reprodutivas de fungos, após o surgimento das estruturas reprodutivas, foram transferidas para placas de Petri contendo o meio de cultura Ágar Água e depois do crescimento do micélio foi realizado a purificação utilizando repique de três pontos em placas de Petri contendo BDA. Depois de confirmada a pureza das culturas, os isolados foram inoculados em tubos contendo meio BDA inclinado. Após a caracterização macromorfológica, os fungos foram agrupados em morfoespécies tomando como base nas características da colônia, como cor, textura e produção de pigmento e agrupados em morfoespécie para identificação micromorfológica. No total, 55 espécies fúngicas foram identificadas, sendo distribuídos em quatro classes: Ascomicetos (51,7%), Basidiomicetos (31,7%), Zygomycetos (13,3%) e Leveduras (3,3%) Todos os fungos testados apresentaram potencial para degradar os respectivo efluentes. O filo Ascomicota foi o que mais teve representante utilizados nos testes, principalmente o gênero *Aspergillus*. Em relação a seleção foram coletadas 110 amostras, sendo isolados 292 fungos, organizados em 75 morfoespécies. Foram identificados setes gêneros, sendo os gêneros mais frequentes foram *Trichoderma* (55,5%), *Penicillium* (23,6%) e *Acremonium* (5,1%). O igarapé Judia apresentou uma diversidade de ($H' = 3,73$), sendo o ponto 2 ($H' = 3,18$) o local com maior diversidade e o Ponto 5 ($H' = 1,83$) a menor diversidade. Em relação ao biotratamento, 66,7% dos fungos apresentaram potencial para biorremediar efluente domésticos e *Acremonium* sp. 4, *Paecylomices* sp. 1, *Penicillium* sp. 6 e sp.24, *Trichoderma* sp 13, Ni sp 6 e sp. 12 foram os que foram capazes de melhorar todos os parâmetros analisados. Com isso, os fungos aquáticos do igarapé Judia possuem potencial para biorremediação de efluentes domésticos.

Palavras-chave: Diversidade fúngica, efluente doméstico, *Trichoderma*.

ABSTRACT

Population growth in cities in recent years has brought a number of harms to the environment, such as increased production of domestic effluents. The correct disposal of domestic sewage is still a problem, causing immense damage to the environment. To combat problems with contaminated waters, Bioremediation, which uses microorganisms to remove or reduce pollutants from the environment, has been taking space as a viable technology and among the microorganisms used, fungi, especially aquatic fungi gain prominence by being able to biodegrade toxic compounds from effluents, since these organisms produce can produce many enzymes capable of degrading pollutants, becoming key to the decomposition of organic matter and energy recycling in aquatic food networks, which are important for the health of the local ecosystem. The general objective of this work is to perform a systematic review of the use of fungi in wastewater treatment and to select autochthonous fungi for bioremediation of the Jewish stream of the City of Rio Branco - Acre. Ten submerged wood fragments with soft consistency were collected, measuring 10-15 cm at 10 established points of the Jewish stream in the urban area of the city of Rio Branco, and 10 fragments in its source. As wood samples were incubated in humid chambers for seven days and then examined for the presence of reproductive fungal structures, after the emergence of reproductive structures, they were transferred to Petri dishes containing the Water Agar culture medium and after the growth of mycelium was purified using three-point peak in Petri dishes containing BDA. After the purity of the cultures was confirmed, the isolates were inoculated in tubes containing inclined BDA medium. After macromorphological characterization, fungi were grouped into morphospecies based on colony characteristics, such as color, texture and pigment production and grouped in morphospecies for micromorphological identification. In total, 55 fungal species were identified, being distributed in four classes: Ascomycetes (51.7%), Basidiomycetes (31.7%), Zygomycetes (13.3%) and Yeasts (3.3%) All fungi tested showed potential to degrade the respective effluents. The phylum Ascomycota was the one that had the most representative used in the tests, mainly the genus *Aspergillus*. In relation to the selection, 110 samples were collected, and 292 fungi were isolated, organized in 75 morphospecies. Seven genera were identified, and the most frequent genera were *Trichoderma* (55.5%), *Penicillium* (23.6%) and *Acremonium* (5.1%). The Jewish stream presented a diversity of ($H' = 3.73$), with point 2 ($H' = 3.18$) being the place with the highest diversity and Point 5 ($H' = 1.83$) being the lowest diversity. Regarding biotreatment, 66.7% of the fungi presented potential for domestic effluent bioremediate and *Acremonium* sp. 4, *Paecylomices* sp. 1, *Penicillium* sp. 6 and sp.24, *Trichoderma* sp 13, *Ni* sp 6 and sp. 12 those who were capable of all parameters analyzed. As a comm, aquatic fungi of the Jewish igarape have the potential for bioremediation of domestic effluents.

Keywords: Fungal diversity, domestic effluente, *Trichoderma*

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Capítulo I	
Figura 1. Fluxograma de seleção dos artigos para revisão de literatura sobre aplicações de fungos no tratamento de águas residuais.....	39
Figura 2. Frequência de espécies de fungos utilizadas na remediação de águas residuais.....	40
Figura 3. a) Filos utilizados para o tratamento de resíduos. b) Frequência das espécies por resíduo tratado.....	44
Capítulo II	
Figura 1. Pontos de coleta de madeira para isolamento de fungos aquáticos do Igarapé Judia.....	60
Figura 2. Frequência relativa dos fungos aquáticos isolados da área urbana do igarapé Judia.....	66
Figura 3. Análise de componentes principais dos fungos e dos parâmetros físicos-químicos no tratamento de efluente doméstico.....	68

LISTA DE QUADROS E TABELAS

	Pág.
Capítulo I	
Tabela 1. Aplicação dos fungos no tratamento de águas residuais	41
Capítulo II	
Tabela 1. Georeferenciamento, abundancia, riqueza, Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e Equitabilidade de Pielou (J') de cada ponto de coleta do igarapé Judia.....	67
Tabela 2. Gênero fungico, número de registro e índices físico-químicos de efluente doméstico após a biotratamento com os fungos aquáticos....	69

SUMÁRIO

	Pág.
1.INTRODUÇÃO GERAL	13
2.REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1. Igarapés Urbanos	16
2.2. Biorremediação	19
2.3. Fungos aquáticos	22
3. REFERENCIAS	25
4.OBJETIVOS	32
4.1. Geral	32
4.2. Específicos	32
CAPÍTULO I	33
Introdução	35
Material e Métodos.....	37
Resultados	38
Discussão	45
Considerações finais	48
Referências	48
CAPÍTULO II.....	56
Introdução	58
Material e Métodos	60
Resultados	65
Discussão	71
Conclusão	78
Referências	80
5. CONCLUSÕES GERAIS	86

1. INTRODUÇÃO GERAL

A utilização dos recursos naturais pelo homem de forma descontrolada, traz consequências em níveis global, regional ou local sobre o meio ambiente (ORTEGA; CARVALHO, 2013). O aumento dessas atividades é reflexo do crescimento populacional nas cidades nos últimos anos que vêm ocorrendo de forma desenfreada e desorganizada, trazendo uma série de malefícios ao meio ambiente, como por exemplo o aumento da produção de efluentes domésticos, também denominado de esgoto doméstico, um dos principais resíduos produzidos pelo homem, sendo uma das maiores fontes de contaminação da água (MONTEIRO, SANTOS, 2016; SOUSA et al., 2017).

A destinação correta do esgoto doméstico, tanto nas áreas urbanas quanto nas áreas rurais, ainda é um problema, trazendo imensos prejuízos ao meio ambiente, à sociedade, a economia, além de contribuir na proliferação de insetos e outros vetores, trazendo risco à saúde humana e de outros seres vivos (BORGA et al., 2018).

Em Rio Branco, esse problema é visualizado a partir das margens do Rio Acre, que detém o principal curso d'água da cidade e de outros municípios próximos, que juntos constituem sua rede de drenagem a partir de seus afluentes e entre eles podemos citar o igarapé Judia que abrange os municípios de Rio Branco e Senador Guimard (LIRA et al., 2010).

O igarapé Judia constitui o principal afluente da margem direita do rio Acre, recebendo, por toda a extensão de seu curso de 36 km, carga de sedimentos dos subafluentes Buriti, Almoço, Alagado e Capitão Ciríaco, além de outros pequenos contribuintes de pequena expressão e, sofre com as atividades urbanistas excedidas pelo homem e prejudica o seu ecossistema afetando as propriedades próximas as suas margens que usam o igarapé para sustento e manutenção das suas casas (SANTOS, 2005; SANTOS, 2007). O igarapé é afetado por todos os processos e atividades desenvolvidas pela ação antrópica ocasionadas

pela urbanização que já vem tornando-se prejudicial ao meio ambiente, principalmente pela falta de saneamento básico (LIRA et al., 2010).

Segundo dados do ranking do saneamento realizado pelo Instituto Brasil, a cidade de Rio Branco está entre as 10 piores cidades em relação a saneamento básico, ficando na 90ª posição num ranking dos 100 maiores municípios do Brasil (OLIVEIRA et al., 2018).

A falta desse tipo de serviço traz como consequência condições precárias de saúde para uma gama significativa da população brasileira, fazendo que haja uma necessidade de obter novas tecnologias para o tratamento dessas águas contaminadas (BARROS et al., 2015). Na busca de novas tecnologias, o processo de biorremediação vem recebendo maior atenção para restauração de locais muito poluídos (FRANCISCO; QUEIROZ, 2018). A biorremediação consiste na utilização de processo ou atividade biológica por meio de organismos vivos que podem ser bactérias, fungos ou plantas, que possuam a capacidade de modificar ou decompor determinados poluentes, transformando, assim, contaminantes em substâncias inertes (JACQUES et al., 2010).

Dentre esses microrganismos utilizados, os fungos ganham destaque por possuir algumas características peculiares, como tolerância a concentrações elevadas de produtos tóxicos, capacidade de crescer em condições ambientais de estresse e suportarem ambientes pobres de nutrientes (RODRIGUES et al., 2017).

Os fungos, especialmente os aquáticos, possuem a capacidade biodegradável, uma vez que estes organismos podem produzir muitas enzimas capazes de degradar poluentes tóxicos, se tornando chave para a decomposição de matéria orgânica e reciclagem de energia em redes alimentares aquáticas, que são importantes para a saúde do ecossistema local (OLIVEIRA et al., 2015; GROSSART; ROJAS-JIMENEZ, 2016).

Em particular, a diversidade e o potencial metabólico dos fungos aquáticos são pouco caracterizados, mesmo quando uma série de revisões recentes destacam a

crescente conscientização de sua biodiversidade desconhecida, sua participação em fluxos de nutrientes e matéria orgânica, e seu potencial papel no orçamento global do carbono (GROSSART et al., 2019).

Estudos voltados para biorremediação permitem visualizar um futuro com um uso em escala cada vez maior dessa tecnologia que junto com a utilização dos fungos, permite tratar áreas impactadas por indústrias, refinarias, esgotos domésticos e hospitalares, degradando a matéria orgânica em excesso, e assim, devolvendo o equilíbrio das condições físico-químicas da água e recuperando a qualidade da mesma (LOPES et al., 2019).

Estudos dessa natureza podem proporcionar a descoberta de mais uma alternativa para biorremediação de ambientes contaminados. Com base nestas considerações este trabalho tem por objetivo selecionar fungos autóctones para tratamento do Igarapé Judia da cidade de Rio Branco – Acre.

Portanto, a estrutura deste trabalho, realizado em forma de capítulos, será distribuído de forma que no capítulo 1 será uma revisão sistemática de artigos publicados nos últimos dez anos sobre a biorremediação de águas utilizando somente fungos no tratamentos dos efluentes.

No capítulo 2, por sua vez, teremos a apresentação do trabalhos desenvolvido no mestrado, que se trata da seleção de fungos autóctones para biorremediação do igarapé Judia na cidade de Rio Branco, Acre.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Igarapés urbanos

A Amazônia é a maior bacia fluvial do planeta, possuindo aproximadamente $6,1 \times 10^6$ km², que vai desde suas nascentes nos Andes Peruanos até sua foz no oceano Atlântico (PASSOS; SOARES, 2017). Fazendo parte dessa bacia fluvial, os igarapés são como riachos que se juntam e formam os rios amazônicos, com exceção dos rios que nascem nos altos das montanhas dos Andes (ALENCAR et. al, 2012).

No Brasil, a classificação desses corpos d'água é realizada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que organiza critérios, padrões e normas de controle e manutenção da qualidade da água para a utilização racional dos recursos ambientais desses mananciais (SOBRAL et al., 2008).

Os critérios de classificação se baseiam nas propriedades físicas, químicas e biológicas, que podem ser: rios de água limpa e transparente, de cor verde, verde amarelo, verde oliva são chamados de rios de água clara; os rios de água transparente, de cor verde escuro, marrom, são chamados de rios de água preta; rios de água turva, barrenta e amarela são chamados de rios de água branca (SIOLI, 1956).

O enquadramento dos corpos de água em classes é regido pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNHR) que por meio da Lei nº 9.433/1997, que conforme na seção II Art. 9º visa, a: “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas” e “diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes” (BRASIL, 1997).

Os dispositivos legais que se aplicam ao processo de enquadramento dos corpos d'água são: resolução CONAMA nº 20/1986; resolução CONAMA nº 274/2000, que alterou a resolução CONAMA 20/1986 no que se refere à balneabilidade; resolução CONAMA

nº357/2005, que estabelece os critérios para classificação e enquadramento das águas em todo território nacional (SOBRAL et al., 2008).

De acordo com esses critérios as águas doces podem ser classificadas em: Classe 1 → águas que podem ser destinadas à recreação de contato primário; à proteção das comunidades aquáticas; à aquicultura e à atividade de pesca; ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; Classe 2 → águas que podem ser destinadas à pesca amadora; à recreação de contato secundário; Classe 3 → águas que podem ser destinadas à navegação; e à harmonia paisagística (CONAMA, 2005).

Essa resolução além de classificar as águas doces também definiu princípios levando em consideração exigências da Constituição Federal de 1988 e da PNRH, criando medidas de proteção da qualidade hídrica, proibindo os lançamentos de fontes poluidoras em níveis nocivos aos seres humanos e demais formas de vida, inclusão dos princípios de função ecológica da propriedade, da prevenção e precaução, além da necessidade de se manter o equilíbrio ecológico aquático (PIZZELA; SOUZA, 2007; FAGUNDES et al., 2016).

Essas medidas protetivas ajudam nos problemas de poluição hídrica nas cidades amazônicas, que sofrem devidos principalmente a sua forma de ocupação desordenada ao longo das margens dos seus rios, que devido a ocupação urbana, degrada e altera a paisagem das águas no seu entorno (SILVA et al., 2014).

Esse tipo de ocupação tem como consequência um crescimento desordenado, e se explorarmos a cidade de Rio Branco, estado do Acre, são possíveis observar que urbanos os mananciais sofreram ao decorrer dos anos com o processo de urbanização (OLIVEIRA et al., 2006).

Rio Branco foi estabelecida as margens do Rio Acre, e teve sua ocupação de forma gradativa, e a expansão da cidade é direcionada a novos eixos de crescimento, tendo destaque a área do segundo distrito, onde se encontra o igarapé Judia que é intensamente atingido, por ser um dos mais extensos e, por isso, alvo de fácil depredação pela ação humana (SANTOS, 2005; MIRANDA, 2013).

O igarapé Judia é uma sub-bacia que é caracterizada como um manancial com tendência retilínea, apresentando pequenos trechos meandantes, ou seja, com curvas ao longo do seu trajeto, porém, sem se desviar significativamente de sua trajetória em direção à foz, atingindo um índice de sinuosidade de 1,46 (CHRISTOFOLETTI, 1980; GUERRA; CUNHA, 2001).

A sub-bacia localiza-se na Regional do Baixo Acre, com uma área de 123 km², nasce no centro da cidade de Senador Guimard, faz um percurso rural de aproximadamente 36 km de extensão e deságua na margem direita do Rio Acre, a sudeste do município de Rio Branco (SANTOS, 2007).

O igarapé Judia tinha seu manancial preservado até meados da década 70, porém, o processo de migração e expansão da cidade em direção a este igarapé levou a perda da mata ciliar, da fauna e a poluição das águas, consequência desse processo ao longo dos anos (SANTOS, 2005; BONFANTI, 2018).

A ocupação dessas margens é uma característica de uma população de baixa renda, sem condições de adquirir um terreno, construindo suas casas em áreas impróprias, mesmo sabendo que é área de risco as pessoas decidem morar às margens do igarapé, além da possibilidade de plantar, pescar e criar animais, provocando uma extensa poluição e erosão ocasionada pela retirada da mata ciliar (FERREIRA et al., 2011; COSTA et al., 2017; IBGE, 2018).

Devido essas ações atropicas, é necessário visualizar essas bacias hidrograficas como unidades de planejamento de importância para a população, tanto rural quanto a urbana, visto serem vinculadas aos rios, lagos e igarapés (RODRIGUES; TORRICO, 2007). E neste contexto,

torna-se necessário entender as consequências e buscar medidas que revertam os danos causados pela ocupação humana das suas margens (BORDALO, 2017).

Uma alternativa que busca minimizar esses danos é a biorremediação, que é uma tecnologia atraente, que proporciona uma qualidade significativa da água, além de possuir baixo custo de implantação, reduzindo a probabilidade de ocorrência de doenças relacionadas com a águas contaminadas (OLIVEIRA NETTO et al., 2015).

2.2 Biorremediação

A biorremediação é um processo que consiste na utilização de microrganismos, podendo ser plantas, fungos ou bactérias ou suas enzimas, que são utilizadas para remover ou diminuir poluentes do ambiente (PEREIRA; FREITAS, 2012). A técnica pode ser utilizada para tratar contaminantes específicos tanto no solo quanto na água, tais como degradação de petróleo e compostos orgânicos clorados, tratados por bactérias ou fungos, através da utilização de substratos orgânicos e inorgânicos como fonte de alimentação, convertendo esses contaminantes em dióxido de carbono e água (SILVA, 2002).

Este processo já vem sendo estudado desde a década de 40, porém, tornou-se popular na década de 80, quando foi utilizada no acidente de derramamento de óleo da baía de Prince William, no Alasca, e então a partir daí essa técnica ganhou espaço e foi se expandindo exponencialmente (FRANCISCO; QUEIROZ, 2018).

A biorremediação é dividida em três períodos, sendo eles, período de investigação, de atenção e de criação (HOFF, 1993). O período da investigação, que antecede o ano de 1989, foi a época onde houve maior concentração de estudos e pesquisas acadêmicas, sendo tratada como um assunto novo e inovador (FRANCISCO; QUEIROZ, 2018). Gallego e Martin (2002) relatam que a partir dos anos 70 surgiram as primeiras patentes, com uma maior predominância em remediação de solos contaminados por gasolina e posteriormente, nos anos 80 a técnica

passou a ser mais utilizada, sinalizando um avanço nos métodos e pesquisa sobre biorremediação e nos anos 90 as técnicas ganharam destaque e diferentes métodos surgiram e são empregados até o momento. O período de atenção é descrito por muitos casos isolados porém importantes acidentes com derramamentos de petróleo pelo mundo e ocorreu dos anos 1989 a 1991, sendo que em março de 89 foi criado protocolos para a utilização de biorremediação, recomendando a utilização de biossurfactantes como uma forma de ajudar os processos de biorremediação e assim obtendo resultados positivos no tratamento de 70 milhas de costa de Prince William Sound com estes agentes (PRITCHARD; COSTA, 1991).

Já no Brasil, a biorremediação ainda é pouco utilizada, apesar de ser promissora, tendo algumas pesquisas financiadas pelas empresas petrolíferas, como por exemplo, a Petrobras, porém diferentes técnicas, locais e contaminantes são estudados pelas universidades federais e institutos federais (LIMA, 2015; FRANCISCO; QUEIROZ, 2018).

Os processos de biorremediação podem ser classificados como *in situ* ou *ex situ*, sendo as técnicas *in situ* quando há transformação ou a descontaminação no próprio local e as técnicas *ex situ* há a remoção do material contaminado para realizar o tratamento de descontaminação em um local externo, diferente da sua origem (MARIANO, 2006).

Dentro dos processos *ex situ* podem ser utilizados as técnicas de *landfarming* que foi a primeira técnica utilizada em larga escala, biopilhas ou compostagem e biorreatores (ANGELUCCI; TOMEI, 2016).

As técnicas de biorremediação *in situ* são aqueles métodos que não há a necessidade de remoção do material contaminado do seu local de origem (COUTINHO et al., 2015), evitando custos e problemas no ambiente que estão relacionados ao transporte de material contaminado para outro local (PEREIRA; FREITAS, 2012). Essas técnicas podem ser: passiva ou intrínseca (BENTO et al., 2003), bioestimulação (COSTA et al., 2009), bioaumentação (BURATINI, 2008), *air sparging* (WEBER; SANTOS, 2013) e bioventilação (REGINATTO

et al., 2012).

A bioestimulação é uma técnica que estimula a atividade metabólica dos microrganismos que são capazes de degradar poluentes, através da adição de nutrientes orgânicos, que pode ser esterco ou húmus, e inorgânicos como: nitrogênio, fósforo, potássio, entre outros (NASCIMENTO et al., 2016).

A técnica de bioaumento é utilizada para degradar principalmente petróleo desde a década de 70, sendo um processo onde há o aumento ou a adição de microrganismos degradantes de óleo, como uma estratégia alternativa para a biorremediação de ambientes contaminados (LEAHY; COLWELL, 1990). Os microrganismos utilizados nessa técnica precisam ter previamente suas atividades metabólicas de degradação comprovadas (BENTO et al., 2003; MARIANO et al., 2007), sendo capazes de degradar a maioria dos componentes petrolíferos, manter a estabilidade genética e a viabilidade durante o armazenamento, sobreviver em ambientes estrangeiros e hostis, competir efetivamente com os microrganismos selvagens, e percorrer os poros do sedimento para os contaminantes (ADAMS et al., 2015).

Fatores que afetam a proliferação de microrganismos usados para bioaugmentação, incluem a estrutura química e a concentração de poluentes, a disponibilidade do contaminante para os microrganismos, o tamanho e a natureza da população microbiana e o ambiente físico devem ser levados em consideração na seleção de microrganismos a serem aplicados (HERRERO; STUCKEY, 2015).

A degradação microbiana de contaminantes também pode ser reforçada pela bioestimulação, ou seja, adição de nutrientes para ativar a microbiota autóctone, mas é necessário um conhecimento da biossistema para apoiar a tomada de decisão a qualquer momento neste processo (WU et al., 2016). Esses microrganismos podem ser autóctones, derivados de um solo contaminado, ou obtidas de uma cultura estoque (OLIVEIRA, 2008). Para a utilização desta técnica é necessário verificar se no local contaminando há comunidade de

microrganismos capazes de degradar os contaminantes e se as condições ambientais são favoráveis a eles (TAPA et al., 2012).

Um grupo de microrganismo capaz de degradar os mais diferentes contaminantes, é a classe dos fungos aquáticos, que são um dos principais decompositores do ecossistema, além de produzir várias enzimas não específicas que permitem que os fungos aquáticos metabolizem compostos orgânicos estruturalmente diversos.

2.3 Fungos aquáticos

Os fungos aquáticos são um grupo diverso, nos aspectos morfológicos e filogenéticos, tendo uma definição mais generalista que caracteriza como fungos aquáticos todos aqueles fungos que no seu ciclo de vida, dependam de habitats aquáticos ou em parte dele (SHEARER et al., 2007). Atuando como decompositores de matéria orgânica, os fungos aquáticos podem ser parasitas, predadores, endofíticos, simbiontes ou agentes patogênicos, apesar de muitos estudos mostrando a atuação parasitária e seu papel na degradação de material foliar e outras partículas de matéria orgânica em ecossistemas de fluxo (BARLOCHER; BODDY, 2016).

Esses fungos são amplamente distribuídos podendo colonizar os mais variados substratos, tais como caules, folhas mortas, além de possuírem capacidade de se adaptar a ambientes impactados (SHEARER et al., 2007; JONES; PANG, 2012). Podem ser classificados como residentes, encontrados apenas em ambientes aquáticos em todo o seu ciclo de vida, ou transeuntes, são guiados ou levados para esses ambientes (SHEARER et al., 2007; PEARMAN et al., 2010).

Os organismos que são frequentemente isolados nos ambientes aquáticos pertencem aos filos Chytridiomycota, Ascomycota, Basidiomycota e o novo o filo Cryptomycota que teve sua primeira descrição em 2011 (HIBBETT et al., 2007; SHEARER et al., 2007; JONES et al., 2011).

Entre os filos presentes no ambiente aquático, o filo Ascomycota é que apresenta melhor adaptação (GESSNER et al., 2007). Dentro deste filo, há espécies das classes Dothideomycetes, Leotiomycetes e Sordariomycetes que possuem uma morfologia e fisiologia que os ajudam a colonizar substratos submersos e espalhar seus esporos na água (BOGER et al., 2015).

Os fungos Ascomycota podem se reproduzir de forma sexuada e/ou assexuada, sendo que na forma sexuada, os fungos se reproduzem através da formação do ascoma e dentro dos ascomas a produção dos ascos que são responsáveis pela dispersão (HIBBETT et al., 2007; KIRK et al., 2008). Os ascomas podem surgir em formato de taça (apotecio), garrafa (peritécio) ou de esfera fechada (cleistotécio), de acordo com o grupo, podendo ser micro ou macroscópico, o que faz dos fungos pertencente a esse filo os mais prevalentes em água doce (SHEARER et al., 2007; JONES; PANG, 2012).

Apresentando um alto potencial de adaptação e colonizando os mais variados substratos, faz com que haja uma grande variedade de espécies nas regiões tropicais, que devido ao seu clima favorece a proliferação das espécies (KRAUSS et al., 2011; JONES et al., 2012). A Amazônia, devido ao clima favorável que apresenta, se torna um ecossistema que apresenta uma alta diversidade de microrganismos, sendo a maior bacia de água doce do mundo, formada por grandes rios, lagos e igarapés (KRAUSS et al., 2011; JONES et al., 2012; CORTEZ, 2016).

Os fungos aquáticos apresentam adaptações para que possam colonizar os mais diversos substratos, fazendo que sua identificação seja realizada com base principalmente na morfologia dos conídios, sendo hialinos na maioria das espécies, tendo suas formas típicas à maior

capacidade de suspensão na água e aumento na superfície de contato conferido por suas ramificações (INGOLD, 1942; DESCALS et al., 2005; DANG et al., 2009).

Os fungos aquáticos participam de forma significativa na base da cadeia alimentar no ecossistema aquático (KRÜGER et al., 2012). Estudos mais apurados e sistematizados são necessários para que possa ser compreendida a função ecológica desses fungos e sobre seu potencial biotecnológico quanto à produção de antimicrobianos, enzimas e outras substâncias de interesse (OLIVEIRA et al., 2003).

Na região amazônica, os fungos aquáticos ainda são pouco explorados, tendo estudos em rios de água branca na região amazonia no Peru por Matsushima. Estudos mais recentes descreveram novas espécies de ascomicetes na Amazônia peruana e nos estados brasileiros do Pará e Amazonas (MATSUSHIMA, 1993; ZELSKI et al., 2011; MONTEIRO, GUSMÃO, 2013; FIUZA et al., 2015; CORTEZ, 2016; SHEARER et al., 2015; SANTOS et al., 2018).

3. REFERÊNCIAS

- ABDEL-RAHEEM, A.M.; ALI. E.H. Lignocellulolytic enzyme production by aquatic hyphomycetes species isolated from the Nile's delta region. **Mycopathologia**, v.1, n.1, p. 277–28, 2004.
- ADAMS, G. O. et al. Bioremediation, biostimulation and bioaugmentation: a review. **International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation**, v. 3, n. 1, p. 28-39, 2015.
- ALENCAR, S. R. et al. Avaliação ambiental, físico-química e microbiológica do pesque-pague do clube recreativo grangeiro, Crato-CE. **Cadernos de Cultura e Ciência**, v. 10, n. 1, p. 28-36, 2012.
- BÄRLOCHER, Felix. Reproduction and dispersal in aquatic hyphomycetes. **Mycoscience**, v. 50, n. 1, p. 3-8, 2009.
- BARROS, D. J.; MARQUES, A. K.; MORAIS, P. B. Avaliação ambiental com base em indicador microbiológico de balneabilidade no município de Palmas-TO. **Journal of bioenergy and food science**, v. 2, n. 4, p. 172–177, 2015.
- BENTO, F.M.; CAMARGO, F.A.O.; OKEKE, B. Bioremediation of soil contaminated by diesel oil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.34, n.1, p. 65-68. 2003
- BENTO, F.M.; CAMARGO, F.A.O.; OKEKE, B. Bioremediation of soil contaminated by diesel oil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.34, n.1, p. 65-68. 2003.
- BONFANTI, D. C. Ubanização e uso do solo nas Áreas de Preservação Permanente – APP do Igarapé Judia. In: **I Simpósio Nacional de Geografia e Gestão Territorial e Semana Acadêmica de Geografia da Universidade Estadual de Londrina**, v. 1, n. 1, p. 62-77, 2018.
- BORGA, T.; CAMPOS, R. F. F.; RIBEIRO, O. Análise das políticas públicas e o perfil da atual destinação de efluentes sanitários no interior do município de Caçador/SC. **Revista de Iniciação Científica da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 8, n. 1, p. 72–103, 2018.
- BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o

inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357/2005**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BUCHER, V.V.C. et al. Production of wood decay enzymes, loss of mass, and lignin solubilization in wood by diverse tropical freshwater fungi. **Microbial Ecology**, v.1, n.1, 2004.

BURATINI, S. V. Biodegradação. In. ZAGATTO, P.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática, princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2008, 89-116 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia fluvial: o canal fluvial**. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 313 p.

CORTEZ, A. C. A. **Influência da sazonalidade e do modo de coleta na diversidade de fungos decompositores de madeira submersa de ambientes aquáticos da Região Amazônica**. 2016. 158f. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Amazonas.

COSTA, A. H. R.; NUNES, C. C.; CORSEUIL, H. X. Biorremediação de águas subterrâneas impactadas por gasolina e etanol com o uso de nitrato. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, vol. 14, n. 2, p. 265-274, 2009.

COSTA, M. L. Aspectos geológicos dos lateritos da Amazônia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 21, n. 2, p. 146-160, 2017.

COUTINHO, P. W. R. et al. Alternativas de remediação e descontaminação de solos: biorremediação e fitorremediação. **Nucleus**, v. 12, n. 1, p. 59-68, 2015.

DANG, C. K. et al. Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. **Ecology**, v. 90, n. 1, p. 122-131, 2009.

DESCALS, E. et al. Techniques for handling Ingoldian fungi. **Methods to Study Litter Decomposition**. Springer: Dordrecht, 2005. p. 129-141.

DUARTE, A. et al. Aquatic hyphomycete diversity and identity affect leaf litter decomposition in microcosms. **Community Ecology**, v. 1, n. 1, 2006.

- FAGUNDES, A. K. B. et al. Classificação preliminar de corpos d'água com base na resolução CONAMA nº 357/2005: Caso do rio Meia Ponte-GO. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 3, p. 1382-1393, 2016.
- FERREIRA, S. J. et al. Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 4, 201.
- FIUZA, P. O. et al. First records of Ingoldian fungi from the Brazilian Amazon. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 3, p. 615-621, 2015.
- FRANCISCO, W. C.; QUEIROZ, T. M. DE. Biorremediação. **Nucleus**, v. 15, n. 1, p. 249–256, 2018.
- GALLEGO, José Luis Rodríguez; MARTÍN, Jesús Sánchez. Biorremediación: Aspectos tecnológicos y aplicación al vertido del Prestige. **Industria y minería**, n. 351, p. 17-21, 2003.
- GESSNER, M. O. et al. Fungal Decomposers of Plant Litter in Aquatic Ecosystems. **The Mycota IV**, 2007.
- GROSSART, H. P. et al. Fungi in aquatic ecosystems. **Nature Reviews Microbiology**, 2019.
- GROSSART, H.; ROJAS-JIMENEZ, K. Aquatic fungi : targeting the forgotten in microbial ecology. **Current Opinion in Microbiology**, v. 31, p. 140–145, 2016.
- GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da. (Orgs). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.
- HAMMER, Øyvind et al. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- HIBBETT, D. S. et al. A higher-level phylogenetic classification of the Fungi. **Mycological research**, v. 111, n. 5, p. 509–47, 2007.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Conta Satélite da Saúde – Brasil: 2010-2015**. Rio de Janeiro, 2017.
Disponível em:
<<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101437.pdf>>. Acesso em: 08 fevereiro de 2018.
- INGOLD, C. T. Aquatic hyphomycetes of decaying alder leaves. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 25, n. 4, p. 33-339, 1942.

- JONES, E. B. G.; PANG, K. L. Tropical aquatic fungi. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 9, p. 2403–2423, 2012.
- JONES, M. D. M. et al. Validation and justification of the phylum name Cryptomycota phyl. nov. **IMA fungus**, v. 2, n. 2, p. 173-175, 2011.
- KIRK, P. M. et al. **Ainsworth & Bisby's Dictionary of the Fungi**. Tenth ed. Trowdbridge: CAB International, 2008. p. 72.
- KRAUSS, G.-J. et al. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. **FEMS microbiology reviews**, v. 35, n. 4, p. 620–51, jul. 2011.
- KRÜGER, M. et al. Phylogenetic reference data for systematics and phylotaxonomy of arbuscular mycorrhizal fungi from phylum to species level. **New Phytologist**, v. 193, n. 4, p. 970-984, 2012.
- LEAHY, J. G.; COLWELL, R. R. Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 54, n. 3, p. 305-315, 1990.
- LIRA, E. M. DE; et al. Correção da rede de drenagem e morfometria da bacia do igarapé Judia - Acre - Brasil. In: **VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia, III Encontro Latino Americano de Geomorfologia, I Encontro Íbero-Americano de Geomorfologia, I Encontro Íbero-Americano do Quaternário**. v. 1, n. 1, p. 55 - 65, 2010.
- LOPES, M. C. M. et al. Physicochemical, toxic and microbiological study associated with bioremediation in Riacho Reginaldo waters in Maceió. **Brazilian Applied Science Review**, 3, n. 4, p. 1937-1948. 2019.
- MARIANO, A. P. **Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel**. 2006. 147f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- MARIANO, A. P. et al. Laboratory study on the bioremediation of diesel oil contaminated soil from a petrol station. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 38, n. 2, p. 346-353, 2007.
- MATSUSHIMA, T. **Matsushima Mycological Memoirs** 3: 1–90. In: Kobe, Japan. 1983.
- MIRANDA, Mariana. Surtos de Crescimento de Rio Branco–Acre. **Espaço Aberto**, v. 3, n. 1, p. 101-128, 2013.

- MONTEIRO, J. S.; GUSMÃO, L. F. P. An emendation of *Fusticeps* and two new species from the Brazilian Amazon Forest. **Mycotaxon**, v. 123, n. 1, p. 431-437, 2013.
- MONTEIRO, P. DE S.; SANTOS, S. S. A. O tratamento de efluentes domésticos no sistema de disposição oceânica do Jaguaribe. **Cientefico**, v. 16, n. 33, p. 91–120, 2016.
- OLIVEIRA NETTO, A. P. et al. Biorremediação vegetal de esgoto domiciliar: o caso da fossa verde em comunidades raras do alto sertão alagoano. **Revista Produção e Desenvolvimento**, v.1, n.3, p.103-113, 2015.
- OLIVEIRA, C. A. et al. Decomposition of *Arachis pintoi* and *Hyparrhenia rufa* litters in monoculture and intercropped systems under lowland soil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 9, p. 1089-1095, 2003.
- OLIVEIRA, J. P. M. et al. Saúde / doença: as consequências da falta de saneamento básico. **INTESA – Informativo Técnico do Semiárido (Pombal-PB)**, v. 9, n. 2, p. 23–29, 2015.
- OLIVEIRA, M. C. et al. **Avaliação geológico-geotécnica da cidade de Rio Branco – Acre**. Diretoria de Hidrologia e Gestão Territorial – DHT, Manaus, 2006.
- OLIVEIRA, S. D. **Avaliação das técnicas de bioaumento fúngico e bioestímulo em processos de biorremediação utilizando solo contaminado por petróleo**. 2008. 158f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- ORTEGA, D. J. P.; CARVALHO, S. L. DE. Avaliação dos Efeitos das Atividades Antropólicas nos Recursos Hídricos na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê — SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 97–108, 2013.
- PASSOS, M. S.; SOARES, E. A. A. Análise multitemporal do sistema fluvial Solimões-Amazonas entre os tributários Purus e Negro, Amazônia Ocidental, Brasil. **Geologia USP. Série Científica**, v. 17, n. 1, p. 61-74, 2017.
- PEARMAN, J. K.; TAYLOR, J. E.; KINGHORN, J. R. Fungi in aquatic habitats near St Andrews in Scotland. **Mycosphere**, v. 1, p. 11-21, 2010.

- PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. F. Uso de microorganismos para a biorremediação de ambientes impactados. **Revista eletrônica em gestão**, educação e tecnologia ambiental, Santa Maria, v. 6, n. 6, p. 975-1006, 2012.
- PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n.2, p. 139-148, 2007.
- RODRIGUES, E.; TORRICO, R. GT5-231 Águas do Acre. In: **XII Encontro Nacional da Anpur**, v. 12, n. 1, p. 1 – 20, 2007.
- RODRIGUES, K. et al. Remoção de BTEX por fungos em reator aeróbio de escoamento contínuo. **Arquivos Do Instituto Biológico**, v. 22, n. 4, p. 809–820, 2017.
- SANTOS, R. F. et al. Conidial fungi associated with leaf litter of red cedar (*Cedrela odorata*) in Belém, Pará (eastern Brazilian Amazon). **Acta Amazonica**, v. 48, n. 3, p. 230-238, 2018.
- SANTOS, W. L. dos. **O processo de urbanização e impactos ambientais em bacias hidrográficas: o caso do Igarapé Judia-Acre-Brasil**. 165f. 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação – Universidade Federal do Acre, Rio Branco.
- SANTOS, W. L. Espaço e qualidade ambiental: análise de impactos em uma bacia hidrográfica amazônica. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 13, p. 139-153, 2007.
- SHEARER, C. A. et al. Distributional patterns of freshwater ascomycetes communities along an Andes to Amazon elevational gradient in Peru. **Biodiversity and conservation**, v. 24, n. 8, p. 1877-1897, 2015.
- SHEARER, C. A. et al. Fungal biodiversity in aquatic habitats. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 49–67, 27 out. 2007.
- SILVA, R. L. B. **Contaminação de poços rasos no bairro Brisamar, Itaguaí, RJ, por derramamento de gasolina: concentração de BTEX e avaliação da qualidade da água consumida pela população**. 2002. 164 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- SILVA, S. S. et al. Fungos conidiais associados a substratos vegetais submersos em algumas áreas do bioma Caatinga. **Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, v. 65, n. 2, p. 527-538, 2014.

- SIOLI, H. As águas da região do alto Rio Negro (Biologia aquática; Física da água; Química da água; Hidrogeologia; Hidrografia; Amazônia; Brasil). **Erdkunde**, v. 1, n. 32, p. 117-155, 1956.
- SOUSA, C. A. F. D.; BRITO, H. C. DE; OLIVEIRA, B. M. D. Expansão Urbana e seus efeitos na qualidade da água e marisco : estudo de caso em área de manguezal em Barra de Gramame , João Pessoa , PB. **Forum Ambiental da Alta Paulista**, v. 13, n. 1, p. 158–167, 2017.
- WEBER, B. D.; SANTOS, A. A. Utilização da Biorremediação como ferramenta para o controle da degradação ambiental causada pelo petróleo e seus derivados. **Engenharia ambiental**, v. 10, n. 1, p. 114-133, 2013.
- ZELSKI, S. E. et al. *Longicollum biappendiculatum* gen. et sp. nov., a new freshwater ascomycete from the Neotropics. **Mycosphere**, v. 2, n. 5, p. 539-545, 2011.

4. OBJETIVOS

4.1. Geral

Conhecer o potencial da aplicação de fungos autóctones na biorremediação de efluentes do igarapé Judia de Rio Branco – Acre.

4.2. Específicos

4.2.1. Realizar uma revisão sistemática sobre a aplicação de fungos na biorremediação de águas residuais;

4.2.2. Isolar e conhecer fungos autóctones para tratamento de efluentes do igarapé Judia da cidade de Rio Branco, Acre;

4.2.3. Avaliar a contribuição de fungos autóctones na biorremediação de efluentes domésticos.

CAPÍTULO I

Aplicação de fungos na biorremediação de águas residuais: revisão sistemática

Aplicação de fungos na biorremediação de águas residuais: Revisão Sistemática

Franciarli Silva da Paz¹, Leila Priscila Peters¹, Clarice Maia Carvalho^{1,2}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciência, Inovação e Tecnologia para a Amazônia, Universidade Federal do Acre (UFAC), Rio Branco, Acre, Brasil

²Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre (UFAC), Rio Branco, Acre, Brasil

Resumo

A água potável é vital e importante aos organismos, porém, nos últimos anos, houve um aumento das indústrias, exploração e a contaminação dos recursos hídricos naturais. Para tentar amenizar os danos causados pela produção de resíduos, a biorremediação vem como uma alternativa de baixo custo, utilizando organismos vivos para tratar esses efluentes. Entre esses organismos utilizados, os fungos apresentam benefícios econômicos, estratégicos e são potencialmente exploráveis em processos biotecnológicos para biorremediação de poluentes. Sabendo-se da infinidade de aplicações dos fungos e com aptidões diferenciadas entre as espécies, esta revisão sistemática teve como objetivo reunir trabalhos publicados dos últimos 10 anos com aplicações dos fungos no tratamento de águas residuais. Para tanto, utilizou-se quatro bases para busca de artigos, sendo Science Direct, Scielo, Springer e Google Acadêmico. Foram utilizados os seguintes descritores: Bioremediation; Wastewater; Fungi; Brazil. Os critérios de exclusão os artigos considerados inadequados foram aqueles que utilizavam bactérias, algas, associação de fungos e bactérias nos diferentes tratamentos da água e estudos que não foram realizados no Brasil. O programa Excel foi utilizado para análise das informações obtidas e 23 artigos foram incluídos nesta revisão. No total, 55 espécies fúngicas foram identificadas nos trabalhos, sendo distribuídos em quatro classes: Ascomycetos (51,7%), Basidiomycetos (31,7%), Zygomycetos (13,3%) e Leveduras (3,3%). Todos os fungos testados apresentam potencial para degradar os respectivos efluentes, o filo Ascomycota foi o que mais teve representante utilizados nos testes, sendo o gênero *Aspergillus* mais utilizado nos testes de tratamentos de poluentes. Testes de tratamento de resíduos têxtil foram os que mais tiveram trabalhos publicados, seguido de trabalhos com resíduo orgânico e pesticida. Apesar das vantagens, ainda há poucos estudos utilizando somente fungos, existe um maior número de trabalhos utilizando estes na forma de consórcio com plantas ou bactérias, aumentando assim sua efetividade no biotratamento.

Palavras-chave: Biorremediação; Água residual; Fungo; Brasil

Abstract

Water is vital and important to organisms, but in recent years there has been an increase in industries, exploitation and contamination of water resources. To try the damage caused by the production of waste, bioremediation comes as a low-cost alternative, using living organisms to treat these effluents and among these organisms fungi have economic and strategic benefits and are potentially exploitable in biotechnological processes for bioremediation of pollutants. Knowing the plethora of fungi applications and different abilities between species, this systemic

review aimed to bring together published works from the last 10 years with applications of fungi in water treatment. For this purpose, four databases were used to search for articles, being Science Direct, Scielo, Springer and Google Scholar. The following descriptors were used: Bioremediation; Waste water; Fungi; Brazil. The exclusion criteria of the articles considered inadequate were those that used bacteria, algae, association of fungi and bacteria in the different water treatments and studies that were not performed in Brazil. The Excel program was used to analyze the information obtained and 23 articles were included in this review. In total, 55 fungal species were identified in the studies, distributed in four classes: Ascomycetes (51.7%), Basidiomycetes (31.7%), Zygomycetes (13.3%) and Yeasts (3.3%) All fungi tested have the potential to degrade the respective effluents, the phylum Ascomycota was the one that had the most representative used in the testicles, being the genus *Aspergillus* the most used genus in the tests of treatments of pollutants. Textile waste treatment tests were the ones that had the most published articles, followed by work with organic residue and pesticide. Despite the advantages, there are still few studies using only fungi, there is a greater number of studies using these in the form of consortia with plants or bacteria, thus increasing their effectiveness in biotreatment.

Keys-word: Bioremediation; Wastewater; Fungi; Brazil

Introdução

A água potável é vital e importante aos organismos da Terra, porém esse recurso vem diminuindo de acordo com o crescimento populacional mundial, aumento das indústrias, exploração e a contaminação dos recursos hídricos naturais com poluentes refratários descarregados pelas indústrias e casas fazendo com que haja uma escassez de água (MALATO et al., 2009; KANG; CAO, 2012).

Essa contaminação causada pelas indústrias e casas é chamada de águas residuais ou esgoto, como é comumente chamada. Os recursos hídricos como: saneamento básico, água potável e hábitos de higiene estão vinculados a saúde humana e a sua destinação tanto nas áreas urbanas quanto na rural ainda é um problema, que traz grandes prejuízos a economia, meio ambiente e a sociedade, além de ajudar na proliferação de insetos e outros vetores, trazendo risco à saúde humana e de outros seres vivos (BORGA et al., 2018; CUNHA et al., 2018).

Além da proliferação de insetos, pode-se acrescentar outro agravante, a falta de saneamento para os esgotos, que lançados *in natura* nos solos acarreta na contaminação das águas e conseqüentemente sérios problemas de saúde pública, como cólera, hepatites, verminoses e diarreias (NAVA; LIMA, 2012). Esse problema afeta principalmente

comunidades pobres das periferias e da zona rural por falta de informação e principalmente investimentos governamentais (CUNHA et al., 2018).

Para tentar amenizar os danos causados pela produção de resíduos que são despejados nas águas, a biorremediação vem como uma alternativa de baixo custo com bastante eficiência nos tratamentos dos mais variados efluentes (BARROS et al., 2015; FRANCISCO; QUEIROZ, 2018).

A biorremediação é uma técnica que utiliza processos biológicos por meio de organismos vivos, podendo ser plantas, fungos ou bactérias ou suas enzimas, que são utilizadas para remover ou diminuir poluentes do ambiente (JACQUES et al., 2010).

Os processos de biorremediação podem ser classificados como *ex situ*, quando a remoção do material contaminado para realizar o tratamento em um local externo, enquanto técnicas *in situ* quando há transformação ou a descontaminação no próprio local (MARIANO, 2006).

Dentro dos processos *ex situ* podem ser utilizados as técnicas de *landfarming*, biopilhas ou compostagem e biorreatores (ANGELUCCI; TOMEI, 2016), enquanto processos *in situ* são aqueles métodos que não há a necessidade de remoção do material contaminado do seu local de origem evitando custos e problemas no ambiente que estão relacionados ao transporte de material contaminado para outro local (PEREIRA; FREITAS, 2012; COUTINHO et al., 2015).

Em ambos os processos, os fungos vem ganhando destaque devido a capacidade biodegradável, uma vez que estes organismos podem produzir muitas enzimas capazes de degradar poluentes tóxicos, se tornando chave para a decomposição de matéria orgânica e reciclagem de energia em redes alimentares aquáticas, que são importantes para a saúde do ecossistema local (OLIVEIRA et al., 2003; GROSSART; ROJAS-JIMENEZ, 2016).

Os fungos apresentam benefícios econômicos e estratégicos e são potencialmente

exploráveis em processos biotecnológicos para biorremediação de poluentes, e biolixiviação e recuperação de minérios entre outros (SILVA; MALTA, 2016).

Sabendo-se da vasta aplicação dos fungos e diferentes habilidades entre as espécies, assim, esta revisão teve como objetivo reunir trabalhos publicados dos últimos 10 anos com aplicações dos fungos no tratamento de águas residuais, destacando-se à espécie utilizada, aplicação e teste experimental.

Matérias e Métodos

Trata-se de uma revisão sistemática sobre as principais aplicações dos fungos nos tratamentos de águas residuais, redigida com base nas diretrizes propostas no guia Preferred Reporting Intems for Systematic Reviews and MetaAnlyses (PRISMA) (MOHER et al., 2015; SHAMSEER et al., 2015).

A busca pelos artigos se deu em quatro bases distintas: Science Direct, Scientific Eletronic Library Online (Scielo), Springer e Google Acadêmico, os quais foram identificados pelos seguintes descritores: Bioremediation; Fungi; Wastewater; Brazil. Foram seleccionados artigos publicados em inglês, espanhol e português entre os anos de 2010 a 2020 nesta revisão.

Os critérios de inclusão dos artigos foram estudos de tratamento de água residual e que se utilizou somente fungo na técnica e foi realizado no Brasil. Quanto aos critérios de exclusão, os artigos considerados inadequados foram aqueles que utilizavam bactérias, algas, associação de fungos e bactérias nos diferentes tratamentos da água e estudos que não foram realizados no Brasil.

Os artigos foram sistematizados no programa Excel, para separar informações quanto à espécie, aplicação, teste experimental e autor/ano da publicação. Posteriormente essas informações foram organizadas em Tabelas e Figuras com o intuito de obter uma análise descritiva.

Resultados

Após a busca dos artigos utilizando os descritores apresentados, foram obtidos um total de 7.288 registros, distribuídos da seguinte forma: 6.500 no Google Acadêmico, 454 no Science Direct, 332 no Springer e 2 na Scielo. Entre os registros encontrados, foi realizada a leitura dos títulos bem como a identificação de duplicidade de trabalhos, sendo obtido 625 artigos. Todos os trabalhos que mencionavam fungos com aplicações em consorcio ou para tratamento de solos contaminados foram excluídos, sendo selecionados 128 artigos. Dos 128 artigos somente 23 continham todas as informações requeridas (espécie do fungo, tipo de aplicação e teste experimental), sendo assim incluídos na revisão de literatura (Figura 1).

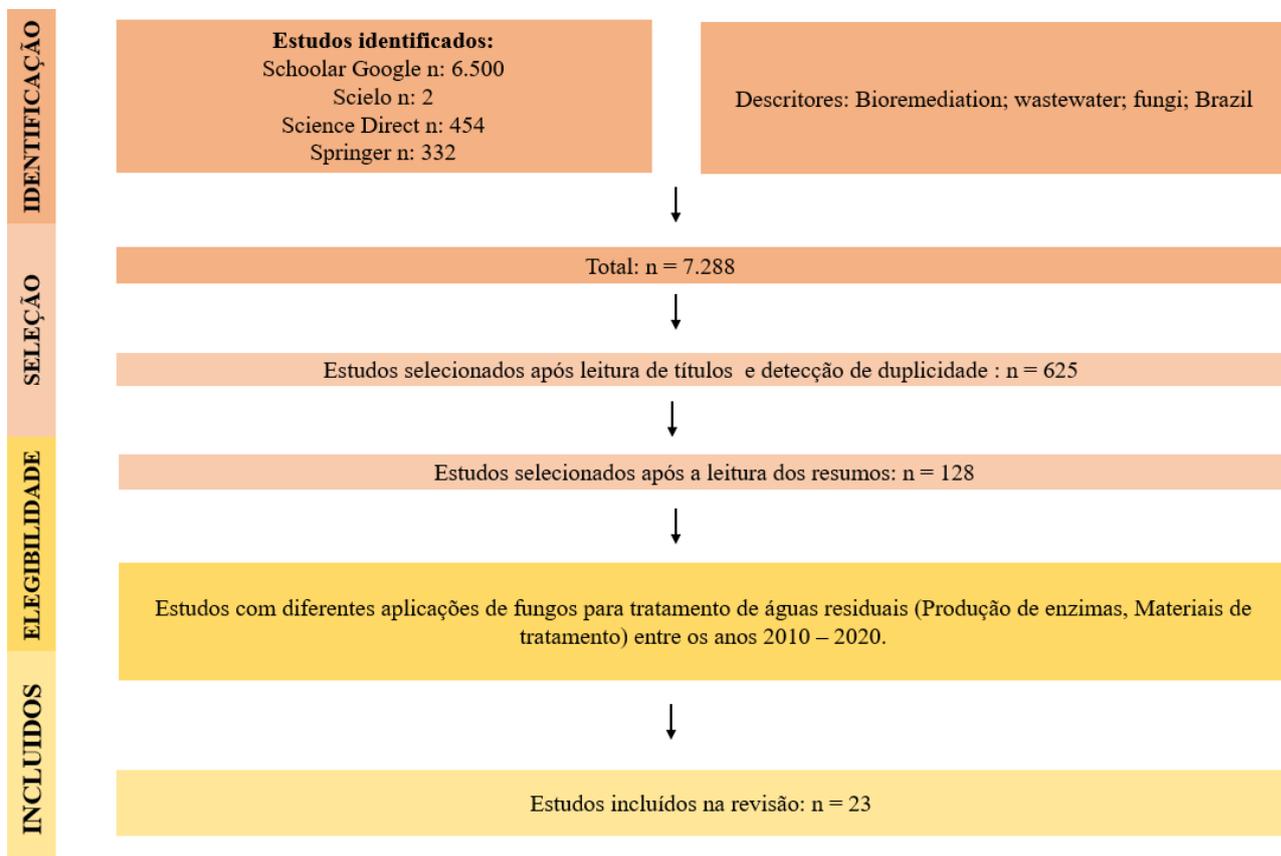


Figura 1. Fluxograma de seleção dos artigos para revisão de literatura sobre aplicações de fungos no tratamento de águas residuais.

Após análise dos 23 artigos incluídos na revisão, foi observada uma grande diversidade de espécies de fungos que são foco de pesquisa na área da biorremediação. No total, 55 espécies foram identificadas (Figura 2) entre os trabalhos, distribuídos em quatro classes: Ascomycetos (51,7%), Basidiomycetos (31,7%), Zygomycetos (13,3%) e Leveduras (3,3%) (Figura 3).

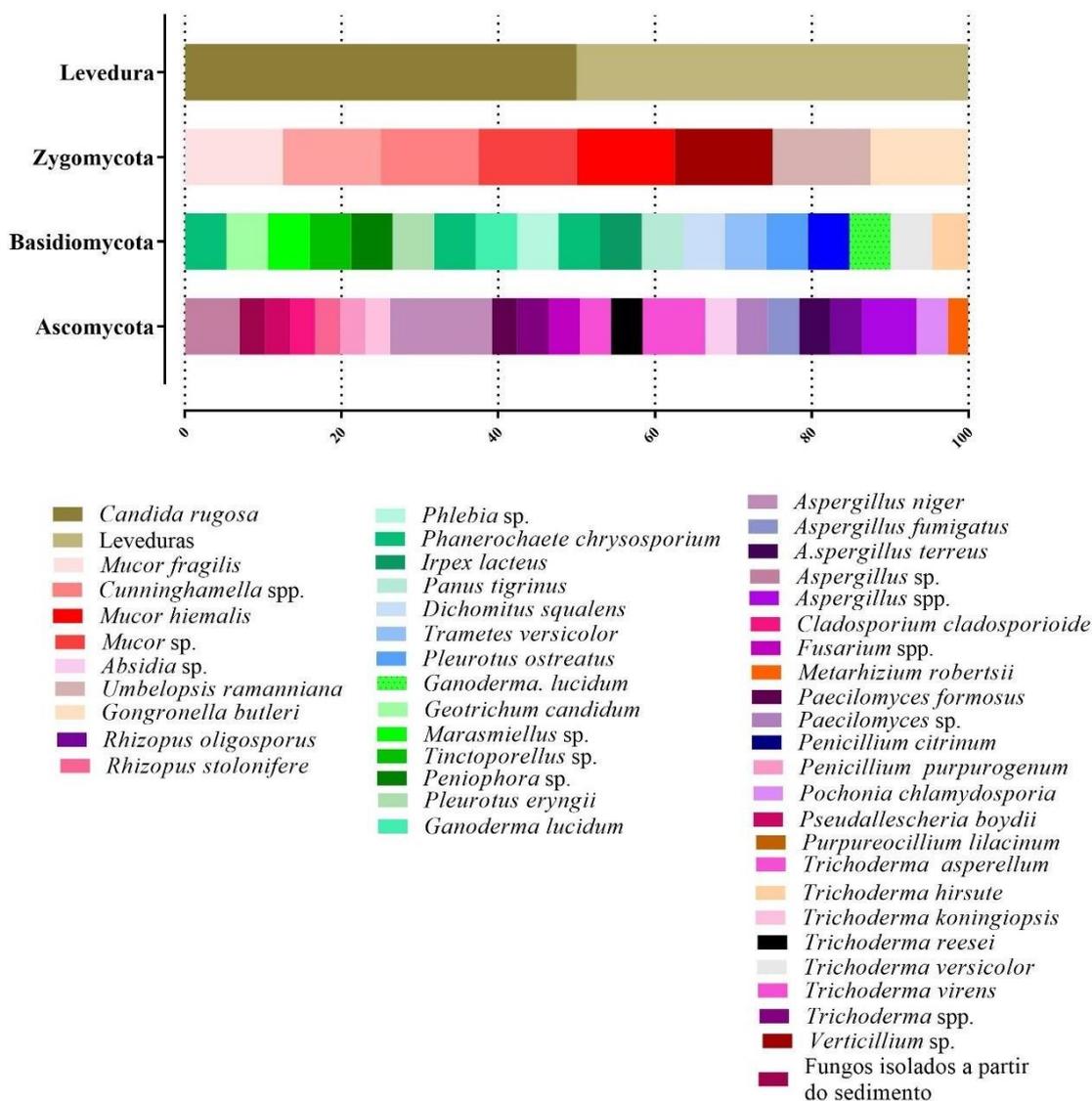


Figura 2. Frequência de espécies de fungos utilizadas na remediação de águas residuais.

Entre as espécies utilizadas nos tratamentos, alguns gêneros foram mais utilizados sendo *Aspergillus* (31,7%) o mais testado no tratamento de águas residuais, seguido de *Trichoderma* (10%), *Mucor* (5%) e *Penicillium* (3,3%).

No período de 2010-2020, diversos fungos foram analisados para tratamento dos mais variados resíduos despejados nas águas, desde metais pesados a corantes produzidos pelas indústrias têxteis.

Nos artigos publicados, houve o maior número de trabalhos com resíduos produzidos pelas indústrias têxteis, que variou desde 2011 a 2019, enquanto houve a maior variedade de espécies testadas nos resíduos produzidos por indústrias farmacêuticas, apesar de um intervalo entre os trabalhos publicados (Tabela 1).

Tabela 1. Aplicação dos fungos no tratamento de águas residuais.

Resíduo	Residuo Tratado	Fungo utilizado	Referência
Químico	Biodiesel do sebo bovino	<i>Pseudallescheria boydii</i>	'CAZAROLLI et al., 2012
Sucroalcooleira	Vinhaça	<i>Pleurotus eryngii</i>	SILVA et al., 2015
Pesticida	Atrazine	<i>Cladosporium cladosporioide</i>	GONÇALVES et al., 2012
		<i>Rhizopus stolonifere</i>	
		<i>Penicillium purpurogenum</i>	
		<i>Aspergillus niger</i>	MARINHO et al., 2017
Textil	Reativo vermelho 198 Reativo vermelho 141 Reativo azul 214	Fungos isolados a partir do sedimento*	NASCIMENTO et al., 2011.
	Azul Brillhante de Remazol R	<i>Marasmiellus</i> sp.	BONUGLI-SANTOS et al., 2012
		<i>Tinctoporellus</i> sp.	
		<i>Peniophora</i> sp.	
	Reativo vermelho 198 Reativo vermelho 141 Reativo azul 214	<i>Cândida rugosa</i>	NASCIMENTO et al., 2013
	Verde-malaquia Nigrosin dissódico Fúcsina básica	<i>Aspergillus niger</i> <i>Phanerochaete chrysosporium</i>	RANI et al., 2014
	Corante Vermelho do Congo	<i>Ganoderma lucidum</i>	SILVA et al., 2017
	Reativo preto 5 Reativo azul 19	<i>Phlebia</i> sp. <i>Paecylomices formosus</i>	BULLA et al., 2017
	Corante Azul Brillhante de Remazol R	Leveduras**	SILVA et al., 2011
	Procion Red MX-5B Acid blue 161	<i>Aspergillus niger</i> <i>Aspergillus terreus</i> <i>Rhizopus oligosporus</i>	ALMEIDA; CORSO, 2019
Corante Blue BlackLeve 303	<i>Aspergillus</i> sp.	SANTOS et al., 2020	
Orgânico	Fenol	<i>Aspergillus</i> sp.	PASSOS et al., 2010
	Aminas Aromáticos	<i>Absidia</i> sp.	LIMA et al., 2018

		<i>Aspergillus niger</i>	
		<i>Aspergillus spp.</i>	
		<i>Cunninghamella spp.</i>	
		<i>Dichomitus squalens</i>	
		<i>Fusarium spp.</i>	
		<i>Irpex lacteus</i>	
		<i>Mucor hiemalis</i>	
		<i>Mucor sp.</i>	
		<i>Paecilomyces sp.</i>	
		<i>Panus tigrinus</i>	
		<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	
		<i>Pleurotus ostreatus</i>	
		<i>Trametes versicolor</i>	
		<i>Trichoderma asperellum</i>	
		<i>Trichoderma reesei</i>	
		<i>Trichoderma spp.</i>	
		<i>Trichoderma virens</i>	
		<i>Verticillium sp.</i>	
Industrial	Ácido tânico	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	FILHO et al., 2011
		<i>Geotrichum candidum</i>	
	Cobre	<i>Trichoderma koningiopsis</i>	SALVADORI et al., 2014
	Urânio	<i>Talaromyces spp.</i>	COELHO et al., 2020
		<i>Aspergillus spp.</i>	
		<i>Pochonia chlamydosporia</i>	
		<i>Umbelopsis ramanniana</i>	
		<i>Metarhizium robertsii</i>	
		<i>Gongronella butleri</i>	
		<i>Purpureocillium lilacinum</i>	
<i>Mucor fragilis</i>			
<i>Trichoderma asperellum</i>			
	<i>Penicillium citrinum</i>		
Hospitalar	Azatioprina Ciprofloxacino Ciclofosfamida Etoposido Ifosfamida Tamoxifeno	<i>Pleurotus ostreatus</i> <i>Phanerochaete chrysosporium</i> <i>Trametes versicolor</i> <i>Ganoderma lucidum</i> <i>Irpex lacteus</i>	PEREIRA et al., 2020

*Não foram identificados os fungos utilizados, apenas relatado que foram fungos isolados de sedimentos coletados no Parque Nacional da Serra da Capivara.

**Foi utilizado 5 cepas de leveduras da micoteca do Laboratório de Bioquímica da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), que foram identificadas de SJL6, SJ10, OJU2, SJU5 e SF5.

Entre os resíduos testados nos diferentes tratamentos, os que tiveram mais trabalhos publicados foram utilizando resíduos da indústria têxtil (47,4%), seguido de resíduos industriais (15,8%) e resíduos causados por pesticidas (10,5).

De acordo com o tipo de resíduo tratado, alguns fungos têm maior frequência de utilização conforme pode ser observado na Figura 3.

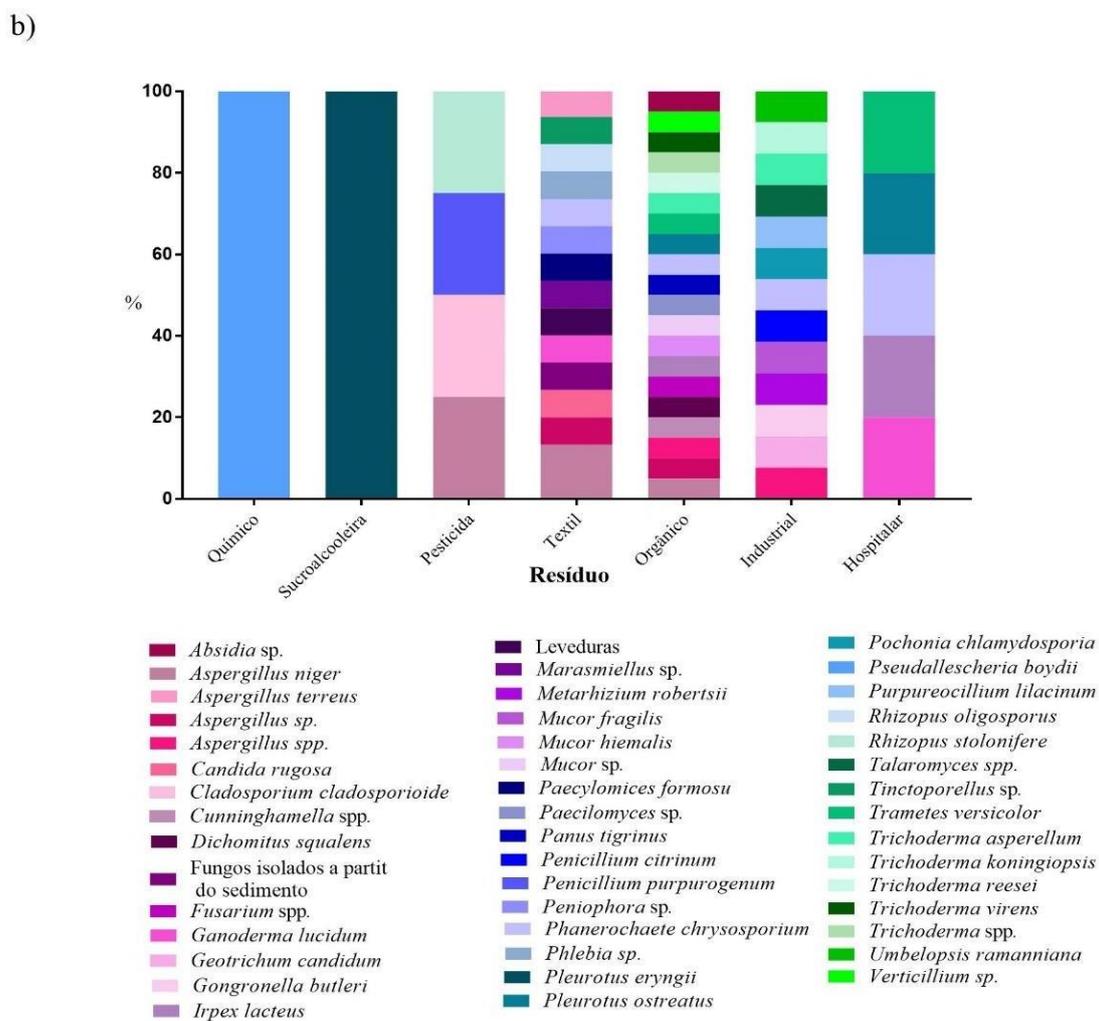
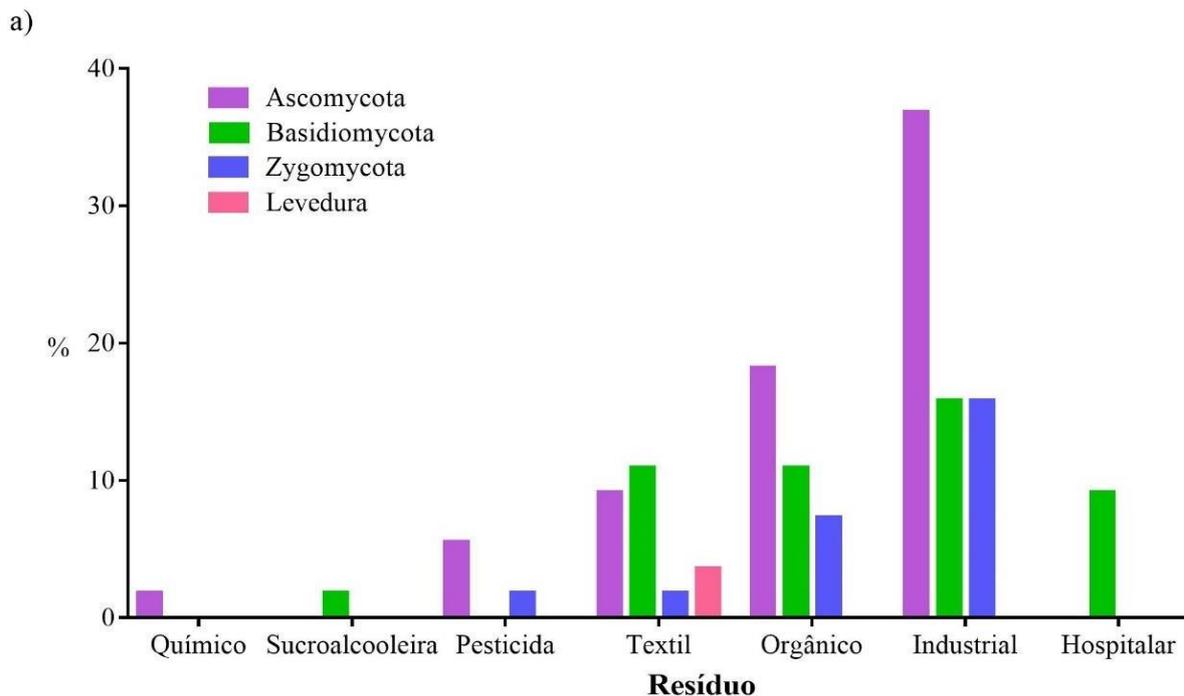


Figura 3. a) Filos utilizados para o tratamento de resíduos. b) Frequência das espécies por resíduo tratado.

Discussão

Em todos os estudos, os fungos mostraram potencial para tratamentos dos contaminantes analisados, sendo os resíduos da indústria têxtil com mais trabalhos publicados e os gêneros mais frequentes *Aspergillus* (31,7%), seguido de *Trichoderma* (10%) e *Mucor* (5%).

Desde o início dos trabalhos de biorremediação utilizando fungos, o gênero *Aspergillus* vem sendo o mais utilizado nos testes, apresentando excelente resultado para degradação de compostos simples e complexos, mesmo em baixas concentrações de oxigênio (BISOGNIN et al., 2018).

O gênero *Trichoderma* já vem sendo bastante utilizado em trabalhos para biotratamento de solos impactados, principalmente por pesticidas, além de apresentar características fundamentais nos processos de remediação, como por exemplo alto potencial degradador dos mais variados compostos e crescimento micelial rápido (ZAVARISE; PINOTTI, 2020).

Outros gêneros do filo Ascomycetes vem ganhando espaço nos processos de biorremediação, os fungos pertencentes a essa classe crescem e esporulam melhor em meios pobres, pois são estimulados por essa condição adversa como uma estratégia de sobrevivência, sendo ideal para os diferentes tipos de processos de remediação (NI et al., 2011).

Todavia, muito estudos vem sendo realizados com os fungos pertencentes ao filo Basidiomycota. Esse filo apresenta uma série de características que os tornam interessantes para aplicação de técnicas de biorremediação, como: biodegradação de substâncias químicas, degradar diversas moléculas de poluentes orgânicos persistentes, capazes de crescer sob as condições de estresse ambiental e limitar o crescimento bacteriano e colonizam grandes áreas e desta forma, o contato superficial com o contaminante é amplo, aumentando sua biodisponibilidade e, conseqüentemente, podendo ter sua biodegradação aumentada (FERREIRA et al., 2018; HASSAN et al., 2020).

Entendendo o papel dos fungos no ecossistema e das suas aplicabilidades, vale ressaltar que poluentes orgânicos possuem uma estrutura química que influencia diretamente na habilidade do fungo de metabolizar estas moléculas, principalmente na biodegradação, desta forma é necessário que os fungos utilizados estejam ativos e saudáveis e para isso os fungos precisam ser supridos de nutrientes assim secretarem enzimas responsáveis pela degradação dos compostos (CARNEIRO; GARIGLIO, 2010; SILVEIRA et al., 2016).

A contaminação ambiental por efluentes industriais é um dos grandes desafios do mundo moderno devido a maioria dos compostos que são liberados serem xenobióticos (RAMADEVI et al., 2012).

Apesar da versatilidade nos estudos na biorremediação com fungos, trabalhos para tratamento de resíduo têxtil ainda são os que mais estão em desenvolvimento, seguido dos resíduos industriais e por últimos, os resíduos causados pelos pesticidas, como por exemplo o Atrazine.

Os resíduos das indústrias têxteis apresentam importância no cenário econômico, devido a isso, vários testes de recuperação de águas contaminadas pelos corantes são realizados pelos centros de pesquisa. Esses corantes despejados empregam substâncias químicas que dificultam o tratamento dessas águas residuais, que por sua vez, apresentam uma composição complexa, contendo uma grande quantidade de corantes sintéticos, surfactantes, ácidos, bases, sais, aditivos, entre outras substâncias tóxicas, além de consumir elevadas quantidades de água que acabam retornando ao ambiente como efluente (IMRAN et al., 2014; ARIKAN et al., 2019; SANTOS et al., 2020).

Estima-se que 10 a 15% da carga de corantes seja liberada durante o processamento têxtil, sendo lançados sem tratamento prévio nos corpos hídricos, causando um desequilíbrio ambiental (ALMEIDA; CORSO, 2019). Esse desequilíbrio pode acarretar no processo de eutrofização, que dificulta a passagem de luz para as regiões mais profundas acarretando na

redução da taxa fotossintética, além de esses compostos serem prejudiciais a saúde humana por possuírem propriedades bioacumulativas tendo efeitos alergênicos e mutagênicos (CARNEIRO et al., 2010; SONG et al., 2017).

Outros resíduos bastantes testados são os de origem agrícola, que geram resíduos de pesticidas ou tóxicos, que prejudica tanto o solo quanto corpos d'águas além de serem prejudiciais a saúde humana (SILVA et al., 2019).

Os agrotóxicos estão entre os poluentes existentes, que foram comprovados por apresentar toxicidade ao meio ambiente e à saúde humana (SENE et al., 2010). Os compostos agroindustriais, incluindo os pesticidas, desempenham um papel importante na agricultura moderna, porém seu uso indiscriminado é um sério perigo para o meio ambiente e para a saúde humana (PEREIRA, 2014).

Enquanto os testes para o tratamento de metais pesados tóxicos, como o Urânio, é a tentativa de buscar um método mais efetivo e de baixo custo, sendo a biorremediação como alternativa pois evita os riscos associados à produção de resíduos perigosos relacionados ao uso de produtos químicos, proporcionando maior segurança e diminuindo a perturbação ao meio ambiente (COELHO et al., 2020).

Mesmo com poucos estudos publicados nas plataformas, nota-se que os fungos possuem uma importante relevância nos tratamentos de remediação, principalmente devidos as suas características.

Um fator que podemos relacionar aos poucos trabalhos publicados utilizando somente fungos, é o fato que estudos de biodegradação são focados em bactérias que façam o catabolismo das moléculas mais rápido e a produção em grande escala. Porém, sempre haverá busca por organismos que apresentem uma maior capacidade para biorremediar os resíduos dos efluentes, principalmente conciliando com o baixo custo (SANTOS et al., 2020). Destaque para a a biorremediação por ser efetiva e menos oneroso, além de utilizar a capacidade intrínseca

dos organismos para atuar na remoção de compostos (KHAN et al., 2013; RATHER et al., 2018).

Considerações Finais

Os fungos do filo Ascomycota foram os mais utilizados nos testes para tratamento de águas residuais, seguido do Basidiomycota, ambos com uma diversidade de gêneros utilizados nos testes.

Diferentes corantes têxteis foram os mais pesquisados para biotratamento, seguidos do Atrazine e poluentes tóxicos. Apesar das vantagens, ainda há poucos estudos utilizando somente fungos, existe um maior número de trabalhos utilizando estes na forma de consórcio com plantas ou bactérias, aumentando assim sua efetividade no biotratamento.

Referências

ALMEIDA, E. J. R.; CORSO, C. R. Decolorization and removal of toxicity of textile azo dyes using fungal biomass pelletized. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 3, p. 1319–1328, 2019.

ANGELUCCI, D. M.; TOMEI, M. C. Ex situ bioremediation of chlorophenol contaminated soil: Comparison of slurry and solid-phase bioreactors with the two-step polymer extraction-bioregeneration process. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 91, n. 6, p. 1577–1584, 2016.

ARIKAN, E. B. et al. Investigation of immobilized filamentous fungi for treatment of real textile industry wastewater using up flow packed bed bioreactor. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, n. March, p. 100197, 2019.

BARROS, D. J.; MARQUES, A. K.; MORAIS, P. B. Avaliação ambiental com base em indicador microbiológico de balneabilidade no município de Palmas-TO. **J. Bioen. Food Sci**, v. 02, n. 4, p. 172–177, 2015.

BISOGNIN, R. P. et al. Análise do potencial microbiano de uma biopilha na biorremediação de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 517–526, 2018.

BONFANTI, D. C. **Urbanização e uso do solo nas Área de Preservação Permanente - APP do igarapé Judial Simpósio Nacional de Geografia e Gestão Territorial e XXXIV Semana de Geografia da Universidade Estadual de Londrina**, 2016.

BONUGLI-SANTOS, R. C.; DURRANT, L. R.; SETTE, L. D. The production of ligninolytic enzymes by marine-derived basidiomycetes and their biotechnological potential in the biodegradation of recalcitrant pollutants and the treatment of textile effluents. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 5, p. 2333–2345, 2012.

BORGA, T.; CAMPOS, R. F. F.; RIBEIRO, O. Análise das políticas públicas e o perfil da atual destinação de efluentes sanitários no interior do município de Caçador/SC. **Revista de Iniciação Científica da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 8, n. 1, p. 72–103, 2018.

BULLA, L. M. C. et al. Activity of the endophytic fungi *Phlebia* sp. and *Paecilomyces formosus* in decolourisation and the reduction of reactive dyes' cytotoxicity in fish erythrocytes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 2, 2017.

CARNEIRO, D. A.; GARIGLIO, L. P. A Biorremediação como Ferramenta para a Descontaminação de Ambientes Terrestres e Aquáticos. **Revista Tecer**, v. 3, n. 4, p. 82–95, 2010.

CARNEIRO, P. A. et al. Assessment of water contamination caused by a mutagenic textile effluent/dyehouse effluent bearing disperse dyes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, n. 1–3, p. 694–699, 2010.

CAZAROLLI, J. C. et al. Suscetibilidade do biodiesel de sebo bovino à biodegradação por *Pseudallescheria boydii*. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 3, p. 251–257, 2012.

COELHO, E. et al. Resistant fungi isolated from contaminated uranium mine in Brazil shows

a high capacity to uptake uranium from water. **Chemosphere**, v. 248, 2020.

COUTINHO, P. W. R. et al. Alternative Soil Remediation: Bioremediation and Phytoremediation. **Nucleus**, v. 12, n. 1, p. 59–68, 2015.

CUNHA, D. DE O.; MERLIM, R. L.; JUNIOR, E. S. O Uso Do Tratamento De Esgoto Sustentável: O Estado Da Arte Das Wetlands. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 10, n. 2, p. 143, 2018.

DA SILVA, L. A. S. et al. Descoloração do corante azul brilhante de remazol R por leveduras isoladas de moluscos do Rio Subaé, no estado da Bahia, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1065–1074, 2017.

DE LIMA, D. P. et al. Fungal bioremediation of pollutant aromatic amines. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, v. 11, p. 34–44, 2018.

DE SOUSA, R. S. et al. Água e saúde no município de Igarapé-Açu, Pará. **Saude e Sociedade**, v. 25, n. 4, p. 1095–1107, 2016.

DOS PASSOS, C. T. et al. Biodegradation of phenol by free and encapsulated cells of a new *Aspergillus* sp. isolated from a contaminated site in southern Brazil. **African Journal of Biotechnology**, v. 9, n. 40, p. 6716–6720, 2010.

FEITOSA, A. et al. O comprometimento das águas do riacho Piauí em Arapiraca/AL: causas e consequências. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 2227–2242, 2020.

FERREIRA, D. S. S. et al. Draft genome sequence of *Trametes villosa* (Sw.) Kreisel CCMB561, a tropical white-rot Basidiomycota from the semiarid region of Brazil. **Data in Brief**, v. 18, p. 1581–1587, 2018.

FILHO, N. P.; DA SILVA, K. F. S.; LÓPEZ, A. M. Q. Decomposição fúngica de ácido tânico e outros compostos em efluente agroindustrial. **Acta Scientiarum - Technology**, v. 33, n. 2, p. 145–153, 2011.

FRANCISCO, W. C.; QUEIROZ, T. M. DE. BIORREMEDIAÇÃO. **Nucleus**, v. 15, n. 1, p.

249–256, 2018a.

FRANCISCO, W. C.; QUEIROZ, T. M. DE. Biorremediação. **BIORREMEDIAÇÃO**, v. 15, n. 10.3738/1982.2278.1700, p. 249–256, 2018b.

GALDINO, L. K. A. et al. Análise Geo-Histórica da ocupação humana e impacto ambiental no Igarapé Grande, em Boa Vista-RR. **Revista Geonorte**, v. 10, n. 36, p. 01– 16, 2019.

GAYLARDE, C. C.; BELLINASSO, M. DE L.; MANFIO, G. P. Biorremediação: aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, n. 34, p. 36–43, 2005.

GONÇALVES, M. S. et al. Isolation of filamentous fungi present in swine wastewater that are resistant and with the ability to remove atrazine. **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 50, p. 11074–11077, 2012.

GROSSART, H.; ROJAS-JIMENEZ, K. Aquatic fungi: targeting the forgotten in microbial ecology. **Current Opinion in Microbiology**, v. 31, p. 140–145, 2016.

HASSAN, A. et al. Bioaugmentation assisted mycoremediation of heavy metal and/metalloid landfill contaminated soil using consortia of filamentous fungi. **Biochemical Engineering Journal**, v. 157, n. November 2019, p. 107550, 2020.

IMRAN, M. et al. Microbial biotechnology for decolorization of textile wastewaters. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 14, n. 1, p. 73–92, 2014. JACQUES, R. J.

S. . et al. Biorremediação de um solo contaminado com antraceno sob diferentes condições físicas e químicas. **Ciência Rural**, v. 40, n. 2, p. 309–317, 2010.

KANG, G. DONG; CAO, Y. MING. Development of antifouling reverse osmosis membranes for water treatment: A review. **Water Research**, v. 46, n. 3, p. 584–600, 2012.

KHAN, R.; BHAWANA, P.; FULEKAR, M. H. Microbial decolorization and degradation of synthetic dyes: A review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 12, n. 1, p. 75–97, 2013.

LEITE, C. O.; SANTOS, J. C. DOS S.; SILVA, D. G. N. DA. Determinação de pH ideal para aumento de produtividade no processo de biotransformação de esteróides. **Brazilian Journal of Natural Sciences**, v. 3, n. 1, p. 215, 2020.

LOPES, M. C. et al. Estudo físico-químico, tóxico e microbiológico associados à biorremediação nas águas do Riacho Reginaldo em Maceió. **Brazilian Applied Science Review**, v. v.2, n.2, p. 532–549, 2019.

MALATO, S. et al. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. **Catalysis Today**, v. 147, n. 1, p. 1–59, 2009.

MARIANO, A. **Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel**. [s.l: s.n.].

MARINHO, G. et al. Potential of the filamentous fungus *Aspergillus niger* AN 400 to degrade Atrazine in wastewaters. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 9, n. July 2016, p. 162–167, 2017.

MATOS, M. P. DE et al. Modelagem da progressão da DBO obtida na incubação de esgoto doméstico sob diferentes temperaturas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 821–828, 2017.

MEDEIROS, S. R. M. DE et al. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente e Agua**, v. 9, n. 3, p. 445– 458, 2016.

MOHER, D. et al. Evaluation of ASTM Standard Test Method E 2177, 6 Retroreflectivity of Pavement Markings in a Condition of 7 Wetness. **Systematic Reviews**, n. January, p. 1–9, 2015.

NASCIMENTO, C. et al. Degradation and detoxification of three textile azo dyes by mixed fungal cultures from semi-arid region of Brazilian Northeast. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 54, n. 3, p. 621–628, 2011.

NASCIMENTO, C. R. S. et al. Textile azo dye degradation by *Candida rugosa* INCQS 71011

isolated from a non-impacted area in Semi-Arid Region of Brazilian Northeast. **African Journal of Biotechnology**, v. 12, n. 47, p. 6636–6642, 2013.

NAVA, L.; LIMA, C. DE. Avaliação Da Eficiência Da Estação De Tratamento De Esgoto Por Zona De Raízes (Etezt) Instalada No Horto Florestal De Caçador-. **Ignis: Revista de Engenharias e Inovação ...**, v. 1, n. 1, p. 18–33, 2012.

NI, M. et al. Sex in Fungi. **Annual Review of Genetics**, v. 45, n. 1, p. 405–430, 2011.

OLIVEIRA, B. R. et al. Biodegradation of pesticides using fungi species found in the aquatic environment. **Environ Sci Pollut**, 2015.

OLIVEIRA, C. A. DE et al. Decomposition of *Arachis pintoi* and *Hyparrhenia rufa* litters in monoculture and intercropped systems under lowland soil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 38, n. 9, p. 1089–1095, 2003.

OLIVEIRA NETTO, A. et al. Biorremediação vegetal do esgoto domiciliar: o caso da fossa verde em comunidades rurais do Alto Sertão Alagoano. **Revista Produção e Desenvolvimento**, v. 1, n. 3, p. 103–113, 2015.

PERCEBON, C. M.; LIMA BITTENCOURT, A. V.; DA ROSA FILHO, E. F. Diagnóstico da temperatura das águas dos principais rios de Blumenau, SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 56, p. 7–19, 2005.

PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. F. DE. Uso De Microrganismos para a Biorremediação de Ambientes Impactados. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 6, n. 6, p. 995–1006, 2012.

PEREIRA, C. S. et al. Potential of enzymatic process as an innovative technology to remove anticancer drugs in wastewater. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 104, n. 1, p. 23–31, 2020.

PEREIRA, L. **Environmental deterioration and human health: Natural and anthropogenic determinants**. [s.l: s.n.].

RANI, B. et al. Bioremediation of dyes by fungi isolated from contaminated dye effluent sites for bio-usability. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 45, n. 3, p. 1055–1063, 2014.

RATHER, L. J. ET AL. Bioremediation: green and sustainable technology for textile effluent treatment. **Sustainable Innovations in Textile Chemistry and Dyes**, v. 3, n. 2, p. 75–91, 2018.

ROSA, M. C. S.; UCKER, F. E. Influência do lençol freático na condutividade elétrica e PH em cemitério. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 1–8, 2019.

SALVADORI, M. R. et al. Bioremediation from wastewater and extracellular synthesis of copper nanoparticles by the fungus *Trichoderma koningiopsis*. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 49, n. 11, p. 1286–1295, 2014.

SAMPAIO, A. P. L. Abastecimento De Água Para Comunidades Amazônicas: Estudo Do Caso Vila Do Lago Do Limão, Município De Iranduba, Estado Amazonas. **Marupiará**, v. 1, p. 1–22, 2016.

SANTI, G. M. et al. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. **Ecología Aplicada**, v. 11, n. 1, p. 23–31, 2012.

SANTOS, W. L. DOS. Espaço e qualidade ambiental: Análise de impactos em uma bacia hidrográfica Amazônica. **R. RAÍ GA**, v. 13, p. 139–153, 2007.

SANTOS, K. DA C. G. et al. Descoloração de efluente de uma lavanderia de beneficiamento têxtil localizada em Toritama/PE por fungo filamentosos. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 3338–3350, 2020.

SENE, L. et al. New aspects on atrazine biodegradation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 2, p. 487–496, 2010.

SHAMSEER, L. et al. Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (prisma-p) 2015: Elaboration and explanation. **BMJ (Online)**, v. 349, n. January, p.

1–25, 2015.

SILVA, C. J. A. DA; MALTA, D. J. DO N. a Importância Dos Fungos Na Biotecnologia. **Ciências biológicas e da saúde**, v. 2, p. 49–66, 2016.

SILVA, L. M. DA et al. Avaliação inicial do potencial de *Pleurotus eryngii* (DC.: Fr.) Qué. na biorremediação de vinhaça. **Revista de Saúde e Biologia**, v. 10, n. 2, p. 14–20, 2015.

SILVA, J. R. C. et al. Estudo dos impactos ambientais em microbacia ocasionado pelas obras de construção do Conjunto João Paulo II na Zona Norte de Manaus – AM. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 1, p. 1275–1291, 2017.

SILVA JUNIOR, O. P. DA; CARVALHO, S. L. DE; RAGASSI, B. Avaliação da temperatura , turbidez e pH no Córrego das Marrecas - SP. **Revista Científica**, v. 12, p. 61–70, 2019.

SILVA, L. D. O. et al. Agrotóxicos: a importância do manejo adequado para a manutenção da saúde. **Nature and Conservation**, v. 12, n. 1, p. 10–20, 2019.

SILVEIRA, L. R. DA; TATTO, J.; MANDAI, P. Biorremediação : Considerações Gerais E Características Do Processo. **Engenharia Ambiental** -, v. 13, n. 2, p. 32–47, 2016.

SONG, L. et al. Performance of a newly isolated salt-tolerant yeast strain *Pichia occidentalis* G1 for degrading and detoxifying azo dyes. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 21–29, 2017.

ZAVARISE, J. P.; PINOTTI, L. M. Advances in biochemical characterization of microbial lipases: a reviewv. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 4, p. 1–22, 2020.

CAPÍTULO II

Seleção de fungos autóctones para biorremediação do igarapé judia da cidade de Rio Branco – Acre

Seleção de fungos autóctones para biorremediação do igarapé judia da cidade de Rio Branco – Acre

Franciarli Paz¹, Cydia de Menezes Furtado^{2,3}, Rui Santana de Menezes³, Leila Priscila Peters¹, Clarice Maia Carvalho^{1,4}

¹Programa de Pós-Graduação em Ciência, Inovação e Tecnologia para a Amazônia, Universidade Federal do Acre (UFAC), Rio Branco, Acre, Brasil

² Centro Ciências da Saúde e Desporto, Universidade Federal do Acre (UFAC), Rio Branco, Acre, Brasil

³ Unidade de Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal do Acre (UFAC), Rio Branco, Acre, Brasil

⁴ Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre (UFAC), Rio Branco, Acre, Brasil

Resumo

O crescimento populacional desordenado e a falta de saneamento básico acarretam em vários problemas ambientais, como a contaminação de corpos hídricos com efluentes domésticos. Nesse cenário a biorremediação aparece como alternativa de baixo custo para minimizar os danos causados e utilizando os fungos aquáticos, microrganismos promissores na remediação de áreas degradadas pelo homem. Assim, este trabalho teve como objetivo selecionar fungos aquáticos do igarapé judia da cidade de Rio Branco com potencial para biorremediação de águas contaminadas com efluentes domésticos. Foram coletados 110 fragmentos de madeira submersas do igarapé Judia que foram examinadas quanto a presença de estruturas fúngicas, sendo estas transferidas para meio Ágar Água e após crescimento do micélio foi realizado a purificação em meio BDA e posteriormente inoculados em tubos contendo meio BDA. Foi realizada análise macro e micromorfológica das colônias. Foi realizado o cálculo dos índices de diversidade de Shannon, Simpson e Equitabilidade. O biotratamento foi realizada com água de esgoto doméstico e posteriormente foi realizado as análises físico-químicas do pH, temperatura turbidez, condutividade, OD, DBO e DQO. Foram isolados 292 fungos, organizados em 75 morfoespécies. Foram observados oito gêneros, sendo os mais frequentes *Trichoderma* (54,6%), *Penicillium* (23,6%) e *Acremonium* (4,3%). O igarapé Judia apresentou uma diversidade de ($H' = 3,66$), sendo o ponto 2 com o maior índice diversidade ($H' = 2,81$) e o Ponto 5 ($H' = 1,83$) como menor índice. Os fungos (66,7%) apresentaram potencial para biorremediar efluente domésticos e *Acremonium* sp. 4, *Paecylomices* sp. 1, *Paecylomices* sp. 2, *Penicillium* sp. 2 e *Penicillium* sp. 24 foram as morfoespécies que apresentaram melhores parâmetros. O igarapé Judia apresenta alta diversidade de fungos aquáticos com potencial de biorremediação de efluentes domésticos.

Palavras-chaves: Fungos autóctones, diversidade, *Trichoderma*

Abstract

The disordered population growth and the lack of basic sanitation lead to various environmental problems, such as the contamination of water bodies with domestic effluents. In this scenario, bioremediation appears as a low-cost alternative to minimize the damage caused and using aquatic fungi, promising microorganisms in the remediation of areas degraded by man. Thus, this study aimed to select aquatic fungi from the igarape judia of the city of Rio Branco with potential for bioremediation of contaminated waters with domestic effluents. We collected 110 submerged wood fragments from the Jewish stream that were examined for the presence of fungal structures, which were transferred to Water Agar medium and after mycelium growth was purified in BDA medium and later inoculated in tubes containing BDA medium. Macro and micromorphological analysis of the colonies was performed. The diversity indexes of Shannon, Simpson and Equitability were calculated. Biotreatment was performed with domestic sewage and subsequently the physical-chemical analyses of pH, turbidity temperature, conductivity, OD, BOD and COD were performed. A total of 292 fungi were isolated, organized into 75 morphospecies. Eight genera were observed, the most frequent being *Trichoderma* (54.6%), *Penicillium* (23.6%) and *Acremonium* (4.3%). The Jewish stream presented a diversity of ($H' = 3.66$), with point 2 with the highest diversity index ($H' = 2.81$) and Point 5 ($H' = 1.83$) as the lowest index. Fungi (66.7%) showed potential for domestic effluent bioremediation and *Acremonium* sp. 4, *Paecylomyces* sp. 1, *Paecylomyces* sp. 2, *Penicillium* sp. 2 and *Penicillium* sp. 24 were the morphospecies with the best parameters. The Jewish stream presents a high diversity of aquatic fungi with bioremediation potential of domestic effluents.

Keys-words: Autochthonous fungi, diversity, *Trichoderma*

Introdução

Ao longo da história humana sempre houve a ocupação das margens dos cursos d'água e essa ocupação sempre se deu por vários motivos, seja pelas necessidades básicas ou pelas relações comunitárias (GALDINO et al., 2019). Porém, nos dias hoje, essa ocupação se dá de forma desordenada e sem a mínima infraestrutura, com ausência de saneamento básico que por sua vez reflete na degradação desses corpos d'água (SILVA et al., 2017).

A degradação dos rios e igarapes urbanos se dá além da ocupação das suas margens, mas aliado ao alto descarrego de efluentes que na sua maioria é oriunda das casas, que decorre da precariedade de abastecimento público e esgoto sanitário, uma vez que determinadas áreas não dispõem desse serviço (DE SOUSA et al., 2016).

Na cidade de Rio Branco, estado do Acre, esse problema com a ocupação das margens é visualizado a partir do igarapé Judia, localizado a margem direita do Rio Acre e que é

intensamente atingido, por ser um dos mais extensos e, por isso, alvo de fácil depredação pela ação humana (SANTOS, 2007).

Esse intenso processo migratório e expansão da cidade em direção ao igarapé Judia fez com que houvesse consequências, sendo que até meados dos anos 70 o igarapé possuía áreas de mananciais preservadas e atualmente devido principalmente a falta de saneamento, sofre com a perda da sua mata ciliar, da fauna e a poluição das suas águas (SANTOS, 2007; BONFANTI, 2016).

Para minimizar os danos causados aos corpos d'águas, a biorremediação vem ganhando espaço, sendo uma tecnologia de baixo custo e com bons índices de efetividades nos processos de remediar áreas degradadas, principalmente efluentes domésticos e industriais (FRANCISCO; QUEIROZ, 2018).

A biorremediação é um processo onde organismos vivos, normalmente plantas, bactérias ou fungos, são utilizados tecnologicamente para remover ou reduzir (remediar) poluentes no ambiente (GAYLARDE et al., 2005).

Por possuir uma alta capacidade de degradar diferentes compostos orgânicos e inorgânicos, os fungos vêm sendo bastante utilizados nos processos de remediação. Em estudos mais recentes, os fungos aquáticos ganham destaque por possuírem a capacidade de produzir enzimas capazes de degradar poluentes tóxicos (OLIVEIRA et al., 2015; GROSSART; ROJAS-JIMENEZ, 2016).

Com isso, os processos de biorremediação vêm sendo desenvolvidos visando uma série de benefícios para o meio ambiente, apresentando excelentes resultados e principalmente pelo baixo custo na sua aplicabilidade. Neste sentido, o presente trabalho teve por objetivo, isolar e avaliar o potencial dos fungos aquáticos na biorremediação de efluente doméstico na cidade de Rio Branco, Acre.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O igarapé Judia fica localizado a sudeste do município de Rio Branco, Estado do Acre, apresentando as nascentes principais no município de Senador Guiomard, também no estado do Acre e a foz no bairro 6 de Agosto, segundo distrito da cidade de Rio Branco, onde deságua no rio Acre totalizando 36 km, com sua bacia hidrográfica totalizando 123 km² (SANTOS, 2007).

Coleta das amostras e armazenamento

Foram coletados 10 fragmentos de madeira submersas que apresentavam consistência mole, medindo entre 10-15 cm em 11 pontos equidistantes estabelecidos ao longo do igarapé Judia, sendo 10 na zona urbana da cidade de Rio Branco, e 1 na nascente (Figura 1). Os fragmentos foram lavados em água corrente e acondicionadas em câmaras úmidas revestidas com papel toalha e algodão (SHEARER et al., 2004).

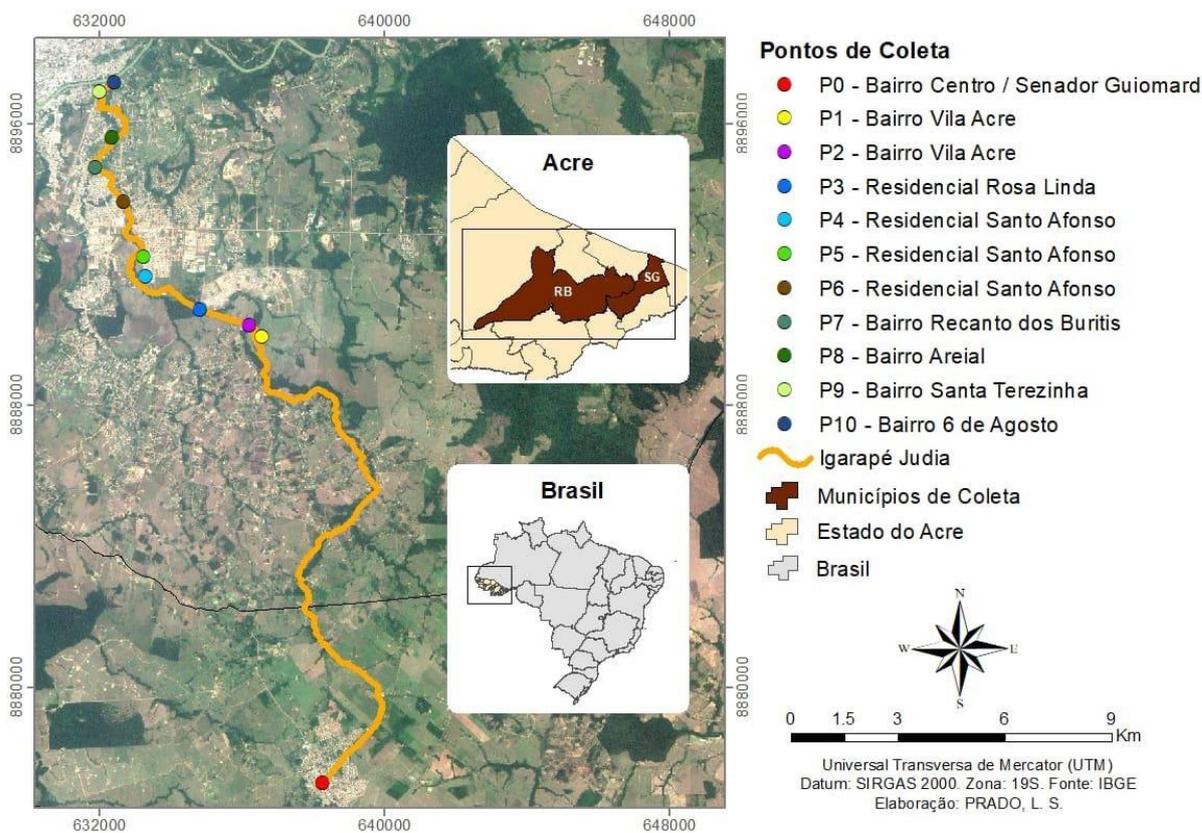


Figura 1. Pontos de coleta de madeira para isolamento de fungos aquáticos do Igarapé Judia. *Isolamento*

Semanalmente, as amostras de madeira foram examinadas quanto a presença de estruturas reprodutivas de fungos usando um estereomicroscópio pelo período de 4 semanas. As estruturas reprodutivas visualizadas foram transferidas com o auxílio de agulhas para placas de Petri contendo o meio de cultura Ágar Água (20 g de ágar/L e cloranfenicol 500 mg/L). Após o crescimento do micélio foi realizada a purificação utilizando repique de três pontos em placas de Petri contendo Ágar Batata Dextrose – BDA (200 g de batata, 20 g de dextrose, 15g de ágar/L e 500 mg/L de cloranfenicol). Os fungos isolados foram inoculados em tubos contendo meio BDA inclinado (AZEVEDO; MELO, 1998), e realizada a preservação em água destilada (CASTELLANI, 1963), óleo mineral (BUELL; WESTON, 1947) e glicerol (WOLFE; BRYANT, 2001).

Análise morfológica

Para a caracterização macromorfológica, os fungos foram agrupados em morfoespécies de acordo com as características da colônia, como cor, textura e produção de pigmento. Após o agrupamento, um representante de cada morfoespécie foi utilizado para identificação micromorfológica. Para isso foi realizado o microcultivo, onde os fungos foram inoculados em meio BDA e Aveia e cobertos com lamínula, dentro de placas de Petri. As placas foram incubadas à temperatura ambiente por 7 dias para o crescimento micelial e posteriormente as lamínulas foram coradas com azul de lactofenol para visualização de estruturas reprodutivas em microscópio óptico (BARNETT; HUNTER, 1999; LACAZ et al., 1998).

Índice de diversidade

Foi realizado o cálculo dos índices de diversidade no igarapé Judia e com todas as morfoespécies isoladas em cada ponto. Esses dados foram utilizados para avaliar a diversidade das morfoespécies presentes em cada ponto de coleta utilizando os seguintes índices: (a) Shannon-Wiener (diversidade), (b) Simpson (dominância), (c) Equitabilidade de Pielou

(uniformidade).

A análise da diversidade foi realizada em cada ponto de coleta, empregando o índice de Shannon-Weaver (H'), utilizando-se fórmula:

$$H' = - \sum (p_i) * (\ln.p_i)$$

Onde $p_i = n_i/N$

n_i = número individual da i-ésima táxon.

N = número individual de todos os táxons.

E o índice de Simpson foi utilizado para analisar a riqueza entre os locais de amostragem.

$$C = 1 - \sum_{i=1}^S n_i(n_i-1) / N(N-1)$$

Onde:

C = índice de dominância de Simpson;

n_i = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie;

N = número total de indivíduos amostrados.

O índice de equitabilidade (E) representa a uniformidade do número de indivíduos por táxon.

A equitabilidade tende para 0 quando um táxon domina a comunidade, e se aproxima de 1, quando todos os táxons têm a mesma abundância.

O índice é expresso pela seguinte fórmula:

$$E = H' / \ln S$$

Onde: H' = é o índice de Shannon-Weaver baseado no número de indivíduos

S = é o número de táxons presentes na amostra

Todos os índices foram calculados utilizando o programa computacional PAST 1.90 (HAMMER et al., 2001).

Biotratamento do efluente doméstico

A coleta de água para ensaio de biotratamento foi realizada diretamente em 1 (um) ponto

na cidade de Rio Branco, onde havia lançamento direto de esgoto doméstico. Foi submerso um frasco de plástico abaixo da superfície para evitar coleta de matéria flutuante. Após a coleta os frascos com capacidade de 2L foram tampados e transportados imediatamente para o Laboratório de Microbiologia da Universidade Federal do Acre – UFAC.

O preparo do inóculo seguiu a metodologia modificada de Steluti, Giese e Piggato (2004), foi selecionado um representante de cada morfoespecie isolada e em seguida, foi transferida uma alçada de micélio do fungo para placas de Petri contendo meio BDA com cloranfenicol 500 mg/L (STELUTI et al., 2004). As placas foram incubadas em estufa a 28 °C por 7 dias e então foram transferidos 20 plugues medindo 1,5 cm de diâmetro para cada frasco de Erlenmeyer de 1L contendo 700 mL do esgoto. Foi utilizado como controle negativo um Erlenmeyer sem a inoculação de fungos, nas mesmas condições de tratamento. Os tratamentos foram incubados por 7 dias, a 28 °C e agitação de 120 rpm (HEINZ et al., 2017).

Caracterização do efluente pós-tratamento

Os parâmetros analisados do efluente pós-tratamento foram pH, temperatura, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio. Estas análises foram realizadas na Unidade de Tecnologia de Alimentos da Universidade Federal do Acre – UTAL.

Análise de pH

As leituras do potencial hidrogeniônico (pH) foram realizadas utilizando potenciômetro digital de bancada calibrado com soluções de pH 4,0 e 7,0 (APHA, 2005). Após lavar o eletrodo com água destilada e ajustar o potenciômetro ao valor tampão, foram inseridos o aparelho na amostra e quantificado o resultado no aparelho (MÂCEDO, 2003).

Determinação da turbidez

As análises foram realizadas em turbidímetro que detecta diferenças de turbidez de 0,02 unidades para águas com turbidez menor que uma unidade, a turbidez máxima a ser medida é 40 UNT (MÁCEDO, 2003).

Determinação da condutividade

Após ligar o condutivímetro e realizar a calibração com água altamente pura, foi introduzido o eletrodo na amostra analisada e em seguida foi quantificado o valor de condutividade (MÁCEDO, 2003).

Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Em tubos de ensaio foram adicionados 3,0 mL da água pós tratamento, 1,5 mL de solução digestora (preparada com 10,12 g de dicromato de potássio; 33,3 g de sulfato de mercúrio II; 167 mL de H₂SO₄, completado para 1000 mL com água destilada) e 3,5 mL de solução (APHA, 2005).

Em seguida, os tubos foram colocados em bloco digestor e mantidos à temperatura de 150 °C por 2 h. Após resfriamento, foi realizada leitura de absorbância, no comprimento de onda de 600 nm. A concentração da demanda de oxigênio da amostra, em mg/L, foi obtida pela interpolação dos dados obtidos em curva de calibração utilizando biftalato de potássio como padrão (APHA, 2005).

Determinação de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A quantidade de matéria orgânica biodegradável na amostra foi determinada pela diferença de concentração de oxigênio dissolvido antes (OD inicial) e após a incubação por 5 dias (OD final) na amostra a 20 ± 1 °C, ao abrigo da luz em incubadora do tipo B.O.D. (APHA, 2005).

Este ensaio foi realizado em quatro etapas: I) Inicialmente determinada a DQO da amostra, corrigindo o pH para 7,1 – 7,3 com solução de ácido sulfúrico (H₂SO₄) ou hidróxido de sódio (NaOH); II) Com o resultado da DQO foi verificada a necessidade de diluição da amostra, com solução nutriente (para 1000 mL de água, 1 mL de solução tampão fosfato, 1 mL de sulfato de magnésio, 1 mL de cloreto de cálcio e 1 mL de cloreto férrico); III) As amostras foram incubadas em frascos Winkler (5 dias a 20 ± 1 °C, ao abrigo da luz), em seguida foi determinada a quantidade de oxigênio final; IV) Com os resultados dos teores da OD inicial e OD final, o valor da DBO₅, foi determinado conforme a equação:

$$DBO_5 \text{ (mgO}_2\text{.L}^{-1}\text{)} = \frac{(\text{OD}_{\text{inicial}} - \text{OD}_{\text{final}})}{\% \text{ (diluição)}} \times 100$$

Análise estatística

Os resultados obtidos foram comparados com a resolução do CONAMA 375/2005. Os fungos que apresentaram os melhores no biotratamento, foi realizado uma análise de Componentes Principais (PCA) afim de ordenar os parâmetros físicos e químicos analisados com os fungos, com o propósito de explicar a dinâmica dessas variáveis no sistema de tratamento do efluente.

Resultados

Diversidade de fungos aquáticos

Foram coletadas 110 amostras, sendo isolados 292 fungos, organizados em 87 morfoespécies. Foram identificados setes gêneros, *Acremonium*, *Aspergillus*, *Cylindrocladium*, *Fusarium*, *Paecylomices*, *Penicillium* e *Trichoderma*, sendo os mais frequentes *Trichoderma* (55,5%), *Penicillium* (23,6%) e *Acremonium* (5,1%). Não foi possível a identificação de 6,6% dos fungos isolados, devido a ausência de estruturas reprodutivas. A abundância relativa de fungos aquáticos da área urbana do igarapé Judia está apresentada na Figura 2.

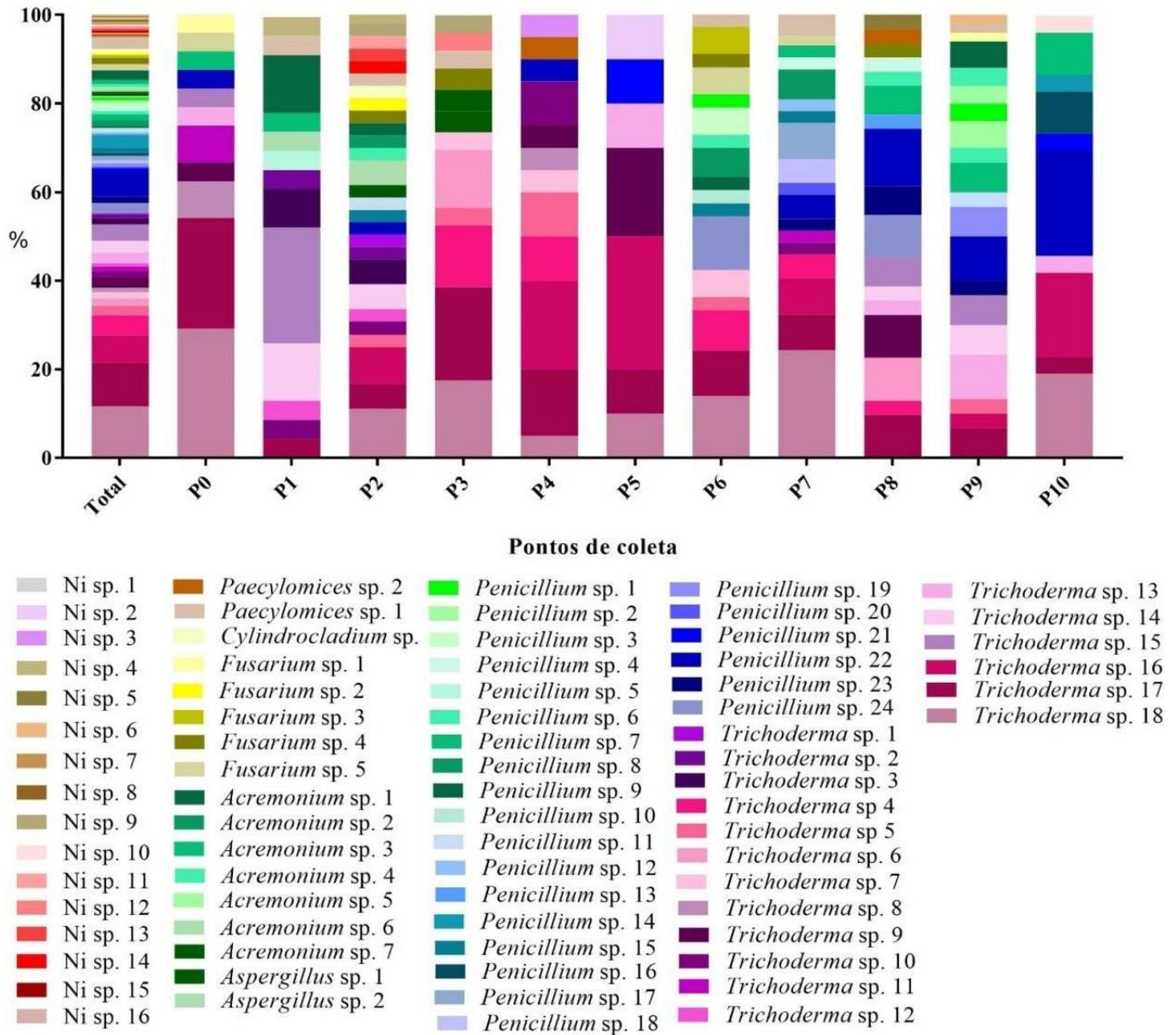


Figura 2. Frequência relativa dos fungos aquáticos isolados da área urbana do igarapé Judia. Ni = não identificado

Como resultados dos índices diversidade o igarapé Judia apresentou alta diversidade ($H' = 3,78$, $D = 0,96$, $J' = 0,88$) e entre os pontos de coleta foi observado que o índice de Shannon-Wiener variou de 1,83 a 3,81, o índice de Dominância de Simpson variou 0,82 a 0,95 e o índice de Equitabilidade variou de 0,86 a 0,97, sendo os melhores índices observados nos Pontos 2 e 9 (Tabela 1).

Tabela 1. Georeferenciamento, abundancia, riqueza, Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e Equitabilidade de Pielou (J') de cada ponto de coleta do igarapé Judia.

	Pontos de Coleta										
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Latitude (S)	10°09'14.0"	10°02'23.0"	10°02'12.0"	10°01'57.6"	10°01'27.6"	10°01'08.9"	10°00'18.4"	9°59'46.9"	9°59'19.0"	9°59'37.3"	9°58'28.3"
Longitude (W)	67°44'16.6"	67°45'13.5"	67°45'25.5"	67°46'10.7"	67°47'01.9"	67°47'03.0"	67°47'22.1"	67°47'48.6"	67°47'32.9"	67°47'44.2"	67°47'31.2"
Índices											
Abundância	24	23	36	21	20	10	33	37	31	30	21
Riqueza	12	13	27	12	13	7	17	20	17	20	10
Shannon	2,13	2,32	3,18	2,29	2,43	1,83	2,66	2,71	2,70	2,91	2,10
Simpson	0,84	0,87	0,95	0,88	0,90	0,82	0,92	0,91	0,92	0,94	0,86
Equitabilidade	0,86	0,91	0,97	0,92	0,95	0,94	0,94	0,91	0,95	0,97	0,91

Biotratamento do efluente doméstico

Após os 7 dias de tratamento de efluente doméstico com fungos aquáticos isolados do igarapé Judia, foram realizadas análises físico-químicas e comparados com um controle negativo (Tabela 2). Foram analisados 75 morfoespécies fúngicas, isoladas dos 11 pontos do igarapé Judia.

Das 75 morfoespécies testadas, os fungos *Acremonium* sp. 4, *Paecylomices* sp. 1, *Paecylomices* sp. 2, *Penicillium* sp. 2, *Penicillium* sp. 24 foram capazes de melhorar todos os parâmetros físicos-químicos analisados. Com os fungos com os melhores resultados foi realizado a PCA (Figura 3).

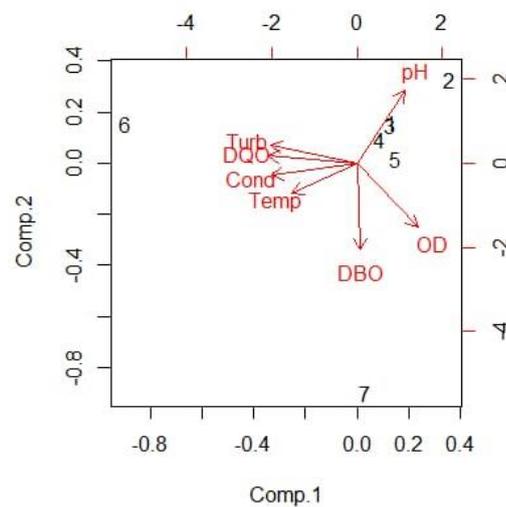


Figura 3. Análise de componentes principais dos fungos e dos parâmetros físicos- químicos no tratamento de efluente doméstico.

Tabela 2. Gênero fungico, número de registro e índices físico-químicos de efluente doméstico após a biotratamento com os fungos aquáticos.

Gênero	Registro	pH	Temp. (°C)	Cond. (uS)	Turb. (NTU)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (ppm)
<i>Acremonium</i> sp.1	6328	7,3	27,6	134,8	26,4	4,7	0	139,1
<i>Acremonium</i> sp.2	6139	7,9	25,7	638	9	5,3	5	0
<i>Acremonium</i> sp.3	6172	7,5	28,3	169	19,3	4,8	0	26,2
<i>Acremonium</i> sp.4	6146	7,7	23,8	275	8,9	6,5	0	26,8
<i>Acremonium</i> sp.5	6112	7,2	28,1	180,1	55	4,5	3,4	14
<i>Acremonium</i> sp.6	6257	8	24,9	664	10,6	4,4	0	42,1
<i>Acremonium</i> sp.7	6327	7,9	25,1	340	16,2	6,7	0	2,5
<i>Aspergillus</i> sp. 1	6113	8	25,2	609	17,7	4,8	0	22
<i>Aspergillus</i> sp. 2	6145	5,7	23,8	380	13	7,2	5,2	48
<i>Cylindrocladium</i> sp.	6129	7,4	27,6	148,2	2,5	5,7	0	135,3
<i>Fusarium</i> sp.1	6233	8,1	24,7	352	8,3	6,3	0	0
<i>Fusarium</i> sp.2	6380	8,1	25	285	26,6	5,7	0	22,4
<i>Fusarium</i> sp.3	6158	7,2	28,5	346	24,5	5,5	0	23,7
<i>Fusarium</i> sp.4	6222	7,6	23,4	364	5,1	5,4	0	23,3
<i>Fusarium</i> sp.5	6400	8,1	25,6	595	10,1	5,5	0	77,8
<i>Paecylomices</i> sp.1	6231	7,9	18,5	273	4,5	6,2	0	6,6
<i>Paecylomices</i> sp. 2	6180	7,9	24,6	330	4,8	7	0	8,7
<i>Penicillium</i> sp. 1	6310	7,3	28,2	175	78	5,4	0	104,1
<i>Penicillium</i> sp. 2	6241	7,4	21,9	366	4,3	6,3	0	23,9
<i>Penicillium</i> sp. 3	6137	5,1	25,2	550	4,8	31,4	8,1	*
<i>Penicillium</i> sp. 4	6190	7,6	22,9	396	2,4	5,9	0	33,2
<i>Penicillium</i> sp. 5	6208	6	25,1	548	2,1	41,2	18,5	*
<i>Penicillium</i> sp. 6	6258	7,5	23,8	284	2,9	6,4	0	*
<i>Penicillium</i> sp. 7	6339	6,4	25,1	157,3	13,8	32	0	*
<i>Penicillium</i> sp. 8	6270	7,9	25,8	670	7,8	4,6	0	65,3
<i>Penicillium</i> sp. 9	6259	7,6	22,7	418	5,5	5,4	0	12,5

<i>Penicillium</i> sp. 10	6282	8	25,5	647	18,3	4,5	0	29,6
<i>Penicillium</i> sp. 11	6354	7,4	26,3	402	2,4	6,1	0	28,4
<i>Penicillium</i> sp. 12	6133	7,7	25,4	492	3,1	6,2	0	*
<i>Penicillium</i> sp. 13	6404	7,8	24,2	397	6,5	5,9	0	4,4
<i>Penicillium</i> sp. 14	6369	7,8	24,2	316	4,6	6,5	0	21,5
<i>Penicillium</i> sp. 15	6379	8,2	24,7	583	27,9	5,5	0	14,4
<i>Penicillium</i> sp. 16	6156	7,8	25,3	328	17,2	6,2	0	3,8
<i>Penicillium</i> sp. 17	6330	7,9	24,7	583	11,4	9,3	3,6	41,9
<i>Penicillium</i> sp. 18	6235	7,5	25,9	456	11,4	4,2	0	28,6
<i>Penicillium</i> sp. 19	6157	7,8	24,1	303	9,5	5,6	0	122,3
<i>Penicillium</i> sp. 20	6350	7,8	24,4	365	14,2	7,5	0	82,8
<i>Penicillium</i> sp. 21	6321	7,6	24,5	485	3,8	5,7	0	40,5
<i>Penicillium</i> sp. 22	6307	8	25,4	586	13,5	4,9	0	22,9
<i>Penicillium</i> sp. 23	6350	6,3	25	544	3	23,6	0	*
<i>Penicillium</i> sp. 24	6234	7,5	22,9	346	5,2	9	0	12,4
<i>Trichoderma</i> sp. 1	6353	7,7	24,4	325	16,1	6,5	0	3,7
<i>Trichoderma</i> sp. 2	6154	6,6	29,7	166,5	37,2	6,2	5	15,9
<i>Trichoderma</i> sp. 3	6187	7,9	24,6	281	10,2	5,5	0	13
<i>Trichoderma</i> sp. 4	6170	7,3	23,5	375	1,2	6,4	6,3	174,1
<i>Trichoderma</i> sp. 5	6349	7,3	23,5	375	1,2	6,4	6,3	174,1
<i>Trichoderma</i> sp. 6	6171	7,3	24,1	391	18,3	5,6	5,3	18,8
<i>Trichoderma</i> sp. 7	6177	4,8	24,5	399	8,6	11,3	9,3	14,4
<i>Trichoderma</i> sp. 8	6183	8	24,3	363	9,4	5,3	0	7,4
<i>Trichoderma</i> sp. 9	6393	7,9	25	347	10,1	6,5	0	36,1
<i>Trichoderma</i> sp. 10	6143	7	27	173	52	4,1	0	43,4
<i>Trichoderma</i> sp. 11	6205	7,6	23,6	624	11,6	5,5	0	*
<i>Trichoderma</i> sp. 12	6169	8	24,7	577	12,2	4	3,5	32,2
<i>Trichoderma</i> sp. 13	6116	7,7	24,4	293	5,8	5,8	0	*
<i>Trichoderma</i> sp. 14	6335	7,6	22,3	367	4,3	6,6	0	10,1
<i>Trichoderma</i> sp. 15	6379	7,9	24,2	333	10,5	6,5	0	91,9

<i>Trichoderma</i> sp. 16	6105	7,9	24,5	358	4,7	5,6	0	25,9
<i>Trichoderma</i> sp. 17	6342	7,7	24,5	356	7,8	5,7	0	39,3
<i>Trichoderma</i> sp. 18	6150	6,3	24,7	454	3,5	9,9	0	*
NI sp. 1	6284	7,3	27,1	375	7,1	4,7	0	1,9
NI sp. 2	6287	7,4	24,5	333	21,5	4,3	0	9,9
NI sp. 3	6124	7,4	27,3	160,7	3,1	5,1	0	89,3
NI sp. 4	6300	7,2	25,3	481	1,9	6,1	0	*
NI sp. 5	6166	5,4	25	517	3,4	28,5	0	*
NI sp. 6	6126	7,6	23,9	298	6,8	5,3	0	*
NI sp. 7	6248	8	24,2	276	12,9	5,6	0	14,2
NI sp. 8	6163	7,6	27,5	421	4,2	5	0	3,3
NI sp. 9	6313	7,9	25,8	640	2,9	4,5	0	37,7
NI sp. 10	6136	6,1	24,6	489	3,9	22,4	9,3	*
NI sp. 11	6319	7,7	24,3	265	5,6	5,6	0	184,9
NI sp. 12	6182	7,9	24,3	272	10,3	5,8	0	12,3
NI sp. 13	6122	6	22,7	139,5	10,9	5,7	0	49,9
NI sp. 14	6403	6,1	24,9	546	2	4,9	0	*
NI sp. 15	6405	7,6	24,8	520	9	4,8	2,6	20,2
NI sp. 16	6401	8,1	28,4	654	10,5	4,9	0	30,7
Controle antes do tratamento		6,9	26,6	536	50	0	0	207,3
Controle após tratamento		6,4	24,6	371,6	3,5	13	4,4	30,4

Cor verde para valores considerados bons (tons mais escuros são mais próximos dos valores aceitáveis), coloração vermelha para índices considerados ruins (tons mais escuros são mais distantes dos valores aceitáveis). Com base na resolução nº 357/2005 do CONAMA, dispõe sobre a classificação dos corpos de água, temos os valores de referência: pH- 6,0 a 9,0; turbidez- até 100 NTU; OD – ≥ 5 mg/L; DBO – 5 mg/L. *Valores abaixo da faixa de leitura do aparelho: 0– 15,000 mg/L.

Discussão

Neste trabalho foram analisadas amostras de madeira em decomposição coletadas na área urbana do igarapé Judia, Rio Branco, Acre. Um total de 292 fungos foram isolados e organizados em 75 morfoespécies. Entre as morfoespécies identificadas, os gêneros mais frequentes foram *Trichoderma*, *Penicillium* e *Acremonium*.

As espécies de *Trichoderma* são abundantes no ambiente, e ocorrem comumente em solos em todo o mundo (JUNGES et al., 2016). Esse gênero é fisiologicamente ativo em madeira submersa ou simplesmente crescem e esporulam quando a madeira é removida da água e incubada em câmaras húmidas (INDERBITZIN et al., 2011; INDERBITZIN; SUBBARAO, 2014). Apesar de não ser considerado um gênero aquático, foi descrita uma nova espécie, *Trichoderma aeroaquaticum*, como uma nova espécie aeroaquática na Tailândia (YAMAGUCHI et al., 2012).

Enquanto *Penicillium* e *Acremonium* são fungos cosmopolitas, podendo ser encontrados em diversos ambientes, e também são capazes de se adaptarem a diferentes habitats (MOREIRA, 2010). Os ecossistemas aquáticos possuem uma variedade de espécies fúngicas e sua diversidade está ligada com a baixa quantidade de nutrientes, sendo assim, fungos menos exigentes, apresentando melhores chances de sobrevivência (GOLLIZA, 2011).

Em um estudo realizado no igarapé São Francisco na cidade de Rio Branco, Acre, onde foram isolados fungos de madeira submersas, foi obtido maior frequência dos gêneros *Trichoderma*, *Penicillium* e *Acremonium*, também encontrados neste estudo (PEREIRA, 2019).

Em relação à diversidade de espécies avaliada pelo índice de Shannon-Weaver (H'), que avalia tanto a riqueza de espécies quanto a distribuição de organismos dentro de cada espécie (SHANNON-WEAVER, 1949), verificou-se que o igarapé Judia apresenta uma alta diversidade fúngica ($H' = 3,73$).

Em estudos recentes ao se avaliar a diversidade de fungos em madeiras submersas em ambientes aquáticos obtiveram resultados semelhantes ao presente trabalho (CORTEZ, 2016; PEREIRA, 2019; CONTE et al., 2020).

Em relação aos locais de coleta, o local 2 obteve o maior índice de diversidade ($H' = 3,18$). Esse valor pode estar relacionado ao local ainda possuir mata ciliar intacta, ou seja, não sofreu com ações antrópicas, mantendo a preservação do local contribuindo para a manutenção das espécies (BARRIOS et al., 2018). O índice de Simpson (D) é fortemente influenciado pelas espécies mais abundantes da comunidade que dá maior peso a espécies comuns, e um alto índice significa dominância de poucos táxons (espécies ou gêneros) (SIMPSON, 1949). Pode-se observar que o maior valor obtido foi no ponto 9 (0,94), e ser atribuído a presença dominante dos gêneros *Trichoderma* e *Penicillium*.

A Equitabilidade (J') determina a porção uniforme da diversidade, ou seja, como se distribuem os indivíduos nos táxons presentes (PIELOU, 1977). A representação da máxima equitabilidade foi encontrada no ponto 2 (0,97) seguido do ponto 9 (0,97), ou seja, esses pontos foram os mais uniformes em relação a destruição das morfoespécies identificadas.

Os pontos 5, 10 e 0 foram o que apresentaram os menores índices de diversidade ($H' = 1,83; 2,10; 2,13$). Todavia esse baixo valor de diversidade pode estar ligado a relação de concorrência, isto é, a disponibilidade de fungos colonizando a madeira é altamente correlacionada com o sucesso competitivo entre fungos de deterioração da madeira (HOLMER; STENLID, 1993). Alterações no próprio substrato de madeira também podem afetar a dinâmica da colonização ao longo do tempo, onde componentes recalcitrantes são os últimos a ser degradados por um número menor de espécies mais especializadas e isso pode beneficiar a colonização precoce ou tardias dos fungos, além do local onde foi coletado os substratos, sofrer por impactos advindos da ocupação urbana (SONG et al., 2015; CORTEZ, 2016).

O ponto 0 é a nascente do igarapé, que fica localizado no centro do município de Senador Guimard-Acre. Apesar de ser a nascente do igarapé Judia, este apresentou um

dos menores índices de diversidade dos pontos analisados ($H=2,13$). Este resultado pode estar relacionado a fortes sinais de ação antropica, pois a nascente está localizada atrás de um estabelecimento comercial do ramo alimentício, havendo despejo de resíduos produzidos pelo estabelecimento, além de casas próximas, aumentando o acúmulo de resíduos domésticos no local.

Alterações na estrutura das comunidades fúngicas podem refletir um desequilíbrio advindo da poluição. A poluição é uma variável que tem demonstrado causar mudanças nas comunidades fúngicas, alterando a diversidade de fungos em áreas mais contaminadas sugerindo que alguns grupos podem ser afetados por poluentes em bairros mais antigos e populosos (LUO et al., 2004; ORTIZ-VERA et al., 2018).

Outro fator que interfere na diversidade fúngica é a eutrofização, um processo de enriquecimento das águas com nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, podendo ser induzido pelo homem, chamado de eutrofização artificial, que pode ter origem a partir de efluentes domésticos (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Esse aumento nos nutrientes favorece o crescimento de fitoplâncton e macrófitas. Quando esses nutrientes constituem em fatores limitantes, ocorre o crescimento excessivo dos vegetais. Várias são as consequências desse crescimento acentuado nos ambientes aquáticos, como anóxia, que tem como consequência a morte de organismos com respiração aeróbia, concentrações elevadas de matéria orgânica resultantes da morte da biomassa de produtores primários, mudança na biodiversidade aquática e alteração na composição de espécies e aumento no custo para o tratamento de água caso o sistema aquático seja utilizado (RAST et al., 1989; HILTON et al., 2006; SMITH; SCHINDLER, 2009; SHAW et al., 2003; ANA, 2012; FERREIRA et al., 2015).

Em relação ao biotratamento vale ressaltar que a qualidade das águas é caracterizada por parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, e esses parâmetros sempre estão sofrendo interferência na sua ordem natural, tanto pelo próprio ecossistema ou por atividades antrópicas, advindas do uso e ocupação do solo (MEDEIROS et al., 2016).

As águas da cidade de Rio Branco (Acre) são classificadas como águas de Classe 2, segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, e essa classe que águas é destinada a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) a proteção das comunidades aquáticas; c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, estabelecidos pela Resolução (Brasil) nº 274 de 2000; d) a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) a aquicultura e a atividade de pesca.

No presente estudo 66,7% dos fungos mostraram potencial na biorremediação de efluentes domésticos, adequando todos os parâmetros para o exigido pelo (CONAMA).

Águas com valores de pH abaixo ou acima da faixa sofrem com a perda completa ou parcial dos seus processos metabólicos, além dessas alterações estar ligado diretamente na solubilidade das substâncias e nos processos de adsorção/sedimentação dos metais e outras substâncias na água (FEITOSA et al., 2020; LEITE et. al., 2020).

Apesar de não ter valores específicos determinado pelo CONAMA, a temperatura precisa ser avaliado pois pode influenciar todos os outros parâmetros, e se houver alteração muito significativa ao ponto de modificar a qualidade da água, a mesma passa a ser considerada um tipo de poluição, a poluição térmica (PERCEBON et al., 2005).

A condutividade refere-se aos sais minerais que podem ser orgânicos ou inorgânicos, que se encontram dissolvidos na água em forma de íons e estes por sua vez são capazes de conduzir corrente elétrica (ROSA; UCKER, 2019). Os valores obtidos foram relativamente baixos, variando de 134,8 a 670 uS o que pode ser relacionado com o período de chuvas na

região, uma vez que baixos níveis de água levam ao aumento da concentração de sais solúveis na água (SANTI et al., 2012).

A turbidez é um parâmetro que mede interferência à passagem de luz através da água, essa interferência é ocasionada pela presença de partículas insolúveis de solo, matéria orgânica, microrganismos e outros materiais (SILVA JUNIOR; CARVALHO; RAGASSI, 2019). Todos os valores obtidos no biotratamentos estão dentro dos limites estabelecidos, menor que 100 NTU nos corpos d'água classe 2. O maior valor de turbidez foi como fungo *Penicillium* sp. 1, assim como outros fungos, ele possui colônias com coloração verde e geralmente produz pigmentos avermelhados, o que pode ter ocasionado um aumento na turbidez da água (78 NTU) (WHO, 1995; SAMPAIO, 2016).

O oxigênio dissolvido é um dos parâmetros mais importantes na dinâmica de análise da qualidade da água, sendo bastante importante para a respiração de microrganismos aeróbios, bem como outras formas aeróbias de vida (FIORUCCI; FILHO, 2005), como por exemplo os fungos. Todos os fungos apresentaram bom resultado em relação ao oxigênio dissolvido (OD), variando de 4 a 41,2 mg/L, e apenas 17 fungos ficaram abaixo dos padrões estabelecidos que é de ≥ 5 mg/L.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) equivale à concentração de matéria orgânica biodegradável, e é muito importante para estudos de modelagem de qualidade da água, como a autodepuração e assim possibilitando fazer estimativas quanto a sua capacidade de recuperação (MATOS et al., 2017). Nesse parâmetro, 90,7% foram capazes de reduzir a DBO a zero, auxiliando na depuração do esgoto, ou seja, atividade de limpeza ou exclusão de substâncias orgânicas indesejáveis.

Por último, o parâmetro de Demanda química de oxigênio (DQO), que é complementar aos parâmetros de OD e DBO e auxilia para determinar quantidade de oxigênio dissolvido consumido em meio ácido que leva à degradação de matéria orgânica biodegradável ou não

(SANTI et al., 2012). O fato da cidade de Rio Branco não possuir grandes indústrias, as cargas de efluentes que contaminam os corpos d'água são oriundos das residências, fato esse que corrobora com os resultados obtidos que variaram 0 a 184 mg/L sendo inferior ao controle pré tratamento (207,3 mg/L). Vale ressaltar, por ser um parâmetro que é complementar aos outros parâmetros, ele não possui valores determinados pelo CONAMA.

Após avaliação dos parâmetros físico-químicos, setes morfoéspecies apresentaram os melhores resultados sendo elas: *Acremonium* sp. 4, *Paecylomyces* sp. 1, *Paecylomyces* sp. 2, *Penicillium* sp. 2, *Penicillium* sp. 24.

Fungos do gênero *Acremonium* são fungos filamentosos e cosmopolitas comumente isolados de detritos de plantas e solo. Já foram descritos em estudos de biorremediação em tratamento de efluente doméstico no igarapé São Francisco em Rio Branco, Acre e solo contaminado por carbamato misto e ambos os estudos obtiveram resultados satisfatório quanto a remediação desses poluentes (PEREIRA, 2019; KAUR, BALOMAJUMDER, 2020).

Paecilomyces é um fungo filamentoso cosmopolita que habita o solo, plantas em decomposição e produtos alimentícios e devidos essas características vem ganhando destaque no tratamento de efluentes domésticos e aminas aromáticas (LIMA et al., 2018; PEREIRA, 2019).

O gênero *Penicillium* é um dos fungos que mais apresenta potencial biotecnológico devido as espécies desse gênero está amplamente distribuído no mundo todo, estando presente em solos, ar e em vegetação deteriorada. A sua aplicabilidade na biorremediação foi em tratar os mais variados contaminantes, como efluentes domésticos, efluentes tóxicos e pesticidas (GONÇALVES et al., 2012; PEREIRA, 2019; COELHO et al., 2020).

Os fungos que apresentaram os melhores resultados foi realizadoe uma análise multivariada (PCA) que mostrou que os parâmetros que mais influenciam na capacidade dos fungos na remediação do efluentes é o pH, OD e DBO enquanto os demias parâmetros podem influenciar de forma negativa os fungos no processo de biodegradação dos compostos.

As morfoéspecies *Acremonium*, *Paecilomyces* e *Penicillium* sp. 2 foram mais influenciadas pelo pH. O pH está ligado aos processos metabólicos e influencia na produção de enzimas degradadoras de matéria orgânica, além de apresentar um maior potencial redox, o que indica uma ampla gama de substratos oxidáveis (BIBI et al., 2011).

O oxigênio dissolvido influenciou *Penicillium* sp. 24, devido as cargas de matéria orgânica presentes na água, e quanto mais poluente orgânico, maior será o número de microrganismos decompositores e conseqüentemente maior quantidade de oxigênio consumido (NOZAKI et al., 2014).

O oxigênio dissolvido e o pH possuem uma relação com o processo de conservação aquática, seja para os processos de respiração aeróbia, ou para a manutenção de um ambiente que proporcione a realização de reações químicas importantes para a vida, como é o caso do pH (PIVELI, 2005).

Como já mencionado a cidade de Rio Branco não apresenta indústria de grande porte, portanto, a contaminação dos corpos d'água é causada por água do banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem, provenientes principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

E a cidade sofre muito com a falta de saneamento básico agravando ainda mais os níveis de poluição. Como alternativa para contribuir no tratamento desses efluentes domésticos os fungos apresentam potencial promissor, degradando matéria orgânica, contribuindo para a ciclagem de nutrientes e auxiliando na depuração hídrica.

Conclusão

O igarapé Judia possui uma alta diversidade de fungos aquáticos e os gêneros mais frequentes foram *Trichoderma*, *Penicillium* e *Acremonium*.

Os fungos aquáticos isolados apresentam potencial de biorremediação de efluentes domésticos e foram capazes de melhorar os parâmetros da água de acordo com a resolução do CONAMA 357/2005, sendo fungos dos generos *Acremonium*, *Paecilomyces* e *Penicillium* os mais promissores para biorremediação.

Referências

- APHA, A. Standard methods for the examination of water and wastewater. **World Economic Forum**, v. 21, p. 258-259, 2005.
- AZEVEDO, J. L.; MELO, I. S. Microrganismos endofíticos. **In: Ecologia microbiana**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 117-137, 1998.
- BARNETT, H. L.; HUNTER, B. B. **Illustrated Genera of Imperfect Fungi**. 4.ed, St. Paul: APS Press, 1998, 218 p.
- BIBI, I., BHATTI, H.N., ASGHER, M. Comparative study of natural and synthetic phenolic compounds as efficient laccase mediators for the transformation of cationic dye. **Biochemical Engineering Journal**, v. 56, p. 225–231, 2011.
- BONFANTI, D. C. **Urbanização e uso do solo nas Área de Preservação Permanente - APP do igarapé Judial** Simpósio Nacional de Geografia e Gestão Territorial e XXXIV Semana de Geografia da Universidade Estadual de Londrina, **2016**.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357/2005**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- BROWER, J. E.; ZARR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Iowa: W. C. Brown, 1984. 226 p.
- BUELL, C. B.; WESTON, W. H. Application of the mineral oil conservation method to maintaining collections of fungous cultures. **American Journal of Botany**, v. 34, n. 10, p. 555-561.
- CANTO, Eveleise Samira Martins et al. Composition and Diversity of Fungal Decomposers of Submerged Wood in Two Lakes in the Brazilian Amazon State of Pará. **International Journal of Microbiology**, v. 2, n.1, 2020.
- CASTELLANI, Aldo. The "water cultivation" of pathogenic fungi. **Journal of tropical Medicine and Hygiene**, v. 66, n. 1, p. 283-284, 1963.

- COELHO, E. et al. Resistant fungi isolated from contaminated uranium mine in Brazil shows a high capacity to uptake uranium from water. **Chemosphere**, v. 248, 2020.
- CORTEZ, A. C. A. **Influência da sazonalidade e do modo de coleta na diversidade de fungos decompositores de madeira submersa de ambientes aquáticos da Região Amazônica**. 2016. 158f. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Amazonas
- DE SOUSA, R. S. et al. Água e saúde no município de Igarapé-Açu, Pará. **Saude e Sociedade**, v. 25, n. 4, p. 1095–1107, 2016.
- FEITOSA, A. et al. O comprometimento das águas do riacho Piauí em Arapiraca/AL: causas e consequências. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 2227–2242, 2020.
- FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química nova na escola**, v. 22, p. 10-16, 2005.
- FRANCISCO, W. C.; QUEIROZ, T. M. DE. BIORREMEDIAÇÃO. **Nucleus**, v. 15, n. 1, p. 249–256, 2018.
- GALDINO, L. K. A. et al. Análise Geo-Histórica da ocupação humana e impacto ambiental no Igarapé Grande, em Boa Vista-RR. **Revista Geonorte**, v. 10, n. 36, p. 01– 16, 2019.
- GAYLARDE, C. C.; BELLINASSO, M. DE L.; MANFIO, G. P. Biorremediação: aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Biociência & Desenvolvimento**, n. 34, p. 36–43, 2005.
- GONÇALVES, M. S. et al. Isolation of filamentous fungi present in swine wastewater that are resistant and with the ability to remove atrazine. **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 50, p. 11074–11077, 2012.
- GONÇALVES, M. S. et al. Isolation of filamentous fungi present in swine wastewater that are resistant and with the ability to remove atrazine. **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 50, p. 11074–11077, 2012.
- GROSSART, H.; ROJAS-JIMENEZ, K. Aquatic fungi: targeting the forgotten in microbial

ecology. **Current Opinion in Microbiology**, v. 31, p. 140–145, 2016.

HAMMER, Øyvind et al. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HEINZ, O. L. **Aplicação do fungo de degradação branca *Pleurotus ostreatus* (EB 016) na biorremediação do efluente da indústria de compensado**. 2017. 72 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2017.

HILTON, John et al. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of the Total Environment**, v. 365, n. 1-3, p. 66-83, 2006.

INDERBITZIN, P. et al. Phylogenetics and taxonomy of the fungal vascular wilt pathogen *Verticillium*, with the descriptions of five new species. **PloS one**, v. 6, n. 12, p. e28341, 2011.

INDERBITZIN, Patrik; SUBBARAO, Krishna V. *Verticillium* systematics and evolution: how confusion impedes *Verticillium* wilt management and how to resolve it. **Phytopathology**, v. 104, n. 6, p. 564-574, 2014.

INGOLD, C. T. Aquatic hyphomycetes of decaying alder leaves. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 25, n. 4, p. 33-339, 1942.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.

JUNGES, E. et al. *Trichoderma* spp. na produção de mudas de espécies florestais. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 237-244, 2016.

KAUR, P.; BALOMAJUMDER, C. Bioremediation process optimization and effective reclamation of mixed carbamatecontaminated soil by newly isolated *Acremonium* sp. **Chemosphere**, v. 249, n.1, 2020.

LEITE, C. O.; SANTOS, J. C. DOS S.; SILVA, D. G. N. DA. Determinação de pH ideal

para aumento de produtividade no processo de biotransformação de esteróides. **Brazilian Journal of Natural Sciences**, v. 3, n. 1, p. 215, 2020.

LUO, J. et al. Freshwater fungi in Lake Dianchi, a heavily polluted lake in Yunnan, China. **Fungal Diversity**, 2004.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2018.

MACÊDO, J. A. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2ª ed. Belo Horizonte: CRQ/MG, 2003. 601p.

MATOS, M. P. DE et al. Modelagem da progressão da DBO obtida na incubação de esgoto doméstico sob diferentes temperaturas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 821–828, 2017.

MEDEIROS, S. R. M. DE et al. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente e Agua**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2016.

MOREIRA, C. G.; SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H. **Fungos em ambientes aquáticos continentais**. Disponível: < <http://botanicaonline.com.br/geral/arquivos/Fungos>, 2010.

NOZAKI, C. T. et al. Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atas de Saúde Ambiental**, v. 2, n. 1, 2014.

OLIVEIRA, B. R. et al. Biodegradation of pesticides using fungi species found in the aquatic environment. **Environ Sci Pollut**, 2015.

OLIVEIRA, G.; SCAZUFCA, P.; PIRES, R. C. **Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil**. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/itb/ranking-do-saneamento-2019>> . Acesso em: 01 de outubro de 2019.

ORTIZ-VERA, M. et al. Influência da qualidade da água na diversidade e composição de comunidades fúngicas em um rio tropical. **Scientific Reports**, v. 8, n. 14799, p. 1-9, 2018.

- PERCEBON, C. M.; LIMA BITTENCOURT, A. V.; DA ROSA FILHO, E. F. Diagnóstico da temperatura das águas dos principais rios de Blumenau, SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 56, p. 7–19, 2005.
- PEREIRA, V. M. **Seleção de fungos autóctones para biorremediação do igarapé São Francisco da cidade de Rio Branco – Acre**. 2019. 76f. (Mestrado em Ciência, Inovação e Tecnologia para a Amazônia) – Universidade Federal do Acre, Acre. 2019.
- PIELOU, Evelyn C. **Mathematical ecology**. Wiley, 1977.
- RAST, W.; HOLLAND, M.; RYDING, S. Eutrophication management framework for the policy-maker. França: UNESCO, 1989.
- SAMPAIO, A. P. L. Abastecimento De Água Para Comunidades Amazônicas: Estudo do Caso Vila Do Lago Do Limão, Município De Iranduba, Estado Amazonas. **Marupiará**, v. 1, p. 1–22, 2016.
- SANTI, G. M. et al. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. **Ecologia Aplicada**, v. 11, n. 1, p. 23–31, 2012.
- SANTOS, W. L. DOS. Espaço e qualidade ambiental: Análise de impactos em uma bacia hidrográfica Amazônica. **R. RAÍÇA**, v. 13, p. 139–153, 2007.
- SHANNON, C E. A mathematical theory of communication. **Bell system technical journal**, v. 27, n. 3, p. 379-423, 1948.
- SHAW, G. R.; MOORE, D. P.; GARNETT C. **Eutrophication and algal Bloom**. Milwaukee: University of Wisconsin–Milwaukee, 2003.
- SHEARER, C.A. et al. **Fungi in freshwater habitats**. In: Mueller GM B, GF FM, eds. Biodiversity of Fungi: Inventory and Monitoring Methods. San Diego: Elsevier. 2004. p. 513-531.
- SILVA JUNIOR, O. P. DA; CARVALHO, S. L. DE; RAGASSI, B. Avaliação da

temperatura , turbidez e pH no Córrego das Marrecas - SP. **Revista Científica**, v. 12, p. 61–70, 2019.

SILVA, J. R. C. et al. Estudo dos impactos ambientais em microbacia ocasionado pelas obras de construção do Conjunto João Paulo II na Zona Norte de Manaus – AM. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 1, p. 1275–1291, 2017.

SIMPSON, Edward H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688, 1949.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, v.100, n.1, p.179-196, 1999.

SONG, L. et al. Performance of a newly isolated salt-tolerant yeast strain *Pichia occidentalis* G1 for degrading and detoxifying azo dyes. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 21–29, 2017.

STELUTI R. M. et al. Comparison of *Botryosphaeran* production by the ascomyceteous fungus *Botryosphaeria* sp., grown on different carbohydrate carbon sources, and their partial structural features. **Journal of basic Microbiology**, v.44, p. 480- 486, 2004.

WOLFE, J.; BRYANT, G. Cellular cryobiology: thermodynamic and mechanical effects. **International Journal of Refrigeration**, v. 24, p. 438-450, 2001.

YAMAGUCHI, K. et al. *Trichoderma matsushimae* and *T. aeroaquaticum*: two aero- aquatic species with *Pseudaegerita*-like propagules. **Mycologia**, v. 104, n. 5, p. 1109- 1120, 2012.

CONCLUSÕES GERAIS

Fungos do filo Ascomycota são os mais utilizados no tratamento de águas residuais, especificamente do gênero *Aspergillus*, e os resíduos têxteis foram os mais pesquisados para biotratamento utilizando fungos.

Os fungos isolados do igarapé Judia na cidade de Rio Branco possuem alta diversidade em madeira submersa e possuem potencial para degradar efluentes domésticos.