



UNIVERSIDADE PRESIDENTE ANTÔNIO CARLOS - UNIPAC
TECNÓLOGO EM MEIO AMBIENTE
METODOLOGIA CIENTÍFICA

TRATAMENTO DE EFLUENTES EM INDÚSTRIAS TÊXTEIS

JOAQUIM JOSÉ GRAÇAS

Juiz de Fora
Dezembro, 2003



UNIVERSIDADE PRESIDENTE ANTÔNIO CARLOS - UNIPAC
TECNÓLOGO EM MEIO AMBIENTE
METODOLOGIA CIENTÍFICA

TRATAMENTO DE EFLUENTES EM INDÚSTRIAS TÊXTEIS

JOAQUIM JOSÉ GRAÇAS

Juiz de Fora
Dezembro, 2003

JOAQUIM JOSÉ GRAÇAS

TRATAMENTO DE EFLUENTES EM INDÚSTRIAS TÊXTEIS

**Dissertação monográfica apresentada ao
Curso de Tecnólogo em Meio Ambiente,
da Universidade Presidente Antônio
Carlos - UNIPAC como avaliação para
obtenção de certificado na graduação.
Orientadora: Rachel Zacharias**

**Juiz de Fora
2003**

TRATAMENTO DE EFLUENTES EM INDÚSTRIAS TÊXTEIS

JOAQUIM JOSÉ GRAÇAS

APROVADO EM: _____/_____/_____

Banca Examinadora

Professor (a) Rachel Zacharias

Professor (a)

Professor (a)

***Aos que incentivaram-me e
contribuíram para que eu
conquistasse mais essa vitória.***

AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares, pelo incentivo, entusiasmo, apoio e principalmente pela alegria do convívio diário.

A Deus, na presença de seu filho Jesus, pela vida e por tudo o que eu sei e muitas vezes não sei agradecer.

Aos amigos, companheiros de profissão, pessoas que encontro aleatoriamente, pessoas que de alguma maneira passam a fazer parte de minha vida e muitas vezes eu venho a participar de suas vidas, por todos os momentos de alegrias e convívio.

Aos professores, funcionários e demais envolvidos neste curso, pelo desprendimento.

***“Não sobrecarregues os teus dias com preocupações
desnecessárias, a fim de que não percas a oportunidade de viver
com alegria.”***

(André Luiz)

RESUMO

Os resíduos gerados pelas indústrias, cidades e atividades agrícolas são sólidos ou líquidos, tendo um potencial de poluição muito grande. Os resíduos gerados pelas cidades, como lixo, entulhos e produtos tóxicos são carregados para os rios com a ajuda das chuvas. Os resíduos líquidos carregam poluentes orgânicos (que são mais fáceis de ser controlados do que os inorgânicos, quando em pequena quantidade). As indústrias produzem grande quantidade de resíduos em seus processos, sendo uma parte retida pelas instalações de tratamento da própria indústria, que retêm tanto resíduos sólidos quanto líquidos, e a outra parte despejada no ambiente. No processo de tratamento dos resíduos também é produzido outro resíduo chamado "*chorume*", líquido que precisa novamente de tratamento e controle. As cidades podem ser ainda poluídas pelas enxurradas, pelo lixo e pelo esgoto.

Enfim, a poluição das águas pode aparecer de vários modos, incluindo a poluição provocada pelo não tratamento dos efluentes originados pelas indústrias têxteis.

Palavras-chave: indústrias têxteis, tratamento de efluentes, impactos ambientais.

SUMMARY

The residues generated by the industries, cities and agricultural activities are solid or liquid, tends a potential of very big pollution. The residues generated by the cities, as garbage, dumps and products toxins are loaded for the rivers with the help of the rains. The liquid residues carry organic pollution (that are easier of being controlled than the inorganic ones, when in small amount). The industries produce great amount of residues in its processes, being a part retained by the facilities of treatment of the own industry, that retain so much solid residues as liquids, and the other part emptied in the atmosphere. In the process of treatment of the residues it is also produced other residue called " chorume ", liquid that needs treatment and control again. The cities can still be polluted by the rain excess, for the garbage and for the sewer.

Finally, the pollution of the waters can appear of several manners, including the pollution provoked by the non treatment of the residues originated by the textile industries.

Key words: textile industries, treatment of residues, environmental impacts.

SUMÁRIO

Introdução.....	09
2. Tratamento de efluentes: bases teóricas e conceituais	11
2.1 - Conceitos.....	11
2.2 - Fases do Processo de Tratamento de Esgoto.....	13
3. Processos de tratamento de efluentes utilizados pela industria têxtil	14
3.1 - Técnicas utilizadas	15
3.2 - Últimos avanços no tratamento de corantes e efluentes têxteis.....	18
3.2.1 - Biodegradação	18
3.2.2 - Tratamento com ozônio	20
3.2.3 - Fotocatálise heterogênea	22
3.2.4 - Processos físicos	24
3.2.5 - Processos combinados	25
4. Estudo de caso.....	27
4.1 - Parte experimental.....	27
4.2 - Produção primária e decomposição pelágica	29
4.3 - Influência dos efluentes nas características físico-químicas.....	30
Considerações Finais	38
Referências Bibliográficas	40

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os problemas ambientais têm se tornado cada vez mais críticos e freqüentes, principalmente devido ao desmedido crescimento populacional e ao aumento da atividade industrial. Com estes ingredientes os problemas devido à ação antrópica têm atingido dimensões catastróficas, podendo ser observadas através de alterações na qualidade do solo, ar e água.

Sem dúvida, a contaminação de águas naturais tem sido um dos grandes problemas da sociedade moderna. A economia de água em processos produtivos vem ganhando especial atenção devido ao valor agregado que tem sido atribuído a este bem, através de princípios como consumidor pagador e poluidor pagador recentemente incorporados em nossa legislação. Aliado a isso, temos previsões não muito animadoras para o século que se inicia, como a exemplificação da previsão feita pela Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP), que estima que já em 2010 a demanda de água será superior a capacidade hídrica dos mananciais do estado.

Dentro deste contexto, o setor têxtil apresenta um especial destaque, devido a seu grande parque industrial instalado gerar grandes volumes de efluentes, os quais, quando não corretamente tratados, podem causar sérios problemas de contaminação ambiental.

Os efluentes têxteis caracterizam-se por serem altamente coloridos, devido à presença de corantes que não se fixam na fibra durante o processo de tingimento.

A importância dos corantes para a civilização humana é evidente e bem documentada. Os corantes sintéticos são extensivamente utilizados na indústria têxtil, gráfica, fotográfica e como aditivos em derivados de petróleo. Aproximadamente dez mil diferentes corantes e pigmentos são usados industrialmente, o que representa um consumo anual de cerca de 7×10 tons no mundo e vinte e seis mil e quinhentos tons somente no Brasil.

É bem estabelecida a noção de que o aporte de esgotos e rejeitos industriais promove alterações significativas nas características físico-químicas dos ambientes aquáticos. Entretanto, o impacto dos diversos tipos de efluentes, assim como sua ação conjunta sobre os processos biogeoquímicos que ocorrem em cada compartimento ainda são objeto de estudo.

Os rejeitos de indústrias têxteis, além do forte caráter ácido ou básico⁶, apresentam grande concentração de sólidos orgânicos em suspensão⁷. Esta elevada carga provoca em muitos casos depleção do oxigênio dissolvido e modificações na comunidade biológica. Os efluentes de indústrias têxteis, possuem altas concentrações de álcalis, carboidratos, proteínas, além de corantes contendo metais pesados. Em grandes concentrações, os metais pesados possuem ação tóxica sobre os microorganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, reduzindo a capacidade auto-depurativa dos corpos aquáticos.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito do lançamento de efluentes têxteis e *in natura* sobre o metabolismo (fotossíntese/respiração), biomassa primária e dinâmica de nutrientes inorgânicos dissolvidos na coluna d'água de um ambiente lótico.

2. TRATAMENTO DE EFLUENTES: BASES TEÓRICAS - CONCEITUAIS

3.1 Conceitos

Buscou-se o desenvolvimento uniforme das seguintes definições e conceitos referenciais para o estudo: Sistema de Gestão Ambiental - SGA, Aspecto ambiental, Impacto Ambiental, Prevenção da poluição e Medidas Mitigadoras. Sistema de Gestão Ambiental - SGA: a parte do sistema de gestão global que inclui estrutura organizacional, atividades de planejamento, responsabilidades, práticas, procedimentos, processos e recursos para desenvolver, implementar, atingir, analisar criticamente e manter a política ambiental (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1996).

Aspectos Ambientais: elementos das atividades, produtos e ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente (ABNT, 1996).

De acordo com o CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, (1996)

Impacto Ambiental é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais.

De acordo com Canter, (1997), citado por Queiroz, (1992), *"pode ser também qualquer alteração no sistema ambiental físico, químico, biológico, cultural e sócioeconômico que possa ser atribuída a atividades humanas relativas às alternativas em estudo para satisfazer as necessidades de um projeto"*.

Outra forma de defini-lo é apresentado pela ABNT (1996), caracterizando-o *"como qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização. Este último parece adequar-se melhor à realidade."*

A ABNT (1996) afirma que,

a prevenção da poluição apresenta-se no uso de processos, práticas, materiais ou produtos que evitem, reduzem ou controlem a poluição, os quais podem incluir reciclagem, tratamento, mudança no processo, mecanismos de controle, uso eficiente de recursos e substituição de materiais.

Por sua vez Harrington (2001) entende que tudo que a organização realiza *"denota preocupação com o ambiente"*, para reduzir o potencial do impacto ambiental na fonte, desenvolve produtos e processos; a seleção de matéria-prima leva em consideração o impacto da colheita ou extração; os processos são os mais eficientes possíveis para reduzir o desperdício; procura utilizar subprodutos como insumos para outros produtos e processos. O ambiente é uma fonte de renda e uma vantagem competitiva.

Segundo Cunha, (1999) *"as medidas mitigadoras estão previstas na análise do impacto uma série de possibilidades acidentais, e se estas são tomadas, podem evitar e até minimizar suas conseqüências."*

Para Marçal & Gontijo (2002),

medidas mitigadoras são aquelas que visam à minimização dos impactos adversos, compreendendo: natureza das medidas preventivas ou corretivas; fases do empreendimento em que serão aplicadas; fator ambiental a que se destinam (físico, biológico ou antrópico); prazo de permanência de sua aplicação; e responsabilidade por sua implantação.

Segundo Queiroz, (1992), medidas mitigadoras ou minimizadoras são aquelas *"capazes de diminuir ou potencializar os impactos, ou mesmo a sua gravidade, não compensando danos"*. Portanto, são medidas que objetivam minimizar os impactos de forma preventiva prevista na fase de planejamento do projeto, podendo ser implantadas nas diferentes fases do mesmo.

2.2 - Fases do Processo de Tratamento de Esgoto

De acordo com La Rovere, (2002):

Processos Físicos: são caracterizados pela remoção das substâncias fisicamente separáveis dos líquidos, aquelas que não se encontram dissolvidas no esgoto. Estão neles incluídos os processos de remoção de sólidos: grosseiros, decantáveis e flutuantes, retidos no gradeamento inicial e na caixa de areia, considerada a fase preliminar do tratamento de esgoto.

O mesmo La Rovere, (2002) afirma que

Processos Químicos são os que tentam reproduzir em dispositivos os fenômenos biológicos observados na natureza, considerando o aspecto da viabilidade econômica, o uso de energia e outros fatores decisivos em projetos de engenharia sanitária.

Assim, são processos que dependem da ação dos microorganismos presentes nos esgotos, que transformam substâncias complexas em compostos mais simples e são considerados aeróbios e anaeróbios

3. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES UTILIZADOS PELA INDÚSTRIA TÊXTIL

A molécula do corante utilizada para tingimento da fibra têxtil pode ser dividida em duas partes principais, o grupo cromóforo e a estrutura responsável pela fixação à fibra.

Existem vários grupos cromóforos utilizados atualmente na síntese de corantes. No entanto, o grupo mais representativo e largamente empregado pertence a família dos azocorantes (Figura 1), que se caracterizam por apresentarem um ou mais grupamentos $-N=N-$ ligados a sistemas aromáticos. Os azocorantes representam cerca de 60 % dos corantes atualmente utilizados no mundo, sendo extensivamente utilizados no tingimento de fibras têxteis.

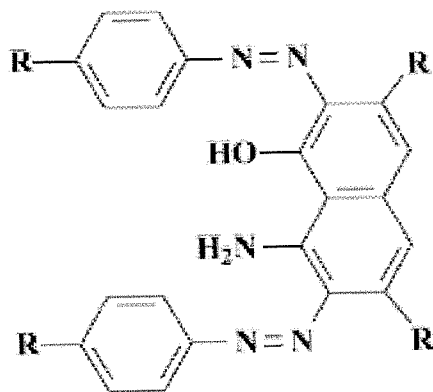


Figura 1. Exemplo de uma estrutura química característica de um grupo cromóforo de um azocorante.

A outra parte da molécula do corante, ligada ao grupo cromóforo, é responsável pela fixação do corante à fibra. Existem atualmente várias classes de corantes classificados segundo sua fixação, como exemplo o ácido, direto, básico, de enxofre e reativos, sendo este último o mais utilizado em nível mundial.

Os corantes reativos são assim chamados devido a sua capacidade de formarem ligações covalentes com a fibra (Figura 2). Estes corantes podem ser utilizados no tingimento de fibras celulósicas com boas características de tingimento, solidez e estabilidade química.

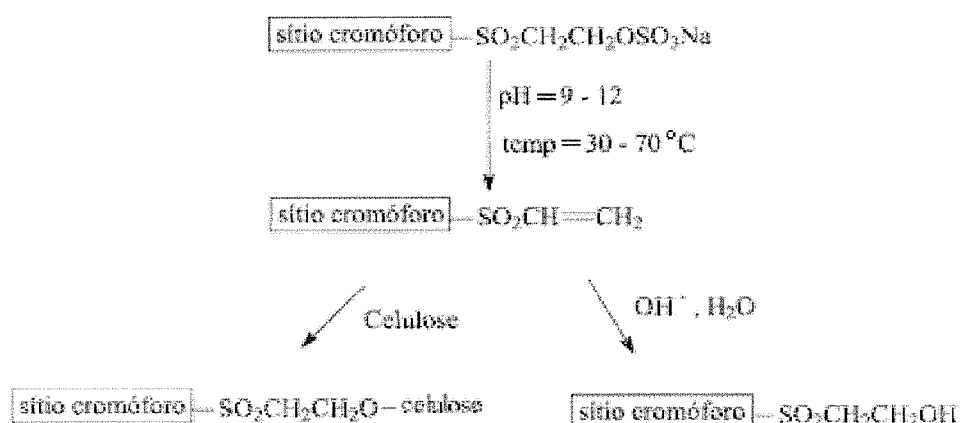


Figura 2. Interação de corantes reativos do tipo vinil sulfonato com a fibra têxtil¹⁰.

A poluição de corpos d'água com estes compostos provocam, além da poluição visual, alterações em ciclos biológicos afetando principalmente processos de fotossíntese. Além deste fato, estudos tem mostrado que algumas classes de corantes, principalmente azocorantes, e seus subprodutos, podem ser carcinogênicos e/ou mutagênicos. Devido a estas implicações ambientais, novas tecnologias têm sido buscadas para a degradação ou imobilização destes compostos em efluentes têxteis.

3.1 - Técnicas utilizadas

As técnicas de tratamento fundamentadas em processos de coagulação, seguidos de separação por flotação ou sedimentação, apresentam uma elevada eficiência na remoção de material particulado.

No entanto, a remoção de cor e compostos orgânicos dissolvidos mostram-se deficientes. Os processos de adsorção em carvão ativado apresentam uma eficiência significativamente maior, contudo em função da superfície química do carvão ser positiva, a adsorção de corantes de caráter catiônico é uma limitação bastante importante.

Além das desvantagens aqui assinaladas, é importante salientar que todos os processos anteriormente citados correspondem a sistemas não destrutivos. Embora o volume dos resíduos possa ser significativamente diminuído, a disposição final das fases sólidas continua sendo um problema sem solução.

Em função destes inconvenientes, existe uma certa predileção pela utilização de processos que realmente possam degradar as espécies de interesse. Dentro do contexto dos processos destrutivos, cabe aos processos biológicos um lugar de destaque, principalmente em função da relativa facilidade encontrada na implementação de sistemas que operem em grande escala.

Os processos biológicos utilizados com maior frequência estão representados pelos sistemas de lodos ativados (Figura 3). Este processo consiste na agitação dos efluentes na presença de microorganismos e ar, durante o tempo necessário para metabolizar e flocular uma grande parte da matéria orgânica¹⁷. Infelizmente, o processo apresenta o grande inconveniente de ser bastante susceptível à composição do efluente (cargas de choque), além de produzir um grande volume de lodo.

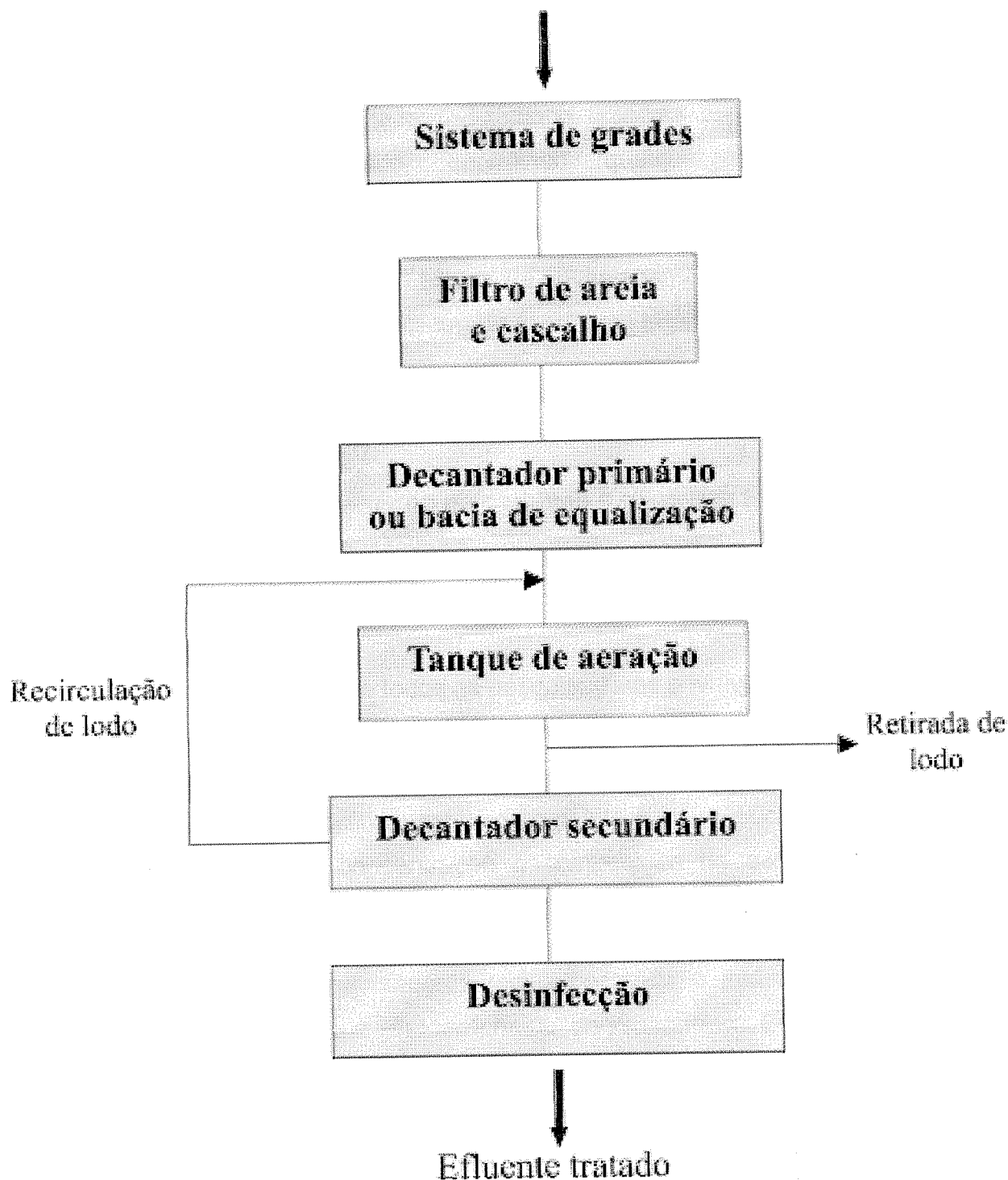


Figura 3. Esquema de uma estação de tratamento de efluentes utilizando lodo ativado, tipicamente empregada para tratamento de efluente têxtil¹⁰.

Em geral, na indústria têxtil os processos de tratamento estão fundamentados na operação de sistemas físico-químicos de precipitação-coagulação, seguidos de tratamento biológico via sistema de lodos ativados.

O sistema apresenta uma eficiência relativamente alta, permitindo a remoção de aproximadamente 80% da carga de corantes. Infelizmente, o problema relacionado com o acúmulo de lodo torna-se crítico, uma vez que o teor de corantes adsorvido é bastante elevado, impedindo qualquer possibilidade de reaproveitamento.

Por todos estes motivos, o estudo de novas alternativas para o adequado tratamento de efluentes deve ser considerado como uma prioridade dos profissionais que atuam nesta área de trabalho.

3.2 - Últimos avanços no tratamento de corantes e efluentes têxteis

3.2.1 - Biodegradação

A grande motivação de todos os pesquisadores envolvidos em estudos de biodegradação pode ser expressa pela busca contínua de microrganismos versáteis, capazes de degradar de maneira eficiente um grande número de poluentes a um baixo custo operacional. Na prática, sabemos que isto é muito difícil principalmente em função da diversidade, concentração e composição de espécies químicas presentes em cada efluente.

Recentemente, pesquisadores tem aumentado o interesse no versátil fungo de decomposição branca *Phanerochaete chrysosporium*. Este fungo tem a capacidade de mineralizar, além da lignina, pelo menos parcialmente e em alguns casos completamente, uma variedade de poluentes resistentes a degradação¹⁸⁻²¹.

O sistema lignolítico deste fungo é representado principalmente pelas enzimas lignina e manganês peroxidase, as quais são produzidas em meios contendo fontes limitadas de carbono e nitrogênio. Estas enzimas tem a capacidade de despolimerizar a lignina e uma grande variedade de outros compostos.

Especialmente para efluentes têxteis, alguns estudos tem sido realizados explorando sua capacidade de degradar e mineralizar corantes. Spadaro e col. citados por Fazzioli (2001, p.18) demonstraram que *P. chrysosporium* foi capaz de

mineralizar alguns azocorantes, sendo a capacidade de descoloração diretamente relacionada com a natureza dos grupos substituintes dos anéis aromáticos.

Kirby e col. citados por Couto (2001, p.72) estudando a capacidade de descoloração deste fungo frente a uma amostra de efluente simulada em laboratório, observaram a descoloração total deste após sete dias de tratamento. Continuando, Couto (2001, p.73) também observou uma excelente eficiência no tratamento de uma amostra contendo o corante poli-R-478, alcançando descolorações superiores a 95 % após o tratamento com o fungo *P. chrysosporium*.

Segundo avaliação de Silveira & Koetz (2003, p.1245)

A utilização de outros fungos como por exemplo *Pleurotus ostreatus* e *Trametes versicolor* para degradação de corantes também vem sendo estudada. Estes fungos caracterizam-se por serem bons produtores de lacase, uma fenol oxidase dependente de cobre. Esta enzima lignolítica tem a capacidade de catalisar reações de desmetilação, que é um inicial e importante passo em processos de biodegradação de cadeias poliméricas, com subsequente decomposição de macromoléculas de lignina pelo rompimento de anéis aromáticos e ligações C_a - C_b em estruturas fenólicas.

Em processos de oxidação de muitos compostos (principalmente de compostos fenólicos) a lacase apresenta uma grande especificidade para um grande número de compostos xenobióticos e efluentes industriais.

A utilização de bactérias, como *Pseudomonas sp* e *Sphingomonas sp* tem sido reportadas na degradação de corantes. Estes microrganismos são particularmente úteis para degradação de azocorantes, pois tem a capacidade de realizar a clivagem redutiva nas ligações azo deste tipo de composto, fato este que geralmente está associado a enzima azoredutase.

De acordo com Fazzioli (2001, p.31)

Outra alternativa recente para o tratamento de efluentes e compostos resistentes à degradação refere-se ao uso de agentes quelantes naturais, produzidos por alguns fungos e bactérias. Estes compostos, denominados sideróforos, apresentam uma alta afinidade por metais, principalmente ferro, formando complexos de alta estabilidade. A função biológica dos sideróforos é sequestrar ferro em ambientes com deficiência deste.

Existem basicamente dois tipos de sideróforos caracterizados até o momento, o do tipo catecolato e o do tipo hidroxamato. A presença do tipo catecolato foi detectada em vários fungos lignolíticos o que não foi tão freqüentemente observado com o tipo hydroxamato.

Estudos recentes mostram resultados muito interessantes com alguns fungos e bactérias produtoras destes compostos, demonstrando uma atividade mimética de fenoxidase, o que permitiu a descoloração de efluentes e a degradação de compostos de difícil degradação.

3.2.2-Tratamento com ozônio

Ozônio, a forma triatômica do oxigênio, é um gás incolor de odor pungente. Em fase aquosa, o ozônio se decompõe rapidamente a oxigênio e espécies radicalares. O ozônio é um agente oxidante poderoso ($E_0 = 2,08 \text{ V}$) quando comparado a outros agentes oxidantes conhecidos como por exemplo H_2O_2 ($E_0 = 1,78 \text{ V}$) permitindo com que esta espécie reaja com uma numerosa classe de compostos.

A oxidação de poluentes ou efluentes pode ocorrer de maneira direta ou indireta.

Oxidação direta

Através deste processo a molécula de ozônio pode reagir diretamente com outras moléculas orgânicas ou inorgânicas via adição eletrofílica (Figura 4). O ataque eletrofílico do ozônio pode acontecer a átomos com uma densidade de carga negativa (N, P, O ou carbonos nucleofílicos) ou a ligações duplas ou triplas do tipo carbono-carbono, carbono-nitrogênio e nitrogênio-nitrogênio.

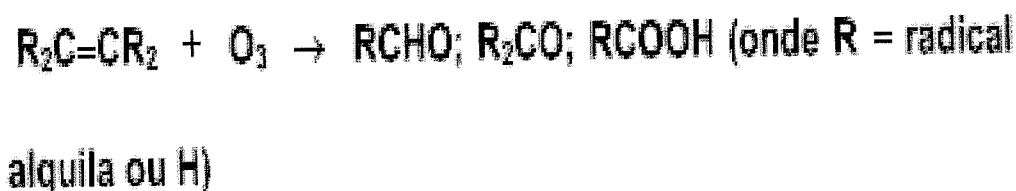


Figura 4. Alguns exemplos de oxidação direta com ozônio⁴⁶.

Oxidação indireta

Indiretamente, o ozônio pode reagir através de reação radicalar (principalmente $\cdot\text{OH}$) que é gerado pela decomposição do ozônio. (Figura 5). O radical hidroxila é um poderoso e não seletivo oxidante ($E^\circ = 2,80 \text{ V}$) que pode reagir através de três mecanismos distintos: i) abstração de hidrogênio ii) transferência de elétrons ou iii) adição radicalar (Figura 6). Os radicais secundários formados durante estas reações podem novamente reagir com ozônio ou outros compostos.



Figura 5. Reações de decomposição de ozônio formando espécies radicalares^{48,53}.

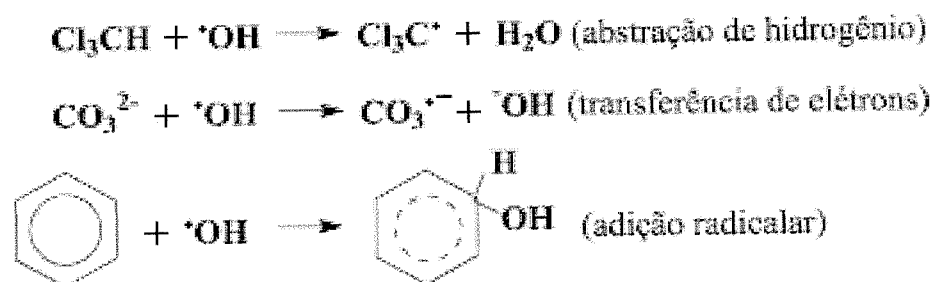


Figura 6. Reações iniciadas por radical hidroxila⁵⁴.

Para o tratamento de efluente têxtil o ozônio se mostra muito atrativo. Geralmente, os cromóforos encontrados neste efluente são compostos orgânicos com grande conjugação de ligações duplas como mencionado acima. Estas ligações podem ser rompidas por ozônio (direta ou indiretamente) formando moléculas menores descolorindo assim o efluente.

Neste sentido, vários estudos tem sido realizados demonstrando a eficiência do ozônio na remoção de cor em efluentes têxteis. Lin e Liu⁵⁵ observaram a descoloração de efluentes têxteis com ozônio aplicado em contra-corrente em tempos usualmente menores que 5 minutos. Shu e Huang⁵⁶ estudando uma mistura de oito azocorantes e Liakou e Liberatos⁵⁷ estudando a degradação do azocorante laranja 2, também observaram uma rápida degradação destes.

Kunz e col e Peralta-Zamora e col citados por Couto (2001, p.99) estudando a descoloração de alguns corantes reativos e Kunz e col citados por Couto (2001, p.103) estudando a degradação de efluente têxtil também observaram uma efetiva e rápida descoloração das amostras com ozônio.

No entanto, um inconveniente muitas vezes encontrado nos estudos de degradação com ozônio refere-se ao aumento da toxicidade de alguns intermediários de reação, o que torna necessário o acompanhamento do processo através de testes de toxicidade.

3.2.3 - Fotocatálise heterogênea

A degradação de compostos orgânicos através de fotocatálise heterogênea, assim como os princípios que fundamentam o processo, têm sido bastante documentados.

Conforme representado na Figura 7, quando um semiconductor é exposto a luz ultravioleta, este é promovido a um estado eletronicamente excitado que se caracteriza pela geração de um par elétron-lacuna (e^- , h^+). As características oxidantes do radical hidroxila gerado por reação da lacuna (equação 1), e o caráter fortemente oxidante da própria lacuna, fazem com que as moléculas orgânicas adsorvidas na superfície da partícula do catalisador possam ser oxidadas até completa mineralização, através de um processo bastante viável.

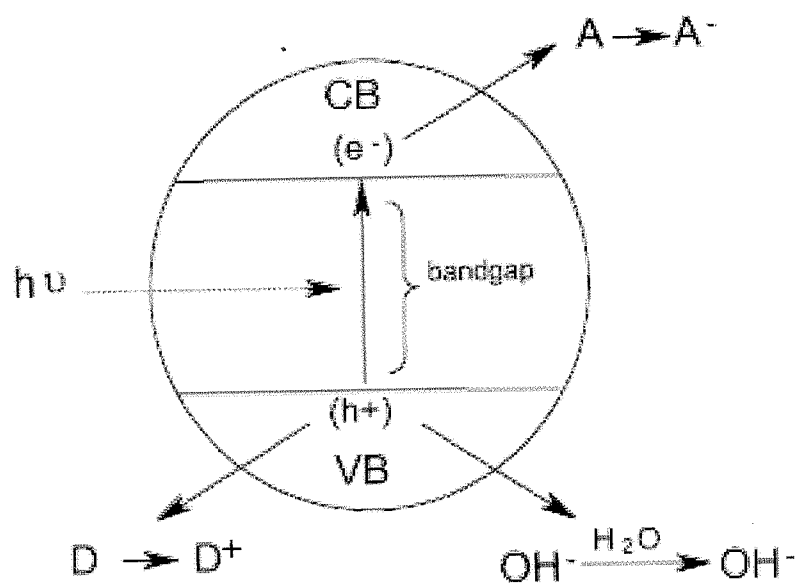
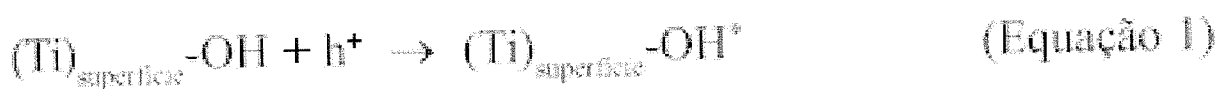


Figura 7. Representação esquemática dos princípios da fotocatalise heterogênea (A: Espécies aceptora, B: Espécies doadora).

A aplicação da fotocatalise no tratamento de efluentes têxteis tem sido relativamente pouco estudada, no entanto vários artigos tem sido publicados estudando-se a degradação de corantes isolados.

Embora a elevada eficiência da fotocatalise heterogênea permita uma rápida mineralização de inúmeras espécies químicas de relevância ambiental, existem vários inconvenientes de ordem prática que tem dificultado bastante a sua consolidação como alternativa de tratamento em grande escala.

Dentre as mais importantes limitações contam-se:

- 1) necessidade de fontes artificiais de radiação, uma vez que grande parte dos fotocatalisadores apresentam um "band gap" correspondente à região ultravioleta,
- 2) dificuldades na penetração da radiação no meio de reação e dificuldades na separação dos fotocatalisadores, uma vez que estes são utilizados na forma de finas suspensões e
- 3) dificuldades na implementação de sistemas contínuos em grande escala, principalmente em função dos inconvenientes anteriores.

Muitos estudos tendentes a contornar os inconvenientes acima citados estão sendo realizados no momento. Dentre as várias alternativas estudadas destacam-se:

- 1) Desenvolvimento de fotocatalisadores de maior eficiência (dopagem),
- 2) implementação de sistemas que operem com fotocatalisadores imobilizados e,
- 3) utilização de fotocatalisadores passíveis de ativação por luz solar ou de sistemas assistidos por agentes sensibilizadores.

3.2.4 - Processos físicos

Dentre os processos físicos mais utilizados no tratamento de efluentes e corantes têxteis, a adsorção com carvão ativado ainda vem sendo intensamente estudada. O estudo de alguns agentes alternativos utilizando-se de biomassa como adsorvente também tem despertado atenção recentemente. Alguns artigos tem sido publicados nos últimos anos utilizando carvão ativado de coco, bambo, casca de eucalyptus e quitosana como materiais adsorventes.

A utilização de tecnologias de membranas (Tabela 1), como osmose reversa (OR), microfiltração (MF), nanofiltração (NF) e ultrafiltração (UF), têm se tornado muito atrativas devido ao fato de possibilitarem o reuso da água no processo industrial. Isto é especialmente interessante se analisarmos as perspectivas futuras

não muito animadoras de escassez, elevação dos custos para captação de água e legislação cada vez mais restritiva para emissão de efluentes.

Tabela 1. Características de alguns processos de separação por membrana com aplicações industriais^{87, 88}

Processo de separação	Pressão aplicada (atm)	Tamanho do poro (nm)	Material retido
Microfiltração (MF)	1 - 3	20 - 1000	material em suspensão, bactérias (m.m. > 500.000)
Ultrafiltração (UF)	2 - 7	5 - 20	colóides, macromoléculas (m.m. > 5000)
Nanofiltração (NF)	5 - 20	2 - 5	macromoléculas
Osmose reversa (OR)	30 - 150	tamanho do poro não detectável	todo material solúvel e em suspensão

3.2.5 - Processos Combinados

Para o tratamento de um dado efluente muitas vezes uma solução bastante inteligente é a utilização de processos combinados para uma melhor eficiência do sistema. Estes métodos podem ser utilizados de maneira complementar, de tal forma que possam suprir deficiências apresentadas pelos processos quando aplicados isoladamente.

Atualmente dispomos de vários métodos para tratamento de efluentes, podendo ser classificados principalmente em físicos, químicos e biológicos. A combinação destes para tratamento de um dado efluente vai depender muito dos objetivos que se quer atingir no tratamento.

Para o tratamento de efluentes têxteis, a combinação de métodos mostra-se mais adequada, devido à presença de corantes que normalmente são resistentes a degradação nos sistemas convencionais de tratamento. Em geral, maior ênfase tem sido dado ao estabelecimento de metodologias que combinam os processos biológicos com outras alternativas físicas ou físico-químicas, tais como floculação, adsorção ou oxidação eletroquímica.

A combinação de processos oxidativos avançados (POAs) utilizando-se peróxido de hidrogênio, ozônio, luz ultravioleta, TiO_2 tem sido testados recentemente como alternativas aos processos de tratamento estabelecidos atualmente, com resultados promissores. Processos físicos utilizando-se tecnologias de membranas combinadas principalmente com ozônio também tem recebido especial atenção no final da década de 1990 devido a possibilidade de reuso da água conforme já discutido anteriormente. A combinação de processos biológicos (anaeróbios-aeróbios) também é útil, pois permite a efetiva descoloração do efluente principalmente quando azocorantes estiverem presentes neste efluente. Fungos, principalmente os decomposição branca, em combinação com métodos biológicos e químicos também têm sido testados e se mostrado bastante eficientes na descoloração de efluentes e corantes têxteis

4. ESTUDO DE CASO

O município de Estância é drenado pela bacia hidrográfica do rio Piau. O Rio Piauitinga é o seu afluente de maior vazão, sendo responsável por todo o fornecimento d'água para a região. Além do lançamento de esgotos domésticos do município, as indústrias têxteis, de processamento de sucos e alimentícias localizadas às margens do Rio Piauitinga, utilizam suas águas em suas etapas industriais, despejando seus resíduos líquidos e particulados neste ambiente aquático. As populações ribeirinhas à jusante dos despejos utilizam suas águas para consumo, contato primário e pesca.

Este trabalho foi realizado na represa de captação de água deste município, marcada pela presença de macrófitas emergentes (domínio de *Eleocharis interstintica* - Cyperaceae), submersas (*Myriophyllum* sp) e macroalgas (principalmente *Chara* sp e *Enteromorpha* spp) aderidas principalmente às paredes da represa, além de cianobactérias.

4.1 - Parte Experimental

Segundo Rocha & Branco (2000, p.201):

Foram conduzidos dois tipos de experimentos de campo, na base da represa de captação d'água do município de Estância-MG. O primeiro para avaliar o impacto dos efluentes em conjunto na fixação fotossintética de carbono inorgânico e na degradação microbiana de carbono orgânico (produção primária e decomposição pelágica).

O segundo, para verificar a influência dos efluentes, em três concentrações distintas, nas características físico-químicas da coluna d'água. Para estes experimentos, coletaram-se os efluentes industriais diretamente do cano de descarga das empresas escolhidas. Para obtenção do efluente composto, homogenizaram-se proporções iguais dos mesmos.

Foi realizado um experimento de incubação *in situ*, em 4 frascos de DBO. Água coletada acima da represa de Estância com o auxílio de garrafa de van Dorn foi usada como controle (C_0). Outros três frascos foram preenchidos com esta água, sendo adicionadas quantidades crescentes de efluentes, com o uso de uma seringa. As adições foram calculadas para fornecer as seguintes proporções da mistura água/efluentes: $C_1 = 19 : 1$, $C_2 = 9 : 1$ e $C_3 = 1 : 1$.

O mesmo procedimento foi repetido utilizando-se frascos escuros de igual capacidade, para avaliar-se o consumo de oxigênio por processos de decomposição. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) foi determinada por iodometria de acordo com Grasshoff *et al.* (1999, p.161), no tempo zero e após três horas.

O segundo experimento foi realizado com bolsas de polietileno transparentes, com tampa rosqueada, com capacidade de aproximadamente 20 L. Foram seguidas as mesmas condições de proporcionalidade utilizadas durante o primeiro experimento. Foram efetuadas quatro amostragens, cada uma com intervalo de tempo de duas horas, do tempo zero (T_0) ao tempo três (T_3), totalizando seis horas de incubação. As amostras foram recolhidas com o auxílio de uma seringa de 60 mL. Para cada amostra foi determinado *in situ* o pH, a condutividade e a temperatura.

No laboratório, as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro tipo GF/C (previamente calcinados à 450°C), para a análise de carbono orgânico particulado através de digestão com mistura $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e leitura espectrofotométrica do dicromato reduzido. A clorofila foi determinada em filtro de fibra de vidro (GF/C) por método espectrofotométrico tricromático¹³, utilizando-se extração com acetona a 90 % v.v.. Após a filtração, alíquotas foram reservadas para análise de fosfato, nitrato, nitrito e amônia ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) pelos métodos espectrofotométricos descritos em Grasshoff *et al* (1999, p.158).

4.2 - Produção Primária e Decomposição Pelágica

Os resultados das medidas de produção primária (Fig. 1) mostram um ambiente heterotrófico, com respiração bruta e líquida (0,12 e 0,19 mmoles de $O_2 \cdot h^{-1}$, respectivamente).

A adição de duas concentrações crescentes do efluente composto (19:1 e 9:1) promove um aumento nas taxas de produção líquida (0,19 e 0,27 mmoles de $O_2 \cdot h^{-1}$, respectivamente), provavelmente devido ao aumento na disponibilidade de nutrientes. Este aumento promove a transição do sistema incubado de uma situação de heterotrofia (decomposição) para autotrofia (produção) líquida. Em uma concentração maior (1:1) foi observada respiração líquida de 0,08 mmoles de $O_2 \cdot h^{-1}$. O efeito tóxico do efluente em maior concentração pode ter promovido uma inibição da atividade fotossintética ou, simplesmente, haver sido atingido o limite para o aumento das taxas de produção da comunidade fitoplanctônica por aumento da concentração de nutrientes.

Shukla *et al.* (1999, p. 23) observaram que a presença de pigmento têxtil em altas concentrações provocou uma diminuição da produção primária e biomassa fitoplanctônica. No entanto, os resultados obtidos para as taxas de produção bruta não sugerem acentuada ação tóxica ao fitoplancton. Ao mesmo tempo, o incremento no aporte de matéria orgânica causa o aumento da demanda de O_2 para a respiração.

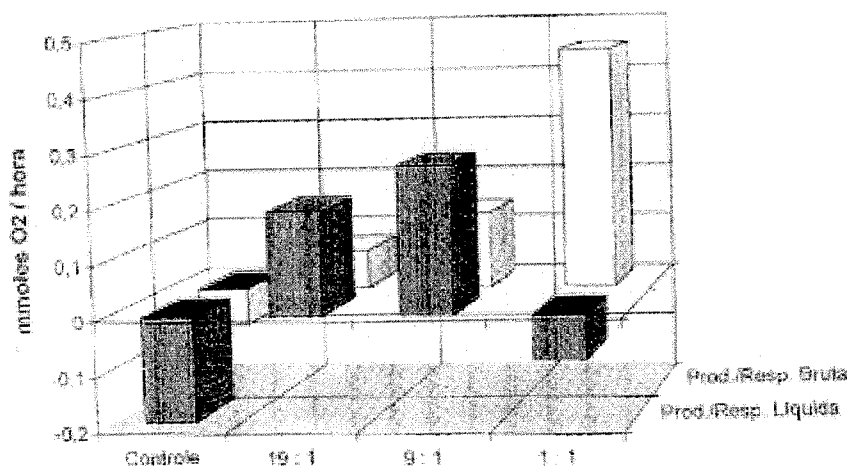


Figura 1. Taxas metabólicas brutas e líquidas obtidas no experimento de incubação em frascos de DBO (produção primária x decomposição pelágica). Valores positivos = produção; valores negativos = respiração.

A entrada do efluente composto nas três concentrações promoveu o incremento das taxas de produção primária bruta. Este resultado concorda, parcialmente, com o obtido por Lewitus & Kana, (1999,p.182) que observaram que em certas espécies de fitoplâncton a adição de substrato orgânico dissolvido (glicose) promove um aumento na pigmentação e fotossíntese, acompanhado por um incremento nas taxas de respiração brutas. Considerando-se as taxas líquidas obtidas em nosso experimento, observa-se que o maior aumento da concentração do substrato orgânico promove um retorno à heterotrofia.

4.3 - Influência dos Efluentes nas Características Físico-químicas

O efluente composto é uma grande fonte de carbono orgânico (95 mg C_{org}.L⁻¹). Apesar do pH baixo do efluente da indústria de amido, predominou o pH elevado da indústria têxtil no composto (Tabela 1). Os resultados para clorofila-a, no controle, demonstram um compartimento pelágico muito pobre em termos de biomassa fitoplanctônica, bem como um incremento da mesma ao longo das incubações (Fig. 2). Este fato seria função da exclusão do sistema dos principais consumidores de nutrientes inorgânicos dissolvidos daquele ambiente.

As macrófitas emergentes e submersas em condições naturais agiriam como verdadeiras bombas de nutrientes, principalmente de fosfato. Com esta maior disponibilidade de nutrientes haveria um aumento da biomassa fitoplanctônica no ambiente. Os demais dados evidenciam picos de biomassa com posterior declínio no sistema.

Tabela 1. Caracterização físico-química dos efluentes. Valores em negrito expressam resultados notáveis e/ou não esperados (explicação no texto).

Efluente	pH	Condutiv. $\mu S \cdot cm^{-1}$	PO_4^{3-} $\mu mol \cdot L^{-1}$	NO_2^- $\mu mol \cdot L^{-1}$	NO_3^- $\mu mol \cdot L^{-1}$	NH_3/NH_4^+ $\mu mol \cdot L^{-1}$	NID $\mu mol \cdot L^{-1}$
Amido	5,50	>1999	20,3	0,63	5,2	18,0	23,8
Frutas	7,43	630	4,4	0,98	10,7	318,8	330,5
Têxtil	12,56	>1999	2,2	1,20	73,8	65,3	140,3
Composto	12,28	> 1999	3,4	1,57	18,8	221,6	242,0
Diluição ^a			9,0	0,94	29,9	134,0	164,9

^a Calculado pela média da concentração dos três tipos de efluentes

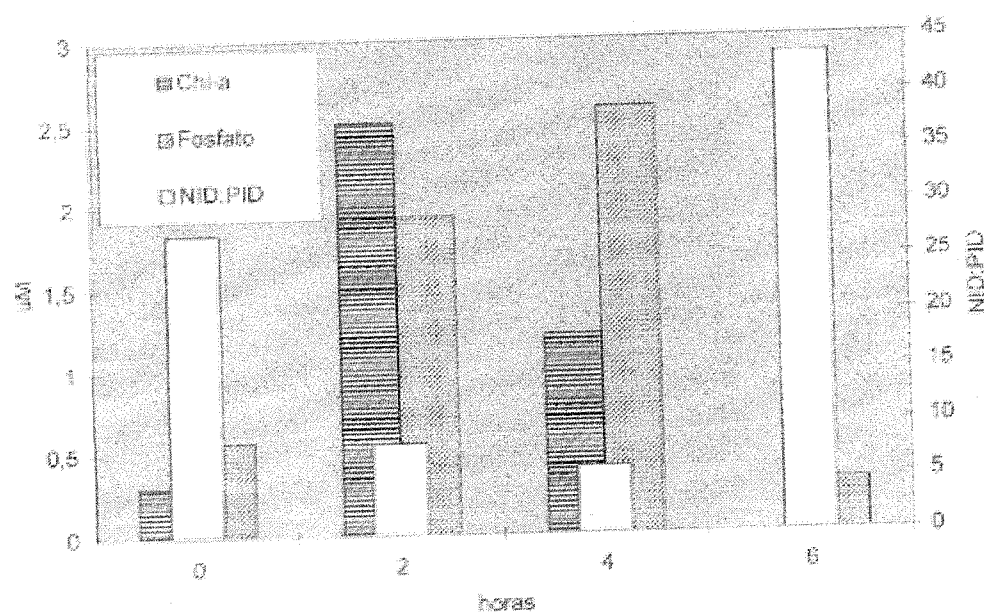


Figura 2. Variação da concentração de clorofila- α , fosfato e da relação entre nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvido (NID:PID) ao longo do tempo, no controle do experimento com bolsas de polietileno.

Foram calculadas as concentrações teóricas de diluição para cada experimento de incubação, em função da concentração de cada nutriente na água e no efluente composto (Tabela 2).

Observou-se que as concentrações obtidas para os nutrientes inorgânicos dissolvidos, não correspondem ao esperado pela simples diluição. Isto evidenciou a presença de processos químicos e/ou biológicos, ocorridos durante a mistura com a água do sistema natural. Esta alteração nas concentrações de nutrientes também se verificou durante a preparação do efluente misto (Tabela 1), produzindo concentrações inferiores (nitrito e amônia) e superiores (fosfato e nitrato) que às esperadas em uma mistura 1:1:1. O fosfato no controle, apresenta um padrão de incremento em sua concentração até o tempo 2 (Fig. 2). Isto poderia ser explicado pela decomposição de parte do material particulado e pela ausência de assimilação por macrófitas e macroalgas, no experimento.

Tabela 2. Concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos nas incubações. Valores em negrito expressam resultados notáveis e/ou não esperados (explicação no texto).

Amostra	Hora	PO_4^{3-}	$\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$	NO_2^-	NO_3^-
Teórica ^a	-	-	-	-	-
T ₀ C ₀	9:30	0,56	0,85	1,83	11,7
T ₁ C ₀	11:35	1,92	3,16	1,83	12,0
T ₂ C ₀	13:35	2,58	0,91	1,27	12,1
T ₃ C ₀	15:35	0,30	1,10	0,94	10,1
Teórica ^a	-	0,59	3,06	1,83	11,7
T ₀ C ₁	9:30	4,73	2,54	1,69	11,1
T ₁ C ₁	11:35	5,66	2,16	2,02	9,42
T ₂ C ₁	13:35	5,06	1,91	1,28	9,99
T ₃ C ₁	15:35	5,55	1,35	1,35	11,1
Teórica ^a	-	0,70	11,9	1,82	12,2
T ₀ C ₂	9:30	5,06	3,23	6,47	3,25
T ₁ C ₂	11:35	5,10	1,54	1,58	9,86
T ₂ C ₂	13:35	5,23	3,04	1,34	10,9
T ₃ C ₂	15:35	5,48	2,66	1,49	11,8
Teórica ^a	-	1,97	111	1,70	15,2
T ₀ C ₃	9:30	7,32	55,7	2,32	12,6
T ₁ C ₃	11:35	5,49	6,35	2,53	10,9
T ₂ C ₃	13:35	5,56	35,8	2,21	12,1
T ₃ C ₃	15:35	5,73	29,4	2,66	14,3

^a Calculada utilizando-se as concentrações da água e do efluente (diluição)

O incremento de fosfato com relação às concentrações teóricas de diluição poderia ser devido à lise celular, em função da presença do efluente. Este altera o pH do meio, elevando-o de 7,5 a > 10,0, e aumenta o teor de sais, incrementando a condutividade de 510 para > 1330 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, ocasionando assim o

rompimento da parede celular fitoplanctônica e bacteriana. Outra possibilidade é a alteração da partição do fosfato pela mudança das condições físico-químicas e aumento da atividade iônica, liberando este íon por dessorção. A adsorção a material particulado pode ter sido responsável pela diminuição da concentração de fosfato durante a preparação do efluente misto (Tabela 1). Em C₃ (1 : 1), é muito evidente a maior ação sinérgica do efluente, havendo uma grande liberação adicional de fosfato no sistema (Tabela 2).

O resultado das espécies nitrogenadas (Tabela 2, Fig. 3) mostra através do controle, que a coluna d'água é pobre em amônia. Nos demais experimentos, as concentrações iniciais de amônia estiveram abaixo da concentração teórica encontrada. Isto se explicaria pelo fato de termos um pH básico, decorrente do aporte do efluente misto (pH = 12,3), ocorrendo perda de nitrogênio para a atmosfera, como NH₃.

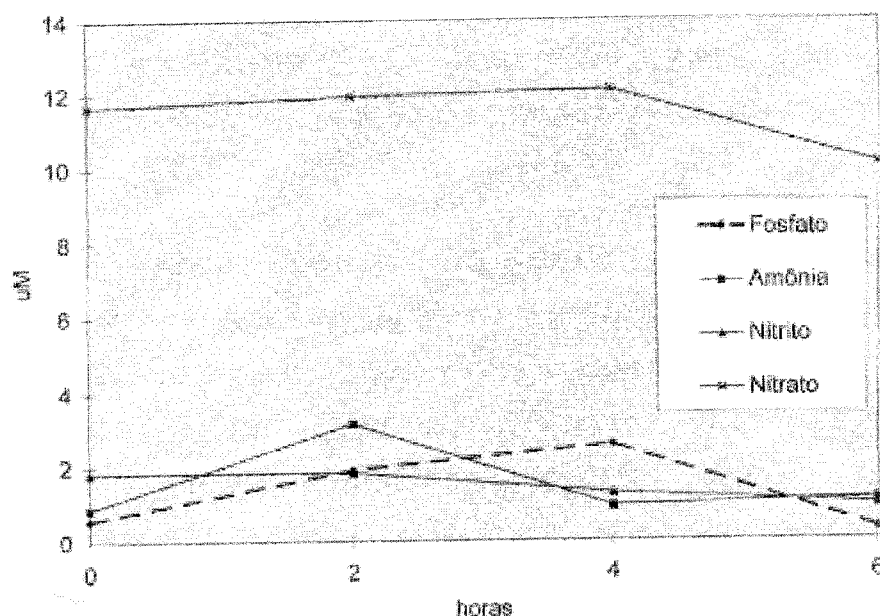


Figura 3. Variação da concentração de fosfato, amônia, nitrito e nitrato ao longo do tempo, no experimento com bolsas de polietileno (controle).

O sistema natural apresenta uma distribuição dos nutrientes nitrogenados compatível com processos de nitrificação, em função das concentrações de nitrato mais altas que de nitrito e amônia, com aumento ao longo do tempo, decrescendo ao final do experimento (Fig. 3).

Se compararmos o comportamento do fosfato e do nitrato (Fig. 3) para o controle, podemos verificar que ambos apresentam o mesmo padrão de variação temporal. As formas nitrato e fosfato são as mais utilizadas, pelo fitoplâncton e bactérias, para a produção primária. Caso não ocorresse o decréscimo do fosfato paralelo ao do nitrato, a diminuição deste último poderia ser devido a denitrificação no sistema. Neste caso, pode ser atribuído à assimilação biológica.

A entrada do efluente no sistema fechado, promove uma diminuição da concentração de nitrato após duas horas de incubação (Tabela 2). O mesmo não ocorreu para a concentração C_2 (Tabela 2, Fig. 4). Neste experimento, a concentração inicial de nitrato foi quase 3,5 vezes inferior à calculada por diluição, enquanto a de nitrito foi proporcionalmente maior. Este comportamento pode ser atribuído à denitrificação, que no caso de C_2 , devido a condições ótimas, teria ocorrido quase que instantaneamente, entre o espaço de tempo de colocação do efluente nas bolsas, agitação das mesmas e obtenção das alíquotas. Este comportamento fica mais evidente quando se considera a concentração inicial do controle (sistema sem efluente, T_0 Fig. 4). Da mesma forma, este processo pode explicar a menor concentração de nitrato obtida durante o preparo do efluente composto.

Considerando o tempo de montagem do experimento em cerca de 15 minutos, isto implicaria em taxas de denitrificação da ordem de $40 \mu\text{moles.h}^{-1}$, relativamente altas, porém plausíveis se comparadas às obtidas por Rysgaard *et al.*¹⁷ ($91 - 171 \mu\text{moles} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$). Observe-se que não houve acumulação de amônia, em consequência de perda para o ar como N_2 , N_2O (denitrificação) e NH_3 (influência do pH no meio). A quantidade inicial de nitrato disponível, seria então superior àquelas demonstradas pelos resultados, decorrentes de parte deste ter sido assimilado para o processo de produção primária, em todas as bolsas e denitrificado nas incubações com efluente. Ao longo do tempo de incubação, verifica-se um efeito homeostático, forçando ao retorno às condições originais.

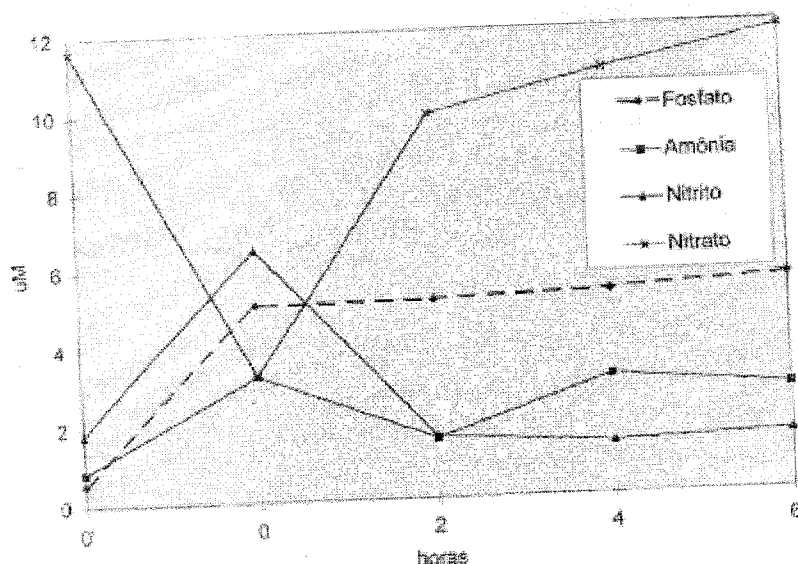


Figura 4. Variação da concentração de fosfato, amônia, nitrito e nitrato ao longo do tempo, no experimento com bolsas de polietileno (9 : 1). T_0 corresponde à concentração inicial sem adição de efluente.

De acordo com a relação entre nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo inorgânico dissolvido (NID:PID), o nitrogênio foi o elemento potencialmente limitante em quase todas as incubações, exceto em T_0C_0 e T_0C_3 (Fig. 5). Em T_0C_0 , obtém-se uma relação NID/PID alta em função do ambiente não ser naturalmente rico em fosfato e o mesmo não ocorrer com as formas nitrogenadas. Embora nos tempos 1 e 2 seguintes os dados sugiram uma limitação pelo nitrogênio, na realidade apenas obteve-se uma maior disponibilidade de fosfato na coluna d'água, em consequência da ausência de macrófitas emergentes e submersas.

Quando começa a haver assimilação deste nutriente pelo fitoplâncton e bactérias esta relação aumenta. Nas outras incubações a relação NID/PID é baixa. O aporte do efluente misto no sistema, propicia a lise celular, liberando assim uma considerável quantidade de fosfato para o meio, diminuindo assim esta a relação (Fig. 5). Podemos ter uma clara idéia da relação entre a disponibilidade de nutrientes e a produção primária ao longo do experimento, observando os dados de clorofila-a, a disponibilidade de fosfato e a relação NID/PID (Fig. 2). O que se observa novamente é um ambiente pobre em fitoplâncton, com pouco fosfato disponível e, portanto, uma alta relação NID/PID. De acordo com o primeiro experimento (controle, Fig. 1), um ambiente pelágico com heterotrofia líquida. Nas duas horas seguintes tempo(1), com a decomposição bacteriana e a ausência das macrófitas,

haveria uma grande disponibilidade de fosfato, incrementando assim os processos fotossintéticos. Este processo diminuiria a NID/PID. Já no tempo 2, apesar da maior disponibilidade de fosfato (consequentemente uma menor NID/PID), há uma diminuição da clorofila-a (Fig. 2). Isto pode ser devido a processos competitivos entre a comunidade fitoplanctônica e bacteriana.

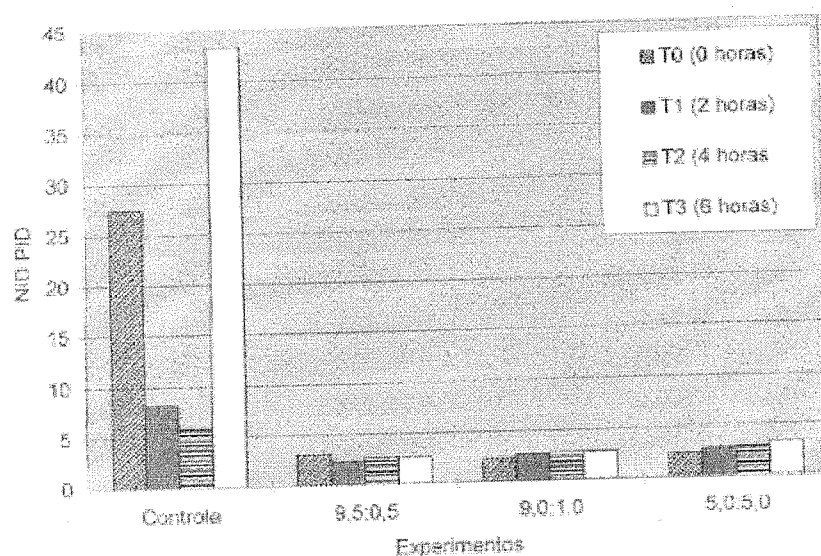


Figura 5. Variação da relação entre nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvido (NID/PID) ao longo do experimento.

A entrada dos efluentes promove a eutrofização do sistema, uma vez que o ambiente pelágico do rio Piauitinga, a montante do lançamento dos efluentes industriais, é naturalmente pobre em fitoplâncton, apresentando heterotrofia líquida. Este sistema aquático se baseia numa cadeia detritica, tendo como fonte energética o material detritico particulado proveniente das macrófitas e macroalgas. As adições de efluente nas proporções 19:1 e 9:1 promovem um incremento da produção primária líquida em função da maior disponibilidade de nutrientes no sistema. A proporção final (1:1), apesar da maior concentração de nutrientes, ultrapassa o limite de incremento da produção primária por aumento de concentração, e, devido ao concomitante aporte de matéria orgânica, propicia um retorno à condição heterotrófica líquida. No ambiente pelágico natural há uma tendência à nitrificação, porém, com a adição do efluente composto, ocorre uma inversão da tendência do

sistema à nitrificação, ocorrendo denitrificação e perda de nitrogênio para a atmosfera como N_2 , N_2O e NH_3 . Forças homeostáticas forçam um retorno à condição anterior. A produção primária fitoplanctônica no ambiente não poluído é limitada potencialmente pelo fósforo, em virtude do consumo por macrófitas e macroalgas e abundância relativa de nitrato; nos experimentos houve limitação potencial pelo nitrogênio.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Desde o século XIX que o homem tem desenvolvido e aperfeiçoado várias técnicas e atividades industriais, visando a produzir mais em quantidade e, se possível, em qualidade. Dessa produção em massa, resultam, quase sempre, efluentes, ou seja, descartes líquidos que, muitas vezes, são lançados inadvertidamente nos corpos receptores sem tratamento prévio, impactando o ecossistema em um dos seus constituintes mais valiosos: a água. Isto acarreta prejuízos econômicos e ambientais incalculáveis. A Organização das Nações Unidas já prevê que, nesse século, a água será o bem mais precioso do mundo.

O aumento da complexidade e dificuldade para o tratamento de efluentes têxteis e industriais de um modo geral, tem levado a busca constante de novas metodologias para tratamento destes rejeitos. Dispomos de uma variedade de métodos físicos, químicos e biológicos e a escolha do melhor, ou melhores, métodos seguramente deve ser feita levando-se em conta os objetivos a serem alcançados com o tratamento.

Aliado a isso, uma visão moderna com relação a efluentes industriais deve estar baseada não somente no tratamento deste (tecnologias "end of pipe") e sim na busca constante da minimização de resíduos gerados através de tecnologias limpas, ou seja, o pensamento deve se voltar para a fonte do efluente dentro da fábrica e não somente como resolver o problema após sua geração. A estocagem de grandes quantidades de efluentes não tratados em bacias de contenção mostra ser um procedimento inadequado do ponto de vista ambiental, visto que pode ocasionar acidentes de grandes proporções.

Assim, à guisa de conclusão, afirma-se que a literatura fornece diversas opções para o tratamento de efluentes oriundos de indústrias têxteis, que devem ser utilizados de acordo com as particularidades dos processos em questão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT Sistema de Gestão Ambiental - Diretrizes Gerais sobre princípios, sistemas e técnicas de apoio - NBR ISO 14004, out./1996.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT Sistema de Gestão Ambiental - Especificação e Diretrizes para Uso - NBR ISO 14001, out./1996.
- CAVALCANTI, J. E. W. A.; *Manual de Tratamento de Águas Residuárias*. São Paulo: CETESB, 2000.
- CID, A et al.. *Aquatic Toxicology*. Nova York: Springer-Verlag, 1995, p.165.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução 001/1986. Brasília, 1986.
- COSTA, Henrique L. De A. *Metodologia para subsidiar a elaboração de diagnóstico ambiental em bacias hidrográficas*. Monografia (especialização) - Goiânia: UFG/ Escola de Engenharia Civil, 2002.
- COUTO, E. C. G. *Tratamento de efluentes líquidos*. Dissertação de Mestrado. Niterói: UFF. Mimeo. 2000.
- CUNHA, Sandra B. Da, Guerra; Antônio J. T. (organizadores). *Avaliação e perícia ambiental*. São Paulo: Bertrand Brasil, 1999.
- ESTEVES, F. A.; *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 1987; 575 p.
- FAZZIOLI, I.; *Química Têxtil*. Rio de Janeiro: Ao Livro Técnico. 2001. p. 31.
- GRASSHOFF, K; EHRARDT, M.; KREMLING, K; *Methods of Seawater Analysis*. Weinheim: Verlag-Chemie. 1984; 419 p.

- HARRINGTON, H. James; KNIGHT, Alan. A implementação da ISO 14000: como atualizar o SGA com eficácia. São Paulo: Atlas, 2001.
- LANDNER, et al.. *In Chemicals in the Aquatic Environment - Advanced Hazard Assessment*; Landner, L.. New York: Springer-Verlag, 1989. cap 10, p. 216-229.
- LA ROVERE, Emílio L. (coordenador). *Manual de auditoria ambiental*. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2000.
- LA ROVERE, Emílio L. (coordenador). *Manual de auditoria ambiental para estações de tratamento de esgotos domésticos*. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2002,.
- LEWITUS, A. J.; KANA, T. M.; *Limnol. Oceanogr.* New York: Springer-Verlag. 1999. p.182.
- MARÇAL, Claudia; GONTIJO, Viviane dos Santos Resende. Sistema de Gestão Ambiental. Projeto de Implantação em Laticínios. Goiânia. UFG, 2002, 168 pg.
- QUEIROZ, Sandra M. P. *Avaliação de impactos ambientais: conceitos, definições e objetivos*. Curitiba. IAP-GTZ, 1992.
- ROCHA, A. A.; BRANCO, S. M.; *Acta Limnol. Brasil.*, Rio de Janeiro: UFRJ. 2000, Vol. I, p.201.
- SCHAFFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: EDUFRGS, 1985.
- SHUKLA, S. P. et all. *Environ. Pollut.* New York: Springer-Verlag . 1999, 8-4: 23.
- SILVEIRA, E. P.; KOETZ, P. R.; *Ciência e Cultura*: São Paulo: Atlas. 2003, p. 1245.