

UFRRJ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

DISSERTAÇÃO

LODOS ATIVADOS COM ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO NO
TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO

ALBIANE CARVALHO DIAS

2017



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
E AMBIENTAL**

**LODOS ATIVADOS COM ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO NO
TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO**

ALBIANE CARVALHO DIAS

Sob a Orientação do Professor
Alexandre Lioi Nascentes

e Coorientação da Professora
Juacyara Carbonelli Campos

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração em Meio Ambiente.

SEROPÉDICA, RJ
FEVEREIRO DE 2017

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

D5411 Dias, Albiane Carvalho, 1990-
Lodos ativados com adição de carvão ativado no
tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário
e esgoto doméstico / Albiane Carvalho Dias. - 2017.
84 f.: il.

Orientador: Alexandre Lioi Nascentes.
Coorientadora: Juacyara Carbonelli Campos.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola e Ambiental, 2017.

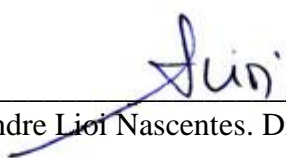
1. chorume. 2. adsorção. 3. carvão ativado
granular. 4. carvão ativado em pó. I. Nascentes,
Alexandre Lioi, 1976-, orient. II. Campos, Juacyara
Carbonelli, 1971-, coorient. III Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro. Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola e Ambiental. IV. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL


ALBIANE CARVALHO DIAS

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração em Meio Ambiente.


DISSERTAÇÃO APROVADA EM 23 / 02 / 2017.



Alexandre Lioi Nascentes. Dr. UFRRJ (Orientador)



Juacyara Carbonelli Campos. Dra. UFRJ (Coorientadora)



Rui de Goes Casqueira. Dr. UFRRJ



Jaime Lopes da Mota Oliveira. Dr. ENSP/FIOCRUZ

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a Deus e à minha família,
que sempre estiveram presentes nas minhas
conquistas.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me dá forças e permitir que este trabalho fosse concluído.

Aos meus pais, família e amigos, pelo amor, incentivo e apoio incondicional em todos os momentos da minha vida.

Ao meu namorado, por todo amor e companheirismo, e também por sempre estar presente durante todo o trabalho.

Ao meu orientador Alexandre Lioi, pela confiança, paciência, motivação e disponibilidade.

A minha coorientadora Juacyara Carbonelli.

As minhas companheiras de trabalho no laboratório.

Ao professor Jaime Lopes.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental da UFRRJ, pela grande oportunidade concedida.

Aos professores, colegas e funcionários do PGEAAmb.

A CICLUS, pela autorização para coleta do lixiviado.

A banca examinadora pela disponibilidade.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro concedido durante a pesquisa.

A AGEVAP e ao Comitê Guandu pelo financiamento do projeto.

Enfim, meus sinceros agradecimentos a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram no desenvolvimento deste trabalho. Muito obrigada!

RESUMO

DIAS, Albiane Carvalho. **Lodos Ativados com Adição de Carvão Ativado no Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico**. 2017. 71p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

O gerenciamento inadequado do lixiviado pode causar impactos ambientais negativos, de forma a comprometer a disponibilidade e qualidade dos recursos naturais, devido sua composição complexa e seu elevado potencial poluidor. Uma das alternativas para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários é o seu tratamento combinado com esgoto doméstico em estações de tratamento de esgoto, embora proporções mais elevadas do lixiviado no esgoto possam comprometer a eficiência do processo. Este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em sistemas com biomassa e carvão ativado. Para isto, foram utilizados reatores em batelada sequencial em escala de laboratório e dois tipos de carvão ativado- granular (CAG) e pulverizado (CAP). O trabalho foi constituído de duas etapas, dentre elas estão: os ensaios onde os reatores foram alimentados com diferentes misturas de lixiviado/esgoto sintético (0, 2, 5 e 10%) e concentrações de CAG (0, 2, 4 e 6 g/L) operando com tempos de residência de 23 h e idades do lodo de 28 dias; e ensaios onde os reatores foram alimentados com uma mistura de 5% de lixiviado/esgoto, fixado uma concentração de CAP de 6 g/L e foram operados com diferentes tempos de residência de 23, 16 e 8 horas e idades de lodo de 28, 28, e 17 dias, respectivamente. Avaliou-se, ainda, a diferença entre os dois tipos de carvão quanto à eficiência de remoção de DQO, nas seguintes configurações: fixando a concentração de carvão (6 g/L) e o percentual de lixiviado na alimentação (5% v/v), para o tempo de batelada de 23 h e idade do lodo de 28 d. Para a primeira etapa, foi possível verificar que a eficiência de remoção de DQO foi superior nos reatores contendo CAG e biomassa quando comparados ao reator contendo apenas biomassa. E ao longo desta etapa do experimento foi possível observar que após o aumento da concentração de lixiviado na alimentação houve queda significativa na eficiência de remoção de DQO. Na avaliação do processo PACT[®], verificou-se que o reator com tempo de residência de 23 h foi o que apresentou as melhores eficiências de remoção de DQO e cor do processo, 79 e 44%, respectivamente. Nos testes comparativos entre os dois tipos de carvão, o sistema com CAP mostrou-se muito mais eficiente na remoção de DQO, apresentando eficiência média de 79%, quando comparado ao sistema com CAG (63%).

Palavras-chave: chorume, adsorção, carvão ativado granular, carvão ativado em pó.

ABSTRACT

DIAS, Albiane Carvalho. **Activated sludges with addition of activated carbon in the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage**. 2017. 71p. Dissertation (Master Science in Agricultural and Environmental Engineering, Environment). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

The inappropriate management of leachate can cause negative environmental impacts, in order to compromise the availability and quality of natural resources, reason of to their complex composition and high polluter potential. One of the alternatives for the treatment of landfill leachate is its combined treatment with domestic sewage in sewage treatment plants, although higher proportions of the leachate in the sewage could compromise the efficiency of the process. This study aimed to evaluate the efficiency of the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in biomass and activated carbon systems. For this, were used sequential batch reactors in lab-scale and two types of activated carbon - granular (GAC) and pulverized (PAC). The work consisted of two stages, among them they are: the tests where the reactors were fed with different mixtures of leachate/synthetic sewage (0, 2, 5 e 10%) and concentrations of GAC (0, 2, 4 e 6 g/L) operating with residence times 23h and sludge ages 28 days; and tests where the reactors were fed with a mixture of 5% leachate/sewage; fixed a PAC concentration of 6 g/L and were operated on with different HRT of 23, 16 and 8 hours and sludge ages of 28, 28, and 17 days, respectively. It has been evaluated, the difference between the two types of carbon regarding COD removal efficiency, in the following configurations: fixing the concentration of carbon (6 g/L) and the percentage of leachate in the feed (5% v/v), for the batch time of 23 h and sludge age of 28 d. For the first step, it was possible to verify that the COD removal efficiency was higher in the reactors containing GAC and biomass when compared to the reactor containing only biomass. And along this stage of the experiment it was possible to observe that after the increase of leachate concentration in the feed there was a significant drop in COD removal efficiency. In the evaluation of the PACT[®] process, it was verified that the reactor with HRT of 23 h was the one that presented the best COD and color removal efficiencies the process, 79 and 44%, respectively. In the comparative tests between the two types of carbon, the PAC system proved to be much more efficient in the removal of COD, presenting an average efficiency of 79% when compared to the GAC system (63%).

Keywords: leachate, adsorption, granular activated carbon, powdered activated carbon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (ton./dia)	5
Figura 2: Evolução da forma de disposição de RSU gerado no Estado do Rio de Janeiro	6
Figura 3: Balanço hidrológico da formação do líquido percolado	7
Figura 4: Critérios de decisão para a seleção do tipo de tratamento de lixiviados.....	12
Figura 5: Esquema básico do processo de lodos ativados	14
Figura 6: Floco de lodo ativado.....	16
Figura 7: Vista esquemática da estrutura interna de uma partícula de carvão ativado.....	22
Figura 8: Representação de um reator utilizando o processo PACT®	25
Figura 9: Superfície de adsorção e poros para aprisionar partículas em suspensão	27
Figura 10: Reatores 1, 2, 3 e 4, respectivamente. (A) Etapa de aeração, (B) Etapa de sedimentação	31
Figura 11: Ilustração do carvão ativado granular	32
Figura 12: Sistema Experimental	36
Figura 13: Aparato Experimental	36
Figura 14: Ilustração do carvão ativado em pó.....	37
Figura 15: Monitoramento de DQO durante a Fase I para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias	42
Figura 16: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase I.....	43
Figura 17: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase I.....	43
Figura 18: Monitoramento de DQO durante a Fase II para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias	44
Figura 19: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase II.....	44
Figura 20: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase II.....	45
Figura 21: Monitoramento de DQO durante a Fase III para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias	46
Figura 22: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase III.....	46
Figura 23: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase III	47
Figura 24: Monitoramento de DQO durante a Fase IV para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias	48
Figura 25: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase IV	48
Figura 26: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase IV	49
Figura 27: Média da eficiência de remoção de DQO durante todas as Fases	50
Figura 28: Efeito do incremento do percentual de lixiviado na alimentação nos valores médios de remoção de DQO, por reator.....	51
Figura 29: Efeito do percentual de lixiviado na eficiência de remoção de DQO dos reatores.....	52
Figura 30: Gráfico de Pareto dos Efeitos Padronizados, para variável resposta Remoção de DQO (%); $\alpha = 0,05$	53
Figura 31: Monitoramento da DQO durante a Etapa II para os reatores com diferentes tempos de residência	54
Figura 32: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)	55

Figura 33: Diferenças de médias para DQO (Tukey $\leq 0,05$).....	55
Figura 34: Valores médios de eficiência de remoção de cor por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)	56
Figura 35: Valores médios de IVL por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)	57
Figura 36: Valores médios de SS'30 por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)	58
Figura 37: Valores médios de SST por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)	59
Figura 38: Valores médios de remoção de DQO por tipo de carvão.....	60
Figura 39: Diferenças de médias de remoção de DQO para o tipo de carvão (Tukey $\leq 0,05$)..	60
Figura 40: Valores médios de IVL por tipo de carvão ativado. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)	61
Figura 41: Valores médios de SS'30 por tipo de carvão ativado. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$).....	61
Figura 42: Valores médios de SST por tipo de carvão ativado. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Fontes de alguns íons encontrados em lixiviados.....	9
Tabela 2: Caracterização de lixiviado de aterros brasileiros	10
Tabela 3: Classificação dos sistemas em função da idade do lodo	14
Tabela 4: Características operacionais do processo de lodos ativados.....	17
Tabela 5: Interpretações das condições de sedimentabilidade do lodo, segundo diversos autores.....	20
Tabela 6: Comparação entre Carvão Ativado em Pó (CAP) e o Carvão Ativado Granular (CAG)	23
Tabela 7: Percentual de lixiviado em cada uma das quatro Fases.....	31
Tabela 8: Resumo das configurações dos reatores para cada Fase.....	31
Tabela 9: Valores da reposição diária de CAG	32
Tabela 10: Composição do esgoto sintético	34
Tabela 11: Metodologias analíticas adotadas	35
Tabela 12: Características do carvão Carbomafra.....	37
Tabela 13: Caracterização do Lixiviado	40
Tabela 14: Caracterização das misturas lixiviado/esgoto.....	41

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

A/M - Relação Alimento/Microrganismo
ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
BAC - Biological Activated Carbon
CA - Carvão Ativado
CAG - Carvão Ativado Granular
CAP - Carvão Ativado em Pó
COT - Carbono Orgânico Total
CTR - Central de Tratamento de Resíduos
Cv - Carga Volumétrica
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio de cinco dias a 20°C
DQO - Demanda Química de Oxigênio
EPA - Agência de Proteção Ambiental Americana
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IVL - Índice Volumétrico de Lodo
OD - Oxigênio Dissolvido
PACT® - *Powdered Activated Carbon Treatment*
PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos
Q - Vazão
RSU - Resíduo Sólido Urbano
RBS - Reator em Bateladas Sequenciais
SEA - Secretaria de Estado do Ambiente/RJ
SSF - Sólidos Suspensos Fixos
SST - Sólidos Suspensos Totais
SSV - Sólidos Suspensos Voláteis
TRH - Tempo de Retenção Hidráulica
TR - Tempo de Residência
V - Volume
 X_{ca} - Concentração de carvão ativado no interior do reator
 X_{ci} - Reposição de carvão ativado
 X_e - Sólidos suspensos totais no tanque de aeração
 X_v - Concentração de sólidos suspensos voláteis
 θ_c - Idade do lodo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo Geral.....	3
2.2 Objetivos Específicos.....	3
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	4
3.1 Resíduos Sólidos Urbanos.....	4
3.2 Lixiviado de Aterro Sanitário.....	6
3.2.1 Características dos Lixiviados de Aterro Sanitário.....	8
3.3 Tecnologias de Tratamento de Lixiviado.....	11
3.4 Tratamento Biológico: Processo de Lodos Ativados.....	13
3.4.1 Parâmetros Operacionais do Sistema de Lodos Ativados.....	16
3.4.1.1 Idade do lodo (θ_c).....	17
3.4.1.2 Relação Alimento/Microrganismos (A/M ou F/M).....	18
3.4.1.3 Sólidos Suspensos Totais (SST).....	18
3.4.1.4 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH).....	18
3.4.1.5 Índice Volumétrico de Lodo (IVL).....	19
3.4.1.6 Oxigênio Dissolvido (OD) no Tanque de Aeração.....	20
3.5 Tratamento Combinado de Lixiviado e Esgoto Doméstico.....	20
3.6 Processos de Adsorção em Carvão Ativado.....	22
3.6.1 PROCESSO PACT® (Powdered Activated Carbon Treatment).....	24
3.6.2 Processo com Biomassa e Carvão Ativado Granular (CAG).....	27
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
4.1 ETAPA I- Processo de Lodos Ativados com CAG.....	30
4.1.1 Localização.....	30
4.1.2 Configuração do Processo.....	30
4.1.3 Carvão.....	32
4.1.4 Inoculação dos reatores.....	33
4.1.5 Efluentes utilizados.....	33
4.1.5.1 Esgoto Sintético.....	33
4.1.5.2 Lixiviado.....	34
4.1.6 Monitoramento do sistema.....	34
4.2 ETAPA II (PROCESSO PACT®).....	35
4.2.1 Sistema Experimental.....	35
4.2.2 Inoculação dos Reatores.....	37
4.2.3 Carvão.....	37
4.2.4 Operação dos Reatores.....	38
4.2.5 Monitoramento do sistema.....	39
4.3 Análises Estatísticas.....	39
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
5.1 Caracterização do Lixiviado e das Alimentações.....	40
5.2 Etapas do Trabalho.....	41
5.2.1 ETAPA I (Lodos Ativados com CAG).....	41
5.2.1.1 DQO.....	41
5.2.2 ETAPA II (PROCESSO PACT®).....	53
5.2.2.1 DQO.....	53
5.2.2.2 COR APARENTE.....	55
5.2.2.3 IVL.....	56

5.2.2.4 SS'30	57
5.2.2.5 SST	58
5.2.3 Comparação entre os tipos de carvão	59
6 CONCLUSÃO.....	63
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população e o desenvolvimento das atividades humanas têm contribuído de forma significativa para o aumento da taxa de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) nos últimos anos. A disposição inadequada desses resíduos representa uma ameaça para o meio ambiente e para a saúde pública. Por isso, a necessidade do gerenciamento adequado desses resíduos torna-se cada vez mais importante.

Diversas são as formas de disposição final dos RSU, porém no Brasil o emprego sob a forma de aterro sanitário tem aumentado, devido à maior viabilidade econômica quando comparada a outras alternativas, e tende a continuar crescendo em função da Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecida pela Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010), que preconiza a erradicação dos lixões.

O lixiviado, líquido gerado a partir da decomposição dos RSU nos aterros sanitários é um efluente com alto potencial poluidor e deve ser tratado adequadamente, pois a possível presença de substâncias recalcitrantes e a grande variabilidade das suas características ao longo da operação do aterro tornam as técnicas de tratamento tradicionais pouco eficientes e muito onerosas.

Uma das soluções para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários é o seu tratamento combinado com esgoto doméstico em estações de tratamento de esgoto. Esta alternativa vem sendo estudada por diversos pesquisadores e as principais limitações deste arranjo residem na redução da sedimentabilidade do lodo e no comprometimento da atividade dos microrganismos, à medida que se aumenta a proporção de lixiviado na mistura, o que estaria associado à elevada toxicidade e recalcitrância do lixiviado (BOCCHIGLIERI, 2010; FERREIRA et al., 2009; NASCENTES, 2013; NASCENTES et al., 2015; MANNARINO et al., 2013).

No Brasil, observa-se que está prática já vem sendo adotada. Aterros sanitários em diversos estados são exemplos onde o tratamento do lixiviado ocorre em estações de tratamento de esgotos e os efluentes finais atendem aos limites estabelecidos pelas legislações ambientais vigentes. No entanto, ainda existem muitas incertezas do tratamento combinado, mas a esse respeito presume-se que não há uma solução universal, que isoladamente, consiga tratar de maneira eficiente o lixiviado, por isso, técnicas consorciadas são sempre utilizadas.

Diante deste cenário, estudos recentes mostram que entre os diversos processos combinados disponíveis, a tecnologia que combina carvão ativado, granular ou pulverizado, e

biomassa também se caracteriza como uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes que apresentam compostos com elevada resistência a biodegradação, promovendo a adsorção e a degradação biológica simultaneamente.

Neste contexto, o presente trabalho visou avaliar a eficiência no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico através da adição de carvão ativado em sistemas de lodos ativados. E investigar condições operacionais ideais e se a sinergia entre o carvão e a biomassa permite a utilização de maiores proporções de lixiviado, sem que haja comprometimento da eficiência do tratamento.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico através do processo de lodos ativados com carvão ativado.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica dos sistemas compostos por lodos ativados e carvão ativado granular (CAG);
- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e cor do sistema composto por lodos ativados e carvão ativado em pó (PACT[®]) para diferentes tempos de residência;
- Avaliar a influência do tipo de carvão ativado (CAP/CAG), na remoção de matéria orgânica;
- Avaliar a sedimentabilidade do lodo dos sistemas através do índice volumétrico do lodo (IVL);
- Estabelecer comparações entre a eficiência do sistema de lodos ativados com o sistema de biomassa combinado com carvão ativado granular.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida pela Lei 12.305/2010, resíduo sólido é definido como: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A geração dos resíduos sólidos urbanos (RSU) vem crescendo e acompanhando o desenvolvimento econômico e populacional do Brasil. Os últimos dados divulgados pelo IBGE apontam para um crescimento de aproximadamente 19% na geração de RSU entre 2002 e 2008, passando de 149.094 ton./dia em 2002 para 183.481 ton./dia em 2008 (IBGE, 2002; 2008).

Os dados mais recentes, divulgados pela ABRELPE (2015), mostraram que nos anos de 2014 e 2015, no Brasil, o volume total de RSU gerado foi de aproximadamente 215.297 e 218.874 ton./dia, respectivamente, representando um aumento de 1,7% de um ano para o outro, sendo este índice bem superior à taxa de crescimento populacional verificada no mesmo período que foi de 0,8%.

Dessa forma, uma vez gerado, o resíduo sólido demanda por soluções adequadas de destinação final de forma a alterar o mínimo possível o meio ambiente. Com isso, a PNRS definiu no artigo 54 que as cidades brasileiras devem realizar a disposição final ambientalmente correta dos resíduos no prazo de agosto de 2014, sendo assim condenando a operação de lixões (BRASIL, 2010). Algumas tentativas para a prorrogação deste prazo foram realizadas através de medidas provisórias, porém até o presente momento continua valendo o texto original da PNRS. Para garantir o atendimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos e seu decreto regulamentador, de certo haverá um aumento de aterros sanitários em operação.

No Brasil, o aterro sanitário é a forma predominante de destinação final destes resíduos, com 58,7% sendo dispostos em aterros sanitários, 24,1% em aterros controlados e 17,2% em lixões, conforme a Figura 1 (ABRELPE, 2015). Este quadro altera-se quando se observa a avaliação por número de municípios, onde aproximadamente 40,3% dispõem seus

resíduos em aterros sanitários, 31,8% em aterros controlados e 27,9% em lixões (ABRELPE, 2015).

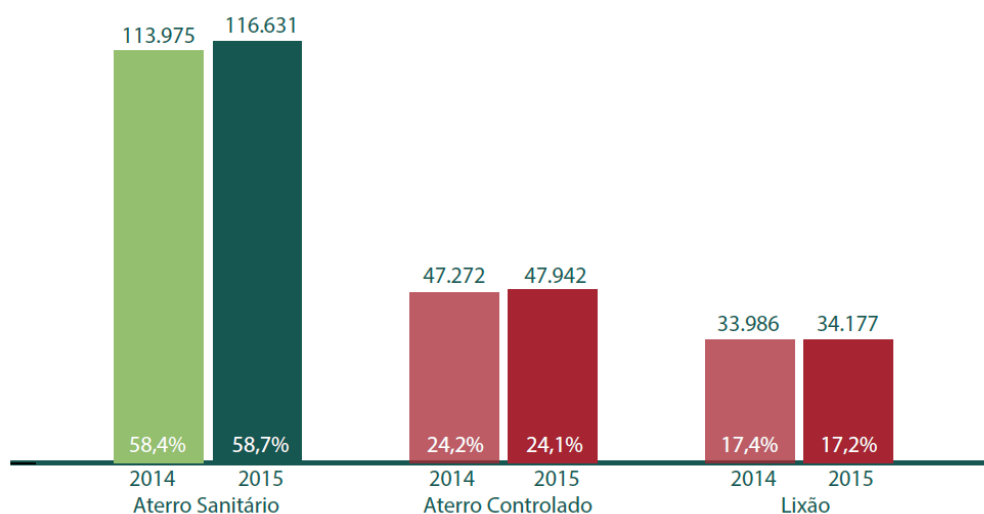


Figura 1: Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (ton./dia)

Fonte: ABRELPE (2015)

De acordo com a Secretaria de Estado do Ambiente - SEA (2016), do Estado do Rio de Janeiro, o cenário da gestão de resíduos sólidos era em 2007, que das 92 cidades do Estado do Rio de Janeiro, 76 descartavam seus resíduos em lixões, 12 em aterros controlados e somente 4 em aterros sanitários. Enquanto atualmente, 72 municípios fluminenses estão destinando seus resíduos em aterros sanitários. A Figura 2 apresenta a situação da destinação dos resíduos sólidos no Estado do Rio de Janeiro.

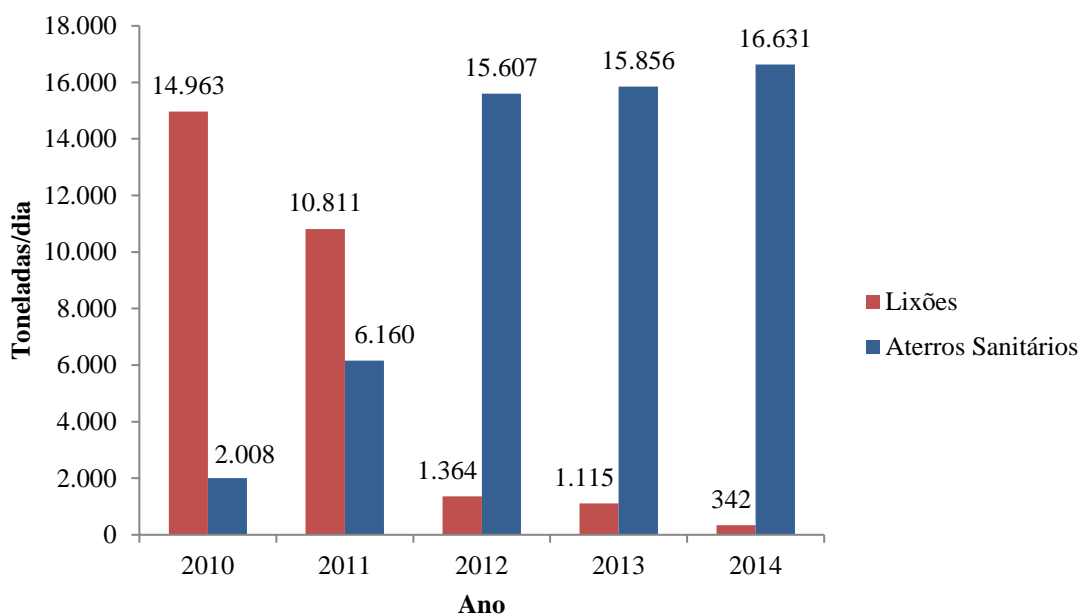


Figura 2: Evolução da forma de disposição de RSU gerado no Estado do Rio de Janeiro

Fonte: Adaptado, SEA (2016)

Apesar de as metas da PNRS não estarem totalmente atendidas é possível observar a evolução do volume de RSU dispostos em aterros sanitários, e com isso fica notória a necessidade de tecnologias para o tratamento de lixiviado, tendo em vista o aumento da sua geração.

3.2 Lixiviado de Aterro Sanitário

Atualmente, um dos principais desafios relacionados à decomposição dos RSU em aterros sanitários é o tratamento adequado do lixiviado. O termo lixiviado é comumente empregado pela comunidade científica como o sinônimo de percolado ou chorume.

Na medida em que se avança o processo de degradação da matéria orgânica presente na massa de resíduos sólidos nos aterros sanitários, ocorre a perda de umidade para o meio, e assim gerando o líquido denominado lixiviado. Vale ressaltar que em período de chuva a geração de lixiviado é superior aos períodos de tempo seco (SANTOS, 2010). A Figura 3 apresenta um esquema geral da formação do líquido percolado.

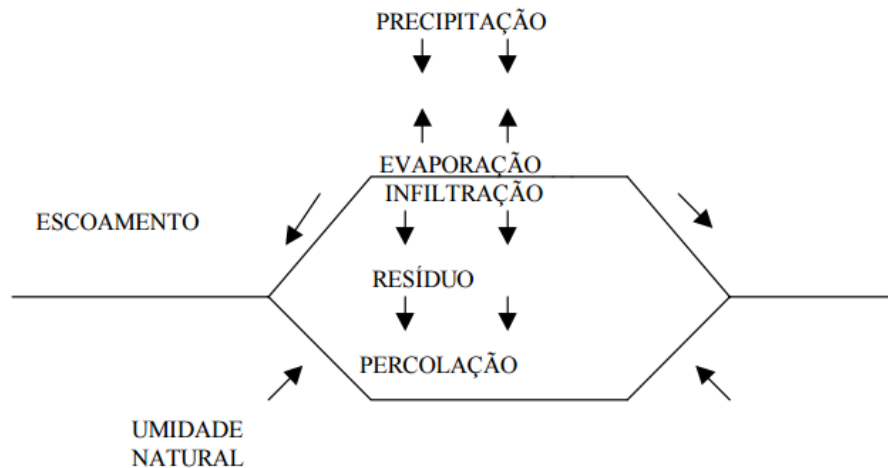


Figura 3: Balanço hidrológico da formação do líquido percolado

Fonte: FARQUHAR (1988)

O processo de decomposição dos resíduos ocorre através da combinação de processos físico-químicos e biológicos. Além das fases da decomposição do resíduo, o tipo de material disposto no aterro também vai influenciar na composição do lixiviado, assim como em seu volume e características. Portanto, a caracterização dos resíduos contribui para um melhor entendimento dos compostos presentes no lixiviado.

Segundo Kjeldsen et al. (2002), quatro fases ocorrem desde a disposição dos resíduos no aterro sanitário até sua estabilização completa, sendo: Fase Aeróbia, Fase Anaeróbia, Fase Metanogênica Inicial, Fase de Estabilização Metanogênica.

Na fase aeróbia, o oxigênio presente no meio dos resíduos recém depositados é consumido, ocasionando o aumento da temperatura interna e principalmente da produção de CO₂. Rapidamente esta primeira fase termina, durando apenas alguns dias, devido à redução do oxigênio. Com isso, os microrganismos anaeróbios passam a comandar o processo de degradação, e nesta fase a presença de águas pluviais exerce grande influência, facilitando a redistribuição de nutrientes e microrganismos através das células do aterro sanitário (Kjeldsen et al., 2002).

Ainda de acordo com Kjeldsen et al. (2002), na fase anaeróbia ocorre hidrólise da matéria orgânica, acidogênese e acetogênese. A biodegradação da celulose e da hemicelulose, constituintes que correspondem de 45 a 60% da massa seca de RSU, é realizada através de bactérias hidrolíticas e fermentativas, além das bactérias acetogênicas. Isto caracteriza os altos valores de concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de

Oxigênio (DBO) dos lixiviados. Nesta fase, a razão de biodegradabilidade (DBO/DQO) foi relatada com valores entre 0,4 e 0,7, que são similares aos encontrados para a biodegradabilidade de esgotos sanitários municipais (CHRISTENSEN et al., 2001; MORAIS, 2005).

A fase metanogênica inicial acontece quando uma quantidade mensurável de metano é produzida. É estabelecido um equilíbrio dinâmico entre as variadas populações de microrganismos e os compostos produzidos na segunda fase de decomposição do lixiviado começam a ser fonte de nutrientes, sendo consumidos pelas bactérias metanogênicas presentes no meio. Esta fase, considerada a mais ativa biologicamente, pode ser reconhecida pelo aumento de pH (devido ao consumo de substâncias ácidas) e pela intensificação da taxa de produção de gás metano (CHRISTENSEN et al., 2001; EL FADEL et al., 2002). As concentrações de matéria orgânica, expressas através da DBO e DQO, diminuem enquanto as substâncias facilmente biodegradáveis (por exemplo, os ácidos carboxílicos) são consumidas, juntamente pela redução da razão DBO/DQO (LOUKIDOU e ZOUBOULIS, 2001).

Na fase de estabilização metanogênica, o pH continua aumentando e é caracterizado como básico. A matéria orgânica fracamente biodegradável passa por um lento processo de metabolização, formando moléculas complexas de elevada massa molar (LOUKIDOU & ZOUBOULIS, 2001). Portanto, a composição do lixiviado é em grande quantidade de materiais recalcitrantes e amônia. Esta fase se prolonga ao longo do tempo e o aterro continua a produzir lixiviados mesmo 50 anos após parar de receber RSU (KJELDSEN et al., 2002). De acordo com Souto (2009), o lixiviado oriundo da fase metanogênica tende a apresentar uma cor mais escura e odor menos desagradável que o da fase anaeróbia, considerada ácida.

3.2.1 Características dos Lixiviados de Aterro Sanitário

A composição do lixiviado é bastante variável de um local para o outro, assim como no mesmo local e em diferentes épocas do ano. Essa variação está relacionada a alguns fatores como, os tipos de resíduos recebidos e o grau de decomposição dos mesmos, condições climáticas, a forma de operação e a idade do aterro (NASCENTES, 2013; SANTOS, 2010).

Christensen et al. (2001) propõem a classificação dos poluentes presentes no lixiviado em grandes grupos, como:

- Matéria orgânica dissolvida: expressa pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), incluindo ácidos graxos voláteis e compostos recalcitrantes, como ácidos húmicos e fúlvicos;

- Macropoluentes inorgânicos: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , Cl^- , Na^+ ;
- Compostos orgânicos xenobióticos: presentes em baixas concentrações, hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, além de outras substâncias tóxicas;
- Metais pesados potencialmente tóxicos: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn);
- Assim como outros compostos encontrados em menor concentração, boro (B), arsênico (As), selênio (Se), bário (Ba), mercúrio (Hg), cobalto (Co) e lítio (Li).

De acordo com Urase et al. (1997), a elevada recalcitrância, que representa a presença de substâncias de difícil degradação, presente nos lixiviados, está associada à existência de compostos com estruturas muito complexas de elevada massa molecular como é o caso das substâncias húmicas.

A Tabela 1 apresenta as possíveis fontes dos principais íons que podem ser encontrados em lixiviados.

Tabela 1: Fontes de alguns íons encontrados em lixiviados

Íons	Origem
Na^+ , K^+ , Ca^+ , Mg^{2+}	Material orgânico, entulho de construção, cascas de ovos
PO_4^{-3} , NO_3^- , CO_3^{-2}	Material orgânico
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefones sem fio e automóveis)
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio X
As^{+3} , Sb^{3+} , Cr^{3+}	Embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos

Fonte: Adaptado, SEGATO & SILVA (2000)

Ainda, Souto & Povinelli (2007) apresentam um levantamento da caracterização de lixiviados brasileiros, conforme observado na Tabela 2.

Tabela 2: Caracterização de lixiviado de aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP* (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	750-11400	750-7100	69
Dureza (mg/L CaCO ₃)	95-3100	95-2100	81
Condutividade (µS/cm)	2950-2500	2950-17660	77
DBO (mg/L O ₂)	<20-30000	<20-8600	75
DQO (mg/L O ₂)	190-80000	190-22300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10-480	10-170	63
Fenóis (mg/L C ₆ H ₅ OH)	0,9-9,9	0,9-4,0	58
NTK (mg/L N)	80-3100	Não há	-
N- amoniacal (mg/L N)	0,4-3000	0,4-1800	72
N-orgânico (mg/L N)	5-1200	400-1200	80
N-nitrito (mg/L N)	0-50	0-15	69
N-nitrato (mg/L N)	0-11	0-3,5	69
P-total (mg/L mg/L)	0,1-40	0,1-15	63
Sulfeto (mg/L)	0-35	0-10	78
Sulfato (mg/L)	0-5400	0-1800	77
Cloreto (mg/L)	500-5200	500-3000	72
Sólidos totais (mg/L)	3200-21900	3200-14400	79
Sólidos totais fixos (mg/L)	630-20000	630-5000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2100-14500	2100-8300	60
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5-2800	5-700	74
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5-530	5-200	62
Ferro (mg/L)	0,01-260	0,01-65	67
Manganês (mg/L)	0,04-2,6	0,04-2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005-0,6	0,05-0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003-0,8	0,003-0,5	89
Chumbo (mg/L)	0,01-2,8	0,01-0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01-8,0	0,01-1,5	70

FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

Fonte: Adaptado, SOUTO & POVINELLI (2007)

É possível observar (Tabela 2) a grande faixa e variabilidade dos valores de alguns parâmetros, como DQO e DBO, e também a baixa concentração de metais nos aterros brasileiros. Este último vai ao encontro do resultado obtido por Giordano (2003), que avaliou o lixiviado gerado no Aterro Metropolitano de Gramacho/RJ e verificou que as concentrações de metais pesados estavam bem abaixo dos limites permitidos. Segundo Hamada et al. (2002) e Castrillón et al. (2010), as baixas concentrações de metais pesados são atribuídas ao

ambiente anaeróbio e alcalino no interior do aterro, que promove fenômenos de adsorção e precipitação de sulfetos e hidróxidos, fazendo com que poucos desses íons metálicos sejam solubilizados.

O impacto negativo causado pelo lixiviado no ambiente está relacionado com seu alto potencial poluidor, atribuído à alta concentração de matéria orgânica e outros materiais inorgânicos. Em geral, características como a elevada concentração de compostos orgânicos recalcitrantes e baixa biodegradabilidade geram impactos ambientais significativos. Por isso a necessidade de seu tratamento antes do lançamento no corpo receptor.

3.3 Tecnologias de Tratamento de Lixiviado

As tecnologias aplicadas para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário são muitas, desde processos físico-químicos até processos biológicos, aeróbios e anaeróbios.

De acordo com Renou et al. (2008), os tipos de tratamento de lixiviados são classificados em três grandes grupos:

- transferência de lixiviado: recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico;
- biodegradação: processos aeróbios e anaeróbios; e
- métodos físico-químicos: oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação e *stripping* de amônia.

Atualmente, dentre os processos mais empregados para tratar lixiviados, encontram-se os processos biológicos, frente ao baixo custo operacional, porém, apresentam inconvenientes como a formação de subprodutos do processo, por exemplo, os lodos.

No tratamento biológico de lixiviado, podem ser utilizados sistemas aeróbios como, lodos ativados, lagoas aeradas e filtros biológicos, já em sistemas anaeróbios, encontram-se os reatores anaeróbios de fluxo ascendente, lagoas anaeróbias, filtros anaeróbios e os facultativos, representados pelas lagoas facultativas. Como também o processo de recirculação, realizado no próprio aterro (MORAIS, 2005).

Entende-se que os processos biológicos sejam mais eficientes no tratamento de lixiviados de aterros em fase inicial de operação, pois geralmente apresentam uma maior concentração de matéria orgânica biodegradável.

De acordo com Viana et al. (2007), o tratamento biológico isoladamente tem se mostrado pouco eficiente para lixiviados provenientes de aterros mais antigos, devido à presença de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos e de compostos recalcitrantes. Dessa forma, os métodos físico-químicos têm sido sugeridos, devido à

necessidade de um tratamento químico mais agressivo para redução do teor de matéria orgânica dissolvida (MARTTINEN et al., 2002). Porém, os processos físico-químicos apresentam geralmente, pontos negativos, como adição de mais compostos químicos a um meio que já se encontra muito agressivo, além de apresentarem maior custo operacional quando comparados aos biológicos (MORAVIA, 2010).

A Figura 4 sugere um critério de seleção do tipo de tratamento de lixiviados de acordo com alguns parâmetros do efluente.

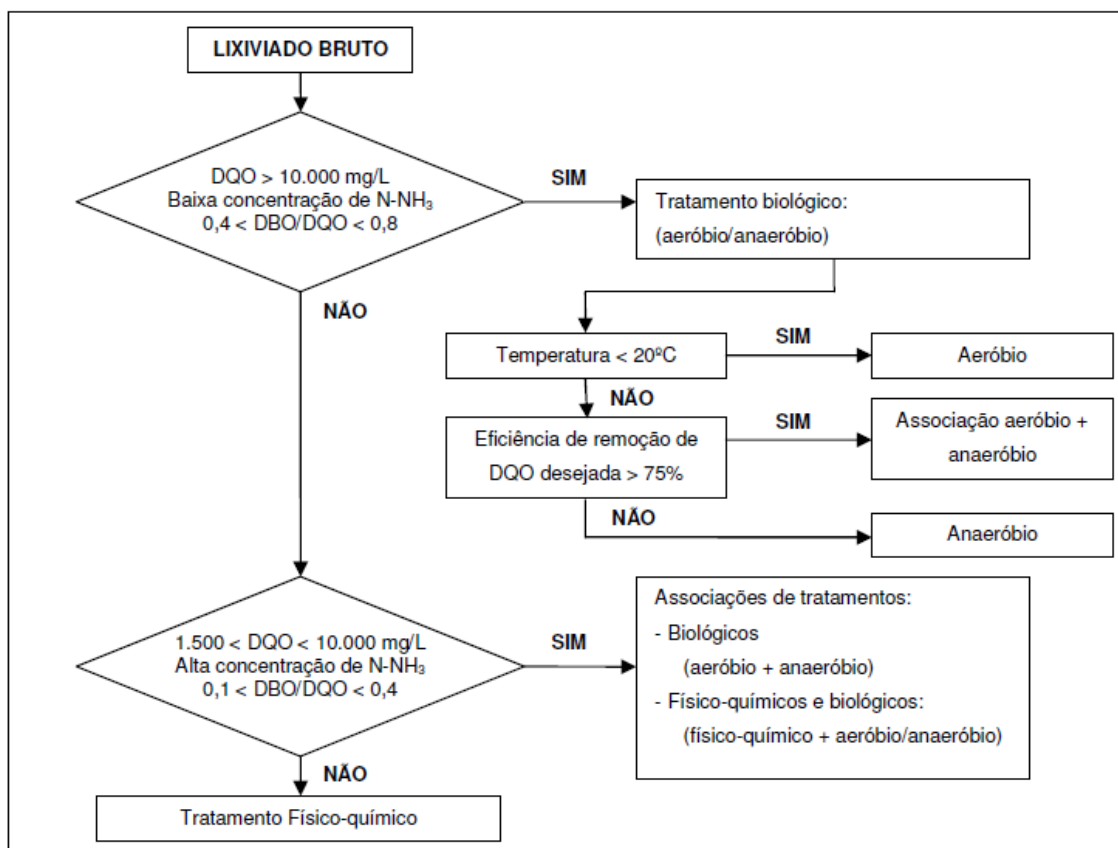


Figura 4: Critérios de decisão para a seleção do tipo de tratamento de lixiviados

Fonte: FORGIE (1988); KURNIAWAN et al. (2006)

Para o alcance de maiores eficiências no processo e até a remoção de poluentes específicos, as técnicas físico-químicas e biológicas podem ser utilizadas de maneira combinada. Ainda, de acordo com Moravia (2010), as soluções convencionais para o tratamento do lixiviado são calcadas em sistemas combinados, cujas preocupações fundamentais são associadas principalmente à eficiência e ao custo do tratamento.

3.4 Tratamento Biológico: Processo de Lodos Ativados

Os sistemas de lodos ativados são largamente empregados com sucesso para o tratamento de efluentes domésticos e industriais. O objetivo deste processo é remover a matéria orgânica solúvel e em suspensão presente nos efluentes e converter em flocos microbianos para finalmente, serem separados da mistura pelo método gravitacional. Diferentes modificações ou variantes neste processo têm sido desenvolvidas desde o experimento original de Arden e Lockett em 1914 (JORDÃO & PESSÔA, 1995). De acordo com Sant'anna Junior (2010), podemos destacar o sistema convencional, aeração prolongada, aeração proporcional, aeração escalonada, aeração por oxigênio puro, forte carga, valos de oxidação, bateladas sequenciais e estabilização por contato entre as diversas variantes do processo de lodos ativados. Ainda segundo Nascentes (2013), as principais variantes do processo de lodos ativados são lodos ativados convencional e aeração prolongada.

No processo de lodos ativados convencional há o reator, onde ocorre a aeração e os microrganismos presentes são mantidos em suspensão, o tanque de sedimentação que consiste na unidade de separação das fases líquida e sólida e o sistema de recirculação de lodo que permite que parte lodo decantado retorne para o reator (METCALF & EDDY, 2003). Segundo Von Sperling (1997), o tempo de retenção hidráulica é baixo, da ordem de 6 a 8 horas e a idade do lodo em torno de 4 a 10 dias e é necessária uma etapa de estabilização do lodo, pois o mesmo é retirado ainda jovem e pouco mineralizado.

Já na variante aeração prolongada, o tempo de retenção hidráulica é em torno de 16 a 24 horas e a idade do lodo de 18 a 30 dias, permanecendo a biomassa mais tempo no sistema (Tabela 3). Com isso, há uma menor concentração de matéria orgânica por unidade de volume, assim as bactérias passam a metabolizar mais intensamente a matéria orgânica existente em suas células e o lodo já sai estabilizado do tanque de aeração não havendo necessidade da etapa de estabilização (JORDÃO & PESSOA, 1995; NASCENTES, 2013).

Tabela 3: Classificação dos sistemas em função da idade do lodo

Denominação Usual	Idade de Lodo	Faixa de TRH (h)	Faixa de Idade do Lodo (d)
Aeração modificada	Reduzidíssima	-	Inferior a 3
Lodos ativados convencional	Reduzida	6 a 8	4 a 10
-	Intermediária	-	11 a 17
Aeração Prolongada	Elevada	16 a 24	18 a 30

Fonte: Adaptado, VON SPERLING (1997)

Vale ressaltar que o sistema de reator em bateladas sequenciais (RBS) também é bastante aplicado, a operação é intermitente, e no mesmo tanque ocorrem as duas etapas, aeração e sedimentação, divididas, ou seja, não ocorrem simultaneamente. Há a definição de ciclos de operação com durações definidas de suas fases (enchimento, reação, sedimentação, descarte e descanso). De acordo com Sant'anna Junior (2010), essa vertente operacional vem ganhando difusão para o tratamento de esgotos e efluentes industriais produzidos em quantidade não muito grande e o controle sobre o tempo de reação pode assegurar altos níveis de remoção de matéria orgânica e nitrificação. Ainda neste caso, podem ser usadas tanto a configuração convencional ou aeração prolongada. Porém, segundo Von Sperling (1997), nos sistemas de fluxo intermitente a aeração prolongada é mais frequentemente utilizada.

A Figura 5 ilustra um esquema básico do processo de lodos ativados.

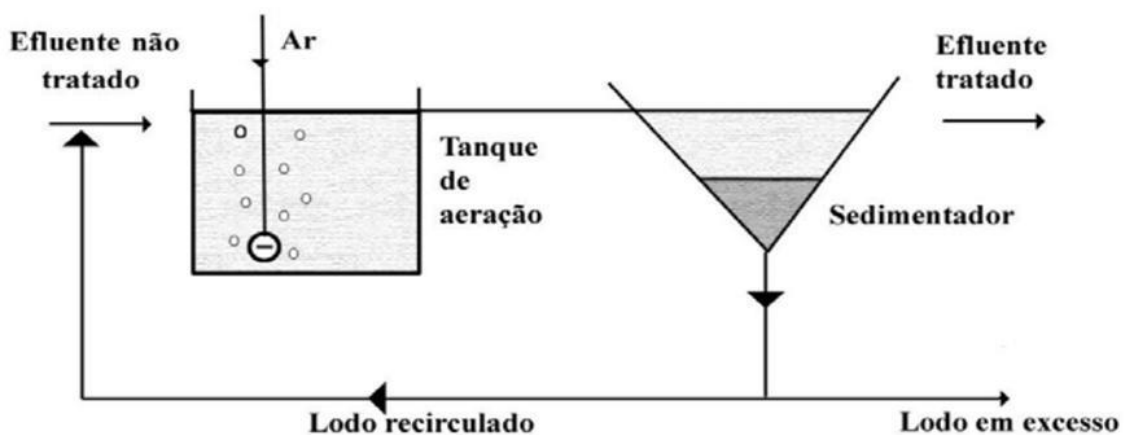


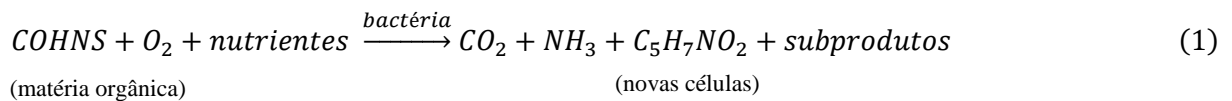
Figura 5: Esquema básico do processo de lodos ativados

Fonte: CAMPOS (2000)

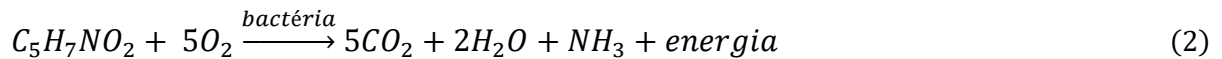
De acordo com Sant'anna Junior (2010), as comunidades bacterianas presentes em sistemas de lodos ativados, nos flocos, caracterizam-se pela grande diversidade. Porém, a presença de cada uma destas espécies varia em função das condições operacionais do sistema biológico (VON SPERLING, 1997). As mais frequentemente encontradas são *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Arthrobacter*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Aerobacter*, *Sphaerotilus*, *Zooglea*, *Beggiatoa*, *Nocardia*, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Na presença do oxigênio, as bactérias degradam a matéria orgânica de acordo com a estequiometria das reações apresentadas nas equações 1 e 2 (ECKENFELDER,1999).

Oxidação e síntese:



Respiração endógena:



A Figura 6 apresenta a ilustração de um floco de lodo ativado.

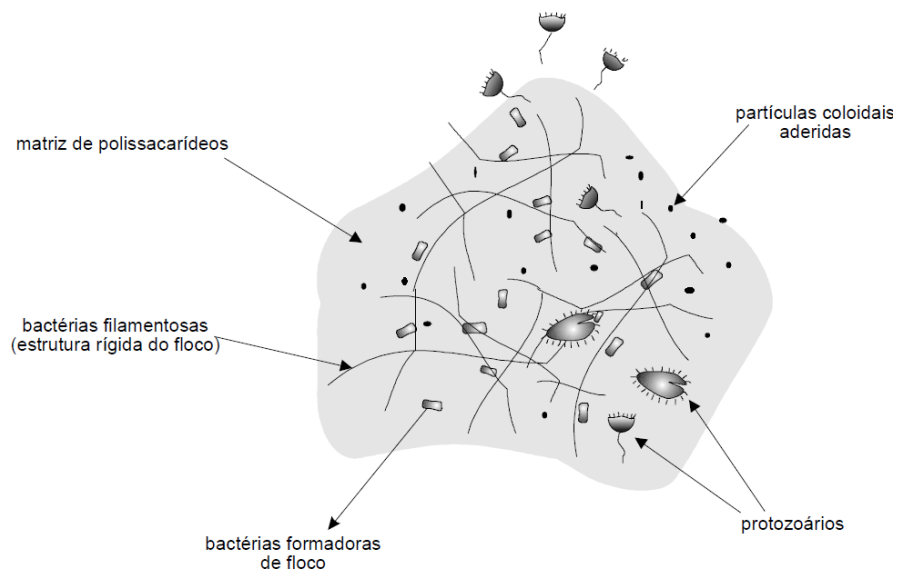


Figura 6: Floco de lodo ativado

Fonte: VON SPERLING (1996)

Os sistemas de lodos ativados são geralmente aplicados em situações em que são necessárias elevada qualidade do efluente e reduzido requisito de área (VON SPERLING, 1997).

3.4.1 Parâmetros Operacionais do Sistema de Lodos Ativados

Sant'anna Junior (2010) apresenta as características operacionais para as variantes, Convencional e Aeração Prolongada, do processo de lodos ativados conforme a Tabela 4.

Tabela 4: Características operacionais do processo de lodos ativados

Parâmetro	Unidade	Convencional	Aeração prolongada
Relação A/M	kgDBO/kgSSV.d	0,2 - 0,5	0,05 - 0,15
Cv	kgDBO/m ³ .d	1 - 5	0,1 - 0,5
TRH	h	3 - 8	18 - 24
Xe	mgSSV/L	2.000 - 4.000	3.000 - 6.000
Produção específica de lodo	kgSSV/kgDBOremovida	0,3 - 0,5	0,1 - 0,2
Consumo específico de oxigênio	kgO ₂ /kgDBOremovida	0,8 - 1,2	1,3 - 2,0
Razão de recirculação (r)	-	0,2 - 0,8	0,1 - 1,5
Idade de lodo (θ_c)	d	5 - 15	20 - 30
Remoção de DBO	%	80 - 95	> 90
Nitrificação	-	Iniciada	Avançada

Fonte: SANT'ANNA JUNIOR (2010)

A seguir, são definidos alguns dos principais parâmetros operacionais do processo de lodos ativados.

3.4.1.1 Idade do lodo (θ_c)

A idade do lodo que representa o tempo de retenção celular no reator, indica o tempo médio que cada partícula de lodo permanece no sistema e é definido como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a massa de lodo descartado diariamente, e pode ser definida pela Equação 3.

$$\theta_c = \frac{m_r}{w} \quad (3)$$

Onde:

θ_c = idade do lodo;

m_r = massa de lodo presente no reator; e

w' = massa de lodo biológico retirada do reator por unidade de tempo.

3.4.1.2 Relação Alimento/Microrganismos (A/M ou F/M)

A relação A/M também conhecida como carga orgânica específica é a razão entre a quantidade de alimento (substrato) disponível no afluente pela massa dos microrganismos presentes no tanque de aeração. Segundo Von Sperling (1997), para os sistemas de lodos ativados recomenda-se que esta relação seja mantida no intervalo de 0,07 a 1,1 kgDBO.kgSSV⁻¹.d⁻¹, sendo representada pela Equação 4.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q.S_0}{V.X_v} \quad (4)$$

Onde:

A/M = Relação Alimento/Microrganismos;

Q = vazão de entrada (m³.d⁻¹);

S₀ = concentração de DBO afluente (mg.L⁻¹);

V = volume do reator (m³); e

X_v = concentração de sólidos suspensos voláteis (mg.L⁻¹).

3.4.1.3 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os sólidos suspensos totais são divididos em sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF). Os sistemas de aeração prolongada tendem a ter uma maior concentração de sólidos em suspensão totais do que o sistema de lodos ativados convencional, e quanto maior a concentração de sólidos em suspensão no reator, maior será a disponibilidade de biomassa para assimilar o substrato afluente (VON SPERLING, 1997).

3.4.1.4 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

De acordo com Bitton (1999), o TRH é o tempo médio de permanência do efluente líquido no reator biológico e pode ser representado pela Equação 5.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (5)$$

Onde:

TRH = Tempo de Retenção Hidráulica (d)

V = volume de líquido no reator (m³); e

Q = volume de líquido retirado do reator por unidade de tempo (m³.d⁻¹).

3.4.1.5 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

O IVL representa o volume em mililitros ocupado por um grama de lodo ativado após 30 minutos de sedimentação. É expresso em mL.g⁻¹ e indica qualitativamente os padrões de sedimentabilidade do lodo (JORDÃO & PESSÔA, 1995). Este parâmetro por sua vez é um fator fundamental para o bom desempenho do processo de lodos ativados, valores elevados de IVL são obtidos pelo intumescimento do lodo (“bulking”), que é a flotação do lodo no decantador, o que prejudica a qualidade do efluente final (SANT’ANNA JUNIOR, 2010; JORDÃO & PESSÔA, 1995). Ainda, de acordo com Soares et al. (2014) o início do intumescimento do lodo pode ocorrer com valores de IVL a partir de 200 mL.g⁻¹.

O IVL pode ser expresso pela Equação 6.

$$IVL = \frac{SS'30}{(X_e \cdot V_p)} \quad (6)$$

Onde:

IVL = Índice Volumétrico de Lodo (mL.g⁻¹);

SS'30 = volume ocupado pelo lodo após 30 minutos de sedimentação (mL);

X_e = SST no tanque de aeração (mg.L⁻¹); e

V_p = Volume da Proveta (usualmente 1.000 mL).

Segundo Sant’anna Junior (2010), o IVL é considerado adequado quando está situado entre a faixa de 80-120 mL.g⁻¹, embora diferentes autores apontem faixas recomendáveis, conforme indicado na Tabela 5 para esgotos domésticos.

Tabela 5: Interpretações das condições de sedimentabilidade do lodo, segundo diversos autores

Faixa do IVL (mL/g)	Autor
50-100: Boa/100-200: Média/ >200: Ruim	VON SPERLING (1997)
<50: Boa/ 50-65: Média/ >65: Ruim	VAN HAANDEL & MARAIS (1999)
100-150: Recomendada	ECKENFELDER (1989)
50-150: Recomendada	BITTON (1999)
<50: ótima/ 50-100: Muito Boa/ 100-200: Tolerável/ 200-400: Ruim/ >400: Praticamente Impossível	JORDÃO e PESSÔA (1995)

3.4.1.6 Oxigênio Dissolvido (OD) no Tanque de Aeração

A aeração no sistema de lodos ativados tem como objetivo fornecer oxigênio para os microrganismos e assim satisfazer as necessidades metabólicas dos mesmos, proporcionar aeração e agitação suficiente para manter os sólidos em movimento e também retirar produtos voláteis do metabolismo (JORDÃO & PESSÔA, 2005). O oxigênio é de extrema importância e fundamental no sistema de lodos ativados, pois é consumido em função da respiração bacteriana durante a oxidação (estabilização) da matéria orgânica. Vale ressaltar que para melhorar a transferência de oxigênio para o meio é indicado utilizar difusores que forneçam bolhas que tenham um menor diâmetro, assim aumenta-se a área superficial disponível para a transferência de gases.

Os processos aeróbios podem operar com baixos teores de oxigênio dissolvido (OD), porém para acomodar variações inerentes ao processo garantindo um bom desempenho do sistema de tratamento é necessário que o OD seja mantido em valores superiores a 2 mg.L^{-1} no reator (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; VON SPERLING, 1997).

3.5 Tratamento Combinado de Lixiviado e Esgoto Doméstico

O tratamento combinado de lixiviado consiste no seu lançamento controlado junto ao afluente da estação de tratamento de esgoto, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências legais (GOMES et al., 2009).

De acordo com Santos (2010), existem percepções distintas em relação ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários combinado com esgoto doméstico, uma delas advinda dos

países desenvolvidos, onde a preocupação é o alcance de metas restritivas para o lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos; e a outra proveniente, principalmente, dos países em desenvolvimento, com dificuldades operacionais e financeiras para implantação de complexas estações de tratamento de efluentes.

O tratamento combinado de lixiviado e esgoto é uma solução amplamente utilizada nos Estados Unidos, Japão e Europa (GOMES et al., 2009). Estudos da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), apontaram que no ano 2000, cerca de 800 aterros de resíduos não perigosos nos Estados Unidos destinavam seus lixiviados aos sistemas públicos de tratamento de esgotos, sem nenhum pré-tratamento, tendo ainda concluído que os lixiviados não interferiram na operação dos sistemas de tratamento de esgotos (EPA, 2000).

No Brasil, pode-se observar que esta prática também já vem sendo adotada. Os aterros sanitários Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro, em São Paulo (SP), de Extrema, em Porto Alegre (RS), Salvaterra, em Juiz de Fora (MG), CTR BR-040, em Belo Horizonte (MG), Morro do Céu, em Niterói (RJ) e Aterro Dois Arcos, em São Pedro da Aldeia (RJ), são exemplos onde o tratamento do lixiviado ocorre em estações de tratamento de esgotos (FACCHIN et al., 2000; FERREIRA et al., 2005; PAGANINI et al., 2003; NASCENTES, 2013).

Ainda, um argumento com relação ao tratamento consorciado é a presença de nitrogênio no lixiviado e de fósforo no esgoto, existindo nutrientes suficientes para um bom desempenho de um tratamento biológico (LEMA; MENDEZ; BLAZQUEZ, 1988).

Atualmente, o tratamento combinado caracteriza-se como uma alternativa técnica e econômica para o tratamento do lixiviado de aterros sanitários, sendo viáveis, principalmente, para países em desenvolvimento. Pois, apresenta características como baixo custo de operação e complexidade quando comparada com outras tecnologias de tratamento (SANTOS, 2010).

Porém, Mannarino (2010) afirma que alguns critérios devem ser levados em consideração para a utilização do tratamento combinando, tal como a proporção de lixiviado em relação ao esgoto, deve ser adequadamente definida a fim de não resultar em um efluente com qualidade comprometida, que possa causar impactos negativos nos ecossistemas. Por outro lado, McBean et al. (1995) recomendam que a relação volumétrica não deve ultrapassar 2% entre o lixiviado e o esgoto, e ressaltam que uma mistura de 5% em volume pode ser utilizada para um lixiviado com DQO de até 10.000 mg.L⁻¹, quando for utilizada a variante aeração prolongada do sistema lodos ativados.

3.6 Processos de Adsorção em Carvão Ativado

A primeira aplicação comercial do carvão ativado foi na indústria da cana de açúcar no final do século XVIII. Após a descoberta da sua propriedade descolorante, o uso do carvão ativado se intensificou nessas indústrias e culminou no início da sua industrialização e comercialização (MASSCHELEIN, 1992).

Os carvões ativados são materiais carbonosos porosos que apresentam uma forma microcristalina e não grafitica, que sofreram um processamento para aumentar a porosidade interna. Uma vez ativado o carvão apresenta uma porosidade interna comparável a uma rede de túneis que se bifurcam em canais menores. Esta porosidade diferenciada é classificada segundo o tamanho em macro, meso e microporosidade, conforme Figura 7 (CLAUDINO, 2003). Ainda de acordo com Claudino (2003), todos os carvões ativados contêm macro, meso e microporos em sua estrutura, mas a proporção relativa varia substancialmente de acordo com o precursor e processo de fabricação utilizado.

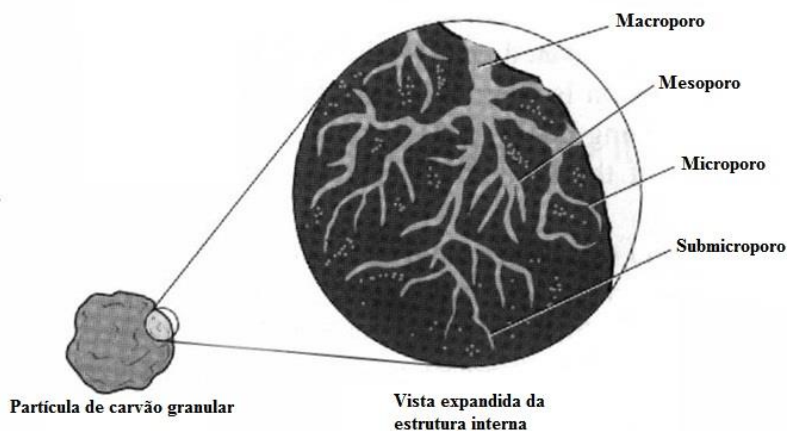


Figura 7: Vista esquemática da estrutura interna de uma partícula de carvão ativado

Fonte: Adaptado, METCALF & EDDY (2003)

O carvão ativado (CA) é um tipo de adsorvente mundialmente conhecido, suas características de adsorção dependem especialmente da distribuição dos tamanhos e volume dos poros, da área superficial e da sua estrutura química (SMISEK & CERNY, 1970). O fenômeno que ocorre, a adsorção, é a tendência do acúmulo de uma substância sobre a superfície de outra (CIOLA, 1981; ECKENFELDER, 1999). Nesse contexto, a substância que

pode ser adsorvida é chamada de adsorvato e o material com porosidade é o adsorvente. Quando a taxa de sorção é igual à taxa de dessorção diz-se que o equilíbrio foi alcançado, e que a capacidade de adsorção do carvão foi esgotada (METCALF & EDDY, 2003).

O CA pode ser produzido a partir de diversos materiais desde que possuam alto teor de carbono e a matriz carbonácea pode ser vegetal, betuminosa ou animal. Geralmente, a maior parte dos materiais carbonáceos apresentam baixa porosidade, com a área superficial variando entre 10-15 m².g⁻¹, no entanto, esta pode aumentar significativamente após a ativação do carvão, apresentando valores acima de 800 m².g⁻¹ (CLAUDINO, 2003). O carvão ativado pode ser comercializado na forma de pó (pulverizado), conhecido por CAP ou em sua forma granular, CAG. A Tabela 6, apresenta uma comparação entre CAP e CAG.

Tabela 6: Comparação entre Carvão Ativado em Pó (CAP) e o Carvão Ativado Granular (CAG)

Parâmetro	Unidade	CAP	CAG
Área Superficial	m ² /g	800-1800	700-1300
Massa Específica	kg/m ³	360-740	400-500
Densidade de partícula úmida	kg/L	1,3-1,4	1,0-1,5
Tamanho de Partícula		5-50 µm	0,1-2,36 mm
Número de Iodo	mgI ₂ /g	800-1200	600-1100
Cinzas	%	≤6	≤8

Fonte: METCALF & EDDY (2003)

Uma das principais diferenças relacionadas é que carvão em pó apresenta tamanho de partícula menor que 0,074 mm, enquanto que o granular maior que 0,1 mm (METCALF & EDDY, 2003). As aplicações para as duas formas de carvão são bem diferentes, o CAP é geralmente aplicado para adsorções em fase líquida, ou seja, o carvão é misturado diretamente com o líquido a tratar e após o processo de adsorção é separado (filtração, decantação ou centrifugação), não permitindo processos de regenerações. Já o CAG pode ser aplicado tanto na adsorção em fase líquida quanto gasosa e devido ser produzido a partir de matérias-primas rígidas permite sucessivas regenerações (MUSTAFA, 1998). Na literatura existem diversas referências para a aplicação de carvão ativado, seja granular ou em pó, e a OMS recomenda a tecnologia para a remoção da maioria dos compostos orgânicos (EPA, 2012).

A escolha do tipo de carvão ativado vai ao encontro da finalidade do processo a que se destina, geralmente para o tratamento de águas e efluentes, o CAG é aplicado em colunas

como meio filtrante. Já o CAP quando utilizado para o tratamento de efluentes pode ser aplicado diretamente em um tanque de mistura ou com biomassa (PACT®).

Apesar de o carvão ativado ser amplamente utilizado, a saturação corresponde uma das suas principais limitações. A saturação refere-se à condição onde todos os seus sítios livres não seletivos disponíveis para adsorção estarão ocupados com a matéria orgânica e/ou outros compostos presentes no meio (SIMPSON, 2008). O CAG apresenta como vantagem a regeneração e/ou reativação após a sua utilização. A regeneração é um processo empregado para recuperar a capacidade de adsorção do carvão através da remoção dos materiais adsorvidos em seus poros (AREND et al., 2006; MORENO-CASTILLA, 2008). Pode ser realizada através da oxidação do material adsorvido, uso de vapor para purgar o material adsorvido, uso de solventes ou conversão biológica do material adsorvido. Vale ressaltar que essas tecnologias apresentam limitações técnicas e econômicas (MEZZARI, 2002).

A adsorção de poluentes em carvão ativado proporciona uma melhor remoção de DQO que os métodos químicos mais usuais, porém apresenta como principal desvantagem o elevado consumo do adsorvente. Este processo tem sido bastante utilizado em tratamento de lixiviado, juntamente com processos biológicos, tendo-se verificado bons resultados de remoção de matéria orgânica recalcitrante, DQO e cor (RENOU et al., 2008).

Neste contexto, existem os processos que combinam carvão ativado com processos biológicos, conforme apresentados a seguir.

3.6.1 PROCESSO PACT® (Powdered Activated Carbon Treatment)

O processo PACT® foi patenteado pela DuPont em 1970, e combina/reuni o processo de adsorção em carvão ativado em pó ao processo de lodos ativados, ocorrendo degradação biológica e adsorção física ao mesmo tempo, reduzindo os poluentes biodegradáveis e recalcitrantes em uma única etapa (ECKENFELDER, 1999).

Neste caso, o CAP é adicionado diretamente ao tanque de aeração e o efeito sinérgico desse processo combinado apresenta diversas vantagens, tais como estabilidade do processo em períodos de choques de carga; menor produção de lodo; remoção de matéria orgânica recalcitrante, nitrogênio amoniacal, cor e odor como também a estabilidade do sistema em condições adversas se comparado com o processo que envolve somente lodos ativados (ECKENFELDER, 1999; METCALF & EDDY, 1991). Além disso, uma vantagem desse processo é poder ser integrado ao sistema de lodos ativados já existente, com um custo relativamente baixo (ECKENFELDER, 1999). Ainda, Eckenfelder (1980) explica que na

combinação desses processos há uma redução na inibição ou toxicidade do substrato, devido à adsorção pelo carvão de compostos tóxicos ou inibidores, facilitando uma maior atividade microbológica.

A Figura 8 ilustra um esquema de reator utilizando o processo PACT®.

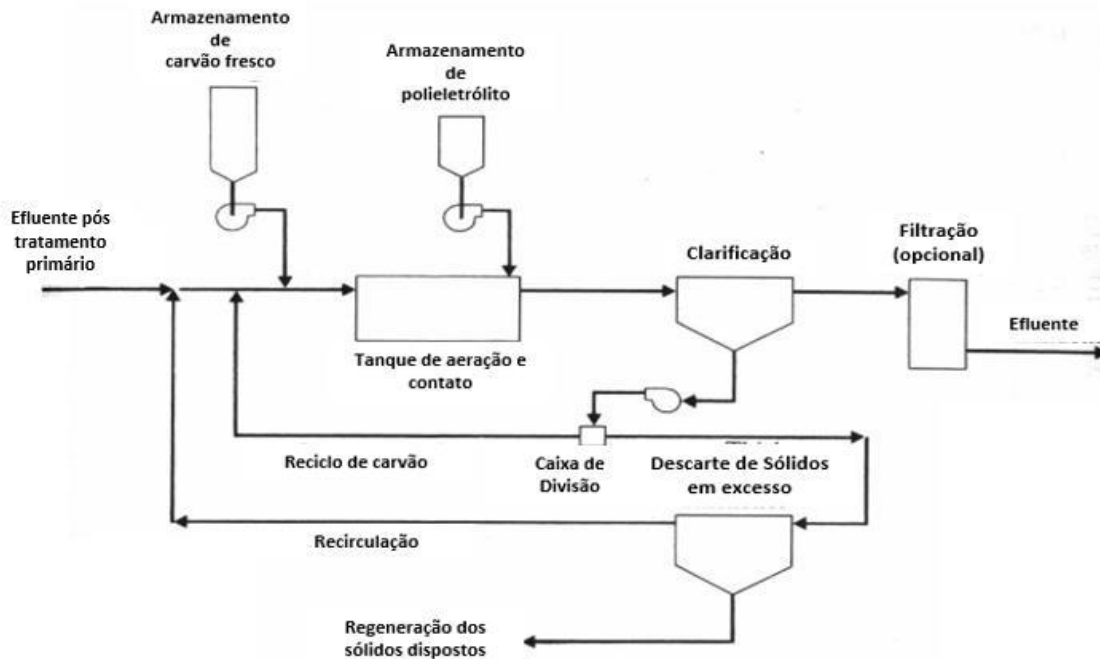


Figura 8: Representação de um reator utilizando o processo PACT®

Fonte: ECKENFELDER (1999)

De acordo com Meidl (1997), a biomassa contendo carvão e a idade do lodo são diretamente proporcionais, pois o descarte diário para manter a idade do lodo é constituído de partículas de carvão aglomeradas aos flocos microbianos, sendo assim diminuindo a concentração de CAP acumulada no reator. Neste caso, devido a remoção de lodo realizada diretamente no tanque de aerção, a reposição diária pode ser calculada pela Equação 7 (ECKENFELDER, 1989).

$$X_{ca} = \frac{X_{ci} \cdot \theta_c}{TRH} \quad (7)$$

Onde:

X_{ca} = concentração de CAP no interior do reator ($mg.L^{-1}$);

X_{ci} = Reposição de CAP (mg.L^{-1});

θ_c = Idade do lodo (d); e

TRH = Tempo de retenção hidráulica (d)

O processo PACT[®] tem sido aplicado para tratamento de diversos efluentes. Machado (2010) estudou o processo PACT[®] no tratamento de efluente de refinaria de petróleo, foram utilizadas duas marcas de carvão, escolhidas por apresentarem um melhor resultado para a remoção de compostos recalcitrantes, e diferentes concentrações de CAP com o objetivo de avaliar a eficiência do processo. O tempo de batelada foi de 24 horas e o volume do reator era de 1 litro. De acordo com a autora, foram atingidos elevados níveis de remoção de matéria orgânica (95%) para ambos os carvões, e que os reatores com carvão apresentaram maior estabilidade quando comparados com o reator controle.

Campos et al. (2014) também trataram efluente de refinaria pelo processo PACT[®], e concluíram que o carvão ativado em pó auxiliou na obtenção de maiores eficiências, influenciadas pela estabilidade adquirida pelo processo. Neste caso, os autores trabalharam com um tempo de residência de 24 horas, idade do lodo de 30 dias e atingiram 98% na remoção de DQO para uma concentração de CAP de $4,5 \text{ g.L}^{-1}$.

O processo PACT[®] também tem sido usado com sucesso para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Maia (2012) testou o processo PACT[®] para o tratamento do lixiviado do Aterro de Gericinó, utilizando reatores de batelada sequencial, dentre os diversos ensaios realizados, a condição que obteve os melhores resultados foi com TRH de 48 horas, idade do lodo de 120 dias e concentração de CAP igual a 5 g.L^{-1} , atingindo a eficiência de remoção de 65% de DQO, 74% de COT e 79% de nitrogênio amoniacal. Ainda, Maia et al. (2013), encontraram uma outra configuração com testes para o mesmo lixiviado supracitado através do processo PACT[®], as eficiências de remoção foram bem similares, para DQO de 66% e 74% de COT, porém, com menor TRH de 24 horas, idade do lodo de 30 dias e concentração de CAP igual a 5 g.L^{-1} .

Estudos conduzidos por Nascentes (2013), também testou o processo PACT[®] para o tratamento de lixiviado. Avaliou-se a mistura de lixiviado/esgoto de 2% com tempo de residência de 23 horas, idade de lodo de 28 dias e concentração de CAP de $1,4 \text{ g.L}^{-1}$. Nestas condições, as eficiências de remoção para os parâmetros DQO, cor e turbidez foram 84,5%, 79,3% e 68,3%, respectivamente.

3.6.2 Processo com Biomassa e Carvão Ativado Granular (CAG)

O CAG oferece um meio mais eficiente para remover a matéria orgânica, devido a sua forma irregular de partículas, alta porosidade e capacidade de atrair contaminantes específicos (NISHIJIMA et al., 1997). Os poros do CAG também são capazes de remover material particulado em suspensão na água, com armadilhas que aprisionam as partículas conforme pode ser observado na Figura 9 (SIMPSON, 2008).

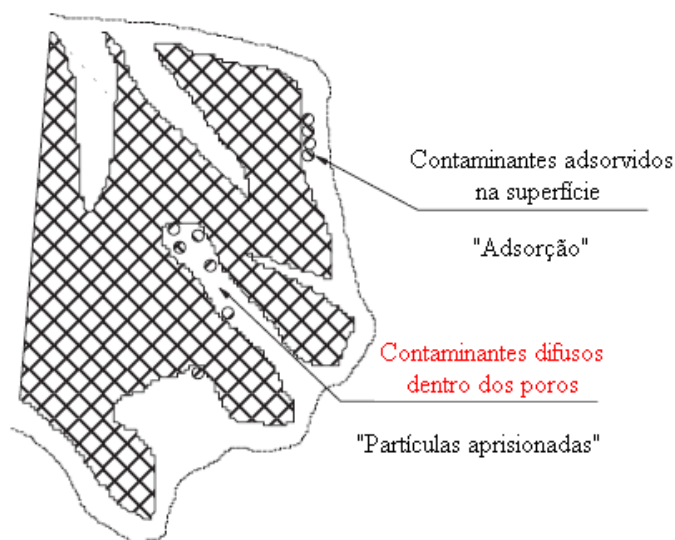


Figura 9: Superfície de adsorção e poros para aprisionar partículas em suspensão

Fonte: Adaptado, SIMPSON (2008)

Conforme citado anteriormente, o CAG é geralmente aplicado em colunas de leito fixo ou expandido. E apesar de apresentar a vantagem de regeneração em relação ao CAP, quando saturado deve ser substituído por carvão virgem ou retirado e após passar por processo de regeneração/reativação ser novamente introduzido no sistema. Com isso, para determinadas aplicações, devido a constantes processos de regeneração e/ou reativação do carvão aumenta-se muito o custo operacional, podendo limitar sua viabilidade para determinados fins.

Para contornar estas dificuldades, surge um processo capaz de aumentar o tempo de vida dos filtros de carvão, conhecido como BAC (*Biological Activated Carbon*). Consiste em uma fina camada de filme microbiano que recobre o CAG, uma vez que a atividade microbiana no interior do carvão promove as etapas de adsorção e biodegradação simultânea (KALKAN et al., 2011).

O CAG neste processo fornece suporte para o crescimento de microrganismos que ficam aderidos na sua superfície, além de atuar como adsorvente. Este biofilme desenvolvido na superfície do CAG é naturalmente ativo e possui a capacidade de processar e eliminar uma fração relevante de nutrientes aprisionados nos poros do CAG, matéria orgânica na superfície e outros contaminantes (DUSSERT & STONE, 1994; ZHANG & HUCK, 1996). A melhor vantagem do sistema BAC é que a remoção da matéria orgânica recalcitrante primeiramente é adsorvida nos macroporos do carvão ativado, onde ficará retida por tempo suficiente para sofrer degradação pelas bactérias fixadas (YAPSAKLI et al., 2010). Vários estudos vêm sendo realizados para o tratamento de águas e efluentes utilizando CAG, desde o tratamento de águas com fins potáveis até lixiviado bruto. E paralelamente, a opção de utilizar o processo BAC.

Kurniawan & Lo (2009) estudaram o tratamento do lixiviado bruto do aterro NENT (em Hong Kong), com uma proporção muito baixa de biodegradabilidade através da oxidação do efluente com H₂O₂ (peróxido de hidrogênio) sozinho e sua combinação com adsorção em CAG. O tratamento integrado alcançou maior remoção de DQO em comparação com a oxidação com H₂O₂ sem CAG. Além disso, o processo integrado aumentou sinergicamente a taxa de degradação de compostos recalcitrantes, assim melhorando a biodegradabilidade do efluente.

Souza (2010) utilizou o processo BAC para remoção de carbono orgânico total (COT) de um efluente proveniente da saída de um biorreator com membrana, sendo o efluente bruto oriundo da Refinaria Gabriel Passos (REGAP). Durante o monitoramento inicial do tratamento, foi observada alta eficiência de remoção de COT de 70 a 90%. A autora ressalta, que após o tratamento que durou 84 dias, os baixos valores de COT atingidos no efluente tratado cumprem os requisitos de qualidade da água para reúso industrial em sistemas de resfriamento.

Xing et al. (2008) conduziram experimentos para verificar e comparar a eficiência de remoção de carbono orgânico dissolvido de efluentes através dos processos de adsorção e bioadsorção em CAG. Os resultados obtidos demonstraram que o desempenho com os mecanismos de bioadsorção foram significativamente melhores do que os de adsorção, e ainda que o BAC teve a vantagem de prolongar o tempo de vida do CAG, ou seja, podendo diminuir os custos com regeneração e substituição, como também o processo de bioadsorção poderia diminuir a dose de CAG utilizada.

Geralmente, o CAG e/ou BAC são utilizados em colunas de adsorção de leito fixo, antes ou após o contato do efluente com a biomassa do tratamento biológico, configurando-se como um tratamento terciário ou preliminar ao tratamento secundário. Todavia, como o processo PACT[®] sugere uma configuração diferenciada das aplicações usuais com CAG, ou seja, o consórcio entre a biomassa do lodos ativados e o carvão em pó, optou-se neste trabalho em manter o mesmo mecanismo utilizado no PACT[®], porém, substituindo o CAP por CAG. Uma vez que o CAG apresenta macroporos e fissuras (Figura 9) que servem como excelentes locais para a colonização de microrganismos (GHOSH et al., 1999).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do presente trabalho, foram realizados ensaios experimentais com reatores em escala de laboratório, e para melhor compreensão do mesmo foi dividido nas duas etapas apresentadas a seguir:

ETAPA I- Processo de Lodos Ativados com CAG, e

ETAPA II- Processo PACT®.

A seguir, serão descritas, em detalhes, cada uma das etapas deste trabalho.

4.1 ETAPA I- Processo de Lodos Ativados com CAG

4.1.1 Localização

O sistema experimental foi instalado no Laboratório de Monitoramento Ambiental I - Águas e Efluentes, localizado no Departamento de Engenharia do Instituto de Tecnologia, situado no campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro no município de Seropédica-RJ.

4.1.2 Configuração do Processo

O experimento foi realizado em 4 reatores (Figura 10), utilizando-se provetas de 1000 mL, com alimentação em batelada sequencial e a aeração promovida através de bombas de difusão de ar com pedras porosas. Os respectivos reatores operaram com o mesmo tempo de residência de 23 horas e idade do lodo de 28 dias.



Figura 10: Reatores 1, 2, 3 e 4, respectivamente. (A) Etapa de aeração, (B) Etapa de sedimentação

Os reatores foram alimentados com misturas de 0, 2, 5 e 10% de lixiviado/sgoto sintético, sendo realizado em 4 fases distintas em função da alimentação, ou seja, cada uma delas com um percentual de lixiviado na alimentação, conforme a Tabela 7.

Tabela 7: Percentual de lixiviado em cada uma das quatro Fases

	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
Percentual de Lixiviado na Mistura	0%	2%	5%	10%

Nos reatores 2, 3 e 4 houve adição inicial do CAG e nos reatores 1 (sem CAG), o sistema se comportou como lodos ativados aeração prolongada, assim para todas as 4 fases. Portanto, em todas as fases em que foi dividido o experimento a concentração de carvão ativado granular era a mesma para os reatores, R₁ era o controle, R₂, R₃ e R₄, correspondentes a concentração de CAG 0, 2, 4 e 6 g.L⁻¹, respectivamente. A Tabela 8 faz um resumo das configurações utilizadas em todas as fases.

Tabela 8: Resumo das configurações dos reatores para cada Fase

		Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
		Percentual de lixiviado na mistura			
		0%	2%	5%	10%
Concentração CAG (g.L ⁻¹)	0	R ₁	R ₁	R ₁	R ₁
	2	R ₂	R ₂	R ₂	R ₂
	4	R ₃	R ₃	R ₃	R ₃
	6	R ₄	R ₄	R ₄	R ₄

4.1.3 Carvão

O carvão ativado utilizado nesta Etapa foi granular, de origem vegetal e fabricação nacional. A granulometria utilizada foi de 6 a 10 mm, conforme ilustrado na Figura 11, optou-se em manter a granulometria original do CAG, afim de analisar sua aplicabilidade nas condições fornecidas pelo fabricante.



Figura 11: Ilustração do carvão ativado granular

Como no processo de lodos ativados é necessário se fazer a retirada do lodo excedente a fim de controlar a idade de lodo, neste caso de 28 dias, era realizado o descarte diário de 35 mL do licor misto de todos os reatores com a aeração funcionando. Também houve reposição diária (X_{ci}) de CAG, de modo a se manter uma concentração de carvão constante durante o procedimento experimental. A reposição foi calculada pela Equação 7, e os respectivos valores podem ser observados na Tabela 9.

Tabela 9: Valores da reposição diária de CAG

Reator	Concentração de CAG (g/L)	Reposição diária de CAG (g)
R ₁	0	0
R ₂	2	0,07
R ₃	4	0,14
R ₄	6	0,21

Os parâmetros pH, temperatura e OD foram monitorados diariamente e em caso de pH abaixo de 7,0, ajustava para a faixa 7,5~8,0 com solução alcalinizante (barrilha leve). Para a determinação do parâmetro SS'30 (sólidos sedimentáveis em 30 minutos) a aeração era interrompida e as mangueiras retiradas dos reatores, para que, após 30 minutos, fosse realizada a leitura.

4.1.4 Inoculação dos reatores

Os reatores foram inoculados com lodo biológico proveniente da linha de recirculação de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) de grande porte situada no estado do Rio de Janeiro. Após a coleta, o mesmo foi imediatamente transportado até o laboratório onde estavam montados/instalados os aparatos experimentais. O lodo ficou em repouso para promover a sedimentação e concentrá-lo, posteriormente houve o descarte do sobrenadante. Os reatores foram compostos de 25% v/v de biomassa e em seguida completados com as respectivas misturas de alimentação.

4.1.5 Efluentes utilizados

Os efluentes utilizados no presente trabalho foram misturas de lixiviado e esgoto sintético preparadas em diferentes proporções, contendo 0% (somente esgoto), 2%, 5% e 10% em volume de lixiviado. Vale lembrar que cada percentual corresponde a uma Fase das quatro, conforme observado na Tabela 7.

4.1.5.1 Esgoto Sintético

O esgoto sintético foi produzido no laboratório, com base nas recomendações de Holler & Trösch (2001) de modo a se obter características físico-químicas similares às do esgoto doméstico. O esgoto era preparado com água destilada e conservado sob refrigeração, mantendo um controle rígido das condições de preparação e acondicionamento, em função da sua elevada degradabilidade. O valor médio do parâmetro DQO, para este esgoto sintético, foi de 698 mg.L⁻¹ e se encontra dentro da faixa usual reportada pela literatura para esgoto doméstico (DQO: 450-800 mg.L⁻¹), ficando próximo do valor típico (600 mg.L⁻¹) (VON SPERLING, 2005).

A Tabela 10 apresenta a composição do esgoto sintético utilizado neste trabalho. Nesta Etapa, assim como na Etapa II, optou-se por utilizar esgoto sintético, tendo em vista as dificuldades de armazenamento e conservação do esgoto real como também a própria variabilidade de sua concentração de matéria orgânica e qualidade ao longo do tempo.

Tabela 10: Composição do esgoto sintético

Componentes	Concentração (mg/L)
Peptonas de caseína	360
Extrato de carne	250
Uréia	100
Fosfato monobásico de potássio	26
Cloreto de sódio	14
Cloreto de cálcio di-hidratado	8
Sulfato de magnésio hepta-hidratado	4

Fonte: Adaptado, HOLLER & TRÖSCH (2001)

4.1.5.2 Lixiviado

Este trabalho foi realizado com o lixiviado proveniente do CTR-Santa Rosa, situado na cidade de Seropédica no estado do Rio de Janeiro. A amostra foi coletada e armazenada no Laboratório de Monitoramento Ambiental I - Águas e Efluentes, em uma bombona de 30 litros, mantida em temperatura ambiente até sua utilização.

A caracterização do lixiviado foi realizada com base nos seguintes parâmetros (APHA, 2012): Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total, Fósforo Total, pH, Turbidez, Cor, Condutividade elétrica, Alcalinidade total e Sólidos Suspensos Totais (SST).

4.1.6 Monitoramento do sistema

Os reatores foram monitorados quanto ao seu desempenho, e amostras foram coletadas do afluente, do licor misto e do efluente. As metodologias utilizadas para a determinação dos parâmetros foram baseadas nos procedimentos recomendados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), conforme descritos na Tabela 11.

Tabela 11: Metodologias analíticas adotadas

Análises	Amostras	Métodos (APHA, 2012)
DQO	Afluentes e efluentes	5220-D
SST	Afluentes e licor misto	2540-D
OD	Licor misto	Oxímetro (DO-5519)
Temperatura	Afluentes e licor misto	Oxímetro (DO-5519)
pH	Afluentes e licor misto	4500 H+-B
Turbidez	Afluentes e efluentes	2130-B
Cor	Afluentes e efluentes	2120-C
Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	Licor Misto	2710-D

4.2 ETAPA II (PROCESSO PACT®)

4.2.1 Sistema Experimental

O sistema experimental foi composto por reatores, bombas, compressores de ar e o sistema de automação instalado no mesmo laboratório da Etapa I (Laboratório de Monitoramento Ambiental I - Águas e Efluentes).

O experimento foi conduzido em Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS), utilizando-se provetas de 1000 mL, correspondendo a um volume útil de 1 L e os mesmos foram mantidos a temperatura ambiente.

A alimentação e a retirada do efluente tratado foram realizadas por bombas dosadoras e a aeração fornecida por um compressor conectado a uma pedra porosa, de maneira a se garantir uma concentração de oxigênio dissolvido (OD) em torno de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ durante todo o experimento. A vazão foi aferida diariamente, por meio de medição volumétrica, utilizando-se balão de 50 mL e cronômetro.

Foi utilizado um dispositivo *Arduino* para a automação do processo. Dessa forma, foi possível controlar a duração de cada fase do ciclo operacional do reator (alimentação, aeração, sedimentação e retirada), controle das bombas de alimentação e retirada do efluente e da bomba de aeração. No painel do dispositivo *Arduino* foram instalados sinalizadores e um temporizador digital que indicava a fase e o tempo do ciclo durante o funcionamento do

reator. O esquema do sistema experimental é apresentado na Figura 12. E o aparato experimental de um dos reatores pode ser visualizado na Figura 13.

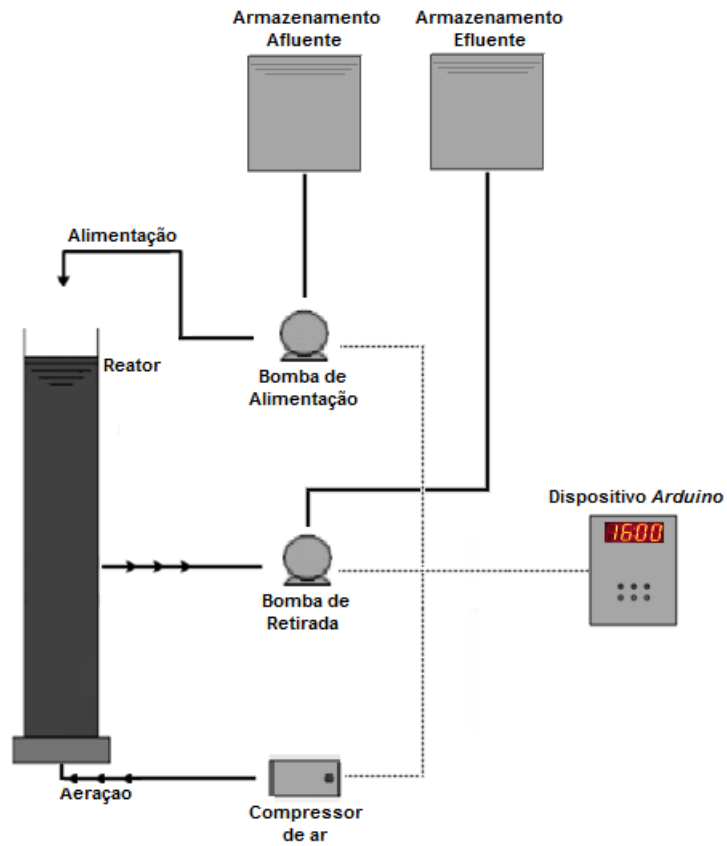


Figura 12: Sistema Experimental



Figura 13: Aparato Experimental

4.2.2 Inoculação dos Reatores

Os reatores foram inoculados com lodo concentrado proveniente da linha de recirculação de uma estação de tratamento de esgotos, localizada no estado do Rio de Janeiro. Eram compostos de 25% v/v de biomassa, havendo a adição inicial de CAP e completados com as respectivas misturas de alimentação.

4.2.3 Carvão

O carvão ativado em pó utilizado nesta etapa do experimento foi o Carbomafra (Tipo: 118 CB AS nº170), de origem vegetal (madeira) e marca brasileira (Figura 14). Este carvão por ser de fabricação nacional, possui menor custo de aquisição e suas principais características são apresentadas na Tabela 12.

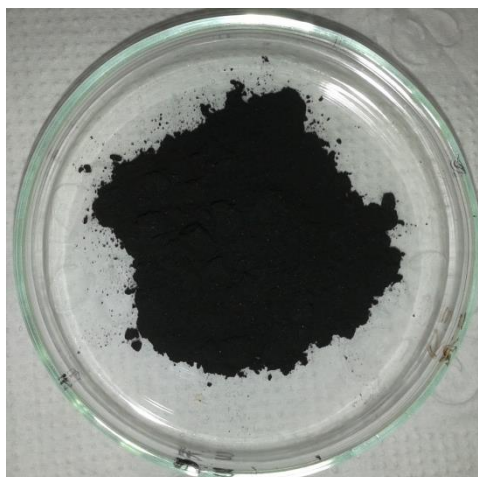


Figura 14: Ilustração do carvão ativado em pó

Tabela 12: Características do carvão Carbomafra

Parâmetros de Caracterização	Resultados
Área BET	726,68 m ² .g ⁻¹
Área de microporo	560,59 m ² .g ⁻¹
Área externa	166,08 m ² .g ⁻¹
Volume de microporo	0,266 cm ³ .g ⁻¹
Tamanho de microporo	25,6 Å

Fonte: MACHADO (2010)

Segundo Machado (2010), o carvão Carbomafra apresenta valores de área indicativos de bom adsorvente. Ainda, pela análise de voláteis, verificou que o mesmo apresenta 43% de carbono, o que auxilia o seu desempenho na aplicação como adsorvente de poluentes.

4.2.4 Operação dos Reatores

Os reatores, após a inoculação, foram operados em regime de ciclos, composto por quatro fases: alimentação estática na parte superior do reator, aeração pela parte inferior, sedimentação e a retirada do efluente.

Os tempos dos ciclos foram de 23, 16 e 8 horas, com os seguintes tempos de duração de cada fase: 5 minutos de alimentação, 1320, 900 e 420 minutos de aeração para tempos de residência de 23, 16 e 8h, respectivamente, 50 minutos de sedimentação e 5 minutos de retirada. Observa-se que a única fase que possuía duração diferenciada foi a aeração, isto em função dos diferentes tempos de residência.

Os reatores foram alimentados com misturas de 5% de lixiviado/esgoto sintético, nos diferentes tempos de residência, idade de lodo de 28 dias para os tempos de residência de 23 e 16 h e 17 dias para o tempo de residência 8 h e fixada a concentração de CAP (X_{ca}) de 6 g.L^{-1} em todos os reatores.

A escolha dos tempos de residência e das respectivas idades do lodo foi baseada na classificação dos sistemas de lodos ativados em função da idade do lodo (Tabela 3), apresentada por Von Sperling (1997).

A escolha de fixar a proporção de 5% de lixiviado na alimentação com a concentração de CAP de 6 g.L^{-1} foi baseada nos melhores resultados obtidos Fernández Bou (2015), pois de acordo com o autor quando a mistura foi de 5% de lixiviado na alimentação entre os reatores que possuíam uma concentração de 2, 4 e 6 g.L^{-1} de CAP, o que apresentou o melhor comportamento atingindo 73,9% de eficiência na remoção de DQO foi o reator com maior concentração de CAP (6 g.L^{-1}).

As estratégias operacionais, com diferentes tempos de residência, tiveram tempo de operação de 40 dias. O controle da idade de lodo (θ_c) foi realizado por meio de descartes diários de lodo com a aeração ligada. E assim como na Etapa I, houve reposição diária (X_{ci}) de CAP, de modo a se manter uma concentração de carvão constante durante o procedimento experimental, calculada através da Equação 7.

O esgoto sintético era produzido no laboratório, exatamente conforme descrito na Etapa I, Tabela 10; e o lixiviado utilizado foi proveniente do mesmo CTR descrito na Etapa I

(item 4.1.5.2). A mistura lixiviado/esgoto era renovada todos os dias no recipiente de armazenagem e ficava sob refrigeração, com a finalidade de sempre renová-lo e, a partir daí, era bombeado para o interior dos reatores nos períodos de alimentação de cada ciclo operacional.

4.2.5 Monitoramento do sistema

Os reatores foram monitorados da mesma forma que os reatores da Etapa I, com amostras coletadas do afluente, do licor misto e do efluente. Assim como, as metodologias utilizadas para a determinação dos parâmetros foram baseadas nos procedimentos recomendados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), conforme descritos na Tabela 11 da Etapa I.

4.3 Análises Estatísticas

Foram realizados testes estatísticos para comparações entre os dados amostrais obtidos nos monitoramentos realizados. Os diferentes parâmetros avaliados foram submetidos à testes de análise de variância (ANOVA), e havendo significância as médias foram comparadas através da Regressão Polinomial ou do teste de Tukey, todos com nível de confiança de 95%, ou seja, em nível de 5% de probabilidade de erro ($p \leq 0,05$).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do Lixiviado e das Alimentações

A Tabela 13 apresenta a caracterização do lixiviado utilizado neste trabalho.

Tabela 13: Caracterização do Lixiviado

Parâmetro	Unidade	Valor Médio
pH	-	8,2
Cor Aparente	uH	7670
Turbidez	uT	164
Condutividade	$\mu\text{S/cm}$	44.440
Alcalinidade Total	$\text{mg CaCO}_3/\text{L}$	10.793
DQO	mg/L	6.335
DBO ₅	mg/L	540
DBO ₅ /DQO	-	0,09
COT	mg/L	3.687
Nitrogênio Total	mg/L	2.080
Fósforo Total	mg/L	25
SST	mg/L	210

É possível observar um pH alcalino, o que vai ao encontro das características do CTR em questão e de acordo com Tchobanoglous et al. (1993), está dentro da faixa de valores compatíveis com a fase metanogênica. A concentração de matéria orgânica é elevada, assim como a cor. Além disso, a biodegradabilidade do lixiviado, que varia em função da idade do aterro, foi verificada através da razão DBO₅/DQO sendo baixa, resultante também da baixa DBO₅. Conforme Tchobanoglous et al. (1993), quando esta relação assume valores entre 0,4 e 0,6 dão um indicativo que a matéria orgânica presente no lixiviado é facilmente degradável. Já quando essa faixa diminui e a razão fica entre 0,05 e 0,2, pode ser um indicativo de que o lixiviado é de difícil degradabilidade, por conter ácidos fúlvicos e húmicos. Na Tabela 14 são apresentados os resultados médios das análises de caracterização das alimentações, ou seja, referentes a cada mistura de esgoto sintético e lixiviado durante todas as etapas do trabalho.

Tabela 14: Caracterização das misturas lixiviado/esgoto

Parâmetro	Unidade	0%	2%	5%	10%
pH	-	6,13	7,43	7,91	8,08
Cor	uH	30	184	435	823
Turbidez	uT	1	4,4	9,47	16,18
Condutividade	µS/cm	200,15	1.137,8	2.372,4	4.040,9
DQO	mg/L	698,0	801,05	939,22	1.291,6

Nota-se através dos resultados de DQO das alimentações que houve um incremento significativo em seus valores, comparados ao esgoto sintético, à medida em que se aumenta a adição do lixiviado na mistura, como também o pH tende a se tornar mais alcalino. Percebe-se também que a adição de lixiviado nas proporções de 5 e 10% ao esgoto sintético implicou em concentrações médias de matéria orgânica, expressas através do parâmetro DQO, maiores do que o previsto nas faixas típicas para esgoto doméstico, entre 450 e 800 mg.L⁻¹ (VON SPERLING, 2005).

5.2 Etapas do Trabalho

5.2.1 ETAPA I (Lodos Ativados com CAG)

O monitoramento dos sistemas teve como objetivo avaliar o comportamento de diferentes percentuais de lixiviado/esgoto sob a ação dos microrganismos em relação ao sistema de lodos ativados (nenhuma concentração de CAG) e de lodos ativados com diferentes concentrações de CAG. A seguir, são apresentados os resultados referente a remoção de matéria orgânica expressa através do parâmetro DQO. Vale ressaltar que o ponto tempo igual a zero nos gráficos de todos os ensaios foi obtido após uma semana de aclimação dos sistemas.

5.2.1.1 DQO

A Figura 15 ilustra os valores de DQO na entrada e na saída dos reatores durante o monitoramento da Fase I.

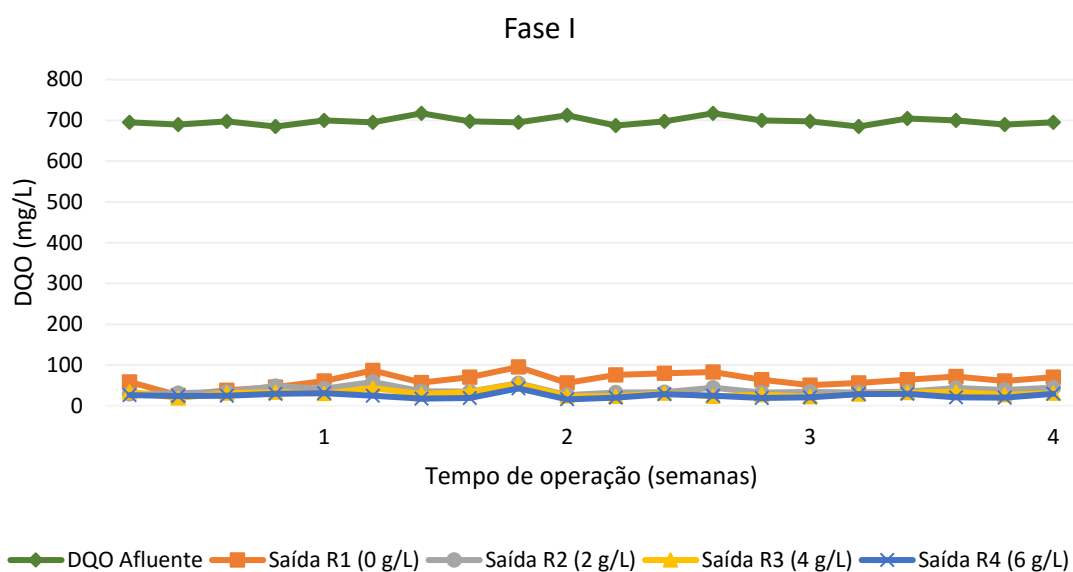


Figura 15: Monitoramento de DQO durante a Fase I para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias

É possível observar que nesta Fase (I), quando não há a adição de lixiviado na alimentação aplicada, os percentuais de remoção médios de DQO de todos os reatores foram superiores a 90% (Figura 16). Os gráficos mostram ainda, que a remoção de DQO foi muito similar entre os reatores, porém entre os que possuíam diferentes concentrações de CAG o reator com 6 g.L^{-1} foi o que apresentou melhor desempenho, mas de uma maneira geral quando comparados ao reator controle (0 g.L^{-1} de CAG) os reatores com 2, 4 e 6 g.L^{-1} aumentaram em 4, 5 e 6 %, respectivamente, a remoção de DQO. Tal aspecto corrobora para a afirmação de que a presença de carvão ativado tende a melhorar o processo quanto a remoção de DQO. Por outro lado, os resultados encontrados por Fernández Bou (2015), obtidos pelo processo de lodos ativados combinado com carvão ativado em pó, demonstram que a adição de CAP nos reatores alimentados somente com esgoto doméstico não influenciou em melhores eficiências de remoção de DQO.

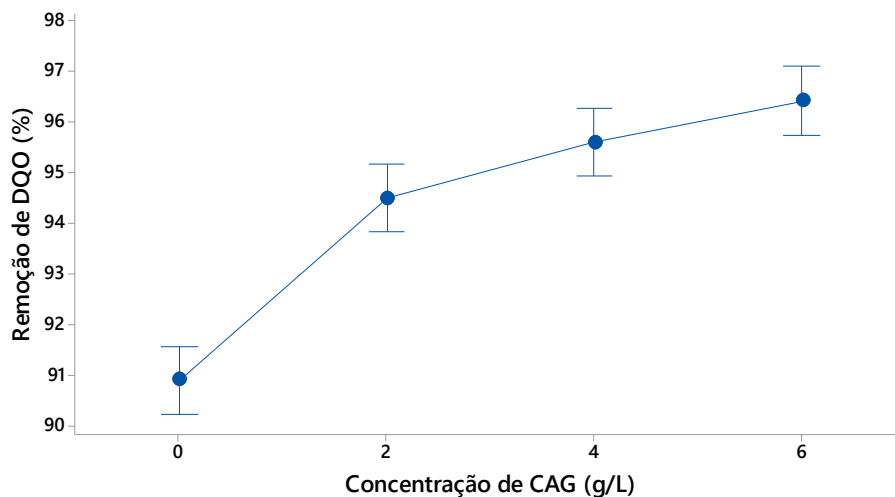


Figura 16: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase I

Conforme dito anteriormente, as concentrações de carvão ativado mostraram diferença significativa na eficiência de remoção de DQO, quando comparadas ao reator controle, e os resultados relativos a essa variável resposta ajustaram-se ao modelo linear utilizado (Figura 17).

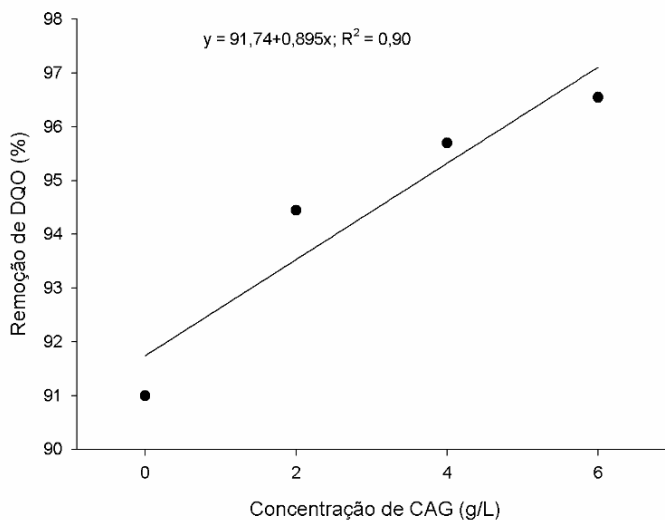


Figura 17: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase I

Na Fase II, com 2% de lixiviado na alimentação, nota-se um aumento na carga orgânica em torno de 15% quando comparado a alimentação somente com esgoto (Fase I), conforme Figura 18. Observa-se que o reator 4, com maior concentração de CAG (6 g.L⁻¹) apresentou o melhor desempenho em relação a todos os outros reatores, com uma eficiência

média de remoção de DQO de 78% (Figura 19). Corroborando com o comportamento apresentado na Fase I.

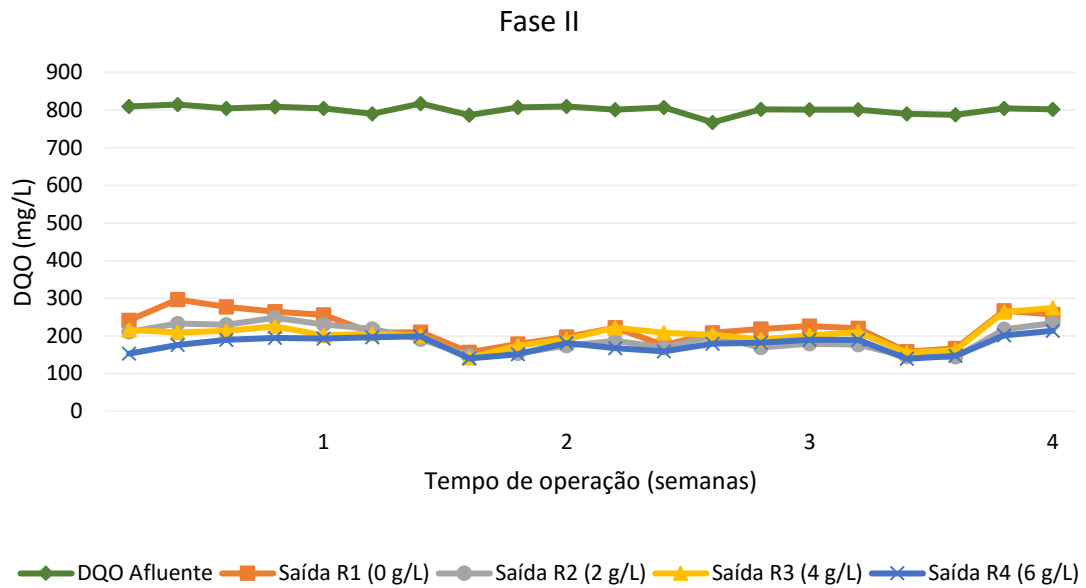


Figura 18: Monitoramento de DQO durante a Fase II para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias

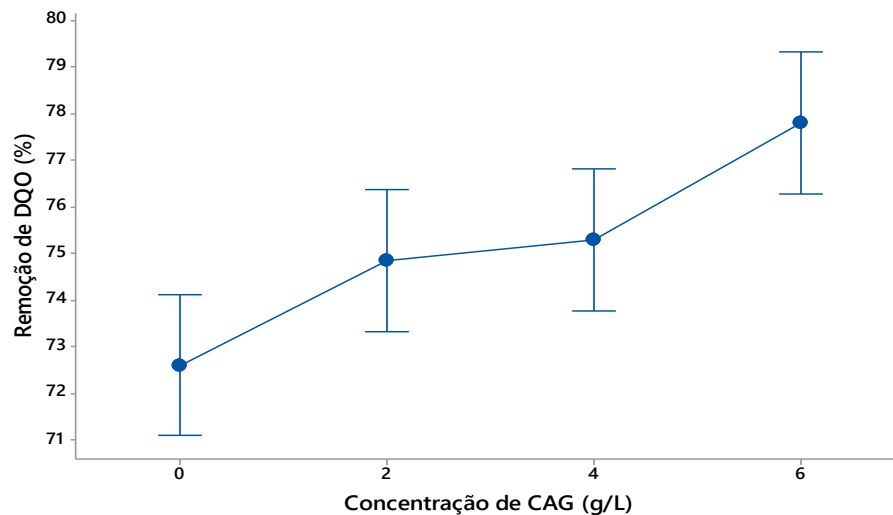


Figura 19: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase II

Dessa vez, os resultados vão ao encontro dos experimentos realizados por Fernández Bou (2015), que através do processo PACT[®] no tratamento de 2% de lixiviado na alimentação com esgoto, o reator com 6 g.L⁻¹ de CAP foi o que obteve o melhor desempenho na remoção

de DQO (77,2%) quando comparado aos reatores que possuíam menor concentração de carvão.

Os resultados relativos à remoção de DQO na Fase II, encontram-se representados através da equação linear acompanhada do seu respectivo coeficiente de determinação demonstrando que os resultados obtidos se ajustam ao modelo linear utilizado. A eficiência na remoção de DQO, comparativamente ao tratamento controle, aumentou em 3, 4, 7% respectivamente para as concentrações de CAG utilizadas (Figura 20).

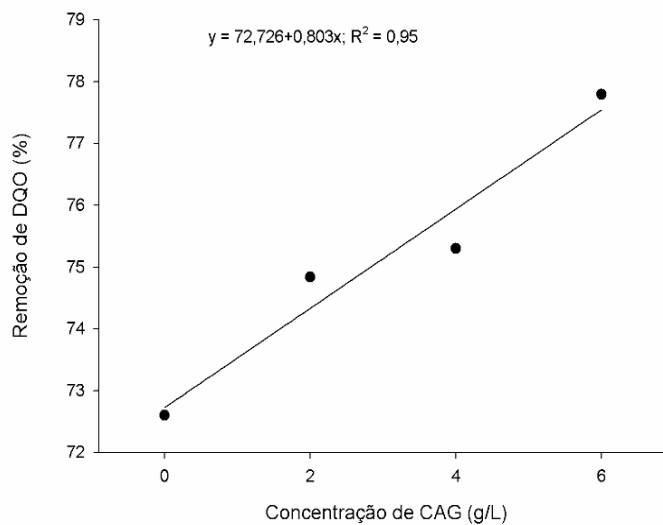


Figura 20: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase II

Na Fase III, na presença de um percentual de 5% de lixiviado na alimentação, ocorreu um aumento na carga orgânica em torno de 35% quando comparado a alimentação somente com esgoto (Fase I) e 17% referente à etapa anterior (Fase II), Figura 21.

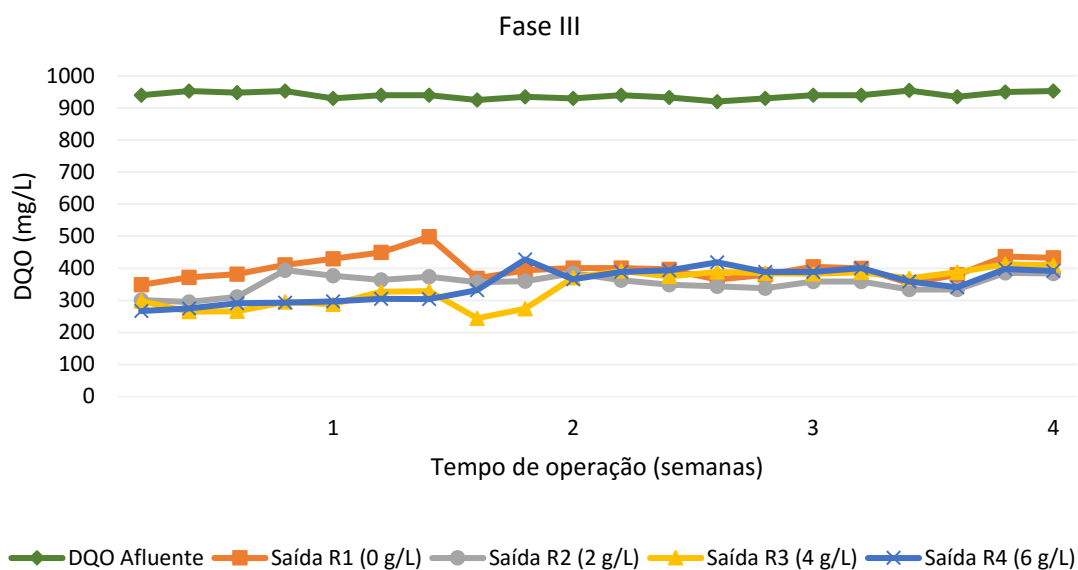


Figura 21: Monitoramento de DQO durante a Fase III para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias

Os dados obtidos para remoção de matéria orgânica na Fase III, mostraram que o reator controle (0 g.L^{-1} de CAG) foi o sistema que apresentou o pior desempenho, quando comparado aos reatores contendo biomassa e diferentes concentrações de carvão (Figura 22). Permitindo inferir que onde ocorreram os processos de biodegradação e adsorção combinados apresentaram melhores resultados quando comparados ao reator contendo apenas biomassa.

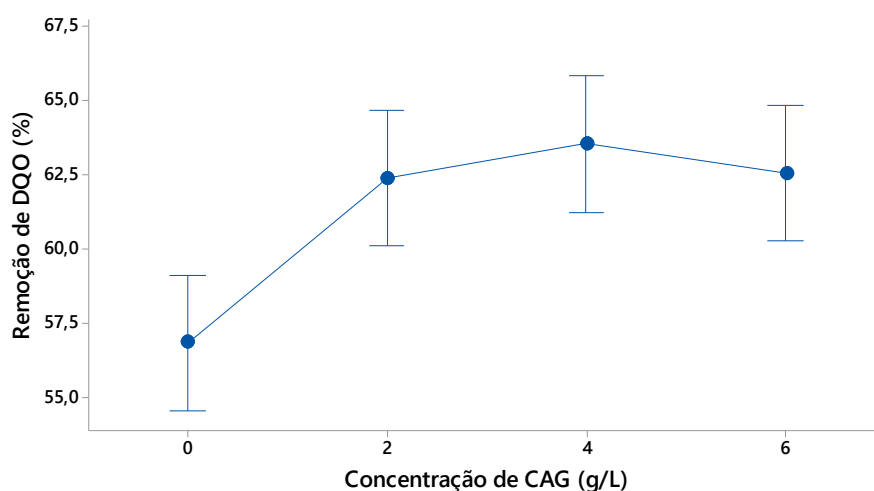


Figura 22: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase III

Na Figura 23, a inclinação da curva relativa à remoção de DQO, mostra comparativamente o reator controle e o comportamento dos reatores com diferentes concentrações de CAG. Esses, quando operados com concentração de CAG de 2, 4 e 6 g.L⁻¹, aumentaram, respectivamente, em 10, 12 e 10% a eficiência de remoção de DQO. Podemos então inferir que o reator com 4 g.L⁻¹ foi o que apresentou melhor comportamento, atingindo o maior percentual de remoção de carga orgânica expressa através do parâmetro DQO.

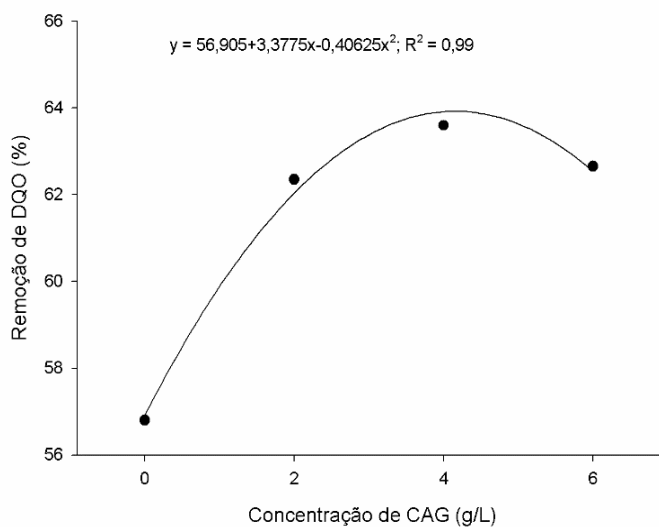


Figura 23: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase III

Na última Fase (IV), na presença de um percentual de 10% de lixiviado na alimentação, ou seja, o dobro do percentual em relação a etapa anterior houve um aumento na carga orgânica em torno de 85% e 38% quando comparado a alimentação somente com esgoto sintético e a alimentação com 5% de lixiviado, respectivamente (Figura 24).

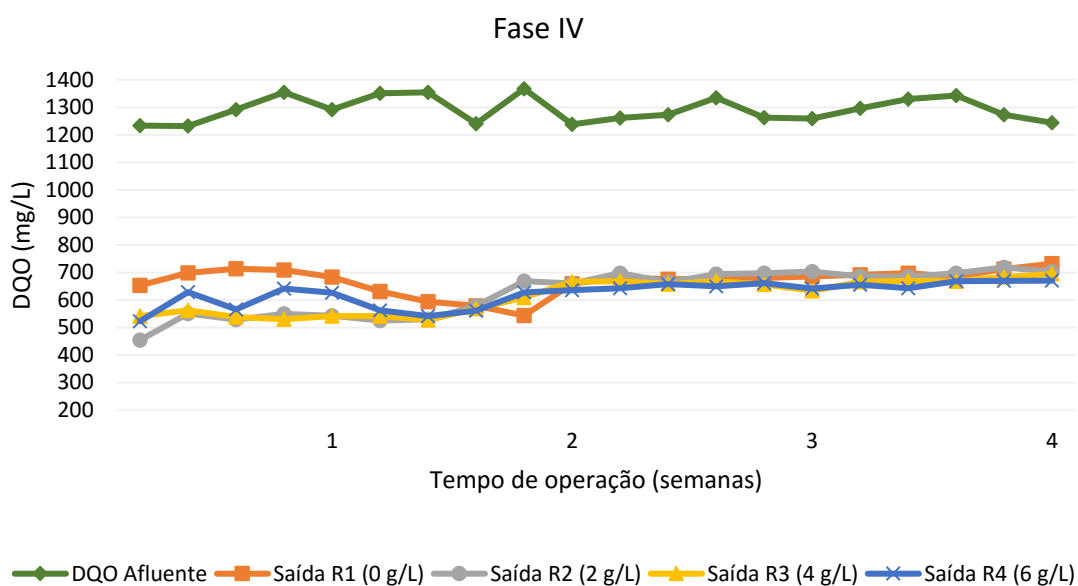


Figura 24: Monitoramento de DQO durante a Fase IV para os reatores com diferentes concentrações de CAG; Tempo de residência = 23 horas; $\theta_c = 28$ dias

A Figura 25 mostra os valores médios de eficiência de remoção de DQO por reatores na Fase IV.

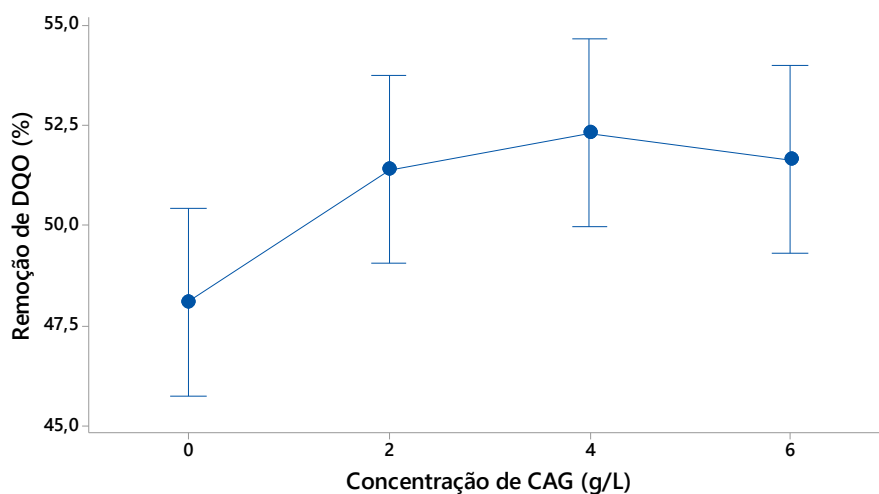


Figura 25: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator na Fase IV

O mesmo comportamento da Fase III aconteceu na Fase IV, onde houve um aumento da eficiência de remoção de DQO em função da presença de carvão ativado, apresentando comportamento de regressão quadrática (Figura 26). Os reatores aumentaram, respectivamente, em 7, 9 e 7% a eficiência de remoção de DQO quando comparados com o

reator controle. Pode-se concluir, que a remoção de DQO melhora na presença de CAG, e novamente o reator com 4 g.L⁻¹ foi o que apresentou melhor comportamento.

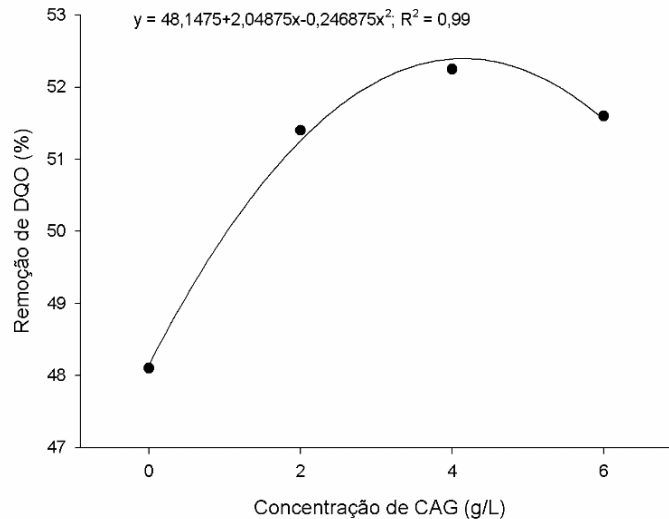


Figura 26: Efeito da concentração de CAG na eficiência de remoção de DQO na Fase IV

Em contrapartida, observa-se que o incremento de maiores percentuais de lixiviado na alimentação, reduziu drasticamente a eficiência de remoção de DQO nos reatores. Fernández Bou (2015), também observou esta redução na eficiência de remoção de matéria orgânica a partir da aplicação de maiores percentuais de lixiviado, apesar de estarem associados à maiores remoções de massa de DQO.

Ainda, quando o percentual foi de 10% de lixiviado na alimentação, percebeu-se que no reator controle a eficiência de remoção de DQO reduziu drasticamente, pois o contato entre elevados percentuais de lixiviado e a biomassa pode gerar toxicidade, explicando a redução da remoção de DQO. Além disso, a presença do carvão nos sistemas pode reduzir a toxicidade do lixiviado, ocorrendo adsorção antes da biodegradação.

De uma forma geral, conforme observado na Figura 27, em todas as Fases os reatores com carvão ativado apresentaram melhor desempenho em relação ao reator controle, ou seja, o que não recebeu nenhuma concentração de CAG e funcionava como lodos ativados (R₁). Concluindo que a adição de carvão ativado aos reatores influenciou no aumento da remoção de DQO, sendo o tratamento aplicado, concentração de CAG, significativo. Em contrapartida, observa-se que o desempenho entre esses reatores que receberam diferentes concentrações de CAG, 2, 4 e 6 g.L⁻¹ (R₂, R₃ e R₄ respectivamente), o reator com 4 g.L⁻¹ de CAG foi o que apresentou o melhor desempenho nas fases III e IV. Apesar, de nas Fases I e II, os reatores

que continham diferentes concentrações de carvão ativado apresentarem uma tendência de aumento linear na eficiência de remoção de DQO, não sendo possível comprovar esta teoria estatisticamente.

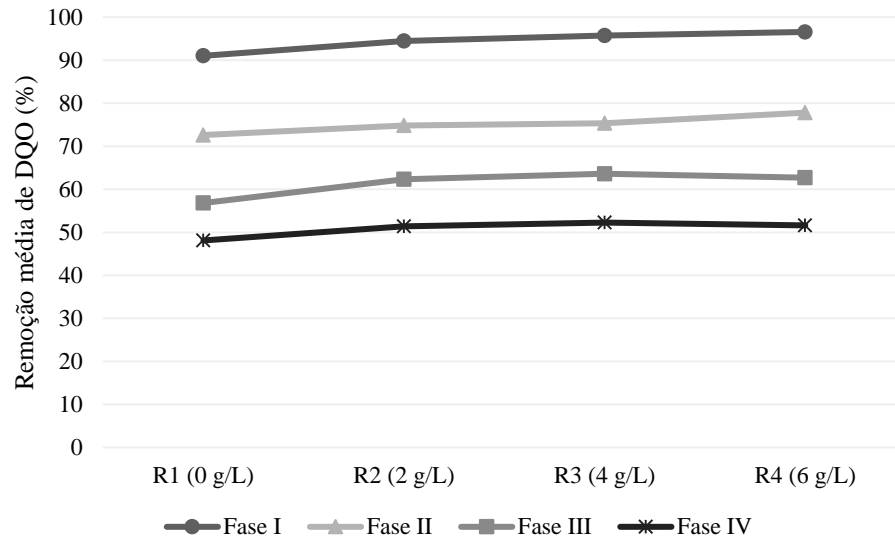


Figura 27: Média da eficiência de remoção de DQO durante todas as Fases

Quando avaliamos os resultados por reator em separado, ou seja, fixando o tratamento concentração de CAG e variando os percentuais de lixiviado na alimentação é possível afirmar que houve diferença estatística significativa entre as médias de remoção de DQO. Sendo o tratamento utilizado, percentual de lixiviado, significativo.

Na Figura 28, é possível observar as médias de eficiência de remoção de DQO de cada reator nas diferentes Fases (I, II, III e IV).

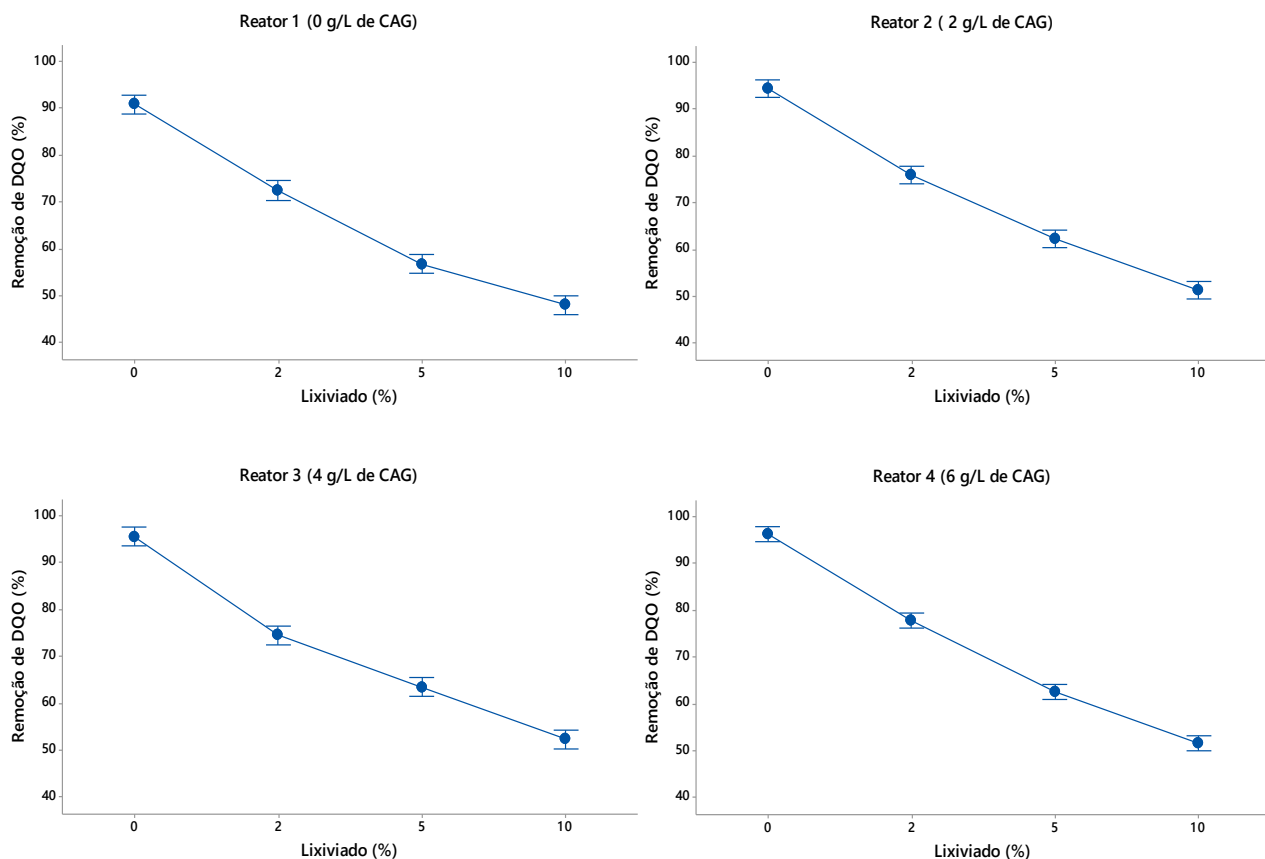


Figura 28: Efeito do incremento do percentual de lixiviado na alimentação nos valores médios de remoção de DQO, por reator

Fica notório, observando a Figura acima, que conforme há o aumento do percentual de lixiviado na alimentação a eficiência diminui, ou seja, os diferentes percentuais aplicados aos reatores interfere negativamente na eficiência de remoção de matéria orgânica.

As inclinações das curvas, mostram a ação do incremento de lixiviado (%) na alimentação dos reatores. As diferenças são representadas através da regressão polinomial com relação inversa (Figura 29).

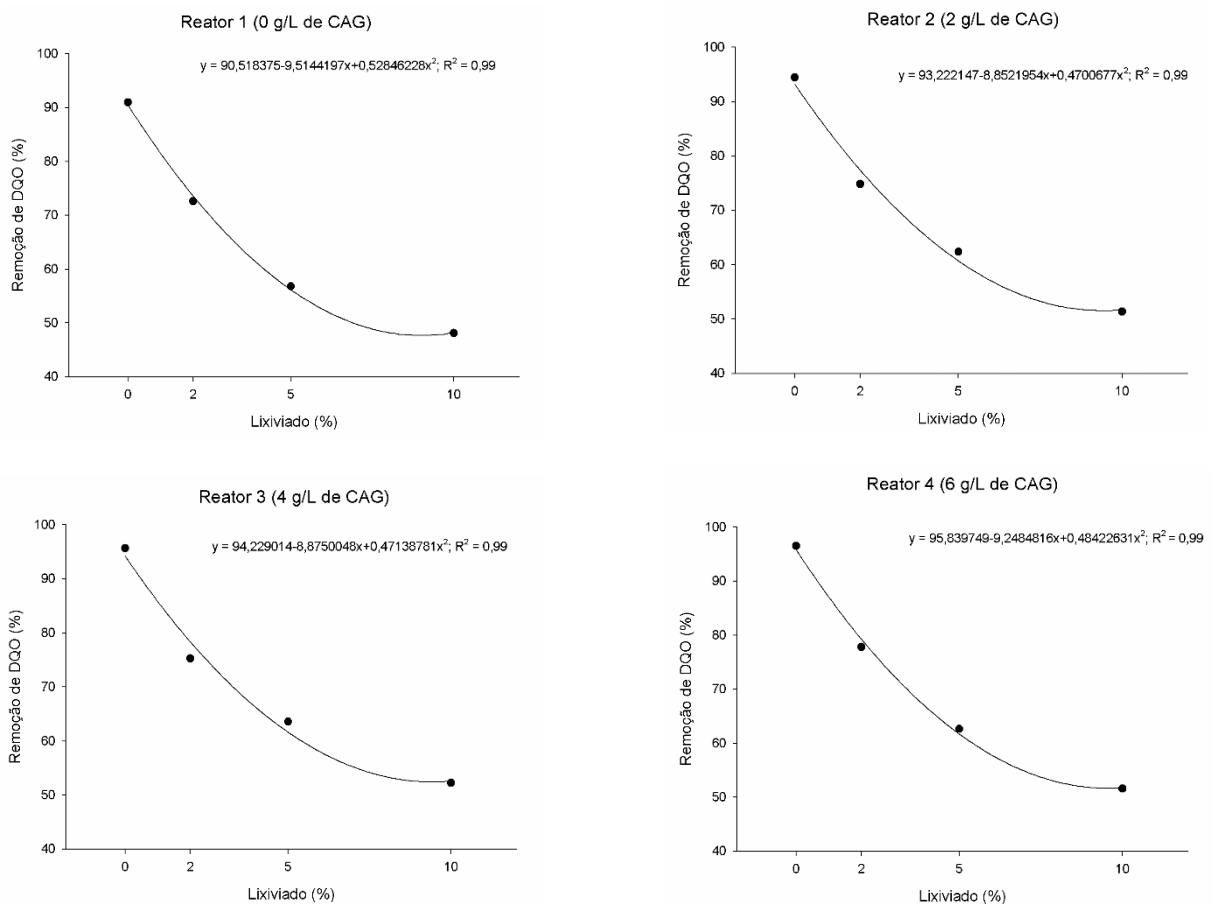


Figura 29: Efeito do percentual de lixiviado na eficiência de remoção de DQO dos reatores

Os testes de análise de variância, dos resultados encontrados nesta Etapa, nos permitem inferir que há evidência estatística para afirmar que as médias amostrais referente aos tratamentos avaliados (percentual de lixiviado e concentração de carvão) são significativas. Assim, através do gráfico de Pareto dos efeitos padronizados, podemos determinar a magnitude e a importância de um determinado efeito. É possível observar o valor absoluto dos efeitos, por meio da linha de referência desenhada no gráfico (Figura 30). Qualquer efeito que se estenda para além desta linha de referência é potencialmente importante. Desta forma, a figura abaixo mostra que os termos (tratamentos) A (percentual de lixiviado) e B (concentração de CAG) são significativos, porém a interação entre esses efeitos não é significativa.

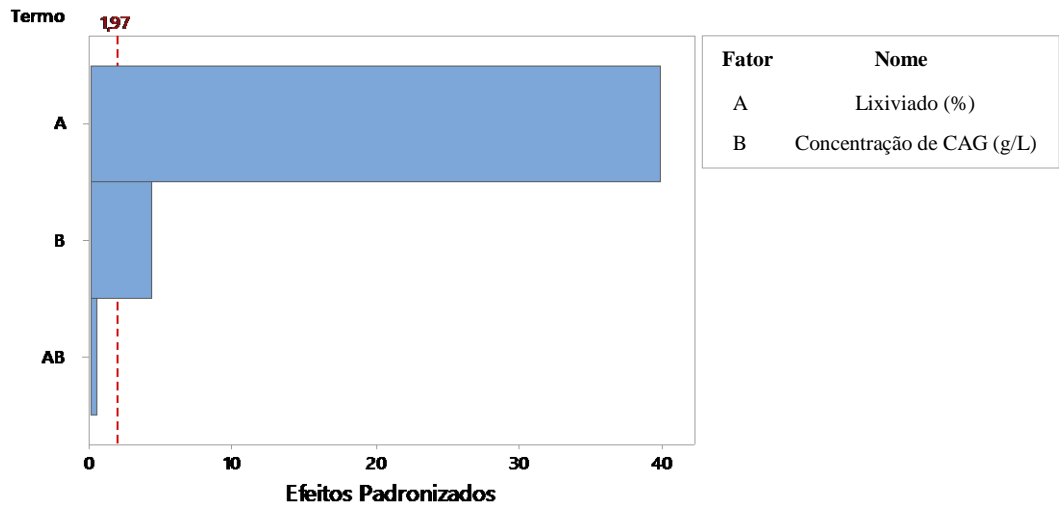


Figura 30: Gráfico de Pareto dos Efeitos Padronizados, para variável resposta Remoção de DQO (%); $\alpha = 0,05$

5.2.2 ETAPA II (PROCESSO PACT®)

Nesta Etapa foi avaliado o processo PACT® para o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico. Os reatores operaram com diferentes tempos de residência (TR) variando de 23, 16 e 8 horas, idade do lodo de 28 dias para TR de 23 e 16 h e 17 dias para TR de 8 h, fixando a concentração de CAP (X_{ca}) de 6 g.L^{-1} e alimentação com mistura lixiviado/esgoto de 5% em todos os reatores.

5.2.2.1 DQO

A Figura 31 apresenta os valores de DQO na entrada e na saída dos reatores, sendo os reatores que operaram com tempos de residência de 23 e 16 h representaram lodos ativados variante aeração prolongada e o reator com 8 h representou lodos ativados convencional.

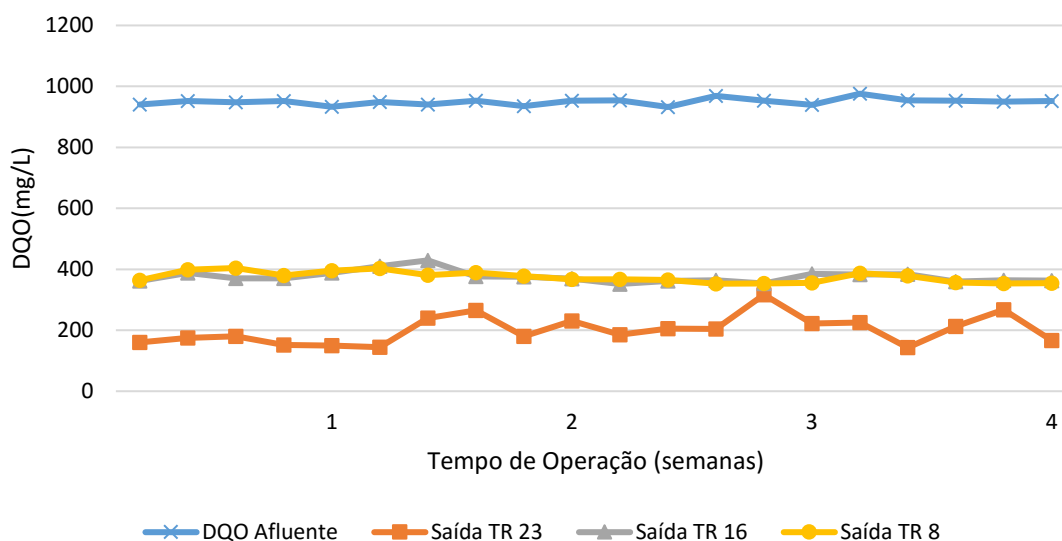


Figura 31: Monitoramento da DQO durante a Etapa II para os reatores com diferentes tempos de residência

É possível observar, que do início da primeira semana de coleta de dados até a última os resultados de DQO na saída dos reatores se mantiveram estáveis, não havendo grande discrepância, isso se deve ao período de aclimação ter sido realizado já com os devidos TR que seriam avaliados, não provocando a elevação ou redução dos valores de concentração DQO em função desta mudança.

Nota-se que nas duas variantes de lodos ativados estudadas (convencional e aeração prolongada) foram obtidas eficiências médias de remoção de matéria orgânica de 79, 60 e 61% para TR de 23, 16 e 8 h, respectivamente. Analisando-se, cada um dos tempos de residência, é possível notar que a maior eficiência de remoção de DQO foi obtida para TR de 23 h (Figura 32).

Ainda de acordo com a Figura 33, é possível confirmar através da observação da linha tracejada em zero, se um intervalo não contiver zero, as médias correspondentes são significativamente diferentes, ou seja, os TR de 16 e 8 horas não são diferentes entre si, porém diferem do TR de 23 h.

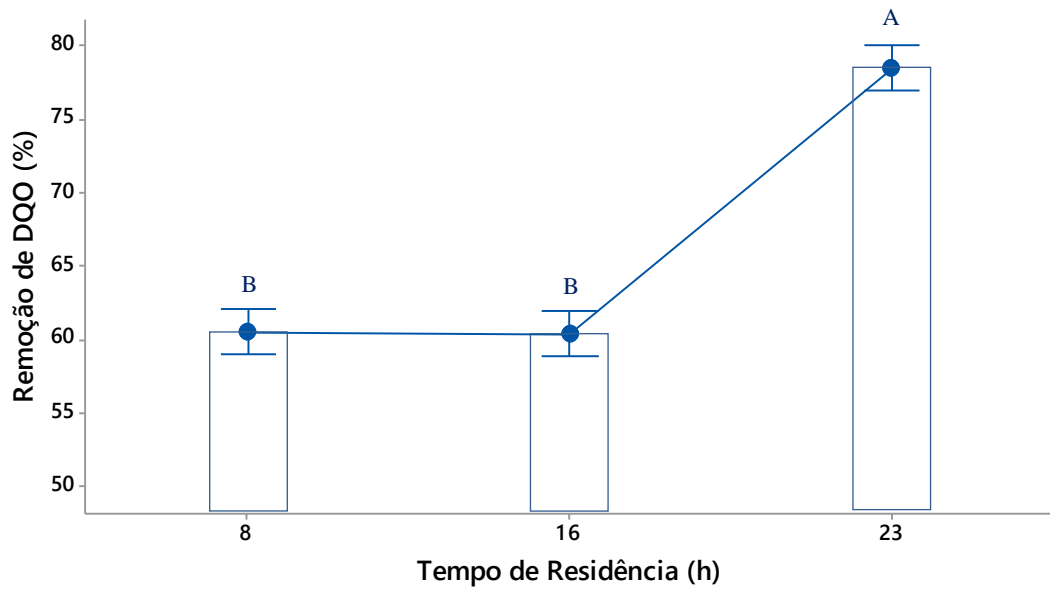


Figura 32: Valores médios de eficiência de remoção de DQO por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

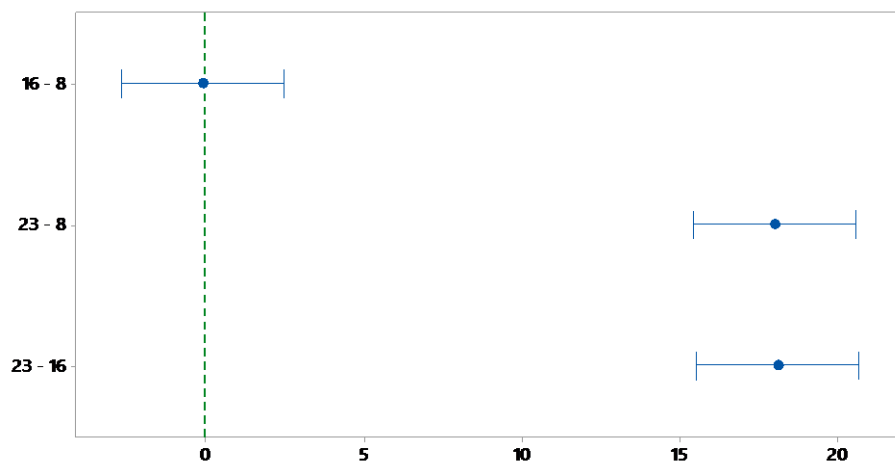


Figura 33: Diferenças de médias para DQO (Tukey $\leq 0,05$)

5.2.2.2 COR APARENTE

Para o parâmetro cor aparente, as eficiências de remoção apresentaram o mesmo comportamento do parâmetro DQO. Sendo encontrada a maior eficiência de remoção para o TR de 23 h, conforme observado na Figura 34. Ainda, é possível observar que a redução do

TR de 23 para 16 e 8 h, interferiu na eficiência de remoção, reduzindo de 44% para 18%, respectivamente.

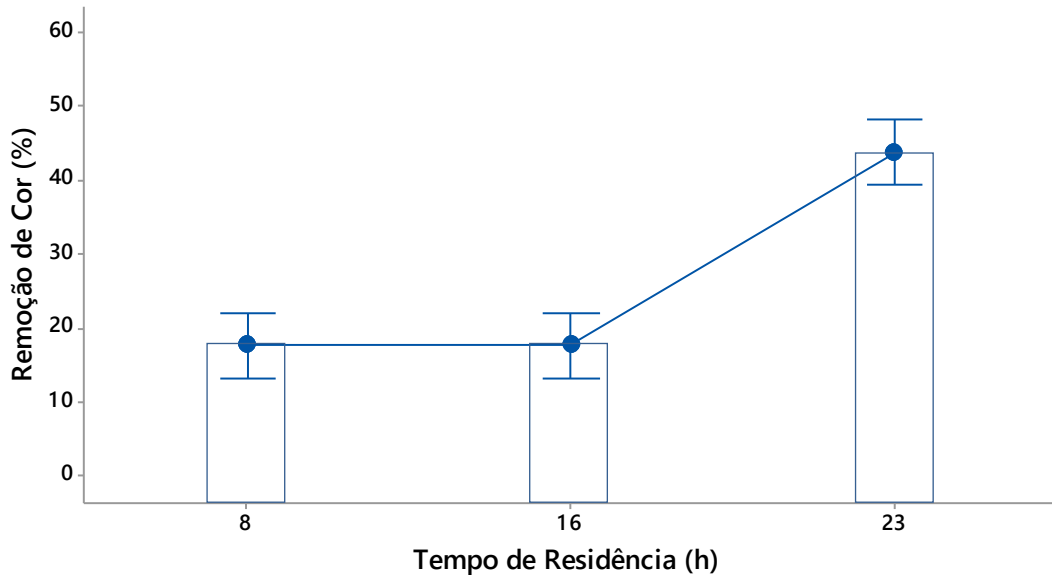


Figura 34: Valores médios de eficiência de remoção de cor por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

5.2.2.3 IVL

A Figura 35 apresenta os valores médios do índice volumétrico do lodo (IVL) organizados por TR. Para os diferentes tempos de residência, nota-se que os resultados do TR de 16 e 8 h não apresentam grande dispersão, somente se comparados com o TR de 23 h, permitindo inferir que a redução do tempo de residência influenciou nas condições de sedimentabilidade do lodo. Sendo que para este parâmetro, os testes indicam que o IVL médio dos TR de 16 e 8 h são estatisticamente diferentes do reator com TR de 23 h, porém não diferem entre si (Figura 35).

Contudo, em todas as condições avaliadas, ou seja, nos três tempos de retenção hidráulica, os resultados de IVL estiveram dentro da faixa recomendada pelos autores citados conforme pode ser observado na Tabela 5 (Tabela de classificação da qualidade do lodo através do IVL).

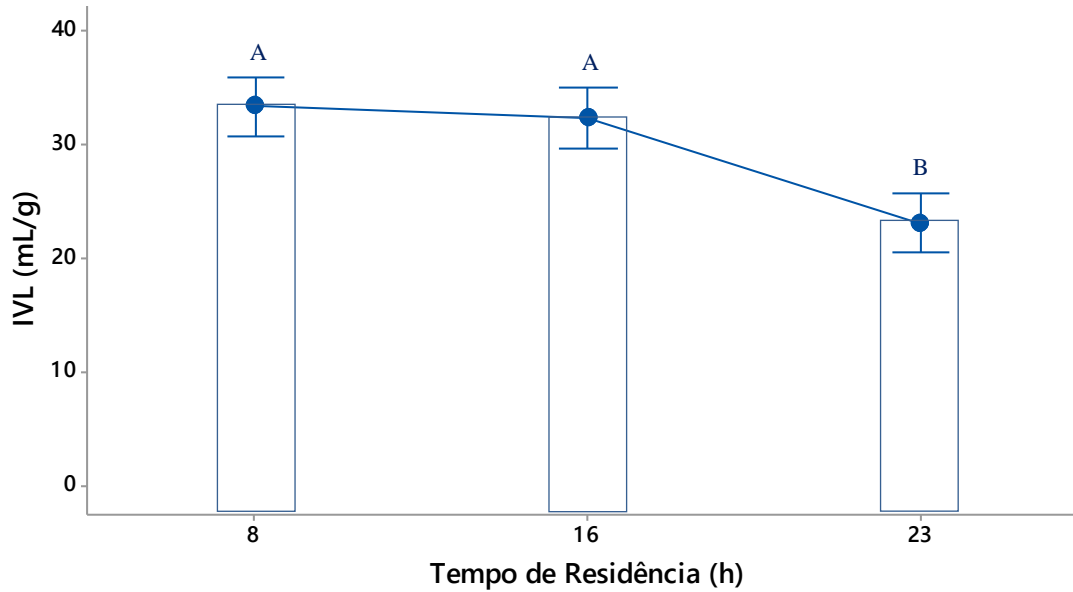


Figura 35: Valores médios de IVL por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

5.2.2.4 SS'30

O SS'30 representa o volume de lodo que sedimenta na proveta de 1000 mL após um período de 30 minutos. Pode-se observar que o alto valor de SS'30 no TR de 8 horas (Figura 36) justifica o maior valor médio do IVL, uma vez que o elevado volume de lodo faz com que haja a diminuição da velocidade de sedimentação, até porque, o SS'30 é utilizado para a determinação do IVL, conforme apresentado na Equação 6, existindo correlação direta entre os dois fatores.

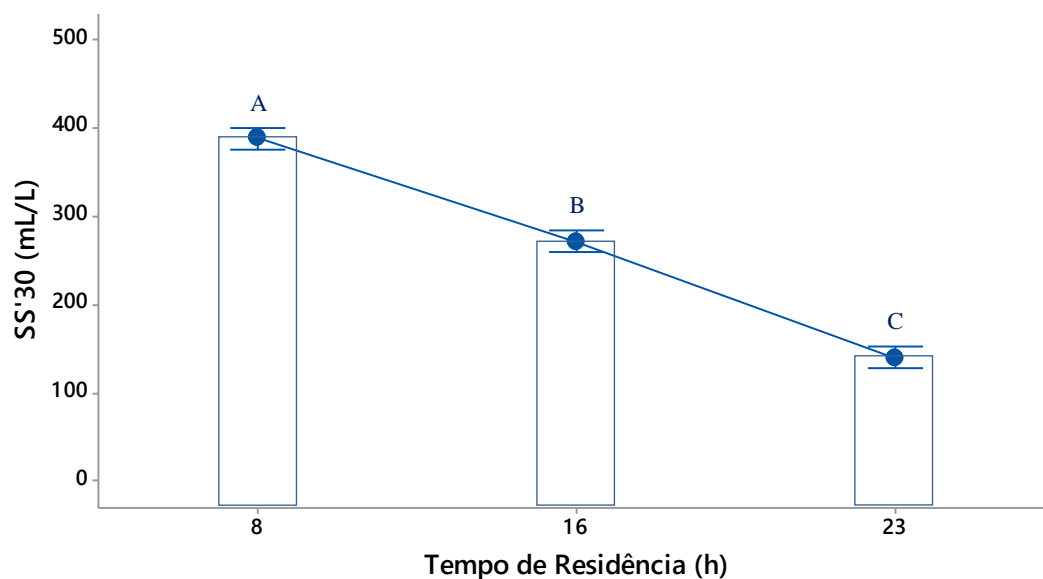


Figura 36: Valores médios de SS'30 por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

5.2.2.5 SST

O valor médio de SST manteve-se em geral alto em todos os reatores, contudo, o reator com TR de 8 h apresentou a maior média de sólidos suspensos totais (Figura 37). Tal aspecto sugere que a idade do lodo adotada para este reator não tenha sido adequada para a manutenção do mesmo, elevando a concentração de sólidos suspensos, o que pode explicar as maiores médias de SS'30. Por outro lado, com o passar do tempo o excesso de matéria orgânica no sistema pode ter levado ao aumento da população de microrganismos, entretanto, isto não influenciou na eficiência de remoção de DQO.

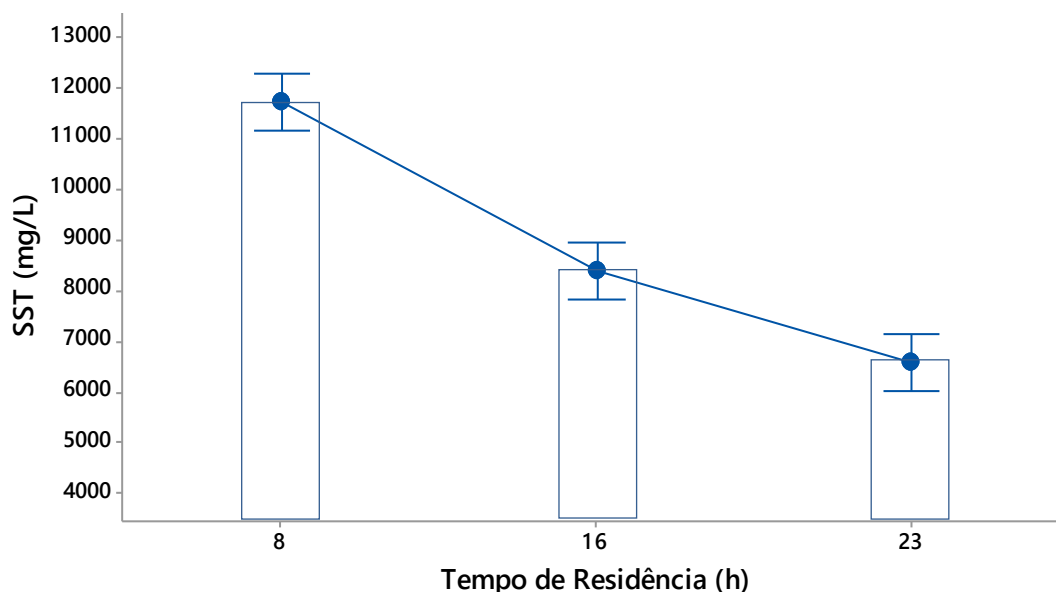


Figura 37: Valores médios de SST por Tempo de Residência. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

5.2.3 Comparação entre os tipos de carvão

Ainda, após os ensaios com os dois tipos de carvão ativado, granular e em pó (Etapa I e II), foi possível comparar a diferença entre os tipos de carvão quanto a eficiência de remoção de DQO, nas seguintes configurações: fixando a concentração de carvão (6 g.L^{-1}), o percentual de lixiviado na alimentação (5%) e o tempo de residência de 23 horas.

Nota-se que a eficiência média de remoção de DQO foi muito superior no tratamento com CAP (Processo PACT[®]) quando comparado com o CAG (lodos ativados com carvão ativado granular), quando submetidos as mesmas configurações operacionais (Figura 38). O que de fato pode estar associado ao menor tamanho das partículas de carvão ativado, pois de acordo com Swiatkowski (1998) os carvões ativados em pó apresentam partículas de tamanho muito pequeno, o que confere menor resistência na difusão das partículas de adsorvato no adsorvente e conseqüentemente apresentam maior taxa de adsorção de compostos quando comparados aos carvões ativados granulares. How e Morr (1982) explicam que os carvões ativados granulares demoram mais para atingir o equilíbrio de adsorção que os pulverizados. Ainda de acordo com Sekar et al. (2004), para essas partículas maiores de carvão ativado a resistência a difusão ao transporte de massa é realmente maior e a maior parte da superfície interna da partícula não é disponibilizada para adsorção.

Dessa forma, é possível inferir que houve diferença significativa entre os tipos de carvão (Figura 39).

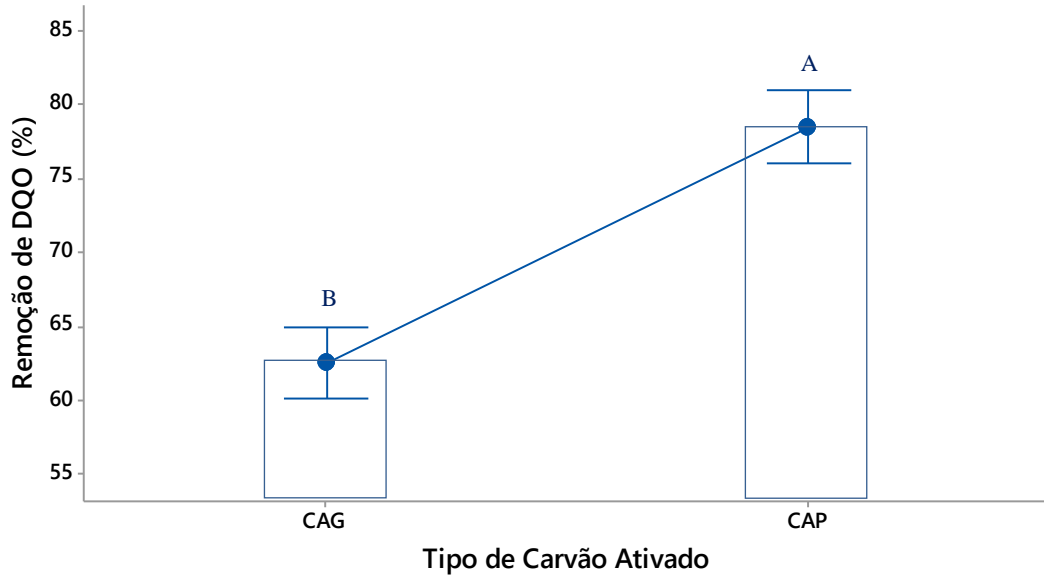


Figura 38: Valores médios de remoção de DQO por tipo de carvão

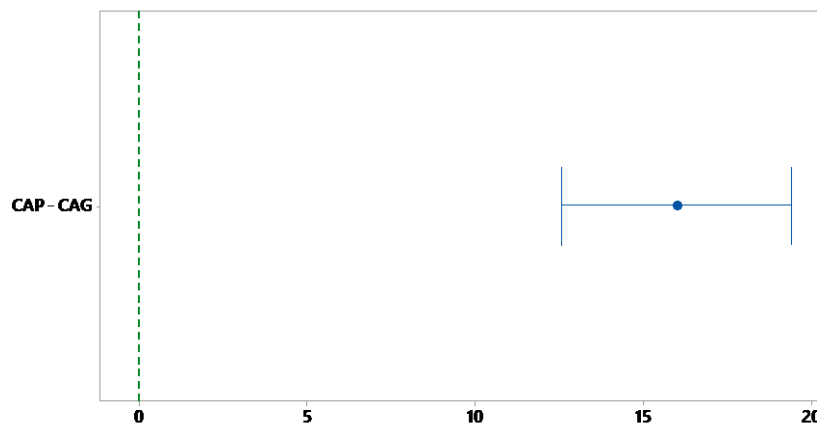


Figura 39: Diferenças de médias de remoção de DQO para o tipo de carvão (Tukey $\leq 0,05$)

No monitoramento do parâmetro IVL, também foi possível observar diferença significativa entre as médias para os diferentes tipo de carvão, sendo o sistema com CAP apresentando valores melhores em comparação ao sistema com CAG (Figura 40), porém em ambos os processos os valores de IVL estão dentro dos valores usuais recomendado pela literatura como boa sedimentabilidade (Tabela 5).

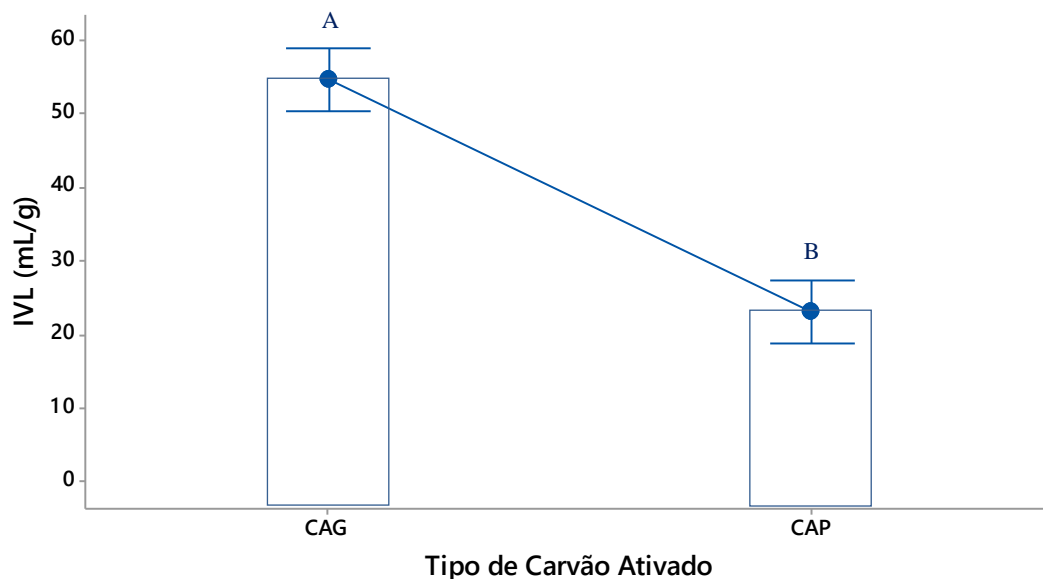


Figura 40: Valores médios de IVL por tipo de carvão ativado. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

É possível observar que para o acompanhamento do parâmetro SS'30, o sistema CAP apresentou a maior média (Figura 41), este comportamento pode ser justificado pela maior concentração de sólidos no reator, que será apresentado adiante. Porém, isto não interferiu na sedimentabilidade do lodo, sendo notório que o sistema que operou com carvão em pó apresentou uma melhor sedimentação quando comparado com o sistema com carvão granular.

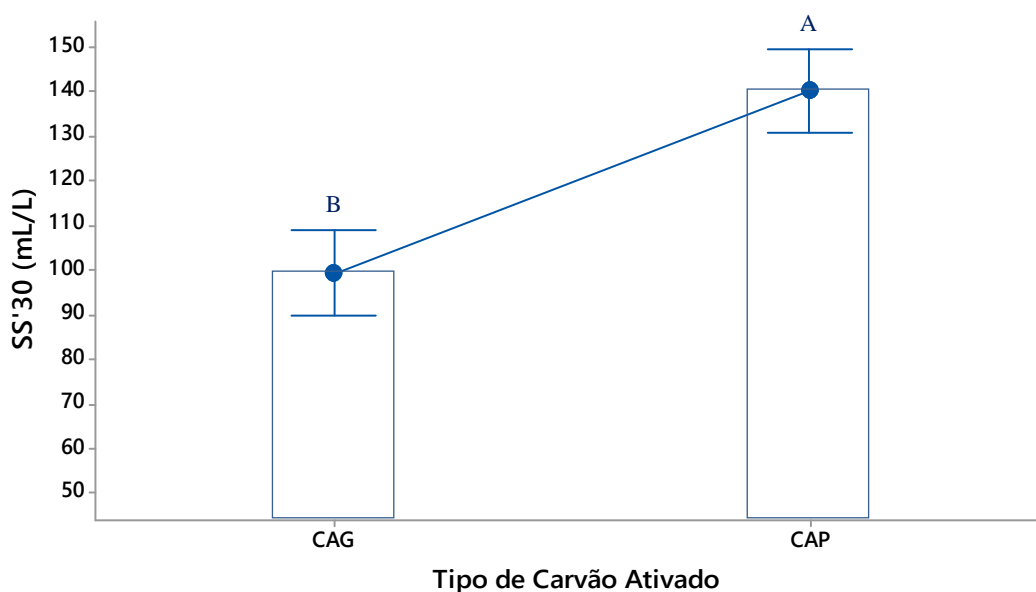


Figura 41: Valores médios de SS'30 por tipo de carvão ativado. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

Para a concentração de SST nos reatores, observa-se o mesmo comportamento do parâmetro anterior, o sistema CAP apresentou uma média bastante elevada quando comparada com sistema CAG (Figura 42). Tal aspecto pode estar relacionado com o procedimento de amostragem para a referida análise. Conforme descrito na metodologia, eram retirados diariamente do licor misto 35 mL, afim de manter a idade do lodo. Após esta retirada, a amostra não era descartada e sim armazenada em um recipiente apropriado e mantido sob refrigeração até o momento da análise de SST. Dessa forma, era utilizada uma micropipeta devido ao pequeno volume utilizado em função da grande concentração de sólidos e afim de evitar variações de amostragem, neste caso o carvão em pó transpassava facilmente o orifício da ponteira ao contrário do carvão granular, que devido a sua granulometria não transpassava, logo não era contabilizado na análise de sólidos, por isso a grande discrepância neste parâmetro.

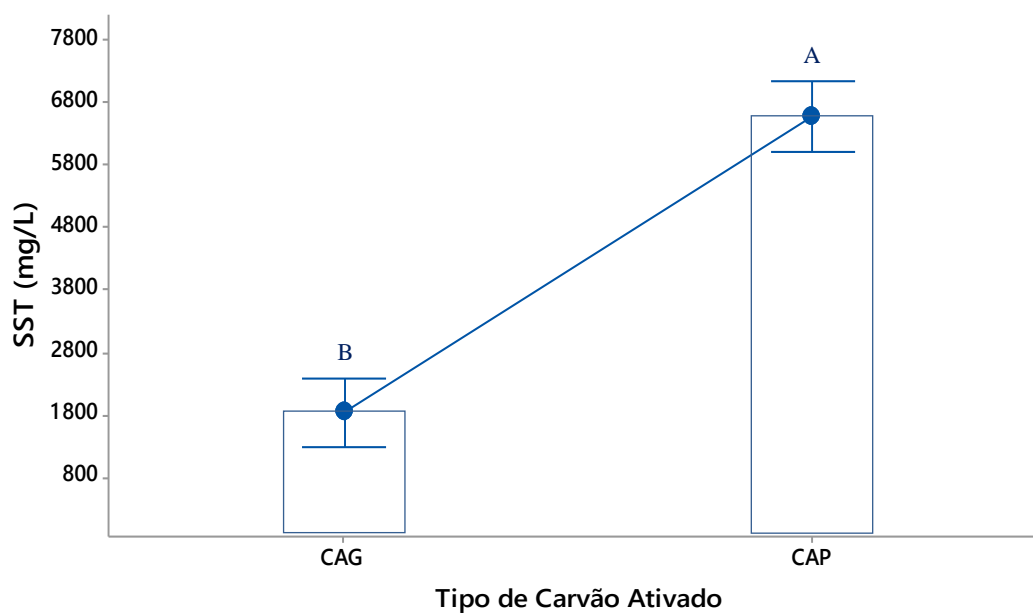


Figura 42: Valores médios de SST por tipo de carvão ativado. Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes, pelo teste Tukey ($\leq 0,05$)

6 CONCLUSÃO

Os resultados referentes à Etapa I mostraram que quando introduzido no sistema com biomassa, o CAG proporciona uma eficiência adicional quanto à remoção de matéria orgânica. Podemos afirmar que em todas as fases desta Etapa, o melhor desempenho foi alcançado para os reatores com adição de carvão ativado quando comparado ao reator contendo apenas lodos ativados (controle).

Não foi possível acompanhar a presença e a possível predominância de determinados grupos de microrganismos nos reatores, mas foi possível observar ao longo desta Etapa, que conforme aumentava-se o percentual de mistura de lixiviado na alimentação havia uma grande perda de sólidos suspensos o que resultava na perda de eficiência do sistema quanto a remoção de carga orgânica. Principalmente, quando o percentual de mistura foi de 10% de lixiviado. Por isso, por meio da avaliação das eficiências médias de remoção de DQO foi possível inferir que o tratamento aplicado aos reatores, percentual de lixiviado na alimentação, influencia no comportamento dos mesmos.

Para os diferentes TR avaliados (Etapa II), no tratamento combinado com PACT[®], o reator com tempo de residência de 23 h foi o que apresentou as melhores eficiências quando comparado aos TR de 16 e 8 h. Adicionalmente, a adaptação da biomassa nos referidos TR, influenciou na estabilidade dos sistemas. Sendo assim, dentre as condições estudadas, os melhores resultados encontrados foram para TR de 23 h com mistura de 5% de lixiviado, 6 g.L⁻¹ de CAP e idade do lodo de 28 dias onde foram obtidas eficiências médias de remoção de carga orgânica de 79% e de 44% para cor. Porém, quando comparados os outros tempos de residência, o sistema que funcionou com TR de 8 h obteve uma eficiência de remoção média de 61% de DQO e não foi diferente do TR de 16 h, neste contexto, quando existir limitações de custo e operação sugere-se trabalhar com tempo de residência de 8 horas ao invés de 16 h. Contudo, tais aspectos devem ser mais bem avaliados sob o ponto de vista de escala e da adoção de uma idade do lodo ideal.

Ainda nos ensaios, com os dois tipos de carvão ativado, granular e em pó, quando submetidos às mesmas condições experimentais, foi possível observar que o desempenho do reator com CAP foi muito superior ao reator com CAG quanto à remoção de DQO. O que de fato pode estar relacionado com a área superficial disponível para adsorção, sendo este um dos principais fatores que influenciam na capacidade de adsorção do carvão. Porém, não é

possível afirmar esta evidência, pois não foi possível realizar a caracterização dos carvões ativados utilizados.

Vale ressaltar que ainda há a necessidade de maiores estudos sobre a influência do tratamento combinado, principalmente de como os compostos presentes no lixiviado afeta o metabolismo da biomassa. Pois conforme observado neste trabalho, elevados percentuais de mistura de lixiviado na alimentação, influencia significativamente na remoção de DQO, podendo dificultar a estabilização do processo, principalmente do lodos ativados.

Dessa forma, para trabalhos futuros sugere-se observar a correlação da presença de lixiviado com a predominância de determinados grupos de microrganismos, e se de fato há ligação do aumento da concentração de lixiviado com a redução de microrganismos (microscopia óptica). Realizar os testes em escala real e/ou piloto, através do monitoramento de parâmetros que possam avaliar o comportamento do sistema perante um efluente em condições reais. Acrescentar, ao monitoramento dos sistemas a realização de ensaios de toxicidade (aguda e principalmente crônica), bem como a determinação da presença de metais pesados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE, 2015. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Relatório de pesquisa. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br>>. Acesso em: 10 de ago. 2016.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22^a ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation, 2012.

AREND, L.G.; RODRIGUEZ, A.L.; LOPEZ, D.A.R.; MAHLMAN, C.; OLIVEIRA, F.; NIEDERSBERG, C. **Estudo da dissolução de plástico proveniente de resíduos sólidos urbano para obtenção de material adsorvente**. In: 17^o CBECIMat- Congresso Brasileiro de Engenharia de Materiais. p. 9208-9215, Foz do Iguaçu, 2006.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 2. ed., Ed. Wiley-Liss, New York, 1999.

BOCCHIGLIERI, M.M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos**. 2010. 255f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo- USP, São Paulo, 2010.

BRASIL - Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm >. Acesso em 18 de mar. de 2015.

CAMPOS, J.C. **Processos combinados aplicados ao tratamento de água de produção de petróleo**. Tese de Doutorado. UFRJ. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2000.

CAMPOS, J.C.; MACHADO, C.R.A.; COUTO, J.M.S.; FLORIDO, P.L.; CERQUEIRA, A.C.F.P.; SANTIAGO, V.M.J. Evaluation of an Activated Sludge Process Combined with Powdered Activated Carbon for the Treatment of Oil Refinery Wastewater. **J. Int. Environ. Appl. Sci.**, v. 9, n. 1, p. 24-36, 2014.

CASTRILLÓN, L., FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ULMANU, M., ANGER, I., MARAÑÓN, E. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. **Waste Management**, v. 30, p. 228–235, 2010.

CIOLA, R. **Fundamentos da Catálise**. 1 ed. Editora da Universidade de São Paulo: Moderna, São Paulo, Brasil. p. 377, 1981.

CHRISTENSEN, T.H., KLELDSEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, J.B., BAUM, A., ALBRECHTSEN, H.J. e HERON, G. Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes. **Applied Chemistry**. v. 16, p. 659-718, 2001.

CLAUDINO, A. **Preparação de carvão ativado a partir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes**. 2003. 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)- Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.

DUSSERT, B.W.; STONE, G.R.V. The biological activated carbon process for water purification. **Water Engineering & Management**, v. 141, n. 12, p. 22-24, 1994.

ECKENFELDER, J.W.W. **Principles of Water Quality Management**. 1 ed. Boston, USA, CBI Publishing Company Inc., 1980.

ECKENFELDER, J.W.W. **Industrial Water Pollution Control**. 2 ed. McGraw-Hill Book Company, New York, 1989.

ECKENFELDER, J.W.W. **Industrial Water Pollution Control**. 3 ed. McGraw-Hill **Series in Water Resources and Environmental Engineering**. New York, USA. 1999.

EL FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Factors influencing solid waste generation and management. **Waste Management**. v. 22, p. 269-276, 2002.

EPA – Environmental Protection Agency (US). 40 CFR Parts 136 and 445. **Effluent Limitations Guidelines, Pretreatment Standards, and New Source Performance Standards for the Landfills Point Source Category**; Final Rule. United States, Washington: 2000.

EPA – Environmental Protection Agency (US). 822-S-12-001. **Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories**. United States, Washington DC: 2012.

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A. Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação. In: **Anais do 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000, Porto Alegre. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

FARQUHAR G.J. **Leachate: production and characterization**. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Waterloo, Canadá, 1988.

FERNÁNDEZ BOU, A.S. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo PACT®**. 2015. 69f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Biosistemas) - Universidade Federal Fluminense, 2015.

FERREIRA, J.A.; EIGENHEER, E.; ADLER, R.R.; DOS SANTOS, M.F. Plano de Gestão do Encerramento do Aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ). In: **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005, Campo Grande. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

FERREIRA, J.A.; FRANCO, R.S.O.; BILA, D.M.; FIRMINO, C.M. Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico pelo processo de lodos ativados. In: **Anais do 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2009, Recife. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009.

FORGIE, D.J.L. Selection of the most appropriate leachate treatment methods. **Water Pollution Research Journal of Canada**, v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988.

GHOSH, U.; WEBER, A.S.; JENSEN, J.N.; SMITH, J.R. Granular activated carbon and biological activated carbon treatment of dissolved and sorbed polychlorinated biphenyls. **Water Environ. Res.**, v.71 (2), p. 232–240, 1999.

GIORDANO, G. **Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. Tese de Doutorado. PUC-Rio, Rio de Janeiro, 2003.

GOMES, L.P. (coord) et al. Resíduos Sólidos. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

HAMADA, J.; CASTILHO, G.S.F.; FARIA, S.; CINTRA, F.H. **Aplicabilidade de processos físico e físico-químico no tratamento do chorume de aterros sanitários**. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

HOLLER, S.; TRÖSCH, W. Treatment of urban wastewater in a membrane bioreactor at high organic loading rates. **Journal of Biotechnology**, v. 92, n. 2, p. 95-101, 2001.

HOW, J.S.L; MORR, C.V Removal of phenolic compounds from soy protein extracts using activated carbon. **Journal of Food Science**, v. 47, p. 933-940, 1982.

IBGE, 2002, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Relatório de pesquisa. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Anuário estatístico IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 02 de jul. 2016.

IBGE, 2008, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Relatório de pesquisa. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Anuário estatístico IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 02 de jul. 2016.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3 ed., Rio de Janeiro: ABES, 1995.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4 ed., Rio de Janeiro: ABES, 2005.

KALKAN, Ç.; YAPSAKLI, K.; MERTOGLU, B.; TUFAN, D.; SAATCI, A. Evaluation of Biological Activated Carbon (BAC) process in wastewater treatment secondary effluent for reclamation purposes. **Desalination**, v. 265, p. 266-273, 2011.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**, v. 32, (4), p. 297-336, 2002.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, p. 80- 100, 2006.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.H. Removal of refractory compounds from stabilized landfill leachate using an integrated H₂O₂ oxidation and granular activated carbon (GAC) adsorption treatment. **Water Research**, v. 43, n. 16, p. 4079-4091, 2009.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.40, p.223-250, 1988.

LOUKIDOU, M.X; ZOUBOULIS, A.I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. **Environmental Pollution**. v. 111, p. 273-281, 2001.

MACHADO, C.R.A. **Avaliação do processo de lodos ativados combinado com carvão ativado em pó no tratamento de efluente de refinaria de petróleo**. 2010. 128f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

MAIA, L.S. **Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviados de aterros de resíduos**. 2012. 177f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.

MAIA, L.S.; SOUZA, A.S.; NOGUEIRA, L.H.C.; CAMPOS, J.C. Introdução de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário. In: **Anais do 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2013.

MANNARINO, C.F. **Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico Utilizando Indicadores Físico-Químicos e Biológicos**. 2010. 110f. Tese (Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - ENSP/FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 2010.

MANNARINO, C.F.; MOREIRA, J.C.; FERREIRA, J.A.; ARIAS, A.R.L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, n. 11, p. 3235-3243, 2013.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**, v. 46, p. 851–858, 2002.

MASSCHELEIN, W.J. Adsorption In: Unit Processes in Drinking Water Treatment. **Serie Environmental science and pollution control**, v. 3, p. 321-363. Dekker, Nova York, EUA. 1992.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. **Solid waste landfill engineering and design**. New Jersey: Prentice Hall, 1995.

MEIDL, J.A. U.S. Filter/ Zimpro, Rothschild, USA. **Responding to changing conditions: How powered activated carbon system can provide the operational flexibility necessary to treat contaminated groundwater and industrial wastes.** Pergamon. Elsevier. Vol. 35, Nº 9, 1997.

METCALF & EDDY. **Waster water engineering: treatment, disposal and reuse.** 3 ed., Metcalf & Eddy, Inc., 1991.

METCALF & EDDY. **Waster water engineering: treatment, disposal and reuse.** 4 ed., New York, McGraw-Hill Books, 1815 p., 2003.

MEZZARI, I.A. **Utilização de carvões adsorventes para o tratamento de efluentes contendo pesticidas.** 2002. 117f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina- Florianópolis, 2002.

MORAIS, J.L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MORAVIA, W.G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas.** 2010. 237f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais-UFGM, Belo Horizonte, 2010.

MORENO-CASTILLA, C. **Adsorption of Organic Solutes from Dilute Aqueous Solutions.** Chapter twenty five. Adsorption by Carbons. Eduardo J. Bottani and Juan M.D. Tascón. Elsevier Ltd, 2008.

MUSTAFA, G.S. **Reutilização de Efluentes Líquidos em Indústria Petroquímica.** 1998. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal da Bahia, BA, Brasil, 1998.

NASCENTES, A.L. **Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico.** 2013. 166f. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ, Rio de Janeiro, 2013.

NASCENTES, A.L.; NASCIMENTO, M.M.P.; BRASIL, F.C.; CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A. Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico- Aspectos Operacionais e Microbiológicos. **Revista Eletrônica Teccen**, v. 6, n. 1, p. 5-12, 2015.

NISHIJIMA, W.; AKAMA, T.; SHOTO, E.; et al. Effects of adsorbed substances on bioactivity of attached bacteria on granular activated carbon. **Water Science & Technology**, v. 35, n. 8, p. 203-208, 1997.

PAGANINI, W.S.; BOCCHIGLIERI, M.M.; LOPES, G.F. Avaliação da Capacidade das Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o Recebimento do Chorume Produzido nos Aterros Sanitários da Região. In: **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F. e MOULIN, P. Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p. 468-493, 2008.

SANT'ANNA JUNIOR, G.L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro, Interciência, 2010.

SANTOS, A.S.P. **Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro –UFRJ, COPPE, Rio de Janeiro, 2010.

SEA - Secretaria de Estado do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro. **Programa Lixão Zero**. Disponível em: <Fonte: <http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=926885>>. Acesso em: 08 mar. de 2016.

SEGATO, L.M.; SILVA, C.L. Caracterização do percolado do Aterro Sanitário de Bauru. **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 27. Porto Alegre, Porto Alegre, 2000.

SIMPSON, D.R. Biofilm processes in biologically active carbon water purification. **Water Research**, v. 42, p. 2839 – 2848, 2008.

SEKAR, M.; SAKTHI, V.; RENGARAJ, S. Kinetics and equilibrium adsorption study of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut shell. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 279, p. 307-313, 2004.

SMISEK, M.; CERNY, S. **Active Carbon: Manufacture, properties and applications**. Elsevier, New York, 1970.

SOARES, J.F.; ILHA, R.; VASCONCELLOS, N.J.S.; SANTIAGO, M.R. Caracterização do floco biológico e da microfauna em sistemas de lodos ativadas. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 1, p. 001- 010, 2014.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: **Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2007.

SOUTO, G.D.B. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2009.

SOUZA, B.M. **Avaliação de Processos Oxidativos Avançados Acoplados com Carvão Ativado Granulado com Biofilme para Reuso de Efluentes de Refinaria de Petróleo**. 2010. 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro-COPPE/UFRJ, 2010.

SWIATKOWSKI, A. Industrial carbon adsorbents. In: DABROWSKI, A. **Adsorption and its Applications in Industry and Environmental Protection: Studies in Surface Science and Catalysis**. Poland, 1998. p. 69-93.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. **Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues**. McGraw Hill, 1993.

URASE, T., SALEQUZZAMAN, M., KOBAYASHI, S., MATSUO, K.Y.T e SUZUKI, N. Effect of High Concentration of Organic and Inorganic Matters in Landfill Leachate on the Treatment of Heavy Metals in Very Low Concentration Level. **Water Science Technology**. v. 36, p. 349–356, 1997.

VAN HAANDEL, A.C; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande: Epgraf, 1999, 472p.

VIANA, A.S.P.S.; FIGUEIREDO, I. C.; CANTANHEDE, A. Avaliação do Cotratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico no município do Rio de Janeiro - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. In: **Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2007.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 2. **Princípios do tratamento de esgotos**. DESA-UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 4. **Lodos ativados**. DESA-UFMG, 1997.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. DESA-UFMG, 3 ed., 2005.

XING, W.; NGO, H.H.; KIM, S.H.; GUO, W.S.; HAGARE, P. Adsorption and bioadsorption of granular activated carbon (GAC) for dissolved organic carbon (DOC) removal in wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 18, p. 8674–8678, 2008.

YAPSAKLI, K.; ÇEÇEN, F. Effect of type of granular activated carbon on DOC biodegradation in biological activated carbon filters. **Process Biochem.**, v. 45, pp. 355–362. 2010.

ZHANG, S., HUCK, P. Parameter estimation for biofilm processes in biological water treatment. **Water Research**, v. 30, n. 2, p. 456–464, 1996.