



Fundação Nacional de Saúde

# **CADERNO DE PESQUISA EM ENGENHARIA DE SAÚDE PÚBLICA**

**7º**



**Fundação Nacional de Saúde**

**7º Caderno de Pesquisa em Engenharia de  
Saúde Pública  
Estudos e Pesquisas**

**Brasília/DF, 2013**

Copyright © 2004 Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde.  
Todos os direitos reservados. É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que citada a fonte e que não seja para venda ou qualquer fim comercial. A responsabilidade pelos direitos autorais de textos e imagens desta obra é da área técnica. A coleção institucional do Ministério da Saúde pode ser acessada, na íntegra, na Biblioteca Virtual em Saúde do Ministério da Saúde: <http://www.saude.gov.br/bvs>

Tiragem: 1ª edição – 2013 – 5.000 exemplares

**Elaboração, distribuição e informações:**

Ministério da Saúde  
Fundação Nacional de Saúde  
Departamento de Engenharia de Saúde Pública  
Coordenação-Geral de Cooperação Técnica em Saneamento  
Coordenação de Desenvolvimento Tecnológico em Engenharia Sanitária  
Setor de Autarquias Sul, Quadra 4, Bloco N, 6º andar, Ala Sul  
CEP: 70070-040, Brasília – DF  
Tel.: (61) 3314-6278/6518  
*Home page:* <http://www.funasa.gov.br>

**Editor:**

Coordenação de Comunicação Social  
Divisão de Editoração e Mídias de Rede  
Setor de Autarquias Sul, Quadra 4, Bloco N, 2º andar, Ala Norte  
CEP: 70070-040, Brasília – DF  
Tel.: (61) 3314-6440/6525

Impresso no Brasil/*Printed in Brazil*

---

**Ficha Catalográfica**

---

Brasil. Fundação Nacional de Saúde.  
7º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública / Fundação Nacional de Saúde. –  
Brasília: **Funasa**, 2013.  
244 p.

1. Engenharia de saúde pública. 2. Saneamento básico. 3. Saneamento ambiental. I. Título.

CDU 614

---

**Títulos para indexação:**

Em inglês: 7º Book Research Public in Health Engineering  
Em espanhol: 7º Cuaderno de Investigación de Ingeniería en Salud Pública

## Sumário

Apresentação	5
Utilização de processos oxidativos avançados para remediação de águas contaminadas com toxinas produzidas por cianobactérias	7
Alternativas de gerenciamento seguro de lobos de esgoto sob a ótica do saneamento descentralizado	43
Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de “Wetlands” – Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial – utilizados para o tratamento de curso d’água poluído por fontes difusas e pontuais, para o tratamento de esgotos brutos e para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB	81
Aprimoramento de tecnologia de potabilização para a remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas presentes em mananciais de captação superficial eutrofizados por filtração direta com filtros de lavagem contínua	109
Participação e Mobilização Social: Metodologia em ações educativas para o saneamento ambiental para pequenos municípios	153
Aplicação de eletrodialise para remoção de compostos nitrogenados em água para abastecimento público	193



## Apresentação

O Caderno de Pesquisas nº 7 apresenta os resumos executivos de seis pesquisas financiadas pela Funasa.

Esta publicação contém pesquisas nas áreas de abastecimento de água, esgotamento sanitário e gestão em engenharia de saúde pública resultados do Edital de Convocação nº 01 de 2003 e do Edital de 2007, relevantes para a gestão do saneamento básico em áreas estratégicas que contribuem na promoção da saúde pública. Consoante com a Lei 11.445/2007, com ênfase no princípio da universalização, as pesquisas foram norteadas pela investigação de tecnologias aplicadas a pequenas comunidades, de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção e com aplicação imediata ou em curto prazo.

Através da busca pelo conhecimento, os pesquisadores propõem uma revisão de paradigmas e comportamentos nos programas ligados ao setor de saneamento, com o objetivo de se ampliar o alcance das ações e, por conseguinte, a inclusão social.

Essa iniciativa oferece ao público uma oportunidade de discutir um novo modelo de gestão do saneamento adequado às aspirações sociais, respeitando a diversidade e com viabilidade gerencial.

A pesquisa sobre a remediação de águas contaminadas com compostos voláteis e toxinas produzidas por cianobactérias, realizada pela Universidade Federal do Paraná, teve como objetivo avaliar a eficiência de tecnologia alternativa baseada em processos oxidativos avançados para a degradação de substratos característicos de processos de contaminação por cianobactérias. Os resultados, em escala de bancada, apontam uma eficiente degradação do substrato em estudo e sugere sua aplicação em escala real em áreas de elevada insolação.

A pesquisa sobre as alternativas de gerenciamento de lodos de esgoto de Tanques Sépticos, desenvolvida na Universidade Federal de Santa Catarina, teve como objetivo avaliar as tecnologias propostas para o tratamento do lodo por Filtro Plantado com diferentes espécies de macrófitas e por tratamento térmico para desinfecção. A metodologia permitiu a comparação do desempenho de três espécies de macrófitas, bem como a comparação de duas taxas de aplicação superficial em dois filtros plantados idênticos, para a mineralização e desaguamento do lodo. Os resultados demonstraram que os Filtros Plantados foram considerados satisfatórios para tratamento e disposição final do lodo gerado em Tanque Séptico, bem como foram capazes de suportar variações de carga de matéria orgânica e nutrientes do

lodo. O reator com aquecimento solar apresentou grande potencial na redução da carga microbiana do lodo, especialmente em regiões de clima quente.

O projeto de pesquisa proposto na Universidade Federal de Minas Gerais teve como objetivo avaliar o desempenho e os mecanismos físico-químicos e biológicos envolvidos no tratamento de curso d'água poluído por fontes difusas e pontuais, tratamento de esgoto bruto e pós-tratamento de efluentes de reatores tipo UASB com três diferentes sistemas de wetlands. Os resultados são considerados bons e excelentes para remoção de DQO, DBO5 e SST no tratamento de esgoto bruto e de efluentes de reatores UASB, respectivamente. Entretanto, a remoção de nutrientes do sistema de wetlands não foi expressiva para tratamento de efluentes de reatores UASB. Interferências externas inviabilizaram o monitoramento do sistema construído para tratamento de curso d'água poluído.

A outra pesquisa realizada na Universidade Federal de Santa Catarina apresenta alternativa para utilização de tecnologia de filtração direta para remoção de Microalgas, Cianobactérias e Cianotoxinas presentes em mananciais eutrofizados. A metodologia consiste no uso do pré-tratamento por coagulação e dupla filtração com filtração direta em escala piloto para três diferentes taxas de filtração. Os resultados apontam a redução de todos os parâmetros analisados em todas as fases da pesquisa, com algumas restrições.

A Universidade Estadual de Feira de Santana/BA apresentou em sua pesquisa uma análise dos programas de Educação Ambiental (EA) em ações de Saneamento Básico no estado da Bahia, com o objetivo de identificar e avaliar as experiências dessas intervenções educacionais e propor uma metodologia para aplicação prática da EA na área de Saneamento em pequenos municípios. Os resultados dessa pesquisa demonstraram a importância das atividades de EA em projetos de Saneamento Básico para os beneficiários e sua contribuição para a sustentabilidade do sistema implantado. Recomenda a adoção de metodologia consistente para os Programas de EA em pequenos municípios.

Na Universidade Federal do Rio Grande do Sul desenvolveu-se a pesquisa para “Aplicação da Eletrodialise para Remoção de Compostos Nitrogenados em Águas para Abastecimento Público”. Este projeto teve o objetivo investigar a aplicação da técnica de eletrodialise na remoção de N-amoniaco e N-nitrato de águas subterrâneas utilizadas no abastecimento. Foram avaliadas taxas de remoção desses compostos para a determinação da eficiência do processo proposto. Resultados encontrados na pesquisa demonstraram que o processo de eletrodialise tem capacidade de remover compostos nitrogenados de águas salobras, em conjunto com outros íons presentes, como cálcio, cloreto e fluoretos, com taxas de remoção superiores a 90%. Entretanto, nas condições estudadas neste projeto, nitritos e amônia foram detectados como subprodutos.

Os Cadernos de Pesquisa e os Relatórios Finais completos e concluídos estão disponibilizados na página eletrônica da Funasa <http://www.funasa.gov.br>, no link Publicações/Estudos e Pesquisas.

# Utilização de processos oxidativos avançados para remediação de águas contaminadas com toxinas produzidas por cianobactérias.

Coordenador: Patricio G. Peralta-Zamora  
Proponente e executora: Universidade Federal do Paraná (UFPR)

## Resumo

Nas últimas décadas, o fenômeno de poluição ambiental alcançou proporções globais, manifestando efeitos deletérios em praticamente todos os compartimentos ambientais. Dentro deste contexto, destaque deve ser dado à contaminação de águas superficiais e subterrâneas, recursos estes sistematicamente castigados pela descarga de resíduos domésticos e industriais.

Dentre os muitos efeitos adversos que a descarga destes resíduos pode provocar destaca a eutrofização de recursos hídricos, fenômeno normalmente associado à floração de cianobactérias. Além de provocar efeitos estéticos indesejáveis e dificultar a captação e o tratamento da água, estas florações podem produzir metabólitos que se caracterizam por ser resistentes à rotina convencional de tratamento. De particular interesse são a microcistina, considerada um potente agente hepatotóxico, e o 2-metilisoborneol (2-MIB) e a geosmina, espécies responsáveis por significativas alterações nas características organolépticas da água.

Algicidas como sulfato de cobre podem ser utilizados para destruir cianobactérias. Infelizmente, estes tratamentos causam a lise celular, o que permite a liberação destes metabólitos nos corpos d'água. De maneira geral, tratamentos convencionais

têm sido ineficientes na remoção de 2-MIB, geosmina e microcistina extracelular. Sendo assim, métodos alternativos para o tratamento da água são absolutamente necessários.

Para enfrentar problemas deste tipo, algumas tecnologias têm sido desenvolvidas nos últimos anos. Isto inclui métodos oxidativos, adsorção em carvão ativado e métodos biológicos. Dentre estes, os processos oxidativos avançados (POAs) tem se revelado uma alternativa promissora, principalmente em função da sua elevada eficiência de degradação frente a inúmeros poluentes orgânicos resistentes.

O principal objetivo deste estudo foi investigar a potencialidade de alguns processos oxidativos avançados, como fotocatálise heterogênea (UV-TiO<sub>2</sub>), processo fotoeletroquímico, sistema UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e processos Fenton e suas variantes (Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Vis e Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/solar); em relação à degradação de geosmina, 2-MIB e microcistina-LR.

Na primeira etapa, todos os processos foram otimizados e caracterizados frente à degradação e mineralização da cânfora, que foi utilizada como substrato padrão. Parâmetros cinéticos demonstraram a elevada capacidade de degradação de todos os processos avaliados, com destaque para os sistemas Fenton e UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, que permitiram a completa degradação do substrato em estudo em tempos de reação inferiores a 30 min.

Seguidamente, os processos de melhor desempenho foram utilizados em estudos de degradação de 2-MIB e geosmina, com resultados bastante promissores. Em geral, a completa degradação destes substratos foi verificada em tempos de reação entre 10 e 60 min.

Finalmente, uma unidade de tratamento contínuo foi elaborada, permitindo a realização de estudos de degradação de águas contaminadas por microcistina. O sistema, operado com radiação solar, permitiu a completa remoção de microcistina em tempos de reação de 15 min, sem formação de nenhuma espécie tóxica frente aos bioensaios utilizados como controle (*Artemia salina*, sementes de *Lactuca sativa* e a microalga de água doce *Selenastrum capricornutum*).

Os resultados atestam a capacidade degradativa dos sistemas estudados, sugerindo a possibilidade de se desenvolver sistemas de tratamento operando em grande escala.

**Palavras-chave:** Cianotoxinas, microcistinas, geosmina, 2-MIB, remediação de águas, processos oxidativos avançados.

## Abstract

In the last decades, the environmental pollution phenomenon reaches global proportions, manifesting deleterious effect in practically all environmental compartments. Within this context, remarkably is the pollution of superficial and subterranean waters, which are systematically castigated by industrial and domestic discharges.

Among several adverse effects, the discharge of residues can stimulates the eutrofication of natural waters, phenomenon normally associated with the appearing of cyanobacterial blooms. Besides undesirable aesthetic effects and difficulties in the collection and treatment of water, these blooms can produce metabolites that are resistant toward conventional treatment routines. Of particular interest are microcystin, an important hepatotoxic agent, and 2-methylisoborneol and geosmine, species responsible by significant changes on the organoleptic characteristics of water.

Algaecides such as copper sulphate can be used to kill cyanobacteria. Unfortunately, these treatments cause lyse of cyanobacterial cells, a fact that provokes releasing of metabolites into the surrounding water body. Generally, conventional water treatments have been shown to be inadequate for the removal of extracellular MIB, geosmin and microcystin. Therefore, alternative water treatment technologies are absolutely necessities.

To overcome this problem, many treatment technologies have been developed over the years. These include oxidation methods, activated carbon adsorption and biological methods. Due to their high degradation efficiency toward a number of resistant organic pollutants, the advanced oxidation processes (AOPs) appear as a promising alternative technology.

The main objective of this study was to investigate the potential of some AOPs, like heterogeneous photocatalysis (UV-TiO<sub>2</sub>), photoelectrochemical process, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> system and Fenton's processes and their variations (Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Vis and Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/solar), toward the degradation of geosmin, 2-MIB and microcystin.

Initially, all proposed processes were optimized and characterized toward the degradation and mineralization of camphor, which was used as standard substrate. Kinetic parameters demonstrated the high degradation capacity of all evaluated processes, especially for Fenton and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> systems that permitted a total degradation of the studied substrate at reaction times lower than 30 min.

Subsequently, the processes of better performance were used in degradation studies involving 2-MIB end geosmine with really promising results. Generally, the almost complete degradation of the substrates was verified at reaction times between 10 and 60 min.

Finally, a continuous treatment system was elaborated, permitting the degradation study of waters contaminated with microcystin. The system was operated with solar light, allowing the complete removal of microcystin at reaction times lower than 15 min, without formation of any toxic transient specie as attested by the bioassays used as control (*Artemia salina*, sementes de *Lactuca sativa* e a microalga de água doce *Selenastrum capricornutum*).

The results attested the degradation capacity of the evaluated processes, a fact that suggest the possibility of high-scale treatment systems.

**Key words:** Cyanotoxin, microcystin, geosmin, 2-MIB, water remediation, advanced oxidation process.

## 1. Introdução

A falta de qualidade das águas naturais representa hoje um dos mais graves problemas mundiais, ficando atrás somente da distribuição de renda. De acordo com o último Relatório do Desenvolvimento Humano (PNUD, 2006), quase dois milhões de crianças morrem anualmente no mundo, principalmente em razão de doenças associadas à falta de saneamento básico. No Brasil, apesar de sua situação hidrogeográfica privilegiada, 47,8% dos municípios brasileiros ainda não dispõem de coleta de esgoto, e naqueles onde existe uma rede de esgotamento sanitário, somente 20,2% possuem um sistema de tratamento. Nos demais, o esgoto é despejado *in natura* nos rios, no solo e no mar, comprometendo a qualidade da água e propiciando a eutrofização.

Nestas condições, certas populações de microrganismos aquáticos, como as cianobactérias, acabam apresentando crescimento exagerado, ocasionando o fenômeno conhecido como floração ou *bloom*. Estes microrganismos são os principais produtores de compostos que conferem odor e sabor à água, como a geosmina e o 2-metilisoborneol (2-MIB), e de toxinas hepatotóxicas e neurotóxicas, como a hepatotoxina microcistina-LR.

De maneira geral, observa-se que os tratamentos convencionais se apresentam inadequados para a remoção dos contaminantes antes mencionados, fato que tem propiciado o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento, dentre as que destacam processos físicos fundamentados em adsorção e processos químicos fundamentados no uso de oxidantes como cloro e ozônio. Nos últimos anos, processos oxidativos avançados têm se mostrado como uma promissora alternativa de tratamento, permitindo a degradação de inúmeros poluentes resistentes. Em geral, os radicais que surgem neste tipo de reações, principalmente radical hidroxila, permitem a completa degradação de substratos orgânicos, com taxas elevadas de mineralização. Apesar de promissoras, poucos estudos envolvendo a degradação de 2-MIB, geosmina e cianotoxinas por processos oxidativos avançados têm sido relatados na literatura.

O presente trabalho tem como objetivo verificar o potencial de alguns processos oxidativos avançados, tanto homogêneos quanto heterogêneos, em relação à degradação de soluções aquosas contendo geosmina, 2-MIB e microcistina-LR.

## 2. Objetivos

Em função de inúmeros antecedentes bibliográficos que demonstram a elevada capacidade de degradação dos processos oxidativos avançados, a remediação de águas contaminadas com compostos voláteis e toxinas produzidas por cianobactérias se apresenta bastante promissora. Entretanto, é bastante evidente a necessidade de

estudos sistemáticos, que permitam avaliar o real potencial destes processos quando direcionados a substratos específicos e representativos dos resíduos em questão.

## 2.1 Objetivos gerais

Com o intuito de contribuir com este processo de consolidação, o presente trabalho tem como objetivo geral verificar o potencial de alguns processos oxidativos avançados, como a fotocatalise heterogênea e a sua versão eletroquimicamente assistida, a fotólise na presença de  $H_2O_2$  e processos Fenton e Foto-Fenton, em relação à degradação de substratos padrão característicos de processos de contaminação por cianobactérias.

## 2.2 Objetivos específicos

- Otimizar os processos propostos no estudo em escala de bancada, objetivando-se a degradação de um substrato padrão de estrutura química similar aos compostos que conferem sabor e odor a água (cânfora).
- Utilizar os sistemas de melhor desempenho em estudos de degradação de geosmina, 2-metilisoborneol (2-MIB) e microcistina-LR, utilizando-se reatores fotoquímicos de bancada.
- Propor uma unidade para tratamento contínuo de águas contaminadas por geosmina, 2-MIB e microcistina-LR.

## 3. Metodologia

### 3.1 Reagentes

Soluções de cânfora (grau farmacêutico, 98%) foram preparadas com água deionizada em concentração de  $0,05 \text{ g L}^{-1}$ . Soluções de geosmina e 2-MIB foram preparadas em água deionizada utilizando padrões marca Supelco (Sigma-Aldrich), numa concentração de  $50 \mu\text{g L}^{-1}$ . Soluções de microcistina-LR foram preparadas em água deionizada utilizando padrão fornecido pela Unidade de Pesquisa em Cianobactérias (UPC/FURG/RS).

Para o processo de fotocatalise heterogênea utilizou-se  $\text{TiO}_2$  (Degussa P25) e oxigênio proveniente da empresa White Martins, sendo este último de grau comercial.

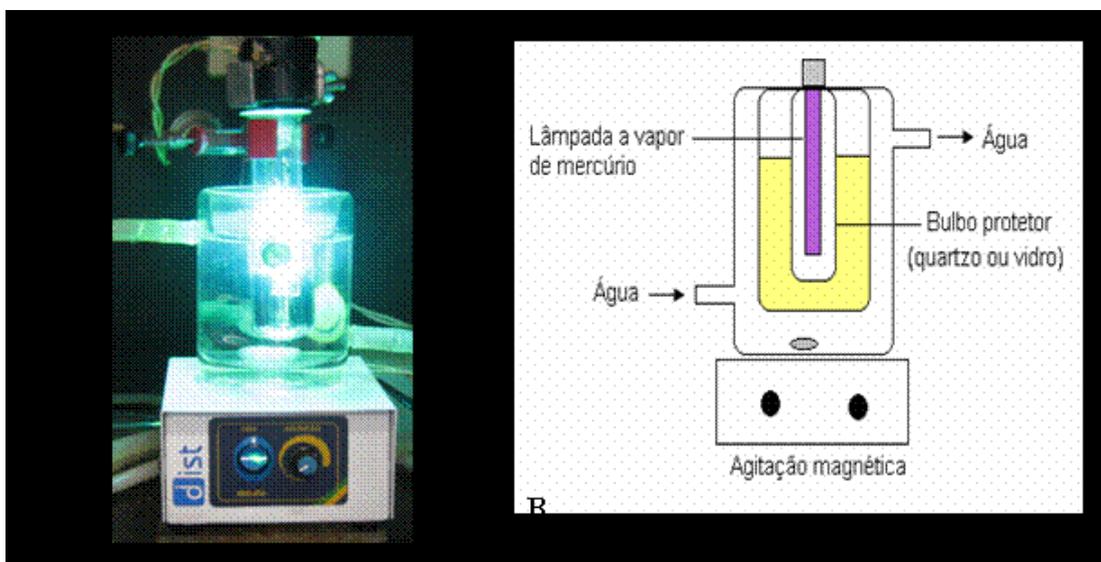
Soluções aquosas de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (10% m/v) foram preparadas a partir de uma solução-estoque 50% (m/v, Peróxidos do Brasil Ltda.). Soluções de sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , Isofar) foram utilizadas sem tratamento prévio.

Nas etapas de extração foi utilizado diclorometano (VETEC, grau analítico) como solvente e para as análises cromatográficas o padrão interno selecionado foi o *n*-octanol (General Purpose Reagents).

Os demais reagentes utilizados foram todos de grau analítico.

### 3.2 Fotocatálise Heterogênea e UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$

Os experimentos foram conduzidos em um reator de borossilicato de bancada, com 250 mL de capacidade, equipado com refrigeração por água, agitação magnética e sistema de oxigenação (Figura 1). A radiação ultravioleta foi proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio de 125 W (sem o bulbo protetor), inserida na solução por meio de um bulbo de quartzo. Nos experimentos de degradação foram utilizados 250 mL da solução aquosa, com valores otimizados de pH, e quantidades também otimizadas do semicondutor  $\text{TiO}_2$  (fotocatálise heterogênea) e de peróxido de hidrogênio (sistema UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ ).

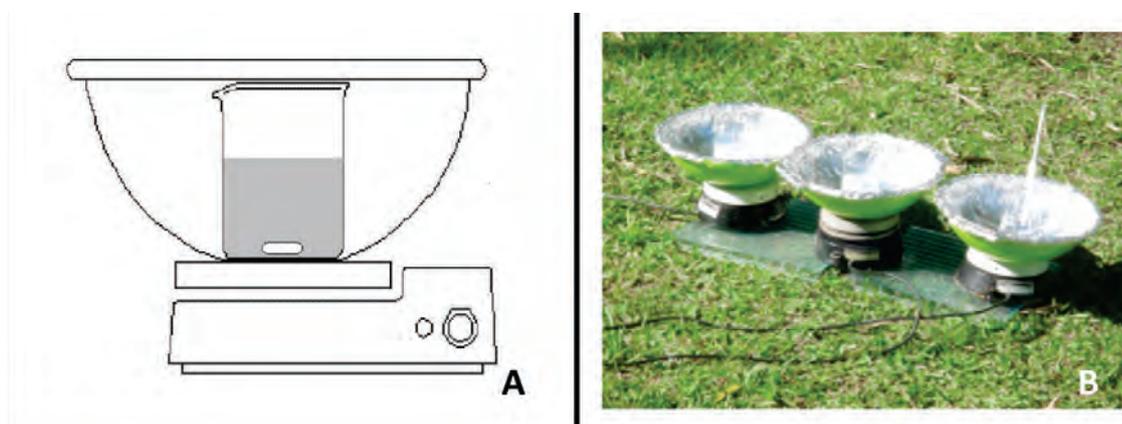


**Figura 1** - Fotografia (A) e esquema (B) do reator fotoquímico de bancada com radiação artificial.

### 3.3 Processos Fenton e Foto-Fenton

Os experimentos foram conduzidos no mesmo reator descrito anteriormente (Figura 1), utilizando-se 250 mL de amostra, em valores otimizados de pH, e peróxido de hidrogênio e solução de  $\text{Fe}^{2+}$  em concentrações previamente otimizadas. Nos processos irradiados (foto-Fenton) foram utilizadas duas fontes de radiação: luz UV artificial (com bulbo de quartzo e de vidro) e luz solar.

Os experimentos com luz solar foram conduzidos primeiramente em um reator fotoquímico de bancada com 250 mL de capacidade, equipado com agitação magnética e com abertura superior. A radiação solar foi concentrada por um coletor solar parabólico revestido de alumínio (Figura 2). Neste reator, amostras de 250 mL de solução de cânfora e microcistina-LR ou de 200 mL de solução de geosmina e 2-MIB foram adicionadas de quantidades otimizadas de peróxido de hidrogênio e solução de  $\text{Fe}^{2+}$ . Os estudos foram realizados na cidade de Curitiba (latitude  $25^{\circ}25'N$  e longitude  $49^{\circ}16'E$ ) durante o mês de maio/2006 para cânfora, geosmina e 2-MIB e entre outubro a novembro/2007 para microcistina-LR, preferencialmente em dias claros e com a mínima presença de nuvens, entre as 11h00min e 14h00min. Nestas condições, a intensidade média da radiação UVA foi da ordem de  $2,2 \text{ mW cm}^{-2}$ , medição realizada com radiômetro CosmoLUX<sup>®</sup>-UVATEST 3000.

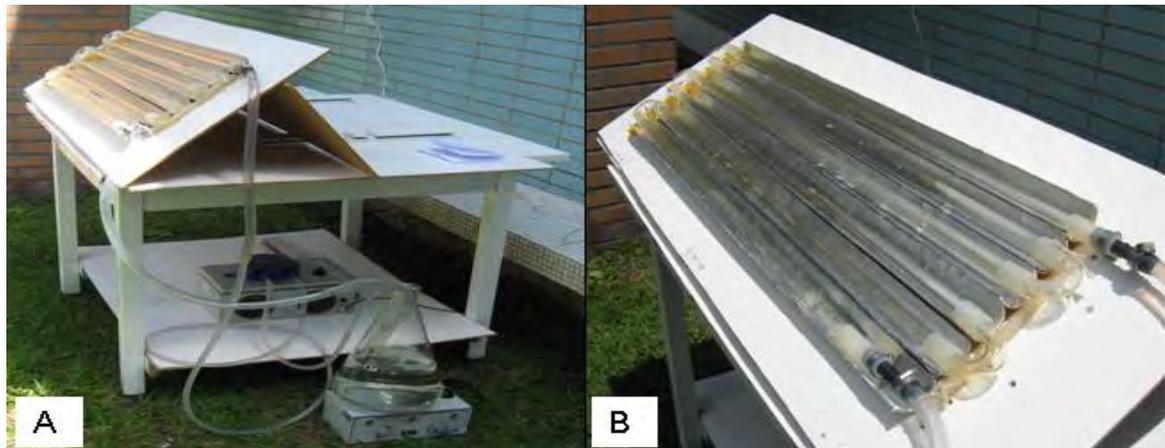


**Figura 2** - Esquema (A) e fotografia (B) do reator fotoquímico solar (FONTE: Sirtori, 2006).

Posteriormente, e somente para águas contaminadas com microcistina-LR, foi utilizado um reator solar do tipo Cilindro Parabólico Composto (CPC) (Blanco-Gálvez *et al.*, 2001). Esse reator é composto por seis tubos de vidro borossilicato com diâmetro interno de 4,6 cm e diâmetro externo de 4,8 cm; um reservatório com capacidade para 6L; uma bomba de recirculação e tubos conectores (Figura 3). Os refletores foram confeccionados com alumínio e estão fixados em uma base que pode ser ajustada quanto ao ângulo de inclinação, de modo a obter o máximo de aproveitamento da radiação solar. A área do coletor é de  $1,25 \text{ m}^2$ , o volume iluminado quando o coletor estava

completamente exposto ao sol é de aproximadamente 2 L e o volume total tratado foi de 5 L.

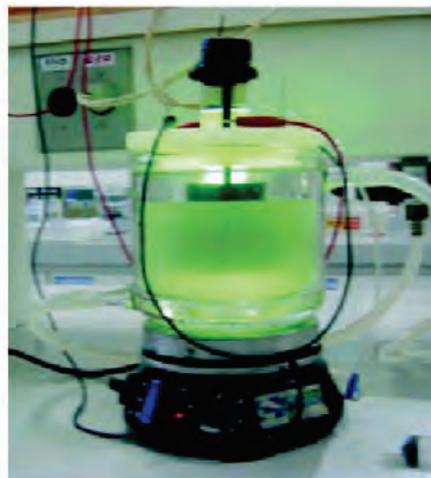
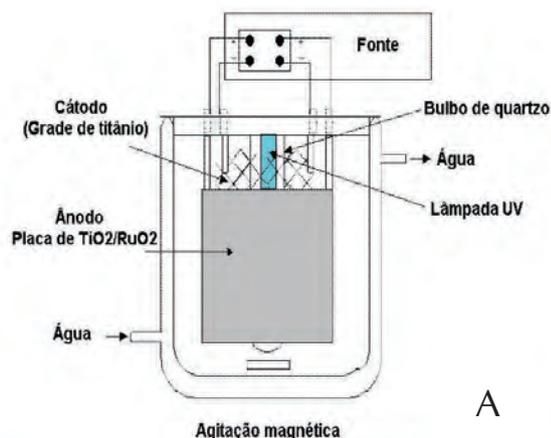
O reator operou em um sistema de recirculação, com uma vazão média de  $0,4 \text{ L min}^{-1}$ . Os estudos foram realizados durante o mês de novembro/2007, preferencialmente em dias claros e com a mínima presença de nuvens, entre as 11h00min e 14h00min. Nestas condições, a intensidade média da radiação UVA foi da ordem de  $2,4 \text{ mW cm}^{-2}$ , medição realizada com radiômetro CosmoLUX®-UVATEST 3000.



**Figura 3 (A)** - Fotografias do reator solar do tipo Cilindro Parabólico Composto (CPC).

### 3.3.1 Processo Fotoeletroquímico

Os experimentos foram realizados em um reator de borossilicato de 750 mL de capacidade (Figura 4), equipado com refrigeração por água e agitação magnética. A radiação UV foi proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio (125 W, Philips). A corrente foi mantida com auxílio de uma fonte de tensão EMG 18134, 30 V. O ânodo foi confeccionado a partir de uma placa cilíndrica de titânio ( $138 \text{ cm}^2$ ), recoberta com óxidos de titânio e rutênio nas seguintes proporções (m/m)  $70\% \text{TiO}_2/30\% \text{RuO}_2$ . Como cátodo utilizou-se uma grade de titânio expandida. A distância entre os eletrodos foi mantida em 1 cm. Como eletrólitos, utilizou-se  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  e  $\text{NaCl}$ , ambos de grau analítico.

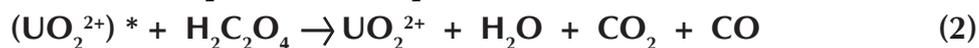


**Figura 4** - Esquema (A) e fotografia (B) do reator fotocatalítico eletroquimicamente assistido (FONTE: Sirtori, 2006)

### 3.3.2 Cálculo do Rendimento Fotônico

O rendimento fotônico dos reatores de bancada (fotocatalítico, fotoquímico e solar), isto é, a fração de fótons incidentes que efetivamente é absorvida pelo sistema, foi determinado com auxílio do par actinométrico oxalato-uranila ( $C_2O_4^{2-}/UO_2^{2+}$ ), utilizando-se procedimento descrito na literatura (Curcó *et al.*, 1996).

A absorção de um quantum de luz ativa o íon uranilo levando-o a um estado eletronicamente excitado que, posteriormente, transfere a sua energia para uma molécula de ácido oxálico que se decompõe de acordo com as reações apresentadas abaixo. Trata-se de uma reação conhecida, que apresenta um rendimento quântico de 0,5, na faixa espectral compreendida entre 200 e 436 nm.



A reação actinométrica foi conduzida nos reatores estudados nas mesmas condições em que foram utilizados nos estudos de degradação. A concentração de oxalato remanescente foi determinada por titulação permanganométrica. Na Tabela 1, apresenta-se uma breve descrição dos reatores e o valor da eficiência fotônica (EF) determinado em Einstein  $s^{-1}$  ( $E s^{-1}$ ) para cada sistema.

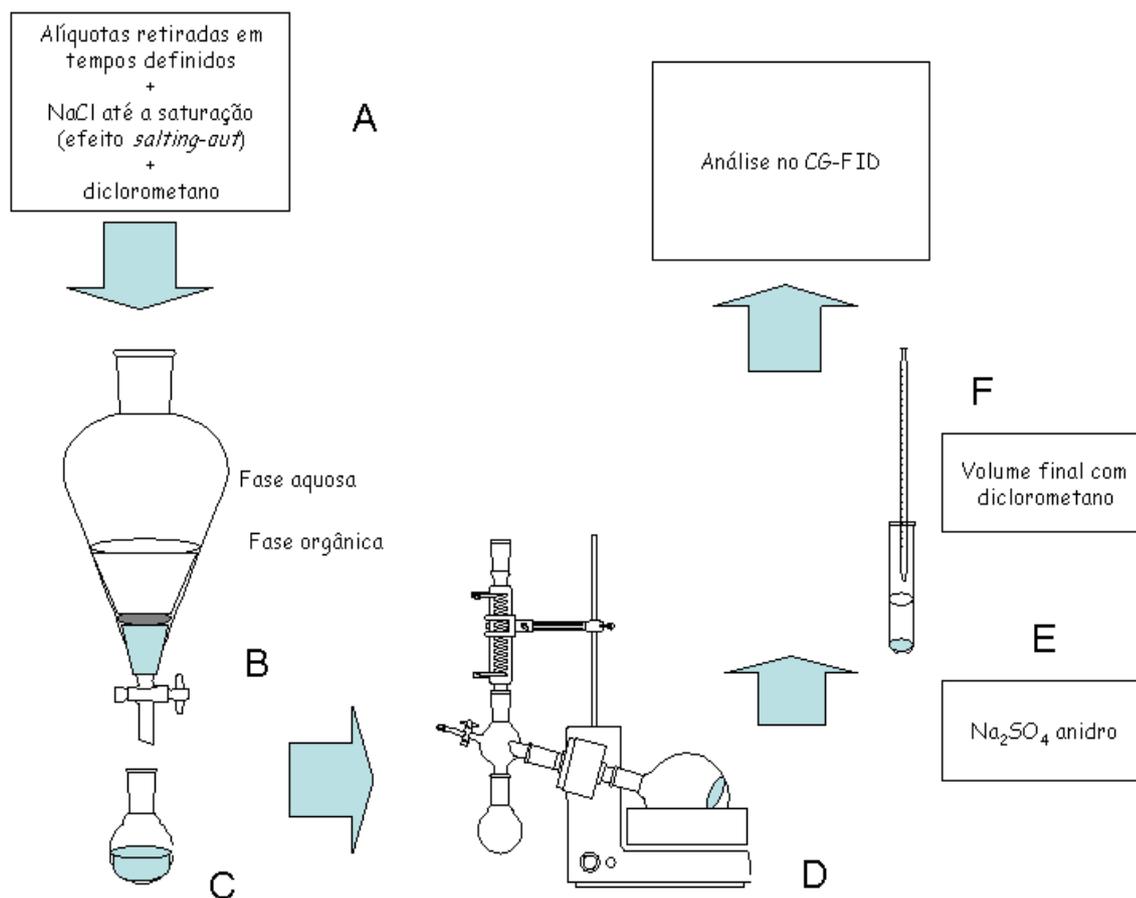
**Tabela 1** - Eficiência fotônica dos reatores estudados.

REATOR	DESCRIÇÃO	EF
Fotocatalítico	250 mL, lâmpada à vapor de mercúrio (125 W), agitação, resfriamento	$9,7 \cdot 10^{-5} \text{ E s}^{-1}$
Solar	250 mL, agitação, teste realizado com tempo bom (céu aberto com poucas nuvens e média da radiação UVa incidente de $3,8 \text{ mW}\cdot\text{m}^{-2}$ ) no mês de setembro/2005 das 11:00 às 12:00 horas.	$1,01 \cdot 10^{-5} \text{ E s}^{-1}$
Fotoeletroquímico	750 mL, lâmpada à vapor de mercúrio (125 W), agitação, resfriamento	$3,93 \cdot 10^{-5} \text{ E s}^{-1}$

### 3.4 Controle analítico

#### 3.4.1 Determinação de cânfora, geosmina e 2-MIB

Tanto a degradação da cânfora quanto de geosmina e 2-MIB foi monitorada por cromatografia gasosa, após extração líquido-líquido convencional assistida por efeito *salting-out*. Para a cânfora foi utilizada a metodologia estabelecida por Nozal e colaboradores (2002), com modificações. A Figura 5 traz um esquema resumido das principais etapas do processo, descritas a seguir.



**Figura 5** - Esquema das etapas de extração líquido-líquido de cânfora, geosmina e 2-MIB.

O procedimento adotado na Figura 5, inicialmente, consistiu da retirada de amostras de 10 mL de solução aquosa contendo cânfora, em determinados tempos de reação (incluindo tempo zero) e adicionadas de  $\text{NaCl}_{(s)}$  até quase saturação (A). Posteriormente, as amostras foram extraídas em funil de separação com duas porções de 2 mL de diclorometano (B). As fases orgânicas foram reunidas (C), pré-concentradas em rotaevaporador (D), secas em sulfato de sódio anidro (E) e levadas até volume final de 5 mL (F). Para a validação desta metodologia realizaram-se testes preliminares com soluções aquosas de cânfora em diferentes concentrações (5 a 50  $\text{mg L}^{-1}$ ), calculando-se uma eficiência média de recuperação de 83%.

Nos estudos envolvendo geosmina e 2-MIB, a extração foi baseada nos trabalhos de Johnsen e colaboradores (1987) e Saadoun e colaboradores (2001), com modificações. Inicialmente, amostras de 200 mL de solução aquosa contendo geosmina e 2-MIB foram retiradas em determinados tempos de reação (incluindo tempo zero) e foram adicionadas de  $\text{NaCl}_{(s)}$  até quase saturação. Em um funil de separação as amostras foram extraídas com duas porções de 10 mL de diclorometano. Após secagem em sulfato de sódio anidro, a fase orgânica foi levada até volume de aproximadamente 500  $\mu\text{L}$ ,

utilizando-se rotaevaporador. Para a validação desta metodologia realizaram-se testes preliminares com soluções aquosas de geosmina e 2-MIB, em diferentes concentrações (5 a 10  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), encontrando-se uma recuperação média de 50%.

As análises cromatográficas de cânfora, geosmina e 2-MIB foram realizadas em um cromatógrafo a gás, da marca Shimadzu (modelo 14B), equipado com um detector de ionização em chama (FID) e um integrador de área da marca Shimadzu, modelo CRGA. Uma coluna capilar (30 m x 0.25 mm) DB-Wax (J & W Scientific) foi utilizada em todas as análises. A vazão do gás carreador ( $\text{N}_2$ ) foi mantida constante durante o processo (5 mL/min, medido a 50 °C). Hidrogênio (28 mL/min) e ar sintético (300 mL/min) foram usados como gases auxiliares para o detector.

Para as análises, o injetor foi aquecido a 100 °C e o detector a 250 °C. O programa de temperatura do forno foi o seguinte: temperatura inicial 90 °C durante 7 minutos, uma rampa de aquecimento de 5 °C  $\text{min}^{-1}$  até 160 °C, durante 2 minutos, e finalmente outra rampa de 20 °C  $\text{min}^{-1}$  até 210 °C, durante 2 minutos. Para minimizar problemas de repetibilidade da injeção manual, optou-se por utilizar o *n*-octanol como padrão de referência para as análises de cânfora e a própria cânfora nas análises de geosmina e 2-MIB.

O intervalo de trabalho foi estabelecido entre 5 e 50  $\text{mg L}^{-1}$  para cânfora e de 5 a 15  $\text{mg L}^{-1}$  para geosmina e 2-MIB. A confecção das curvas analíticas permitiu determinar coeficientes de correlação linear de 0,991, 0,981 e 0,989 e coeficientes de variação médios de 2,5 %, 1,9% e 0,5%, para cânfora, 2-MIB e geosmina, respectivamente.

Análises cromatográficas realizadas com intuito de detectar compostos intermediários formados durante a degradação fotocatalítica da cânfora foram realizadas em um cromatógrafo a gás da marca Varian (modelo CP3800), equipado com um detector de massas (modelo SATURN 2000). Uma coluna capilar (30 m x 0.25 mm) CP-SIL 8CB (Chrompak) foi utilizada em todas as análises. O fluxo do gás carreador (He) foi mantido constante durante o processo (2 mL/min). Para as análises, o injetor foi aquecido a 300 °C. O programa de temperatura do forno foi o seguinte: temperatura inicial 35 °C com rampa de aquecimento de 10 °C  $\text{min}^{-1}$  até 230 °C, durante 1,5 minutos, e finalmente outra rampa de 20 °C  $\text{min}^{-1}$  até 300 °C, durante 5 minutos. Para minimizar problemas de repetibilidade da injeção manual, optou-se por trabalhar com a cânfora como padrão de referência.

### 3.4.2 Determinação de microcistina

Para as análises de microcistina-LR não foi necessária nenhuma etapa de extração. Amostras da solução aquosa contendo o composto foram retiradas em tempos

determinados de reação e injetadas diretamente (100 µL) em sistema de cromatografia a líquido consistindo de bomba quaternária, desgaseificador e injetor automático (Agilent, Palo Alto, CA) acoplado a espectrômetro de massas triplo quadrupolo LC/MS/MS API 4000 (Applied Biosystems, Foster City, CA). A ionização é realizada por uma fonte em pressão atmosférica “electrospray” (ESI) no modo positivo e Software de controle e tratamento de dados Analyst versão 1.4.1 (Applied Biosystems, Foster City, CA). O método utilizado é auto-confirmatório, pois utiliza duas transições (fragmentações de massas) específicas para a molécula original da microcistina.

Uma coluna Luna 3 µm C18 (2) 100A, 150 x 2.0 mm (Phenomenex) foi utilizada em todas as análises. Foram utilizadas duas fases móveis; A (acetonitrila 10% /água 90% (v/v) contendo 5 mM de acetato de amônio e 0,1% de ácido fórmico) e B (acetonitrila 90% /água 10% (v/v) contendo 5mM de acetato de amônio e 0,1% de ácido fórmico) em uma eluição isocrática com composição de 55% de A e 45% de B. A temperatura da coluna foi de 25 °C, o fluxo de 0,2 mLmin<sup>-1</sup> e a temperatura do carrossel das amostras foi mantida em 20 °C. O limite de quantificação do método foi validado em 0,1 µg L<sup>-1</sup> e o limite de detecção instrumental calculado a partir dos cromatogramas com relação sinal/ruído acima de 3 (S/N > 3) foi de 0,03 µg L<sup>-1</sup>.

### 3.4.3 Determinação de Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

As determinações de carbono orgânico total foram realizadas em um analisador de carbono orgânico total Shimadzu TOC-VCPH, fundamentado na oxidação catalítica a elevadas temperaturas e na determinação de CO<sub>2</sub> por espectroscopia no infravermelho.

Para o carbono orgânico preparou-se uma curva a partir de um padrão de biftalato de potássio, cobrindo-se a faixa 5-200 mg L<sup>-1</sup>. Para o carbono inorgânico foi preparada uma curva com um padrão misto de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> e NaHCO<sub>3</sub>, na faixa compreendida entre 5 e 200 mg L<sup>-1</sup>. O coeficiente de variação médio estabelecido para análises de COT foi de 2%.

### 3.4.4 Determinação de peróxido de hidrogênio residual

Os níveis de peróxido de hidrogênio residual foram avaliados espectrometricamente, utilizando metodologia baseada na reação com o metavanadato de amônio (Nogueira *et al.*, 2005). Neste procedimento, o peróxido de hidrogênio reage com o metavanadato de amônio, o que leva à formação do cátion peroxovanádio, que absorve fortemente em 446 nm. As leituras foram feitas em espectrofotômetro Marca Shimadzu, utilizando uma cubeta de quartzo de 1 cm de caminho ótico. Curvas de calibração foram elaboradas a partir de soluções aquosas de peróxido de hidrogênio,

verificando-se uma faixa linear de trabalho compreendida entre 20 e 400 mgL<sup>-1</sup>, com desvios padrão típicos da ordem de 2 mg L<sup>-1</sup>.

### 3.4.5 Determinação de íons ferrosos e férricos

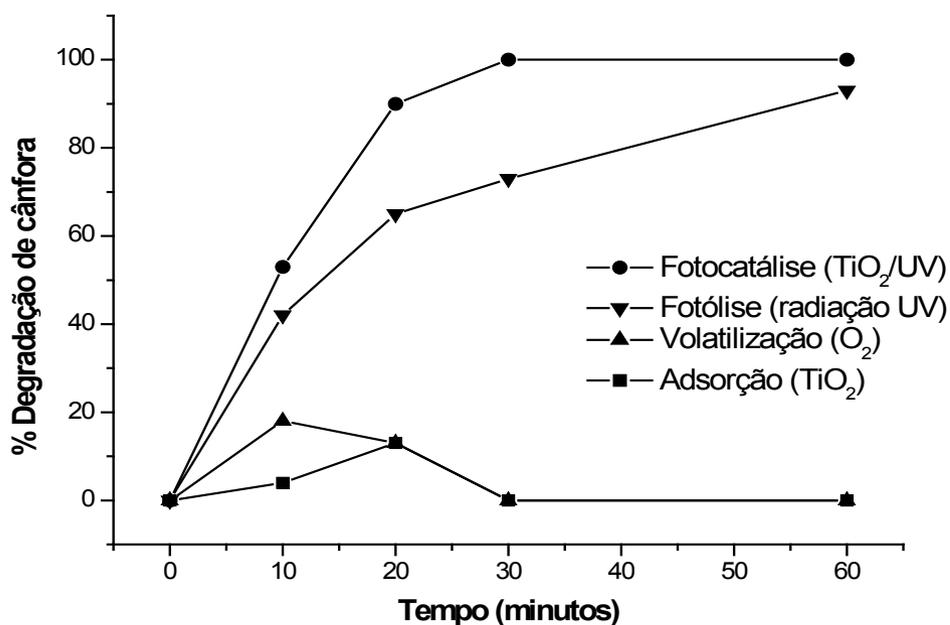
As concentrações de íons Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup> foram determinadas por espectroscopia UV-vis, utilizando metodologia baseada na reação com a *o*-fenantrolina, de acordo com procedimento padrão 3500 FeD (APHA, 1995). As medições foram feitas em um espectrofotômetro Marca Shimadzu, utilizando uma cubeta de quartzo de 1 cm de caminho ótico.

## 4. Resultados e discussões

Inicialmente, todos os processos avançados propostos no estudo foram otimizados por rotinas de planejamento fatorial de experimentos, utilizando-se reatores de bancada e cânfora como substrato padrão.

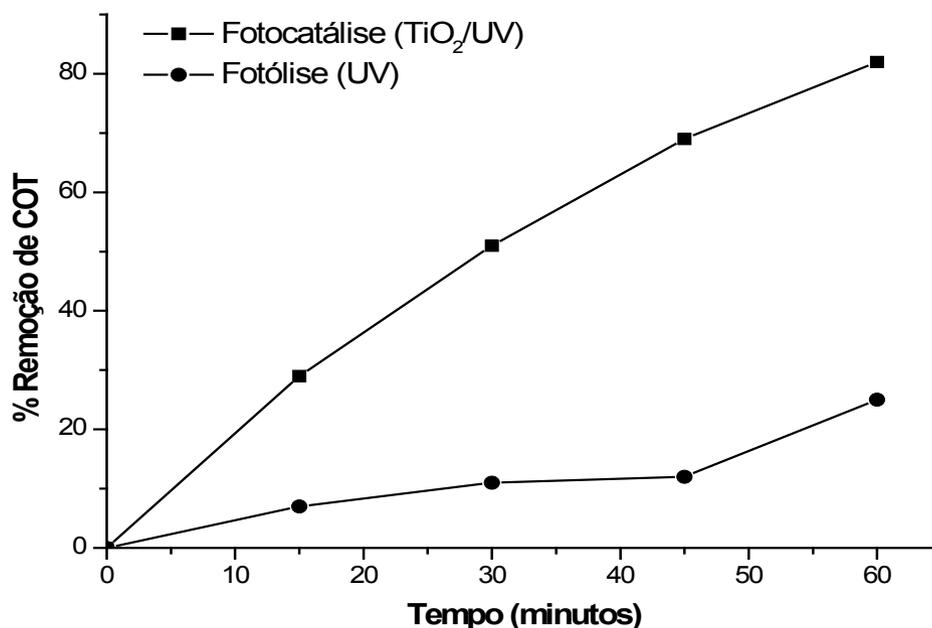
### 4.1 Degradação de Cânfora: fotocatalise heterogênea

Nas condições otimizadas (pH 5,2 e massa de semicondutor de 50 mg), o processo de fotocatalise heterogênea (TiO<sub>2</sub>/UV) permitiu eficiente degradação do substrato modelo, o que permitiu a sua completa remoção em tempos de tratamento de 30 min (Figura 6). Em idênticas condições, o processo de fotólise também induziu significativa degradação da cânfora, o que demonstrou a elevada fotossensibilidade do substrato frente à radiação UV. Adicionalmente, as perdas de substrato por adsorção na superfície do semicondutor e por volatilização assistida por oxigenação são pouco significativas, contribuindo com remoções inferiores a 20%, em tratamentos de 60 min.



**Figura 6** - Estudo da contribuição dos processos isolados na degradação fotocatalítica da cânfora (TiO<sub>2</sub>: 50 mg pH: 5,2).

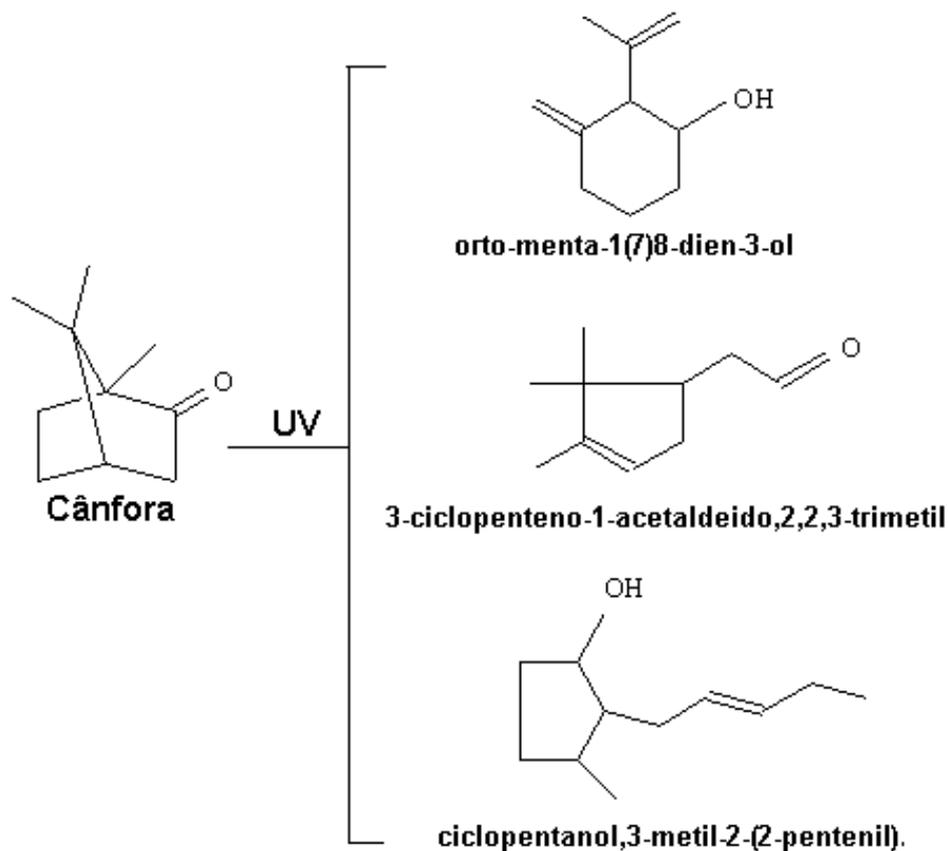
De maneira geral, o processo de fotólise, mesmo induzindo importantes e rápidas modificações nas moléculas submetidas a tratamento, apresenta baixa capacidade de mineralização. Para comprovar esta suposição, determinações de carbono orgânico total (COT) foram realizadas, obtendo-se os resultados apresentados na Figura 7. Os resultados indicam que, tal como esperado, a fotocatalise heterogênea apresenta uma eficiência de degradação significativamente maior, o que permite mineralização da ordem de 90%, em tempos de reação de 60 minutos.



**Figura 7** - Redução do teor de carbono orgânico total (COT) durante os processos de fotólise (UV) e fotocatalise heterogênea (TiO<sub>2</sub>/UV).

Nos estudos de degradação fotolítica da cânfora foi observada a formação de um composto sólido esbranquiçado, provavelmente um intermediário formado no decorrer do processo, o qual permanece insolúvel no meio reacional. A fim de investigar estes compostos intermediários, foi realizado um experimento mantendo as mesmas condições descritas anteriormente, exceto em relação à concentração inicial de cânfora que foi aumentada para 1000 mg L<sup>-1</sup>. Uma das hipóteses é que o precipitado branco seria resultado de formas poliméricas da cânfora geradas no meio (Gassman e O'Reilly, 1985), porém não foi encontrado nenhum dado na literatura que auxiliasse na previsão destes compostos. Para as análises, amostras foram coletadas em intervalos regulares (15, 30 e 45 minutos), filtradas em membrana de 0,45 µm, dissolvidas em diclorometano e analisadas por cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas. Os Resultados (Figura 8) indicam a geração de intermediários que resultam de leves modificações estruturais, o que confirma a baixa capacidade de mineralização da radiação UV.

A elevada capacidade de degradação observada justifica o fato de a fotocatalise heterogênea ser um dos POAs mais estudados até o momento, tendo sido utilizada na degradação de inúmeras espécies de relevância ambiental, em águas brutas e tratadas (Pirkanniemi e Sillanpää, 2002; Hermann *et al.*, 1993).



**Figura 8** - Produtos intermediários identificados na degradação fotolítica de cânfora.

## 4.2 Degradação de Cânfora: Processo Fotoeletroquímico

Inicialmente, os estudos de degradação foram realizados na presença de  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , utilizado como eletrólito de suporte. Nestas condições, diferenças pouco significativas foram observadas entre o desempenho dos processos fotoeletroquímico e de fotólise, principalmente em função da já comentada fotossensibilidade da cânfora.

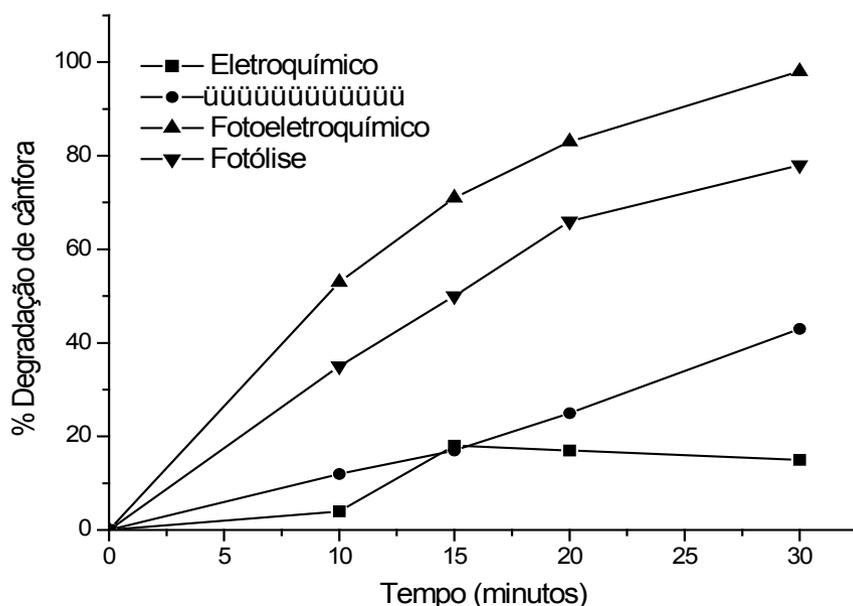
Adicionalmente, nenhum efeito sinérgico entre a fotólise e a eletrocatalise foi observado, provavelmente devido à baixíssima eficiência do processo eletroquímico na degradação da cânfora. O efeito sinérgico entre processos fotolíticos e eletroquímicos tem sido bastante documentado (Christensen *et al.*, 2003; Zanoni *et al.*, 2003; Hitchman e Tian, 2002). Entretanto, os resultados sugerem que, nas condições experimentais utilizadas neste trabalho, o efeito sinérgico é praticamente inexistente, o que faz com que a capacidade de mineralização do sistema fotoeletroquímico seja muito pequena.

De acordo com o nosso entendimento, dois tipos de inconvenientes contribuem para a baixa eficiência de degradação observada: fatores que dificultam a ocorrência de processos fotocatalíticos e fatores que diminuem a eficiência dos processos eletroquímicos. Dentro do primeiro grupo destaca a disponibilidade de uma fina camada do semicondutor na superfície do eletrodo, enquanto que no segundo, as dificuldades na transferência de massa entre solução e eletrodos, em razão da relativamente baixa concentração do substrato (An *et al.*, 2002; Butterfield *et al.*, 1997).

Em função destas observações, estudos de degradação foram realizados na presença de NaCl, eletrólito de suporte que usualmente permite maiores eficiências de degradação por processos eletroquímicos indiretos.

Nos estudo preliminares, orientados a estudar o efeito de variáveis experimentais de relevância (pH, densidade de corrente e concentração de NaCl), foi observada uma elevada eficiência de degradação de cânfora em praticamente todas as condições ensaiadas. Em função destes resultados, as condições selecionadas para estudos subsequentes foram: pH 5,2; densidade de corrente (j) de 15 mA cm<sup>-2</sup> e concentração de eletrólito (NaCl) de 0,05 mol L<sup>-1</sup>.

Nestas condições, a contribuição de cada um dos processos que fazem parte do processo fotoeletroquímico foi avaliada separadamente, observando-se os resultados apresentados na Figura 9. A partir destes resultados é possível observar que o uso de NaCl aumenta de maneira significativa a eficiência do processo fotoeletroquímico, provavelmente graças à contribuição de reações indiretas, mediadas pela geração de hipoclorito (Vinodgopal *et al.*, 1993; Waldner *et al.*, 2003). Em muitas situações, eletro-oxidações indiretas podem ser conduzidas com elevada eficiência quando espécies como íons cloreto estão presentes no meio reacional. As reações envolvidas podem levar à geração de espécies cloradas de elevado potencial de oxidação, como ácido hipocloroso (E<sup>0</sup>=1,5 V) ou íon hipoclorito (E<sup>0</sup>=0,89 V) (Tauchert *et al.*, 2006; Szpyrkowicz *et al.*, 2001; Chiang *et al.*, 1995).



**Figura 9** - Eficiência dos processos fotoeletroquímico (FE), eletroquímico (E), fotocatalise heterogênea (FH) e fotólise (F) na degradação de cânfora na presença de NaCl.

Quando o NaCl foi utilizado como eletrólito foram observadas diferenças significativas entre os processos fotoeletroquímico e de fotólise, o que sugere a existência de um efeito sinérgico que propicia a completa degradação fotoeletroquímica da cânfora em tempos de reação de apenas 30 minutos. Além disso, mineralizações superiores a 90% foram registradas nestas condições experimentais, em tempos de reação de 120 minutos.

### 4.3 Degradação de Cânfora: Processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

De maneira similar à fotocatalise heterogênea, um planejamento fatorial foi realizado para avaliar a influência de variáveis relevantes na degradação de cânfora. Neste estudo preliminar, as melhores condições de degradação foram representadas por pH 4,0 e concentração de peróxido de 75 mg L<sup>-1</sup>, condição esta que permite uma degradação praticamente completa de cânfora, em tratamentos de 15 minutos.

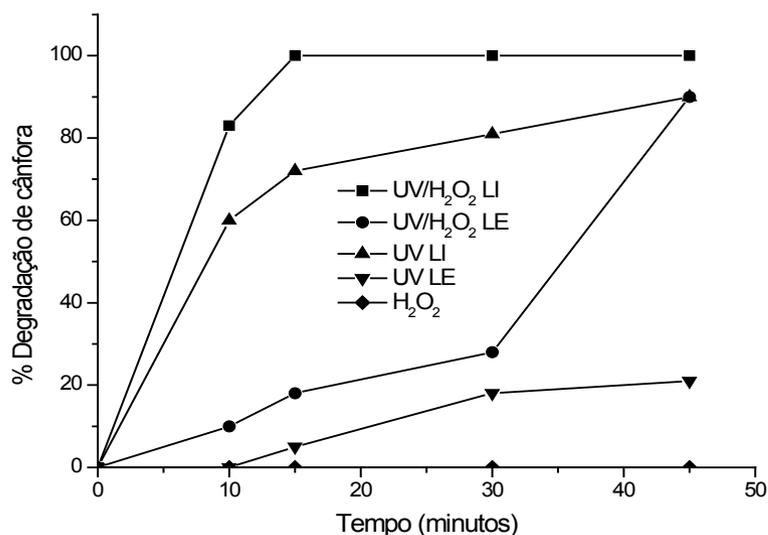
A elevada eficiência do processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> é uma função de várias características favoráveis do processo, dentre as que são possível destacar; a elevada solubilidade do peróxido de hidrogênio, que evita problemas associados à transferência de massa, como

no caso de ozônio, e a elevada eficiência na geração de radicais OH, com produção de dois mol de OH para cada mol de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> decomposto.

Em teoria, o baixo coeficiente de absorvidade do peróxido ( $\epsilon_{254}=18,6 \text{ mol L}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ ) exige o uso de altas concentrações do oxidante no meio reacional (Andreozzi *et al.*, 1999; Domènech *et al.*, 2001). Contudo, o excesso de peróxido leva a reações competitivas (Equação 3), as quais consomem radical hidroxila e geram um efeito inibitório na degradação dos poluentes (Schrank *et al.*, 2005).



Nas condições otimizadas foram realizados cinco estudos comparativos, envolvendo a ação isolada da radiação e do peróxido de hidrogênio, assim como diferentes tipos de irradiação (interna e externa). Os resultados (Figura 10) indicam uma insignificante contribuição isolada do peróxido, assim como uma maior eficiência de degradação dos sistemas assistidos por radiação interna (lâmpada imersa na solução), de maior eficiência fotônica.



**Figura 10** - Eficiência dos processos UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> com irradiação interna (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> LI), UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> com irradiação externa (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> LE), fotolítico com irradiação interna (UV LI), fotolítico com irradiação externa (UV LE) e somente H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, na degradação de cânfora.

A degradação de cânfora foi confrontada com o consumo de peróxido de hidrogênio, obtido por análises de peróxido de hidrogênio residual. No processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

com irradiação interna praticamente todo o  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $75 \text{ mg L}^{-1}$ ) foi consumido em 15 minutos de reação, enquanto que no processo com a irradiação externa o consumo foi de apenas 55 % após 45 minutos de reação. Em função destas observações e do conhecido efeito negativo de grandes excessos de peróxido, o processo de degradação poder ser melhorado pela adição sucessiva de baixas concentrações de peróxido, por exemplo, a cada 15 minutos.

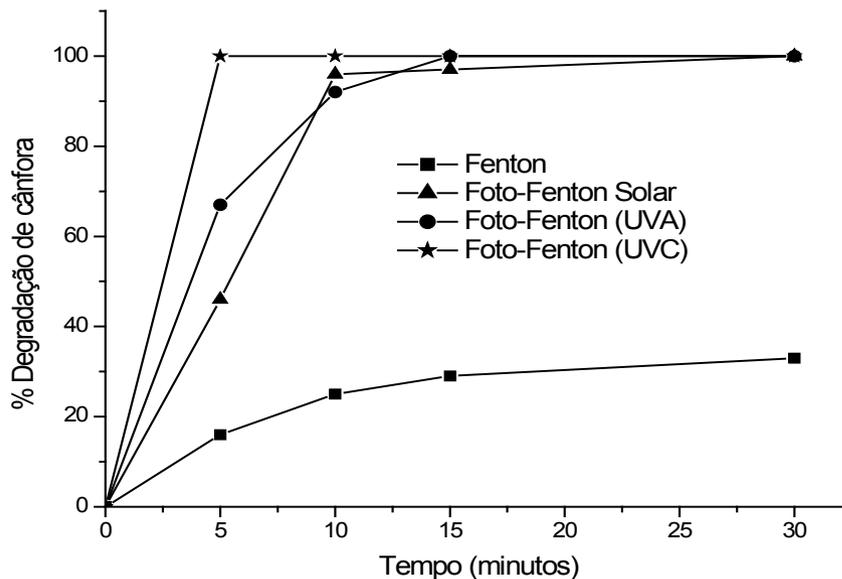
A alta eficiência quântica do processo UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  (2 mols de radical  $\bullet\text{OH}$  para cada mol de  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) é paradoxalmente o principal fator limitante do processo em relação ao aumento de escala de tratamento e à redução de custos. Isto porque a fotólise do  $\text{H}_2\text{O}_2$  requer comprimentos de onda inferiores da ordem de 254 nm, o que obriga o uso de fontes artificiais de radiação, que encarecem o processo.

#### 4.4 Degradação de Cânfora: Processo Fenton e Foto-Fenton

Inicialmente, um planejamento fatorial de experimentos foi utilizado para verificar a influência das variáveis experimentais (concentração de  $\text{Fe}^{2+}$  e de  $\text{H}_2\text{O}_2$ ), bem como para definir as condições ideais do processo de degradação da cânfora por processos Fenton. O pH da solução foi mantido em torno de 3.0, valor este recomendado pela literatura especializada (Waite, 2002).

Os resultados mostraram que a eficiência de degradação foi favorecida nas condições representadas por  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Fe}^{2+}$  e  $75 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , condições estas que foram utilizadas para estudar a degradação de cânfora por processos Fenton e Foto-Fenton, utilizando-se neste último fontes de radiação solar e artificial.

Os resultados, expressos na forma de degradação percentual da cânfora, são apresentados na Figura 11. Como esperado, os processos assistidos por radiação apresentam uma eficiência de degradação significativamente maior, principalmente em função da fotorredução de íons férrico permitir a formação de mais um equivalente de radical hidroxila e a regeneração do íon ferroso (Ghaly *et al.*, 2001).



**Figura 11** - Eficiência dos processos Fenton e Foto-Fenton na degradação da cânfora.

Os melhores resultados, tanto em termos de degradação como de mineralização, foram obtidos com o processo Foto-Fenton assistido por radiação ultravioleta (FF/UVC), seguido do Foto-Fenton com radiação UVA. Por sua vez, o processo assistido por radiação solar apresentou um excelente desempenho, permitindo resultados comparáveis aos obtidos quando se utiliza radiação artificial UVA (bulbo de vidro) na mineralização da cânfora. Entretanto, é necessário salientar que a eficiência do processo pode se mostrar extremamente variável, uma vez que a intensidade da radiação solar é inconstante, dependendo do período do dia, da estação do ano e das condições climáticas. No período em que estes experimentos foram realizados (maio/2006), os dias estavam claros e ensolarados na maior parte do tempo, com céu limpo e temperatura média de 22 °C.

Trabalhando-se entre 11h00min e 14h00min, uma intensidade de radiação média de 2,6 mW cm<sup>-2</sup> foi registrada na região UVA. Como a fonte artificial de radiação permite uma intensidade bastante maior (1,8 mW cm<sup>-2</sup>), as diferenças observadas na eficiência de degradação são plenamente justificadas. Apesar do decréscimo na eficiência do processo, a possibilidade de economia energética quando se utiliza um sistema mediado por radiação solar é seu principal ponto positivo.

## 4.5 Estudos Cinéticos

Para avaliação comparativa da eficiência de degradação apresentada por cada um dos processos avançados avaliados no estudo foram calculados os parâmetros cinéticos de constante de velocidade ( $k$ ) e tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ), parâmetros globais que incluem praticamente todos os fenômenos envolvidos nos processos avaliados (Esplugas *et al.*, 2002).

As reações envolvidas nos POAs normalmente são complexas e tornam praticamente inviável um estudo cinético rigoroso. Entretanto, de acordo com a literatura, os POAs geralmente seguem a lei de velocidade de reações de primeira ordem, onde existe uma proporcionalidade direta entre a velocidade da reação e a concentração dos reagentes (Momani *et al.*, 2004; Teixeira e Jardim, 2004; Ghaly *et al.*, 2001; Fernández *et al.*, 1995). Assim, de acordo com Freire (2007), as reações envolvidas nos POAs podem ser representadas pela seguinte expressão (Equação 4):



Onde:

P: simboliza o parâmetro de avaliação (no caso, percentagem de degradação dos compostos estudados);

R: simboliza os radicais  $\bullet\text{OH}$  (principalmente reagente envolvido nos POAs);

$P_{\text{oxid}}$ : simboliza os intermediários e/ou produtos finais;

$k$ : é a constante de velocidade.

Como a concentração de R (radicais  $\bullet\text{OH}$ ) geralmente é constante e está em excesso em relação a P, pode-se assumir que a cinética da reação depende somente da remoção de P (Beltran-Heredia *et al.*, 2001; Benítez *et al.*, 2001). Neste caso, é ainda mais correto admitir que, como a verdadeira lei de velocidade assumiu uma forma de primeira ordem, porém mantendo constante um dos reagentes (radicais  $\bullet\text{OH}$ ), é na verdade uma reação de *pseudo*-primeira ordem (Atkins e de Paula, 2002).

Além da constante  $k$ , foi utilizado outro parâmetro cinético importante para comparar a eficiência entre os POAs, o tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ). Este parâmetro expressa o tempo necessário para que a concentração de um reagente diminua para a metade do seu valor inicial. Considerando o processo como de *pseudo*-primeira ordem, considera-se que (Atkins e de Paula, 2002), de acordo com a Equação 5:

$$t_{1/2} = 0,693/k \quad (5)$$

Dessa forma, as constantes de velocidade ( $k$ ) e os tempos de meia vida ( $t_{1/2}$ ) foram calculados para todos os processos já relatados, nas condições otimizadas e anteriormente descritas (Tabela 2).

**Tabela 2** - Parâmetros cinéticos do processo de degradação de cânfora

Processo	Degradação de cânfora	
	$k$ ( $\text{min}^{-1}$ )	$t_{1/2}$ (min)
FF/UVC	0,506	1,37
FF/UVA	0,238	2,91
UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	0,178	3,88
FE/NaCl	0,132	5,24
TiO <sub>2</sub> /UV	0,121	5,74
FF/solar	0,099	7,00
FE/Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,058	11,97
Fenton	0,012	56,86

Com base nestes parâmetros cinéticos foi possível concluir que o processo Foto-Fenton assistido por radiação UVC (bulbo de quartzo) apresentou os melhores resultados em relação à degradação da cânfora, seguido do mesmo processo utilizando radiação UVA (bulbo de vidro) e do processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Porém, os processos assistidos por radiação ultravioleta artificial devem ser avaliados com cautela, principalmente em razão do elevado custo de sistemas de tratamento elaborados em quartzo e do gasto energético associado ao uso de fontes artificiais de radiação. Por este motivo, o uso de radiação solar pode se apresentar conveniente, mesmo oferecendo menor eficiência de degradação.

## 4.6 Degradação de 2-MIB e Geosmina

Após a análise preliminar, passou-se para a próxima etapa que visa à aplicação dos melhores processos na degradação de geosmina e 2-MIB. Foram selecionados para este estudo os processos Foto-Fenton, assistidos por radiação visível (FF/UVA) e solar (FF/solar); e o sistema UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, o qual, apesar de utilizar radiação UV permite relativa simplicidade operacional, em função do seu caráter homogêneo, da utilização de poucos insumos e da não geração de precipitados.

As condições experimentais corresponderam àquelas otimizadas nos estudos envolvendo cânfora (pH  $\cong$  5,0 e soluções de geosmina e 2-MIB numa concentração inicial de 50  $\mu\text{g L}^{-1}$ , preparadas em 200 mL água deionizada). A degradação de 2-MIB e geosmina foram acompanhadas por análise cromatográfica, utilizando-se cânfora como padrão de referência.

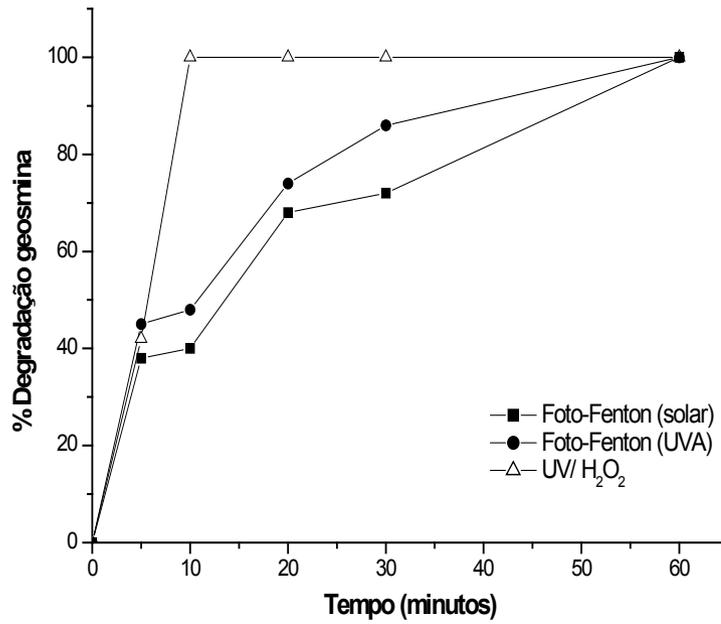
Os resultados, em termos de porcentagem de degradação de geosmina e 2-MIB, são apresentados nas Figuras 12 e 13, enquanto que os parâmetros cinéticos estão sumarizados na Tabela 3.

Dentre os processos avaliados, o sistema UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> apresentou a maior eficiência de degradação, permitindo a completa degradação de geosmina e 2-MIB em tempos de reação de 10 e 60 minutos, respectivamente. Nos processos Foto-Fenton, o sistema assistido por radiação solar apresentou uma eficiência de degradação comparável à do sistema operado com radiação artificial, o que, mais uma vez, confirma a potencialidade desta alternativa de tratamento.

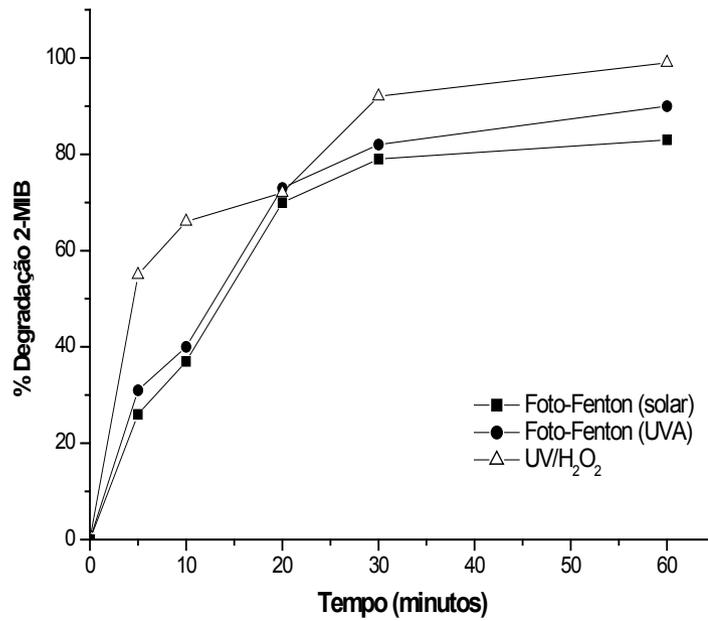
Existem poucos trabalhos que avaliam a aplicação de POAs na degradação de geosmina e 2-MIB, o que dificulta uma comparação dos resultados obtidos neste trabalho, principalmente em relação aos processos Foto-Fenton.

Em relação ao processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, trabalhos anteriores confirmam a sua eficiência na remoção tanto de geosmina quanto de 2-MIB (Goslan *et al.*, 2006; Rosenfeldt *et al.*, 2005; Glaze *et al.*, 1990). Rosenfeldt e colaboradores (2005), por exemplo, avaliaram a eficiência da fotólise direta com radiação UV em comparação com o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na remoção de 2-MIB e geosmina em água bruta e tratada.

Além disso, lâmpadas de baixa (BP) e média pressão (MP) foram testadas, juntamente com concentrações variadas de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. A combinação UV (MP)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> apresentou os melhores resultados. Finalmente, a energia elétrica gasta foi calculada para o modelo de reator utilizado e indicou que o processo requer menos de 5 kW h<sup>-1</sup> de energia UV para oxidar 90% de 2-MIB e geosmina num volume de 3.785 L de água bruta ou tratada, a um custo total de US\$ 0.35.



**Figura 12** - Eficiência dos processos propostos na degradação de geosmina.



**Figura 13** - Eficiência dos processos propostos na degradação de 2-MIB.

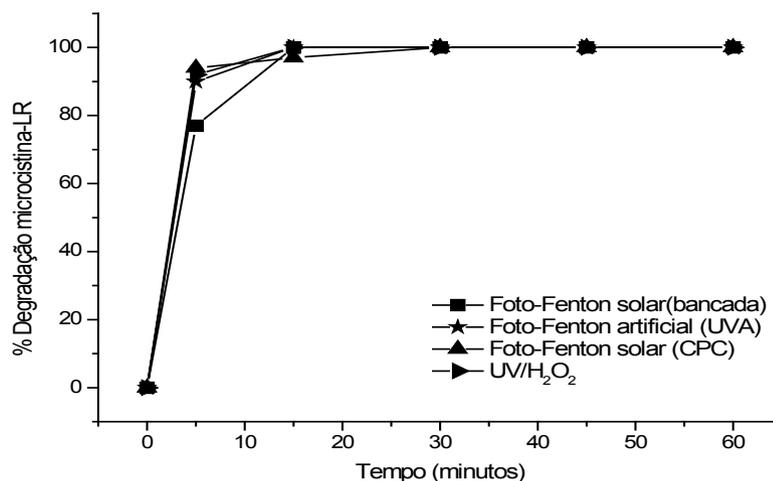
**Tabela 3** - Parâmetros cinéticos dos processos de degradação de 2-MIB e geosmina.

Parâmetro	Degradação de 2-MIB		
	UV-H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Foto-Fenton/UVA	Foto-Fenton/solar
<i>k</i> (min <sup>-1</sup> )	0,0821	0,0631	0,051
<i>t</i> <sub>1/2</sub> (min)	8,44	10,98	13,62
Degradação de geosmina			
<i>k</i> (min <sup>-1</sup> )	0,1093	0,0621	0,042
<i>t</i> <sub>1/2</sub> (min)	6,34	11,16	16,57

## 4.7 Degradação de Microcistina-LR

Foram selecionados para este estudo os mesmos processos usados na degradação de geosmina e 2-MIB: processos Foto-Fenton assistidos por radiação visível (FF/UVA) e solar (FF/solar) e o sistema UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. No caso do processo Foto-Fenton/solar, foram utilizados dois reatores: reator fotoquímico solar de bancada (Figura 2) e o do tipo CPC (Figura 3). As condições experimentais foram as mesmas utilizadas nos estudos anteriores, enquanto que a concentração inicial da solução de microcistina-LR foi de 50 µg L<sup>-1</sup>.

A degradação foi monitorada por cromatografia líquida, observando-se os resultados apresentados na Figura 13 e na Tabela 4. Praticamente todos os processos avaliados permitiram uma eficiente degradação de microcistina-LR, permitindo a remoção praticamente completa em tratamentos de 15 minutos.



**Figura 14** - Eficiência dos processos propostos na degradação de microcistina-LR

**Tabela 4** - Parâmetros cinéticos do processo de degradação de microcistina-LR.

Parâmetro	UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FF/solar (bancada)	FF/UVA	FF/solar (CPC)
<i>k</i> (min <sup>-1</sup> )	0,6911	0,1738	0,1521	0,1521
<i>t</i> <sub>1/2</sub> (min)	1,0	3,98	4,56	4,56

A degradação de cianotoxinas, principalmente microcistinas, tem sido amplamente estudada, principalmente em função dos problemas de saúde pública associados à sua presença em águas de consumo.

Diversos trabalhos demonstraram que a fotocatalise heterogênea utilizando TiO<sub>2</sub> em suspensão é uma tecnologia viável para degradação do composto (Lawton *et al.*, 2003b; Shepard *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2002; Cornish *et al.*, 2000), bem como o uso do catalisador imobilizado em membranas e filmes (Choi *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2004).

Cornish e colaboradores (2000) compararam os processos TiO<sub>2</sub> e UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e demonstraram que as eficiências são similares, com praticamente 100 % da concentração inicial de microcistina-LR degradada em até 30 minutos de tratamento.

O uso do processo Fenton também revelou resultados promissores (Yuan *et al.*, 2006; Gajdek *et al.*, 2001), porém quando o processo é incrementado com o uso de uma fonte de radiação, seja artificial ou solar, a eficiência aumenta consideravelmente. Bandala e colaboradores (2004) compararam o processo Fenton e o Foto-Fenton/UVC na degradação de microcistina-LR. Com o último obtiveram remoção de 100% da concentração inicial após 25-30 minutos de tratamento.

A alta eficiência obtida com a utilização do processo Foto-Fenton solar com o reator tipo CPC vem de encontro às perspectivas futuras para viabilizar o uso de POAs em grande escala. De maneira geral, o uso da luz solar em substituição à radiação artificial UV diminui consideravelmente os gastos dos sistemas de tratamento, além de ser uma proposta ambientalmente favorável, uma vez que utiliza fonte renovável de energia (Gernjak *et al.*, 2006; Bahnemann, 2004; Rodríguez *et al.*, 2005).

Muñoz e colaboradores (2005), por exemplo, realizaram um estudo comparativo entre vários POAs, incluindo o processo Foto-Fenton e a fotocatalise heterogênea com TiO<sub>2</sub>, utilizando duas fontes de energia: radiação solar e artificial (lâmpadas UVA). A ferramenta utilizada para avaliar os processos sob um ponto de vista ambiental foi a análise do ciclo de vida, a qual leva em conta todos os impactos potenciais associados ao ciclo de vida total de um produto ou processo (Domenéch *et al.*, 2002; Guinée *et al.*, 2000). Os autores concluíram que o uso da energia solar reduz drasticamente (cerca de 90%) o impacto ambiental de todos os processos testados, principalmente por que

evita uma quantidade considerável de recursos consumidos e poluentes emitidos no ar e água (Muñoz *et al.*, 2005).

Ao final dos anos 1980 o Laboratório Nacional de Energia Renovável dos EUA iniciou suas experiências utilizando a fotocatalise heterogênea com energia solar, de onde foi desenvolvido o primeiro reator solar para tratamento de água. Em seguida, outro sistema foi instalado nos Laboratórios Livermore, na Califórnia (Blanco-Gálvez *et al.*, 2001).

Em 1990, o CIEMAT (Espanha) iniciou um programa de pesquisa na Plataforma Solar de Almería (PSA), o qual gerou um sistema experimental para realização de ensaios e desenvolvimento tecnológico do processo para permitir sua aplicação em efluentes industriais. Mais recentemente vários contaminantes orgânicos foram tratados por POAs baseados em energia solar, como fotocatalise heterogênea com  $\text{TiO}_2$  e Foto-Fenton (Momani, 2007; Kuo e Ho, 2006; Andreozzi *et al.*, 2006; Milena *et al.*, 2006; Gernjak *et al.*, 2006; Malato *et al.*, 2005; Hincapié *et al.*, 2005; Muñoz *et al.*, 2005).

## 5. Conclusões

Em função dos resultados obtidos neste trabalho foi possível concluir que praticamente todos os processos oxidativos avançados avaliados permitem uma eficiente degradação dos substratos em estudo, permitindo a sua completa remoção em tempos de tratamento inferiores a 60 minutos.

Dentre as várias alternativas avaliadas, destaque deve ser dado aos processos assistidos por radiação solar, particularmente o processo foto-Fenton, os quais permitem uma eficiente degradação de 2-MIB, geosmina e microciustina-LR, mesmo quando aplicados na forma de tratamentos contínuos. Trata-se de um antecedente relevante, em razão das economias permitidas por um sistema que prescinde de fontes artificiais de radiação.

## 6. Recomendações para utilização dos resultados pela FUNASA e indicativo de custos.

A execução deste projeto de pesquisa permitiu identificar processos de elevada potencialidade para o tratamento de águas contaminadas. Dentre os vários sistemas avaliados, destaque deve ser dado aos processos foto-Fenton assistidos por radiação solar e aplicados em reator contínuo.

Uma unidade deste tipo foi construída (Figura 3), utilizando-se coletores parabólicos de alumínio, tubos de vidro Pyrex e uma bomba peristáltica para recirculação. Com um custo não superior a R\$ 5.000,00 (cinco mil reais), a unidade permite o tratamento de dezenas de litros por hora, com eficiência que garante a completa remoção dos substratos estudados.

Dentre as principais vantagens deste sistema é possível salientar:

1. Elevada eficiência de degradação dos substratos em estudo, sem formação de subprodutos tóxicos;
2. Extrema simplicidade operacional, em função de envolver, apenas, reações em meio homogêneo;
3. Baixo custo operacional, em razão do pequeno número de insumos utilizados (sulfato ferroso e peróxido de hidrogênio), da sua baixa concentração e do seu preço acessível;
4. Baixa demanda energética, em razão do aproveitamento da radiação solar.

Com relação às desvantagens, provavelmente o único inconveniente deste tipo de processos esteja relacionado com a absoluta necessidade de elevadas taxas de insolação, o que não é uma constante dentro do território brasileiro.

Embora se intua a inexistência de dificuldades técnicas para ampliação de escala, é importante salientar que o equipamento construído corresponde a um protótipo, o qual não permite extrapolação em relação à eficiência operacional de sistemas operados em escala real.

## 7. Referências Bibliográficas

An, T.; Xiong, Y.; Li, G.; Zha, C.; Zhu, X., **2002**. Synergetic effect in degradation of formic acid using a new photoelectrochemical reactor. *J. Photochem. Photobiol., A*, 152, 155-62.

Andreozzi, R., Canterito, M., Giudice, R.Lo., Marotta, R., Pinto, G., Pollio, A., **2006**. Lincomycin solar photodegradation, algal toxicity and removal from wastewaters by means of ozonation. *Wat. Res.* 40, 630–638.

Andreozzi, R.; Caprio, V.; Insola, A.; Marotta, R., **1999**. Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today*, 53, 51-59.

APHA-AWWA-WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19<sup>th</sup> ed. Amer. Public. Health Assoc., Washington, DC, **1995**.

Atkins, P.; de Paula, J. *Físico-Química*. Vol 3, 7<sup>a</sup> ed. LTC: Rio de Janeiro, **2002**.

Bahnemann, D., **2004**. Photocatalytic water treatment: solar energy applications. *Solar Energy*, 77, 5, 445-459.

Bandala, E.R.; Martínez, D.; Martínez, E.; Dionysiou, D.D., **2004**. Degradation of microcystin-LR toxin by Fenton and Photo-Fenton processes. *Toxicon*, 43 (7), 829-832.

Beltran-Heredia, J.; Torregrosa, J.; García, J.; Domínguez, J.R.; Tierno, J.C., **2001**. Degradation of olive mill wastewater by the combination of Fenton's reagent and ozonation processes with an aerobic biological treatment. *Water Science and Technology*, 44, 103-108.

Benítez, F.J.; Beltran-Heredia, J.; Acero, J.L.; Rubio, F.J., **2001**. Oxidation of several chlorophenolic derivatives by UV irradiation and hydroxyl radicals. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 76, 312-320.

Blanco-Gálvez, J., Malato-Rodríguez, S., Estrada-Gasca, C. A., Bandala, E. R., Gelover, S., Leal, T. *Purificación de aguas por fotocatalisis heterogénea: estado del arte* In: Eliminación de Contaminantes por Fotocatalisis Heterogénea, La Plata: Digital Graf, **2001**.

Butterfield, I.M.; Christensen, P.A.; Hamnett, A.; Shaw, K.E; Walker, G.M.; Walker, S.A.; Howarth, C.R., **1997**. Applied studies on immobilized titanium dioxide films as catalysts for the photoelectrochemical detoxification of water. *J. Appl. Electrochem.*, 27, 4, 385-395.

Chiang, L.C., Chang, J.E., Wen, T.C., **1995**. Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. *Water Research*, 29, 2, 671-678.

Choi, H.; Stathatos, E.; Dionysiou, D.D., **2007**. Photocatalytic TiO<sub>2</sub> films and membranes for the development of efficient wastewater treatment and reuse systems. *Desalination*, 202, 199-206.

Christensen, P. A.; Curtis, T.P.; Egerton, T. A.; Kosa, S. A. M.; Tinlin, J.R., **2003**. Photoelectrocatalytic and photocatalytic disinfection of *E. coli* suspensions by titanium dioxide. *Applied Catalysis B: Environmental*, 41, 4, 371-386.

Cornish, B.J.P.A.; Lawton, L.A.; Robertson, P.K.J., **2000**. Hydrogen peroxide enhanced photocatalytic oxidation of microcystin-LR using titanium dioxide. *Applied Catalysis B: Environmental*, 25, 1, 59-67.

Curcó D.; Malato S.; Blanco J.; Gimenez J., **1996**. Photocatalysis and radiation absorption in a solar plant. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 44, 199-217.

Domènech, X.; Jardim, W.F.; Litter, M. Processos avançados de oxidação para a eliminação de contaminantes. In: Blesa, M.A. *Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea*, La Plata: Digital Graf., **2001**.

Domènech, X., Rieradevall, J., Ayllon, J.A., Peral, J., **2002**. How green is a chemical reaction: Application of LCA to green chemistry. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 5517–5520.

Esplugas, S.; Gimenez, J.; Contreras, S.; Pascual, E.; Rodriguez, M., 2002. Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation. *Water Res.*, 36, (4), 1034-42.

Fernández A., Lassaleta G., Jiménez, V. M., Justo, A., González-Elipe, A. R., Herrmann, J. M., Tahiri, H., Ait-Ichou, Y., **1995**. Preparation and characterization of TiO<sub>2</sub> photocatalysts supported on various rigid supports (glass, quartz and stainless steel). Comparative studies of photocatalytic activity in water purification. *Applied Catalysis B: Environmental*, 7, 49-63.

Gajdek, P.; Lechowski, Z.; Bochnia, T.; Kepczynski, M., **2001**. Decomposition of microcystin-LR by Fenton oxidation. *Toxicon*, 39, 1575-9.

**Gassman, P.G.; O'Reilly, N.J., 1985**. Pentafluoroethylithium. Generation and use in synthesis. *Tetrahedron Letters*, 26, 43, 5243-5246.

Gernjak, W., Fuerhacker, M., Fernandez-Ibanez, P., Blanco, J., Malato, S., **2006**. Solar photo-Fenton treatment: Process parameters and process control. *Appl. Catal. B*, 64, 121–130.

Ghaly, M.Y.; Härtel, G.; Mayer, R.; Haseneder, R., **2001**. Photochemical oxidation of *p*-chlorophenol by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and photo-Fenton process. A comparative study. *Waste Management*, 21, 41-47.

Glaze, W.H.; Schep, R.; Chauncey, W.; Ruth, E.C.; Zarnoch, J.J.; Aieta, E.M.; Tate, C.H.; McGuire, M.J., **1990**. Evaluation oxidants for the removal of model taste and odor compounds from a municipal water supply. *JAWWA*, 82 (5), 79-84.

Goslan, E.H.; Gurses, F.; Banks, J.; Parsons, S. A., **2006**. An investigation into reservoir NOM reduction by UV photolysis and advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 65, 7, 1113-1119.

Guinée, J.B., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Udo De Haes, H.A., Van Der Voet, E., Wrisberg, M.N., **2000**. Life Cycle Assessment. An Operational Guide to ISO Standards. Centre of Environmental Science–Leiden University (CML), The Netherlands.

Hermann J. M., Guillard C., Pichat P., **1993**. Heterogeneous photocatalysis: an emerging technology for water treatment. *Catalysis Today*, 17, 7-20.

Hincapié, M.; Maldonado, M.I.; Oller, I.; Gernjak, W.; Sanchez-Perez, J.A., Ballesteros; M.M.; Malato, S., **2005**. Solar photocatalytic degradation and detoxification of EU priority substances. *Catal. Today*, 101, 203–210.

Hitchman, M.L.; Tian, F., **2002**. Studies of TiO<sub>2</sub> thin films prepared by chemical vapour deposition for photocatalytic and photoelectrocatalytic degradation of 4-chlorophenol. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 538-539, 165-172.

Johnsen, P. B.; Kuan, J. C. W., **1987**. Simplified method to quantify geosmin and 2-methylisoborneol concentrations in water and microbiological cultures. *Journal of Chromatography A*, 409, 337-342.

Kuo, W.S., Ho, P.H., **2006**. Solar photocatalytic decolorization of dyes in solution with TiO<sub>2</sub> film. *Dyes Pigments*, 71, 212–217.

Lawton, LA; Robertson, PKJ; Cornish, BJPA; Marr, IL; Jaspars, M.(b), **2003**. Processes influencing surface interaction and photocatalytic destruction of microcystins on titanium dioxide photocatalysts. *Journal of Catalysis*, 213 (1): 109-113.

Lee, D.K., Kim, S.C., Cho, I.C., Kim, S.J., Kim, S.W., **2004**. Photocatalytic oxidation of microcystin-LR in a fluidized bed reactor having TiO<sub>2</sub>-coated activated carbon. *Separation and Purification Technology* 34 (1-3): 59-66.

Liu, I.; Lawton, L.A.; Cornish, B.; Robertson, P.K.J., **2002**. Mechanistic and toxicity studies of the photocatalytic oxidation of microcystin-LR. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 148, 349–354.

Malato, S.; Blanco-Gálvez, J.; Maldonado Rubio, M.; Fernandez-Ibanez, P.; Gernjak, W.; Oller Alberol, I., **2005**. Treatment of chlorinated solvents by TiO<sub>2</sub> photocatalysis and photo-Fenton: influence of operating conditions in a solar pilot plant. *Chemosphere*, 58, 391–398.

Milena, L., Pulgarin, C., Fernandez-Ibanez, P., Maldonado, M.I., Perez-Estrada, L., Oller, I., Gernjak, W., Malato, S., **2006**. Enhancing biodegradability of priority substances (pesticides) by solar photo-Fenton. *Wat. Res.*, 40, 1086–1094.

Momani, F.A., **2007**. Degradation of cyanobacteria anatoxin-a by advanced oxidation processes. *Separation and Purification Technology*, 57, 85–93.

Momani, F.A.; Sans, C.; Esplugas, S., **2004**. A comparative study of the advanced oxidation of 2,4-dichlorophenol. *Journal of Hazardous Materials*, 107, 3, 123-129.

Muñoz, I.; Rieradevall, J.; Torrades, F.; Peral, J.; Domènech, X., **2005**. Environmental assessment of different solar driven advanced oxidation processes. *Solar Energy*, 79, 369–375.

Nogueira, R.F.P.; Oliveira, M.C.; Paterlini, W.C., **2005** Simple and fast spectrophotometric determination of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in photo-Fenton reactions using metavanadate. *Talanta*, 66, 86–91.

Nozal, M.J.; Bernal, J.L.; Jimenez, J.J.; Gonzalez, M.J.; Higes, M., **2002**. Extraction of thymol, eucalyptol, menthol, and camphor residues from honey and beeswax - Determination by gas chromatography with flame ionization detection. *Journal of Chromatography A*, 954, 1, 207-215.

Pirkanniemi, K.; Sillanpää, M., **2002**. Heterogeneous water phase catalysis as an environmental application: a review. *Chemosphere*, 48, 1047–1060.

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Relatório do Desenvolvimento Humano, 2006. Disponível em [www.pnud.org.br/rdh](http://www.pnud.org.br/rdh). Acessado em Janeiro 2008.

Rodríguez, M.; Malato, S.; Pulgarin, C.; Contreras, S.; Curcó, D.; Giménez, J.; Esplugas, S., **2005**. Optimizing the solar photo-Fenton process in the treatment of contaminated water. Determination of intrinsic kinetic constants for scale-up. *Solar Energy*, 79, 360–368.

Rosenfeldt, E.J.; Melcher, B.; Linden, K.G., **2005**. UV and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatment of methylisoborneol (MIB) and geosmin in water. *Journal Of Water Supply Research And Technology-Aqua* 54 (7), 423-434.

Saadoun, I.M.K.; Schrader, K.K.; Blevins, W.T., **2001**. Environmental and nutritional factors affecting geosmin synthesis by *Anabaena* sp. *Water Research*, 35, 1209–1218.

Schrank, S.G.; José, H.J.; Moreira, R.F.P.M.; Schröder, H.F., **2005**. Applicability of Fenton and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV reactions in the treatment of tannery wastewaters. *Chemosphere*, 60, 5, 644-655.

Shepard, G.S.; Stockenström, S.; de Villiers, D.; Engelbretch, W.J.; Sydenham, E.W., Wessels, G.F.S., **2002**. Degradation of microcystin toxins in a falling film photocatalytic reactor with immobilized titanium dioxide catalyst. *Water Research* 36 (1), 140-146.

Sirtori, C. Estudo da potencialidade do processo fotoeletroquímico para remediação de águas contaminadas por cianobactérias. *Dissertação de Mestrado*, DQ-UFPR, 2006.

Szpyrkowicz, L.; Juzzolino, C.; Kaul, S. N., **2001**. A comparative study on oxidation of disperse dyes by electrochemical process, ozone, hypochlorite and Fenton reagent. *Water Research* 35, 9, 2129-2136.

Tauchert, E., Schneider, S., Moraes, J. L., Peralta-Zamora, P., **2006**. Photochemically-assisted electrochemical degradation of landfill leachate, *Chemosphere*, 64 (9): 1458-1463.

Teixeira, C.P.A.B.; Jardim, W.F. *Processos Oxidativos Avançados: Conceitos teóricos*. Volume 5, **2004**. Disponível em <http://lqa.iqm.unicamp.br/cadernos/caderno3.pdf>. Acessado em Janeiro 2008.

Vinodgopal, K.; Hotchandani, S.; Kamat, P. V., **1993**. Electrochemically assisted photocatalysis - TiO<sub>2</sub> particulate film electrodes for photocatalytic degradation of 4-chlorophenol. *J. Phys. Chem.*, 70, (2), 35-42.

Waite, T.D., **2002**. Challenges and opportunities in the use of iron in water and wastewater treatment. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 1, 9-15.

Waldner, G; Pourmodjib, M; Bauer, R; Neumann-Spallart, M., **2003**. Photoelectrocatalytic degradation of 4-chlorophenol and oxalic acid on titanium dioxide electrodes. *Chemosphere*, 50, (8), 989-998.

Yuan, B.; Li, Y.; Huang, X.; Liu, H.; Qu, J., **2006**. Fe(VI)-assisted photocatalytic degradation of microcystin-LR using titanium dioxide. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 178, 106–111.

Zanoni, M. V. B; Sene, J. J.; Anderson, M. A., **2003**. Photoelectrocatalytic degradation of Remazol Brilliant Orange 3R on titanium dioxide thin-film electrodes. *Journal of Photochemistry and Photobiology A, Chemistry*, 157, 1, 55-63.

# Alternativas de gerenciamento seguro de lodos de esgoto sob a ótica do saneamento descentralizado

Participantes: Luiz Sérgio Philippi (Coordenador), Maria Elisa Magri, Carla Suntti, Odinei Fogolari, Joceli Gorresen Zaguini,.

Proponente: Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária (Fapeu)

Executora: Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

## Resumo

O objetivo deste projeto de pesquisa foi a avaliação de alternativas para o gerenciamento seguro de lodo gerado em sistemas de tratamento de esgoto do tipo tanques sépticos sob a ótica do saneamento descentralizado, ou seja, buscando atender às demandas de pequenas comunidades ou unidades residenciais. O projeto teve a duração total de 3 anos, sendo que um campo experimental foi instalado no intuito de avaliarem-se as tecnologias propostas para o tratamento de lodo. Duas linhas de pesquisa foram implementadas: Linha experimental 1 - filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (FP) para mineralização e desaguamento de lodo; e Linha experimental 2 - tratamento térmico para desinfecção de lodo. Na linha experimental 1 foram implementadas duas sub-linhas, a primeira estudou comparativamente duas taxas de aplicação superficiais de lodo nos filtros ( $125$  e  $250 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ), visando a obtenção de parâmetros operacionais, e a segunda estudou a adaptação e eficiência

de diferentes macrófitas neste tipo de sistema (*Zizanopsis bonariensis* – Junco, *Cyperus papyrus* – Papyrus, e *Typha dominguensis* – Typha ou Taboa). Na sub-linha 1 foram avaliados 2 filtros idênticos plantados com Junco, de 4,3 m<sup>2</sup> de área superficial. Cada um recebeu uma das taxas de lodo avaliadas. Na sub-linha 2 fizeram parte 3 pares de filtros fisicamente idênticos de 0,8 m<sup>2</sup> de área superficial cada, sendo que cada par foi plantado com uma espécie de macrófita. Os pares foram alimentados com taxas de aplicação diferentes (125 e 200 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>). A operação dos filtros era realizada em batelada, sendo que cada batelada é aqui denominada ciclo de alimentação. Cada ciclo tinha uma duração de 7 dias. No dia 1 os filtros eram alimentados, e sua saída era mantida fechada por 6 dias, e então aberta para a percolação da água de desaguamento do lodo, chamada de líquido percolado. A operação da linha experimental 2, que foi constituída de um reator térmico com coletores solares para o aproveitamento da energia solar foi realizada em bateladas de 8 horas. Estes ensaios foram condicionados às condições ambientais, e realizados ao longo das quatro estações de um ano. Como resultados e conclusões, destaca-se que os FP mostraram-se uma tecnologia robusta com muita capacidade de suportar condições adversas, principalmente as oscilações de cargas de matéria orgânica e nutrientes do lodo. A taxa ideal para o dimensionamento e alimentação dos filtros, dentre as avaliadas nesta pesquisa, foi a de 125 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>. O tempo de detenção hidráulico de 6 dias foi satisfatório para o desaguamento eficiente do lodo. Todas as espécies de macrófitas avaliadas adaptaram-se aos filtros, sendo que todas estão recomendadas para implementação de sistemas deste tipo. Destaca-se que as espécies Junco e Typha permitiram as taxas de evapotranspiração mais elevadas. Ressalta-se também que o filtro plantado com Typha apresentou o processo de nitrificação mais eficiente. Com relação à linha experimental 2, pôde-se observar que a desinfecção do lodo foi relevante quando a irradiação média ficou acima de 500 W.h.m<sup>-2</sup>, isso considerando um tratamento térmico de 8 horas no período de maior incidência de radiação solar do dia. Nas condições climáticas de Florianópolis, esse nível de irradiação foi atingido nos ensaios realizados em condições de céu aberto entre 03/dezembro e 01/maio. Regiões como Nordeste, Centro-Oeste e Norte do Brasil, ou mesmo outros países de clima quente, onde os índices de irradiação solar são superiores e as variabilidades mensais são menores, possuem maior potencial de utilização desse processo, o que pode representar mais uma alternativa na melhoria das condições de saneamento e no desenvolvimento dessas regiões.

**Palavras-chave:** Saneamento Descentralizado, Tanque Séptico, Lodo, Filtro Plantado com Macrófitas, Mineralização, Desaguamento, Processo Térmico, Desinfecção.

## Abstract

The main objective of this research project is the evaluation of technological alternatives for sludge safe management at decentralized wastewater treatment systems as septic tanks, looking for the demands of small communities or single residences. The project had a total period of 3 years, and an experimental set-up was constructed aiming the evaluation of the proposed technologies for sludge treatment. Two research lines have been implemented: Experimental set-up 1 – vertical flow constructed wetlands (CW) for mineralization and dewatering of sludge; Experimental set-up 2 – heat treatment for sludge disinfection. In experimental set-up 1 have been implemented 2 parallel experiments, the first one studied comparatively 2 sludge loading rates for filter feeding ( $125$  e  $250$   $\text{kgTS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ ), looking for the achievement of operating parameters, and the second studied the adaptation of different macrophytes species (*Zizanopsis bonariensis* – Junco, *Cyperus papyrus* – Papyrus, and *Typha dominguensis* – Typha or Taboa). In the parallel experiment 1, 2 identical CW with Junco and  $4,3$   $\text{m}^2$  of superficial area each were evaluated. Each filter was fed with one of the loads proposed. In parallel experiment 2, 3 pars of identical CW of  $0,8$   $\text{m}^2$  each were implanted, and in each par was planted with different macrophyte species. The pars were fed with 2 loading rates ( $125$  e  $200$   $\text{kgTS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ ). The CW operation was conducted in batch mode, and each batch was called feeding cycle. Each cycle lasted 7 days. In Day 1 the filters were fed, and their outputs were kept closed for 6 days, and then opened for the percolation of the dewatering sludge water, called liquid percolated. The operation of experimental set-up 2, constituted by a heat reactor with solar collectors for solar energy reclamation, was conducted in 8 hours batch experiments. Those experiments were conditioned to environmental conditions, and then realized during the four stations of one year. As results and conclusions, it can be pointed out that the CW are a really robust technology, capable of supporting adverse conditions, specially as organic matter and nutrients variation content in sludge. The best loading rate for CW project and operation was  $125$   $\text{kgTS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ . The hydraulic retention time of 6 days was satisfactory for good sludge dewatering. All macrophytes species evaluated adapted to the filters. It can be pointed out that the species Junco and Typha allowed the best evapotranspiration rates. The filter with Typha achieved the best nitrification process. About the results of experimental set-up 2, the disinfection was effective when solar irradiation was above  $500$   $\text{W}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-2}$ , considering a heat treatment of 8 hours in the period of most solar radiation of day. In climate conditions of Florianópolis, this irradiation level was reached in sunny days between 03/December and 01/March. Regions like Northeast, Midwest and North of Brazil, where the solar irradiation levels are superior and the monthly variability are smaller, have better potential for the use of this process, what can represent one more alternative for the improvement of sanitation conditions and regional developments.

**Key-words:** Decentralized Sanitation, Septic Tank, Sludge, Vertical Flow Constructed Wetlands, Mineralization, Dewatering, Solar-heated Reactor, Disinfection.

## 1. Introdução

O atual quadro dos serviços de esgotamento sanitário no estado de Santa Catarina reforça a necessidade da implantação de unidades de tratamento de esgotos aplicáveis às pequenas coletividades.

Segundo dados do relatório disponibilizados pelo SIAB (Sistema de Informação da Atenção Básica) e CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) no ano de 2005, no estado de Santa Catarina 69% dos domicílios possuem como destino de seus esgotos algum tipo de “fossa”, 9% lançam esgoto a céu aberto, em valas, córregos, no quintal de casa ou nas ruas, e 22% possuem ligação com redes coletoras.

Os tanques sépticos, mesmo quando dimensionados de acordo com a Norma Técnica (ABNT-NBR7229/93), não proporcionam efluentes que possam ser lançados aos corpos d’água sem causar impactos significativos ao ambiente. E além da qualidade insuficiente do efluente produzido nestas unidades, deve-se levar em conta o lodo formado e acumulado nos Tanques Sépticos. Se disposto incorretamente no ambiente, o lodo torna-se um problema ambiental com maior potencial poluidor do que o próprio esgoto doméstico. No entanto, se gerenciado de forma correta, é um produto que pode ser valorado e convertido em benefício para a segurança sanitária e ambiental do solo, corpos d’água e conseqüentemente para a segurança alimentar.

Atualmente, tendo em vista os dados do relatório citado, 69% dos domicílios do Estado estão condicionados ao serviço comercial de empresas conhecido como “desentupimento” ou de “caminhões limpa-fossa”. Observa-se ainda que a maioria destas empresas não são credenciadas pelo órgão ambiental competente e não proporcionam uma destinação adequada ao material coletado das “fossas”. Além do impacto ambiental gerado ressalta-se o impacto financeiro que contribui para a desconsideração do proprietário com sistema de tratamento de seus esgotos.

Dentro deste contexto, há a necessidade do desenvolvimento de novas alternativas de sistemas para o gerenciamento, incluindo o tratamento de lodos de esgotos sanitários, visando o reúso, sistemas descentralizados eficientes, e passíveis de serem implantados em situações diversas.

Entende-se que a nova Política Nacional do Saneamento (Lei 11.445/2007), responsabiliza a gestão dos sistemas de saneamento ao detentor da titularidade dos serviços. Assim, seja para as componentes centralizadas ou para as descentralizadas, as concessões ou administrações diretas precisam desenvolver programas específicos para o gerenciamento do lodo gerado nestas unidades. Quando se observa o quadro geral do atendimento de saneamento em pequenas cidades, esta componente na maio-

ria das vezes é negligenciada, gerando um passivo ambiental e um possível ponto de ruptura do funcionamento correto destas unidades.

Visando minimizar estas deficiências, foi apresentada a proposta de pesquisa com foco no tratamento do lodo gerado nos tanques sépticos. A proposta integra-se no âmbito do saneamento descentralizado e no conceito de gestão dos sistemas individuais de saneamento. As alternativas tecnológicas são consideradas de baixo custo e baixo consumo energético, além de exigirem operação simplificada. Estas tecnologias voltadas ao uso de energias renováveis podem constituir-se em importantes ferramentas para a disseminação do correto gerenciamento de unidades de tratamento de efluentes.

## 2. Objetivos

### 2.1 Objetivo geral

Pesquisa de alternativas para o gerenciamento seguro de lodos sob a ótica do saneamento descentralizado, ou seja, buscando atender às demandas de pequenas comunidades ou unidades residenciais, gerados em unidades de tratamento de esgotos sanitários tipo Tanques Sépticos.

### 2.2 Objetivos específicos

1. Implantação, operação e monitoramento de dois arranjos tecnológicos para o tratamento e disposição final do lodo gerado em Tanque Séptico;
2. Estudo do arranjo tecnológico 1, composto pelo lodo de Tanque Séptico disposto em um Filtro Plantado com Macrófitas para o tratamento do mesmo;
3. Estudo do arranjo tecnológico 2, composto por um sistema de desinfecção de lodo de Tanque Séptico em uma unidade de Tratamento Térmico;
4. Monitoramento da estabilização do lodo e remoção de organismos patogênicos em cada unidade dos arranjos, separadamente;
5. Identificação do tempo de detenção hidráulica ideal para a mineralização do lodo no Filtro Plantado com Macrófitas;
6. Aplicação de diferentes combinações de temperatura e tempo de detenção hidráulico na unidade de Tratamento Térmico, para identificação da melhor condição de operação e eficiência da unidade;

7. Elaboração de um manual de operação e manutenção das tecnologias pesquisadas, com linguagem acessível a fim de se atingir um público mais geral, que não tenha conhecimentos técnicos na área.

## 3. Metodologia

### 3.1 Local de realização da pesquisa

As atividades de pesquisa foram realizadas no Centro de Treinamento (CETRE) da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - Epagri, Florianópolis/SC. O CETRE possui um Tanque Séptico de 31 m<sup>3</sup> em suas instalações, sendo que o lodo acumulado no interior do mesmo foi utilizado para a condução dos experimentos da pesquisa.

### 3.2 Unidade experimental

Dois arranjos tecnológicos foram propostos para o tratamento do lodo, os quais constituíram as duas linhas de pesquisa experimentais implementadas:

**Linha experimental 1:** Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (FP) para mineralização de lodo de tanque séptico;

**Linha experimental 2:** Tratamento térmico para desinfecção de lodo de tanque séptico.

#### 3.2.1 Linha experimental 1 – Mineralização de lodo

Na linha experimental 1 foram implementadas duas sub-linhas de pesquisa em paralelo. A primeira estudou comparativamente duas taxas superficiais de aplicação de lodo nos filtros visando a obtenção de parâmetros operacionais, e a segunda estudou a adaptação de diferentes macrófitas neste tipo de sistema. Estes estudos contemplaram os objetivos 1 (parcialmente), 2, 4 e 5 da pesquisa.

##### 3.2.1.1 Sub-linha 1 - Avaliação de parâmetros operacionais

Para avaliação das taxas de alimentação e conseqüente identificação de parâmetros operacionais foram implantados dois FP pilotos com 4,3 m<sup>2</sup> de área superficial cada. Os filtros eram fisicamente idênticos (plantados com *Zizanopsis bonariensis*), no entanto alimentados com taxas distintas (250 e 125 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>).

Na Figura 1 é apresentada uma representação esquemática do arranjo experimental.



**Figura 1** - Representação esquemática do arranjo implantado na Linha experimental1 – sub-linha1.

Os dois FP com 4,3 m<sup>2</sup> de área foram construídos em tanques de fibra de vidro. Cada filtro possuía 2,60 m de comprimento e 1,65 m de largura, com 0,75 m de meio filtrante e uma altura total de 1,30 m. Todos os filtros foram construídos com 1% de declividade horizontal de fundo.

Quanto à configuração dos filtros, em cada um foi instalado um sistema de coleta do efluente no fundo, sendo que nesta estrutura foi interligado um sistema de ventilação. Foi instalada uma coluna de ventilação por m<sup>2</sup> de filtro com 1,3 m de altura acima do leito.

Cada filtro foi preenchido com 0,75m de meio filtrante. A primeira camada logo acima do sistema de coleta foi preenchida com 0,45 m de brita n<sup>o</sup> 2. Na seqüência foram preenchidos 0,20 m dos filtros com brita n.º ¾ e, por fim, acima desta camada foi colocado 0,10 m de areia grossa. Todo o material de preenchimento foi lavado previamente para remoção de material pulverulento.

Foi realizado ensaio granulométrico do material filtrante utilizado, e a relação entre d<sub>10</sub> e d<sub>60</sub> demonstraram o Coeficiente de uniformidade igual 4 unidades.

Para a alimentação dos sistemas foram instaladas tubulações 0,20 m acima do meio filtrante, permitindo um espaço livre para o acúmulo de lodo.

O efluente de saída dos filtros (chamado líquido percolado) decorrente do desagumamento do lodo era acumulado em tanques de armazenamento de efluentes.

Cada filtro foi plantado com macrófitas da espécie *Zizanopsis bonariensis* (Junco) (Figura 2). As suas folhas foram cortadas em 0,30m na diagonal e somente parte da matéria orgânica aderida às raízes foi removida. As mudas foram plantadas diretamente e dispostas uniformemente no material filtrante na densidade de 15 plantas.m<sup>-2</sup> (Koo-tattep et al.1999) resultando em 65 mudas/ filtro.

Com a finalidade de evitar a interferência das chuvas no tratamento e mineralização do lodo nos filtros todos os sistemas foram cobertos (Figura 2 e 3).



**Figura 2** - Macrófita plantada nos filtros.

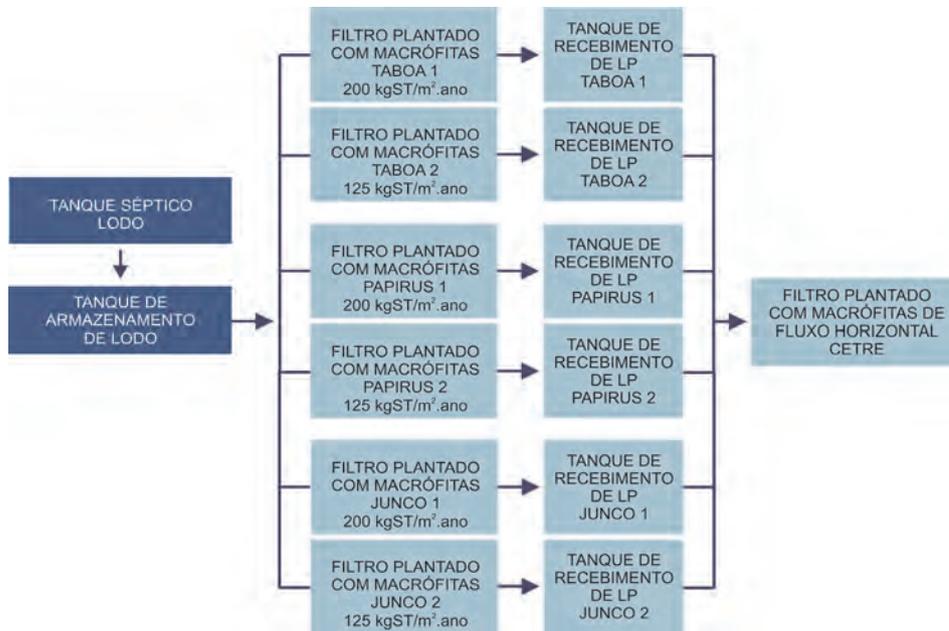


**Figura 3** - Vista geral do sistema, com detalhe para a cobertura dos filtros plantados.

### 3.2.1.2 Sub-linha 2 – Desempenho de diferentes espécies de macrófitas

Para avaliação da adaptação das plantas e de seus desempenhos nos filtros foram implantados seis FP pilotos com 0,8 m<sup>2</sup> de área superficial cada. Estes seis filtros foram confeccionados em pares, sendo que cada par foi plantado com uma espécie de macrófita distinta. As macrófitas plantadas em cada par foram: *Zizanopsis bonariensis* (Junco), *Papyrus* e *Typha spp* (taboa). Assim, cada par possuía dois filtros com a mesma espécie de macrófita, no entanto, distintos em termos de taxas de alimentação. Os filtros 1 de cada par foram alimentados com a taxa de 200 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e os filtros 2 com a taxa de 125 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Na Figura 4 é apresentada uma representação esquemática da instalação.



**Figura 4** - Representação esquemática do arranjo implantado na Linha experimental1 – sub-linha2.

Os seis filtros foram confeccionados em reservatórios circulares com 0,80 m<sup>2</sup> de área cada unidade, 0,60 m de material filtrante e uma altura total de 0,90 m.

Os filtros pilotos foram preenchidos com 0,60 m de material filtrante, sendo a primeira camada de 0,35 m de brita n.º 2, na seqüência 0,15 cm de brita n.º ¾ e por último 0,10 m de areia grossa.

Também foram instalados nestes filtros tubulações de coleta de efluente e de ventilação, na mesma lógica descrita no sistema da sub-linha 1. As mudas também foram plantadas na densidade de 15 plantas/m<sup>2</sup> resultando em 12 mudas/filtro. Em cada filtro foi instalado também um tanque de acumulação de líquido percolado. Nas Figuras 5, 6 e 7 são apresentados os pares de filtros durante a instalação.



**Figura 5** - Par 1- *Junco*.



**Figura 6** - Par 2 - *Papyrus*.



**Figura 7** - Par 3 - *Typha* spp.

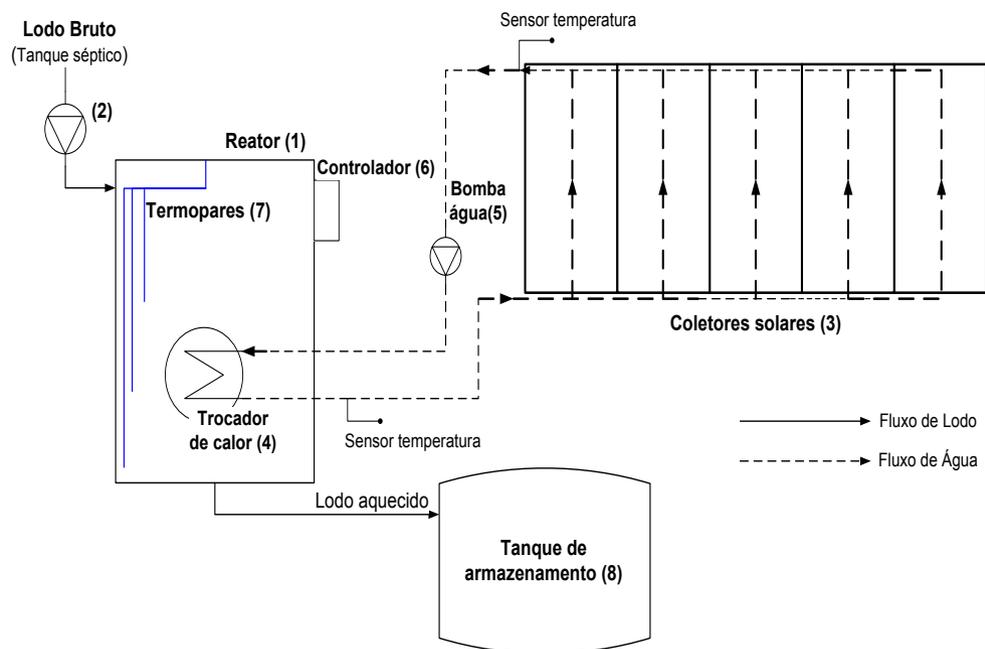
### 3.2.2 Linha experimental 2 – Desinfecção de lodo por processo térmico

O processo de desinfecção térmica do lodo estudado possuía os seguintes componentes principais: reator para aquecimento do lodo; coletores solares para aquecimento de água; trocador de calor para transferir energia térmica ao lodo; bomba hidráulica automática para circulação da água nos coletores solares e no trocador de calor; termopares e termômetros digitais para monitoramento da temperatura; tanque de fibra para acondicionar o lodo após o tratamento térmico.

Os estudos desta linha experimental contemplaram os objetivos 1 (parcialmente), 3, 4 e 6 da pesquisa.

A Figura 8 apresenta o fluxograma do processo aplicado no tratamento do lodo. Inicialmente o lodo do Tanque Séptico era enviado ao reator térmico (1) por uma bomba hidráulica submersível (2), onde ocorria o tratamento em batelada. Os coletores solares

(3) e o trocador de calor (4) eram conectados e operavam em circuito fechado, tendo água como fluido de trabalho. A água circulava no sistema (coletores e trocador de calor) através de uma bomba automática (5), transferindo energia térmica ao lodo. Assim, o lodo era aquecido indiretamente pela energia solar. Toda a tubulação de transporte de água entre os coletores e o trocador de calor foi isolada com poliuretano e fita isolante.



**Figura 8** - Fluxograma do processo de desinfecção do lodo em batelada – Linha experimental 2.

Um controlador (6) acionava a bomba automática quando o diferencial de temperatura da água, entre a saída dos coletores e a saída do trocador de calor, fosse maior que  $8^{\circ}\text{C}$ . Nesse controlador também era possível visualizar a temperatura da água nos referidos pontos.

A temperatura do lodo, monitorada através de termopares instalados no interior do reator (7), era limitada pelas condições termodinâmicas do sistema. Enquanto ela fosse menor que a do fluido no interior dos coletores, ocorria o movimento desse fluido e transferência de calor. A temperatura do fluido nos coletores dependia da incidência da radiação solar, sendo este um fator limitante do processo.

Após o lodo receber o tratamento durante o tempo pré estabelecido, o mesmo era enviado a um tanque de fibra (8), onde permanecia até atingir a temperatura ambiente. O lodo era recirculado para o tanque de armazenamento, misturado com lodo não desinfetado, e utilizado na linha experimental 1.

### 3.2.2.1 Descrição dos principais componentes do sistema

Reator de aquecimento: diâmetro interno de 0,9 m e altura de 1,0 m. Internamente o reator foi construído com uma chapa de aço inoxidável AISI 304. Externamente possuía uma chapa de ferro galvanizado pintada de preto (Figura 9). Entre as duas chapas metálicas, que compõem a parede do reator, estava uma camada de poliuretano expandido, servindo como isolante térmico. A tampa do reator foi confeccionada com uma chapa metálica, malha de fibra de vidro e placas de madeira.

Coletores solares: formados por uma caixa isolada termicamente contendo em seu interior um absorvedor e tubulação em cobre pintada de preto (Figura 10). Foram instalados 5 coletores solares planos conectados em série. Cada coletor possuía 1,90 m<sup>2</sup> de área útil de coleta e uma cobertura de vidro de 3 mm. Eles foram instalados orientados para o norte e com grau de inclinação de 27°, aproximadamente igual à latitude do local, conforme indica Bezerra (1986).

Trocador de calor: utilizado para transferir energia térmica ao lodo no reator e foi construído com tubos de cobre (Figura 11). A peça era composta por 5 tubos em paralelo de 0,6 m de comprimento, 2 mm de espessura e diâmetro externo 6 cm cada um. Eles estavam associados em série com um conjunto de mais 5 tubos em paralelos de mesma dimensão. O trocador estava disposto a uma altura de 10 cm do fundo do reator.



**Figura 9** - Reator de desinfecção de lodo.



**Figura 10** - Detalhe dos coletores solares.



**Figura 11** - Detalhe do trocador de calor.

Os três sensores (termopares) que monitoravam a temperatura do lodo foram dispostos próximos à parede do reator e em diferentes alturas da coluna líquida de lodo. Um termopar na superfície, um na altura média, e um no fundo.

### 3.3 Operação e monitoramento das unidades do campo experimental

A operação do campo experimental foi realizada entre janeiro de 2009 e março de 2011. As análises laboratoriais físico-químicas e microbiológicas que fizeram parte do monitoramento foram realizadas nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

#### 3.3.1 Linha experimental 1 - Operação

A operação do sistema foi realizada em três etapas, sendo que o objetivo das duas primeiras foi a adaptação dos filtros e macrófitas ao recebimento de lodo. Estas fases de adaptação constituíram-se da alimentação inicial com esgoto pré-tratado (primariamente), e na alimentação com baixas taxas de lodo (menores do que  $125 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ). Ressalta-se que o procedimento operacional para adaptação dos filtros é necessário neste tipo de sistema. Neste trabalho são apresentados os dados do funcionamento do sistema após as etapas de adaptação.

Na fase operacional após a adaptação do sistema os filtros eram alimentados com lodo uma vez por semana, de acordo com as taxas a serem avaliadas. Este período de avaliação teve a duração de 8 meses.

#### 3.3.2 Linha experimental 1 – Monitoramento e avaliação dos dados

A coleta de lodo afluente aos filtros plantados com macrófitas era realizada antes da alimentação dos filtros, e o líquido percolado gerado em cada filtro era coletado 6 dias após a alimentação. Cada período completo no qual todo este procedimento era realizado foi chamado de ciclo de alimentação.

As análises físico-químicas do lodo e do líquido percolado foram executadas de acordo com as orientações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Os parâmetros e os métodos adotados para análise do lodo e do líquido percolado são apresentados na Tabela 1 e 2, respectivamente.

**Tabela 1** - Parâmetros avaliados no lodo acumulado nos filtros plantados com macrófitas.

Parâmetros	Método
pH	Andreoli e Bonnet (1998)
Umidade	Andreoli e Bonnet (1998)
Sólidos totais fixos e voláteis	Método gravimétrico – calcinado a 550°C (APHA, 1998)
Magnésio, Potássio, Cálcio, Alumínio, Fósforo	Souza e Nogueira (2005)

O lodo acumulado nos filtros da sub-linha 1 (FP 1; FP 2), começou a ser analisado assim que acumulado em quantidade suficiente para coleta das amostras (início após 90 dias de operação). As amostragens foram realizadas de acordo com orientações descritas em Souza e Nogueira, 2005.

**Tabela 2** - Parâmetros avaliados no lodo e líquido percolado dos filtros plantados com macrófitas.

Parâmetros	Método
Potencial Hidrogeniônico	Método eletrométrico - Standard Methods 4500-H (APHA, 1998). Leitura em pHmetro digital, modelo B474 - MICRONAL®
Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	Titulação – Standard Methods 2320B (APHA, 1998)
Demanda Química de Oxigênio total (mg.L <sup>-1</sup> )	Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico - Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Demanda Bioquímica de Oxigênio <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Respirométrico – Standard Methods 5210 D. Aparelho VELP® ou HACH®
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L <sup>-1</sup> )	Macro Kjeldahl – Standard Methods 4500-Norg B (APHA, 1998)
Nitrogênio Amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	Método colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	Método colorimétrico - Standard Methods 4500-N-NO2-(APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	Método colorimétrico com brucina - Standard Methods (APHA, 1972). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Método gravimétrico (105°C) Standard Methods 2130B (APHA, 1998)
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Método gravimétrico (105°C) Standard Methods 2130B (APHA, 1998)
Sólidos Totais Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	Método gravimétrico – calcinado a 550°C (APHA, 1998)
Teor de Cinzas (%)	Método gravimétrico – calcinado a 550°C (APHA, 1998)

Para análise dos dados da linha experimental 1 foram realizadas análises descritivas de todos os parâmetros físico-químicos avaliados com o auxílio do programa Microsoft Excel.

Para verificação de diferença entre as duas taxas aplicadas nos filtros da sub-linha 1 (FP1 – 250 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e FP2 – 125 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) entre as taxas aplicadas nos filtros da sub-linha 2 (taxa 1 - 200 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e taxa 2 – 125 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>), bem como para verificação de diferenças entre o desempenho das espécies de macrófitas desta última sub-linha, aplicou-se o teste *T*, para comparação de grupos independentes, com nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ) (SOKAL; ROLF, 1995). Nesta etapa foi avaliada a normalidade dos dados, com auxílio do programa *Statistica*® 7.0, sendo que aqueles que não apresentaram uma distribuição normal foram normalizados.

### 3.3.3 Linha experimental 2 - Operação

A avaliação de desinfecção do lodo no reator de aquecimento foi realizada com tratamentos em batelada. Foram mantidos constantes em todos os ensaios o volume de lodo, o tempo de tratamento e a configuração do sistema.

Com relação às variantes meteorológicas, os ensaios foram realizados em duas condições: céu aberto e céu encoberto. Os ensaios realizados em dias com céu aberto ocorreram no período de dezembro/2009 a julho/2010, com a finalidade de verificar a aplicabilidade do reator em diferentes épocas do ano. Os ensaios em condições de céu encoberto foram realizados no período de dezembro/2009 a abril/2010, com a finalidade de verificar o comportamento do reator nessas condições, ou seja, na época do ano com maior incidência da radiação solar.

Foram realizados 20 ensaios no período de dezembro/2009 a julho/2010, conforme observado na Tabela 3.

**Tabela 3** - Data e condição meteorológica em cada ensaio.

Ensaio	Data	Condição meteorológica	Ensaio	Data	Condição meteorológica
01	03/12/2009	Céu aberto	11	11/04/2010	Céu encoberto
02	07/12/2009	Céu aberto	12	17/04/2010	Céu aberto
03	20/12/2009	Céu aberto	13	01/05/2010	Céu aberto
04	16/01/2010	Céu encoberto	14	09/05/2010	Céu aberto
05	23/01/2010	Céu encoberto	15	05/06/2010	Céu aberto
06	30/01/2010	Céu aberto	16	12/06/2010	Céu aberto

Ensaio	Data	Condição meteorológica	Ensaio	Data	Condição meteorológica
07	06/02/2010	Céu aberto	17	27/06/2010	Céu aberto
08	20/02/2010	Céu aberto	18	03/07/2010	Céu aberto
09	13/03/2010	Céu aberto	19	25/07/2010	Céu aberto
10	27/03/2010	Céu encoberto	20	31/07/2010	Céu aberto

Para verificar o perfil de temperatura no reator ao longo do ano, o tempo de duração de cada ensaio foi fixado em 8 horas, sempre com início e término no mesmo horário do dia (início 9h00min; término às 17h00min). De acordo com dados meteorológicos fornecidos pela INMET, esse intervalo de tempo compreende o período do dia com maiores índices de radiação solar, em todas as estações do ano. Dessa forma foi possível verificar o potencial máximo do reator, o perfil de temperatura desenvolvido ao longo do tratamento além da cinética de inativação.

O número de coletores solares foi estimado para aquecimento de 200 litros de lodo até 70°C. Esse volume foi fixado em todos os 20 ensaios realizados.

O procedimento experimental foi o mesmo em todos os ensaios. Após a coleta de amostras e ajustes dos termopares, o reator era fechado e iniciava-se o monitoramento da temperatura. A leitura da temperatura no centro do reator (Tmeio) foi realizada em intervalos de 10 minutos no visor do controlador. Já a temperatura no fundo (Tmín) e na superfície (Tsup) do reator foram monitoradas automaticamente em termômetro digital em intervalo de tempo programado para 1 minuto. Paralelamente, a temperatura do ar foi monitorada através de um termômetro de mercúrio.

### 3.3.4 Linha experimental 2 – Monitoramento e avaliação dos dados

#### 3.3.4.1 Dados físico-químicos, microbiológicos e meteorológicos

Para avaliação da eficiência do processo o lodo foi submetido a análises microbiológicas durante o tratamento. Os parâmetros avaliados foram *Escherichia coli* e coliformes totais, pelo método Colilert®. Observa-se que a avaliação de ovos de helmintos foi realizada, no entanto, não foram encontradas concentrações suficientes destes no lodo estudado, o que impossibilitou a avaliação de sua inativação.

Amostras para análises de Coliformes Totais e *Escherichia coli* foram coletadas ao longo das 8 horas de tratamento.

Paralelamente às análises microbiológicas, alguns parâmetros físico-químicos foram monitorados em cada ensaio, sendo eles sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), pH, conforme os métodos descritos na Tabela 1.

Conforme Haug (1993); Pflug, Holcomb e Gómes (2001) e Paterniani e Silva (2005), após algumas horas do tratamento de desinfecção pode haver a reativação microbiana, dependendo da intensidade do mesmo. Para monitoramento dessa possível condição, uma amostra de lodo tratado foi coletada e acondicionada em frasco esterilizado por 24 horas em condições ambiente, sendo em seguida submetida a análises de coliformes totais e *Escherichia coli*.

Os dados meteorológicos de radiação solar e insolação foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), os quais foram coletados na estação meteorológica automática de Florianópolis/São José, localizada na Cidade de São José/SC (Latitude: -27,6000°; Longitude: -48.6166°; Altitude: 1.80 metros).

### 3.3.4.2 Predição da inativação térmica da *Escherichia coli*

Em todos os ensaios realizados, o período do dia de maior incidência da radiação solar foi contemplado, sendo que o lodo ficou em aquecimento desde as 09h00min até as 17h00min. Nesse intervalo, a temperatura do lodo descreveu uma trajetória que pode ser ajustada com um modelo sigmoideal em função do tempo (t). Assim, tem-se que  $T_K = T_K(t)$  e conseqüentemente, a inativação microbiana ocorre em regime não isotérmico.

Da Equação (01), tem-se que a taxa de inativação térmica ( $k_d$ ) é dependente da temperatura. Sendo assim, a inativação microbiana pode ser escrita em função do tempo na forma diferencial, conforme propõe Haug (1993) (Equação (02)).

$$k_d = C * e^{\left(\frac{E_d}{RT_K}\right)} \quad (01)$$

$$\frac{dN}{dt} = -N * C * e^{-\left(\frac{E_d}{R * T_K(t)}\right)} \quad (02)$$

Onde,

$T_K$ : temperatura em Kelvin;

C: constante (obtida através do gráfico com logaritmo de  $k_d$  vs  $1/T_K$ );

$E_d$ : energia de inativação;

R: constante dos gases ( $R = 8,3145 \text{ J.K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$ ).

Os parâmetros C e  $E_d$  foram determinados experimentalmente, e  $T_K(t)$  é o modelo empírico da temperatura para cada ensaio. O termo R é a constante dos gases ideais ( $R = 8,3145 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$ ).

A Equação (02) foi resolvida numericamente utilizando-se o programa computacional Mathematica® 7.0, nas condições iniciais e finais descritas na Tabela 4.

**Tabela 4** - Data e condição meteorológica em cada ensaio.

Condições Iniciais	Condições Finais:
$t = t_0 = 0$ minuto (09h00min); $N = N_0$	$t = t_f = 480$ minutos (17h00min)

Os dados do modelo de inativação obtidos foram plotados graficamente com os dados experimentais de cada ensaio. Como parâmetro de avaliação utilizou-se o coeficiente angular da reta, o coeficiente de determinação, e a porcentagem de variância (%V) adaptada de Cerf, Davey, Sadoudi (1996).

## 4. Resultados e Discussões

### 4.1 Resultados analíticos – Linha experimental 1: Sub-linha 1

A Tabela 5 apresenta as características físico-químicas do lodo utilizado na alimentação dos filtros.

**Tabela 5** - Caracterização do lodo de alimentação dos filtros, sub-linha 1.

Dados	Lodo (número de amostras = 20)			
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
pH	7,4	7,0	7,8	0,2
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	645,2	301,6	968,7	177,2
DQOt (mg.L <sup>-1</sup> )	14.666	2.000	27.875	9.122
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	1.014	310	1.900	618
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	18.676	3.479	36.813	10.139
Umidade (%)	98,2	96,6	99,6	0,9
Sólidos Suspensos (mg.L <sup>-1</sup> )	14.646	1.690	34.054	10.233
Sólidos Totais Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	7.995	1.625	16.617	4.625
Sólidos Totais Fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	10.681	1.853	20.196	5.583
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L <sup>-1</sup> )	386,0	95,2	739,2	288,9
Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	37,6	12,9	66,3	14,2
Nitrogênio nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	2,5	0,8	5,5	1,4

Conforme os dados apresentados na Tabela 5 verifica-se uma grande heterogeneidade para todos os parâmetros avaliados. De maneira geral, destaca-se que as concentrações das frações orgânicas e inorgânicas de nitrogênio e matéria orgânica

carbonácea do lodo são elevadas quando comparadas àquelas apresentadas para esgoto doméstico. Estas características, típicas de lodo, reforçam a problemática do tratamento deste subproduto e ao mesmo tempo, revelam o seu potencial para reúso na agricultura.

A estabilidade do lodo pode ser determinada pela relação SV/ST. Para o lodo avaliado, esta relação apresentou uma média de 0,43, variando entre 0,45 e 0,47. Segundo Von Sperling e Gonçalves (2001), quanto mais estabilizado o lodo, menor o valor da relação SV/ST. Este resultado provavelmente é decorrente do tempo de permanência do lodo no Tanque Séptico do qual foi retirado, o qual nunca foi esvaziado.

O grau de estabilização do lodo exerce influência sobre o período de secagem, sendo que lodos com baixo grau de estabilização não são tão facilmente desaguados (COFIE et al, 2006).

#### 4.1.1 Remoção da matéria carbonácea

Os resultados analíticos das concentrações de DQOt, ST e SS avaliadas no lodo, e no líquido percolado (LP) do F1 e F2 estão indicados na Tabela 6. Juntamente com os valores médios são apresentados os desvios padrão e a eficiência de cada filtro em percentual.

**Tabela 6** - Concentrações médias e desvios padrão de DQOt, ST e SS no lodo afluyente e LP F 1 e 2.

Pontos amostrados	TAS (kgST.m <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )	DQOt (mg.L <sup>-1</sup> )	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	SS (mg.L <sup>-1</sup> )
Líquido percolado F1	250	507 ± 644 (94%)	821 ± 585 (94%)	330 ± 481 (96%)
Líquido percolado F2	125	85 ± 40 (99%)	472 ± 68 (96%)	18 ± 11 (99,9%)
Lodo		14.666	18.676	14.646

De acordo com os dados apresentados na Tabela , os filtros apresentaram bons resultados em termos de eficiência, com remoção de 99% (F2) e 94% (F1) de DQOt.

Embora o lodo tenha apresentado grandes variações na concentração de DQOt o F2, que recebeu a menor taxa de lodo, foi o que apresentou melhor capacidade de resistência a essas oscilações.

Em relação à concentração de sólidos totais verifica-se novamente que o F2 foi o que apresentou um efluente com menor concentração (valor médio: 471,9 mg.L<sup>-1</sup>) com remoção média de 96%. O F2 também foi o que apresentou melhor desempenho quan-

to a retenção de SS. Este resultado está diretamente relacionado com a taxa aplicada, revelando que a aplicação da taxa de 125 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> permitiu uma maior eficiência.

Para Cofie et al. (2006) estas excelentes remoções revelam a capacidade do meio filtrante em separar os sólidos do líquido, presentes no lodo. Neste processo a areia desempenha um importante papel na retenção dos sólidos. Kuffour et al. (2009) avaliaram três filtros pilotos, sem planta, para tratar lodo de tanque séptico e de banheiro público, utilizando diferentes granulometrias de areia, e verificaram que o filtro com areia de menor granulometria produziu um efluente duas vezes menos concentrado que aquele com granulometria maior.

As altas eficiências encontradas neste trabalho foram semelhantes às obtidas por Paing e Voisin (2005), por Noumsi et al. (2006) e por Wang et al. (2009). Os pesquisadores argumentam que este bom desempenho é devido às degradações biológicas que ocorreram nos filtros, mas, sobretudo devido aos mecanismos de filtração, que permitiram o acúmulo de sólidos sem comprometer o processo ao longo das aplicações de lodo. Paing e Voisin (2005) acrescentam ainda que os caules e sistemas radiculares das macrófitas protegem a permeabilidade contínua do filtro.

#### 4.1.2 Transformação da matéria nitrogenada

As concentrações dos compostos nitrogenados avaliados no lodo e no LP do F1 e F2 estão indicadas na Tabela 7. Junto com as concentrações médias são apresentados os desvios padrão e a eficiência de cada filtro em percentual.

**Tabela 7** - Caracterização da matéria nitrogenada no lodo afluente e LP filtros 1 e 2.

Pontos amostrados	Parâmetros (mg.L <sup>-1</sup> ) (Média ± DP)			
	NTK	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Líquido percolado F1	39,0 ± 33,3 (90%)	22,3 ± 13,3 (44%)	0,4 ± 0,7	18,5 ± 27,0
Líquido percolado F2	13,9 ± 8,0 (96%)	10,7 ± 6,9 (68%)	0,6 ± 0,7	59,3 ± 30,8
Lodo	386,0	37,6	0,2	2,5

Conforme apresentado na Tabela 7 verifica-se que a maior concentração de nitrogênio total<sup>1</sup> presente no lodo foi na forma orgânica<sup>2</sup> – 348,4 mg.L<sup>-1</sup>, correspondente a 90% do NT. Considerando o nitrogênio orgânico, verifica-se que o F1 apresentou remoções na ordem de 95%, produzindo um efluente com 16,7 mg.L<sup>-1</sup> enquanto que na forma inorgânica a concentração foi de 41,2 mg.L<sup>-1</sup>. O F2 apresentou 99% de remo-

<sup>1</sup> Nitrogênio total = NTK + N-NO<sub>2</sub> + N-NO<sub>3</sub>

<sup>2</sup> Nitrogênio orgânico = NTK - N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

ção do nitrogênio orgânico e concentrações efluentes de 3 mg.L<sup>-1</sup> enquanto na forma inorgânica a concentração efluente foi de 70,6 mg.L<sup>-1</sup>.

Com relação às concentrações de amônia, as remoções foram menores, 44% no F1 e 68% no F2.

A menor remoção de amônia, fração inorgânica, em relação à fração orgânica é provavelmente resultado da maior concentração das partículas de nitrogênio orgânico presente no lodo, a qual é removida principalmente pelo processo de filtração. Parte do nitrogênio orgânico fica retido no leito e no lodo acumulado, podendo mais tarde ser transformado em amônia, pelo processo de hidrólise. A amônia, por sua vez, pode ficar adsorvida no material filtrante e depois ser oxidada a nitrato pelo processo de nitrificação. Cooper et al. (1996) ressaltam, no entanto, que somente em sistemas com alimentação intermitente, como ocorrido neste trabalho, tem-se a adsorção do nitrogênio não ionizado, embora a capacidade de troca iônica da amônia com os minerais do meio filtrante não seja considerada como uma forma de remoção permanente. Com base nestas considerações constata-se que, dos 90% de nitrogênio orgânico afluente aos filtros, apenas 5% e 0,9% saíram nos efluentes do F1 e F2, respectivamente.

Por outro lado, verifica-se que no F2, do percentual removido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pode-se considerar que 100% sofreram nitrificação total, pois a concentração efluente de nitrato (59,3 mg.L<sup>-1</sup>) foi acima da concentração de amônia de entrada – lodo (37,6 mg.L<sup>-1</sup>). A concentração efluente no F2 sugere que o filtro além de transformar o nitrogênio inorgânico em nitrato, transformou também parte do nitrogênio orgânico. No F1 o mesmo processo não foi verificado, sendo que apenas 42% da amônia foi oxidada a nitrato. No F1, provavelmente outros processos foram responsáveis pela remoção da amônia – assimilação pela biomassa, adsorção no material filtrante e/ou absorção pelas plantas (Cooper et al, 1996), os quais não foram quantificados neste trabalho.

Essa diferença na nitrificação pode ter ocorrido em função da carga de nitrogênio aplicada em cada filtro. Platzer (1999) recomenda para filtros plantados alimentados com esgoto, uma carga máxima de 6,5 gNTK.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, o equivalente a 45,5 gNTK.m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>. No F2 a carga média aplicada ficou em torno de 42 gNTK.m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>., enquanto que o F1 recebeu uma carga média de 85 gNTK.m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>.

#### 4.1.3 Lodo acumulado nos filtros plantados

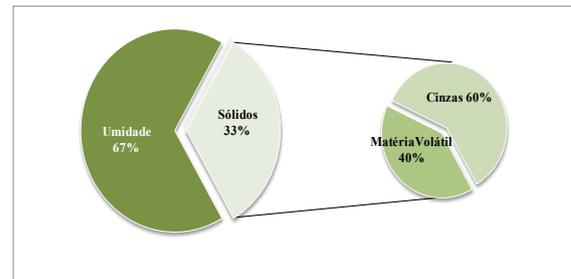
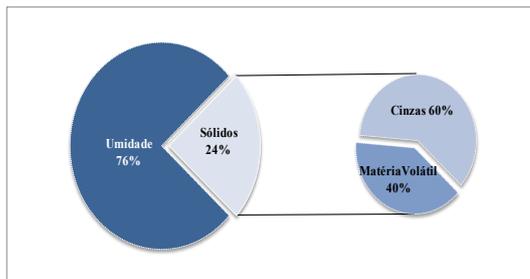
Na Tabela 8 são apresentados os dados de altura do lodo acumulado nos filtros. Observa-se que essa altura variou com o decorrer do tempo, aumentando lentamente e depois diminuindo. Isso pode ser resultado do processo de desaguamento e mineralização do lodo.

**Tabela 8** - Altura do lodo acumulado no F1 e F2.

Filtro	90 dias de operação	105 dias de operação	115 dias de operação	120 dias de operação	126 dias de operação	200 dias de operação
Filtro 1	15 cm	16 cm	20 cm	16 cm	13 cm	18 cm
Filtro 2	5 cm	8 cm	10 cm	9 cm	8 cm	12 cm

Koottatep et al. (2004), apresentam uma taxa de acúmulo de lodo de 12 cm ao ano, sendo que a altura do lodo acumulado no filtro chegou a atingir 80 cm, após sete anos de operação contínua. Os autores relatam que não foi verificada a colmatagem do leito durante o período e o fluxo do líquido percolado permaneceu desobstruído. Este fenômeno ocorreu devido ao contínuo crescimento das raízes e rizomas das plantas, bem como pela conservação das raízes mortas na camada de lodo, o que ajudou a manter a porosidade do leito.

Nas Figuras 12 e 13 são apresentadas as características do lodo acumulado em cada filtro, em termos de porcentagem de sólidos e umidade. No lodo de alimentação o percentual de umidade médio era de 98%.



**Figura 12** - Característica do lodo acumulado no F1. **Figura 13** - Característica do lodo acumulado no F2.

O F2 apresentou maior concentração de sólidos totais no lodo acumulado, e por conseqüência, melhor desagüamento (67% de umidade no F2 e 76% de umidade no F1). As Figuras 14 e 15 apresentam o lodo acumulado no F1 e F2, respectivamente.



**Figura 14** – Lodo acumulado no F1.



**Figura 15** – Lodo acumulado no F2.

Como pode ser constatado, o lodo acumulado no F2 apresentou maior quantidade de fendas que o lodo acumulado no F1. Essas fendas fornecem um indicativo do estágio inicial de estabilização em que se encontra o lodo (IMHOFF; IMHOFF, 1986), e conforme apontado anteriormente, o lodo acumulado no F2 alcançou um estágio mais avançado de desaguamento que o do F1.

Os valores de sólidos totais atingidos neste trabalho permitem classificar o lodo como torta semisólida (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001). Desta forma verifica-se que as porcentagens de sólidos no lodo acumulado sob o filtro, mesmo recebendo lodo fresco semanalmente, são semelhantes às porcentagens alcançadas utilizando-se tecnologias convencionais como filtros prensa (30 – 40% ST) e centrífugas (25 – 35% ST) (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001).

Ao final de ano de 2010 a alimentação dos filtros foi cessada. Em seguida foram realizadas duas coletas e análises do lodo acumulado nos filtros. As análises foram realizadas visando a avaliação das condições do lodo para uso na agricultura ou condicionamento de solos (Tabela 9). Observa-se que não foram avaliados organismos patogênicos.

**Tabela 9** – Caracterização final do lodo acumulado nos filtros após cessada a alimentação.

Amostras	Textura (% argila)	pH	Matéria Orgânica (%)	STV (%)	Fósforo (mg/kg)	Potássio (mg/kg)	Magnésio (mg/kg)	Cálcio (mg/kg)	Alumínio (mg/kg)
Dez/2010	17	4,9	> 10,0	28	> 50,0	89	-	3160,0	180,0
Março/2011	15	5,6	> 10,0	28	> 50,0	158	500	2480,0	40,0

Observa-se na Tabela 9 que as concentrações de macro e micronutrientes no lodo acumulado são elevadas, o que potencializa seu uso como recurso agrícola. Ressalta-se que o lodo em questão ainda apresenta-se em processo de mineralização, sendo necessária uma maior permanência no leito sem alimentação para que seu percentual de matéria orgânica diminua, e seu pH eleve-se, isto antes de ser feita sua retirada para a disposição final no solo.

## 4.2 Resultados analíticos – Linha experimental 1: Sub-linha 2

### 4.2.1 Remoção da matéria carbonácea

A Tabela 10 apresenta os resultados médios e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos DQO total e série de sólidos no lodo afluente e líquidos percolados dos filtros plantados da sub-linha 2.

**Tabela 10** – DQO e série de sólidos dos líquidos percolados dos seis filtros da sub-linha 2.

Parâmetro	Dados	Lodo afluente	PJ1	PJ2	PP1	PP2	PT1	PT2
DQO total (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	14403	154,4	232,0	263,0	246,7	163,4	149,5
	DP	8972	120,5	158,5	245,2	194,7	112,0	101,0
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	17805	1097	793	1086	775	1124	1018
	DP	10428	231	141	511	306	328	393
SS (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	14651	33	87	79	124	25	33
	DP	10324	28	50	81	52	14	44
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	7848	163	208	207	203	263	239
	DP	4778	5	130	42	117	23	83
STF (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	8205	987	521	1009	620	1046	817
	DP	5987	247	127	514	323	74	439

**Legenda:** PJ1- PJ2: Percolados dos filtros plantados com Junco 1 e 2; PP1 - PP2: Percolados dos filtros plantados com Papyrus 1 e 2; PT1 – PT2: Percolados dos filtros plantados com Taboa 1 e 2.

Os seis filtros obtiveram boas eficiências na remoção de DQO, principalmente se consideradas as elevadas concentrações no lodo afluente (média de 14.403 mg.L<sup>-1</sup>).

Os filtros alimentados com a taxa 1 (200kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) e taxa 2 (125kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) apresentaram desempenho muito semelhante, tanto em termos percentuais quanto em termos de concentrações efluentes nos líquidos percolados, o que foi confirmado com análise estatística de variância, a qual não confirmou diferença estatística entre o desempenho dos filtros. Ambos os filtros plantados com Junco e Typha obtiveram uma remoção de 99% de DQO, e o filtro plantado com Papyrus uma remoção de 98%, todos alimentados com a taxa 1. As concentrações médias dos líquidos percolados produzidos foram respectivamente 154, 263 e 163 mg.L<sup>-1</sup>. No entanto, ressalta-se que estas diferenças nas concentrações não foram confirmadas nas análises estatísticas, assim, o desempenho dos três filtros alimentados com a taxa 1 pode ser considerado igual ( $p>0,05$ ).

Com relação aos filtros alimentados com a taxa 2 (125 kgST.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>), os mesmos plantados com Junco e Papyrus obtiveram uma remoção de 98% de DQO, e o filtro com Typha uma remoção de 99%. Em termos de concentrações efluentes, os filtros apresentaram respectivamente, 232, 247 e 149 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que estas diferenças também não foram confirmadas estatisticamente.

Observando-se o perfil de sólidos no lodo e nos líquidos percolados, apresentado na Tabela 10, pode-se aferir que os filtros apresentaram uma boa retenção dos sólidos, e da mesma forma que a DQO, não apresentaram diferença estatística entre si.

Pode-se concluir que as plantas não apresentaram papel diferenciado na retenção de sólidos no leito e na remoção de DQO total, assim, pode-se atribuir esta função principalmente ao leito filtrante. Como o leito dos seis filtros eram idênticos, justificase a não confirmação de diferença estatística entre os filtros.

Outras pesquisas avaliaram filtros plantados na remoção de carga orgânica. Kengne et al. (2008) pesquisaram o potencial dos filtros plantados com *Echinochloa pyramidalis* para o desaguamento de lodo em uma planta experimental em Yaounde (Cameron). O desempenho do sistema e a qualidade dos subprodutos gerados foram avaliados por mais de 6 meses com a aplicação de taxas de sólidos constantes de 100 a 200 kgTS.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>. O sistema desempenhou com eficiência a separação entre o líquido e o sólido no leito, com as eficiências de remoção maiores do que 95% para DQO, o que foi muito similar aos resultados encontrados na presente avaliação, enfatizando-se as taxas de aplicação similares.

Com relação ao balanço hídrico nos filtros alimentados com a taxa 1, o filtro plantado com *Typha* apresentou a maior perda de água, considerando que em 33% das alimentações nenhum líquido percolado foi produzido. No filtro com *Junco* 29% das alimentações não produziram líquido percolado e no filtro com *Papyrus* este percentual foi de 24%.

Comparando-se os filtros alimentados com a taxa 2, o filtro plantado com *Junco* apresentou a maior perda de água, considerando que em 33% das alimentações nenhum líquido percolado foi produzido. No filtro com *Typhas* 29% das alimentações não produziram líquido percolado e no filtro com *Papyrus* este percentual foi de 14%.

Comparando-se as plantas, o *Papyrus* foi a espécie que permitiu a menor perda de água com ambas as taxas de alimentação. Observa-se que as perdas de água coincidiram com os períodos de temperaturas mais elevadas e de maior irradiação solar.

As perdas de água podem ser apontadas como uma vantagem, considerando que a menor quantidade de efluente reflete diretamente nos custos financeiros com o tratamento e a disposição final deste efluente.

#### 4.2.2 Transformação da matéria nitrogenada

As concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dos líquidos percolados dos filtros alimentados com as taxas 1 e 2, respectivamente, durante os 21 ciclos de alimentação estão apresentados nas Figuras 16 e 18, juntamente com a concentração média do lodo afluente. As Figuras 17 e 19 representam o processo de nitrificação nos filtros alimentados com as taxas 1 e 2, respectivamente.

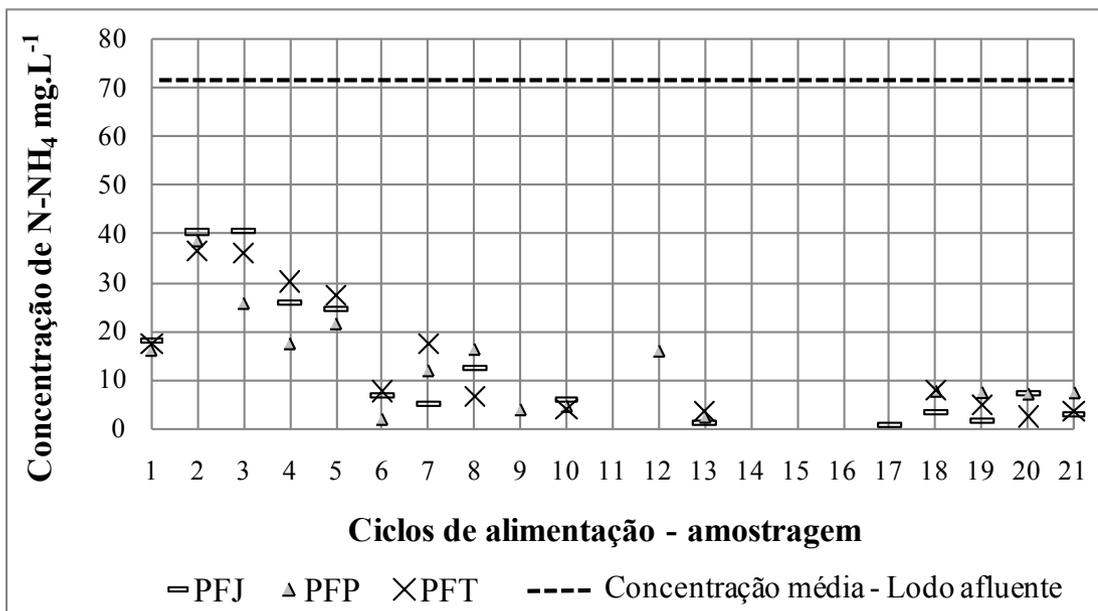


Figura 16 - Concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  nos líquidos percolados dos filtros alimentados com a taxa de  $200 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e concentração média de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do lodo afluente - sub-linha 2.

Legenda: PFJ – percolado do filtro plantado com Junco; PFP – percolado do filtro plantado com Papyrus; PFT - percolado do filtro plantado com Typha.

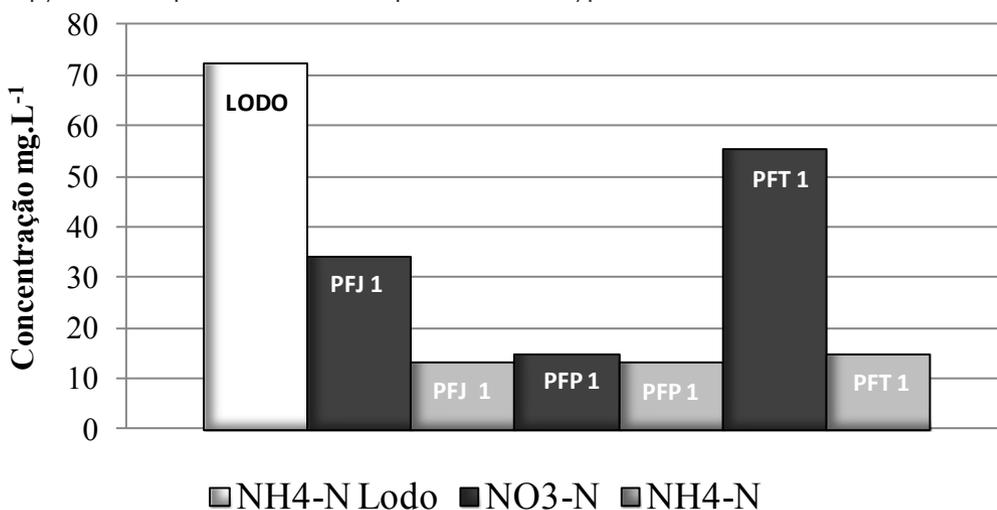
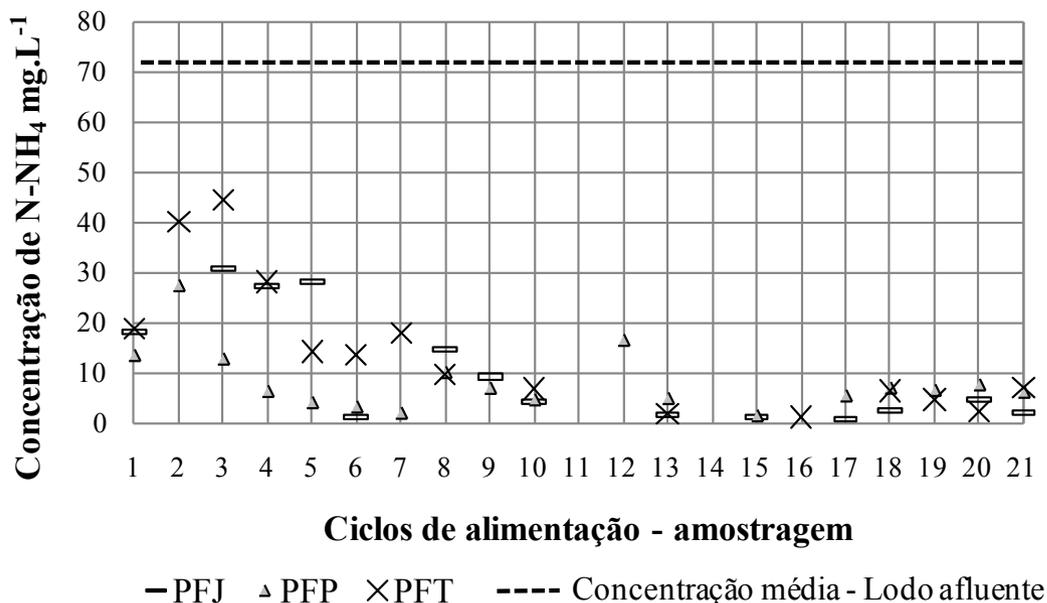
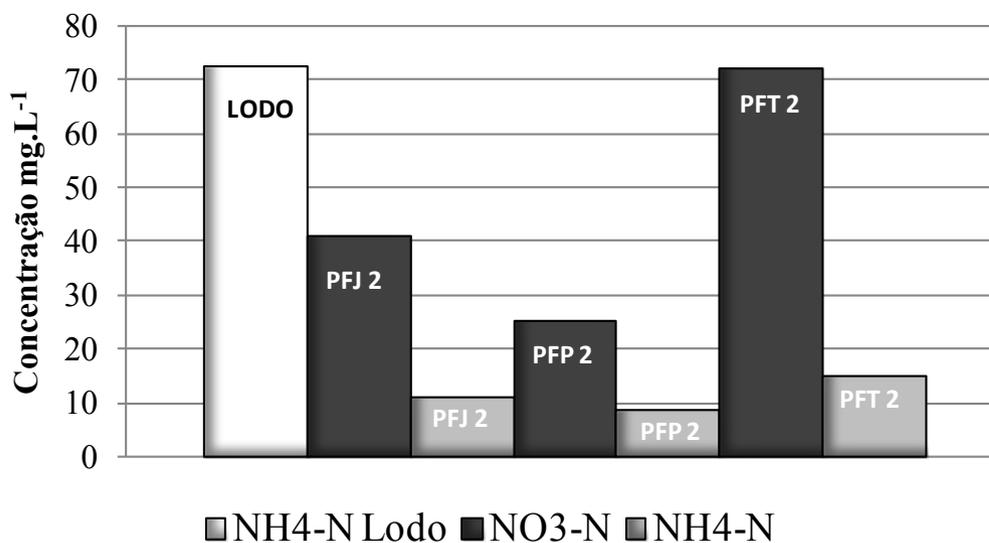


Figura 17 – Concentração média de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  no lodo afluente e concentrações médias de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  nos LP dos filtros alimentados com a taxa de  $200 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  - sub-linha 2.



**Figura 18** - Concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  nos líquidos percolados dos filtros alimentados com a taxa de  $125 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e concentração média de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do lodo afluente - sub-linha 2.



**Figura 19** – Concentração média de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  no lodo afluente e concentrações médias de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  nos LP dos filtros alimentados com a taxa de  $125 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  - sub-linha 2.

Em termos percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal os filtros alimentados com a taxa 1 obtiveram os percentuais: 82% - FJ1 e FP1, e 79% - FT1. Com relação

às concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  nos líquidos percolados os três filtros não apresentaram diferença estatística ( $p>0,05$ ). No entanto, o processo principal de remoção de amônia pode ser considerado estatisticamente diferente nos três filtros ( $p<0,05$ ). No filtro com Junco 82% da amônia foi removida e deste percentual 47% não foi removido, e sim transformado em nitratos pelo processo de nitrificação. Com relação aos outros filtros, o FP1 alcançou 21% de nitrificação completa e o FT1 alcançou 74%. Estas diferenças na nitrificação podem ser atribuídas às macrófitas, tendo em vista que a espécie plantada era a única diferença entre os filtros. Provavelmente a Typha, combinada com a ventilação promovida pelas colunas promoveu a melhor transferência de oxigênio para o meio suporte, permitindo a melhor nitrificação.

Com relação aos filtros alimentados com a taxa 2 (mais baixa), o comportamento não apresentou diferença estatística quando comparado aos filtros alimentados com taxa 1, e eles também não apresentaram diferenças entre si. Os percentuais de remoção de amônia foram: 85% para o FJ2, 88% para o FP2 e 79% para o FT2. No entanto, a nitrificação foi diferente nos três filtros, tendo ocorrido o mesmo fenômeno apresentado no parágrafo anterior, inclusive com o maior percentual de nitrificação ocorrendo no FT2 (100%), depois no FJ2 (67%) e por último no FP2 (39%).

Foram realizadas análises de variância também entre os pares de filtros com a mesma espécie, mas alimentados com as taxas distintas, e o percentual de nitrificação alcançado pelos mesmos pode ser considerado diferente, sendo que todos os filtros alimentados com a taxa 2 foram mais eficientes na nitrificação dos efluentes. Isto ocorre em função da menor relação C:N estabelecida nestes filtros, o que facilita o crescimento de bactérias nitrificantes.

Outros possíveis processos de remoção de nitrogênio nos filtros foram discutidos no item 4.1.2.

## 4.3 Resultados analíticos – Linha experimental 2

### 4.3.1 Condições meteorológicas e temperatura do lodo

Os ensaios realizados em dezembro e fevereiro tiveram a irradiação solar média do período acima de  $700 \text{ W.h.m}^{-2}$ , que foi a condição máxima obtida. O restante dos ensaios do verão e outono até 01/maio, realizados em condições de céu aberto, tiveram a irradiação média entre  $500$  e  $700 \text{ W.h.m}^{-2}$ , representando uma condição intermediária no tratamento.

E os demais, aqueles realizados após 09/maio em condições de céu aberto e aqueles realizados com o céu nublado (encoberto) no verão e outono, tiveram a ir-

radiação solar média inferior a 500 W.h.m<sup>-2</sup>, consistindo nas piores condições para o tratamento térmico.

Com relação à insolação e a temperatura média do ar no período de cada ensaio, nos meses de dezembro a março, os dias quentes facilitaram o processo de aquecimento, pois as perdas de calor para o ambiente eram menores (temperatura entre 34°C e 27°C). As maiores medições de insolação foram registradas em dezembro e fevereiro (insolação entre 8,7 e 10,1 horas).

A Tabela 11 apresenta a temperatura média do lodo monitorada ao longo de cada ensaio. Os dados de temperatura foram medidos em intervalos de aproximadamente 10 minutos, contudo, nesta tabela são apresentados apenas dados de hora em hora para fins de visualização.

**Tabela 11** - Temperatura média (°C) do lodo de esgoto no reator térmico ao longo de cada ensaio.

Ensaio	Tempo de tratamento (minutos)								
	0	60	120	180	240	300	360	420	480
03/12/2009	28,7	31,2	37,9	46,7	53,4	58,4	60,4	60,9	61,6
07/12/2009	27,5	31,1	38,1	43,9	50,5	56,4	60,7	61,8	61,0
20/12/2009	26,5	30,4	37,5	47,3	57,6	63,4	66,9	69,5	68,3
30/01/2010	23,9	26,5	30,9	37,6	44,2	51,0	53,8	53,6	53,7
13/03/2010	24,5	27,2	31,5	39,1	45,3	55,0	58,9	59,4	59,3
17/04/2010	25,7	29,1	33,7	39,0	45,4	53,5	57,0	57,6	57,5
01/05/2010	25,3	31,8	39,7	47,8	57,5	61,6	62,6	61,6	61,3
09/05/2010	21,7	24,1	29,0	34,6	40,2	47,0	49,6	50,6	49,8
12/06/2010	17,0	17,7	20,8	24,0	30,7	35,7	37,6	39,8	39,8
03/07/2010	21,5	23,0	29,2	36,2	44,2	50,5	53,9	55,1	54,8
31/07/2010	18,3	21,1	26,5	33,8	42,2	50,7	51,7	52,5	52,3
16/01/2010	24,2	25,4	27,3	31,7	34,3	37,8	38,4	38,6	39,0
23/01/2010	23,4	25,7	27,9	31,3	35,2	38,6	41,7	43,7	43,2
27/03/2010	27,6	29,1	30,9	33,5	36,4	38,8	41,5	42,7	42,8
11/04/2010	22,5	24,1	26,2	29,2	34,6	37,6	38,6	39,7	39,5

#### 4.3.2 Eficiência do processo na desinfecção de lodo ao longo do ano

A eficiência do tratamento foi medida com base na concentração de *Escherichia coli* e coliformes totais no lodo de esgoto antes e depois do tratamento. O parâmetro utilizado é o logaritmo negativo da fração de sobreviventes ( $-\log(N_t/N_0)$ ), equivalente à redução microbiana ( $\log N_0 - \log N_t$ ).

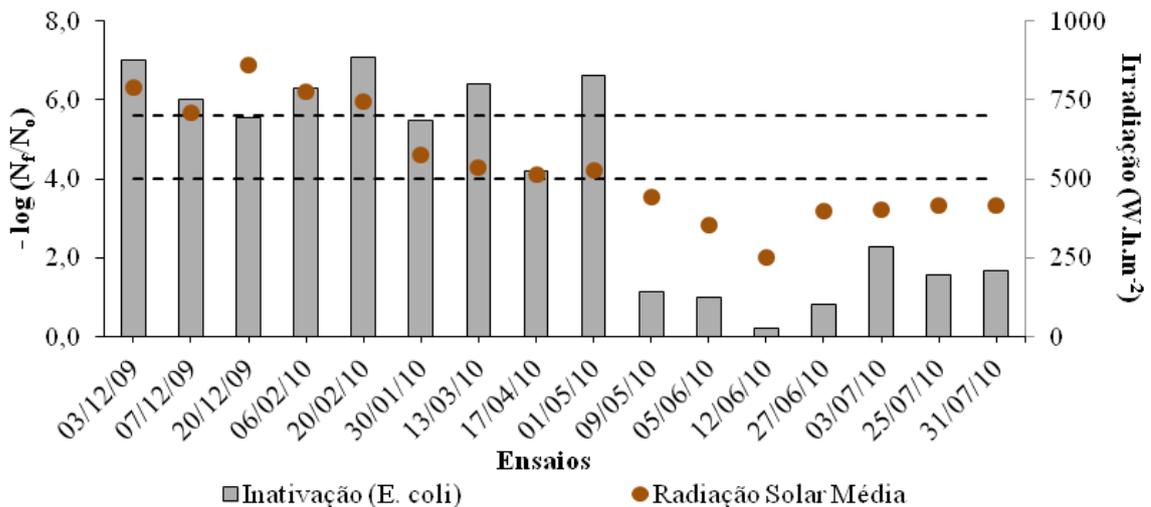
A Figura 20 mostra a redução de *E. coli* nos ensaios realizados com céu aberto entre dezembro/2009 e julho/2010, além da irradiação solar média no período do experimento. Observam-se reduções consideráveis de *E. coli*, entre 4,2 e 7,1 unidades logarítmicas para os ensaios realizados entre 03/dez e 01/mai, onde a irradiação solar média esteve acima de 500 W.h.m<sup>-2</sup>.

Para os ensaios realizados entre 09/mai e 31/jul, a desinfecção do lodo foi comprometida pela baixa radiação solar disponível, cuja média no período de cada ensaio ficou abaixo de 500 W.h.m<sup>-2</sup>. O valor máximo atingido na inativação foi de 2,3 unidades logarítmicas.

A fim de se verificar as diferenças na desinfecção do lodo sob as diferentes condições obtidas ao longo do ano, realizou-se análise de variância com os dados de inativação agrupados em três faixas de irradiação solar: maior que 700 W.h.m<sup>-2</sup>; entre 500 e 700 W.h.m<sup>-2</sup>; e abaixo de 500 W.h.m<sup>-2</sup>.

As faixas de irradiação utilizadas correspondem à média do período do tratamento (09h00min às 17h00min), e não às 24 horas do dia. Utilizou-se o teste de Tukey na comparação dos dados.

A análise de variância revelou, ao nível de significância de 5%, que a inativação de *E. coli* não difere nos ensaios realizados com irradiação solar média acima de 700 W.h.m<sup>-2</sup> e entre 500 e 700 W.h.m<sup>-2</sup>, no entanto, ambos diferem significativamente dos ensaios realizados com irradiação solar média inferior a 500 W.h.m<sup>-2</sup>.

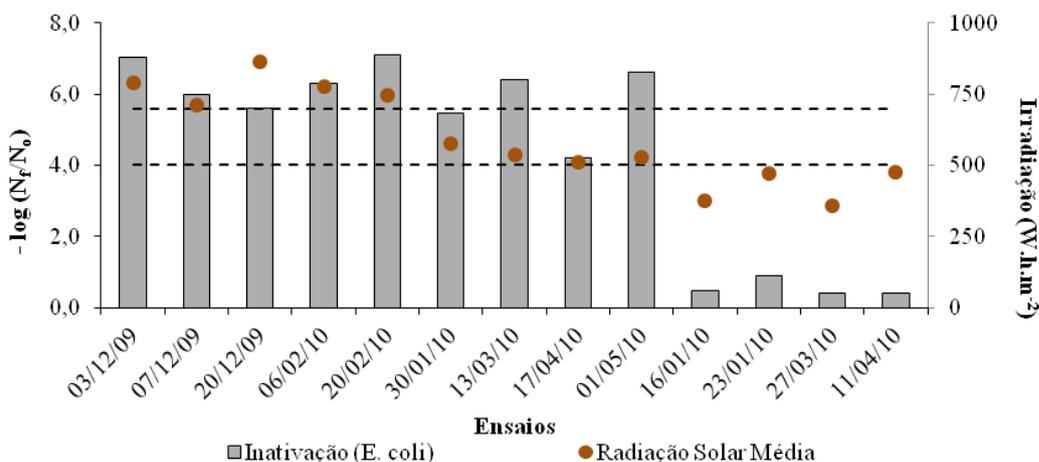


**Figura 20** – Comparação da inativação de *E. coli* nos ensaios realizados em dias com céu aberto, e a irradiação solar média incidente no período de cada ensaio. Obs.: Letras iguais indicam que não há diferença na desinfecção ao nível de significância de 5% entre as faixas de irradiação solar.

Também para coliformes totais, o teste de Tukey revelou que não houve diferença significativa entre os tratamentos realizados com irradiação acima de  $700 \text{ W.h.m}^{-2}$  e entre  $500$  e  $700 \text{ W.h.m}^{-2}$ . No entanto, a inativação de coliformes totais nesses ensaios diferiu significativamente dos realizados na faixa de irradiação inferior a  $500 \text{ W.h.m}^{-2}$ . Os resultados para coliformes totais foram semelhantes aos encontrados para *E. coli*.

#### 4.3.3 Eficiência do processo na desinfecção do lodo em dias com céu encoberto

Para avaliação do reator nesta condição, os dados de inativação microbiana nos ensaios do dia 16 e 24/jan, 27/mar e 11/abr, realizados em dias com o céu encoberto, foram comparados com os demais (Figura 21).



**Figura 21** - Comparação da inativação de *E. coli* nos ensaios realizados com céu aberto e céu encoberto entre dez/09 a abr/10, e a respectiva irradiação solar média incidente no período.

Os resultados para *E. coli* (Figura 21), mostram que a redução obtida em dias com baixa incidência de radiação solar ficou entre 0,4 e 0,9 unidades logarítmicas, valores extremamente baixos se comparado com os demais, que ficaram entre 4,2 e 7,1 unidades.

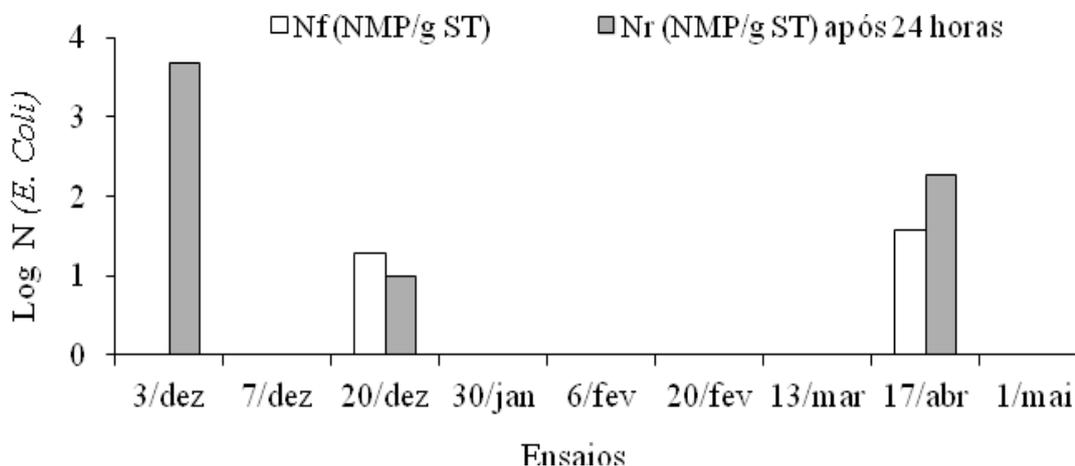
Para coliformes totais a situação foi semelhante, a inativação em dias nublados ficou entre 0,5 e 1,1 unidades logarítmicas, enquanto nos demais ensaios variaram entre 4,8 e 7,4 unidades.

Já era esperada uma redução na eficiência do reator em dias nublados. De acordo com Bezerra (1986), a radiação difusa pode representar 50% da radiação global em dias parcialmente nublados e 100% em dias completamente cobertos, o que dificulta a sua captação e conversão em energia térmica.

#### 4.3.4 Recrescimento microbiano

Um fator que pode limitar a desinfecção térmica é a capacidade que certas bactérias e esporos apresentam de serem reativados em matéria orgânica, quando as temperaturas são reduzidas a níveis subletais.

A Figura 22 apresenta o logaritmo da concentração final ( $N_f$ ) de *E. coli* e o recrescimento após 24 horas do término do tratamento, para os ensaios realizados com irradiação solar média acima de 500 W.h.m<sup>-2</sup>. Os valores das concentrações foram convertidos para NMP por gramas de sólidos totais (ST) com base nas análises de sólidos realizadas.

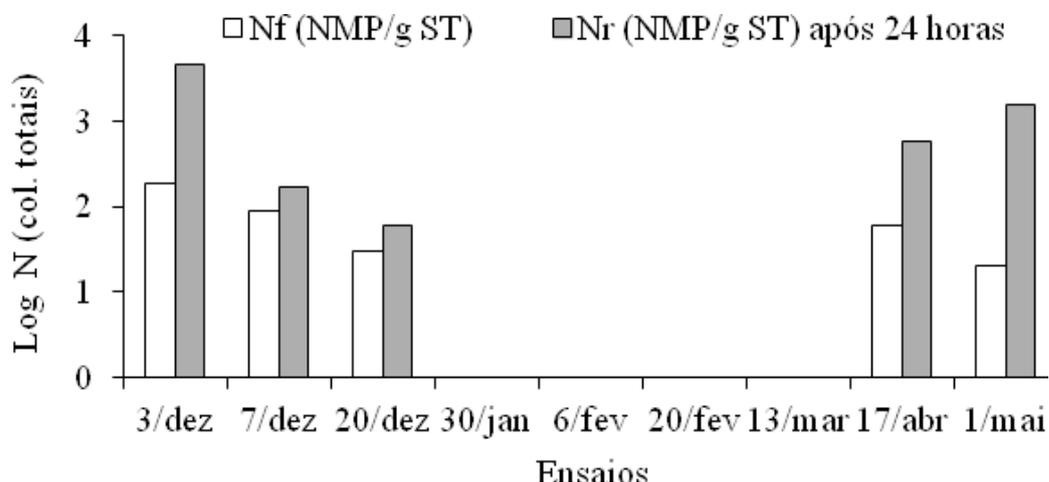


**Figura 22** - Logaritmo da concentração final ( $N_f$ )<sup>3</sup> e recrescimento após 24 horas ( $N_r$ ) para *E. coli* nos ensaios com irradiação solar média acima de 500 W.h.m<sup>-2</sup>.

Com base na Figura 22 pode-se afirmar que o tratamento térmico de desinfecção nessas condições de radiação solar, mostrou-se apto a atender o que é estabelecido na Resolução nº 375/2006 do CONAMA para lodo classe A com relação ao parâmetro analisado. Isso assumindo que a concentração de coliformes termotolerantes é próxima à de *E. coli* no material em estudo. Com exceção da amostra do dia 03/dez, todas apresentaram valores de *E. coli* abaixo de 10<sup>3</sup> NMP/g de ST.

O recrescimento de coliformes totais foi verificado em um maior número de amostras, se comparado com a *E. coli*, o que era esperado em virtude da diversidade de bactérias. Na Figura 23 observa-se a concentração final e o recrescimento de coliformes totais nas amostras dos ensaios realizados com irradiação solar média acima de 500 W.h.m<sup>-2</sup>.

<sup>3</sup> Para as amostras onde não foi detectado *E. coli* ou coliformes totais, assumiu-se  $N = 1$  NMP/g ST, assim  $\log N$  é zero.



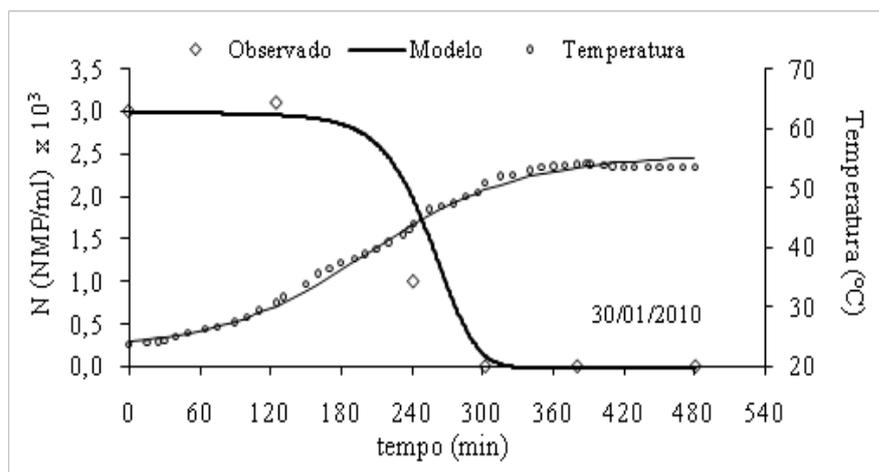
**Figura 23** - Logaritmo da concentração final ( $N_f$ ) e recrescimento após 24 horas ( $N_r$ ) para coliformes totais nos ensaios com irradiação solar média acima de  $500 \text{ W.h.m}^{-2}$ .

#### 4.3.5 Predição da inativação térmica de *Escherichia coli* no reator com aquecimento solar através do modelo cinético de primeira ordem

O modelo proposto pela Equação (2) foi resolvido numericamente para cada ensaio no reator, fazendo-se uso dos parâmetros cinéticos de inativação térmica e dos parâmetros para predição da temperatura em função do tempo encontrados para a *Escherichia coli* descritos em Fogolari (2011).

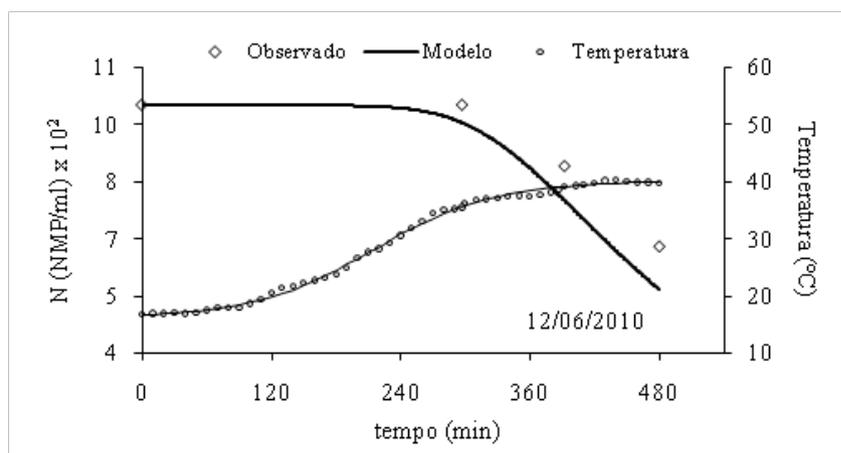
Serão ilustrados neste item a predição da inativação em dois ensaios, sendo um deles com a irradiação solar média do tratamento acima de  $500 \text{ W.h.m}^{-2}$ , e outro com irradiação abaixo de  $500 \text{ W.h.m}^{-2}$ , todos realizados em dias com céu limpo. O resultado completo do estudo pode ser consultado em Fogolari (2011).

A Figura 24 traz a cinética de inativação para uma condição de radiação solar média de  $574 \text{ W.h.m}^{-2}$ , que foi suficiente para manter a temperatura do lodo acima de  $50^\circ\text{C}$  por aproximadamente 3 horas, o que provocou níveis elevados de inativação. Neste ensaio, o lodo atingiu  $45^\circ\text{C}$  em aproximadamente 250 minutos. Para a inativação ser completa foi necessário, aproximadamente, mais 90 minutos de aquecimento em temperaturas entre  $45$  e  $53^\circ\text{C}$ .



**Figura 24** - Curva de inativação térmica da *E. coli* obtida através do modelo de primeira ordem, dados observados experimentalmente e temperatura do lodo para o ensaio realizado dia 30/ jan.

A predição da inativação também foi verificada nos ensaios com baixa eficiência, realizados em dias com o céu aberto, porém com irradiação solar média inferior a 500 W.h.m<sup>-2</sup>. O dia 12/06/2010 (Figura 25) foi característico do outono/inverno no Sul do Brasil, apesar de estar ensolarado, com temperatura média do ar de 21°C, a irradiação média do período foi de apenas 253 W.h.m<sup>-2</sup>, a mais baixa de todos os ensaios, e com insolação de apenas 4,8 horas. Em virtude disso, a temperatura do lodo não passou de 41°C, o que comprometeu a inativação microbiana.



**Figura 25** - Curva de inativação térmica da *E. coli* obtida através do modelo de primeira ordem, dados observados experimentalmente e temperatura do lodo para o ensaio realizado dia 12/ jun.

## 5. Conclusões

As conclusões do projeto de pesquisa relacionadas diretamente a cada objetivo específico proposto são:

**Objetivo 1** - Este objetivo foi concluído satisfatoriamente, sendo que seu cumprimento no início do projeto foi primordial para o alcance dos demais objetivos da pesquisa.

**Objetivos 2 e 3** - Estes dois objetivos foram relacionados à pesquisa da linha experimental 1, sub-linhas 1 e 2. Quanto aos parâmetros operacionais e de projeto estudados para os filtros plantados concluiu-se que:

Os filtros mostraram-se uma tecnologia robusta com muita capacidade de suportar condições adversas, principalmente as oscilações de cargas afluentes de matéria orgânica e nutrientes.

A taxa ideal para o dimensionamento e alimentação dos filtros, dentre as avaliadas nesta pesquisa, foi a de  $125 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ .

O tempo de detenção hidráulico de 6 dias foi satisfatório para o desaguamento eficiente do lodo.

Todas as espécies de macrófitas avaliadas adaptaram-se ao filtro alimentado com lodo, sendo que todas estão recomendadas para a utilização nos filtros. Destaca-se que as espécies *Junco* e *Typha* permitiram as taxas de evapotranspiração mais elevadas nos filtros. Ressalta-se também que o filtro plantado com *Typha* apresentou o processo de nitrificação mais eficiente.

As fases de partida nas quais a alimentação dos filtros foi realizada de forma a permitir sua adaptação foram consideradas essenciais para o bom funcionamento do sistema.

**Objetivos 4, 5 e 6** - Estes três objetivos estavam relacionados à pesquisa da linha experimental 2.

O reator com aquecimento solar proposto neste estudo apresentou grande potencial na redução da carga microbiana do lodo ou de esgoto, podendo ter aplicabilidade na desinfecção desses efluentes, e principalmente na complementação de outros tratamentos de estabilização.

Por fazer uso de energia solar a eficiência do reator é limitada pelas condições externas. Através dos resultados obtidos, pôde-se observar que a desinfecção do lodo foi relevante quando a irradiação média ficou acima de  $500 \text{ W.h.m}^{-2}$ , isso consideran-

do um tratamento térmico de oito horas no período de maior incidência de radiação solar do dia.

Nas condições climáticas de Florianópolis, este nível de irradiação foi atingido nos ensaios realizados em condições de céu aberto entre 03/dezembro e 01/maio. Os ensaios realizados entre 09/maio e 31/julho, além daqueles realizados em dias de céu nublado, tiveram seu desempenho comprometido pelas baixas temperaturas atingidas pelo lodo.

Apesar de o estudo ter demonstrado a viabilidade técnica do processo de desinfecção apenas em determinadas épocas do ano ou condições meteorológicas, ressalta-se que esses resultados são válidos apenas para a localidade em questão ou demais situações com condições climáticas semelhantes.

Regiões como Nordeste, Centro-Oeste e Norte do Brasil, ou mesmo outros países de clima quente, onde os índices de irradiação solar são superiores e as variabilidades mensais são menores, possuem maior potencial de utilização desse processo, o que pode representar mais uma alternativa na melhoria das condições de saneamento e no desenvolvimento dessas regiões.

**Objetivo 7** - Este manual foi elaborado e será utilizado pela Funasa.

## 6. Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa

A partir dos dados gerados na pesquisa, a Funasa poderá utilizar os resultados obtidos para difundir o treinamento de técnicos da área, além de incentivar as comunidades e administradores públicos a procurarem alternativas para o tratamento e gerenciamento de seus sistemas de esgotos individuais e de pequenas aglomerações de forma mais integrada, focando atenção especial ao lodo gerado. Outro elemento importante é o material didático em forma de manual que apresenta e discute as tecnologias estudadas na pesquisa, que poderá ser difundido pela Funasa em mídia acessível.

Dentro da pesquisa de saneamento descentralizado em que o grupo está inserido, as alternativas tecnológicas propostas para o tratamento do lodo se deram em função da possibilidade do tratamento *in loco*, da utilização de tecnologias simplificadas, ecologicamente viáveis e com baixo consumo energético, passíveis de serem aplicadas em unidades residenciais e pequenas comunidades, dentro da realidade brasileira e dentro da ótica de trabalho da Fundação Nacional da Saúde.

## 7. Referências bibliográficas

ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P. Manual de métodos para análise microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto. Curitiba: Sanepar, PROSAB, 1998. 80p.

APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20. ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 1998. 1195 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229: Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro, 1993. 15p

BEZERRA, A. M.. Aplicações térmicas da energia solar. 2a ed. João Pessoa: Ed. Universitaria UFPB, 1986.

BONNET, B. R. P; LARA, A. I.; DOMASZAK, S. C. Indicadores biológicos de qualidade sanitária do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P (coord.). Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto. Sapenar/PROSAB. 1998. p.11-26.

CERF, O.; DAVEY, K. R.; SADOUDI, A. K. Thermal inactivation of bacteria: a new predictive model for the combined effect of three environmental factors: temperature, pH and water activity. Food Research International, v. 29, n.3-4, 1996, p.219-226.

COFIE, O. O.; AGBOTTAH, S.; STRAUSS, M.; ESSEKU, H.;MONTANGERO, A.; AWUAH, E.; KONE, D. . Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. Water Research, 40, p.75-82, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006. Brasília, 2006, 32 p.

COOPER, P.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. Swindon: WRC plc. 1996.184p.

FOGOLARI, O. Desinfecção de lodo de tanque séptico em reator com aquecimento solar. 2011. 158p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

HAUG, R. T. The practical handbook of compost engineering. Boca Raton: Lewis, 1993. 717p.

IMHOFF; K.; IMHOFF, K. R. Manual de tratamento de águas residuárias. São Paulo, 1986. 301 p.

KENGNE, I. M.; AKOA, A.; SOH, E. K.; TSAMA, V.; NGOUTANE, M. M.; DODANE, P. H.; KONÉ, D.. Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc and Chase and *Cyperus papyrus* L. *Ecological Engineering*, 34 (3), 2008. p. 233-242.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K. Preliminary guidelines for design and operation of constructed wetlands treating septage. In: *International Seminar on Constructed wetlands: a promising technology for septage management and treatment*. Thailand, EAWAG/SANDEC, 1999. 4 p.

KOOTTATEP, T.; SURINKUL, N.; POLPRASERT, C.; KAMAL, A. S. M.; KONÉ, D.; MONTANGERO, A.; HEINSS, U.; STRAUSS, M. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate- lessons learnt after seven years of operation. *Wat. Sci. Tech.* V. 51 (9), p. 199-126, 2004.

KUFFOUR, A. R.; AWUAH, E. ANYEMEDU, F. O. K.; STRAUSS, M.; KONÉ, D.; COFIE, O. Effect of using different particle sizes of sand as filter media for dewatering faecal sludge. *Desalination*, 248, p. 308-314, 2009.

NOUMSI, I. M.; AKOA, A.; BEMMO, N.; STRAUSS, M.; TROESCH, S.; NTEP, F.; NJITAT, V. T.; PARE, M. N.; KONÉ, D. Potencial of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (LAM.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in tropical regions. In: *International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 10., 2006, Lisbon. p. 943-953.

PAING, J.; VOISIN, J. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater treatment in French rural area. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 51, n.º 9, p. 145-155, 2005.

PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M. Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): avaliação do uso do dispositivo para concentração dos raios solares. *Eng. Sanitária e Ambiental*, vol.10, n. 1, p. 9-13, jan-mar. 2005

PFLUG, I. J.; HOLCOMB, R. G.; GÓMEZ, M. M. Principles of the thermal destruction of microorganisms. In: *BLOCK, S. S. Disinfection, sterilization and preservation*. 5th. Ed. Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins, c2001. 1481p

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado da Saúde. Diretoria de Vigilância Epidemiológica. Destino de esgoto por municípios e regionais de saúde, segundo SIAB – Sistema de Informação da Atenção Básica e CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. Relatório, 2005. 16p.

SOUZA, G. B. de; NOGUEIRA, A. R. de A. Manual de laboratórios: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2005. 334p.

SUNTTI, C. Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrofitas. 2010. 129p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. p.17-67

WANG, R.; KORBOULEWSKY, N.; PRUDENT, P.; BALDY, V.; BONIN, G. Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing plant species. *Ecological Engineering*. 35. 2009. p.230-237.

# Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de “Wetlands” - Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial - utilizados para o tratamento de curso d’água poluído por fontes difusas e pontuais, para o tratamento de esgotos brutos e para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

Participantes: Marcos Von Sperling (Coordenador), Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Nilo de Oliveira Nascimento, Martin Seidl, Sílvia Oliveira, Paulo de Castro Vieira Raquel da Silveira Cota, Rodolfo Carvalho Salgado Penido, André Cordeiro de Paoli, Jocilene Ferreira da Costa, Débora Chaves Moraes.

Proponente: Fundação Christiano Ottoni (FCO)

Executora: Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

## Resumo

O projeto teve como objetivo avaliar o desempenho e os mecanismos físico-químicos e biológicos envolvidos na remoção de poluentes em três distintos sistemas de *wetlands* (escoamento horizontal superficial, escoamento horizontal subsuperficial e escoamento vertical) utilizados para o tratamento de curso d’água poluído, efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB e esgotos domésticos brutos.

As *wetlands* de escoamento subsuperficial e as de escoamento vertical foram construídas no CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento) UFMG/COPASA, localizado na estação de tratamento de esgotos Arrudas, no município de Belo Horizonte/MG. O sistema de *wetlands* para o tratamento de curso d’água, constituído por lagoas de sedimentação, *wetland* superficial e *wetlands* subsuperficiais,

foram implantadas na área da bacia de retenção do bairro Vilarinho, localizado em Belo Horizonte/MG.

A parte operacional do projeto teve início em julho de 2008 e término em julho de 2011. O desempenho do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais apresentou excelentes resultados relativos à remoção de matéria orgânica e sólidos, com eficiências médias globais (reator UASB + *wetlands*) para DQO, DBO<sub>5</sub> e SST de 88%, 90% e 97% para a *wetland* plantada e 87%, 91% e 97% para a *wetland* não plantada, respectivamente. A remoção de nutrientes não foi expressiva. Foram realizados estudos de quantificação e caracterização dos sólidos acumulados e da condutividade hidráulica nas *wetlands*. Observou-se que a unidade plantada acumulou mais sólidos, em especial os voláteis, o que lhe conferiu menor condutividade hidráulica em relação à unidade não plantada. Foram feitos estudos de modelagem matemática do decaimento de DQO ao longo das *wetlands*, tendo sido obtidos coeficientes de remoção para diferentes regimes hidráulicos assumidos.

Para as *wetlands* verticais tratando esgoto bruto, foram obtidas eficiências médias de remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e SST de 79%, 85% e 88% na unidade plantada, que podem ser considerados bons, já que o sistema é constituído apenas pelas *wetlands*. Ocorreu o processo da nitrificação, que resultou em eficiências de 60% na remoção de NTK, gerando um efluente com uma concentração média de amônia de 10 mg/L. A unidade plantada apresentou melhor desempenho do que a unidade não plantada. O acúmulo de sólidos na superfície dos leitos foi muito baixo, caracterizando-se aí uma das vantagens do sistema, que são a não necessidade de remoção periódica do lodo excedente.

As *wetlands* para tratamento de curso d'água poluído foram implementadas após sucessivos atrasos que independeram da UFMG, mas não puderam ser monitoradas, em virtude de sérios problemas com alguns moradores, que resultaram em avarias das unidades e de equipamentos, roubos de peças e riscos à segurança dos pesquisadores.

De maneira geral, os sistemas investigados mostraram ótimo desempenho e simplicidade operacional, o que os torna adequados a comunidades de pequeno porte. Devido à pequena altura dos reatores biológicos (*wetlands*), são também adequados para implantação em áreas com elevado nível do lençol freático.

**Palavras-chave:** Tratamento de esgotos, cursos d'água poluídos, *wetlands*, matéria orgânica, nutrientes.

## Abstract

The project aimed to evaluate the performance and physical, chemical and biological pollutant removal mechanisms involved in three distinct wetland systems (horizontal surface flow, horizontal subsurface flow and vertical flow) used to treat polluted water course, effluent of UASB reactors and raw sewage.

The subsurface flow and vertical flow wetlands were built in CePTS (Center for Research and Training in Sanitation) UFMG / Copasa, located in the sewage treatment plant Arrudas in the city of Belo Horizonte / Brazil. The wetland system to treat water course, consisting of sedimentation ponds, surface and subsurface flow wetlands were implanted in the area of Vilarinho detention basin, located in Belo Horizonte / Brazil.

The operational part of the project began in July 2008 and ended in July 2011. The performance of the horizontal subsurface wetland system has shown excellent results on the removal of organic matter and solids, with mean overall efficiencies (UASB + wetlands) for COD, BOD5 and TSS of 88% 90% and 97% for the planted unit and 87%, 91% and 97% for the unplanted unit, respectively. The removal of nutrients was not substantial. Studies were conducted to quantify and characterize the accumulated solids and the hydraulic conductivity in the wetlands. It was observed that the planted unit accumulated more solids, especially volatile, giving it a lower hydraulic conductivity in comparison with the unplanted unit. Studies were conducted on the mathematical modeling of the decay of COD along the wetlands, and removal coefficients were obtained for different hydraulic regimes.

For the vertical wetlands treating raw sewage were obtained mean removal efficiencies of COD, BOD5 and TSS of 79%, 85% and 88% in the planted unit, which can be considered good, since the system consists only of the wetlands. The nitrification process occurred, which resulted in mean removal efficiencies of 60% of TKN, generating an effluent with an average concentration of ammonia of 10 mg / L. The planted unit performed better than the unplanted unit. The accumulation of solids on the surface of the beds was very low, and this is characterized as one of the advantages of the system, which does not need periodic removal of excess sludge.

The wetlands to treat polluted water course were implemented after repeated delays that were independent of UFMG, but could not be monitored because of serious problems with some nearby residents, which resulted in breakdown of units and equipment, theft of gears and safety risks for the researchers.

In general, the systems investigated showed very good performance and operational simplicity, which makes them suitable for small communities. Due to the small height of the biological reactors (wetlands), they are also suitable for utilization in areas with high groundwater level.

**Keywords:** Wastewater treatment, polluted water courses, wetlands, organic matter, nutrients.

## 1. Introdução

Tecnologias simplificadas de tratamento e pós-tratamento de esgotos domésticos vêm sendo amplamente pesquisadas por universidades e instituições de pesquisa em todo o Brasil. Dentre estas tecnologias, destaca-se o sistema de *wetlands* construídas, utilizado isoladamente ou como unidade de pós-tratamento, e que vem ganhando espaço nos últimos anos, por apresentar baixo custo de implantação e operação, consumo reduzido ou nulo de energia, facilidade operacional, além de satisfatórias eficiências na remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes.

As *wetlands* construídas diferem das áreas naturalmente alagáveis, pois são sistemas projetados e construídos intencionalmente com a finalidade de reduzir o potencial poluidor do esgoto, devendo respeitar parâmetros de dimensionamento e critérios operacionais. Neste sentido, a pesquisa destes sistemas é de fundamental importância para melhor estabelecer estes parâmetros e critérios, bem como delimitar sua aplicabilidade em áreas naturais sujeitas a inundações periódicas (várzea).

O projeto aprovado junto à Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) no âmbito do Edital de Convocação 01/2007 contempla os três diferentes tipos de *wetlands* construídas existentes – escoamento superficial, vertical e subsuperficial – quando utilizados para o tratamento de efluentes distintos: curso d'água poluído, esgotos brutos e efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB.

Os trabalhos experimentais do projeto foram desenvolvidos em dois locais distintos, ambos situados no município de Belo Horizonte/MG. As *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial e as de fluxo vertical foram construídas no CepTS UFMG/COPASA (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento), localizado no interior de uma das estações de tratamento de esgotos de Belo Horizonte, denominada ETE Arrudas. A *wetland* construída para o tratamento de curso d'água foi implantada na área da bacia de retenção do córrego Vilarinho, localizada na região norte de Belo Horizonte/MG.

Trata-se, portanto, de um projeto bastante abrangente, que permitiu o melhor entendimento, compreensão e aplicação desta tecnologia simplificada de tratamento de esgotos no Brasil, bem como a verificação de parâmetros e critérios de projeto aplicados à realidade brasileira, contribuindo para evitar a disseminação de práticas inadequadas de utilização indiscriminada de áreas naturais sujeitas a inundações.

## 2. Objetivos

### 2.1 Objetivo geral

O **objetivo geral** do projeto é a avaliação do desempenho e dos mecanismos físico-químicos e biológicos de remoção que atuam nos três principais sistemas de *wetlands* existentes (Escoamento Superficial, Escoamento Vertical e Escoamento Subsuperficial) utilizados (a) para o tratamento de curso d'água poluído por fontes difusas e pontuais, (b) para o tratamento de esgotos brutos e (c) para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB.

### 2.2 Objetivo específico

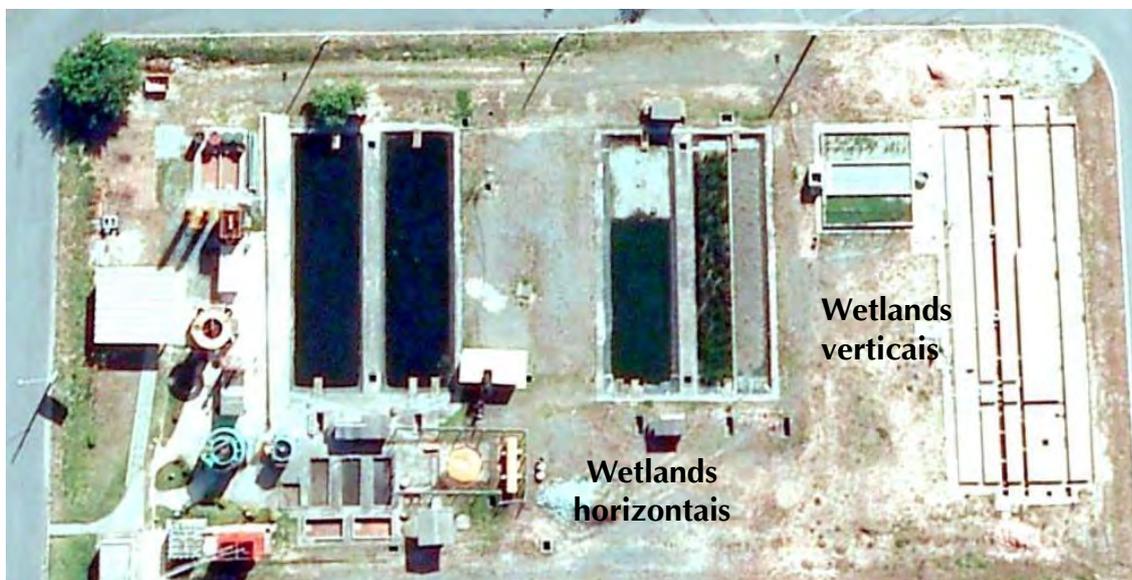
Os **objetivos específicos** estabelecidos no projeto são:

1. Caracterizar a poluição em um curso d'água poluído por fontes difusas de forma mais ampla, bem como verificar o papel de *wetlands* na redução desta poluição;
2. Avaliar o desempenho na remoção de DBO, SS, N, P e coliformes dos três sistemas de *wetlands* pesquisados (escoamento subsuperficial tratando efluente do UASB, escoamento vertical tratando esgotos preliminarmente tratados e um sistema composto por lagoas de decantação, *wetlands* superficial e *wetlands* subsuperficiais tratando curso d'água poluído);
3. Avaliar os mecanismos físico-químicos e biológicos que atuam na remoção de poluentes em cada um dos sistemas de *wetlands* pesquisados;
4. Verificar o atendimento dos sistemas pesquisados aos padrões de lançamento e corpo receptor estabelecidos nas legislações ambientais vigentes (Resolução CONAMA 357/05 e DN COPAM-CERH 01/08);
5. Comparar o desempenho na remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes de *wetlands* de escoamento horizontal subsuperficial com macrófitas e sem macrófitas situadas após reator UASB;
6. Avaliar a viabilidade de implantação de *wetlands* com leito de escória siderúrgica e o seu desempenho na remoção de fósforo por adsorção (precipitação com o Fe da escória) e de amônia por volatilização (em função do aumento do pH resultante da disponibilidade de cátions pela escória);
7. Avaliar os critérios e parâmetros de projeto usualmente utilizados para o dimensionamento do sistema de *wetlands* verticais, concentrando-se no estudo do seu comportamento hidráulico.

## 3. Metodologia

### 3.1 Local e caracterização da unidade experimental

Os projetos wetlands Horizontais de Escoamento Subsuperficial (WHESS) e wetlands verticais (WV) foram desenvolvidos no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento - CePTS UFMG/COPASA, localizado na ETE Arrudas, na cidade de Belo Horizonte – MG, coordenadas geográficas de 19°53'42" S e 43°52'42" O (figura 1). O monitoramento e os estudos complementares efetuados foram bastante avançados, compreendendo diversas determinações e análises.



**Figura 1** - Vista aérea do CePTS UFMG/Copasa, com destaque para as wetlands  
**Fonte:** Google Earth

### 3.2 Wetlands Horizontais de Escoamento Subsuperficial tratando efluente de reator anaeróbio

#### 3.2.1 Descrição geral das wetlands horizontais subsuperficiais

Dois wetlands horizontais subsuperficiais (figura 2) foram construídas como pós-tratamento de efluentes de um reator UASB no CePTS. Ambas foram preenchidas com escória de alto forno, com granulometria semelhante à da brita #0 (análise granulométrica efetuada:  $d_{10} = 19\text{mm}$ , coeficiente de desuniformidade  $d_{60}/d_{10} = 1,2$ ) e

volume de vazios de 40% (DORNELAS, 2008). As duas unidades de *wetlands* foram dimensionadas segundo as recomendações contidas em Crites et al. (2005).



**Figura 2** - Vista das *wetlands* de escoamento horizontal subsuperficial (plantada e não plantada)

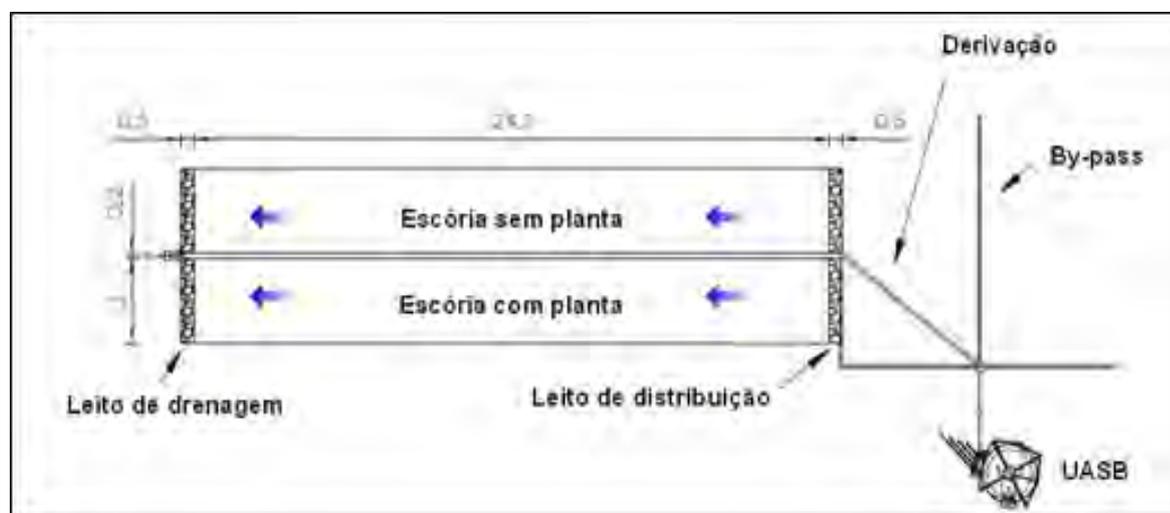
As unidades de tratamento, dispostas em paralelo, foram projetadas para vazão média de 7,5 m<sup>3</sup>/d cada. Uma das unidades (WP) foi plantada com taboa (*Typha latifolia*), sendo a outra (WNP) mantida sem plantas, como controle do experimento.

As características operacionais para cada unidade de *wetland* horizontal subsuperficial são mostradas na Tabela 1.

**Tabela 1** - Características de projeto para cada unidade de *wetland* horizontal subsuperficial

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor
Altura total dos leitos	H	m	0,4
Altura do líquido nos leitos	$H_{liq}$	m	0,3
Comprimento	C	m	24,1
Largura no topo	L	m	3,0
Inclinação longitudinal do fundo	I	%	0,5
Volume total de escória em cada leito		$m^3$	28,9
Volume útil de escória em cada leito		$m^3$	21,7
Área superficial	AS	$m^2$	72,3
Vazão afluente	Q	$m^3 \cdot d^{-1}$	7,5
Taxa de aplicação hidráulica superficial	TAH	$m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$	0,12
Tempo de detenção hidráulica (com porosidade)	TDH	d	1,2

A figura 3 representa a vista geral em planta do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais operadas na ETE Experimental.



**Figura 3** - Planta do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais

A ETE experimental recebia o esgoto bruto municipal, gerado na Bacia do Ar-rudas, e submetido ao tratamento preliminar, o qual englobava um sistema de gradeamento mecanizado (grade grossa e fina) e desarenador da própria COPASA.

### 3.2.2 Monitoramento das *wetlands* horizontais subsuperficiais

O período do experimento apresentado neste relatório final, no que diz respeito à análise da qualidade dos efluentes, foi de setembro de 2007 a maio de 2011. Portanto, o período abrange uma pequena etapa anterior ao projeto FUNASA, mas foi consolidado com o monitoramento efetuado no âmbito deste projeto FUNASA. Os dados apresentados dizem respeito ao período total, por serem mais representativos e abrangerem variações sazonais.

As coletas foram realizadas uma vez a cada semana, entre 09 e 11 horas da manhã. As amostras de efluentes foram coletadas no canal de esgoto bruto na tubulação de saída do reator UASB e na saída de cada *wetland*. As análises dos parâmetros de qualidade dos efluentes foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-químicas e no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA da UFMG. As análises foram realizadas de acordo com os procedimentos constantes no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 2005). Para a caracterização microbiológica dos efluentes, foram analisados os parâmetros Coliformes totais e *E. coli*. Para tal, adotou-se o método do Colilert (técnica cromogênica) que utiliza a tecnologia de substrato definido (Defined Substrate Technology) para detecção de coliformes totais e *E. coli* em água.

### 3.2.3 Estudos complementares das *wetlands* horizontais subsuperficiais

Para a caracterização dos elementos químicos presentes na escória de alto forno, amostras virgens do material foram selecionadas por quarteramento, moídas e submetidas a análises semiquantitativas por difratometria de raios-X realizadas em um Difratômetro Philips, modelo PW1710, utilizando radiação  $\text{CuK}\alpha$  e cristal monocromador de grafita, velocidade de varredura  $0,06^\circ 2\theta/\text{s}$ , tempo de contagem 1 s, intervalo de varredura de  $3^\circ$  até  $90^\circ 2\theta$ .

O volume de vazios da escória de alto forno foi determinado em laboratório, empregando-se proveta graduada de 1 litro de volume e água destilada. A análise de granulometria do material se deu através de peneiramentos seqüenciais com malhas progressivamente menores, em que cada uma retém uma parte da amostra.

Amostras de escória virgem, selecionadas por quarteramento, também foram submetidas à análise de solubilização e lixiviação segundo a norma NBR 10005:2004 – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos e NBR 10006:2004 – Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Esses procedimentos foram adotados para verificar se o material poderia alterar as características do efluente em tratamento nas *wetlands* fornecendo elementos químicos típicos de sua composição química. Para a análise dos extratos lixiviados e solubilizados foram

utilizadas as metodologias constantes no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>o</sup> Edition (AWWA/APHA/WEF, 2005). Destaca-se que foram analisados em amostras dos extratos solubilizados e lixiviados os mesmos metais (Ca, Na, Mg, Al, Mo, B, Cu, Mn e Fe) mensurados nas amostras de efluentes do reator UASB e das duas wetlands do sistema.

Para a caracterização e distribuição dos sólidos presentes ao longo do meio filtrante de cada wetland foram amostrados oito pontos de forma pareada (perfil direito e esquerdo), distando a partir do início do leito, 3, 6, 12 e 18 metros. A coleta para este fim foi realizada após dois anos do início de operação do sistema e durante o período sem chuvas, que correspondeu de setembro a novembro de 2009. A amostragem foi realizada a 20cm de profundidade de cada um dos pontos (meia profundidade do leito) e foram coletados 0,5L de material contendo escória, biomassa aderida e em suspensão junto com o efluente do local.

Nos mesmos pontos de amostragem dos sólidos, também foi caracterizada a respectiva condutividade hidráulica localizada (pontual) do meio filtrante ao longo das wetlands. O procedimento consistiu no uso de uma tubulação de dimensões conhecidas inserida a uma profundidade molhada pré-determinada no leito de escória. Foi aplicada uma carga hidráulica no tubo, na forma de um pulso e mediu-se o tempo que a água gastou para infiltrar no meio poroso do leito. A condutividade hidráulica foi estimada pela combinação do princípio da conservação de massas e da lei de Darcy.

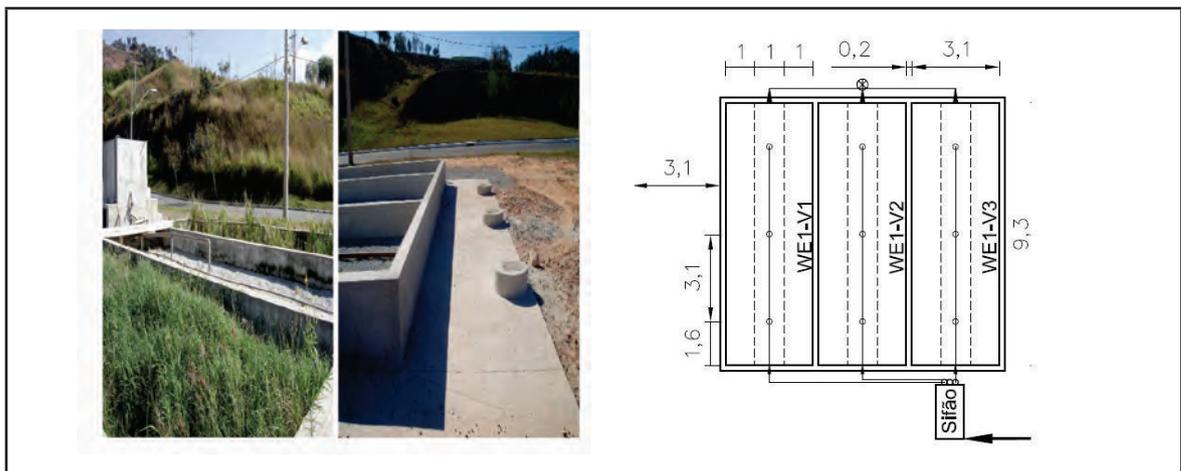
Para a caracterização hidrodinâmica de cada wetland (WP e WNP) foi realizado um teste com um traçador radioativo. Uma solução de atividade conhecida do radioisótopo de massa 82 do bromo ( $^{82}\text{Br}$ ) foi introduzida na forma de um único pulso no afluente das wetlands, e a passagem do traçador foi monitorada tanto nas saídas quanto em pontos intermediários ao longo dos leitos para determinação de pontos críticos e comparação dos dois sistemas. A detecção do  $^{82}\text{Br}$  foi realizada por meio de sondas com cristais de NaI, específicas para detecção de radiação gama. A aplicação desse traçador radioativo foi realizada com a equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN. Para a obtenção dos parâmetros hidrodinâmicos utilizou-se a metodologia proposta por Metcalf e Eddy (2003) para determinação do tempo médio de detenção hidráulica e o número de dispersão ( $d$ ) através da variância. Também foi determinado o coeficiente de dispersão ( $D$ ) e o número de dispersão ( $d$ ) por outra metodologia, proposta por Arceivala (1981) para comparação de resultados.

A análise estatística dos dados para comparar o desempenho entre as unidades de wetlands subsuperficiais plantada e não plantada foi feita utilizando o teste não paramétrico entre variáveis dependentes (amostras pareadas) de Wilcoxon a 5% de nível de significância, empregando o software Statistica®.

### 3.3 Wetlands de Escoamento Vertical tratando esgoto bruto

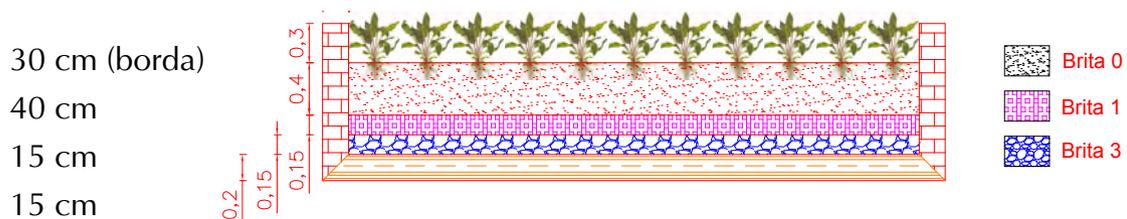
#### 3.3.1 Caracterização das wetlands verticais investigadas

Assim como as *wetlands* horizontais subsuperficiais, as *wetlands* de fluxo vertical foram implantadas na Estação Experimental do CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento – UFMG/Copasa). O sistema consistiu apenas do 1º estágio de um Sistema Francês típico, composto por três filtros verticais com alimentação em pulso (FVP-AP), operando em paralelo e de forma alternada. Os leitos filtrantes foram construídos conforme especificações e recomendações da Instituição francesa CEMAGREF, detalhadas em AERMC (2003), AERMC (2005) e Molleet al. (2005). Um dos filtros não foi plantado e atuou como controle e os outros dois foram plantados (Figura 4). Cada leito tinha as dimensões internas de 9,3m x 3,1m.



**Figura 4** - Vista geral e esquema do sistema de tratamento por *wetlands* verticais.

Os materiais de preenchimento adotados na camada superior, de transição e de drenagem dos leitos filtrantes foram especificados como brita 0, 1 e 3, respectivamente (Figura 5).



**Figura 5** - Corte transversal de uma das unidades de *wetlands* verticais.

Após tentativas iniciais com a utilização de taboa (*Typha latifolia*), a qual não resistiu aos períodos sem alimentação, adotou-se o Tifton-85 (*Cynodondactylon Pers.*), que mostrou ótima adaptação.

### 3.3.2 Alimentação dos leitões

A alimentação dos leitões era feita de maneira alternada. Enquanto um dos leitões era alimentado, os demais permaneceram em repouso (sem receber efluente). A alternância entre os leitões foi feita a cada dois dias, resultando no período de descanso de quatro dias.

No leito em alimentação, era esta feita por meio de sistema elevatório intermitente convencional composto por dois sensores de nível de acionamento elétrico (inferior e superior) associados a uma bomba de deslocamento positivo do tipo “NEMO” e um inversor de frequência compatível. O volume era aplicado em cinco minutos, o que correspondia à taxa de aplicação instantânea de  $0,38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  ( $9,12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) inferior a  $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  ( $12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ), mínima recomendada por Molle et al. (2005). A quantidade de bateladas aplicadas durante o período de um dia (24 horas) foi de aproximadamente 12. Investigou-se também a alimentação com 24 bateladas por dia, a cada 1 hora, com aplicação da metade do volume em cada batelada.

### 3.3.3 Características operacionais

As principais características operacionais do sistema são apresentadas na Tabela 2.

**Tabela 2** – Valores operacionais médios adotados no período de operação rotineira

Parâmetro	Valor de Operação	Valor de Projeto	Valores Recomendados (Molle et al., 2005)
TAH ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	0,4 (0,38 a 0,43)	0,37	< 0,37
TAH instantânea ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ )	0,38	0,38	> 0,5
Lâmina d'água durante a carga (cm)	3,2	3,2	2 a 5
Frequência de aplicação (dias/semana)			
<i>alimentação</i>	2 dias	2 dias	3 a 4 dias
<i>descanso</i>	4 dias	4 dias	1 semana
T DQO ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	226	300	< 300
T SS ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	150	150	< 150
T NTK ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	12	30	< 25 - 30

### 3.3.4 Monitoramento do efluente líquido

A avaliação da eficiência do tratamento foi feita por meio de análises físico-químicas realizadas em amostras pontuais, coletadas às 9 horas, na entrada e saída do leito em carga. Alguns parâmetros avaliados foram medidos “in loco” (OD, temperatura e pH). As análises dos demais parâmetros monitorados (DBO, DQO, SST, SSV, NTK, N-amoniaco, nitrito e nitrato) foram realizadas no laboratório de análises físico-químicas do DESA/UFMG. Em relação à frequência de monitoramento, para alguns parâmetros foi semanal e para outros, quinzenal. Todas as análises foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005).

### 3.3.5 Avaliação hidrodinâmica

Os hidrogramas de vazão na saída dos filtros foram confeccionados para os dois volumes de batelada avaliados (530 e 940 L) e para ambos os testes conduzidos: com água (no filtro novo) e com esgotos (no filtro usado, em operação). Neste teste, buscou-se avaliar a variação da vazão ao longo do tempo na saída das unidades, após a aplicação de uma única batelada.

A avaliação do comportamento hidrodinâmico da unidade-controle foi feita a partir de testes de estímulo-resposta do tipo pulso, utilizando-se como traçador o NaCl. Os testes foram feitos inicialmente com água, antes da partida do sistema, quando o meio ainda estava limpo (filtro novo) e não havia recebido aplicações anteriores de esgotos. Posteriormente, os mesmos testes foram repetidos após o período de 11 meses de operação, com esgotos (filtro usado). Nas tubulações de saída das unidades foram medidas a condutividade elétrica e a altura da lâmina d'água (convertida posteriormente em vazão), por meio de sondas com sensores associados a um DataLogger modelo GL 500-2-1 da empresa Global Water. A TAH adotada nos ensaios foi a recomendada por Molleet al. (2005) de  $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . O objetivo dos testes foi comparar o efeito da aplicação de um maior volume com maior intervalo de tempo entre as bateladas em relação à aplicação de um volume menor com intervalo de tempo menor entre as bateladas, para a mesma TAH.

## 3.4 Wetlands Superficiais e Subsuperficiais para o tratamento de curso d'água

### 3.4.1 Descrição geral

A microbacia do córrego Brejo do Quaresma possui área de drenagem de  $1,3 \text{ km}^2$ , é tributária da bacia elementar do córrego Vilarinho, e está inserida na sub-bacia

do rio das Velhas, integrante da bacia do rio São Francisco. O índice de impermeabilização da microbacia é próximo de 80%, sendo observadas no córrego erosões no leito natural, margens ocupadas por construções irregulares, acúmulo de grande quantidade de resíduos sólidos e lançamento de esgoto doméstico através de ligações irregulares na rede de drenagem das águas pluviais e diretamente no córrego devido à falta parcial da rede interceptora, segundo o Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte ano 2004/2007. A população que habita essa microbacia é de aproximadamente 15.000 habitantes, e a ocupação é predominantemente residencial.

A microbacia possui uma bacia de detenção (seca) de águas de chuva do tipo aberta, denominada bacia de detenção Vilarinho, onde foi instalado o sistema de tratamento de água do córrego Brejo do Quaresma (Figura 6). A bacia de detenção tem a função de regularizar os picos de vazão do córrego Vilarinho produzidos nas chuvas intensas através dos processos de retenção e infiltração de água no solo e principalmente a retenção temporária do volume excedente do córrego Vilarinho.



**Figura 6** - Bacia de detenção do Vilarinho e ilustração do sistema de tratamento instalado para tratamento das águas do córrego Brejo do Quaresma

### 3.4.2 Caracterização das condições de qualidade e quantidade das águas do córrego

A primeira etapa do monitoramento da qualidade e quantidade das águas do córrego Brejo do Quaresma foi realizada durante um ano hidrológico – entre maio de 2007 e maio de 2008 – por coletas em condições de tempo seco (ausência de chuva de no mínimo 48 horas antes da coleta) e em eventos chuvosos (duração máxima de

4 horas de precipitação). No período hidrológico seco (maio/2007 – setembro/2007) foram realizadas cinco campanhas em tempo seco e uma durante um evento chuvoso, e durante o período hidrológico chuvoso (outubro/2007 – março/2008) foram realizadas cinco campanhas em tempo seco e quatro campanhas durante os eventos chuvosos.

A partir de novembro de 2008 iniciou-se outra campanha de monitoramento com sensores de nível de água (pressão/vazão), de condutividade elétrica e de precipitação (pluviógrafo), instalados na estação de monitoramento, para a coleta de dados contínuos em tempo seco e durante os eventos chuvosos através de armazenador de dados - *datalogger*. Em 2010, foram também instalados no córrego um sensor de temperatura e outro de turbidez, sendo que os dados coletados por esses sensores são também armazenados em *dataloggers*. Os sensores instalados encontram-se no local de monitoramento até o presente momento. Também no ano de 2010 foi realizada a segunda etapa de coleta de amostras para análise da qualidade da água do córrego, tendo sido executadas amostragens de água ao longo de 24 horas, no dia 07/07/2010 (e portanto, em período seco).

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados nos monitoramentos foram escolhidos devido ao significado sanitário e de acordo com as características de uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Brejo do Quaresma. As seguintes variáveis foram analisadas: pH, condutividade, turbidez, DQO total, DBO<sub>5</sub> total, sólidos em suspensão totais, sólidos sedimentáveis (apenas na segunda etapa), NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, fósforo total, metais pesados (Cd, Cu, Ni, Zn) (apenas na primeira etapa) e *E. coli* (apenas na primeira etapa). As metodologias analíticas implementadas e utilizadas para as análises foram baseadas nos métodos padronizados por AWWA/APHA/WEF (2005) nos *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. As medidas dos valores de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica foram tomadas *in situ* por meio de uma sonda multiparâmetro da marca Orion, modelo 5 star. Os demais parâmetros foram analisados nos laboratórios de análises físico-químicas e de microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Escola de Engenharia (EE) da UFMG. As coletas da água em tempo seco e nos eventos chuvosos foram realizadas através de amostragem composta na calha principal do córrego Brejo do Quaresma por meio dos amostradores sequenciais automáticos modelos 4700 e 3700, marca ISCO.

## 4. Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

### 4.1 *Wetlands* Subsuperficiais tratando efluente de reator anaeróbio

As *wetlands* horizontais subsuperficiais se apresentaram com ótimo desempenho no polimento de efluentes de reator UASB, principalmente na remoção de matéria orgânica e sólidos, resultando em concentrações finais bastante reduzidas de DBO, DQO e SST, atendendo aos padrões de lançamento com folga por todo o período monitorado. Para esses parâmetros as duas *wetlands*, plantada e controle, apresentaram desempenho semelhante, entretanto houve diferença estatística para a DQO (melhor desempenho para a unidade plantada) e SST (melhor desempenho para a unidade não plantada). As eficiências médias globais (reator UASB + *wetlands*) obtidas para DQO, DBO5 e SST foram de 88%, 90% e 97% para a *wetland* plantada e 87%, 91% e 97% para a *wetland* não plantada, respectivamente.

Em relação à remoção de nutrientes (N e P) e de indicadores de contaminação fecal (coliformes totais e *E.coli*), o desempenho não foi tão expressivo, mas satisfatório se levado em consideração o baixo TDH adotado (1,2d). Para os parâmetros NTK, N-amônia, fosfato e *E. coli* houve melhor desempenho para a unidade plantada se comparada à unidade controle. Portanto, se o objetivo do tratamento é a remoção de algum desses parâmetros citados, é indicado o plantio e manutenção das plantas no leito filtrante.

Apesar do melhor desempenho apresentado pela *wetland* plantada para a remoção da maioria dos parâmetros analisados no efluente, essa unidade necessita de maior manutenção referente à poda periódica das macrófitas, em média a cada 4 meses. Além disso, ela apresentou maiores inconvenientes operacionais, que se intensificaram após um ano da partida do sistema, especialmente em relação à colmatação do meio filtrante na zona de entrada e respectivo escoamento superficial indesejado.

De acordo com as análises de sólidos totais, a presença das plantas aumenta substancialmente o acúmulo/produção de sólidos por todo o meio filtrante e intensifica a colmatação na região inicial do leito gerando maior perda de carga e eventual escoamento superficial na zona de entrada da *wetland* plantada, se comparado ao sistema controle sem plantas. Dos sólidos presentes por todo o leito das duas unidades, cerca de 80% deles foram caracterizados como sendo fixos, ou seja, recalcitrantes de difícil degradação pelos microrganismos.

A quantidade de sólidos presentes no primeiro terço do comprimento da unidade plantada foi duas a três vezes maior que a quantidade encontrada na mesma região da

unidade não plantada. Mesmo que as duas unidades tenham apresentado grande diferença de quantidade de sólidos distribuídos pelo leito, a relação de sólidos intersticiais e aderidos seguiu o mesmo padrão, com uma relação próxima de 5,0 na zona de entrada e de 1,5 na zona de saída dos leitos. Portanto, os espaços vazios do meio poroso são mais importantes na concentração de sólidos do que a capacidade de adesão do biofilme ao meio filtrante, o que intensifica a diminuição da condutividade hidráulica.

A condutividade hidráulica apresentou menores valores na zona próxima à entrada, mostrando relação inversa com o acúmulo de sólidos. Essa relação se mostrou mais direta para a *wetland* controle, enquanto que a unidade plantada apresentou valores extremamente baixos e grande variação no sentido do comprimento e da largura do leito. Essa evidência é atribuída à existência do sistema radicular das plantas, indicando que a hidrodinâmica dos sistemas plantados não depende da simples presença de sólidos no meio filtrante, mas também das raízes nesse meio.

Essa diferença de condutividade hidráulica ao longo do leito da *wetland* plantada, apresentando caminhos preferenciais (com menor resistência do meio) foi observada no teste com traçador, que apresentou TDH para a unidade plantada menor que na unidade não plantada (diferença média de 9%). Entretanto, esses valores não foram muito diferentes entre si, nem diferentes do TDH teórico, calculado em função do volume útil e vazão afluyente.

O fluxo hidráulico da *wetland* não plantada é mais próximo do fluxo em pistão, confirmado pelo menor número de dispersão ( $d$ ) e maior número de tanques em série, do que a *wetland* plantada. Com isso, a *wetland* controle apresentou melhor eficiência volumétrica do leito do que a *wetland* plantada.

A aplicação conjunta de estudos hidrodinâmicos e modelos matemáticos para descrever a remoção de matéria orgânica em WHESS permite obter parâmetros chaves de dimensionamento destas unidades de acordo com as condições reais de operação.

Os modelos cinéticos de remoção da matéria orgânica de fluxo em pistão (FP) e tanques em série (TES) apresentaram comportamento semelhante, com boa estimativa em relação aos dados observados, com coeficientes de determinação ( $R^2$ ) variando de 0,94 (*wetland* não plantada sem levar em consideração a evapotranspiração) a 0,996 (*wetland* plantada levando em consideração a evapotranspiração). Os modelos de fluxo disperso com residual (FD-  $C^*$ ) e tanques em série com residual (TES-  $C^*$ ) apresentaram comportamento semelhante, com ótima estimativa em relação aos dados observados, com coeficientes de determinação ( $R^2$ ) sempre superiores a 0,99 para a WP e 0,97 para a WNP. O comportamento desses dois modelos é semelhante em todos os aspectos, valores de  $k$  e  $R^2$ , uma vez que exprimem a real cinética das *wetlands*, assumindo que a hidráulica tenha sido bem representada pelo número de dispersão ( $d$ ) e número de tanques ( $N$ ) obtidos no teste com traçador. Para esses dois modelos os valores do

coeficiente de remoção cinética ( $k$ ) foram sempre superiores aos modelos que não contém residual -  $C^*$  (FP e TES), com pouca variação dos coeficientes entre as *wetlands*, plantada e controle, e entre as duas situações propostas, com e sem ET.

A *wetland* plantada, bem como a situação que considera a perda de água (evapotranspiração), conduziu à melhor estimativa para todos os modelos testados, e a *wetland* controle sem considerar a perda de água obteve as piores estimativas para todos os modelos.

Apesar de não ter sido testado especificamente o projeto das *wetlands* (principalmente a relação comprimento/largura), acredita-se que a configuração utilizada nessa pesquisa com uma pequena área de entrada para receber toda a carga orgânica aplicada tenha sido um fator preponderante na colmatação e formação da lâmina de água aparente no início do leito, mas, por outro lado, provavelmente resultou em uma menor dispersão do líquido dentro do reator.

Tratando-se de um sistema que sofre fortes influências das condições ambientais, o monitoramento por um período de tempo mais longo, associado a aspectos operacionais e de manejo do sistema, pode fornecer importantes subsídios sobre a questão da real contribuição do uso das macrófitas nas *wetlands* subsuperficiais. Contudo, a possibilidade de utilização das plantas (biomassa) e o aspecto estético (paisagístico) devem sempre ser ressaltados.

Tendo por base os ótimos resultados obtidos, considera-se que os parâmetros de projeto e operação utilizados na pesquisa possam ser utilizados em outros sistemas em escala real no país.

Em função da grande simplicidade operacional do sistema, acredita-se que essa configuração (reator UASB – *wetlands* horizontais de escoamento subsuperficial) possa ser usada para um grande número de municípios de pequeno porte no Brasil.

## 4.2 *Wetlands* verticais tratando esgoto bruto

### 4.2.1 Desempenho do sistema de tratamento

Em relação ao desempenho do sistema, para as condições operacionais avaliadas nesta pesquisa (aplicação diária de 12 bateladas de 940 L, durante um tempo de 5 minutos cada, aproximadamente, resultando na TAH média igual a  $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  e TAH instantânea igual a  $0,38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ), observaram-se os pontos listados a seguir.

Quanto à remoção de sólidos, os filtros tiveram um bom desempenho e atenderam à legislação ambiental, demonstrando o potencial da tecnologia avaliada. As eficiências médias obtidas nos filtros plantado e não plantado na remoção de SST foram iguais a 88% e 77%, respectivamente, compatíveis com as observadas por Molle *et al.* (2005) para o 1º estágio do sistema francês SF (89%). As concentrações médias efluentes de SST nos filtros plantado e não plantado foram iguais a 33 mg.L<sup>-1</sup> e 72 mg.L<sup>-1</sup>, inferiores ao padrão de lançamento estabelecido pela legislação do estado de Minas Gerais, DN COPAM/CERH 01/2008 (100 mg.L<sup>-1</sup>).

O filtro plantado obteve bom desempenho na remoção de matéria orgânica, com eficiências médias de remoção de DBO e DQO iguais a 85 e 79%, respectivamente, compatíveis com a observada por Molle *et al.* (2005) para o 1º estágio do SF (82% para DQO). Este filtro foi, ainda, capaz de produzir um efluente com concentração média inferior ao padrão de lançamento estabelecido pela legislação ambiental vigente para estes indicadores de matéria orgânica, corroborando o elevado potencial da tecnologia avaliada. Para DQO, a concentração média efluente foi igual a 113 mg.L<sup>-1</sup> (enquanto o padrão preconizado pela DN COPAM/CERH 01/2008 é de 180 mg.L<sup>-1</sup>) e para DBO, a concentração média efluente foi igual a 50 mg.L<sup>-1</sup> (enquanto o padrão preconizado pela DN COPAM/CERH 01/2008 é de 60 mg.L<sup>-1</sup>).

A eficiência média obtida pelo filtro plantado na remoção de NTK foi igual a 60%, mesma observada por Molle *et al.* (2005) para o 1º estágio do SF, que pode ser considerada boa para um sistema simplificado de tratamento de esgoto bruto. As concentrações médias efluentes de N-amoniaco no filtro plantado e não plantado foram iguais a 10 mg.L<sup>-1</sup> e 15 mg.L<sup>-1</sup> e as de nitrato, iguais a 19 mg.L<sup>-1</sup> e 9 mg.L<sup>-1</sup>. A nitrificação foi a principal responsável pela remoção da amônia da massa líquida, atestando o elevado potencial da tecnologia para remoção desta. Vale lembrar que o sistema avaliado recebeu esgoto bruto, que apresenta uma elevada DBO, sendo esperado que a remoção desta ocorra antes (e em taxas superiores) da amônia, devido à ação inicial das bactérias heterotróficas. As heterotróficas, cujo crescimento específico é bem superior, competem com sucesso pelo O<sub>2</sub> (substrato limitante das heterotróficas e das nitrificantes) e pelo espaço.

O filtro plantado teve um desempenho melhor do que o filtro não plantado, para todos os parâmetros monitorados (SST, SSV, DBO, DQO, NTK, N-amoniaco e nitrato), indicando que a vegetação tem papel importante na remoção de poluentes do 1º estágio de um sistema francês típico. Os testes estatísticos realizados, para um nível de significância de 5%, atestaram a diferença significativa entre as médias das concentrações efluentes do filtro plantado e não plantado, para todos os parâmetros avaliados.

Ao longo de todo o período operacional o acúmulo de lodo na superfície do leito foi mínimo. Isto se configura em grande vantagem operacional, pois não houve

remoção de lodo excedente, o que dispensa as unidades de tratamento do lodo encontradas em outros sistemas de tratamento de esgotos.

Tendo por base os ótimos resultados obtidos, considera-se que os parâmetros de projeto e operação utilizados na pesquisa possam ser utilizados para novas *wetlands* verticais em escala real no país.

Em função da grande simplicidade operacional do sistema, bem como do fato de uma unidade única tratar esgotos brutos e o lodo, com ausência de equipamento e unidades complementares, acredita-se que as *wetlands* verticais possam ser usadas para um grande número de municípios de pequeno porte no Brasil.

#### 4.2.2 Caracterização hidráulica do sistema investigado

Em relação ao comportamento hidráulico do sistema, observaram-se os seguintes pontos.

Os testes com traçador realizados (NaCl) indicaram o aumento do tempo de detenção hidráulica com o período de uso do filtro. Os tempos de detenção hidráulica obtidos foram maiores para os testes realizados após 11 meses de operação com esgotos quando comparados aos obtidos durante os testes iniciais, com água limpa. Vale lembrar que este aumento do tempo de detenção hidráulica com a aplicação de esgotos no filtro (meio usado) foi também observado por Schwager & Boller (1997) e Boller *et al* (1993), em Filtros Intermitentes de Areia.

Em todos os testes hidráulicos realizados foi observado menor tempo de permanência dos esgotos nas unidades plantadas em relação à não plantada, atribuído aos caminhos preferenciais formados pelas raízes e rizomas das plantas.

Todos os testes hidrodinâmicos mostraram o aumento do tempo de detenção com o fracionamento do volume aplicado, estando de acordo com os resultados obtidos por Molle *et al* (2006) e Torrens *et. al.* (2009). O traçador deixou a unidade mais lentamente quando o menor volume foi aplicado (correspondente à maior frequência de dosagem), durante todo o período de duração dos testes realizados.

Todos os resultados dos ensaios realizados no filtro limpo e usado (testes iniciais e após 11 meses), para ambos os volumes aplicados testados (530 L em 5 minutos e 940 L em 3 minutos), bem como todos os parâmetros calculados visando à avaliação do comportamento hidrodinâmico do sistema (Índice de dispersão de Morril, Índice de curto-circuito e Índice de tempo modal de retenção), indicaram a presença de elevada dispersão axial e a tendência do escoamento ao regime de mistura completa.

Para todos os ajustes matemáticos realizados ao modelo de Tanques em Série foram obtidos valores inteiros para o parâmetro  $N$  igual à unidade ( $N=1$ ), corroborando a tendência do escoamento ao regime de mistura completa.

### **4.3 *Wetlands* superficiais e subsuperficiais para o tratamento de curso d'água poluído por fontes difusas e pontuais**

O Córrego do Quaresma em tempo seco apresentou concentrações médias típicas de esgotos domésticos, com valores muito superiores aos permitidos para o enquadramento do corpo hídrico, de acordo com a legislação em vigor no estado de Minas Gerais (Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG 1/2008) e no Brasil (Resolução CONAMA 357/2005).

Os eventos chuvosos monitorados apresentaram valores médios das variáveis no decorrer do evento monitorado superiores também aos permitidos para o corpo hídrico em questão, enquadrado como classe 2 (Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG 1/2008).

As variações diurnas (24 horas) das concentrações dos parâmetros monitorados em tempo seco seguiram o hidrograma típico de esgotos domésticos. Tal fato pode ser explicado devido à ausência de interceptores ao longo do Brejo do Quaresma, causando o lançamento de esgoto bruto no leito do córrego, cuja vazão predominante se torna a de esgotos.

Observou-se, a partir da comparação entre as cargas geradas em tempo seco e as geradas nos eventos chuvosos, um potencial poluidor elevado promovido pelos eventos chuvosos. Observou-se também que para determinados parâmetros (Cu-total, Zinco-total, P-total, DQO e SS), as cargas ocorridas nos eventos chuvosos com duração de 2 e 3 horas foram bem superiores às cargas médias geradas em 24 horas no tempo seco.

A eficiência do sistema de tratamento proposto e implantado não pôde ser verificada, devido a um grande número de problemas ocorridos com uma pequena parte da população local, que resultaram em avarias nas instalações e equipamentos, roubo de peças, e risco à segurança dos pesquisadores.

## **5. Conclusões**

O desempenho do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais apresentou excelentes resultados relativos à remoção de matéria orgânica e sólidos, com eficiências

médias globais (reator UASB + *wetlands*) para DQO, DBO<sub>5</sub> e SST de 88%, 90% e 97% para a *wetland* plantada e 87%, 91% e 97% para a *wetland* não plantada, respectivamente. A remoção de nutrientes não foi expressiva. Foram realizados estudos de quantificação e caracterização dos sólidos acumulados e da condutividade hidráulica nas *wetlands*. Observou-se que a unidade plantada acumulou mais sólidos, em especial os voláteis, o que lhe conferiu menor condutividade hidráulica em relação à unidade não plantada. Foram feitos estudos de modelagem matemática do decaimento de DQO ao longo das *wetlands*, tendo sido obtidos coeficientes de remoção para diferentes regimes hidráulicos assumidos.

Para as *wetlands* verticais tratando esgoto bruto, foram obtidas eficiências médias de remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e SST de 79%, 85% e 88% na unidade plantada, que podem ser considerados bons, já que o sistema é constituído apenas pelas *wetlands*. Ocorreu o processo da nitrificação, que resultou em eficiências de 60% na remoção de NTK, gerando um efluente com uma concentração média de amônia de 10 mg/L. A unidade plantada apresentou melhor desempenho do que a unidade não plantada. O acúmulo de sólidos na superfície dos leitos foi muito baixo, caracterizando-se aí uma das vantagens do sistema, que são a não necessidade de remoção periódica do lodo excedente.

As *wetlands* para tratamento de curso d'água poluído foram implementadas após sucessivos atrasos que independeram da UFMG, mas não puderam ser monitoradas, em virtude de sérios problemas com alguns moradores, que resultaram em avarias das unidades e de equipamentos, roubos de peças e riscos à segurança dos pesquisadores.

De maneira geral, os sistemas investigados mostraram ótimo desempenho e simplicidade operacional, o que os torna adequados a comunidades de pequeno porte. Devido à pequena altura dos reatores biológicos (*wetlands*), são também adequados para implantação em áreas com elevado nível do lençol freático.

## 6. Recomendações Para Utilização Dos Resultados Pela Funasa

Com base nos ótimos resultados obtidos, podem ser feitas as recomendações listadas abaixo para a FUNASA, em termos da implementação em escala real de instalações de tratamento de esgotos de pequenas comunidades. Os sistemas testados foram para populações até 100 habitantes. Em virtude disto, as presentes recomendações são feitas para núcleos habitacionais com populações desta ordem de grandeza. Ainda que não haja impedimentos formais para o emprego destas tecnologias para populações maiores, a pesquisa não testou cargas superiores, e extrapolações devem ser feitas com cuidados.

## 6.1 *Wetlands* horizontais de escoamento subsuperficial tratando efluente de reator anaeróbio tipo UASB

Não foram testadas cargas diferentes ao longo do período de pesquisa. Portanto, as recomendações estão associadas às taxas de aplicação e cargas apresentadas na Tabela 3 (para 50 habitantes).

**Tabela 3** - Características de projeto para *wetlands* horizontais de escoamento subsuperficial tratando efluentes de reatores UASB (população de 50 habitantes)

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor
Altura total do leito	H	m	0,4
Altura do líquido no leito (altura útil ou molhada)	$H_{liq}$	m	0,3
Comprimento	C	m	24,1
Largura no topo	L	m	3,0
Inclinação longitudinal do fundo	I	%	0,5
Volume total do leito		m <sup>3</sup>	28,9
Volume útil (molhado) do leito		m <sup>3</sup>	21,7
Área superficial	AS	m <sup>2</sup>	72,3
Vazão afluente	Q	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	7,5
Taxa de aplicação hidráulica superficial	TAH	m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	0,12
Tempo de detenção hidráulica (=V.porosidade/Q)	TDH	d	1,2

Para a população de 50 habitantes, a área útil superficial (sem contar área de influência para urbanização da ETE) é de **1,5 m<sup>2</sup>/habitante**.

O leito filtrante testado foi de escória siderúrgica, mas a brita convencional deverá cumprir papel similar. A granulometria de brita 0 conduziu a bons resultados. A FUNASA poderá testar a utilização de granulometrias um pouco maiores, como brita 1, de forma a postergar ainda mais a colmatação do leito.

Na entrada e saída das unidades deverá haver uma camada de transição de 1,00 m de extensão, ocupando a largura total do leito, com granulometria de pedra de mão. Esta camada visa a uma distribuição homogênea do líquido, ao longo da largura, nas zonas de entrada e saída.

A planta testada foi a taboa, que deu ótimos resultados. A poda deverá ser feita periodicamente (cerca de a cada 3 meses), e o material podado deve ser retirado do leito.

Como a unidade não plantada também conduziu a ótimos resultados do ponto de vista de remoção de matéria orgânica e sólidos, a FUNASA poderá testar também

este mesmo tipo de leito, sem plantas. A operação naturalmente fica mais simples, por não mais necessitar da poda. No entanto, caso possa ser antevista alguma utilização produtiva para a macrófita, isto deverá ser levado em consideração ao se decidir sobre se plantar ou não.

Acredita-se que este sistema, em virtude dos ótimos resultados e do período relativamente longo testado esteja pronto para ser utilizado em escala real pela FUNASA para pequenas populações.

## 6.2 *Wetlands* verticais tratando esgoto bruto

Não foram testadas cargas diferentes ao longo do período de pesquisa. Portanto, as recomendações estão associadas às taxas de aplicação e cargas apresentadas nas Tabelas 4 e 5 (para 100 habitantes).

**Tabela 4** – Características de projeto e operação para *wetlands* verticais tratando esgotos brutos (população de 100 habitantes)

Parâmetro	Valor de Operação
Número de leitos	3
Comprimento de cada leito (m)	9,3
Largura de cada leito (m)	3,1
Área útil de cada leito (m <sup>2</sup> )	28,8
Área útil total (3 leitos) (m <sup>2</sup> )	86,5
Taxa de aplicação hidráulica (TAH) (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,4
TAH instantânea (durante balelada) (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> )	0,38
Lâmina d'água durante a carga (cm)	3,2
<b>Frequência de aplicação (dias/semana)</b>	
<i>alimentação</i>	2 dias
<i>descanso</i>	4 dias
Taxa de aplicação de DQO (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	226
Taxa de aplicação de SS (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	150
Taxa de aplicação de NTK (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	12

**Tabela 5** – Meio suporte utilizado nas *wetlands* verticais (100 habitantes)

Camadas	Material de Preenchimento Adotado
<b>Camada filtrante superior</b>	
Granulometria (mm)	2,4 a 12,5 - Brita 0
Altura da camada (cm)	40
<b>Camada de transição</b>	
Granulometria (mm)	4,8 a 25 - Brita 1
Altura da camada (cm)	15
<b>Camada de drenagem inferior</b>	
Granulometria (mm)	19 a 50 - Brita 3
Altura da camada (cm)	15

Para a população de 100 habitantes, a área útil superficial (sem contar área de influência para urbanização da ETE) é de 0,9 m<sup>2</sup>/habitante.

O esgoto, apesar de ser bruto, deverá passar por gradeamento e remoção da areia (algumas unidades na França operam sem desarenador, mas isto deverá ser testado).

A planta que melhor se adaptou às condições de alimentação foi o Tifton-85 (*Cynodon dactylon Pers.*). A taboa não se adaptou às condições de alimentação de dois dias recebendo esgotos e quatro dias descansando (sem esgotos). A unidade plantada mostrou desempenho bem superior à da unidade não plantada, e neste caso se recomenda, portanto, a adoção de plantas.

A operação do sistema é de alimentação em um dos leitos (ex: leito 1), por um período de dois dias, enquanto os outros dois leitos (ex: leitos 2 e 3) estão em descanso. Após dois dias, passa-se a alimentação para o segundo leito, enquanto os leitos 1 e 3 descansam. Finalmente, após mais dois dias, alimenta-se o leito 3, enquanto os leitos 1 e 2 descansam. Após tal, reinicia-se o ciclo. Não foram testadas outras frequências de alimentação e descanso, mas a FUNASA poderá pesquisar isto em algum sistema que venha a ser implantado. O período de descanso, em que as plantas não recebem esgoto, deve ser compatível com a resistência da planta.

No leito que está recebendo esgotos, a alimentação é em batelada. As formas de alimentação testadas foram de uma batelada a cada 1 hora ou a cada 2 horas. Deverá haver um tanque a montante que consiga acumular a vazão afluyente por este período (uma ou duas horas), até ser esvaziado. A retirada do líquido do tanque poderá ser por sifão dosador (alimentação por gravidade) ou por bomba (método utilizado nos experimentos).

As plantas deverão ser podadas periodicamente, segundo seu ciclo de crescimento. O material podado deverá ser retirado do leito.

Acredita-se que este sistema, em virtude dos ótimos resultados obtidos esteja pronto para ser utilizado em escala real pela FUNASA, para pequenas populações. Destaca-se que os leitos são as únicas unidades do sistema de tratamento (além da grade e desarenador). Não há decantadores primários ou secundários, reatores UASB e unidades de tratamento do lodo (adensamento, digestão, secagem).

## 7. Referências Bibliográficas

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *Caracterização de cargas poluidoras em efluentes líquidos industriais e domésticos*, NBR 13402. Rio de Janeiro, 1995.

AERMC – AGENCE DE L’EAU RHÔNE MÉDITERRANÉE CORSE. *Épuration des eaux usées domestiques par filters plantes des macrophytes, recommandations techniques pour la conception et la realization*. Lyon, France, 2005. 44 p.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed. Washington: APHA, 1998.

APHA;AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: APHA, 2005.

ARCEIVALA, S.J.(1981);Wastewater Treatment and Disposal - editor : Marcel Dekker Inc, New York,EUA-292pp.

BELO HORIZONTE. Superintendência de Desenvolvimento da Capital – SUDECAP. Grupo de Gestão em Saneamento. Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2004/2007: “Saneamento para Todos”. Belo Horizonte: 2004.

BOLLER, W.; KLEIN, V.A.; SCHONS, P.; DALLMEYER, A.U. & GAMERO, C.A. Cobertura do solo e distribuição do tamanho de agregados nas entrelinhas e linhas de soja em preparo conservacionista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22. , Ilhéus, 1993. Anais. Ilhéus, SBEA / CEPLAC, 1993a. v.3. p.1565-1575.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S.C. *Natural Wastewater Treatment Systems*.CRC Press. 2005.

DORNELAS, F. L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Dissertação de mestrado do

Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. 2008.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005. USEPA (2000). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. United States Environmental Protection Agency. 154 p.

METCALF and EDDY, Inc. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. In: TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. (Ed.). New York. 4. ed., 2003. 1819 p.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, n.40, p.606-612, 2006.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.



# **Aprimoramento de tecnologia de potabilização para a remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas presentes em mananciais de captação superficial eutrofizados por filtração direta com filtros de lavagem contínua.**

Participantes: Maurício Luiz Sens (Coordenador), Bianca Coelho Machado.

Proponente: Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária (Fapeu)

Executora: Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

## **Resumo**

No mundo, muitos mananciais de abastecimento apresentam água com qualidade inferior ao padrão estabelecido para consumo humano; situação preocupante, visto que muitas doenças podem ser transmitidas tanto pelo consumo quanto pelo contato com água contaminada. Dentre as enfermidades, pode-se citar a intoxicação da população pelo consumo de água contaminada por cianotoxinas, o que, em alguns casos, pode ser fatal. Existem algumas técnicas para potabilização de água com elevada densidade de cianobactérias e microalgas; porém a filtração direta não pode ser citada como exemplo. O motivo dessa não utilização se dá pelo fato de, para esse tipo de água, haver uma rápida colmatação do filtro, além da possibilidade de transpasse de células e toxinas. Entretanto, fazendo-se uso de um pré-tratamento, tal tecnologia apresenta-se como promissora. Na filtração direta, destaca-se a filtração ascendente, na qual a água escoar no sentido dos grãos mais grossos para os mais

finos e emprega-se um único material filtrante (areia). A pesquisa em questão utilizou a dupla filtração com filtração direta: filtro de lavagem contínua e filtração ascendente para potabilização de água, objetivando, principalmente, a remoção de cianobactérias, microalgas e saxitoxinas. Utilizaram-se também três diferentes taxas de filtração (150; 200 e 250 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia). Nos resultados finais, houve redução de todos os parâmetros analisados em todas as fases da pesquisa e para as três diferentes taxas de filtração; houve um aumento considerável no tempo das carreiras de filtração ascendente; sendo que, quando a adição do coagulante se dá no início do processo e na entrada do filtro ascendente (Fase 2) esse aumento do tempo de carreira é ainda maior. Os melhores resultados obtidos em relação à carreira de filtração e produção efetiva foram quando se utilizou a taxa de filtração de 150 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia, com redução superior a 99 % de clorofila *a*, 96 % de densidade de cianobactérias e não foram detectados a presença de saxitoxinas pelo método utilizado (sendo o limite de detecção de 0,3 mg.L<sup>-1</sup>) nem no efluente do filtro de lavagem contínua nem no efluente do filtro ascendente. Pelos resultados obtidos, percebe-se que o sistema de dupla filtração (filtro de lavagem contínua seguido de filtro ascendente) alcança os objetivos a que se destina.

**Palavras-Chave:** Potabilização de Água; Filtração Direta; Filtro de Lavagem Contínua; Cianobactérias, microalgas e cianotoxinas.

## Abstract

In the world, many sources of supply have water quality below the standard established for human consumption; a worried situation, because many diseases can be transmitted both by consumption and by contact with contaminated water. Among the diseases, we can mention the population poisoning by consumption of water contaminated with cyanotoxins, which in some cases may be fatal. There are some techniques to potabilization water to a high density of cyanobacteria and microalgae; but the direct filtration can not be cited as an example. The reason for not using it is because for this type of water, there is a rapid filter clogging, besides of the possibility of transparency of cells and toxins. However, doing a pre-treatment, this technology shows promising. In direct filtration, there is the flow filtration – the water flows towards the coarser to finer and employs a unique filtering material (sand). This research utilized the double filtration with direct filtration: wash continuous filter and flow filtration for potabilization water, aiming especially the removal of cyanobacteria, microalgae and saxitoxins. Were also used three different filtration rates (150; 200 e 250 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>day). In the finals results, there was a reduction of all measured parameters in all phases of the research and for the three different filtration rates. There was a considerable increase in time for careers in flow filtration; and, when the addition of coagulant occurs early in the process and the inlet ascending filter (Phase 2) this increase time is even higher. The best results regarding the career of filtration and effective production were found using the filtration rate 150 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup>, with more than 99 % reduction of chlorophyll a, 96 % density of cyanobacteria and were not detected the presence of saxitoxins by the used method (being the limit of detection 0,3 mg.L<sup>-1</sup>) nor in the effluent of the cleaning filter or continuous effluent of the upflow filter. From the results, it is clear that the double filtration system (continuous wash filter followed by ascending filter) achieves its intended objectives.

**Keywords:** Potabilization Water; Direct filtration; filter washing continues; cyanobacteria, microalgae and cyanotoxins.

## 1. Introdução

A escassez de água é um problema que afeta vários países e é a causa de muitos conflitos. Contudo, não se deve levar em consideração somente a questão quantitativa da água, é indispensável que a água se apresente em qualidade adequada para o fim a que se destina.

Estudos recentes alertam que 1 bilhão de pessoas não têm acesso a água de boa qualidade e 2,6 bilhões, algo em torno de 40 % da população mundial, não tem acesso a saneamento adequado (WHATELY *et al.*, 2008).

Segundo Whately e colaboradores (2008), ao contrário do que se pode pensar, uma parcela significativa desse montante não está em áreas remotas; mas sim, nas grandes cidades, onde vive metade da população mundial, ou 3,3 bilhões de pessoas. Até 2025, as previsões apontam para um aumento populacional de 2 bilhões. Esse crescimento se dará principalmente nas cidades dos chamados “países em desenvolvimento” e, muito provavelmente de forma desordenada e sem a infra-estrutura necessária, causando o “incremento” do processo de eutrofização.

A eutrofização foi reconhecida como um problema de poluição nos lagos e reservatórios da Europa Ocidental e na América do Norte em meados do Século XX (Rohde, 1969 *apud* WHO, 1999). Desde então, tornou-se mais comum, especialmente em algumas regiões, e tem provocado deterioração do ambiente aquático e graves problemas para a utilização da água, particularmente no tratamento de água potável (WHO, 1999). Tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento, há mananciais de abastecimento que apresentam água com qualidade preocupante, podendo causar intoxicação de populações pelo consumo de água contaminada por cianobactérias tóxicas.

Essa situação já foi verificada no Brasil, quando, em fevereiro de 1996, 89% dos pacientes que se submeteram à hemodiálise em uma clínica em Caruaru – Pernambuco, Brasil, começaram a se queixar de mal-estar. Subsequentemente, mais de 75 % dos pacientes desenvolveram falha aguda no fígado e cerca de 40 % de óbitos foram registrados até dezembro daquele ano, devido à água utilizada na hemodiálise estar contaminada por cianobactérias, as quais acabaram por liberar toxinas na água, a denominada “Síndrome Caruaru” (CARMICHAEL *et al.*, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2002; YUAN *et al.*, 2006).

Nos reservatórios de abastecimento de água, as cianobactérias predominam sobre os outros grupos fitoplanctônicos (microalgas). Dentre os motivos, destacam-se as características fisiológicas pelas quais as cianobactérias assimilam os nutrientes (N e P) do meio aquático. De maneira geral, as cianobactérias são menos eficientes na assimilação desses nutrientes do que as microalgas (algas verdes ou diatomáceas, por

exemplo), que, em condições normais, crescem mais e melhor. No entanto, ao produzir uma descarga excessiva de nutrientes nos reservatórios, o homem propicia uma maior oferta desses nutrientes, facilitando a assimilação dos mesmos e o crescimento das cianobactérias (FUNASA, 2003). Proença e colaboradores (1999) reportam, por exemplo, que em tais condições ocorrem as florações de *Cylindrospermopsis raciborskii*, responsável pela liberação de saxitoxinas, na região sul do país.

Como forma de remediar os inconvenientes causados pela presença de cianobactérias e microalgas nos mananciais de abastecimento, diversas técnicas de tratamento de água podem ser aplicadas; contudo, a filtração direta não pode ser citada como exemplo, devido à característica da água não ser adequada para este tratamento e a remoção das cianobactérias e microalgas não ser efetiva, sendo necessário um tratamento alternativo ou complementar.

Verificando a deficiência da filtração direta, a pesquisa em questão avaliou um sistema de dupla filtração em meio granular: filtração direta ascendente (FDA) precedida de filtro de lavagem contínua.

## 2. Objetivos

### 2.1 Objetivo Geral

Estudo de um sistema de tratamento de águas para a remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas, presentes em mananciais de captação superficial eutrofizados através da tecnologia Filtração Direta com Filtros de Lavagem Contínua.

### 2.2 Objetivos Específicos

1. Avaliação da aplicabilidade da filtração direta utilizando filtros de lavagem contínua no tratamento de água com elevada densidade de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas;
2. Estudo e avaliação da eficiência do filtro de lavagem contínua para o tratamento de água;
3. Avaliação da influência do filtro de lavagem contínua nas carreiras de filtração;
4. Avaliação da dinâmica dos parâmetros físico-químicos e biológicos através da técnica utilizada em cada uma das fases da pesquisa;
5. Determinação da produção efetiva do sistema de tratamento de água proposto.

### 3. Metodologia

A metodologia proposta baseou-se em estudo experimental com instalações de pilotos para tratamento de água com elevada densidade de cianobactérias, microalgas e cianotoxinas.

Para atingir os objetivos, este trabalho foi desenvolvido em três etapas; sendo a Etapa 3, em três fases. No delineamento experimental, as etapas 1 e 2 podem ser resumidas como etapas “pré-experimental”; pois tratam de levantamento de parâmetros operacionais para o sistema piloto e de ensaios de Jarreste. Já na Etapa 3, procurou-se responder a questão da hipótese e atender aos objetivos da pesquisa mediante ensaio na instalação piloto.

#### 3.1 ETAPA 1: ESTUDOS PRELIMINARES DO SISTEMA PILOTO

Nesta etapa, estabeleceu parâmetros para o funcionamento do sistema piloto; além de ajustes hidráulicos:

Taxa do filtro de lavagem contínua. A taxa de filtração do filtro de lavagem contínua foi fixada em  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ .

Taxa do filtro ascendente. A taxa de filtração ascendente fixada foi de 150, 200 e  $250 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ .

#### 3.2 ETAPA 2: ENSAIO DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO EM DESCONTÍNUO (JARRESTE)

Nesta etapa, determinou-se a dosagem de sulfato de alumínio (SA) a ser empregada posteriormente nos ensaios em contínuo no piloto de filtração de lavagem contínua e ascendente.

Nos ensaios de coagulação foi utilizado equipamento de jarreste acoplado a filtros de laboratório de areia (FLAs – filtro de areia).

#### 3.3 ETAPA 3: ENSAIOS CONTÍNUO

Esta etapa se subdividiu em três fases; provendo esta o produto final, os resultados do trabalho.

### 3.3.1 Fase 1

Nessa fase, a água bruta foi captada do manancial eutrofizado de forma contínua, seguindo para o processo de filtração de lavagem contínua com adição de coagulante específico e por fim a água foi conduzida ao filtro ascendente, no qual não foi adicionado coagulante.

As Figuras 1 e 2 apresentam o organograma e o desenho da instalação piloto, respectivamente, da Fase 1 da Etapa 3 da pesquisa.

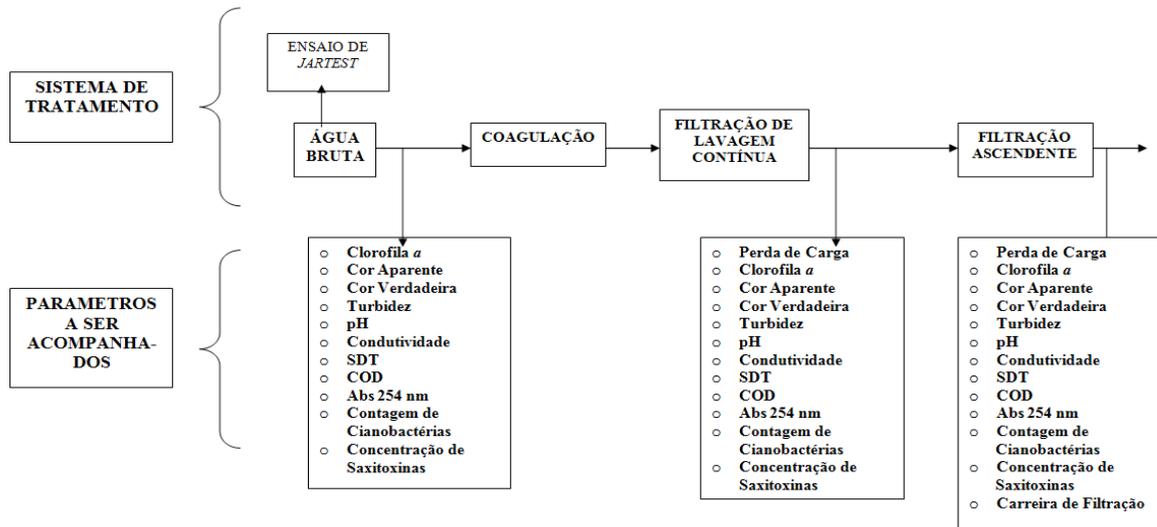


Figura 1 - Organograma da Fase 1 da Etapa 3 da pesquisa.

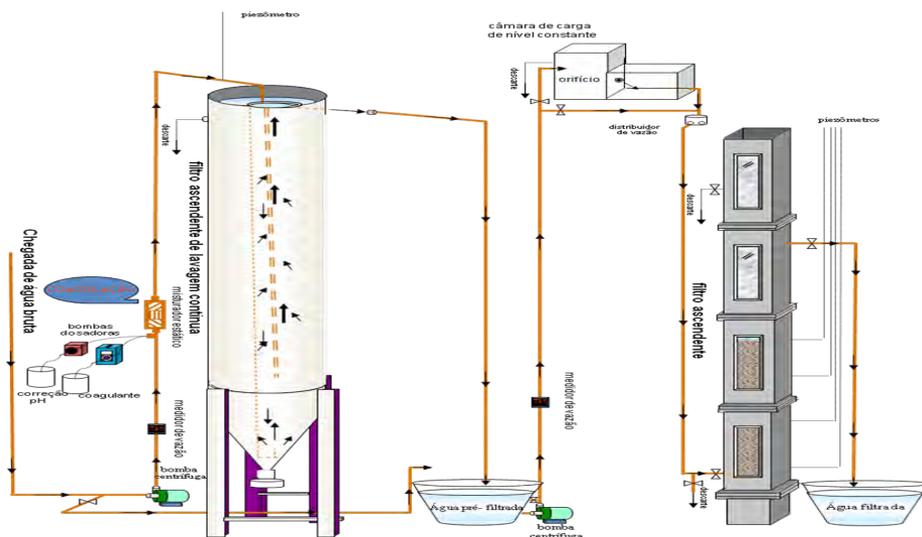


Figura 2 - Desenho da Instalação Piloto de Dupla Filtração (Filtração de Lavagem Contínua e Filtração Ascendente) da Fase 1 da Etapa 3 da pesquisa.

### 3.3.2 Fase 2

Essa fase foi semelhante à anterior; o diferencial foi que, nesta fase, tanto o sistema de filtração ascendente como o filtro de lavagem contínua receberam coagulante.

As Figuras 3 e 4 apresentam o organograma e o desenho da instalação piloto, respectivamente, da Fase 2 da Etapa 1 da pesquisa.

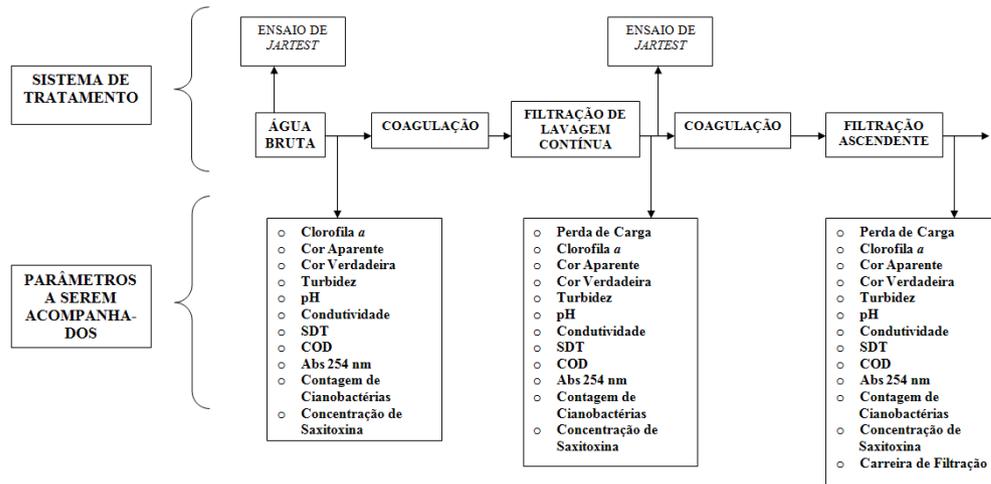


Figura 3 - Organograma da Fase 2 da Etapa 3 da pesquisa.

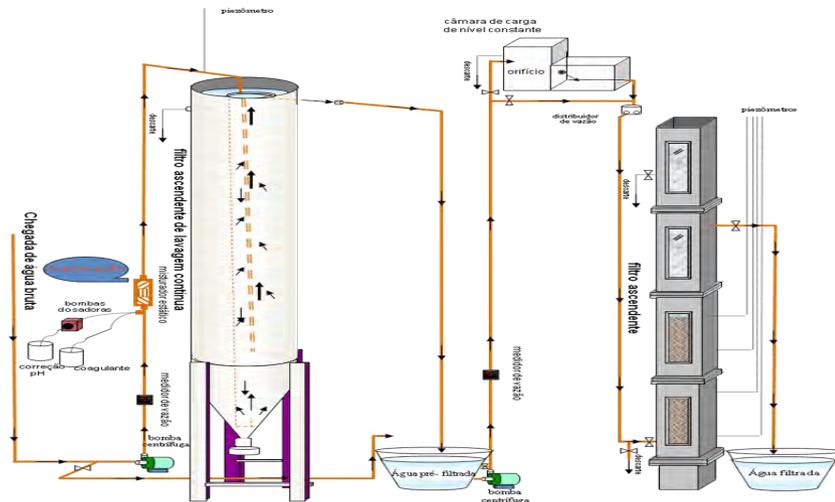


Figura 4 - Desenho da Instalação Piloto de Dupla Filtração (Filtração de Lavagem Contínua e Filtração Ascendente) da Fase 2 da Etapa 3 da pesquisa.

### 3.3.3 Fase 3

Essa fase foi semelhante às fases anteriores, porém agora a filtração de lavagem contínua não recebeu coagulante, apenas a FDA.

As Figura 5 e Figura 6 apresentam o organograma e desenho da instalação piloto, respectivamente, da Fase 2 da Etapa 1 da pesquisa.

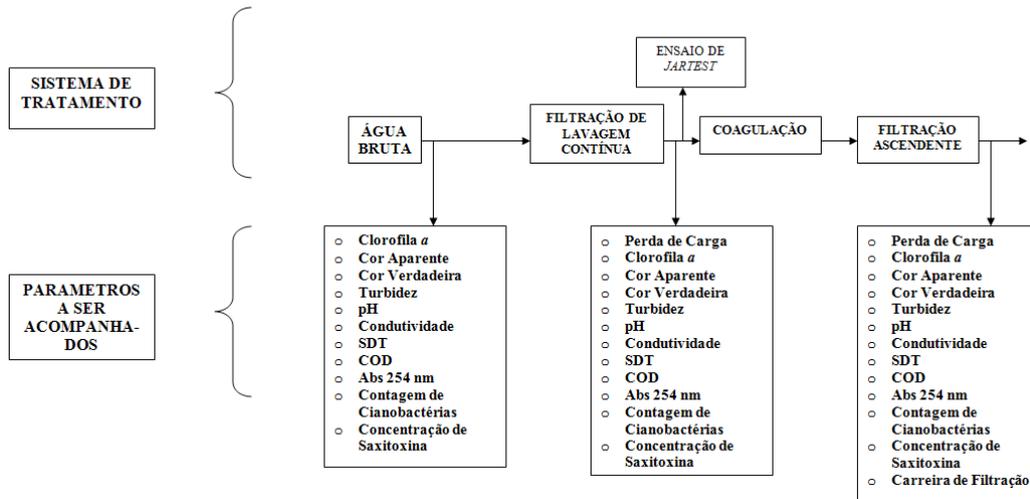


Figura 5 - Organograma da Fase 3 da Etapa 3 da pesquisa.

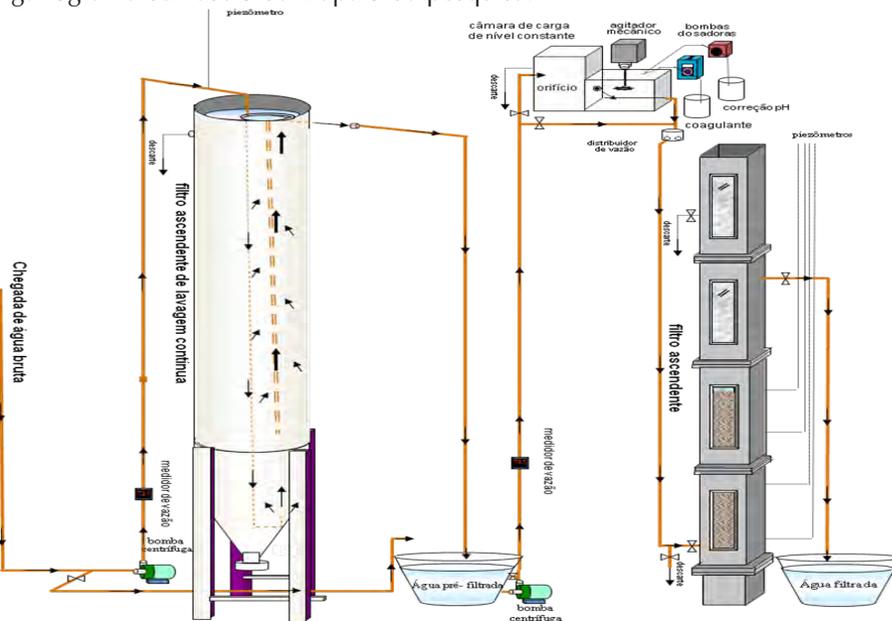


Figura 6 - Desenho da Instalação Piloto de Dupla Filtração (Filtração de Lavagem Contínua e Filtração Ascendente) da Fase 3 da Etapa 3 da pesquisa.

### 3.4 Amostragem

As amostras coletadas foram: Água Bruta (AB); efluente do Filtro de Lavagem Contínua da Primeira Fase (FLC1); efluente do Filtro Ascendente da Primeira Fase (FA1); efluente do Filtro de Lavagem Contínua da Segunda Fase (FLC2); efluente do Filtro Ascendente da Fase 2 (FA2); efluente do Filtro de Lavagem Contínua da Fase 3 (FLC3) e efluente do Filtro Ascendente da Terceira Fase (FA3). Sendo acompanhada também a perda de carga e a duração da carreira de filtração.

A Tabela 1 apresenta os parâmetros de qualidade da água que foram analisadas, métodos analíticos, equipamentos e frequência de coletas em cada ponto de amostragem, nas três fases da Etapa 3.

**Tabela 1** - Relação dos parâmetros de qualidade da água, metodologias, equipamentos utilizados e frequência de coletas em cada ponto de amostragem na avaliação das seqüências de tratamento\*.

PARAMETROS	MÉTODOS ANALÍTICOS	EQUIPAMENTOS	FREQUÊNCIA DAS COLETAS NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM						
			AB	FLC1	FLC2	FLC3	FA1	FA2	FA3
Perda de carga (cm)	Visual	Piezômetros	-	-	-	-	Diária Horária	Diária Horária	Diária Horária
Clorofila a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Extração em etanol a 95 % com medida de absorbância em $\lambda = 665 \text{ nm}$	Espectrofotômetro**	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
Cor aparente (uH)	Platinum – Cobalt -S,M	Espectrofotômetro** $\lambda = 455 \text{ nm}$	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
Cor verdadeira (uH)	Platinum – Cobalt -S,M, com filtragem a vácuo em membrana 0,45 $\mu\text{m}$	Espectrofotômetro*** $\lambda = 455 \text{ nm}$	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
Turbidez (uT)	Nefelométrico	Turbidímetro***	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
pH	Potenciométrico	pHmetro HACH Sension	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
Condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	Método da resistência elétrica	Condutivímetro HACH	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
Sólidos Dissolvidos Totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Método da resistência elétrica	Condutivímetro HACH	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
COD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Espectrometria	COT Shimadzu	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária
Absorção de Radiação UV em 254 nm	Espectrometria	Espectrofotômetro	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária	Diária

Continua.

PARAMETROS	MÉTODOS ANALÍTICOS	EQUIPAMENTOS	FREQUÊNCIA DAS COLETAS NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM						
			AB	FLC1	FLC2	FLC3	FA1	FA2	FA3
Concentração de Cianotoxinas (cel.mL <sup>-1</sup> )	Cromatografia líquida de alta eficiência com derivatização pós-coluna e detecção de fluorescência.	Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência (HPLC)	1 vez ****	1 vez ****	1 vez ****	1 vez ****	1 vez ****	1 vez ****	1 vez ****
Tempo de Carreira de Filtração (h)			-	-	-	-	-	-	-

\*As análises se baseiam na 20ª edição do *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

\*\* HACH/DR2010; \*\*\* HACH/2100AN; \*\*\*\* 1 vez: quando a perda de carga do filtro ascendente atingir 50 cm.

### 3.5 Análise de Saxitoxina (STX)

O método analítico empregado para detecção da saxitoxina (STX) foi por cromatografia líquida de alta eficiência com detector de fluorescência (HPLC/FD) e derivatização pré-coluna. A metodologia de análise empregada é recomendada pela AOAC (2005) e foi aplicada neste estudo com algumas modificações. As análises da STX foram realizadas no Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. As amostras coletadas foram filtradas em membrana 0,45  $\mu\text{m}$  e congeladas para posterior análise.

O método analítico estabelecido foi validado a partir de uma avaliação intensiva de vários parâmetros do detector. A sensibilidade, o limite de quantificação e o limite de detecção do método foram obtidos pelo método de relação sinal/ruído (RIBANI *et al.*, 2004). Os testes de ajuste e a curva de calibração foram realizados com o padrão referência certificado da STX fornecido pelo *Institute for Marine Biosciences* - NRC, Canadá. A menor área da STX detectável e quantificável com segurança foi a concentração de 1,25  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , numa relação sinal ruído de 10:1, sendo este valor definido como o limite de quantificação do método (LQ). Esse valor corresponde ao 1º ponto da curva de calibração, conferindo maior precisão e exatidão ao método estabelecido. Picos correspondentes à STX em proporções de área abaixo do LQ foram possíveis detectar, mas não foram possíveis de quantificar. O valor de 0,3  $\mu\text{g.L}^{-1}$  foi detectado e identificado como sendo a STX, numa relação sinal ruído de 3:1, sendo este valor definido como o limite de detecção (LD) do método.

### 3.6 Filtro piloto de lavagem contínua

O filtro opera continuamente, ou seja, a operação não precisa ser interrompida para retrolavagem ou limpeza da areia. A água que entra é filtrada, percorrendo em fluxo ascendente o leito de areia enquanto esta se move para baixo. Simultaneamente com o processo de filtração, a areia suja é lavada em um lavador de areia e os sólidos suspensos são descarregados com a água de lavagem.

O filtro piloto de lavagem contínua foi construído em aço inoxidável. O filtro trabalhava com escoamento ascendente e a autolavagem é feita com injeção de ar.

O filtro apresenta as seguintes características:

- Altura: 4m;
- Área: 0,80 m<sup>2</sup>;
- Altura do meio filtrante: 2 m;
- Granulometria da areia: 0,8 – 1,4 mm;

- Sistema de lavagem contínua com vazão de ar de 8 L. min<sup>-1</sup> e pressão de ar de 5,5 Bar.

### 3.6.1 Filtro Piloto Ascendente

O filtro ascendente foi construído em aço inoxidável, com seção quadrada de 20 cm de lado. A camada suporte (C.S.) possui uma espessura total de 60 cm e o meio filtrante, composto por areia de diferentes granulometrias, com 1,80 m de espessura total. A Tabela 2 apresenta as características do meio filtrante do filtro ascendente.

**Tabela 2** - Características do Meio Granular do Filtro Ascendente.

CAMADA SUPORTE			AREIA		
Subcamadas	Diâmetro (mm)	Espessura (cm)	Subcamadas	Diâmetro (mm)	Espessura (cm)
Base	19,0 a 12,60	22	Base	1,68 a 2,30	60
2 <sup>a</sup>	6,4 a 12,70	7	2 <sup>a</sup>	1,19 a 1,68	54
3 <sup>a</sup>	3,2 a 6,40	7	3 <sup>a</sup>	0,83 a 1,19	40
4 <sup>a</sup>	3,2 a 2,40	10	Topo	0,59 a 0,83	26
5 <sup>a</sup>	3,2 a 9,50	7	<b>Espessura Total</b>		180
Topo	12,7 a 19,0	7	Diâmetro Efetivo ≈ 0,70 mm		
<b>Espessura Total</b>		60	Coeficiente CD < 2		

### 3.6.2 Carreiras de Filtração

O filtro ascendente operou com taxas de filtração de 150, 200 e 250 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup> e com carga hidráulica variável. O registro da perda de carga foi realizado no filtro ascendente, por um conjunto de piezômetros instalados em diferentes profundidades ao longo do filtro. As carreiras de filtração foram interrompidas sempre que a perda de carga total no meio filtrante atingisse um metro (1,0 m) ou quando a qualidade da água filtrada entrava num processo crescente de degradação (transpasse de sólidos).

## 4. Resultados alcançados e discussão

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos na etapa experimental. Primeiramente são descritos os ajustes hidráulicos necessários para o

desenvolvimento do trabalho. Em seguida, apresentam-se os resultados obtidos nos ensaios de jarteste e nos ensaios contínuos.

## 4.1 Ajustes hidráulicos

Observaram-se problemas na circulação de areia do filtro de lavagem contínua. Isso se deve, provavelmente, à presença de sólidos grosseiros tanto na água bruta quanto no meio filtrante, prejudicando o funcionamento do injetor de ar, e a problemas que ocorreram com a injeção de ar comprimido no início da operação do filtro. Esses problemas acabaram por causar a colmatção da camada filtrante e, conseqüentemente, uma elevada perda de carga, sendo o tempo de carreira de filtração do filtro de lavagem contínua de apenas 16 horas.

Para sanar esse inconveniente, desligou-se a entrada de água bruta do filtro, deixando somente o ar circulando e controlando a “movimentação” da areia. Utilizou-se também uma mangueira de ar no injetor de ar, para fornecer mais ar e, conseqüentemente, maior força de arraste de areia para cima. Contudo, esse procedimento não foi suficiente.

Aplicou-se, também, cerca de 20 litros de solução desentupidora a base de soda cáustica e deixou-se apenas o ar circulando no filtro por um período de 45 horas. Depois da aplicação da solução desentupidora, também foi feita uma limpeza manual no injetor de ar, para que materiais grosseiros fossem retirados.

Entretanto, nenhuma das medidas foi suficiente para resolver o problema. Então, decidiu-se por reconstruir o filtro com diferença na área e na altura do filtro. O primeiro filtro tinha área de 0,30 m<sup>2</sup> e altura de 3 m; a área do segundo filtro é 0,80 m<sup>2</sup> e a altura 4 m. O provável problema do filtro foi na câmara de pressão, que impedia o arraste da areia e, conseqüentemente, o perfeito funcionamento do filtro.

## 4.2 ETAPA 2: Ensaio de coagulação e floculação em descontínuo (jarteste) – primeiro ensaio

### 4.2.1 FASE 1 – Primeiro ensaio

A partir dos resultados, decidiu-se trabalhar com a solução de sulfato de alumínio (SA), concentrado a 5 % e 1 %. Escolheu-se trabalhar com a dose de 20 mg.L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio, com um valor de pH de 5,75.

#### 4.2.2 FASE 2 – Primeiro ensaio

A partir dos resultados, decidiu-se trabalhar com a solução de sulfato de alumínio (SA), concentrado a 1 %. Escolheu-se trabalhar com a dose de 0,8 mg.L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio, com um valor de pH de 5,37.

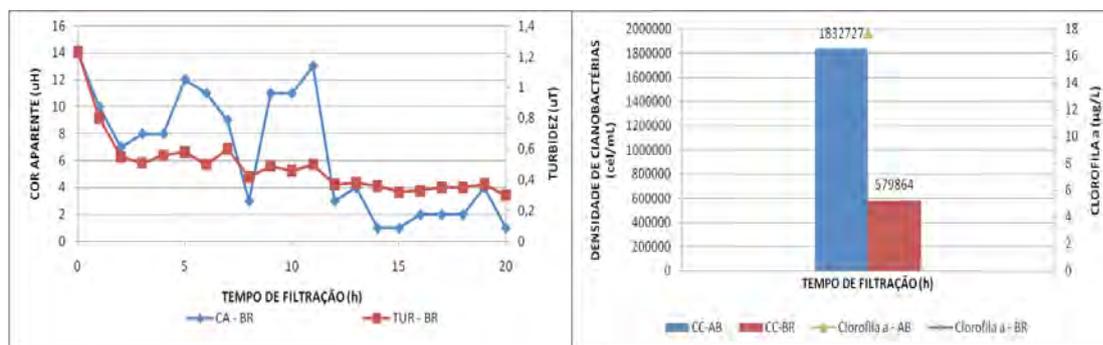
#### 4.2.3 FASE 3 – Primeiro ensaio

Ao se realizar o ensaio de jarteste na água da saída do filtro de lavagem contínua sem adição de coagulante, não se observou modificação na dosagem de sulfato de alumínio. Por esse motivo, decidiu-se trabalhar com a mesma dosagem de sulfato de alumínio da Fase 1, 20 mg.L<sup>-1</sup> na entrada do filtro ascendente.

### 4.3 Etapa 3: Ensaio contínuo – primeiro ensaio

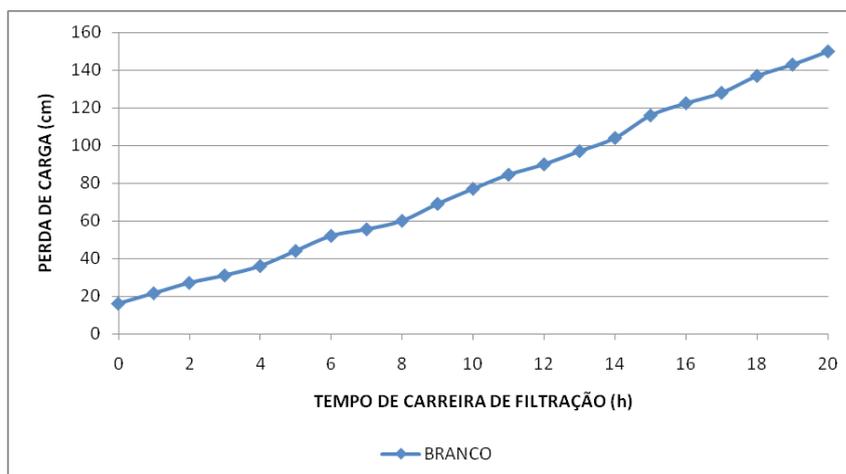
Sendo objetivos específicos desta pesquisa, avaliar a aplicabilidade da filtração direta utilizando filtro de lavagem contínua no tratamento de água com elevada densidade de cianobactérias e avaliar a influência do filtro de lavagem contínua no tempo das carreiras de filtração; fez-se necessário a realização de um “branco”. Ou seja, monitorou-se todos os parâmetros observando apenas o comportamento do filtro ascendente, após receber o coagulante na dosagem especificada anteriormente.

A Figura 7 apresenta o gráfico para cor aparente e turbidez *versus* tempo de operação. E a Figura 8 apresneta o gráfico da perda de carga ao longo da carreira de filtração.



BR: Branco

**Figura 7** - Cor aparente, turbidez, densidade de cianobactérias e clorofila a da água filtrada *versus* tempo de operação – Branco.

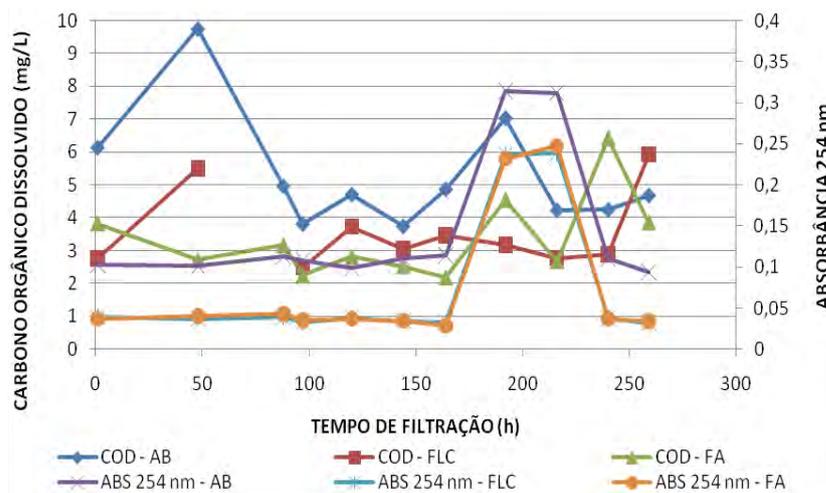


**Figura 8** - Perda de carga ao longo da carreira de filtração.

O tempo de carreira de filtração do Branco foi de 20 horas. Durante a carreira, a turbidez sempre se apresentou abaixo de 1,0 uT; sendo que a partir da 12ª hora, a turbidez se apresentou abaixo de 0,4 uT, continuando assim até o fim da carreira de filtração.

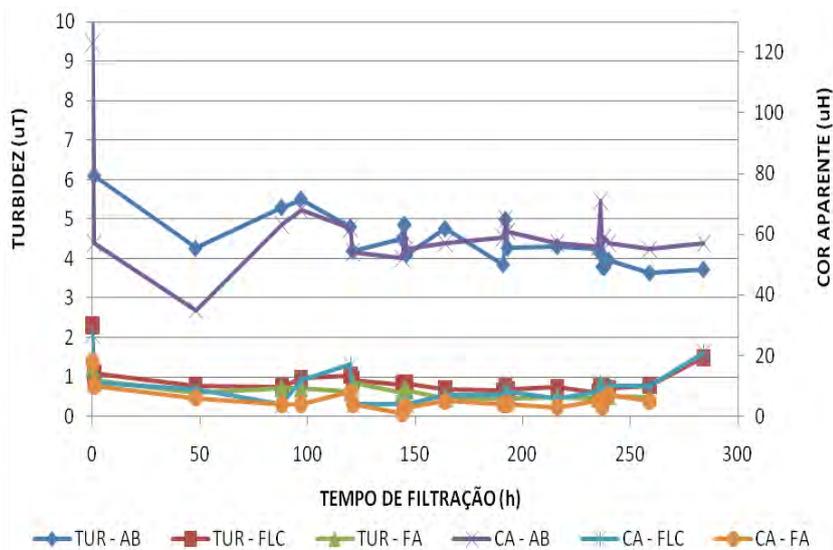
#### 4.3.1 Fase 1 – Primeiro ensaio

A Fase 1 se iniciou dia 25 de março e findou dia 05 de abril de 2009, sendo um total de 259 horas de operação do sistema. As Figura 9 a Figura 12 apresentam os resultados da Fase 1, no primeiro ensaio.



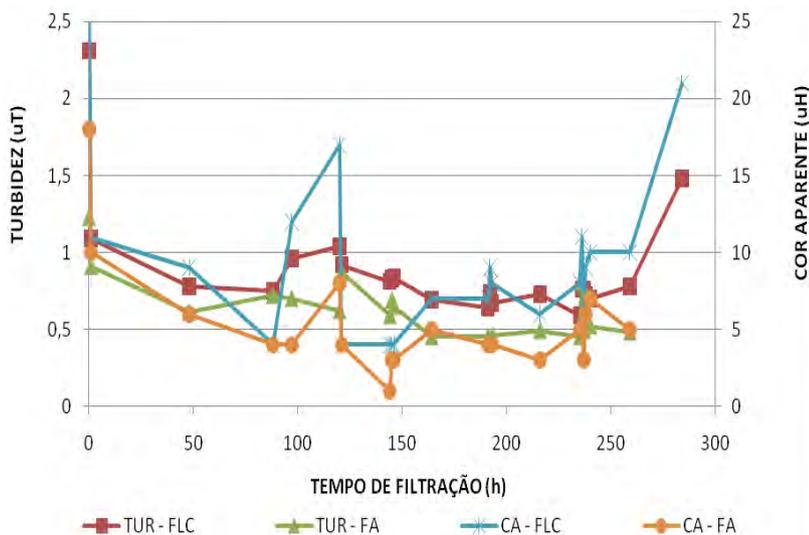
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 9** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorbância 254 nm na Fase 1, no primeiro ensaio.



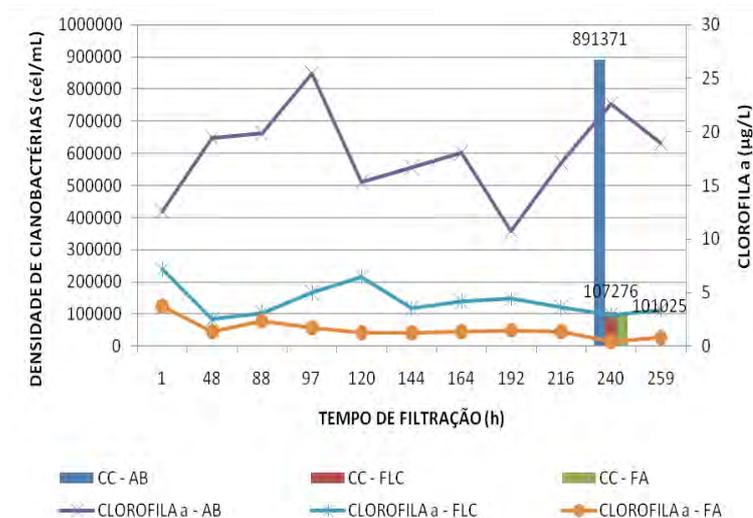
**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 10** - Valores de turbidez e cor aparente na Fase 1, no primeiro ensaio.



**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 11** - Valores de turbidez e cor aparente do filtro de lavagem contínua e ascendente na Fase 1, no primeiro ensaio.



CC: Densidade de Cianobactérias. AB: Água Bruta. FLC: Filtro de Lavagem Contínua. FA: Filtro Ascendente.

**Figura 12** - Valores de clorofila a e densidade de cianobactérias na Fase 1, no primeiro ensaio.

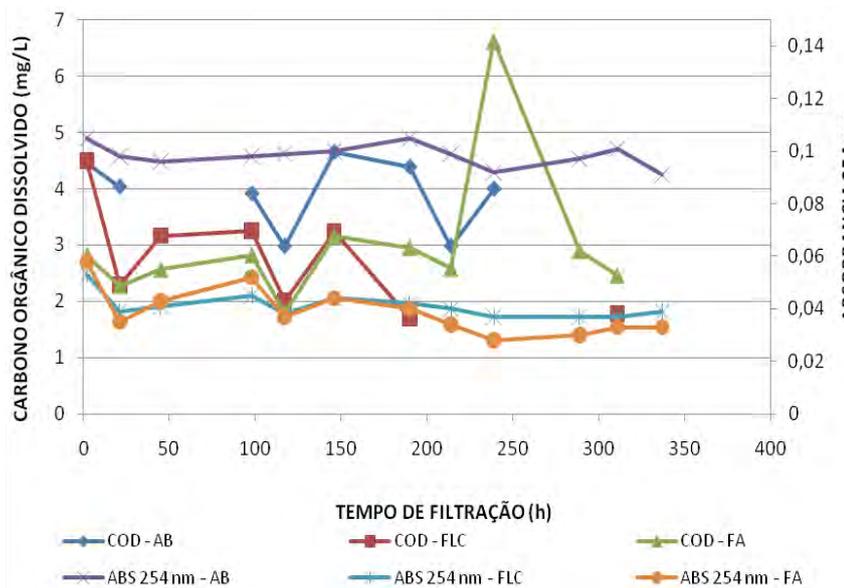
A Figura 9 mostra uma diminuição nos valores de absorvância 254 nm tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente. Os valores de carbono orgânico dissolvido também diminuíram, exceto nas duas últimas horas de operação do filtro.

Durante essa fase, os valores de turbidez do filtro de lavagem contínua estiveram sempre abaixo de 1,0 uT e os valores de cor aparente sempre abaixo de 25 uH (Figuras 10 e 11). No filtro ascendente, os valores de turbidez e cor aparente também foram baixos, sendo os valores máximos registrados 1,0 uT e 10 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente (Figuras 10 e 11).

Também nessa fase, percebeu-se uma diminuição considerável nos valores de clorofila a, superior a 95 % no final da carreira de filtração, e uma redução superior a 88 % na densidade de cianobactérias nos filtros de lavagem contínua e ascendente (Figura 12).

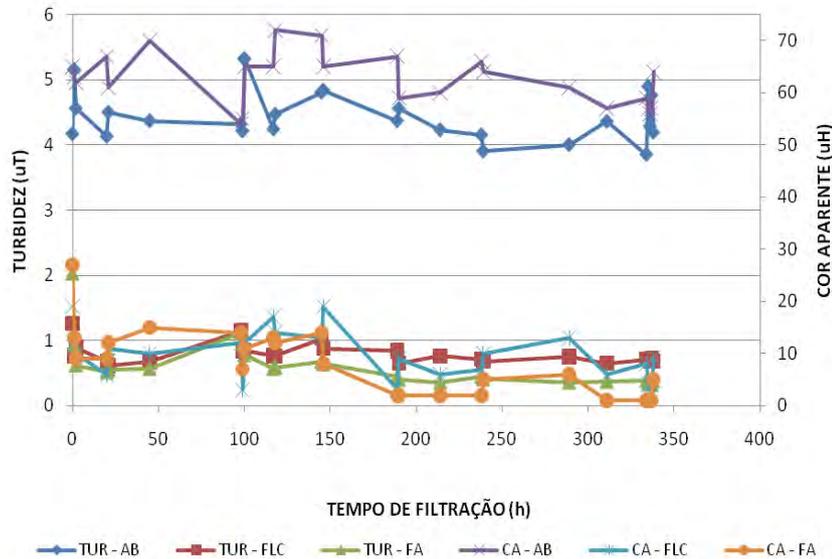
#### 4.3.2 Fase 2 – Primeiro Ensaio

A Fase 2, se iniciou dia 20 de maio e findou no dia 03 de junho de 2009, sendo um total de 337 horas de operação do sistema. As Figuras 13 à 16 apresentam os resultados da Fase 2.



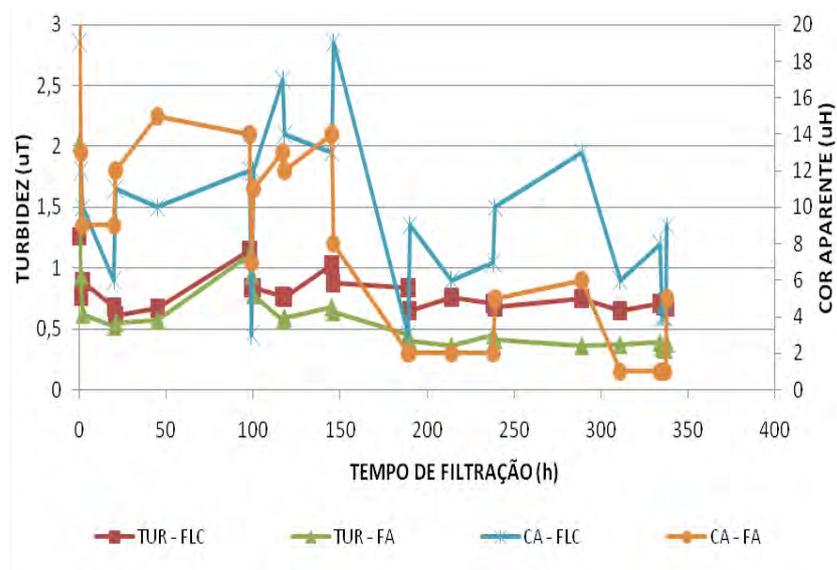
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância à 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 13** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorvância 254 nm na Fase 2, no primeiro ensaio.

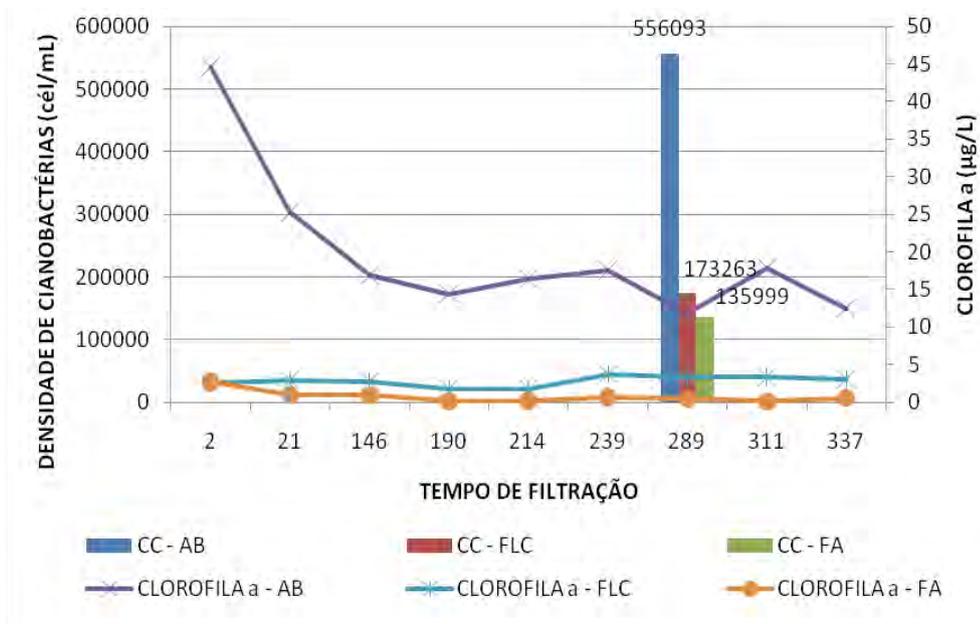


**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 14** - Valores de turbidez e cor aparente na Fase 2, no primeiro ensaio.



**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.  
**Figura 15** - Valores de turbidez e cor aparente do filtro de lavagem contínua e ascendente na Fase 2, no primeiro ensaio.



**CC:** Densidade de Cianobactérias. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.  
**Figura 16** - Valores de clorofila a e densidade de cianobactérias na Fase 2, no primeiro ensaio.

Conforme observado na Figura 13, percebe-se uma diminuição nos valores de absorvância 254 nm tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente.

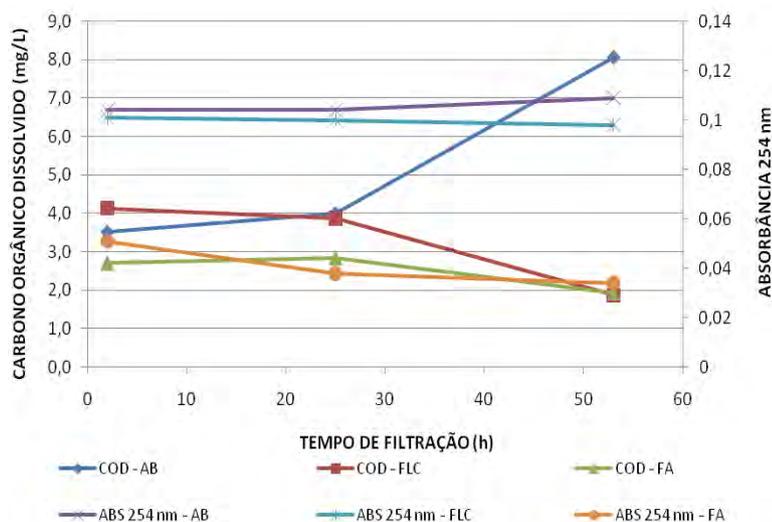
Os valores de carbono orgânico dissolvido também diminuíram, exceto por volta da hora 250 no filtro ascendente, onde se percebeu uma elevação na concentração do filtro ascendente.

Durante essa fase, os valores de turbidez do filtro de lavagem contínua estiveram sempre abaixo de 1,0 uT e os valores de cor aparente sempre abaixo de 20 uH (Figuras 14 e 15). No filtro ascendente, os valores de turbidez e cor aparente também foram baixos, sendo os valores máximos registrados 1,0 uT e 15 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente (Figuras 14 e 15).

Nesta fase (Figura 16) houve uma diminuição considerável nos valores de clorofila *a*, sendo essa remoção superior a 95 % no final da carreira de filtração, e superior a 75% na densidade de cianobactérias nos filtros de lavagem contínua e ascendente. Sendo que na fase 2, a densidade final de cianobactérias foi superior a da Fase 1.

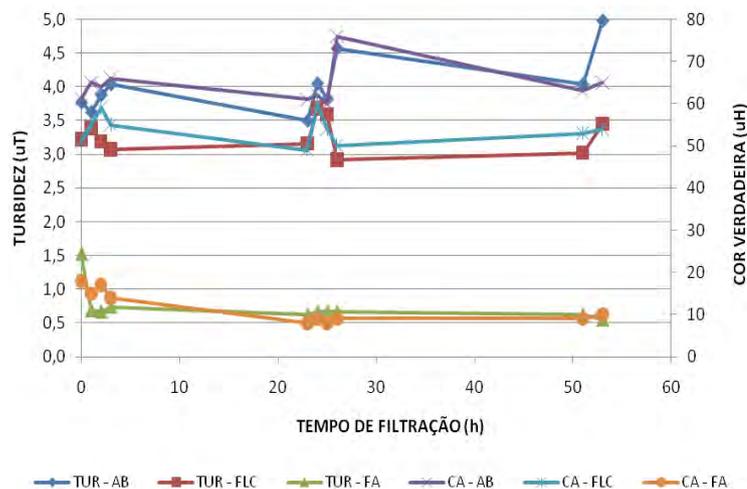
#### 4.3.3 Fase 3 – Primeiro ensaio

A Fase 3, se iniciou dia 04 de maio e findou dia 06 de maio de 2009, sendo um total de 53 horas de operação do sistema. As Figuras 17 a 20 apresentam os resultados da Fase 3.



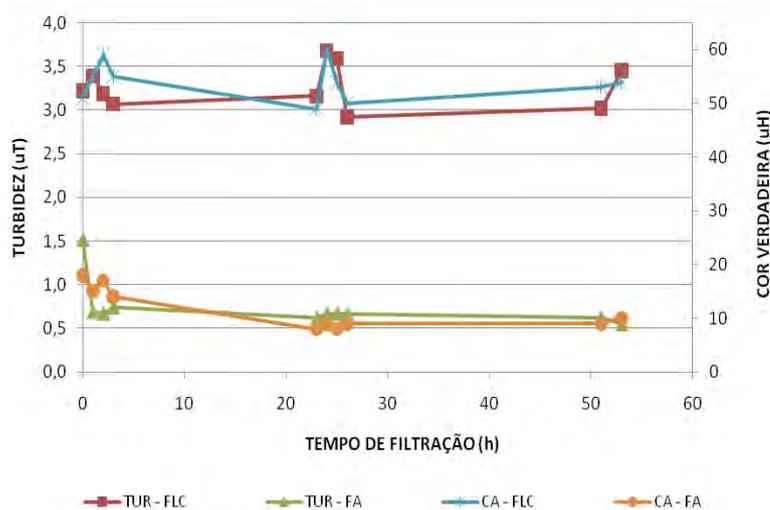
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância à 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 17** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorbância 254 nm na Fase 3, no primeiro ensaio.



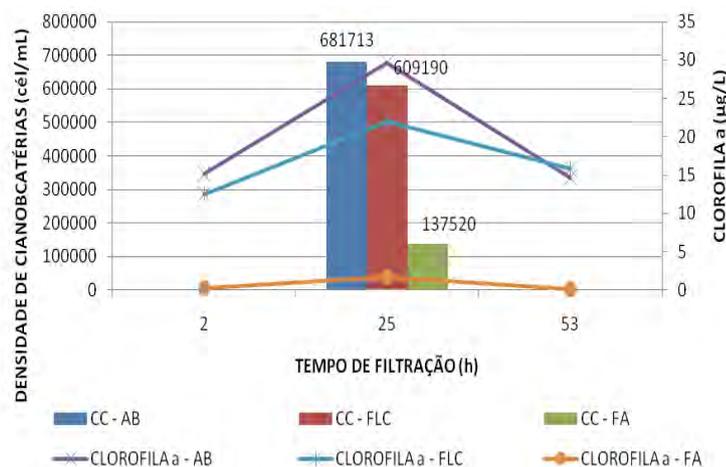
**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 18** - Valores de turbidez e cor aparente na Fase 3, no primeiro ensaio.



**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 19** - Valores de turbidez e cor aparente do filtro de lavagem contínua e ascendente na Fase 3., no primeiro ensaio



CC: Densidade de Cianobactérias. AB: Água Bruta. FLC: Filtro de Lavagem Contínua. FA: Filtro Ascendente.

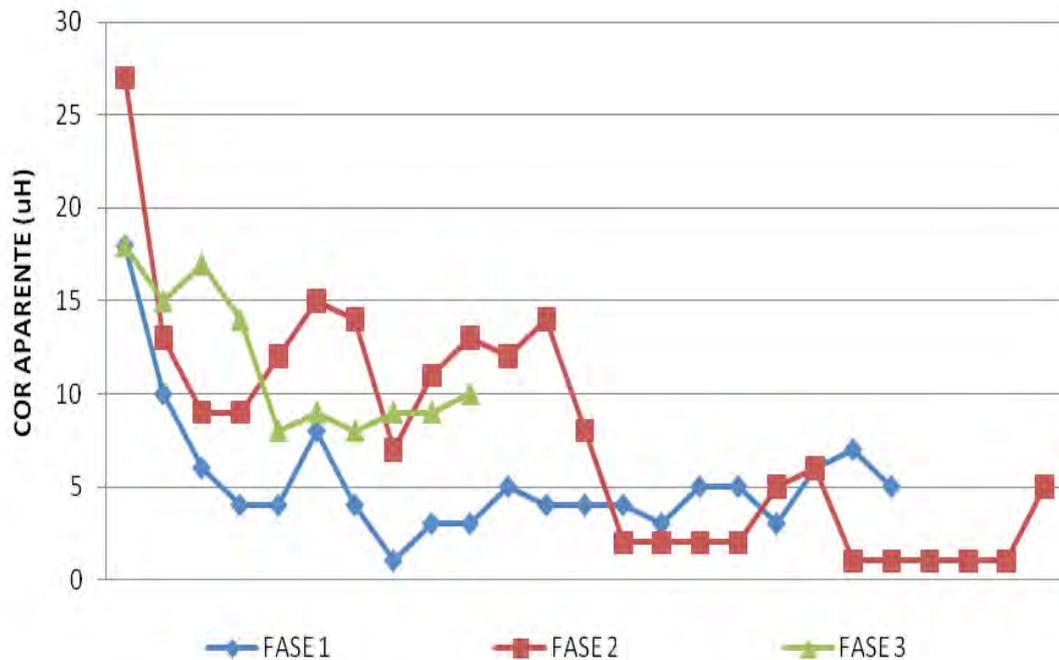
**Figura 20** - Valores de clorofila a e densidade de cianobactérias na Fase 3, no primeiro ensaio.

Por meio da Figura 17, percebe-se uma diminuição nos valores de absorvância 254 nm no filtro ascendente. Os valores de carbono orgânico dissolvido também diminuiram, tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente.

Durante essa fase, os valores de turbidez do filtro de lavagem contínua estiveram sempre abaixo de 4,0 uT e os valores de cor aparente sempre abaixo de 60 uH (Figuras 18 e 19). No filtro ascendente, os valores de turbidez e cor aparente também foram baixos, sendo os valores máximos registrados 1,0uT e 15uH para turbidez e cor aparente, respectivamente (Figuras 17 e 18).

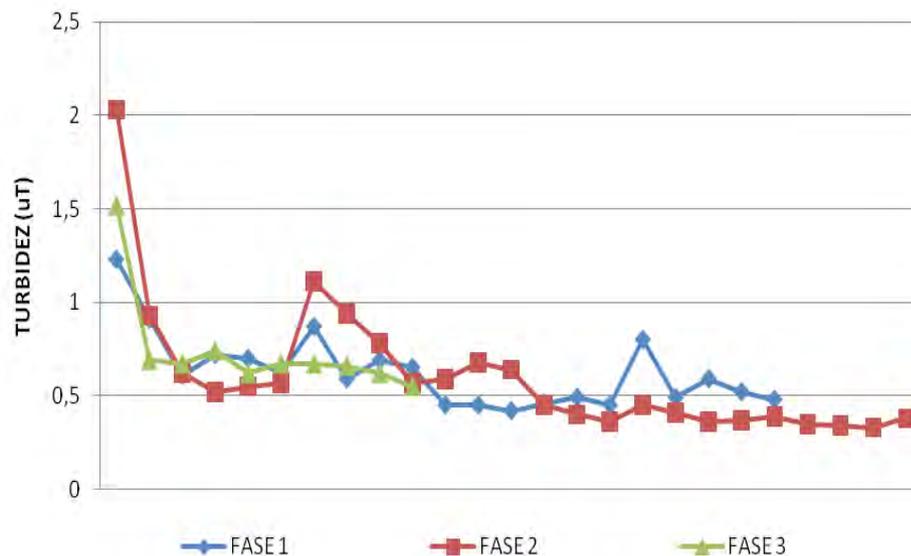
Diferentemente do que se percebeu na Fase 1 e Fase 2, na Fase 3 (Figura 20) a diminuição da clorofila a só foi considerável no filtro ascendente, sendo a remoção superior a 96% no fim da carreira de filtração. Nesta fase a remoção da densidade de cianobactérias no final do sistema foi superior a 79%; sendo que no filtro de lavagem contínua a remoção da densidade de cianobactérias foi inferior a 11%.

Para avaliar o melhor sistema de filtração, Fase 1, Fase 2 e Fase 3, fez-se uma comparação dos valores do efluente final de cada sistema, do parâmetros cor aparente e turbidez dos três sistemas. As Figuras 21 e 22 apresentam esses resultados.



**Fase 1:** SA na entrada do filtro de lavação contínua. **Fase 2:** SA na entrada do filtro de lavação contínua e na entrada do filtro ascendente. **Fase 3:** SA na entrada do filtro ascendente.

**Figura 21** - Valores de cor aparente do efluente final dos três sistemas de filtração, no primeiro ensaio.



**Fase 1:** SA na entrada do filtro de lavação contínua. **Fase 2:** SA na entrada do filtro de lavação contínua e na entrada do filtro ascendente. **Fase 3:** SA na entrada do filtro ascendente.

**Figura 22** - Valores de turbidez do efluente final dos três sistemas de filtração, no primeiro ensaio.

A partir da Figura 21, percebe-se que o efluente dos três sistemas apresentam resultados abaixo do que determina a Portaria 518/04, 15 uH; sendo que apenas em um momento, na Fase 3, esse valor é maior. Observa-se também que na Fase 2, os valores sofrem variações até um determinado tempo, depois esses valores passam a ser os menores, quando se compara com a Fase 1 e Fase 3.

Semelhante ao que ocorreu com os valores de cor aparente, os valores de turbidez (Figura 22) também se encontram sempre abaixo do valor máximo permitido pela Portaria 518/04, tanto para consumo humano quanto para águas pós-filtração, exceto em um ponto, na Fase 2, onde esse valor é superior a 1 uT. E assim como para o parâmetro cor aparente, a turbidez da Fase 2 também sofre variações, até se estabilizar e apresentar resultados menores ao comparados com a Fase 1 e Fase 3.

#### **4.4 ETAPA 2: Ensaio de coagulação e floculação em descontínuo (JARTESTE) – segundo ensaio**

de posse dos bons resultados obtidos na primeira fase da pesquisa, decidiu-se testar duas novas taxas de filtração: 200 e 250  $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ . Para tanto, fez-se necessário realizar novos ensaios de jarteste.

##### **4.4.1 FASE 1 – Segundo ensaio**

A partir desses resultados, decidiu-se trabalhar com a solução de sulfato de alumínio (SA), concentrado a 5 % e 1 %. Escolheu-se trabalhar com a dose de 14  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de sulfato de alumínio, com um valor de pH de 5,95.

##### **4.4.2 FASE 2 – Segundo ensaio**

A partir dos resultados, decidiu-se trabalhar com a solução de sulfato de alumínio (SA), concentrado a 1 %. Escolheu-se trabalhar com a dose de 1,0  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de sulfato de alumínio, com um valor de pH de 4,63.

##### **4.4.3 FASE 3 – Segundo ensaio**

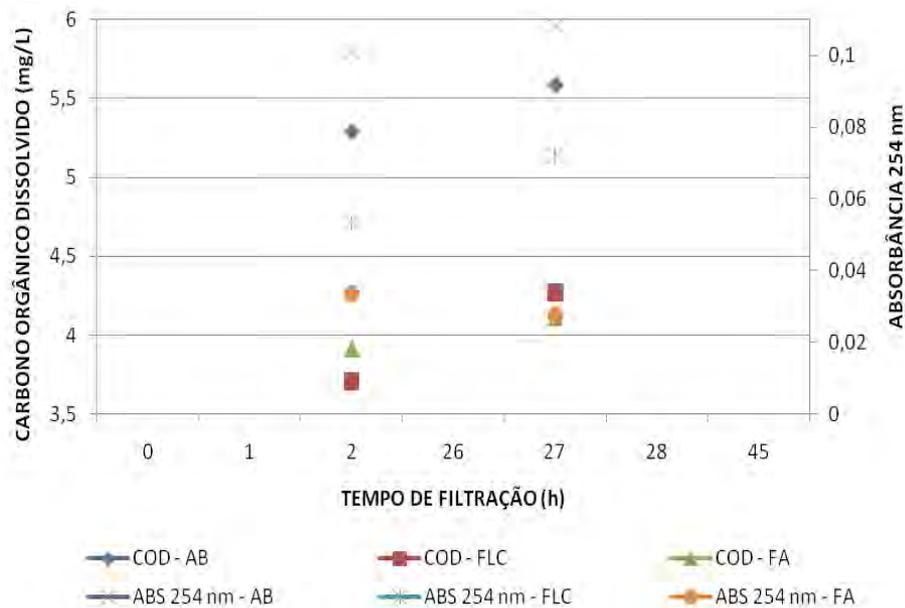
Como a Fase 3 foi a que produziu resultados menos satisfatórios, decidiu-se abandonar essa fase a partir do segundo ensaio.

#### 4.4.4 ETAPA 3: Ensaios contínuo – segundo ensaio

Devido aos bons resultados da pesquisa, decidiu-se testar e comparar três taxas de filtração, 150, 200 e 250  $\text{m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ .

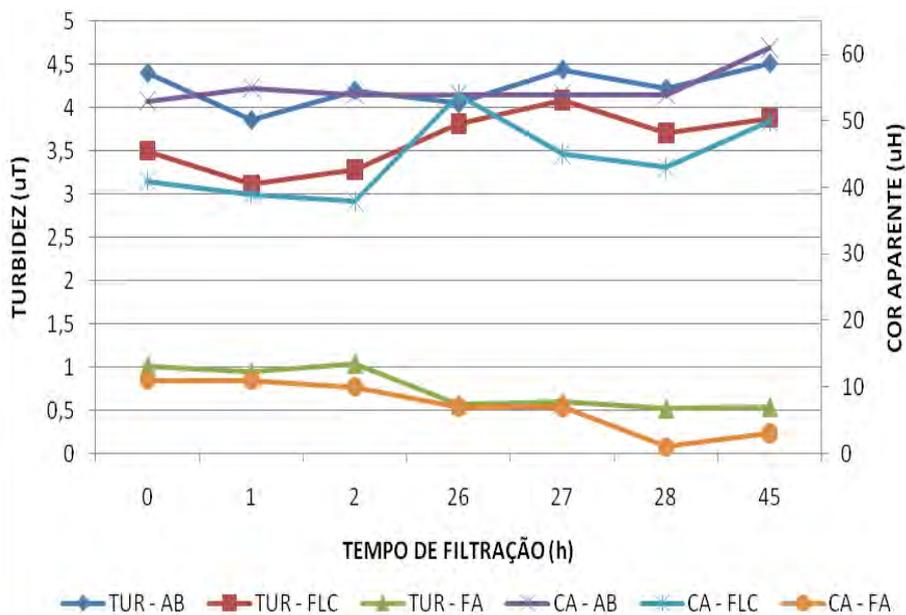
#### 4.4.5 Taxa de filtração de 150 $\text{m}^3.(\text{M}^2.\text{D})^{-1}$ – segundo ensaio

Essa fase se iniciou dia 13 de janeiro e findou dia 15 do mesmo mês de 2010, sendo um total de 45 horas de operação do sistema. As Figura 23 a Figura 26 apresentam os resultados para a taxa de filtração de 150  $\text{m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ .



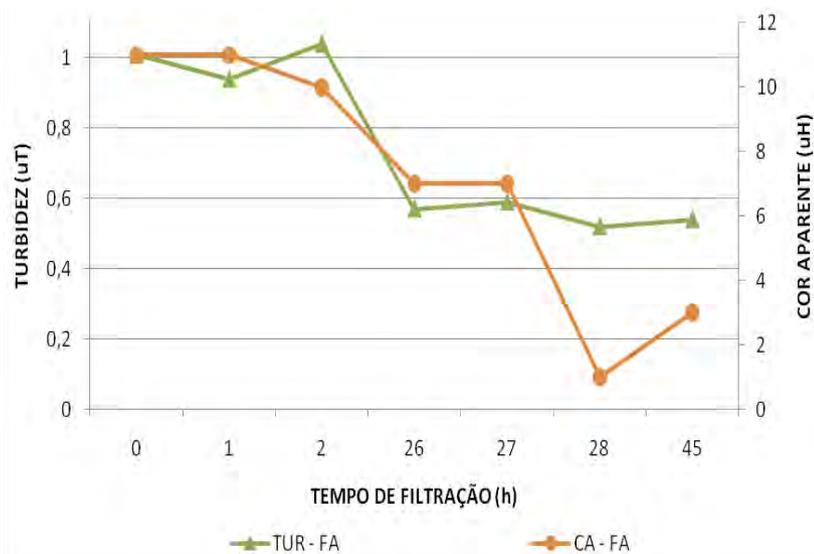
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância à 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 23** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorbância 254 nm para taxa de filtração de 150  $\text{m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



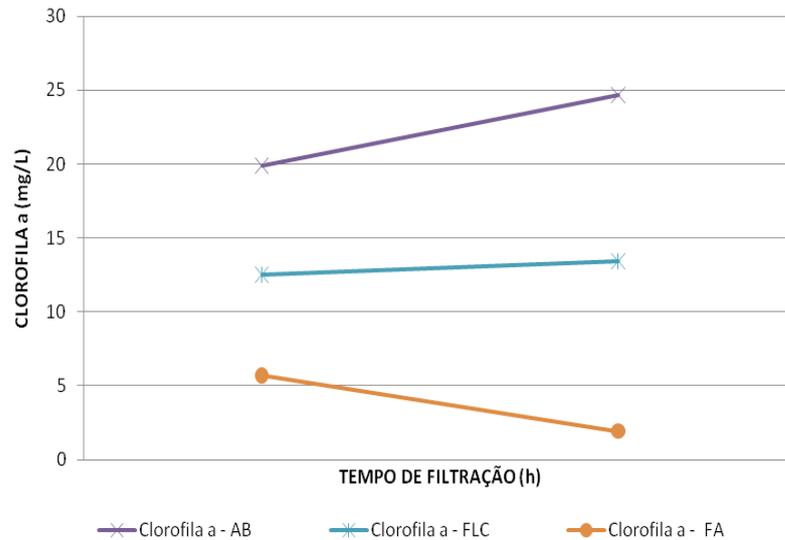
**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 24** - Valores de turbidez e cor aparente para taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 25** - Valores de turbidez e cor aparente do filtro de lavagem contínua e ascendente para taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



AB: Água Bruta. FLC: Filtro de Lavagem Contínua. FA: Filtro Ascendente.

**Figura 26** - Valores de clorofila a para taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.

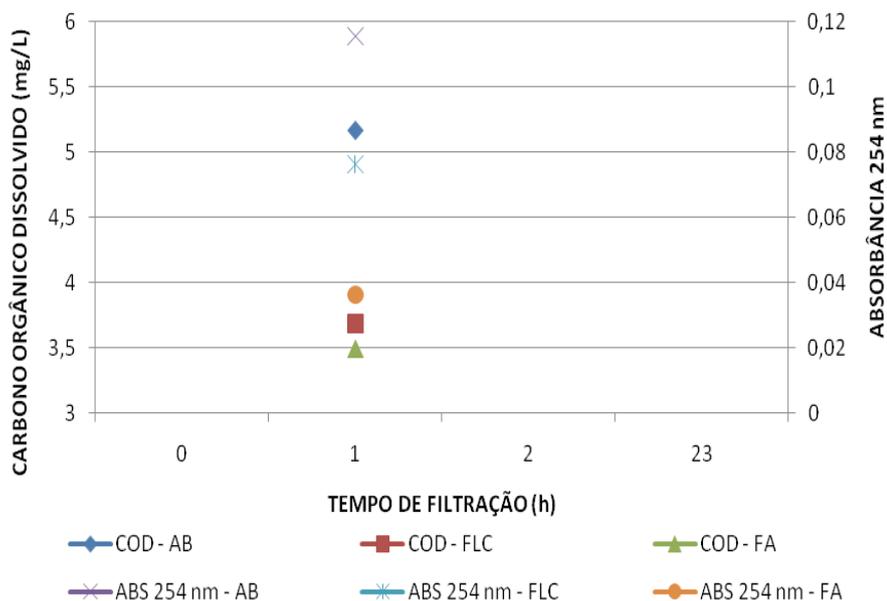
Por meio da Figura 23, percebe-se uma diminuição nos valores de absorvância 254 nm tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente. Os valores de carbono orgânico dissolvido também diminuíram, quando se compara com a água bruta, apesar de terem aumentado no decorrer da carreira de filtração.

Durante essa fase, os valores tanto de turbidez quanto de cor do filtro de lavagem contínua foram elevados (Figura 24). Tal situação se deve ao fato de a água bruta não receber coagulante na entrada do filtro de lavagem contínua. No filtro ascendente, os valores de turbidez e cor aparente foram baixos, sendo os valores máximos registrados 1,0 uT e 15 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente (Figura 24 e 25).

Nessa fase, percebeu-se uma diminuição nos valores de clorofila a no filtro ascendente, sendo a remoção final superior a 91 % - Figura 26.

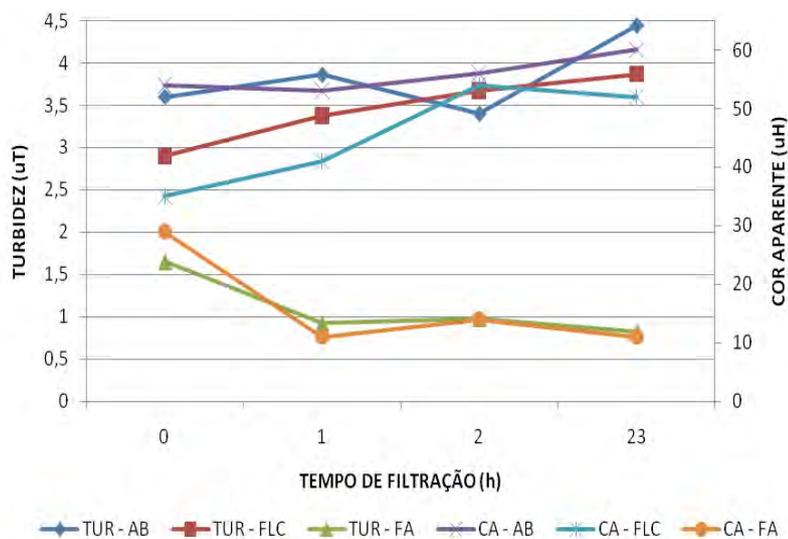
#### 4.4.6 Taxa de filtração de $200 \text{ m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ – segundo ensaio

Essa fase se iniciou dia 16 de janeiro e findou dia 17 do mesmo mês de 2010, sendo um total de 23 horas de operação do sistema. As Figura 27 a Figura 30 apresentam os resultados para a taxa de filtração de  $200 \text{ m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ .



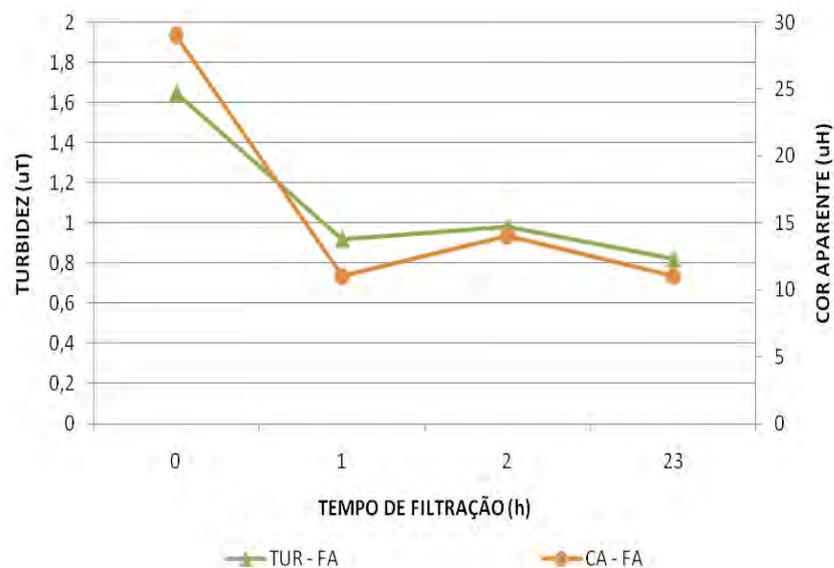
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância à 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 27** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorbância 254 nm para taxa de filtração de  $200 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



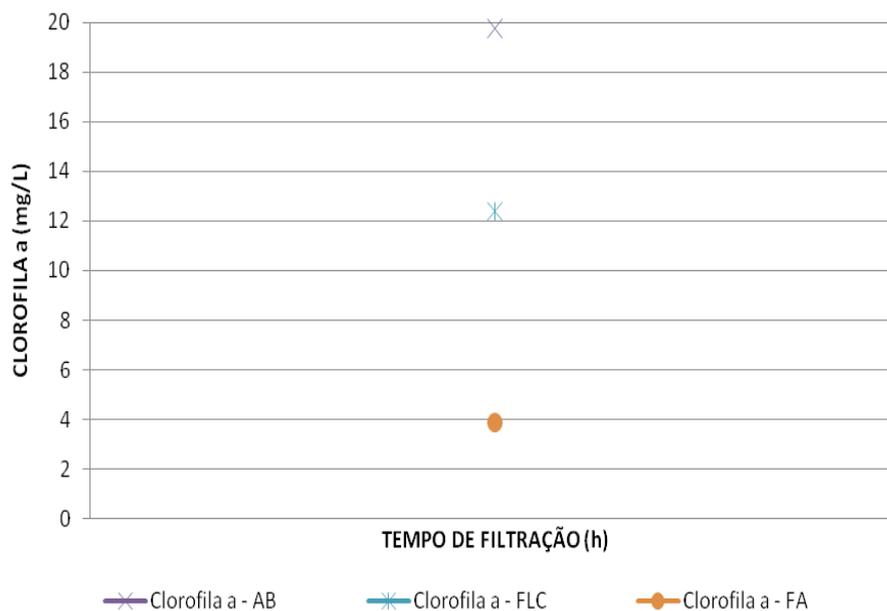
**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 28** - Valores de turbidez e cor aparente para taxa de filtração de  $200 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 29** - Valores de turbidez e cor aparente do filtro ascendente para taxa de filtração de  $200 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



**AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 30** - Valores de clorofila a para taxa de filtração de  $200 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.

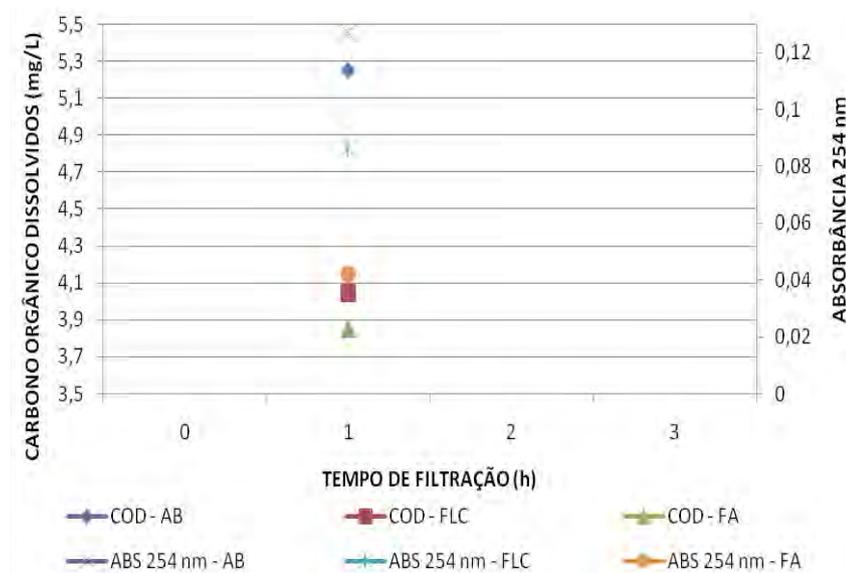
Por meio da Figura 27, percebe-se uma diminuição nos valores de absorvância 254 nm e de carbono orgânico total tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente.

Nessa fase, os valores tanto de turbidez quanto de cor do filtro de lavagem contínua foram elevados, sendo que aumentaram ao longo do tempo de filtração (Figura 28). Tal situação se deve ao fato de a água bruta não receber coagulante na entrada do filtro de lavagem contínua. No filtro ascendente (Figuras 28 e 29), os valores de turbidez e cor aparente foram baixos, sendo os valores máximos registrados 1,0 uT e 15 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente.

Nessa fase, percebeu-se uma diminuição nos valores de clorofila *a* no filtro ascendente, sendo a remoção final do sistema superior a 79 % - Figura 30.

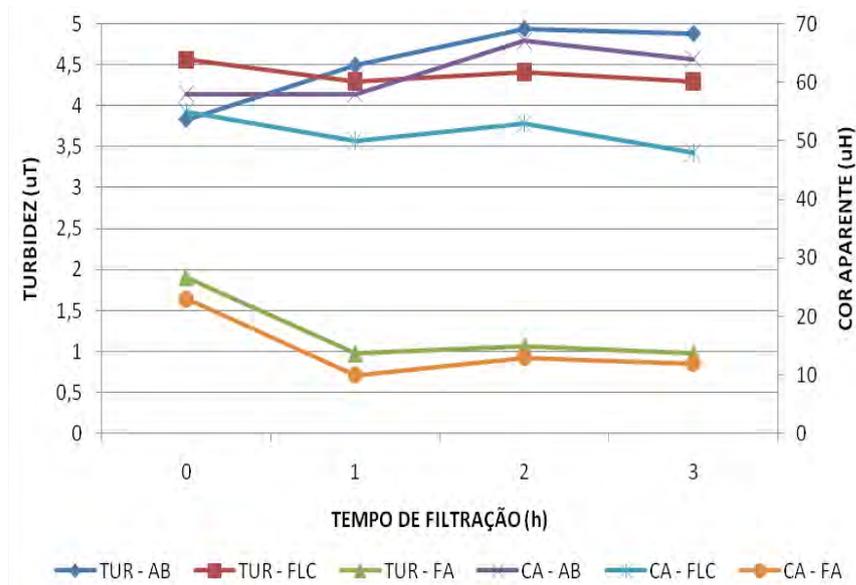
#### 4.4.7 Taxa de filtração de $250 \text{ m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ – segundo ensaio

Essa fase se iniciou e findou dia 18 de janeiro de 2010, sendo um total de 8 horas de operação do sistema. As Figura 31 e 34 apresentam os resultados para a taxa de filtração de  $250 \text{ m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ .



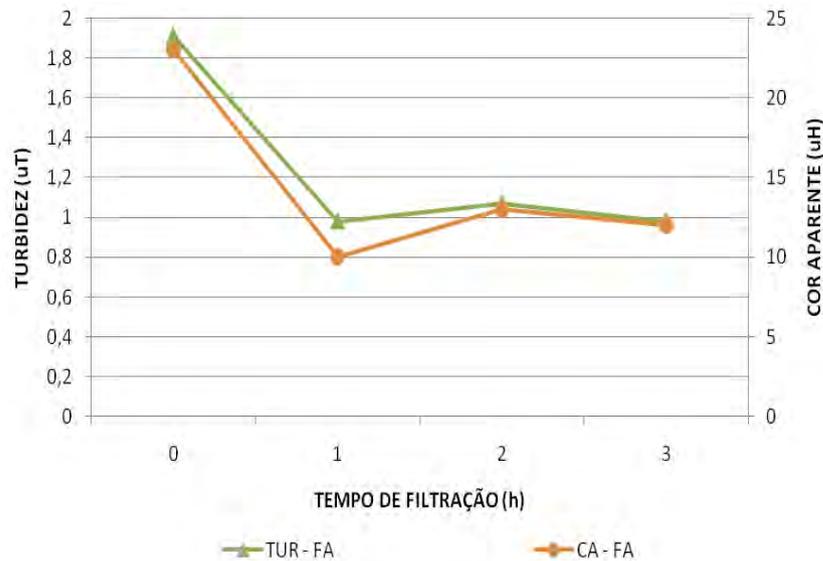
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância à 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 31** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorbância 254 nm para taxa de filtração de  $250 \text{ m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



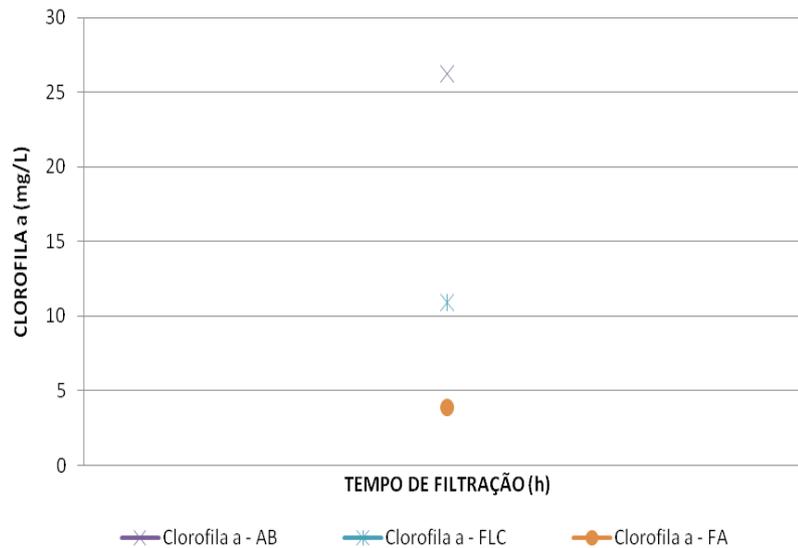
**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 32** - Valores de turbidez e cor aparente para taxa de filtração de  $250 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ .



**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 33** - Valores de turbidez e cor aparente do filtro ascendente para taxa de filtração de  $250 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.



AB: Água Bruta. FLC: Filtro de Lavagem Contínua. FA: Filtro Ascendente.

**Figura 34** - Valores de clorofila a para taxa de filtração de  $250 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , no segundo ensaio.

Na Figura 31 percebe-se uma diminuição nos valores de absorvância 254 nm e de carbono orgânico total tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente.

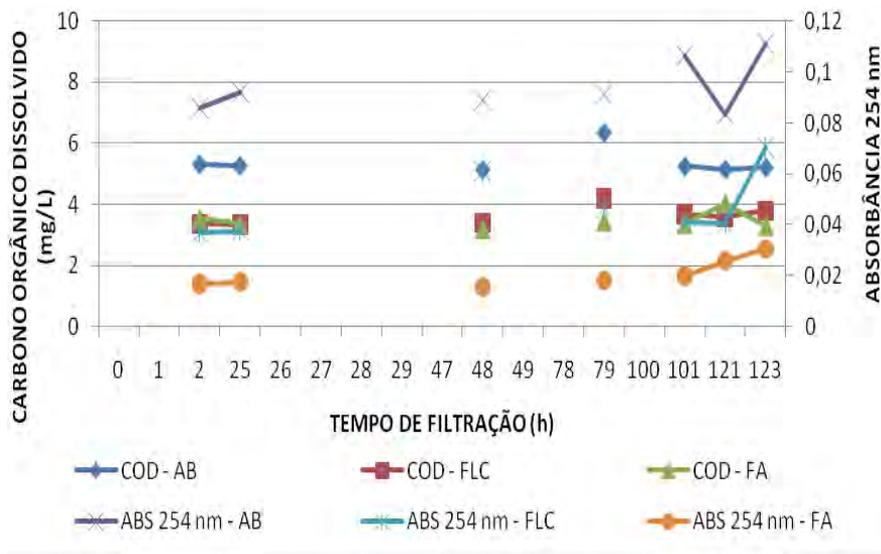
Nessa fase, os valores tanto de turbidez quanto de cor do filtro de lavagem contínua foram elevados, se mantendo constante ao longo do tempo de filtração (Figura 32). Tal situação se deve ao fato de a água bruta não receber coagulante na entrada do filtro de lavagem contínua. No filtro ascendente (Figuras 32 e 33), os valores de turbidez e cor aparente não foram tão baixos como quando se utilizou taxa de filtração menor, sendo os valores máximos registrados 1,2 uT e 15 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente.

Nessa fase, percebeu-se uma diminuição nos valores de clorofila a no filtro ascendente, sendo a remoção final do sistema superior a 85 % - Figura 34.

Pelos resultados obtidos na segunda fase da pesquisa, apenas com a taxa de filtração igual a  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$  obteve-se valores de turbidez menor que 1,0 uT – condição necessário para interromper a carreira de filtração. Além disso, a diminuição do tempo de carreira de filtração não compensou o aumento na produção de água. Sendo assim, repetiu-se a carreira com taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ .

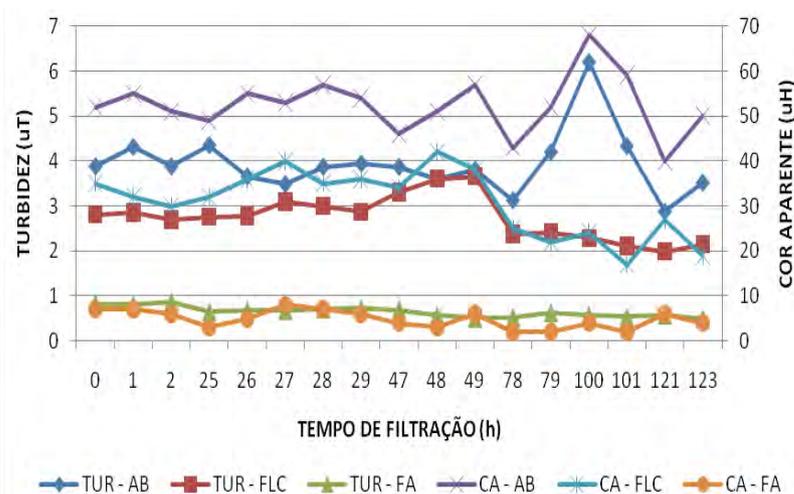
#### 4.4.8 FASE 1: TAXA DE FILTRAÇÃO DE 150 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup> – SEGUNDO ENSAIO

Essa fase se iniciou dia 10 de fevereiro e findou dia 15 do mesmo mês de 2010, sendo um total de 123 horas de operação do sistema. As Figura 35 a Figura 38 apresentam os resultados para a taxa de filtração de 150 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup>.



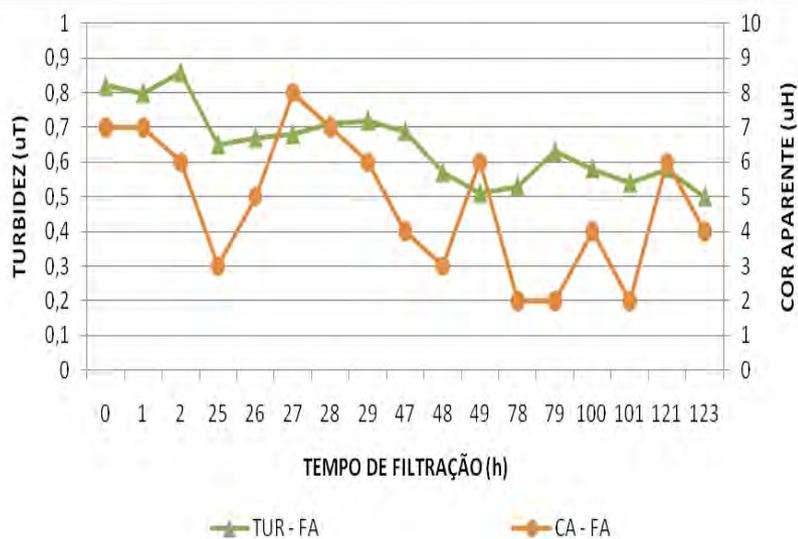
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância à 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 35** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorbância 254 nm para taxa de filtração de 150 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup> na Fase 1, no segundo ensaio.



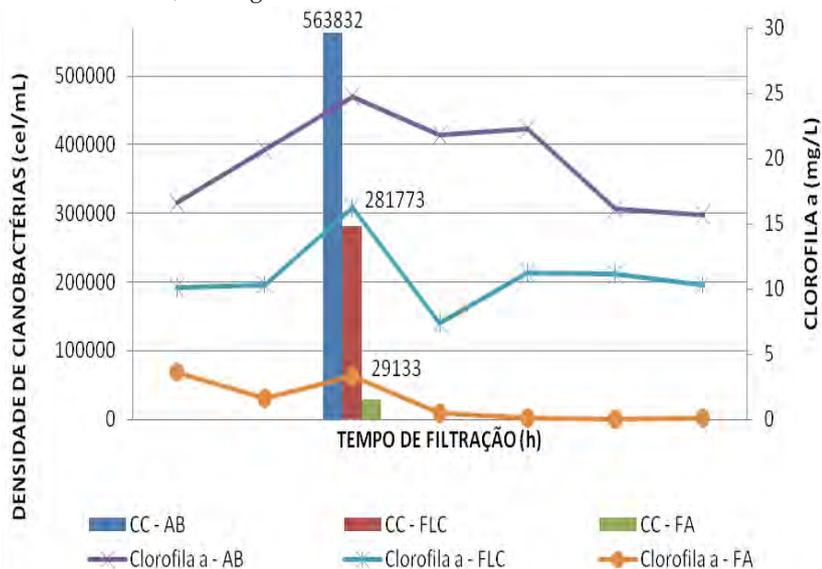
**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 36** - Valores de turbidez e cor aparente para taxa de filtração de 150 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup> na Fase 1, no segundo ensaio.



TUR: Turbidez. CA: Cor Aparente. FA: Filto Ascendente.

**Figura 37** - Valores de turbidez e cor aparente do filto ascendente para taxa de filtração de 150 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup> na Fase 1, no segundo ensaio.



CC: Densidade de Cianobactérias. AB: Água Bruta. FLC: Filto de Lavagem Contínua. FA: Filto Ascendente.

**Figura 38** - Valores de clorofila a e densidade de cianobactérias para taxa de filtração de 150 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.d)<sup>-1</sup> na Fase 1, no segundo ensaio.

Conforme pode ser observado na Figura 35, percebe-se uma diminuição nos valores de absorbância 254 nm tanto no filto de lavagem contínua quanto no filto ascendente. Houve uma diminuição no efluente final do sistema de filtração para os

valores carbono orgânico total quando se comparado à água bruta; contudo, os efluentes do filtro de lavagem contínua e do filtro ascendente tiveram valores próximos.

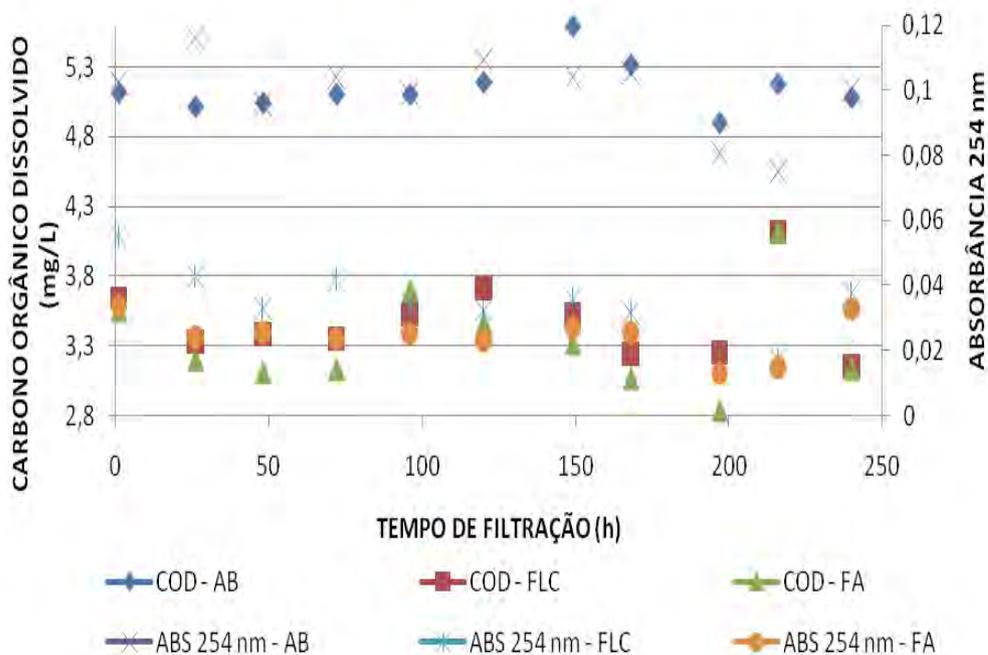
Durante essa fase, os valores de turbidez e cor aparente do filtro de lavagem contínua se mostraram acima do que foi obtido no primeiro ensaio (Figura 36). Já no filtro ascendente, os valores de turbidez e cor aparente se apresentaram baixos, sendo os valores máximos registrados 1,0 uT e 10 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente (Figura 36 e 37). Situação semelhante ao que ocorreu na fase 1, no primeiro ensaio.

Nessa fase (Figura 38), percebeu-se uma diminuição nos valores de clorofila a tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente, sendo a remoção final do sistema superior a 99 %. Situação semelhante aconteceu com a densidade de cianobactérias, percebe-se uma diminuição superior a 94 % na concentração de cianobactérias. Pelo resultado de densidade de cianobactérias, percebe-se que a espécie dominante encontrada na água bruta do manancial da Lagoa do Peri pertence é a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, com uma distribuição de 90 %.

As análises de cianotoxinas demonstraram uma concentração de saxistoxina de 3,024  $\mu\text{g.L}^{-1}$  na água bruta. No efluente do filtro de lavagem contínua e no efluente final do sistema a concentração de saxitoxinas estava abaixo do limite de quantificação, que é de 1,25  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Percebe-se que o sistema estudado não provocou o aumento dessas toxinas por lise (rompimento) de células.

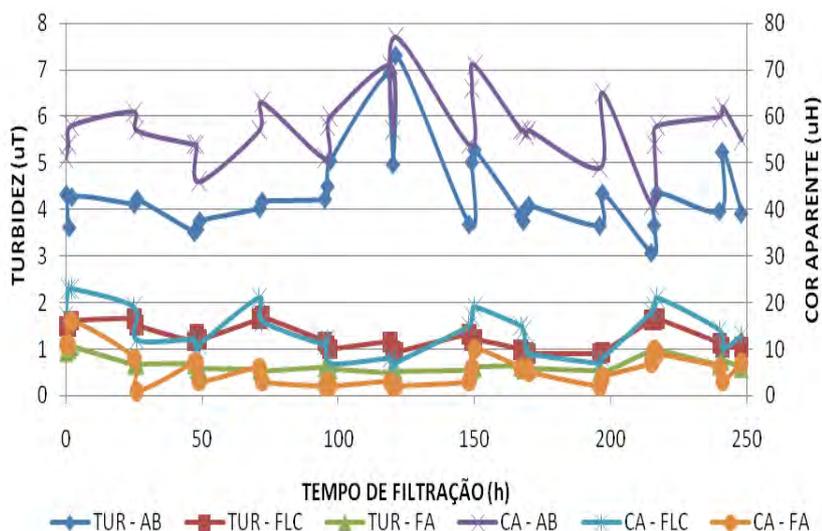
#### 4.4.9 FASE 2: Taxa de filtração de 150 $\text{m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ – segundo ensaio

Essa fase se iniciou dia 20 de fevereiro e findou dia 02 de março de 2010, sendo um total de 248 horas de operação do sistema. As Figura 39 a Figura 42 apresentam os resultados para a taxa de filtração de 150  $\text{m}^3.(\text{m}^2.\text{d})^{-1}$ .



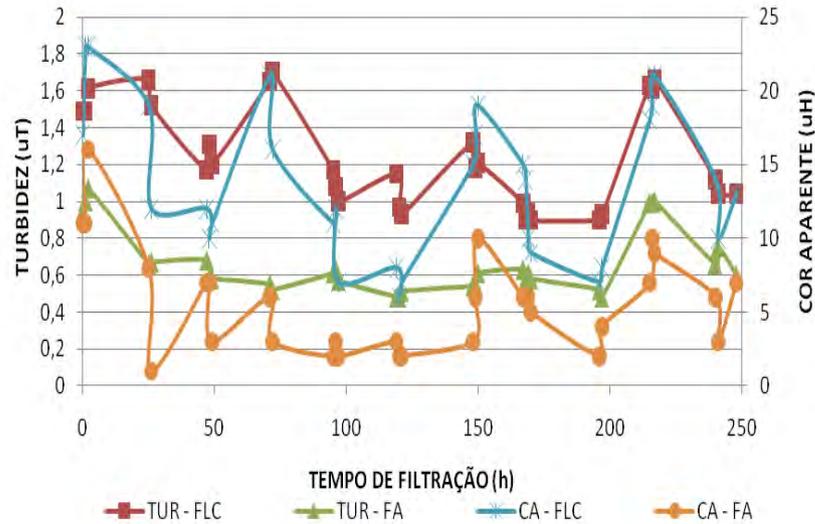
**COD:** Carbono Orgânico Dissolvido. **ABS 254 nm:** Absorbância à 254 nm. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 39** - Valores de carbono orgânico dissolvido e absorbância 254 nm para taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$  na Fase 2, no segundo ensaio.

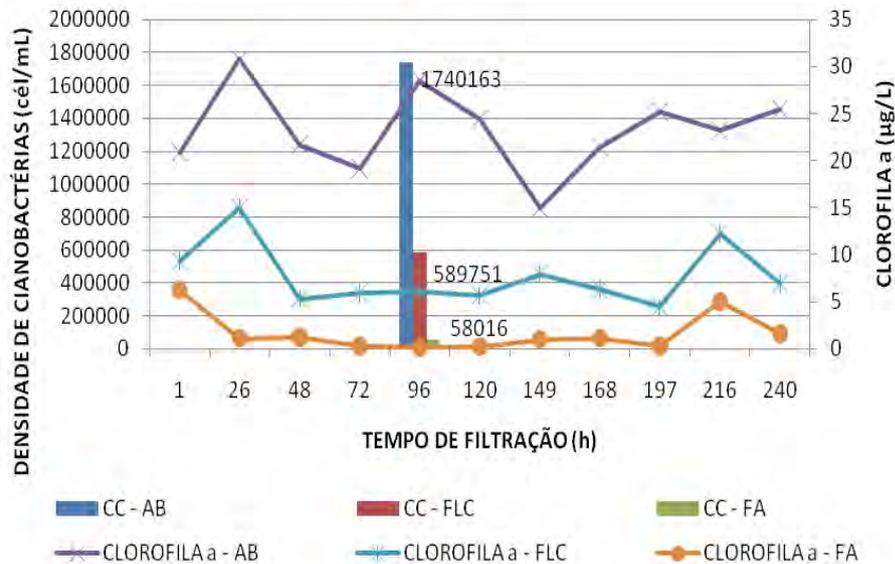


**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 40** - Valores de turbidez e cor aparente para taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$  na Fase 2, no segundo ensaio.



**TUR:** Turbidez. **CA:** Cor Aparente. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.  
**Figura 41** - Valores de turbidez e cor aparente do filtro ascendente para taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$  na Fase 2, no segundo ensaio.



**CC:** Densidade de Cianobactérias. **AB:** Água Bruta. **FLC:** Filtro de Lavagem Contínua. **FA:** Filtro Ascendente.

**Figura 42** - Valores de clorofila a e densidade de cianobactérias para taxa de filtração de  $150 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$  na Fase 2, no segundo ensaio.

Na Figura 39 percebe-se uma diminuição nos valores de absorvância 254 nm tanto no filtro de lavagem contínua quanto no filtro ascendente. Houve uma diminuição

no efluente final do sistema de filtração para os valores carbono orgânico total quando se comparado à água bruta; contudo, os efluentes do filtro de lavagem contínua e do filtro ascendente tiveram valores próximos.

Durante essa fase, os valores de turbidez e cor aparente do filtro de lavagem contínua (Figuras 40 e 41) apresentaram valores médios de 1,4 e 22, respectivamente; sendo que se observou picos de até 1,7 uT. Já no filtro ascendente (Figuras 40 e 41), os valores de turbidez e cor aparente se apresentaram baixos, sendo os valores máximos registrados 0,8 uT e 6 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente, sendo que a cor aparente observou-se picos de até 6 uH.

Nesta fase, percebeu-se uma redução na concentração de clorofila *a* (Figura 42), sendo a redução final do sistema superior a 99 %; também em relação a clorofila *a*, percebe-se que o comportamento do filtro de lavagem contínua e do filtro ascendente são semelhantes. Em relação a densidade de cianobactérias, houve uma redução superior a 96 %, no sistema; sendo que 81 % da espécie dominante é a *Cylindrospermopsis raciborskii*. As análises de cianotoxinas demonstraram uma concentração de saxitoxina de 2,572  $\mu\text{g.L}^{-1}$  na água bruta. No efluente do filtro de lavagem contínua a concentração de saxitoxina esteve abaixo do limite de quantificação – 1,25  $\mu\text{g.L}^{-1}$  – e no efluente final não foram detectadas concentrações de saxitoxinas, sendo o limite de detecção de 0,3  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Semelhante ao que ocorreu na Fase 1, não houve o aumento de toxinas por lise (rompimento) de células.

Semelhante ao que ocorreu na Fase 1, durante essa fase houve uma diminuição de turbidez e cor aparente no filtro de lavagem contínua; contudo, no primeiro ensaio, a redução desses parâmetros foi maior. Durante essa fase, os valores de turbidez do filtro de lavagem contínua estiveram sempre abaixo de 2,0 uT e os valores de cor aparente sempre abaixo de 22 uH. No filtro ascendente, os valores de turbidez e cor aparente também foram baixos, sendo os valores máximos registrados 0,8 uT e 10 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente.

## 5. Análise de custo operacional do sistema piloto

A Tabela 3 apresenta um resumo da análise de custo operacional do sistema piloto.

**Tabela 3** - Produção Efetiva de Água para Três Sistemas de Tratamento por Filtração Direta (Dupla Filtração), para a Água Eutrofizada da Lagoa do Peri.

SISTEMA	PRODUÇÃO EFETIVA para filtro de área 0,5 m <sup>2</sup> (m <sup>3</sup> x d <sup>-1</sup> )*	PRODUÇÃO EFETIVA para filtro de área 10 m <sup>2</sup> (m <sup>3</sup> x d <sup>-1</sup> ),
Filtro de Lavagem Contínua + Filtro Ascendente	74,625	1493
Filtro Ascendente + Filtro Ascendente	70,884	1418
Filtro Ascendente + Filtro Descendente	69,984	1400

\* Para um tempo de carreira de filtração igual a 12 dias.

### 5.1 Consumo de Eletricidade no Sistema Piloto de Filtração: Filtro Autolimpante + Filtro Ascendente

A Tabela 4 apresenta um resumo da análise de custo de energia elétrica do sistema piloto.

**Tabela 4** - Consumo de Energia Elétrica para Três Sistemas de Tratamento por Filtração Direta (Dupla Filtração), para a Água Eutrofizada da Lagoa do Peri.

SISTEMA	GASTO DE ENERGIA (kW hora/mês)*	CONSUMO TOTAL (kW hora/mês)*	CONSUMO TOTAL (kW hora/mês)**
Filtro de Lavagem Contínua + Filtro Ascendente	720 + 179,94	899,94	18000
Filtro Ascendente + Filtro Ascendente	720 + 72,25	792,25	15845
Filtro Ascendente + Filtro Descendente	720 + 80,75	800,75	16015

\* Para um filtro de 0,5 m<sup>2</sup> de área.

\*\* Para um filtro de 10 m<sup>2</sup> de área

## 6. Conclusões

A partir dos resultados encontrados conclui-se que:

- O sistema de tratamento empregado é bastante eficiente para águas eutrofizadas com microalgas e cianobactérias e vantajoso quanto aos serviços operacionais. Contudo, apesar da excelente eficiência ocorre ainda transpasse de células de cianobactérias;
- O filtro de lavagem contínua, quando avaliado de forma independente, trata de maneira satisfatória águas com elevada densidade de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas;
- O filtro de lavagem contínua fez com que a carreira de filtração do filtro ascendente fosse superior a 12 dias;
- O sistema de dupla filtração ascendente estudado influenciou de maneira positiva na remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos;
- O sistema adotado (FLC + FA) tem a maior produção efetiva de água, produzindo 6 % mais de água que o sistema de dupla filtração (FA + FD) e 5 % a mais que um sistema de dupla filtração ascendente (FA + FA);
- O consumo de energia elétrica no sistema FLC + FA é 11 % o maior que nos demais sistemas de dupla filtração.
- A tecnologia utilizada simplifica bastante a operação, não havendo necessidade de operação de aberturas e fechamentos de válvulas para proceder periodicamente as lavagens, ficando apenas à operação de lavagem tradicional para o segundo filtro (convencional); contudo com carreiras de filtração bem maiores (em torno de 12 dias).

## 7. Recomendações e indicativos de custo

A partir dos resultados e conclusões da pesquisa, recomenda-se:

- Testar outras taxas de filtrações, além das taxas de filtração estudadas.
- Testar taxas de filtração superior a  $250 \text{ m}^3 (\text{m}^2 \text{ dia})^{-1}$  juntamente com Descarga de Fundo Intermediária (DFIs), objetivando produzir um maior volume de água.
- Testar sistemas de dupla filtração em série, objetivando diminuir o volume de perda de água de lavagem do filtro de lavagem contínua.
- Utilizar energia solar para alimentar o sistema de dupla filtração, objetivando diminuir o consumo de energia elétrica.
- O custo médio para o sistema de dupla filtração: filtro ascendente de lavagem contínua seguido de filtro ascendente é de R\$ 3500,00 por  $\text{m}^3$  de água tratada.

## 8. Referências Bibliográficas

- APHA - AWWA - WPCF (1999). **Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association 20a Edition (CD-Rom), Washington DC.
- AZEVEDO, S.M.F.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R. E EAGLESHAM, G. K. (2002). **Human Intoxication by Microcystins During Renal Dialysis Treatment in Caruaru- Brazil**. *Toxicology* 181, 182; 441 – 446.
- CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M. F. O.; AN, J.S.; MOLICA, J.R.; JOCHIMSEN, E. M.; LAUS, S.; RINEHART, K. L. E SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. (2001). **Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins**. *Environmental Health Perspectives*, v. 109, n. 7, July 2001.
- FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE - FUNASA. Ministério da Saúde. (2003). **“Cianobactérias Tóxicas: Impacto na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. Brasília. DF.
- PROENÇA, L. A.; LAGOS, N.; RÖRIG, L.; SILVA, M. E GUIMARÃES, S. (1999) **Occurrence of paralytic shellfish toxins - PST in south brasilian waters”** *Ciência e Cultura*, v. 51:1, p. 16-21.
- WHATELY, M.; BLAETH, F. E WEIS, B. (2008). **Haverá Água para Todos?** *Lê Monde Diplomatique Brasil*, Número 6, Ano 2. Janeiro 2008.
- WHO. World Health Organization. (1999). **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. 1999.
- YUAN, M.; CARMICHAEL, W. W. E HILBORN, E. D. (2006). **Microcystin Analysis in Human sera and Liver from Human Fatalities in Caruaru, Brazil 1996**. *Toxicon* 48: 627-640.



# Participação e mobilização social: metodologia em ações educativas para o saneamento ambiental para pequenos municípios

Participantes: Sandra Maria Furiam Dias (Coordenadora), Áurea Chateaubriand Andrade Campos, Cleide Mércia Soares da Silva Pereira, Luciano Mendes Souza Vaz, Ludmila Oliveira Holanda Cavalcante.

Proponente/Executora: Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS)

## Resumo

As Intervenções de Saneamento elevam a qualidade de vida e influenciam no modo de vida das populações beneficiadas, gerando efeitos positivos sobre o bem estar e a saúde das populações. Estudos apontam para mudança de comportamento das pessoas quando projetos de saneamento incorporam programas de Educação Ambiental (EA). Tal incorporação favorece uma visão mais ampliada da relação saneamento e qualidade de vida, aquisição de hábitos de higiene e o modo diferenciado de olhar o ambiente. Assim, não podem ser desconsiderados os efeitos provenientes da EA das noções saúde, cultura e a qualidade de vida das comunidades. Considerando a forte interdependência das ações de saneamento com as ações de educação e mobilização social, avaliaram-se experiências de intervenções educacionais voltadas para o Saneamento Ambiental em onze municípios baianos, que desenvolveram obras para o abastecimento de água, o esgotamento sanitário e os resíduos sólidos no período de 2001-2007. A pesquisa refere-se a um estudo qualitativo descritivo, de caráter exploratório, utilizando-se para coleta de dados: observação de campos, entrevistas, relatórios e materiais impressos elaborados pelos executores dos pro-

jetos de EA. Na análise dos dados obtidos observaram-se pontos convergentes entre os projetos de EA para Implantação de Sistemas de Abastecimento de Água, Aterro Sanitário e Esgotamento Sanitário: as atividades de EA foram pontuais, predominando a realização de ações de pequena duração; os instrumentos de avaliação, quando empregados, contemplaram aspectos quantitativos; nos relatórios faltou análise crítica dos resultados obtidos; material didático, na sua maioria, foi inadequado à realidade local (não aplicáveis aos moradores não alfabetizados ou contendo textos retirados da internet); recursos financeiros incompatíveis aos Programas de EA. Convergências, também, foram observadas quanto aos aspectos positivos: participação e envolvimento efetivo dos Agentes Comunitários de Saúde nos projetos de saneamento e de EA e sua aceitabilidade por parte da população; utilização do ambiente escolar envolvendo estudantes, ainda que de forma pontual; participação efetiva dos funcionários da Empresa de Saneamento quando há escritório da Empresa nas localidades, o que favoreceu a continuidade das ações; diversificação de instrumentos para a propagação dos projetos e ações. Em alguns projetos de EA se destacaram pela sua formulação ou resultados alcançados, a exemplo de: sistema de avaliação prevista no projeto de EA e a geração de renda para a população local; setorização do público-alvo atingindo um maior número de participantes (garis, associações e sindicatos. Quanto ao Programa de Educação Ambiental e Comunicação Social (PEACS), este apresentou um formato diferenciado do Programa de Educação em Saúde e Mobilização Social (PEASPM), que ocasionou mudanças significativas nos municípios estudados, especialmente, relacionados ao manejo dos resíduos sólidos e para a saúde pública. Todos os entrevistados contribuíram com sugestões para a melhoria dos Projetos de EA. Espera-se, com isso, selecionar elementos que contribuíram e contribuirão para a implementação de experiências e fornecer subsídios para formulação de metodologias de projetos de intervenção educacional em saneamento.

**Palavras-chave:** Educação Ambiental; Mobilização Social; Avaliação de Projetos; Saneamento.

## Abstract

The Sanitation interventions can bring quality of life and good influence in the way of life of populations, generating positive effects on the well-being and health. Studies point out changing people's behavior when sanitation projects are incorporate by environmental education programs. This incorporation allows acquisition of habits of hygiene and the way of looking at the environment. Thus, cannot be disregarded the effects from the EE on building notions of hygiene and cultural aspect of the community. Considering the strong interdependence of sanitation with the education and social mobilization, were assessed experiences of educational interventions directed to the environmental sanitation in ten municipalities on state of Bahia/ Brazil, which developed works for water supply, sewerage and solid waste for the period from 2001 to 2007. The research refers to a qualitative descriptive study, with an exploratory character, using for data collection: field observation, interviews, reports and printed materials prepared by the executors of environmental education projects. By analyzing the data obtained were converging points between EE projects for deployment of Systems of Water Supply, Sewerage and Landfill: EE activities were punctual EE activities were punctual and predominately based on short time actions; the assessment instruments mostly contemplated quantitative aspects; in the reports lacked critical analysis of the results obtained; the didactic material, was mostly, inadequate to the local reality (some of them not applicable to residents who are illiterate, others were containing texts taken from the internet, with almost no connection with local realities); incompatible resources for EE programs; Convergence also were observed regarding the positive aspects: participation and effective involvement of ACS in projects of sanitation and EE and their acceptability by the local people; use of school environment involving students; effective participation of employees of the Sanitation company when the company's Office were situated at in the localities, which favored the continuity of actions; diversification of instruments for the propagation of projects and actions. In some EE projects, it were verified important results, such as: System assessment under EA project and the generation of income for the local population; model used the audience reaching a larger number of participants, the example of street sweeper's associations and trade unions. About the PEACS, this presented a format PEASPM's distinguished, giving rise to significant changes in the municipalities studied, especially related to management of Solid Wastes and to public health. All respondents have contributed with suggestions for the improvement of EE projects. Thus, it is expected, selecting elements that have contributed and will contribute to the experiences implementation, providing subsidies for the formulation of methodologies of educational intervention projects in sanitation.

**Keywords:** environmental education; Social Mobilization; Evaluation of projects; Sanitation

## 1. Introdução

A Política Federal de Saneamento considera como Saneamento Básico o conjunto de serviços, infra-estruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, de esgotamento sanitário, de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos e da drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007). O Saneamento, no campo da saúde, atua sobre os processos geradores de ocorrência ou determinantes de doenças. As intervenções de Saneamento elevam a qualidade de vida e influenciam no modo de vida das populações beneficiadas podendo ter efeitos positivos sobre o bem estar e a saúde (BRASIL, 2006).

As estatísticas no Brasil, em especial na região nordeste, demonstram que um percentual significativo da população não tem acesso ao saneamento com consequência na saúde dessas comunidades. Esse quadro é resultante da falta de investimento no setor e pelo uso inadequado dos equipamentos disponíveis quando da implantação das intervenções em saneamento. Sabe-se que os benefícios das ações de saneamento vão além da disponibilidade dos serviços, isto é, favorece uma visão mais ampliada da relação saneamento e qualidade de vida, possibilita aquisição de hábitos de higiene e o modo diferenciado de olhar sobre o ambiente. Soares e outros (2002), declararam que não podem ser desconsiderados os efeitos provenientes da educação sanitária e ambiental, das noções de higiene e do aspecto cultural de uma determinada comunidade.

Educação Ambiental (EA) é amplamente conceituada e definida por vários autores, Ab'Saber (1994), Bracagioli (2007), Brasil (2006), Dias (2000), Dias; Günther (2006); Grün, (2007), Leonardi, (2002), Quintas (2000), Sorrentino, (1995), entre outros e por órgão governamentais do meio ambiente das três esferas públicas. Em linhas gerais referem-se a EA como um processo educativo e de aprendizagem complexo, colocando-a como uma educação para a solução de problemas ambientais sem perder de vista o local e o global; valorização do processo de aprendizagem como aspecto indispensável para o equilíbrio entre a sociedade e natureza, responsabilizando o homem no uso consciente das tecnologias e do conhecimento em prol do ambiente. Ainda considera e respeita o sujeito na sua individualidade, refere-se ao coletivo e à sociedade humana, ao tempo presente e ao futuro, (PEREIRA, 2010). A EA é vista também como fundamental para a conquista da cidadania (CAMPOS; SATTLER; CONTO, 2002; OLIVEIRA, 2000; SATO, 1999).

No Brasil, a Educação Ambiental é entendida oficialmente, por meio da Lei 9.795, de 27 de abril de 1999, como:

[...] processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimento, habilidade, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade (BRASIL, 1999, p.1).

Portanto, é perceptível, neste entendimento, a sua complexidade uma vez que o mesmo envolve aspectos de formação educativa (aprendizagem e geração de conhecimento) que resulta na busca da promoção da saúde e bem estar; afirmação de valores construídos ou reconstruídos de forma participativa; respeito às realidades locais, entre outros.

Por outro lado pontua-se a necessidade de se perceber que os saberes locais também precisam da colaboração dos saberes técnicos/científicos como possíveis aliados do nosso cotidiano sociocultural, quando afinados com princípios de justiça e equidade social. Para tanto, defende-se que o papel da EA como significativo e dialógico, devendo ser trabalhado de forma responsável e comprometida com a sociedade democrática. Cabe à EA, definir *como* e *sob* que circunstâncias estes saberes se entrecruzam na busca por uma construção de vida socioambientalmente mais justa.

A partir da Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA) foi formulado o Programa Nacional de Educação Ambiental (ProNea) que define as diretrizes que devem ser contempladas nos Projetos de Educação Ambiental: Transversalidade e Interdisciplinaridade, Descentralização, Sustentabilidade Socioambiental, Democracia e Participação Social e o Aperfeiçoamento e Fortalecimento dos Sistemas de ensino. Propõe que a Educação Ambiental deva "estimular o diálogo interdisciplinar entre as políticas setoriais e a participação qualificada nas decisões sobre investimentos, monitoramento e avaliação de tais políticas" (BRASIL, 2005, p.33).

O mesmo documento destaca a importância da participação e do controle social para o empoderamento dos grupos sociais para intervirem qualitativamente nos processos decisórios sobre o acesso e o uso dos recursos ambientais. "Neste sentido, é necessário que a EA busque superar assimetrias nos planos cognitivos e organizativos, já que a desigualdade e a injustiça social ainda são características da sociedade"(BRASIL, 2005, p.34).

A gestão do saneamento urbano e rural deve estar fundamentada nos princípios determinados pela Política Federal de Saneamento, que são: universalização; integridade; tecnologia apropriada; articulação com políticas para as quais o saneamento básico seja fator determinante (meio ambiente, habitação, saúde, combate a pobreza); eficiência e sustentabilidade econômica e transparência das ações, baseada em sistemas de informações e processos decisórios institucionalizados; controle social, segurança,

qualidade e regularidade; integração da infraestrutura e dos serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

A intersectorialidade é indispensável para se atingir o êxito das ações, por sua natureza complexa e a integralidade, visa atender a população dos serviços necessários a sua sobrevivência e minimizar impactos ambientais, a Política precisa portanto ser erguida em pilares da sustentabilidade ambiental/ecológica, econômica e social.

A questão da mobilização social em projetos de Saneamento não se reduz em uma proposta metodológica, mas antes de tudo, em um princípio político de significativa importância. Pressupõe-se que as intervenções de projetos de saneamento ambiental possam de forma qualitativa trazer um diferenciador na qualidade de vida das pessoas e comunidades quando compreendidas em sua essência, no seu significado para as dimensões da saúde, do trabalho e da vida social de todos. Assim, a visão sistêmica do saneamento requer a incorporação nos projetos de saneamento de programas de EA como uma prática rotineira.

O Saneamento e a EA estão diretamente relacionados com a promoção e a proteção da saúde, podendo ser considerada como indutora da participação comunitária nas ações de saneamento e da busca pela integralidade e da intersectorialidade (DIAS, 2003). A participação das comunidades e grupos sociais, no entanto, não acontece de forma mecânica ou meramente técnica, ela precisa ser cultivada enquanto um elemento de incomensurável importância e deve obedecer alguns preceitos socioeducacionais que permita um diálogo de saberes entre os sujeitos envolvidos, como por exemplo, entre os gestores, os interventores, os mediadores e os sujeitos comunitários.

Contudo, a EA, apesar de sua reconhecida importância, é muitas vezes realizada de forma equivocada com oferta de apenas cursos de capacitação, de curta duração, com programação realizada por técnicos com pouco conhecimento da região e sem vivência em intervenção educacional. Somam-se a isto, os poucos recursos financeiros e ao fato de muitas vezes ser realizado apenas para satisfazer um condicionante dos órgãos financiadores ou dos órgãos ambientais do Estado.

Neste contexto, fica claro que a Educação Ambiental em Saneamento deve ser capaz de articular os setores da saúde, meio ambiente, recursos hídricos e educação, além de proporcionar à sociedade a capacidade crítica de acompanhar e de avaliar as obras que podem beneficiá-las. Deve ser estruturada no sentido de que a sociedade seja capaz de ter uma visão sistêmica sobre a intervenção nos seus aspectos da saúde, da degradação ambiental nas múltiplas dimensões solo-água-ar. Decidir sobre a melhor tecnologia de forma a corresponder à sua cultura e seus hábitos e, por isto, os educadores ambientais devem participar das decisões da Engenharia.

O Ministério das Cidades, responsável por fomentar o saneamento em municípios maiores que 50.000 habitantes ou integrantes de regiões metropolitanas formulou o Pro-

grama Nacional de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento (PEAMSS) baseado na PNEA e no ProNea. O Programa tem como objetivo geral "fomentar a importância e apoiar o desenvolvimento de iniciativas de educação ambiental e mobilização social em saneamento, de forma que se consolidem como ações continuadas e transformadoras e que contribuam para o controle social, a universalização do saneamento e a construção de sociedades sustentáveis" (BRASIL, 2007).

Por sua vez, o Ministério da Saúde tem a Fundação Nacional de Saúde (Funasa) como órgão executivo para a promoção da saúde e inclusão social, por meio de ações de saneamento. Diferente do Ministério das Cidades, a sua prioridade é atuar em municípios com menos de 50.000 habitantes com baixo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), comunidades remanescentes quilombolas e povos indígenas. A instituição desenvolve desde 1999, o Programa de Educação em Saúde e Mobilização Social (PESMS) como forma de garantir a sustentabilidade dos projetos. Em 2000, por intermédio da Portaria nº 176, o PESMS passou a ser obrigatório para aplicação de recursos financeiros em projetos passíveis de financiamento pela instituição (BRASIL, 2000). A partir de 2006, o programa continua sendo aplicado, contudo é apenas recomendado o seu caráter condicionante.

A relação dos projetos de saneamento e seus processos de construção no cotidiano da vida dos sujeitos, anuncia a demanda pela participação social nas diferentes etapas (informação, compreensão, planejamento e apropriação), tal processo atrelado à uma postura comprometida de gestores e técnicos, é fundamental para garantir um resultado qualitativo do ponto de vista socioambiental. Assim, é necessário formular estratégias de apropriação por parte da população, das ações intervencionistas que as afetam, seja no plano decisório, seja no processo de implantação, seja no monitoramento e avaliação destas.

Portanto, considerando a forte interdependência das ações de saneamento com as ações de educação e mobilização social é que, avaliaram-se Programas/Projetos de Educação Ambiental desenvolvidos no estado da Bahia, no período de 2001 a 2007, a partir da visão dos técnicos e das pessoas beneficiadas com a intervenção educacional. Com isto, espera-se selecionar os elementos que contribuíram para o sucesso ou pelo insucesso das experiências e fornecer subsídios para a formulação de metodologias para projetos de intervenção educacional em saneamento.

## 2. Objetivos

### 2.1 Geral

Descrever e avaliar experiências de intervenções educacionais voltadas para o Saneamento Ambiental, visando formulação de metodologias para projetos de intervenção educacional para o saneamento em pequenos municípios.

### 2.2 Específicos

- a) Identificar projetos com intervenção educacional realizados em programas de saneamento ambiental no Estado da Bahia;
- b) Complementar e atualizar o diagnóstico por meio de entrevistas;
- c) Proposição de modelo metodológico para a aplicação prática em ações educativas na área de saneamento ambiental em pequenos municípios.

## 3. Metodologia

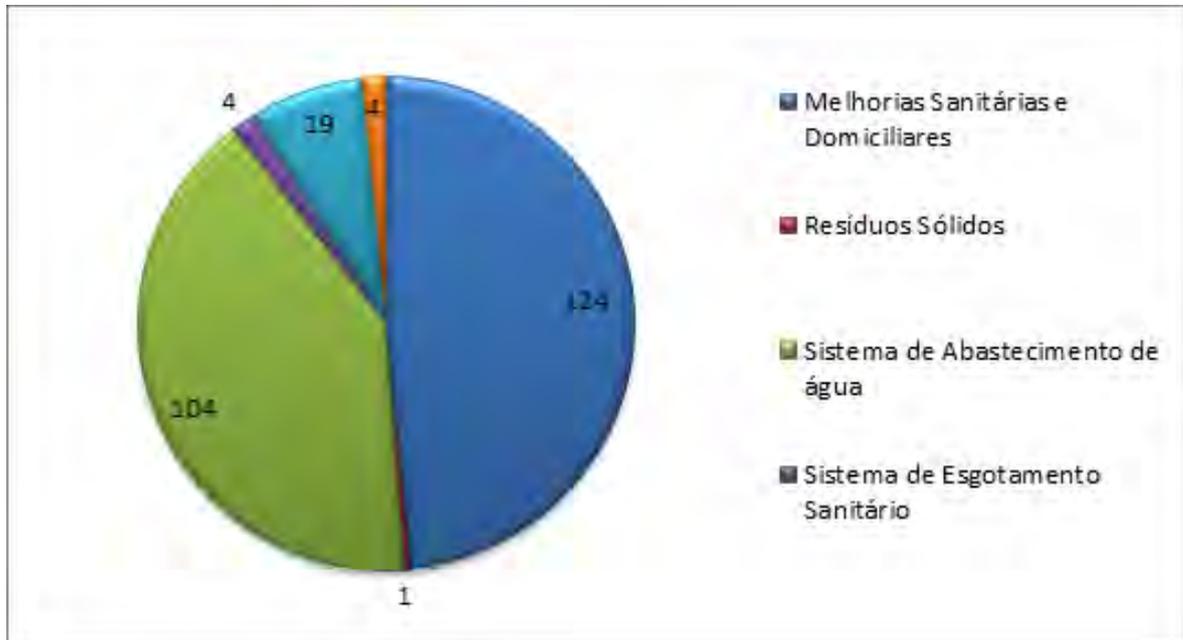
A pesquisa refere-se a um estudo qualitativo descritivo, de caráter exploratório, para descrever e avaliar onze experiências de Educação Ambiental em Saneamento, objeto de estudo desse trabalho. Para subsidiar os conceitos fundamentais e a análise dos resultados dessa pesquisa, foi realizado o levantamento e leitura de materiais relacionados aos seus objetivos. Entre os temas pesquisados estão: educação ambiental/sanitária, avaliação de projetos, mobilização e participação social.

### 3.1 Identificação e escolha de projetos de intervenção educacional realizados em programas de saneamento ambiental no estado da bahia

A identificação de Programas de Educação Ambiental em Saneamento realizados no período de 2002 a 2007 foi por meio de contatos com a Superintendência da Funasa na Bahia; além das empresas estaduais que atuam em saneamento e educação ambiental.

Nos arquivos da ASCOM/Funasa Bahia foram identificados 256 intervenções visando a salubridade ambiental com projetos de educação ambiental.

A figura 1 ilustra o número de intervenções de acordo com as ações de saneamento.



**Figura 1** - Número de Relatórios do PESMS de acordo com as ações de saneamento, encontrados nos Arquivos Ascom/Funasa, Salvador, Bahia, Brasil.

Nestas intervenções, o desenvolvimento dos projetos de educação ambiental seguiu as diretrizes do Projeto de Educação em Saúde e Mobilização Social (PESMS) proposto pela Funasa. Contudo, na análise dos relatórios encontrados, observou-se que as metodologias para o desenvolvimento destes projetos tiveram abordagens diferenciadas uma vez que, dos 104 projetos de abastecimento de água, 33 deles foram realizados por profissionais da instituição estadual 1, 52 por funcionários da Instituição Estadual 2 e 19 projetos por equipe de educadores formada por técnicos do próprio município ou por técnicos contratados.

Pelo exposto, foram incluídos na pesquisa dois municípios com projetos de Educação Ambiental desenvolvidos por cada uma das instituições estaduais e dois realizados por equipe formada por educadores do próprio município. Esses seis projetos de Educação Ambiental foram para a implantação de sistema de abastecimento de água. Além destes, foi incluído o projeto de Educação Ambiental de um município onde houve a construção de um aterro sanitário simplificado e de outro município em cuja localidade foi implantado um sistema de esgotamento sanitário. A escolha desse último foi pelo fato da metodologia utilizada para o desenvolvimento do Projeto de Educação Ambiental, apresentado no relatório, ter uma abordagem diferenciada dos demais.

Além desses projetos de Educação Ambiental, com diretrizes do PESMS foram incluídos mais três municípios que tiveram ações de conscientização sanitária e ambiental do Programa de Educação Ambiental e Comunicação Social – PEACS como condicionante das obras dos sistemas de abastecimento de água inseridas no PROÁ-GUA do Governo Federal em parceria com a Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH; Superintendência de Recursos Hídricos – SRH/ Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A, EMBASA (BAHIA, 2006; 2007).

Os municípios com ações do PEACS, incluídos na pesquisa para a realização das entrevistas foram os municípios 9,10 e 11, por considerar que as técnicas estiveram disponíveis para as entrevistas. As informações referentes ao município 11 foram obtidas por meio de entrevista aplicada somente à técnica responsável pelo programa.

O PEACS foi conduzido por uma empresa de engenharia em parceria com uma organização não governamental que venceu licitação pública de caráter nacional. Para a realização das atividades educacionais foram contratados técnicos e mobilizadores (moradores da localidade) para atuarem nas regiões programadas para a realização das obras de saneamento.

Na Tabela 1 estão listados os municípios pesquisados, com suas populações urbanas e rurais, a obra de saneamento realizada, população beneficiada, o executor do projeto/Programa de Educação Ambiental. Salienta-se que os municípios incluídos na pesquisa estão localizados em diferentes regiões do Estado da Bahia.

**Tabela 1** - Municípios incluídos na pesquisa com suas respectivas populações, obra de saneamento população beneficiada e o executor do Projeto/Programa de Educação Ambiental

Município	População*			Obra	População beneficiada	Executor do Projeto de EA
	Total	Urbana	Rural			
1	15.334	4.568	10.776	SAA	529	Município
2	20.462	8.984	11.478	RS	8.984	Município
3	34.494	19.793	14.701	SAA	*Obs. 1	EMBASA
4	15.959	10.148	5.811	SAA	643	CERB

Município	População*			Obra	População beneficiada	Executor do Projeto de EA
	Total	Urbana	Rural			
5	20.323	14.158	6.165	SAA	2.125	Município
6	20.032	10.806	9.226	SAA	1.780	CERB
7	26.591	7.781	18.810	SAA	*Obs. 1	EMBASA
8	262.494	225.545	36.949	ES	1.111	Município
9	21.707	12.537	9.170	SAA	26.528**	Instituição Privada
10	40.818	17.721	23.097	SAA	**	Instituição Privada
11	24.139	12.496	11.643	SAA	*Obs.2	Instituição Privada

\*Obs 1: dado não encontrado nos relatórios dos respectivos Projetos.\*Obs 2: Não houve acesso ao relatório. \*População (IBGE,2000).\*\*Segundo Bahia (2007) a população beneficiada considera os dois municípios Barra do Choça e Planalto.

### 3.2 Coleta de dados e análise das experiências em saneamento selecionadas

Na descrição e avaliação das intervenções educacionais voltadas para o Saneamento Ambiental, foram observadas as questões subjetivas e objetivas presentes no tema da pesquisa. Para as primeiras questões, utilizaram-se para coleta de dados: entrevistas e observações de campo com registros fotográficos e escritos. Para as questões objetivas buscou-se quantificar as principais atividades realizadas nas intervenções educacionais.

### 3.3. Coleta de dados secundários

Nos relatórios disponíveis foram pesquisados o tipo de equipamento implantado e população beneficiada. Os dados sobre o município beneficiado pela obra de saneamento foram obtidos via instituições oficiais do Estado da Bahia e do IBGE.

### 3.4. Avaliação “in loco” das experiências selecionadas

Nesta fase procurou-se observar a obra implantada, verificando o seu funcionamento e seu atendimento quanto aos objetivos propostos por meio de observação de campo com registros fotográficos e anotações. Em alguns municípios, nas visitas de campo, a equipe teve a colaboração dos Agentes Comunitários de Saúde (ACS) locais. A participação dos ACS foi fundamental para se ter a anuência da comunidade, haja vista a relação de confiabilidade que estabelecem com as populações locais.

### 3.5 Complementação e atualização do diagnóstico feita por meio dos dados secundários

Para a obtenção dos dados sobre os projetos de Educação Ambiental desenvolvidos nos municípios selecionados, utilizou-se gravador digital para registros das entrevistas semi-estruturadas e, posterior transcrição na sua íntegra. Para a representação social, foi explorado aspectos subjetivos, a saber: (a) como os programas de EA repercutiram nos diversos atores sociais atingidos pela ação e (b) a visão dos educadores envolvidos na ação educativa.

O roteiro das entrevistas com os gestores/educadores e com moradores, foi construído a partir de três eixos centrais: i) a intersectorialidade e parcerias, ii) o desenvolvimento dos projetos (formas de mobilização, ações realizadas, temas abordados, infraestrutura, elementos de sensibilização, abordagem metodológica, público-alvo, espaços de diálogos, fase do desenvolvimento do projeto de Educação Ambiental em relação à obra) e iii) a avaliação dos projetos propriamente dito.

### 3.6 Sujeitos da pesquisa

A amostra dessa pesquisa foi intencional, ao se realizarem, em cada uma das localidades, entrevistas com pessoas representativas da comunidade, tanto as executoras do projeto como as que foram contempladas pelas obras (pessoas da comunidade e/ou multiplicadores) e que tivessem “a possibilidade de enxergar a questão sob várias perspectivas, pontos de vista e de observação” (MINAYO 1999, p. 103).

Encerravam-se as entrevistas com sujeitos integrantes de cada comunidade em estudo, quando as informações se tornaram repetitivas. Outro fator que limitou o número de entrevistas com os educadores foi quando os mesmos não se encontravam mais no município ou quando não quiseram participar da pesquisa. A entrevista só foi realizada após assinatura do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido.

a. **Características dos entrevistados relacionados aos Projetos de Educação Ambiental que seguiram as diretrizes do PESMS**

As entrevistas para se obter a representação social dos sujeitos alvo dos projetos de Educação Ambiental, desenvolvido nos oito municípios que seguiram as diretrizes do PESMS foram realizadas na sede ou nos seus distritos, a depender do local da intervenção em saneamento, no período de janeiro a dezembro de 2010.

As entrevistas foram realizadas com os educadores do município, cujo nome constava no relatório do projeto encontrado nos arquivos da ASCOM/Funasa/Bahia. Portanto, o número de entrevistas com este grupo variou de uma a três, limitado pelo número de pessoas envolvidas no projeto em cada local e pelos que aceitaram participar da pesquisa. No município 3 os gestores não se encontravam mais no município e, portanto, não foram entrevistados.

Foram entrevistados, também, os moradores beneficiados pelas obras de saneamento, cujos nomes constavam nas listas de presença das atividades educacionais anexadas aos relatórios, em cada localidade. Na localidade onde houve a implantação do esgotamento sanitário, entrevistou-se, além dos moradores a Coordenadora e três moradores contratados para integrar a equipe executora do projeto.

b. **Características dos entrevistados relacionados ao Programa de Educação Ambiental e Comunicação Social (PEACS)**

As entrevistas para se obter a representação social dos sujeitos-alvo do PEACS, desenvolvido nos municípios 9 e 10, foram realizadas nas sedes desses municípios. Compuseram este universo: professores, enfermeira, agentes comunitários de saúde, vereadores e integrantes da administração pública municipal da época do desenvolvimento dos trabalhos. Representantes dessas classes de moradores é que formariam os grupos para compor o Núcleo de Gestão Ambiental de cada município, conforme citação das técnicas contratadas para a execução do projeto do PEACS desenvolvido para as obras de abastecimento de água do PROÁGUA-Bahia.

Entrevistou-se também, duas técnicas contratadas para o programa que trabalharam nos municípios 9 e 10, uma que atuou no município 11 e um mobilizador local que, na época, morava em um desses municípios. As visões dessas pessoas ilustraram e fundamentaram o relato e as questões relacionadas ao programa.

A Tabela 2 sintetiza as características dos entrevistados componentes da amostra da pesquisa.

**Tabela 2** - Composição da amostra de entrevistados com suas características

Tipo de Programa de EA	Características dos Entrevistados	Nº de Municípios	Nº de entrevistados
Projetos de EA - PESMS	Educadores/Gestor/Coordenador do projeto		19
	Moradores beneficiados com as obras de saneamento	08	
Programa de EA - PEACS	Integrantes da equipe executora do projeto		42
	Educadores/mobilizador		03
	Professores		
	Enfermeira		
	Agentes Comunitários de Saúde	03	09
	Vereadores		
	Integrantes da administração pública municipal		
<b>TOTAL</b>		<b>11</b>	<b>73</b>

### 3.7 Organização e análise dos dados

Para a organização e a análise dos dados das entrevistas, utilizou-se a metodologia proposta por Lefèvre; Lefèvre e Teixeira (2002). Na metodologia proposta, as dimensões geralmente formaram o Discurso do Sujeito Coletivo (DSC). As expressões-chave foram constituídas por transcrições literais de partes dos depoimentos, que permitem o resgate do essencial do conteúdo discursivo dos segmentos em que se divide o depoimento.

### 3.8 Seminário para apresentação dos resultados da pesquisa e oficina para a construção de processos pedagógicos voltados às intervenções em saneamento

O seminário denominado “Participação e Mobilização: Metodologia em Ações Educativas em Saneamento Ambiental para Pequenos Municípios” aconteceu nos dias 23 e 24 de março de 2012 na Universidade Estadual de Feira de Santana, com carga horária total de 12 horas.

Nesse seminário, o público-alvo foi composto pelos participantes das entrevistas (moradores e técnicos dos municípios selecionados) e por educadores ambientais integrantes do quadro de funcionários das instituições ligadas ao saneamento e ao meio ambiente do Estado da Bahia. A mobilização para a participação do seminário foi por meio de ofício convite endereçado aos prefeitos dos municípios selecionados e aos secretários e diretores estaduais envolvidos com a questão do saneamento para

apoiarem o deslocamento dos técnicos e moradores. Utilizou-se também o telefone e a *internet* para formular o convite aos moradores entrevistados.

Participaram do evento 35 pessoas entre professores, Agentes Comunitários de Saúde (ACS), técnicos em saneamento, engenheiros sanitaristas, sociólogos, representação do sindicato dos ACS, Secretaria de Desenvolvimento Urbano da Bahia (SEDUR), Companhia de Engenharia Ambiental da Bahia (CERB), Rede das Escolas Famílias Agrícolas Integradas do Semiárido (REFAISA), EMBASA, FUNASA e educadores integrantes de secretarias municipais, sete alunos de graduação e pós-graduação e dois professores da UEFS não participantes do projeto.

### 3.8.1 Metodologia do seminário

O objetivo do Seminário foi viabilizar uma discussão participativa que, à luz dos dados apresentados, pudesse refletir, avaliar e construir propostas que contribuísse com uma melhor efetivação do projeto pelas comunidades e municípios beneficiados, seja na implantação do projeto, e/ou na sua sustentabilidade e manutenção. Os dados da pesquisa apontaram para **quatro eixos centrais**, compostos por questões norteadoras para os projetos de Educação Ambiental em Saneamentos que estão apresentados na Tabela 5.

No seminário foram apresentados os dados da pesquisa obtidos nas entrevistas. Após, os participantes foram divididos em quatro grupos de trabalho para a realização de oficina. A metodologia utilizada foi o sistema Carrossel que consistiu na discussão rotativa da temática do seminário nos eixos descritos e sob a participação de todos.

Os registros das respostas das questões norteadoras foram feitos em painel de papel, com visibilidade para o grupo, contendo cada pergunta a ser trabalhada, com pilotos de cores diferentes, de modo a codificar as contribuições dos quatro grupos. As inserções, concordâncias ou divergências surgidas nas rodadas posteriores foram registradas entre parênteses com o piloto da cor relacionada ao grupo que as fizeram.

**Tabela 5** - Eixos temáticos e suas respectivas questões norteadoras submetidas aos participantes do seminário.

EIXOS	PERGUNTAS NORTEADORAS:
<p><b>EIXO 1</b> Formação e capacitação da equipe educadora do município</p>	<p>Qual a função de uma Equipe Educadora do Município? Quais os critérios básicos para a formação de uma Equipe Educadora do Município? Quem deve compor a Equipe Educadora do Município? Quais as estratégias para compor a Equipe para evitar a influência política, formação? Quais as parcerias locais / regionais que podem agregar a Equipe Educadora do Município? Em que momento da obra (detalhamento da obra) deve ser formada a Equipe Educadora do Município? Quem capacitaria a Equipe Educadora do Município?</p>
<p><b>EIXO 2</b> Público-alvo e formas de mobilização</p>	<p>Qual o público-alvo para o desenvolvimento do PEASPM? Qual o principal segmento do público-alvo para o desenvolvimento do PEASPM? Quais as obrigações/deveres do beneficiário? Como viabilizar a participação do público-alvo no processo de formação educativa? Como convocar o público-alvo para o processo de formação educativa (formas de comunicação)?</p>
<p><b>EIXO 3</b> Desenvolvimento do programa de educação ambiental para pequenos municípios (PEASPM)</p>	<p>Por que um Programa de Educação Ambiental em um projeto de saneamento? Como desenvolver o Programa de Educação Ambiental? Onde o programa deverá ocorrer? Quanto tempo é necessário? Quais os temas que seriam importantes para compor o Programa? Quais recursos necessários para a efetivação do programa? Qual material didático poderia ser utilizado?</p>
<p><b>EIXO 4</b> Avaliação e estratégias de continuidade do programa de EA para o município</p>	<p>O que deve ser avaliado em um Programa de Educação Ambiental em Saneamento para Pequenos Municípios (PEASPM)? Quem deve avaliar um Programa de Educação Ambiental? Quais as estratégias de continuidade para o PEASPM? Qual o papel da Equipe de Educador do Município no monitoramento da obra instalada? Qual o papel do público-alvo no monitoramento da obra instalada? Quem poderia financiar a continuidade visando a sustentabilidade do PEASPM?</p>

Cada eixo foi trabalhado por um(a) mediador(a) e um(a) relator(a). O(a) primeiro(a) teve as seguintes funções: estimular os participantes a responderem de forma crítica as perguntas norteadoras, observar as subjetividades que envolveram cada uma das perguntas; evitar desvio do foco; estimular a participação equilibrada dos participantes inibindo o monopólio das falas; registrar no painel as respostas, inserções, convergências e divergências entre os grupos; sistematizar os dados junto ao(a) relator(a) e apresentar os dados na abertura da plenária.

Ao relator(a) coube a transcrição dos dados do painel para uma planilha padrão no computador, o controle do tempo de cada uma das rodadas e, junto ao mediador, sistematizar os dados para serem apresentados, discutidos e validados na plenária final.

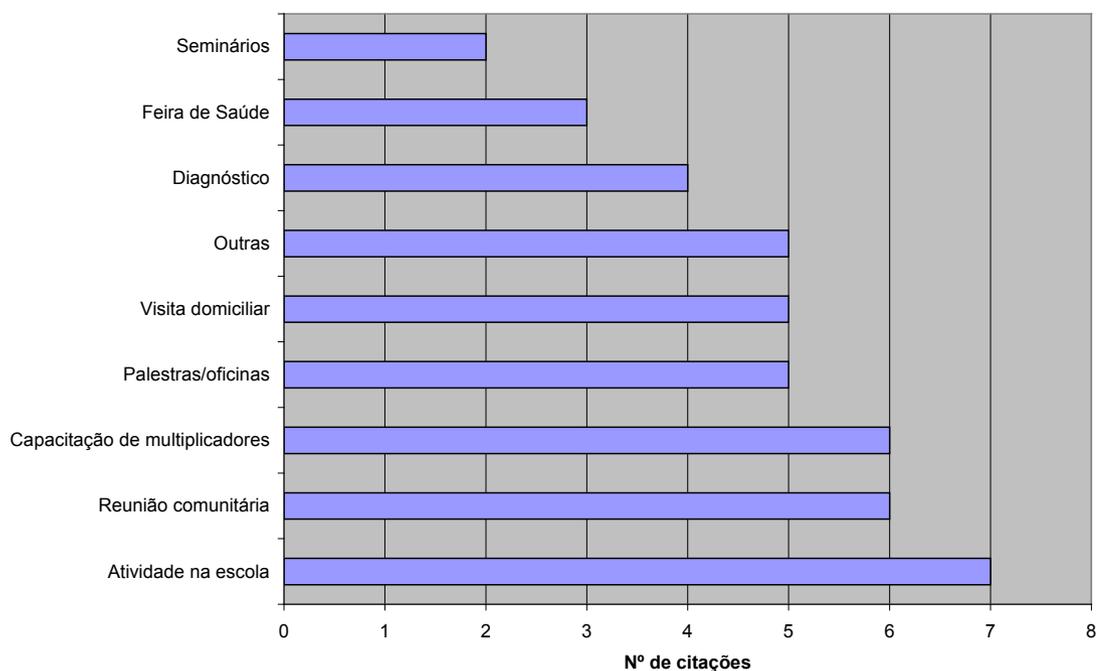
## 4. Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

Após a coleta e análise dos dados, obtiveram-se os resultados a seguir, sobre os projetos e programas de Educação Ambiental aplicados ao saneamento nos municípios selecionados, considerando os objetivos da pesquisa.

### 4.1 Considerações gerais sobre os relatórios dos Projetos e Programas de Educação Ambiental desenvolvidos nos municípios

Nos relatórios finais apresentados à FUNASA, observou-se que as atividades educativas mais citadas foram: atividades desenvolvidas nas Escolas (sete citações), reunião comunitária e capacitação dos multiplicadores com seis citações cada uma.

A Figura 2 apresenta a frequência das atividades desenvolvidas durante o desenvolvimento do PESMS nos municípios analisados.



**Figura 2** - Frequência das atividades educativas citadas nos relatórios finais dos municípios analisados que foram apresentados à Funasa.

Na leitura dos relatórios do PESMS desenvolvidos para o abastecimento de água e resíduos sólidos, observou-se que as atividades de Educação Ambiental foram de curta duração como palestras, atividades nas Escolas e Feiras de Saúde. Nos cursos de capacitação para formação de multiplicadores a duração foi de, no máximo, dois dias sem encontros posteriores. Após a atividade, em geral, houve avaliação com aplicação de questionário aos participantes. Contudo, não houve uma análise crítica do resultado obtido nos relatórios, como não se compilou o resultado da ficha utilizada nas visitas domiciliares.

Pode ser observado que o público-alvo dos cursos de capacitação, em alguns casos, não foi formado por pessoas da comunidade beneficiada.

O relatório do PESMS realizado no distrito do Município 8 foi bem escrito e observou-se que as atividades realizadas foram contínuas, refletindo na concordância do relatado com as respostas das entrevistas na localidade.

Em alguns casos, não houve cuidado na elaboração do material educativo. No Município 1 muitos moradores não são alfabetizados e, portanto o material utilizado, inviabilizou o objetivo proposto. . Para essas situações é imprescindível conhecer o perfil do público-alvo a ser envolvido no processo, para orientar a formulação adequada do material educativo. Também houve a utilização de textos longos, extraídos da internet sem a contextualização ou identidade com o local. Um aspecto positivo foi o material educativo distribuído pela Instituição Estadual 1 que continha jogos interativos sobre os temas abordados nas atividades educativas e que foi lembrado pelos moradores.

Em parte dos relatórios não constavam dados como: população beneficiada, obra objeto da intervenção e investimento financeiro para realização das atividades educativas.

O orçamento para o desenvolvimento do PESMS e para a intervenção em saneamento nos municípios analisados, segundo os relatórios, foi, em média, de 3,1% do valor da obra de saneamento.

## **4.2 Projetos de Educação Ambiental para o Abastecimento de Água**

As Secretarias Municipais envolvidas nas atividades educacionais mais citadas foram as de Saúde e de Educação, seguidas das Secretarias de Ação Social e de Obras.

O projeto de abastecimento de água foi divulgado para os moradores por meio dos técnicos das secretarias municipais (Educação e Saúde), os ACS e as placas da obra inferindo-se que o Projeto de Educação Ambiental foi desenvolvido após a obra licitada. O diagnóstico da localidade, por sua vez, foi realizado, na maioria dos projetos, por

visitas domiciliares, e, pelo observado não foi utilizado como forma de mobilização. O critério de seleção dos beneficiários pela obra não ficou claro para os moradores do Município 5, fato que trouxe transtorno aos educadores.

As atividades de Educação Ambiental foram pontuais e de curta duração como palestras e Feiras de Saúde. Os cursos de capacitação para formação de multiplicadores, não atingiram os objetivos, uma vez que os educadores não se colocaram como tal ao responder as questões formuladas e não souberam intervir nos problemas encontrados no abastecimento de água, como a falta de manutenção dos equipamentos e sobre a qualidade da água. A visão sistêmica do saneamento e a integralidade das ações foram pouco trabalhadas nos cursos e nas palestras desenvolvidas. O componente “resíduos sólidos” e as questões relacionadas à água foram as mais contempladas.

A existência de escritório da Empresa de Saneamento na localidade, mostrou-se importante pelo envolvimento dos técnicos, principalmente nas questões técnicas do abastecimento e do tratamento da água.

A importância dos ACS como educadores, junto às famílias, foi observado de forma positiva. Inclusive, a inclusão desses técnicos, nas estratégias de continuidade dos projetos de Educação Ambiental em Saneamento, nos pequenos municípios deve ser incentivada. Da mesma forma, deve-se incentivar a inserção e participação das escolas das localidades como um parceiro na difusão do projeto, além de ser um espaço privilegiado e propício à formação de cidadãos ambientalmente críticos e comprometidos.

Instrumentos de avaliação não foram empregados e quando utilizados, contemplaram, apenas, aspectos quantitativos, a exemplo de: quantos compareceram às reuniões; se gostaram ou não das atividades, entre outros. Nos relatórios apresentados não se observa análise crítica dos resultados obtidos nas avaliações.

A comunidade beneficiada e os educadores tiveram pouca informação sobre os recursos financeiros empregados nos projetos de EA, que na época da realização das atividades educacionais pesquisadas, deveria ser a contrapartida do município.

Os moradores entrevistados citaram como gostariam de ser chamados para as atividades educativas, tanto no planejamento como no cumprimento da agenda de trabalho: convidados pessoalmente explicando o que será realizado; ofício para cada morador; convidados pela equipe de educadores; convite para todas as Associações do Município; incluir representação de alunos e não só de professores; convite antecipado.

Quanto à sustentabilidade da obra, os problemas observados referem-se à operação e à manutenção nos sistemas de abastecimento de água implantados nas localidades rurais e operados pelos municípios (equipamentos inativos e/ou danificados). Uma das interferências foi de natureza político-partidária, que resultou em demissão de funcionário, especialmente em ano eleitoral, sem a devida substituição. Questões

administrativas e de gestão, também, interferiram na sustentabilidade da obra, a exemplo do não cumprimento de carga horária de trabalho por parte de funcionários que ocasionou, com frequência, a interrupção de energia elétrica para a alimentação do sistema de abastecimento de água.

Nestes casos, torna-se imprescindível encontrar mecanismos de controle e compromisso formal dos gestores municipais quando da assinatura do convênio entre a instituição financiadora e o município. Observou-se nas entrevistas que os moradores beneficiados pela obra não responsabilizam o município pelo problema e sim a instituição responsável pelo repasse dos recursos.

Chamou atenção a rejeição da população para beber a água distribuída nos Municípios 3 e 7, quer pela presença de cloro ou pela salinidade da água. Este fato é preocupante, uma vez que a população conta com o sistema de água, mas continua exposta a doenças pelo uso direto de manancial não confiável. Desta forma, denota-se a fragilidade das estratégias educacionais adotadas e o possível não envolvimento da comunidade no processo de implantação de serviços de abastecimento de água pelo não entendimento de que o serviço não é uma questão vinculada apenas ao sabor da água, mas que envolve uma complexidade sanitária importante.

### **4.3 Em relação ao projeto de Educação Ambiental para instalação do aterro controlado**

As educadoras tiveram clareza dos objetivos do projeto de EA. O público-alvo foi setorizado, a exemplo das Associações de Bairro, garis e sindicatos. O envolvimento da população foi pela atividade denominada de pedágio ecológico, lembrada pela população entrevistada. A visita ao aterro se deu somente com o grupo de jovens da comunidade. Com isto, infere-se que o projeto de EA foi realizado após o aterro ser construído.

Os professores declararam que a atividade na Escola foi pontual, não envolvendo os professores para que houvesse continuidade das ações na escola. As Escolas onde se desenvolve projetos de EA voltados para o tema Resíduos Sólidos podem ser parceiras importantes no processo de mobilização. Pois, além de difundir os objetivos do projeto, podem trabalhar o tema de forma transversal, suscitando trabalhos interdisciplinares.

O material de divulgação (folder, lembrado pelos entrevistados) focou nos horários da coleta dos resíduos e para as atividades educacionais utilizou-se textos retirados da internet e descontextualizados da realidade local.

O projeto não contemplou estratégias de continuidade para as ações educativas. Com referência às mudanças proporcionadas pelo projeto os sujeitos declararam que

foram influenciados na mudança de hábitos no descarte do lixo no interior de suas residências. Contudo, as educadoras chamaram atenção para os hábitos da população em continuar jogando lixo nas vias públicas. Outra mudança positiva foi o envolvimento do comércio local na separação do papel e papelão para ser direcionado aos catadores. Nas comunidades rurais os moradores continuam queimando o lixo, pois o sistema de coleta pública não chega a essas localidades.

A logomarca construída especificamente para o projeto se destacou como um elemento importante por auxiliar na divulgação do mesmo. Outros elementos também foram importantes para a divulgação, a exemplo de comunicação em rádio e carro de som e de camisetas distribuídas para parte dos moradores. Tais formatos foram aprovados pela comunidade.

Sobre a sustentabilidade da obra, tanto os educadores (funcionários da Prefeitura) como os moradores não souberam informar como é operado o aterro. Tal situação demonstra a falta de informação e de envolvimento da comunidade ou falhas no projeto de EA. Embora o aterro não estivesse sendo operado adequadamente, os resíduos da sede do município são encaminhados para o local. Também houve falas afirmando que os catadores estão trabalhando no galpão construído na área do aterro. Em visita ao local verificou-se que o galpão não foi concluído. Os entrevistados afirmaram que os catadores trabalham no galpão construído na área do aterro. Porém, em visita ao local verificou-se que o galpão não foi concluído.

#### **4.4 Sobre o projeto de Educação Ambiental para a implantação do sistema de Esgotamento Sanitário**

A metodologia do projeto de EA para implantação de sistema de esgotamento sanitário, segundo as diretrizes do PESMS, foi o que se aproximou de uma intervenção e que contribuiu para a transformação da localidade. Envolveu o setor público e cidadãos da localidade, objeto da intervenção. Houve planejamento, formação de educadores privilegiando pessoas da localidade (como uma estratégia de continuidade), formação de parcerias, abrangeu todos os beneficiados pela obra, as atividades não foram pontuais e o material educativo foi construído a partir de dados locais.

Um fato que fragilizou o processo foi o diagnóstico realizado previamente para o encaminhamento do projeto, uma vez que não foi observada a falta de banheiros na maioria dos domicílios. Detectada a partir das visitas domiciliares realizadas pela equipe de educadores, requereu mais financiamento para atender esta demanda.

As atividades educativas foram centradas em visitas domiciliares. Esta abordagem é interessante para ser aplicada em pequenas localidades e bairros periféricos quando a equipe de educadores é bem aceita pela população. Outro fato positivo observado no

projeto foi o escritório montado na localidade, tornando o local um espaço de diálogo entre os educadores e moradores.

O projeto gerou renda para a equipe local de educadores. Em muitas localidades rurais, vivem jovens com um bom nível educacional e sem oportunidade de emprego. Deste modo, projetos socioambientais podem oportunizar rendas para este público e prepará-los para inserção no mercado de trabalho. O projeto previu, ainda, um sistema de avaliação, que direcionou as atividades educativas a partir das demandas observadas.

A obra implantada apresentou problemas de entupimento, quer pelo mau uso dos moradores, quer por falhas no projeto. O sistema de bombeamento sofre constantes avarias, provocando transtornos aos moradores que vivem próximo a essa região. Tal situação sugere a necessidade de manutenção por parte dos órgãos responsáveis e de educação continuada aos moradores para minimizar os problemas ora apresentados.

#### **4.5 Projeto de Educação Ambiental e Comunicação Social (PEACS)**

Por abranger quatro regiões do estado da Bahia, equidistantes entre si, e ter como executora uma empresa licitada, permitiu um formato diferenciado com relação aos demais projetos. A equipe técnica teve uma coordenação geral representada por uma pedagoga e coordenadores contratados para cada região. Além desses, em cada região foi contratada uma pessoa do município para compor o grupo de educadores.

Este grupo de educadores trabalhou com representantes dos segmentos do município para formação de multiplicadores que comporiam os Núcleos de Gestão Ambiental (NUGA) que deveriam tornar-se referência nas questões ambientais do município e no desenvolvimento de ações socioambientais demandadas pela população. Houve um diagnóstico em cada município trabalhado compondo um relatório chamado Marco Zero, que contemplou as demandas socioambientais dos municípios.

Inúmeras ações nos municípios foram realizadas pelas escolas e por outros setores do município, enquanto os educadores contratados estiveram presentes nos municípios. No período da realização das entrevistas observou-se que os Núcleos não estavam atuantes. Contudo, pelos discursos obtidos nas entrevistas a realização do PEACS trouxe mudanças significativas nos municípios estudados: no manejo dos resíduos sólidos, na saúde pública, em muitas atividades sobre meio ambiente nas escolas, nas contribuições na formulação do Plano Diretor do Município, entre outras.

No Município 11, segundo a Técnica entrevistada, os benefícios foram inúmeros pela implantação do sistema abastecimento de água. Já nos Municípios 9 e 10 não se detectou, nas falas dos entrevistados, o benefício da construção da barragem, uma vez que o manancial está sendo utilizado para abastecer outros municípios.

A proposta de formação de uma rede, formado por elos de NUGA em cada região abrangida pelo PEACS foi interessante pelo formato de sua construção. Contudo a rede não tem se comunicado e suas ações não foram observadas nas falas dos entrevistados.

A inclusão dos professores das escolas e dos ACS dos municípios no processo demonstrou ser importante. Estes profissionais dão continuidade às ações propostas pelo PEACS.

## 5. Conclusão

A busca pela participação social pode ter como uma das suas grandes aliadas a Educação Ambiental. Isto porque a EA difere de sistemas simplificados de transmissão de informação técnica e atemporal, mas traz como requisito fundamental o debate da ciência, da tecnologia e da cultura, como fontes de relevância para o amadurecimento social dos sujeitos. Acredita-se que, para discutir saneamento ambiental, é necessário entender como o mesmo será visto pelo “outro” que dele necessita e que dele faz parte. Acreditar que apenas desenvolver projetos e implantá-los nas comunidades é menosprezar a importância que a cultura e os saberes locais têm para tornar os projetos em políticas de saneamento locais e que a EA contribui na formação crítica cidadão dos sujeitos.

Portanto, levando em conta o resultado das entrevistas obtidas dos beneficiários de obras de Saneamento e de educadores e gestores que contribuíram nos projetos de Educação Ambiental no estado da Bahia, no período de 2002-2007 apresentados e discutidos no Seminário “Participação e Mobilização: Metodologia em Ações Educativas em Saneamento Ambiental para Pequenos Municípios” extraíram-se orientações metodológicas para ações de EA a serem aplicadas nas intervenções de saneamento para pequenos municípios, apresentadas a seguir.

### 5.1 EIXO 1: Formação e capacitação da equipe educadora do município

O Eixo 1 refere-se às funções, critérios, estratégias de composição e capacitação da Equipe Educadora do Município. Tal equipe é responsável pelo desenvolvimento de ações educativas voltadas à apropriação do sistema de saneamento pelo público-alvo e demais segmentos sociais.

## Qual a função de uma Equipe Educadora do Município?

Para que se alcance a efetiva apropriação do sistema de saneamento pelos beneficiários e, principalmente, a promoção da autonomia da comunidade local, faz-se necessário construir, de forma participativa, todas as etapas do processo educativo. Assim, a Equipe Educadora do Município terá como principais funções: diagnosticar os problemas socioambientais locais ao saneamento; planejar coletivamente as do PEASPM; sensibilizar e capacitar a população para o uso e manutenção do sistema de saneamento implantado; captar recursos econômicos/ financeiros; buscar parcerias e monitorar e avaliar o PEASPM.

Dependendo das demandas apresentadas pela problemática de cada realidade local, podem surgir outras atribuições para a Equipe Educadora do Município que não foram previstas. Tanto as principais funções quanto as atribuições específicas podem e devem ser subdivididas entre os membros da Equipe para que não haja sobrecarga de trabalho.

## Quais os critérios e estratégias para a composição da Equipe Educadora do Município?

A equipe deve ser formada, preferencialmente, por pessoas da região onde vai ser implantado o sistema de saneamento, como por exemplo: beneficiários do projeto de saneamento, Agentes Comunitários de Saúde e professores (as) das unidades escolares locais. Devem também compor a equipe representantes das Secretarias Municipais de Saúde, de Educação, da Assistência social, do Meio Ambiente e Serviços Públicos, representantes das instituições responsáveis pelo sistema de saneamento, de associações comunitárias e instituições parceiras.

Os componentes da Equipe Educadora devem apresentar perfil de liderança comunitária, sensibilidade com as causas ambientais, gozar de simpatia da comunidade, imparcialidade político partidária, boa capacidade de diálogo, mediação e de articulação, disponibilidade e compromisso.

A equipe deve contemplar a diversidade sociocultural e política existente no contexto local. Para isso, a identificação e escolha dos representantes, de forma proporcional, devem ser feita coletivamente a partir de seminários e assembleias gerais com significativa participação da população local e levar em conta dois aspectos: a representatividade dos principais segmentos envolvidos e o quantitativo de beneficiários e/ou sujeitos da população a serem envolvidos no processo.

## Quem capacitará a Equipe Educadora do Município?

Para formar sujeitos engajados nas causas socioambientais de EA em Saneamento, a Equipe Educadora do Município deverá previamente ser capacitada e prosseguir com este processo, de forma contínua. Para isso, poderá buscar parcerias com universidades, instituições de ensino e pesquisa, organizações não-governamentais, empresas prestadoras de serviços de saneamento, dentre outras.

A Equipe Formadora deve ter caráter multidisciplinar e ser composta por profissionais com experiências nas áreas de Educação Ambiental, saneamento e saúde pública. Entende-se como Equipe Formadora aquela que é responsável pela capacitação da Equipe Educadora do Município.

Durante o desenvolvimento das intervenções nos pequenos municípios, poderá ainda, consideradas as especificidades dos contextos, surgir demandas de trabalho para outros profissionais como economistas, contadores, profissionais da área de direito ambiental, dentre outros.

Assim, para a composição da equipe que irá capacitar a Equipe Educadora do município deverão ser consideradas a complexidade da obra e os problemas socioambientais associados ao saneamento na realidade local.

## 5.2 EIXO 2: Público-alvo e formas de mobilização

O Eixo 2 refere-se aos aspectos relacionados ao público-alvo a ser envolvido nas ações educativas em saneamento, bem como as formas de mobilização do mesmo.

### Qual o público-alvo para o desenvolvimento do PEASPM?

O principal público-alvo é a população beneficiada pelas ações de Saneamento. Contudo, é importante que Agentes Comunitários de Saúde, professores (as) e estudantes das escolas públicas e privadas existentes na localidade possam participar do PEASPM. Também devem ser incluídos os segmentos sociais existentes na área de intervenção como: movimentos sociais, sindicatos e líderes religiosos.

É comum nos pequenos municípios que os gestores, devido a sua atuação e formação, não tiveram a oportunidade de trabalhar com as questões do saneamento de forma sistêmica e integrada. Neste contexto, deve ser pensado um curso específico para o referido público, paralelamente ao desenvolvimento do PEASPM.

## Quais os direitos e deveres dos beneficiários?

Um dos principais objetivos do PEASPM é envolver os beneficiários no processo de implantação e manutenção dos sistemas de saneamento, para que, possam apropriar-se do referido sistema tanto do ponto de vista do uso propriamente dito, quanto do impacto na salubridade local e, conseqüentemente, ampliar a qualidade de vida humana e ambiental. Assim, o PEASPM deve promover a discussão coletiva para definir os direitos e deveres da população beneficiada.

Nesta perspectiva, o saneamento deve ser entendido como um direito social diante de sua essencialidade à vida humana e à proteção ambiental, por evidenciar o seu caráter público e o dever do Estado na sua promoção. O direito é assegurado pela Constituição Federal Brasileira, na medida em que as competências pela prestação de serviços de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo de águas pluviais urbanas são conferidas à União, aos Estados, ao Distrito Federal e aos municípios.

Salvo as peculiaridades de cada contexto local, os principais deveres dos beneficiários são: participar efetivamente do PEASPM; ser um agente multiplicador das ações educativas; fazer o bom uso do equipamento/sistema; participar da comissão de acompanhamento (controle social); buscar estratégias de continuidade do PEASPM; buscar a continuidade do benefício a partir da assinatura coletiva simbólica de um Termo de Compromisso que contribua com a preservação do equipamento e, ainda, discutir participativamente: documentos como regimentos, termos, estatutos e outros relacionados ao PEASPM.

## Como viabilizar a participação do público-alvo no processo de formação educativa?

A Equipe Educadora do Município deve criar mecanismos para motivar a participação do público-alvo e demais atores sociais em todas as etapas do processo educativo. Para isso, não se deve interferir, demasiadamente, na rotina do público que participará do PEASPM. Portanto, é aconselhável evitar o agendamento de encontros, reuniões e atividades em dias de eventos importantes e coletivos, por exemplo, feira livre, colheita e em datas comemorativas do município.

O espaço físico dos encontros deve ser de fácil acesso para a maioria dos participantes, preferencialmente, próximo às habitações dos mesmos e, ainda, deve ser previsto recursos econômicos para alimentação, material didático; transporte e hospedagem (se for o caso).

Caso exista dentro do processo educativo, cursos de capacitação sistematizados e com carga horária definida, deve ser emitidos certificados para os participantes.

Como convocar o público-alvo para o processo de formação educativa (formas de comunicação)?

Os meios de comunicação utilizados na convocação do público-alvo devem ser diversificados para alcançar os mais variados tipos de segmentos sociais existentes na população do município. Alguns exemplos são: carro de som, *spots* de rádio, cartazes, faixas, convites, visitas domiciliares, panfletos, boletins informativos, *e-mails*, redes sociais, dentre outros.

As informações transmitidas por qualquer um dos meios de comunicação não devem ter caráter normativo, para não parecer impositivo, ao contrário, devem ser priorizadas as abordagens reflexivas, com o intuito de estimular a construção de uma consciência ambiental favorável aos objetivos do processo de formação. Os conteúdos devem, ainda, ser atrativos, claros e de fácil entendimento para o público-alvo.

Outro cuidado essencial para o êxito das ações educativas é a renovação constante das estratégias sensibilizadoras utilizadas tanto nos recursos didáticos quanto nos meios de comunicação, já que a exposição contínua a um mesmo estímulo promove o cansaço visual e auditivo, passando-se como despercebido e, conseqüentemente, comprometendo o rendimento do trabalho pedagógico.

### **5.3 EIXO 3: Desenvolvimento do Programa de Educação Ambiental para Pequenos Municípios (PEASPM).**

O Eixo 3 apresenta os principais aspectos relacionados ao desenvolvimento do PEASPM, a saber: justificativas para implantação do Programa, estratégias metodológicas, abordagem de temáticas de interesse, recursos didáticos, recursos financeiros, local e disponibilidade de tempo necessário para o processo educativo.

Por que um Programa de Educação Ambiental em um projeto de saneamento?

Diversos estudos têm demonstrado que ações de saneamento desassociadas de intervenções educativas não se sustentam. Tal fato acontece porque a resolução ou minimização da problemática abordada vai para além da adesão do beneficiário ao sistema de saneamento que está sendo implantado.

Apropriar-se do referido sistema, adequando seus hábitos culturais ao novo contexto ambiental é condição fundamental para que os (as) beneficiários (as) contribuam para a sustentabilidade e êxito do sistema em suas dimensões tecnológicas, políticas e econômicas.

Nesse contexto, o desenvolvimento de um Programa/Projeto de Educação Ambiental em saneamento é de suma importância no sentido de preparar o beneficiário para receber, manter, cuidar, questionar, criticar, sugerir e monitorar a obra de saneamento.

Assim sendo, essa prática educativa, favorece a criação de espaços de diálogo entre os beneficiários, os gestores municipais e os representantes da empresa de saneamento, para a troca de experiências e informações, com o intuito de, uma vez compreendidos os interesses, as divergências e os conflitos existentes possam ser coletivos e democraticamente negociados.

Para além das questões práticas, tal exercício favorece a sensibilização, a participação e mobilização social e, por fim, o empoderamento individual e coletivo, na medida em que o sujeito e/o grupo constrói, interfere e reconstrói sua realidade a partir de suas práticas e ações.

### Como desenvolver o PEASPM?

Para planejar e executar ações educativas faz-se necessário ampliar os conhecimentos sobre a realidade local a ser modificada. Como tal realidade normalmente revela aspectos multidimensionais associados aos problemas socioambientais em saneamento, deve-se, a partir das interpretações dos sujeitos envolvidos, construir e validar um diagnóstico participativo dos referidos problemas. O resgate dos diagnósticos já existentes é parte fundamental dessa etapa.

Uma vez compreendidos os principais problemas socioambientais ligados ao saneamento da realidade local e seus fatores condicionantes, deve-se proceder à elaboração de um planejamento coletivo integrado com a obra de saneamento a ser implantada.

No planejamento devem ser definidas as ações educativas prioritárias como, por exemplo, a mobilização, a participação, o controle social e a comunicação. Objetivos e metas, responsáveis, parceiros, recursos financeiros e humanos necessários, bem como, estratégias de avaliação processual do programa devem ser explicitados no planejamento.

Vale ressaltar que as estratégias de continuidade do PEASPM para o saneamento em pequenos municípios devem ser pensadas e construídas desde o início do planejamento participativo.

### Onde o programa deverá ocorrer?

A definição do local ou dos locais onde acontecerão os encontros com os participantes do PEASPM é um aspecto importante que poderá facilitar ou dificultar o processo educativo.

Muitas vezes, a aquisição ou locação de um imóvel, bem como, as despesas com energia elétrica, água e limpeza podem gerar despesas difíceis de serem administradas. Desse modo, a determinação do referido local deve ser discutida coletivamente, considerando os seguintes critérios: fácil acesso, preferencialmente, na comunidade dos participantes; ter as condições mínimas de conforto (iluminação, ventilação e conforto auditivo), móveis adequados, mesa para a disposição dos materiais didáticos e para o lanche; apresentar manutenção de baixo custo.

Alguns locais poderão ser utilizados para os encontros do PEASPM, desde que sua determinação seja de comum acordo entre os participantes: sedes de associações; entidades públicas; organizações não governamentais (ONG's); Escolas e Igrejas; dentre outros.

### Quanto tempo é necessário para o desenvolvimento do PEASPM?

O período necessário para a execução das ações educativas irá depender da complexidade da obra de saneamento, do número de participantes, dos recursos financeiros disponíveis e da própria evolução do processo educativo.

É interessante que o Programa se inicie antes da obra de saneamento e tenha continuidade, de forma processual, também nas etapas de implantação e manutenção para que se busque o favorecimento do controle e apropriação social de todo o sistema implantado. Para isso, deve-se criar e reelaborar cronogramas de ações adequados às especificidades de cada programa/projeto.

### Quais os temas que deveriam ser abordados pelo Programa?

Os problemas socioambientais associados ao saneamento trazem questões relacionadas à saúde ambiental e humana, aos aspectos educativos e culturais, as políticas públicas, a captação, aplicação e controle de recursos econômicos e financeiros, dentre outros elementos. Assim, devem ser compreendidos a partir de uma visão sistêmica, observando todas as dimensões envolvidas em contextos específicos.

Portanto, a definição dos temas a serem trabalhados dependerá das demandas trazidas pelos referidos problemas, bem como, dos interesses e anseios dos envolvidos

no processo educativo. Na medida em que este avança, novos temas e/ou enfoques poderão ser incorporados ou retirados dos espaços de discussão e debate.

A seguir são apresentadas sugestões de temáticas procurando abarcar as dimensões envolvidas.

**Ambiental:** Princípios de saneamento; problemas ambientais causados pelas intervenções humanas; saúde pública e ambiental; impactos ambientais causados pela obra de saneamento; integração das ações de saneamento: abastecimento de água, esgotamento sanitário, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais (manejo e desperdício);

**Tecnológica:** Tecnologia em saneamento; Tecnologias Sociais /Apropriadas em saneamento;

**Social:** Estratégias de Mobilização, participação e controle social; fortalecimento do cooperativismo/ associativismo (economia solidária);

**Educacional:** O elo entre a Educação Ambiental aplicada ao Saneamento; princípios da Educação Ambiental; educomunicação; construção de projetos/ programas de EA em Saneamento;

**Política:** Estratégias de planejamento; políticas e legislações referentes ao saneamento básico, dos recursos hídricos e da gestão de resíduos sólidos; legislação da Educação Ambiental; Agenda 21; Estatuto das Cidades; legislações municipais referentes ao Meio Ambiente;

**Econômica:** Captação, aplicação e controle de recursos econômicos e financeiros.

### Quais os recursos necessários para a efetivação do programa?

Dadas às dimensões que envolvem a construção e efetivação do PEASPM, tais processos demandam recursos de várias ordens. Entende-se como recurso qualquer elemento material necessário para o desenvolvimento do processo educativo. Os principais são:

**Recursos econômicos /financeiros;**

**Recursos didáticos:** os conteúdos devem estar em consonância com a linha de Educação Ambiental Crítica: mídias, livros, apostilas, vídeos, músicas, por exemplo;

**Recursos humanos:** equipe educadora do município, profissionais que capacitarão a referida equipe, pesquisadores, agentes comunitários de saúde, profissionais das áreas de educação, do saneamento e da saúde, dentre outros;

**Recursos logísticos:** meios de divulgação, espaço físico, mobiliário, lanche, dentre outros.

### Quais os materiais didáticos que poderão ser utilizados?

A pesquisa, a construção e a seleção dos materiais didáticos a serem utilizados nas ações educativas devem considerar, principalmente, os objetivos de tais ações, a escolaridade e os interesses do público-alvo. Portanto, a escolha dos mesmos deve ser participativa. A educomunicação é uma estratégia metodológica que vem sendo utilizada na produção coletiva do material didático.

Alguns exemplos de materiais didáticos são: livros, filmes, álbuns seriados, peça teatral, jogos interativos, material fotográfico, pintura, etnomapa da comunidade, mapas falantes, *internet*, dinâmica de grupo, visita de campo, jornal, música, imagens, folhetos, maquetes, sucatas, *blogs*.

É importante ressaltar que os materiais didáticos devem ser periodicamente reelaborados no sentido de aperfeiçoá-los continuamente, assim como, também, variar as estratégias de sensibilização trazidas por esses materiais, visto que, normalmente, em um processo educativo, onde hábitos e comportamentos indesejáveis, enraizados culturalmente, pretendem ser modificados, existem avanços e retrocessos que demandam estímulos diferenciados ao longo do tempo e do espaço.

## 5.4 EIXO 4: Avaliação e Estratégias de continuidade do Programa de Educação Ambiental em Saneamento

O Eixo 4 aborda resumidamente as principais questões que, normalmente, surgem em um processo avaliativo de Programas/projetos socioambientais em Saneamento, bem como, as estratégias de continuidade para as ações do PEASPM.

### O que deve ser avaliado em um Programa de EA em Saneamento para Pequenos Municípios?

Os elementos a serem avaliados em um Programa/projeto de EA aplicado ao Saneamento dependerão do conceito de avaliação do grupo e das especificidades de cada contexto, por isso, devem ser determinados a partir da negociação coletiva para, principalmente, estarem de acordo como os interesses reais dos avaliadores. Entretanto, alguns elementos e dimensões são comuns a qualquer programa/projeto de EA aplicado ao saneamento e merecem atenção dentro de um processo avaliativo, são eles:

**Social:** Controle social (obra saneamento): mecanismos de fiscalização e proposição de encaminhamentos necessários; grau de comprometimento dos participantes; quantidade de pessoas envolvidas (público-alvo): comparação marco zero/processo/final;

**Educacional/ Cultural:** Qualidade das ações educativas; aspectos culturais que estão envolvidos com os sistemas de saneamento; sincronia das ações de Educação Ambiental/Obra de Saneamento;

**Ambiental:** Resultados alcançados/não alcançados/inesperados, como, por exemplo: Adesão /apropriação da obra pelos beneficiários; avaliação do equipamento: gestão, manejo, engenharia; Impactos negativos /positivos da obra;

**Política:** Exercício da cidadania (autonomia, empoderamento para uso dos direitos); parcerias;

**Econômica/ Financeira:** Aplicação de recursos financeiros /econômicos;

**Logística:** Local dos encontros, acessibilidade ao local, condições físicas do local, lanche.

### Quem deve avaliar um Programa de Educação Ambiental?

Qualquer programa/projeto de EA aplicado ao saneamento apresenta diversas dimensões (social, tecnológica, educacional/cultural, política, econômico-financeira, logística, dentre outras) que, para serem avaliadas, demandarão olhares e experiências também diferenciadas. Portanto, o grupo de avaliadores (as) deve ser composto por representantes dos diversos segmentos envolvidos no PEASPM e por outros (as) avaliadores (as) que apresentem vivências interessantes e possam contribuir com o processo avaliativo.

Além dos participantes do PEASPM poderão compor o corpo de avaliadores os representantes dos órgãos financiadores, das instituições de saneamento, do Poder Público e das Universidades.

### Como se avaliar e monitorar o PEASPM e a obra de saneamento?

Assim como a definição dos elementos a serem avaliados, os métodos, as técnicas e os instrumentos de avaliação devem ser definidos coletivamente para que estejam adequados não só aos objetivos do processo avaliativo, mas, ao tempo e aos recursos financeiros disponíveis.

A construção participativa de indicadores para avaliação de Programas/Projetos de EA em Saneamento, além de relativamente recente no Brasil, tem sido desenvolvida de forma ainda tímida, mas demonstra potenciais de aprendizagem efetiva, visto que, o próprio ato coletivo de construir, aplicar e reconstruir os indicadores pode contribuir para o desenvolvimento e amadurecimento de instituições e grupos que vivenciam essa experiência.

O desenvolvimento dessa prática poderá ocorrer a partir de reuniões com os envolvidos para troca de experiências no que se refere à observação dos objetivos; a análise comparativa espacial e temporal de diversos contextos visando à compreensão de processos e as variáveis envolvidas; a avaliação do equipamento de saneamento no que concerne a gestão, ao manejo e a engenharia. Para essas ações poderão ser utilizados: questionários/entrevistas; visita *in loco* (observação de campo) (antes, durante e após a intervenção educacional); grupo focal; registro fotográfico/filmagem.

É importante reforçar que os dados coletados com as referidas técnicas devem ser analisados de forma crítica, de modo a explicitar a funcionalidade, ou seja, a aplicabilidade das informações reveladas pelas mesmas.

Uma vez construído o sistema de indicadores, há que prever a periodicidade mais adequada para aplicação de cada dos instrumentos com o intuito de monitorar as ações do PEASPM e, com isso, identificar potencialidades, fragilidades, reorientar rumos e ações em tempo hábil.

### Qual o papel da Equipe de Educadores do Município no monitoramento da obra instalada?

A Equipe Educadora do Município deverá atuar no monitoramento da obra de saneamento a partir da criação de um canal de comunicação entre a equipe técnica de saneamento, os educadores, o público-alvo e a população em geral, ou seja, aproximar as partes envolvidas para facilitar o fluxo de informações e, conseqüentemente, fomentar o êxito das intervenções tecnológicas e educacionais. Uma sugestão de estratégia é a constituição um espaço específico onde os representantes do poder público, da concessionária de saneamento, técnicos de execução da obra, educadores e beneficiários possam discutir, avaliar e propor ações.

Para que o fluxo de informações entre as partes interessadas seja facilitado, a Equipe deve, em conjunto com a empresa de saneamento responsável pela obra, promover orientação técnica para os beneficiários durante e após a manutenção do projeto (obra).

Outra atribuição da Equipe Educadora do Município é constituir representantes do público-alvo para o controle social tanto das políticas públicas quanto do uso e

manutenção do sistema de saneamento, além de, junto aos participantes do PEASPM, sugerir estratégias de minimização dos impactos negativos da obra na rotina dos beneficiários.

### Qual o papel do público-alvo no monitoramento da obra instalada?

Ninguém melhor que o próprio usuário do equipamento de saneamento para colaborar com o monitoramento da obra. Para isso, a percepção do sistema de saneamento como bem coletivo deve ser construída para o pleno exercício da cidadania.

Nesta perspectiva, as principais funções do público-alvo no monitoramento da obra são: participar das discussões sobre a execução e manutenção das obras; utilizar adequadamente o sistema de saneamento; informar sobre como tem se dado o funcionamento do mesmo e, ainda, denunciar (anonimamente) irregularidades como, por exemplo: mau uso, desperdício de recursos, depredação dos equipamentos, dentre outros.

### Quem poderá financiar a continuidade do PEASPM visando à sustentabilidade do processo educativo?

A busca e captação de recursos financeiros para alimentar as necessidades do PEASPM deverão ser contínuas para que não haja interrupções em suas atividades. Por esta razão, a busca por consultorias para entender os meios de captação de recursos bem como, a identificação de potenciais financiadores é uma ação fundamental nesse processo.

Os potenciais agentes financiadores do PEASPM são: os Programas oficiais como, por exemplo, o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC/ Saneamento); instituições bancárias (Banco mundial); rubricas das prefeituras; órgãos ambientais e de pesquisa; Organizações não Governamentais; empresas privadas a partir de incentivos fiscais e agência financiadora da obra.

### Quais as estratégias de continuidade para o PEASPM?

Uma das principais fragilidades das intervenções de EA é que acontecem de forma pontual. A falta de continuidade do processo educativo dificulta o alcance de objetivos mais complexos como, por exemplo, a emancipação ou empoderamento do indivíduo e das coletividades. Portanto, estratégias para a continuidade das ações

devem ser pensadas desde a concepção do programa/projeto a ser desenvolvido. O quadro abaixo apresenta algumas sugestões de acordo com as dimensões:

**Política:** Identificação e fortalecimento das intervenções já existentes no local; formação do grupo gestor; envolvimento do Poder Público; confiabilidade das ações;

**Educacional:** Divulgação dos resultados positivos/negativos para os participantes do PEASPM e para a comunidade em geral; formação de agentes multiplicadores (instrumentalizar os ACS); responsáveis locais pela coordenação das ações (mapeamento); criação participativa de agenda de continuidade de forma Intersetorial (escola, grupo de jovens, saúde etc.); agenda comum entre os setores do município; persistência nas ações educativas a partir da renovação contínua das estratégias sensibilizadoras / educativas utilizadas;

**Econômica/ Financeira** Previsão de renda para alguns dos participantes mediante critérios de seleção de comum acordo e aprovado pelo coletivo;

**Avaliação Acompanhamento/retroalimentação dos agentes multiplicadores;**

**Logística:** Local de referência das atividades do grupo de educadores (escolas, igrejas, associações comunitárias, residências de beneficiários).

## 6. Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa

Os resultados alcançados, no estudo, evidenciaram a importância das atividades de Educação Ambiental em projetos de Saneamento Básico para o empoderamento dos moradores beneficiados pelas obras, facilitando sua atuação compartilhada na sustentabilidade dos sistemas implantados.

Além disto, a pesquisa contribuirá com a Funasa, na adoção de orientações metodológicas para Programas de Educação Ambiental em Saneamento para Pequenos Municípios (PEASPM), em especial, por considerar as dificuldades e peculiaridades dessas localidades. A referida metodologia deve estar baseada em quatro eixos temáticos: **Formação e Capacitação da Equipe Educadora do Município; Público-alvo e formas de mobilização; Desenvolvimento do Programa de Educação Ambiental para Pequenos Municípios (PEASPM); Avaliação e Estratégias de continuidade do PEASPM.**

## 7. Referências Bibliográficas

Ab'SABER, A. N. Reconceituando Educação Ambiental. In: MAGALHÃES, L. E. et al. **A questão ambiental**. São Paulo: Terragraph, 1994.

ARANHA, M. L. **Direito sanitário e saúde pública**. Brasília, DF: Ministério da Saúde. Secretaria de Gestão do Trabalho e da Educação na Saúde. Departamento de Gestão da Educação na Saúde, 2003. 2 v. (Série E. Legislação de Saúde).

AZANZI, M. R. Ecopedagogia. In: LAYRARGUES, Philippe Poemier (Coord.). **Identidades da educação ambiental brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

BAHIA. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Superintendência de Recursos Hídricos. **Manual metodológico 2006: PEACS PROÁGUA/Semi-árido**. Salvador, 2006.

BRACAGIOLI, A. Metodologias participativas: encontros e desencontros entre a naturalização do ser humano e a humanização da natureza. In: FERRARO Jr., L. A. **Encontros e caminhos: formação de educadoras(es) ambientais e coletivos educadores**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2007. v. 2.

\_\_\_\_\_. **Programa Nacional de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento** – PEAMSS/Ministério das Cidades. Grupo de Trabalho Interinstitucional de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento. Disponível em: <[www.cidades.gov.br/peamss](http://www.cidades.gov.br/peamss)>. Acesso em: 15 jan. 2008.

\_\_\_\_\_. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 05 jan. 2007.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Orientações para elaboração dos projetos de educação ambiental em saúde e mobilização social dos projetos de convênio de saneamento: construção e ampliação de sistema de abastecimento de água para controle de agravos**. Brasília, DF, 2007.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Portaria nº 151 de 20 de fevereiro de 2006**. Aprova critérios e procedimentos básicos para aplicação de recursos financeiros da Funasa. Brasília, DF, 2006.

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente, Diretoria de Educação Ambiental; Ministério da Educação. Coordenação Geral de Educação Ambiental. **Programa Nacional de Educação Ambiental - ProNEA**. 3. ed – Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 102 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Orientações técnicas para elaboração de Programa de Educação em Saúde e Mobilização Social – PESMS**. Fundação Nacional de Saúde. Brasília, DF, 2005.

\_\_\_\_\_. **Portaria nº 176 de 28 de março de 2000**. Aprova Critérios e procedimentos para aplicação de recursos financeiros. Brasília, DF: Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. 2000.

\_\_\_\_\_. Lei nº 9795 de 27 de abril de 1999. Institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 05 abr 1999.

\_\_\_\_\_. Ministério da Educação e do Desporto. **Educação Ambiental**. Brasília, DF: Coordenação de Educação Ambiental, 1997.

\_\_\_\_\_. IBAMA. **Diretrizes para operacionalização do programa nacional de educação ambiental**. Brasília, DF: Edições IBAMA, 1995 (Série Meio Ambiente em Debate 9).

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Diretrizes de Educação em Saúde**. Brasília, DF: COMED/ASPLAN/FUNASA; 1994.

CAMPOS, A. C. A; SATTler, M. A; CONTO, S. M. de. Resíduos sólidos domésticos: educação ambiental e condições de manejo pelos estudantes da cidade de Feira de Santana-BA. **Sitientibus**: Revista da Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, n. 26, p.31-48, jan./jun. 2002.

DIAS, G. F. **Educação ambiental**: princípio e práticas. 6. ed. rev. e ampl. São Paulo: Gaia, 2000.

DIAS, S. M. F. **Avaliação de projetos de educação ambiental voltados para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos**. 2003. Tese (Doutorado em Saúde Pública)– Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

DIAS, S. M. F.; GÜNTHER, W. R. Avaliação da educação ambiental no gerenciamento dos resíduos sólidos no campus da Universidade Estadual de Feira de Santana. **Sitientibus**: Revista da Universidade Estadual de Feira de Santana: Tecnologia, Feira de Santana, n. 35, p.7-27, jul.-dez. 2006.

GONÇALVES, L. S. **Ações educativas em programas de saneamento ambiental: estudo de caso em quatro municípios do estado da Bahia, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Departamento de Tecnologia da Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2009.

GRÜN, M. Ética e educação ambiental: a conexão necessária. 3. ed. São Paulo: Papirus. 2007.

JACOBI, P. Participação. In: FERRARO Jr, L. A. **Encontros e caminhos**: formação de educadoras(es) ambientais e coletivos educadores. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

LEFF, E. **Saber ambiental**: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder. Petrópolis, RJ: Vozes, 2001.

LEFÈVRE, F.; LEFÈVRE, A. M. C.; TEIXEIRA, J. J. V. **O discurso do sujeito coletivo**: uma abordagem metodológica em pesquisa qualitativa. Caxias do Sul: EDUCS, 2002.

LEONARDI, M. L. A. Educação ambiental como um dos instrumentos de superação da insustentabilidade atual. In: CAVALCANTI, C. **Meio ambiente, desenvolvimento e políticas públicas**. 3. ed. São Paulo: Cortez; Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 2002.

MINAYO, M. S. C. **O desafio do conhecimento**: pesquisa qualitativa em saúde. 10. ed. Rio de Janeiro: Hucitec, 2007.

OLIVEIRA, E. M. **Educação ambiental uma possível abordagem**. 2. ed. Brasília, DF: IBAMA, 2000.

PEREIRA, C. M. S. da S. **Gestão sistêmica de resíduos sólidos para a uefs**: subsídios para a construção de uma política participativa. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Departamento de Tecnologia da Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2010.

QUINTAS, J. L. Educação no processo de gestão ambiental: uma proposta de educação ambiental transformadora e emancipatória. In: LAYRARGUES, Philippe Poemier (Coord.). **Identidades da educação ambiental brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

RATTNER, H. *Sustentabilidade - uma visão humanista*. Ambiente e Sociedade. n 5. Campinas. July/Dec. 1999. **Ambiente & sociedade**. <Disponível em ISSN 1414-753X <http://www.scielo.br/pdf/asoc/n5/n5a20.pdf>>. Acesso em: 03/06/2010.

RELATÓRIO FINAL: cada pessoa, uma ação. Todos juntos, transformação! Programa de Educação Ambiental e Comunicação Social – PEACS, Salvador, 2005. v.1.

RIBEIRO, H. GÜNTHER, W. M. R. ARAÚJO, J. M. Avaliação qualitativa e participativa de projetos: uma experiência a partir de pesquisa em educação ambiental e saneamento do meio. **Saúde e Sociedade** . 11(2): 107 – 132; 2002. <Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/sausoc/v11n2/08.pdf>>. Acesso em: 09/12/2010.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. **Conceitos para se fazer educação ambiental**. 3. ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1999. (Série Educação Ambiental).

SATO, M. Resíduos sólidos e educação ambiental, In: BIDONE, F. R. A. (Org). **Metodologias e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

SILVA, M. Prefácio. In: LAYRARGUES, Philippe Poemier (Coord.). **Identidades da educação ambiental brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R. S.; CORDEIRO NETO, O. M. Relações entre saneamento, saúde e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 6, p. 1713-1724, nov.-dez. 2002.

SORRENTINO, M. et al. Educação ambiental como política pública. **Educação e Pesquisa**. São Paulo, v. 31, n. 2, p. 285-299, maio-ago. 2005.

SORRENTINO, M. **Educação ambiental e universidade**: um estudo de caso. 1995. Tese (Doutorado em Educação)– Faculdade de Educação da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

SOUZA, C. M. N. Relação saneamento-saúde-ambiente: os discursos preventivista e da promoção da saúde. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 16, n. 3, set.-dez. 2007.

SPINK, M. J. “Desvendando as teorias implícitas: uma metodologia de análise das Representações Sociais”. In: GUARESCHI, P, JOVCHELOVITCH, S. **Textos em representações sociais**. Petrópolis: Vozes; 1995.p.191-225.

Triviños A N S. **Introdução à pesquisa em ciências sociais**: a pesquisa qualitativa em educação. São Paulo: Atlas, 1987.



# Aplicação da eletrodialise para remoção de compostos nitrogenados em águas para abastecimento público

Participantes: Andréa Moura Bernardes (coordenadora), Giovani Gonçalves Gerevini, Evandro Gondran, Ricardo Leite Garcia, Jane Zoppas Ferreira, Marco Antônio Rodrigues Siqueira

Proponente: Fundação Luiz Englert

Executora: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

## Resumo

Este projeto de pesquisa teve por objetivo investigar a aplicação da técnica de eletrodialise (ED) na remoção de N-amoniaco e N-nitrato de águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público. Para o estudo do tratamento das águas foram utilizadas células de bancada e uma planta piloto de eletrodialise. Os ensaios foram realizados com membranas chinesas, ionics e selemion. As taxas de remoção de compostos nitrogenados foram avaliadas para a determinação da eficiência do processo de eletrodialise. O processo de eletrodialise gera um concentrado rico em nitratos e de difícil destinação. Por isso estudos de desnitrificação eletroquímica foram também realizados com a utilização de diferentes matérias de cátodo (cobre, platina, titânio revestido com óxido de titânio e rutênio e titânio platinizado). Os resultados obtidos demonstraram a capacidade do processo de eletrodialise de remover compostos nitrogenados de águas salobras. A remoção conjunta de outros íons presentes, como cálcio, cloreto e fluoretos, foi eficiente e taxas de remoção superiores a 90% foram obtidas. As membranas utilizadas na remoção dos compostos nitrogenados não sofreram danos durante o processo. Os ensaios de desnitrificação eletroquímica realizados demonstraram que o cátodo de cobre é eficiente para a redução de nitratos. Entretanto, nas condições estudadas neste projeto, nitritos e amônia foram detectados

como subprodutos. Condições adequadas de potencial, corrente e pH deverão ser investigados em outro projeto de pesquisa para a obtenção de dados consistentes de destruição de compostos nitrogenados no concentrado da eletrodialise.

**Palavras-chave:** Nitratos, Tratamento de água, Eletrodialise, Membranas

## Abstract

This research project investigated the application of electro dialysis (ED) in the removal of N-N-ammoniacal and nitrate in groundwater used in public supply. For the study of water treatment bench cells and a pilot plant of electro dialysis were used. The tests were conducted with Chinese, Selemion and Ionics membranes. Removal rates of nitrogen compounds were assessed for the determination of the electro dialysis process efficiency. Electro dialysis processes generates a concentrated rich in nitrates. Electro-chemical denitrification studies were also conducted using different cathode materials (copper, platinum, titanium coated with titanium and ruthenium oxide and platinized titanium). The results obtained demonstrated the ability of electro dialysis process to remove nitrogen compounds of brackish waters. The extraction of other ions present, such as calcium, chloride and fluoride, was efficient and removal rates exceeding 90% have been obtained. The membranes used in the removal of nitrogen compounds not suffered damages during the process. Electrochemical denitrification tests demonstrated that copper cathode is efficient for the reduction of nitrate. However, under the conditions studied in this project, ammonium and nitrites were detected as by-products. Appropriate conditions of current, potential and pH should be investigated in another research project for obtaining consistent data of nitrogen compounds destruction in the concentrate of electro dialysis.

**Keywords:** Nitrate, Water treatment, Electro dialysis, Membrane

## 1. Introdução

A contaminação de águas subterrâneas por nitratos é um problema mundial comum. A contaminação ocorre em muitas partes da Europa, incluindo o Reino Unido, França, Holanda, Alemanha e Suíça, muitas regiões dos Estados Unidos e em Israel.

A maior parte da contaminação por nitratos está associada à agricultura e ao uso de fertilizantes contendo nitrogênio, e ocasionalmente pode estar relacionada a fontes naturais de nitrogênio ou à contaminação por águas residuais. O excesso de nitrato em águas representa um potencial risco para a saúde, pois  $\text{NO}_3^-$  pode ser reduzido a  $\text{NO}_2^-$ , o qual se combina com a hemoglobina do sangue, o que causa meta-hemoglobinemia (síndrome do bebê-azul) em recém-nascidos e mesmo em adultos com particular deficiência enzimática. A quantidade de nitrito deve também ser controlada devido à possível formação de nitrosaminas carcinogênicas, pela sua reação com aminas secundárias presentes no estômago de mamíferos (ELYANOW, 2010; SCHNOBRICH, 2010; HAFSI, 2002; ALMASRI, 2007).

No Brasil, as águas subterrâneas constituem uma fonte importante de abastecimento, sendo que apenas no Estado de São Paulo mais de 20.000 poços profundos e uma quantidade imensurável de poços escavados rasos fornecem águas para abastecimento público, uso industrial e irrigação (CETESB, 2010). Em Natal (RN), 65% da água distribuída pela Companhia de Saneamento e Esgoto do Rio Grande do Norte são provenientes de águas subterrâneas e a qualidade destas águas vem se deteriorando em decorrência de crescentes atividades urbanas. Dentre as atividades mais impactantes destaca-se a infiltração no solo de águas servidas das fossas e sumidouros. Desta forma, o manancial subterrâneo da cidade apresenta níveis de nitrato (CABRAL, 2009), bem acima do padrão de potabilidade estipulado pelo Ministério da Saúde, que é de 10 mg/L de nitrato (BRASIL, 2004).

Diferentes tecnologias estão disponíveis para a redução da concentração de nitratos em água potável (ELYANOW, 2010; DELLA ROCA, 2007):

- Denitrificação Biológica;
- Troca iônica;
- Osmose Reversa;
- Eletrodialise.

O tratamento convencional para remoção de compostos nitrogenados em efluentes industriais é o tratamento biológico, entretanto este processo é muito influenciado pela temperatura e carga orgânica. Para o tratamento de águas subterrâneas para abastecimento público o uso de tratamento biológico para remoção de compostos nitrogenados requer a adição de compostos contendo carbono, devido à baixa concentração de

matéria orgânica nestas águas (DELLA ROCCA, 2007). Assim, para águas naturais a desnitrificação biológica deve ser realizada com adição de metanol ou etanol.

Outras tecnologias têm sido avaliadas para a redução da concentração de nitratos em águas, como troca iônica com resinas aniônicas fortes e regeneração com NaCl. Este processo apresenta o inconveniente de adicionar cloretos às águas e de não remover outros sólidos dissolvidos na forma de cátions (ELYANOW, 2010).

Neste contexto, os processos que aplicam membranas como agente de separação, como a osmose reversa (OR) e a eletrodialise (ED) surgem como alternativas. Estes processos removem outros íons além de nitratos, o que resulta na diminuição dos níveis de sódio, cloretos, dureza, etc. Para águas com alta salinidade isso representa um grande aumento na qualidade da água tratada (ALEXSANDROVA, 2006). Para águas com concentrações moderadas de nitrato o produto da OR ou da ED pode ser misturado à água de alimentação para alcançar o nível desejado de nitratos com maiores níveis de recuperação e produção (ELYANOW, 2010).

Entre as técnicas de membrana, a eletrodialise se destaca por suas características peculiares (REAHL, 2010; SAHLIA, 2006; GAVACH, 1995, 2001; KAHLAOU, 2004). Eletrodialise é um processo de separação por membranas no qual íons são transportados através de membranas íon seletivas de uma solução para outra por influência de um campo elétrico (SOLT, 1971; JAMALUDDIN et al, 1995; ROWE et al, 1995; NOBEL, 1995; AWWA, 1996; STRATHMANN, 2000; BAKER, 2004). Na eletrodialise membranas íon-seletivas são dispostas alternadamente em uma montagem tipo filtro-prensa, de maneira a formar canais entre as membranas por onde circula a solução a ser tratada (RAUTENBACH, 1994). No interior destes canais são colocados espaçadores, os quais têm a função de provocar um fluxo turbulento. Os eletrodos são posicionados nas extremidades da célula e estão em contato com uma solução de enxágue. A esta montagem denomina-se *stack*. Quando um campo elétrico é aplicado nos eletrodos, o ânodo fica com carga positiva e o cátodo fica com carga negativa. O campo elétrico aplicado origina a migração dos íons positivos (cátions) para o cátodo e dos íons negativos (ânions) para o ânodo. Durante o processo de migração os ânions passam pela membrana aniônica, mas são barrados pela membrana catiônica, comportamento semelhante acontece com os cátions. Este transporte faz com que duas novas soluções se formem: uma mais diluída e outra mais concentrada que a original (BIRKETT, 1978; APPLGATE, 1984; GENDERS, 1992). Quando aplicada ao tratamento de águas, a ED apresenta a vantagem de que em seu processo íons são removidos através da membrana, enquanto que em processos como OR a água é que é recuperada através da membrana. Desta forma a taxa de recuperação de água é maior em sistema de ED do que em sistemas de OR (o volume de rejeito em sistemas de OR é maior) (REAHL, 2010).

A eletrodialise alcançou maior desenvolvimento recentemente a partir de sua aplicação em processos de concentração de espécies iônicas em solução, tais como

desmineralização de água e tratamento de efluentes. A General Electric tem atualmente uma capacidade instalada de aproximadamente 950000 m<sup>3</sup>/dia de água tratada por eletrodiálise. Atualmente, algumas regiões nos EUA, como Oklahoma, Arizona, Suffolk (Virgínia), Texas e San Diego, assim como cidades e regiões na Europa, como Barcelona e as Ilhas Canárias, na Espanha, e Donnington no Reino Unido, utilizam a técnica de ED para tratamento de água subterrânea ou salobras destinadas ao abastecimento público (Werner, 1998; GE, 2010). A Espanha é um dos países mais áridos da Europa e tem há muito tempo implantado estratégias de dessalinização de água salobra. Este esforço resultou em 2009 na instalação de uma planta de eletrodiálise reversa (EDR) perto de Barcelona, operada pela companhia Aigües Ter-Llobregat (ATLL). A ATLL dispõe de uma estação de tratamento de água potável, situada em Abrera, que retira diretamente água do rio Llobregat. A planta de eletrodiálise instalada trata 220.000 m<sup>3</sup>/dia de água. Ela trabalha em conjunto com uma planta de tratamento convencional. O produto dessalinizado da planta de EDR é misturado ao produto da planta de tratamento convencional para produzir uma corrente combinada que é adequada às necessidades de água potável da região e é efetiva em termos de custos. O processo opera com uma vazão de 2,4 m<sup>3</sup>/s, um rendimento de recuperação de água de 85-90% e uma diminuição de condutividade da água de 60-80% (GE, 2010).

Muitas plantas de eletrodiálise foram instaladas recentemente especificamente para a remoção de nitratos de água potável. Em Israel uma planta da GE (EDR 2020) foi instalada para reduzir os níveis de nitrato da água, de 100 mg/L para 45 mg/L, com recuperação de 94% de água. Na cidade de Kazusa, no Japão, a técnica foi implantada para reduzir os níveis de nitrato de 80 mg/L para 27 mg/L. Nas Bermudas uma planta remove 86% da concentração de nitratos (GE, 2010). Em Nagasaki, no Japão, a ASTOM Corporation tem uma planta de eletrodiálise instalada para remoção de nitratos e que produz 125m<sup>3</sup>/dia de água potável (ASTOM, 2010).

Alguns autores têm avaliado o uso de eletrodiálise para regiões áridas e com consumo de águas subterrâneas. Banasiak et al (2007) avaliaram o uso de ED para tratamento de água de uma região remota da Austrália. Para este estudo uma água subterrânea da Fazenda Pine Hill, a 140 km de Alice Spring, contendo uma série de contaminantes inorgânicos e uma concentração total de sólidos dissolvidos de 5g/L, foi selecionada. As concentrações de fluoreto (2,8mg/L) e de nitrato (31,1mg/L) desta água excedem os parâmetros de qualidade de água potável. Os resultados demonstraram que a ED é capaz de alcançar níveis de potabilidade da água.

Diversos autores têm avaliado o uso de processos de eletrodiálise para a remoção de nitratos de água potável em termos de parâmetros de processo e de condições de aplicação (GAVACH et al, 1995; KESORE et al, 1997; HELL et al, 1998; SATA, 2000; MIDAOUÏ et al, 2002; ELMIDAOUÏ et al, 2003; KYEONG-HO YEON et al, 2007; SAHLI et al, 2008).

Sahli et al (2008) avaliaram o processo de eletrodialise com membranas mono-seletivas (membrana monovalente ACS) e demonstraram a capacidade do processo de remover nitrato de águas salobras. Entretanto, os autores salientam como principal desvantagem do método a obtenção de um concentrado rico em nitratos e de difícil destinação.

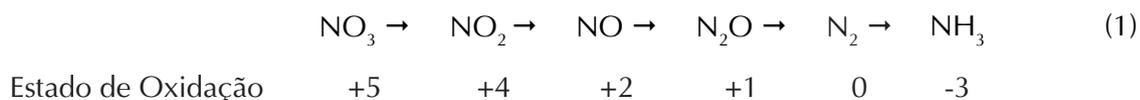
HELL (1998) indicou em seu trabalho 3 diferentes possibilidades de tratamento do concentrado:

- Descarga no sistema de tratamento de esgotos sanitários, o que implica na existência de processos de tratamento de esgotos operando adequadamente;
- Biodegradação direta do concentrado em bioreatores, processos eficientes, mas usualmente caros para concentrados com elevada carga salina;
- Utilização do concentrado para irrigação, o que implica em certa qualidade do concentrado em termos de relação de concentração entre nitratos e cloretos.

WISNIEWSKI et al (2002) também avaliaram o problema da geração de concentrados e estudaram o tratamento destes por MBR (bioreator a membrana). Os autores alcançaram alta eficiência de tratamento combinando ED e MBR, apesar das drásticas condições de concentração de nitrato, pH e salinidade do concentrado da ED.

Processos de eletrólise também têm sido avaliados para o tratamento de águas contendo nitratos. Nestes processos as reações que ocorrerão no eletrodo da célula de eletrodialise poderão transformar nitratos em nitrogênio. As principais reações eletroquímicas envolvidas na redução eletroquímica de nitratos demonstram que a redução de nitratos a nitrogênio gasoso é difícil, já que este é apenas um dos produtos de reação possíveis. Em soluções ácidas, espera-se encontrar nitritos, amônia, hidroxilamina e hidrazina como subprodutos da redução. Em soluções neutras ou alcalinas, os principais subprodutos são nitritos e amônia.

Em seu trabalho DASH et al (2005) avaliaram a denitrificação eletroquímica de soluções simulando águas subterrâneas, com o objetivo de maximizar a transformação de nitrato a nitrogênio gasoso. As soluções continham uma concentração inicial de 300mg/L de nitratos e o pH foi mantido entre 7,0 e 9,0. A avaliação foi realizada com o uso de eletrodos de alumínio, grafite, ferro e titânio. Enquanto os eletrodos de alumínio, ferro e titânio apresentaram taxas de redução de nitrato de 70 a 97%, com os eletrodos de grafite a remoção foi de apenas 8%. Nitrato foi transformado a amônia com os eletrodos de ferro e alumínio. Com os eletrodos de titânio o produto final obtido em maior quantidade foi aparentemente nitrogênio gasoso, mas a presença de nitritos também foi detectada. A ordem esperada de transformação de nitratos é:



A redução de nitratos foi retardada na presença de íons cloreto. Este fato está provavelmente associado à produção de íons hipoclorito oxidantes no ânodo (DASH, 2005):



Miao Li et al (2009) avaliaram a denitrificação eletroquímica de nitratos com o uso de cátodo de Cu-Zn e ânodo de Ti/IrO<sub>2</sub>-Pt. O objetivo do trabalho foi encontrar uma condição em que fosse possível atingir a redução catódica do nitrato com simultânea oxidação anódica de nitritos e de amônia. Os autores afirmaram que, na presença de cloretos, a formação de hipoclorito pode atuar na oxidação de amônia e de nitritos:



Após o tratamento os autores concluíram que na presença de 0,5mg/L de NaCl foi possível oxidar nitratos sem a detecção de subprodutos. A concentração inicial de nitratos foi de 100mg/L. Após 300 minutos de eletrólise com densidade de corrente de 40mA/cm<sup>2</sup> os autores obtiveram uma solução contendo 9,7mg/L de nitrato (Miao Li, 2009). O mesmo trabalho foi realizado com cátodo de ferro (Miao Li, 2010) e com cátodos de ferro, cobre e titânio (Miao Li, 2009), sempre com ânodo de Ti/IrO<sub>2</sub>-Pt e os resultados obtidos também foram promissores.

No Brasil diversos estudos estão em andamento para o uso de eletrodialise no tratamento de efluentes, mas estudos relativos ao tratamento de águas por ED ainda são incipientes (BERNARDES, 2008a,b,c,d). Desta forma, este projeto avaliou a tecnologia para estabelecer as condições adequadas à aplicação da ED ao tratamento das águas subterrâneas no país. Além disso, considerando-se o potencial uso de eletrodialise também para denitrificação eletroquímica, foram avaliados processos de eletrólise e de eletrodialise com o uso de células de dois ou três compartimentos, onde as soluções contendo nitrato ficam em contato com os eletrodos. Isso eliminaria o problema da geração de concentrados da ED.

Os resultados encontrados neste projeto contribuem significativamente com o desenvolvimento e a disseminação dos processos de separação por membrana no Brasil.

## 2. Objetivos

Este projeto de pesquisa teve por objetivo investigar a aplicação da técnica de eletrodialise (ED) na remoção de N-amoniaco e N-nitrato de águas utilizadas no abastecimento público. Para o estudo do tratamento das águas, as taxas de remoção de compostos nitrogenados foram avaliadas para a determinação da eficiência do processo de eletrodialise.

## 3. Metodologia

### 3.1 Amostras

Neste estudo foram utilizadas amostras sintéticas, preparadas em laboratório a partir da dissolução dos seguintes sais: nitrato de sódio ( $\text{NaNO}_3$ ), nitrito de sódio ( $\text{NaNO}_2$ ) e cloreto de amônio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ), todos reagentes P.A.

Ensaio de eletrodialise foram realizados com soluções contendo, além de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), sódio ( $\text{Na}^+$ ) e cloreto ( $\text{Cl}^-$ ), outros íons, tais como: cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e fluoreto ( $\text{F}^-$ ).

As soluções foram preparadas com a dissolução individual de cada um dos sais (soluções binárias: sal e água) ou com misturas dos diferentes sais em água, em diferentes concentrações.

Os parâmetros de concentração de nitrato foram baseados em dados de literatura sobre concentrações de nitrato em águas subterrâneas:

- Níveis de nitrato da água em Israel (GE Energy , 2010): 100 mg/L
- Níveis de nitrato da água na cidade de Kazusa, no Japão (GE Energy, 2010): 80 mg/L
- Níveis de nitrato da água na Fazenda Pine Hill, a 140 km de Alice Spring, na Austrália (Banasiak et al, 2007): 31mg/L
- Níveis de Nitrato na Captação Dunas, em Natal, RN, apresentados na Tabela 1 (Cabral e tal, 2009)

**Tabela 1** - Sumário estatístico de amostragem de 1999 a 2006 na captação Dunas, Natal (RN) (Cabral e tal, 2009)

Parâmetros	Número de amostragem	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
CL (mg/L)	101	35	25	53	5,52
CE (µg/L)	101	211	33	300	52,07
NO <sub>3</sub> (mg/L-N)	131	13,6	3,0	21,5	2,95
pH	101	5,0	4,4	7,2	0,48

A escolha da concentração de 0,001 mol/L se deu, portanto, em função da concentração de nitrato presente em águas subterrâneas. Já a concentração 10 vezes superior, 0,01 mol/L, foi utilizada a fim de se verificar a eficiência dos sistemas para concentrações maiores.

### 3.2 Caracterização Química das Amostras

As amostras foram caracterizadas quimicamente, através da determinação dos seguintes parâmetros: NO<sup>3-</sup>, NO<sup>2-</sup>, NH<sup>4+</sup>, Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, F<sup>-</sup>, condutividade e pH.

Para análise dos ânions NO<sup>3-</sup>, NO<sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, e F<sup>-</sup> utilizou-se a metodologia 4110 – Determinação de ânions por cromatografia iônica, método 4110 B - Cromatografia iônica com supressão química da condutividade do eluente, prevista no Standard Methods for the examination of water & wastewater (APHA, 2005). A análise dos cátions NH<sup>4+</sup>, Na<sup>+</sup> e Ca<sup>2+</sup> também foi realizada por cromatografia iônica de acordo com a metodologia Cromatografia de troca de cátions, método Cromatografia de troca de cátions em sistema supressor, prevista no Handbook of Ion Chromatography (WEISS, 2000). Estes íons foram analisados em um Cromatógrafo Iônico da marca DIONEX – Modelo CS3000.

### 3.3 Membranas

Foram utilizadas, neste estudo, membranas de três diferentes fabricantes: membranas Selemion AMV e CMV, fabricadas pela Asahi Glass Company, membranas Ionics 67-HMR e 204-SZRA, fabricadas pela GE/Ionics, bem como membranas HDX100 e HDX200, fabricadas por uma empresa chinesa e fornecidas pela empresa Hidrodex. As características das membranas Selemion e Ionics e das membranas chinesas HDX100 e HDX200 são mostradas na Tabela 2.

**Tabela 2** - Propriedades de membranas comerciais de ED/EDR

Parâmetro	Selemion CMV Catiônica <sup>a</sup>	Selemion AMV Aniônica <sup>a</sup>	Ionics 67-HMR Catiônica <sup>a</sup>	Ionics 204-SZRA Aniônica <sup>a</sup>	HDX100 <sup>b</sup> Catiônica	HDX200 <sup>b</sup> Aniônica
Capacidade de troca iônica (meq/g)	2,4	1,9	2,1	2,4	≥ 2,0	≥ 1,8
Conteúdo de água (%)	25	19	46	46	35 – 50	30 – 45
Resistência elétrica ( $\Omega \cdot \text{cm}^2$ ) (0,1mol NaCl)	2,9	2,0 – 4,5	2,8	3,5	≤ 20	≤ 20
Permeabilidade (%) (0,1mol KCl/0,2mol KCl)	95	92	91	93	≥ 90	≥ 89

<sup>a</sup> (MACHADO, 2008)

<sup>b</sup> (As características das membranas chinesas foram fornecidas pela empresa Hidrodex)

### 3.4 Curvas de Polarização

Curvas de polarização foram realizadas para determinação da corrente limite ( $i_{\text{lim}}$ ) do sistema de eletrodialise. Densidade de corrente limite designa o primeiro valor no qual a corrente é limitada por difusão, por isso é muito importante determiná-la (GA-VACH, 1978; 1992). Um método utilizado para a determinação da  $i_{\text{lim}}$  é o de curvas corrente-voltagem (CCV). A Figura 1 apresenta um exemplo típico de curvas corrente-voltagem onde se observa três regiões distintas (IBANEZ, 2004):

Região I: nesta região, também conhecida como “ôhmica”, a resistência do sistema pode ser atribuída ao transporte iônico no interior da membrana. Em função disso, observa-se uma relação linear entre corrente e voltagem, para baixos valores de densidade de corrente;

Região II: esta é a região da “densidade de corrente limite”, onde a densidade de corrente varia muito pouco em relação ao potencial da membrana. Com o aumento da densidade de corrente a polarização por concentração se torna mais pronunciada, a concentração na camada limite do diluído diminui e, conseqüentemente, a resistência aumenta, criando, então, um desvio do comportamento linear. Quando a densidade de corrente limite é alcançada, observa-se um “platô” na curva;

Região III: como pode ser notado também na Figura 1 esta parte da curva representa a região de eletroconvecção, onde a inclinação da curva CVC aumenta novamente. Estes valores maiores que a densidade de corrente limite não são esperados de acordo com a Teoria da Polarização por Concentração, mas podem ser explicados pela Teoria da Eletroconvecção: uma vez que a condutividade não é homogênea em todos os pontos da membrana, o transporte iônico ficaria limitado a algumas regiões específicas e, nessas condições, a camada limite de difusão seria drasticamente distorcida com a

criação de algumas áreas com cargas fracas. O campo elétrico na superfície da membrana se tornaria não uniforme e seria mais intenso nas áreas de maior condutividade. A interação destas áreas carregadas com o campo elétrico irregular é forte o suficiente para direcionar o fluido em movimento na camada de difusão, resultando em uma força motriz adicional para o transporte iônico em direção à superfície da membrana. Esta região pode fornecer informações a respeito do fenômeno de convecção na superfície da membrana.

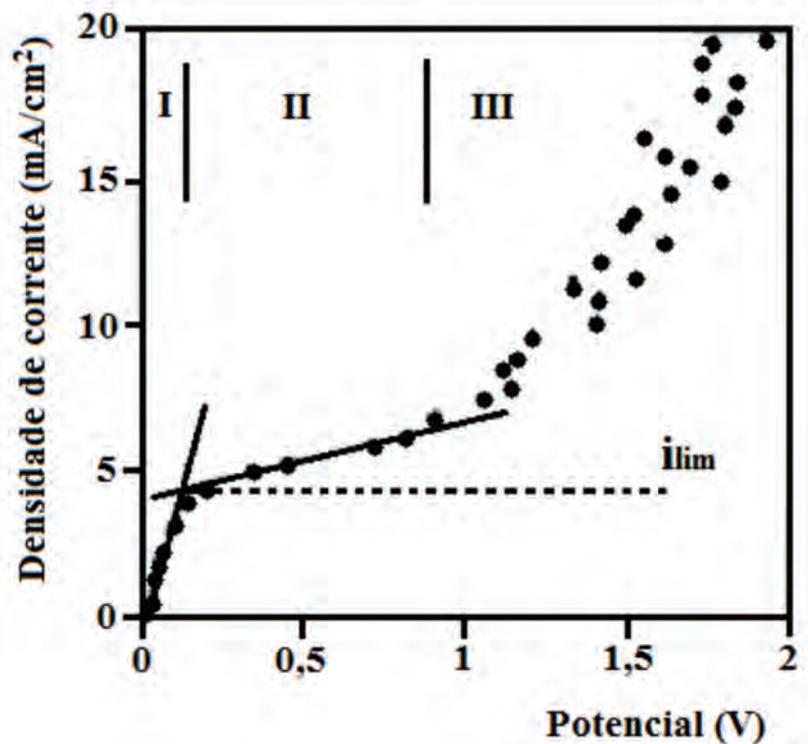


Figura 1 - Curva corrente-voltagem (IBANEZ, 2004)

Neste trabalho, os ensaios foram realizados em nível de bancada, em células de acrílico de cinco compartimentos com capacidade para 500mL de solução e com a utilização de eletrodos de titânio revestido com  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ , conforme apresentado na Figura 2.

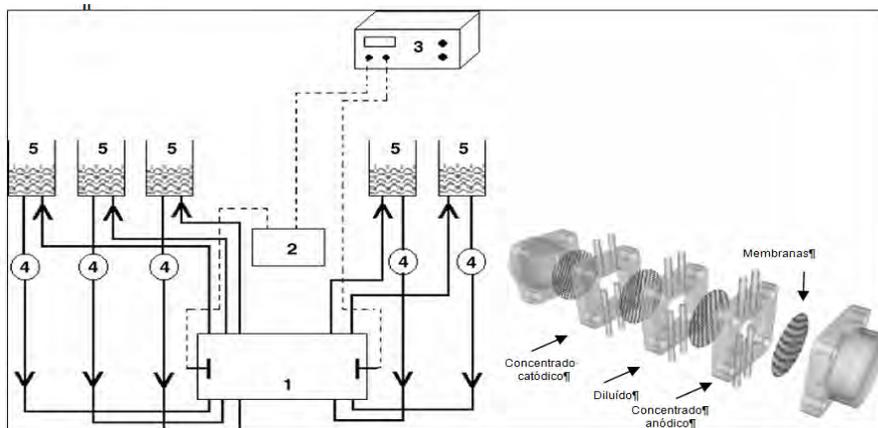
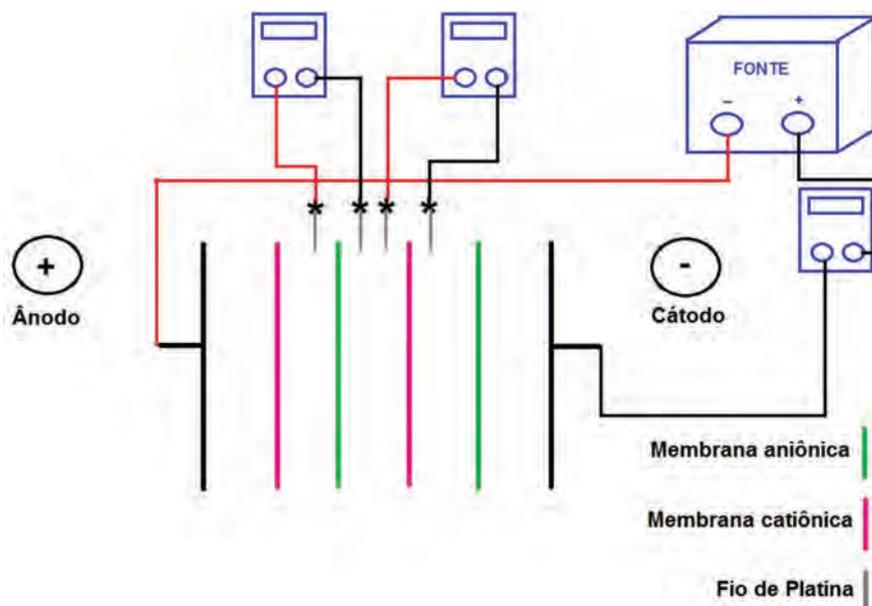


Figura 4: Esquema das Células de Eletrodiálise utilizadas no trabalho: (1) Células de ED; (2) Miliamperímetro; (3) Fonte de Corrente; (4) Medidor de pH e de condutividade; (5) Reservatórios com as soluções.

**Figura 2** - Esquema das Células de Eletrodiálise utilizadas no trabalho: (1) Células de ED; (2) Miliamperímetro; (3) Fonte de Corrente; (4) Medidor de pH e de condutividade; (5) Reservatórios com as soluções.

O sistema foi montado como mostra a Figura 3.



**Figura 3** - Montagem do sistema de 5 compartimentos para realização das curvas de polarização.

Para obtenção da curva utilizou-se uma fonte de corrente contínua, medindo o potencial entre as membranas através de fios de platina e com auxílio de voltmímetro. Foram utilizadas membranas Selemion, chinesas e Ionics, bem como soluções sintéticas de concentrações de 0,001 mol/L de nitratos. Nestes ensaios a solução de nitrato

foi inicialmente colocada no compartimento diluído, enquanto os compartimentos dos concentrados catódico e anódico e os compartimentos dos eletrodos continham solução de sulfato de potássio 0,01 mol/L. Nestes ensaios foram determinadas as densidades de corrente limite.

### 3.5 Voltametrias

Foram realizadas voltametrias com soluções sintéticas de concentrações de 0,001 mol/L de nitrato de sódio, a fim de avaliar a possibilidade de destruição dos nitratos em processos de eletrólise. Para isso foram avaliados eletrodos de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ , platina e cobre. Os parâmetros de ensaio utilizados estão apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3** - Parâmetros utilizados nos ensaios de Voltametria Cíclica.

Ensaio	V total = 50 mL			Soluções 1 mol/L		Velocidade de Varredura	Varredura		
	Eletrodo de trabalho	Contra eletrodo	Eletrodo de referência	mL	mL		mV/s	V i	V f
				Sulfato	Nitrato				
I	1	Cu	Ti/Ru	ECS	10	0	20	0	-1,3
	2	Cu	Ti/Ru	ECS	10	0	10	0	-1,3
	3	Cu	Ti/Ru	ECS	10	0	20	0	-1,3
	4	Cu	Ti/Ru	ECS	10	0	20	0	-1,3
	5	Cu	Ti/Ru	ECS	10	0	20	0	-1,3
	6	Cu	Ti/Ru	ECS	10	0	20	0	-1,3
II	7	Cu	Ti/Ru	ECS	10	1	20	0	-1,3
	8	Cu	Ti/Ru	ECS	10	1	20	0	-1,3
	9	Cu	Ti/Ru	ECS	10	1	20	0	-1,3
	10	Cu	Ti/Ru	ECS	10	1	5	0	-1,3
III	11	Ti/Ru	Ti/Ru	ECS	10	0	5	0	-1,3
IV	12	Ti/Ru	Ti/Ru	ECS	10	1	5	0	-1,3
V	13	Pt	Ti/Ru	ECS	10	0	5	0	-1,3
VI	14	Pt	Ti/Ru	ECS	10	1	5	0	-1,3

### 3.6 Processos de Eletrólise

Os ensaios de eletrólise foram realizados em uma montagem simples em um Becker, utilizando-se como cátodo um eletrodo de cobre e como ânodo um eletrodo de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ . Os eletrodos foram ligados a uma fonte de corrente constante e uma

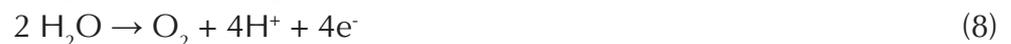
corrente de 15mA foi aplicada ao sistema durante 1 hora. A cada 15 minutos foram retiradas alíquotas para caracterização química. Este ensaio foi realizado com cinco soluções 0,001M diferentes, a saber:

- 1 – Solução de  $\text{NaNO}_3$ ;
- 2 – Solução de  $\text{NaNO}_2$ ;
- 3 –  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ;
- 4 -  $\text{NaNO}_3 + \text{NaNO}_2$ ;
- 5 –  $\text{NaNO}_3 + \text{NaNO}_2 + \text{NH}_4\text{Cl}$ .

### 3.7 Eletrodiálise em células de bancada

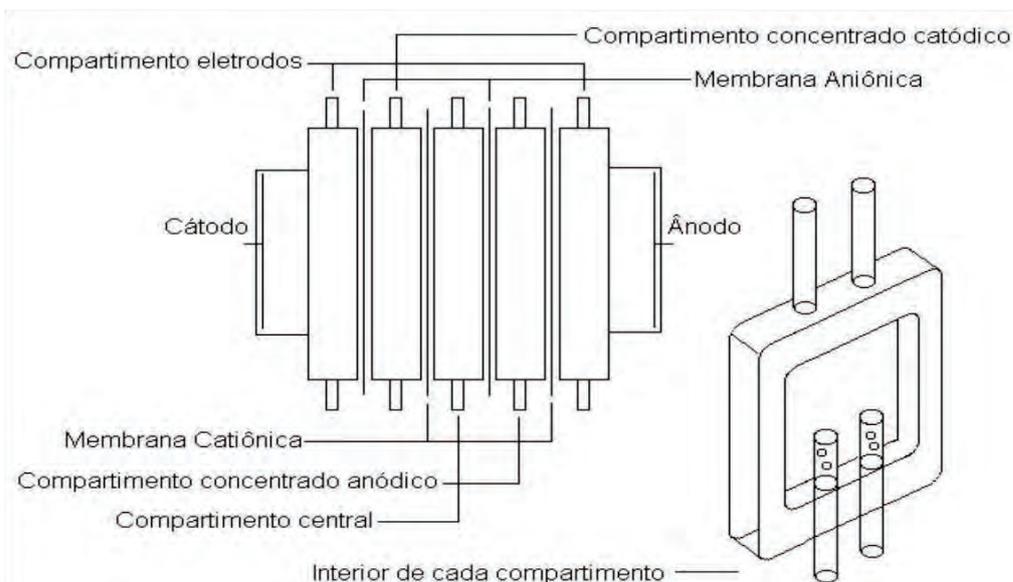
Ensaio de ED foram realizados em célula de bancada com cinco, três ou dois compartimentos. A membrana aniônica e a catiônica tem ambas uma área efetiva de  $9,98 \text{ cm}^2$ . O volume de solução utilizado em todos os compartimentos foi de  $0,35 \text{ L}$ . As membranas foram equilibradas na solução de trabalho por um tempo mínimo de 24 h. Um pseudoestado estacionário foi conseguido com uma pré-eletrodiálise por 20 minutos. Após este tempo foram trocadas as soluções dos compartimentos central e adjacente e o ensaio foi reiniciado. Durante a eletrodiálise alíquotas de  $5 \text{ mL}$  foram coletadas do compartimento central em intervalos de tempo preestabelecidos para determinação das concentrações das espécies iônicas presentes. Todos os compartimentos tiveram circulação das soluções por meio de bombas com um fluxo de  $60 \text{ L/min}$ .

Na célula de cinco compartimentos (Figura 4), foram utilizadas membranas Selemion e soluções sintéticas de concentrações de  $0,001 \text{ mol/L}$  de nitratos. Nestes ensaios a solução de nitrato foi inicialmente colocada no compartimento diluído, enquanto os compartimentos dos concentrados catódico e anódico e os compartimentos dos eletrodos continham solução de sulfato de potássio  $0,01 \text{ mol/L}$ . Neste experimentos as soluções dos compartimentos dos concentrados catódico e anódico não têm contato com os eletrodos e as soluções dos compartimentos dos eletrodos estavam unidas em um mesmo recipiente, para evitar que as reações nos eletrodos acidificassem ou alcalinizassem o meio:



Desta forma, a geração de íons  $\text{OH}^-$  no cátodo é compensada pela geração de íons  $\text{H}^+$  no ânodo.

Nestes ensaios foram determinados os valores de pH e condutividade das soluções ao longo do tempo de ensaio. Além disso, amostras foram retiradas de 10 em 10 minutos de ensaio e foi analisada a concentração de sódio nos compartimentos diluído e concentrados anódico e catódico. Os eletrodos utilizados foram de titânio revestido com  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ .



**Figura 4** - Célula de bancada com 5 compartimentos.

Na célula de três compartimentos a montagem foi realizada da seguinte forma: no compartimento diluído foi colocada a solução sintética, nitrato de sódio  $0,001 \text{ mol/L}$ , e nos compartimentos catódico e anódico, solução de sulfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) para a manutenção da condutividade no sistema. Cada recipiente foi conectado a uma bomba que promoveu a recirculação das soluções. Nos extremos da célula, estavam o cátodo (eletrodo de cobre) e o ânodo (eletrodo de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ ), aos quais foram aplicadas as correntes de  $12\text{mA}$  e  $15\text{mA}$ , em dois ensaios diferentes. Nestes experimentos foram utilizadas membranas chinesas. O ensaio foi realizado durante 1 hora e a cada 15 minutos foram retiradas amostras para caracterização química a fim de verificar o comportamento da solução de nitrato.

Também foram realizados ensaios em células de dois compartimentos, com o compartimento catódico separado do compartimento anódico por uma membrana catiônica chinesa. Utilizou-se como cátodo um eletrodo de cobre e como ânodo um eletrodo de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ . Os eletrodos foram ligados a uma fonte de corrente constante e uma corrente de  $12$  ou  $15\text{mA}$  foi aplicada ao sistema durante 1 hora. A cada 15

minutos foram retiradas alíquotas para caracterização química. Este ensaio foi realizado com soluções contendo  $\text{NaNO}_3$ ,  $\text{NaNO}_2$  e  $\text{NH}_4\text{Cl}$  [0,001M e 0,01M].

### 3.8 Eletrodiálise em planta piloto

A partir dos ensaios de eletrodiálise em bancada foram definidas as melhores condições de trabalho para utilização desta técnica para a remoção de nitrato, nitrito e amônio. Estas condições de trabalho, predefinidas, foram aplicadas em ensaios em uma planta piloto de eletrodiálise da Tecnoimpianti – Modelo TI-1624.

A planta piloto consistia de um stack com cinco compartimentos. Os compartimentos estão separados por membranas íons seletivas, catiônicas e aniônicas. Foram utilizados nos ensaios na planta piloto dois tipos de membranas, a saber: membranas de origem chinesa HDX100 (catiônica) e HDX200 (aniônica) e membranas Ionics 67-HMR (catiônica) e 240-SZRA (aniônica). A dimensão das membranas utilizadas foi de 16 x 24 cm com uma área efetiva de 1,72 cm<sup>2</sup> por membrana. A distância entre as membranas era de 0,75 mm. Os compartimentos diluído e concentrado são formados entre as membranas, onde são colocadas espaçadores (PVC) cuja finalidade é diminuir a espessura da camada limite entre a membrana e a solução aumentando a agitação do sistema. Os eletrodos da planta piloto são de titânio platinizado. O sistema possui um módulo de monitoramento automático de corrente, potencial, condutividade, volume e pH. A circulação das soluções é feita com auxílio de bombas (Iwaki MD-30) com um fluxo de 50 L/h (controlador de fluxo modelo GEMU 855), através de três reservatórios (diluído, concentrado e eletrodos).

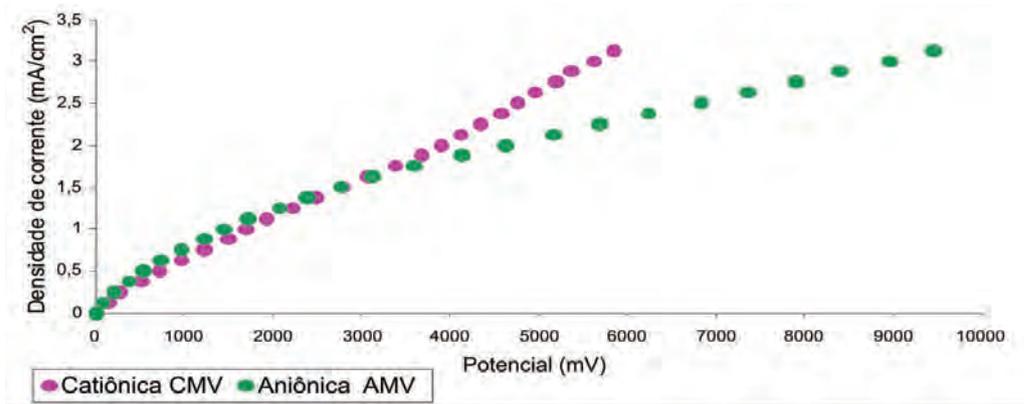
Previamente aos ensaios de eletrodiálise, as membranas foram equilibradas nas soluções de trabalho por um tempo mínimo de 24h. E ainda com estas soluções de equilíbrio um pseudoestado estacionário foi conseguido com uma pré-eletrodiálise com duração de 20 minutos. Após este tempo, as soluções foram trocadas por novas soluções e deu-se início ao ensaio.

Ao iniciar os ensaios foram colocados 3,0 L de solução nos compartimentos diluído e concentrado, soluções sintéticas contendo nitrato de sódio, nitrito de sódio, cloreto de amônio e fluoreto de cálcio e 3,0 L de solução de sulfato de sódio 0,01M no compartimento dos eletrodos. O ensaio de eletrodiálise foi realizado durante 30 minutos com uma densidade de corrente de 0,75mA/cm<sup>2</sup> e durante o ensaio foram retiradas alíquotas com 15 e 30 minutos para a caracterização química, a fim de se verificar o percentual de extração.

## 4. Resultados e discussão

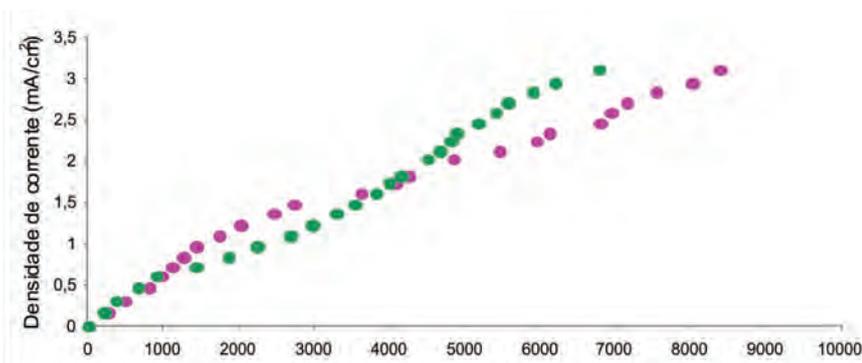
### 4.1 Curva de polarização

A Figura 5 apresenta a curva corrente-potencial com membranas Selemion para a solução de nitrato de sódio, com a concentração 0,001M. Comparando-se a figura com o gráfico apresentado na Figura 1, observa-se que a membrana catiônica, para os potenciais aplicados, está na primeira região, mas nas mesmas condições a membrana aniônica apresenta uma leve inflexão em torno 1,5 mA/cm<sup>2</sup>, o que indica o começo da segunda região e conseqüentemente a corrente limite do sistema.



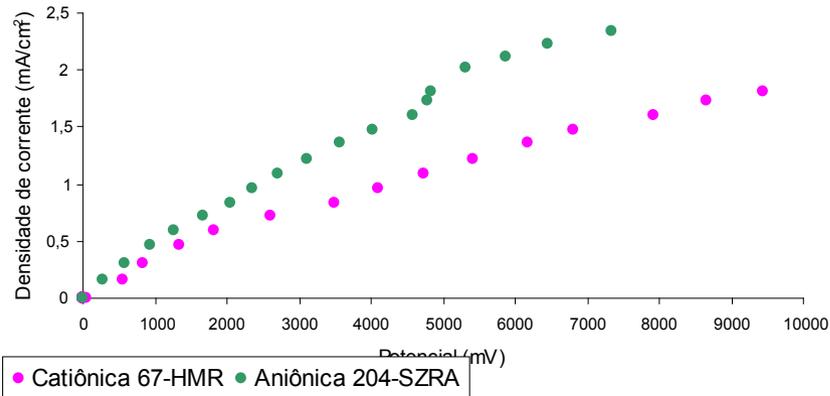
**Figura 5** - Curva corrente-potencial para as membranas Selemion CMV e AMV. Solução de NaNO<sub>3</sub> 0,001M.

A Figura 6 apresenta a curva corrente-potencial com membranas chinesas (HDX100 e HDX200) para a solução de nitrato de sódio, com a concentração 0,001M. Para estas membranas, a membrana aniônica também é a responsável pelo estabelecimento de uma densidade de corrente limite em torno de 0,7 mA/cm<sup>2</sup>.



**Figura 6** - Curva corrente-potencial para as membranas chinesas HDX100 e HDX200. Solução de NaNO<sub>3</sub> 0,001M.

A Figura 7 apresenta a curva corrente-potencial com membranas Iônicas para a solução de nitrato de sódio, com a concentração 0,001M. Para estas membranas, a membrana catiônica é a responsável pelo estabelecimento de uma densidade de corrente limite e a curva apresenta uma inflexão em torno 0,7 mA/cm<sup>2</sup>.

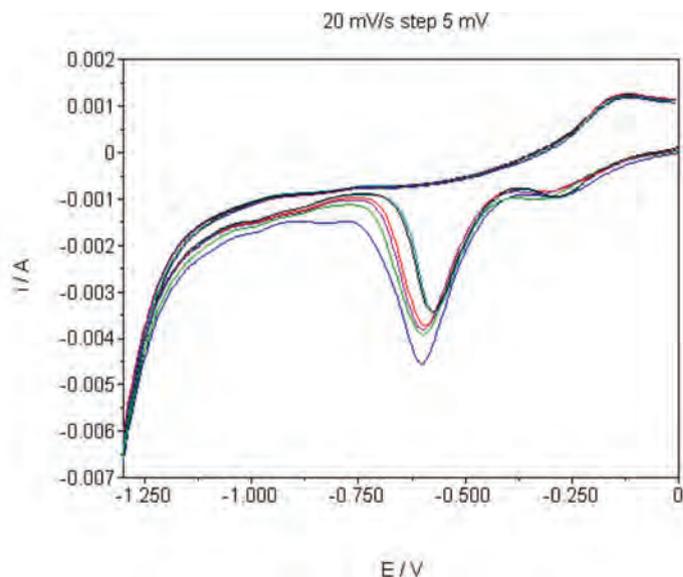


**Figura 7** - Curva corrente-potencial para as membranas Iônicas 67-HMR e 204-SZRA. Solução de NaNO<sub>3</sub> 0,001M.

## 4.2 Voltametrias

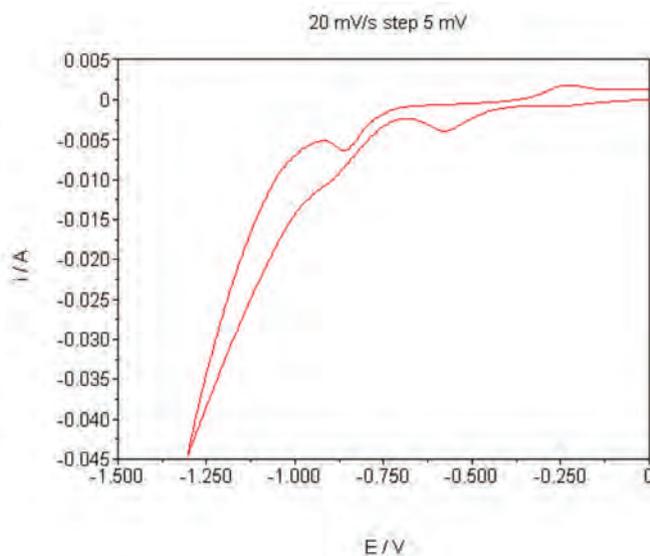
Com o objetivo de avaliar as condições eletroquímicas de destruição do nitrato, que é concentrado no compartimento anódico de uma célula de eletrodialise, foram realizadas voltametrias cíclicas.

Em primeiro lugar, para se conhecer o comportamento das curvas na presença de sulfato, foram realizadas voltametrias de soluções contendo apenas sulfato (ensaios 1 a 6, Tabela 3). A Figura 8 apresenta estes resultados. Observa-se na figura que os resultados de 6 ensaios diferentes são muito reprodutíveis. Observa-se 3 picos distintos, um na varredura anódica e 2 na varredura catódica, que representam a oxidação do Cu e a redução do óxido nos dois estados de oxidação Cu<sup>+</sup> e Cu<sup>2+</sup> associados ao eletrodo de cobre em solução de sulfato.



**Figura 8** - Voltametrias Cíclicas de Soluções de Sulfato de Potássio. Eletrodo de Trabalho de Cobre.

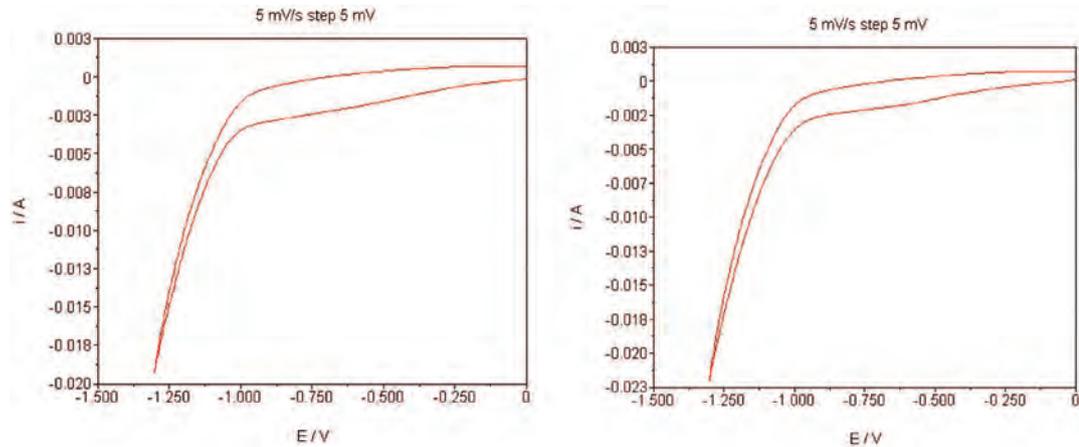
Nos próximos ensaios (ensaios 7 a 10, Tabela 3) foram avaliadas soluções contendo sulfato e nitrato. A Figura 9 apresenta uma das curvas, representativa dos quatro ensaios. Observam-se os mesmos picos já visualizados na solução de sulfato e um novo pico, num potencial em torno de -0,85V, provavelmente associado a uma reação de redução do nitrato. Considerando-se que a área utilizada de eletrodo foi de 10cm<sup>2</sup>, chega-se à densidade de corrente necessária para redução do nitrato de 0,7mA/cm<sup>2</sup>.



**Figura 9** - Voltametrias Cíclicas de Soluções de Sulfato de Potássio e Nitrato de Sódio. Eletrodo de Trabalho de Cobre

As figuras a seguir comprovam a importância do material do eletrodo para que as reações de oxi-redução ocorram nos potenciais e correntes avaliados. Observa-se na Figura 10 e na Figura 11 que com os eletrodos de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$  e de Pt, respectivamente, não se verificam picos das reações, como na voltametria utilizando cobre como eletrodo de trabalho.

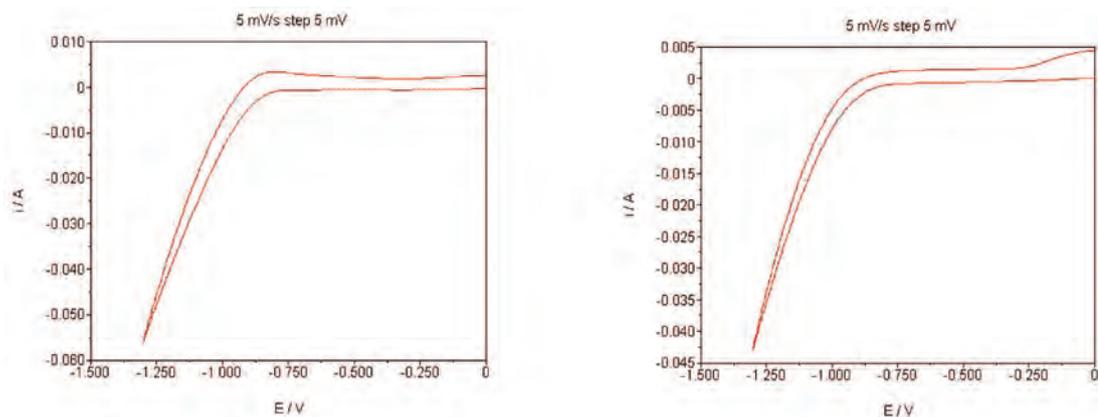
Portanto, o eletrodo de cobre é catalítico para essa reação. Esse foi, então, o eletrodo escolhido para os próximos ensaios.



A- Solução de Sulfato de Potássio

B- Solução de Sulfato de Potássio e de Nitrato de Sódio

**Figura 10** - Voltametrias Cíclicas de Soluções de Sulfato de Potássio e Nitrato de Sódio. Eletrodo de Trabalho de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ .



A- Solução de Sulfato de Potássio

B- Solução de Sulfato de Potássio e de Nitrato de Sódio

**Figura 11** - Voltametrias Cíclicas de Soluções de Sulfato de Potássio e Nitrato de Sódio. Eletrodo de Trabalho de Platina.

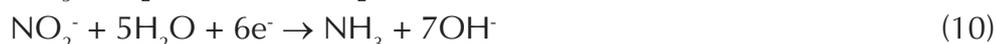
### 4.3. Eletrólise

Os resultados do ensaio de eletrólise realizado com 15mA e com a solução de nitrato de sódio 0,001 mol/L são apresentados na Tabela 4.

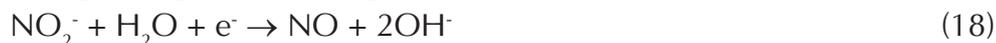
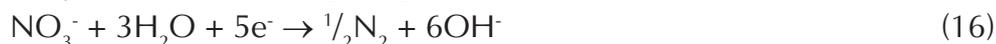
**Tabela 4** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise, com solução de NaNO<sub>3</sub>. 15mA.

Tempo (min)	Concentração mg/L		
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
0	51,938	< 0,0027	< 0,0030
15	57,605	3,345	< 0,0030
30	53,557	4,137	< 0,0030
45	58,061	4,535	1,838
60	54,274	4,268	2,942

Para uma solução que continha inicialmente apenas nitrato, observa-se que após 15 minutos já há uma redução a nitritos. Além disso, após 45 minutos já é observada a formação de íons amônio na solução. Estes resultados estão provavelmente associados às seguintes reações de redução:

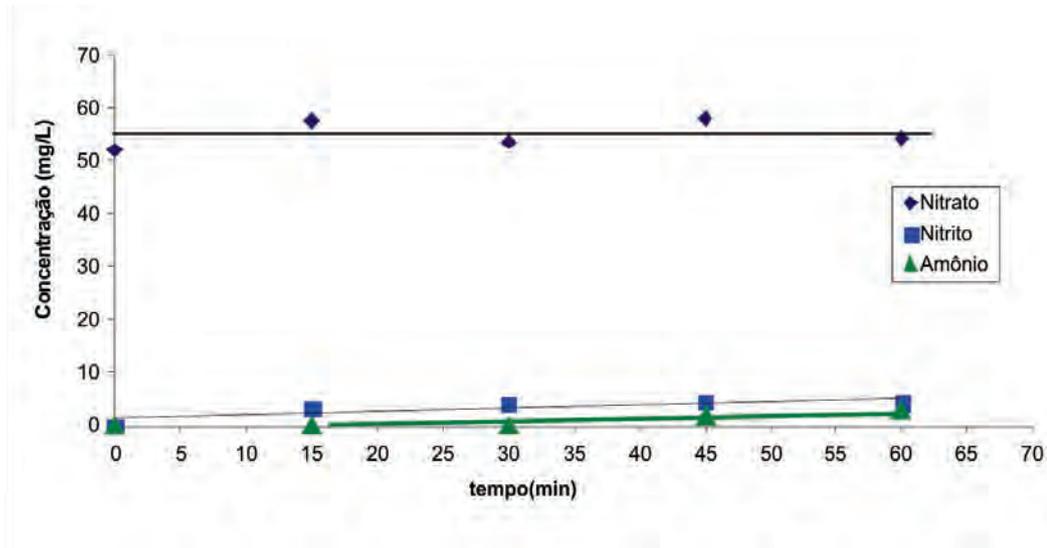


Além destas reações, pode ocorrer a geração de outros produtos, incluindo a geração de nitrogênio gasoso:





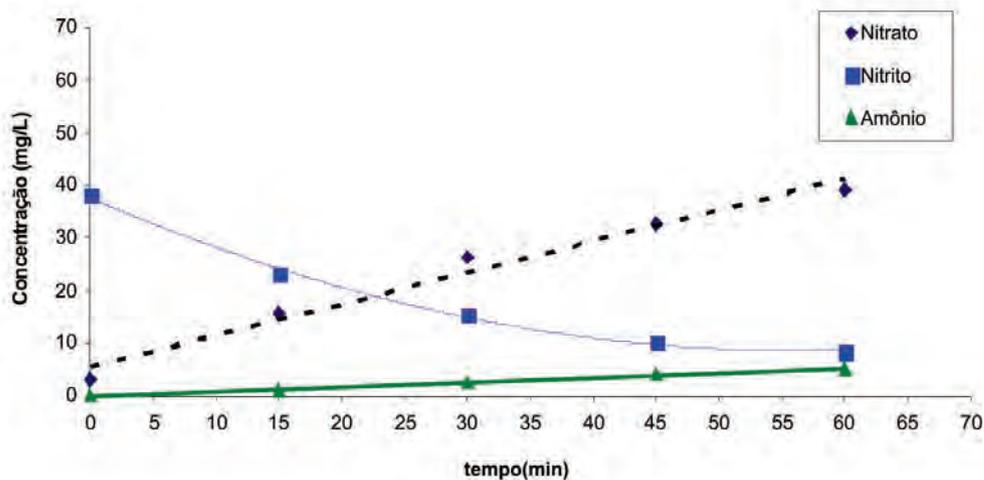
Entretanto, observa-se na Figura 12, onde estes mesmos resultados são apresentados na forma de gráfico, que existe uma tendência da concentração de nitratos em manter-se praticamente constante durante uma hora de eletrólise. Isso pode significar que os nitritos formados podem estar reoxidando a nitratos pelo contato com o ânodo.



**Figura 12** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com a solução de nitrato de sódio 0,001 mol/L.

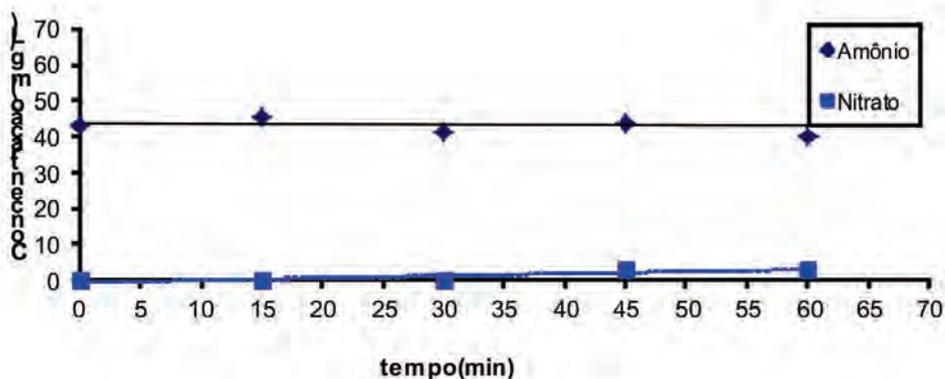
Experimentos foram então realizados nas mesmas condições, mas com uma solução inicial contendo apenas nitrito de sódio. Os resultados são apresentados na Figura 13, onde observa-se que existe uma contaminação na solução inicial de nitrito pelo íon nitrato. Com o decorrer do ensaio, a concentração de nitrito diminui, enquanto a de nitrato aumenta. Estes resultados estão provavelmente associados à oxidação de nitritos a nitratos, além da produção de amônia:





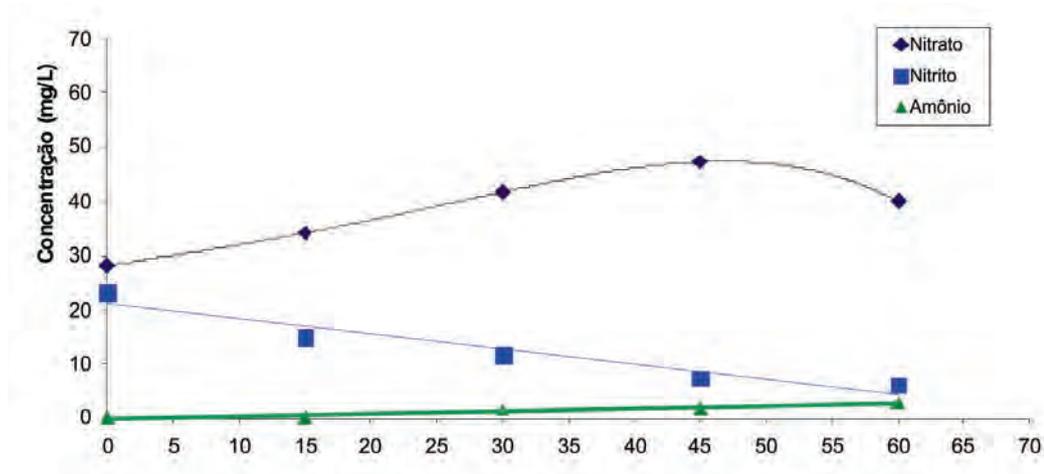
**Figura 13** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com a solução de nitrito de sódio 0,001 mol/L.

Os resultados do ensaio de eletrólise realizado com a solução de cloreto de amônio 0,001 mol/L são apresentados na Figura 14. Durante o ensaio, a concentração de amônio ficou praticamente constante. A análise da solução com 45 minutos de ensaio mostra o aparecimento do nitrito, o que deve indicar que a reação abaixo está ocorrendo:



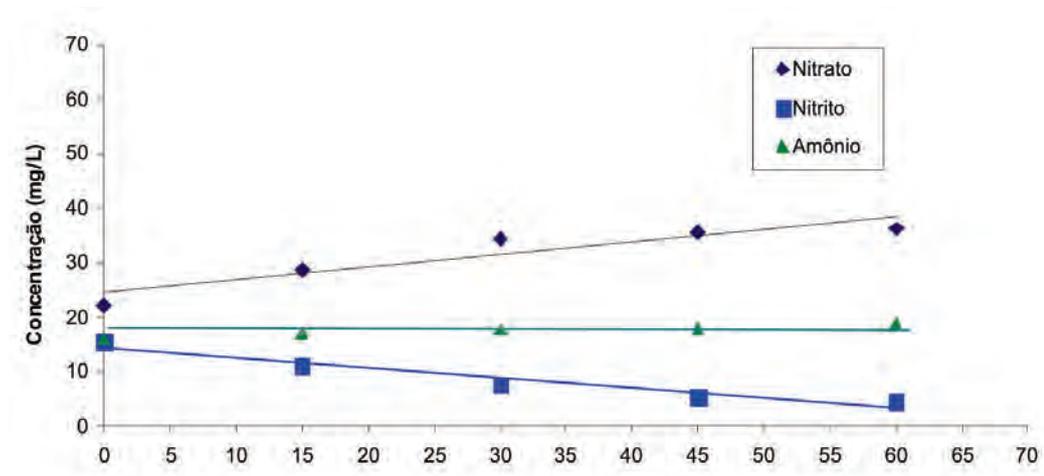
**Figura 14** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com a solução de cloreto de amônio 0,001 mol/L.

Os resultados do ensaio de eletrólise realizado com a solução de nitrato de sódio e nitrito de sódio 0,001 mol/L são apresentados na Figura 15 . Após 30 minutos de ensaio foi detectado o aparecimento do íon amônio, com elevação de sua concentração ao longo do ensaio. A redução de nitrito a amônio já havia sido detectada no experimento com nitrito de sódio (Figura 13). Além disso, verificou-se uma oxidação do nitrito com formação de nitrato.



**Figura 15** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com a solução de nitrato de sódio e nitrito de sódio 0,001 mol/L.

Os resultados do ensaio de eletrólise realizado com a solução de nitrato de sódio, nitrito de sódio e cloreto de amônio 0,001 mol/L são apresentados na Figura 16. Observou-se novamente uma tendência de oxidação do nitrito a nitrato e um pequeno aumento na concentração de amônia.



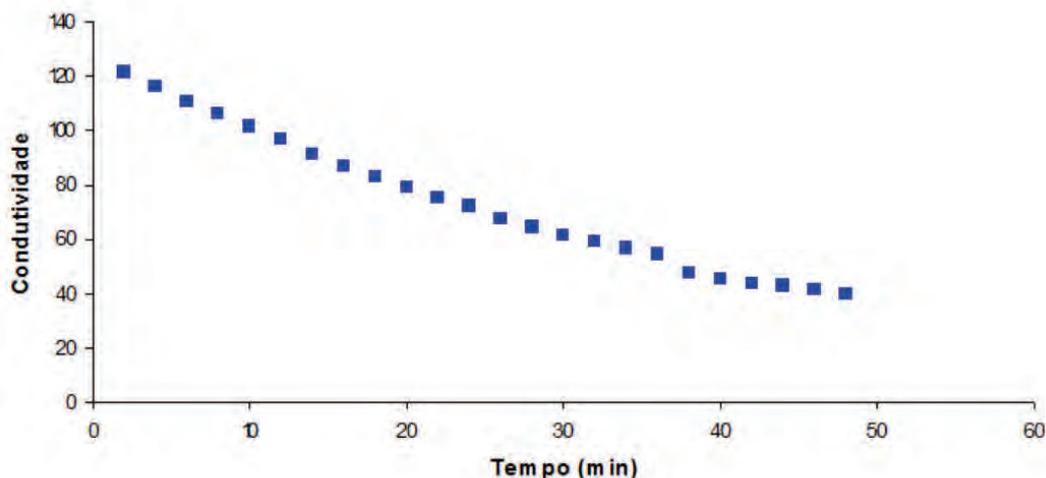
**Figura 16** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com a solução de nitrato de sódio, nitrito de sódio e cloreto de amônio 0,001 mol/L.

Os resultados dos diferentes ensaios de eletrólise indicam que com o uso de eletrodo de cobre é possível reduzir nitratos, mas foi detectada a formação de subprodutos como nitritos e amônia.

## 4.4 Eletrodialise em células de bancada

### 4.4.1 Células de 5 compartimentos

A Figura 17 apresenta a curva condutividade *versus* tempo do compartimento diluído durante um ensaio de eletrodialise empregando as membranas Selemion com densidade de corrente elétrica aplicada de  $1,25 \text{ mA/cm}^2$  e solução contendo  $85 \text{ mg/L}$  de nitrato de sódio.



**Figura 17** - Variação da condutividade da solução do compartimento diluído em função do tempo. Membranas Selemion CMV e AMV. Célula de 5 compartimentos. Densidade de corrente elétrica aplicada de  $1,25 \text{ mA/cm}^2$ . Solução de nitrato de sódio  $0,001 \text{ M}$ .

A Figura 17 mostra claramente que a condutividade do compartimento diluído diminui com o tempo de ensaio. O compartimento diluído é o compartimento no qual é colocada a água, da qual vai ser removido o nitrato. Esta diminuição da condutividade indica que o nitrato e o sódio estão sendo removidos deste compartimento e transferidos para o compartimento concentrado. Outra observação importante é quanto ao tempo, em torno de 45min de ensaio tem-se uma remoção iônica em torno de 50%. Após 50

minutos de ensaio a condutividade da solução está  $40\mu\text{S}/\text{cm}$ , o que corresponde a uma solução com concentração de  $\text{NaNO}_3$  igual a  $30\text{mg}/\text{L}$  (Figura 18).

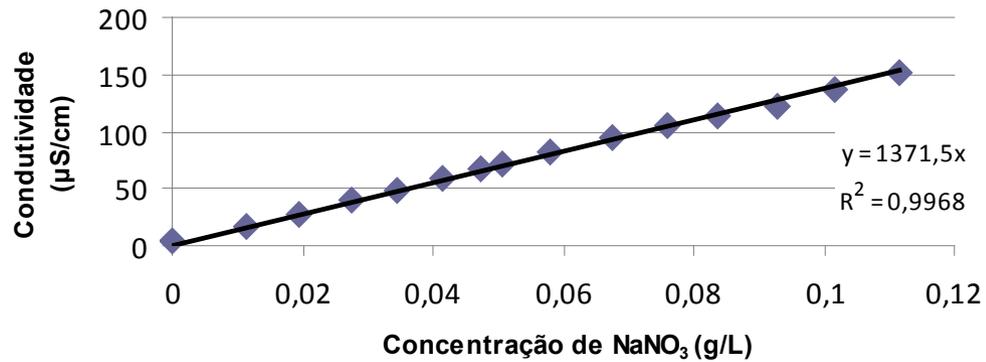


Figura 18 - Curva condutividade versus concentração de nitrato de sódio.

A Figura 19 apresenta a variação do potencial da membrana com o tempo no ensaio de eletrodialise em célula de cinco compartimentos.

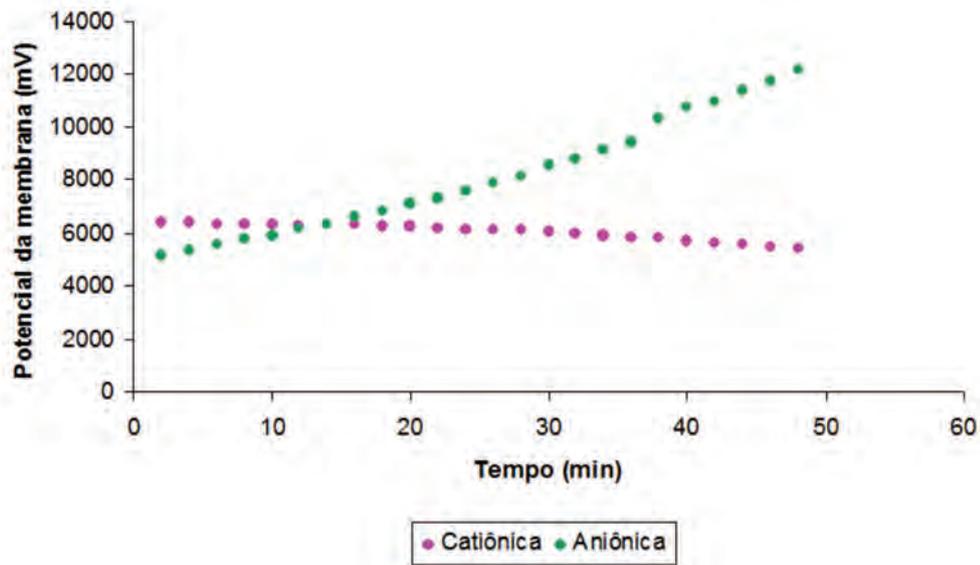


Figura 19 - Variação do potencial da membrana com o tempo. Membranas Selemion CMV e AMV. Célula de 5 compartimentos. Densidade de corrente elétrica aplicada de  $1,25\text{ mA}/\text{cm}^2$ . Solução de nitrato de sódio  $0,001\text{M}$ .

Na Figura 19, observa-se que o potencial da membrana aniônica aumenta com o tempo de ensaio. Este comportamento pode ser relacionado com a Figura 17, pois a diminuição da condutividade no comportamento diluído faz com que existam menos íons para o transporte da corrente, o que acarreta no aumento do potencial da membrana.

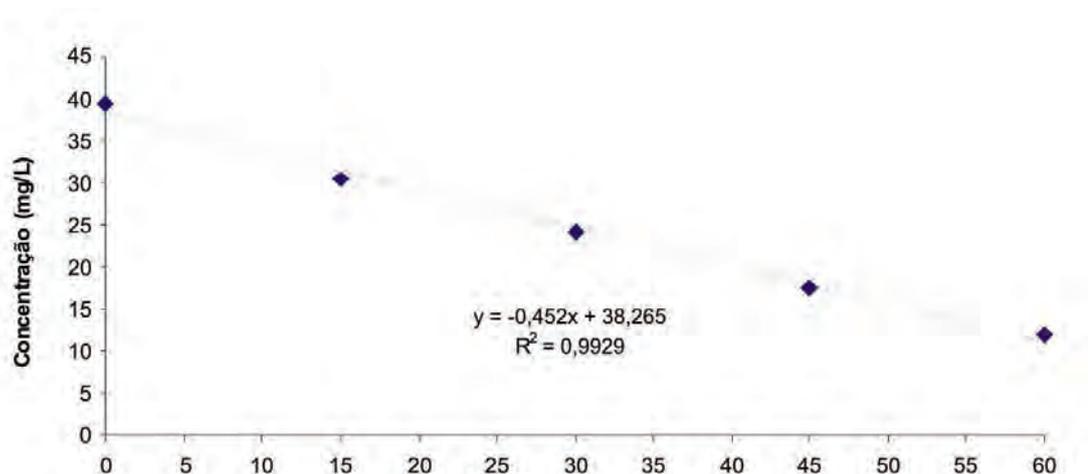
#### 4.4.2 Células de 3 Compartimentos

Na célula de três compartimentos a solução sintética contendo nitrato de sódio foi colocada no compartimento diluído. Nesta célula foram usadas membranas chinesas, cátodo de cobre e ânodo de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ , aos quais foram aplicadas as correntes de 12mA ( $0,7\text{mA}/\text{cm}^2$ ) e 15mA ( $0,9\text{mA}/\text{cm}^2$ ), em ensaios diferentes. O primeiro valor de corrente corresponde à densidade de corrente limite determinada nas curvas de polarização e à densidade de corrente necessária para redução do nitrato determinada através das voltametrias realizadas com cátodo de cobre. Nestes experimentos foram utilizadas membranas chinesas. Os resultados do ensaio de eletrodialise realizado com a solução de nitrato de sódio e corrente de 12mA são apresentados na Tabela 5. Observa-se que há um decréscimo na concentração de nitrato e que não há no compartimento do diluído a formação de nitritos ou amônio.

**Tabela 5** - Concentração dos analitos durante a ED com corrente de 12mA. Membranas Chinesas HDX100 e HDX200. Célula de 3 compartimentos. Densidade de corrente elétrica aplicada de  $0,7 \text{ mA}/\text{cm}^2$ .

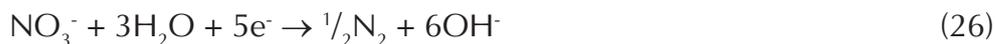
Tempo (min)	Concentração no Diluído (mg/L)		
	Nitrato	Nitrito	Amônio
0	39,378	< 0,0027	< 0,0030
15	30,434	< 0,0027	< 0,0030
30	24,248	< 0,0027	< 0,0030
45	17,539	< 0,0027	< 0,0030
60	11,923	< 0,0027	< 0,0030

Na Figura 20 observa-se que o decréscimo na concentração de nitrato ao longo do tempo de ensaio apresenta uma tendência linear, o que indica que não está ocorrendo polarização por concentração no processo de ED.



**Figura 20** - Concentração de nitrato durante o ensaio de ED com 12mA. Membranas Chinesas HDX100 e HDX200. Célula de 3 compartimentos.

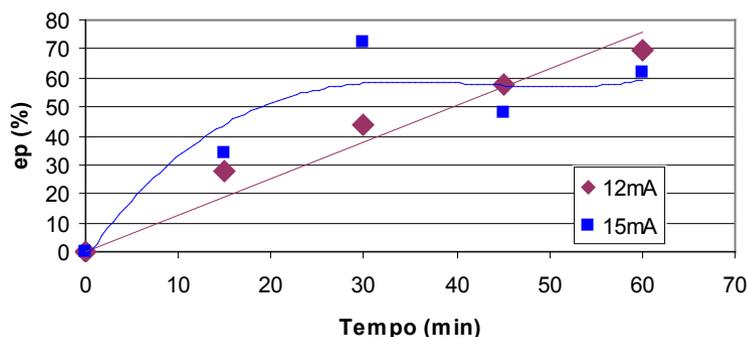
Os compartimentos dos eletrodos continham inicialmente solução de sulfato de sódio. A análise nos compartimentos dos eletrodos após 1 hora de ensaio mostra uma concentração de 11,586 mg/L de nitrato e 2,785 mg/L de nitrito. Logo, pode-se avaliar que parte dos nitratos foram convertidos a nitritos. Considerando-se uma concentração inicial de nitrato de 39,378 mg/L e a final de 11,923 (no compartimento diluído, Tabela 5), e que houve durante o ensaio passagem do íon nitrato aos compartimentos dos eletrodos (11,586 mg/L) e ainda que foi detectada uma concentração de 2,785 mg/L de nitrito nos compartimentos dos eletrodos, pode-se inferir que parte dos nitratos tenham passado a nitrogênio gasoso. As reações que podem ter ocorrido em contato com os eletrodos são:



Os resultados do ensaio de eletrodiálise realizado com a solução de nitrato de sódio e corrente de 15mA também mostraram que não há no compartimento do diluído a formação de nitritos ou amônio.

A extração percentual (ep) de íons nitrato do compartimento diluído foi calculada para as duas correntes utilizadas de acordo com a equação:  $ep = ((M_i^0 - M_i^t) / M_i^0) * 100$ , onde:  $M_i$  é a massa da espécie  $i$  e os subscritos 0 e t referem-se ao tempo do início e do final do ensaio, respectivamente (GAVACH, 1992). Os resultados estão apresentados na Figura 21. Observa-se na corrente de 12 mA um comportamento linear, não observado no experimento realizado com 15 mA. Acredita-se que neste caso

pode ter havido, além da redução de nitratos a nitritos e a nitrogênio, uma re-oxidação de nitrito a nitrato. Esta reoxidação de nitritos a nitratos faria com que houvesse novo transporte de nitrato do compartimento dos eletrodos para o diluído.



**Figura 21** - Extração Percentual de Nitrato do Compartimento de Diluído. Célula de ED de três compartimentos. Eletrodos de Cu e de  $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ . Membranas Chinesas HDX100 e HDX200.

#### 4.4.3 Células de 2 compartimentos

A fim de evitar a re-oxidação de nitritos a nitratos, foram realizados experimentos com células de dois compartimentos, com a separação dos compartimentos anódico e catódico realizada por uma membrana catiônica chinesa. A solução contendo nitratos foi colocada no compartimento catódico. No compartimento anódico foi colocada uma solução contendo sulfato de sódio. Para se avaliar melhor os fenômenos de oxidação e redução, utilizou-se uma solução mais concentrada em íons. Os resultados são apresentados na Tabela 6. Durante a realização destes ensaios monitorou-se também o potencial do cátodo (eletrodo de cobre), que ficou em valores próximos ao determinado durante os ensaios de voltametrias (Figura 9).

**Tabela 6** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com os compartimentos catódico e anódico separados por uma membrana chinesa catiônica HDX100. Solução de  $\text{NaNO}_3$ .

Tempo (min)	Potencial da célula (V)	Potencial do Eletrodo de Cu ( $V_{ECS}$ )	Concentrações (mg/L)		
			$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$
15	11,88	- 0,720	612,897	12,403	< 0,0030
30	11,96	- 0,750	593,408	22,486	< 0,0030
45	11,95	- 0,800	572,101	31,807	< 0,0030

O mesmo experimento foi repetido com uma solução de nitrito de sódio 0,01M e os resultados são apresentados na Tabela 7. O potencial do cátodo (eletrodo de cobre) também foi monitorado.

**Tabela 7** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com os compartimentos catódico e anódico separados por uma membrana chinesa catiônica HDX100. Solução de  $\text{NaNO}_2$ .

Tempo (min)	Potencial célula (V)	Potencial do eletrodo de cobre ( $V_{ECS}$ )	Concentrações (mg/L)		
			$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$
0	-	-	2,220	465,049	< 0,0030
15	14,81	-1,671	0,743	464,122	< 0,0030
45	13,70	-1,606	1,391	455,544	< 0,0030
60	13,30	-1,604	< 0,0037	445,065	< 0,0030

Estes resultados mostram que a concentração de nitrito mantém-se praticamente constante durante uma hora de ensaio, não havendo uma redução representativa de nitrito.

Os resultados do ensaio de eletrólise realizado com a solução de cloreto de amônio 0,01 mol/L, com separação dos compartimentos anódico e catódico por uma membrana catiônica, são apresentados na Tabela 8. O potencial do cátodo (eletrodo de cobre) também foi monitorado.

**Tabela 8** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com os compartimentos catódico e anódico separados por uma membrana chinesa catiônica HDX100. Solução de  $\text{NH}_4\text{Cl}$ .

Tempo (min)	Potencial célula (V)	Potencial do cátodo ( $V_{ECS}$ )	Concentrações (mg/L)		
			$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$
0			< 0,0037	< 0,0027	181,541
15	13,22	-1,430	< 0,0037	0,6	73,672
30	13,35	-1,463	< 0,0037	0,8	61,814
45	13,42	-1,496	< 0,0037	0,7	49,277
60	13,46	-1,530	< 0,0037	< 0,0027	63,987

Estes resultados demonstram que há destruição da amônia. Considerando-se que o a solução contendo amônia está em contato com o cátodo, onde há alcalinização do meio, pode haver uma oxidação química da amônia e geração de nitrogênio.

Os resultados do ensaio de eletrólise realizado com a solução de nitrato de sódio e nitrito de sódio 0,01 mol/L são apresentados na Tabela 9, onde se verifica uma diminuição na concentração de nitratos.

**Tabela 9** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com os compartimentos catódico e anódico separados por uma membrana chinesa catiônica HDX100. Solução de  $\text{NaNO}_3 + \text{NaNO}_2$ .

Tempo (min)	Potencial célula (V)	Potencial do cátodo ( $V_{ECS}$ )	Concentrações (mg/L)		
			$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$
15	10,60	-1,250	659,026	503,601	< 0,0030
30	10,62	-1,300	648,243	503,706	< 0,0030
45	10,54	-1,320	618,566	500,525	< 0,0030
60	10,41	-1,420	604,713	490,092	< 0,0030

Os resultados do ensaio de eletrólise realizado com a solução de nitrato de sódio, nitrito de sódio e cloreto de amônio 0,01 mol/L são apresentados na Tabela 10. Os resultados demonstram uma grande oxidação de nitrato nos primeiros 15 minutos. Após este tempo, as concentrações de nitrato e de nitrito permanecem quase constante. A concentração de amônia diminui muito com o tempo de ensaio.

**Tabela 10** - Concentração dos íons durante o ensaio de eletrólise com os compartimentos catódico e anódico separados por uma membrana chinesa catiônica HDX100. Solução de  $\text{NaNO}_3 + \text{NaNO}_2 + \text{NH}_4\text{Cl}$ .

Tempo (min.)	Potencial célula (V)	Potencial do cátodo ( $V_{ECS}$ )	Concentrações (mg/L)		
			$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+$
0	-	-	916,249	463,683	166,160
15	9,80	0,950	613,386	487,339	45,880
30	9,85	0,986	620,628	514,928	42,679
45	9,85	1,001	610,897	488,504	42,127
60	9,80	1,200	613,795	502,969	37,036

## 4.5 Eletrodiálise em planta piloto

Os resultados do ensaio de eletrodiálise realizado na planta piloto com a solução de nitrato de sódio, nitrito de sódio, cloreto de amônio e fluoreto de cálcio 0,001 mol/L, com as membranas de origem chinesa, são apresentados na Tabela 11, onde se observa um decréscimo na concentração de todos os íons presentes na solução inicial em apenas 15 minutos de tratamento.

**Tabela 11** - Concentração dos analitos durante a ED em planta piloto com as membranas de origem chinesa HDX100 e HDX200.

Tempo (min)	Concentração no Diluído (mg/L)					
	Nitrato	Nitrito	Amônio	Cálcio	Cloreto	Fluoreto
0	42,604	27,496	8,757	13,212	63,661	6,535
15	4,199	2,957	2,023	7,271	7,868	3,216
30	1,083	0,674	0,261	0,382	2,893	0,618

Os resultados do ensaio de eletrodiálise realizado na planta piloto com a solução de nitrato de sódio, nitrito de sódio, cloreto de amônio e fluoreto de cálcio 0,001 mol/L, com as membranas Ionics, são apresentados na Tabela 12. Nesta tabela também estão apresentados os valores máximos permitidos pela Portaria 518 (Brasil, 2004) para efeito de comparação.

**Tabela 12** - Concentração dos analitos durante a ED na planta piloto com as membranas Ionics 67-HMR e 204-SZRA.

Tempo (min)	Concentração no Diluído (mg/L)					
	Nitrato	Nitrito	Amônio	Cálcio	Cloreto	Fluoreto
0	42,604	27,496	8,757	13,212	63,661	6,535
15	8,329	3,460	2,108	5,335	18,083	5,593
30	1,754	0,846	0,720	1,249	5,362	1,624
Brasil (2004) Portaria 518	10 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>	1,5 <sup>b</sup>	ND	250 <sup>b</sup>	1,5 <sup>c</sup>

ND = Parâmetro não definido na Portaria 518

<sup>a</sup> Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde

<sup>b</sup> Padrão de aceitação para consumo humano

<sup>c</sup> Os valores recomendados para a concentração de íon fluoreto devem observar à legislação específica vigente relativa à fluoretação da água

Estes resultados demonstram que a eletrodialise é muito eficiente na remoção de nitratos e que a presença de outros íons não interfere no processo. A remoção de nitratos ocorre independente da membrana utilizada (chinesas ou ionics).

## 5. Conclusão

Os resultados obtidos neste projeto, tanto com a utilização de sistema de eletrodialise em escala piloto como de bancada, demonstram que a técnica de eletrodialise é eficiente na remoção de compostos nitrogenados. Com a aplicação de densidade de corrente de  $0,75\text{mA/cm}^2$  na planta piloto foi possível atingir taxas de remoção de nitratos maiores do que 96%, de nitritos maiores do que 97% e de amônia maiores do que 90%, tanto com as membranas chinesas, quanto com as membranas ionics, em apenas 30 minutos de tratamento. As concentrações de nitrato, nitrito e amônio ficaram menores do que os valores máximos permitidos pela Portaria 518 (BRASIL, 2004). A remoção conjunta de outros íons presentes, como cálcio, cloreto e fluoretos, foi eficiente e taxas de remoção superiores a 90% foram obtidas. As membranas utilizadas na remoção dos compostos nitrogenados não sofreram danos durante o processo.

Os ensaios de desnitrificação eletroquímica realizados demonstraram que o cátodo de cobre é eficiente para a redução de nitratos. Entretanto, nas condições estudadas neste projeto, nitritos e amônia foram detectados como subprodutos. Condições adequadas de potencial, corrente e pH deverão ser investigadas futuramente para a obtenção de dados consistentes de destruição de compostos nitrogenados no concentrado da eletrodialise.

## 6. Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativos de custos

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que a eletrodialise é eficiente na remoção de íons e é um processo capaz de remover nitratos de águas contaminadas, permitindo a potabilização de águas subterrâneas e salobras. A remoção de nitrato se dá em conjunto com a remoção de outros íons comumente presentes em águas subterrâneas, como fluoretos, cloretos e cálcio. Estes resultados podem ser utilizados pela FUNASA para a implantação um sistema de eletrodialise reversa piloto, de maiores dimensões que o avaliado neste trabalho, em locais com alta concentração de nitratos.

A Eletrodialise Reversa (EDR) é uma versão da eletrodialise em que se inverte a polaridade dos eletrodos várias vezes por hora, o que induz a uma autolimpeza química (MELLER, 1984). A instalação de um processo de EDR deve considerar os processos de

pré-tratamento de águas, necessários ao bom funcionamento do sistema e à proteção das membranas.

Vários estudos comparando tecnologias de dessalinização com a eletrodialise foram realizados em águas subterrâneas, águas superficiais e efluentes (Lozier , 1992; Swami, 1996; Van der Hoek , 1998; RYABTSEV, 2001). Estes estudos levaram à seleção da eletrodialise por diversos fatores como: maior recuperação, pré-tratamento mais simples da água de alimentação, menor susceptibilidade a depósitos e incrustações e menor custo operacional.

Com relação a custos de operação, estes estão relacionados principalmente a custos energéticos. O consumo energético para a unidade de eletrodialise reversa é devido ao bombeamento da alimentação e recirculação, e a dessalinização. Também é consumida energia pelas reações que ocorrem nos eletrodos e nas operações dos processos de controle e instrumentos de medição. Este consumo é geralmente negligenciado ou considerado fixo entre 1 e 3% da energia de transferência iônica e bombeamento.

De acordo com os dados apresentados por Machado (2008) para a planta de eletrodialise da Hidrodex, o consumo energético da operação de 2 bombas (alimentação e recirculação), cada uma com 0,8kW de potência, considerando-se uma vazão de 1,1m<sup>3</sup>/h, é de 0,7 kWh/m<sup>3</sup> tratado.

Considerando-se os custos de dessalinização com membranas chinesas, o consumo energético foi calculado para a planta piloto Hidrodex, adquirida pela REGAP, operando com 2 estágios, 250V e 1,1m<sup>3</sup>/h de produto, com base nos dados apresentados por Machado (2008) e este é de 0,54 kWh/m<sup>3</sup> tratado ou 1kWh/kg de sólidos totais dissolvidos que são removidos.

Com relação à vida útil das membranas, depende das condições de trabalho, mas freqüentemente é de 5 anos. Em Gandia, Comunidad Valenciana, na Espanha, está em operação uma planta de tratamento de água potável para remoção de nitratos por eletrodialise reversa desde 2007. A EDR permite a dessalinização da água com recuperações muito elevadas, da ordem de 90%, com mínimo pré-tratamento e baixos custos de operação (0,15 - 0,20 €/m<sup>3</sup>). A água é captada de poços subterrâneos e está contaminada com nitratos pela utilização de fertilizantes em plantações de laranjas. A planta está em operação há 6 anos, com produção de 8000 m<sup>3</sup>/dia, sem troca de membranas. O concentrado gerado é encaminhado à estação de tratamento de esgotos da cidade (AGUAS DE VALENCIA, 2012).

## 7. Referências Bibliográficas

- AGUAS DE VALENCIA. <http://www.aguasdevalencia.es/> Acesso em 27/10/2012.
- ALEXSANDROVA, S. et alli: Nitrate íons elimination from drinking water by nanofiltration. *Separation and Purification technology* 52 (2006)196-200.
- ALMASRI, M. N.: Nitrate Contamination Of Groundwater: A Conceptual Management Framework. *Environmental Impact Assessment Review* 27(2007)220-242.
- APHA, AWWA e WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st Edition, 2005.
- APPLEGATE, L.E. Membrane separation processes. *Chemical Engineering*, v.91, n.12, p.64-89, June 1984.
- ASTOM Corporation. <http://www.astom-corp.jp/en/index.html>. Acesso em 10/10/2010.
- AWWA RESEARCH FOUNDATION, LYONNAISE DES EAUX-DUMEZ (FIRM), SOUTH AFRICA WATER RESEARCH COMMISSION *Electrodialysis*. *Water Treatment Membrane Processes*, Chapter 12, McGraw-Hill (1996)
- AYALA, E. B.; POURCELLY, G.; BAZINET L. Nature Identification and Morphology Characterization of Cation- Exchange Membrane Fouling During Conventional Electrodialysis. *Journal of Colloid and Interface Science* 300 (2006) 663- 672
- BAKER, R.W. *Ion Exchange Membrane Processes- Electrodialysis*. *Membrane Technology and Applications*, Second Edition, John Wiley & Sons (2004)
- BANASIAK, L. J.; KRUTTSCHNITT, T. W. SCHÄFER, A. I.: Desalination using electro-dialysis as a function of voltage and salt concentration *Desalination* 205 (2007) 38–46
- BERNARDES, A. M., KORSENOWSKI, C., RODRIGUES, M. A., BRESCIANI, L, FERREIRA, J. Z.: Purification of spent chromium bath by membrane electrolysis. *Journal of Hazardous Materials*. , v.152, p.960 - 967, 2008a.
- BERNARDES, A. M., RODRIGUES, M A S, AMADO, F D R , FERREIRA, J Z FERREIRA, C A: High Impact Polystyrene/Polyaniline Membranes for the Treatment of Acidic Solutions by Electrodialysis: Preparation, Evaluation And Chemical Calculation. *Journal of Colloid and Interface Science*. , v.320, p.52 - 61, 2008b.
- BERNARDES, A. M., RODRIGUES, M A S, AMADO, F D R, XAVIER, J L N, STREIT, K, FERREIRA, J Z: Application of Photoelectrochemical-Eletrodialysis Treatment For the Recovery And Reuse of Water from Tannery Effluents. *Journal of Cleaner Production*, v.16, p.605 - 611, 2008c.

- BERNARDES, A. M., RODRIGUES, M. A. S., BISCHOFF, M.R., AMADO, F D R, FERREIRA, C A, FERREIRA, JANE ZOPPAS: Transport of Zinc- Complexes through anion exchange membrane. *Desalination (Amsterdam)* , v.227, p.241 - 252, 2008d.
- BIRKETT, J.D. Electrodialysis. In: BERKOWITZ, J.B. (Eletrodialise.) Unit operations for treatment of hazardous industrial wastes. New Jersey: Noyes Data Co., p.406-420, 1978.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, DF. 2004.
- CABRAL, N. M. T.; RIGHETTO, A. M.; QUEIROZ, M. A.: Comportamento do nitrato em poços do aquífero Dunas/Barreiras nas explorações Dunas e Planalto, Natal, RN, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 14 (2009)299-306.
- CETESB. <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/informacoes.asp>. Acesso em 18/07/2010
- DASH, B. P.; CHAUDARI, S.: Electrochemical denitrification of simulated groundwater. *Water Research* 39(2005) 4065-4072.
- DELLA ROCCA, C.; BELGIORNO, V.; MERIÇ, S.: Overview of in-situ applicable nitrate removal processes. *Desalination* 204 (2007) 46–62
- ELMIDAOU, A.; MENKOUCHI SAHLI, M. A.; TAHAIKT, M.; CHAY, L. ; TAKY, M.; ELMGHARI, M.; HAFSI, M. Selective nitrate removal by coupling electrodialysis and a bioreactor. *Desalination* 153 (2003).389-397
- ELYANOW, D.; PERSECHINO, J.: Advances In Nitrate Removal. Technical Paper. *Ge Water And Process Technologies*. Technical Paper. . *GE Water and Proocess Technologies*. <http://www.gewater.com> Página acessada em 10/07/2010.
- GAVACH, B.; LIFSON, S. Membrane polarization at high current densities. *Journal Chem. Soc., Faraday Trans. 1*, 75, p. 463-471, 1979.
- GAVACH, C. et alli: Elimination of nitrate from drinking water by electrochemical membrane processes. *Desalination* 101 (1995)123-131.
- GAVACH, C.;LEBON, F.; POURCELLY, G.; TAKY, M. Polarization phenomema at the interfaces between na electrolyte solution and ion exchange membrane, *J. Electroanlica Chemical*, 336 p. 171-194, 1992.
- GAVACH, C.et alli: Denitrification of drinking water by the association of an electro-dialysis process and a membrane bioreactor: feasibility and application. *Desalination* 139 (2001)199-205.

GE Energy: GE Helps Catalonia Region Make the Most of Scarce Water Supplies, [http://www.gepower.com/about/press/en/2009\\_press/051909.htm](http://www.gepower.com/about/press/en/2009_press/051909.htm), acessado em 10/10/2010.

GENDERS, J.D., WEINBERG, N.L., *Electrochemistry for a Cleaner Environment*, The Electrosynthesis Company Inc., 422p., p.173-220, NY, USA, 1992.

HAFSI, M. ET ALI: Optimization Of Nitrate Removal Operation From Ground Water By Electrodialysis. *Separation And Purification Technology* 29 (2002)235-244.

HELL, F.; LAHNSTEINER, J.; FRISCHHERZ, H.; BAUMGARTNER, G.: Experience with full-scale electrodialysis for nitrate and hardness removal. *Desalination* 117(1998) 173-180

HIDRODEX. <http://www.hidrodex.com.br/>. Acesso em 20/10/2010.

IBANEZ, R.; STAMATIALIS, D.F.; WESSLING, M. Role of membrane surface in concentration polarization at cation exchange membranes. *Journal of Membrane Science* 239, p.119-128, 2004.

JAMALUDDIN, A.K.M. et al. Salt extraction from hydrogen-sulfide scrubber solution using electrodialysis. *AIChE Journal*, v.41, n.5, p.1194-1203, May 1995.

KAHLAOUI, M. et alli: Denitrification of underground water by chemical adsorption and by electrodialysis. *Desalination* 168 (2004) 185.

KESORE, K.; JANOWSKI, F.; SHAPOSHNIK V.A.: Highly effective electrodialysis for selective elimination of nitrates from drinking water. *Journal of Membrane Science* 127 (1997) 17-24

KYEONG-HO YEON, JUNG-HOON SONG, JOONMOK SHIM, SEUNG-HYEON MOON, YEON-UK JEONG, HYO-YOUNG JOO. Integrating electrochemical processes with electrodialysis reversal and electro-oxidation to minimize COD and T-N at wastewater treatment facilities of power plants. *Desalination* 202 (2007) 400-410.

LOZIER, C. J.; SMITH, G.; CHAPMAN, J. W.; GATTIS, D. E. Selection, Design, and Procurement of a Demineralization System for a Surface Water Treatment Plant. *Desalination*, 88 (1992) 3-31

MACHADO, Mara de Barros. Avaliação do processo de eletrodialise reversa no tratamento de efluentes de refinaria de petróleo. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

MELLER, F. H. *Electrodialysis (ED) & Electrodialysis Reversal (EDR) Technology*. Ionics Incorporated, march (1984).

MIAO LI, CHUANPING FENG, ZHENYA ZHANG, XIAOHUI LEI, RONGZHI CHEN, YINAN YANG, NORIO SUGIURA. Simultaneous Reduction Of Nitrate And Oxidation

Of By-Products Using Electrochemical Method. *Journal Of Hazardous Materials* 171 (2009) 724–730.

MIAO LI, CHUANPING FENG, ZHENYA ZHANG, NORIO SUGIURA. Efficient Electrochemical Reduction of Nitrate to Nitrogen using Ti/IrO<sub>2</sub>-Pt anode and different cathodes. *Electrochemical Acta* 54 (2009) 4600-4606.

MIAO LI, CHUANPING FENG, ZHENYA ZHANG, SHENGJIONG YANG, NORIO SUGIURA. Treatment Of Nitrate Contaminated Water Using An Electrochemical Method. *Bioresource Technology* 101 (2010) 6553–6557

MIDAOU, A. E. et alli.: Optimization of nitrate removal operation from ground water by electrodialysis. *Separation and Purification Technology* 29 (2002) 235–244

NOBEL, R. D.; STERN, S. A. *Membrane Separations Technology – Principles and Applications*. Amsterdam: Elsevier, 1995, 718p.

RAUTENBACH, R.; ALBRECHT, R. *Membrane processes*. John Wiley & Sons. Cap.11: Electrodialysis, p.333-362., 1994.

REHL, E.: Half a century of desalination with Electrodialysis. Technical Paper. GE Water and Process Technologies. <http://www.gewater.com>. Página acessada em 10/10/2010.

ROWE, D.R., ABDEL-MAGID, I.M., *Handbook of Wastewater Reclamation and Reuse*, CRC Press, Inc., 550p, p.165-258, 1995.

RYABTSEV, A.D.; KOTSUPALO, N.P.; TITARENKO, V.I.; IGUMENOV, I.K., GELFOND, N.V.; FEDOTOVA, N.E.; MOROZOVA, N.B.; SHIPACHEV, V.A. Set-Up Involving Electrodialysis for Production of Drinking-Quality Water from Artesian Waters With Salt Content Up to 8 Kg/m<sup>3</sup> With Productivity Up to 1 m<sup>3</sup>/h. *Desalination* 136 (2001) 333-336

SAHLI, M.A.M. et alli: Nitrate removal of brackish underground water by chemical adsorption and by electrodialysis. *Desalination* 227 (2008) 327–333

SAHLI, M.A.M.; TAHAIKTA, M.; ACHARYA, I.; TAKYA, M.; ELHANOUNIA, F.; HAFSIB, M.; ELMGHARIB, M.; ELMIDAOUIA, A.: Technical optimization of nitrate removal for groundwater by ED using a pilot plant. *Desalination* 189 (2006) 200–208

SATA, T.: Studies on anion exchange membranes having permselectivity for specific anions in electrodialysis — effect of hydrophilicity of anion exchange membranes on permselectivity of anions. *Journal of Membrane Science* 167 (2000) 1–31

SCHNOBRICH, M. R.; CHAPLIN, B. P.; SEMMENS, M. J.; NOVAK, P. J.: Stimulating Hydrogenotrophic Denitrification In Simulated Groundwater Conmtaining High Dissolved Oxygen And Nitrate Concentrations. *Water Research* 41(2007)1860-1876.

SOLT, G.S. Electrodialysis. In: KUHN, A.T. (Ed.) Industrial electrochemical processes. Amsterdam: Elsevier, Cap.12, p.467-496, 1971.

STRATHMANN, H. Electrodialysis. Encyclopedia of separation science, Membrane Separations. Academic Press (2000), p 1707-1717

SWAMI, M.S.R.; MURUGANANDAM, L.; MOHAN, V. Recycle of Treated Refinery Effluents Using Electrodialysis- A Case Study. Indian J. Environmental Protection, No, 4, Vol. 16 (1996)

VAN DER HOEK J.P., RIJNBENDE D.O., LOKIN C.J.A., BONNÉ P.A.C., LOONEN M.T., HOFMAN J.A.M.H. Electrodialysis as an alternative for Reverse Osmosis in an Integrated Membrane System. Desalination, 117 (1998) 159-172

WEISS, J. Handbook of Ion Chromatography. 3rd Edition. Volume 1. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2000.

WERNER, T.E., "Five Billion Gallons Later-Operating Experience at City of Suffolk EDR Plant," American Desalting Association 1998. North American Biental Conference and Exposition.

WISNIEWSKI, C. Et al: Use of a membrane bioreactor for denitrification of brine from an electrodialysis process. Desalination 149 (2002) 331-336

# Relação das Pesquisas conveniadas/selecionadas pela Funasa Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento

## Edital 001/2000

1. Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano, coordenador Valter Lúcio de Pádua, Universidade Federal do Ceará.

2. Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas. Região de Cuiabá e Várzea Grande - MT, coordenador Renato Blat Migliorini, Universidade Federal do Mato Grosso.

3. Estudo de processos aplicados ao tratamento de efluentes de serviços de saúde com ênfase a etapa de remoção de organismos patogênicos, coordenador Luiz Olinto Monteggia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

4. Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto, no solo para melhorar e incrementar a agricultura do semi-árido nordestino, coordenadora Annemarie König, Universidade Federal de Campina Grande.

5. Exclusão sanitária em Belo Horizonte - MG: caracterização e associação com indicadores de saúde, coordenador Léo Heller, Universidade Federal de Minas Gerais.

6. Estudo dos impactos das melhorias sanitárias domiciliares no Município de Vitória, no combate as doenças de veiculação hídrica, coordenadora Cleunice Inácio Rodrigues, Prefeitura Municipal de Vitória.

7. Taipa para o Brasil, coordenador Marcondes Araújo Lima, Universidade Federal do Ceará.

8. Indicadores biológicos de qualidade da água (coliformes fecais, Escherichia coli e Cryptosporidium) e o impacto das doenças de veiculação hídrica: estudo de caso – Parque Cuiabá – Cuiabá - MT, coordenadora Edna Lopes Hardoim, Universidade Federal do Mato Grosso.

9. Tecnologias não convencionais para o tratamento de água para pequenas comunidades, incluindo desinfecção, coordenadora Cristina Célia Silveira Brandão, Universidade de Brasília.

10. Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado, coordenador André Monteiro Costa, Fundação Oswaldo Cruz.

## **Edital 001/2001**

1. Detecção simplificada de coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de água utilizando substrato cromogênico em microplacas e metodologia NMP, coordenador Sérgio Túlio Alves Cassini, Universidade Federal do Espírito Santo.

2. Dessalinizador para obtenção de água potável em pequenas comunidades com utilização de resinas de troca iônica de energias alternativas, coordenadora: Andréa Lessa da Fonseca, Centro Federal de Educação Tecnológica do Rio Grande do Norte.

3. Produção de água potável através de destilação solar natural, coordenador Maurício Luiz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.

4. Potencial de florações de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas), coordenadora Valéria de Oliveira Fernandes, Universidade Federal do Espírito Santo.

5. Efeitos de fatores físicos e químicos no crescimento de cianobactéria e proposição de técnicas de tratamento de água para remoção de cianobactérias e cianotoxinas, coordenadora Sandra Maria Feliciano de Oliveira Azevedo, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

6. Desempenho de uma ETA convencional na remoção de protozoários em águas de abastecimento, coordenador Ricardo Franci Gonçalves, Universidade Federal do Espírito Santo.

7. Disposição no solo como uma alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto para pequenas comunidades, coordenadora Sandra Tédde Santaella, Universidade Federal do Ceará.

8. Desenvolvimento de sistema compacto para tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou de pequenas comunidades em áreas rurais, coordenador Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Universidade Federal de Minas Gerais.

9. Simulação matemática de impacto da disposição final de efluentes sanitários em corpo receptor, caso estudo: sub-bacia de Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do Rio Gravataí – RS, coordenador Sérgio João de Luca, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

10. Avaliação de sustentabilidade tecnológica e ambiental de aterros sanitários como método de tratamento e de disposição final de resíduos de serviços de saúde, coordenadora Liséte Celina Lange, Universidade Federal de Minas Gerais.

11. Avaliação de métodos de desinfecção de resíduo hospitalar e seu percolado, coordenador Sebastião Roberto Soares, Universidade Federal de Santa Catarina.

12. Tecnologia simplificada para remediação de área degradada por lixão estudo de caso: Município de Araguari, coordenadora Maria de Fátima Abreu, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais.

13. Barramento com pneus usados para contenção de solo e água, aterraceamento com tiras de pneus, coordenador José Geraldo Vasconcelos Baracuh, Universidade Federal de Campina Grande.

14. Avaliação de relevância da supervisão da Fundação Nacional de Saúde no desempenho de Estações de Tratamento de Águas operadas por Autarquias Municipais no Estado de Minas Gerais, coordenador Marcelo Libânio, Universidade Federal de Minas Gerais.

15. Uso de Indicadores quali-quantitativos na avaliação dos serviços de Saneamento na cidade de Salvador- Bahia, coordenadora Patrícia Campos Borja, Universidade Federal da Bahia.

16. A avaliação da efetividade das ações de saneamento do Rio Grande do Norte, coordenadora Maria do Socorro Quirino Escoda, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

17. Filtros domésticos: avaliação de sua eficácia e eficiência na redução de agentes patogênicos, coordenador Paulo Tadeu Ribeiro de Gusmão, Universidade Federal de Pernambuco.

18. Tecnologia de construção e adaptação de unidades de saúde para os povos indígenas, coordenadora Maria Fátima Roberto Machado, Universidade Federal do Mato Grosso.

## Edital 001/2003

1. Avaliação do rendimento, qualidade da água produzida e custos de dessalinizadores instalados no município de Poço Redondo – SE, coordenador Mário Takayuki Kato, Universidade Federal de Pernambuco.
2. Metodologia para localização de obras superficiais e sub-superficiais de captação de água através de mapeamento de zonas de qualidade de água, coordenador José Dantas Neto, Universidade Federal de Campina Grande.
3. Avaliação da eficiência do protocolo de tratamento de água na ETA Vila C no controle de larvas de *Limnoperna fortunei*, coordenador Cleverton Vitório Andreoli, Companhia de Saneamento do Paraná.
4. Avaliação da aplicação do dióxido de cloro no tratamento de água para consumo humano, coordenador Rafael Kopschitz X. Bastos, Universidade Federal de Viçosa.
5. Avaliação de métodos de remoção e inativação de formas de resistência de protozoários parasitos da água, coordenadora Vanete Thomaz Soccol, Universidade Federal do Paraná.
6. Avaliação da filtração em múltiplas etapas para remoção de turbidez de águas superficiais, coordenador Eduardo Quejia de Siqueira, Universidade Federal de Goiás.
7. Proteção sanitária das cisternas utilizadas na reservação de águas pluviais para uso domiciliar: aspectos técnicos e educacionais”, coordenador Valter Lúcio de Pádua, Universidade Federal de Minas Gerais.
8. Adsorção de cianotoxinas em diferentes matrizes, coordenadora Marta Maria Menezes Bezerra Duarte, Instituto de Tecnologia de Pernambuco.
9. Utilização de processos oxidativos avançados para remediação de águas contaminadas com toxinas produzidas por cianobactérias, coordenador Patrício Peralta Zamora, Universidade Federal do Paraná.
10. Desfluoretação parcial de águas subterrâneas, coordenador Eduardo Lobo Alcayaga, Universidade de Santa Cruz do Sul.
11. Contribuições ao Desenvolvimento de Concepções alternativas de tanques sépticos, coordenador Daniel Costa dos Santos, Universidade Federal do Paraná.
12. Arranjos tecnológicos para tratamento de esgotos sanitários de forma descentralizada, coordenador Luiz Sérgio Philippi, Universidade Federal de Santa Catarina.

13. Promoção de saneamento ambiental em pequenas comunidades e regiões carentes, coordenador Harrysson Luiz da Silva, Universidade Federal de Santa Catarina.
14. Saneamento ambiental em comunidades rurais do entorno do Parque Estadual do Rio Preto, Vale do Jequitinhonha, coordenadora Rosana Passos Cambraia Beininger, Faculdades Federais Integradas de Diamantina.
15. Proposta de melhorias no sistema de manejo e disposição dos resíduos sólidos para pequenas comunidades, coordenadora Viviana Maria Zanta, Universidade Federal da Bahia.
16. Implantação de um sistema de gestão integrada de resíduos sólidos no Arraial de São Francisco do Mombaça, coordenadora Sandra Maria Furiam Dias, Universidade Estadual de Feira de Santana.
17. Tecnologia para otimização do uso da água no domicílio, coordenadora Lúcia Helena de Oliveira, Universidade Federal de Goiás.
18. Tecnologia de sistemas condominiais de esgotos: uma avaliação de sua aplicação em cidades de diferentes portes, coordenador Augusto Fernandes Carvalho Sá de Oliveira, Universidade Federal da Bahia.
19. Avaliação das condições sanitárias de microáreas, de ligações intradomiciliares da rede de esgotamento sanitário do Programa Bahia Azul, coordenadora Rita de Cássia Franco Rego, Universidade Federal da Bahia.
20. Programas municipais de coleta seletiva de lixo como fator de sustentabilidade dos sistemas públicos de saneamento ambiental na região metropolitana de São Paulo, coordenadora Helena Ribeiro, Universidade de São Paulo.
21. Representações e práticas sociais ligadas a Gestão Água, coordenadora Ariane Kuhnen, Universidade Federal de Santa Catarina.
22. Percepções e usos da água em pequenas comunidades: uma perspectiva antropológica, coordenadora Carla Costa Teixeira, Universidade de Brasília.
23. Gestão de odores em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) utilizando o processo de biofiltração, coordenador Paulo Belli Filho, Universidade Federal de Santa Catarina.
24. Impacto das ações de saneamento na saúde das populações das terras indígenas de Ivaí e Faxinal no Estado do Paraná, coordenador Max Jean de Ornelas Toledo, Universidade Estadual de Maringá.

25. Pesquisa-ação no Distrito de Iauaretê do Município de São Gabriel da Cachoeira/AM. Proposta de melhorias sanitárias e mudanças de hábitos, coordenadora Maria Cecília Focesi Pelicioni, Universidade de São Paulo.

## **Edital 001/2007**

1. Sistema simplificado de tratamento de água para remoção de cor a ser utilizada nas pequenas comunidades rurais na Amazônia utilizando plantas como coagulante natural, coordenador Ézio Sargentini Júnior, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Ministério da Ciência e Tecnologia.

2. Estudo da minimização das perdas físicas em sistema de distribuição de água utilizando o modelo EPANET, coordenador Gilson Alberto Rosa Lima, Universidade Federal do Mato Grosso.

3. Aplicação da eletrodialise para remoção de compostos nitrogenados em águas para abastecimento público, coordenador Andréa Moura Bernardes, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

4. Aprimoramento de tecnologia de potabilização para remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas presentes em mananciais de captação superficial eutrofizados por filtração direta com filtro autolimpante, coordenador Maurício Luiz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.

5. Uso associado de técnicas computacionais e de experimentação voltado ao gerenciamento de perdas em sistemas de abastecimento de água, coordenador Peter Batista Cheung, Universidade Federal de Santa Catarina.

6. Pós-tratamento de esgotos usando filtro raiz em áreas alagáveis, coordenador Alex Fabiano Ribeiro de Magalhães, Fundação Centro de Análise, Pesquisa e Inovação Tecnológica.

7. Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de Wetlands - Fluxo Superficial, Vertical e Sub-superficial - utilizados para o tratamento de efluentes pluviais contaminados por poluição, coordenador Marcos Von Sperling, Universidade Federal de Minas Gerais.

8. Tecnologia de tratamento de lodo de tanque séptico unifamiliar conjuntamente com resíduos sólidos orgânicos para municípios de pequeno porte do semi-árido paraibano - TECTRALORO, coordenador José Tavares de Sousa, Universidade Estadual da Paraíba.

9. Avaliação Operacional e da Eficiência de Lagoas de Estabilização no Estado do RN – ALERN, coordenador André Luis Calado Araújo, Centro Federal de Educação Tecnológica do Rio Grande do Norte.

10. Alternativas de Gerenciamento Seguro de Lodos de Esgotos sob a Ótica do Saneamento Descentralizado, coordenador Luiz Sérgio Philippi, Universidade Federal de Santa Catarina.

11. Adaptação de Parâmetros de Projeto para Lagoas de Estabilização Aplicáveis às Condições Climáticas da Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe, Região Meio-Oeste do Estado de Santa Catarina / LAGPEIXE, coordenador Dirceu Scaratti, Universidade do Oeste de Santa Catarina.

12. Modelos de Gestão dos Serviços de Saneamento no Brasil: Limites e Possibilidades, coordenador Luiz Roberto Santos Moraes, Universidade Federal da Bahia.

13. Participação e mobilização Social: Metodologia em ações educativas para o saneamento ambiental para pequenos municípios, coordenador Sandra Maria Furiam Dias, Universidade Estadual de Feira de Santana.

14. Avaliação comparativa de gestão de serviços de saneamento em diferentes modelos institucionais. Estudo em três municípios do Espírito Santo - GESANTO, coordenador Léo Heller, Universidade Federal de Minas Gerais.

15. Saneamento Ambiental, Sustentabilidade e Permacultura em Assentamentos Rurais/Samspar, coordenador Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira, Universidade Federal de São Carlos.

## **Edital 001/2011**

1. Sistemas de tratamento para desfluoretação parcial de águas subterrâneas com presença de flúor superior à estabelecida na Portaria MS nº 518/2004, Adilson Ben da Costa, Universidade de Santa Cruz do Sul.

2. Instrumentos metodológicos para estimular a formação de consórcios públicos voltados para gestão integrada dos serviços de saneamento, Ana Lucia Nogueira de Paiva Brito, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

3. Avaliação de alternativas de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, André Luis Calado Araújo, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

4. Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização por meio de filtração em pedregulho visando à remoção de cianobactérias, Ariuska Karla Barbosa Amorim, Universidade de Brasília.

5. Metodologia para formulação de consórcios para gestão integrada em saneamento ambiental, Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira, Universidade Federal de São Carlos.

6. Desenvolvimento de biofiltro com meio suporte constituído de lodo desidratado e escória de alto forno para a remoção simultânea de sulfeto de hidrogênio e metano presentes no gás residual de reatores anaeróbios, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Universidade Federal de Minas Gerais.

7. Coleta seletiva: modelos de gestão com e sem inclusão de catadores, vantagens e desvantagens na perspectiva da sustentabilidade, Claudio Fernando Mahler, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

8. Desenvolvimento de um sistema de monitoramento eletrônico in situ de água usando tecnologia de rede de sensores sem fio alimentada com energia solar, Ernane Jose Xavier Costa, Universidade de São Paulo.

9. Coleta seletiva; modelos de gestão com e sem inclusão de catadores, vantagens e desvantagens na perspectiva da sustentabilidade, Helena Ribeiro, Universidade de São Paulo.

10. Avaliação de um sistema de tratamento de água convencional na remoção de cianobactérias e cianotoxinas: estudo de caso, SAMAE, Caxias do Sul, RS; João Sarkis Yunes; Universidade Federal do Rio Grande.

11. Metodologia para implantação de Programa de Educação e Mobilização Sócio-Ambiental para melhoria do Saneamento em áreas de Reforma Agrária no Brasil, Karla Emmanuela Ribeiro Hora, Universidade Federal de Goiás.

12. Avaliação da eficiência da filtração lenta com retrolavagem, na remoção de protozoários (Giárdia e Cryptosporidium), como tratamento de água para consumo humano, Maurício Luíz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.

13. Modelo de gestão de resíduos sólidos para cinco assentamentos no município de Palmas, Paula Benevides de Moraes, Universidade Federal do Tocantins.

14. Desenvolvimento de uma ferramenta para o processo de planejamento, implementação e gestão de sistemas sustentáveis de saneamento para comunidades isoladas, Paula Loureiro Paulo, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

15. Filtros plantados com macrófitas (WETLANDS construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos/Wetlands Videira, Paulo Belli Filho, Universidade Federal de Santa Catarina.

16. Metodologia para fortalecimento do controle social na gestão em saneamento, Pedro Roberto Jacobi, Universidade de São Paulo.

17. Tratamento de água por Filtração em Margem para o abastecimento de populações dispersas e pequenas comunidades, Ramon Lucas Dalsasso, Universidade Federal de Santa Catarina.

18. Barreiras sanitárias para proteção da qualidade da água armazenada em cisternas – BARCISTER, Sávia Gavazza dos Santos Pessoa, Universidade Federal de Pernambuco.

19. Desenvolvimento de sistema Cromofluorogenico Qualitativo (P/A) de avaliação de microcistina visando o suporte as ações de vigilância a qualidade de águas (MICROCIST), Sérvio Túlio Alves Cassini, Universidade Federal do Espírito do Santo.

20. Tratamento de águas com excesso de ânions fluoreto e nitrato utilizando HDLs, argilas e zeólitas como adsorventes, Sibebe Berenice Castellã Pergher, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

21. Análise do Serviço Integrado de Saneamento Rural – SISAR, da Companhia de Água e Esgoto do Ceará, em sua dimensão político-institucional, Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima, Universidade Federal de Minas Gerais.

22. Tratamento simplificado de águas superficiais com alta turbidez para abastecimento de pequenas comunidades localizadas em Várzeas, Válter Lúcio de Pádua, Universidade Federal de Minas Gerais.



## **Programa de pesquisa em saúde e saneamento**

### **Comitê Científico**

#### **Ruy Gomide Barreira**

Coordenador Geral do Comitê  
Diretor do Densp/Funasa/MS

#### **Patrícia Valeria Vaz Areal** (suplente)

Coordenadora Geral  
Cgcot/Densp/Funasa/MS

#### **Filomena Kotaka**

Secretaria Executiva  
Codet/Cgcot/Densp/Funasa

#### **Selma Irene Antonio** (suplente)

Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

#### **Mara Lúcia Carneiro Oliveira**

Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS)

#### **Carlos Florêncio Corvalan** (suplente)

Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS)

#### **Odir Clécio da Cruz Roque**

Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz)/MS

#### **Simone Cynamon Cohen** (suplente)

Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz)/MS

#### **Anna Virgínia Muniz Machado**

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)

#### **Marco Antônio de Souza** (suplente)

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)

#### **Paulo Sérgio Scalize**

Associação dos Serviços Municipais de Saneamento (Assemæ)

#### **Clóvis do Nascimento Filho** (suplente)

Associação dos Serviços Municipais de Saneamento (Assemæ)

**Ana Maria Barbosa Silva**

Financiadora de Estudos e Projetos – Finep/MCT

**Célia Maria Poppe de Figueiredo** (suplente)

Financiadora de Estudos e Projetos - Finep/MCT

**Cícero Onofre de Andrade Neto**

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

**Paula Dias Bevilacqua**

Universidade Federal de Viçosa (UFV)

**Luiz Antônio Daniel**

Escola de Engenharia de São Carlos/USP

**Alexandre Araújo Godeiro Carlos** (suplente)

Ministério das Cidades

**Álvaro Bittencourt Henrique Silva**

Cgesa/Densp/Funasa/MS

José Antônio da Motta Ribeiro (**suplente**)

Suest-SP/Funasa/MS

**Vilma Ramos Feitosa**

Desam/Funasa/MS

**Everaldo Resende Silva** (suplente)

Cgesa/Densp/Funasa/MS

**Francisco de Assis Quintieri**

Suest-RJ/Funasa/MS

**Rainier Pedraça Azevedo** (suplente)

Suest-AM/Funasa/MS

**Marcelo Libânio Coutinho**

Suest-MG/Funasa/MS

**Colaboradores (ex-membros do Comitê Científico e instituições que representavam)**

**Aldo Pacheco Ferreira** - Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz/MS

**Ana Maria Nogueira** - Financiadora de Estudos e Projetos – Finep/MCT

**Andréa Gonçalves Fujichima** - Decit/Ministério da Saúde

**Angélica Rogério de Miranda Pontes** - Decit/ Ministério da Saúde

**Antônio da Costa Miranda** - Associação dos Serviços Municipais de Saneamento - Assemae

**Cristiana Maria Toscano** - Decit/ Ministério da Saúde

**Cristina Célia Silveira Brandão** - Universidade de Brasília - UnB

**Daniela Buosi** - Decit/ Ministério da Saúde

**Elizabeth Pinto Guedes** - Financiadora de Estudos e Projetos – Finep/MCT

**Iván Estribí Fonseca** - Organização Pan-Americana da Saúde – OPAS

**Jacira Azevedo Câncio** - Organização Pan-Americana da Saúde - OPAS

**Jazielli de Carvalho Sá** - Associação dos Serviços Municipais de Saneamento – Assemae

**José Raimundo Machado** - Diretor do Densp/Funasa/MS

**Kátia Regina Ern** - Diretora do Densp/Funasa/MS

**Luiz Roberto Santos Moraes** - Universidade Federal da Bahia (UFBA)

**Maria Lúcia Prest Martelli** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa

**Norma Lúcia de Carvalho** - Ministério das Cidades

**Ana Paula Neiva** (suplente) - Ministério das Cidades

**Regina Célia Borges de Lucena**- Decit/ Ministério da Saúde

**Rosane Radunz Coimbra** - Associação dos Serviços Municipais de Saneamento - Assemae

**Sadi Coutinho Filho** - Diretor do Densp/Funasa/MS

**Sérgio Antônio Gonçalves** - Associação dos Serviços Municipais de Saneamento - Assemae

**Teófilo Carlos Nascimento Monteiro** - Fundação Oswaldo Cruz - Fiocruz/MS

**Vanessa Guimarães Machado** - Decit/ Ministério da Saúde

### **Coordenação do Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento**

**Patrícia Valéria Vaz Areal** - Coordenadora Geral – Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Filomena Kotaka** - Coordenadora - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Alexandra Lima da Costa** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Ana Lúcia Magalhães Mariani** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Maria das Graças Dias** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Rosa Maria Vahia Terzella** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Selma Irene Antonio** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

### **Consultores Ad Hoc**

**Ariuska Karla Barbosa Amorim** - UNB

**Henio Normando de Souza Melo** - UFRN

**José Boaventura Teixeira Teixeira** - Cgesa/Densp/Funasa/MS

**Sérgio Rolim Mendonça** - UFPB

**Sandra M. F. de O. e Azevedo** - UFRJ

### **Supervisores**

**Álvaro Bittencourt Henrique Silva** – Desam/Funasa/MS

**Carlos Ossamu Ogawa** – Suest – PR/Funasa/MS

**Luiz Antonio Araujo da Silva** - Suest-BA/Funasa/MS

**Manoel Bernardo da Motta Ribeiro** - Suest-RS/Funasa/MS

**Nilza Naoko Kohari** - Suest -PR/Funasa/MS

**Roberto Barbosa Alvim** - Suest -MG/Funasa/MS

**Sadi Coutinho Filho** - Suest -PR/Funasa/MS

### **Elaboração**

**Filomena Kotaka** - Coordenadora - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Jaqueline Francischetti Zago** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Rosa Maria Vahia Terzella** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

**Theodulo Cerqueira de Almeida Neto** – Suest – BA/Funasa/MS

**Alexandra Lima da Costa** - Codet/Cgcot/Densp/Funasa/MS

### **Autores**

**Andréa Moura Bernardes** - coordenadora

Professora da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS)

**Marcos Von Sperling** – coordenador

Professor titular da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

**Maurício Luiz Sens** – coordenador

Professor da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

**Patrício Peralta Zamora** - coordenador

Professor associado da Universidade Federal do Paraná (UFPR)

**Sandra Maria Furiam Dias** - coordenadora

Professora titular do Departamento de Tecnologia da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS),

**Luiz Sérgio Philippi** - coordenador

Professor voluntário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)



