



Fundação Nacional de Saúde

CADERNO DE PESQUISA EM ENGENHARIA DE SAÚDE PÚBLICA

2º

Fundação Nacional de Saúde

**2º Caderno de Pesquisa em Engenharia de
Saúde Pública**

Estudos e Pesquisas

Brasília/DF, 2013

Copyright © 2006 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 – 2ª reimpressão – 2013 – 2.000 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.
2º Caderno de pesquisa de engenharia de saúde pública / Fundação Nacional de Saúde. –
Brasília: **Funasa**, 2013.
208 p. : il

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

CDU 614

Títulos para indexação:

Em inglês: 2º Book Research Public in Health Engineering
Em espanhol: 2º Cuaderno de Investigación de Ingeniería en Salud Pública

Sumário

Apresentação	05
Avaliação de métodos de desinfecção de resíduo hospitalar e de seu percolado	07
Avaliação da sustentabilidade técnica e ambiental de aterros sanitários como método de tratamento e de disposição final de resíduos de serviços de saúde	43
Barramento com pneus usados para contenção de solo e água (Bapucosa) e terraceamento com tiras de pneus-(Tetip)	73
Desenvolvimento de um sistema compacto de tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou de pequenas comunidades em áreas rurais (Siscote)	109
Efetividade das ações de saneamento no Estado do Rio Grande do Norte	145
Potencial de floração de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo	159
Anexo 1	197



Apresentação

A Fundação Nacional de Saúde (**Funasa**) desenvolve ações integradas de educação e de prevenção e controle de doenças e outros agravos, provê atendimento integral à saúde dos povos indígenas, bem como atende as demandas do setor saúde em saneamento. A missão da Funasa é “Realizar ações de saneamento ambiental em todos os municípios brasileiros e de atenção integral à saúde indígena, promovendo a saúde pública e a inclusão social, com excelência de gestão, em consonância com o Sistema Único de Saúde - SUS e com as metas de desenvolvimento do milênio”.

Na área de engenharia de saúde pública, a **Funasa** presta apoio técnico e financeiro a projeto, a construção e a operação de sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de drenagem urbana, resíduos sólidos, melhorias sanitárias domiciliares e habitacionais para o controle da doença de Chagas.

Com o fim de encontrar soluções para melhorar suas ações e desenvolver métodos e técnicas que ampliem a capacidade da instituição, foi criado em 2000, o Programa de Desenvolvimento Científico e Tecnológico da **Funasa**. As áreas temáticas contempladas no programa de pesquisa foram: abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos, gestão em engenharia de saúde pública, melhorias sanitárias domiciliares e instalações, melhorias habitacionais para controle da doença de Chagas e engenharia de saúde pública para povos indígenas. Foram publicados 4 editais de convocação de pesquisas, o de nº 001/2000, o de nº 001/2001, o de nº 001/2003 e o de nº 001/2007.

Para selecionar, avaliar, acompanhar e aprovar as pesquisas estabeleceu-se um Comitê Científico constituído de professores e pesquisadores de instituições de ensino e pesquisa e de técnicos da área de saneamento e saúde, sendo subsidiados por consultores externos *ad hoc* e por servidores da **Funasa**.

Entre as instituições executoras das pesquisas, predominam as universidades federais com 79%. Os projetos de pesquisa selecionados e conveniados contemplaram todas áreas temáticas dos editais de convocação, havendo aumento gradativo no total de projetos e recursos financeiros disponibilizados nos 4 editais.

Do total de 67 (sessenta e sete) pesquisas conveniadas (Anexo 1), até 2008, 49 pesquisas foram concluídas.

O Caderno de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública 1, publicado em 2004, contém pesquisas nas áreas de abastecimento de água: “Produção de água potável através de destilação solar natural”, coordenada por Maurício Luiz Sens, da UFSC,

“Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano”, coordenada por Valter Lúcio de Pádua, da UFC, “Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas da região de Cuiabá e Várzea Grande – MT”, coordenador Renato Blat Migliorini, da UFMT; esgotamento sanitário “Disposição no solo como alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto doméstico para pequenas comunidades”, coordenadora Sandra Tédde Santaella, da UFC; gestão em saúde pública “Exclusão sanitária em Belo Horizonte – MG: Caracterização e associação com indicadores de saúde”, coordenador Léo Heller, da UFMG, “Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado”, coordenador André Monteiro Costa, da Fiocruz; “Uso de indicadores quali-quantitativos na avaliação dos serviços de saneamento na cidade de Salvador – BA”, coordenadora Patrícia Campos Borja, da UFBA.

O Caderno de Pesquisas em Engenharia de Saúde Pública 2 apresenta resumos executivos de 6 (seis) pesquisas financiadas pela **Funasa**, do Programa de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, como contribuição à área de engenharia de saúde pública no país. A primeira edição desse Caderno foi impressa em 2006, reunindo pesquisas que finalizaram em períodos diferentes, portanto nessa reimpressão deve ser considerada a legislação da época (por exemplo, Portaria MS nº1469/2000 que já foi substituída pela Portaria MS nº518/2004).

Esta publicação é a segunda de uma série, sendo que novos volumes serão disponibilizados, na forma impressa e na página da **Funasa** (www.funasa.gov.br) no link Publicações/Estudos e Pesquisas, à proporção que as pesquisas forem concluídas e aprovadas.

Avaliação de métodos de desinfecção de resíduo hospitalar e de seu percolado

Sebastião Roberto Soares, (coordenador),
Marielle Feilstrecker Rebelatto, (Mestranda),
Tatiane Furlaneto de Souza.

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

Executora: Universidade Federal de Santa
Catarina (UFSC)

Resumo

A desinfecção de resíduos sólidos de serviços de saúde (RSS), tendo por base um resíduo-tipo, pode ser garantida por microondas comercial, autoclave e cal. Para uma mesma quantidade de resíduos, os métodos citados apresentam particularidades no tocante ao tempo de contato, energia e reagentes consumidos (caso da cal).

O trabalho demonstrou que tempos relativamente pequenos podem ser suficientes para a eliminação de microrganismos (caso de microondas e autoclave) e, por outro lado, há necessidade de consumo de uma grande quantidade de cal, com um tempo longo de contato, para a mesma eficiência de desinfecção dos outros dois métodos.

Métodos menos tradicionais, como radiação ultravioleta e ultrassom, demonstraram-se tecnicamente aplicáveis na desinfecção de resíduos líquidos.

O trabalho foi realizado em escala laboratorial, com cargas de até 1 kg de resíduo. Os resultados são extrapoláveis para situações reais para tal ordem de grandeza.

Palavras-chave : desinfecção, resíduos de serviço de saúde



Abstract

The disinfection of health care waste can be achieved by the use of commercial microwaves, autoclave and lime. For the same amount of residues, the described methods exhibit some special features concerning residence time, energy and consumed reactants (e.g. lime).

The work has shown that relatively small time frames can be sufficient for the elimination of microorganisms (e.g. microwave and autoclave) and, on the other hand, considering the same disinfection efficiency, there is the need for consumption of a greater amount of lime, during a longer residence time, in comparison to the other two methods.

Other less used methods, such as ultraviolet and ultrasound radiation, have proven to be technically applicable to liquid residues disinfection.

The work was carried out in laboratory scale, with residue loads up to 1 kg. The results can be extrapolated to real concrete situations, within the same scale.

Key-words: disinfection, health waste



1 Introdução

O ambiente hospitalar é alvo de preocupação por parte da sociedade devido ao grande número de doentes em um mesmo local e pela diversidade de microrganismos presente nesse ambiente e nos resíduos gerados. A produção destes resíduos é proveniente, principalmente, dos cuidados dispensados aos pacientes e representa um risco de contaminação para os manipuladores. Entretanto, não são apenas os resíduos hospitalares que possuem constituintes infecciosos com potencial de contaminação, mas também os resíduos oriundos de outros estabelecimentos de saúde com constituição semelhante.

Os Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde (RSS) são fontes potenciais de disseminação de doenças, por apresentar uma variedade de microrganismos patogênicos como: bactérias, fungos, vírus, helmintos, oferecendo perigo tanto para a equipe de profissionais dos estabelecimentos de saúde, como para os pacientes, embora representem uma pequena parcela dos resíduos sólidos gerados pela sociedade (SCHNEIDER e ORLANDIN, 2000; MOREL e BERTUSSI FILHO, 1997).

A legislação brasileira atual prevê que os RSS devem ter uma disposição final diferenciada dos resíduos sólidos urbanos, e os custos com sua destinação devem ser arcados pela instituição geradora (Resolução 05/93 do Conama).

Estudos têm demonstrado a resistência dos agentes patogênicos às condições ambientais, caracterizando os riscos, principalmente, da fração infectante. Porém, nem todo RSS pode ser enquadrado como perigoso para a saúde, do volume total de resíduos gerados em um hospital, por exemplo, o estudo realizado no Hospital Universitário de Florianópolis destaca que 73% (massa) podem ser assimilados a resíduos domésticos e os 27% restantes são considerados infecciosos, como os perfuro-cortantes, soros e as vacinas vencidas (SOARES et al., 1997).

Atualmente, o tratamento de RSS conta com várias técnicas, que vão desde processos simples, como a disposição dos resíduos em valas sépticas ou a desinfecção por fervura em água, até métodos mais complexos como a esterilização por radiação ionizante ou não-ionizante, por radiação gama entre outros.

Na busca de contribuições na definição de formas eficientes e eficazes para o tratamento de RSS, este relatório apresenta os resultados da avaliação de diversos procedimentos de desinfecção. O estudo analisou o desempenho, sob uma mesma base, da ação de microondas, autoclave e calagem para a massa de resíduos e de ultra-som e da radiação ultravioleta, para o percolado dos mesmos.

A apresentação deste relatório foi feita considerando cada uma das etapas de trabalho. Assim, para cada um dos procedimentos de desinfecção, foram apresentados uma breve descrição teórica, a metodologia de trabalho e os resultados obtidos.

2 Objetivos

Avaliar a eficiência de resíduo hospitalar infeccioso e no seu percolado desinfecção de pelos métodos de microondas, do autoclave e da cal, da radiação ultravioleta e ultra-som.

2.1 Especificamente

- Utilizar microondas como ferramenta na desinfecção de resíduo hospitalar infeccioso, alterando o tempo e a dose de exposição dos resíduos;
- Avaliar o desempenho de desinfecção utilizando a autoclave na redução da concentração bacteriana de resíduo hospitalar infeccioso;
- Avaliar a eficiência da aplicação de cal na desinfecção de resíduo hospitalar infeccioso, testando diferentes dosagens sobre o resíduo;
- Avaliar o efeito do ultra-som na destruição bacteriana do percolado;
- Verificar a dose de radiação ultravioleta necessária para a inativação bacteriana em percolado de resíduo hospitalar infeccioso.

3 Metodologia

Todas as atividades foram desenvolvidas nas dependências do Laboratório de Microbiologia integrante do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), localizado no Campus Universitário – Florianópolis/SC.

O procedimento experimental consistiu na preparação de um resíduo de referência inoculado especificamente com as bactérias *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*, descrito no item 3.1. A preparação do percolado é apresentada no item 3.3.

Após a preparação deste resíduo foram testadas as ações dos métodos de desinfecção descritos nos itens 3.4 e 3.5 com suas particularidades e parâmetros estudados.

Em todos os métodos de desinfecção foi necessária a preparação de um balão controle para realizar da contagem inicial e final das bactérias comparados com o balão experimental testado, ou seja, controle sem exposição ao método de desinfecção, de forma a obter a concentração inicial de microrganismos para o cálculo da eficiência de desinfecção.

Após a exposição aos métodos de desinfecção foram realizadas as diluições, plaqueamento e contagem dos balões controle e experimental. Os procedimentos que foram realizados para a diluição, plaqueamento e contagem estão descritos nos itens 3.6 e 3.7.

Com os resultados obtidos através da contagem tornou-se possível calcular a concentração de microrganismos utilizando o método "*surface ou spread plate*", descrito no item 3.8.

Foram realizadas análises complementares, como o oxigênio dissolvido (OD), temperatura e potencial hidrogeniônico (pH) dos balões controle e experimental. O acompanhamento da variação do pH tem o intuito de verificar se o valor está dentro da faixa ideal para as bactérias em estudo e se o grupo experimental submetido aos métodos de desinfecção comparados com o grupo controle apresentaria um valor de pH diferente. O mesmo se dá para o parâmetro OD. O objetivo da medição da temperatura, por sua vez, é verificar a sua influência no comportamento das bactérias.

3.1 Preparação do resíduo utilizado

Este item é comum a todos os métodos de desinfecção, mostrando as proporções dos componentes da fração sólida e fração líquida para preparação do resíduo onde variou sua massa de 50 a 1000 gramas.

Para simulação do percolado utilizou-se a massa de 150 gramas para fazer o resíduo infeccioso padrão, como base para simulação.

O resíduo infeccioso tipo utilizado na parte experimental foi baseado no levantamento realizado por Silva (2000), apresentadas nas tabelas 3.1 e 3.2 e na figura 3.1.

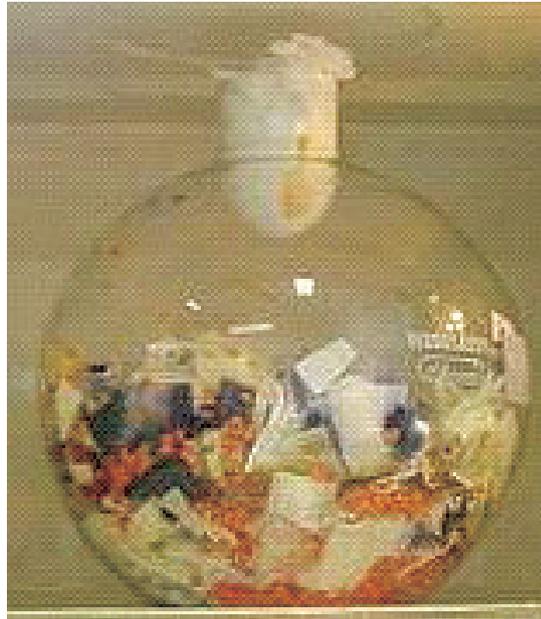
Tabela 3.1 – Composição da fração sólida do resíduo

Material	Quantidade para o resíduo					
	50g	100 g	150 g	250 g	500 g	1000 g
Algodão						
Gaze	4,63	9,26	13,89	23,15	46,30	92,60
Algodão hidrófilo	4,63	9,26	13,89	23,15	46,30	92,60
Látex - Luvas	9,84	19,68	29,53	49,2	98,40	196,80
Plástico						
Não filme	13,48	26,97	40,46	67,4	134,80	269,70
Filme	3,94	7,87	11,81	19,7	39,40	78,70
Papel						
Ofício	8,24	16,48	24,73	41,2	82,40	164,80
Cartão	0,66	1,34	1,99	3,3	6,66	13,40
Vidro - pérolas	0,96	1,91	2,87	4,8	9,60	19,10
Adesivos						
Esparadrapo comum	1,67	3,34	5,01	8,35	16,70	33,40
Fita crepe	1,67	3,34	5,01	8,35	16,70	33,40
Alumínio – Papel alumínio	0,16	0,33	0,49	0,8	1,60	3,30
Outros						
Madeira –Palitos	0,06	0,11	0,16	0,30	0,60	1,10
Lã de aço	0,06	0,11	0,16	0,30	0,60	1,10
Total	50 g	100 g	150 g	250 g	500 g	1000g

Tabela 3.2 – Composição da fração líquida do resíduo

Material	Quantidade para o resíduo					
	50g	100 g	150 g	250 g	500 g	1000 g
Soro Fisiológico	8,58	17,16	25,74	42,9	85,80	171,60
Urina	3,57	7,14	10,71	17,85	35,70	71,40
Sangue	3,57	7,14	10,71	17,85	35,70	71,40
PVPI	3,57	7,14	10,71	17,85	35,70	71,40
Solução inóculo de <i>E. coli</i>	0,713	1,43	2,14	3,565	7,13	14,30
Solução inóculo de <i>P. aeruginosa</i>	0,713	1,43	2,14	3,565	7,13	14,30
Solução inóculo de <i>S. aureus</i>	0,713	1,43	2,14	3,565	7,13	14,30
Total	21,43 mL	42,87mL	64,29 mL	107,15mL	214,30mL	428,70mL

Figura 3.1 – Resíduo-tipo utilizado



Para a preparação do resíduo infeccioso padrão, cada componente da fração sólida foi pesado e cortado, separadamente e, em seguida, colocado em um balão de fundo chato, ou no pote plástico ou em cartuchos autoclaváveis, de acordo com o método de desinfecção. Todos esses componentes foram esterilizados em autoclave a 121°C e a 1 atmosfera durante 30 minutos. Com a fração sólida estéril, adicionou-se, um a um dos elementos da fração líquida, bem como o inóculo de cada cepa bacteriana.

Na parte experimental do forno de microondas foi retirado o papel alumínio e a lã de aço, do resíduo infeccioso padrão.

3.2 Preparação da solução inóculo

Segundo Silva (2000), a *E. coli* permanece a bactéria mais comumente isolada, a *P. aeruginosa* é o segundo patógeno gram-negativo mais comumente isolado em muitos hospitais e o *S. aureus* permanece o patógeno gram-positivo dominante, representando um grande problema para o controle de infecções hospitalares. Estas três bactérias evidenciam sua importância nas infecções hospitalares e nesta pesquisa para métodos de desinfecção.

Na solução inóculo foram utilizadas cepas padrão liofilizadas da *American Type Culture Collections* (ATCC), sendo ATCC 25922 para *E. coli*, ATCC 27853 para *P. aeruginosa* e ATCC 25923 para *S. aureus*, adquiridas no Laboratório Laborclin (figura 3.2).

Figura 3.2 – Frascos contendo as cepas liofilizadas utilizadas na preparação do inóculo



Antes de serem adicionadas ao resíduo, as cepas foram reidratadas com 2 a 3 mL de B.H.I. (Brain Heart Infusion) estéril e incubadas por 18 a 24 horas a 36 °C. Após esse período as cepas foram semeadas em meio Agar Sangue (não seletivo) e incubadas em estufa bacteriológica por 24 horas a 36 °C para obtenção de colônias isoladas. Transcorrido esse período retirou-se uma colônia de tamanho médio de cada placa, com o auxílio de uma alça bacteriológica, e transferiu-se para tubos contendo que poderia ter um volume de 5 a 30 mL de meio B.H.I., variando de acordo com a proporção utilizada na massa do resíduo que seria preparado. Os tubos foram incubados a 36 °C por um período de 18 a 26 horas, conforme o tempo necessário para cada espécie atingir a solução inóculo com concentração desejada de 10⁷ – 10⁸ UFC/mL, apresentado na tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Microrganismos utilizados e período de incubação dos mesmos

Microrganismos	Cepas	Período de incubação
<i>Escherichia coli</i>	ATCC 25922	22 horas
<i>Staphylococcus aureus</i>	ATCC 25923	24 horas
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	ATCC 27853	26 horas

3.3 Preparação do percolado utilizado

Para a preparação do percolado foi utilizado um reator de fluxo contínuo que foi baseado em Barella (2002).

O reator de fluxo contínuo que recebeu alimentação de água destilada (previamente esterilizada em autoclave a 121 °C por 30 minutos) armazenada em um balão volumétrico por meio de uma bomba peristáltica. O reator constituía-se em uma coluna de vidro transparente. Na sua parte superior havia uma tampa de vidro isolando o sistema de influências externas, fragmentos ou partículas, que poderiam contaminar o experimento. Nessa tampa havia uma pequena abertura onde foi inserida uma mangueira de silicone, permitindo a entrada de água no sistema. Abaixo da tampa de vidro foi colocado um dispositivo de vidro com aberturas laterais para distribuição homogênea da água no resíduo, que foi disposto na coluna de vidro. Para dar sustentação aos resíduos foi acoplada, na base da coluna, uma tela de malha fina, com uma camada de silicone a sua volta, impedindo que os mesmos obstruíssem a saída do percolado.

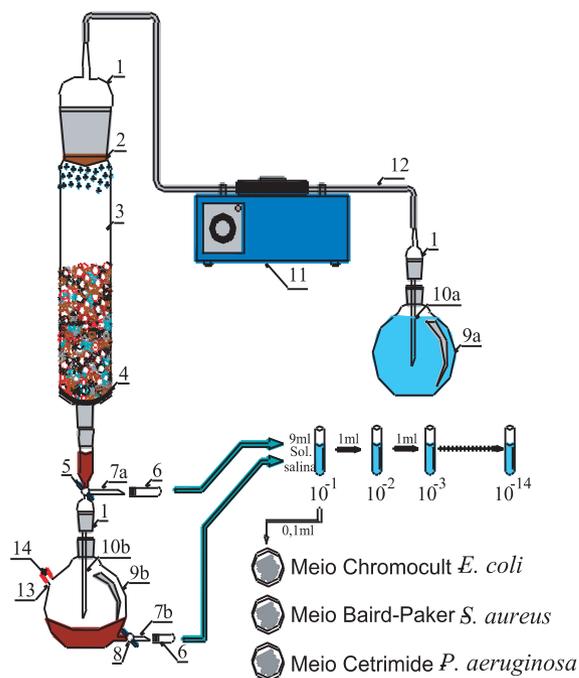
Aplicou-se um volume diário de 50 mL de água destilada até que houvesse a formação de percolado (3º dia), a partir deste momento o volume diário passou a ser de 40 mL.

A saída do percolado foi conduzida no sentido, onde o percolado acumula-se em um balão volumétrico de fundo chato para posterior coleta. A figura 3.5 mostra a retirada do percolado acumulado retirado para realizar o experimento.

No interior do balão de fundo chato foi disposta uma barra magnética e abaixo do reator um agitador eletrônico com o objetivo de misturar o percolado. A aeração do percolado acumulado, através de barra magnética, foi feita diariamente durante um período de aproximadamente 8 horas. A aeração é importante para manter o oxigênio dissolvido no percolado acumulado, para que não ocorra interferência no crescimento bacteriano, pois com falta de oxigênio no percolado pode ocorrer uma competição entre elas.

Todas as peças que compõem o reator foram esterilizadas em autoclave vertical (marca Phoenix, modelo SD-137) a 121 °C e a 1 atmosfera por 30 minutos, separadamente, com exceção da tela de malha fina que foi esterilizada na capela de fluxo laminar com raio ultravioleta por 30 minutos. Na figura 3.3 pode-se visualizar o esquema do reator de fluxo contínuo e na figura 3.4 foto do seu funcionamento.

Figura 3.3 – Esquema do reator de fluxo contínuo



Legenda

1. Tampas de vidro;
2. Sistema para distribuição homogênea de água;
3. Coluna de vidro transparente, com 100 mm de diâmetro e 500 mm de altura;
4. Tela de aço inox flexível, para dar suporte aos resíduos;
5. Torneira de 3 vias;
6. Tampa de vidro, para proteger o local de coleta do percolado;
7. Ponto de Coleta percolado a) imediato b) acumulado
8. Torneira de 2 vias;
9. Balão volumétrico com fundo chato de 2 L: a) reservatório de água – b) reservatório do percolado;
10. Canalículo de vidro adaptado na tampa: a) para ajudar na saída de água – b) para levar o percolado diretamente ao fundo do balão;
11. Bomba de coleta peristáltica;
12. Mangueira flexível de silicone, com diâmetro: interno – 3 mm e externo – 5 mm;
13. Tubo de retorno;
14. Tampa de borracha, para que o líquido retorne via injeção.

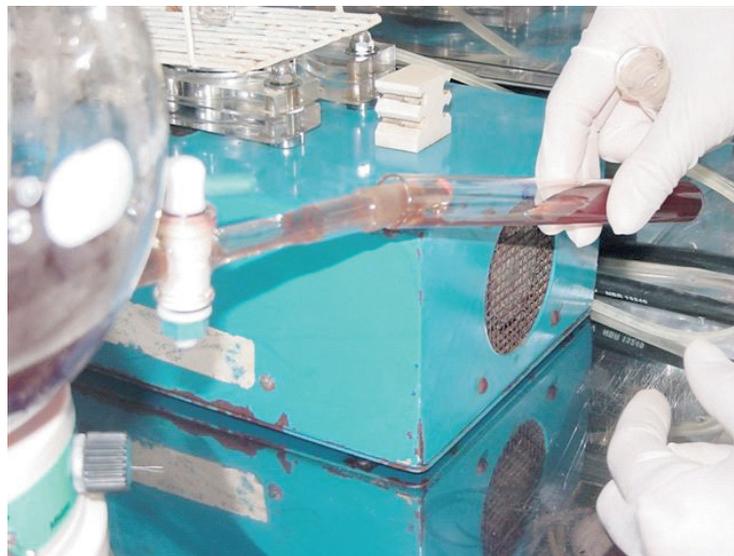
Após a preparação do resíduo infeccioso padrão e a montagem do reator, este foi mantido em temperatura controlada, na estufa BOD (marca Nova Ética, modelo 411/D) a 25 °C, durante todo o período de simulação, sendo retirado da estufa o percolado no momento do experimento. A figura 3.4 mostra o reator de fluxo contínuo na câmara BOD e o percolado acumulado no balão.

Figura 3.4 – Foto do reator em funcionamento



O resíduo infeccioso tipo utilizado na coluna para produzir o percolado está descrito no item 3.1 (figura 3.5). A quantidade foi de 150 gramas.

Figura 3.5 – Foto do percolado acumulado coletado



3.4 Aplicação dos métodos de desinfecção – resíduo sólido

A figura 3.6 mostra o esquema utilizado para o resíduo infeccioso padrão nos equipamentos de microondas e autoclave. Na figura 3.7 é apresentado o esquema para desinfecção com a utilização da cal.

Figura 3.6 – Esquema da metodologia utilizada nos métodos de microondas e autoclave

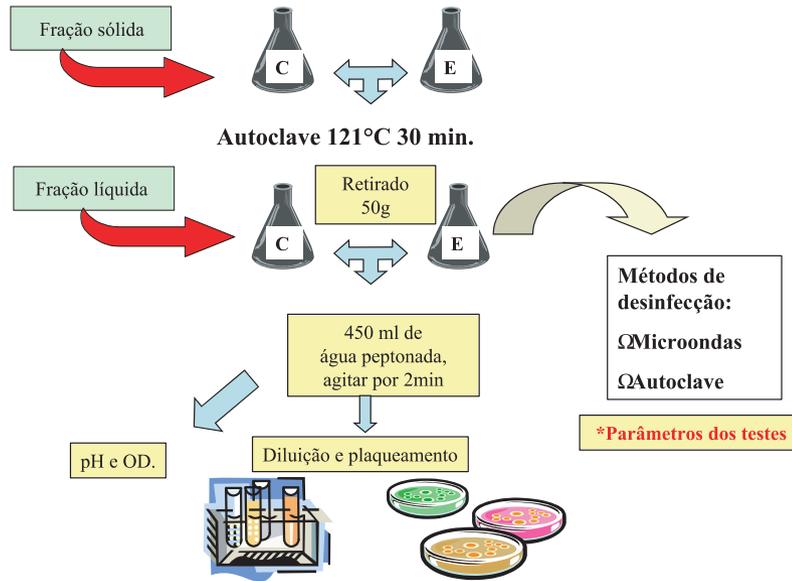
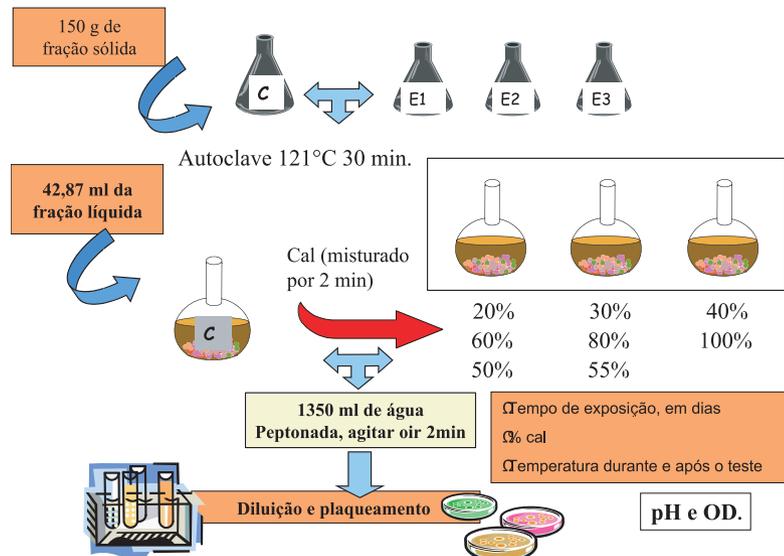


Figura 3.7 – Esquema da metodologia utilizada no método de desinfecção com a cal



3.4.1 Microondas

O resíduo (descrito no item 3.1) foi submetido às ações das microondas empregando um equipamento de microondas comercial. Foram analisados os parâmetros: tempo de exposição, potência do equipamento, massa de resíduo e o material do recipiente. Conforme a figura 3.6, o experimento foi dividido em:

A primeira etapa consistiu em definir o melhor de tempo e a melhor potência de desinfecção utilizando uma massa de resíduo de 50 gramas. O balão de fundo chato contendo o resíduo infeccioso foi colocado no centro do prato giratório do forno de microondas de forma a padronizar o experimento e foram testados os tempos de 30, 45 e 60 segundos submetido às potências de 900 W e 450 W.

Após a fixação do melhor tempo de exposição e potência, foi realizada a segunda parte do experimento que consistiu em variar a massa do resíduo em 100, 250 e 500 gramas, utilizando um balão de vidro.

Como a desinfecção dos microrganismos de referência não foi completa para a massa de 500 gramas, foi realizada uma terceira parte experimental que consistiu em buscar o tempo necessário para desinfecção.

Na quarta etapa da parte experimental foi utilizado outro material para o recipiente, pote de plástico da marca Sanremo Vac freezer, material é polipropileno (PP), onde foi possível variar a massa de resíduo de 50 gramas até 1000 gramas, com potência de 900W e com tempo exposição de 90s até 300s.

3.4.2 Autoclave

A primeira etapa da parte experimental consistiu em definir o melhor de tempo de desinfecção e melhor temperatura variando as massas dos resíduos de 50 a 500 gramas utilizando como recipiente um balão de vidro de fundo chato contendo o resíduo infeccioso fechado com tampão de algodão. O gargalo foi revestido com papel Kraft e papel alumínio e fita indicadora de esterilização da 3M. O recipiente foi colocado no centro do equipamento de forma a padronizar os experimentos e foram testados nos tempos de exposição de 1 a 10 minutos e com temperatura na autoclave de 121 °C e pressão de 1 atm.

A segunda etapa da parte experimental consistiu em determinar o menor tempo de desinfecção com a temperatura de 132 °C e pressão de 2 atm, utilizando balão de vidro fechado com tampão de algodão.

A terceira etapa da parte experimental consistiu em determinar o menor tempo de desinfecção com a temperatura de 121 °C e pressão de 1 atm, porém alterando o

recipiente, utilizando cartuchos para autoclavagem da marca Newprov, com espessura de 3,5 micra, de cor transparente, e resistência térmica de 121°C com capacidade de 20 litros. Foram utilizadas amostras com massas variando entre 50 e 1000 gramas. O cartucho contendo o resíduo infeccioso foi colocado de forma a não entrar em contato com as paredes do equipamento, e fechado com uma fita adesiva de esterilização da 3M. Foi mantida uma pequena abertura no cartucho para o vapor entrar em contato como resíduo. Foram testados os tempos de 1 a 10 minutos. Estes cartuchos de plástico se fundem entre 130-134 °C. Portanto não podem ser utilizados em temperaturas superiores a 121 °C.

Segundo Fernandes et al. (2000), estes sacos, embora desenvolvidos especialmente para serem usados em autoclaves, tem efeito negativo na penetração do vapor devido sua baixa condutividade térmica. Para melhorar a eficiência dos sacos, seria recomendado que eles tivessem uma pequena abertura no momento de serem autoclavados, além de um pouco de líquido no interior do resíduo para melhorar a condutividade térmica no aquecimento, principalmente quando contiver resíduos que exigem efetivamente a esterilização.

3.4.3 Calagem

O esquema com a desinfecção com a cal estão resumidas na figura 3.7. Na primeira etapa do procedimento experimental consistiu em avaliar a redução bacteriana do resíduo infeccioso padrão, cuja massa fixa foi de 150 g, utilizando percentagens em massa de cal de 20%, 30% e 40% por um período de 30 e 45 dias. A cal hidratada utilizada foi da marca GULIN e segundo a NBR 7175 classificada como CHIII. O balão de vidro de fundo chato contendo o resíduo infeccioso controle e os experimentos com a cal foram colocados em uma caixa de madeira com frestas de forma a padronizar os experimentos, ou seja, que tenha repetibilidade nos testes. E a temperatura ambiente do laboratório foi de 25 ±5°C. Na figura 3.8 está a foto com os experimentos na caixa de madeira, como ficavam no laboratório.

A segunda etapa da parte experimental consistiu em avaliar uma concentração alta de cal no resíduo, com as percentagens de 60, 80 e 100% e reduzindo o tempo de exposição em 15 dias e com 7 dias .

Após avaliar as percentagens de 60, 80 e 100%, buscou-se reduzir as percentagens mantendo o tempo de exposição de 15 dias, nesta terceira etapa da parte experimental adotou-se as percentagens de cal em 50 e 55% e com período de exposição de 15 dias e com 20 dias .

A quarta etapa da parte experimental considerou a percentagem de 50% e com o tempo de exposição de 7 dias, para avaliar a redução bacteriana do resíduo, com a percentagem ideal e menor tempo.

A análise da temperatura dos balões experimentais foram feitas na primeira etapa, diariamente, como se observou uma pequena variação na temperatura, variando de acordo a temperatura ambiente no dia, as análises foram efetuadas a cada dois dias e na abertura do teste (figura 3.8).

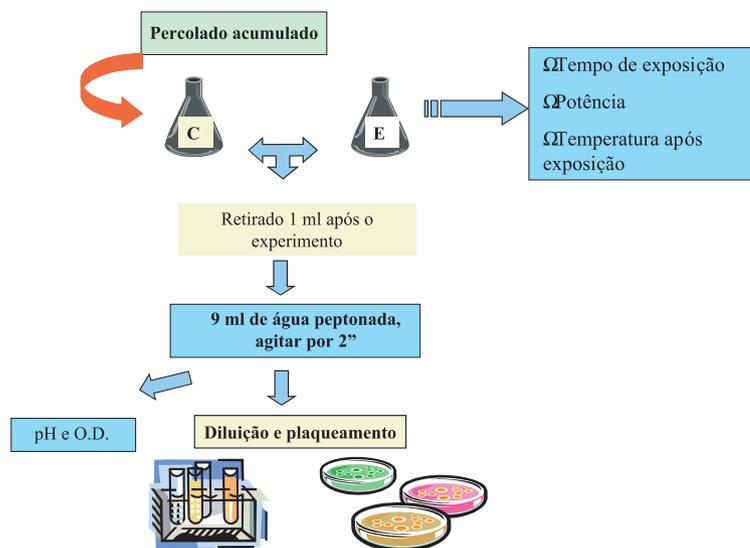
Figura 3.8 – Experimentos com a cal dentro da caixa de madeira



3.5 Aplicação dos métodos de desinfecção - percolado

O procedimento operacional utilizado na desinfecção do percolado com o disruptor de células está apresentado na figura 3.9. Para o disruptor de células ultrassônico o volume variou de 50 a 200 mL.

Figura 3.9 – Procedimento de desinfecção com o disruptor de células



O procedimento experimental consistiu na preparação de um percolado oriundo de um resíduo hospitalar infeccioso inoculado com as bactérias *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*, descrito no item 3.2. O percolado acumulado da simulação laboratorial foi submetido à ação do desruptor de células ultra-sônico, variando o volume e tempo de exposição, mas mantendo a mesma potência 336,6 W.

Considerou-se o volume de percolado acumulado de 50, 100, 150 e 200 mL. O béquer de vidro contendo o percolado, foi colocado de forma que a macro-ponteira do transdutor ficasse imersa o suficiente para evitar bolhas no ar (± 5 mm) no centro do gabinete de forma a padronizar o experimento. A duração do experimento varou de 7 min a 45 min com a potência de 336,6 W (potência máxima do equipamento). A ponteira ficou submersa de acordo com o manual do equipamento.

A análise complementar do oxigênio dissolvido (OD) foi necessário controlar a aeração do percolado por aproximadamente 4 horas diárias.

3.6 Diluição e plaqueamento

A diluição e plaqueamento foram adotados para o resíduo sólido e para o percolado, com algumas diferenças na coleta da primeira diluição.

Retirou-se 50 gramas de várias partes do resíduo e adicionou-se 450 mL de solução salina peptonada (0,1%) com agitação por dois minutos, obtendo-se uma diluição 10^{-1} . Desta mistura foi retirada 1 mL e adicionado em um tubo de ensaio contendo 9 mL de solução salina peptonada (0,1%), agitado em “vórtex” por 30 segundos, obtendo-se a diluição 10^{-2} . Deste tubo foi retirado 1 mL e adicionado a outro tubo contendo 9 mL da solução salina, novamente agitando-o em “vórtex”. Esse procedimento é repetido sucessivamente até a obtenção da diluição desejada, que era 10^{-9} . A figura 3.10 mostra o procedimento de diluição e plaqueamento e a figura 3.11 mostra os tubos de diluição.

De cada uma das diluições, utilizando-se micropipetadores de 0-200 μ L, transferiu-se 100 μ L ou 0,1 mL para as placas com os meios seletivos, específicos para cada espécie: meio *Chromocult* para *E. coli*, *Baird-Parker* para *S. aureus* e *Cetrimide* para *P. aeruginosa*. Esses meios permitem o crescimento seletivo dos microrganismos desejados. O volume transferido foi espalhado com o auxílio de alças de Drigalsky até sua completa absorção, sendo a transferência realizada sempre da maior para a menor diluição. Para as placas com crescimento estimado de 30-300 colônias foram realizadas duplicatas de cada espécie bacteriana, obtendo-se resultados finais mais confiáveis. As placas foram mantidas em estufa bacteriológica (marca Quimis, modelo Q316-B) a 35-37 °C por 24 horas, de acordo com a figura 3.12.

Para as massas de 50 e 100g foram repetidas duas séries de diluições e plaqueamento, coletado da mistura do resíduo com a solução salina peptonada (0,1%). Para massa de 250 g foram retirados três porções de 50 gramas e feito diluição e plaqueamento de cada balão com a mistura. Para massa de 500 e 1000 gramas foram retiradas quatro porções de 50 gramas e realizando os procedimentos seguintes.

- Para os experimentos com a cal, foi adicionado no balão 1250 mL de solução salina peptonada (0,1%), e fazendo em duplicata as diluições e plaqueamento.
- Para o experimento com ultra-som, foi retirado 1 mL do percolado acumulado e adicionado ao tubo de ensaio contendo 9 mL de solução salina peptonada (0,1%) que era agitado por 30 segundos no ‘vortex’, obtendo assim a diluição 10^{-1} . Retirava-se novamente 1 mL da e adicionado em um tubo de ensaio contendo 9 mL de solução salina peptonada (0,1%), agitado em “vórtex” por 30 segundos, obtendo-se a diluição 10^{-2} . As diluições sucessivas seguiram o mesmo padrão até a diluição 10^{-9} . Neste experimento as diluições foram feitas em triplicatas.

Figura 3.10 – Preparação para a realização das diluições



Figura 3.11 – Tubo das diluições



Figura 3.12 - Placas Incubadas na Estufa Bacteriológica



3.7 Contagem bacteriana

Após 24 horas de incubação em estufa bacteriológica, foram realizadas as contagens das placas. Consideram-se como representativas aquelas que apresentaram entre 30 e 300 colônias (PELCZAR et al., 1997 e CAPPUCCINO e SHERMAN, 1996).

Os resultados são expressos em unidades formadoras de colônias (UFC/mL).

A partir do número de UFC é possível fazer uma relação com o número de colônias existentes na placa, mas não do número de células que formam as colônias, que podem ser constituídas tanto por células individuais como agrupamentos característicos de certos microrganismos, como pares, tétrades, cachos, cadeias etc (SILVA, JUNQUEIRA e SILVEIRA, 1997). A UFC pode ser expressa por grama, quando se parte de um meio sólido, ou por mL partindo-se de um meio líquido.

A contagem de colônias de microrganismos parte do pressuposto de que cada célula microbiana, em uma amostra, irá formar colônias visíveis e separadas, quando misturadas com ágar ou outro meio sólido (SILVA, JUNQUEIRA e SILVEIRA, 1997). Entretanto, a contagem microbiológica em meios de cultura deve sempre ser encarada como uma estimativa e não como contagem absoluta. Os meios e condições ideais para o crescimento podem variar de um material para outro.

No caso dos resíduos de serviços de saúde e para seu percolado utilizou-se o método “*surface ou spread plate*”, que consiste no plaqueamento por distribuição na superfície, adaptado do *Compendium of Methods for the Microbiological Examination of Foods* (APHA, 1992), uma vez que não foi encontrada na literatura consultada metodologia específica para esse tipo de análise. Este método permite melhor visualização das colônias a serem contadas.

3.8 Avaliação da concentração dos microrganismos

A concentração de cada bactéria em estudo foi determinada utilizando-se o método “*surface ou spread plate*”, que consiste no plaqueamento por distribuição na superfície, adaptado do *Compendium of Methods for the Microbiological Examination of Foods* (APHA, 1992). Este método permite melhor visualização das colônias a serem contadas, possibilitando, assim, determinar as concentrações bacterianas.

Uma maneira comum de expressar a concentração de bactérias é em termos de Unidade Formadora de Colônia por mL (UFC/mL), a qual é calculada pela seguinte fórmula:

$$C = \frac{\left(\frac{\text{UFC}}{f} \right)}{d}$$

Onde,

UFC = número de colônias

f = fator de diluição utilizado = 0,1mL

d = diluição que gerou o número de colônias mL = (10^{-x})

C = concentração de bactérias

Cálculo da eficiência de desinfecção

A quantificação de células viáveis que foram submetidas aos métodos de desinfecção ou no grupo controle foi realizada pela técnica de semeadura em placa, empregando-se meio seletivo para cada bactéria e incubação a 35-37 °C por 24-48 h. O plaqueamento foi feito em duplicata, porém para as massas de 500 e 1000 gramas foram feitas em quadruplicatas e a massa de 250 gramas em triplicatas e expressos UFC/mL ou g. Para o percolado foi feito em triplicatas no volume de 50 a 200 mL. Através da equação abaixo calculou-se a taxa de morte dos microrganismos, ou seja a eficiência do método de desinfecção em porcentagem.

$$E(\%) = (\eta_0 - \eta_t) / \eta_0 \times 100$$

onde

η_0 = número de células vivas iniciais e

η_t = número de células vivas ao final da aplicação dos processos.

E = eficiência em porcentagem.

3.9 Avaliação energética

O consumo energético teórico necessário à desinfecção, segundo os diferentes procedimentos é apresentado a seguir.

A avaliação deste consumo foi baseada na potência nominal (teórica) dos equipamentos utilizados e no tempo necessário à desinfecção das amostras de resíduos. Portanto, o consumo energético pode ser expresso pela seguinte equação :

$$W = P \cdot T$$

Onde

W - energia consumida, em Watt.hora ou kWatt.hora;

P - potência do equipamento considerado, em Watts;

T - tempo de utilização do equipamento, em horas.

3.10 Equipamentos

Microondas

Os ensaios de verificação da capacidade desinfetante das microondas sobre as bactérias patogênicas foram realizados em um microondas, marca LG, modelo MS-114MLA, potência máxima de 900 W e uma frequência de 2450 MHz.

Termômetro

A temperatura foi analisada em todos os métodos de desinfecção com um termômetro digital, marca SALVTERM 1200K, com alcance de medição de $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $+1300\text{ }^{\circ}\text{C}$, com precisão de 0,3% da leitura mais $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ na faixa de $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $+1000\text{ }^{\circ}\text{C}$ (figura 3.13).

Figura 3.13 – Medição de temperatura após exposição ao equipamento



Oxímetro

O oxigênio dissolvido (OD) foi analisado com o oxímetro, marca SOLAR, modelo SL – 510.

pHmetro

A leitura do pH foi realizada com um pHmetro microprocessado, marca QUIMIS e modelo Q-400M.

Autoclave

Os ensaios de verificação da capacidade desinfetante da autoclave sobre as bactérias patogênicas foram realizados em uma autoclave horizontal de bancada PHOENIX modelo AB-25 (figura 3.14). O seu funcionamento é totalmente automático, através de microcontrolador.

Características:

Temperatura de trabalho – 120 °C a 134 °C;

Tempo de esterilização 1 até 60 minutos

Tempo de secagem 1 até 45 minutos;

Controle da temperatura obtida através de uma termoresistência PT-100.

Manômetro com escala atm (kgf/cm²)

Câmara interna em aço inoxidável AISI 304, com capacidade 25 litros, medindo 300 mm de diâmetro por 350 mm de profundidade, revestida externamente com material isolante ao calor;

Potência 1800 W

Dimensões externas 550x540x440 mm

Figura 3.14 – Autoclave



Desruptor de células ultra-sônico

Marca UNIQUE, com potência 340 W e uma frequência de 20 kHz. Para realizar os testes de desinfecção foi colocado a amostra em um bquer de vidro, ajustando o transdutor de forma que a macro-ponteira fique imersa no centro do percolado. Os tempos de exposição acima de 9 minutos, foram realizados aguardando o equipamento soar um bip avisando o fim do ciclo de 9 minutos e era ajustado novamente o tempo que faltava no temporizador, sem abrir o equipamento e nem mexer na amostra.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

As tabelas 4.1 e 4.2 apresentam os tempos de desinfecção para os métodos de microondas, autoclave e cal, e de radiação ultravioleta e ultrassom.

Tabela 4.1 – Tempos de desinfecção com eficiência de 100% para os métodos de microondas, autoclave e cal

Tempos de desinfecção com eficiência de 100%								
Massa de RSS (g)	Microondas (900W)	Microondas (900W)	Autoclave (121°C)	Autoclave (121°C)	Autoclave (132°C)	Cal		
	recipientes					50%	60%	80%
	vidro	plástico	vidro	cartuchos	vidro			
50	45 s	1min 30s	1 min	1 min	60 min	-	-	-
100	1 min	2 min	7 min	1 min	60 min	-	-	-
150	-	-	-	-	60 min	20dias	15dias	7dias
250	1 min 30s	3 min	10 min	1 min	60 min	-	-	-
500	2 min	4 min	10 min	1 min	60 min	-	-	-
1000	-	5 min	-	1 min	-	--	-	-

Tabela 4.2 – Tempos de desinfecção do percolado com eficiência de 100% para os métodos de radiação ultravioleta e ultrassom

Métodos de desinfecção com eficiência de 100%				
Volume do percolado (mL)	Reator de UV ativado com microondas (900W)	Reator de UV ativado com microondas (630W)	Reator de UV ativado com microondas (450W)	Desruptor de células ultrassônico (340 W)
10	1 min	1 min	2 min	-
50	-	-	-	15 min
100	-	-	-	25 min
150	-	-	-	30 min
200	-	-	-	40 min

5 Avaliação econômica

A avaliação econômica que trata o texto a seguir, considera somente os custos operacionais (consumo energético e de reagentes (cal)) dos processos de desinfecção de RSS.

O consumo energético teórico necessário à desinfecção, segundo os diferentes procedimentos é apresentado a seguir.

A avaliação deste consumo foi baseada na potência nominal (teórica) dos equipamentos utilizados e no tempo necessário à desinfecção das amostras de resíduos. Portanto, o consumo energético pode ser expresso pela seguinte equação :

$$W = P \cdot T$$

Onde:

W - energia consumida, em Watt.hora ou kWatt.hora ou kWh;

P - potência do equipamento considerado, em W;

T - tempo de utilização do equipamento, em horas.

Os custos apresentados consideram somente a energia consumida (de R\$ 0,34/kWh). Os custos com aquisição de equipamentos, operação e de manutenção devem ser avaliados para a definição do procedimento a adotar.

5.1 Microondas

Recipiente utilizado para RSS : pote de plástico				
Potência do Equipamento = 900 W				
Massa (g)	Tempo (s)	C. energia (kW)	C. energia (kWh)	R\$ - R\$/kg
50g	90	81,00	0,0225	0,008 – 0,153
100g	120	108,00	0,0300	0,010 – 0,102
250g	180	162,00	0,0450	0,015 – 0,06
500g	240	216,00	0,0600	0,020 – 0,04
1000g	300	270,00	0,0750	0,026 – 0,026

Recipiente utilizado para o RSS: vidro				
Potência do Equipamento= 900 W				
Massa (g)	Tempo (s)	C. energia (kWs)	C. energia (kWh)	R\$ - R\$/kg
50g	45	40,50	0,01125	0,004- 0,08
100g	60	54,00	0,01500	0,005 – 0,05
250g	90	81,00	0,02250	0,008 – 0,032
500g	120	108,00	0,03000	0,010 – 0,020

Recipiente utilizado para o RSS: vidro				
Potência do Equipamento = 450 W				
Massa (g)	Tempo (s)	C. energia (kW)	C. energia (kWh)	R\$ - R\$/kg
50g	60	27,00	0,00750	R\$ 0,003- 0,06

5.2 Com uso da autoclave

Recipiente utilizado para RSS: plástico*				
Potência do equipamento = 1800 W		Temperatura : 121 °C		
Massa (g)	Tempo (s)	C. energia (kWs)	C. energia (kWh)	R\$ - R\$/kg
50g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,60
100g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,10
250g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,04
500g	60	108,00	0,030000	0,010 – 0,02
1000g	60	108,00	0,030000	0,010 – 0,010

*Não inclui o custo de sacos para autoclave

Recipiente utilizado para RSS : vidro		Temperatura : 121 °C		
Massa (g)	Tempo (s)	C. energia (kW/s)	C. energia (kWh)	R\$- R\$/kg
50g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,20
100g	300	540,00	0,150	0,051 – 0,51
250g	480	864,00	0,240	0,082 – 0,328
500g	600	1080,00	0,300	0,102 – 0,204
1000g	-	-	-	-

Recipiente utilizado para RSS : vidro		Temperatura : 132 °C		
Potência do Equipamento= 1800 W				
Massa (g)	Tempo (s)	C. energia (kW)	C. energia (kWh)	R\$ -R\$/kg
50g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,20
100g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,10
250g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,04
500g	60	108,00	0,030	0,010 – 0,02

Para as condições experimentais adotadas, tanto para microondas como para autoclave existe uma tendência à diminuição do consumo unitário de energia com o aumento da carga de resíduos a tratar. Para o microondas a embalagem de vidro favorece a diminuição do custo energético, em comparação às embalagens de plástico. Para a autoclave a embalagem de vidro é menos eficiente que os cartuchos plásticos.

5.3 Uso de Cal

Em relação ao custo da cal hidratada CHIII o preço médio encontrado foi de R\$ 5,00 o saco de 20 kg, ou R\$ 0,25/kg. Na tabela 4.3 os menores valores de porcentagem de cal e com o seu menor tempo de contato, onde foi feita uma simulação do custo com cal por kg de resíduo gerado.

Tabela - Cal. Custos da cal para 1 kg de resíduo

% cal no resíduo	Tempo de contato, em dias	R\$/kg
50%	20	R\$ 0,125
60%	15	R\$ 0,15
80%	7	R\$ 0,20

Quando comparando a utilização de 50% comparado com a de 60% ocorre um aumento no custo de 16,7%, e comparado com 80% de cal um aumento do custo em 37,5%. Porém, deve-se levar em consideração o tempo necessário que a cal precisará para fazer a desinfecção para depois ser levado para um aterro sem risco de contaminação na sua manipulação e destino final.

5.4 Com uso do desruptor de células (ultrassom)

Ponteira utilizada: grossa				
Potência do equipamento = 340 W				
Volume (mL)	Tempo (s)	C. energia (kW)	C. energia (kWh)	Custo (R\$)
50	900	306,00	0,085	0,029
100	1500	510,00	0,142	0,048
150	1800	612,00	0,170	0,058
200	2400	816,00	0,227	0,077

5.5 Radiação ultra-violeta

Para ativação do reator foi utilizado o forno de microondas

Potência máxima do equipamento : 900 W			Volume :10mL	
Potência utilizada	Tempo (s)	C. energia (kW)	C. energia (kWh)	Custo R\$
900 W	60	54,00	0,0150	0,005
630 W	60	37,80	0,0105	0,004
450 W	120	54,00	0,0150	0,005

Tanto no desruptor de células como na radiação o custo é da ordem de R\$ 0,0004/ mL tratado (quando comparados 200 mL em ultrassom e UV a 630 W)

6 Conclusões e recomendações

Todos os procedimentos analisados podem ser considerados eficientes na desinfecção de RSS. As condições de operação, em escala laboratorial, podem ser diretamente extrapoladas para a escala real, na condição que sejam respeitadas as quantidades utilizadas nos ensaios (até 1 kg).

Apresenta-se a seguir algumas considerações específicas aos procedimentos analisados :

Microondas

As vantagens do tratamento de desinfecção com microondas utilizando um forno doméstico são o tempo de exposição com pequenas quantidades de resíduos, a facilidade em manusear o equipamento e os custos de investimento. Ele pode ser utilizado na

própria unidade geradora, ou ser instalado em qualquer lugar (até mesmo unidades móveis) e permite um processo de licenciamento e monitoramento ambiental simples; além do mais, a não emissão de efluentes gasosos ou líquidos, torna-o seguro; ele pode ser operado continuamente, não havendo necessidade de aquecimento ou resfriamento. Entre as desvantagens, pode-se citar a pequena capacidade de operação (máximo 1 kg), a limitação a alguns tipos de resíduos (não permitindo a presença de metais, por exemplo); a não redução de peso, a exigência de um recipiente próprio (vidro ou potes de plásticos próprios para microondas) e a necessidade de descarga em aterro sanitário.

Autoclave

A eliminação do microrganismo se dá pelo aquecimento do meio em que este se encontra e não pelo contato direto com o vapor. A eficiência do processo depende da temperatura e pressão, tempo de exposição e contato direto com o vapor, além da densidade do resíduo.

O uso de balão de vidro no experimento da primeira etapa necessitou de maior tempo e energia, em comparação com os cartuchos plásticos, porque o vapor (que transmite o calor) leva mais tempo para chegar ao resíduo.

As vantagens em se utilizar autoclavagem como método de desinfecção está na não produção de resíduos tóxicos ou geração e dispersão de aerossóis, desde que a autoclave seja corretamente operada e regulada; pode ser realizada na própria unidade geradora; é um processo robusto, aceitando a maioria dos RSS; depois de esterilizados, os resíduos são considerados como resíduos comuns. Diante dos demais processos avaliados nesta pesquisa é aquele de menor custo operacional.

Dentre as desvantagens, está o custo de aquisição e instalação, o tempo de aquecimento e resfriamento e cuidados com a operação; além do custo adicional de transporte e disposição final em aterros sanitários; exige gastos com a aquisição de sacos ou embalagens especiais que não sofram alterações quando submetidas ao calor intenso e que permitam que o vapor passe através de suas paredes, o que não ocorre com os sacos plásticos atuais utilizados para acondicionar os resíduos; o peso permanece inalterado; os resíduos, embora não mais infecciosos, permanecem com aspecto inalterado.

A operação e manutenção da autoclave são fundamentais para a eficácia do processo, exigindo operadores devidamente treinados e familiarizados tanto com as características e exigências do equipamento, quanto com as propriedades do material a ser tratado. Assim como a temperatura e o tempo de exposição, a disposição do material no interior do equipamento deve ter atenção especial, pois há necessidade de espaço para o contato do vapor com todas as superfícies.

Para complementar os resultados desta pesquisa recomenda-se alterar o tipo do resíduo, as bactérias mesófilas por bactérias esporuladas, o volume e a densidade dos materiais e seu acondicionamento. Líquidos podem entrar em ebulição e sofrer derramamento, pois devem ser expostos ao vapor sem tampa; materiais muito densos, como peças anatômicas amputadas, exigem um tempo maior para a penetração do calor, além da possível emissão de odores.

Cal

Quando a cal é adicionada, os microrganismos patógenos envolvidos são severamente inibidos, inativados ou destruídos, influenciados pelos altos valores de pH. No resíduo adequadamente acondicionado, pouco ou nenhuma decomposição ocorre e, conseqüentemente, os odores são reduzidos.

A menor porcentagem de cal para desinfecção completa foi de 50% (massa) e o tempo de 20 dias. O menor tempo de contato foi de 7 dias com uma porcentagem de 80 % de cal.

A eficiência do processo aumenta com a trituração do resíduo antes da adição da cal ao resíduo. O isolamento do resíduo com relação ao ambiente pode também melhorar o desempenho do processo, pela diminuição de perdas por lixiviação.

A adição da cal no resíduo infeccioso apresenta como desvantagens o aumento do volume de resíduos; o custo do produto; necessidade de locais específicos em aterro sanitário; necessidade de trituração dos resíduos para efetivação do processo.

Como recomendações gerais para novas pesquisas, visando resultados mais amplos e precisos sugere-se :

- Repetir os experimentos utilizando bactérias esporuladas;
- Realizar uma avaliação ambiental de cada uma das alternativas pesquisadas, através de uma Análise do Ciclo de Vida (ACV);
- Realizar uma caracterização de unidades produtoras de RSS (sobretudo produção diária), com a finalidade de estabelecimento de uma política nacional ou regional de tratamento de resíduos;
- Realizar uma análise econômica, considerando não somente os custos de operação, mas também os custos de implantação e operação de procedimentos para atender as necessidades médias nacionais ou regionais (item anterior). Estes resultados, conjuntamente com a ACV permitiriam uma tomada de decisão baseada em critérios técnicos(eficiência de desinfecção), econômicos e ambientais.

7 Referências bibliográficas

AKNTSU, Jorge. **Resíduos de serviços de saúde: proposta de metodologia para alternativas de sistemas de tratamento**. 245 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (Comp.). **Compendium of methods for the microbiological examination of food**. 3. ed. Washington, DC.: APHA, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12807**: resíduos sólidos de serviços de saúde: terminologia. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12808**: resíduos sólidos de serviços de saúde: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

BARBOSA, Ana Claudia et al. Aquecimento em forno de microondas: Desenvolvimento de alguns conceitos fundamentais. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 6, 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br>>. Acesso em: 20 ago. 2001.

BRASIL. Lei nº 4320 de 1964. **Lex**: legislação federal e marginália, São Paulo, 1964.

BRASIL. Ministério do Interior. Portaria nº 53, de 01 de março de 1979. **Lex**: legislação federal e marginalia, São Paulo, 1979.

BROOKS, G. F. et al. Patogenia da infecção bacteriana. In: JAWETZ, Melnick Adelberg. **Microbiologia médica**. 20. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1998.

CAPPUCCINO, J. G.; SHERMAN, N. **Microbiology**: a laboratory manual. Menlo Park: The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., 1996.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde**: tratamento e disposição final. São Paulo: CETESB, 1997. Apostilas ambientais.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 out. 1991. Seção 1, p. 24063.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 006, de 19 de setembro de 1991. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 out. 1991. Seção 1, p. 24063.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1991. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 out. 1991. Seção 1, p. 24063.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 005**, de 5 de agosto de 1993. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>> Acesso em: 23 fev. 2001.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 283**, de julho de 2001. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>> Acesso em: 23 fev. 2001.

FINLEY, B. B.; FALKOW, S. Common themes in Microbial Pathogenicity. In: **Microbiological Reviews**, v. 53, n. 2, p. 210-230, June 1989.

FORMAGGIA, Denise M. E. Resíduos de serviços de saúde. **Revista Limpeza Pública**, n. 43, p.9-16, set. 1996.

FOSTER, T. Staphylococcus. In: BARON's Medical Microbiology. Madison, 1998a. Disponível em: <<http://www.wisc.edu/Bact330/lecturestaph>>. Acesso em: set. 2000

GILLIGAN, P. H. Pseudomonas and Burkholderia. In: MURRAY, P. R. et al. **Manual of Clinical Microbiology**. 6. ed. Washington D.C: ASM Press, 1995. Cap. 40.

GRAY, L. D. Escherichia, Salmonella, Shigella e Yersinia. In: MURRAY, P. R. et al. **Manual of clinical microbiology**. 6. ed. Washington D.C.: ASM Press, 1995. Cap. 33.

IGLEWSKI, B. H. *Pseudomonas aeruginosa*. In: BARON's Medical Microbiology. Madison, 1998. Disponível em: <<http://bact.wisc.edu/bact303/lecturepseudomonas>>. Acesso em: set. 2000.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Lixo municipal**: manual do gerenciamento integrado. 2. ed. São Paulo: IPT, 2000.

KUHNERT, P.; BOERLIN, P.; FREY, J. Target genes for virulence assessment of *Escherichia coli* isolates from water, food and the environment. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 24, n. 1, p. 107-117, Jan. 2000.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. Host-Parasite Relationships. In: BROCK **Biology of Microorganisms**. 8. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1997. Cap. 19.

MARTINS, L. T. Staphylococcus. In: TRABULSI, L. R.; ALTHERTHUM, F.; GOMPERTZ, O. F.; CANDEIAS, J. A. N. (Eds.). **Microbiologia**. 3. ed. São Paulo: Atheneu, 1999. Cap. 18.

MENDES, Adriane M. Moro. **Efeito de microondas sobre bactérias psicrotrófilas e sua influência na qualidade e vida útil de carcaças de frango refrigeradas**. 42 f. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Alimentos) – Curso de Pós Graduação em Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1993.

MOREL, M. M. O.; BERTUSSI FILHO, L. A. Resíduos de serviços de saúde. In: RODRIGUES, E. A. C.; MENDONÇA, J. S.; AMARANTE, J. M. B.; ALVES FILHO, M. B.;

GRINBAUM, R. S.; RICHTMANN, R. **Infecções hospitalares** – prevenção e controle. São Paulo: Sarvier, 1997. p. 519-534.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. **Microbiologia**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1981. v. I e II.

SANSEVERINO, Antonio Manzollilo. Microondas em síntese orgânica. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 4, 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br>>. Acesso em: 13 nov. 2001.

SANTA CATARINA. Secretaria do estado da Saúde. **Gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde**. Santa Catarina: SES, [199-?].

SCHNEIDER, Vânia Elisabete; ORLANDIN, Sandra Maria. Tratamento de resíduos de serviços de saúde via esterilização por vapor úmido e alto vácuo associado a microondas: análise da eficiência do processo em um estabelecimento hospitalar. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre: ABES, 2000.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C.; SILVEIRA, N. F. A. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos**. São Paulo: Varela, 1997.

SILVA, M. M. A. C. **Avaliação do crescimento microbiológico em resíduos hospitalares infecciosos**. 145 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

SOARES, S. R.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; MACEDO, M. C. **Diagnóstico da produção de resíduos de serviços de saúde**. Estudo de caso: Hospital Universitário. Florianópolis, 1997. Trabalho apresentado no 19º Congresso da ABES, Foz do Iguaçu, Paraná, 1997.

TODAR, K. Nutrition and bacterian growth. In: BARON's Medical Microbiology. Madison, 1997. Disponível em: <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/Nutritionandgrowth>>. Acesso em: set. 2000.

TARRÁN, ELIO PIETROBON. **Desinfecção por luz ultravioleta**. Disponível em: [ttp://www.agualatinoamericana.com/docs/pdf](http://www.agualatinoamericana.com/docs/pdf)>. Acesso em: 3 abr. 2003.

TODAR, K. Bacterial of medical importance In: BARON's Medical Microbiology. Madison, 1998. Disponível em: <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/medicalimportance>>. Acesso em: fev. 2001.

TODAR, K. Bacterial of medical importance In: BARON's Medical Microbiology. Madison, 1998c. Disponível em: <<http://www,bact.wisc.edu/Bact303/medicalimportance>>. Acesso em: fev. 2001.

TODAR, K. Nutrition and bacterian growth. In: BARON's Medical Microbiology. Madison, 2000. Disponível em: <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/NutritionandGrowth>>. Acesso em: fev. 2000.

TRABULSI, L. R.; CAMPOS, L. C. Generalidades sobre enterobactérias. In: TRABULSI, L. R.; ALTHERTHUM, F.; GOMPERTZ, O. F.; CANDEIAS, J. A. N. (Eds.). **Microbiologia**. 3. ed. São Paulo: Atheneu, 1999. Cap. 27.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health impacts of health-care waste. In: Prüss, A.; Giroult, E.; Rushbrook, P. (Ed.). **Safe Management of Wastes from Health-Care Activities**. Geneva: WHO, 1998. p. 28. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/Environmental_sanit/MHCWHanbook.htm> . Acesso em: 19 fev. 2001.

ZANON U. A epidemiologia dos resíduos sólidos hospitalares. **Arquivos Brasileiros de Medicina**, v. 65. n. 5, p. 89S-92S, 1991.



Avaliação da sustentabilidade técnica e ambiental de aterros sanitários como método de tratamento e de disposição final de resíduos de serviços de saúde

Liséte Celina Lange (Coordenadora) e Noil Amorim de Menezes Cussiol

Proponente: Fundação Christiano Ottoni (FCO)

Executora: Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Resumo

O objetivo deste trabalho foi o de investigar a co-disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) e de serviços de saúde (RSS) em aterros sanitários, como tecnologia de tratamento viável e de disposição final ambientalmente segura, para os resíduos de serviços de saúde. Para a co-disposição foi considerada a taxa de 1% de RSS e 99% de RSU, usada em Belo Horizonte.

Inicialmente, foram identificados os componentes que apresentam risco biológico nos resíduos domiciliares, a fim de conhecer o percentual diário deles nos resíduos sólidos urbanos de Belo Horizonte. Como resultado, verificou-se que a fração calculada é no mínimo o dobro da fração total de resíduos coletados diariamente dos estabelecimentos de saúde e aterrados no aterro sanitário do município.

Microrganismos de interesse sanitário foram investigados nos resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde, a saber: *Clostridium perfringens*, Enterococos, Coliformes termotolerantes, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*. Todos eles foram detectados em ambos os resíduos, incluindo linhagens de *P. aeruginosa* e *S. aureus* multirresistentes aos antimicrobianos testados. Portanto, os garis da coleta formal e catadores de resíduos estão submetidos aos mesmos riscos biológicos em ambos os resíduos. A fim de minimizar os riscos, estes trabalhadores deviam usar equipamentos de proteção individual, ter esquema de vacinação e manter uma boa condição de higiene pessoal, o que pode ser conseguido por meio da educação sanitária.

Os microrganismos acima citados foram analisados nos líquidos lixiviados gerados em duas células do aterro sanitário de Belo Horizonte: “Célula Emergencial”, onde somente resíduos sólidos urbanos foram aterrados, e “Célula AC05”, onde a co-disposição de resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde é feita. Com exceção de *S. aureus*, houve detecção de todos os microrganismos testados, inclusive cepas resistentes de *P. aeruginosa*. Como a “Célula Emergencial” foi encerrada em 1997, não é possível concluir que a maior concentração microbiológica presente nos líquidos lixiviados da AC05, em operação desde 2001, é devido à co-disposição. As condições pluviométricas no período de amostragem e as operações diferenciadas das células também não permitiram chegar a alguma conclusão. Entretanto, embora não haja evidências epidemiológicas da ocorrência de doenças infectantes na vizinhança do aterro sanitário do município, é importante ressaltar que a detecção desses microrganismos em ambos lixiviados sinaliza para a possibilidade da existência de outros patógenos a partir dos resíduos aterrados.

Para estudar o comportamento dos líquidos lixiviados em condições controladas, 15 reatores simulando células de aterro sanitário foram implantados e tiveram seus líquidos lixiviados analisados quanto a parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Houve detecção de linhagens de *P. aeruginosa*, *S. aureus* e enterococos resistentes a antibióticos. Os resultados desse experimento apontam que não há diferença significativa estatisticamente entre os lixiviados das células com resíduos sólidos urbanos, com co-disposição de RSU e RSS e com resíduos de serviços de saúde.

Portanto, a co-disposição é uma tecnologia de tratamento aceitável para os resíduos de serviços de saúde, que pode ser usada para minimizar os impactos ambientais gerados pela disposição final inadequada desses resíduos.

Palavras-chave: Resíduos de serviços de saúde; Resíduos sólidos urbanos; Resíduos domiciliares, Co-disposição, Microrganismos aeróbios, Microrganismos anaeróbios, Perigo à saúde.

Abstract

This work aimed to research the co-disposal of municipal solid waste (MSW) and health care waste (HCW) in sanitary landfill as a viable treatment technology for health care wastes and their safe environmentally final disposal. For the co-disposal it was considered 1% of HCW and 99% of MSW.

First of all, it were identified the household residues with biological risks in order to know the diary percentual of these components at the Belo Horizonte municipal solid wastes. As a result, it was verified that this calculated percentual is higher than the percentual of wastes coming from the health establishments daily received to land at Belo Horizonte sanitary landfill.

After that, it was investigated some sanitary concerned microorganisms presented both at the municipal solid wastes and at the health care wastes, such as *Clostridium perfringens*, *Enterococcus*, thermotolerant Coliforms, *Pseudomonas aeruginosa* and *Staphylococcus aureus*. All of them were detected at both kind of waste, including the antibiotic resistant *P. aeruginosa* and *S. aureus*. So, the street sweepers and persons who pick residues up from the municipal waste are submitted a biological risks from both wastes. In order to minimize the risks, the workers should wear appropriated individual protection equipment and care of their personal hygiene.

These microorganisms were also identified at leached liquids from two Belo Horizonte sanitary landfill cells: "Célula Emergencial", ended in 1997, where only municipal solid was buried, and "Célula AC05", in operation since 2001, where co-disposal is used. As the "Célula Emergencial" had been already ended since 1997, it was not possible to conclude that the higher concentration present at the AC05 leachate is due to the co-disposal. Besides, the results depend also on the local rainfall rate and operational conditions.

There is not any epidemiological proof about increasing of infectious disease cases in the neighborhood of the Belo Horizonte sanitary landfill. Despite this, it is important to say that the detection of those microorganisms in both leachates signs the possibility of existing others patogenic microorganisms from any wastes buried.

For studying the behaviour of the leachate in control conditions, 15 simulated sanitary landfill cells (reactors) were constructed. Strains resistant of *P. aeruginosa*, *S. aureus* e *Enterococcus* were detected at leachate from all cells. The results of these experiments have appointed that there is no microbiological difference between leachates from MSW disposal, HCW disposal and co-disposal. Therefore, co-disposal

is an acceptable treatment technology for health care wastes, that could be used for minimizing the environmental impacts generated from inadequated final disposal of these wastes.

Keywords: Health-care waste; Municipal solid waste; Home waste; Co-disposition; Aerobic microbes; Anaerobic microbes; Health hazard.

1 Introdução

Os resíduos sólidos gerados em estabelecimentos que prestam serviços de saúde, particularmente a sua parcela considerada infectante, apesar de representarem uma pequena parcela do total dos resíduos sólidos produzidos em uma comunidade, é tendencialmente tratada, no Brasil e na América Latina em geral, de forma separada dos resíduos domiciliares.

Esta concepção é originária dos países desenvolvidos, onde existe capacitação técnica e, principalmente, recursos disponíveis para implementar sistemas específicos de gerenciamento dos resíduos hospitalares. Nos países em desenvolvimento, esta concepção precisa ser mais amplamente discutida antes de ser adotada, na medida em que ela significa um considerável aumento nos custos de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos e uma demanda de capacitação técnica, não disponível na maior parte dos municípios destes países (FERREIRA, 1999).

A implantação de um programa de gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde pelos estabelecimentos geradores e a educação continuada sobre as formas corretas de segregação, acondicionamento e armazenagem dos resíduos, contribuem para a redução dos riscos de acidente com objetos perfurocortantes e de contaminação de qualquer natureza, do pessoal que faz a coleta inter- e intra-hospitalar. O aterro sanitário, quando operado adequadamente, se constitui em metodologia de tratamento e de disposição final segura tanto para os resíduos sólidos urbanos – RSU como para os resíduos potencialmente infectantes gerados nos estabelecimentos prestadores de serviços de saúde (CUSSIOL, 2000).

Embora a literatura científica sobre o assunto aponte para essa direção, a gestão dos resíduos dos serviços de saúde pode ser muito dificultada para instituições localizadas em municípios onde a limpeza urbana não seja bem estruturada e, principalmente, onde não exista um sistema de disposição final adequado de resíduos.

Segundo trabalho elaborado por consultores do Banco Mundial, a recomendação é que, em países com restrições orçamentárias, a disposição final dos RSS seja realizada em aterros sanitários (JOHANNESSEN *et al.*, 2000).

Bidone e colaboradores (2001) afirmam que, devido ao fato da maioria dos países desenvolvidos terem na incineração sua maneira de tratamento para os RSS, muito pouco se sabe sobre o comportamento dos microrganismos patogênicos presentes em resíduos dispostos em aterros sanitários. Afirmam ainda, em trabalho publicado em 2000, que a co-disposição dos resíduos de serviços de saúde com os resíduos sólidos urbanos é viável, tendo em vista os baixos valores obtidos para os microrganismos que pesquisaram.

Considerando que os líquidos lixiviados de aterros sanitários podem carrear e veicular microrganismos provenientes dos RSU e RSS e os estudos que sugerem a possibilidade de novos patógenos desenvolverem-se nos resíduos sólidos (PALMISANO & BARLAZ, 1996), se torna necessário pesquisar outros microrganismos que podem afetar a saúde pública, levando-se em consideração, inclusive, patógenos que apresentam resistência a antibióticos, principalmente os de interesse nos controles de infecções hospitalares.

Ciente dessas necessidades, a pesquisa foi conduzida a fim de responder algumas das questões apresentadas e, na medida do possível, obter indicativos que possam auxiliar para a recomendação de trabalhos futuros, de aprofundamento em alguns temas.

Sendo assim, a co-disposição dos resíduos de serviços de saúde e resíduos sólidos urbanos foi pesquisada como metodologia de tratamento viável e ambientalmente aceitável, visando equacionar os problemas ambientais decorrentes da disposição final inadequada desses resíduos, principalmente em pequenas comunidades que sofrem de carência de recursos técnicos e financeiros de toda a sorte.

2 Objetivos

2.1 Geral

Investigar a co-disposição de resíduos de serviços de saúde e sólidos urbanos em aterros sanitários, como método ambientalmente aceitável de tratamento e de disposição final dos resíduos de serviços de saúde.

2.2 Específicos

- Análise gravimétrica da presença de resíduos potencialmente infectantes na massa de resíduos sólidos urbanos de origem predominantemente domiciliar.
- Avaliar a presença de microrganismos indicadores de contaminação ambiental e patógenos de origem hospitalar resistentes a antibióticos, em líquidos lixiviados gerados em células do aterro sanitário contendo somente resíduos sólidos urbanos e com co-disposição de resíduos sólidos urbanos e resíduos de serviços de saúde.
- Avaliar a presença de microrganismos indicadores de contaminação ambiental e patógenos de origem hospitalar resistentes a antibióticos, nos resíduos sólidos urbanos predominantemente domiciliares e de serviços de saúde.

- Averiguar a presença de microrganismos indicadores de contaminação ambiental e patógenos de origem hospitalar resistentes a antibióticos, em líquidos lixiviados gerados em reatores experimentais, simulando diferentes condições de aterramento.

3 Metodologia

Para atingir o objetivo formulado, o trabalho foi conduzido em etapas, cada uma delas visando atender a um objetivo específico, conforme síntese constante na tabela 1.

Tabela 1 – Etapas de trabalho e respectivos objetivos

Etapa	Objetivo
1. Caracterização gravimétrica dos resíduos potencialmente infectantes presentes nos resíduos sólidos urbanos.	Conhecer a porcentagem de resíduos potencialmente infectantes presentes nos resíduos sólidos urbanos predominantemente domiciliares.
2. Caracterização microbiológica de líquidos lixiviados do aterro sanitário.	Levantamento de microbiota, como indicadores ambientais de poluição e patógenos de origem hospitalar resistentes a antibióticos, em líquidos lixiviados gerados em células do aterro sanitário contendo somente resíduos sólidos urbanos e com co-disposição de resíduos sólidos urbanos e resíduos de serviços de saúde.
3. Avaliação de metodologias de disposição final dos resíduos sólidos de serviços de saúde.	<p>Conhecer as semelhanças e diferenças, sob o ponto de vista microbiológico, entre os resíduos sólidos urbanos de origem domiciliar e os resíduos de serviços de saúde de origem hospitalar, utilizando-se indicadores ambientais de poluição e patógenos de origem hospitalar resistentes a antibióticos.</p> <p>Ampliar o conhecimento sobre as semelhanças e diferenças entre os líquidos lixiviados gerados pela degradação dos resíduos sólidos urbanos de origem domiciliar, dos resíduos de serviços de saúde de origem hospitalar e pela co-disposição desses resíduos.</p> <p>Avaliar, em condições controladas e sob o ponto de vista microbiológico, a co-disposição de resíduos sólidos urbanos e resíduos de serviços de saúde e a célula especial, para a disposição final de resíduos de serviços de saúde.</p>

Em seqüência, há uma breve descrição da metodologia para cada etapa do projeto.

3.1 Caracterização gravimétrica dos resíduos potencialmente infectantes presentes nos resíduos sólidos urbanos

As amostras foram provenientes de 12 distritos de coleta da região administrativa sul, do município de Belo Horizonte, por ser a área residencial com maior padrão de vida e índice de verticalização. Os resíduos foram segregados conforme o seguinte critério:

- Matéria orgânica putrescível (restos de preparo e sobras de alimentos, alimento com data vencida de validade e estragado).
- Materiais potencialmente recicláveis (papel/papelão, embalagens longa vida, vidros, plásticos, metais ferrosos e não ferrosos).
- Resíduos químicos potencialmente perigosos (lâmpadas, materiais de pintura, automotivo e eletrônico, pilhas e baterias, frascos de remédios vazios ou com conteúdo, cosméticos e produtos de higiene pessoal).
- Materiais diversos (panos/trapos, isopor, borracha, couro, entulho, madeira, espuma, gesso, cerâmica, eletro-eletrônicos e material misturado de difícil separação).
- Resíduos potencialmente infectantes (resíduos contendo fezes humanas e de animais, urina, sangue e fluidos corpóreos e aqueles que oferecem risco de acidente por perfuração e corte).

Os resíduos potencialmente infectantes, objeto da pesquisa, foram subdivididos em:

- Não perfurocortantes: papel higiênico, absorvente higiênico, fraldas descartáveis de uso infantil e adulto, preservativo masculino, materiais para curativo (algodão, gaze, band-aid, atadura); máscara cirúrgica, luvas, toalhas de papel e embalagens de soro fisiológico.
- Perfurocortantes: agulhas de injeção, seringas com agulhas, ampolas, aparelhos e lâminas de barbear.

3.2 Caracterização microbiológica de líquidos lixiviados do aterro sanitário de Belo Horizonte

As amostras dos líquidos lixiviados foram procedentes de duas células distintas, denominadas Emergencial e AC05, do aterro sanitário de Belo Horizonte/MG, localizado próximo à BR 040. O detalhamento de cada célula é apresentado a seguir:

- Célula Emergencial: aterramento somente de resíduos sólidos urbanos. A operação desta célula teve início em Julho de 1995 e término em Agosto de

1997, quando foi encerrado o aterramento de resíduos. Devido ao processo biotecnológico de tratamento de resíduos sólidos adotado pela SMLU (Projeto Aterro Celular BR 040), esta célula passou por processo de recirculação de líquidos, segundo proposta do projeto de tratamento. O ponto de coleta dos líquidos lixiviados foi o PLQ 6A.

- Célula AC05: co-disposição de resíduos sólidos urbanos e resíduos de serviços de saúde, na proporção de 99:1, respectivamente. A operação desta célula teve início em Janeiro de 2001, e encontrava-se ainda em operação no período das amostragens. O ponto de coleta dos líquidos lixiviados foi o PLQ 5A.

As amostragens dos líquidos lixiviados ocorreram no período de jan./2003 a abr./2003, de coincidentemente de maior índice pluviométrico no ano. Foram feitas 25 amostragens de cada célula.

Os indicadores microbiológicos de poluição ambiental considerados foram: coliformes termotolerantes, enterococos, coliformes totais, bactérias aeróbias e *Clostridium perfringens*.

Como indicadores de poluição por fonte de origem hospitalar foram utilizadas as bactérias *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*.

Em linhas gerais, as análises foram desenvolvidas nas etapas presuntiva e confirmativa, com meios de culturas seletivos e diferenciais. Para a avaliação da sensibilidade das cepas de *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus* aos antimicrobianos (teste de antibiograma), foram utilizados monodiscos de antibióticos em concentrações inibitórias mínimas, normalmente administradas nos tratamentos de humanos, a saber:

- *Pseudomonas aeruginosa*: Gentamicina (GEN, 10 mcg), Carbenicilina (CAR, 100 mcg), Ceftriaxona (CRO, 30 mcg), Ceftazidima (CAZ, 30 mcg), Ciprofloxacina (CIP, 5 mcg), Imipenem (IMP, 10 mcg), Cefepime (CPM, 30 mcg).
- *Staphylococcus aureus*: Vancomicina (VAN, 30 mcg), Meticilina (MET, 5 mcg), Amicacina (AMI, 30 mcg), Ampicilina (AMP, 10 mcg) e Cloranfenicol (CLO, 30 mcg).

As cepas resistentes a dois ou mais antibióticos, ou resistentes a ceftazidima ou ao imipenem, foram consideradas multirresistentes.

Foram também coletados dados dos seguintes parâmetros físico-químicos: pH, temperatura (°C), potencial redox (mV) e condutividade (mS/cm). A medida foi feita no ato da coleta, por meio de equipamentos de campo. Após a coleta, as amostras eram acondicionadas em caixa de isopor e transportadas imediatamente ao laboratório para as análises microbiológicas.

3.3 Avaliação de metodologias de disposição final dos resíduos sólidos de serviços de saúde

Nesta etapa, procurou-se ampliar o conhecimento sobre as semelhanças e diferenças entre os resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde, utilizando-se indicadores biológicos de interesse médico e de poluição ambiental. Esta informação pode ser útil para auxiliar na melhoria dos sistemas de coleta e de disposição final de ambos resíduos (biossegurança ocupacional, saúde coletiva e qualidade do meio ambiente) e para desmistificar a crença de que os resíduos de serviços de saúde são mais contaminados e perigosos que os resíduos domiciliares.

O conhecimento sobre as semelhanças e diferenças entre os líquidos lixiviados gerados pelos resíduos sólidos urbanos, resíduos de serviços de saúde e pela co-disposição de resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde, vai permitir identificar se é necessário estabelecer, inclusive, exigências distintas de tratamento dos efluentes (líquidos lixiviados) de aterro sanitário.

As avaliações da co-disposição de resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde e célula especial vão permitir selecionar qual dessas metodologias é opção viável e ambientalmente aceitável para a disposição final dos resíduos de serviços de saúde.

A pesquisa foi feita em sistema controlado, exclusivamente montado no Laboratório de Resíduos do CDTN. Como reatores, foram reutilizados quinze contêineres compactos. Cada reator tinha sistema de drenagem de líquidos lixiviados, gases e de medida da temperatura interna da massa de resíduos. Ao todo foram montadas 5 Linhas contendo três reatores cada uma.

Os resíduos urbanos foram coletados da regional Venda Nova, especificamente dos distritos V15B (área de classe média/baixa), V13A (área de classe média/média) e V5A (área de baixa renda), predominantemente residenciais.

As coletas dos resíduos de serviços de saúde foram feitas no Centro Geral de Pediatria de Belo Horizonte (CGP), Hospital Eduardo de Menezes (HEM) e Hospital João XXIII (Pronto Socorro) que são três dos 23 hospitais públicos da rede estadual que fazem parte da Fundação Hospitalar do Estado de Minas Gerais - FHEMIG. Os estabelecimentos atendem somente ao Sistema Único de Saúde.

Os resíduos sólidos urbanos e os de serviços de saúde foram submetidos à triagem na Central de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte, e transportados ao local da pesquisa. Os reatores foram preenchidos de acordo com o planejamento da coleta, de forma a simular três técnicas de disposição final, a saber:

- aterro sanitário (100% de resíduos sólidos urbanos);

- co-disposição de resíduos sólidos urbanos (99% em peso) e resíduos de serviços de saúde (1% em peso);
- célula especial (100% em peso, de resíduos de serviços de saúde).

Na tabela 2, mostram-se quais foram as composições dos reatores entre outros detalhes operacionais.

Tabela 2 – Composição dos reatores e quantidade de resíduos, em kg

Linha	Código	Composição	Técnica de disposição final	Umidade [%]		Quantidade de resíduo [kg]
				Resíduo*	Correção	
L1	RSU	100% RSU	Aterro sanitário	65	Não	508,10
	COD	99% RSU e 1% RSS	Co-disposição	64	Não	509,75
	RSS	100% RSS	Vala séptica	53	Não	300,50
L2	RSU	100% RSU	Aterro sanitário	73,95 ± 1,06	Não	636,35
	COD	99% RSU e 1% RSS	Co-disposição	72,11 ± 0,14	Não	617,20
	RSS	100% RSS	Vala séptica	64,33 ± 4,12	Não	345,40
L3	RSU	100% RSU	Aterro sanitário	75,89 ± 0,69	Não	607,75
	COD	99% RSU e 1% RSS	Co-disposição	78,91 ± 0,05	Não	605,40
	RSS	100% RSS	Vala séptica	57,91 ± 4,69	Não	379,95
L4	RSU	100% RSU	Aterro sanitário	65	± 80	507,40
	COD	99% RSU e 1% RSS	Co-disposição	64	± 80	510,15
	RSS	100% RSS	Vala séptica	53	± 80	295,99
L5	RSU	100% RSU	Aterro sanitário	73,95 ± 1,06	± 80	595,99
	COD	99% RSU e 1% RSS	Co-disposição	72,11 ± 0,14	± 80	577,75
	RSS	100% RSS	Vala séptica	64,33 ± 4,12	± 80	346,95

* Os valores lançados para as linhas 1 e 4 referem-se à média das triplicatas. O desvio padrão não foi calculado devido ao extravio dos dados das amostras individuais.

Os resíduos sólidos urbanos, os de serviços de saúde e a mistura de resíduos sólidos urbanos (99% em peso) e de serviços de saúde (1% em peso) foram encaminhados para análise, antes do preenchimento e ao serem retirados dos reatores.

Os parâmetros microbiológicos selecionados foram os seguintes: coliformes termotolerantes - indicador de poluição por fezes; enterococos - indicador de poluição fecal e complementa parâmetros de qualidade ambiental; *Clostridium perfringens* - indicador de contaminação fecal mais remota que aquelas indicadas pela presença

de *E. coli*; *Pseudomonas aeruginosa* - utilizado, nesta pesquisa, como patógeno de interesse médico; *Staphylococcus aureus* - utilizado, nesta pesquisa, como patógeno de interesse médico. Estima-se que cerca de 90% das infecções hospitalares são causadas por bactérias e a *P. aeruginosa* (patógeno gram-negativo) é a segunda mais comumente isolada em muitos hospitais, onde cepas altamente resistentes ainda predominam, especialmente em centros de tratamento intensivo. A *Escherichia coli* permanece a bactéria gram-negativa mais comumente isolada sendo, em geral, altamente susceptível aos antimicrobianos. O *S. aureus* é o patógeno gram-positivo dominante, com o MRSA (Meticilin Resistant *Staphylococcus aureus*) representando um grande problema para o controle de infecções hospitalares (COUTO et al., 1999).

Os microrganismos foram caracterizados pelo isolamento em meios de cultura seletivos e diferenciais, repique e isolamento das colônias, prova de Gram e provas bioquímicas. Após os testes presuntivos e confirmativos, as colônias positivas de *P. aeruginosa* e de *S. aureus* foram submetidas ao ensaio de susceptibilidade aos mesmos antimicrobianos usados na segunda etapa do trabalho, em amostras compostas (*pool* de colônias positivas) já que não era objetivo a identificação quantitativa das colônias resistentes e sensíveis aos antimicrobianos, e também para otimizar gastos.

A partir da nona e até a décima primeira coleta, última de líquidos lixiviados, foram acrescentados os seguintes parâmetros: Antibiograma dos enterococos; Antibiograma de *Clostridium perfringens*; Antibiograma dos coliformes termotolerantes; *Escherichia coli* (NPM/100mL, NMP/100 g ST) e antibiograma; mesófilos hemolíticos (UFC/mL, UFC/mg ST); Contagem total de bactérias Gram positivas aeróbicas (UFC/mL); Contagem total de bactérias Gram positivas anaeróbicas (UFC/mL); Contagem total de bactérias Gram negativas aeróbicas (UFC/mL); contagem total de bactérias Gram negativas anaeróbicas (UFC/mL); Contagem total de fungos aeróbicos (UFC/mL); e Contagem total de fungos anaeróbicos (UFC/mL), Carbono Orgânico Total (mg/L).

Os parâmetros físico-químicos monitorados na massa dos resíduos foram a temperatura (°C) de dentro dos reatores e a temperatura e umidade ambiental do laboratório. Os registros manuais foram feitos de segunda à sexta-feira, inclusive feriados.

Os resíduos de todos os reatores foram submetidos à chuva simulada, por ser opção que reflete melhor as condições de campo. A água utilizada foi proveniente de um poço artesiano existente no CDTN, por ser isenta de cloro, que poderia interferir nos resultados das análises microbiológicas. A taxa de aplicação foi a média mensal de chuva dos últimos 30 anos (normais climatológicas do período 1961 - 1990) corrigida pela área linear do reator, que é de 1,2 m². Foram usados os dados da estação climatológica do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, 5a DISME, Belo Horizonte, para efetuar este cálculo. A frequência da chuva foi de acordo com o número médio de dias de chuva a cada mês, durante o mesmo período de 30 anos. A distribuição foi feita nos dias úteis da semana.

Os líquidos lixiviados foram amostrados segundo planejamento prévio, em função do tempo de aterramento. Todas as amostras foram imediatamente submetidas à medição do pH, temperatura (°C), potencial redox (mV) e condutividade (mS/cm), nos mesmos equipamentos de campo usados na segunda etapa da pesquisa. Foi feita, também, análise de DQO (Demanda Química de Oxigênio), em todas as amostras de líquidos lixiviados, por laboratório contratado.

Ao final da pesquisa, os resíduos sólidos (de dentro dos reatores) foram analisados inclusive quanto aos parâmetros acrescentados.

Nas figuras 1 e 2, respectivamente, pode-se ver a montagem final do sistema e a chuva simulada aplicada com um regador.

Figura 1 – Vista geral da montagem do sistema



Figura 2 – Aplicação de chuva simulada.



4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

A seguir são apresentadas os principais resultados de cada uma das três etapas desenvolvidas na pesquisa.

4.1 Caracterização gravimétrica dos resíduos potencialmente infectantes presentes nos resíduos sólidos urbanos

A quantidade total coletada de resíduos foi de 33.380 kg, com média de $2.781,67 \pm 487,55$ kg e de $416,25 \pm 78,29$ kg, de resíduos coletados e triados por campanha, respectivamente.

Para a área pesquisada, foram os seguintes os resultados:

- Há predominância dos resíduos compostos por matéria orgânica putrescível ($52,92 \pm 6,17$ %), seguida dos materiais potencialmente recicláveis ($31,96 \pm 3,46$ %). Estes índices evidenciam a importância da implementação de ações de combate ao desperdício de alimentos e coleta seletiva, tanto dos materiais recicláveis como de matéria orgânica (compostagem).
- A contribuição dos resíduos químicos foi de $1,91 \pm 1,28$ %, incluindo o peso das embalagens. Todos os frascos de remédios encontrados, independentemente da origem, foram contemplados nesta categoria.

- A categoria “materiais diversos” (panos/trapos, isopor, borracha, couro, entulho, madeira, espuma, gesso, cerâmica, eletro-eletrônicos e material misturado de difícil separação) contribuiu com $7,71 \pm 3,50$ %. Esta categoria é composta por materiais predominantemente inertes, porém, alguns deles de difícil compactação (borracha e madeira), o que pode comprometer a cobertura dos resíduos no aterro pela possibilidade de aflorarem nos pontos onde estão aterrados.
- Os resíduos potencialmente infectantes de origem domiciliar corresponderam a 5,49 % dos resíduos que foram coletados e aterrados no aterro sanitário do município em agosto e setembro de 2002.
- A fração de resíduos não perfurocortantes de origem domiciliar foi de $5,47 \pm 1,11$ %, para a área considerada.
- A fração de resíduos perfurocortantes de origem domiciliar foi de $0,02 \pm 0,02$ %, para a área considerada.
- Dos resíduos perfurocortantes predominaram, tanto em frequência como em quantidade, os aparelhos de barbear ($0,01 \pm 0,01$ %). Houve a ocorrência de lâminas de barbear, ampolas vazias de medicamento e seringas com e sem agulhas.
- Dos resíduos não perfurocortantes predominaram as categorias: papéis higiênicos e toalhas de papel ($3,00 \pm 0,90$ %); fraldas descartáveis ($2,21 \pm 1,08$ %) e absorventes higiênicos ($0,22 \pm 0,12$ %).

Embora o foco do trabalho fosse os resíduos domiciliares, foram coletados os seguintes resíduos tipicamente gerados em estabelecimentos prestadores de serviços de saúde, com as respectivas frequências indicadas de cada evento:

- duas ocorrências de saco branco leitoso regulamentado para resíduos de serviços de saúde: os conteúdos dos sacos foram segregados e pesados em separado. O primeiro saco era composto basicamente por toalhas de papel, copos descartáveis, embalagem plástica contendo granola, embalagens de seringa, capa de agulha, caixas de papelão e ampolas de medicamentos vazias, algodão e resto de alimento em embalagem aluminizada (quentinha). O segundo saco era composto por luvas e máscaras cirúrgicas descartáveis, toalhas de papel, esponja de aço gasta e papel de escritório e higiênico. Não houve presença de agulhas nesses embalados. Com certeza esses resíduos são originários de estabelecimento prestador de serviços de saúde;
- duas ocorrências de saco comum de lixo contendo resíduos tipicamente de consultório odontológico como: dentes infantis, sugadores de saliva, algodão, gaze, seringa sem agulha e com agulha tampada, frascos vazios de anestésico, máscara cirúrgica, propé, moldes de dentes;

- uma ocorrência de saco comum de lixo contendo *kits* vazios de diálise peritoneal, circuitos, máscaras e luvas descartáveis. Possivelmente, estes resíduos foram gerados a partir de procedimento realizado em domicílio, aceitável na área da saúde pública.
- uma ocorrência de saco comum de lixo contendo *kits* vazios de nutrição enteral, sonda gástrica, embalagem vazia de cloreto de sódio, máscaras cirúrgicas e luvas descartáveis. Também estes resíduos são passíveis de terem sido gerados de procedimento realizado em domicílio.

De acordo com o Decreto nº 10.296/2000 da SMGO, da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, esses resíduos deveriam estar acondicionados em saco branco leitoso regulamentado para resíduos infectantes e terem coleta especial para resíduos de serviços de saúde e não serem coletados pela coleta regular de resíduos urbanos, mesmo que em reduzidas quantidades. A coleta especial dos RSS é pelo menos 50% mais cara que a coleta feita para os RSU, se executada pelo serviço de coleta urbana municipal, e mais onerosa se feita por empresa privada.

Extrapolando o dado obtido na pesquisa (onde 5,5 % dos resíduos domiciliares são potencialmente infectantes) para o município, ocorre que a quantidade coletada e aterrada de resíduos potencialmente infectantes de origem domiciliar foi maior (mais que o dobro) nos anos de 2003 e 2004 (média de 81,1 t/dia) do que a quantidade média dos resíduos de serviços de saúde coletados nas unidades de saúde de Belo Horizonte nos anos 2003 e 2004, que foi de 35,6 t/dia, incluindo as frações infectante e comum (Relatório Demonstrativo Consolidado dos Resíduos Destinados nos anos 2003 e 2004 publicado pela Superintendência de Limpeza Urbana, da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte). Se os componentes infectantes e comuns fossem discriminados em separado, a fração dos resíduos de serviços de saúde seria menor ainda para os componentes biologicamente contaminados.

Considerando que todos os indivíduos (homens e animais sadios, assintomáticos e os que já são reconhecidamente portadores de doenças infecto-contagiosas e parasitárias) são fontes de infecção e estão regularmente gerando resíduos contaminados por agente patogênico, pode-se esperar que, quando mal destinados, os resíduos domiciliares tenham um potencial maior de contaminação biológica do meio ambiente, se comparados com os resíduos de unidades de serviços de saúde, devido a presença de quantidade maior de componentes com contaminação biológica, principalmente de sanitários.

4.2 Caracterização microbiológica de líquidos lixiviados do aterro sanitário de Belo Horizonte

A célula Emergencial apresentou líquido de cor clara, o que sugere estágio avançado de depuração. Técnicos da SMLU informaram que no piezômetro usado para a coleta dessas amostras o líquido ficava estagnado, o que pode ter favorecido a autodepuração. Ressalta-se que esta célula passou pelo tratamento de biorremediação (projeto aterro celular BR 040), que também pode ter acelerado o processo de depuração. A célula AC05 apresentou líquido de cor bastante escura e com cheiro forte, sugerindo predomínio da fase metanogênica.

Observou-se que os valores médios de pH das células AC05 e Emergencial podem ser considerados iguais, $7,48 \pm 0,42$ e $7,52 \pm 0,32$, respectivamente. Estes valores médios, segundo Palmisano e Barlaz (1996), situam-se dentro da faixa de pH ótimo (7,0 a 7,4) para o desenvolvimento das bactérias em estudo e para boa atividade anaeróbia, favorável ao desenvolvimento das bactérias metanogênicas.

Destaque deve ser feito para o valor de pH (5,63) da última amostragem, peculiar da fase acetogênica de decomposição da matéria orgânica. Neste período houve o direcionamento de líquidos lixiviados de outro ponto da referida célula, para o piezômetro 5A, ponto de coleta, o que pode ter conferido maior acidez na amostra em questão.

As temperaturas médias dos líquidos lixiviados das células enquadram-se na faixa mesofílica (entre 25 °C e 45 °C), propícia ao crescimento da maioria dos microrganismos. A célula AC05 apresentou temperatura média ($39,2 \pm 2,52$ °C), superior que a da célula Emergencial ($26,83 \pm 1,28$ °C), possivelmente porque estava em franco processo de aterramento de resíduos, quando há maior atividade biológica por causa da oferta de nutrientes. Lembra-se que a célula Emergencial foi encerrada em 1997.

Os valores da condutividade elétrica das células são coerentes, quando comparados entre elas, uma vez que o valor menor é o da célula Emergencial ($6,81 \pm 4,43$ mS/cm), mais antiga, e o valor maior é da célula AC05 ($17,09 \pm 2,61$ mS/cm), mais recente. Associado à temperatura, que favorece a solubilização da matéria inorgânica (disponibilização de íons), a condutividade maior apresentada pela célula AC05 também é coerente, quando se cruza esses dados.

Os valores médios do potencial redox indicam meio mais redutor na célula AC05 que na célula Emergencial, o que justifica a maior emissão de gases metanogênicos, percebidos pelo olfato, ao chegar a cada piezômetro.

Cabe lembrar que a operação da célula Emergencial (RSU) foi finalizada em 1997 e a AC05 (co-disposição de RSU e 1% RSS) teve início de operação em 2001, e continuava recebendo resíduos no período das amostragens (Janeiro a Abril/2003). Os

resíduos “frescos” são ambientes favoráveis para o desenvolvimento de microrganismos, pela alta disponibilidade de nutrientes (carga orgânica).

A concentração média dos coliformes totais foi superior na célula AC05 ($3,39 \times 10^3 \pm 5,76 \times 10^3$ NMP/mL), quando comparada com a da célula Emergencial ($1,38 \times 10^2 \pm 4,31 \times 10^2$ NMP/mL). Estes microrganismos não foram detectados na maioria das análises feitas para a célula Emergencial.

A concentração média dos coliformes termotolerantes na célula AC05 foi de $2,13 \times 10^3 \pm 4,45 \times 10^3$ NMP/mL, superior a da célula Emergencial, que teve concentração média de $56,5 \pm 1,88 \times 10^2$ NMP/mL. Os coliformes termotolerantes também não foram detectados na maioria das análises feitas nos líquidos lixiviados da célula Emergencial.

Os valores médios de concentração dos enterococos foram similares entre a célula AC05 ($4,08 \times 10^4 \pm 7,42 \times 10^4$ NMP/mL) e a célula Emergencial ($0,26 \times 10^4 \pm 4,58 \times 10^4$ NMP/mL). Eles também não foram detectados em diversas amostras da célula Emergencial.

A concentração de enterococos foi superior às concentrações dos coliformes totais e coliformes termotolerantes. Na literatura (CETESB, 1998) há o relato sobre a maior resistência apresentada pelos enterococos aos processos de tratamentos de água e em condições ambientais adversas, em comparação com os coliformes totais e termotolerantes.

A célula AC05 apresentou concentração média de *Clostridium perfringens* ($2,50 \times 10^3 \pm 5,52 \times 10^3$ UFC/mL) superior a da célula emergencial ($21,2 \pm 25,9$ UFC/mL). A detecção de *C. perfringens* em todas as amostras das duas células pode ser atribuída à possível lixiviação de seus esporos, oriundos dos resíduos aterrados (fezes humanas e de animais) e do solo, onde ocorre naturalmente. O fato de serem capazes de fermentar uma ampla variedade de compostos orgânicos e terem uma função na biodegradação e no ciclo do carbono, endossa sua presença no líquido lixiviado.

Por apresentar maior resistência em condições adversas no meio ambiente e indicar sobre contaminações fecais mais remotas, a sua detecção foi relevante, uma vez que dá indicativos da presença de microrganismos patogênicos de maior persistência no líquido lixiviado.

A contagem total de bactérias aeróbias na célula AC05 foi de $2,21 \times 10^4 \pm 1,32 \times 10^6$ UFC/mL e na célula Emergencial de $5,79 \times 10^4 \pm 8,09 \times 10^5$ UFC/mL. Estes microrganismos foram detectados na totalidade das amostras das duas células, talvez devido ao aporte de oxigênio dissolvido na água de chuva que infiltrou dentro das células.

Os resultados dos parâmetros microbiológicos estão de acordo com os obtidos por Soares et al. (2001) e Souza (2003), em suas pesquisas sobre avaliação microbiológica do líquido de resíduos hospitalares e de células com aterramento de RSU e co-disposição de RSU e RSS, respectivamente, que constataram a diminuição na concentração dos microrganismos em relação ao tempo de aterramento dos resíduos.

Durante o decorrer da parte experimental não foi detectado *S. aureus* nos líquidos lixiviados das células AC05 e Emergencial. A eficiência do procedimento foi conferida com a aplicação do mesmo com inóculo de cepa padrão de *S. aureus* (ATCC 25923), que se desenvolveram normalmente. Uma das possíveis hipóteses para a não detecção de *S. aureus* nas amostras é que o líquido lixiviado não tenha oferecido os nutrientes adequados e/ou em concentrações suficientes para a viabilidade dele, que é exigente sob o ponto de vista nutricional. No entanto, em teste realizado com líquido lixiviado esterilizado em autoclave e inóculo de cepa padrão de *S. aureus* (ATCC 25923), o microrganismo cresceu normalmente, sugerindo que o motivo da não detecção dele nas amostras talvez possa ser atribuído à competição com a microbiota natural do líquido lixiviado.

Houve grande variabilidade na concentração de *P. aeruginosa* nos lixiviados nas células AC05 e Emergencial, ao decorrer das amostragens. Entretanto, verifica-se que houve similaridade no perfil de concentração desta bactéria nos líquidos lixiviados de ambas as células, cuja concentração encontrada foi de $4,23 \times 10^5 \pm 7,52 \times 10^5$ UFC/mL na AC05 e $3,03 \times 10^5 \pm 6,73 \times 10^5$ UFC/mL na Emergencial.

Dentre os microrganismos pesquisados, *P. aeruginosa* foi o que apresentou o maior valor de concentração máxima ($2,0 \times 10^6$ NMP/100mL) e o único detectado em todas as amostragens. Soares et al. (2001) e Souza (2003) também verificaram que esta bactéria apresentou a maior concentração dentre os microrganismos indicadores de contaminação ambiental, por eles pesquisados.

De acordo com Castro Neto (2003), a *P. aeruginosa*, microrganismo aeróbio e que possui exigências nutricionais mínimas, é patógeno ubíquo de plantas, animais e humanos. Sendo assim, a presença de *P. aeruginosa* no líquido lixiviado da célula AC05 e Emergencial, pode ser atribuída:

- ao oxigênio dissolvido na água da chuva que infiltrou nas células, que foi suficiente para suprir suas necessidades de crescimento;
- aos resíduos aterrados, de origem humana e animal, contaminados por esta bactéria (lenços de papel, papel higiênico, por exemplo);
- à lixiviação do microrganismo, a partir da vegetação local, e infiltração dele nas células.

Nos líquidos lixiviados da célula AC05 foram isoladas 87 cepas de *P. aeruginosa*, sendo 62,7 % sensíveis, 17,2 % intermediárias e 20,7 % resistentes aos antibióticos. Todas as cepas foram sensíveis à carbenicilina, à ciprofloxacina e ao cefepime. Houve cepas que expressaram fator de resistência à ceftriaxona (14,49%), à gentamicina (3,5 %) e ao imipenem (2,3 %). Com relação ao antimicrobiano ceftazidima, 1,2 % das cepas enquadraram-se na zona intermediária de inibição.

Ressalta-se a relevância da detecção de cepas resistentes ao imipenem, antibiótico de 4ª geração pertencente ao grupo dos carbapenêmicos que é, na atualidade, o mais eficaz no tratamento de infecções hospitalares causadas por *Pseudomonas aeruginosa*.

Na célula Emergencial, 76,2 % das 105 cepas isoladas de *P. aeruginosa*, apresentaram sensibilidade aos antibióticos testados, 16,2 % foram consideradas intermediárias e apenas 7,6 % apresentaram fator de resistência. Todas as cepas apresentaram resistência à carbenicilina, ceftazidima, ciprofloxacina, cefepime e ao imipenem. Uma pequena frequência de cepas foi resistente à ceftriaxona (6,7 %) e à gentamicina (0,95%) e outra apresentou resistência intermediária à ceftriaxona (9,5 %) e à gentamicina (6,7 %).

Comparativamente, a frequência de cepas sensíveis foi superior na célula Emergencial (76,2 %) do que na célula AC05, talvez por se tratar de célula mais estabilizada. A célula AC05 apresentou maior frequência de cepas resistentes (20,7 %).

Pode-se considerar empate técnico os valores obtidos para as cepas intermediárias da célula AC05 (17,2 %) e da célula Emergencial (16,2 %). Em ambas células foram isoladas cepas multirresistentes e intermediárias à ceftriaxona e gentamicina.

Algumas linhagens de *P. aeruginosa* apresentaram multirresistência, na zona intermediária de inibição, à ceftriaxona, à gentamicina e ao imipenem. As maiores frequências de resistência foram obtidas para ceftriaxona (14,9 %) e a menor para gentamicina (0,95%). Somente na célula AC05, com co-disposição de RSU e 1% de RSS, foram detectadas cepas resistentes e intermediárias ao imipenem, antibiótico mais eficaz no tratamento das infecções causadas por *P. aeruginosa*.

Não se pode afirmar que as cepas de *P. aeruginosa*, com fator de resistência e resistência intermediária, isoladas nos líquidos lixiviados da célula AC05, são de origem exclusivamente hospitalar, porque também houve positividade nos líquidos lixiviados da célula Emergencial. No entanto, a presença de cepas resistentes e de resistência intermediária do microrganismo aos antibióticos testados, pode ser justificada pelo uso indiscriminado de antibióticos pela população, por prescrição médica e pela auto-medicação, que pode estar favorecendo a disseminação destas cepas no meio ambiente. De acordo com Andreotti (2003), genes resistentes aos antimicrobianos representam preocupação para a saúde pública, já que podem ser disseminados para outros gêneros de bactérias do ambiente.

Pela análise multivariada, há indicativos que o tempo de aterramento dos resíduos (idade do líquido lixiviado) e a chuva são os fatores que mais influenciaram o sistema, sendo responsáveis pelas variações registradas, físico-química e microbiologicamente, sendo que os parâmetros físico-químicos exerceram maior influência, quando comparados aos microbiológicos. O tempo de aterramento constitui-se em variável significativa pelo fato da célula Emergencial não ser operada desde 1997 e a célula AC05, além de ser mais nova (início de operação em 2001), ainda estava em operação.

Na célula Emergencial, o líquido lixiviado por vezes era bombeado para a rede de esgoto, para evitar o transbordamento do piezômetro, por haver a suspeita de infiltração das águas de chuva. Na célula AC05, para evitar o acúmulo localizado de líquido lixiviado (“bolsões”), fazia-se a drenagem do líquido lixiviado para outros drenos existentes, inclusive para o dreno do piezômetro 5A, onde foi realizada a amostragem. Logo, a mistura do líquido drenado, com outras características, com o líquido do piezômetro de origem, pode ter interferido no equilíbrio do meio e, assim, contribuído para as variações observadas entre as duas células.

A prática de usar entulho da construção civil como camada de cobertura dos resíduos (célula AC05) e a biorremediação da célula Emergencial (Projeto Aterro Celular BR 040), também podem ter contribuído para as diferenças registradas, mas não foram consideradas na avaliação.

4.3 Avaliação de metodologias de disposição final dos resíduos sólidos de serviços de saúde

Durante os trabalhos de triagem dos resíduos sólidos urbanos, foram encontradas embalagens de cosméticos, suplementos vitamínicos e medicamentos de uso humano e veterinário com diversos princípios ativos (inclusive vários antibióticos), e prazo de validade vencido e a vencer. Algumas das embalagens estavam vazias (dois frascos de soro fisiológico, um de água para injeção e outro de glicose) e outras estavam semi-usadas e até mesmo lacradas.

A seguir, apresentam-se os resultados das análises efetuadas. Cabe ressaltar que estes resultados referem-se à amostra indicativa, devido ao pouco número de observações feitas de cada composição.

4.3.1 Triagem dos resíduos e solo de cobertura

- O solo de cobertura apresentou contaminação somente pelos coliformes termotolerantes (50 NMP/g), o que indica contaminação fecal a partir de animais de sangue quente.

- Nos resíduos sólidos urbanos, foram encontradas embalagens contendo cosméticos, suplementos vitamínicos e medicamentos de uso humano e veterinário, com diversos princípios ativos e prazos de validade vencidos e a vencer, inclusive vários antibióticos.
- Observou-se maior quantidade de resíduos do grupo B (químicos) nos resíduos sólidos urbanos de origem domiciliar do que nos resíduos de serviços de saúde coletados dos três hospitais selecionados.

4.3.2. Resíduos sólidos de entrada

- Todos os resíduos utilizados na composição dos reatores (total de 9 amostras), independentemente da origem, estavam contaminados pelos microrganismos indicadores de contaminação ambiental e de interesse em clínica médica, na ordem de 10^2 a 10^7 (NMP/g ou UFC/g). Houve somente um caso de ausência de *S. aureus* (COD) e de *P. aeruginosa* (RSU), respectivamente. Os maiores índices foram dos coliformes termotolerantes e enterococos.
- As amostras de resíduos sólidos urbanos de origem domiciliar estavam contaminadas por *C. perfringens*, coliformes termotolerantes e *S. aureus*, em níveis acima dos limites estabelecidos para amostra indicativa na RDC n.12/2001 da Anvisa, que dispõe sobre “Padrões Microbiológicos Sanitários para Alimentos”.
- Somente os resíduos sólidos urbanos estavam contaminados com linhagens de *S. aureus* resistentes ao marcador de multirresistência, o antibiótico metilina (oxacilina).
- Todos os resíduos estavam contaminados com linhagens de *P. aeruginosa* resistentes a um ou ambos marcadores de multirresistência, os antibióticos ceftazidima e imipenem.

Portanto, com referência aos resíduos sólidos de entrada, há similaridade entre os resíduos urbanos de origem domiciliar e de serviços de saúde quanto aos microrganismos analisados.

A presença dos microrganismos indicadores de poluição fecal e de interesse em clínica médica nos resíduos de origem domiciliar e de serviços de saúde aliada à presença de linhagens multirresistentes de *P. aeruginosa* e *S. aureus* a antibióticos, representa risco à saúde de quem manuseia os resíduos sem as precauções necessárias, em condições precárias de higiene ou que consuma alimentos retirados desse meio. Qualquer uma destas situações ou o conjunto delas podem resultar em doença infecciosa à pessoa que tiver todos os requisitos da cadeia epidemiológica atendidos.

4.3.3 Resíduos sólidos ao final do experimento

- Não houve ocorrência de *P. aeruginosa* nos resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde ao final do experimento.
- Nos resíduos da co-disposição registrou-se cultura positiva de *P. aeruginosa* somente nas amostras de dois reatores, L2COD E L3COD, em concentrações menores e praticamente iguais à da entrada. Observou-se sensibilidade intermediária de 50 % à gentamicina, à ceftriaxona e ao cefepime. Houve 100 % de sensibilidade à ceftazidima, à ciprofloxacina e ao imipenem, e de 50 % à gentamicina, à carbenicilina e ao cefepime.
- Não foi detectado *S. aureus* em amostra alguma de resíduos sólidos.
- Não foi possível analisar coliformes termotolerantes em algumas amostras de resíduos ao final do experimento porque houve o desenvolvimento de grande número de platelmintos, nematelmintos e *Ascaris sp.* durante o período de incubação das placas.
- Com exceção dos resíduos dos reatores da Linha 3, houve diminuição da população de *C. perfringens* em todos os outros reatores.
- Os enterococos foram os microrganismos que apresentaram maior população nos resíduos sólidos, independentemente da origem.
- Há indicativo da presença de linhagens de enterococos multirresistentes a antibióticos nos três tipos de resíduos (RSU, COD e RSS), devido a positividade no antibiograma com relação ao marcador de multirresistência para o microrganismo, o antibiótico vancomicina. Entretanto, por não haver relato da existência de cepas resistentes em clínica médica e por se tratar de amostra indicativa, este resultado deve ser visto com prudência e não deve ser encarado como conclusivo.

Com relação aos resíduos sólidos analisados ao final do experimento houve também similaridade entre os resíduos urbanos de origem domiciliar, da co-disposição e de serviços de saúde, sob o ponto de vista microbiológico, quanto aos microrganismos analisados ao final do experimento.

4.3.4 Líquidos lixiviados das células experimentais

- Temperatura média das amostras: $23,0 \pm 0,5$ °C para os RSU; $22,9 \pm 0,5$ °C para os resíduos da COD; e $22,8 \pm 0,5$ °C para os RSS. Estatisticamente não há diferença significativa entre estes valores.
- pH médio: $5,8 \pm 0,1$ para os RSU, $5,7 \pm 0,1$ para os resíduos da COD e $5,6 \pm 0,2$ para os RSS. Estatisticamente não há diferença significativa entre estes valores.

- Potencial médio de oxi-redução: $-147 \pm 13,6$ mV para os RSU; $-4 \pm 12,6$ mV para os resíduos da COD; e -56 ± 16 mV para os RSS. Há diferença estatisticamente significativa do potencial de oxi-redução dos líquidos lixiviados dos resíduos de serviços de saúde.
- Condutividade média: $10,4 \pm 0,85$ mS/cm para os RSU; $10,4 \pm 0,88$ mS/cm para a COD; e $8,5 \pm 0,68$ mS/cm para os RSS. Estatisticamente há diferença significativa dos valores de condutividade dos líquidos lixiviados dos resíduos de serviços de saúde.
- Demanda química de oxigênio média: $4,8 \times 10^4 \pm 7,7 \times 10^3$ mg/L para os RSU; $4,9 \times 10^4 \pm 8,7 \times 10^3$ mg/L para os da COD; e $4,0 \times 10^4 \pm 1,7 \times 10^4$ mg/L para os RSS. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
- Concentração média de *P. aeruginosa*: $0 \leq \mu_{\text{RSU}} \leq 38$ NMP/100mL para os RSU; de $0 \leq \mu_{\text{COD}} \leq 62$ NMP/100 mL para a COD; e de $0 \leq \mu_{\text{RSS}} \leq 1,3 \times 10^5$ NMP/100 mL para os RSS. Houve um pico de concentração de *P. aeruginosa* alcançado na amostra 3L2RSS, que elevou a média para os RSS. Entretanto, como os valores - p dessa variável para o fator de comparação “resíduos” foi maior que 0,05, pode-se concluir com 95% de confiança que não há diferença na densidade populacional do microrganismo, sob o ponto de vista estatístico.
- Concentração média dos coliformes termotolerantes: $4,1 \pm 1,6$ NMP/100 mL para os RSU; de $6 \pm 2,7$ NMP/100 mL para a COD; e de $3,9 \pm 1,8$ NMP/100 mL para os RSS. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
- Concentração média dos enterococos: $0 \leq \mu_{\text{RSU}} \leq 2,8 \times 10^5$ NMP/100 mL para os RSU; de $0 \leq \mu_{\text{COD}} \leq 1,2 \times 10^6$ NMP/100 mL para a COD; e de $0 \leq \mu_{\text{RSS}} \leq 9 \times 10^5$ NMP/100 mL para os RSS. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
- Concentração média de *C. perfringens*: 70 ± 53 NMP/100 mL para os RSU; de $0 \leq \mu_{\text{COD}} \leq 802$ UFC/100 mL para os COD; e de $0 \leq \mu_{\text{RSS}} \leq 63$ UFC/100 mL para os RSS. Embora estatisticamente não haja diferença entre esses valores, foram nos resíduos sólidos urbanos e nos da co-disposição onde ocorreu o maior número de positividade de *C. perfringens*.
- Não houve ocorrência de *S. aureus* em amostra alguma de líquido lixiviado, por isso não foi feito o antibiograma.
- Houve ocorrência de *P. aeruginosa* somente em uma amostra do líquido lixiviado originário dos resíduos sólidos urbanos (11L5RSU), referente à última coleta. A amostra apresentou linhagens que foram 100 % sensíveis à gentamicina, ceftazidima, ceftriaxona, ciprofloxacina, imipenem e cefepime. Houve 100 % de sensibilidade intermediária à carbenicilina.
- Houve ocorrência de *P. aeruginosa* somente em uma amostra (11L5COD) de líquido lixiviado originário dos resíduos da co-disposição, referente à

última coleta. A amostra apresentou linhagens que apresentaram 100 % de sensibilidade intermediária aos antibióticos carbenicilina e ceftriaxona e 100 % sensibilidade aos outros antibióticos testados.

- Houve ocorrência de *P. aeruginosa* em 5 amostras de líquidos lixiviados originários dos resíduos de serviços de saúde, amostras 2L2RSS, 3L2RSS, 3L4RSS, 11L1RSS e 11L5RSS. As amostras apresentaram linhagens resistentes e sensíveis a todos os antibióticos testados e sensibilidade intermediária à gentamicina, carbenicilina e ciprofloxacina.
- Os enterococos foram os microrganismos mais persistentes e os que apresentaram maior população entre os analisados nos líquidos lixiviados. Também nos líquidos lixiviados houve positividade para o antibiótico marcador de multirresistência (vancomicina).
- Parâmetros analisados somente na 9^a, 10^a e 11^a coleta de líquidos lixiviados:
 - Não houve ocorrência de mesófilos hemolíticos.
 - Não houve ocorrência de *E. coli* nos líquidos lixiviados das três últimas coletas. Este resultado é coerente com o registrado para os coliformes termotolerantes (ausentes), uma vez que o gênero *E. coli* participa com percentuais em torno de 96 % a 99 %.
 - Contagens médias de bactérias Gram positivas: $2,2 \times 10^5 \pm 2,1 \times 10^5$ UFC/mL para os resíduos sólidos urbanos, de $0 \leq \mu_{\text{COD}} \leq 1,8 \times 10^5$ UFC/100 mL para os resíduos da co-disposição e de $0 \leq \mu_{\text{RSS}} \leq 5,3 \times 10^5$ UFC/100 mL para os resíduos de serviços de saúde. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
 - Contagens médias de bactérias Gram positivas: $0 \leq \mu_{\text{RSU}} \leq 6,2 \times 10^2$ UFC/100mL para os resíduos sólidos urbanos, de $0 \leq \mu_{\text{COD}} \leq 5,1 \times 10^3$ UFC/100 mL para os resíduos da co-disposição e de $0 \leq \mu_{\text{RSS}} \leq 1,8 \times 10^3$ UFC/100 mL para os resíduos de serviços de saúde. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
 - Contagens médias de bactérias Gram negativas: $0 \leq \mu_{\text{RSU}} \leq 9,1 \times 10^5$ UFC/100 mL para os resíduos sólidos urbanos, de $3,3 \times 10^5 \pm 3,1 \times 10^5$ UFC/mL para os resíduos da co-disposição e de $2,9 \times 10^5 \pm 2,3 \times 10^5$ UFC/mL para os resíduos de serviços de saúde. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
 - Contagens médias de bactérias Gram positivas: $0 \leq \mu_{\text{RSU}} \leq 5,5 \times 10^3$ UFC/100 mL para os RSU, de $4,8 \times 10^2 \pm 4,3 \times 10^2$ UFC/mL para os resíduos da COD e de $6,2 \times 10^2 \pm 5,4 \times 10^2$ UFC/mL para os RSS. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.

- Contagens médias dos fungos aeróbicos: $9,8 \times 10^2 \pm 9,7 \times 10^2$ UFC/mL para os RSU, de $1,0 \times 10^3 \pm 8,8 \times 10^2$ UFC/mL para os resíduos da COD e de $1,0 \times 10^3 \pm 7,8 \times 10^2$ UFC/mL para os RSS. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
- Contagens médias de fungos anaeróbicos: $4,5 \times 10^2 \pm 2,1 \times 10^2$ UFC/mL para os resíduos sólidos urbanos, de $6,4 \times 10^2 \pm 2,1 \times 10^2$ UFC/mL para os resíduos da co-disposição e de $6,3 \times 10^2 \pm 2,8 \times 10^2$ UFC/mL para os de serviços de saúde. Estatisticamente não há diferença entre esses valores.
- Houve diferença estatisticamente significativa principalmente:
 - entre os resíduos de serviços de saúde e os resíduos sólidos urbanos e da co-disposição somente quanto aos parâmetros condutividade e potencial redox. Os RSS tiveram valores menores de condutividade e maiores de Eh.
 - no pH, potencial redox e coliformes termotolerantes, de acordo com o distrito de coleta que os resíduos sólidos urbanos foram coletados.
- A partir da análise da dispersão das nuvens de pontos (observações) e a localização das variáveis nos eixos (análise fatorial por componentes principais) pode-se dizer que há similaridade entre os resíduos sólidos urbanos, da co-disposição de RSU (99%) e RSS (1%) e de serviços de saúde, quando relacionados às variáveis físico-químicas e microbiológicas consideradas.

De acordo com os resultados, pode-se ver que os líquidos lixiviados gerados a partir dos resíduos sólidos urbanos (RSU), de resíduos de serviços de saúde (RSS) e pela mistura desses resíduos (COD) são contaminados, com os mesmos microrganismos, em maior ou em menor proporção.

5 Conclusão

Em vista dos resultados, a primeira etapa deste trabalho contribuiu para conhecer os componentes que apresentam risco biológico e o percentual de cada um deles nos resíduos sólidos urbanos predominantemente de origem domiciliar. A partir da análise dos dados obtidos na pesquisa e os da SLU, pode-se afirmar que os resíduos sólidos urbanos predominantemente de origem domiciliar contribuem com maior quantidade de resíduos contaminados biologicamente, do que os gerados em serviços de saúde.

Os resultados sobre o percentual de resíduos potencialmente infectantes gerados no município, juntamente com os resultados das análises microbiológicas dos resíduos

domiciliares e de serviços de saúde, contribuíram para ampliar o conhecimento sobre as semelhanças entre estes dois tipos de resíduos. Devido a contaminação dos resíduos, tanto urbanos como os de serviços de saúde, quanto aos microrganismos pesquisados, há risco de contaminação e/ou desenvolvimento de doença infecciosa para os catadores de rua e garis que fazem a coleta regular no município. Para minimizar os riscos devido à exposição biológica, é necessário que esses trabalhadores utilizem equipamentos adequados de proteção física e mantenham condição de higiene pessoal satisfatória.

A pesquisa dos líquidos lixiviados do aterro sanitário permitiu perceber, a princípio, as alterações que ocorrem, sob o ponto de vista microbiológico, em função do tempo de aterramento dos resíduos. Não se pode afirmar pura e simplesmente que a maior concentração de microrganismos encontrada na célula AC05 foi devido ao aterramento de uma pequena fração de RSS (1%) junto aos resíduos sólidos urbanos. O tempo diferente de aterramento dos resíduos e as diferenças existentes de operação entre as células, justificam este resultado. Entretanto, a presença de indicadores de contaminação ambiental, em maior ou menor quantidade, nos líquidos lixiviados de ambas as células atesta a possibilidade da presença de outros microrganismos patogênicos advindos dos resíduos aterrados, independentemente de suas origens.

Os resultados das análises microbiológicas dos líquidos lixiviados gerados em condições controladas (nos reatores), também permitiram ampliar o conhecimento sobre o comportamento dos microrganismos pesquisados e as semelhanças entre os líquidos gerados por RSU e RSS, a ponto de permitir indicar a co-disposição de resíduos sólidos urbanos e de serviços de saúde como tecnologia de disposição final viável e ambientalmente adequada, que poderá equacionar os problemas ambientais decorrentes da destinação final inadequada dos RSS, principalmente em pequenas comunidades, que sofrem de carência de recursos técnicos e financeiros de toda a sorte.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativo de custos

Como o projeto não visou o desenvolvimento mas a aplicabilidade da tecnologia de disposição final de resíduos sólidos em aterro sanitário, já sedimentada no mercado, não há contemplação de indicativos de custos. Lembra-se, inclusive, que há diferenças entre o custo de implantação, operação e manutenção de aterros sanitários e de coleta dos resíduos, entre as capitais e cidades dos próprios estados.

Considerando a realidade do Brasil, onde predominam os lixões, recomenda-se que a **Funasa** invista maciçamente na implantação de aterros sanitários, o que representará

um enorme avanço na qualidade da disposição final dos resíduos sólidos no Brasil. O que não é mais admissível sob hipótese alguma é que os resíduos, de qualquer que seja a procedência (domiciliar, de estabelecimentos de saúde, entre outras), continuem sendo despejados em lixões, onde podem ser livremente manuseados.

Juntamente com a implantação do aterro sanitário é necessário que haja a qualificação dos recursos humanos necessários para operar e dar manutenção ao aterro a ser implantado, para que o mesmo não volte a ser um lixão.

O município deve contar, também, com um programa de coleta seletiva, outro de redução de geração de resíduos na fonte e alguns outros programas de destinação alternativos como, por exemplo, de resíduos industriais/comerciais e de coleta dos resíduos especiais (pilhas, baterias, lâmpadas, pneumáticos inservíveis, entre outros) pelos fabricantes, o que pode ser conseguido por meio de um bom programa de gerenciamento integrado.

7 Referências bibliográficas

ANDREOTTI, R. Uso de antimicrobianos e resistência em gado de corte. In: SIMPÓSIO DE RESISTÊNCIA AOS ANTIMICROBIANOS, 2., 2003, Rio de Janeiro. **Conferência**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2003. 1 CD-ROM.

BIDONE, F. R. A. (Coord.). **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização**. Rio de Janeiro: RiMa; Abes, 2001. Projeto PROSAB.

CASTRO NETO, M. Bactérias multirresistentes. In: COUTO, R. C.; PEDROSA, T. M. G.; NOGUEIRA, J. M. (Eds.). **Infecção hospitalar: epidemiologia e controle**. 2. ed. Rio de Janeiro: MEDSI, 1999. Cap.27, p. 507-515.

CETESB. **Norma técnica L5.202: coliformes totais e fecais – Determinação do número mais provável pela técnica de tubos múltiplos**. São Paulo: Cetesb, 1998.

COUTO, R. C.; PEDROSA, T. M. G.; NOGUEIRA, J. M. **Infecção hospitalar: epidemiologia e controle**. 2. ed. Rio de Janeiro: MEDSI, 1999. p. 159-205.

CUSSIOL, N. A. M. **Sistema de gerenciamento interno de resíduos de serviços de saúde: estudo para o Centro Geral de Pediatria de Belo Horizonte**. 135 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2000.

CUSSIOL, N. A. M.; LANGE, L. C.; FERREIRA, J. A. Resíduos de serviços de saúde. In: COUTO, R. C.; PEDROSA, T. M. .G.; NOGUEIRA, J. M. (Eds.). **Infecção hospitalar e outras complicações não-infecciosas da doença: epidemiologia, controle e tratamento**. 3. ed. Rio de Janeiro: MEDSI, 2003. Cap.17, p.369-406.

FERREIRA, J. A. Lixo domiciliar e hospitalar: semelhanças e diferenças. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., maio 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 1903-1909. 1 CD-ROM.

JOHANNESSEN, L. M.; DIJKMAN, M.; BARTONE, C. et al. **Healthcare waste management guidance note**. The Word Bank. Disponível em: <<http://wordbank.org.hnp>>. Acesso em: Maio 2000.

PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. **Microbiology of Solid Waste**. Edited by Anna C. Palmisano and Morton A. Barlaz, 1996.

SOARES, S. R.; BENETTI, L. B.; OLIVEIRA, C.; BARRELLA, K. M.; ALVES, K. C. G. Avaliação microbiológica do percolado nos resíduos hospitalares infecciosos In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001. p. 1-10. 1 CD-ROM.

SOUZA, L. F. **Composição de resíduos sólidos de serviços de saúde com resíduos urbanos**. 2003. 169 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.



Barramento com pneus usados para contenção de solo e água (Bapucosa) e terraceamento com tiras de pneus – (Tetip)

José Geraldo de Vasconcelos Baracuhy (Coordenador), Soahd Arruda Rached Farias, Sidcley Ferreira Castro, Marcos Antonio Firmino Batista, Francisca Magnólia de Oliveira, Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, José Dantas Neto, Edson da Costa Pereira, Ítalo Ataíde Notaro, José Pires Dantas, Gelba Cavalcanti Farias, José Cavalcante Silva Souto, Eduardo Cid Guimarães, Gilson Miranda, Vera Lúcia Antunes de Lima, Francisco Monte Alverne de Sales Sampaio, Verneck Abrantes de Sousa, Maria Betânia Rodrigues Silva e Aline Costa Ferreira.

Proponente: Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

Executora: Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

Resumo

Implementado na microbacia do Riacho Angico (Campina Grande - Paraíba), este trabalho teve como objetivo desenvolver, instalar e avaliar duas técnicas de re-úso de pneus para fins agrícolas, notadamente no que se refere à captação de água “in situ”: Barramento com Pneus Usados para Contenção de Solo e Água (BAPUCOSA) e Terraceamento com Tiras de Pneus (TETIP). A construção do BAPUCOSA é uma técnica complementar a barragem subterrânea, tendo a finalidade de produzir maior obstáculo superficial das águas dos riachos nos momentos de enxurradas. Os resultados das 10 construções dos BAPUCOSA’s, com comprimentos variados, foram satisfatórios quanto à função de gerar obstáculos as águas, com apenas alguns deslocamentos e acomodações na sua estrutura, porém não ocorreram perdas de pneus, o que consagra a sua eficiência. O terraceamento com tiras de pneus foi instalado numa área degradada, tendo sido comprovada, visualmente, sua eficiência

quanto ao acúmulo de solo na sua parte montante. Foram coletadas amostras de solos em 57 pontos, em profundidades de 0-30, 30-60, 60-90 cm, ao longo de um riacho que possui 06 barragens subterrâneas seqüenciadas, bem como em áreas testemunhas (montante e jusante) com o objetivo de avaliar parâmetros físico-hídricos e físico-químicos. As análises granulométricas apresentaram como resultados a presença de solos com predominância arenosa. O menor percentual de disponibilidade da água para as plantas, como era de se esperar, ocorreu em dezembro/2004 (período seco). Em abril/2005 (período de chuvas) foram obtidos valores médios de umidade na área a montante (testemunha), enquanto nas barragens que possuíam os BAPUCOSA's o teor de umidade foi bem maior, o que confirma que a presença desses obstáculos aumenta a disponibilidade de umidade para as plantas. Foram efetuadas duas coletas para análise de solos: a primeira em dezembro de 2002 e a segunda em dezembro de 2004. Todos os solos analisados do ponto de vista de salinidade/sodicidade foram considerados normais. A fertilidade do solo, avaliada na primeira coleta (2002), apresentou os seguintes indicadores: a) teores de fósforo que variaram, em média, de muito alto a alto; b) potássio muito alto a alto; c) matéria orgânica muito baixa. Em 2004 ocorreu apenas redução no nível de potássio, passando de muito alto para médio. Quanto aos parâmetros físico-químicos das águas destinadas ao consumo humano, constata-se que as fontes mais adequadas compreendem os poços amazonas das barragens subterrâneas, já que as demais apresentaram, na grande maioria, parâmetros superiores aos padrões de qualidade recomendados pelo Ministério da Saúde. Devido aos resultados obtidos em todas as fontes de água não se recomenda o seu uso para consumo humano, sem que haja um prévio tratamento por desinfecção. Para irrigação não existe água de excelente qualidade na microbacia, embora as amostras de água, oriundas dos poços amazonas das barragens subterrâneas e dos açudes, apresentaram baixo risco quanto à salinidade, mas possuem de moderado a severo risco de sodificação. Para consumo animal, apresentaram-se sem restrição os poços amazonas das barragens subterrâneas e açudes, porém a fonte no Rio São Pedro chegou a apresentar concentrações elevadas de sais no período seco, indicando ser considerada imprópria para dessedentação de qualquer animal.

Palavras chaves: Obstáculo superficial, barragem subterrânea, água disponível, diagnóstico de qualidade de água, poço amazonas, terraceamento, captação de água '*in situ*', salinidade

Abstract

This research was developed on the Riacho Angico's (Campina Grande – Paraíba) micro basin had as a principal objective to develop and evaluate two techniques to utilize used rubber tires for an "in situ" storage of water for agricultural purposes: Barrage with used tires for water and soil retention (BAPUCOSA) and Terracing with tires strips (TETIP). The BAPUCOSA structure is a complementary technique of the subterranean reservoir, aiming to form a surface obstacle to the river waters produced during excessive precipitation. The results obtained with the construction of 10 BAPUCOSA structures with different lengths were satisfactory to stop the water; however, it was verified some small changes on their original structure without lose of the tire material. The terracing with tire stripes, implemented on a depredated area, showed, visually, a good efficiency on soil accumulation. Soil samples were collected on 57 points at depth intervals of 0-30, 30-60 and 60-90cm, along a river that has 6 sequenced subterranean reservoirs, as well as in control areas (upstream and downstream from the BAPUCOSA structure) with the objective of evaluate the soil physical-hydrical and physical-chemical attributes. The results showed the presence of mainly sandy soils. As it was expected the lowest soil water availability was found during the month of December (dry period). On April 2005 (rainy period) the upstream the BAPUCOSA barrages had medium soil moisture contents. And the moisture was much higher showing, thus, that the BAPUCOSA constructions increased the soil water availability for plants. Two other soil samples were collected on December 2002 and December 2004 to evaluate the salinity/sodicity and the fertility of the soils, All the analyzed soils were considered normal. From the fertility viewpoint it was observed that the phosphorus and potassium contents varied from high to very high and the organic matter content was very low. On 2004 the potassium decreased from very high to medium content when compared with the sampling on 2002. Analyzing the physical chemical attributes of the water for human consumption, it was observed that the best water sources were the Amazonian wells of the subterranean barrages. The other water sources showed parameters out of the accepted values recommended by the Health Ministry for human consumption. With respect to the microbiological or sanitarium status, it is not recommended the use of any of the water sources analyzed for human consumption without a previous disinfections treatment. There not exist water of excellent quality for irrigation. Although the waters coming from the Amazonian wells and weirs showed low salinity risk, the sodicity risk is from moderated to severe. For animal consumption, the waters originated from the Amazonian wells and reservoirs did not have restrictions, however the water coming from the San Pe-

dro River showed elevated salt concentrations during the dry period being thus not recommended for consumption for any animal

Keywords: Surface obstacle, subterranean reservoir, available water, water quality diagnostic, Amazonian wells, terracing, salinity.

1 Introdução

A situação de destinação adequada dos pneus usados no Brasil levou o governo brasileiro em 1999, através da Resolução Nº 258 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), a exigir que fábricas de pneus instaladas no país dessem utilização de todo o ativo/passivo desses produtos usados sem, contudo, contaminar o meio ambiente. Ao desenvolver técnicas de reciclagem com custos baixos este trabalho está contribuindo de forma significativa para aumentar a capacidade de retenção de água e de solos agrícolas, através de práticas ambientais, retirando do meio urbano, resíduos sólidos de grande capacidade de alojar insetos a exemplo do *Aedes aegypt*, transmissor da dengue e da febre amarela, e poluir o ar quando incinerados.

Em função também da necessidade de utilização de materiais alternativos e mais econômicos para obtenção de melhores resultados agrícolas e de captação de água em áreas rurais, principalmente para atender a agricultura familiar, o presente trabalho teve como objetivo a adoção de novas técnicas de captação de água “in situ” para promover maior suporte hídrico nos solos através de Barramento com Pneus usados para Contenção de Solo e Água (BAPUCOSA), consistindo numa proposta de produzir obstrução parcial do fluxo hídrico superficial e dos solos carregados em riachos temporários, produzindo um maior armazenamento de águas em barragens subterrâneas, conforme recomenda Costa (1987). A outra técnica consistiu em instalar terraceamento para proteger as encostas degradadas, retendo solo e água e aumentar a capacidade da cobertura vegetal.

Lund (1993), através de estudos efetuados, afirma que o Brasil produz cerca de 32 milhões de pneus por ano. Quase um terço dessa produção é exportada para 85 países e o restante é utilizado nos veículos nacionais. Dentro deste montante as quantidades descartadas precisam ter destinos adequados e não poluentes. Segundo BNDES (1998), como os materiais de constituição dos pneus são de difícil decomposição, a sua disposição torna-se mais complexa. Para que se possa modificar este cenário é imprescindível à necessidade de se promover mudanças na sua destinação final e adequá-las a uma “melhor tecnologia de tratamento disponível, ambientalmente segura e economicamente viável”, principalmente quando se tratar de pneumáticos inservíveis.

2 Objetivos

Construção de 10 BAPUCOSA's acompanhados de poços amazonas, tipo anel pré-moldado; instalação em 2,5 hectares de TETIP's, visando avaliar a estabilidade e funcionabilidade do reuso de pneus, além da realização de monitoramento de umidade natural do solo em períodos críticos e chuvosos; salinidade e fertilidade temporal no período crítico de umidade do ano, além de análises microbiológica e química de águas em diversas fontes da microbacia, com vistas a diagnosticar a qualidade das águas destinadas ao consumo humano, irrigação e dessedentação animal.

3 Metodologia

3.1 Descrição da área estudada

A pesquisa abrangeu toda microbacia do Riacho Angico, sendo este um afluente do Rio São Pedro, o qual deságua no Rio Bodocongó, e, por conseguinte, no Rio Paraíba. A microbacia do Riacho Angico (Paus Brancos) está localizada no extremo sudoeste do município de Campina Grande, em área estritamente rural, onde reside grande parte das 72 famílias assentadas e tuteladas pelo Instituto de Terras da Paraíba (INTERPA), desde 1986, além de vários proprietários que ocupam também as nascentes. Sua extensão territorial é de 2.309,70 hectares (BARACUHY, 2001), e está localizada entre as latitudes $07^{\circ} 25' 00''$ e $07^{\circ} 20' 00''$ Sul e longitudes $36^{\circ} 02' 20''$ e $36^{\circ} 07' 00''$ Oeste.

Os trabalhos de construções de BAPUCOSA's e TETIP's concentraram-se no Assentamento Paus Brancos, localidade com características socioeconômicas críticas, sendo diagnosticada uma deterioração de 57,8%, segundo Baracuhy (2001).

Para o trabalho de monitoramento de solo efetuou-se análise da umidade, salinidade e fertilidade, coletando-se amostras em uma área, particularmente única, que contemplava uma seqüência de 06 barragens subterrâneas com anos variados de construção (desde 1999 até 2002), com o uso de obstáculos de pneus (BAPUCOSA) construídos em 2004, além de área a jusante e montante da seqüência (tabela 1 e figura 1).

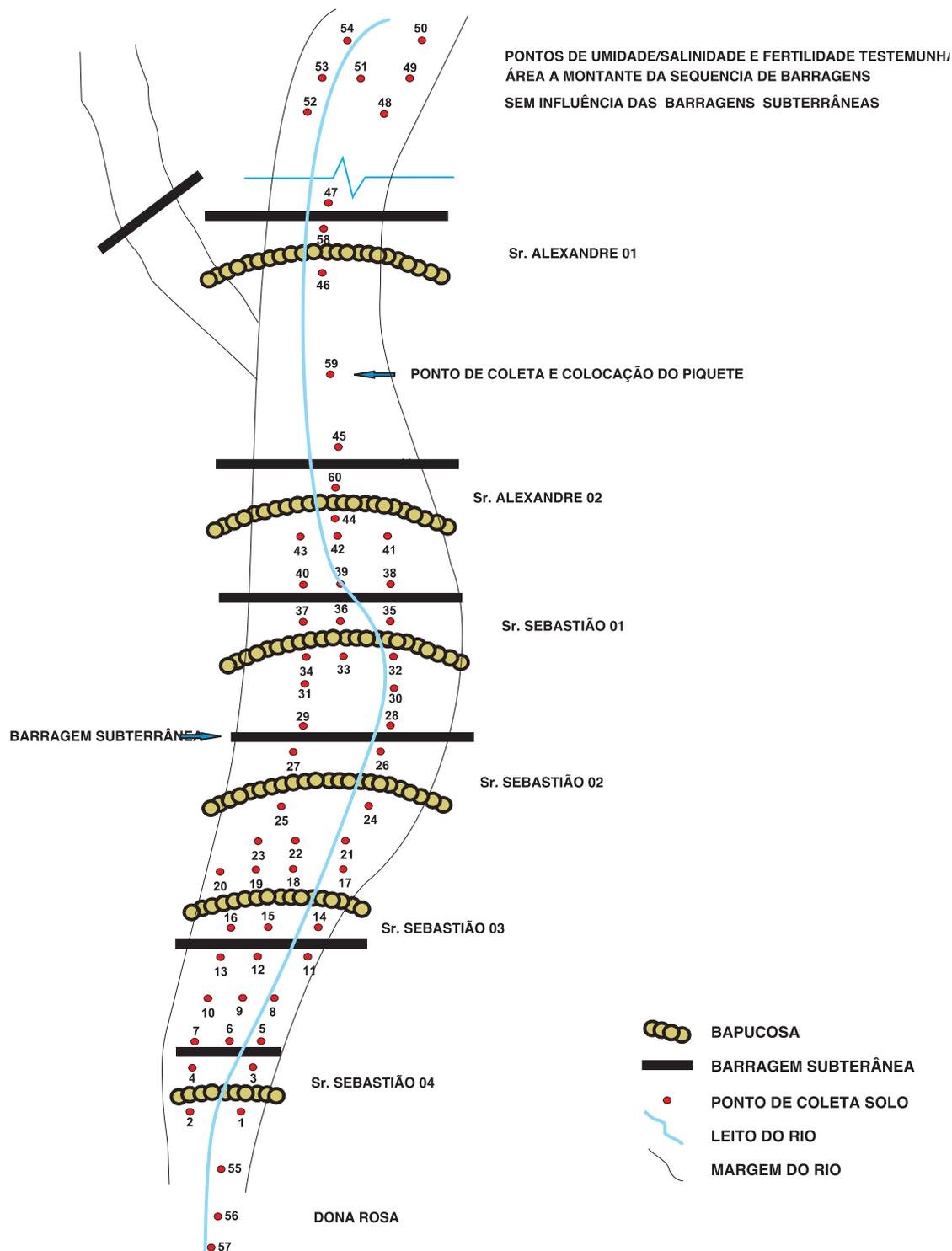
Tabela 1 – Descrição da área estudada no monitoramento de solo em trecho de riacho com a presença de barragens subterrâneas com BAPUCOSA

Descrição dos trechos do riacho	Lote/ Proprietário	Cobertura Vegetal	Pontos	Cód.
Jusante após a barragem subterrânea 1 sendo colhido antes e depois do BAPUCOSA com 7 amostras simples, com seu ponto mais distante de coleta do B1 em torno de 30 m.	Rosa Mendes	Apenas no ponto 3 (sorgo forrageiro)	57, 56, 55, 1, 2, 3, 4	J
Barragem subterrânea 1 construída em 1999, possuindo a jusante BAPUCOSA construído em 2001, rompido em 2003 e recuperado em 2004, com 9 amostras simples, distante do B2 em torno de 120m.	Sebastião Cardoso	Sorgo forrageiro	5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13	B1
Barragem subterrânea 2 construída em 2000, possuindo a montante BAPUCOSA construído em 2002, com 14 amostras simples, distante do B3 em torno 85m	Sebastião Cardoso	Cana, capim elefante e sorgo forrag.	14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27	B2
Barragem subterrânea 3 construída em 2000, possuindo a jusante BAPUCOSA construído em 2002 e rompido em 2004, com 10 amostras simples, distante do B4 em torno de 90 m.	Sebastião Cardoso	Plantio de capim elefante	28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37	B3
Barragem subterrânea 4 construída em 2002, possuindo a jusante BAPUCOSA construído em 2003/2004, com 7 amostras simples, distante do B5 em torno de 85 m.	Sebastião Cardoso	Plantio de capim elefante e sorgo forrageiro	38, 39, 40, 41, 42, 43, 44	B4
Barragem subterrânea 5 construída em 2002, possuindo a jusante BAPUCOSA construído em 2004 com 2 amostras simples, distante do B6 em torno de 75 m.	Alexandre	Ausência de vegetação	45, 46	B5
Barragem subterrânea 6 construída em 2002, possuindo a jusante BAPUCOSA construído em 2004 ficando a mesma distante da coleta a montante em torno de 150 m, com 1 amostra simples logo após o barramento com lona.	Alexandre	Vegetação nativa da caatinga	47	B6
Região Montante das barragens sem influência dos barramentos (testemunha), com abundante vegetação nativa, com 7 amostras simples	Alexandre	Vegetação. nativa da caatinga	48, 49, 50, 51, 52, 53, 54	M

Para o monitoramento do solo, realizou-se o georreferenciamento de pontos no solo das barragens subterrâneas em duas oportunidades (dez/2004 e abr/2005), quando foram realizadas leituras de umidades em 57 pontos previamente georeferenciados.

A figura 1 apresenta o croqui de distribuição dos pontos de coleta das amostras.

Figura 1 – Esquema de localização dos pontos coletados de amostras de solo, para três profundidades



O monitoramento mais abrangente foi o diagnóstico da qualidade das águas da microbacia, coletadas de 17 fontes existentes na área, incluindo os poços amazonas das barragens subterrâneas. As nomenclaturas foram convencionadas com base na seqüência de coleta realizada no campo e, suas siglas (em letras), baseadas na abreviação do tipo de fonte analisada, isto é, PR: Ponto Riacho; PA: Poço Amazonas; PT: Poço Tubular com acionamento de cata-vento; AÇ: Açude. A tabela 2 apresenta maiores detalhes sobre as fontes analisadas.

Tabela 2 – Referencial das Fontes de Água, segundo Descrição dos Proprietários, Uso Atual e Características Específicas.

Nomeclatura	Proprietário(nº de usuários)	Descrição da fonte
PR1	-	Pertencente à bacia hidrográfica do curso médio do Rio Paraíba, o Riacho São Pedro é um afluente do Rio Bodocongó. A coleta foi realizada em rebaixamento natural aproximadamente a 0,70 m do leito seco do riacho, com exceção de fev/04, quando foi colhida água corrente do rio.
PR2	José Iremar Hemergidio de Souza (6)	Pertencente à bacia hidrográfica do Médio Paraíba, o Riacho Angico é afluente do Rio São Pedro. A coleta foi realizada em cacimbão natural no leito do riacho, com rebaixamento natural de 0,70 m a 1,0 m do solo do riacho. Fonte de água para animais e serve irrigação, por sistema localizado (microaspersão) de uma área de 0,5 ha com cultura de coco anão, há mais de 4 anos.
PA1	José Iremar Hemergidio de Souza (6)	Poço amazonas, sem tampa, com revestimento de anéis pré-moldados de diâmetro 1,50 m e profundidade de 3,5 m, estando o nível da água a 1,83 m do nível do terreno no início do estudo. Utilizado para dessedentação de animais bovinos.
PA2	José Iremar Hemergidio de Souza (6)	Poço amazonas sem tampa com revestimento de anéis pré-moldados de diâmetro 1,50 m e profundidade de 3,5 m, cujo nível da água está a 2,30 m do nível do terreno no início do estudo. Poço instalado no começo de 2003, e inserido na área das plantações irrigadas de coco.
PT1	Pertence ao Assentamento de Paus Brancos, lote do Sr. Severino Ferreira (350)	Poço tubular, com cata-vento que bombeia a água para um tanque/bebedouro, com 20 m de profundidade e mais de 30 anos de instalação. É a fonte principal de uso para os moradores do local, (cozimento dos alimentos, banho e lavagem de roupa), usado para beber na ausência de carros pipas e cisternas além da dessedentação de animais.
PT2	Regina Maria da Conceição (6)	Poço tubular com cata-vento que bombeia a água para irrigação de capineira e plantas frutíferas; possui 25 m de profundidade e tem mais de 5 anos de instalação; é a fonte alternativa para os moradores do local, quando PT1 está quebrado. Usa-se para cozimento dos alimentos, banho, lavagem de roupa, dessedentação de animais e pouco usado para beber.
PA6	Regina Maria da Conceição (-)	Poço amazonas à montante de barragem subterrânea, sem obstáculos superficiais, próximos à fonte PT2.

Nomeclatura	Proprietário(nº de usuários)	Descrição da fonte
AÇ1	Edilson Ferreira (10)	Açude com 40 m de largura e extensão de 55 m, no início do estudo com profundidade máxima de 2,0 m. É usado para abastecimento humano e animal.
PT3	Pertence ao Assentamento Paus Brancos, localizado no lote da Sra. Rosa Mendes Pereira (10)	Poço tubular, com cata-vento que bombeia a água para tanque em PVC coberto com torneira e capacidade de 5.000 L. Eventualmente, irriga uma pequena área de capim elefante. O poço possui 39,8 m de profundidade e tem 2 anos de instalação. Não apresenta água em abundância, mas é outra fonte coletiva da comunidade, abastece os animais, cozimento dos alimentos banho etc..
AÇ2	Rosa Mendes Pereira (2)	Açude com 25 m de largura e extensão de 43 m no início do estudo. Profundidade máxima de 1,5 m. É usado mais para consumo animal.
PA7	Rosa Mendes Pereira(-)	Poço construído à montante de uma barragem subterrânea que possui obstáculo superficial de solo compactado (forma de açude).
PA3	Sebastião Cardoso(-)	Poço amazonas, sem tampa, com revestimento de anéis pré- moldados de 1,5 m de diâmetro e profundidade de 5,86 m, estando o nível da água a 4,90 m do nível do terreno, no início do estudo. Instalado em 2001, ficando à montante de uma barragem subterrânea construída em 2000 que possui obstáculo de pneus para aumento de nível e captação de água em momentos de enxurrada. É usada para consumo humano, animal e pequenas irrigações com baldes.
PA4	Sebastião Cardoso(-)	Poço amazonas sem tampa, com revestimento de anéis pré- moldados, de 1,5 m de diâmetro e profundidade de 3,00 m, estando o nível da água a 2,80 m do nível do terreno no começo do estudo. Instalado no início de 2003, ficando à montante de uma barragem subterrânea construída em 2000 que possui obstáculo de pneus para aumento de nível e captação de água em momentos de enxurradas.
PA5	Sebastião Cardoso(-)	Poço amazonas, sem tampa, com revestimento de anéis pré- moldados de 1,5 m de diâmetro e profundidade de 2,90 m, estando o nível da água a 2,60 m do nível do terreno no início do estudo. Instalado em 1999, ficando à montante de uma barragem subterrânea construída em 1999, que possui obstáculo de pneus para aumento de nível e captação de água em momentos de enxurrada. É usado para consumo humano, animal e pequenas irrigações com baldes.
PA8	Sebastião Cardoso (-)	Poço amazonas, sem tampa, com revestimento de anéis pré-moldados de 1,5 m de diâmetro e profundidade de 2,90 m, estando o nível da água a 2,60 m do nível do terreno, no início do estudo. Foi instalado em janeiro de 2003, à montante de uma barragem subterrânea construída em 2002, que possui obstáculo de pneus para aumento de nível e captação de água em momentos de enxurrada. É usado para pequenas irrigações com baldes ao redor do poço.
PT4	Herdeiros do Sr. Peres Filho (10)	Poço tubular com cata-vento que bombeia água para tanque, tendo 36 m de profundidade e mais de 10 anos de instalação, abastecendo os animais, cozimento dos alimentos, banho, lavagem de roupa e pouco usado para consumo direto humano (beber).
PT5	Laudemiro Lopes de Figueiredo (Bebe Lopes) (10)	Poço tubular, com cata-vento que bombeia a água para tanque/bebedouro, com 42 m de profundidade e com mais de 20 anos de instalação. A fonte é utilizada para abastecimento animal e raramente para consumo humano (cozimento, banho e lavagem de roupa).

3.2 Instalação de BAPUCOSA's, TETIP's e Poços Amazonas com anel pré-moldado

O desenvolvimento detalhado das duas técnicas de barramentos, além da construção de poço amazonas, tipo anel pré-moldado, encontram-se disponíveis em forma de cartilha e CD, sob o título de Técnica de Reuso de Pneus para Fins Agrícolas, sendo meta deste referido projeto.

A primeira consiste em criar obstáculos superficiais e transversais no leito do rio, constituído de pneus de grande porte (caminhão, ônibus e caminhoneta), contendo pedras de menor porte no seu interior e de maior porte ao final da última camada de pneus, os quais deverão estar ancorados com varas de ferro de ½" e comprimento variando entre 2,40 a 3,0 metros, sendo as mesmas fixadas no interior dos pneus (face montante) com a sua extremidade "grampeada" para promover maior estabilidade do barramento, trabalho citado em Baracuhy et al. (2001).

A segunda é semelhante aos terraceamentos convencionais, porém possui como material de contorno, pneus usados e descartados de automóveis de pequeno porte, tendo sido utilizada as faces laterais e a bandagem da rodagem cortada através de máquina projetada para este fim.

Já a instalação de poços amazonas consiste em promover escavação e colocação dos anéis de 1,5m de diâmetro e 0,55 cm de altura feita mecanicamente, utilizando-se de uma retroescavadeira. Foi aberto um retângulo com no mínimo 1,0 m a mais do diâmetro do anel e retirado o solo até a profundidade limite da máquina, após o que foram feitos pequenos acabamentos de nivelamento manualmente para recebimento do primeiro anel.

A colocação dos anéis pré-moldados foi efetuada através de 02 homens que realizaram a operação de amarração da corda para que a máquina alçasse o anel e o deslocasse até a escavação. Neste processo foi necessário que um homem com alavanca descesse até o anel em repouso para auxiliar a aproximação do anel superior com o anel anteriormente colocado. O deslocamento do homem para estes ajustes foi realizado com auxílio da retroescavadeira. A cada dois anéis colocados eram preenchidos os espaços laterais com solo, preferencialmente arenoso, ou do próprio material escavado. O último anel ficou praticamente exposto na superfície do solo do riacho, sendo necessário rejuntar o encontro deste ultimo anel com cimento.

3.3 Monitoramento do solo

Os solos onde se encontram as barragens subterrâneas são normalmente de formação sedimentar, decorrentes de arrastos de partículas de solo das encostas durante a incidência

das chuvas, caracterizando-o ser constituído de estrutura textural diversificada, razão pela qual se faz necessária realizar uma seqüência na coleta de pontos dentro de um riacho, de forma a que se possa caracterizar melhor o comportamento de tendência dos resultados a serem analisados para que se tenha maior segurança nas informações.

3.3.1 Propriedades físico-hídricas do solo

Foram coletadas amostras nas profundidades de 0-30, 30-60 e 60-90 cm em cada um dos 57 pontos pré-estabelecidos, com a finalidade de se obter os seguintes parâmetros físico-hídricos nas duas camadas mais profundas: granulometria, densidade das partículas, densidade global e porosidade total. Para os parâmetros capacidade de campo, ponto de murcha e água disponível foram realizados ensaios em todas as profundidades citadas.

As umidades naturais do solo foram coletadas em dois momentos distintos: crítico (14 de dezembro de 2004), considerado período de maior *déficit* de água no solo e chuvoso (23 de abril de 2005). Os pontos coletados foram georreferenciados e após a primeira coleta (dezembro/2004) foi colocado um piquete de PVC e retornado o solo pesquisado. Para a coleta seguinte (abril/2005) foram escolhidos locais que se distanciavam dos pontos anteriormente selecionados, com variações de 1,5 a 3 m. Com isto foi possível que as análises físico-hídricas do solo servissem de suporte para avaliar os dois resultados. As duas coletas de amostras tiveram os mesmos procedimentos, iniciando-se nos pontos a montante (M) passando pelas barragens subterrâneas e partindo em direção a jusante (J).

Para obtenção dos valores de umidade natural dos solos (coletados nas profundidades de 0-30, 30-60 e 60-90 cm) foi utilizado o método da estufa (gravimétrico), segundo metodologia recomendada pela EMBRAPA (1979).

Os valores do percentual de água disponível às plantas foram obtidos utilizando-se do valor da umidade natural menos o ponto de murcha correlacionando com a água disponível do solo.

A análise granulométrica foi determinada pelo método do hidrômetro segundo recomendações de Bouyoucos (1951). Quanto à análise textural, a dispersão foi obtida de forma mecânica (agitação) e o reagente utilizado foi o hidróxido de sódio com concentração de 1,0 normal.

A densidade real foi determinada pelo método do balão volumétrico, enquanto que a densidade global foi determinada pelo método da proveta, de acordo com a metodologia recomendada pela EMBRAPA (1979).

A porosidade total foi determinada pela relação entre a densidade global e a densidade das partículas do solo, utilizando-se como referência a equação Veihmeyer, citada por Black (1965).

3.3.2 Propriedades físico-químicas do solo

O primeiro trabalho de coleta de amostras de solo, realizado em dezembro de 2002, baseou-se na obtenção de amostras de solo em 40 pontos, gerando-se 120 amostras que foram misturadas a cada 10 para se obter uma amostra composta representativa de cada área M, B1, B2, B3 e B4, o que totaliza 12 amostras de solo colhidas ao longo da calha do riacho em estudo, utilizando-se como ferramenta trados manual e motorizado, às profundidades de 0-20, 20-40, 40-60 cm.

O segundo trabalho de coleta de amostras, efetuado em dezembro de 2004, baseou-se na obtenção de amostras simples, com variações de 7 a 14 pontos, de acordo com a largura, com exceção de B5 e B6, respectivamente, com 2 e 1 amostra recolhidas, conforme detalha a tabela 9. Foram colhidas amostras de uma seqüência de 57 pontos nas seguintes áreas: J, Barragem1, B1, B2, B3, B4, B5, B6 e M, conforme distribuição apresentada na figura 1, as quais foram colhidas ao longo da calha do riacho e em pontos transversais ao aluvião, abrangendo mais o comportamento dos parâmetros estudados. Desse modo, foi feita uma avaliação, utilizando-se da estatística descritiva para verificar a uniformidade dos dados, considerando-se que o ambiente de estudo é por natureza formado ao longo do tempo com camadas diversas de solos diferentes. Para se obter os resultados dos parâmetros físico-químicos relatados anteriormente, foram utilizados os procedimentos descritos pela EMBRAPA (1997). As análises de solo foram avaliadas através de métodos estatísticos descritivos, para obtenção dos valores médio, mediano, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação do conjunto de amostras. A interpretação dos dados quanto à salinidade foi classificada de acordo com Richards (1954). A fertilidade foi avaliada tomando-se como referência os níveis de fósforo, potássio e matéria orgânica, segundo classificação da EMBRAPA (1997).

3.4 Monitoramento da água da microbacia

3.4.1 Análises físicas, químicas e microbiológicas

Em 11 meses de pesquisa (maio de 2003 a março de 2004) foram amostradas 17 fontes de água totalizando 98 amostras para análises físicas e químicas realizadas no Laboratório de Irrigação e Salinidade da Universidade Federal de Campina Grande, utilizando a metodologia proposta pela EMBRAPA (1997). Os parâmetros analisados foram: pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio, sódio, potássio, carbonatos, bicarbonatos, cloretos, sulfatos e ferro. Para as análises microbiológicas, as coletas ocorreram em 08 meses (julho/2003 – fevereiro/2004) para 15 fontes e foram colhidas 76 amostras. Foram identificados coliformes termotolerantes, bem como bactérias heterotróficas mesófilas, através da metodologia da APHA (1998). As análises foram feitas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

4.1 Monitoramento de precipitação no Local

Instalou-se um pluviômetro na parte alta do Assentamento, em decorrência de ser um trecho com seqüências de barragens subterrâneas, realizando-se o monitoramento do solo através da obtenção de umidade natural, salinidade e fertilidade. Na tabela 3 constam os dados de 2003 e 2004. Para os meses de janeiro e fevereiro do ano de 2004 foi considerado como período de ocorrência de chuvas seculares, sendo atípico para o local, e que promoveu um grande transtorno como entupimento de poços, rompimento de açudes pequenos e barramentos de pneus existentes, além de representar 70% a mais de chuvas esperadas para o local.

Tabela 3 – Dados pluviométricos do local durante a pesquisa

PrecipP.(mm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	ANO
Ano 2003	90,1	36,4	68,9	157,2	45,0	87,0	15,0	27,0	8,0	10,0	7,5	0,0	552,1
Ano 2004	293,8	150,3	50,7	27,9	76,1	120,4	138,4	18,5	6,2	2,0	1,0	---	885,3
Ano 2005	99,0	20,8	46,0										165,8
Prec.média	25,9	44,2	82,9	89,4	66,4	67,7	63,6	26,6	13,8	7,2	6,8	14,0	519,4

4.2 Construção de barramentos com pneus usados para contenção de solo e água (BAPUCOSA)

Foram instalados na microbacia em água estudo 10 barramentos (BAPUCOSA). Esta técnica de construção utilizando pneus usados é antes de tudo uma adequação de uma prática de obstáculo utilizando pedras com tamanho em um dos lados de 0,30 a 0,50 m.

Os trabalhos da construção dos BAPUCOSA surtiram efeitos de obstáculo, não produzindo perdas de pneus durante as enxurradas e criou-se empoçamento maior ao final de cada enxurrada dos riachos, validando significativamente toda a pesquisa. As alturas variaram de 2 a 4 camadas de pneus, sendo as com 4 foram as mais atingidas pelo efeito de deslocamento da última camada, e que as varas de ferro de 1/2" conseguiram produzir efeito satisfatório desde que seja virada sua ponta final em direção a face montante do barramento. Os barramentos foram construídos variando sua extensão entre 8 a 55 m. Constatou-se portanto que não se faz necessário o preenchimento dos pneus com solo, apenas com pedras de pequeno porte, com exceção da primeira camada da base que fica abaixo do nível do terreno. Os custos com a construção são relativamente baixos, sendo necessário investimentos financeiros com a aquisição de varas de ferro de 1/2" com comprimento de 2,4 a 3 m, despesas com o transporte dos pneus e mão-de-obra, já o BAPUCOSA 10 teve acrescido o uso de solo-cal-cimento no

intermédio entre duas camadas de pneus, o que consolidou uma maior impermeabilidade do obstáculo, porém elevou os custos pelo acréscimo de cimento e cal (figura 2 e figura 3).

Figura 2 – Bapucosa 9, em março de 2005, observando restos culturais presos na face montante do barramento, sem deformações no seu alinhamento



Figura 3 – Bapucosa 8, após chuvas de janeiro de 2005, apresentando um pneu da camada final deslocado e seguro pela vara de ferro



Os barramentos com maior extensão (figura 2) foram os que menos sofreram pela passagem da água, enquanto os que estavam localizados em calha estreita, eram submetidos a grande velocidade da água levando a algumas deformações do alinhamento do mesmo (figura 3).

4.3 Construção de poços amazonas com anéis pré-moldados

Os poços amazonas foram construídos utilizando o processo de escavação e colocação dos anéis, utilizando-se de máquina retroescavadeira, que permitiu uma rápida colocação dos anéis. O trabalho foi desenvolvido no mês de janeiro 2003, e teve capacidade de atender 14 locais, tendo-se instalado 04 poços a mais do que o previsto. As profundidades dos poços variaram entre 2,5m a 5,0 m de profundidade.

Os poços foram construídos com a expectativa de se obter maior acúmulo de água promovido pela presença dos BAPUCOSA's, já que se considerando chuvas médias em torno de 519 mm ao ano não seriam suficientes para promover a saturação de um lençol freático por muito tempo, daí sua capacidade de acumulação ter sido maior ocorrer nos poços que já possuíam obstáculos de pneus. Os poços que acumularam água para coleta no ano de 2003 foram apenas os que estavam inseridos em barragens completas. No ano de 2004 a seqüência de chuvas e sua intensidade promoveram entupimentos parcial ou total em mais de 50% dos 14 poços, deslocamento de anéis e com isto, poucos poços possibilitaram coleta de água.

4.4 Terraceamento com tiras de pneus (Tetip)

O terraceamento construído com tiras de pneus é funcional, principalmente por que possibilitou aumentar o volume de água e reter solo, condições consideradas ideais para encostas degradadas ou mesmo em áreas de plantio, desde que não sejam destruídas suas instalações nos tratos culturais. Foram colocadas duas formas de uso: tiras e banda lateral do pneu de pequeno porte cortadas em 03 pedaços (pequena meia lua).

A proposta inicial para a área em questão era ser recuperada gradativamente e com algumas intervenções, através de plantio de essências florestais nativas do local como forma de estabelecer variedades para o local. Porém, em 2003, em decorrência da inexistência de área para plantio promoveu-se uma "limpa" no local, por se achar que o solo dispunha de grandes potencialidades nutricionais. O trabalho foi iniciado em 2001 e incrementado pelo projeto da **Funasa**.

4.5 Análises dos solo

4.5.1 Propriedades físicas e umidade disponível para as plantas

As análises de textura, porosidade, densidade global e das partículas do solo foram coletadas às profundidades de 30-60 e 60-90 cm, já que essas camadas são as que particularmente manifestam o maior efeito de capilaridade (umidade) para o sistema radicular das plantas. A tabela 4 apresenta as classificações texturais encontradas na área em estudo.

A distribuição dos tipos de textura que compõem as camadas e seus percentuais mostram grande predominância das texturas areia, areia franca a franco arenosa, representando 65% na camada de 30-60cm e 57% na camada de 60-90 cm, também possui uma quantidade expressiva de solos mais argilosos, quando analisa-se o conjunto de solo franco argilo-arenoso e franco argiloso que representa 31% e 37% nas respectivas camadas 30-60 e 60-90 cm. Existe um razoável aumento da presença de argila na composição da textura na profundidade de 60-90 cm, observado através da diminuição da quantidade de amostras arenosas e aumento gradativo de amostras com presença da argila. Vale salientar que não ocorreu amostra de textura essencialmente argilosa, isto é, com mais de 40% de argila na composição do solo.

Tabela 4 – Quantificação da textura de solo encontrada nas profundidades de 30-60 e 60-90 cm.

Textura	Abreviação	Quantidade de amostras	
		30-60 cm	60-90 cm
Areia	A	0	1
Areia Franca	AF	14	9
Franco Arenosa	FA	23	22
Franca	F	2	4
Franca Argilo-Arenosa	FAA	15	13
Franco Argilosa	FARG	3	8

As médias dos 57 pontos nas profundidades de 30-60 e 60-90 cm para as densidades globais foram respectivamente de 1,42 e 1,40; para densidade das partículas foram 2,67 e 2,67 e porosidade total 46,73 e 47,64%.

Após a coleta de amostras de umidade natural do solo, os dados foram analisados através da estatística simples nas profundidades de 30, 60 e 90 cm, onde a tabela 5 resume os valores obtidos de média, mínimo, máximo, através de agrupamentos de amostras por trechos de barragens e geral nos períodos seco (dezembro 2004) e úmido (abril de 2005), onde são observadas que as maiores variações de umidade natural, em

geral, encontram-se situadas na menor profundidades de coleta, ou seja, 30 cm. Isto se deve ao fato de ocorrer uma maior influência de evaporação do solo combinado a solos de texturas mais heterogêneas. Os percentuais negativos obtidos na umidade disponível para as plantas são explicados em virtude da umidade obtida no período da pesquisa estar abaixo da disponibilidade mais adequada pela planta, isto é, encontrava-se em condições de *déficit* hídrico para o seu desenvolvimento. Essa condição promoveu a perda das folhas nas plantas nativas (xerófitas), o que permitiu baixa evapotranspiração, com eventual morte nas estiagens mais prolongadas, enquanto para as culturas de plantio como capim elefante, sorgo forrageiro e cana forrageira, são momentos de recomendações de corte “rente” para diminuir a área foliar e reduzir também a evapotranspiração. Isto é observado com maior freqüência no mês de dezembro, onde se destacam as barragens mais antigas que já tiveram seu funcionamento conjuntamente com BAPUCOSA e que pode ser observada a disponibilidade em média a 90 cm de forma positiva, o que representa o efeito de deslocamento da água percolada no inverno de 2004 e que por capilaridade disponibiliza para as plantas umidade em condições mínimas para o processo de sobrevivência até a chegada do período chuvoso no ano seguinte. No mês de abril de 2005, após algumas chuvas represadas no BAPUCOSA, foram colhidas amostras de solo em pontos distantes colhido em dezembro, como forma de preservar as mesmas informações de características físicas do solo. Pelos resultados constantes na tabela 5 constatou-se que existiu uma relativa desuniformidade de valores, o que provavelmente decorreu do processo de movimento de água no solo, considerando-se principalmente a variação de textura, o que permitiu ocorrer drenagem de água de forma mais rápida, enquanto em solos mais argilosos foi mais lenta.

Tabela 5 – Valores de umidade natural do solo (%) e disponibilidade de água para as plantas (%) para diversos trechos ao longo do riacho, com resultados de média, mínimo e máximo nos meses de dezembro de 2004 e abril de 2005

Parâmetros de umidade	Prof.	Umidade natural do solo em dezembro 2004 (%)			Umidade disponível para planta em dezembro 2004 (%)			Umidade natural do solo em abril 2005 (‰)			Umidade disponível para planta em abril 2005 (%)		
		Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.
J	30	4,67	0,38	8,49	-66,68	-158,76	103,58	14,19	10,35	18,10	74,86	-43,40	402,41
	60	5,49	0,72	7,43	-53,33	-154,83	98,79	15,38	10,11	18,23	110,43	-4,97	489,67
	90	5,74	3,28	8,70	21,11	-62,57	421,20	14,73	9,15	18,37	14,73	9,15	18,37
B1	30	6,20	2,07	12,68	-20,18	-178,66	311,40	14,96	9,60	21,15	218,94	25,97	716,92
	60	4,52	2,49	7,33	-74,09	-106,54	-12,35	16,40	11,27	19,03	93,01	33,57	183,97
	90	5,74	3,28	8,70	21,11	-62,57	421,20	14,73	9,15	18,37	190,45	-7,93	1050,26

Parâmetros de umidade	Prof.	Umidade natural do solo em dezembro 2004 (%)			Umidade disponível para planta em dezembro 2004 (%)			Umidade natural do solo em abril 2005 (‰)			Umidade disponível para planta em abril 2005 (%)		
		Local	(cm)	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
B2	30	5,34	0,69	9,67	-45,61	-424,67	159,89	15,05	10,47	21,41	217,75	-67,67	592,77
	60	4,97	1,28	9,49	-23,92	-134,12	383,32	16,20	9,10	25,52	239,92	-15,80	1182,14
	90	5,89	1,65	11,04	-11,10	-114,28	253,47	18,10	10,52	26,87	277,30	38,55	908,92
B3	30	4,57	1,00	7,29	-14,00	-133,49	246,35	7,83	1,45	14,04	14,09	-85,34	160,79
	60	5,52	1,25	9,95	130,76	-206,18	1626,59	10,68	1,84	17,09	91,78	-175,34	380,47
	90	7,37	4,98	10,66	-0,39	-111,57	149,13	13,03	6,97	21,93	166,61	-50,98	1044,18
B4	30	5,32	3,38	9,99	-0,59	-84,13	217,11	14,60	9,56	21,46	241,87	32,03	790,86
	60	6,50	4,50	8,72	-10,63	-103,38	330,19	18,42	15,76	21,96	307,43	21,30	1687,44
	90	6,79	4,32	8,25	-4,20	-105,03	298,15	18,80	14,71	23,34	183,02	22,14	775,07
B5	30	5,29	1,15	9,44	-34,11	-102,47	34,25	18,27	16,75	19,79	94,67	80,26	109,08
	60	6,34	5,82	6,86	-24,42	-56,71	7,86	19,49	17,86	21,13	106,92	93,42	120,42
	90	6,44	5,22	7,67	-40,77	-91,80	10,26	19,05	17,07	21,03	163,92	96,33	231,51
M	30	6,03	2,88	8,79	-57,71	-189,92	36,96	11,27	5,84	19,07	25,25	-53,75	177,34
	60	5,76	2,91	8,00	-59,19	-117,15	37,36	14,01	9,16	17,85	54,28	16,14	123,57
	90	5,72	1,82	11,74	-42,08	-100,40	6,63	15,62	12,84	20,20	72,76	17,24	160,88
Geral por prof.	30	5,49	0,38	12,69	-34,89	-424,67	311,40	13,22	1,45	21,46	130,29	-85,34	790,86
	60	5,39	0,72	9,95	-11,87	-206,18	1626,59	15,23	1,84	25,52	153,09	-175,34	1687,44
	90	6,18	1,65	11,74	-14,70	-153,53	421,20	16,46	6,97	26,87	180,37	-50,98	1050,26

Em geral o que foi observado é que os valores médios nas barragens subterrâneas são positivos com a particularidade de ter valores mais elevados do que os de disponibilidade de água para as plantas quando analisados com a área a montante (testemunha) que possuía uma média menor.

Após se proceder a uma avaliação global do perfil através do valor médio nas três profundidades (30, 60 e 90 cm), é apresentada sua síntese na tabela 6, e identificado a validade da sustentabilidade de águas através do BAPUCOSA's, quando foram avaliados os valores obtidos em dezembro de 2004 em que a média a montante e a B5 (sem BAPUCOSA no período chuvoso de 2004) representaram o primeiro e segundo maiores *déficits* para a planta, enquanto que o terceiro a jusante da B1 que se encontrava sem BAPUCOSA no inverno de 2004. Coube apenas para os B1, B2, B3 e B4 os menores valores de *déficit* apresentados e o valor médio positivo para o B3 que teve seu BAPUCOSA também perdido durante as chuvas de 2004.

Tabela 6 – Média da disponibilidade de água para as plantas em percentual, do perfil 0-90 cm, em cada área estudada, nos dois períodos de monitoramento (dez/04 e abr/05).

Média do perfil	Dez/04	Abr/05
	%	%
J	-32,97	66,67
B1	-24,39	167,47
B2	-26,88	244,99
B3	38,79	90,83
B4	-5,14	244,11
B5	-33,10	121,84
M	-52,99	50,76

Na avaliação do período chuvoso de abril de 2005, com a presença dos BAPUCOSA's nas barragens subterrâneas com exceção da B3, verificou-se que foi mantida a menor disponibilidade de água em percentual na área montante (testemunha), seguido da área a jusante. Devido a ausência do obstáculo do BAPUCOSA neste período chuvoso no B3 ocorreram valores menores de retenção, o que reforça adequadamente que a presença do obstáculo superficial em barragens subterrâneas é imprescindível ao seu bom funcionamento.

A tabela 7 apresenta os resultados de forma geral por cada profundidade da disponibilidade de água para as plantas nos dois períodos analisados, onde se pode observar que nas profundidades coletadas, o solo apresentava um percentual de amostras com mais de 50% de água disponível para as plantas em 30, 60 e 90 cm, respectivamente, na ordem de 15,8% , 12,3% e 15,8% para o mês de dezembro de 2004 e de 63,2%, 71,9% e 70,2% em abril de 2005.

Tabela 7 – Número de amostras por profundidade e respectivo percentual com relação ao total de 57 amostras que possui disponibilidade de água para plantas nos percentuais maiores que 0%, 25%, 50%, 75% e 100%

	Profundidade 30cm				Profundidade 60cm				Profundidade 90cm			
	Dez. de 2004		Abr. de 2005		Dez. de 2004		Abr. de 2005		Dez. de 2004		Abr. de 2005	
	Quant.	(%)	Quant.	(%)	Quant.	(%)	Quant.	(%)	Quant.	(%)	Quant.	(%)
> 0%	18	31,6	44	77,2	10	17,5	53	93	14	24,6	51	89,5
> 25%	13	22,8	41	71,9	9	15,8	49	86	10	17,5	48	84,2
> 50%	9	15,8	36	63,2	7	12,3	41	71,9	9	15,8	40	70,2
> 75%	8	14	26	45,6	6	10,5	32	56,1	7	12,3	29	50,9
> 100%	7	12,3	20	35,1	4	7	22	38,6	6	10,5	24	42,1

4.5.2 Fertilidade

4.5.2.1 Primeira avaliação: dezembro de 2002

Foram obtidos 12 resultados para classificação dos níveis de macronutrientes primários no ano de 2002, onde conforme a tabela 8 os teores de potássio são muito alto e compreende uma área nativa e B4 é uma barragem nova, com apenas um ano de funcionamento, sem culturas perenes na sua área, porém as demais já têm sua área ocupada com sorgo forrageiro e capim elefante, o que provavelmente identifique um maior consumo do nutriente; o fósforo com valores classificados como muito alto e matéria orgânica como baixo em geral, sendo numericamente, os menores valores encontrados na área M.

Tabela 8 – Classificação do potássio (K), fósforo (P) e matéria orgânica (M.O.), em dezembro de 2002, em profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm

Local da amostra de fertilidade	Prof. (cm)	K	P	M.O
M	0-20	MA	MA	B
	20-40	MA	MA	B
	40-60	MA	MA	B
B4	0-20	MA	MA	B
	20-40	MA	MA	B
	40-60	A	MA	B
B2	0-20	A	MA	B
	20-40	A	MA	B
	40-60	A	MA	B
B1	0-20	A	MA	B
	20-40	A	MA	B
	40-60	A	A	B

MA:muito alto; A:alto; M:médio; B:baixo

4.5.2.2 Segunda avaliação: dezembro de 2004

A fertilidade do solo, avaliada em dezembro de 2004, foi mapeada de forma a observar com maior detalhamento o efeito de distribuição dos macroelementos primários, considerados de grande utilização pelas plantas, já que se tratava de um solo de formação sedimentar e sua homogeneidade poderia ser contestada. A tabela 9, de forma generalizada, mostra os teores de fósforo, potássio, matéria orgânica nos três níveis de profundidade observados.

Tabela 9 – Classificação dos níveis de concentração de fertilizantes naturais disponíveis para as plantas na profundidade de 0-30, 30-60, 60-90 cm

Parâmetros de Fertilidade	Prof.	Fósforo			Potássio			Matéria Orgânica		
		Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.
J	0-30	MA	MA	MA	M	M	A	B	B	M
	30-60	MA	MA	MA	B	B	M	B	B	B
	60-90	MA	MA	MA	M	B	M	B	B	M
B1	0-30	MA	MA	MA	M	B	A	B	B	M
	30-60	MA	A	MA	M	B	A	B	B	M
	60-90	MA	MA	MA	M	B	M	B	B	M
B2	0-30	MA	MA	MA	M	B	A	B	B	A
	30-60	MA	MA	MA	M	B	A	B	B	M
	60-90	MA	MA	MA	M	B	MA	B	B	M
B3	0-30	MA	MA	MA	M	B	M	B	B	M
	30-60	MA	MA	MA	M	B	A	B	B	M
	60-90	MA	M	MA	M	B	MA	B	B	MA
B4	0-30	MA	MA	MA	M	B	MA	M	B	A
	30-60	MA	A	MA	M	B	A	B	B	M
	60-90	MA	A	MA	M	M	A	B	B	M
B5	0-30	MA	MA	MA	M	M	M	B	B	B
	30-60	MA	MA	MA	M	M	M	B	B	B
	60-90	MA	MA	MA	M	M	M	B	B	B
M	0-30	MA	MA	MA	M	B	A	B	B	M
	30-60	MA	MA	MA	M	M	A	B	B	M
	60-90	MA	MA	MA	M	M	A	B	B	M
Geral por Profundidade	0-30	MA	MA	MA	M	B	MA	B	B	A
	30-60	MA	A	MA	M	B	MA	B	B	M
	60-90	MA	MA	MA	M	B	MA	B	B	MA

MA: muito alto; A:alto; M:médio; B:baixo

De forma generalizada verifica-se a disponibilidade muito alta do fósforo permanecendo semelhante aos dados de dez 2002, com média fertilidade de potássio também com semelhança a área estudada em 2002, quando a montante (M) até a profundidade de 60-90 cm de B4. Os valores mínimos também estão com nível médio desse nutriente, o que identifica uma confirmação de área sem uso intensivo de agricultura, já com relação à matéria orgânica verifica-se uma média com baixo teor disponível, mas existindo valores máximos com nível médio decorrente da cobertura vegetal, enquanto no B5 é uma área que possui ausência de vegetação e solos mais arenosos de fácil lixiviação.

4.5.3 Salinidade

Os valores da condutividade elétrica do extrato saturado foram utilizados para se proceder a avaliação inicial (dezembro de 2002) dos efeitos de concentração de sais na área a ser estudada decorrente das barragens subterrâneas, já durante a segunda fase da pesquisa observou-se que a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo nas respectivas áreas coletadas no ano de 2002, apresentou reduções nos valores, conforme pode ser constatado pelos resultados constantes na tabela 10. Em face de tal avaliação pode-se assegurar que as chuvas ocorridas em 2004 foram relativamente expressivas para o local, permitindo com que houvesse lixiviação dos sais solúveis ao longo do perfil do solo.

Tabela 10 – Valores da média da condutividade elétrica no perfil 0-60, comparadas entre as mesmas áreas estudadas em 2002 e em 2004

Avaliação	CEs(2002)	CEs(2004)	Redução
Local	dS m ⁻¹	dS m ⁻¹	%
M	0,36	0,22	63%
B4	0,40	0,28	69%
B2	0,55	0,25	46%
B1	0,52	0,29	55%

Analisando-se os valores mais detalhados da pesquisa do ano de 2004, onde o solo foi classificado quanto a salinização e/ou sodificação tem-se que, de forma geral, nenhum local da área apresentou combinações onde a condutividade elétrica fosse maior do que 4 dS m⁻¹, porcentagem de sódio intercambiável maior que 15 e pH da pasta de saturação do solo maior do que 8,5, condições essas que permitem promover sua classificação quanto à salinidade, ou seja, o solo considerado normal do ponto de vista de salinidade (RICHARDS, 1954), cujos valores obtidos nas três faixas de profundidades são apresentados na tabela 11 em números médios, mínimos e máximos. A condutividade elétrica geral do extrato de saturação das 171 amostras analisadas resultou numa média de 0,27 dS m⁻¹. Nas barragens

subterrâneas e a montante os valores médios foram maiores com leve predominância na primeira camada analisada com relação às demais profundidades, excetuando-se a jusante, onde o valor médio é maior a 90cm. O valor obtido mais elevado do conjunto de amostras foi na profundidade de 60-90cm. O valor da percentagem de sódio intercambiável ou trocável resulta na interpretação de risco de sodificação de um solo, junto com os demais parâmetros: condutividade elétrica e pH. Na tabela 11 pode-se observar o comportamento dos valores médios uniformemente maiores na ultima camada estudada, que converge para a tendência de maiores percentuais de argila no solo, conforme analisado anteriormente. O valor mais elevado obtido na amostra ocorreu na amostra colhida na área a montante com valor calculado de 9,89, que representa apenas 66% do limite tolerável de avaliação quanto a sodificação. O pH da pasta de saturação do solo foi outro parâmetro de avaliação quanto à salinização e/ou sodificação do solo. Seus valores combinados com os outros dois, permitem identificar um solo quanto a sua normalidade, salino, sódico ou salino-sódico, sendo o seu limite estabelecido entre 4,0 a 8,5. Nas avaliações observadas através da tabela 11, constatam-se valores que apresentam tendências de solos com pH mais ácidos (abaixo de 7) e de se encontrar valores maiores na primeira camada, porém o maior valor encontrado foi na profundidade de 30-60cm, na área a jusante com 7,49 (ponto 57), representando 92% do valor limite tolerável para risco de sodificação e o menor valor também na mesma área com valor de 5,58 (ponto 1).

Tabela 11 – Valores médios, mínimos e máximos da Condutividade elétrica, porcentagem de sódio trocável e potencial hidrogeniônico (pH) do extrato saturado do solo em dezembro de 2004 de 57 amostras para cada profundidade de 0-30, 30-60 e 60-90cm

Parâmetro de Salinidade	Prof.	Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)			PSI (%)			pH (extrato saturado do solo)			
		Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	
Local	0-30	0,15	0,10	0,21	0,83	0,22	2,28	6,94	5,58	7,68	
	J	30-60	0,30	0,15	0,47	1,11	0,17	2,64	7,12	6,38	7,79
	60-90	0,41	0,19	0,68	1,50	0,40	3,59	7,11	6,41	7,49	
B1	0-30	0,29	0,22	0,38	0,59	0,27	1,60	6,39	6,04	6,82	
	30-60	0,29	0,19	0,41	0,51	0,40	0,66	6,31	6,01	7,04	
	60-90	0,30	0,22	0,45	0,73	0,39	2,25	6,44	6,06	7,51	
B2	0-30	0,29	0,14	0,47	0,49	0,35	0,87	6,56	6,27	6,86	
	30-60	0,22	0,13	0,37	0,48	0,26	0,91	6,44	6,03	6,72	
	60-90	0,23	0,16	0,36	0,50	0,36	0,93	6,36	6,17	6,64	

Parâmetro de Salinidade	Prof.	Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)			PSI (%)			pH (extrato saturado do solo)		
		Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.
B3	0-30	0,29	0,16	0,46	0,41	0,31	0,58	6,83	6,50	7,38
	30-60	0,22	0,16	0,31	0,43	0,32	0,55	6,72	6,49	7,04
	60-90	0,23	0,14	0,37	0,64	0,38	1,60	6,64	6,19	7,27
B4	0-30	0,31	0,19	0,57	0,59	0,40	1,11	6,60	6,31	7,48
	30-60	0,24	0,14	0,42	0,53	0,37	0,62	6,40	5,73	7,33
	60-90	0,30	0,13	0,81	0,79	0,46	1,34	6,50	6,12	6,73
B5	0-30	0,16	0,11	0,20	0,55	0,47	0,62	6,52	6,24	6,79
	30-60	0,12	0,11	0,13	0,75	0,64	0,85	6,24	6,10	6,37
	60-90	0,12	0,11	0,13	0,83	0,66	1,00	6,30	6,07	6,53
M	0-30	0,24	0,16	0,39	0,92	0,27	2,64	6,89	6,52	7,53
	30-60	0,21	0,11	0,36	2,04	0,24	7,98	6,82	6,37	7,39
	60-90	0,24	0,17	0,41	2,94	0,23	9,89	6,82	5,92	7,72
Geral prof.	0-30	0,29	0,11	0,60	0,60	0,22	2,64	6,67	5,58	7,68
	30-60	0,24	0,11	0,47	0,76	0,17	7,98	6,58	5,73	7,79
	60-90	0,27	0,11	0,81	1,03	0,23	9,89	6,58	5,92	7,72
Geral	0-90	0,27	0,11	0,81	0,80	0,17	9,89	6,61	5,58	7,79

4.6 Diagnóstico das águas da microbacia do riacho angico

4.6.1 Estatística descritiva

O trabalho de monitoramento das fontes de águas da microbacia do Riacho Angico permitiu se promover avaliação de um período quase contínuo, contemplando os períodos mais secos e chuvosos da localidade. Através da estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos (tabela 12) verificaram-se valores oscilantes em fontes com origem de água superficial, ou seja açudes, poços amazonas e leitos dos riachos, onde a influência da evaporação elevada da água no local. Os máximos valores obtidos de pH, CE, RAS, Na, Cl, Mg foram obtidos através da fonte PR1, sendo também uma das fontes que mais apresentou coeficientes de variação elevados em todos os seus parâmetros, o que identifica numa fonte de instabilidade de padrão, com risco para indicação do seu uso, isto pode ser exemplificado, quando nos dados de coleta do mês de dezembro, surpreendentemente, obteve valores de concentração de sais em condições próximas ao nível do mar (45 dS m⁻¹), isto é, 37,72 dS m⁻¹.

Outra fonte que apresentou muita oscilação nos seus teores e valores, inclusive ultrapassando os padrões aceitáveis para não aceitáveis em algumas classificações, foi o PA2, que se encontra inserido dentro de uma área irrigada por microaspersão, utilizando a fonte PR2 como abastecimento do sistema de irrigação. Pode-se com isto supor a disponibilidade de receber águas drenadas da área irrigada com valores mais elevados de sais, juntamente com a combinação do período de elevada evaporação, deixando os sais mais concentrados neste trecho do lençol freático.

Verificado pela tabela 12 que os açudes foram os que apresentaram a maioria dos valores na faixa de mínimos, com exceção do ferro, que teve seus máximos teores obtidos nas mesmas.

Dentro dos poços tubulares, os menores níveis médios de concentração de sais (CEa), podem ser atribuídos por ordem crescente PT2, PT1, PT3, PT4, e PT5.

Os poços amazonas inseridos em barragens subterrâneas foram os menos avaliados, chegando muitos deles a terem apenas uma amostra colhida, isto se deveu a entupimentos decorrente de fortes chuvas no ano de 2004.

Tabela 12 – Valores de média, desvio padrão, mediana, máximo e mínimo para alguns parâmetros físicos e químicos das 17 fontes de água avaliadas durante o período de maio de 2003 a março de 2004, da microbacia do riacho Angico, Campina Grande, 2004

MÊS	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	PA6	PA7	PA8	AÇ1	AÇ2	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PR1	PR2
Ph																	
Média	7,7	7,7	7,1	7,2	7,2	7,2	7,6	7,3	7,3	8,0	7,0	6,9	8,0	7,2	7,3	8,0	7,8
D. Pad	0,2	0,3	0,1						0,4	0,6	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,5	0,3
Mediana	7,6	7,7	7,1	7,2	7,2	7,2	7,6	7,3	7,2	7,9	6,9	6,8	8,0	7,0	7,3	8,0	7,7
Máximo	7,9	8,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,6	7,3	8,1	8,7	7,5	7,5	8,6	7,7	7,8	8,9	8,2
Mínimo	7,3	7,3	7,0	7,2	7,2	7,2	7,6	7,3	6,8	7,5	6,9	6,6	7,5	7,0	7,1	7,4	7,3
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (dS m⁻¹)																	
Média	3,8	2,0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5	0,2	0,3	0,2	2,4	2,2	3,0	3,5	4,8	17,9	4,6
D. Pad	0,8	1,6	0,1						0,1	0,0	0,3	0,2	0,5	0,2	0,2	12,8	0,7
Mediana	4,0	1,6	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5	0,2	0,3	0,2	2,5	2,3	3,2	3,6	4,8	16,3	4,3
Máximo	4,4	4,0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5	0,2	0,5	0,3	2,7	2,7	3,4	3,7	5,0	37,7	6,0
Mínimo	1,8	0,2	0,1	0,3	0,3	0,3	0,5	0,2	0,1	0,2	1,6	1,9	2,0	3,1	4,5	1,5	4,1
RAS																	
Média	6,4	3,5	0,8	0,7	0,3	0,5	0,5	0,2	0,6	0,5	3,0	2,1	3,5	2,5	5,1	15,4	6,4
D. Pad	1,0	2,8	0,6						0,2	0,1	0,3	0,2	2,0	0,3	0,9	7,2	1,2
Mediana	6,5	2,7	0,5	0,7	0,3	0,5	0,5	0,2	0,6	0,4	3,1	2,1	3,1	2,4	5,2	13,8	6,2
Máximo	8,3	7,5	1,5	0,7	0,3	0,5	0,5	0,2	0,9	0,6	3,4	2,6	6,3	3,1	6,9	27,6	8,1
Mínimo	4,8	0,4	0,4	0,7	0,3	0,5	0,5	0,2	0,2	0,4	2,3	1,8	0,3	2,1	4,2	5,1	5,0

MÊS	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	PA6	PA7	PA8	AÇ1	AÇ2	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PR1	PR2
Ph																	
SÓDIO (meq L⁻¹)																	
Média	21,1	10,0	0,8	0,8	0,4	0,4	1,0	0,6	0,6	0,5	8,9	6,4	11,8	9,4	21,2	132,9	23,8
D. Pad	5,1	10,0	0,5						0,2	0,1	1,4	0,7	4,8	0,6	3,3	115,5	6,2
Mediana	21,6	5,0	0,6	0,8	0,4	0,4	1,0	0,6	0,6	0,5	9,3	6,2	10,8	9,5	21,6	94,2	21,6
Máximo	28,8	26,8	1,3	0,8	0,4	0,4	1,0	0,6	0,9	0,7	10,3	7,9	22,6	10,3	25,7	350,2	32,9
Mínimo	9,5	0,4	0,4	0,8	0,4	0,4	1,0	0,6	0,4	0,3	6,7	5,9	6,5	8,6	17,5	8,7	17,5
CLORETO (meq L⁻¹)																	
Média	32,7	16,9	0,7	0,2	0,2	0,3	1,1	0,5	1,1	0,5	18,4	18,8	25,8	33,1	50,5	247,8	43,5
D. Pad	6,9	17,8	0,5						1,1	0,4	3,5	2,8	5,6	3,3	1,1	207,9	11,8
Mediana	34,2	9,7	0,5	0,2	0,2	0,3	1,1	0,5	0,9	0,4	19,4	17,8	28,4	34,6	50,8	210,4	37,0
Máximo	38,8	44,1	1,3	0,2	0,2	0,3	1,1	0,5	3,4	1,0	21,4	25,8	29,2	35,4	51,8	638,7	63,3
Mínimo	14,5	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	1,1	0,5	0,2	0,1	9,5	16,7	13,6	26,2	48,6	14,2	34,6
MAGNÉSIO (meq L⁻¹)																	
Média	18,2	10,4	1,3	1,4	1,7	0,9	2,8	1,0	1,6	1,4	12,6	13,6	15,4	19,9	25,9	57,5	23,1
D. Pad.	7,0	10,3	0,5						0,6	0,6	2,3	1,9	5,1	3,3	2,7	57,2	6,5
Mediana	18,9	4,9	1,1	1,4	1,7	0,9	2,8	1,0	1,8	1,2	12,9	13,3	14,6	19,8	25,9	30,8	21,3
Máximo	25,5	28,3	1,9	1,4	1,7	0,9	2,8	1,0	2,4	2,2	15,4	18,3	24,6	24,2	29,4	161,8	33,2
Mínimo	6,7	0,7	0,9	1,4	1,7	0,9	2,8	1,0	0,8	0,8	7,9	11,7	7,9	15,3	21,0	4,9	16,3
FERRO (ppm)																	
Média	0,2	0,6	2,5	1,2	1,0	1,9	0,6	5,2	4,4	1,4	0,3	0,5	0,4	1,0	1,3	1,8	0,4
D. Pad	0,2	0,5							2,6	0,9	0,2	0,2	0,1	0,5	1,7	1,9	0,3
Mediana	0,2	0,6	2,5	1,2	1,0	1,9	0,6	5,2	4,9	1,2	0,2	0,6	0,4	0,9	0,5	0,7	0,3
Máximo	0,6	1,4	2,9	1,2	1,0	1,9	0,6	5,2	7,2	2,6	0,7	0,8	0,6	1,9	4,5	4,8	0,8
Mínimo	0,1	0,2	2,1	1,2	1,0	1,9	0,6	5,2	0,6	0,5	0,1	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2

Os valores máximos obtidos nas três avaliações microbiológicas, apresentados na tabela 13, compreendem o PA2, identificando assim forte contaminação da fonte, porém a que maior apresentou coeficientes de variação elevados em todos os seus parâmetros foi o PT5, o que também identifica risco do seu uso, sem devido tratamento, por ter instabilidade nos padrões aceitáveis.

Tabela 13 – Valores de média, desvio padrão, mediana, máximo e mínimo para alguns parâmetros microbiológicos das 15 fontes de água avaliadas durante o período de julho de 2003 a março de 2004, da microbacia do riacho Angico, Campina Grande, 2004

MÊS	PA1	PA2	PA3	PA6	PA7	PA8	AÇ1	AÇ2	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PR1	PR2
Coliformes Termotolerantes (UFC 100 mL⁻¹)															
Média	3800	8720	1310	2500	270	120	1650	527	87	51	96	26	501	4390	6710
D. Padrão	9790	20800					1730	480	209	86	218	68	3120	6260	13500
Mediana	193	530	1310	2500	270	120	600	540	3	0	9	0	0	360	130
Máximo	28000	60000	1310	2500	270	120	4000	1000	600	200	540	179	8200	15900	30800
Mínimo	0	0	1310	2500	270	120	220	40	0	0	0	0	0	0	0
Estreptococos fecais (UFC 100 mL⁻¹)															
Média	4220	5050	570	730	100	60	2260	53	140	48	163	0	19	1580	180
DPadrão	8220	8280					3870	25	349	134	172	1	1530	1690	170
Mediana	870	1460	570	730	100	60	440	50	1	0	115	0	3	700	100
Máximo	24000	24000	570	730	100	60	9080	80	1000	380	430	1	4060	3720	480
Mínimo	0	100	570	730	100	60	60	30	0	0	2	0	0	0	70
Bactérias Heterotróficas (UFC mL⁻¹)															
Média	925	1160		1140	1040	875	801		465	288	504	142	587	741	851
D. Padrão	503	983					106		291	396	99	142	538	908	325
Mediana	880	564		1140	1040	875	801		613	137	541	93	361	372	933
Máximo	1580	2440		1140	1040	875	876		764	948	580	390	1340	2350	1200
Mínimo	322	250		1140	1040	875	726		137	0	392	50	22	154	500

4.6.2 Classificação das fontes

As fontes de água existentes na microbacia do Riacho Angico, destinadas ao consumo humano, irrigação e dessedentação animal, e que atendem a uma alta densidade populacional, devido à existência de parte de suas áreas ser constituída com lotes de assentamento, constam da tabela 14. As lacunas em branco da referida tabela indicam mês que não houve coleta, em decorrência de algum fator anormal, como fonte seca, quebra do cata-vento, entupimento da fonte etc.. Através da classificação das fontes de água utilizando os parâmetros de Sais Totais Dissolvidos (SDT), como valor limite de 1000 mg L⁻¹, Sódio com valor VMP de 200 mg L⁻¹ e cloreto de 250 mg.L⁻¹, podemos verificar que as fontes classificadas aptas para consumo humano foram os poços amazonas e os açudes, salientando que os açudes fogem dos limites toleráveis máximos de 0,3 ppm, como podemos verificar em valores estatísticos no tópico anterior, como também o pH, que estão com seus valores no padrão aceitável, isto é, 6,0 a 9,5.

Tabela 14 – Classificação segundo a Portaria nº 518/2004 MS, para os níveis de Sais Totais Dissolvidos (SDT), sódio e cloreto das amostras das águas superficiais e subterrâneas no período de maio de 2003 a março de 2004, na microbacia do riacho Angico, Campina Grande, 2004

SDT, Sódio e Cloreto, segundo a portaria 518/04 do Ministério de Saúde																	
MÊS	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	PA6	PA7	PA8	AÇ1	AÇ2	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PR1	PR2
mai/03	N	S	S	S	S				S	S	N	N	N				
jun/03	N	S	S						S	S	N	N	N				
jul/03	N	S	S						S	S	N	N	N	N	N	N	
ago/03	N	N							S	S	N	N	N	N	N	N	N
set/03	N	N							S		N	N	N	N	N	N	N
out/03	N	N									N	N	N	N	N	N	N
nov/03	N	N									N	N		N	N	N	N
dez/03	N	N									N	N		N	N	N	N
fev/04	N	S				S	S	S	S		N	N	N	N	N	N	N
mar/04	N	S							S					N	N	N	N

A coluna única atende as três condições da avaliação, onde o valor máximo permissível-S, e Fora do padrão -N

A tabela 15 apresenta o resultado das águas analisadas para consumo humano. Pelos dados obtidos constata-se que as fontes não atendem aos padrões de potabilidade para consumo humano, o que indica a necessidade de se aplicar tratamento adequado antes do seu consumo.

Tabela 15 – Classificação para consumo humano, segundo a Portaria nº 518/2004 MS, para as concentrações encontradas de C. term., EC e BH das amostras das águas superficiais e subterrâneas no período de jul. de 2003 a fev. de 2004, da microbacia do riacho Angico

Coliformes termotolerantes, Streptococos fecais e Bactérias Heterotróficas, segundo a portaria 518/04 do Ministério de Saúde																
MÊS	PA1	PA2	PA3	PA6	PA7	PA8	AÇ1	AÇ2	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PR1	PR2	
4/7/2003	NN	NN	NN				NN	NN	SS	NS	NN					
29/7/2003	NN	NN					NN	NN	SS	SS	NN	SS	NN	NN		
25/8/2003	SN	SN					NN	NN	SN	SN	SN	SS	SN	NN		
29/9/2003	SSN	NNN					NNN		NNS	SSN	NNN	SSS	NNS	NNN	NNN	
29/10/2003	NNS	NNN							NNN	NSS	SNN	SNS	SSN	NNS	NNN	
25/11/2003	NNN	NNN							NNN	SSS		NSS	NSN	NSS	NNN	
15/12/2003	NSN	NNS							SSS	NNS		NNS	SNS	SNS	SNS	
18/2/2004	NSN	NNN		NNN	NNN	NNN	NNN		NSN	SSS	NNS	SNS	SNS	NNS	NNN	

1ª letra (CTerm), 2ª letra (EC), 3ª letra (BH), onde o Valor máximo permitido-S, Fora do padrão da portaria -N

As fontes oriundas de poços profundos foram as que durante meses não apresentaram nenhuma contaminação do conjunto, isto é, o PT1, PT2 e PT4, mas não isentou a fonte de não estar contaminada, vez que foi detectada em todas as amostras a presença de pelo menos um dos parâmetros considerados nocivos à saúde humana. As melhores fontes classificadas quanto aos parâmetros físico e químicos foram as que apresentaram contaminação constante em todos os meses analisados, isto pode ser explicado pela presença de animais que aproximavam-se da fonte para o transporte de água e pela dessedentação normal do manejo dos criadores. Tal avaliação sugeriria uma exclusão de animais em tais proximidades, e um direcionamento de tal fonte (pouco volume), exclusivamente para consumo humano desde que receba tratamento de desinfecção adequado.

Para irrigação pode-se verificar um interessante processo de classificação, onde as fontes com riscos severos de salinização não possuíam riscos de sodificação (infiltração) do solo, de tal forma que a tabela 16, apresenta siglas que determinam o grau de risco através da condutividade elétrica x RAS. A fonte PA2, devido sua variação de valores, tem classificação quanto ao risco de salinização entre nenhuma e severa, sendo de risco o seu uso em período seco.

Tabela 16 – Classificação segundo a UCCC, 1974, onde avalia através da Condutividade elétrica e a relação de adsorção de sódio o risco do uso da água para irrigação utilizando as águas superficiais e subterrâneas no período de maio de 2003 a março de 2004, na microbacia do riacho Angico, Campina Grande, 2004

Classificação de risco de salinização (1ª Sigla) e risco de sodificação (2ª sigla), segundo UCCC, 1974																	
MÊS	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	PA6	PA7	PA8	AÇ1	AÇ2	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PR1	PR2
mai/03	S-N	N-BM	N-S	N-BM	N-BM				N-S	N-S	BM-N	BM-N	S-N				
jun/03	S-N	BM-N	N-S						N-S	N-S	BM-N	BM-N	S-N				
jul/03	S-N	BM-N	N-BM						N-BM	N-BM	BM-N	BM-N	S-N	S-N	S-N	S-N	
ago/03	S-N	S-N							N-BM	N-BM	BM-N	BM-N	BM-N	S-N	S-N	S-N	S-N
set/03	S-N	BM-N							N-BM		BM-N	BM-N	S-N	S-N	S-N	S-N	S-N
out/03	S-N	S-N									BM-N	BM-N	S-N	S-N	S-N	S-N	S-N
nov/03	S-N	S-N									BM-N	BM-N		S-N	S-N	S-N	S-N
dez/03	S-N	S-N									BM-N	BM-N		S-N	S-N	S-N	S-N
fev/04	BM-N	N-S				N-BM	N-N	N-S	N-BM		BM-N	BM-N	BM-N	S-N	S-N	BM-N	S-N
mar/04	S-N	N-BM							N-BM				BM-N	S-N	S-N	S-N	S-N

Obs. N= nenhuma; BM=baixa e moderada; S=severa

Pode-se verificar que várias fontes usam pequenos sistemas de irrigação para frutíferas e capineira, em especial duas fontes consideradas com risco severo de salinização do solo e elevados valores de CEa, recebem contribuição de tais águas, seja de forma natural, pela elevação do lençol freático (PR1), seja pela irrigação por microaspersão (PR2), com a cultura do coco anão, conforme podemos verificar nas figuras 4 e 5, respectivamente.

Figura 4 – Capineira de sequeiro existente no leito do Rio São Pedro, com lençol freático elevado, localizado próximo a fonte PR1, em agosto de 2003.



Figura 5 – Área de 0,5 ha com coco anão (III ano), irrigado por microaspersão, irrigado pela fonte PR2, com PA2 inserido da área (agosto de 2003).



Para a classificação quanto ao uso animal, foram considerados apenas os valores de condutividade elétrica, e classificado de acordo com a faixa limite para alguns animais. O que pode se constatar é que para este tipo de consumo, de forma geral, as águas se encontram entre excelentes(A) e muito boa (B) e tão normal que seja utilizado indiscriminadamente pelos proprietários, porém uma fonte em especial (PR1), que chegou a ter variações na classificação ao longo da pesquisa, chegando a ser considerada imprópria para qualquer tipo de animal (F), conforme pode-se observar na tabela 17. Tal fonte tem seu uso limitado apenas no período mais chuvoso e com restrições, o que alerta segundo Ayres & Westcot, 1997 a condição de precaução maior quanto a riscos de animais fêmeas que abortam ou com diarreia, muitas vezes decorrentes da água sendo confundido por outros fatores de saúde do animal, sem ser percebido tal situação pelo proprietário.

Tabela 17 – Classificação segundo National Academy of Science(1972; 1974) citado por Ayers & Westcot (1999), utilizando valores de condutividade elétrica das amostras das águas superficiais e subterrâneas no período de maio de 2003 a março de 2004, na microbacia do riacho Angico, Campina Grande, 2004

Classificação de água para Dessedentação animal, Segundo National Academy of Science(1972; 1974)																	
MÊS	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	PA6	PA7	PA8	AÇ1	AÇ2	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PR1	PR2
mai/03	B	A	A	A	A				A	A	B	B	B				
jun/03	B	A	A						A	A	B	B	B				
jul/03	B	A	A						A	A	B	B	B	B	B	D	
ago/03	B	B							A	A	B	B	B	B	B	D	B
set/03	B	B							A		B	B	B	B	B	F	B
out/03	B	B									B	B	B	B	B	F	B
nov/03	B	B									B	B		B	B	F	B
dez/03	B	B									B	B		B	B	F	B
fev/04	B	A				A	A	A	A		B	B	B	B	B	B	C
mar/04	B	A							A				B	B	B	C	C

Onde . Excelente –A, Muito Satisfatória –B, Satisfatória para o gado e não apta para as aves-C, de uso limitado para o gado e não apta para as aves-D, de uso limitado apenas para animais não ruminantes e mais velhos-E, e não recomendável para animal-F

5 Conclusão

A confecção de 10 obstáculos superficiais (BAPUCOSA) em barragens subterrâneas, com extensão que variou entre 8 a 55 metros, apresentou excelente funcionalidade, considerando-se, principalmente, que o material utilizado é normalmente descartável (pneus usados).

Foi essencial na construção dos barramentos o uso de varas de ferro para que pudessem ser dadas as devidas ancoragens e pudessem ser evitados os deslocamentos dos pneus do alinhamento inicial.

As tiras de pneus que formaram o terraceamento (TETIP) de áreas degradadas produziram efeitos positivos quanto à retenção de solo e água, porém é necessária a instalação de modelos mais profundos no barramento (banda lateral completa) para promover maior resistência durante os escoamentos superficiais da águas decorrentes das chuvas.

Nos 14 poços amazonas construídos foi verificado que a umidade natural estudada nos dois períodos não apresentou diferenciação entre os valores obtidos nas barragens subterrâneas e em área testemunha a montante.

Verificou-se que a avaliação da umidade natural estudada nos dois períodos não apresentou diferenciação entre os valores médios obtidos nas barragens subterrâneas e em área testemunha a montante, em decorrência de uma grande variação na textura das amostras ao longo do riacho pesquisado, porém visualmente é confirmada a sobrevivência de plantas não xerófilas nas barragens, sendo explicado pelo percentual máximo de disponibilidade de água para as culturas, que indicaram que os menores valores médios do perfil ocorreram a montante (testemunha) nos dois períodos investigados, o que valida como positiva a presença das barragens subterrâneas como promoção do aumento de água para as plantas.

Ocorreu uma redução nos valores médios da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo durante o período de dezembro de 2002 a dezembro de 2004.

Todos os solos analisados foram classificados quanto à salinidade/sodicidade como normais.

Em todas as áreas estudadas a fertilidade do solo revelou, em média, teores muito alto em fósforo e baixo em matéria orgânica nos dois anos estudados (2002 e 2004). Quanto ao potássio, em 2002, os valores variaram entre alto a muito altos, enquanto em 2004 foram classificados como médios em todas as áreas estudadas.

As águas utilizadas para consumo humano tiveram como fontes mais adequadas os poços amazonas das barragens subterrâneas. Os açudes apresentaram restrições devido aos valores elevados do ferro. As demais fontes apresentaram, na grande maioria dos parâmetros físico-químicos, teores superiores aos recomendados pelo Ministério da Saúde.

A qualidade microbiológica ou sanitária da água não é apropriada para consumo humano em nenhuma das fontes estudadas. Os poços tubulares apresentaram indicadores de menor contaminação, enquanto o poço amazonas do leito do Riacho Angico foi o que apresentou valores mais altos nos três parâmetros bacteriológicos. Estes resultados inviabilizam o uso de todas as fontes de água por parte da população de Paus Brancos, sendo imprescindível que todas essas águas sejam submetidas a tratamento seguido de desinfecção.

Para irrigação não existe água de excelente qualidade na microbacia, embora os poços amazonas das barragens subterrâneas e dos açudes apresentassem baixa salinidade, além de baixo teor de sódio e cloretos. Porém os mesmos apresentam risco de sodificação na faixa de baixo-moderado a severo. Já as outras fontes acusaram um elevado risco de salinização, mas estavam adequadas para a irrigação quanto ao risco da sodificação e/ou permeabilidade no solo.

Para consumo animal, apresentaram-se sem restrição os poços amazonas das barragens subterrâneas e açudes. Já os poços tubulares, poços amazonas e cacimbões do leito do Riacho Angico poderão provocar diarreia temporária em animais (gado). Uma outra fonte de água (Rio São Pedro) chegou a apresentar, temporariamente, concentrações elevadas de sais (setembro a dezembro).

6 Referências bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20. ed. Washington, DC.: APHA, 1998.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura.** Estudos, irrigação e drenagem 29 Revisado 1. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1999.

BARACUHY, J. G. V. **Manejo integrado de microbacias hidrográficas no semi-árido nordestino:** estudo de um caso. 2001, 220 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2001.

BARACUHY, J. G. V.; NETO, J. D.; FARIAS, S. A. R. BAPUCOSA - Barramento com pneus usados para contenção de solo e água. In: SIMPÓSIO DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA NO SEMI-ÁRIDO NORDESTINO, 3., 2001, Campina Grande. **Resumo** 033. 1 CD-Rom.

BLACK, C. A. **Relaciones suclo-planta**. Buenos Aires: Editorial Hemisferio Sur, 1975.

BNDES. **Pneus**. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/conhecimento/relato/pneus.pdf>. Acesso em: 24 mar 2005.

BOYUOCOS, G. L. The hydrometer method for studying. **Soil Sci**, v. 5, n. 25, p. 367-371, 1951.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 258**, de 26 de agosto de 1999. Brasília: MMA, 1999.

COSTA, W. D. **Manual de barragens subterrâneas**: conceitos básicos, aspectos locais e construtivos. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1979.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

LUND, H. F.; The Mc Graw Hill. **Recycling Handbook**. New York: Mc Graw Hill, 1993. Chapter 18.

RICHARDS, L. A. (Ed.). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Salinity Laboratory, 1954. USDA. Agriculture Handbook, 60.

UNIVERSITY OF CALIFORNIA COMMITTEE OF CONSULTANTS. **Guidelines for interpretation of water quality for agriculture**. Davis: University of California, 1974.



Desenvolvimento de um sistema compacto de tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou de pequenas comunidades em áreas rurais (Siscote)

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
(Coordenador) e Vanessa Pereira de Sousa
Proponente: Fundação Christiano Ottoni
Executora: Universidade Federal de Minas Gerais
(UFMG)

Resumo

O objetivo deste trabalho foi o desenvolvimento de uma nova configuração de sistema de tratamento de esgotos domiciliares – Sistema Compacto de Tratamento de Esgotos (Siscote), que incorporasse as principais vantagens dos tanques sépticos, como facilidade de execução e simplicidade operacional, capacidade de promover uma eficiente remoção de sólidos e matéria orgânica e que se constituísse em uma alternativa mais atrativa.

Foram construídos quatro protótipos, com volume de 1.750 L, sub-divididos em três compartimentos com fluxo em série. Os protótipos 1 e 2 eram constituídos de três câmaras compactas, sendo, a primeira, um tanque séptico modificado, a segunda, um reator híbrido (UASB + filtro anaeróbio) e, a terceira, um filtro biológico percolador. Para a construção dos protótipos 3 e 4, somente a terceira câmara foi alterada, de filtro biológico percolador para reator híbrido, com as mesmas características da segunda câmara. As configurações 1 e 2 e as configurações 3 e 4 possuíam o mesmo volume, mas as alturas e áreas eram diferentes, o que possibilitou a imposição de diferentes taxas de aplicação superficial. De forma a aproximar da realidade, o sistema de alimentação foi intermitente, funcionando de acordo com um hidrograma que simulava vazões de peças sanitárias.

Os resultados obtidos demonstram a potencialidade do Siscote para o tratamento de esgotos domiciliares de populações dispersas. Este sistema, com volume equivalente ao de um tanque séptico dimensionado de acordo com a NBR 7229 (1993), produziu

efluentes com características semelhantes ao de um tanque séptico + filtro anaeróbio, cujo volume é aproximadamente o dobro do Siscote.

Palavras-chave: Tanque séptico, filtro anaeróbio, reator híbrido, sistema compacto, tratamento unifamiliar

2 Abstract

The purpose of this research was the development of a new configuration of a compact on-site treatment system, aiming at incorporating the main advantages of the septic tanks, such as easy construction, operational simplicity and capacity to perform an efficient removal of solids and organic matter, and becoming a more attractive alternative.

Four demo prototypes were built in 1,750 L volume cylindrical tanks, subdivided into three serial flow compartments. Prototypes 1 and 2 consisted of three compact chambers, the first chamber being a modified septic tank, the second chamber being a hybrid reactor (UASB + anaerobic filter), and the third one a trickling filter. For the construction of prototypes 3 and 4, only the third chamber was changed, from a trickling filter to a composite hybrid reactor (UASB + anaerobic filter), with the same characteristics as those of the second chamber. Configurations 1 and 2 and configurations 3 and 4 had the same volume, but different heights and areas, which allowed different surface loading rates. To become closer to reality, the feeding system was intermittent, working according to a hydrograph that simulated flow rates from sanitary parts.

The four units presented high removal efficiency rates and low BOD, COD and TSS concentrations in the final effluent, even when submitted to peak hydraulic load. These were the best results achieved for prototypes 3 and 4. For operation under medium flow rate, prototypes 1 and 2 presented removal efficiency rates of approximately 77% for COD, 70% for BOD, and 85% for TSS, while prototypes 3 and 4 presented removal efficiency rates of approximately 90% for COD, 88% for BOD and 97% for TSS.

The results achieved evidenced the capability of the Compact Sewage Treatment System for the treatment of domiciliary sewage of scattered populations. This system, which volume corresponds to that of a septic tank dimensioned according to NBR 7229 (1993), produced effluents with characteristics similar to those of a septic tank + anaerobic filter, which volume is approximately twice as that of the compact on-site treatment.

Keywords: Septic tank, anaerobic filter, hybrid reactor, compact system, On-site treatment system



1 Introdução

Os resultados da Pesquisa Nacional do Saneamento Básico, realizada em 2000 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), mostram que 79,8% dos municípios brasileiros não tratam seus esgotos e que 52,2% dos municípios possuem serviço de esgotamento sanitário, porém, em 84,6% dos casos, os esgotos são lançados diretamente nos rios (MONTENEGRO & SIQUEIRA, 2002).

Diante do enorme *déficit* sanitário, aliado ao quadro epidemiológico e ao perfil socioeconômico das comunidades brasileiras, constata-se a necessidade de sistemas simplificados de coleta e tratamento dos esgotos que conjuguem baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e sustentabilidade do sistema como um todo.

No Brasil tem sido comum a utilização de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos, usualmente com a aplicação de tanques sépticos, seguidos ou não de alguma unidade de pós-tratamento e/ou de disposição final. No entanto, têm sido freqüentes os relatos de problemas de funcionamento destes sistemas, redundando, na maioria das vezes, em baixas eficiências de remoção de matéria orgânica.

Alguns países desenvolvidos possuem grande parte da população atendida por sistemas descentralizados para tratamento e disposição final dos esgotos domiciliares. Como exemplo, pode-se citar os Estados Unidos, com 25% da população inserida nesta categoria (USEPA, 1980) e o Japão, com 55% da população atendida por unidades pré-fabricadas compactas para tratamento (NAKANISHI, 1994 apud KAMIYAMA, 1995).

O filtro anaeróbio é muito utilizado, no Brasil, como pós-tratamento de tanques sépticos em sistemas descentralizados. Esta associação em série de um reator eficiente na remoção de sólidos sedimentáveis (tanque séptico), com um reator eficiente também sobre a parcela dissolvida da matéria orgânica (filtro anaeróbio), pode trazer bons resultados. Dentre os reatores com fluxo através do lodo ativo, os de biomassa aderida a um leito fixo são, logicamente, menos susceptíveis à perda de sólidos biológicos e, além disso, são mais estáveis e menos dependentes das variações do efluente (ANDRADE NETO et al., 1999), características muito importantes para os sistemas individuais de tratamento de esgoto.

A importância da associação de reatores anaeróbios e aeróbios para tratamento de águas residuárias é reconhecida por muitos pesquisadores (VAN HAANDELL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997; CHERNICHARO, 2001). Pesquisas de-

envolvidas no âmbito do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) têm indicado que os filtros biológicos aeróbios como unidades de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB são capazes de produzir efluentes que atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos ambientais (CHERNICHARO, 2001).

Nos últimos anos, esforços têm sido feitos no sentido de desenvolver novos sistemas para o tratamento descentralizado de esgotos. Estes novos sistemas usualmente incorporam os princípios dos reatores anaeróbios de alta taxa, notadamente dos reatores UASB e dos reatores híbridos (ELMITWALLI et al., 2002; BOGTE et al., 1993; TILCHE & VIEIRA, 1991).

Estes sistemas diferem dos tanques sépticos convencionais em relação ao fluxo de esgotos, que passa a ser ascendente, e também devido à incorporação de algum dispositivo para retenção de sólidos. Com isso, melhora-se, significativamente, a remoção de matéria orgânica dissolvida, devido ao melhor contato biomassa/substrato.

Neste sentido, o presente trabalho se propôs a desenvolver e avaliar um sistema compacto para tratamento de esgotos domiciliares (Siscote), que poderá constituir-se em uma alternativa mais atrativa que as tecnologias atualmente empregadas.

2 Objetivos

2.1 Geral

Desenvolver um sistema compacto para tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou de pequenas comunidades em áreas rurais, capaz de promover uma eficiente remoção de sólidos e matéria orgânica e de se constituir em uma alternativa mais atrativa, dos pontos de vista técnico, econômico, social e ambiental, que as tecnologias atualmente empregadas.

2.2 Específicos

- Ampliar o conhecimento do processo de tratamento de esgotos por meio de um sistema conjunto: tanque séptico modificado + reator anaeróbio híbrido + filtro biológico percolador;
- Avaliar a remoção de sólidos e matéria orgânica no Siscote, para diferentes condições operacionais;

- Definir parâmetros de projeto para se garantir a retenção e a digestão do lodo, tanto no tanque séptico como no reator anaeróbio híbrido;
- Avaliar as taxas de aplicação superficial aplicadas ao terceiro compartimento do SISCOTE que conduzam às menores concentrações de sólidos suspensos no efluente final;
- Avaliar as características do lodo acumulado no sistema, particularmente em relação à quantidade e à qualidade microbiológica;
- Estabelecer rotinas de descarte para o lodo acumulado no tanque séptico e no reator anaeróbio híbrido;
- Contribuir para a reversão do alarmante quadro sanitário do país, através da investigação de tecnologia associada à preservação do meio ambiente e da qualidade de vida da população.
- Com os resultados obtidos do sistema: tanque séptico modificado + reator anaeróbio híbrido + filtro biológico percolador, a pesquisa previu a alteração deste sistema para: tanque séptico modificado + 2 reatores anaeróbios híbridos, de forma a avaliar um possível acréscimo na eficiência das unidades.

3 Metodologia

3.1 Descrição geral

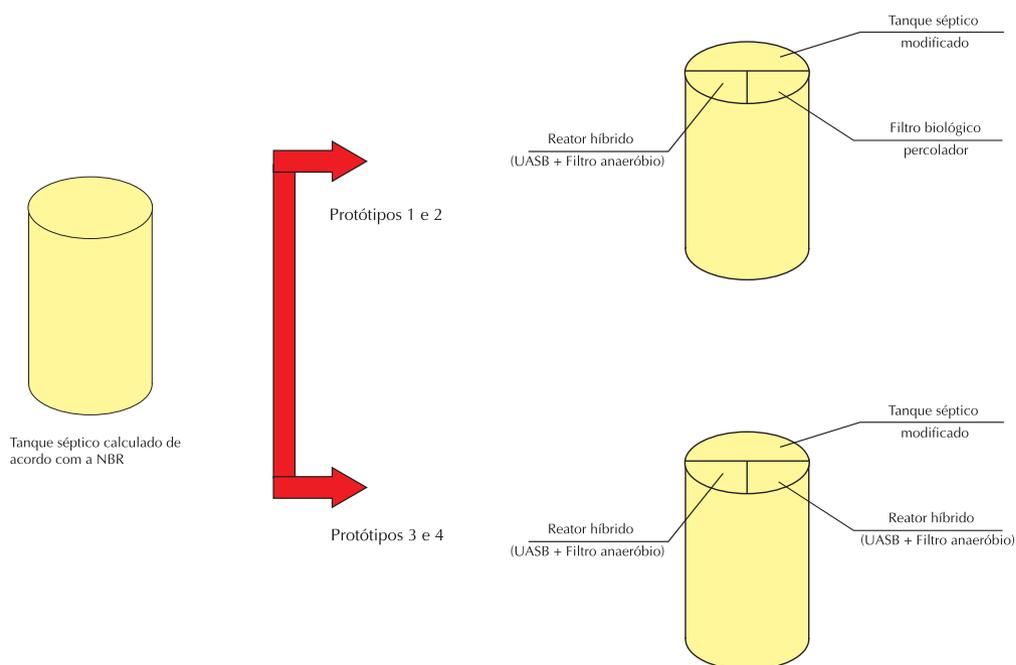
3.1.1 Aparato experimental

Os experimentos com o sistema compacto para tratamento de esgotos domiciliares – SISCOTE – foram desenvolvidos no Campus Experimental UFMG/COPASA, existente junto à Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas, em Belo Horizonte.

Na Estação de Tratamento do Arrudas o esgoto bruto passa por um tratamento preliminar, constituído de gradeamento e caixa de areia. A partir daí, é encaminhado, através de um canal, para o tratamento primário. Do canal, uma pequena parcela dos esgotos é bombeada as unidades de pesquisa implantadas no campus experimental, onde foram construídos quatro protótipos em escala de demonstração, para avaliação da eficiência no tratamento de esgotos domiciliares.

Para os protótipos 1 e 2 foram construídos, em um volume de um tanque séptico calculado de acordo com a norma ABNT - NBR 7229 (1993), três câmaras compactas, sendo, a primeira, um tanque séptico modificado, a segunda, um reator híbrido (UASB + filtro anaeróbio) e, a terceira, um filtro biológico percolador. Para os protótipos 3 e 4, somente a terceira câmara foi alterada de filtro biológico percolador para reator híbrido (UASB + filtro anaeróbio), com as mesmas características da segunda câmara (figura 3.1).

Figura 3.1 - Configuração dos quatro protótipos avaliados



3.2 Descrição das unidades experimentais

As configurações 1 e 2 foram construídas em fibra de vidro, onde metade do volume é destinada a um tanque séptico modificado e a outra metade dividida entre um reator híbrido e um filtro biológico percolador. O volume total desta unidade corresponde ao volume de um tanque séptico calculado pela NBR-7229 (1993). Foram construídas duas unidades experimentais, em escala de demonstração, de acordo com os dados da tabela 3.2. As configurações 1 e 2 possuem o mesmo volume, mas as alturas e áreas são diferentes, o que possibilita a imposição de diferentes taxas de aplicação superficiais.

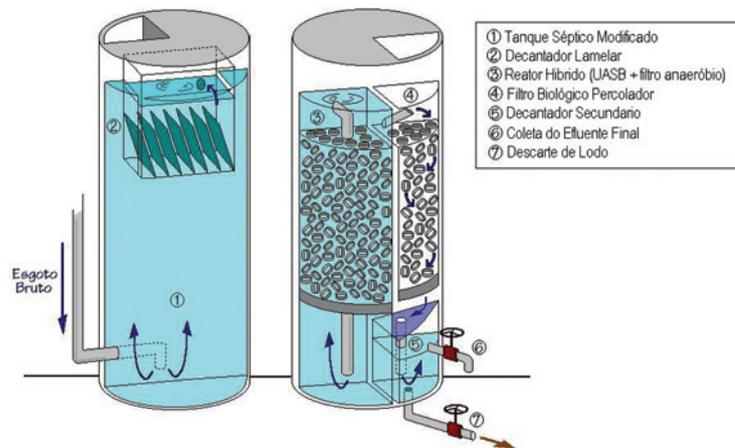
Tabela 3.2 – Dados básicos das unidades experimentais

Configuração	D (m)	H (m)	V total (m ³)	Câmara 1		Câmara 2		Câmara 3	
				A (m ²)	V (m ³)	A (m ²)	V (m ³)	A (m ²)	V (m ³)
1	1,21	1,50	1,73	0,575	0,86	0,287	0,43	0,287	0,43
2	1,05	2,00	1,73	0,433	0,86	0,216	0,43	216	0,43

D = diâmetro, H = altura, V = volume, A = área

O esgoto bruto afluí ao sistema pela parte inferior da câmara 1 (tanque séptico modificado). O líquido é encaminhado para um decantador lamelar, localizado na parte superior desta câmara. O esgoto parcialmente tratado é encaminhado para a parte inferior da câmara 2, constituída por um reator anaeróbio híbrido (reator UASB + filtro anaeróbio). A saída se dá por uma tubulação lateral em “Y”. O efluente passa, então, a ter um fluxo descendente na câmara 3, através do filtro biológico percolador, onde tem seu polimento final. Na unidade 1, que apresenta maior altura, foi incluído um decantador secundário após o filtro biológico percolador, uma vez que esta configuração será submetida a maior taxa de aplicação superficial (figura 3.2).

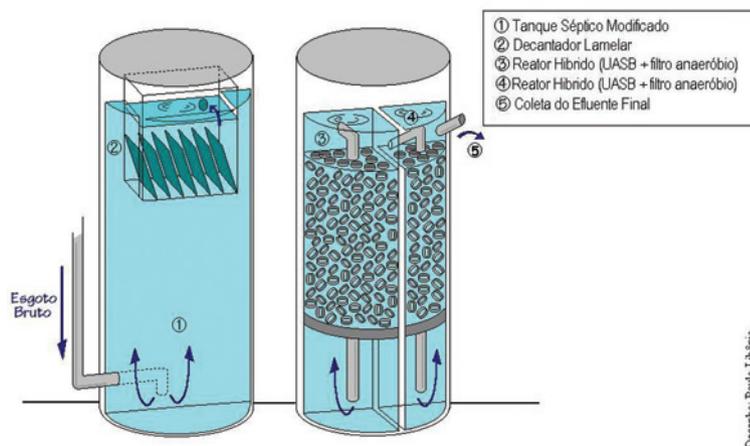
Figura 3.2 – Sistema compacto de tratamento de esgotos – SICOTE (Configurações 1 e 2)



Para os protótipos 3 e 4 foram feitas duas alterações: a saída do tanque séptico modificado foi afogada 15 cm e a terceira câmara foi transformada em um reator híbrido idêntico à segunda câmara. Estas alterações foram realizadas devido às baixas eficiências alcançadas pelo FBP. Os dados básicos das unidades permanecem como descritos na tabela 3.1.

O funcionamento dos protótipos 3 e 4 segue exatamente o funcionamento dos protótipos 1 e 2 na primeira e segunda câmaras. Para a terceira câmara, o efluente foi direcionado para o fundo, seguindo fluxo ascensional pelo reator híbrido. Tem-se a saída do efluente final em uma tubulação lateral em “Y” (figura 3.3).

Figura 3.3– Sistema compacto de tratamento de esgotos – SICOTE (Configurações 3 e 4)



3.3 Monitoramento do sistema

3.3.1. Condições operacionais do SISCOTE

De forma a se aproximar da realidade de um sistema domiciliar foram feitas pesquisas sobre hidrogramas de vazões produzidas em uma residência típica. Como resultado, definiram-se vazões mínimas, médias e máximas que se referem ao funcionamento de peças sanitárias. As unidades de tratamento funcionaram em regime intermitente, com picos de vazão ao longo do dia.

Operando com uma vazão diária de 750 L/d e um tempo de detenção hidráulica de 24 horas, o sistema de alimentação foi automatizado de forma a possibilitar a variação das vazões de bombeamento, de acordo com o hidrograma estabelecido, ocorrendo vazões mínimas, médias e máximas ($Q_{\text{mín}} = 0,25 \text{ L/s}$, $Q_{\text{méd}} = 0,50 \text{ L/s}$ e $Q_{\text{máx}} = 1,00 \text{ L/s}$). Estas elevadas vazões transientes, geradas por uma residência típica, possibilitam a análise da capacidade de retenção de sólidos do sistema, uma vez que provocam velocidades ascensionais mais elevadas. Com o intuito de retratar os sistemas reais aplicados em várias localidades do Brasil, não foi utilizado inóculo durante a partida do sistema.

Com o objetivo de testar a eficiência das unidades 1 e 2 funcionando com vazão constante, foi introduzida uma nova fase na pesquisa. Nesta fase, as unidades funcionaram com uma vazão de 0,05 L/s, totalizando uma vazão diária de 4320 L/d.

3.3.2. Monitoramento das unidades experimentais

As unidades foram monitoradas com a avaliação dos seguintes parâmetros físico-químicos e microbiológicos principais: temperatura, pH, OD, sólidos sedimentáveis, DQO, DBO, sólidos suspensos, sólidos totais, alcalinidade, ácidos voláteis, nitrato, NTK, coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos de helmintos. Todas as análises foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20^a. ed. (AWWA/APHA/WEF, 1998). Para as análises de coliformes totais e *Escherichia coli*, foi empregada a técnica do substrato cromogênico (Colilert).

Rotina de coleta de amostra. Para o monitoramento das unidades 1 e 2 foi realizada coleta semanal de amostras pontuais de esgoto bruto, efluente do tanque séptico, efluente do reator híbrido e efluente do filtro biológico percolador, para as duas unidades, nas vazões mínima, média e máxima. Para o monitoramento das unidades 3 e 4 foi realizada coleta semanal de amostras pontuais de esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluente dos 2 reatores híbridos, para as duas unidades, nas vazões mínima, média e máxima.

A pesquisa foi subdividida em duas etapas, função das unidades de tratamento avaliadas, como mostra a figura 3.4.

Figura 3.4 - Fluxograma das etapas do experimento



Ao longo do monitoramento das unidades 1 e 2, na Etapa 1, houve um período em que o esgoto bruto se encontrou muito diluído, caracterizado pela ocorrência de muitas chuvas. Devido a tal fato, a Etapa 1 foi subdividida em 3 Fases, conforme a seguir:

- Fase 1: período inicial de operação do sistema de tratamento – início até 60 dias de operação (16/10/02 a 05/12/02);
- Fase 2: período intermediário de monitoramento, caracterizado pela ocorrência de muitas chuvas e esgoto bastante diluído – de 60 até 150 dias de operação (18/12/02 a 06/03/03);
- Fase 3: período final de monitoramento – de 150 até 227 dias de operação (13/03/03 a 22/05/03).

Nesta mesma etapa foi incluída uma Fase 4 (23/07/03 a 25/09/03) onde se avaliaram as unidades funcionando com uma vazão constante.

A Etapa 2 (15/10/03 a 26/02/04), na qual foram avaliados os protótipos 3 e 4, teve uma constância ao longo do monitoramento, não necessitando de subdivisões em fases.

A tabela 3.2 apresenta as principais características das etapas e fases operacionais.

Tabela 3.2 - Principais características das fases operacionais do experimento

Etapa	Fase	Duração (dias)	Ponto de coleta do esgoto bruto	Regime hidráulico	Protótipos utilizados
1	1	60	2	intermitente	1 e 2
	2	90	2	intermitente	1 e 2
	3	77	1	intermitente	1 e 2
	4	60	2	contínuo	1 e 2
2	-	120	1	intermitente	3 e 4

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

O presente capítulo apresenta a avaliação de eficiência do sistema, no entanto são apresentados neste resumo apenas os resultados dos parâmetros de DQO e SST.

4.1 DQO total

4.1.1 Etapa 1 (Fases 1 a 3)

a) Vazão mínima

A tabela 4.1 apresenta os resultados médios e a tabela 4.2 as estatísticas básicas dos resultados, para a vazão mínima, nas Fases 1 a 3 da Etapa 1 da pesquisa.

Tabela 4.1 - Resultados médios de remoção de DQO para $Q_{mín}$ - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Resultados DQO (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 1			Protótipo 2			Protótipo 1			Protótipo 2			Sis.1	Sis.2
		TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
1	582	306	170	143	322	199	170	47	45	16	45	38	15	75	71
2	271	319	135	114	399	169	127	-18	58	16	-48	58	25	58	53
3	1089	310	185	148	817	185	162	71	40	20	25	77	13	86	85

EB = esgoto bruto; TSM = tanque séptico modificado; RH = reator hídrido; FBP = filtro biológico percolador

Tabela 4.2 - Estatísticas básicas dos resultados de DQO para Qmín - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)						
		EB	Protótipo 1			Protótipo 2		
			TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP
1	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	582	306	170	143	322	199	170
	mediana	545	246	157	131	297	186	182
	máximo	961	510	280	243	530	272	207
	mínimo	148	201	59	54	201	123	110
	des. padrão	300	111	71	58	117	50	36
2	nº de dados	9	9	9	9	9	9	9
	média	271	319	135	114	399	169	127
	mediana	156	264	126	115	268	145	120
	máximo	626	723	225	184	1478	261	185
	mínimo	36	125	80	72	120	104	94
	des. padrão	235	191	44	34	414	59	30
3	nº de dados	8	8	8	8	8	8	8
	média	1089	310	185	148	817	185	162
	mediana	1182	278	175	142	793	179	159
	máximo	1418	447	254	218	1650	277	231
	mínimo	559	206	124	103	231	117	90
	des. padrão	332	78	56	37	471	54	43

Os resultados obtidos para a vazão mínima demonstraram uma boa eficiência do tanque séptico e do reator híbrido. Além disso foram encontradas melhores eficiências do tanque séptico do protótipo 1 em relação ao protótipo 2. No entanto, o reator híbrido do protótipo 2 mostrou um bom funcionamento na situação de picos de carga orgânica.

O filtro biológico percolador apresentou baixas eficiências, possivelmente devido à forma de funcionamento, com longos períodos sem alimentação, o que pode ter levado à dessecação do biofilme. Outra possível explicação para as baixas eficiências do FBP é a característica da matéria orgânica remanescente do reator híbrido, mais refratária e de difícil degradação.

No conjunto, foram observadas eficiências semelhantes de remoção de DQO total nos dois sistemas (protótipos 1 e 2), não demonstrando diferenças significativas entre as configurações.

b) Vazão média

A tabela 4.3 apresenta os resultados médios e a tabela 4.4 as estatísticas básicas dos resultados, para a vazão média, nas Fases 1 a 3 da Etapa 1 da pesquisa.

Tabela 4.3 - Resultados médios de remoção de DQO para Qméd - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Resultados DQO (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 1			Protótipo 2			Protótipo 1			Protótipo 2			Sis.1	Sis.2
		TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
1	857	651	225	197	921	263	246	24	65	12	-7	71	6	77	71
2	273	336	184	148	415	231	182	-23	45	20	-52	44	21	46	33
3	977	818	258	197	922	289	242	16	68	24	6	69	16	80	75

Tabela 4.4 - Estatísticas básicas dos resultados de DQO para Qméd - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)						
		EB	Protótipo 1			Protótipo 2		
			TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP
1	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	857	651	225	197	921	263	246
	mediana	624	434	239	202	1054	274	236
	máximo	1881	1317	287	165	1408	326	321
	mínimo	148	295	123	116	268	186	202
	des. padrão	608	449	64	50	467	47	46
2	nº de dados	12	12	12	12	12	12	12
	média	273	336	184	148	415	231	182
	mediana	152	370	180	153	338	242	182
	máximo	631	576	321	200	1067	345	258
	mínimo	43	92	68	74	116	144	103
	des. padrão	235	157	71	43	252	57	42
3	nº de dados	14	14	14	14	14	14	14
	média	977	818	258	197	922	289	242
	mediana	924	698	266	181	923	288	247
	máximo	1418	1564	383	288	1992	363	284
	mínimo	523	495	182	145	470	198	176
	des. padrão	301	330	56	48	423	57	31

Para a vazão média, foram observadas baixas eficiências dos tanques sépticos modificados e elevadas eficiências dos reatores híbridos. O tanque séptico do protótipo 1 foi mais eficiente que o tanque séptico do protótipo 2, tal como ocorrido para a vazão mínima.

O filtro biológico percolador apresentou baixas eficiências, como também foi observado na vazão mínima. No geral, foram observadas eficiências relativamente mais elevadas para o protótipo 1.

c) Vazão máxima

A tabela 4.5 apresenta os resultados médios e a tabela 4.6 as estatísticas básicas dos resultados, para a vazão máxima, nas Fases 1 a 3 da Etapa 1 da pesquisa.

Tabela 4.5 - Resultados médios de remoção de DQO para Q_{máx} - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Resultados DQO (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 1			Protótipo 2			Protótipo 1			Protótipo 2			Sis.1	Sis.2
		TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
1	1100	885	341	230	1007	383	329	25	57	34	9	61	14	78	69
2	629	804	285	168	655	572	289	-33	67	40	-13	20	49	74	54
3	1042	1441	443	243	714	523	301	-33	69	44	34	27	41	77	71

Tabela 4.6 - Estatísticas básicas dos resultados de DQO para Q_{máx} - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)						
		EB	Protótipo 1			Protótipo 2		
			TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP
1	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	1100	885	341	230	1007	383	329
	mediana	699	883	282	215	1052	356	282
	máximo	2912	1269	540	310	1808	622	495
	mínimo	148	274	246	162	375	253	218
	des. padrão	945	359	111	57	528	126	93
2	nº de dados	9	9	9	9	9	9	9
	média	629	804	285	168	655	572	288
	mediana	243	600	267	162	574	290	224
	máximo	2203	2040	642	288	1590	2422	755
	mínimo	66	194	115	69	182	191	161
	des. padrão	738	544	158	67	440	708	188

Fases	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)						
		EB	Protótipo 1			Protótipo 2		
			TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP
3	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	1042	1441	443	243	714	523	301
	mediana	1057	1267	433	266	618	479	300
	máximo	1418	2056	705	333	1075	843	377
	mínimo	581	785	263	165	464	305	210
	des. padrão	314	468	157	61	228	182	51

Os resultados mostraram uma eficiência muito baixa do tanque séptico modificado e elevada eficiência do reator híbrido do protótipo 1. Entretanto, nesta vazão, o reator híbrido do protótipo 2 obteve baixa eficiência e o tanque séptico apresentou, na Fase 3, uma melhor eficiência. Foram notadas melhores eficiências do filtro biológico, possivelmente devido ao mal funcionamento das outras câmaras.

Nessa condição operacional com $Q_{máx}$, ficou mais acentuada a diferença entre as eficiências de remoção de DQO_{total} dos protótipos, tendo sido observado um melhor desempenho do protótipo 1.

Análise conjunta dos resultados obtidos para os protótipos 1 e 2 operando com vazões intermitentes

Mesmo com a ocorrência de picos de vazão e de grandes variações nas concentrações de DQO do esgoto bruto, as eficiências foram suficientes para garantir um efluente final, nos dois protótipos e nas três vazões, com concentrações médias na faixa de 114 a 329 mgDQO/L.

O efluente manteve moderadas variações, independentemente das flutuações das características do afluente. Este fato foi decorrente de uma estabilidade proporcionada pelo sistema, devido principalmente ao reator híbrido.

De um modo geral, o protótipo 1 apresentou melhor desempenho que o protótipo 2, conforme pode-se observar a partir das menores concentrações efluentes e maiores eficiências de remoção mostradas nas figuras 4.1 a 4.3, para as diferentes condições de funcionamento (vazões e fases operacionais).

Figura 4.1 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de DQO – Fase 1

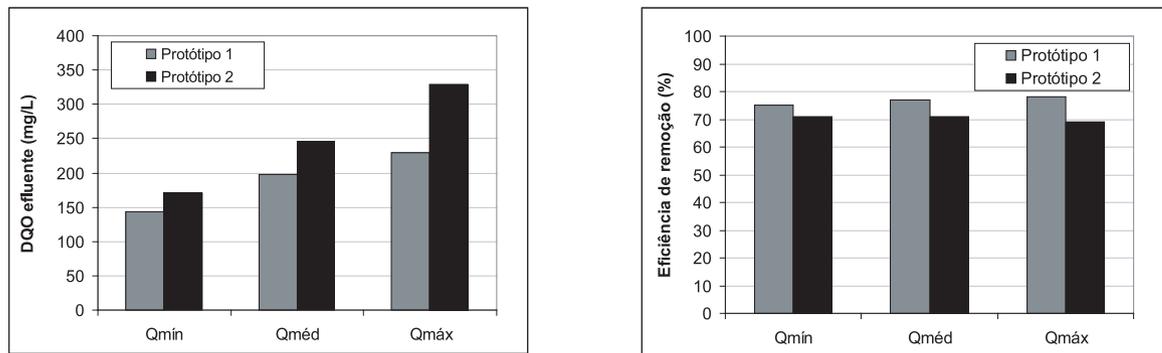


Figura 4.2 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de DQO – Fase 2

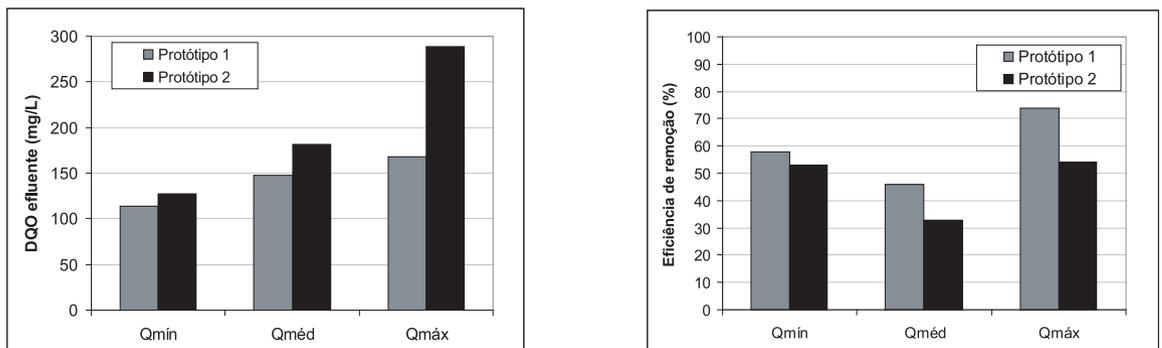
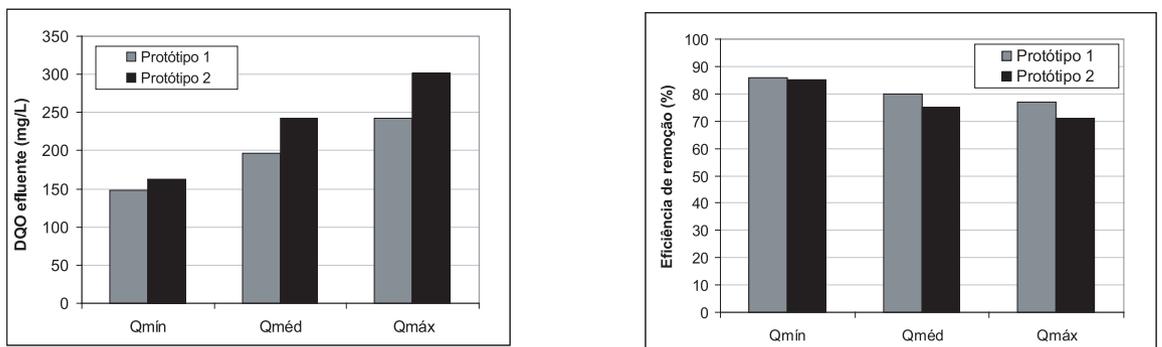


Figura 4.3 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de DQO – Fase 3



Nota-se, por meio dos gráficos, um aumento crescente nas concentrações de DQO no efluente entre as vazões mínima, média e máxima, respectivamente. Tais resultados mostram que os picos de vazão foram prejudiciais à eficiência dos protótipos, devido provavelmente às elevadas velocidades ascensionais impostas no interior dos mesmos.

Os resultados demonstraram melhores eficiências para o protótipo 1 (configuração com maior altura), tendendo a aumentar tais diferenças à medida que se elevou a vazão.

4.1.2 Etapa 1 (Fase 4)

A tabela 4.7 apresenta os resultados médios e a tabela 4.8 as estatísticas básicas dos resultados da Fase 4 da Etapa 1 da pesquisa, quando as unidades 1 e 2 operaram com vazão contínua.

Tabela 4.7 – Resultados médios de remoção de DQO na Etapa1 (Fase 4)

Fase	Resultados DQO (mg/L)								Eficiências médias (%)							
	Protótipo 1				Protótipo 2				Protótipo 1			Protótipo 2			Sis.1	Sis.2
	EB	TSM	RH	FBP	EB	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
4	497	392	276	208	478	338	314	186	21	30	25	29	7,1	40,8	58	61

Tabela 4.8 – Estatísticas básicas dos resultados de DQO da Etapa1 (Fase 4)

Fase	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)							
		Protótipo 1				Protótipo 2			
		EB	TSM	RH	FBP	EB	TSM	RH	FBP
4	nº de dados	10	10	10	10	10	10	10	10
	média	497	392	276	208	478	338	314	186
	mediana	490	375	264	200	477	329	299	187
	máximo	644	547	327	268	568	481	399	238
	mínimo	417	295	245	154	341	253	275	142
	des. padrão	60	81	30	39	60	63	38	34

Mesmo operando com uma vazão afluyente expressivamente superior à de projeto, as eficiências encontradas para os protótipos 1 e 2 foram suficientes para garantir um efluente final com concentrações médias de 208 e 186 mgDQO/L, respectivamente. Nesta fase, o FBP apresentou eficiências de remoção razoavelmente mais elevadas, possivelmente devido ao funcionamento das unidades com vazão constante.

4.1.3 Etapa 2

a) Vazão mínima

A tabela 4.9 apresenta os resultados médios e a tabelas 4.10 as estatísticas básicas dos resultados da Etapa 2 da pesquisa, quando as unidades 3 e 4 operaram com vazão mínima.

Tabela 4.9 – Resultados médios de remoção de DQO para Qmín - Etapa 2

Fase	Resultados DQO (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 3			Protótipo 4			Protótipo 3			Protótipo 4			Sis.3	Sis.4
		TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb		
1	1375	483	196	123	808	206	125	65	59	37	41	75	39	91	91

Tabela 4.10 – Estatísticas básicas dos resultados de DQO para Qmín - Etapa 2

Fase	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)						
		EB	Protótipo 3			Protótipo 4		
			TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb
1	nº de dados	10	10	10	10	10	10	10
	média	1375	483	196	123	808	206	125
	mediana	1195	381	155	123	787	175	107
	máximo	2500	1018	450	188	1311	512	185
	mínimo	906	278	108	59	292	107	84
	des. padrão	492	264	104	41	315	117	40

Os resultados obtidos para a vazão mínima demonstraram uma boa eficiência do tanque séptico e dos reatores híbridos. Além disso foram encontradas melhores eficiências do tanque séptico do protótipo 3 em relação ao protótipo 4. Entretanto, o reator híbrido mostrou um bom funcionamento com a maior carga orgânica afluyente, não prejudicando o efluente final.

No conjunto, foram observadas eficiências semelhantes de remoção de DQO total nos protótipos 3 e 4.

b) Vazão média

A tabela 4.11 apresenta os resultados médios e a tabela 4.12 as estatísticas básicas dos resultados da Etapa 2 da pesquisa, quando as unidades 3 e 4 operaram com a vazão média.

Tabela 4.11 – Resultados médios de remoção de DQO para Qméd - Etapa 2

Fase	Resultados DQO (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 3			Protótipo 4			Protótipo 3			Protótipo 4			Sis.3	Sis.4
		TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb		
1	1293	665	298	129	1624	337	130	49	55	57	-26	79	62	90	90

Tabela 4.12 – Estatísticas básicas dos resultados de DQO para Qméd - Etapa 2

Fase	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)						
		EB	Protótipo 3			Protótipo 4		
			TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb
1	nº de dados	13	13	13	13	13	13	13
	média	1293	665	298	129	1624	337	130
	mediana	1164	490	270	124	1556	268	133
	máximo	2500	1325	544	201	2804	910	187
	mínimo	753	367	194	83	798	205	86
	des. padrão	463	319	100	32	550	190	31

Os resultados demonstraram uma boa eficiência do tanque séptico e dos reatores híbridos para o protótipo 3 e, apenas dos reatores híbridos, para o protótipo 4. Na vazão média, o tanque séptico do protótipo 4 obteve, com frequência, eficiências negativas, mas os reatores híbridos garantiram a eficiência total do sistema.

Assim como na vazão mínima, foram observadas eficiências semelhantes de remoção de DQO total nos protótipos 3 e 4, não demonstrando diferenças significativas entre as configurações.

c) Vazão máxima

A tabela 4.13 apresenta os resultados médios e a tabela 4.14 as estatísticas básicas dos resultados da Etapa 2 da pesquisa, quando as unidades 3 e 4 operaram com a vazão máxima.

Tabela 4.13 – Resultados médios de remoção de DQO para Qmáx - Etapa 2

Fase	Resultados DQO (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 3			Protótipo 4			Protótipo 3			Protótipo 4			Sis.3	Sis.4
		TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb		
1	1293	1375	742	203	1469	1472	165	-6	46	73	-14	0	89	84	87

Tabela 4.14 – Estatísticas básicas dos resultados de DQO para Qmáx - Etapa 2

Fase	Dados estatísticos	Resultados DQO (mg/L)						
		EB	Protótipo 3			Protótipo 4		
			TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb
1	nº de dados	13	13	13	13	13	13	13
	média	1293	1375	742	203	1469	1472	165
	mediana	1164	1420	773	177	1318	825	170
	máximo	2500	2041	1619	493	3576	4693	276
	mínimo	753	738	232	105	564	363	84
	des. padrão	463	438	393	100	757	1497	50

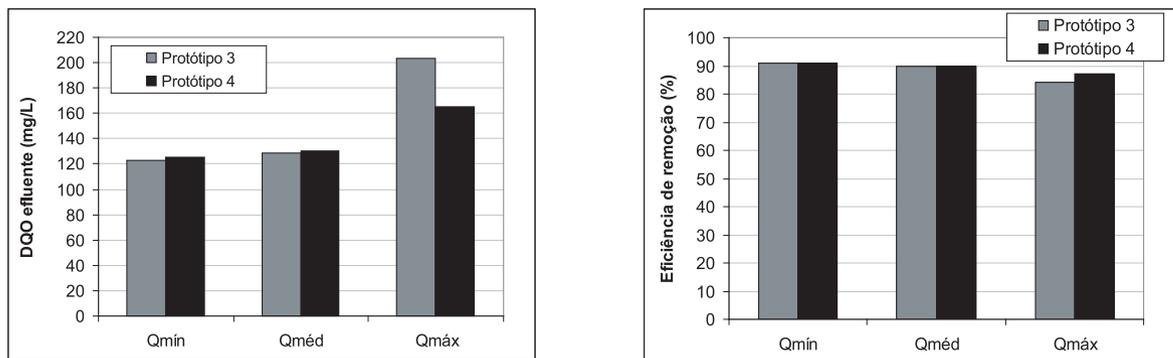
Os resultados demonstraram baixas eficiências do tanque séptico e elevadas eficiências dos reatores híbridos para o protótipo 3, sendo que o protótipo 4 mostrou boa eficiência apenas no segundo reator híbrido. Foram observadas diferenças muito pequenas quanto às suas eficiências globais dos protótipos 3 e 4.

Análise conjunta dos resultados obtidos para os protótipos operando com vazões intermitentes

Os resultados mostraram uma grande variação nas concentrações de DQO no esgoto bruto e no efluente do tanque séptico modificado. Mesmo com estas variações, as eficiências foram suficientes para garantir, nas três vazões, um efluente final para os dois protótipos, com concentrações médias na faixa de 123 a 203 mgDQO/L .

De um modo geral, os protótipos apresentaram um desempenho semelhante, conforme pode-se observar a partir das concentrações efluentes e eficiências de remoção mostradas na figura 4.4.

Figura 4.4 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de DQO– Etapa 2



Nota-se, por meio dos gráficos, um pequeno aumento nas concentrações de DQO no efluente, entre as vazões mínima e média. No entanto, houve um aumento significativo entre as vazões média e máxima. Tais resultados mostraram que os picos de vazão foram prejudiciais à eficiência dos protótipos, possivelmente devido às elevadas velocidades ascensionais impostas no interior dos mesmos.

4.2 SST

4.2.1 Etapa 1 (Fases 1 a 3)

a) Vazão mínima

A tabela 4.15 apresenta os resultados médios e a tabela 4.16 as estatísticas básicas dos resultados, para a vazão mínima, nas Fases 1 a 3 da Etapa 1 da pesquisa.

Tabela 4.15 – Resultados médios de remoção de SST para Qmín - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Resultados SST(mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Unidade 1			Unidade 2			Unidade 1			Unidade 2			Sis.1	Sis.2
		TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
1	470	138	47	38	117	65	66	71	66	20	75	45	-2	92	86
2	185	261	42	46	248	85	60	-41	84	-11	-34	66	30	75	68
3	819	123	77	64	599	82	79	85	37	17	27	86	4	92	90

Tabela 4.16 – Estatísticas básicas dos resultados de SST para Qmín - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fase	Dados estatísticos	Resultados SST(mg/L)						
		EB	Unidade 1			Unidade 2		
			TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP
1	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	470	138	47	38	117	65	66
	mediana	460	106	39	40	86	58	58
	máximo	900	252	86	43	264	103	128
	mínimo	148	66	35	29	59	40	33
	des. padrão	311	71	18	5	77	21	33
2	nº de dados	8	8	8	8	8	8	8
	média	185	261	42	46	248	85	60
	mediana	174	101	35	43	125	65	47
	máximo	488	822	78	69	1073	247	142
	mínimo	12	32	12	20	41	41	31
	des. padrão	163	310	21	17	342	67	37
3	nº de dados	8	8	8	8	8	8	8
	média	819	123	77	64	599	82	79
	mediana	694	100	77	68	581	97	72
	máximo	1490	228	122	87	1148	119	168
	mínimo	446	61	34	34	109	34	27
	des. padrão	360	62	32	21	335	30	46

b) Vazão média

A tabela 4.17 apresenta os resultados médios e a tabela 4.18 as estatísticas básicas dos resultados, para a vazão média, nas Fases 1 a 3 da Etapa 1 da pesquisa.

Tabela 4.17 – Resultados médios de remoção de SST para Qméd - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Resultados SST(mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Unidade 1			Unidade 2			Unidade 1			Unidade 2			Sis.1	Sis.2
		TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
1	566	363	67	70	426	107	73	36	81	-4	25	75	32	88	87
2	204	188	67	57	250	132	94	8	64	15	-23	47	28	72	54
3	684	527	109	99	649	148	126	23	79	9	5	77	15	86	82

Tabela 4.18 – Estatísticas básicas dos resultados de SST para Qméd - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fase	Dados estatísticos	Resultados SST(mg/L)						
		EB	Unidade 1			Unidade 2		
			TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP
1	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	566	363	67	70	426	107	73
	mediana	317	156	62	50	495	132	67
	máximo	1367	960	98	176	573	140	111
	mínimo	148	106	36	38	98	38	48
	des. padrão	470	361	25	48	175	42	21
2	nº de dados	12	12	12	12	12	12	12
	média	204	188	67	57	250	132	94
	mediana	138	170	59	56	239	114	81
	máximo	580	397	123	116	834	242	190
	mínimo	17	57	34	28	52	84	44
	des. padrão	174	115	32	27	203	45	40
3	nº de dados	14	14	14	14	14	14	14
	média	684	527	109	99	649	148	126
	mediana	609	488	102	87	584	135	111
	máximo	1490	1203	175	191	1424	285	223
	mínimo	288	263	41	50	277	75	73
	des. padrão	330	259	37	36	351	56	45

c) Vazão máxima

A tabela 4.19 apresenta os resultados médios e a tabela 4.20 as estatísticas básicas dos resultados, para a vazão máxima, nas Fases 1 a 3 da Etapa 1 da pesquisa.

Tabela 4.19 – Resultados médios de remoção de SST para Qmáx - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fases	Resultados SST(mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Unidade 1			Unidade 2			Unidade 1			Unidade 2			Sis.1	Sis.2
		TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
1	824	547	129	71	591	207	164	34	76	45	28	65	21	91	80
2	415	523	164	81	392	374	127	-26	69	51	6	4	66	81	69
3	784	921	259	142	551	312	172	-18	72	45	30	43	45	82	78

Tabela 6.20 – Estatísticas básicas dos resultados de SST para Qmáx - Etapa1 (Fases 1, 2 e 3)

Fase	Dados estatísticos	Resultados SST(mg/L)						
		EB	Unidade 1			Unidade 2		
			TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP
1	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	824	547	129	71	591	207	164
	mediana	488	533	120	74	697	242	158
	máximo	1743	980	213	104	877	330	260
	mínimo	148	138	54	40	224	62	61
	des. padrão	658	302	65	19	245	98	76
2	nº de dados	9	9	9	9	9	9	9
	média	415	523	164	81	392	374	127
	mediana	200	435	138	74	352	186	105
	máximo	1327	1363	443	154	987	1877	300
	mínimo	42	148	79	35	60	141	30
	des. padrão	441	361	116	40	270	565	88
3	nº de dados	7	7	7	7	7	7	7
	média	784	921	259	142	551	312	172
	mediana	720	773	260	140	495	272	164
	máximo	1490	1940	480	277	1172	735	261
	mínimo	460	524	84	62	313	171	80
	des. padrão	372	473	133	68	301	193	56

Análise conjunta dos resultados obtidos para os protótipos operando com vazões intermitentes

Mesmo com a ocorrência de picos de vazão e de grandes variações nas concentrações de sólidos em suspensão no esgoto bruto, as eficiências encontradas foram suficientes para garantir um efluente final, nos dois protótipos, com concentrações médias na faixa de 38 a 172 mgSST/L.

O efluente manteve moderadas variações, independentemente das flutuações das características do afluente. Este fato foi decorrente de uma estabilidade proporcionada pelo sistema, devido principalmente ao reator híbrido.

As figuras 4.5 a 4.7 apresentam gráficos de barras com concentrações médias do efluente e eficiências médias de remoção de SST dos protótipos 1 e 2, para as três vazões, nas Fases 1, 2 e 3, respectivamente.

Figura 4.5 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de SST – Fase 1

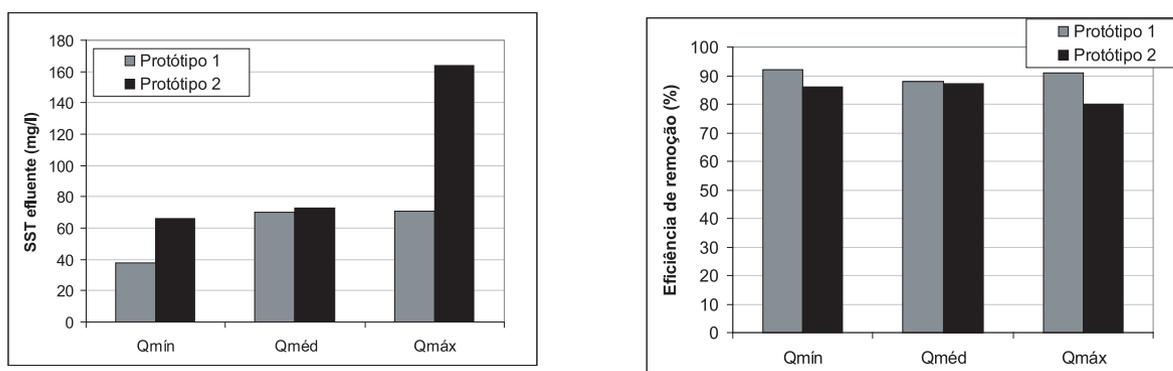


Figura 4.6 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de SST – Fase 2

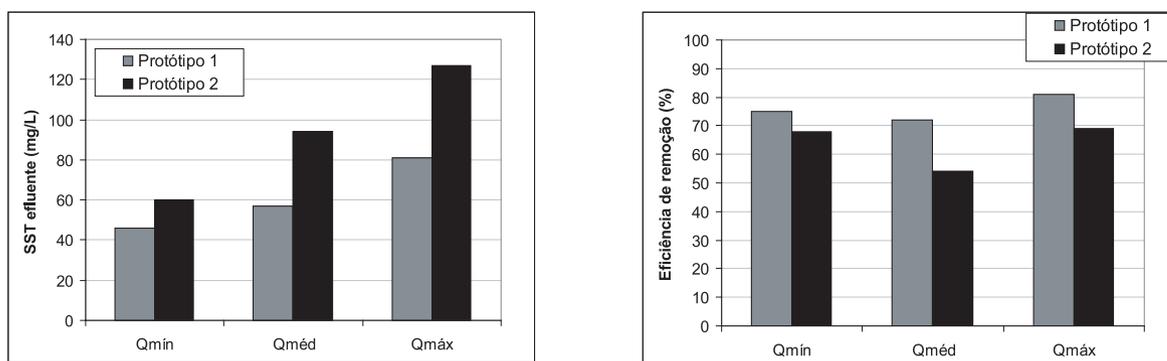
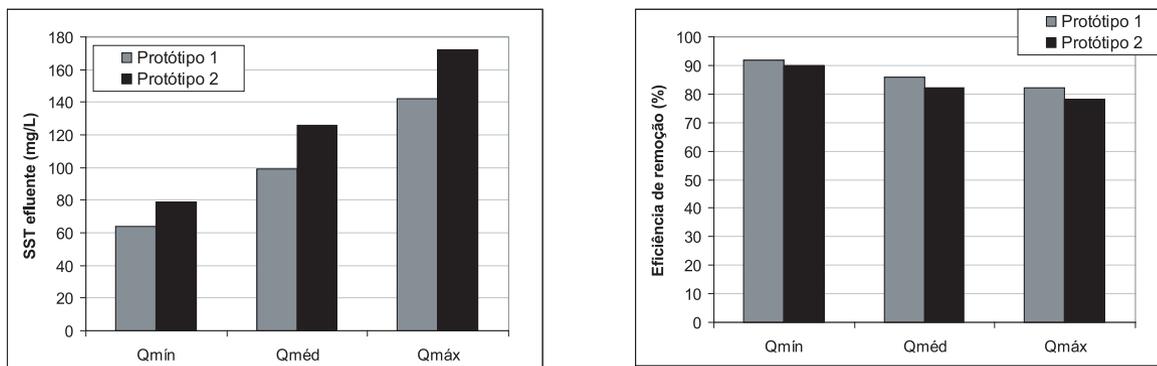


Figura 4.7 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de SST – Fase 3



Nota-se, por meio dos gráficos, um aumento crescente nas concentrações de SST no efluente, entre as vazões mínima, média e máxima, respectivamente. Tais resultados mostram que os picos de vazões foram prejudiciais à eficiência dos protótipos, possivelmente devido às elevadas velocidades ascensionais instituídas no interior dos mesmos, provocando uma perda de sólidos.

Os resultados demonstraram melhores eficiências para o protótipo 1 (configuração com maior altura), sendo que, à medida que se elevou a vazão, a diferença entre as eficiências globais dos dois protótipos aumentou.

4.2.2 Etapa 1 (Fases 4)

A tabela 4.21 apresenta os resultados médios e a tabela 4.22 as estatísticas básicas dos resultados da Fase 4 da Etapa 1 da pesquisa.

Tabela 4.21– Resultados médios de remoção de SST na Etapa1 (Fase 4)

Fase	Resultados SST (mg/L)								Eficiências médias (%)							
	Protótipo 1				Protótipo 2				Protótipo 1			Protótipo 2			Sis.1	Sis.2
	EB	TSM	RH	FBP	EB	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP	TSM	RH	FBP		
4	235	146	75	58	216	117	128	55	38	49	23	46	-9,2	57,4	76	75

Tabela 4.22– Estatísticas básicas dos resultados da Etapa1 (Fase 4)

Fase	Dados estatísticos	Resultados SST (mg/L)							
		Protótipo 1				Protótipo 2			
		EB	TSM	RH	FBP	EB	TSM	RH	FBP
4	nº de dados	10	10	10	10	10	10	10	10
	média	235	146	75	58	216	117	128	55
	mediana	234	135	71	55	211	109	144	50
	máximo	312	305	113	81	305	180	170	86
	mínimo	177	79	44	47	138	68	66	37
	des. padrão	42	72	22	10	43	31	35	16

4.2.3 Etapa 2

a) Vazão mínima

A tabela 4.23 apresenta os resultados médios e a tabela 4.24 as estatísticas básicas dos resultados da Etapa 2 da pesquisa, quando as unidades 3 e 4 operaram com vazão mínima.

Tabela 4.23 – Resultados médios de remoção de SST para Qmín - Etapa 2

Fases	Resultados SST (mg/L)								Eficiências médias (%)						
	EB	Protótipo 3			Protótipo 4			Protótipo 3			Protótipo 4			Sis.3	Sis.4
		TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb		
1	833	356	127	26	1171	159	32	57	64	79	-41	86	80	97	96

Tabela 4.24 – Estatísticas básicas dos resultados de SST para Qmín - Etapa 2

Fase	Dados estatísticos	Resultados SST (mg/L)						
		EB	Protótipo 3			Protótipo 4		
			TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb
1	nº de dados	10	10	10	10	10	10	10
	média	904	165	50	28	461	66	22
	mediana	817	167	51	28	454	64	19
	máximo	1989	345	79	47	755	108	51
	mínimo	315	83	22	11	98	35	13
	des. padrão	427	76	19	13	216	23	11

b) Vazão média

A tabela 4.25 apresenta os resultados médios e a tabela 4.26 as estatísticas básicas dos resultados da Etapa 2 da pesquisa, quando as unidades 3 e 4 operaram com vazão média.

Tabela 4.25 – Resultados médios de remoção de SST para Q_{méd} - Etapa 2

Fases	Resultados SST (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 3			Protótipo 4			Protótipo 3			Protótipo 4			Sis.3	Sis.4
		TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb		
1	833	356	127	26	1171	159	32	57	64	79	-41	86	80	97	96

Tabela 4.26 – Estatísticas básicas dos resultados de SST para Q_{méd} - Etapa 2

Fase	Dados estatísticos	Resultados SST (mg/L)						
		EB	Protótipo 3			Protótipo 4		
			TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb
1	nº de dados	13	13	13	13	13	13	13
	média	833	356	127	26	1171	159	32
	mediana	764	269	110	23	1048	114	32
	máximo	1989	880	270	53	2820	624	46
	mínimo	315	51	33	11	359	63	19
	des. padrão	394	233	70	11	579	147	8

c) Vazão máxima

A tabela 4.27 apresenta os resultados médios e a tabela 4.28 as estatísticas básicas dos resultados da Etapa 2 da pesquisa, quando as unidades 3 e 4 operaram com vazão máxima.

Tabela 4.27 – Resultados médios de remoção de SST para Q_{máx} - Etapa 2

Fases	Resultados (mg/L)							Eficiências médias (%)							
	EB	Protótipo 3			Protótipo 4			Protótipo 3			Protótipo 4			Sis.3	Sis.4
		TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb		
1	833	861	416	101	933	844	66	-3	52	76	-12	10	92	88	92

Tabela 4.28 – Estatísticas básicas dos resultados de SST para Q_{máx} - Etapa 2

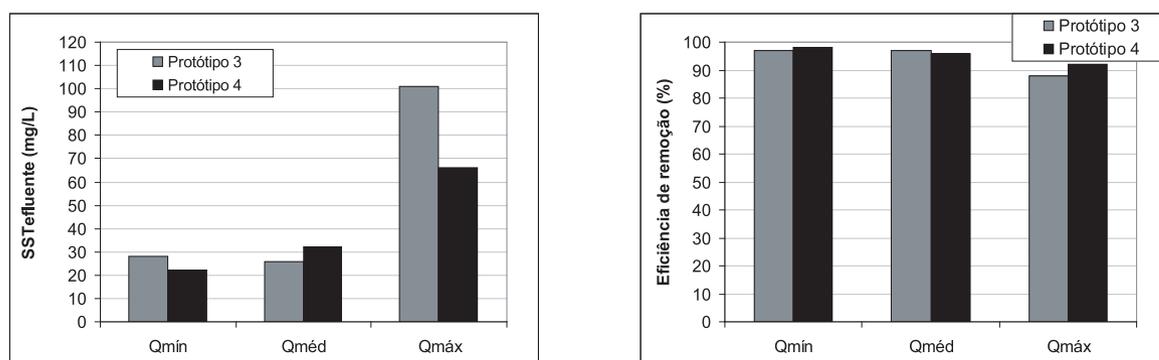
Fase	Dados estatísticos	Resultados SST (mg/L)						
		EB	Protótipo 3			Protótipo 4		
			TSM	RHa	RHb	TSM	RHa	RHb
1	nº de dados	13	13	13	13	13	13	13
	média	833	861	416	101	933	844	66
	mediana	764	856	438	94	854	468	51
	máximo	1989	1370	711	275	1573	3340	157
	mínimo	315	480	88	44	222	128	31
	des. padrão	394	312	208	58	331	919	36

Análise conjunta dos resultados obtidos para os protótipos operando com vazões intermitentes

Os resultados mostraram uma grande variação nas concentrações de SST no esgoto bruto e no efluente do tanque séptico modificado. Mesmo com estas variações, as eficiências foram suficientes para garantir um efluente final, nos dois protótipos, com concentrações médias na faixa de 28 a 101 mgSST/L .

A figura 4.8 apresenta gráficos de barras com concentrações médias do efluente e eficiências médias de remoção de SST dos protótipos, para as três vazões.

Figura 4.8 – Concentração média do efluente e eficiência média de remoção de SST– Etapa 2



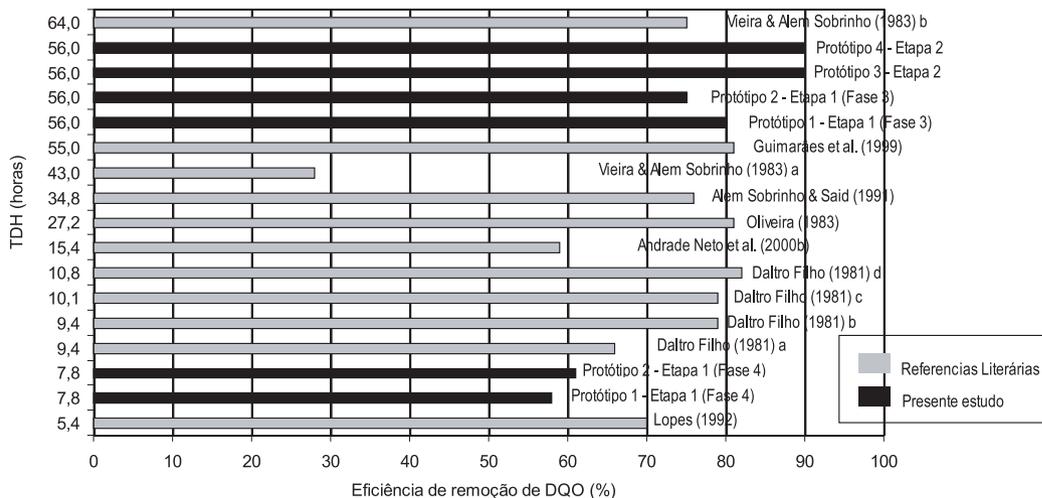
Nota-se, por meio dos gráficos, um aumento nas concentrações de SST no efluente entre as vazões mínima, média e máxima, respectivamente. Este aumento é muito significativo na vazão máxima. Tais resultados mostram que os picos de vazão foram prejudiciais à eficiência dos protótipos, possivelmente devido às elevadas velocidades ascensionais impostas no interior dos mesmos, provocando a perda de sólidos.

Os resultados mostraram eficiências muito próximas dos protótipos 3 e 4. Somente para a vazão máxima, o protótipo 4 (configuração com menor altura) apresentou uma eficiência ligeiramente superior ao protótipo 3.

4.3 Análise comparativa dos resultados

A figura 4.9 mostra um gráfico de barras com a eficiência de remoção de DQO encontradas nos diversos trabalhos citados anteriormente. Foram considerados, a título de comparação com as outras referências, os resultados dos protótipos na vazão média (Etapa1 – Fase 3 e Etapa 2) e vazão constante (Fase 4).

Figura 4.9 – gráfico comparativo entre os diversos resultados de eficiência de remoção de DQO



Praticamente todos os resultados encontrados na literatura foram de sistemas alimentados com vazão constante. Somente a pesquisa de Alem Sobrinho & Said (1991) foi com vazão intermitente e amostragem composta ao longo do dia.

Por meio do gráfico pode-se observar que, mesmo com as unidades funcionando com vazões intermitentes e com as coletas pontuais, os resultados ficaram próximos aos da literatura pesquisada. Os protótipos 3 e 4 se destacam com uma melhor eficiência.

5 Conclusões

5.1 Protótipos 1 e 2 operando com vazão intermitente

Os protótipos 1 e 2 foram construídos com mesmo volume, variando área e altura, sendo o protótipo 1 o mais alto e com menor área. Estes protótipos foram alimentados com vazão intermitente, funcionando de acordo com um hidrograma que simulava vazões de peças sanitárias, ocorrendo vazões mínima, média e máxima. Nestas condições operacionais tem-se as seguintes observações:

- Avaliando os resultados da Fase 3, que foi a fase mais característica, os protótipos 1 e 2, apresentaram eficiências de remoção em torno de 85% para DQO e 90% para SST na vazão mínima. Para a vazão média as eficiências de remoção foram em torno de 77% para DQO, 85% para SST. Na vazão máxima, as eficiências de remoção foram em torno de 75% para DQO e 80% para SST.
- As eficiências alcançadas foram suficientes para garantir um efluente final com concentrações médias para os protótipos 1 e 2, nas três vazões, variando entre 148 e 301 mgDQO/L, 77 e 259mgSST/L.
- Foram observadas, para os protótipos 1 e 2, uma boa eficiência do tanque séptico na vazão mínima e baixas eficiências nas vazões média e máxima, o que foi evidenciado no protótipo 1. O tanque séptico do protótipo 1 apresentou melhores eficiências em relação ao tanque séptico do protótipo 2 nas vazões mínima e média, mas este fato se inverteu na vazão máxima.
- Os reatores híbridos apresentaram elevadas eficiências em todas as fases de monitoramento.
- Possivelmente, devido à forma de alimentação do sistema e à característica da matéria orgânica efluente do reator híbrido, o filtro biológico percolador apresentou baixas eficiências. Somente na vazão máxima, observou-se uma maior eficiência do FBP, explicada pela maior carga orgânica liberada pelo reator híbrido.
- O efluente final apresentou moderadas variações dos valores dos parâmetros estudados, independentemente das flutuações das características do afluente. Este fato foi decorrente de uma estabilidade proporcionada pelo sistema, devido principalmente ao reator híbrido.
- O protótipo 1 apresentou melhores eficiências que o protótipo 2, sendo que a diferença entre eles foi crescente com o aumento da vazão.

- Na avaliação de formação de ácidos graxos voláteis (AGV), constatou-se um aumento da concentração destes ácidos no efluente do TSM, em relação ao esgoto bruto, mostrando o início da digestão anaeróbia nesta câmara. Este fato, associado ao aumento da DQO filtrada no efluente desta câmara, mostra que ocorreu o processo de hidrólise dentro do tanque séptico, comprovando a importância desta câmara no tratamento.
- A alcalinidade total apresentou um crescimento gradativo ao longo das câmaras dos protótipos 1 e 2. Os resultados indicam uma estabilidade do sistema, impedindo quedas bruscas no pH.
- Como já esperado para sistemas biológicos de tratamento de esgotos que operam com baixos tempos de detenção hidráulica, não foram obtidas eficiências satisfatórias na remoção de indicadores microbiológicos. Os protótipos 1 e 2 apresentaram uma eficiência média da ordem de 2,0 unidades logarítmicas de inativação de coliformes totais e 1,7 unidade logarítmica para inativação de *E. coli*.
- Os testes hidrodinâmicos indicaram a ausência de zonas mortas dentro das câmaras dos protótipos 1 e 2 na vazão mínima. Nas vazões máxima e média foi verificada a possibilidade da ocorrência de curtos-circuitos e/ou zonas mortas nos reatores híbridos. Os ajustes realizados indicaram que os tanques sépticos modificados trabalham em regime tendendo à mistura completa. Uma conclusão em relação a cada uma das câmaras avaliadas não foi obtida devido à grande variabilidade dos números de dispersão realizados nas três vazões. No entanto, os testes hidrodinâmicos foram importantes no sentido de dar uma indicação do fluxo do esgoto dentro dos tanques sépticos modificados e dos reatores híbridos e de avaliar a possibilidade de ocorrência de zonas mortas e/ou curtos-circuitos nos mesmos.

5.2 Protótipos 1 e 2 operando com vazão constante

Os protótipos 1 e 2 foram testados com uma vazão constante de 0,0625 L/s, totalizando 5.400 L/d, sendo esta vazão muito superior a de projeto. Nestas condições operacionais tem-se as seguintes observações:

- Mesmo em sobrecarga, o efluente final obteve concentrações médias de 208 e 186 mgDQO/L, 83 e 58 mgSST/L para os protótipos 1 e 2, respectivamente.
- O FBP apresentou eficiências relativamente boas, possivelmente devido ao funcionamento das unidades com vazão constante, o que garantiu a umidade do biofilme.

5.3 Protótipos 3 e 4 operando com vazão intermitente

Para a construção dos protótipos 3 e 4, a terceira câmara, dos protótipos 1 e 2, foi alterada de filtro biológico percolador para um reator híbrido, com as mesmas características da segunda câmara. A alimentação intermitente foi idêntica à dos protótipos 1 e 2. Nestas condições operacionais têm-se as seguintes observações:

- Os protótipos 3 e 4 apresentaram eficiências de remoção em torno de 91% de DQO e 98% de SST para a vazão mínima. Na vazão média as eficiências de remoção ficaram em torno de 90% para DQO e 97% para SST. Para a vazão máxima obtiveram eficiências de remoção em torno de 85% de DQO e 90% de SST.
- As eficiências alcançadas foram suficientes para garantir um efluente com concentrações médias para os protótipos 3 e 4, nas três vazões, variando entre 123 e 203 mgDQO/L, 28 e 101mgSST/L.
- Foram observadas boas eficiências do tanque séptico modificado do protótipo 3 nas vazões mínima e média. Para o protótipo 4, a eficiência do tanque séptico foi baixa nas vazões média e máxima.
- Os reatores híbridos apresentaram elevadas eficiências em todo o período de monitoramento.
- O efluente final dos protótipos 3 e 4 apresentou baixas variações nos parâmetros estudados, devido à grande estabilidade proporcionada pelos reatores híbridos.
- Os protótipos 3 e 4 apresentaram eficiências muito próximas, sendo que apenas na vazão máxima houve uma eficiência ligeiramente superior do protótipo 4.

5.4 Conclusões gerais do estudo

- Os resultados apresentados para remoção de matéria orgânica mostraram um bom desempenho dos protótipos avaliados.
- Foi observado um melhor desempenho dos protótipos 3 e 4 em relação aos protótipos 1 e 2, pois os reatores híbridos em série proporcionaram uma maior estabilidade e eficiência ao sistema. Além disso, os protótipos 3 e 4 têm a vantagem de poderem ser construídos enterrados, diferentemente dos protótipos 1 e 2.
- O filtro biológico percolador não teve grande contribuição, na remoção de matéria orgânica, operando com vazão intermitente.

- Para todos os protótipos, observou-se um aumento da DQO filtrada e da relação $DQO_{filtrada}/DQO_{total}$ no efluente dos tanques sépticos modificados, indicando a transformação de DQO particulada em DQO filtrada, por meio do processo de hidrólise.
- Para todos os protótipos, foi observado, com o aumento das vazões aplicadas ($Q_{mín}$, $Q_{méd}$ e $Q_{máx}$), também um aumento crescente nas concentrações dos parâmetros avaliados no efluente final. Tais resultados mostram que os picos de vazões foram prejudiciais à eficiência dos protótipos, possivelmente devido às elevadas velocidades ascensionais instituídas no interior dos mesmos, devido ao aumento da vazão.
- É importante colocar que a vazão máxima utilizada de 1,0 L/s não corresponde ao maior pico de contribuição de uma residência (1,50 L/s). Dessa forma, é de se esperar um incremento ainda maior das concentrações de DBO, DQO e SST para vazão de 1,50 L/s.
- Em função do reduzido volume da unidade, a acumulação de lodo ocorre mais rapidamente, devendo-se proceder a limpeza (remoção do lodo excedente) em intervalos de tempo próximos de 88 dias.

6 Recomendações

- Avaliação deste sistema no tratamento de esgotos com concentrações mais características de matéria orgânica.
- Avaliação do fluxo ascensional e do decantador de placas na melhora da eficiência do tanque séptico.
- Avaliação deste sistema no tratamento de esgotos domiciliares de uma residência.
- Avaliação da biomassa dentro das câmaras, caracterizando a atividade do lodo e o grau de digestão do lodo descartado.
- Desenvolvimento de estudos complementares de viabilidade técnico-econômica para redução dos custos do SISCOTE, notadamente com a adoção de projetos modulados, para diferentes capacidades, incorporando metodologias construtivas para a implantação “in loco” de unidades em alvenaria ou anéis e placas pré-moldadas de concreto.

7 Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229** - Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes einais. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ALEM SOBRINHO, P.; SAID, M. A. Decanto-digestor e filtros anaeróbios – Experiências de Campo – Proposições para Alterações do Método de Dimensionamento do Filtro Anaeróbio Proposto pela NBR 7229 – ABNT. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16., 1991, Goiânia. **Anais...** Goiânia: ABES, 1991. tomo I, p. 202-224.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira.** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDRADE NETO, C. O. Variação das concentrações de matéria orgânica em um sistema decanto-digestor e filtros anaeróbios. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000a, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000a.

ANDRADE NETO, C. O., DANTAS, M. A. R., MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M. Análise do desempenho das duas câmaras de um decanto-digestor de câmaras em série. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL-SILUBESA, 9., 2000b, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: ABES, abril 2000b. tomo III.

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

BOGTE, J. J.; BREURE, A. M.; VAN ANDEL, J. G.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment of domestic sewage in small-scale UASB reactors. **Wat. Sci. Tech.**, v. 27, n. 9, p. 75-82, 1993.

CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997. v. 5.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Projeto PROSAB. Belo Horizonte: ABES, 2001.

DALTRO, J. F. Clarificação de efluentes de fossas sépticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., 1981, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABES, 1981.

ELMITWALLI, T. A.; SAYED, S.; GROENDIJK, L.; VAN LIER, J.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. Decentralised treatment of concentrated sewage at low temperature in two-step anaerobic system: two upflow-hybrid septic tanks. In: TALLER Y SIMPOSIO LATINO AMERICANO SOBRE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 7., out 2002, Mérida, Yucatán – México.

GUIMARÃES, P.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S. Sistema compacto decanto-digestor e filtros anaeróbios ascendente e descendente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. tomo I, p.17-26.

LETTINGA, G.; MAN, A.; LAST, A.; WIEGANT, W.; KNIPPENBERG, K.; FRIJNS, J.; BUREN, J. **Wat. Sci. Tech.**, v. 27, n. 9, p. 67-73, 1993.

LOPES, R. L. **Estudo de um reator à biomassa fixa e flokulada para tratamento de esgotos domésticos – Decanto-Digestor e Filtro Anaeróbio.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 1992.

OLIVEIRA, R. **Contribuição ao estudo de tanques sépticos.** 237 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1983.

TILCHE, A.; VIEIRA, S. M. M. Discussion report on reactor design of anaerobic filter and sludge bed reactors. **Wat. Sci. Tech.**, v. 24, n. 8, p. 193-206, 1991.

VIEIRA, S. M. M.; ALEM SOBRINHO, P. Resultados de operação e recomendações para o Projeto de Sistema de Decanto–digestor e Filtro Anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. **Revista DAE**, v. 44, n. 135, p. 51-57, dez. 1983.

Efetividade das ações de saneamento no estado do Rio Grande do Norte

Maria do Socorro Quirino Escoda (Coordenadora),
Odair Lopes Garcia, Ana Emília Leite Guedes e
Clélia de Oliveira Lyra.

Proponente: Fundação Norte Rio Grandense de
Pesquisa e Cultura (Funpec)

Executora: Universidade Federal do Rio Grande
do Norte (UFRN)

Resumo

Este texto traz uma transcrição de relatório final de pesquisa promovida pela Fundação Nacional de Saúde-FUNASA, Edital 2001, linha de gestão em saúde pública, sobre a efetividade das ações de saneamento no Rio Grande do Norte no período 2002 a 2003. Esta autora foi coordenadora da pesquisa que em estudo analítico de base inclusiva e participativa avaliou a: formulação/financiamento; gestão; resultados das ações e apresentou proposições ao setor. Através de estudo ecológico teve como variável dependente e pressuposto de sua base amostral a hipótese de trabalho na qual, maior volume de financiamento às ações estruturais de saneamento, teriam maior impacto na redução de indicadores de morbi-mortalidade específicos. A base foi composta de sete municípios das sete regiões de iguais variáveis intervenientes de solo, econômica e administrativa e de controle, sete outros municípios de iguais intervenientes, porém, de zero ou menor volume desses recursos. Dos resultados de cobertura das ações financiadas foi produzido um *ranking* da co-relação dos Índices de Desenvolvimento Humano (IDH-m) com os de Saneamento Básico e Indicadores Epidemiológicos de igual período. Esta correlação, aliada à indução do financiamento, da gestão e dos resultados descreveram um desempenho cuja efetividade: se expressa com maior evidência com forte redução dos indicadores epidemiológicos de morbidade específicos onde o financiamento das ações se deu integral nas três dimensões básicas do saneamento (água, esgotamento e resíduos sólidos); está permeada, negativa e positivamente, pelo piso diferencial de financiamento às ações básicas de saúde; pela transversalidade das ações intersetoriais das demais políticas públicas, posto que nos municípios controle essa redução se deu,

praticamente, em mesmas proporções; tem elevado índice de satisfação das ações e percepção dos usuários sobre o processo saúde-doença; demonstra duplicidade descoordenada do setor; declínio institucional; desencanto funcional; pulverização de fontes de financiamento, com operação triangular e predominância de critérios de elegibilidade não sócio-epidemiológicos; desregulação social e institucional no pré e no pós-financiamento das ações internas e externas ao setor saúde-saneamento.

Palavras-chave: Gestão em saúde pública, Saneamento básico, Transversalidade, Efetividade

Abstract

This essay is a transcription of the final report of a survey promoted by the National Health Foundation-FUNASA 2001, on the subject of public health management, and about the effectiveness of federal sanitary policies in the state of Rio Grande do Norte, over the period 2002/03. This author was in charge of this research who on analytical study of inclusive and participative basis, evaluated the policy creation and financing schemes, management, results of the actions, and offered some proposition to the area. Through an ecological study had as dependant value and pre-assumption of the sample basis, the work hypothesis was larger amounts financing in the sanitation structural actions would have important impact reduction of specific morbid-mortality indexes. The range of the sample included seven counties from seven regions with equals intervenient soil, economics and administration values, and, as a reference level, others seven regions of the same intervenient pattern, but with zero or small amount of those resources. From the results of effectiveness of the financed actions, was built a ranking of the correlation of Human Development Index (HDI-m) with those of Basic Sanitation and Epidemiological Indexes over the same period. This correlation, in addition to the analyses of financing guidelines, management and results, describes the performance, which effectiveness: appears more clear, with great reduction on specific morbid epidemiological indexes, where financing of the actions got integral in the three basic sanitary dimensions (water, sewage and solids residues); it is cross over, negatively and positively, by a different ways of financing the health basic actions; by transverse intersectorials procedures of others publics policies, because, in the control counties, that reduction appears almost in same proportions; it has high satisfaction index about the actions and the clients perception about the health-disease process; it shows duplicity and mis-coordination on the area; institutional failure; functional disenchantment; spraying of financing sources with triangular operations and prevalence of eligibility criteria social-epidemiological; social and institutional deregulations on pre and post financing schemes of internal and external actions over health-sanitation area.

Keywords: Public health management, Basic sanitation, Transversality, Effectiveness



1 Objetivos

Os objetivos da pesquisa foram:

- Avaliar a efetividade das ações de saneamento básico em suas dimensões básicas em relação às variáveis de financiamento e IDH com a morbimortalidade específica;
- Conhecer a trajetória de gestão e de indução do financiamento dos programas setoriais pós década de 90;
- Analisar a gestão municipal das ações inclusivas de abastecimento de água (distribuição formal, frequência e qualidade), esgotamento sanitário, coleta e disposição de resíduos sólidos, e melhorias sanitárias domiciliares;
- Conhecer o nível de articulação institucional entre os programas de saneamento, sua integralidade e propor um desenho de arranjo institucional.

2 Metodologia

Os procedimentos e estratégias metodológicas utilizados na pesquisa buscaram a maior aproximação possível com o objeto de estudo: a efetividade das ações de saneamento no Rio Grande do Norte. Essa efetividade, compreendida no impacto das ações inter e intra setoriais e traduzidas na melhoria dos indicadores de cobertura de saneamento básico e nos indicadores epidemiológicos específicos. Com esta perspectiva, procedeu-se um estudo analítico numa pesquisa - considerada de natureza quaternária seguindo a classificação de Furtado (2001), justaposta à de Minayo (1996) - de base inclusiva e participativa, mais adequada à linha investigativa: gestão de política pública do ponto de vista de sua formulação, indução, aplicação técnica e dos resultados. Para tal, esboçou-se um quadro de leitura do nível de organização e gestão dos três níveis do setor quanto à percepção e satisfação, de gestores e de usuários sobre as ações e, do impacto do financiamento nos níveis de cobertura de saneamento e destes, nos indicadores epidemiológicos específicos.

2.1 Demais estratégias, variáveis e instrumentos:

O período analisado: 1996 -2001 que corresponde ao pico de financiamento das ações de saneamento no estado do Rio Grande do Norte.

A amostra foi do tipo intencional resultando numa base analítica, construída a partir da hipótese de trabalho que supõe que: quanto maior o volume de recursos aplicados em ações de saneamento ambiental/básico, melhor deveria ser a situação do município em relação aos indicadores de morbi-mortalidade relacionados às respectivas ações. A base amostral foi constituída de municípios que em cada uma das seis URSAPS - Unidades Regionais de Saúde Pública da Secretaria Estadual de Saúde e da Grande Natal, receberam da **Funasa**, os maiores valores em investimento de infra-estrutura em saneamento básico, além de melhorias sanitárias domiciliares por domicílio particular permanente.

Com esse critério, utilizou-se um Indicador de investimento em saneamento básico (Isbi), expresso na fórmula:

$$Isbi = \frac{\sum IE_i}{TD_i}, \text{ onde,}$$

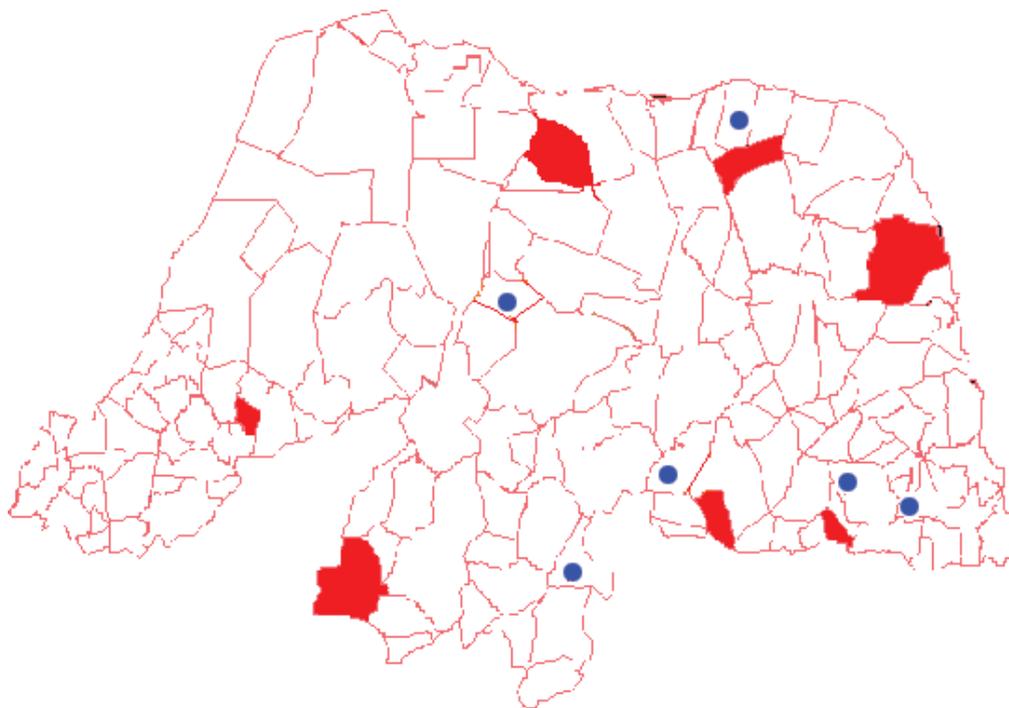
Isbi = indicador de investimento em saneamento básico (nas três dimensões e melhorias sanitárias domiciliares) no município investigado, durante o período;

$\sum IE_i$ = soma dos valores investidos em saneamento básico e melhorias ;

TD_i = número total de domicílios particulares permanentes existentes no ano 2000 no município i);

- Base amostral :
 - 1ª URSAP – Passa e Fica
 - 2ª URSAP - Pendências
 - 3ª URSAP – Parazinho
 - 4ª URSAP – Serra Negra do Norte
 - 5ª URSAP – São Bento do Trairí
 - 6ª URSAP – Lucrécia
 - 7ª URSAP – Ceará – Mirim (Grande Natal)

2.2 Cartograma da base amostral e do contraponto



Legenda:

Município da Amostra ■

Municípios Contraponto ●

Justifica-se aqui que, segundo a hipótese de trabalho o município a ser avaliado na grande Natal seria São Gonçalo do Amarante por haver recebido o maior volume de recursos nessa região administrativa. O Sr. Prefeito foi formal e informalmente comunicado do sorteio da amostra, recusou-se a dar entrevista por mais de cinco contatos, respondendo por sua secretária que deveria ser entrevistado o gerente do SAAS. O município avaliado foi Ceará Mirim, segundo colocado no volume de recursos. Igualmente na 5ª Ursap ocorreu com o município de Caiçara do Rio dos Ventos que foi substituída por São Bento do Trairí.

Um contraponto aos municípios pesquisados – como controle / estratégia para se avaliar a efetividade – foi construído com os municípios que nas seis regiões, receberam o menor volume de investimentos no setor, consideradas todas as fontes de financiamento para as mesmas ações e características populacionais. Nestes, analisou-se os indicadores de cobertura de saneamento, os epidemiológicos e o IDH. 1ª URSAP – Várzea; 2ª – Itajá; 3ª - Carnaúba dos Dantas; 4ª – Caiçara do Norte; 5ª – Campo Redondo; 6ª – Serrinha dos Pintos;

As demais estratégias e instrumentos utilizados para avaliação de gestão foram o registro e transcrição de som e imagem das entrevistas com os gestores, consultorias temáticas e da investigação domiciliar (Anexos 1-6). Leitura, análise, produção de dados e documentos (secundários e primários). Questionários, portarias, projetos de Lei, leis, MPs, planos setoriais, avisos ministeriais, textos (acadêmicos, jornalísticos e sites), análises de características gerais e microbiológicas de amostras de água (Anexo 7);

Nos três níveis de governo foram entrevistados os agentes diretamente responsáveis pelo setor de saneamento. Dos gestores federais, dois do nível central, dois do nível regional da **Funasa**-RN e o superintendente da Caixa Econômica Federal – CEF-RN. Do nível estadual, o superintendente da Companhia de Água e Esgoto do Rio Grande do Norte – CAERN. Do nível municipal: os prefeitos, os secretários de obras ou agente responsável da gestão do saneamento e os secretários de saúde, ou designados pelo prefeito, como responsáveis pela produção da informação em saúde e, na investigação domiciliar o registro físico das ações a percepção e satisfação dos usuários em relação às ações realizadas.

Para todas as entrevistas, os questionários foram semi-estruturados objetivando a descrição do setor e a análise do discurso quanto: sua organização, seus procedimentos de gestão, critérios de financiamento, concepção da relação saneamento/saúde, estrutura física das obras, frequência e qualidade dos serviços, integralidade das ações intra e intersetor saúde/saneamento. A investigação domiciliar foi intencional com os seguintes critérios: ruas com realização de ações de saneamento básico, informação prestada pela mãe, em família com crianças menores de cinco anos.

2.3 Categorias analíticas básicas e Indicadores de saúde utilizados

A partir dos indicadores de cobertura de saneamento básico, produziu-se um *ranking* entre os municípios pesquisados. A conceituação de saneamento ambiental utilizada está contida em Heller (1997) que o circunscreve no ciclo completo da água em suas dimensões de sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de coleta e disposição final dos resíduos sólidos, incluso os equipamentos sanitários - domiciliares.

Indicador de cobertura de água. Este indicador estabelece a proporção de domicílios particulares permanentes ligados à rede de distribuição, segundo os dados do IBGE (1991 e 2000) nos municípios investigados, assim calculado:

$$Iag_{in} = \frac{\sum Dlr_{in}}{TD_{in}} \cdot 100, \text{ onde:}$$

Iag_{in} = domicílios particulares permanentes ligados à rede de abastecimento de água nos municípios investigados, nos anos de 1991 e 2000;

$\sum Dlr_{in}$ = total de domicílios particulares permanentes ligados à rede geral de abastecimento de água nos municípios;

TD_{in} = número total de domicílios particulares permanentes existentes nos municípios investigados.

Indicador de esgotamento sanitário. Considerando o grau de risco que cada uma das formas de escoamento do esgoto sanitário representa, foi construído um indicador no qual se atribuiu peso a cada uma das ocorrências, tanto maior quanto maior a precariedade do procedimento, o qual foi expresso através de uma fórmula. Esse indicador, de valor variável entre 10 (a melhor situação, na qual, os totais dos domicílios particulares permanentes estão ligados à rede geral de esgoto) e 40 (a pior situação, na qual a totalidade dos domicílios não possui banheiro ou sanitário), expresso através da fórmula:

$$les_{in} = \sum (Te_{in}/TD_{in})100 .Px/\sum P_x, \text{ onde:}$$

les_{in} = indicador de esgotamento sanitário nos municípios investigados, 2000;

$(Te_{in}/TD_{in})100$ = proporção de ocorrência de cada uma das formas de esgotamento sanitário (ligadas à rede/ fossa séptica, fossa rudimentar e sem banheiro ou sanitário);

Px = peso atribuído a cada uma das formas de ocorrência, ou seja: 1- para a proporção de domicílios ligados à rede, 2- para fossa séptica, 3- para fossa rudimentar e, finalmente, peso 4- para a proporção de domicílios que não dispunham de banheiro ou sanitário.

$\sum P_x$ = somatório dos pesos atribuídos às ocorrências, que neste índice assume o valor 10.

Indicador de (coleta e disposição final) dos resíduos sólidos. Quanto aos resíduos sólidos, foi construído um indicador, no qual se expressou a proporção de domicílios particulares permanentes beneficiados pela respectiva coleta:

$$Icl_{in} = \frac{\sum Dclr_{in}}{TD_{in}} . 100, \quad \text{onde:}$$

Icl_{in} corresponde à proporção dos domicílios particulares permanentes ligados ao sistema de coleta e disposição de resíduos nos municípios investigados, nos anos de 1991 e de 2000;

$\sum Dclr_{in}$, corresponde ao total de domicílios particulares permanentes ligados à coleta de lixo;

TD_{in} , corresponde ao número total de domicílios particulares permanentes.

2.4 Estudo epidemiológico e indicadores de morbi mortalidade

O perfil epidemiológico da população alvo teve como método um estudo ecológico que para Medronho (2002), um dos principais objetivos deste tipo de estudo é avaliar a efetividade de intervenções na população, isto é, testar a aplicação de um determinado procedimento para prevenir doença ou promover saúde em grupos populacionais. Registre-se que além da pertinência da utilização desse estudo, a opção justifica-se pela conhecida indisponibilidade de dados epidemiológicos de base primária, anteriores ao período estudado, para se avaliar a magnitude e o impacto da questão. Outros limitantes para se utilizar um estudo de prevalência foi o da escassez de recursos financeiros e de tempo. Os dados epidemiológicos extraídos da base do DATASUS foram confirmados na investigação municipal com os agentes produtores da informação de saúde.

Os indicadores de morbi-mortalidade utilizados foram: 1) a proporção de crianças menores de dois anos que apresentaram doenças diarréicas; 2) ocorrência das Morbidades Hospitalares Infecto-parasitárias a cada 10.000 crianças menores de cinco anos; 3) Coeficiente de Mortalidade a cada 10.000 crianças na mesma faixa etária; e 4) Coeficiente de Incidência de Dengue em relação à população total;

As morbidades estudadas são as correspondentes ao Capítulo I (das Doenças Infecciosas e Parasitárias) do Código Internacional de Doenças (CID-10), classificadas quanto aos três eixos do saneamento básico, segundo a proposta de Cairncross & Feachem (1990 apud Heller, 1997), relacionadas à 1) água; 2) às excretas e 3) ao lixo. Em relação à água, foram consideradas as infecções de transmissão feco-oral¹, higiene², penetração na pele³, transmissão por inseto vetor⁴. Quanto às morbidades relacionadas às excretas, foram consideradas as feco-orais⁵; as helmintíases do solo e hídricas⁶, além das transmitidas por insetos⁷. As morbidades associadas ao lixo foram as consideradas transmissíveis por insetos⁸ e roedores⁹ e a análise da incidência Dengue, igualmente as anteriores relacionam-se às condições de moradia;

1 Diarréias e disenterias (Disenteria amebiana, Balantíase, *Enterite campylobacteriana*, Cólera, Diarréia por *Escherichia coli*, Giardíase, Diarréia por rotavírus, Salmonelose, Disenteria bacilar); Febres Entéricas (Febre tifóide e Paratifóide); Hepatite A; Lepstopirose; Ascaridíase e Tricuríase)

2 Doenças infecciosas da pele; tifo transmitido por pulgas; pediculose; escabiose.

3 Esquistossomose.

4 Dengue; Leishmaniose.

5 Não bacterianas (Enterobíase, Infecções enteroviróticas, Amebíase, Giardíase, Balantíase) e Bacterianas (Febres Tifóide e Paratifóide, Salmonelose, Disenteria bacilar, Cólera, Diarréia por *Escherichia coli*, *Enterite campylobacteriana*).

6 Do solo (Ascaridíase, Tricuríase, Ancilostomíase, Teníases) e Hídricos (Esquistossomose).

7 Filariose e todas as outras infecções mencionadas acima, que podem ter como vetores moscas e baratas.

8 Infecções excretadas transmitidas por moscas e baratas.

9 Peste, Lepstopirose e demais doenças relacionadas à moradia, a água e os excretas e cuja transmissão ocorre por roedores.

No que se refere aos períodos analisados nesta pesquisa, as morbidades compreenderam os eventos ocorridos entre 1998 e 2001. A mortalidade aqui analisada teve seu período condicionado à disponibilidade da informação nos bancos nacionais situada entre de 1996 a 1999.

Para confrontação desses dados secundários, foram coletados dados primários municipais sobre os mesmos eventos. A exceção dos municípios de Passa e Fica e Pendências não se obteve as informações sistematizadas anteriores a 2000.

Essas foram as disposições metodológicas utilizadas na pesquisa.

3 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

- O declínio institucional, desencanto funcional, duplicidade descoordenada do setor quanto à: seus níveis de competência e finalidades sociais com a conseqüente pulverização de recursos e de ações, nos diferentes níveis de governo;
- A alocação de recursos para projetos de saneamento não se pauta, necessariamente, por critérios epidemiológicos ou sociais, nem por convênios seqüenciais de integralização das ações, devido aos diferentes Programas existentes simultaneamente, fontes de financiamento e formas de acesso aos recursos;
- A classificação da base amostral pelas variáveis de: cobertura em esgotamento - IES x Epidemiológicas e sociais, reforçam a lógica da relação entre integralidade e efetividade das ações financiadas. Há considerável impacto nos indicadores epidemiológicos relacionados ao saneamento básico. Onde o financiamento interveio nas três dimensões básicas, a efetividade está reduzida pela má qualidade da água;
- O *ranking* pelos indicadores de cobertura em saneamento e epidemiológicos dos municípios avaliados foi escalonado em dois grupos, por ordem decrescente: 1) Passa e Fica, Lucrécia, Serra Negra e Ceará Mirim, 2) Pendências, Parazinho e São Bento do Trairi;
- A ampliação da rede de cobertura (distribuição e freqüência de água) com colimetria de 80,08% das amostras impróprias para o consumo;
- A freqüência de três vezes semanais, em média, na coleta dos resíduos sólidos na área urbana e uma na rural, com 80% de inadequação na sua disposição em lixões queimados a céu aberto ;

- Uma incipiente ampliação para 28% na cobertura de esgotamento;
- Um razoável nível de percepção dos usuários quanto à relação do processo saúde/saneamento x doença e um elevado nível de satisfação, quanto às ações municipais de saúde/saneamento;
- A efetividade está permeada - não apenas pela não integralidade das ações e da má-qualidade da água - por variáveis intervenientes: o modelo de financiamento e sistema de informação em saúde, transversalidade das demais ações das políticas públicas nas condições de vida, nos indicadores sociais e nos de saúde.

4 Recomendações

- Considerando, a duplicidade descoordenada do setor, sugere-se sua reordenação e delimitação dos níveis de competência de Ministérios, órgãos e instâncias de governo que induzem, formulam e financiam em dualidade, as políticas, programas e ações de saneamento;
- Considerando, o desencanto funcional pelo declínio institucional, a inteligência epidemiológica e experiência de gestão acumulada pela **Funasa**, o cumprimento do princípio da integralidade das ações e modelos exitosos de vigilância à saúde, sugere-se um novo arcabouço institucional de unicidade de indução, formulação, financiamento, gestão e supervisão técnica do setor. Este arcabouço compreende:
 - A assunção ministerial pela Secretaria de Vigilância à Saúde, de um modelo sistematizado, articulado e integrado de ação epidemiológica que incorpore: as ações de Segurança Alimentar e de Medicamentos da Anvisa, acrescidas da vigilância do exercício profissional; às oriundas do Cenepi, como Informação das pequenas prevalências e vigilância das grandes, com ação epidemiológica;
 - A transformação da **Funasa** em Agência Nacional de Gestão Territorial das ações de saneamento básico. Com competência para formulação de políticas de saneamento, financiamento a convênios de finalidade integral das ações, de supervisão técnica pós-financiamento, educação e controle sanitários dos sistemas de saneamento básico. Hierarquizada e descentralizada, guardadas as especificidades de titularidade de gestão estadual/municipal na prestação de serviços;
 - A continuidade de avaliação da extensão temporal da efetividade; a racionalidade do custo/benefício do modelo assistencial das ações internas e externas ao setor saúde/saneamento.

5 Referências bibliográficas

ANDRADE NETO, C. O.; BRITO, L. P. **Saneamento ambiental**: propostas para o RN. 2002. Mimeo.

BASTOS, N. C. B. **SESP/FSESP 1942-1991**. Evolução histórica. 2. ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 1996.

BODSTEIN, R. Atenção básica na agenda de saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 3, p. 401-429, 2002.

CARVALHO, G. I.; SANTOS, L. **Sistema Único de Saúde**: comentários à Lei orgânica de saúde (Leis nº 8.080/90 e 8.142/90). São Paulo: Unicamp, 2000.

CRAIG, A. M. et al. Evaluating sanitary quality and classifying urban sectors according to environmental conditions. **Environment & Urbanization**, v. 13, n. 1, p. 235-255, April 2001.

FURTADO, J. Um método construtivista para a avaliação em saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 6. n. 1, p. 165-181, 2001.

GOULART F. Esculpindo o SUS a golpes de portaria...: política de saúde nos anos 90. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 2, p. 269-318, 2001.

GRIPPI, S. **Lixo**. Reciclagem e sua história. Rio de Janeiro: Interciência, 2001.

GUEDES A. E. L. Da Integração de programas à integralidade de ações de saúde: In: PINHEIRO, R.; MATTOS, R. A. (ORGs.). **Os sentidos da integralidade na atenção e no cuidado à saúde**. Rio de Janeiro: IMS; UERJ; ABRASCO, 2001.

HELLER, L. **Saneamento e saúde**. Brasília: OPAS, 1994.

HOCHMAN, G. **A era do saneamento**. As bases da política de saúde pública no Brasil. Rio de Janeiro: Hucitec, 1998.

MATOS, J. C. S. **O papel da Fundação Nacional de Saúde na estruturação do SUS no... nos anos 90**: obstáculo à descentralização. 2000 Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

MATUS, C. **Chipanzé, Maquiavel e Ghandi**: estratégias políticas. São Paulo: Fundap, 1996.

MEDRONHO, Roberto de Andrade. Estudos Ecológicos. In: MEDRONHO, R. A.; CARVALHO, D. M.; BLOCH, K. V.; LUIZ, R. R.; WERNECK, G. L. **Epidemiologia**. São Paulo: Atheneu, 2002. p. 191-198.

MINAYO, C. **O desafio do conhecimento**. São Paulo: Hucitec, 1996.

MORAES; I. H. S.; SANTOS, S. R. F. R. Informações gestão do SUS: necessidades e perspectivas. **Informe Epidemiológico SUS**, Brasília, v. 10, n. 1, p. 49-56, 2001.

NORONHA; A. B. et al. Prioridade é ampliação do acesso. Entrevista. **Radis Fiocruz**, Rio de Janeiro, n. 7, 2003.

ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD. **El desafio de la epidemiologia**. Problemas y lecturas seleccionadas. Washington, D.C.: OPS. Publicación Científica n. 505.

PINHEIRO, A. T. **Saúde pública, burocracia e ideologia: O SESP (1942-1974)**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 1992.

SILVA, J. A.; DALMASO, A. S. W. **Agente comunitário de saúde: o ser, o saber e o fazer**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2002.

SUWWAN L. Agenda petista:... Lula libera R\$ 1,4 bilhão para saneamento. **Folha de São Paulo**, São Paulo, 12 mar. 2003. C. Brasil.

TUROLLA, F. **Política de saneamento básico: avanços recentes e opções futuras de políticas públicas**. Brasília: IPEA, 2002.

5.1 Fontes documentais

BRASIL. Ministério da Saúde. **Avisos nº 30/08/ 2002 e 30/01/2003**. Brasília: MS, 2003.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE; ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD. Seminário Internacional de Ingeniería de Salud Pública; Saneamiento, ambiente y vida, 2002, Recife. **Papers e comunicações coordenadas**. Recife, 2002.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Relatório de Gestão, 1995 – 98**. Brasília, FNS, 1999.

BRASIL. **Decreto nº 4594**. Disponível em: <http://planalto.gov.br/legislação>.

BRASIL. Congresso Nacional. **Diretrizes nacionais para o saneamento básico** - PL nº 4.147/01. Brasília, 2001.

BRASIL. **Lei nº 8080**. Lei Orgânica da Saúde. Disponível em: <http://planalto.gov.br/legislação>.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Norma operacional da assistência à saúde**. Brasília: MS, 2001.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Programa Saneamento**. Brasília: MS, 2001.

INSTITUTO PESQUISAS ECONÔMICAS E APLICADAS. **Saneamento: as transformações estruturais em curso na ação governamental – 1995/1998**. Brasília: IPEA, 1999.

Potencial de floração de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas).

Valéria de Oliveira Fernandes (Coordenadora),
Dias Jr., Camilo, Eduardo Kale

Nadja Gorza, João Paulo dos Anjos Silva, Bruna
D'Ângela de Souza, Thaís de Almeida Pereira e
Ellaine Christina Mofati Oliveira Andrade.

Proponente e Executora: Universidade Federal
do Espírito Santo (UFES)

Resumo

O Reservatório Duas Bocas possui área de 50 ha, localiza-se na Reserva Biológica de Cariacica (ES) e é destinado ao abastecimento doméstico. Seus tributários são os córregos Naiçu, Pau Amarelo e Panelas. Determinaram-se os seguintes pontos amostrais: 1 – captação; 2 - região lacustre do reservatório; 3 - desembocadura dos córregos Panelas e Naiçu e 4 - desembocadura do córrego Pau Amarelo. Coletou-se amostras em 3 profundidades no ponto 1 e na subsuperfície nos demais pontos, de agosto/2003 a junho/2004. Foram analisadas: temperatura do ar e da água ($^{\circ}\text{C}$), transparência e zona eufótica (m), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, turbidez (UT), alcalinidade total (mEq/L), nitrato, nitrito, N-total, P-Total e P-orto (mg/L). O fitoplâncton foi analisado qualitativamente e quantitativamente. Calculou-se abundância, dominância e frequência de ocorrência das espécies. O estado trófico foi estimado através dos índices de Nygaard. Através de uma Estação de Tratamento de Água piloto realizou-se testes de remoção de algas usando flotação por ar dissolvido e diferentes oxidantes e coagulantes químicos. Testou-se: 06/07/2004 – pré-oxidação com peróxido de hidrogênio, coagulação com sulfato de alumínio + flotação e filtração; 13/07/2004 - pré-oxidação com peróxido de hidrogênio, coagulação com policloreto de alumínio + flotação e filtração; 20/07/2004 – pré-oxidação com cloro, coagulação com sulfato de alumínio e dosagem de carvão ativado + flotação + filtração. Coletou-se água bruta, pós-flotação e pós-filtração para análise qualitativa e quantitativa de fitoplâncton e determinou-se as principais variáveis limnológicas. O reservatório apresentou estratificação térmica e perfil clinogrado nos pontos 1, 2 e 3

na maioria das coletas, principalmente no ponto 1 (com hipoxia e até anoxia a partir de 3,0m). As variáveis limnológicas mostraram, de maneira geral, pH levemente ácido, baixa condutividade elétrica, baixa turbidez e baixas concentrações de nutrientes, com exceção do P-total em algumas coletas, denotando oligotrofia a mesotrofia no reservatório. Registrou-se 82 táxons, predominando Chlorophyceae e Cyanophyceae. A densidade total variou de 5.604 a 223.410 ind/mL, destacando-se o ponto 1 (Secchi e fundo) com picos de fitoplâncton nos meses de outubro e dezembro/03 explicados pelo domínio de *Synechococcus nidulans*. A Classe Cyanophyceae foi a de maior representatividade, atingindo valor máximo de 251.338 células/mL e dominância de *Synechococcus nidulans* (187.958 células/mL) no ponto 1. Foram dominantes: *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Synechococcus nidulans* e abundantes *Pseudoanabaena moniliformis*, *Synechocystis sp.* e *Limnothrix redeikei*, espécies potencialmente tóxicas. *Cylindrospermopsis raciborskii* foi constante durante a pesquisa. O Índice de Nygaard revelou características mesotróficas a eutróficas no reservatório. Das metodologias empregadas na remoção de cianobactérias na ETA piloto, apresentou maior eficiência aquela utilizada no dia 20/07/2004. Os dados obtidos permitem concluir que o Reservatório Duas Bocas deve estar em processo de eutrofização natural, com proliferações de cianobactérias evidenciadas em todos os pontos de coleta, especialmente no ponto de captação. Esta pesquisa mostra a urgente necessidade de avaliação de toxinas na água deste manancial, além da discussão de tomada de decisões com relação a formação de florações de cianobactérias, especialmente se comprovada sua toxicidade.

Palavras-chave: cianobactérias, potencial de florações, reservatório de abastecimento, flotação.

Abstract

The Duas Bocas Reservoir has an area of 50 ha, is located in a Biological Reserve of Cariacica (ES), and it is destined to domestic supply. His tributaries are Naiaçú, Pau Amarelo and Panelas streams. The following sampling points were determined: 1 – reservoir water outlet; 2 - lacustrine region of the reservoir; 3 - confluence of the discharge of the Panela and Naiaçú streams and 4 - discharge of the Pau Amarelo stream. Between August/2003 to June/2004, samples were taken in 3 depths at point 1 and in the subsurface at the other points. Temperature of the air and of the water (°C), transparency and euphotic zone (m), dissolved oxygen (mg/L), electric conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, turbidity (NTU), total alkalinity (mEq/L), nitrate, nitrite, total nitrogen, total phosphorus and orto phosphorus (mg/L) were analyzed. The phytoplankton was analyzed qualitatively and quantitatively. Abundance, dominance and frequency of occurrence of the species were calculated. Nygaard Index estimated the trophic state. A pilot Water Treatment plant was put in the reservoir to remove algae using a flotation process by dissolved air, oxidants and chemical coagulants. Some experiments were tested: 06/07/2004 – oxidation with hydrogen peroxide, coagulation with aluminum sulphate + flotation and filtration; 13/07/2004 - oxidation with coagulation with polyaluminium chloride + flotation and filtration; 20/07/2004 – oxidation with chlorine, coagulation with aluminum sulfate and dosage activated coal + flotation + filtration. post flotation and post filtration water were collected for quantitative and qualitative analysis of phytoplankton in each sampling; and the main limnological variables were also determined. The Reservoir presented thermic stratification and clinograde oxygen profile at points 1,2 and 3 in the majority of the samplings, mainly at point 1 (with hipoxia to anoxia from 3,0m depth). The limnological variables showed slightly acid pH, low values of electric conductivity, turbidity and nutrients concentration, except by total phosphorus in some samplings, showing an environment oligotrophic to mesotrophic. There were recorded 82 taxa, Chlorophyceae and Cyanophyceae were the predominated Classes. The total density varied from 5,604 to 223,410 ind/mL, emphasizing point 1 (Secchi and water bottom) with peaks of phytoplankton in October and December/03, explained by the domain of *Synechococcus nidulans*. The Cyanophyceae was the highest representative Class, reaching maximum value of 251,338 cells/mL and *Synechococcus nidulans* (187,958 cells/mL) was dominante at point 1. *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Synechococcus nidulans* were the dominant species and *Pseudoanabaena moniliformis*, *Synechocystis sp.* and *Limnothrix redeikei* were abundant, all potentially toxic. *Cylindrospermopsis raciborskii* was constant during the research. The Nygaard Index revealed mesotrophic to eutrophic characteristics in the Reservoir. The methodology utilized to remove

Cyanobacteria of the pilot Water Treatment Plant in 20/07/03 was the most efficient of all. By the results obtained was conclude that the Duas Bocas Reservoir should be under natural eutrofication process, with proliferaion of Cyanobacteria shown up in all sampling points, especially in the reservoir water outlet point. This research shows an urgent need to evaluate toxins in the water of this water source, beyond the discussion to make decisions in relation to Cyanobacteria blooms, especially if its toxicity be verified.

Keywords: Cyanobacteria, bloom potential, supplying Reservoir, flotation.

1 Introdução

Dentre as inúmeras formas de impacto antrópico nos ecossistemas aquáticos, o lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado, a ausência de um programa de coleta e disposição de resíduos sólidos, a destruição da mata ciliar dos mananciais, favorecendo a erosão e o transporte de elevada carga de sedimentos para o interior destes corpos d'água, têm sido apontadas como as causas mais freqüentes do processo de eutrofização artificial, os quais provocam maior incidência de floração de microalgas e cianobactérias (BARBOSA, 1994).

Reservatórios são sistemas híbridos entre rios e lagos (THORNTON et al. 1990 apud HENRY, 1999), sendo parte de uma bacia hidrográfica e, como tal, detectam todos os efeitos das atividades antropogênicas nesta bacia (HENRY, 1999). Em reservatórios, os processos de floração de algas decorrentes da eutrofização são mais freqüentes, o que representa um grave problema para a Saúde Pública devido à utilização desses sistemas para abastecimento doméstico (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

No Brasil, a partir de 1996, após o trágico caso que culminou com a morte de cerca de 60 pacientes renais crônicos submetidos a hemodiálise em uma clínica na cidade de Caruaru/PE, descobriu-se que havia um fator que poderia ser responsável pela morte do homem via ingestão de água: as toxinas produzidas biologicamente (CHORUS & BARTRAM, 1999). A confirmação de que a toxina identificada na água do manancial, que supria a cidade de Caruaru, foi produzida por uma espécie de cianobactéria fez com que as autoridades de Saúde Pública brasileiras passassem a se preocupar com os fenômenos de floração nos mananciais ou em pontos a montante destes, devido ao novo fator de risco à população.

Contudo, além da produção de toxinas, as microalgas podem causar modificação nas características organolépticas do manancial (cor, sabor e odor), tornando, muitas vezes, o tratamento mais oneroso e trazendo problemas às companhias que são responsáveis pelo tratamento da água em diversas localidades (BRANCO, 1986). Assim, é de fundamental importância que as companhias responsáveis pelo tratamento da água no Brasil se interessem pelo estudo das microalgas presentes nos mananciais e nos tanques de suas estações no sentido de garantir água de excelente qualidade à sua população e de se adequar quanto ao monitoramento e/ou tratamento da água se houver o fenômeno de floração no manancial.

Nesse sentido, a pesquisa limnológica através do conhecimento da estrutura e dinâmica da comunidade de cianobactérias associada ao entendimento da variabilidade

espaço-temporal do sistema, poderá proporcionar bases sólidas para implementação de programas de monitoramento, além de diretrizes para o gerenciamento de mananciais visando a melhoria dos sistemas de tratamento de água, reduzindo os custos e aumentando a sua eficiência (TUNDISI, 1991).

O tratamento de água proposto neste projeto é o da flotação por ar dissolvido, o qual baseia-se na técnica da diminuição da densidade do material sólido em suspensão na água, permitindo-o flutuar, facilitando sua retirada. Este processo vem sendo utilizado há mais de 100 anos na indústria de mineração para separar minérios de uma mistura heterogênea e tem sido usado também no adensamento de lodos domésticos e industriais (RICHTER, 2001).

A presente pesquisa representa um estudo pioneiro no Estado do Espírito Santo, com relação ao conhecimento das cianobactérias em mananciais de abastecimento doméstico e avaliação do potencial de ocorrência de florações, e visa a melhoria da qualidade da água distribuída à população e o conhecimento das condições ecológicas do manancial. Deste modo, reveste-se de fundamental importância, uma vez que seus resultados propiciarão o entendimento da dinâmica da comunidade de cianobactérias que se desenvolvem no reservatório, e fornecerão subsídios para a previsão de florações.

2 Objetivos

- Avaliar as populações de cianobactérias em diferentes pontos e profundidades, incluindo o ponto de captação de água, quanto aos aspectos qualitativos e quantitativos num ciclo anual;
- Avaliar as características limnológicas em diferentes pontos e profundidades amostrais, num ciclo anual;
- Relacionar a dinâmica espaço-temporal das cianobactérias com as características limnológicas no reservatório;
- Identificar as espécies de cianobactérias com potencial de toxicidade;
- Avaliar o potencial de ocorrência de florações de cianobactérias no sistema, tendo como base o conhecimento das características limnológicas e das espécies presentes;
- Avaliar a eficiência da retirada de cianobactérias e demais organismos fitoplanctônicos em caso de baixa, média e elevada densidade de indivíduos (floração) através da Flotação.
- Discutir medidas que aprimorem as técnicas de tratamento da água visando a diminuição do desperdício de água com a lavagem de filtros e decantadores, além

da adequação do uso de substâncias químicas no controle das cianobactérias, atendendo às exigências da Portaria Nº 1469/00 do Ministério da Saúde;

- Consolidar um grupo de pesquisas voltado para o estudo das florações de cianobactérias e seu potencial de toxicidade;
- Implantar um banco de cultivo de cianobactérias no estado do Espírito Santo;
- Fornecer oportunidades de treinamento de pessoal técnico da CESAN e da **Funasa**, além de capacitação de pessoal no âmbito da UFES (alunos de Graduação) com relação à problemática das florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento.

3 Metodologia

O Reservatório Duas Bocas possui área de 50 ha, profundidade máxima de 10 metros e destina-se ao abastecimento de cerca de 25% do Município de Cariacica. A vazão máxima regularizada está na ordem de 250 l/s, segundo dados da CESAN. Seus tributários são os Córregos Pau Amarelo, Naiaçú e Panelas, pertencendo à uma sub-bacia do Rio Santa Maria da Vitória, que é o principal manancial da Grande Vitória. Possui comprimento máximo efetivo de 1.607 m e largura máxima efetiva de 654 m.

O reservatório localiza-se dentro da Reserva Biológica de Duas Bocas, a qual apresenta área coberta por floresta ombrófila densa submontana, com ampla diversidade biológica. As obras da represa foram iniciadas em 1945 para represar as águas dos córregos Pau Amarelo, Panelas e Naiaçú, visando garantir o abastecimento de uma população crescente. Em 1951, a água continuava a ser distribuída sem nenhum tratamento, sendo que, somente em 1975 foi inaugurada a ETA Duas Bocas apenas com floculadores e decantadores, aplicando-se cloro como agente de desinfecção e cal hidratada como corretivo de pH, devido a água do manancial ser considerada de boa qualidade (dados da CESAN). Em 1987 a ETA Duas Bocas foi reinaugurada, após ampliação, com a construção de seis filtros autolaváveis, passando a operar como ETA de filtração direta.

Os estudos limnológicos no reservatório foram iniciados em 1995, com determinação da carga de material em suspensão nos córregos tributários (PERRONE, 1996; MARCHIORO, 1996), da variação espaço-temporal das características físico-químicas (DELAZARI & BARROSO, 1998), da comunidade fitoplanctônica (DELAZARI-BARROSO, 2000), da comunidade bentônica (SÁ, 1997), da composição química do sedimento em função da zonação longitudinal no reservatório (MORELATO, 2003) e da comunidade perifítica em substrato natural no ponto de captação e no córrego Pau Amarelo (CETRANGOLO, 2004). Foram constatadas densidades elevadas de

Cylindrospermopsis raciborskii (DELAZARI-BARROSO, 2000) e apesar de ser um corpo hídrico localizado em área de Mata Atlântica bem preservada, o Reservatório Duas Bocas tem apresentado consideráveis concentrações de nutrientes, anoxia nas camadas inferiores da coluna d'água (próximo à torre de captação) e elevada densidade de cianobactérias no verão (DELAZARI-BARROSO, 2000). Estão sendo elaborados para publicação os dados obtidos nas pesquisas de Sartori (em fase de elaboração)*, sobre variação temporal da comunidade perifítica em substrato artificial no ponto de captação do reservatório e de Souza (em fase de elaboração)* sobre a variação temporal da comunidade fitoplanctônica na desembocadura dos córregos Naiáçu e Pau Amarelo, além da tese de Doutorado de Delazari-Barroso (em fase de elaboração)* sobre a comunidade de cianobactérias e a produção de cianotoxinas no reservatório.

Foram determinados quatro pontos amostrais no Reservatório Duas Bocas: ponto 1, próximo à torre de captação de água, ponto 2 na região de confluência da desembocadura dos córregos Panelas e Naiáçu, ponto 3 na área central do reservatório e ponto 4 na região da desembocadura do córrego Pau Amarelo (figura 1). No ponto 1 foram coletadas amostras em três (3) profundidades (superfície, profundidade do Secchi e fundo, correspondendo ao limite inferior da zona eufótica). Nos demais pontos, foram coletadas amostras na subsuperfície da coluna d'água. Foi avaliado o perfil vertical de temperatura e de oxigênio dissolvido em todos os pontos de amostragem, em intervalos de 1,0 m. Foram coletadas amostras mensais no período de agosto/2003 a junho/2004.

Figura 1– Mapa do Reservatório Duas Bocas evidenciando os pontos de amostragem



A temperatura do ar foi medida com um termômetro de bulbo ($^{\circ}\text{C}$) no momento da coleta. A transparência da água e o limite da zona eufótica foram obtidos com Disco de Secchi. Os perfis verticais de temperatura e oxigênio dissolvido foram determinados com o oxímetro-termistor Handlab OX 1/SET Schott. Com o medidor multiparâmetros Handlab LF1 foi determinada a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) da água e com o pHmetro Handlab determinado o pH. A turbidez foi determinada com um turbidímetro Lamotte 2020. Foram coletadas amostras com garrafa de Van Dorn, as quais foram acondicionadas em frascos de polietileno com capacidade para 500 mL, conservadas em baixa temperatura, para posteriores análises em laboratório. A profundidade máxima foi medida com um profundímetro Speed Tech SM-5.

Para a análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica, foram feitos arrastos horizontais na superfície da coluna d'água, com rede de plâncton com abertura de malha de $20\ \mu\text{m}$ e, nas diferentes profundidades do ponto 01, as amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn, filtradas na rede e acondicionadas em frascos de polietileno. Parte de cada amostra foi mantida viva e parte fixada com solução formalina 4% para posteriores análises em laboratório.

Para a análise quantitativa, as amostras foram coletadas com a garrafa de Van Dorn e imediatamente fixadas com solução de lugol acético 0,5%.

A alcalinidade total (mEq/L) e a concentração de nutrientes (nitrato, nitrito, N-total, P-total e P-orto, em mg/L) foram determinadas no Laboratório de Análises Físico-Químicas da CESAN (Companhia Espírito Santense de Saneamento) segundo APHA (1995). No laboratório de Hidroquímica da UFES foi determinada a concentração de sólidos totais em suspensão por gravimetria (APHA, 1995).

A análise qualitativa do fitoplâncton (viva e fixada) foi realizada utilizando-se microscópio óptico Olympus CX-41, equipado com ocular micrometrada, câmara clara e máquina fotográfica. Todos os táxons foram devidamente esquematizados, medidos e identificados a partir da análise populacional, com a utilização de bibliografia especializada e contato com especialistas. Foram utilizadas diversas bibliografias específicas do assunto, destacando-se as seguintes: Bourrelly (1966, 1968 e 1970), Delazari-Barroso (2000), Komarék & Anagnostidis (1999) e Nogueira (1991).

A densidade total do fitoplâncton (ind/mL e cel/mL) seguiu o método de sedimentação em câmaras (UTERMÖHL, 1958) e o procedimento de contagem, em microscópio óptico invertido Nikon Eclipse S 100 (aumento máximo: 400 x) foi o de campos sistematizados (DELAZARI-BARROSO, 2000). Os resultados foram calculados com a fórmula proposta por Weber (1973).

Dos dados qualitativos e quantitativos foram calculadas as espécies abundantes, dominantes e a frequência de ocorrência de cada espécie (LOBO & LEIGHTON, 1986).

Com base nos dados qualitativos do fitoplâncton, foram calculados os coeficientes biológicos de Nygaard (1949 apud DELAZARI-BARROSO, 2000) para estimativa do estado trófico dos pontos estudados.

A Estação de Tratamento de Água Piloto foi ativada no dia 6 de julho de 2004 e visou avaliar a capacidade de remoção de algas fitoplanctônicas, com enfoque especial às cianobactérias potencialmente tóxicas (figura 2).

Figura 2 – ETA piloto onde foram desenvolvidos os experimentos, ao lado da ETA Duas Bocas, em campo, próximo à barragem



A estação-piloto tem a capacidade de tratar 1 a 3 L/s, taxas já conhecidas dos tratamentos ditos convencionais. A estação piloto serviu como simulação do processo de ampliação da ETA Duas Bocas (que já se encontra em fase final), estação que é responsável por abastecer parte do Município de Cariacica/ES. Atualmente a ETA Duas Bocas trabalha com filtração direta e está sendo ampliada com a construção de um floculador e um flotador.

A estação-piloto é composta por: canal de entrada, vertedor triangular, ponto de aplicação de produtos químicos, floculador do tipo vertical, câmara de mistura (água floculada x água saturada), saturador, flotador e filtro.

O canal de entrada é o local onde a água bruta chega à estação, sendo responsável pelo fluxo da água. Os vertedores são aberturas com direções definidas que permitem o conhecimento da vazão. No ponto de aplicação de produtos químicos ocorre a mistura rápida destes produtos. No floculador ocorre a mistura lenta, responsável pela formação dos flocos. O floculador utilizado na ETA piloto é o de chicanas de fluxo vertical.

Os coagulantes desestabilizam as partículas presentes na água e otimizam a formação de flocos nos compartimentos floculadores, onde as partículas, já desestabilizadas,

chocam-se umas com as outras, formando coágulos ainda maiores. A concentração ideal do composto coagulante que deve ser utilizada para desestabilizar corretamente as partículas é determinada através da realização de ensaios de jarros (*jar test*), onde diversas dosagens de coagulantes, floculantes e compostos para a ajuste do pH são testadas.

Ao fim da série de floculadores, a água cai em uma calha até a câmara de mistura, a qual recebe a água floculada e a água de recirculação, que é saturada com ar a uma pressão definida, equivalente a 38 mca (valor máximo obtido a partir das características da bomba utilizada no processo). Próximo a esta região, encontra-se o difusor, com orifícios responsáveis pela liberação de água pressurizada contendo ar dissolvido. Esta água é bombeada até o difusor pelo saturador.

A água pressurizada contendo ar dissolvido (adicionada na câmara de mistura) acrescenta microbolhas de ar aos flóculos que chegam a este compartimento, diminuindo sua densidade e tornando-os capazes de flotar. No tanque de flotação, a fase sólida (misturada à água saturada) é separada. As microbolhas são geradas pela súbita redução de pressão na corrente líquida saturada de ar, proveniente da câmara ou tanque de saturação. Assim, nota-se a formação de um lodo na superfície da água presente na câmara de flotação, que corresponde ao acúmulo dos coágulos que, pela adição das bolhas de ar, dirigem-se à superfície. A captação de água para métodos adicionais de tratamento é efetuada após o difusor. A água passa, então, a uma calha ligada a uma tubulação que a conduz até o filtro. Neste, além da remoção de cor e turbidez, ocorre a retenção de microorganismos presentes na água, que podem ser inconvenientes. A filtração foi realizada em tonel de plástico com volume de 100 litros. Foram utilizadas duas camadas de areia, a superior com areia fina e a inferior com areia grossa.

Realizou-se três coletas semanais (06/07/04, 13/07/04 e 20/07/04), com intervalo de 8 h até 12 h, que foram efetuadas por um estagiário do Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais (LATEAC) da UFES, e por profissionais da Companhia de Saneamento do Estado do Espírito Santo (CESAN). A cada coleta objetivou-se testar diferentes processos e metodologias de pré-oxidação e coagulação, com a finalidade de apontar a de maior eficiência aplicável ao processo de flotação e filtração.

No dia 06/07/04, testou-se a pré-oxidação com peróxido de hidrogênio (solução 3% - 3,3 mL/10s) e coagulação com sulfato de alumínio (solução 3% - 4,3 mL/10s); no dia 13/07/04, pré-oxidação com peróxido de hidrogênio (solução 3% - 8,35 mL/10s) e coagulação com PAC (policloreto de alumínio – solução 5% - 3,75 mL/10s) e no dia 20/07/04, pré-oxidação com cloro (3 ppm – 3 mg/L), coagulação com sulfato de alumínio (12 mg/L) e dosagem de carvão ativado em pó (solução 1,0% - 1,25 mL/10s).

Nos dias de coleta foram determinadas as seguintes variáveis limnológicas na água bruta, pós-flotação e pós-filtração: temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), Sólidos Totais Dissolvidos (STD – mg/L), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e pH, além da temperatura do ar (°C). Foram coletadas amostras de fitoplâncton para posteriores análises qualitativa e quantitativa nestas mesmas etapas da ETA piloto.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

De maneira geral, a condutividade elétrica apresentou baixos valores, com amplitude de 33,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 41,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O reservatório apresentou águas de ácidas a alcalinas, variando de 5,1 a 8,4. As águas apresentaram baixa turbidez (variação de 1,8 a 7,8 UT). Como conseqüência, os valores de transparência foram considerados elevados (0,75 a 1,9 m) (tabela 2). Os valores mínimos e máximos referentes às variáveis limnológicas analisadas em cada ponto de amostragem estão demonstrados na tabela 1.

Tabela 1 – Amplitude de variação dos resultados obtidos das variáveis limnológicas nos pontos de amostragem durante o período estudado no reservatório Duas Bocas.

Variáveis Limnológicas	P1	P1	P1	P2	P3	P4
	Superf.	Meio	Fundo			
	Min-Max	Min-Max	Min-Max	Min-Max	Min-Max	Min-Max
Temperatura da água (°C)	22,6-29,8	22,5-29,3	21,7-27,5	22,5-29,4	22,3-29,9	22,2-29,3
Alcalinidade total (mEq/L)	2,81-6,88	2,81-6,56	3,44-6,70	6,4-9,7	2,71-7,50	5,0-7,29
Sólidos Totais em Suspensão (mg/L)	0,8-33,0	0,8-17,0	1,2-17,0	0,7-24,0	2,0-27,0	1,0-33,0
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	34,3-41,8	36,1-41,1	35,2-39,8	34,3-41,5	33,9-41,1	33,7-39,2
pH	5,1-8,3	5,2-8,4	5,2-8,0	5,4-8,2	5,2-8,0	5,1-7,5
Transparência (m)	0,75-1,9	0,8-1,9	0,75-1,9	0,9-1,2	0,92-1,6	0,5-1,7
Profundidade máxima (m)	6,5-11,4	6,5-11,4	6,5-11,4	4,0-7,5	5,0-7,8	0,5-4,0
Profundidade média (m)	9,1	9,1	9,1	6,1	6,4	2,2
Turbidez (UT)	3,2-5,8	3,5-8,8	3,8-5,9	1,8-5,6	2,14-6,23	3,2-7,8
N-total (mg/L)	0,12-1,04	0,42-0,98	0,41-1,17	0,27-1,07	0,21-1,1	0,33-1,01
P-total (mg/L)	ND-0,08	ND-0,21	ND-0,11	ND-0,06	ND-0,04	ND-0,1
Ortofosfato (mg/L)	ND – 0,05	< 0,02 – 0,03	< 0,02 – 0,03	ND – 0,03	ND – 0,06	ND – 0,08
Nitrato (mg/L)	< 0,02 – 0,13	0,02 – 0,15	< 0,02 – 0,17	< 0,02 – 0,14	< 0,02 – 0,13	0,05 – 0,3
Nitrito (mg/L)	ND – 0,01	< 0,01 – 0,01	< 0,01 – 0,07	ND – 0,01	ND – 0,01	ND – 0,01

ND – Valores não detectados pelo método de análise

Nos pontos 1, 2, e 3 foram registradas estratificações térmicas e perfis do tipo clinogrado com redução acentuada a partir dos três (3) metros de profundidade. O ponto 4 apresentou estratificação térmica com menor amplitude de variação a partir de 0,4 metros de profundidade; no entanto, o oxigênio dissolvido mostrou pouca variação da superfície até o fundo, denotando tendência ao perfil do tipo ortogrado, mantendo-se com concentrações elevadas em toda a coluna d'água.

Os nutrientes foram considerados baixos, principalmente as formas de nitrogênio (N-total, nitrato e nitrito). As concentrações de N-total variaram de 0,12 a 1,17 mg/L; nitrato variou de < 0,02 a 0,17 mg/L e nitrito variou de abaixo do limite de detecção do método a 0,01 mg/L. Os valores de fósforo foram mais elevados, variando para P-total de não-detectado a 0,21 mg/L e de P-orto de não detectado a 0,08 mg/L (tabela 1, 2 e 3).

Tabela 2 – Resultados obtidos das variáveis limnológicas nas três profundidades do ponto de captação no período estudado

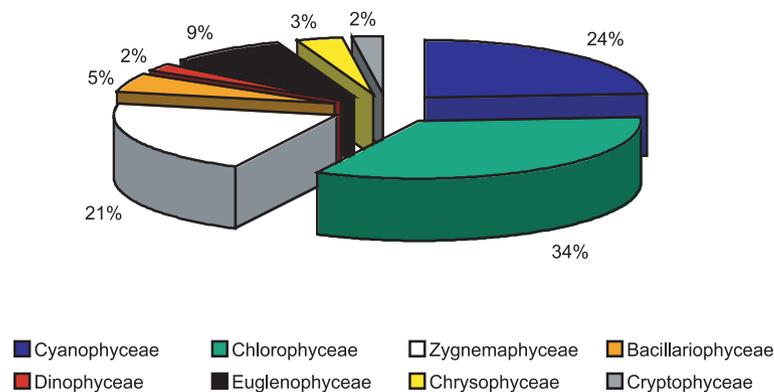
Superfície	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
pH	7,5	7,9	8,3	8,2	5,1	6,1	6,0	5,5	5,5	6,3
Transp.(m)	1,2	0,8	1,0	0,9	1,0	1,1	1,0	1,6	1,9	1,5
Salin. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Turbidez (UT)	5,4	5,9	5,4	5,1	4,7	3,5	3,2	3,8	1,7	1,4
C.E. (uS/cm)	39,3	36,9	41,5	41,8	36,9	34,2	34,3	34,8	35,3	34,6
Temp. ar (°C)	24,5	32,5	32,0	33,0	29,0	29,0	27,5	23,0	26,0	22,8
Temp.água (°C)	23,9	25,5	27,2	29,8	26,0	27,7	26,0	25,8	23,5	22,6
Prof.max. (m)	8,0	9,0	7,0	6,5	10,5	10,8	9,0	9,9	9,6	11,4
STS (mg/L)	2,0	1,0	13,0	33,0	9,0	5,0	2,0	0,0	4,0	0,8
OD (mg/L)	9,3	9,7	9,5	8,9	6,2	7,9	8,2	7,7	7,2	10,1
Secchi	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
pH	7,4	8,0	8,0	8,4	5,5	6,2	6,3	5,2	5,6	5,9
Salin. (‰)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Turbidez (UT)	5,1	5,2	4,9	5,3	5,4	3,5	3,6	8,8	5,0	2,1
C.E. (uS/cm)	40,5	39,9	41,0	41,1	36,7	36,1	34,5	41,0	38,7	36,0
Temp. ar (°C)	24,5	32,5	32,0	33,0	29,0	29,0	27,5	23,0	26,0	22,8
Temp.água (°C)	23,8	24,3	25,1	29,3	26,0	26,9	24,9	24,4	23,1	22,5
STS (mg/L)	4,0	1,0	11,0	17,0	9,0	5,0	6,0	1,0	4,5	0,8
OD (mg/L)	7,7	6,2	6,3	8,9	2,5	1,9	0,04	0,1	0,1	2,6
Fundo	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
pH	6,3	8,0	7,9	7,5	5,4	5,2	5,4	5,3	5,3	5,2
Salin. (‰)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Turbidez (UT)	4,9	4,7	5,1	5,9	4,3	7,9	4,8	3,8	3,4	2,6
C.E. (uS/cm)	39,1	39,8	38,6	38,5	36,7	39,8	35,2	37,7	36,8	36,8
Temp. ar (°C)	24,5	32,5	32,0	33,0	29,0	29,0	27,5	23,0	22,8	22,8
Temp.água (°C)	22,6	24,0	23,9	27,5	25,8	24,2	24,2	22,0	21,7	21,7
STS (mg/L)	7,2	2,0	8,0	17,0	5,0	2,0	2,6	9,0	9,5	1,2
OD (mg/L)	3,7	2,1	0	0	0,5	0	0,02	0,8	0,1	0,8

Tabela 3 – Resultados obtidos das variáveis limnológicas nos pontos 2, 3, e 4 no período estudado

Ponto 2	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
pH	7,4	7,7	8,2	8,2	5,4	5,9	5,5	5,4	5,5	6,3
Salin. (‰)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Turbidez (UT)	5,3	5,6	4,9	5,1	4,3	3,5	3,5	3,2	1,5	1,8
C.E. (µs/cm)	39,6	39,3	41,1	41,5	37,2	34,3	34,4	35,0	35,3	35,6
Temp. ar (°C)	23,5	30,0	30,0	31,0	29,0	28,5	26,4	24,0	26,0	22,0
Temp.Água (°C)	23,8	25,1	26,0	29,4	26,4	27,4	26,0	25,0	23,6	22,5
Prof.max. (m)	6,0	4,5	4,0	4,0	7,5	7,1	7,0	7,7	6,0	7,0
STS (mg/L)	5,0	1,0	14,0	24,0	11,0	6,7	0,7	2,0	2,5	0,4
OD (mg/L)	8,9	9,7	9,5	8,7	6,4	7,9	8,1	7,5	7,7	10,1
Transp. (m)	1,2	1,2	0,9	0,9	0,9	1,2	1,0	1,4	2,0	1,6
Ponto 3	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
pH	7,4	7,3	8,0	8,0	5,5	5,9	5,5	5,5	5,2	5,9
Salin. (‰)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Turbidez (UT)	4,6	6,2	5,5	6,0	4,4	2,9	3,6	3,4	1,7	2,1
C.E. (µs/cm)	39,0	39,0	40,7	41,1	36,8	33,9	33,9	34,5	35,4	35,5
Temp. ar (°C)	25,0	31,0	29,0	31,0	30,0	30,0	27,7	27,0	25,6	22,8
Temp.água (°C)	24,1	25,0	26,8	29,9	26,3	27,1	25,9	23,3	23,5	22,3
Prof.max. (m)	5,0	5,5	5,0	5,5	7,0	7,8	6,5	7,1	6,8	7,5
STS (mg/L)	2,0	2,0	13,0	27,0	9,0	4,0	2,0	7,0	3,5	0,8
OD (mg/L)	9,0	9,4	9,4	8,5	6,6	7,9	8,2	7,4	6,6	9,5
Transp. (m)	1,1	1,0	0,9	1,0	1,1	1,1	1,1	1,6	1,6	1,5
Ponto 4	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
pH	6,7	5,9	6,7	7,5	5,5	5,4	5,2	5,2	5,1	5,6
Salin. (‰)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Turbidez (UT)	5,4	5,7	7,7	7,8	5,0	4,0	3,7	6,7	2,2	3,2
C.E. (µs/cm)	38,8	38,8	38,8	39,2	36,4	37,7	34,0	34,7	35,5	35,0
Temp. ar (°C)	23,8	25,5	31,0	29,5	31,0	25,4	26,8	28,0	25,0	23,0
Temp.água (°C)	23,6	24,3	26,6	29,3	26,7	26,7	25,9	22,9	23,1	22,2
Prof.max. (m)	1,1	1,0	0,5	0,7	3,0	3,4	4,0	3,0	2,8	2,6
STS (mg/L)	8,0	1,0	15,0	33,0	12,0	3,3	2,6	1,0	4,5	4,7
OD (mg/L)	8,8	8,3	8,6	7,9	7,5	7,9	8,0	7,0	5,9	9,0
Transp. (m)	0,9	0,9	0,5	0,6	1,0	1,2	1,1	1,3	1,7	1,2

Foram identificados 82 taxons durante o período estudado considerando-se os quatro (4) pontos amostrais, sendo 22 da Classe Cyanophyceae, 31 Chlorophyceae, 19 Zygnemaphyceae, 5 Bacillariophyceae, 2 Dinophyceae, 8 Euglenophyceae, 3 Chrysophyceae e 2 Cryptophyceae, sendo as Classes Chlorophyceae, Cyanophyceae e Zygnemaphyceae aquelas que mais contribuíram para a riqueza de taxons na comunidade (34%, 24% e 21%, respectivamente) (figura 3).

Figura 3 – Contribuição relativa, em termos de número de taxons, de cada Classe de algas fitoplanctônicas nos quatro pontos amostrais no Reservatório Duas Bocas.



A listagem abaixo mostra os táxons comuns entre os 4 pontos, os táxons exclusivos de cada ponto e os resultados da frequência de ocorrência, simbolizados por:

A = Abundante; D = Dominante; CT = Constante; CM = Comum e R = Raro

Táxons comuns entre os pontos 1, 2, 3 e 4:

Cyanophyceae

A/R Cyanophyceae 2

A/D/CT *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenayya et Subba Raju

A/CM *Limnithrix redekei* Van Goor

CM *Lyngbya sp1*

CM *Merismopedia sp*

A/CT *Pseudanabaena sp3*

CM *Rabdoderma sp*

Dynophyceae

CT *Peridinium sp1*

CT *Peridinium sp2*

Chlorophyceae

A/CM *Chlamydomonas sp4*

A/CM *Chlamydomonas sp5*

CM *Chlorella vulgaris* Beijerinck

CM *Coelastrum proboscideum* Bohlin

R *Coelastrum pulchrum* Schmidt

A/CM *Didymocystis fina* Komárek

A/CT *Eutetramorus planctonicus* (Korsikov) Bourrelly

CT *Golenkinia radiata* Chodat

CT *Monoraphidium contortum* (Thuret)

Komárkova-Legnerová

CT *Monoraphidium griffithii* (Berkeley)

Komárkova-Legnerová

CM *Monoraphidium minutum* (Nägeli)

Komárkova-Legnerová

CM *Scenedesmus acuminatus*

(Lagerheim)

CT *Scenedesmus bicaudatus* (Hansgirg)
Chodat

Zygnemaphyceae

A/CT *Cosmarium sphagnicolum* West &
West

A/CM *Cosmarium* sp5

R *Staurastrum cf laeve* Ralfs

A/CT *Staurastrum cf micron* West & West

CM *Staurastrum cf quadrangulare* var.
armatum West & West

A/CT *Staurastrum smithii* (G. M. Smith)
Teiling

A/CT *Staurastrum cf tetracerum* Ralfs

A/CT *Staurastrum gladiusum*

A/CM *Staurodesmus* sp2

A/CT Zygnemaphyceae 2

A/CT Zygnemaphyceae 3

EUGLENOPHYCEAE

CT *Trachelomonas volvocinopsis*
Swirenko

Táxons do ponto 1:

Cyanophyceae

Aphanocapsa planctonica (G. M. Smith)
Kom. et Anag.

CM *Aphanocapsa cf elachista* W. et G. S.
West

R *Chroococcus* sp

R Cyanophyceae 5

CM Cyanophyceae 7

A/CM *Pseudanabaena moniliformis*
Komárek & Kling

A/CM *Pseudanabaena* sp4

A/CM *Pseudanabaena* sp5

D/A/CM *Synechococcus nidulans*

Bacillariophyceae

Aulacoseira sp

R *Cyclotella stelligera* Cleve et Grunow

Pennales 3

Pinnularia cf gigas Ehrenberg

Chlorophyceae

R *Ankistrodesmus gracilis* (Reinsch)
Korsikov

Chlamydomonas sp3

Chlorophyceae 6

R Chlorophyceae 7

Dictyosphaerium pulchellum Wood

R *Dictyosphaerium* sp

Pediastrum boryanum (Turpin)

Meneghini

CM *Scenedesmus coartatus* Hortob

Zygnemaphyceae

R *Cosmarium* sp1

R *Cosmarium cf capitulum* Roy & Bisset

Euastrum sp

Staurastrum rotula Nordst

Staurodesmus sp3

Zygnemaphyceae 4

Euglenophyceae

R *Lepocinclis* sp

Trachelomonas sp2

Trachelomonas sp3

Crysophyceae

R *Dynobryon sertularia* Ehrenberg

R *Mallomonas* sp2

Cryptophyceae

Cryptomonas sp2

CM *Cryptomonas* sp3

Táxons do ponto 2:

Cyanophyceae

R Cyanophyceae 3

Cyanophyceae 4

Cyanophyceae 6

CT Cyanophyceae 7

R *Chroococcus* sp

Pseudanabaena moniliformis Komárek &
Kling

CM *Synechococcus* sp

Bacillariophyceae

R *Cyclotella stelligera* Cleve et Grunow

Pinnularia cf divergens W. Smith

Surirella cf biseriata Brébisson

Navicula sp

Chlorophyceae

R Chlorophyceae 4

Chlorophyceae 5

Chlorophyceae 6

CM *Coelastrum sp3*

Crucigenia sp

Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli

R *Dictyosphaerium sp*

R *Eutetramorus globosus* Walton

R *Oocystis sp*

Pediastrum boryanum (Turpin) Meneghini

CM *Scenedesmus coartatus* Hortob

R *Scenedesmus westii*

Zygnemaphyceae

CM *Xanthidium cf variabile* (Nordstedt)

West & West

Staurastrum sp4

Zygnemaphyceae 4

Euglenophyceae

Trachelomonas sp3

Crysophyceae

R *Dynobryon sertularia* Ehrenberg

Táxons do ponto 3:

Cyanophyceae

CM *Aphanocapsa cf elachista* W. et G. S.
West

CM *Chroococcus turgidus* (Kützing) Nägeli

CM Cyanophyceae 7

Bacillariophyceae

R *Enotodia angusta var. densestriata*

Navicula sp

Pennales 3

Chlorophyceae

R *Ankistrodesmus bibraianus* (Reinsch) Kors

Chlorophyceae 5

R *Eutetramorus globosus* Walton

CM *Scenedesmus acutus* Meyen

R *Oocystis sp*

Zygnemaphyceae

R *Cosmarium cf capitulum* Roy & Bisset

Staurastrum rotula

Euglenophyceae

CM *Phacus horridus* Pochmann

CM *Trachelomonas curta* cunha

Táxons do ponto 4:

Cyanophyceae

A/CM *Anabaena circinalis* Rabenhorst

Aphanocapsa planctonica (G. M. Smith)

Komarék & Anagnostidis

R Cyanophyceae 3

R Cyanophyceae 5

Pseudanabaena moniliformis Komárek &
Kling

Chlorophyceae

R *Eutetramorus globosus* Walton

R *Oocystis sp*

Zygnemaphyceae

Euastrum sp

Euglenophyceae

R *Euglena gracilis* Klebs

CM *Trachelomonas curta* Cunha

R *Trachelomonas superba* Swirenko

Crysophyceae

Mallomonas sp

As Classes que mais contribuíram, em termos de riqueza de táxons em todos os pontos amostrais foram Chlorophyceae, seguida de Zygnemaphyceae e Cyanophyceae.

4.1 Análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica

A densidade total do fitoplâncton variou de 5.604 ind/mL (ponto 1 Secchi em abril/04) a 223.410 ind/mL (ponto 1 Secchi dez./03) no período estudado, conforme mostra a tabela 4. Em outubro e dezembro/03 foram registrados os valores mais elevados de densidade total no ponto 1 Secchi e ponto 1 fundo principalmente explicados pela dominância da cianobactéria unicelular *Synechococcus nidulans*.

De um modo geral, as densidades totais do fitoplâncton registradas nos pontos 2, 3 e 4 mostraram pouca variabilidade temporalmente, sendo o menor valor obtido no ponto 2 em abril/04 (5.604 ind/mL) e o maior valor obtido no ponto 3 em setembro/03 (31.488 ind/mL).

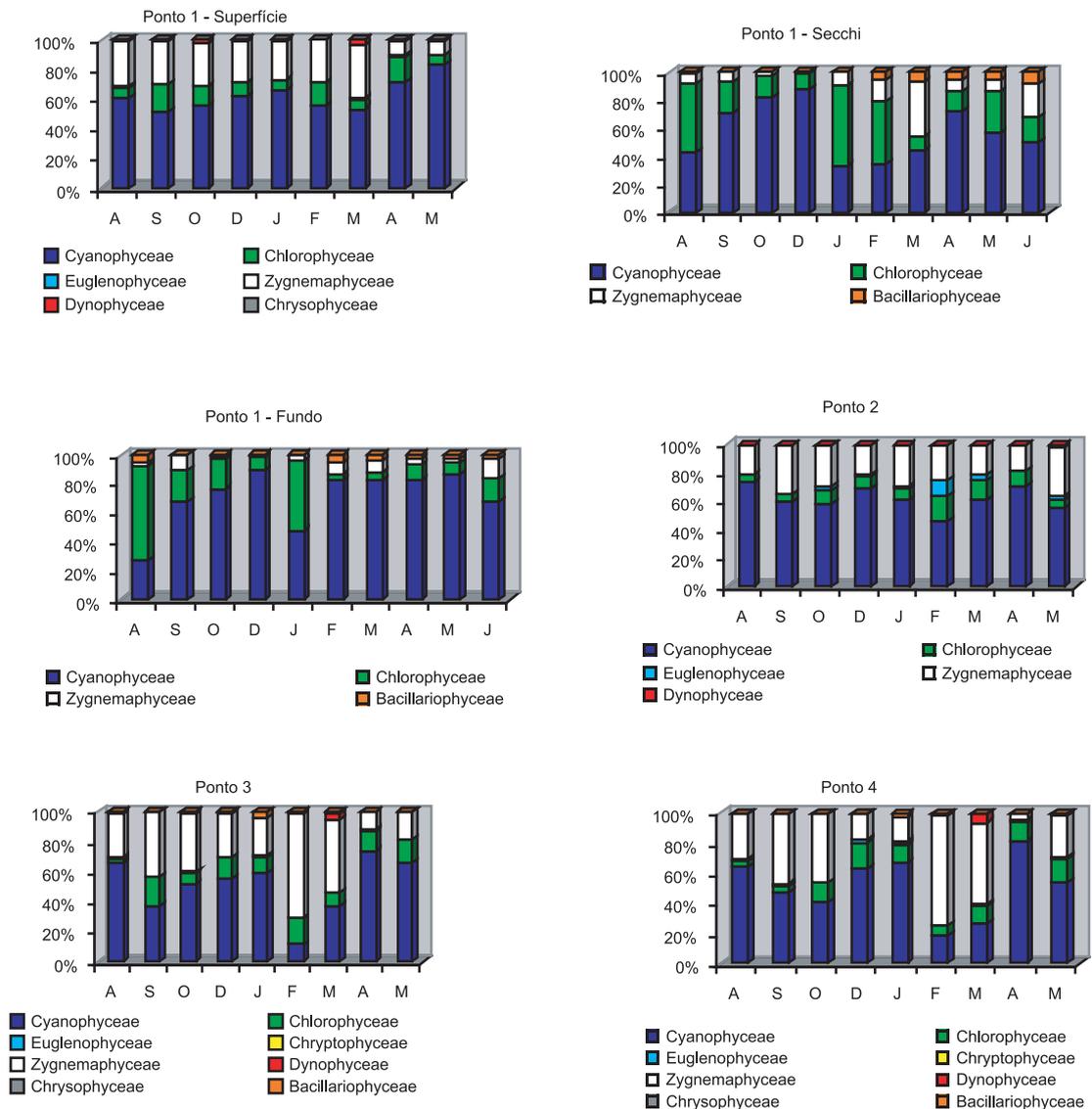
No mês de novembro, por problemas logísticos, não foi possível realizar a coleta. Houve greve na Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), justamente no período agendado e aprovado pelo IDAF para a coleta, impossibilitando o uso do motor do barco pertencente à esta empresa. Os dois (2) outros motores dos barcos da Reserva Biológica de Duas Bocas estavam em manutenção neste mesmo período.

Tabela 4 – Densidade Total da comunidade fitoplanctônica nos meses de coleta e pontos de amostragem

Meses	P1 Sup.	P1 Secchi	P1 Fundo	P2	P3	P4
ago/03	27.808	24.831	37.465	25.252	29.902	29.371
set/03	30.998	31.057	30.946	21.066	31.488	29.706
out/03	28.459	152.157	162.108	17.516	27.908	26.335
dez/03	24.802	223.410	165.626	24.718	13.228	13.361
jan/04	12.788	26.305	42.469	11.567	13.984	12.844
fev/04	14.569	21.104	20.715	12.234	19.187	12.244
mar/04	8.093	16.428	28.715	10.730	15.544	13.141
abr/04	8.577	5.604	6.849	9.582	12.088	12.955
mai/04	9148	5.827	5.848	10.123	13.785	10.680
jun/04	8093	7.736	7.273	13628	21.716	30.572

Na análise quantitativa, em todos os pontos amostrais, foi predominante a Classe Cyanophyceae. Nos pontos 1 (superfície), 2, 3 e 4 a segunda Classe mais representativa foi Zygnemaphyceae, enquanto que nos pontos 1 Secchi e fundo foi a Classe Chlorophyceae, conforme mostra a figura 4.

Figura 4 – Contribuição relativa das Classes de algas (ind./mL), na densidade total fitoplanctônica em cada profundidade do ponto 1 (captação – superfície, secchi e fundo) e nos pontos 2, 3 e 4.

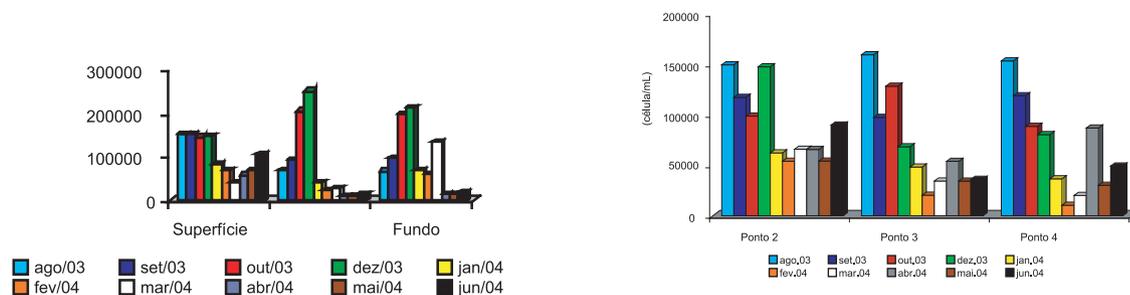


Registraram-se 22 espécies abundantes e a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* foi dominante nos seguintes meses e pontos: jan/04 (64.630 céls/mL) e abr/04 (53.340 céls/mL) no ponto 1 (superfície), dez/03 (62.630 céls/mL) no ponto 1 (secchi) e em dez/03 (74.820 céls/mL) no ponto 1 (fundo), no ponto 2 em out/03 (92.990 céls/mL), abr/04 (57.900 céls/mL) e mai/04 (53.000 céls/mL); no ponto 3 em jan/04 (64.630 céls/mL) e no ponto 4 em abr/04 (53.440 céls/mL).

Foram abundantes as seguintes espécies: *Pseudoanabaena moniliformis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* durante a maior parte do período estudado em todos os pontos de amostragem. A espécie *Synechococcus nidulans* se manteve abundante no ponto 1 (secchi e fundo). No ponto 3 e no ponto 4 foram abundantes as espécies *Synechococcus sp.*, *Synechocystis sp.* e *Limnotrix redeikei*. Todas essas espécies são citadas em literatura como potencialmente tóxicas. Sendo constante *Cylindrospermopsis raciborskii* no período estudado, independente do ponto de amostragem.

Todas as cianobactérias foram quantificadas em células/mL, conforme mostra a figura 5. De acordo com o perfil vertical, o maior valor obtido foi em dez/03 (251.338 células/mL) no ponto 1- Secchi. Tal densidade foi explicada principalmente pela dominância (“bloom”) de *Synechococcus nidulans* (187.958 células/mL).

Figura 5 – Densidade de Cianobactérias (células/mL) registradas no Ponto 1 (superfície, secchi e fundo) e nos pontos 2, 3 e 4.



Comparando-se os pontos 2, 3 e 4, vemos que as maiores densidades de cianobactérias (cél./mL) foram registradas nos três primeiros meses, principalmente em ago/03, com posterior declínio dos valores.

A partir da aplicação dos coeficientes Simples e Múltiplo de Nygaard utilizando os dados qualitativos do fitoplâncton, todos os pontos de amostragem foram classificados de mesotróficos a eutróficos, com exceção do ponto 4 que variou de oligotrófico a mesotrófico. Tal fato é explicado principalmente pela elevada riqueza de táxons das Classes Cyanophyceae e Chlorophyceae.

4.2 Estação de tratamento de água piloto

4.2.1 Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica

Nas três coletas do mês de julho/04 (06/07, 13/07 e 20/07), foi registrado um total de 40 táxons, sendo 13 da Classe Cyanophyceae, 14 Chlorophyceae, 10 Zygnemaphyceae, 2 Euglenophyceae e 1 Crysophyceae, conforme a lista que se segue:

Cyanophyceae

Aphanocapsa planctonica G. M. Smith
CM/CT

Cylindrospermopsis raciborskii Sweenayya
& Subba

Raju **A/D/CT**

Limnothrix redekei van Goor **CM**

Lyngbya digueti Gomont **CM**

Merismopedia punctata Meyen **CM/CT**

Microcystis viridis Sant'Anna **CM**

Microcystis sp.1 **CM**

Microcystis sp.2 **R**

Pseudanabaena moniliformis Komárek &
Kling **A/D/CT**

Pseudanabaena sp. **A/D/CT**

Raphidiopsis mediterranea Skuja **CM**

Spirulina sp. **CM**

Zygnemaphyceae

Cosmarium contractum West & West **CM**
/CT

Cosmarium minimum West & West **CM**

Staurastrum micron West & West **CM/**
CT

Staurastrum rotula Nordst **CM**

Staurastrum smithii Teil **R**

Staurastrum tetracerum Ralfs **R**

Staurastrum sp.1 **CM/CT**

Staurastrum sp.2 **CM**

Staurastrum sp.3 **CM**

Staurodesmus omearae West & West
CM/CT

Euglenophyceae

Phacus sp. **R**

Trachelomonas abrupta Swerenko **R**

Crysophyceae

Mallomonas sp. **R**

Synechococcus nidulans (Pringsheim)

Komárek **A/D/CT**

Chlorophyceae

Acanthosphaera sp. **R**

Ankistrodesmus bernardii Komárek **CM**

Chlorella vulgaris Beyerinck **CM/CT**

Chlorophyceae sp.1 **CM/CT**

Chlorophyceae sp.2 **CM/CT**

Chlorophyceae sp.3 **CM/CT**

Chlorophyceae sp.4 **CM/CT**

Eutetramorus planctonicus Korch **CM**

Golenkinia radiata Chodat **CM**

Lagerheimia sp. **R**

Monoraphidium arcuatum Hindak **CM**

Monoraphidium minutum Komárkova-
Legenerová **CM/CT**

Monoraphidium sp. **R**

Scenedesmus bicaudatus Meyen **CM**

Sendo:

A = abundante

D = Dominante

CT = constante

CM = comum

R =- raro

As Classes que apresentaram maior contribuição para a riqueza de táxons nos pontos analisados da estação de tratamento de água piloto foram, *Chlorophyceae* e *Cyanophyceae* seguida de *Zygnemaphyceae* (34%, 33% e 25%, respectivamente).

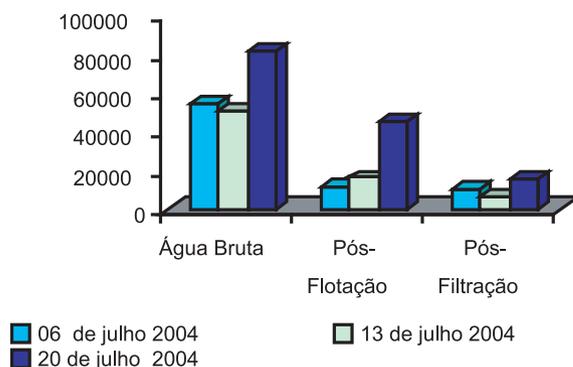
4.2.2 Análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica

As amostras de água bruta apresentaram flutuação nos valores obtidos para a densidade algal total, tendo sido registrados 57.830 ind/mL no dia 06/07/2004, 53.065 ind/mL no dia 13/07/2004 e 86.691 ind/mL no dia 20/07/2004. Foram testadas diferentes substâncias químicas e metodologias para a remoção de algas na ETA piloto.

A densidade total foi reduzida nas etapas pós-flotação e pós-filtração, em todas as coletas realizadas. Destaca-se, porém, a coleta realizada em 13/07/2004, quando foi utilizado Peróxido de Hidrogênio como agente pré-oxidante e Policloreto de Alumínio (PAC), dosado na calha de contato. Nesta coleta, o ponto pós-flotação apresentou densidade total de 16.206 ind/mL, a qual foi ainda mais reduzida a 5.976 ind/mL no ponto pós-filtração. Dentre as metodologias empregadas, esta foi a que apresentou o maior índice de remoção de algas (aproximadamente 89,0%), podendo ser considerada a mais eficiente.

Com relação às Cianobactérias, especificamente, todas as quantificações foram feitas em céls/mL, conforme mostra a figura 6. Observa-se que os resultados obtidos mostraram-se reduzidos nos processos pós-flotação e pós-filtração. A maior densidade de cianobactérias na água bruta foi registrada em 20/07/2004, quando se observou o maior índice de remoção destas algas, com uma redução de 82.172 céls/mL na água bruta para 14.901 céls/mL no ponto pós-filtração (remoção de aproximadamente 81%).

Figura 6 – Variação da densidade relativa da classe *Cyanophyceae* nas três coletas realizadas em diferentes etapas da ETA piloto.



4.2.3 Variáveis limnológicas

Pouca variação foi obtida para a temperatura da água no ponto correspondente à água bruta e nas etapas da ETA piloto. Quanto ao oxigênio dissolvido, na água bruta variou de 5,3 a 5,6 mg/L. No entanto, na pós-flotação e pós-filtração, os valores aumentaram em decorrência da adição de ar dissolvido ao processo.

Os sólidos totais dissolvidos (STD) variaram de 37,0 a 39,0 mg/L na água bruta, e apresentaram certo aumento nas etapas subsequentes da ETA. A condutividade elétrica apresentou padrão semelhante de variação, provavelmente explicado pela adição de substâncias químicas ao processo.

O pH apresentou características ácidas na água bruta (5,1 a 5,3) e valores ainda menores nas etapas da ETA devido a necessidade de correção do mesmo pela adição de substâncias químicas para melhor atuação dos agentes coagulantes.

5 Discussão

5.1 Caracterização do reservatório – variáveis limnológicas

Os maiores e menores valores de temperatura foram registrados no ponto 1 em todas as 3 profundidades nos meses de dezembro/03 (29,8 °C) e junho/04 (21,7 °C), respectivamente. Provavelmente, isto deveu-se a época (verão, inverno) e ao horário da coleta.

Os perfis térmicos mostraram estratificação em todos os pontos amostrais, sendo mais acentuado no ponto 1 com média de 1,8 °C de diferença máxima entre a superfície e o fundo. Delazari-Barroso (2000) registrou este mesmo padrão de estratificação no ponto captação, tanto no período chuvoso quanto no seco, sendo mais pronunciado no chuvoso, com diferença máxima de 6,1 °C.

Segundo Cole (1994), a diferença de temperatura de 1 a 2 °C em corpos d'água tropicais pode condicionar uma estratificação térmica, devido a diferença de densidade entre as camadas. Os ventos na região do reservatório não apresentam forte influência para promover a circulação da coluna d'água devido ao seu maior eixo situar-se paralelamente à direção Norte (DELAZARI BARROSO, 2000). Possivelmente, há estabilidade térmica no reservatório, pelo menos no período diurno.

De acordo com Straskraba & Tundisi (1999), o Reservatório Duas Bocas pode ser considerado hidrológicamente profundo, com estratificações térmicas duradouras.

A profundidade média no ponto 1 foi a maior, se comparada com os demais pontos, caracterizando-o como a região mais profunda do reservatório (zona lacustre).

Com relação a transparência, houve diferença entre os pontos de amostragem, especialmente no ponto 1. Os menores valores foram registrados nos meses de setembro e outubro, quando o nível do reservatório estava baixo e as águas esverdeadas; os maiores valores foram registrados no mês de maio, após período chuvoso.

Foram registrados perfis clinogradados de oxigênio dissolvido com exceção do ponto 4, onde a diferença dos valores entre superfície e fundo foram pequenas. Foi registrada anoxia a partir de cerca de 3 metros no ponto 1 e hipoxia nos pontos 2 e 3 (a partir de cerca de 3 metros). No ponto 4 sempre foram registrados elevados valores.

No ponto de captação, por ser mais profundo, há tendência ao acúmulo de matéria orgânica no sedimento, promovendo elevada taxa de decomposição, aumentando a demanda de oxigênio dissolvido; a ausência de luz no hipolímnio faz com que os processos de decomposição superem em muito os de produção. Além disto, a anoxia registrada em diferentes meses no hipolímnio indica estratificação térmica estável (DELAZARI-BARROSO 2000). Morelato (2003) ao estudar a composição química do sedimento no ponto de captação mostrou que, devido ao perfil clinogrado de oxigênio dissolvido, deve haver liberação de nutrientes do sedimento para o hipolímnio, favorecendo a comunidade fitoplanctônica que se desenvolve em camadas mais inferiores onde chega pouca luz (cianobactérias).

Os resultados de pH mostraram valores de ácidos a alcalino, com valor médio indicando águas levemente ácidas. Os maiores valores podem ser explicados pelos processos fotossintéticos responsáveis por consumir o CO_2 livre na água, reduzindo a formação do ácido carbônico, elevando assim o pH. O maior valor de pH foi de 8,3 no ponto 1 (superfície) e o menor valor foi de 5,1 no ponto 4 e no ponto 1 (superfície). O ponto 4 foi caracterizado por apresentar valores de pH mais baixos devido ao maior aporte de matéria orgânica, que é recebido pelo córrego Pau Amarelo e que entra em decomposição, consumindo oxigênio e liberando gás carbônico, o qual, reagindo com água, deve originar o ácido carbônico reduzindo o pH (COLE, 1994; ESTEVES, 1998).

No Reservatório Duas Bocas os valores de alcalinidade total tenderam a serem maiores no ponto 1 fundo e nos pontos 2 e 4, região de desembocadura dos córregos. A alcalinidade é a medida de capacidade tampão do sistema e pode estar relacionada ao tipo de rocha da bacia de drenagem e ao grau de intemperização (COLE, 1994). Nesta pesquisa, os maiores valores obtidos devem estar diretamente relacionados aos materiais alóctones carregados em épocas de chuva e às reações químicas, especialmente no hipolímnio e na região fluvial do reservatório.

Nos primeiros meses de coleta, a concentração de sólidos totais em suspensão foi baixa, tendo uma significativa elevação nos meses subsequentes, provavelmente devido à ocorrência de chuvas características do verão, que devem ter promovido o carreamento de material particulado e dissolvido para os córregos e para o reservatório e devido às maiores densidades fitoplanctônicas.

Os valores de nitrato e nitrito foram muito baixos durante todo o período estudado. Como o nitrato é amplamente requerido pelos organismos aquáticos, a baixa concentração desse elemento pode ser explicada pelo fato dele estar incorporado às algas. Segundo Esteves (1998), o nitrito é encontrado em baixas concentrações em ambientes oxigenados. Isso se aplica ao Reservatório Duas Bocas, principalmente na subsuperfície do ponto 1 e nas regiões próximas à desembocadura dos córregos, cujo oxigênio foi elevado, especialmente no ponto 4. De acordo com Vollenweider (1968), os valores aqui obtidos para nitrato e nitrito denotam características oligotróficas do sistema.

Delazari-Barroso (2000) estudando o Reservatório Duas Bocas, encontrou no ponto de captação, valores de nitrogênio total que variaram de 0,4 a 0,9 mg/l no período seco e de 0,4 a 3,7 mg/L no período chuvoso. Valores de nitrogênio total obtidos neste trabalho, no mesmo ponto, foram menores, uma vez que variaram de 0,12 a 1,17mg/l, durante todo o período estudado, sendo também considerados baixos, denotando características oligotróficas.

A importância do nitrogênio deve-se, principalmente, à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa, e quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago (ESTEVES, 1998). No Reservatório Duas Bocas durante a estação seca a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (cianobactéria) apresentou heterocitos (estrutura de fixação de nitrogênio). O aparecimento dessa estrutura durante esse período provavelmente deveu-se à baixa concentração de nitrogênio na coluna d'água.

Os valores de fósforo e ortofosfato total variaram de valores não detectados a 0,1 mg/L no ponto 1. De acordo com Vollenweider (1968 apud ESTEVES, 1998) ambientes aquáticos que apresentam tais concentrações são classificados como eutróficos. Entretanto, tem-se que interpretar essa classificação com cuidado, pois foi baseada em lagos de regiões temperadas, onde o metabolismo desses ecossistemas é bastante diferente, devido às condições ambientais peculiares.

Segundo Esteves (1998) em represas tropicais a quantidade de fitomassa inundada, quando de sua formação, é de fundamental importância na determinação da concentração e da distribuição de fosfato na coluna d'água. O reservatório encontra-

se dentro de uma Reserva Biológica e seus tributários não recebem nenhum efluente doméstico ou industrial, pois nascem na própria área da Reserva. No entanto, devido à anoxia registrada em diversos meses na coluna d'água, especialmente no ponto 1, o fosfato pode estar sendo liberado do sedimento para a coluna d'água. A entrada de fósforo no sistema, deve-se, provavelmente, à contribuição dos córregos, à vegetação adjacente e ao próprio sedimento, uma vez que Morellato (2003) estudando o sedimento do Reservatório Duas Bocas, encontrou elevados valores de fósforo total na zona fluvial dos córregos Pau Amarelo (0,73 a 0,84 mg P/g P.S.) e Naiacu (0,54 a 0,70 mg P/g P.S.) e na zona de transição – meio do reservatório (0,31 a 0,53 mg P/g P.S.).

5.2 Comunidade fitoplanctônica

No Reservatório Duas Bocas houve predomínio qualitativo de algas das Classes Chlorophyceae, Cyanophyceae e Zygnemaphyceae (riqueza de táxons) em todos os pontos amostrados. De acordo com a distribuição horizontal e vertical (ponto de captação) do fitoplâncton, todos os pontos amostrados apresentaram uma flora ficológica bastante semelhante. Quantitativamente, a contribuição maior foi de Cyanophyceae, seguida de Zygnemaphyceae e Chlorophyceae.

As Chlorophyceae estão distribuídas em águas de diferentes concentrações químicas (WETZEL, 1981); porém, suas espécies são muito registradas em ecossistemas com elevado grau de trofia devido a habilidade competitiva para assimilar nutrientes e viver em ecossistemas lênticos e com pouca turbulência (ROUND, 1983).

As Cyanophyceae são algas muito bem adaptadas a ambientes com baixa turbulência, pH de neutro a alcalino, elevadas temperaturas e disponibilidade de nutrientes, embora muitas de suas espécies sejam capazes de fixar o nitrogênio atmosférico e transformá-los nas formas assimiláveis (amônia e nitrato), além de terem a capacidade de armazenar fósforo sob a forma de polifosfatos (REYNOLDS, 1984; VAN DEN HOEK et al., 1995). Muitas espécies apresentam aerótopos, ou vesículas gasosas para migrar e regular sua suspensão na coluna d'água. Uma das adaptações fisiológicas que mais lhes proporciona sucesso em camadas mais inferiores da coluna d'água é a presença de ficocianina, pigmento acessório que capta comprimentos de onda de luz onde a clorofila já não mais consegue captar, proporcionando o crescimento destas algas próximo ao sedimento de diferentes reservatórios e lagos mais profundos. Além disto, muitas desenvolvem a heterotrofia (utilização de compostos orgânicos dissolvidos). Todas estas características constituem-se em vantagens competitivas sobre outros organismos fotossintéticos (PAERL, 1998 apud DELAZARI-BARROSO, 2000).

As cianobactérias foram registradas em elevadas densidades em todo o reservatório. Como os dados limnológicos mostraram certa uniformidade no gradiente horizontal,

essas algas podem estar encontrando condições propícias ao seu desenvolvimento em todo o sistema.

Dentre as cianofíceas, seis (6) foram consideradas espécies abundantes (*Pseudoanabaena moniliformis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechococcus nidulans*, *Synechococcus sp*, *Synechocystis sp* e *Limnothrix redeikei*), sendo as duas primeiras em todos os pontos de amostragem e as demais, especialmente registradas no ponto de captação. Ressalta-se o fato de que a espécie *Synechococcus nidulans* foi dominante nas profundidades de Secchi e Fundo do ponto 1 (captação) nos meses de outubro e dezembro/03, ocorrendo em bloom. *Synechococcus* é um gênero extremamente comum em ecossistemas tropicais, tendo sido registrado em inúmeras lagoas costeiras e reservatórios. Pode ser dominante no plâncton de ambientes aquáticos eutróficos a oligotróficos, como parte significativa da biomassa no hipolímnio, onde pode crescer sob baixa intensidade luminosa. Delazari-Barroso (2000) discute que, em diversos trabalhos, foi demonstrado que a concentração dos nutrientes limitantes para uma espécie de *Synechococcus* (*S. linearis*) aumenta com a diminuição da intensidade luminosa; tal fato poderia explicar a ocorrência de *Synechococcus spp* em camadas mais inferiores da coluna d'água como aquelas registradas nesta pesquisa no ponto 1. Mais um agravante é o fato de que muitas espécies de *Synechococcus* têm sido registradas como tóxicas.

Cylindrospermopsis raciborskii tem sido registrada na maioria dos corpos d'água brasileiros, independente do grau de trofia destes, principalmente na última década. Apresenta extremo potencial tóxico, produzindo tanto hepatotoxinas quanto neurotoxinas, o que representa um sério problema à Saúde Pública. Também tem capacidade de formar densos blooms, os quais podem ser registrados nas primeiras horas da manhã na superfície da coluna d'água e, nas horas mais quentes do dia, devido a sua capacidade de migração, serem registrados em camadas inferiores da coluna d'água.

A abundância de cianobactérias em águas de abastecimento tem sido alvo de estudos e preocupação pelos pesquisadores e órgãos públicos devido ao potencial de produção de toxinas (CHORUS & BARTRAM, 1999). Já em 2000, Delazari-Barroso apresentou uma lista com inúmeros gêneros e espécies potencialmente produtores de toxinas no reservatório, sendo *Cylindrospermopsis raciborskii* constante em ambos os períodos estudados e abundante no período de chuvas, destacando a importância de um monitoramento ambiental neste sistema para prevenção da eutrofização.

Em ambientes com águas ácidas (pH menor que 7,0) é comum ocorrer predominância quantitativa e qualitativa de algas da Família Desmidiaceae - Classe Zygnemaphyceae (ESTEVES, 1998; REYNOLDS, 1984). Isso se aplicou ao Reservatório Duas Bocas, cujos pontos próximos à desembocadura dos córregos apresentaram predominância de desmídias, os quais foram caracterizados por apresentarem elevada quantidade de matéria orgânica e pH levemente ácido. Essas algas são tolerantes a

ambientes turbulentos e crescem preferencialmente em ambientes oligotróficos; entretanto, alguns gêneros como *Staurastrum*, *Closterium* e *Cosmarium* tem sido registrados em ambientes com diferentes graus de trofia e co-dominando com espécies de cianobactérias; em todos os pontos estudados nesta pesquisa foram registradas várias espécies dos gêneros *Staurastrum* e *Cosmarium*.

Outra explicação provável para o fato das desmídias terem sido predominantes quantitativamente na maior parte do período estudado nos pontos próximos aos córregos, pode ter sido a maior contribuição da comunidade do perifíton, uma vez que havia densos de macrófitas aquáticas na região litorânea destes córregos. Segundo Brook (1981 apud DELAZARI-BARROSO 2000), desmídias podem ser carregadas de ambientes colonizados por macrófitas aquáticas ou do próprio sedimento para o plâncton verdadeiro

Ao utilizarmos os coeficientes Simples e Múltiplo de Nygaard (1949 apud DELAZARI-BARROSO, 2000), os quais se baseiam na riqueza de táxons de Classes, Ordens e/ou Famílias de algas, todos os pontos apresentaram-se como mesotróficos a eutróficos, com exceção apenas do ponto 4, o qual apresentou características oligotróficas e mesotróficas. O caráter mesotrófico a eutrófico pode ser explicado pela riqueza de *Cyanobacteria* e *Chlorococcales* (algas características de ambientes ricos em matéria orgânica - eutróficos) ter sido superior a riqueza de táxons de desmídias (algas características de ambientes oligotróficos).

Tomando por base os dados obtidos através destes índices e considerando os valores obtidos para as variáveis limnológicas, provavelmente o Reservatório Duas Bocas corresponde a um ecossistema aquático que vem sofrendo um processo de “envelhecimento natural”, podendo ser considerado mesotrófico, tendendo a se tornar eutrófico. Para afirmar acerca do grau de trofia deste reservatório seriam necessários estudos de longa duração, inclusive com série histórica e dados pormenorizados da bacia de drenagem e ampliação dos estudos atuais.

5.3 ETA piloto – remoção de algas

Entre os diversos produtos químicos capazes de se comportarem como coagulantes/floculantes, o sulfato de alumínio vem sendo o mais utilizado nas estações de tratamento de água brasileiras, procedeu-se a análise de sua eficiência no processo de flotação por ar dissolvido.

A pré-oxidação com peróxido de hidrogênio é uma etapa essencial que potencializa a remoção de células e outras partículas, mas que não degrada toxinas (CAM-PINAS et al., 2004).

O sulfato de alumínio reduziu a densidade de algas de 57.830 ind/mL da água bruta para 10.057 ind./mL, sendo que este último valor corresponde à presença de táxons da Classe Cyanophyceae, sendo notada uma redução de aproximadamente 81,5% na densidade algal total após os processos de flotação e filtração, e valor semelhante foi obtido na redução do número total de células de cianobactérias.

Os resultados obtidos com o PAC (Policloreto de Alumínio) revelaram essa como a melhor metodologia empregada e testada na ETA-piloto, pois ocorreu uma redução de aproximadamente 89% da densidade algal total da água bruta (53.065 ind/mL), sendo que o número de algas remanescentes (5.976 ind/mL), correspondeu ao táxon *Synechococcus nidulans*, pertencente à Classe Cyanophyceae, mostrando ser difícil a remoção desta espécie, que é unicelular e de pequeno tamanho, não estando sujeita aos processos de aglutinação e nem retidas na filtração.

O cloro foi utilizado como agente pré-oxidante por ser uma substância biocida que pode provocar a lise celular, culminando com a liberação de toxinas na água. Utilizou-se mais uma vez o sulfato de alumínio como coagulante e efetuou-se, ainda, a dosagem de carvão ativado, composto químico com elevada capacidade de adsorção de matéria orgânica e citado na literatura por muitos autores como apresentando considerável eficiência na remoção de determinadas toxinas. No emprego dessa metodologia, houve uma redução equivalente a 83% na densidade algal total, tendo sido observada uma densidade inicial de 86.691 ind/mL e final de 14.901 céls./mL, representada pelos táxons *Spirulina* sp., *Pseudanabaena moniliformis*, *Merismopedia punctata* e *Synechococcus nidulans*, todos pertencentes à Classe Cyanophyceae.

Cabe ressaltar que novas pesquisas devem avaliar pormenorizadamente a eficiência de remoção das cianobactérias e, principalmente das cianotoxinas, através da utilização de carvão ativado em pó. A adsorção de carvão ativado é considerada como efetiva na remoção de cianotoxinas (FALCONER et al., 1999, DRIKAS et al., 2001). Os diferentes autores concordam que para atingir eficiências de remoção elevadas são necessárias doses de carvão ativado em pó superiores a 20 mg/L e tempos de contato de cerca de 30 minutos. O desempenho do carvão ativado em pó parece estar dependente do tipo de carvão (material de origem e tipo de ativação), tendo sido sugerido que o volume dos mesosporos é muito importante (DONATI et al., 1994). O carbono orgânico dissolvido da água é muito importante porque a matéria orgânica compete pelo carvão ativado juntamente com as toxinas (FALCONER et al., 1989).

A remoção das cianotoxinas acontece de forma incompleta e pode gerar produtos cuja toxicidade é desconhecida e cujos efeitos devem ser investigados em estudos posteriores (CAMPINAS et al., 2004). Outro aspecto muito importante a ser considerado e futuramente avaliado é a concentração de algas, inclusive cianobactérias, nas lamas ou lodo de flotação, que remete à importância e necessidade de viabilizar fins racionais e pouco impactantes a este sobrenadante após o processo de tratamento de água.

Os resultados obtidos nesta pesquisa apontam para a necessidade de ações de manejo e estudos mais intensificados no sentido de compreender melhor os fatores que desencadeiam a proliferação de cianobactérias e os problemas que tal fato traz à Saúde Pública. Uma vez que diversas cianobactérias potencialmente tóxicas foram registradas nesse ambiente, o monitoramento deste corpo d'água deve ser freqüente, seguindo-se os padrões de potabilidade da água. Também devem ser incluídos os testes de toxicidade para se avaliar se as espécies são realmente produtoras de toxinas e continuar os testes na ETA piloto para avaliar a remoção de cianobactérias por outras substâncias químicas aliadas a flotação e o destino adequado do lodo gerado neste processo.

Por isso, a realização de pesquisas desta natureza reveste-se de fundamental importância para diagnosticar as espécies presentes e, posteriormente, monitorar estes ambientes aquáticos, com vistas ao manejo dos mesmos e controle destas algas em projetos multidisciplinares e mais abrangentes.

6 Conclusões

O reservatório apresentou características oligotróficas a mesotróficas com base nas variáveis limnológicas analisadas, com baixa condutividade elétrica e turbidez, elevada transparência, pH variando em torno de neutro, alcalinidade mais elevada no fundo do ponto 1 e na desembocadura dos córregos e baixas concentrações de nutrientes, com exceção do P-total que em alguns meses de coleta apresentou concentrações mais elevadas. Os valores de material em suspensão, turbidez e transparência variaram de acordo com o regime de chuvas na região e com a densidade fitoplanctônica na coluna d'água.

Não houve acentuada variação espacial no reservatório com relação às variáveis limnológicas. O reservatório mostrou estabilidade térmica em todos os pontos e período estudado, além de perfil clinogrado de OD com redução acentuada das concentrações a partir de 3,0 m de profundidade.

Durante todo o período estudado e em todos pontos amostrais, registrou-se elevada biodiversidade na comunidade fitoplanctônica, com 82 táxons, sendo as Classes Chlorophyceae, Cyanophyceae e Zygnemaphyceae aquelas que mais contribuíram para a riqueza de táxons (34%, 24% e 21%, respectivamente). Todos os pontos de amostragem apresentaram ficoflórula bastante semelhante.

Considerando-se todos os pontos de amostragem (distribuição espacial – horizontal) foram registradas elevadas densidades do fitoplâncton. De maneira geral foi pequena a variabilidade temporal da densidade total do fitoplâncton nos pontos 2, 3 e 4. No ponto 1, houve acentuada variação temporal e vertical, com picos de densi-

dade nos meses de outubro e dezembro/03 nas profundidades Secchi e fundo, devido ao domínio da cianobactéria unicelular *Synechococcus nidulans*. A anoxia e hipoxia registradas nos pontos 1, 2 e 3 devem favorecer a liberação de nutrientes acumulados no sedimento e propiciar o desenvolvimento de elevadas densidades do fitoplâncton nas camadas mais profundas da coluna d'água como registrado no ponto 1.

Quantitativamente predominou a Classe Cyanophyceae em todos os pontos amostrais, profundidades e coletas, seguida de Zygnemaphyceae e Chlorophyceae. As cianobactérias foram registradas em elevadas densidades em todo o reservatório.

Em toda pesquisa dominou a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, em todos os pontos de amostragem. Como abundantes, registrou-se *Pseudoanabaena moniliformis*, *Synechococcus nidulans*, *Synechococcus sp*, *Synechocystis sp* e *Limnothrix redeikei*. Todas estas espécies são citadas em literatura como potencialmente tóxicas. Foi considerada constante a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*.

A densidade total de cianobactérias, expressa por células/mL, foi elevada, com maior valor obtido em dez/03 no ponto 1 – Secchi (251.338 células/mL), explicado pela dominância de *Synechococcus nidulans* (187.958 ind/mL). Tal fato torna-se preocupante no sentido de proposta de mudança da profundidade de tomada de água no reservatório, a qual nos últimos anos se dá na subsuperfície. Destaca-se que nos demais pontos de amostragem, os maiores valores de células/mL foram registrados no mês de agosto/03, em torno de 160.000 células/mL.

Os índices que classificaram a trofia do reservatório, baseados na composição do fitoplâncton, evidenciaram características mesotróficas a eutróficas, principalmente pela elevada riqueza de táxons de *Chlorococcales* e de *Cyanobacteria*, nos pontos 1, 2 e 3. Apenas no ponto 4, as características foram de oligotróficas a mesotróficas.

Os testes na ETA piloto com diferentes oxidantes e coagulantes químicos + flotação por ar dissolvido + filtração mostraram que a combinação de pré-oxidação com cloro + coagulação com sulfato de alumínio + dosagem de carvão ativado + flotação + filtração lenta foi mais eficiente na remoção de células e indivíduos de cianobactérias (remoção de 81%). Mais testes devem ser realizados, inclusive avaliando a remoção de cianotoxinas para embasar a tomada de decisões em caso de toxicidade comprovada.

Levando-se em consideração a densidade total de algas, os resultados mostram que a pré-oxidação com peróxido de hidrogênio + coagulação com Policloreto de Alumínio + flotação por ar dissolvido + filtração lenta consistiu na metodologia com o maior índice de remoção (aproximadamente 89%).

É importante futuros trabalhos dedicados ao estudo e à viabilização de fins adequados ao sobrenadante resultante do processo (lodo de flotação), a fim de que este não venha causar prejuízos ou danos ao meio ambiente e à saúde da população.

7 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicadores de custos

É de fundamental importância o monitoramento dos corpos d'água utilizados como mananciais em diferentes cidades brasileiras, uma vez que, com dados históricos e periodicidade no mínimo mensal, é possível prever florações fitoplanctônicas, compreender os fatores que podem estar promovendo a elevação na densidade destes organismos e possibilita a tomada de decisões para o manejo adequado do ecossistema.

Em diversas cidades do Brasil tem-se implantado o sistema de flotação por ar dissolvido como um método para melhorar a qualidade da água a ser tratada e, principalmente, com a promulgação da Portaria 1469/00, hoje revista e instituída como a Port. 518/04, para remover algas fitoplanctônicas, especialmente cianobactérias, frequentes em mananciais de abastecimento com muitas linhagens tóxicas.

Este método foi escolhido para ser testado nesta pesquisa devido ao fato de já estar sendo implantado em muitas ETAs no Estado do Espírito Santo e por ter se mostrado bastante eficiente na melhoria da qualidade da água de diferentes mananciais.

Aliado ao processo de flotação, associou-se duas substâncias químicas (sulfato de alumínio, já largamente utilizada como agente coagulante em ETAs) e PAC – policloreto de alumínio associado ao peróxido de hidrogênio como agente oxidante. Os testes realizados com tais substâncias químicas nesta pesquisa mostraram elevada eficiência (até 89%) de remoção de algas fitoplanctônicas, incluindo as cianobactérias, podendo ser aplicadas em outras ETAs. As cianobactérias que não foram removidas são, em geral, de menor tamanho, passando facilmente pelos filtros, o que evidencia a necessidade de pesquisas futuras com outros testes.

A Flotação, forma mais barata de ampliar uma estação de tratamento de água, possibilita trabalhar com a metade do tempo da floculação (100% de ampliação). Se a ETA a ser ampliada tiver decantador, é possível transformá-lo em flotador sendo quatro vezes mais eficiente permitindo aumento da carreira dos filtros e o valor gasto na ampliação cinco vezes menor. A flotação remove o lodo com algas a qualquer tempo da operação ou até continuamente, se for mecanizado.

Em reservatórios que sofrem diminuição de seu volume em grandes proporções (variação do nível d'água) é aconselhável a utilização da etapa de flotação na ETA a ele associado porque estes são ecossistemas sujeitos a constantes florações de microalgas.

8 Referências bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standars methods for the examination of water and wastewaters**. 16. ed. Baltimore: APHA; AWWA; WPCF, 1995.

Azevedo, S. M. F. O. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. **Med on line**, v. 1, n. 3, 1998.

Barbosa, F. A. R. Programa brasileiro para a conservação e manejo de águas interiores: síntese das discussões. In: BARBOSA, F. A. R. (Ed.). Workshop: Brazilian Program on Conservation and Management of Inland Waters. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 5, p. 211-222, 1994.

Bartram, J.; Burch, M.; Falconer, I. R.; Jones, G.; Kuiper-Goodman, T. Situation assesment, planning and management. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: FN Spon, 1999. p. 179-209.

BICUDO, D. C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 459-475, 1990.

BOURRELLY, P. **Les Algues d'eau douce**: initiation à la systématique. Tome I: Les algues vertes. Paris: Ed. N. Boubée, 1966.

BOURRELLY, P. **Les Algues d'eau douce**: initiation à la systématique. Tome II: Les algues jaunes et brunes. Paris: Ed. N. Boubée, 1968.

BOURRELLY, P. **Les Algues d'eau douce**: initiation à la systématique. Tome III: Les algues blues et rouges. Paris: Ed. N. Boubée, 1970.

Branco, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo: CETESB; ASCETESB, 1986.

CAMPINAS, M.; TEIXEIRA, M. R.; LUCAS, H.; ROSA, M. J. **Previsão da capacidade de remoço de cianobactérias e cianotoxinas na ETA de Alcantarilha**. Acta do 10o Encontro Nacional de Saneamento Básico. Universiade do Minho, 2002. P. 1-14.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**, v. 270, n. 1, p. 78-96, 1992.

CENTURIONE FILHO, P. L.; Di BERNARDO, L. Procedimento para execução de ensaios de flotação/filtração em equipamento de bancada. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 39-44, 2003.

CETRANGOLO, C. **Variação temporal e espacial da comunidade ficoperifítica em um reservatório de abastecimento doméstico no estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas, Cariacica)**. 77 f. Monografia (Bacharelado) – Universidade Federal do Espírito Santos, Vitória, 2004.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: E & FN Spon, 1999.

Cole, G. **Textbook of Limnology**. Sainte Louis: The C. V. Mosby, 1994.

DEBERDT, G. L. B. **Cianobactérias: eutrofização, usos da água e saúde pública**. Se-proNews 2, 2003.

DELAZARI, A.; BARROSO, G. F. Variáveis físico-químicas do reservatório da Reserva Biológica de Duas Bocas: estudo preliminar. **Cadernos de Pesquisa da Universidade Federal do Espírito Santo**, Vitória, v. 8, p. 81-92, 1998.

DELAZARI-BARROSO, A. **Comunidade fitoplanctônica do reservatório Duas Bocas (Reserva Biológica de Duas Bocas) – ES: variação vertical e temporal em duas épocas distintas**. 2000. 201 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

DELAZARI-BARROSO, A.; SANT' ANNA, C. L.; SENA, P. A. **Phytoplankton from Duas Bocas Reservoir, Espírito Santo, Brazil (except diatoms)**. Hoehnea, In Press.

DIAS-JUNIOR, C.; BARROSO, G. F. Limnological studies of coastal lagoons in the south of Espírito Santo State (Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, n. 26, p. 1433-1437, 1998.

DIAS-JUNIOR, C. Caracterização do fitoplâncton e possibilidade de seu uso como indicador das condições ambientais da Lagoa Jacunem (Serra - ES). **Cadernos de Pesquisa da UFES**, Vitória, n. 4, p. 27-35, 1995.

DIAS-JUNIOR, C. **Estudo do fitoplâncton em um reservatório de águas ácidas na região litorânea do Espírito Santo (Reservatório Águas Claras, Aracruz, ES)**. 150 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1998.

DONATI, C.; DRIKAS, M.; HAYES, K. R.; NEWCOMBE, G. Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon. **Water Research**, v. 28, n. 8, p. 1735-1742, 1994.

DRIKAS, M.; CHOW, W. K.; HOUSE, J.; BURCH, M. D. Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobactéria. **Journal of American Water Works Association**, n. 2, p. 100-111, 2001.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro, Ed. Interciência, 1998.

FALCONER, I. R.; RUNNEGAR, M. T.; BUCKLEY, T.; HUYN, V. L.; BRADSHAW, P. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms. **Journal of American Water Works Association**, n. 2, p. 102-105, 1989.

GORHAM, P. R.; MILACHLAV, J. R.; HAMMER, V.T.; KIM, W. K. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.). **Bréb. Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.**, n. 15, p. 796–804, 1964.

HENRY, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. São Paulo: Fapesp; FundBio, 1999.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; ESTEVES, F. A. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do baixo rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 3, p. 585-598, 1990.

HUSZAR, V. L. M.; WERNECK, A. M.; ESTEVES, F. A. Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: Fevereiro de 1987. **Revista Brasileira de Biologia**, n. 54, p. 111-134, 1994.

JARDIM, F. A.; VIANA, T. H. Análise de algas – Cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de controle do tratamento da água para abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** São Paulo: ABES, 2000.

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. Chroococcales. In: Ettl, A.; Gerloff, J.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (Eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Bd. 19. Stuttgart: G. Fischer Verlag, 1999.

LISTON, G. S. **Variação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira utilizada para o abastecimento doméstico no estado do Espírito Santo (Lagoa Maimbá, Guarapari)**, 2004.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrofotometric equations. **Limnology and Oceanography**, n. 12, p. 343-346, 1967.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitoconosis planctonicas de las sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, v. 22, n. 1, p. 1–29, 1986.

LUCAS, P. S. **Influência de uma Estação de Tratamento de Esgotos sobre um subsistema estuarino (Canal da Passagem, Vitória, ES): comunidade fitoplanctônica e nutrientes**. 120 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2002.

MARCHIORO, E. **Avaliação de sólidos transportados, parâmetros de morfometria e solos de seções fluviais do córrego Naiaçu, na Reserva Biológica de Duas Bocas - ES.** Monografia (Bacharelado) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1996.

MARTINS, F. C. O. **Estrutura da comunidade perifítica (em substrato natural) e fitoplanctônica na Lagoa da UFES (Vitória – ES) e utilização destas como bioindicadoras da qualidade da água.** 2002. 65 f. Monografia (Bacharelado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

MORELATO, S. L. **Variação da concentração de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio total no sedimento em função da zonação longitudinal da represa de Duas Bocas (Cariacica, ES).** 2003. 48 f. Monografia (Bacharelado) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

NOGUEIRA, I. S. **Chlorococcales sensu latu (Chlorophyceae) do Município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil: inventário e considerações taxonômicas. PPG – MN/ UFRJ.** 1991. 355 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1991.

PERRONE, A. **Estudos preliminares sobre a carga de sólidos transportados, parâmetros morfométricos e pluviométricos da bacia do Córrego Pau Amarelo - Reserva Biológica de Duas Bocas - ES.** 1996. Monografia (Bacharelado) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1996.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton.** (Cambridge studies in ecology). Cambridge: Cambridge University Press, 1984.

RICHTER, C. A. **Clarificação de água por flotação à ar dissolvido.** Natal: ABES, 2001.

ROUND, F. E. **Biologia das algas.** Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Dois, 1983.

SÁ, F. S. **Levantamento preliminar da comunidade do macrozoobentos do reservatório da Reserva Biológica de Duas Bocas (Cariacica, ES).** 46 f. Relatório (Iniciação Científica) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1997.

SANT'ANNA, C. L. Cyanophyceae/Cyanobacteria diversity in Brazil. In: BICUDO, C. E. M.; MENEZES, N. A. **Biodiversity in Brazil: a first approach.** São Paulo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq, 1999. p. 1-4.

SENNA, P. A. C.; DELAZARI, A.; SANT'ANNA, C. L. A new planktic cyanoprokaryotic species, *Cyanodictyon tropicalis* (Cyanophyceae) from Espírito Santo State (Southeastern), Brazil. **Arquiv für Hydrobiologie/Algological Studies**, n. 94, p. 293-303, 1999.

SENNA, P. A. C.; MAGRIN, A. G. E. A importância da “boa” identificação dos organismos fitoplanctônicos para os estudos ecológicos. In: POMPÊO, M. L. M. (Ed.). **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luís: União, 1999. p. 131-146.

SIVONEN, K. E.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: E & FN Spon, 1999. p. 41-91.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos: ILEC; IIE. 2000.

TUNDISI, J. G. A importância do controle limnológico para o abastecimento de água. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE EUTROFIZAÇÃO E ABASTECIMENTO DE ÁGUA. **Anais...** Brasília: CAESB, 1991. p. 73-81.

TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 4, p. 937-955, 1990.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoirs management. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Brazilian Academy of Sciences; International Institute of Ecology; Backhuys Publishers, 1999. p. 505-528.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton - methodik. **Mitt. Int. Verein. Theor. Angeu. Limnol.**, v. 9, p. 1-38, 1958.

Van Den HOEK, C.; Mann, D. G.; JAHNS, H. M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge University Press, 1995.

YUNES, J. S. Ecotoxicologia em lagoas costeiras – florações de cianobactérias tóxicas na Laguna dos Patos. In: ESTEVES, F. E.; LACERDA, L. D. (Eds.). **Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras**. Macaé: NUPEM; UFRJ, 2000. p. 231-260.

WEBER, C. I. Plankton. In: NATIONAL ENVIRONMENTAL RESEARCH CENTER OFFICE OF RESEARCH AND DEVELOPMENT U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY CINCINNATI (Ed.). **Biological field and laboratory methods for measuring the quality surface water and effluents**. USA, 1973. p. 1-17.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1981.



Relação das pesquisas contratadas 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 Konig, 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 Agnes Maria Teixeira de Salles, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais.
13. “Barramento com pneus usados para contenção de solo e água, e terraceamento 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 Cleverson Vítório 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 Queija 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 Beinner, 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.
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 Pablo Heleno Sezerino, 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.

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 (Assemae)

Clóvis do Nascimento Filho (suplente)

Associação dos Serviços Municipais de Saneamento (Assemae)

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
Selma Irene Antonio - Codet/Cgcot/Densp/**Funasa**/MS
Rosa Maria Vahia Terzella - Codet/Cgcot/Densp/**Funasa**/MS
Ana Lúcia Magalhães Mariani - Codet/Cgcot/Densp/**Funasa**/MS
Alexandra Lima da Costa - Codet/Cgcot/Densp/**Funasa**/MS
Maria das Graças Dias - Codet/Cgcot/Densp/**Funasa**/MS

Supervisores das pesquisas

Anderson Truppel - Suest - SC/**Funasa**/MS
Erivaldo Mesquita de Oliveira - Suest - RN/**Funasa**/MS

Marcelo Libânio Coutinho - Core- MG/**Funasa**/MS

Mário Onuki - Core- PB/**Funasa**/MS

Marcos Rezende - Core- ES/**Funasa**/MS

Elaboração

Rosa Maria Vahia Terzella - Codet/Cgcot/Densp/**Funasa**/MS

Cristina Yuriko Iamamoto - Ministério da Ciência e Tecnologia

Filomena Kotaka - Coordenadora - Codet/Cgcot/Densp/**Funasa**/MS

Autores

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo – coordenador

Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

José Geraldo de Vasconcelos Baracuh - coordenador

Professor do Centro Tecnológico e Recursos Naturais/Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

Liséte Celina Lange - coordenadora

Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

Maria do Socorro Quirino Escoda – coordenadora

Professora do Departamento de Saúde Coletiva e Nutrição da Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Sebastião Roberto Soares - coordenador

Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Valéria de Oliveira Fernandes – coordenadora

Pesquisadora do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo - UFES

Projeto gráfico do miolo

Gláucia Elisabeth de Oliveira - Nemir/Codec/Ascom/Presi/**Funasa**

Diagramação

Maria Célia de Souza - Nemir/Codec/Ascom/Presi/**Funasa**

Normalização bibliográfica

Raquel Machado Santos - Comub/Ascom/Presi/**Funasa**



