

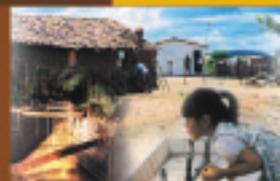
1º CADERNO DE PESQUISA EM ENGENHARIA DE SAÚDE PÚBLICA

ESTUDOS E PESQUISAS

FUNASA



ESTUDOS E PESQUISAS



Ministério da Saúde
Fundação Nacional de Saúde

1º Caderno de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública

Brasília, 2006

Copyright © 2004
Fundação Nacional de Saúde (**Funasa**)
Ministério da Saúde
2006 — 1ª reimpressão

Editor
Assessoria de Comunicação e Educação em Saúde
Núcleo de Editoração e Mídias de Rede/Ascom/Presi/**Funasa**/MS
Setor de Autarquias Sul, Quadra 4, Bl. N. 2º andar - Ala Norte
70.070-040 - Brasília/DF

Distribuição e Informação
Departamento de Engenharia de Saúde Pública (Densp)
Setor de Autarquias Sul, Quadra 4, Bl. N, 6º Andar
Telefone: 0XX61 3314-6262 — 3314-6380
70.070-040 — Brasília/DF

Tiragem
3.000 exemplares

Brasil. Fundação Nacional de Saúde.

1º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública / Fundação Nacional de Saúde. - 2ª ed. rev. Brasília: Funasa, 2006.

238 p. : il

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

É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que citada a fonte.

Impresso no Brasil
Printed in Brazil

Apresentação

O sistema de saúde pública no Brasil obedece os princípios e as diretrizes de promoção, proteção e recuperação da saúde. A Fundação Nacional de Saúde (**Funasa**), órgão executivo do Ministério da Saúde do Brasil é uma das principais instituições responsáveis pelas ações relativas à promoção e proteção à saúde humana, tendo como missão promover a inclusão social por meio de ações de saneamento ambiental e de ações de atenção integral à saúde dos povos indígenas, com excelência na gestão e em consonância com o Sistema Único de Saúde.

Até o ano de 1998, a Funasa recebia demanda espontânea de apoio a pesquisas, originárias de diversos grupos de pesquisadores ou dos próprios servidores que, dependendo de sua relevância, eram financiadas pela instituição.

Visando encontrar soluções para resolver os problemas que limitam a eficácia de suas ações e desenvolver métodos e técnicas que ampliem a capacidade da instituição de intervenção, foi criado em 2000 o Programa de Desenvolvimento Científico e Tecnológico da **Funasa**, onde constava entre outras a área de engenharia de saúde pública. O objetivo do programa foi consolidar a Funasa como demandante de estudos e pesquisas aplicados, onde a instituição assumia uma participação proativa.

As ações relacionadas à engenharia de saúde pública abrangem o projeto, a construção e a operação de sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de drenagem urbana e manejo ambiental para controle da malária, resíduos sólidos domiciliares, melhorias sanitárias domiciliares, melhorias da habitação para controle da doença de Chagas e saneamento em aldeias indígenas. Tais ações definiram as áreas temáticas do programa.

As linhas de pesquisas para cada área temática, bem como sua relevância, justificativa e produto esperado foram definidos a partir da demanda do corpo técnico da Funasa. Foram estimados valores a serem financiados para cada linha de pesquisa, simulando-se o tipo de estudo a ser empregado: descritivo ou analítico.

Foram publicados três editais de convocação de pesquisas, o nº 001/2000, o nº 001/2001 e nº 001/2003, nas áreas temáticas e linhas de pesquisas na área de engenharia de saúde pública da **Funasa**.

Como resultado dos editais de 2000 e 2001 foram contratadas 28 (vinte e oito) pesquisas e do edital nº 001/2003 foram selecionadas 26 (vinte e seis) pesquisas as quais estão em andamento.

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

Com a conclusão e avaliação das pesquisas, o desafio será a transferência dos resultados de tecnologias para a escala real e efetiva aplicação das mesmas nos municípios brasileiros.

Este documento apresenta resumos executivos de 7 (sete) pesquisas financiadas pela **Funasa**, do Programa de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, como contribuição à área de engenharia de saúde pública no país.

Esta publicação é a primeira de uma série, sendo que novos volumes serão disponibilizados à proporção que as pesquisas forem concluídas, avaliadas, revisadas e relatórios finais aprovados.

Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado

André Monteiro Costa
Carlos Antonio Alves Pontes
Fernando Ramos Gonçalves
Regina Célia Borges de Lucena
Claudia Cristina Lima de Castro
Evania Freires Galindo
Marília Coser Mansur

7

Avaliação quali-quantitativa dos serviços de saneamento da cidade de Salvador

Patrícia Campos Borja
Marion Cunha Dias
Maria Lúcia Politano Álvares
Maurício Santana Lordelo
Aline Linhares Loureiro
Antônio Alves Dias Neto
Cristiane Santana Cruz
Ricardo Macedo Lula Silva
Rejane de Almeida Santana
Franciane Cruz
Fábio Soares Gomes

29

Exclusão sanitária em Belo Horizonte — MG: caracterização e associação com indicadores de saúde

Léo Heller
Eloísa de Abreu Azevedo

71

Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano

Valter Lúcio de Pádua

Andrea Cristina da Silva Ferreira

Fernando M.A.C. Vieira

Francimeyre F. Avelino

Fuad M.G. Braga

Luewton Lemos

Maria Iracema de Andrade

Paula C. Jimenez

José C. de Araújo

Manoel V. Sales

Ronaldo N. Amorim

101

Produção de água potável através da destilação solar natural

Maurício Luiz Sens

Clarissa Soares

Heloiza Rachel Böell

141

Disposição no solo como alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto doméstico para pequenas comunidades

Sandra Tédde Santaella

Luís Antonio da Silva,

Cailiny D. Medeiros Cunha,

Danielle Inácio Magalhães,

Érica Carvalho de Almeida,

José Olavo Fonteles Neto,

Liana Geisa Conrado Maia,

Marcelo G. P. de Carvalho

171

Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas, região de Cuiabá e Várzea Grande - MT

Renato Blat Migliorini

201

Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado

André Monteiro Costa (coordenador), Carlos Antonio Alves Pontes, Fernando Ramos Gonçalves, Regina Célia Borges de Lucena, Claudia Cristina Lima de Castro, Evania Freires Galindo, Marília Coser Mansur, Proponente: Instituto Materno Infantil de Pernambuco (IMIP), Executor: Fundação Oswaldo Cruz

1. Classificação de doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado

Tomando por base a classificação proposta por Cairncross e Feachem (1993) para enfermidades relacionadas à água, excreta e lixo, elaboramos uma seleção de doenças, com a finalidade de explorar os Sistemas de Informações de Saúde, conforme a distribuição das doenças no país.

Utilizamos, ainda, na análise dos resultados da pesquisa, o grupo de doenças infecto-parasitárias (DIP) e o de doenças infecciosas intestinais (DII), ambos definidos pela OMS como, respectivamente, capítulo e categoria para tabulação de dados na Classificação Internacional de Doenças (OMS 1985, 1997), Quadro 1.

Quadro 1. Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado

Categoria	Doenças	CID-9	CID-10
1. Doenças de transmissão feco-oral	Diarreias	001; 003; 004; 006-009	A00; A02-A04; A06-A09
	Febres entéricas	002	A01
	Hepatite A	070.0; 070.1	B15
	Dengue	061	A90; A91
2. Doenças transmitidas por inseto vetor	Febre Amarela	060	A95
	Leishmanioses	085	B55
	L. tegumentar		
	L. visceral		
	Filariose linfática	125	B74
	Malária	084	B50-B54
	Doença de chagas	086	B57
3. Doenças transmitidas através do contato com a água	Esquistossomose	120	B65
	Leptospirose	100	A27
4. Doenças relacionadas com a higiene	Doenças dos olhos		
	Tracoma	076	A71
	Conjuntivites	372.0	H10
	Doenças da pele		
	Micoses superficiais	110; 119.9	B35;B36
5. Geo-helminhos e teníases	Helmintíases	122; 126-129	B68; B69; B71; B76-B83
	Teníases	123	B67

CID-9: Classificação Internacional de Doenças. Revisão 1975 (OMS, 1985).

CID-10: Classificação Internacional de Doenças. Revisão 1996 (OMS, 1997).

2. Área e universo de estudo

A área de estudo está constituída pelo território brasileiro, categorizado por regiões e estados. O estudo do perfil epidemiológico das doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (DRSAI) tem dois universos distintos. O primeiro, da morbidade, está relacionado com internações e casos notificados das doenças. O segundo, de mortalidade, dimensionada através das declarações de óbitos.

3. Fontes de dados e indicadores

Os dados foram obtidos a partir dos diversos Sistemas de Informações em Saúde, produzidos pelo Datasus/ MS: Sistema de Informações Hospitalares: SIH; Sistema de Informações sobre Mortalidade: SIM. Os dados sobre morbidade de Endemias foram obtidos junto às gerências técnicas de cada agravo, fonte que denominamos Banco de Dados Cenepi. As contagens de população referem-se às projeções realizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística — IBGE, e dados preliminares do Censo Demográfico 2000.

O Quadro 2 traz a síntese das variáveis e indicadores utilizados, a partir do Sistema de Informação do qual são obtidos.

Quadro 2. Variáveis e indicadores por sistemas de informação

Sistemas de Informações	Variáveis	Indicadores
SIH	Causa da internação	Taxa de internação hospitalar
	Faixa etária	Taxa de mortalidade hospitalar
	Número de internações	Taxa de letalidade hospitalar
	Tempo de permanência	
	Valor dos gastos	
SIM	Causa do óbito	Taxa de mortalidade
	Faixa etária	Taxa de mortalidade infantil Taxa de mortalidade em menores de 5 anos
	Número de óbitos	Taxa de mortalidade infantil por diarreia
Cenepi	Causa da notificação	Taxa de incidência
	Número de casos notificados	
Programas de Controle de Endemias/Funasa	Exames realizados	Índice de positividade de Malária
	Exames positivos	Índice de positividade de Esquistossomose
		Índice de positividade de Filariose

4. Procedimentos operacionais

Para o SIM, SIH e SIA foram utilizados os Programas Tab para Win versão 2.0, tabulador de informações de saúde do Ministério da Saúde, para exploração dos dados, e Microsoft Excel 2000 para elaboração de tabelas e gráficos.

As seguintes etapas foram seguidas na exploração de bancos de dados do SIS pelo TabWin 2.0:

1. Criação de um diretório para cada Sistema — SIH, SIM, SIA — para onde foram transferidos, respectivamente, os arquivos movimento de AIH, arquivos de óbitos por residência e de procedimentos ambulatoriais, disponíveis em CDs-ROM distribuídos pelo Datasus para todo o período. Os arquivos foram distribuídos em subdiretórios para cada ano estudado.
2. Criação dos arquivos de definição contendo critérios para tabulação observando os grupos de doenças selecionados e respectivos códigos na CID; compatibilização de campos diferentes em bancos de dados; criação de variáveis a partir da soma de valores de vários códigos.
3. Tabulação dos dados no *TabWin* 2.0 e exportação para o Excel 2000, para construção de gráficos e tabelas.

5. Resultados

5.1. Mortalidade

Na análise da mortalidade existem dois pontos importantes a serem considerados: a grande subnotificação de óbitos e o acentuado número de óbitos que têm como causa básica registrada os sinais e sintomas mal definidos. Esses problemas são particularmente importantes nas regiões Norte e Nordeste, embora venham apresentando declínio em todo o país (Carvalho, 1997).

Os óbitos por Doenças Infecto-Parasitárias (DIP) representam, no período de 1996 a 1999, cerca de 5,3% do total de óbitos ocorridos no país, sofrendo redução de 17,2% no período, passando de 5,8 em 1996 para 4,8% do total de óbitos em 1999 (Tabela 1).

Os óbitos por doenças relacionadas a um saneamento ambiental inadequado (DRSAI) correspondem a cerca de 1,90% do total de óbitos por causas definidas no período (Tabela 1). Estas doenças representam, ainda, mais de 30% dos óbitos ocorridos por DIP ocorridos no país entre 1996 e 1999, sendo que este percentual é bem maior nas regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste.

Tabela 1. Distribuição de óbitos gerais, por DIP e por DRSAl. Brasil, 1996 a 1999

	Geral	DIP		DRSAI		
		No	% Total	No	% Total	% DIP
1996	908.882	52.511	6,80	16.234	2,10	30,92
1997	903.516	47.936	6,22	14.385	1,87	30,01
1998	929.023	48.727	6,16	15.699	1,99	32,22
1999	965.490	46.326	5,60	13.661	1,65	29,49

Fonte: Sistema de Informações sobre Mortalidade/ SUS

Os óbitos por DRSAl vêm apresentando tendência de declínio, embora com oscilações importantes, como o aumento de óbitos por diarreias em 1998 (Tabela 2), devido a um incremento de casos em todos os estados do Nordeste neste ano.

Tabela 2. Distribuição de freqüência de óbitos por DRSAl. Brasil, 1996 a 2000

DRSAI	1996		1997		1998		1999	
	Óbitos	%	Óbitos	%	Óbitos	%	Óbitos	%
Diarreias	9.252	56,99	7.457	51,84	8.799	56,05	7.309	53,50
Febres Entéricas	24	0,15	18	0,13	7	0,04	15	0,11
Hepatite A	58	0,36	54	0,38	61	0,39	61	0,45
Dengue	23	0,14	28	0,19	34	0,22	18	0,13
Febre Amarela	5	0,03	1	0,01	7	0,04	6	0,04
Leishmanioses	160	0,99	117	0,81	138	0,88	224	1,64
Filariose Linfática	3	0,02	2	0,01	6	0,04	0	0,00
Malária	224	1,38	151	1,05	170	1,08	193	1,41
Doença de Chagas	5.376	33,12	5.410	37,61	5.355	34,11	4.815	35,25
Esquistossomose	450	2,77	505	3,51	478	3,04	441	3,23
Leptospirose	455	2,80	389	2,70	396	2,52	323	2,36
Doenças dos Olhos	0	0,00	1	0,01	0	0,00	3	0,02
Doenças da Pele	1	0,01	2	0,01	3	0,02	1	0,01
Helmintíases	197	1,21	243	1,69	244	1,55	247	1,81
Teníases	6	0,04	7	0,05	1	0,01	5	0,04
Total	16.234	100,00	14.385	100,00	15.699	100,00	13.661	100,00

Fonte: Sistema de Informações sobre Mortalidade/ SUS

As maiores proporções de óbitos entre as DRSAl referem-se a diarreias e doenças de Chagas que, juntas, representam cerca de 90% das internações pelas doenças selecionadas no período de 1996 a 2000.

Mais da metade dos óbitos por diarreias ocorrem em crianças menores de 1 ano de idade, e cerca de 63% aconteceram em menores de 5 anos. Uma proporção importante de diarreias, cerca de 25%, ocorreram em pessoas com idade acima de 65 anos. A maioria, mais de 90% dos óbitos por Doença de Chagas aconteceu em pessoas com mais de 39 anos de idade.

De 1996 a 1999 aconteceram 17.719 óbitos por diarreias em menores de um ano, o que representa uma média de 14 óbitos/dia.

As diferenças regionais em relação à mortalidade em menores de 5 anos aparecem na comparação entre as mortalidades proporcionais por diarreias nas faixas etárias de menores de 1 e de 1 a 4 anos. As regiões Nordeste e Norte têm as maiores proporções, acima da média nacional. Todas as regiões, com exceção do Centro-Oeste, sofrem aumento das proporções em 1998, para ambas faixas etárias (Tabela 3).

Tabela 3. Distribuição da mortalidade proporcional por diarreias na faixa etária de menores de 1 e de 5 anos. Brasil e regiões, 1996 a 1999

	1996		1997		1998		1999	
	<1	<5	<1	<5	<1	<5	<1	<5
Brasil	7,91	7,87	6,29	6,35	7,73	7,73	6,19	6,32
Norte	9,06	9,48	8,01	8,64	8,50	9,05	5,79	6,34
Nordeste	15,16	14,80	12,24	12,10	15,78	15,33	12,74	12,74
Sudeste	4,69	4,65	3,26	3,27	3,34	3,43	2,62	2,62
Sul	4,83	4,88	3,74	3,95	4,65	4,50	3,20	3,20
Centro-Oeste	6,28	6,59	5,54	5,48	4,77	5,22	4,09	4,09

Fonte: Sistema de Informações sobre Mortalidade/ SUS

5.2. Morbidade — Notificação de doenças

Foram selecionadas, entre as DRSAl, as que são objeto de notificação compulsória no país segundo a Portaria no 1.461/GM/MS de 22/12/99. Os resultados obtidos para o país no período estão descritos na Tabela 4.

A doença com maior número de casos é o dengue, que vem apresentando tendência de disseminação por todos os estados do país. No período estudado, a incidência média é de 174/ 100.000 habitantes, e cerca de 60% dos casos são notificados na região Nordeste.

Tabela 4. Doenças relacionadas ao saneamento ambiental, de notificação compulsória. Brasil, 1996 a 2000

Doença	1996		1997		1998		1999		2000	
	No	CI								
Dengue	183.741	116,98	249.239	156,13	528.362	326,57	209.979	128,08	240.093	141,57
Leptospirose	5.555	3,54	3.308	2,07	3.438	2,12	3.515	2,14	4.128	2,43
Leish. visceral	3.246	2,07	2.570	1,61	2.154	1,33	3.917	2,39	4.511	2,66
Febre tifóide	1.358	0,86	996	0,62	523	0,32	757	0,46	878	0,06
Cólera	1.017	0,65	3.044	1,91	2.745	1,70	4.717	2,88	750	0,44
Febre amarela	15		3		34		76		85	

Fonte: MS/ Funasa/ Cenepi/ Gerências Técnicas

A leptospirose, considerada endêmica no país, apresenta coeficiente médio de 2,46/ 100.000 hab, com maior proporção de casos na região Sudeste. Cólera e Leishmaniose Visceral têm mais de 80% dos casos no período notificados na região Nordeste. Febre Tifóide, embora com tendência de declínio, apresenta oscilações como o aumento de casos em 2000, concentrada principalmente nas regiões Norte e Nordeste. Os casos de Febre Amarela, em localidades das regiões Norte, Centro-Oeste, e dos estados do Maranhão e Minas Gerais, apresentam tendência de aumento no período.

Entre as doenças estudadas algumas apresentam tendência recente (a partir de 1999) de aumento no número de casos notificados dengue, leptospirose, leishmaniose visceral, febre tifóide e febre amarela.

Os índices de positividade (IP) obtidos a partir de exames positivos para algumas endemias, embora tenham restrições em explicar a prevalência, podem fornecer informações importantes sobre o comportamento das doenças em determinado período (Tabela 5).

Tabela 5. Doenças relacionadas ao saneamento notificadas através de exames positivos. Brasil, 1996 a 2000

Doença	1996		1997		1998		1999		2000	
	No	IP	No	IP	No	IP	No	IP	No	IP
Esquistossomose	234.518	9,28	264.031	10,78	161.526	8,49	159.321	8,58	34.871	5,99
Filariose	4.131	1,54	2.370	1,10	2.145	0,85	2.140	0,78	1.779	0,65
Malária	456.743		405.051		471.892		632.813		610.773	

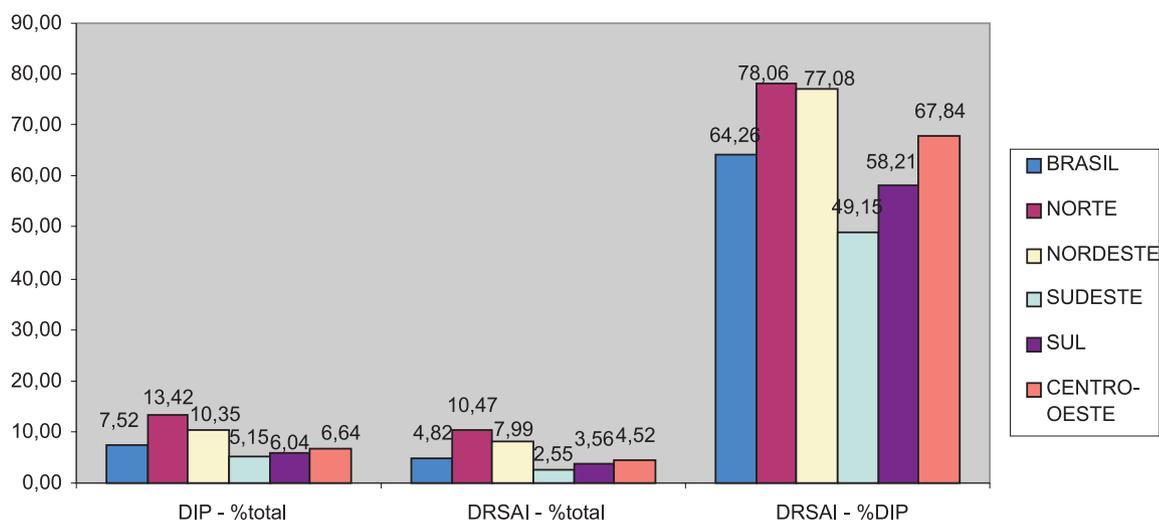
Fonte: MS/Funasa/Cenepi/Gerências Técnicas; Disponível em URL: <http://www.funasa.gov.br>

5.3. Morbidade hospitalar

No período estudado, foi realizado um total de internações na ordem de 12 milhões anuais. Destas, uma parcela média de 7,5% referem-se a DIP, sendo que este percentual chega a ser maior que 10% nas regiões Norte e Nordeste (Gráfico 1).

As internações por DRSAI representam, em média, 4,8% do total e mais de 60% das internações por DIP entre 1996 e 2000. De forma semelhante à tendência apresentada pelas DIP, estes percentuais são maiores nas regiões Norte e Nordeste, que são superiores à média nacional em todo o período (Gráfico 1).

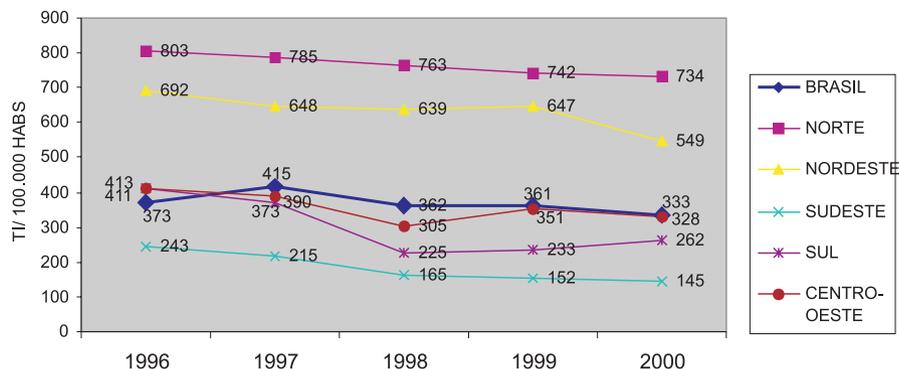
Gráfico 1. Distribuição das proporções médias de internações por DIP e DRSAI. Brasil, por regiões, 1996 a 2000



Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

As DRSAI representam um total de 712.982 internações no ano de 1996 e 565.560 em 2000, o que representa uma redução de cerca de 20% no volume de internações por estas doenças no período. Já a taxa de internação por este grupo de doenças sofreu uma redução de 11%, de 373 para 333 por 100.000 habitantes no período. A região que teve maior decréscimo na taxa de internação por DRSAI foi a região Sudeste, onde a redução foi de cerca de 40%, e a menor redução foi da região Norte, em cerca de 15%. Estas regiões apresentam, respectivamente, as menores e maiores taxas de internação por DRSAI em todo o período estudado (Gráfico 2).

Gráfico 2. Distribuição das taxas de internação por DRSAl. Brasil e regiões, 1996 a 2000



Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS; IBGE.

Dentre as doenças relacionadas ao saneamento inadequado as diarreias apresentam o maior peso, representam entre 91,14 a 93,99% das internações neste grupo, estas vem apresentando reduções contínuas, passou de 662.927 internações em 1996 para 515.469 em 2000. A segunda causa de internação neste grupo é a malária, variando de 4,09% no total de internações em 1996 para 3,76% em 2000, em termos absolutos a variação foi de 29.191 para 21.288, respectivamente (Tabela 6).

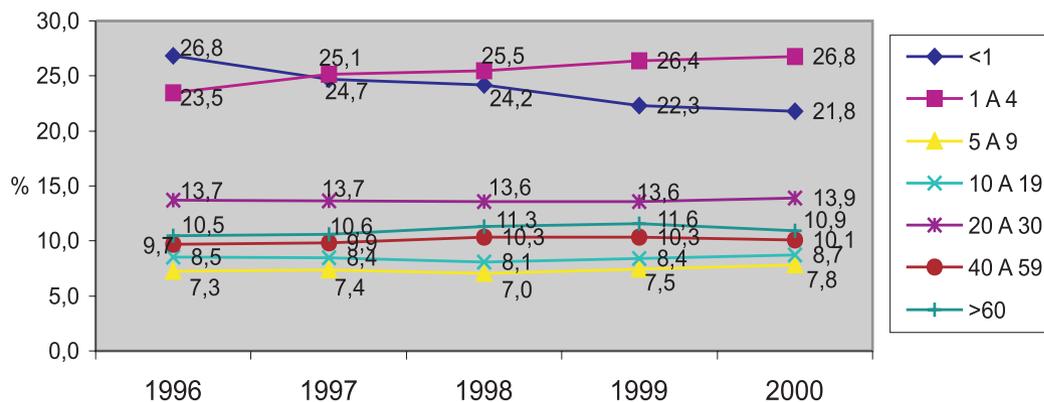
Tabela 6. Distribuição da frequência e proporção das internações hospitalares por DRSAl. Brasil, 1996 a 2000

DRSAI	1996		1997		1998		1999		2000	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Diarréias	662.927	92,98	622.403	93,99	535.922	92,59	547.767	92,48	515.469	91,14
Helmintíases	2.320	0,33	2.577	0,39	1.439	0,25	1.204	0,2	1.043	0,18
Febres Entéricas	5.989	0,84	5.018	0,76	4.355	0,75	3.824	0,65	3.424	0,61
Filariose Linfática	122	0,02	84	0,01	65	0,01	101	0,02	122	0,02
Esquistossomose	1.657	0,23	1.524	0,23	1.314	0,23	1.344	0,23	1.322	0,23
Malária	29.191	4,09	19.453	2,94	19.263	3,33	21.166	3,57	21.288	3,76
Febre Amarela	55	0,01	53	0,01	56	0,01	37	0,01	42	0,01
Dengue	515	0,07	1.939	0,29	6.438	1,11	5.748	0,97	10.260	1,81
Leishmaniose	4.072	0,57	3.471	0,52	2.677	0,46	4.266	0,72	5.290	0,94
Doença de Chagas	952	0,13	922	0,14	1.317	0,23	1.266	0,21	1.129	0,2
Leptospirose	3.697	0,52	3.205	0,48	3.024	0,52	2.907	0,49	3.662	0,65
Teníases	589	0,08	583	0,09	647	0,11	676	0,11	532	0,09
Hepatite A	546	0,08	563	0,09	1.151	0,2	926	0,16	891	0,16
Doenças dos Olhos	73	0,01	95	0,01	188	0,03	166	0,03	117	0,02
Doenças da Pele	277	0,04	317	0,05	968	0,17	925	0,16	969	0,17
Total	712.982	100	662.207	100	578.824	100	592.323	100	565.560	100

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

A maioria das internações por diarreias, cerca de 52%, acontece na faixa etária menor que 5 anos. Entretanto, a partir de 1997 começa a acontecer um deslocamento da faixa menor de 1 ano para a de 1 a 4 anos de idade, que passa a ser maior. Os percentuais para as outras faixas permanecem praticamente inalterados (Gráfico 3).

Gráfico 3. Distribuição percentual das internações por DRSAl segundo faixa etária. Brasil, 1996 a 2000.



Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

5.4. Gastos federais em saúde

5.4.1. Gastos hospitalares do SUS

Para as doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (DRSAI), os valores absolutos pagos pelas internações cresceram em cerca de 35%, passando de R\$ 82.378.751,36 em 1996 para R\$ 111.340.444,52 em 2000, valores que correspondem a, respectivamente, 3,2 e 2,3% do gasto hospitalar total com doenças (Tabela 13). Embora haja tendência de declínio até 1999, em 2000 há um aumento das proporções de gastos por DRSAl em relação ao total em todas as regiões. As maiores proporções do período são encontradas nas regiões Norte (média de 7,2%) e Nordeste (média de 4,5%), e as menores nas regiões Sudeste (média de 1,2%), Sul (média de 1,6%) e Centro-Oeste (média de 2,3%).

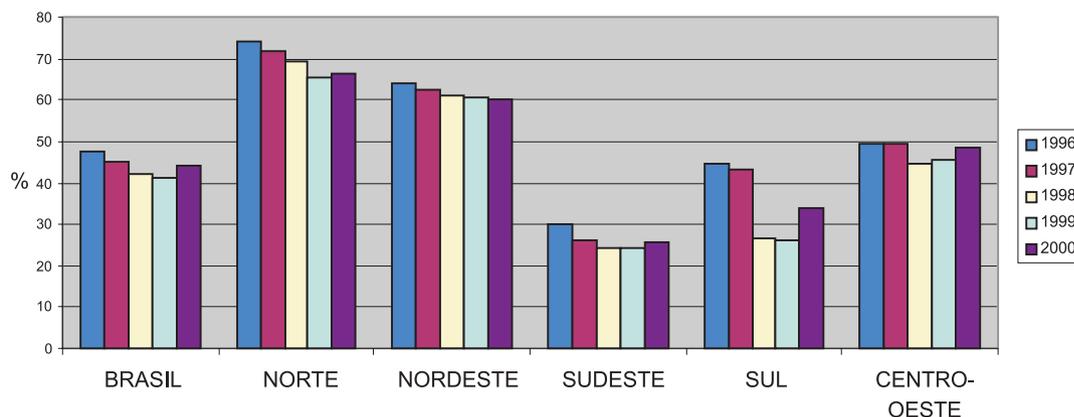
Tabela 7. Distribuição de gastos hospitalares por DRSAl. Brasil, 1996 a 2000

	1996		1997		1998		1999		2000	
	valor	%total	Valor	%total	valor	%total	valor	%total	valor	%total
Brasil	82.272.026,29	3,23	77.058.875,21	2,40	78.593.768,09	2,06	95.501.462,26	2,02	111.340.444,52	2,28
Norte	10.270.327,01	9,98	9.583.950,79	6,92	10.969.822,53	6,34	13.239.221,63	5,81	17.551.655,19	6,84
Nordeste	34.842.943,51	5,79	33.185.356,95	4,34	38.452.862,58	4,18	46.232.084,21	4,10	50.082.903,48	4,18
Sudeste	19.588.482,98	1,67	17.667.624,35	1,19	17.030.908,04	0,98	20.153.860,01	0,93	22.499.536,21	1,03
Sul	12.440.486,62	2,48	11.734.210,65	1,96	7.454.448,50	1,05	9.508.577,11	1,07	12.884.363,37	1,44
Centro-Oeste	5.129.786,17	2,96	4.887.732,47	2,24	4.685.726,44	1,76	6.367.719,30	2,00	8.321.986,27	2,42

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

Considerando os valores pagos às internações por DRSAl em relação aos gastos do capítulo de DIP, a proporção média para o país no período é de 44,1%. Nas regiões Norte e Nordeste, entretanto, estes valores ultrapassam 60%, enquanto que Sudeste e Sul têm proporções menores (médias de 26 e 28%, respectivamente) e Centro-Oeste tem um resultado intermediário (média de 47,5%) (Gráfico 4).

Gráfico 4. Distribuição do percentual de DRSAl e, relação ao capítulo de DIP. Brasil e regiões, 1996 a 2000



Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

Na análise dos gastos hospitalares por doenças, observa-se que os maiores valores do grupo de DRSAl são destinados às internações por diarreias, que utilizaram um volume absoluto de R\$ 403.239.077,60, representando cerca de 90% dos gastos hospitalares com DRSAl. Apesar da diminuição no número de internações, os gastos hospitalares tiveram aumento nos valores absolutos de cerca de 32% (Tabela 8), aumentando também o valor médio por internação, que passou de R\$ 113,8 em 1996 para 181,8 em 2000 (Tabela 8).

Os valores absolutos do conjunto de DRSAl sofreram aumento de cerca de 35%, sendo os maiores percentuais de aumento no período 1996-2000 registrados para Dengue (mais de 40 vezes), Doenças da Pele (maior que 500%) e Hepatite A (218%), sendo que as últimas tiveram um aumento significativo de internações a partir de 1998 devido à melhoria do registro com a introdução da CID-10. Apenas helmintíases (49%) e febres entéricas (0,2%) tiveram redução dos valores absolutos, como também diminuíram o número de internações (Tabela 8).

Todas as DRSAl, com exceção de helmintíases e doenças dos olhos, tiveram aumento no valor médio por internação no período. Os maiores valores médios para o ano de 2000 pertencem a Doença de Chagas (R\$ 1.010,51), Febre Amarela (R\$ 470,95) e Leptospirose (R\$ 437,58), enquanto os menores referem-se a doenças dos olhos (R\$ 136,57), Febres Entéricas (R\$ 166,09) e Malária (R\$ 171,38) (Tabela 8).

Tabela 8. Distribuição de valores (R\$) e proporções de gastos hospitalares por doenças relacionadas a um saneamento ambiental inadequado segundo grupo de causas. Brasil, 1996 a 2000

	1996		1997		1998		1999		2000	
	V. total	V. médio	V. total	V. médio						
Diarréias	75.442.561,75	113,80	71.059.573,53	114,17	71.197.740,32	132,85	85.948.166,40	160,37	99.591.035,60	181,81
Helminfases	725.957,98	312,91	855.003,89	331,78	373.234,95	259,37	381.631,69	265,21	367.911,01	305,57
Febres Entéricas	636.665,61	106,31	525.020,22	104,63	532.900,75	122,37	586.604,22	134,70	635.131,45	166,09
Filariose Linfática	24.900,69	204,10	15.309,90	182,26	14.128,84	217,37	32.274,47	496,53	38.036,36	376,60
Esquistossomose	357.284,40	215,62	310.713,99	203,88	376.658,21	286,65	428.502,65	326,11	419.866,21	312,40
Malária	2.412.408,20	82,64	1.613.337,51	82,94	1.850.589,58	96,07	2.623.167,41	136,18	3.627.494,60	171,38
Febre Amarela	6.069,97	110,36	8.301,35	156,63	10.056,02	179,57	5.075,79	90,64	17.425,22	470,95
Dengue	40.701,36	79,03	171.175,70	88,28	645.870,02	100,32	726.304,87	112,82	1.811.044,58	315,07
Leishmanioses	898.453,77	220,64	770.241,58	221,91	752.498,24	281,10	1.418.486,58	529,88	1.591.966,14	373,18
Doença de Chagas	637.722,93	669,88	625.506,69	678,42	1.232.367,08	935,74	1.593.816,06	1210,19	1.279.300,27	1010,51
Leptospirose	879.436,67	237,88	766.126,34	239,04	845.315,34	279,54	954.919,20	315,78	1.272.059,24	437,58
Teníases	209.862,96	356,30	171.472,87	294,12	291.063,56	449,87	385.929,47	596,49	261.395,73	386,68
Hepatite A	60.067,62	110,01	110.746,79	196,71	215.019,96	186,81	190.978,09	165,92	191.029,35	206,30
Doenças dos Olhos	14.129,87	193,56	17.483,69	184,04	30.134,61	160,29	33.377,66	177,54	22.670,97	136,57
Doenças da Pele	32.527,58	117,43	38.861,16	122,59	226.190,61	233,67	192.277,70	198,63	214.077,79	231,44
Total	82.378.751,36	115,54	77.058.875,21	116,37	78.593.768,09	135,78	95.501.512,26	164,99	111.340.444,52	187,97

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

V = valor; Valor médio = gastos/ internação

5.4.2. Gastos com Programas de Controle de Endemias

O Ministério da Saúde tem programas voltados para o controle de endemias divididos na Fundação Nacional de Saúde e no Fundo Nacional de Saúde. Consideramos como gastos do Ministério da Saúde para o controle de endemias os seguintes itens do orçamento:

- a) FNS - *Aedes Aegypti* - Controle de Endemias;
- b) **Funasa** — Controle de Endemias;
- c) **Funasa** — Erradicação do *Aedes Aegypti*.

O orçamento total do Ministério da Saúde, em termos nominais, teve uma variação de cerca de 40%, aumentando de R\$ 14,4 bilhões para R\$ 20,3 bilhões entre 1996 e 2000¹. Deste volume, um total de R\$ 1,98 bilhões foram destinados ao controle de endemias, com crescimento de 652% entre os anos 1996 e 2000, passando de um total de R\$ 89 milhões em 1996 para o patamar de R\$ 582 milhões em 2000 (Tabela 9). Uma grande parcela destes recursos refere-se especificamente ao controle da Dengue, com ações voltadas principalmente para o combate do vetor.

Tabela 9. Orçamento executado do Ministério da Saúde, para controle de endemias, 1996 a 2000

(em R\$)

Denominação	1996	1997	1998	1999	2000
FNS	0,00	121.187.351,00	124.316.804,00	186.240.434,00	338.143.730,00
<i>Aedes Aegypti</i> / Controle de Endemias	0,00	121.187.351,00	124.316.804,00	186.240.434,00	338.143.730,00
Funasa	89.146.472,00	283.801.974,00	242.570.026,00	357.246.018,00	243.555.010,00
Controle de Endemias	89.146.472,00	156.478.157,00	165.954.995,00	239.589.235,00	180.721.026,00
Erradicação do <i>Aedes Aegypti</i>	0,00	127.323.817,00	76.615.031,00	117.656.783,00	62.833.984,00
Total MS— Controle Endemias	89.146.472,00	404.989.325,00	366.886.830,00	543.486.452,00	581.698.740,00
Orçamento Total Min. Saúde	14.376.791.609,00	18.804.473.853,00	19.323.689.988,00	20.334.265.376,00	22.699.254.125,00

Fonte: Subsecretaria de Planejamento e Orçamento/Sec. Executiva/MS

Obs: valores nominais

1. Incluindo Itens globais “Pessoal Ativo”, “Pessoal Inativo”, e “Amortização da Dívida”. O volume de recursos aplicados nesses itens correspondeu, em média, a R\$ 5 bilhões do orçamento federal da saúde.

A participação dos recursos totais para Controle de Endemias no orçamento total do Ministério da Saúde representou em 1996 apenas 0,6%, aumentando nos anos seguintes até 2,6%, principalmente devido ao crescimento da Dengue no cenário epidemiológico do país, demandando recursos para o seu controle.

Entre as DRSAl selecionadas, houve uma tendência de elevação do nível de gastos no período de 1996 e 2000 para todas as doenças, embora em diferentes intensidades: o programa de Dengue/ Febre Amarela teve o maior aumento, de 316%, seguido por Esquistossomose (281%), Doença de Chagas (271%), Malária (223%) e Leishmanioses (208%) (Tabela 10).

Tabela 10. Aplicação de recursos financeiros no controle das DRSAl selecionadas*. Brasil, 1996 a 2000

Endemia	1996	1997	1998	1999	2000	Total
Chagas	5.935,00	8.306,00	11.126,00	18.066,00	16.099,00	59.532,00
Malária	29.399,00	43.315,00	36.420,00	42.142,00	65.610,00	216.886,00
Esquistossomose	2.993,00	7.616,00	8.598,00	9.966,00	8.422,00	37.595,00
Leishmaniose	3.062,00	6.303,00	15.594,00	9.552,00	6.383,00	40.894,00
Febre amarela/dengue	120.618,00	259.690,00	237.670,00	254.323,00	382.261,00	1.254.562,00
Total	162.007,00	325.230,00	309.408,00	334.049,00	478.775,00	1.609.469,00

Fonte: CGOFI/Funasa; Siafi/STN; Subsecretaria de Planejamento e Orçamento/Sec. Executiva/MS

* inclusive recursos do PEAa

5.5. Ocupação da rede hospitalar

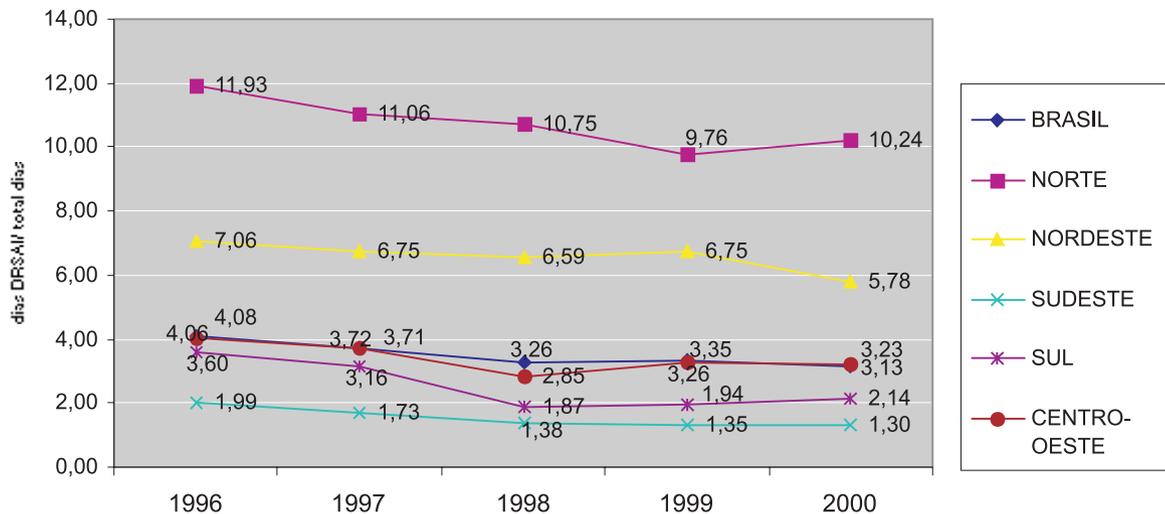
5.5.1. Proporção de ocupação hospitalar

A proporção de ocupação hospitalar é calculada como a razão entre o número de dias de internação pelo grupo de doenças selecionadas (DRSAI) e o total de dias de internação por todas as causas. A partir deste indicador, é possível verificar o comprometimento efetivo da rede hospitalar, medida em dias de ocupação por estas doenças.

Observa-se no Gráfico 5 que a proporção de ocupação hospitalar por DRSAl vem apresentando tendência de declínio em todas as regiões do país. No país, o percentual de decréscimo no período foi de 23%. As regiões Sudeste e Sul apresentaram declínios mais intensos, de cerca de 40 e 35%, respectivamente. Nas regiões Norte e Nordeste este declínio foi menor que 20% (14 e 18%, respectivamente), enquanto que no Centro-Oeste o declínio ficou em torno do percentual de 20%.

As regiões Norte e Nordeste apresentam proporções de ocupação maiores que a média nacional que é de 3,51 dias no período de 1996 a 2000. A região Norte apresenta proporção média de 10,75 e Nordeste de 6,59 dias. A região Centro-Oeste apresenta um pequeno aumento a partir de 1998, de forma que, no último ano da série, já mostra uma proporção maior que a média nacional. Sul e Sudeste permanecem por todo o período abaixo desta média.

Gráfico 5. Distribuição da proporção de ocupação por DRSAl, Brasil e regiões, 1996 a 2000



Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/SUS

5.5.2. Utilização da rede ambulatorial

A tendência de declínio observada para a ocupação da rede hospitalar reflete, de um modo geral, a reorientação do modelo assistencial a partir da atenção básica. Em relação à estrutura dos serviços, houve uma grande expansão da rede pública ambulatorial em todo o país, com aumento das unidades ambulatoriais e serviços prestados por estas (Lebrão, 1999).

O aumento do total de procedimentos ambulatoriais e da taxa de procedimentos/habitante aconteceu em todas as regiões do país. No período de 1996 a 2000, o número de procedimentos ambulatoriais registrados pelo SIA aumentou em cerca de 27% (Tabela 11).

Tabela 11. Distribuição dos procedimentos ambulatoriais segundo regiões. Brasil, 1996 a 2000

UF	1996		1997		1998		1999		2000	
	Nº	Taxa								
Brasil	1.250.612.087	8	1.283.239.434	8	1.271.804.692	8	1.411.048.152	9	1.559.597.943	9
Norte	69.340.061	6	76.448.300	7	71.504.544	6	83.858.970	7	93.703.043	7
Nordeste	328.255.001	7	336.198.409	7	336.211.164	7	384.835.717	8	419.718.896	9
Sudeste	569.610.759	9	589.645.135	9	590.097.310	9	651.269.386	9	719.940.986	10
Sul	197.885.229	8	194.360.900	8	182.487.060	8	195.743.197	8	212.590.644	8
Centro-Oeste	85.521.037	8	86.586.690	8	91.504.614	8	95.340.882	8	113.644.374	10

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

Uma das estratégias mais importantes para o fortalecimento da atenção básica é a expansão do Programa de Agentes Comunitários de Saúde (PACS) e Programa de Saúde da Família (PSF). Estes programas buscam incorporar a atenção médica tradicional à lógica da promoção da saúde, focalizando atenção no núcleo familiar e suas relações sociais numa área determinada (OPAS, 2001).

Um indicador importante que revela o incremento do PACS é o número de atividades executadas por Agentes Comunitários, que vem mostrando tendência de crescimento em todo o país, aumentando em quase 3 vezes entre 1996 e 2000 (Tabela 12). Este indicador pode ser indicativo da incorporação de hábitos saudáveis pela população e, portanto, elevação das condições de saúde.

Tabela 12. Distribuição das atividades executadas por Agentes Comunitários de Saúde segundo regiões. Brasil, 1996 a 2000

Região	1996	1997	1998	1999	2000
Brasil	45.574.910	65.297.977	83.647.891	109.366.199	129.367.519
Norte	5.159.271	9.927.396	11.205.103	14.734.176	16.913.579
Nordeste	37.104.310	47.804.637	54.972.839	68.261.540	74.699.497
Sudeste	533.624	1.783.507	6.172.239	11.296.418	18.657.239
Sul	937.433	2.361.727	4.604.953	7.421.515	9.917.704
Centro-Oeste	1.840.272	3.420.710	6.692.757	7.652.550	9.179.500

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/ SUS

5.6. Impacto das doenças relacionadas a um saneamento ambiental inadequado (DRSAI) na saúde e Sistema Único de Saúde

O registro de óbitos no país apresenta problemas relativos à qualidade dos dados, principalmente nas regiões Norte e Nordeste. A taxa de mortalidade por DRSAI apresenta valores mais altos nas regiões Nordeste e Centro-Oeste, enquanto que a menor taxa pertence à região Sul. Utilizamos o Risco Atribuível Populacional Percentual (RAP%) para estimar a quantidade de óbitos que deixariam de ocorrer se todas as regiões estivessem submetidas à taxa da região Sul, que corresponde à melhor situação, analisando o ano de 1999. Assim, no país, poderiam ser evitados cerca de 6.000 óbitos, distribuídos principalmente nas regiões Nordeste, Sudeste e Centro-Oeste. Entretanto, devido à grande subnotificação de óbitos em alguns estados das regiões Norte e Nordeste, estes valores podem ser considerados subestimados. Além disso, apesar da região Sul apresentar a menor taxa de mortalidade por DRSAI do país

neste ano, pode-se considerar que muitos dos óbitos desta região são devido a causas evitáveis, não sendo considerado como uma situação ideal (Tabela 13).

Tabela 13. Distribuição das taxas de mortalidade por DRSAI e Risco Atribuível Populacional Percentual. Brasil e regiões, 1999

	DRSAI		Óbitos a reduzir	
	Nº	TM	RAP%	Nº
Brasil	13.661	8,33	44,67	6.103
Norte	855	7,05	34,57	296
Nordeste	5.574	12,04	61,72	3.440
Sudeste	4.584	6,56	29,74	1.363
Sul	1.127	4,61	Referência	Referência
Centro-Oeste	1.519	13,54	65,95	1.002

Fonte: Sistema de Informações sobre Mortalidade/SUS

TM = Taxa de Mortalidade/ 100.000 habitantes

RAP% = Risco Atribuível Populacional Percentual

A diferença entre as taxas de mortalidade por DRSAI mostra-se maior nas regiões Norte e Nordeste, onde os estados com maior taxa apresentam diferença maior que três vezes em relação aos estados com menor taxa no ano de 2000. Considerando todos os estados do país, esta diferença é ainda mais intensa: em Alagoas, o risco de óbito registrado por DRSAI é 7 vezes maior que no estado do Rio de Janeiro (Tabela 14).

Tabela 14. Razão de taxas de mortalidade por DRSAI nos estados com maiores e menores valores dessas taxas. Brasil e regiões, 1999.

	TM - DRSAI		Razão de taxas
	Maior	Menor	
Brasil	19,39 (AL)	2,61 (RJ)	7,43
Norte	10,86 (AM)	2,96 (AP)	3,67
Nordeste	19,39 (AL)	4,87 (MA)	3,98
Sudeste	9,42 (MG)	2,61 (RJ)	3,61
Sul	7,26 (PR)	2,78 (RS)	2,61
Centro-Oeste	19,02 (GO)	7,87 (MT)	2,42

Fonte: Sistema de Informações sobre Mortalidade/SUS

TM = Taxa de Mortalidade/ 100.000 habitantes

Com relação à morbidade hospitalar, a região que apresenta a melhor situação considerando a taxa de internação hospitalar para o ano de 2000 é o Sudeste, que é considerado referência para a análise do Risco Atribuível Populacional Percentual (RAP%). Dessa forma, poderia se evitar um total de 318.724 internações no país, mais de 80% delas nas regiões Norte e Nordeste, onde o RAP% é maior que 70% (Tabela 15).

O valor pago pelas internações consideradas evitáveis no país chega a mais R\$ 60 milhões, tomando como base os gastos com estas internações, a partir de seu valor médio.

Tabela 15. Distribuição das internações por DRSAl e Risco Atribuível Populacional Percentual. Brasil e regiões, 2000

	DRSAI		Internações a reduzir		
	No	TI	RAP%	No	Valor (R\$)
Brasil	565.561	333,49	56,36	318.724	62.746.354,74
Norte	94.622	733,87	80,17	75.856	14.933.503,39
Nordeste	261.754	548,83	73,48	192.337	37.864.924,04
Sudeste	105.228	145,55	Referência	Referência	Referência
Sul	65.801	262,26	44,50	29.283	5.764.893,17
Centro-Oeste	38.156	328,46	55,69	21.248	4.183.034,14

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/SUS

TI = Taxa de Internação

RAP% = Risco Atribuível Populacional Percentual

A heterogeneidade das taxas nos estados é maior que a encontrada para mortalidade. No país, a diferença entre o estado com maior (Piauí) e menor taxa (São Paulo) chega a quase 10 vezes (Tabela 16).

Na região Norte, o risco de ocorrer uma internação por DRSAl é mais de 5 vezes maior em Rondônia do que em Roraima, enquanto que no Nordeste os estados com maior e menor taxa são Piauí e Sergipe, com diferença de 3 vezes entre as taxas.

Tabela 16. Razão de taxas de mortalidade por DRSAI nos estados com maiores e menores valores dessas taxas. Brasil e regiões, 1999

	TI - DRSAI		Razão de taxas
	Maior	Menor	
Brasil	1035,25 (PI)	104,71 (SP)	9,88
Norte	1028,24 (RO)	195,28 (RR)	5,27
Nordeste	1035,20 (PI)	339,90 (SE)	3,05
Sudeste	243,00 (MG)	104,71 (SP)	2,32
Sul	300,25 (RS)	213,25 (PR)	1,41
Centro-Oeste	529,67 (MS)	130,14 (DF)	4,07

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares/SUS
TI = Taxa de Internação

6. Referências bibliográficas

CAIRNCROSS, Sandy; FEACHEM, Richard. **Environmental Health Engineering in the Tropics: an introductory text**. Chichster (Inglaterra): Wiley, 1993.

CARVALHO, Déa Mara. Grandes sistemas nacionais de informações em saúde: revisão e discussão da situação atual. **Informe Epidemiológico do SUS**, v. 4, p.7-46, 1997.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Manual da Classificação Estatística Internacional de Doenças, Lesões e Causas de Óbitos**. São Paulo: Universidade de São Paulo / OPS, 1985.

_____. **Classificação Estatística Internacional de Doenças e Problemas Relacionados à Saúde**. 10ª Revisão. São Paulo: Universidade de São Paulo / OPS, 1997.



Avaliação quali-quantitativa dos serviços de saneamento da cidade de Salvador

Patrícia Campos Borja (coordenadora), Marion Cunha Dias, Maria Lúcia Politano Álvares, Maurício Santana Lordelo, Aline Linhares Loureiro, Antônio Alves Dias Neto, Cristiane Santana Cruz, Ricardo Macedo Lula Silva, Rejane de Almeida Santana, Franciane Cruz, Fábio Soares Gomes

Proponente: Fundação Escola Politécnica da Bahia

Executora: Universidade Federal da Bahia - UFBA

1. Introdução

No Brasil, o interesse por sistemas de indicadores para o planejamento e avaliação de políticas públicas tem se ampliado na última década. No entanto, ao se proceder a uma análise crítica da literatura constata-se que o corpo teórico e metodológico da construção de modelos de sistemas ainda está por ser concebido.

Por outro lado, as avaliações de programas e políticas têm privilegiado a dimensão quantitativa/objetiva da realidade, sendo uma limitação diante da complexidade da realidade contemporânea, que tem exigido um esforço maior para o diálogo entre os campos do saber, para a promoção de análises inter e transdisciplinares, assim como para a incorporação da dimensão subjetiva da realidade.

Além da dimensão objetiva, passível de ser avaliada por métodos quantitativos, a realidade social tem componentes subjetivos que exigem métodos no campo da avaliação qualitativa e da pesquisa social (MINAYO, 1992). O componente subjetivo remete à necessidade de se incorporar a perspectiva de quem vivencia aquela realidade que se quer avaliar (DEMO, 1996). A realidade social, na sua subjetividade remete, a aspectos relacionados à percepção, a sensação, algo que não pode ser medido, mas sim sentido de forma diferenciada por indivíduos e grupos de indivíduos. Essa sensação varia ao longo do tempo e do espaço em função de aspectos, predominantemente,

culturais, além de econômicos, físicos e sociais (BORJA, 1997). Enfim, a problemática da realidade social está impregnada de subjetividade — da qual, por si só os números e as estatísticas elaborados na perspectiva de técnicos e administradores, não podem dar conta. Gonçalves (1988, p. 34) coloca bem a questão ao dizer que “[...] não há solução científica para o desejo e para o belo”. É certo, porém, que indicadores quantitativos e modelos matemáticos contribuem para os aspectos objetivos da avaliação e para a composição de indicadores mistos (qualitativos e quantitativos). Além disso, é necessário reconhecer que certos indicadores quantitativos são fundamentais para avaliação da realidade em qualquer sociedade, a exemplo da esperança de vida ao nascer e da mortalidade e morbidade por doenças diarréicas (BORJA e MORAES, 2003).

Quanto às questões metodológicas da construção de sistemas de indicadores, percebe-se que existe uma forte tendência para a criação de sistemas compostos por uma série de indicadores e índices setoriais. No entanto, não existem estudos suficientes que comprovem a validade e relevância da utilização dos indicadores propostos. Além disso, as diversas metodologias de agregação ressentem-se de respaldo teórico, graças, principalmente, à subjetividade das ponderações realizadas entre indicadores e índices (BORJA e MORAES, 2003).

Tais fatos demonstram que existem limites concretos na tentativa de avaliar a realidade social, a qualidade de vida ou ambiental, que repousam tanto nos próprios modelos de mensuração, quanto na sua incapacidade de incorporar os elementos subjetivos. Essa última limitação pode ser em parte contornada através de pesquisas qualitativas junto à população-alvo.

Assim, uma vez constatada tanto a precariedade da qualidade das informações disponíveis no campo do saneamento, como a ausência de marco teórico e metodológico que respalde a definição de um sistema de indicadores, o presente trabalho pretende aprofundar as discussões sobre essa temática e testar um modelo de avaliação que contemple tanto a dimensão quantitativa (objetiva) como qualitativa (subjetiva) da realidade. A dimensão objetiva será captada por técnicas de pesquisa quantitativa e fornecerá a visão técnico-científica da realidade e a dimensão subjetiva será apreendida por técnicas da pesquisa social, como entrevistas a informantes-chaves. As análises de discursos fornecerão a percepção de quem vivência a realidade, ou seja, dos moradores das áreas de estudo.

O objeto de avaliação foi os serviços de saneamento da cidade do Salvador antes e após a implantação do Programa de Saneamento Ambiental da Baía de Todos os Santos — Bahia Azul. Esse Programa vem sendo executado pelo Governo do Estado da Bahia deste 1995 e envolve a execução de ações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos, fortalecimento institucional e educação ambiental.

2. O Programa de saneamento ambiental da Baía de Todos os Santos — Bahia Azul

No começo dos anos 90, o Governo do Estado da Bahia iniciou a formulação de projetos para solicitação de financiamentos para ações de saneamento ambiental, os quais, no seu conjunto, passaram a compor o intitulado Programa Bahia Azul. Segundo discurso oficial o Programa foi concebido para “mudar o quadro de degradação ambiental” na Baía de Todos os Santos (BTS), bem como nos centros urbanos do seu entorno (BAHIA, 1995). Para atingir tal objetivo previu-se a execução de obras e ações de saneamento em Salvador e cidades do entorno da Baía, no valor de US\$ 600 milhões. Pelos recursos envolvidos, área contemplada e componentes previstos, o Bahia Azul se constituiu no maior programa governamental em saneamento da Bahia, desde os anos 70 quando do apogeu do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA).

O Programa Bahia Azul contemplou uma região de 2.205km², composta por 12 municípios situados no entorno da Baía de Todos os Santos, com população total estimada em 2.312.602 habitantes (IBGE, 1991; BAHIA; 1992). O Bahia Azul foi composto pelo Programa de Saneamento Ambiental da Baía de Todos os Santos - BTS, financiado pelo Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), pelo Projeto de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS) e o Projeto Metropolitano, ambos com financiamento do Banco Mundial.

Para a viabilização do Programa o Governo do Estado contraiu empréstimos junto a agentes financeiros nacionais e internacionais, assumindo uma contra-partida de 101 milhões de dólares, cerca de 18% do valor total.

O Projeto de Modernização do Setor de Saneamento e o Projeto Metropolitano foram concluídos nos anos de 1994 e 1996, respectivamente, e o Programa BTS, previsto para ser concluído no ano de 2000, teve seu término em agosto de 2004.

O Programa BTS foi o carro chefe do Bahia Azul tendo por objetivo: “(i) despoluir a Baía de Todos os Santos e a área adjacente através de ações de saneamento e controle da poluição industrial; (ii) melhorar a qualidade de vida da população que vive no entorno da Baía de Todos os Santos; e (iii) reforçar as instituições governamentais locais que desempenham atividades que possam ter impacto positivo no meio ambiente da Baía” (BAHIA e BID, 1996).

O Programa BTS contemplou uma série de ações de saneamento ambiental. A soma maior de recursos foi destinada para o componente esgotamento sanitário, que envolveu cerca de 53% do total dos recursos, sendo que a maior parcela destes foi aplicada na ampliação do sistema de esgotamento sanitário de Salvador, no valor de US\$ 175,3 milhões. Cerca de 10% dos recursos foram destinados ao fortalecimento

institucional da Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA). Um total de US\$ 14,7 milhões foram aplicados em abastecimento de água e US\$ 4,5 milhões em resíduos sólidos.

3. Metodologia

3.1. O paradigma da avaliação¹

3.1.1. A necessidade da construção de um paradigma

A avaliação institucional e de políticas públicas tem se tornado um instrumento fundamental e imprescindível no processo de formulação e aperfeiçoamento das ações do Estado no campo das políticas sociais. Apesar do consenso quanto à necessidade de se promover avaliações das políticas públicas, o arcabouço conceitual e metodológico que deve dar suporte a esta atividade ainda é muito incipiente (BELLONI e outros, 2000). Para Rico e outros (1998), a avaliação de políticas e programas sociais tornou-se um desafio tanto para os centros de pesquisa como para os governos, em face da necessidade de se inovar conceitos e metodologias avaliativas devido à rejeição aos “modelos tradicionais que não conseguem apreender, na sua totalidade, os fluxos e nexos entre a tomada de decisão, sua implementação, execução, resultados e impactos produzidos” (idem, citando CARVALHO, p. 10). Em face da escassez de literatura teórica e de experiências avaliativas Belloni e outros (2000) recomendam uma criteriosa discussão conceitual e metodológica quando da elaboração de instrumentos avaliativos. Por outro lado, a complexidade dos fenômenos políticos e sociais da contemporaneidade têm exigido uma abordagem interdisciplinar no processo de avaliação de políticas públicas.

A avaliação de uma política pública envolve a análise dos processos de formulação, desenvolvimento, ações implementadas ou fatos ocorridos, resultados e impactos obtidos, e, ainda, a análise do contexto histórico e social em que é concebida; não se restringindo, portanto, ao exame comparativo entre o proposto e o alcançado (BELLONI e outros, 1998).

1. O presente item é inspirado no marco conceitual da Proposta Metodológica de Avaliação das Ações de Saneamento do Projeto Alvorada — Grupo de Saneamento, cuja versão inicial foi elaborada pela pesquisadora principal desta pesquisa

Um processo de avaliação envolve um julgamento, diz respeito à atribuição de um valor a uma determinada política ou programa governamental (CONTANDRIO-POULOS e outros, 1997; ARRETICHE, 1998). Para Arretche (1998), a avaliação é uma medida de aprovação ou desaprovação de uma política ou programa público segundo uma certa concepção de justiça.

Figueiredo e Figueiredo (1986), fazem uma distinção entre avaliação política e avaliação de política. A primeira tem por objetivo analisar e elucidar os critérios que fundamentam uma política, as razões que a tornam preferível em relação a outra, sendo que a mesma deve contribuir para o bem-estar da população. Esse tipo de avaliação não entra no mérito da apropriação dos benefícios da política pela população. Essa avaliação examina o caráter político do processo decisório que levou a adoção de uma determinada política, como também os valores e critérios políticos que a orientam, independente da engenharia institucional e de seus resultados (RICO e outros, 1998).

A avaliação de política busca examinar a engenharia institucional, os traços constitutivos dos programas (RICO e outros, 1998). Essa avaliação visa ainda elucidar se a política está condizente com princípios de justiça política e social minimamente aceitos e sobre os quais existe um consenso mínimo e, ainda, se houve a efetiva apropriação dos benefícios (FIGUEIREDO e FIGUEIREDO, 1986).

Uma vez que tanto a avaliação política como de política pressupõem uma análise da contribuição de uma determinada política para o bem estar da população e de sua adequação a princípios de justiça política e social, nota-se que um modelo de avaliação deve sustentar-se em um paradigma de sociedade que esteja articulado com a dinâmica de produção da realidade, indo além da simples coleta de dados. Tal paradigma deve acompanhar as mudanças dos processos sociais e as transformações mais profundas de concepção de sociedade e de estilo de desenvolvimento (BORJA, 1997). No campo da construção de sistemas de indicadores, Pfaff (1975) aponta na mesma direção. Para o mesmo, um sistema de indicadores para avaliação de uma realidade deve ser definido de forma mais ampla como um modelo de controle, com um conjunto de metas, opções, parâmetros, variáveis etc.

Assim, o primeiro passo para a avaliação de uma política pública é definir sob que princípios ou paradigma de política pública a avaliação se sustenta. No caso do presente trabalho esse paradigma foi definido no campo da política pública de saneamento. Além disso, foi importante definir o modo pelo qual os critérios analíticos básicos de avaliação de uma política pública (efetividade, eficiência e eficácia) deveriam ser utilizados no campo do saneamento.

Com isso, a proposta metodológica da avaliação partiu do pressuposto que seria necessário, inicialmente, definir o conceito de saneamento, para, posteriormente, estabelecer os princípios de uma política pública de saneamento e os critérios de efetividade, eficiência e eficácia aplicados à mesma.

3.1.2. O conceito de saneamento

O conceito de saneamento, como qualquer outro, vem sendo socialmente construído ao longo da história da humanidade em função das condições materiais e sociais de cada época, do avanço do conhecimento e da sua apropriação pela população. A noção de saneamento assume conteúdos diferenciados em cada cultura em virtude da relação existente entre homem-natureza, e, também, em cada classe social, relacionando-se, neste caso, às condições materiais de existência e o nível de informação e conhecimento.

As ações de saneamento sempre tiveram fortes vínculos com o setor de saúde pública. Como os países centrais conseguiram atingir níveis elevados de condições sanitárias das suas cidades, o saneamento deixou de fazer parte do elenco de preocupações dos governos e da população destes países. Porém, a poluição dos recursos hídricos e a poluição do ar tomaram a cena da problemática da saúde pública, fazendo emergir novas enfermidades e todo um movimento relacionado ao controle da poluição e de defesa do meio natural. No entanto, nos países ditos em desenvolvimento e sub-desenvolvidos ainda persistem níveis baixos de saneamento.

Assim, pode-se dizer que as preocupações no campo do saneamento passam a incorporar não só questões de ordem sanitária, mas também ambiental. É certamente por isso que o conceito de saneamento começa a ser tratado em termos do saneamento básico e saneamento ambiental.

O saneamento passa a ser alvo de interesse de diversas instituições governamentais, em diversos níveis de governo, determinando o distanciamento do seu fim maior que seria a promoção da saúde pública. Nos países do “terceiro mundo” essa situação contribui para o desarranjo institucional e pulverização dos recursos. O *déficit* do setor e a falta de recursos para fazer frente ao mesmo têm colocado crescentes desafios para os governos desses países no sentido da reversão do quadro sanitário.

No Brasil, a literatura aborda várias definições para saneamento, desde o saneamento propriamente dito, passando pelo saneamento básico até o saneamento ambiental. Essas definições têm sido muito vinculadas ao enfoque da política de saneamento vigente. Foi em 1999, que a **Funasa** abordou o conceito de saneamento ambiental, que também é utilizado pela Organização Pan-Americana da Saúde. Recentemente, a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, do Ministério das Cidades, ao propor a Política Nacional de Saneamento Ambiental (PNSA), introduziu o conceito de saneamento ambiental. Embora o conceito definido seja bem amplo, as condições administrativas e financeiras do Ministério das Cidades, exigiram um recorte, sendo adotado o seguinte:

[...] o conjunto de ações socioeconômicas que visa alcançar níveis crescentes de salubridade ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta, tratamento e disposição sanitária de resíduos líquidos, sólidos e gasosos, drena-

gem urbana de águas pluviais, controle ambiental de roedores, insetos, helmintos e outros vetores e reservatórios de doenças, promoção da disciplina sanitária do uso e ocupação do solo, com a finalidade de promover e melhorar as condições de vida urbana e rural (SNSA, 2003, s.p.).

Embora o conceito de saneamento ambiental seja mais apropriado para a realidade contemporânea, para fins de avaliação do Programa Bahia Azul e dos serviços de saneamento na cidade do Salvador, foram abordados apenas os componentes do abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem das águas pluviais e limpeza pública.

3.1.3. O Paradigma da avaliação de uma política pública de saneamento

No Brasil, os princípios de uma política de saneamento vêm sendo construídos na história recente do setor, principalmente, a partir do meado da década de 1980, recebendo influência de seis fatos: (a) a discussão em torno da Reforma Sanitária, que culminou com a realização da 8ª Conferência Nacional de Saúde; (b) o colapso do PLANASA, quando a discussão sobre uma política de saneamento mobiliza diversos setores da sociedade; (c) a promulgação da Constituição de 1988, em que os princípios democráticos tomaram a cena da política; (d) as discussões em torno do Projeto de Lei n. 053/91, depois intitulado Projeto de Lei da Câmara n. 199/93, quando os princípios de uma política pública de saneamento começam a ser delimitados; (e) a proposição e debate em torno do Projeto de Lei do Senado n. 266/1996 e do Projeto de Lei do Poder Executivo n. 4.147/2001, que tinham como um dos objetivos a privatização dos serviços de saneamento no Brasil; e (f) a I Conferência Nacional de Saneamento Ambiental, realizada em 1999, a partir da qual os princípios fundamentais de uma política pública de saneamento passam a ser formulados.

A análise da história recente do saneamento no Brasil permite perceber que o saneamento tem sido tratado às vezes como uma política social e, dessa forma, como um direito social e outras como uma política pública, passível de ser submetida à lógica de mercado. No entanto, a natureza das ações de saneamento coloca essa medida como essencial à vida humana e a proteção ambiental, sendo, eminentemente, uma ação coletiva e, portanto, em uma meta social. Em sendo uma meta social, essa ação tem caráter coletivo, tendo os indivíduos, a comunidade e o Estado papéis a desempenhar. Dada a sua natureza, o seu caráter de monopólio natural, o esforço para a sua promoção envolve diferentes atores sociais. O saneamento, além de ser fundamentalmente de saúde pública e de proteção ambiental, é um serviço essencial, um direito do cidadão e dever do Estado. Desse modo, a promoção das ações de saneamento está mais compatível com as políticas públicas e sociais, o que condiciona

um princípio fundamental que deve nortear qualquer avaliação de uma política ou programa de saneamento:

O saneamento é uma meta social diante de sua essencialidade à vida humana e a proteção ambiental, o que evidencia o seu caráter público e o dever do Estado na sua promoção.

Considerando os conteúdos que vêm nortear a defesa de uma política pública de saneamento para o Brasil, alguns princípios dessa política podem ser pontuados: universalização, igualdade/equidade na distribuição e prestação dos serviços, integralidade, regularidade, continuidade, eficiência, qualidade, segurança, atualidade, cortesia, modicidade dos custos e dos preços, participação e controle social, salubridade e proteção ambiental (MORAES e OLIVEIRA, 2000; MONTENEGRO e outros, 2001). Uma vez que o Programa Bahia Azul pretendeu elevar a qualidade de vida da população por meio de ações de saneamento ambiental, o processo de avaliação dos serviços de saneamento de Salvador, antes e após o Programa, considerou como princípios de uma política pública os referidos anteriormente.

3.2. O Modelo da avaliação

A avaliação foi realizada segundo quatro campos e nove componentes de análises, conforme exposto no Quadro 1.

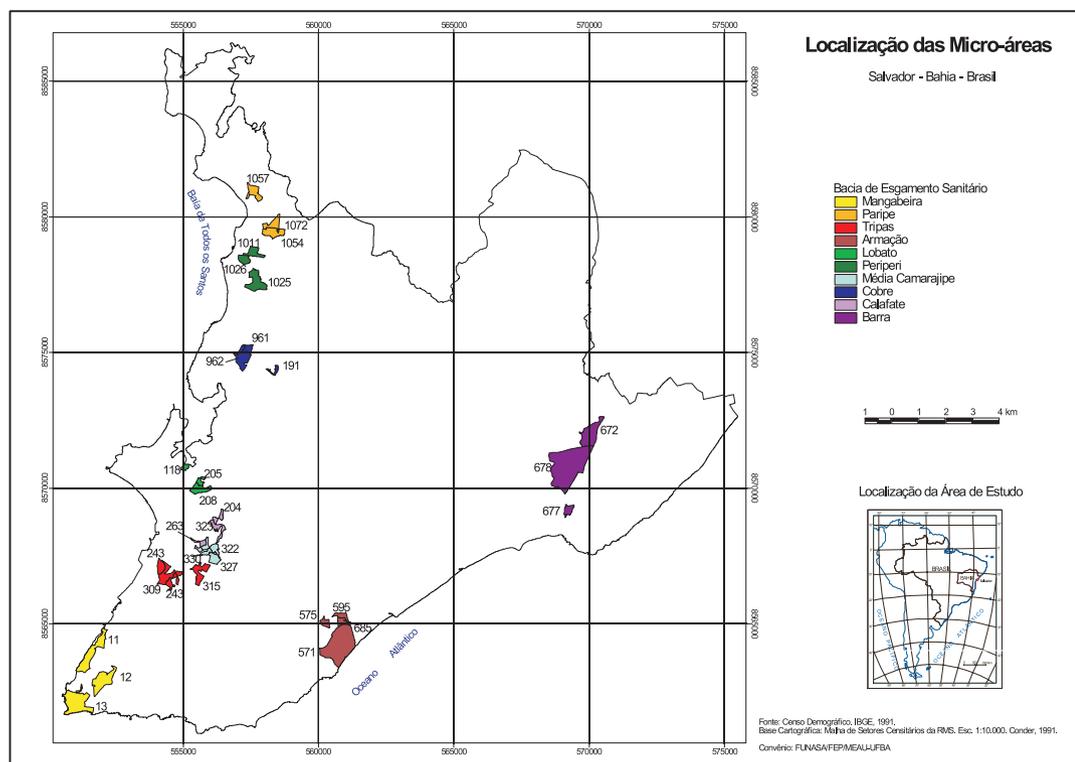
Quadro 1. Campos e componentes de análise

Campos	Componentes
Condições Sanitárias	Abastecimento de Água Esgotamento Sanitário Drenagem das Águas Pluviais Limpeza Pública
Gestão	Técnico-gerencial Operacional Financeiro
Participação e Controle Social	Participação
Saúde	Doenças relacionadas com a falta de saneamento

3.3. Área de estudo

O estudo envolveu dois níveis de análise: a cidade do Salvador como um todo e 31 micro-áreas de estudo. Foram selecionadas as mesmas micro-áreas do Programa de Avaliação do Impacto Epidemiológico do Bahia Azul, do Instituto de Saúde Coletiva da UFBA (ISC, 1997), uma vez que se dispunha de dados de antes da implantação do Programa, fruto do estudo desenvolvido por Borja e outros (1999), o que permitiria comparar os dados após o Programa.

Figura 1. Localização das Micro-áreas de estudo segundo localização nas bacias de esgotamento sanitário. Salvador



As micro-áreas são agrupamentos de setores censitários do IBGE, localizadas em 10 bacias de esgotamento sanitário de Salvador com características diferenciadas em termos de renda da população e condição de saneamento (Figura 1). No total, as micro-áreas envolvem uma população de 126.685 habitantes, distribuídas em uma área de 684,4Ha.

3.4 Estudos desenvolvidos

Para avaliação dos serviços de saneamento na cidade do Salvador antes e após o Programa Bahia Azul foram realizados estudos que envolveram a cidade de Salvador como um todo e as micro-áreas amostradas, conforme apresentado no Quadro 2.

Quadro 2. Estudos desenvolvidos para a avaliação dos serviços dos serviços de saneamento na cidade de Salvador, antes e após a implementação do Programa Bahia Azul

Área de estudo	Estudos realizados	
	Enfoque quantitativo	Enfoque qualitativo
Salvador	<p>Pesquisa sobre as condições de saneamento segundo dados dos Censos Demográficos de 1991 e 2000.</p> <p>Pesquisa sobre qualidade da água em Salvador, segundo dados do monitoramento da EMBASA e da Secretaria Municipal de Saúde.</p> <p>Pesquisa sobre as características gerencias e operacionais dos serviços de saneamento, com base de dados da EMBASA e do SNIS.</p> <p>Pesquisa sobre doenças relacionadas com a falta de saneamento, por meio do DATASUS.</p> <p>Estudo sobre a cobertura da população com rede de esgotamento sanitário, com dados da EMBASA.</p>	<p>Análises de documentos governamentais sobre saneamento em Salvador.</p> <p>Análise da Pesquisa de Opinião sobre a QAU-SSA.</p>
Micro-áreas	<p>Levantamento das Condições Sanitárias dos Logradouros (LCSL).</p> <p>Pesquisa sobre a qualidade da água de consumo.</p> <p>Estudo sobre a cobertura da população com rede de esgotamento sanitário.</p> <p>Estudo sobre as condições de saneamento segundo dados Censos do IBGE.</p> <p>Pesquisa sobre a Qualidade dos Serviços de Abastecimento de Água, Limpeza Pública e Drenagem das Águas Pluviais junto à área operacional das prestadoras dos serviços.</p> <p>Pesquisa sobre o consumo per capita de água, segundo dados da EMBASA</p>	<p>Análise da percepção de informantes-chaves sobre as condições de saneamento de micro-áreas de estudo.</p>

3.5 Análise global dos dados

De uma forma geral, foram realizadas estatísticas descritivas das variáveis, com recategorizações, definição de médias, desvio padrão, realização de teste de qui-quadrado, Teste t e comparação de duas proporções. Para o campo “participação e controle social” foi feita análises dos discursos. Para as análises do campo “condições sanitárias”, além de se realizar a distribuição de freqüência e recategorizações das variáveis, optou-se por agregar variáveis/indicadores de forma que fosse possível realizar uma avaliação global dos dados. Para tanto, duas estratégias foram utilizadas:

- 1) construção de um indicador único (Índice de Saneamento), que pudesse informar sobre as condições sanitárias de micro-áreas e bairros da cidade do Salvador antes e após a implementação do Programa Bahia Azul. Esse índice foi construído a partir da média ponderada entre os peso e variáveis relacionadas aos componentes do saneamento. Os pesos foram definidos a partir de dois procedimentos: o primeiro, por meio de uma consulta a uma rede de experts e, o segundo, a partir do estudo da associação de variáveis de saneamento com a prevalência de poliparasitismo em banco de dados de MORAES (1988)².
- 2) Uso da análise fatorial que é uma técnica estatística de análise multivariada, aplicada a dados qualitativos e muito utilizada nas ciências sociais e do comportamento. O seu objetivo é reduzir e sumarizar um conjunto de variáveis correlacionadas³ de um fenômeno estudado. As variáveis sumárias de dados multivariados devem ter uma alta correlação com as variáveis originais. A identificação das novas dimensões, ou variáveis sumárias, pode ser feita pela técnica dos componentes principais, que são obtidos através de diferentes combinações lineares das variáveis originais (MALHOTRA, 2001; PEREIRA, 2001).

A técnica do geoprocessamento dos dados foi utilizada para captar as desigualdades espaciais na distribuição dos serviços de saneamento na cidade do Salvador, antes e após a implementação do Programa Bahia Azul. Foram elaborados mapas temáticos com os indicadores e índices de saneamento, utilizando-se das bases cartográficas digitalizadas dos anos de 1991 e 2000. O processamento dos dados foi feito com o programa Arcview GIS 3.2.

2. O detalhamento da metodologia aplicada pode ser visto no Relatório Final da pesquisa (BORJA e outros, 2003).

3. Malhotra (2001) sugere que a correlação seja diferente de zero.

4. Resultado e discussão

4.1. Serviços de saneamento na cidade de Salvador

4.1.1. Abastecimento de água

Em 2000, o Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Salvador atendia a 96,1% da população, o que significa dizer que 82.000 pessoas não tinham acesso à rede pública de água, naquele ano (IBGE, 2000). Apesar da disponibilidade de água bruta e tratada, o sistema de distribuição e reservação não atendia à demanda de água da população, principalmente, as residentes na periferia da cidade. O índice de perdas de água no sistema é superior a 40%, um dos mais elevados do país (EMBASA, 1996).

Avaliando os dados do IBGE quanto à população atendida por rede de abastecimento de água nos anos de 1991 e 2000, observa-se que houve um aumento significativo da cobertura da população com esse serviço, passando de 84,3% para 96,1% ($p < 0,05$, a partir do teste estatístico que compara duas proporções). Analisando a distribuição espacial dessa cobertura, verifica-se que, em 1991, os bairros melhor atendidos estavam situados nas áreas nobres e consolidadas da cidade (Figura 2). Em 2000, segundo dados do IBGE, a desigualdade no acesso à rede pública foi reduzida (Figura 3).

Embora a cobertura por rede pública tenha se ampliado significativamente, o fornecimento de água continuou intermitente em vários bairros da cidade.

Os estudos sobre qualidade da água em Salvador têm revelado uma situação extremamente preocupante. Analisando-se os dados dos pontos monitorizados pela EMBASA, no ano de 1997, verifica-se que, do total de 5.948 amostras coletadas, 14,26% apresentaram coliformes totais, 8,73% termotolerantes e 2,71% tinham mais de 500UFC/mL. Assim, nesse período e nos pontos monitorizados pela concessionária, a qualidade da água distribuída não atendia aos padrões bacteriológicos de qualidade da água.

Ao realizar uma comparação dos dados fornecidos pela EMBASA dos anos de 1997 e 2002, percebe-se que o percentual de amostras fora do padrão bacteriológico decresceu sensivelmente. Nenhuma amostra apresentou coliformes termotolerantes e a proporção de amostras fora do padrão para cloro residual livre aumentou de 3,8% para 24,6%.

Em face da estranheza dos resultados de 2002, diante das inferências de investigações anteriores, foi feita uma análise dos dados da Vigilância Sanitária da Secretaria Municipal de Saúde, que vem implementando a Vigilância da Qualidade da Água consumida pela população. Ao longo de 2002, foram realizadas 421 coletas de amostras de água, das quais, 404, foram provenientes de pontos da rede de distribuição. Analisando

os resultados, a estranheza anterior se confirma. De fato, o número de amostras fora padrão de potabilidade do banco de dados fornecido pela EMBASA diverge de forma significativa dos da Vigilância. Chama-se a atenção para o fato de que as coletas foram realizadas no mesmo período e, em sua maior parte, nos mesmos pontos. A análise da Tabela 1 permite concluir que os níveis de contaminação bacteriológica das amostras coletadas foram muito superiores aos da EMBASA. Considerando todos os parâmetros bacteriológicos em conjunto, cerca de 27% das amostras tinham algum tipo de contaminação. É importante lembrar que a Portaria do Ministério da Saúde não admite nenhum coliforme termotolerante em amostras de água.

Figura 2. Cobertura da população de Salvador por rede pública de abastecimento de água. IBGE, 1991

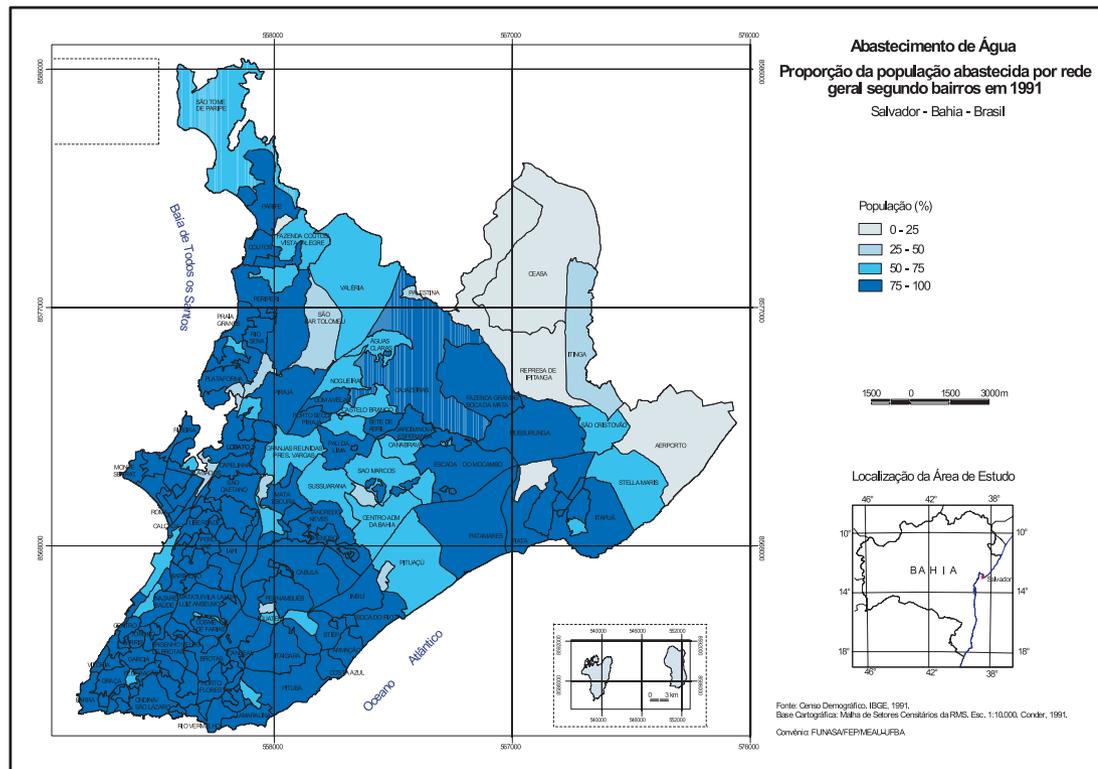
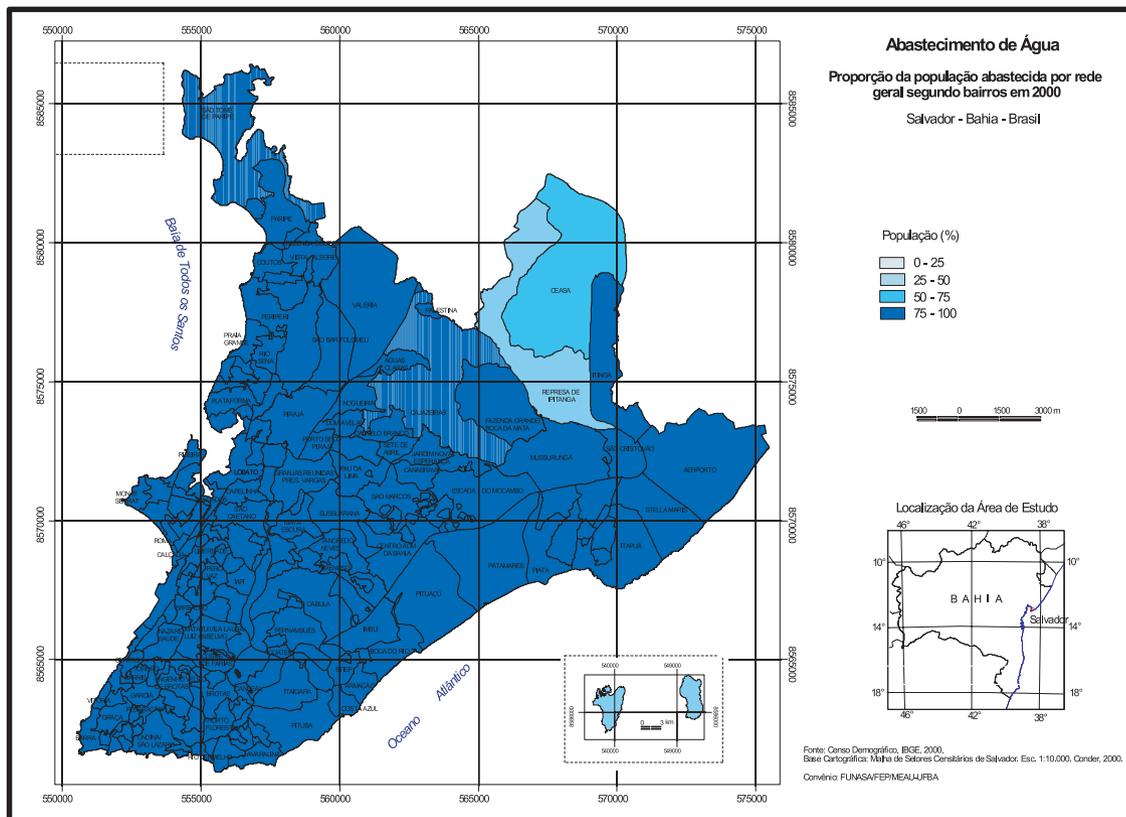


Figura 3. Cobertura da população de Salvador por rede pública de abastecimento de água. IBGE, 2000



Os resultados das análises físico-químicas da Vigilância também apresentam discordâncias com relação aos da EMBASA. Para os parâmetros cloro residual livre, aspecto da água e cor, o número de amostras fora do padrão foi muito elevado. Considerando esses parâmetros em conjunto, cerca de 62,7% das amostras coletadas não atenderam aos padrões físico-químicos estabelecidos. Considerando os parâmetros bacteriológicos e físico-químicos em conjunto, chega-se a conclusão que 67,4% das amostras coletadas não atendiam ao padrão de potabilidade para um ou mais parâmetros. Os resultados revelam, por um lado, a inconsistência dos dados fornecidos pela EMBASA, principalmente nos aspectos da bacteriologia da água e, por outro, a situação extremamente preocupante da qualidade da água em Salvador.

Tabela 1. Percentual de amostras fora do padrão bacteriológico de potabilidade definido pela Portaria nº 1.469/2000. Segundo dados de vigilância sanitária da Secretaria Municipal de Saúde

Parâmetro	Número de amostras realizadas	%
Coliformes Totais	372	24,2
Coliformes Termotolerantes	369	7,3
Contagem de Bactérias Heterotróficas	366	7,9

4.1.2. Esgotamento sanitário

A disposição dos esgotos em Salvador é feita por meio de diversas alternativas. Entre os anos de 1991 e 2000 houve um incremento significativo da população servida por “rede geral de esgoto”⁴ (24% para 74%). Embora tenha ocorrido uma diminuição do lançamento de esgotos a céu aberto, em 2000, cerca de 103.000 metros cúbicos de esgotos continuavam sendo lançados no meio ambiente todos os dias.

Observando a distribuição espacial do acesso a “rede geral de esgoto” consta-se que houve uma melhoria significativa (Figuras 4 e 5). Segundo os dados do IBGE, em 2000, cerca de 70% dos bairros da cidade estavam com cobertura da população com “rede geral de esgoto” acima de 80%. Embora tenha havido uma melhoria significativa na cobertura da população com “rede geral de esgoto”, a universalização não foi atingida. Em 2000, cerca de 30% dos bairros possuíam cobertura abaixo dos 80%.

O componente do esgotamento sanitário de Salvador do Programa Bahia Azul envolveu a maior parte dos seus recursos, cerca de US\$ 285,6 milhões — 48% do total dos investimentos previstos. A meta do Programa era, em cinco anos, elevar a cobertura da população com rede de esgotamento sanitário para 80%.

Segundo a SEINFRA (2002), em dezembro de 2001, cerca de 83% das obras relacionadas aos interceptores e emissário haviam sido concluídas. Em 2003, esse percentual subiu para 153%, o que significa dizer que, para esse item, a meta física foi ultrapassada. Quanto às redes coletoras, ligações domiciliares e estações elevatórias, em 2003, cerca de 137%, 196% e 159%, das metas, respectivamente, tinham sido atingidas.

4. O IBGE classificou como rede geral de esgoto todas as soluções relacionadas à rede separadora absoluta e às de drenagem das águas pluviais. Certamente, esta opção se deveu a inconsistência gerada pela dificuldade de distinção das redes pelos pesquisadores de campo.

Figura 4. Cobertura da população de Salvador por rede geral de esgoto. IBGE, 1991

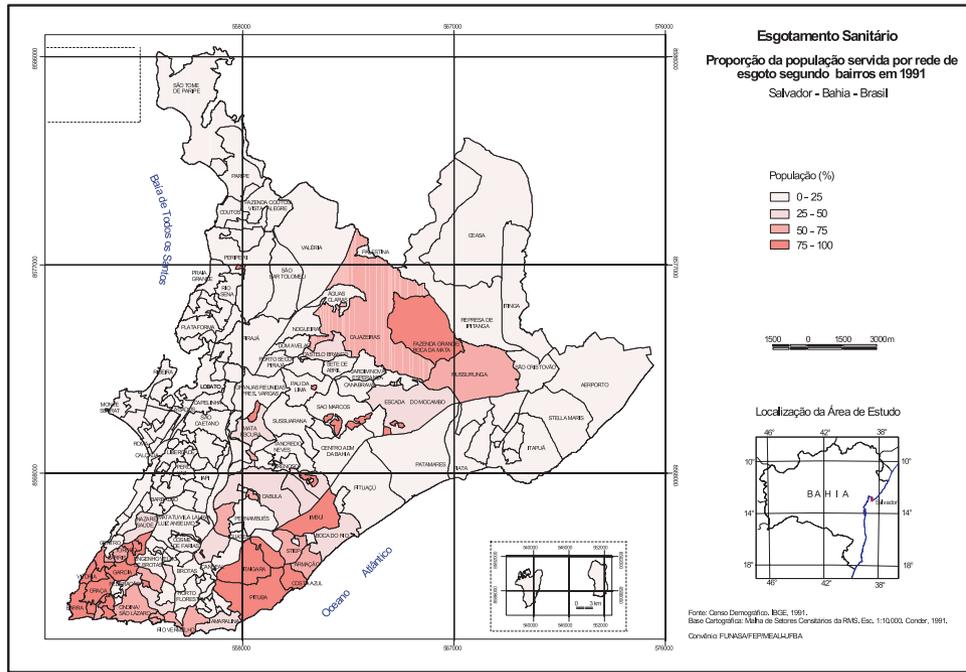
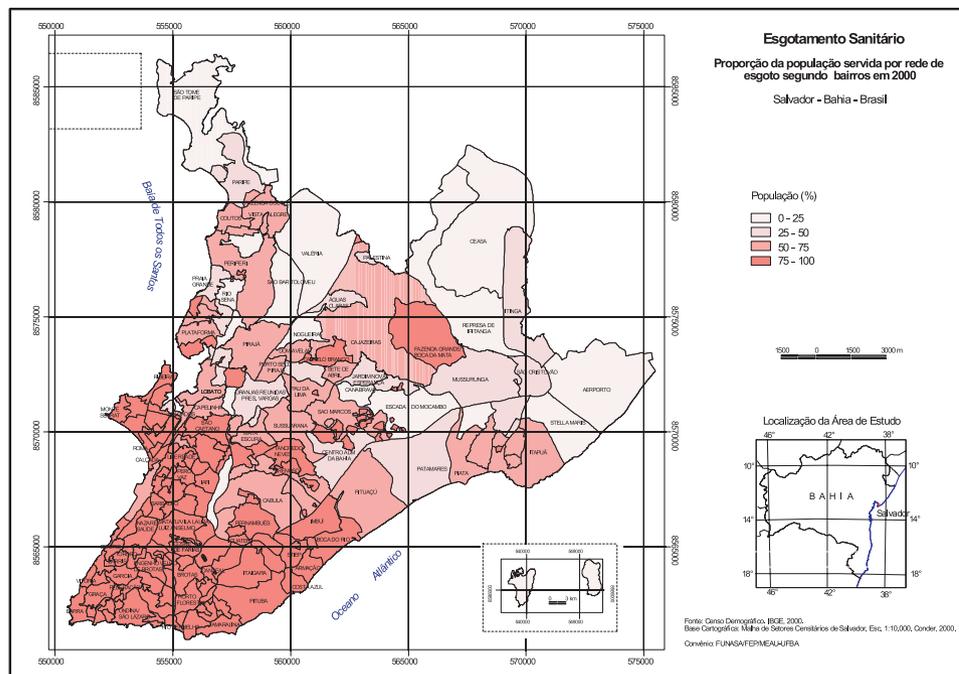
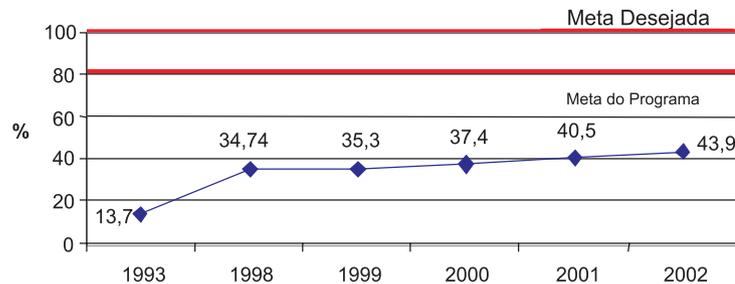


Figura 5. Cobertura da população de Salvador por rede geral de esgoto. IBGE, 2000



Segundo dados da EMBASA (Figura 6), as obras do Bahia Azul elevaram a cobertura da população com rede pública ligada ao sistema de esgotamento sanitário de 12,7%, em 1995, para 44%, em 2002. Ou seja, houve um aumento de apenas 31% na cobertura, atingindo-se, naquele ano, quase a metade da meta estabelecida pelo Programa.

Figura 6. Proporção da população servida pelo sistema integrado de esgotamento sanitário de Salvador 1993 - 2002



Fonte: Embasa, 2003.

4.1.3. Limpeza pública

Os serviços de limpeza pública da cidade são, em grande parte, terceirizados. Na coleta de lixo doméstico a terceirização chega a 80%, enquanto que nos serviços de varrição, atinge 65%. A Empresa de Limpeza Urbana de Salvador (LIMPURB) cada vez mais vem atuando no planejamento e fiscalização dos serviços (PMS, 2003).

O destino final dos resíduos sólidos ocorre no Aterro Sanitário Metropolitano Centro (AMC). No ano de 1998, foi coletada uma média de 4.176 toneladas de lixo por dia.

Segundo dados do IBGE, entre os anos de 1991 a 2000, a cobertura da população de Salvador com serviço de coleta de lixo aumentou de 77% para 93%. Embora tenha havido uma redução significativa do lançamento de lixo a céu aberto, uma média de 125 toneladas de lixo continuava sendo lançada todos os dias nos canais, rios, mar e solo da cidade.

Analisando a distribuição espacial dos serviços de coleta de lixo, verifica-se que entre os anos de 1991 e 2000, segundo o IBGE, houve a quase universalização dos serviços (Figuras 7 e 8).

Embora os dados do IBGE coloquem Salvador como uma cidade bem atendida por serviço de coleta de lixo, uma simples ida às áreas periféricas da cidade já demonstra que o dado não representa a realidade. A forma com que a informação é levantada, certamente, justifica essa incongruência.

Figura 7. Percentual da população de Salvador atendida por coleta de lixo. IBGE, 1991

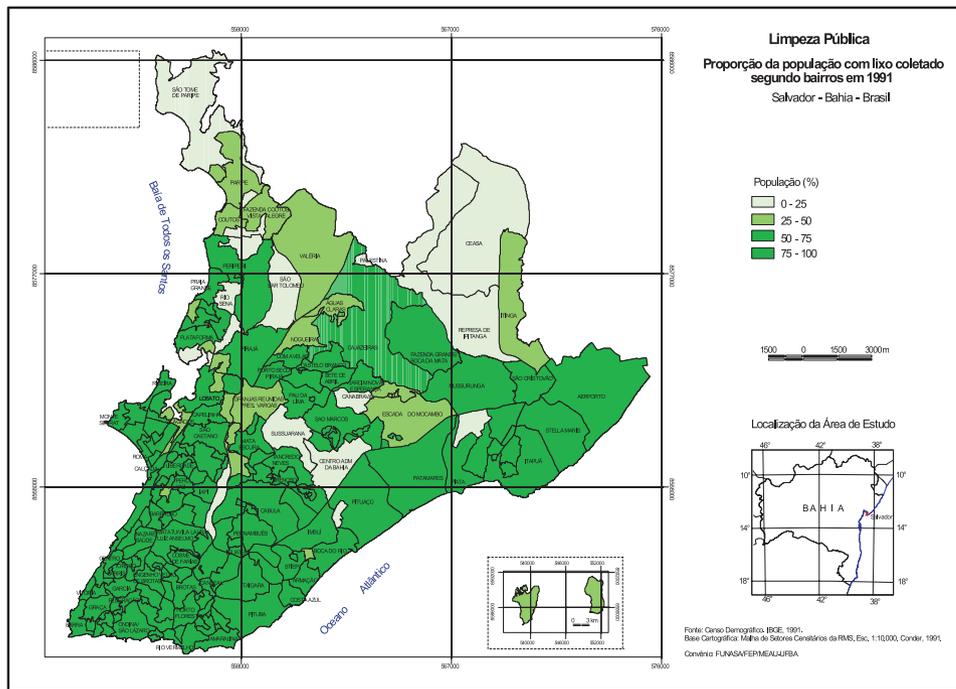
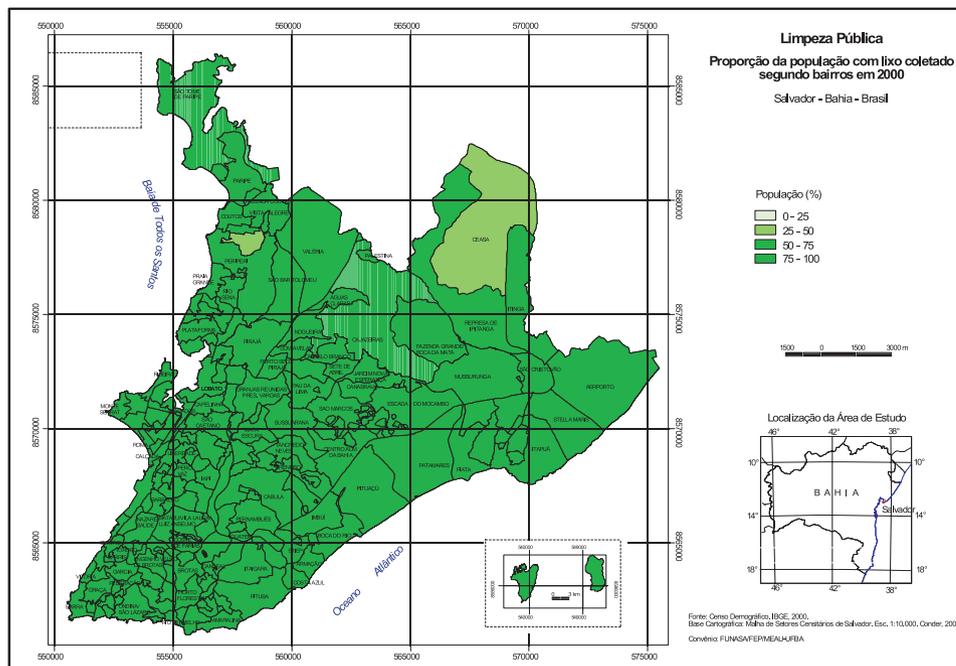


Figura 8. Percentual da população de Salvador atendida por coleta de lixo. IBGE, 2000



O Programa Bahia Azul previa a “completa mudança” do quadro de limpeza urbana da cidade de Salvador (BAHIA, 1995, 2000). No âmbito desse Programa foi executado o Aterro Metropolitano Centro que se encontra em operação desde 1998. A operação do aterro não tem sido satisfatória, o que tem gerado insatisfação da população da vizinhança, que entrou com uma representação no Ministério Público. O aterro tem emanado odores e proliferado vetores.

4.1.4. Drenagem das águas pluviais

Apesar de não se dispor de dados que possam fornecer um cenário mais preciso sobre a situação da drenagem urbana da cidade do Salvador, os registros da Coordenação de Defesa Civil, da Prefeitura Municipal de Salvador, durante o período chuvoso e as tragédias, seguidas vezes noticiadas na imprensa, revelam a face mais cruel deste grave problema da cidade. A inexistência de um Plano Diretor de Drenagem Urbana é um fator limitador da ação municipal.

4.1.5. O índice de saneamento

Segundo os dados dos Censos Demográficos, o saneamento da cidade de Salvador melhorou significativamente. O Índice de Saneamento calculado atingiu o valor de 0,9, em 2000, estando próximo do padrão desejado (1). Verificando-se a espacialização desse Índice no território da cidade, é possível constatar que, em 1991, os bairros centrais e de população com renda média a alta possuíam índices situados na classe de muito satisfatório; enquanto que, no miolo de Salvador e nos Subúrbios os índices encontravam-se na classe de qualidade insatisfatória e muito insatisfatória. A distribuição espacial desse Índice pode ser vista nas Figuras 9 e 10, onde se constata a melhoria referida.

Os Índices de Saneamento calculados, tanto pelo método da consulta à rede de Experts — INDICEEX - como pela Análise Fatorial - INDICEAF - foram extremamente próximos e indicaram um incremento significativo ($p < 0,05$ do t teste de Student) entre os anos estudados. Em 1991, o INDICEEX chegou a um valor de 0,72 e o INDICEAF a 0,73. Em 2000, esses índices assumiram valores de 0,89 e 0,90, respectivamente (Figura 11 Tabela 2). O teste de correlação e o gráfico de dispersão para os índices calculados, nos dois anos, indicaram uma extrema convergência dos valores calculados para os índices, embora os mesmos tenham sido gerados por métodos distintos⁵.

5. Para maior detalhamento consultar Borja e outros (2003).

Assim, segundo os dados do IBGE, a situação de saneamento de Salvador melhorou significativamente entre os anos estudados, estando próximo do padrão desejado para os componentes abastecimento de água e limpeza pública. Assim, segundo essa avaliação, Salvador estaria com um padrão de saneamento extremamente alto.

Esses resultados também indicam que os indicadores disponíveis dos Censos Demográficos são muito insuficientes para avaliar os serviços de saneamento de uma cidade ou localidade. Inegavelmente, os valores encontrados não representam a realidade da cidade em termos de saneamento.

Figura 9. Classes de qualidade do índice de saneamento de Salvador. IBGE, 1991

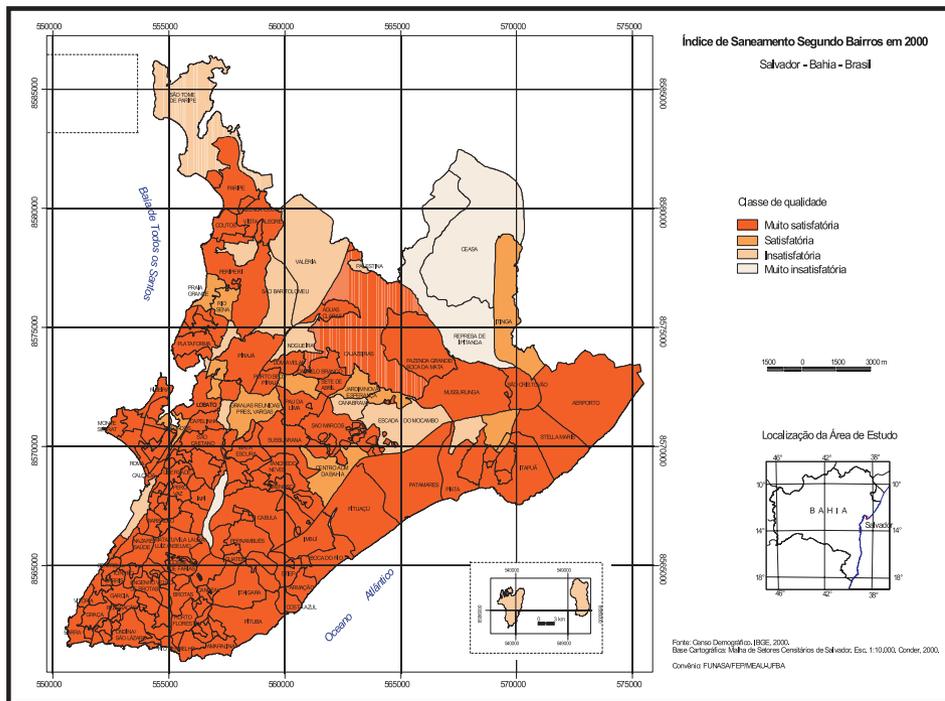


Figura 10. Classes de qualidade do índice de saneamento de Salvador. IBGE, 2000

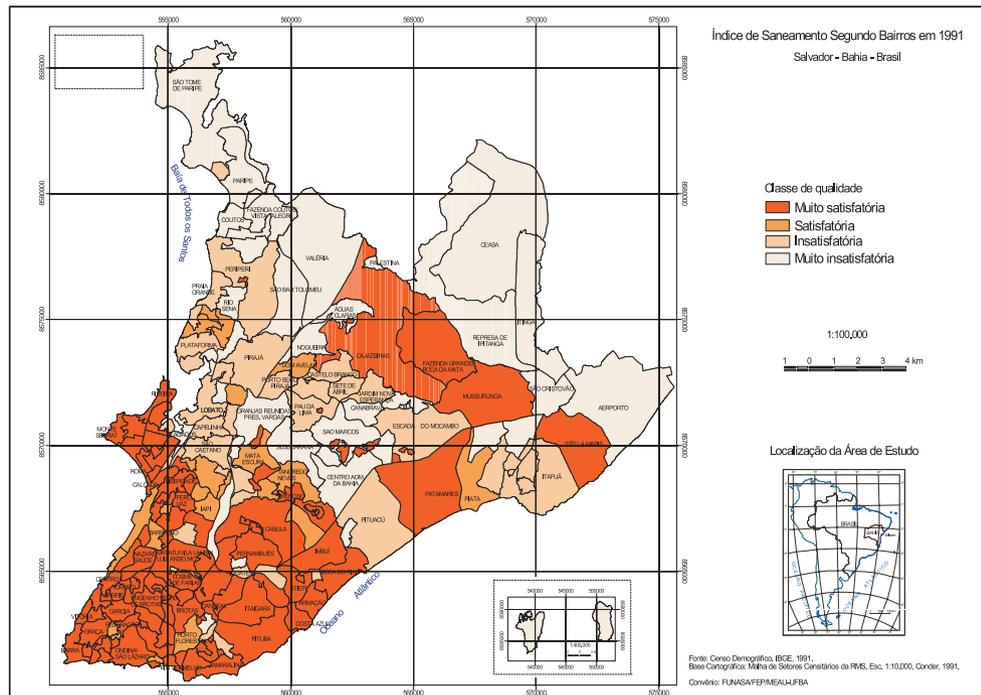


Figura 11. Indicadores e índices de saneamento, segundo dados do IBGE. Salvador, 1991 - 2000

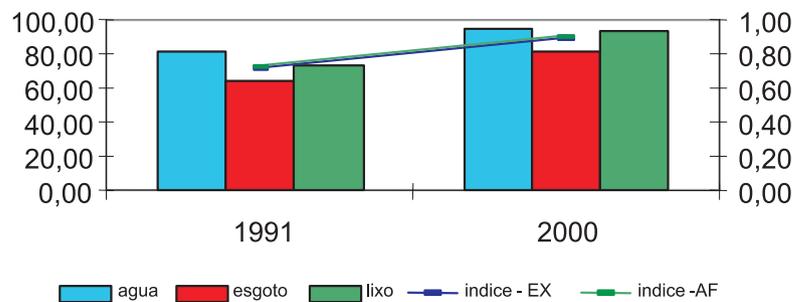


Tabela 2. Teste t de *student* para verificação da diferença entre as médias dos indicadores e índices dos bairros entre os anos de 1991 e 2000

Componente	Indicador	Média		Desvio Padrão		Intervalo de Confiança a 95%		p
		1991	2000	1991	2000	1991	2000	
	Proporção da população atendida por rede pública de água	0,81	0,95	0,014	0,005	0,788 — 0,844	0,943 — 0,964	0,000*
	Proporção da população servida por rede geral** de esgoto	0,64	0,82	0,022	0,015	0,594 — 0,683	0,791 — 0,852	0,000*
	Proporção da população com serviço de coleta de lixo	0,74	0,93	0,019	0,007	0,702 — 0,780	0,916 — 0,945	0,000*
	Índice (Método dos <i>Experts</i>)	0,72	0,89	0,000	0,000	0,700 — 0,800	0,9 — 0,009	0,000*
	Índice de Saneamento (Método da Análise Fatorial)	0,73	0,90	0,000	0,000	0,700 — 0,800	0,900 — 0,900	0,000*

* $p < 0,05$ — diferença estatisticamente significativa.

** Refere-se a rede de esgoto e de drenagem das águas pluviais.

4.2. Serviços de saneamento das micro-áreas

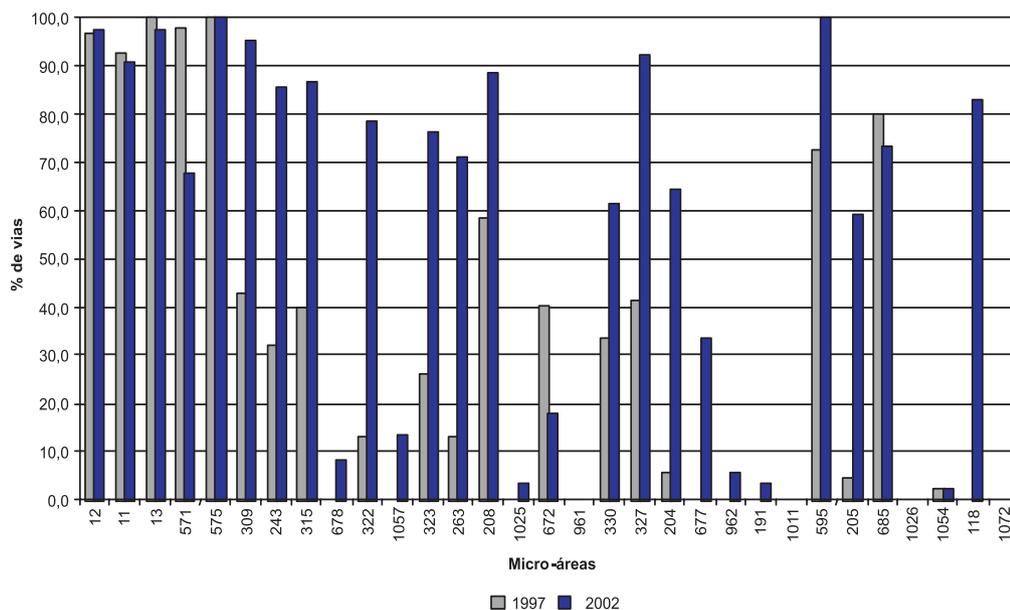
4.2.1. Abastecimento de água

A rede pública de água da EMBASA atende a quase a totalidade da população das micro-áreas. Entre os anos de 1997 e 2002 não se registrou aumento significativo do ponto de vista estatístico⁶ da cobertura da rede de distribuição. Em 1997, 97,9% das vias eram atendidas por rede pública, sendo que este percentual aumentou para 98,3%, em 2002.

Embora a cobertura da rede pública atinja níveis próximos do padrão desejado, o fornecimento descontínuo de água ainda se mantém como o maior problema das áreas estudadas, mesmo considerando uma melhoria significativa ($p < 0,05$) entre os anos estudados. No entanto, essa melhoria não foi suficiente para que o padrão desejado fosse atingido. A análise da Figura 12 permite perceber que as áreas mais atingidas pela intermitência do serviço são as que abrigam população de baixa renda. Metade das áreas estudadas recebe água de forma intermitente em cerca de 40% das suas vias. Isso significa dizer que pouco ou em quase nada melhorou em relação à frequência do serviço nessas áreas.

6. Segundo teste de Qui-quadrado de *Pearson* ($p > 0,05$).

Figura 12. Abastecimento de água — percentual de vias atendidas por rede em bom estado de conservação e abastecimento contínuo por nível de renda da população. Salvador, 1997 e 2002



Segundo dados do IBGE, todas as micro-áreas estudadas apresentaram crescimento do percentual de população abastecida com rede geral. As micro-áreas 1054 e 1072 apresentaram os maiores incrementos, com 4% e 26%, em 1991, para valores superiores a 90%, em 2000. Verificou-se que, em 2000, a cobertura da população atingiu patamares superiores a 90%, em média, exceto para as micro-áreas 118 e 677.

Embora o Programa Bahia Azul tenha realizado obras de melhorias no sistema de distribuição de água de Salvador, estas intervenções não foram suficientes para melhorar a qualidade da água fornecida à população. Segundo os resultados da pesquisa realizada nas micro-áreas, em ambos os anos estudados, a qualidade da água fornecida pela EMBASA estava fora dos padrões de potabilidade definidos pelo Ministério da Saúde.

A análise da Tabela 3 permite concluir que houve um aumento do percentual de amostras fora do padrão bacteriológico, saindo de 16,5%, em 1998, para 22,3%, em 2002/03. No entanto, esse aumento não foi significativo estatisticamente ($p > 0,05$). Houve um aumento do percentual de amostras com coliformes totais entre os anos estudados (14,5% para 20,3%), embora não tenha sido significativo do ponto de vista estatístico ($p > 0,05$). Em 2002/03 houve uma pequena redução do percentual de amostras com coliformes termotolerantes (8,0% para 5,3%), embora esta redução não

tenha sido significativa ($p > 0,05$). Cabe lembrar que a Portaria do Ministério da Saúde não admite a presença de coliformes termotolerantes em amostras coletadas na rede de distribuição.

Tabela 3. Número de amostras fora do padrão bacteriológico de potabilidade⁷ nas micro-áreas de estudo. Salvador, 1998 — 2002/03

Parâmetro	Ano			
	1998		2002/03	
	N	%	N	%
Coliformes Totais	324	14,5	310	20,3
Coliformes Termotolerantes	324	8,0	310	5,8
Contagem Total de Bactérias	315	8,3	309	2,3
Padrão Bacteriológico*	316	16,4	310	22,3

Considerou-se para esta avaliação os parâmetros Coliformes Totais, Termotolerantes e Contagem Total de Bactérias

Houve um aumento significativo ($p < 0,05$) do percentual de amostras com teores de cloro fora dos padrões admitidos, passando de 3,9% para 7,59%, entre os anos estudados. O percentual de amostras com pH fora do padrão decresceu significativamente. O percentual de amostras com turbidez elevada aumentou de 0,6% para 1,2%, não sendo este aumento significativo. Em 2002/03, cerca de 11% das amostras coletadas não atendiam ao padrão definido para a cor da água, tendo havido um aumento do número de amostras fora do padrão entre os anos estudados, embora não tenha sido significativo. Considerando, conjuntamente, os parâmetros cloro residual livre, turbidez e cor, os resultados indicam que houve uma diminuição significativa do percentual de amostras fora do padrão, passando de 55,5%, em 1998, para 36,5%, em 2002/03.

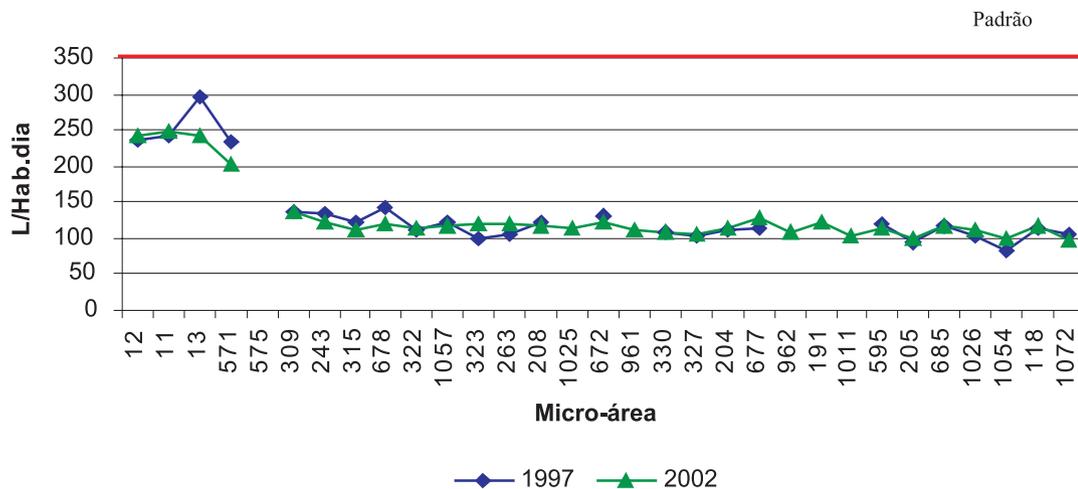
Considerando como Padrão de Potabilidade da Água, os parâmetros bacteriológicos e físico-químicos que geraram seus respectivos padrões, observa-se que houve uma diminuição do percentual de amostras fora do Padrão, embora esta diminuição não tenha sido estatisticamente significativa pelo teste de Qui-quadrado de Pearson ($p > 0,05$). Esses resultados sugerem que as intervenções do Programa Bahia Azul, tanto no sistema de abastecimento de água como no de esgotamento sanitário, não foram suficientes para melhorar a qualidade da água distribuída à população.

7. Para esta avaliação foram adotadas as exigências da Portaria n. 1469/2000, atual n.º 518/2004, do Ministério da Saúde.

De acordo com os resultados, o consumo per capita médio de água nas micro-áreas reduziu de 136,2L/Hab.dia para 133,4L/Hab.dia⁸, indicando que nestas áreas as intervenções realizadas pelo Programa Bahia Azul não foram suficientes para melhorar o padrão de consumo da população.

Analisando a Figura 13 percebe-se que o consumo per capita médio das áreas estudadas decresce segundo o nível de renda da população, passando de, aproximadamente, 250L/Hab.dia para 100L/Hab.dia. Constata-se, ainda, que o padrão de consumo das áreas com população de renda média a baixa são similares.

Figura 13. Per capita de água por micro-áreas ordenadas por nível de renda da população. Salvador, 1987 — 2002



Na percepção dos técnicos da área operacional da EMBASA, nos anos estudados, o serviço de abastecimento de água das micro-áreas atendia à população de forma muito satisfatória, exceção dada às micro-áreas do Subúrbio Ferroviário. Segundo os resultados do Índice do Serviço de Abastecimento de Água, na avaliação dos técnicos, as micro-áreas do Subúrbio passaram a ter um melhor serviço no ano de 2002, uma vez que o índice citado passou de 6 para 7,5. As médias dos índices da qualidade da prestação do serviço nos anos de 1997 e 2002, foram 8,61 e 9,43, respectivamente. Pode-se notar que, na perspectiva dos técnicos da EMBASA, houve um aumento do índice. Segundo o Teste “t” de Student, a diferença entre as médias foi estatisticamente significativa ($p < 0,05$). Embora os técnicos façam uma avaliação da qualidade do serviço acima do padrão verificado em campo, eles reconhecem que a qualidade do serviço nas micro-áreas de população de maior renda é melhor que nas micro-áreas do Subúrbio.

8. Segundo teste t de Student esta redução não foi significativa do ponto de vista estatístico ($p > 0,05$).

Os resultados demonstram que existe uma diferença muito significativa da percepção dos técnicos sobre a situação do abastecimento de água das áreas estudadas e a verificada em campo, embora eles reconheçam que existam desigualdades na prestação do serviço.

4.2.2. Esgotamento sanitário

As condições de esgotamento sanitário das micro-áreas melhoraram significativamente após o Programa Bahia Azul. A cobertura de vias com rede de esgoto sanitário em operação passou de 29,4% para 72,4%, entre os anos estudados, sendo um acréscimo estatisticamente significativo, segundo teste de qui-quadrado de Pearson.

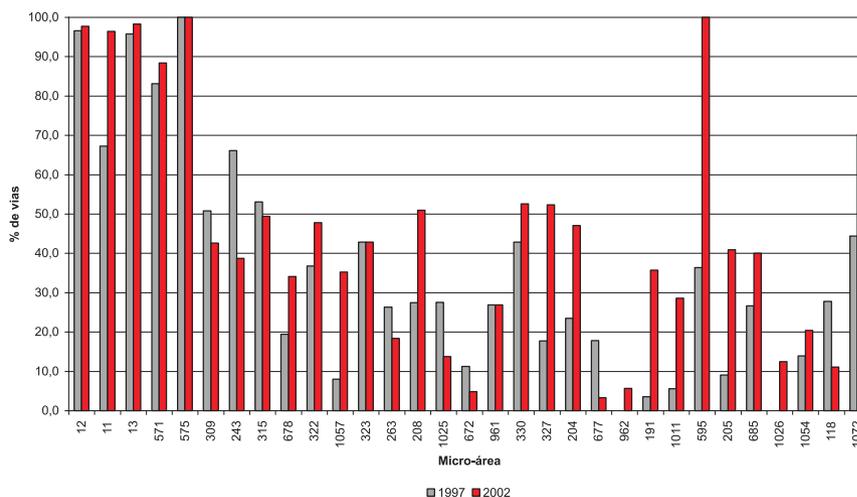
Do percentual de vias com rede de esgoto, cerca de 78% estava em operação em 2002, percentual menor do que o verificado em 1997 — 96%. Essa redução se deveu, em parte, à existência de redes implantadas no âmbito do Programa Bahia Azul que ainda estavam fora de operação quando do levantamento de campo. Cerca de 8% dos trechos de vias que dispunham de rede construída pelo Bahia Azul estavam com a mesma fora de operação por falta da ligação de esgoto ou por problemas técnicos.

Em 1997, a maior parte da rede de esgoto existente nas micro-áreas foi implantada pela Prefeitura ou pelos próprios moradores — 47,4%. Em 2002, essa situação se altera, quando cerca de 90% das redes passaram a ser da EMBASA. Cerca de 19% das vias pesquisadas tinham dois tipos de rede implantada, sendo uma delas implantada no âmbito do Programa citado.

Entre os anos estudados, nas micro-áreas situadas nas bacias da Barra e Armação o percentual de trechos de vias com rede de esgoto em operação e bem conservada era superior a 60%, exceto na micro-área 685. A Figura 14 demonstra que existe um decréscimo do padrão da qualidade do serviço de esgotamento sanitário entre as micro-áreas com população de renda mais alta para a mais baixa. Além disso, para essas últimas, o serviço está muito longe do padrão desejado.

Os dados do IBGE (1991, 2000) confirmam a ampliação da cobertura da população com esgotamento sanitário, principalmente, nas áreas de menor renda.

Figura 14. Esgotamento sanitário — percentual de vias com rede de esgoto em funcionamento e em bom estado de conservação em micro-áreas ordenadas por nível de renda da população. Salvador, 1997 a 2002



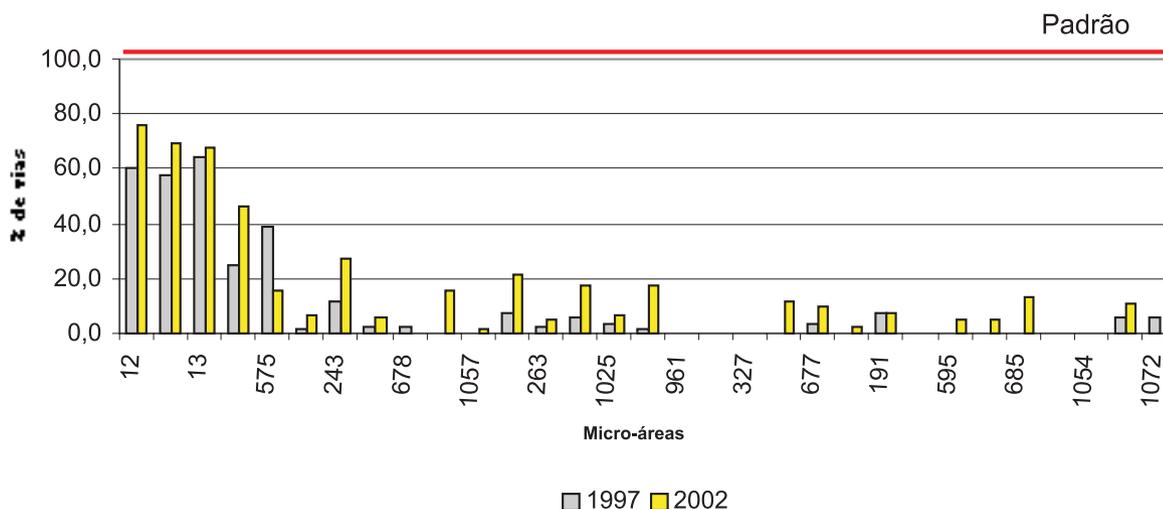
4.2.3. Limpeza pública

O serviço de limpeza pública das micro-áreas continuou muito deficiente. Entre os anos estudados, o percentual de vias com coleta de lixo porta-a-porta passou de 51,6% para 53,1%, sendo que este aumento não foi significativo do ponto de vista estatístico (Teste de Qui-quadrado de Pearson com $p > 0,05$), estando distante do atendimento universal.

O percentual de vias com serviço regular de coleta de lixo porta-a-porta aumentou de 95,2% para 98,7%, sendo um incremento significativo ($p < 0,05$). Esse resultado indica que, onde existe serviço de coleta de lixo porta-a-porta, a mesma é regular em quase a totalidade das vias. No entanto, em 2002, cerca de 34% das vias das micro-áreas pesquisadas não tinham coleta de lixo. Na maioria das áreas a população percorre grandes distâncias ou declives para dispor o lixo em outra via em que caminhão coletor de lixo passa. Essas vias, na sua maioria, são ruas principais das áreas em questão, sendo maioria pavimentadas. Em 2002, cerca de 18,3% das vias possuíam pontos de lixo, sendo que, entre os anos estudados, houve um aumento significativo deste indicador ($p < 0,05$). Vale observar que cerca de 30% das vias das micro-áreas não têm pavimentação, o que dificulta a execução da coleta de lixo.

A análise da Figura 15 revela que existe, mais uma vez, uma desigualdade na distribuição do serviço de saneamento nas micro-áreas, com o padrão do serviço decaindo em função da renda da população. Além disso, nas áreas de população de baixa renda o serviço estava muito aquém do padrão desejado.

Figura 15. Limpeza pública — percentual de vias com coleta de lixo porta-a-porta, frequência regular, sem ponto de lixo e com rua limpa, por micro-áreas ordenadas por nível de renda da população. Salvador, 1997 — 2002



Segundo a percepção dos técnicos da LIMPURB, houve uma diminuição na qualidade da prestação do serviço de limpeza pública. As médias dos Índices do Serviço de Limpeza Pública, entre 1997 e 2002, foram 7,34 e 6,62, respectivamente. Assim, na perspectiva dos técnicos, houve um decréscimo no Índice, que, segundo teste t de Student, foi significativo ($p < 0,05$).

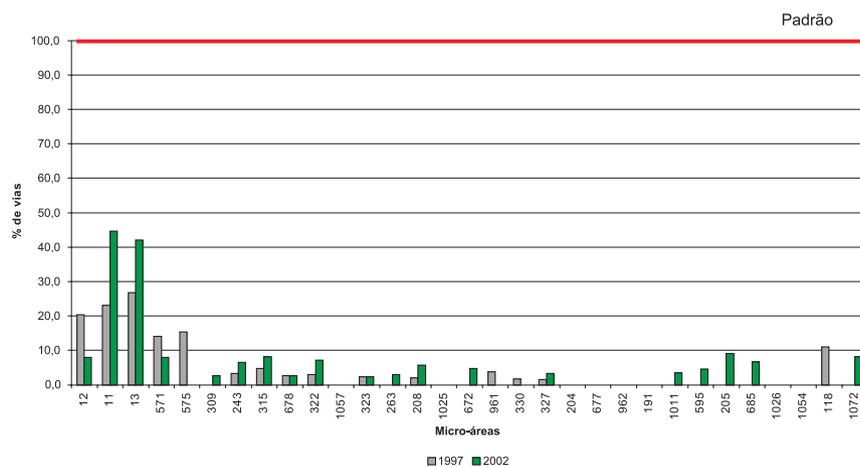
Segundo dados do IBGE (1991, 2002), a coleta de lixo na maioria das micro-áreas melhorou significativamente, o que revela, mais uma vez, as dificuldades de se trabalhar com este indicador do Censo Demográfico.

4.2.4. Drenagem das águas pluviais

A drenagem das águas pluviais é muito precária nas micro-áreas. Entre os anos estudados o percentual de trechos que não tinha rede decresceu de 56,5% para 46,9%, redução significativa do ponto de vista estatístico, segundo teste de qui-quadrado de Pearson com $p < 0,05$. Entre esses anos, houve um decréscimo do uso de escadarias e rampas drenantes e um acréscimo de galerias.

Nos anos analisados, as micro-áreas da Barra e Armação eram as melhores atendidas com sistema de drenagem, enquanto que as situadas no Subúrbio Ferroviário possuíam um baixo percentual de vias com rede de drenagem. Apenas os trechos localizados na bacia da Barra possuíam melhores condições de escoamento das águas pluviais (Figura 16). Nas demais micro-áreas, a rede apresentava-se mal conservada ou fora de operação e existiam problemas de escoamento das águas.

Figura 16. Drenagem das águas pluviais — percentual de vias com rede de drenagem em bom estado de conservação da rede e dos PV's, sem problemas de escoamento em micro-áreas ordenadas por nível de renda da população. Salvador, 1997 — 2002



Segundo a percepção dos técnicos das Unidades de Conservação da SUMAC/PMS, em 2002, o serviço de drenagem das micro-áreas era insatisfatório. A média do Índice do Serviço de Drenagem das Águas Pluviais, foi de 6,7. Na perspectiva dos técnicos, não existe muita desigualdade na qualidade do serviço prestado, situação que não foi verificada com os resultados da pesquisa de campo.

4.2.5. Índice de saneamento

Os resultados indicam que houve um aumento significativo do Índice de Saneamento das micro-áreas estudadas, entre os anos de 1997 e 2002, passando de 0,66 para 0,74 (p do t de Student $< 0,5$). Porém, o índice calculado está distante do padrão desejado (1). Além disso, a desigualdade na distribuição dos serviços foi mantida em altos níveis. Em 1997, cerca de 84% das micro-áreas tinham um índice menor que 0,6, enquanto que no ano de 2002, este percentual baixou para 56%, sendo ainda elevado.

Os valores dos índices calculados, segundo os dois métodos de mensuração, foram extremamente próximos. Entre os anos estudados, as médias dos índices calculados pelo Método dos Experts — INDICEEX foram de 0,73 e 0,79; enquanto as calculadas pela Análise Fatorial - INDICEAF foram 0,66 e 0,74. O gráfico de dispersão e o teste de correlação indicaram o quão próximos os valores dos índices estão uns dos outros.

O padrão de desigualdade da prestação dos serviços de saneamento pode ser constatado ao se analisar o decréscimo do índice entre as micro-áreas com população de melhor para as de menor renda. Esse padrão se manteve inalterado entre os anos

estudados, embora tenha havido uma melhoria significativa do índice. Essa melhoria, no entanto, não foi suficiente para que fosse atingido o padrão desejado (Figuras 17 e 18). Pôde-se constatar que, para ambos os métodos de cálculo dos índices, a tendência citada se mantém, embora o índice calculado pelo Método da Análise Fatorial faça elevar o índice para algumas áreas. Essa diferença, no entanto, não chega a ser significativa como constatado no teste de correlação.

Tabela 4. Teste t de student para verificação da diferença entre as medidas dos indicadores e índices das micro-áreas entre os anos de 1997 e 2002

Componente	Indicador	Média		Desvio Padrão		Intervalo de Confiança a 95%		P
		1997	2002	1997	2002	1997	2002	
Abastecimento de água	Proporção de trechos com abastecimento por rede	0,98	0,98	0,006	0,005	0,969 - 0,988	0,975 - 0,993	0,127
	Proporção de trechos com rede de água em bom estado	0,81	0,91	0,292	0,164	0,753 - 0,872	0,875 - 0,941	0,000*
	Proporção de trechos com abastecimento contínuo	0,38	0,57	0,714	0,744	0,231 - 0,522	0,422 - 0,726	0,001*
	Percentual de amostras de água com coliformes fecais	0,08	0,06	0,177	0,127	0,040 - 0,112	0,032 - 0,084	0,214
	Índice de abastecimento de água	0,54	0,62	0,023	0,024	0,499 - 0,593	0,568 - 0,667	0,000*
Esgotamento Sanitário	Proporção de trechos com rede de esgoto	0,57	0,93	0,053	0,019	0,459 - 0,676	0,887 - 0,967	0,000*
	Proporção de trechos com rede de esgoto em operação	0,95	0,73	0,019	0,049	0,912 - 0,988	0,627 - 0,829	**
	Proporção de trechos com rede de esgoto em bom estado	0,63	0,82	0,046	0,027	0,540 - 0,728	0,762 - 0,871	0,000*
	Proporção de trechos com disposição inadequada dos esgotos	0,10	0,08	0,027	0,019	0,046 - 0,154	0,039 - 0,116	0,119
	Índice de Esgotamento Sanitário	0,49	0,57	0,022	0,016	0,445 - 0,535	0,540 - 0,606	0,000*
Limpeza Pública	Proporção de trechos coleta de lixo porta-a-porta	0,45	0,47	0,055	0,042	0,339 - 0,563	0,388 - 0,590	0,288
	Proporção de trechos com coleta regular de lixo	0,92	0,98	0,027	0,007	0,870 - 0,979	0,966 - 0,997	0,012*
	Proporção de trechos com ponto de lixo	0,15	0,21	0,022	0,021	0,105 - 0,194	0,166 - 0,254	***
	Índice de Limpeza Pública	0,50	0,54	0,025	0,016	0,450 - 0,556	0,513 - 0,581	0,012*
Drenagem das Águas Pluviais	Proporção de trechos com rede de drenagem	0,35	0,47	0,055	0,058	0,241 - 0,468	0,347 - 0,584	0,004*
	Proporção de trechos com alagamentos	0,15	0,19	0,032	0,02	0,085 - 0,218	0,147 - 0,232	***
	Proporção de trechos com rede de drenagem em bom estado	0,35	0,52	0,058	0,047	0,235 - 0,471	0,427 - 0,619	0,023*
	Proporção de trechos com pavimentação	0,92	0,94	0,035	0,016	0,848 - 0,992	0,909 - 0,974	0,297
	Proporção de trechos com pavimentação em bom estado	0,37	0,48	0,052	0,043	0,269 - 0,479	0,389 - 0,565	0,035*
	Índice de drenagem	0,43	0,51	0,023	0,017	0,389 - 0,486	0,474 - 0,545	0,000*
Índices	Índice de Saneamento (Método Expert)	0,73	0,79	0,0226	0,1567	0,687 — 0,779	0,764 - 0,828	0,000*
	Índice Saneamento (Método da Análise Fatorial)	0,66	0,74	0,0425	0,0271	0,553 — 0,727	0,685 — 0,796	0,000*

*p<0,05 — diferença estatisticamente significativa.

** Não houve o aumento esperado deste indicador.

*** Não houve a redução esperada deste indicador.

Figura 17. Índice de saneamento gerado pelo método dos experts segundo micro-áreas ordenadas por nível de renda da população. Salvador, 1997 a 2002

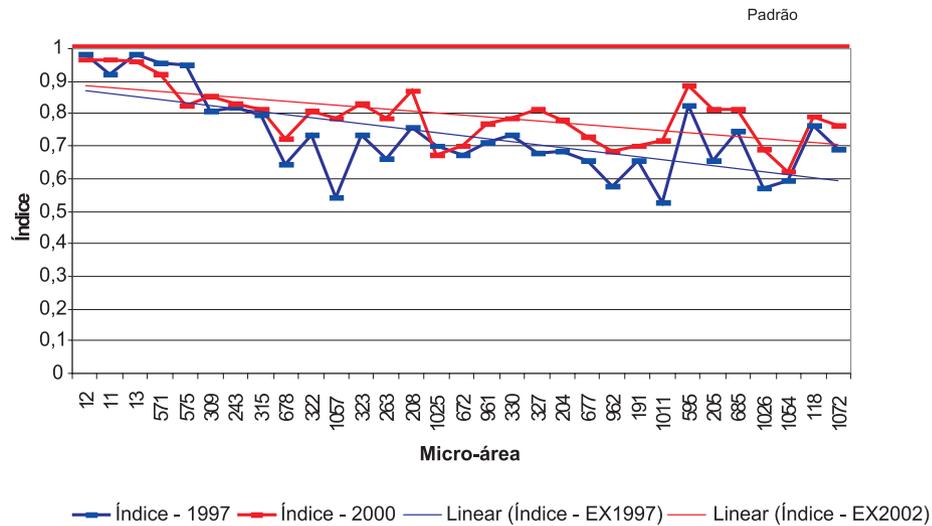
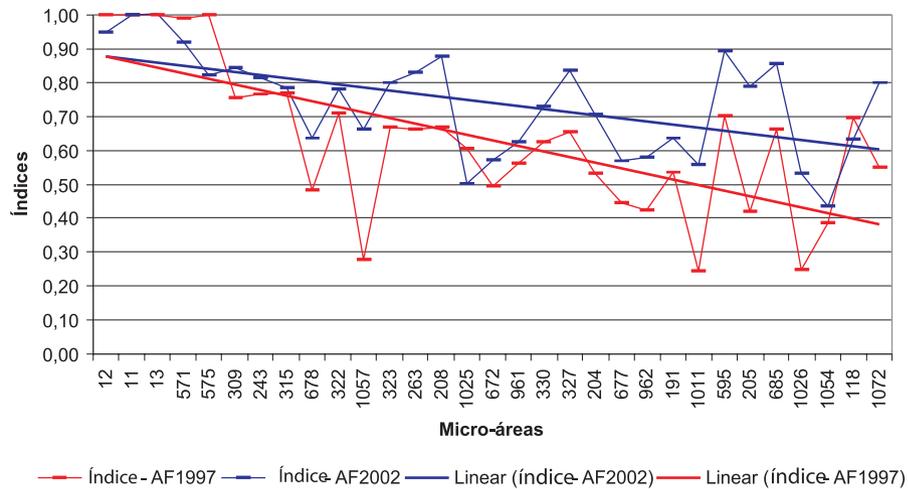


Figura 18. Índice de saneamento gerado por análise fatorial, segundo micro-áreas ordenadas por nível de renda da população. Salvador, 1997 — 2000



Os resultados da pesquisa de campo indicam que as intervenções do Programa Bahia Azul não foram suficientes para modificar o quadro sanitário das 31 micro-áreas estudadas. Embora o Programa tenha possibilitado a ampliação significativa da cobertura da população com rede de esgotamento sanitário, não foi capaz de modificar a situação do abastecimento de água, limpeza pública e drenagem urbana. A distribuição dos serviços se mostrou desigual e com níveis de cobertura e padrão de qualidade aquém do padrão desejado. A efetividade do Programa ficou, portanto, comprometida, no seu objetivo de alterar as condições de saneamento ambiental das comunidades envolvidas.

4.3. Gestão dos serviços de saneamento em Salvador e o programa Bahia Azul

De acordo com a Constituição Federal, Art. 30, V, os municípios devem “[...] organizar ou prestar, diretamente ou sob regime de concessão ou permissão, os serviços públicos de interesse local” (BRASIL, 1998). Atualmente, a EMBASA é responsável pela prestação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário de Salvador, embora não exista um contrato de concessão entre o município e esta empresa.

Em dezembro de 1999, a Câmara Municipal aprovou Lei n. 5.676/99 para que o município firmasse convênio com o Estado para a desestatização da EMBASA, com vistas ao processo de privatização em curso. Por pressões junto ao executivo municipal, o Prefeito encaminhou Projeto de Lei à Câmara para a revogação dessa Lei, o qual foi aprovado em março de 2003. Embora o Governo do Estado venha empreendendo esforços para a privatização da EMBASA, até o momento ela não ocorreu, fato que pode ser atribuído às reações dos movimentos sociais e às dificuldades legais envolvidas em um processo de privatização (segurança de um bom negócio e marco regulatório).

A Prefeitura Municipal tem uma estrutura institucional muito débil no campo do saneamento ambiental. Até o momento, Salvador não dispõe nem de um Plano nem de uma Política de Saneamento. Além da fragilidade jurídico-institucional, o corpo técnico e gerencial da Prefeitura de Salvador é insuficiente para os grandes desafios da cidade em termos de saneamento. Soma-se a isso, a inexistência de iniciativas para a contratação e capacitação de pessoal.

Essa realidade faz com que não haja qualquer atitude da Prefeitura para exercer o seu poder concedente junto a EMBASA. As relações com essa empresa, normalmente, dão-se entorno de questões relacionadas aos conflitos gerados pelas obras na cidade. Para o desenvolvimento do Programa Bahia Azul, a Prefeitura não teve qualquer tipo de envolvimento, a não ser por meio de um convênio para pavimentar as vias danificadas pelo Programa.

O esquema institucional e de gestão do Programa Bahia Azul foi diluído na estrutura administrativa do Governo do Estado da Bahia, tendo uma especificidade por contar com financiamento externo, envolvendo relações com Instituições Financeiras Internacionais (IFI) e a Comissão de Financiamento Externo (COFIEX), do Governo Federal.

No âmbito do Governo do Estado, a então Secretaria de Infra-estrutura (SEINFRA), hoje Secretaria de Desenvolvimento Urbano (SEDUR), foi o órgão executor do Programa, tendo como co-executores a EMBASA, a Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (CONDER), o Centro de Recursos Ambientais (CRA) e a Secretaria da Fazenda.

No âmbito do Programa BTS, por exigência do BID, a gestão se deu por meio de uma Unidade Executora do Programa (UEP), ligada a então SEINFRA, cuja função principal foi a supervisão geral do Programa, devendo para isto interagir com a estrutura técnica e financeira dos co-executores.

4.4. Aspectos operacionais, gerenciais e financeiros dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário

A EMBASA manteve uma estrutura técnico-burocrática nos moldes do PLANASA, no que se refere à relação com o titular dos serviços. O modelo de gestão adotado pela EMBASA, na última década, tem privilegiado a montagem de uma estrutura administrativa e gerencial pautada nos preceitos da Qualidade Total, da Gestão por Resultados, transpondo a lógica empresarial para uma empresa de caráter público. Foi assim que a EMBASA criou as Unidades de Negócio, os Serviços de Atendimento ao Consumidor e um amplo programa de capacitação de pessoal, onde a ideologia da Qualidade Total é passada para o corpo técnico-gerencial. Cabe lembrar, que os recursos para essas ações foram provenientes do Programa Bahia Azul.

Por outro lado, inexistiu qualquer esforço por parte da EMBASA de tornar suas ações mais democráticas e transparentes, sendo esta uma postura que se coloca na contramão das recentes experiências de gestão, em face do crescente número de instituições públicas que têm buscado a participação e o controle social, principalmente, em governos mais progressistas. Certamente, a ideologia do bloco governante, fechada a realidade de nosso tempo e articulada aos interesses da elite dominante, faz com que essa prática se mantenha.

O desenvolvimento do Programa Bahia Azul se deu segundo a lógica institucional e política do Governo do Estado. Embora tenha havido investimentos para o fortalecimento institucional da ordem de US\$ 180 milhões, estes não foram suficientes para tornar a EMBASA mais eficiente e eficaz. Os resultados da presente pesquisa indicam que as ações desse Programa não foram capazes de elevar o perfil técnico-gerencial e operacional da EMBASA. Apesar dos avanços, principalmente no campo da arrecadação e do controle da evasão de receitas, certamente impulsionada pelo aumento da micromedição, ainda persistem indicadores que revelam um baixo desempenho, a exemplo do alto índice de perdas; baixo desempenho financeiro; ampliação da margem do serviço da dívida, comprometendo cerca de 13% das receitas operacionais em 2001; aumento de tarifa visando atender as exigências do Banco Mundial e BID para a efetivação do financiamento. Esses fatos, certamente, contribuiram para que em 2002, a EMBASA fechasse o ano com um prejuízo avaliado em R\$ 398,9 milhões.

A análise dos indicadores operacionais, gerenciais e financeiros da EMBASA revelaram que seu desempenho se manteve sempre abaixo da SANEPAR e SABESP. Esse fato, além de revelar as deficiências da EMBASA, confirma o privilégio dado as Regiões Sudeste e Sul do País, que receberam grande aporte de recursos públicos ao longo de, no mínimo, três décadas, principalmente, no período áureo do PLANASA quando estas regiões foram priorizadas para dar suporte ao novo ciclo produtivo do País na década de 70.

4.5. A voz da população sobre o saneamento em Salvador e o Programa Bahia Azul

A pesquisa de opinião sobre as condições de saneamento em Salvador demonstrou que os níveis de satisfação com os serviços são baixos. Dentre os mais satisfeitos com o abastecimento de água do seu bairro estavam os moradores da Região Administrativa (RA) da Barra, Boca do Rio e Centro — áreas mais consolidadas da cidade. Nessas regiões, 85%, 83% e 88% dos entrevistados avaliaram, respectivamente, esse serviço como “bom”. Dentre os mais insatisfeitos com os serviços estavam os moradores das RA de Cajazeiras e do Subúrbio, em sua maior parte, de baixa renda.

Os níveis de satisfação com os serviços de esgotamento sanitário dos bairros foram mais elevados entre os moradores das RA da Barra, Boca do Rio, Centro e Pituba. A média do indicador das opiniões dos moradores dessas regiões variou entre 9,0 a 9,2, enquanto que das outras variou de 7,0 a 7,7.

Segundo os entrevistados, os serviços de limpeza pública dos bairros não eram satisfatórios. Os mais satisfeitos com o mesmo residiam nas RA da Barra, Centro, Pituba e Valeria. Os maiores níveis de satisfação foram encontrados entre os moradores das RA do Centro e da Barra, onde, respectivamente, 64% e 59% dos entrevistados atribuíram conceito “bom” para esse serviço. Dentre os mais insatisfeitos estavam os moradores das regiões de Tancredo Neves, São Caetano, Cajazeiras, Subúrbio e Pau da Lima, todas de população de baixa renda.

Os níveis de satisfação com os serviços de drenagem das águas pluviais foram baixos, tendo-se a maior média do indicador de opiniões nas RA da Barra (8,1) e Pituba (8,4), áreas consideradas nobres da cidade. Os moradores da RA de Itapagipe registraram o maior nível de insatisfação com este serviço (média do indicador de opinião 6,0).

As opiniões sobre os benefícios do Programa Bahia Azul foram divididas. Cerca de 34% dos entrevistados consideraram que o Programa trouxe benefícios para o seu bairro, enquanto que 37% opinaram que não trouxe, sendo que 31% disseram desconhecer o Programa.

Embora a maioria dos informantes chaves, moradores das micro-áreas de estudo, tenha considerado que ocorreram melhorias em suas localidades, principalmente quanto ao esgotamento sanitário, estes observaram que as melhorias poderiam ter sido mais amplas e que novos problemas passaram a ocorrer devido à falta de manutenção das redes de esgoto implantadas e à má qualidade da obra.

Os depoimentos dos informantes revelaram que não houve a participação ativa da comunidade no processo de implementação das obras do Programa Bahia Azul em suas localidades, o que gerou descontentamento e desconhecimento quanto aos objetivos das intervenções, os papéis de cada um no processo: comunidade e Poder Público.

Embora o gerenciamento de uma obra do porte da implementada pelo Programa Bahia Azul, em uma cidade como Salvador, seja complexo, não só pelo volume, mas também pela tipologia da ocupação da cidade, os depoimentos revelaram que a falta de maior rigor na fiscalização das obras, a terceirização e até quarteirização da mesma e a falta da participação ativa da comunidade, comprometeram, sobremaneira, a qualidade das obras, influenciando na eficácia do Programa.

4.6. A saúde em Salvador

Da análise da prevalência de enfermidades relacionadas com a falta de saneamento, percebe-se que Salvador, embora tenha apresentado uma tendência de decréscimo, ainda apresenta prevalências que merecem atenção. O reaparecimento do cólera e da dengue, a prevalência da diarreia, esquistossomose e leptospirose indicam que ainda existem muitos desafios no campo do saneamento para ser enfrentado.

Por outro lado, os indicadores avaliados não evidenciam as disparidades intra-urbanas dessas enfermidades. Certamente, uma avaliação das mesmas revelaria de forma mais apropriada o padrão epidemiológico da cidade e suas relações com o Programa Bahia Azul.

Barreto e Carmo (1994) ao discutirem as tendências históricas da situação de saúde da população brasileira, evidenciam que tem ocorrido no Brasil uma constante queda da mortalidade infantil por doenças infecciosas e parasitárias (DIP) e a ascensão de doenças cardiovasculares (DCV), padrão observado em diferentes sociedades do mundo. Entretanto, os autores observam que existe a persistência de altas taxas de prevalências para as doenças infecciosas, com reintrodução de doenças antes erradicadas, além da expansão da área de ocorrência das doenças endêmicas, como a esquistossomose. Segundo os autores, ainda é necessário um desenvolvimento teórico-conceitual, com

um modelo de causalidade mais consistente, uma vez que não existem explicações uniformes e uma teoria unificada para explicar tais tendências e sua intensidade.

Assim, em face da complexidade das questões que envolvem a saúde e o ambiente, como também das limitações que o trato com dados secundários impõem é prudente indicar novas investigações, a exemplo das que vêm sendo desenvolvida pelo Instituto de Saúde Coletiva da UFBA, a qual visa avaliar impacto na saúde do Programa Bahia Azul.

4.7. Participação e controle social no Programa Bahia Azul

A gestão dos serviços de saneamento na cidade do Salvador tem sido marcada por uma conduta técnico-burocrata, centralizada no poder governamental, onde a relação entre Poder Público e população se dá na base do velho e conhecido clientelismo. Os processos de decisão ocorrem segundo interesses dos governantes e das forças que os apóiam, dentre eles políticos e setores da iniciativa privada, principalmente, os relacionados à construção civil.

A sociedade civil organizada tem sido alijada dos processos de decisão e tem, ao longo do tempo, reivindicado mais democracia e participação junto à Prefeitura Municipal, ao Governo do Estado e a EMBASA.

Em face das dificuldades encontradas pela sociedade civil organizada para participar dos processos de decisão e acompanhamento do Programa Bahia Azul, foi criado o Fórum Controle Social do Bahia Azul, composto de vinte e quatro entidades. Apesar do Fórum ter obtido visibilidade junto a opinião pública e aos representantes do governo, que passaram a desqualificá-lo, como forma de minimizar os efeitos de seu trabalho, passados três anos de criação o Fórum foi perdendo sua vitalidade e diminuindo a sua capacidade de poder interferir no processo de implementação do Programa. Diversos fatores podem ser atribuídos para o enfraquecimento do trabalho do Fórum, dentre eles a própria crise dos movimentos sociais nos anos 90. Em Salvador, apesar das resistências por vezes heróicas de algumas entidades, existe um claro recrudescimento do movimento social, tanto das entidades profissionais, como do movimento popular.

5. Conclusão

Todo o pensamento teórico é, pois, embrião de uma utopia. Quando se exclui a utopia, nós nos empobrecemos imediatamente. (...) É o lugar que dá conta do mundo. Há nele uma empirização do mundo (...)

Milton Santos (2000)

Dos resultados da presente pesquisa pode-se concluir que:

- a) A efetividade do Programa Bahia Azul foi comprometida uma vez que seus resultados não atenderam aos princípios, minimamente aceitos, para que um serviço de saneamento seja considerado adequado, dentre eles: a universalidade e a equidade. No que se refere à eficácia do Programa, foi também comprometida uma vez que metas não foram atingidas, principalmente a relacionada à cobertura da população com esgotamento sanitário, uma das metas centrais do Programa. Foram em alguns itens relacionados à melhoria operacional e capacitação de pessoal que se pôde verificar alguma eficácia do Programa. A eficiência foi comprometida uma vez que o cronograma de execução do Programa sofreu um atraso de três anos implicando no pagamento de US\$ 6, 074 milhões de Comissões de Crédito.
- b) Em face do comprometimento da qualidade da água distribuída pela EMBASA; da intermitência do fornecimento de água na cidade; da ainda baixa cobertura da população com rede pública de esgotamento sanitário; do baixo número de ligações de esgoto existentes no *SIES de Salvador; da problemática de drenagem da cidade; das deficiências do sistema de coleta de lixo; é que se conclui, que o saneamento em Salvador ainda se constitui em um grave problema, mesmo com as intervenções do Programa Bahia Azul.
- c) Os resultados do trabalho nas micro-áreas indicaram que o Programa Bahia Azul, embora tenha possibilitado a ampliação significativa da cobertura da população com rede de esgotamento sanitário, não foi capaz de modificar a situação do abastecimento de água, limpeza pública e drenagem urbana das áreas estudadas. A distribuição dos serviços se manteve desigual e com níveis de cobertura e padrão de qualidade aquém do padrão desejado. A efetividade do Programa ficou, portanto, comprometida, no seu objetivo de alterar as condições de saneamento ambiental das comunidades envolvidas.
- d) A pesquisa de opinião realizada em Salvador revelou uma baixa satisfação das pessoas entrevistadas com os serviços de saneamento da cidade,

* Sistema Integrado de Esgotamento Sanitário

principalmente, quanto à drenagem das águas pluviais. Embora a maioria dos informantes chaves, moradores das micro-áreas de estudo, tenha considerado que ocorreram melhorias em suas localidades, principalmente quanto ao esgotamento sanitário, estes informantes revelam que as melhorias poderiam ter sido mais amplas e que novos problemas passaram a ocorrer devido à falta de manutenção das redes de esgoto implantadas e a má qualidade da obra.

- e) Não ocorreu a participação ativa e crítica e o controle social sobre o Programa Bahia Azul, postura coerente com as concepções políticas e ideológicas do grupo governante que conduza o Governo do Estado.
- f) A Prefeitura Municipal de Salvador ainda não dispõe de uma Política Municipal de Saneamento. A estrutura jurídica-institucional do saneamento no município se manteve débil, além disso, o município não tem assumido o seu papel de titular dos serviços visando o devido acompanhamento das atividades da EMBASA na cidade.
- g) As ações do Programa Bahia Azul não foram capazes de elevar o perfil técnico-gerecncial e financeiro da EMBASA. Apesar dos avanços, principalmente no campo da arrecadação e do controle da evasão de receitas, ainda persistem indicadores que revelam um baixo desempenho. Estes fatos, certamente, contribuíram para que em 2000, a EMBASA fechasse o ano com um prejuízo avaliado em R\$ 155,6 milhões.
- h) No que se refere ao modelo de avaliação de políticas públicas utilizado no presente estudo, pôde-se perceber que, embora se tenha buscado apreender a complexidade e amplitude do Programa Bahia Azul e sua inter-relação com a recente política estatal de saneamento, uma avaliação dessa natureza tem limitações uma vez que deve ser realizada por uma equipe interdisciplinar, de forma que o olhar de diferentes disciplinas possa ser considerado. A tentativa de realizar uma avaliação política revelou o desafio de se romper com avaliações que privilegiam a análise da eficácia e da eficiência. O caminho adotado de definir os princípios que deveriam nortear o processo de avaliação se mostrou promissor, em face da necessidade de se saber sob que visão social de mundo a avaliação de uma política é realizada. O esforço de integrar técnicas de pesquisa quantitativas e qualitativas se mostrou importante, embora a presente pesquisa tenha evidenciado a necessidade do desenvolvimento de técnicas de análise dos dados qualitativos mais acessíveis a profissionais de outros campos do saber, além dos da área de ciências sociais.
- i) Os indicadores disponíveis dos Censos Demográficos são insuficientes para avaliar os serviços de saneamento de uma cidade ou localidade. Inegavelmente, estes resultados não podem representar a realidade da cidade em termos de saneamento.

- j) Os Índices de Saneamento calculados tanto pelo método da consulta à rede de Experts, como pela Análise Fatorial, foram extremamente próximos. Este resultado indica que embora a definição dos pesos pelos experts tenha sido feita segundo a subjetividade de cada um, esta subjetividade está apoiada na experiência. Experiência, no sentido dado por Demo (1996), segundo o qual para se conhecer um fenômeno é necessário vivenciar, experimentar.

6. Referências bibliográficas

ARRETCHE, Marta T. S. Tendências no Estudo sobre Avaliação. In: RICO, Elizabeth M., SAUL, Ana Maria, FONSECA, Ana Maria M., FAGNANI, Eduardo, PEREZ, José Roberto Rus, MELO, Marcus André, CARVALHO, Maria do Carmo B., PESTANA, Maria Inês G. de S., ARRETCHE, Marta T., FARIA, Regina M. RIOS, Terezinha A, LOBO, Thereza. **Avaliação de Políticas Sociais: Uma Questão em Debate**. São Paulo: Cortez: Instituto de Estudos Especiais, 1998.

BAHIA e BID. **Contrato de Empréstimo Nº 878/OC-BR entre o Estado da Bahia e o Banco Interamericano de Desenvolvimento. Programa de Saneamento Ambiental da Baía de Todos os Santos**. Salvador: BAHIA/BID, 1996. Não publicado.

BAHIA. **Bahia Azul - Programa de Saneamento Ambiental da Bahia**. Salvador: Secretaria de Infra-estrutura/ EMBASA, 2000.

BAHIA. **Bahia Azul — Programa de Saneamento Ambiental da Bahia**. Salvador: Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Habitação, 1995.

BAHIA. **Recuperação Ambiental de Salvador e Baía de Todos os Santos**. Salvador: Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Habitação/ Secretaria de Planejamento, Ciência de Tecnologia/ Secretaria da Indústria, Comércio e Turismo, 1992.

BARRETO, Maurício L; CARMO, Eduardo Hage. Situação de Saúde da população Brasileira: Tendências Históricas, Determinantes e Implicações para as Políticas de Saúde. **Informe Epidemiológico**, Brasília, ano III, n. 3/4, p. 7—33, jul/dez. 1994.

BELLONI, Isaura; MAGALHÃES, Heitor de; SOUSA, Luzia Costa. **Metodologia de Avaliação em Políticas Públicas. Uma experiência em educação profissional**. São Paulo: Cortez, 2000.

BORJA, P. C. **Avaliação da Qualidade Ambiental Urbana - Uma Contribuição Metodológica**. (Dissertação em Arquitetura e Urbanismo). Salvador: Faculdade de Arquitetura, Universidade Federa da Bahia, 1997.

BORJA, Patrícia Campos; DIAS, Marion Cunha; ÁLVARES, Maria Lúcia; LOUREIRO, Aline Linhares; SILVA, Ricardo Macedo Lula; DIAS NETO, Antônio Alves; CRUZ, Cristiane Santana; SANTANA, Rejane de Almeida; CRUZ, Franciane e GOMES, Fábio Soares. **Avaliação Quali-Quantitativa dos Serviços de Saneamento da Cidade do Salvador**. Salvador: MEAU-UFBA/FUNASA, 2003. Relatório Final da Pesquisa “Uso de Indicadores Quali-quantitativos para a

- Avaliação dos Serviços de Saneamento da Cidade do Salvador”. Não publicado.
- BORJA, Patrícia Campos; MORAES, Luiz Roberto Santos. Indicadores de Saúde Ambiental com enfoque para a área de saneamento. Parte 1 — Aspectos Teórico-Conceituais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.8, n.1-2, p.13-25, jan/jun. 2003.
- BORJA, Patrícia Campos; SILVA, Ana Licks Almeida; QUEIROZ, Rita Deisy Bittencourt de; KRUSCHEWSKY, Lidiane; ROCHA, Ana Carla Souto; SANTOS, Cristiane. **Avaliação das Condições Sanitárias das Micro-áreas de Estudo do Programa de Avaliação do Impacto Epidemiológico do Programa Bahia Azul**. Relatório Final do Projeto Especial 1. Salvador: Instituto de Saúde Coletiva, 1999. Não publicado.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Congresso Nacional, Brasília, 2000.
- CONTANDRIOPOULOS, André-Pierre; CHAMPAGNE, François; DENIS, Jean-Louis; PINEAULT, Raynald. A Avaliação na Área de Saúde: Conceitos e Métodos. In: HARTZ, Zulmira Maria de Araújo. (org). **Avaliação em Saúde. Dos Modelos Conceituais à Prática na Análise da Implementação de Programas**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 1997.
- DEMO, Pedro. **Avaliação qualitativa. Polêmicas do nosso tempo**. Campinas/SP: Autores Associados, 1996.
- EMBASA. **Sinopse da Revisão e Atualização do Plano Diretor de Abastecimento de Água da Grande Salvador e Demais Municípios da Região Metropolitana**. Salvador: EMBASA, 1996. Elaborado pela HIDROS Engenharia e Planejamento LTDA.
- FIGUEIREDO, M.; FIGUEIREDO, A. **Avaliação política e avaliação de políticas: um quadro de referência teórica. Análise e Conjuntura**. Belo Horizonte: Fundação João Pinheiro, 1986.
- GONÇALVES, Carlos Walter. P. Possibilidades e limites da ciência e da técnica diante a questão ambiental. **Revista GEOSUL**, s/l, ano III, n. 8. 1988. (Incompleta).
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico de 1991**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico de 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2000.
- ISC/UFBA. **Avaliação do Impacto Epidemiológico do Programa de Saneamento da BTS. 2º Relatório Quadrimestral do projeto apresentado à Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Habitação**. Salvador: ISC/UFBA, 1997. Não Publicado.
- MALHOTRA, Naresh K. **Pesquisa de marketing: uma orientação aplicada**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001.
- MINAYO, Maria Cecília. **O desafio do conhecimento. Pesquisa qualitativa em saúde**. Rio de Janeiro: Hucitec-Abrasco, 1992.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Brasília: Funasa, 2000.
- MONTENEGRO, Marcos Heleno Fernandes, AGUIAR, Alex Moura de Souza, ANDRADE, Izabel de, SOUZA, José Antônio de, HENRIQUES, Miriam Monteiro. Plano de gestão: A regulação do operador público dos serviços de água e esgotos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001. João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. 17p.

MORAES, Luiz Roberto S. **Banco de dados da pesquisa sobre saúde-ambiental em nove comunidades da cidade do Salvador**. Salvador: DHS/UFBA, 1988. Não Publicado.

MORAES, Luiz Roberto Santos; OLIVEIRA FILHO, Abelardo. Política e Regulamentação do Saneamento no Brasil: Análise Contemporânea e Perspectivas. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, IX., 2000, Porto Seguro. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES/APRH, 2000. p.1848-1859.

PEREIRA, Júlio César Rodrigues. **Análise de Dados Qualitativos. Estratégias Metodológicas para as Ciências da Saúde, Humanas e Sociais**. São Paulo: EDUSP/FAPESB, 2001.

PFAFF, Martin. **Supervisión y Evaluación del Proceso de Crecimiento y Desarrollo Urbanos**. In: **Naciones Unidas. Indicadores de La Calidad del Desarrollo Urbano. Informe de la Reunión del Grupo Especial de Expertos**. Nueva York: Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, 1975.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SALVADOR (PMS). **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Salvador**. Salvador: PMS, 2003. Disponível em: [www:\salvador.seplan.pms.ba.gov.br\ppdua](http://www.salvador.seplan.pms.ba.gov.br/ppdua). Acessado em 20 de agosto de 2003.

RICO, Elizabeth M., SAUL, Ana Maria, FONSECA, Ana Maria M., FAGNANI, Eduardo, PEREZ, José Roberto Rus, MELO, Marcus André, CARVALHO, Maria do Carmo B., PESTANA, Maria Inês G. de S., ARRETCHE, Marta T., FARIA, Regina M. RIOS, Terezinha A, LOBO, Thereza. **Avaliação de Políticas Sociais: Uma Questão em Debate**. São Paulo: Cortez: Instituto de Estudos Especiais, 1998.

SANTOS. Milton. **Território e Sociedade. Entrevista com Milton Santos**. São Paulo: Fundação Perceus Abramo, 2000.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Contribuição para Formulação da Política Nacional de Saneamento Ambiental**. Brasília: Ministério das Cidades, 2003. Não Publicado.

SEINFRA. **Programa de Saneamento Ambiental da Baía de Todos os Santos - Relatório de Acompanhamento — 2º. Semestre de 2002**. Salvador: SEINFRA, 2002. Não publicado.

Agradecimentos

Agradecemos a Divisão de Vigilância e Controle Sanitário da Secretaria de Saúde do Estado da Bahia; ao Laboratório Central do Estado (LACEN); ao Instituto de Saúde Coletiva da UFBA; aos técnicos da EMBASA e da LIMPURB e SURCAP da Prefeitura Municipal de Salvador; a Coordenação do Programa de Saneamento Ambiental da Bahia (BTS), do Governo do Estado da Bahia; ao Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana da UFBA; ao Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da UFBA; a Fundação Escola Politécnica da Bahia; e aos moradores e informantes-chaves das áreas de estudo.



Exclusão sanitária em Belo Horizonte — MG: caracterização e associação com indicadores de saúde

Léo Heller (coordenador), Eloísa de Abreu
Azevedo

Proponente e Executora: Universidade Federal
de Minas Gerais - UFMG

Introdução

A infra-estrutura sanitária deficiente desempenha uma nítida interface com a situação de saúde e com as condições de vida das populações dos países em desenvolvimento, onde as doenças infecciosas continuam sendo uma importante causa de morbidade e mortalidade. A prevalência dessas doenças constitui um forte indicativo da fragilidade dos sistemas públicos de saneamento (DANIEL, 2001). O estudo dessa situação, assim como seu enfrentamento, apresenta-se como um desafio de grande complexidade em decorrência das seguintes situações:

Primeiro, há a necessidade de se conhecerem e detectarem os fatores determinantes e condicionantes do ambiente que interferem na saúde do homem, para recomendar e adotar as medidas de prevenção e controle das doenças. Portanto, são necessárias informações sobre os fatores de risco existentes.

Segundo, há necessidade de se intervir em saneamento, implementar ações de educação sanitária e promover a melhoria das condições de vida para que mudanças no estado de saúde das populações possam ocorrer.

Para tanto, é essencial que na definição de prioridades de intervenção e na alocação dos recursos públicos para a promoção da saúde coletiva, os fatores de risco presentes no meio ambiente sejam considerados. A avaliação dos fatores de risco para o desenvolvimento de doenças é realizada por meio de estudos epidemiológicos que utilizam indicadores de saúde e podem se constituir em uma importante ferramenta para subsidiar os processos decisórios para o controle e prevenção de doenças.

A mensuração das condições de vida e de saúde persiste um desafio. A saúde deve ser pensada como uma resultante das relações entre as variáveis ambientais, sociais e econômicas que pressionam as condições e a qualidade de vida. Portanto, em toda análise da situação de saúde, os indicadores básicos de desenvolvimento humano assumem uma importância fundamental, pois documentam as condições de vida da população e dimensionam o espaço social em que ocorrem as mudanças no estado de saúde (OPAS, 1998). São esses indicadores que refletem o nível socioeconômico e as diferenças sociais entre os grupos populacionais que determinam o processo de doença.

O modelo “FPEEEA” — Forças condutoras (forças motrizes), Pressões, Estado, Exposição, Efeitos e Ações (BRIGGS et al., 1996; BORJA & MORAES, 2000), proposto pela Organização Mundial da Saúde, como estrutura conceitual Desenvolvimento - Meio Ambiente - Saúde, facilita o entendimento da relação entre o desenvolvimento e a degradação das condições de saúde em função da degradação das condições ambientais. Esse modelo revela a necessidade de se integrarem as avaliações dos fatores de risco ambientais para a saúde das populações com o desenvolvimento e com a implementação de ações e processos decisórios das políticas públicas. Permite a formulação de indicadores para cada etapa da estrutura conceitual, facilitando a compreensão das ações que podem ser aplicadas em cada uma das etapas, como também facilita o entendimento das inter-relações entre elas.

Contudo, a construção de um sistema de indicadores que incorpore todas as nuances do processo saúde-doença é uma tarefa complexa. Conseqüentemente, os indicadores de saúde freqüentemente utilizados para avaliar o nível de saúde da população são constituídos de dados de “não-saúde”, ou seja, informações sobre as doenças e morte. Deve-se considerar que esses indicadores refletem a etapa final da cadeia Desenvolvimento — Meio Ambiente - Saúde e as ações que atuam nas etapas iniciais do processo saúde-doença, ou seja, sobre as forças condutoras e sobre a situação de pressão, entre elas a melhoria da infra-estrutura sanitária, são as mais importantes para a promoção da saúde.

Avaliar o impacto das intervenções em saneamento sobre a saúde requer indicadores de saúde específicos. Para obter esses indicadores, é necessária a consideração conjugada de diversos fatores, como as condições ambientais, as variáveis demográficas, comportamentais, culturais, sociais e econômicas, o grau de sinergia das ações ambientais adotadas para a eliminação das vias de transmissão de doenças infecciosas e os efeitos diretos e indiretos das intervenções sanitárias sobre a saúde.

No processo de construção de indicadores de saúde para a avaliação de intervenções em saneamento, é fundamental, para a qualidade da informação gerada pelo indicador, a associação da relação entre saúde e a ausência de saneamento. As doenças infecciosas, sobretudo de transmissão feco-oral, realizam o balizamento dessa

relação. Portanto, os indicadores de saúde utilizados na avaliação de impacto das intervenções em saneamento devem possibilitar a quantificação da saúde sob o ponto de vista sanitário, ou seja, devem refletir o risco de exposição a doenças infecciosas de transmissão feco-oral.

O mais utilizado deles, o indicador diarreia (HELLER, 1997), não é, contudo, suficientemente específico, uma vez que diarreia em si não é uma doença, mas uma manifestação comum a várias condições clínicas e de variadas etiologias, que desencadeiam mecanismos fisiopatológicos diversos na mucosa intestinal. Os estudos epidemiológicos que a utilizam como indicador podem não refletir devidamente a realidade investigada, o que pode subestimar o risco de exposição. Observa-se também, que os estudos não contemplam a associação e comparação dos indicadores de saúde utilizados quanto à qualidade da informação gerada na avaliação de um fenômeno real com o auxílio de métodos estatísticos.

Considerando estas limitações e as lacunas existentes na literatura, o presente trabalho analisa a utilização de um novo indicador para avaliar a relação saúde e saneamento, que possibilite a identificação direta do microrganismo infeccioso, com comprovado efeito patológico. A proposta desse indicador tem o objetivo de refletir o caráter patológico da presença do agente infeccioso na luz intestinal. Pois, sabe-se que apenas em função dos determinantes de patogenicidade, determinados organismos invadem a mucosa intestinal desencadeando o processo patológico, que na maioria das doenças relacionadas com o saneamento manifesta-se como diarreia. Portanto, potencialmente é um indicador mais específico da relação saúde e saneamento. Tal indicador foi denominado de “presença de patógenos entéricos associada a constituintes patológicos intestinais” e é formado associando-se ao isolamento de enteropatógenos um marcador de patogenicidade, os piócitos fecais. Portanto, necessita de técnicas laboratoriais de exame coprológico para sua formação.

Previu-se também, a utilização em conjunto dos indicadores de saúde classicamente recomendados: morbidade por diarreia, presença de parasitoses intestinais e estado nutricional, objetivando, na avaliação de uma mesma realidade, a comparação entre esses indicadores quanto à possibilidade de detectar o risco para a saúde, quando este realmente existir, à sensibilidade e especificidade à avaliação do impacto de ações de saneamento, ao tamanho da amostra requerida, à eficácia de utilização, medida pela relação custo/tempo despendido para a realização dos estudos, e, finalmente, à possibilidade de identificação direta do microrganismo infeccioso com comprovado efeito patológico.

Acredita-se que, ao se estudarem os excluídos dos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, sob o ponto de vista das práticas empregadas por essas populações na tentativa de compensar a ausência de saneamento e os impactos gerados, estar-se-á abrindo um parêntese nos dados estatísticos que se referem a essas populações

apenas como um percentual de não atendidos por estes serviços. Pretende-se, portanto, fornecer subsídios para o conhecimento da realidade específica dessas populações, realidade esta que pode ser generalizada para a maioria das periferias dos grandes centros urbanos, onde predomina a exclusão sanitária, social, econômica e de saúde.

Objetivos

O presente trabalho, por meio da realização de um estudo epidemiológico tipo quase-experimental, objetivou avaliar o risco para a saúde de populações que residem em áreas destituídas de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário na cidade de Belo Horizonte, empregando um conjunto de indicadores de saúde. Objetivou ainda:

- Conhecer e caracterizar a parcela da população excluída do acesso ao sistema público de abastecimento de água e esgotamento sanitário;
- Mensurar e identificar os riscos para a saúde aos quais estão expostas;
- Identificar as soluções de abastecimento de água e esgotamento sanitário espontaneamente adotadas;
- Avaliar em campo a aplicabilidade dos indicadores de saúde;
- Comparar os indicadores dentre critérios definidos;
- Testar e comparar a utilização da presença de patógenos entéricos associada a constituintes patológicos intestinais (piócitos fecais);

Metodologia

Delineamento do estudo: O presente trabalho consiste em um estudo quase-experimental, com características de estudo transversal, para a avaliação do impacto de intervenções em saneamento efetuadas pelo poder público em três áreas, distintas e geograficamente bem delimitadas, situadas em uma única vila da periferia de Belo Horizonte, Vila Nossa Senhora de Fátima, com base em uma seleção de indicadores de saúde. Foi estruturado para quantificar o risco de desenvolvimento de um grupo selecionado de agravos à saúde, por meio da comparação de populações residentes em áreas destituídas de abastecimento de água e/ou esgotamento sanitário, com população residente em área provida desses recursos.

As intervenções em abastecimento de água e em esgotamento sanitário definiram as três áreas de exposição, assim designadas pelo estudo:

Área 1 ou SASE: Sem abastecimento de água e sem esgotamento sanitário;

Área 2 ou CASE: Com abastecimento de água e sem esgotamento sanitário;

Área 3 ou CACE: Com sistema de abastecimento de água e com esgotamento sanitário. A exposição foi definida como ausência total ou parcial dos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Definiu-se, o estado de não-exposição como a presença conjunta dos dois serviços de saneamento. As três áreas guardam entre si um gradiente de exposição ou de risco — da área de urbanização precária e destituída de recursos sanitários para a área urbanizada e com serviço de saneamento totalmente ou parcialmente presente.

Área geográfica do estudo: Foi selecionada entre as 174 vilas e favelas da cidade. Adotaram-se os seguintes critérios para a escolha da área: coincidência entre os dados municipais e os estaduais de saneamento; existência *a priori*, e na mesma favela, de três áreas definidas como estados de exposição e de não-exposição aos serviços sanitários, denominados doravante fatores de risco; representatividade das condições de saneamento e urbanismo vigentes nas vilas e favelas do Município de Belo Horizonte.

Escolheu-se, então, a Vila Nossa Senhora de Fátima que, juntamente com outras seis favelas, compõe o Aglomerado da Serra, onde vivem 46.086 pessoas, correspondendo a cerca de 10% da população de vilas e favelas de Belo Horizonte.

População do estudo: A amostra do estudo foi selecionada da população de crianças entre um a cinco anos de idade residentes na Vila Nossa Senhora de Fátima e que moravam em casas localizadas nas três áreas definidas *a priori* como estado de exposição e de não-exposição.

Definição dos estados de doença — indicadores de saúde: A morbidade por diarreia, a presença de parasitas intestinais nas fezes, o estado nutricional e a presença de enteropatógenos associada a constituintes patológicos intestinais constituíram os indicadores utilizados nesse trabalho. Os três primeiros são indicadores tradicionais, recomendados pela literatura, utilizados nos estudos epidemiológicos de avaliação do impacto das intervenções em saneamento sobre a saúde (BLUM & FEACHEM, 1983; BRISCOE et al., 1986; HELLER, 1997). O quarto indicador é o novo indicador proposto pela presente pesquisa. Descreve-se a seguir os indicadores empregados:

Morbidade por diarreia: Para fins do estudo, a diarreia foi definida como três ou mais episódios de evacuações líquidas, nas últimas quarenta e oito horas que antecederam a coleta dos dados. Foi estabelecida a seguinte definição para caso: “Criança de um a cinco anos de idade, residente nas três áreas definidas pelo estudo, que tenha apresentado

diarréia, nas quarenta e oito horas que antecederam a realização da entrevista”. A informação sobre esse indicador foi obtida por meio do inquérito domiciliar e resposta ao questionário pelo adulto responsável, presente no momento da entrevista.

Presença de parasitas intestinais nas fezes: Compreendeu helmintos e protozoários patogênicos, como *Giardia spp*, *Entamoeba histolytica* e *Cryptosporidium spp*. Para esse indicador a definição de caso foi: “Criança de um a cinco anos, residente nas três áreas definidas pelo estudo, de cujas fezes foram identificados helmintos e protozoários patogênicos, por meio do exame parasitológico de fezes”.

Os protozoários patogênicos — *Cryptosporidium*, *Entamoeba histolytica* e *Giardia lamblia* foram agrupados para efeito de análise. Os protozoários não patogênicos — *Entamoeba coli*, *Endolimax nana* e *Iodamoeba butschilli* não foram considerados na análise multivariada.

Estado nutricional: Pela aferição do peso e da altura das crianças pode-se calcular os três índices antropométricos mais frequentemente utilizados para a avaliação do estado nutricional infantil em inquéritos epidemiológicos: altura/idade, peso/altura e peso/idade (GOULART, 2000). Os índices antropométricos foram calculados com recursos do programa Epi Nut do Epi Info versão 6.4, tendo como referência os dados antropométricos do *National Center for Health Statistic* (NCHS), recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS), para a idade de 0 a 10 anos (WHO WORKING GROUP, 1986; GOULART, 2000; ALBERTI et al., 2002). Para a comparação do conjunto de medidas antropométricas obtidas, empregou-se a escala do escore Z (desvio padrão escore). Os graus de desnutrição foram definidos conforme os valores de Z classificando-se a desnutrição leve ou risco de desnutrição as crianças cujos valores de Z situavam-se no intervalo de -1 a -2 DP, de desnutrição moderada (-2 a -3 DP), e desnutrição grave (menor que -3 DP). O estado nutricional também foi classificado em desnutrição aguda, crônica e déficit ponderal isolado.

Presença de patógenos entéricos associada aos piócitos fecais: Indicador proposto pelo trabalho que associa um marcador de patogenicidade à diarréia e à presença de enteropatógenos. Para a formação desse indicador, foi necessária a identificação laboratorial dos agentes etiológicos das doenças selecionadas pela pesquisa, como também a identificação da presença de piócitos fecais realizada pelo exame bacterioscópico direto. Foi definido como caso: “Criança de um a cinco anos, residente nas três áreas definidas pelo estudo, com ou sem diarréia, em cujas fezes foram isolados enteropatógenos e piócitos fecais”. Na análise dos dados criaram-se as seguintes possibilidades para esse indicador: ocorrência de diarréia associada à presença de piócitos fecais; infecção por bactérias patogênicas associadas à presença de piócitos fecais; presença de bactérias não patogênicas associada à presença de piócitos fecais; infecção por parasitas intestinais associada à presença de piócitos fecais; infecção por patógenos de transmissão feco-oral associada à presença de piócitos fecais.

Dimensionamento da amostra: O tamanho inicial de cada amostra foi fixado em 224 elementos. Em decorrência de limites técnicos impostos ao volume de exames laboratoriais e levando em conta que a população alvo de uma das áreas era menor que o tamanho amostral calculado, foi arbitrado o valor de 200 crianças para cada grupo. Foi programada a investigação total de 600 crianças. Como para o novo indicador proposto, não foram encontrados, na literatura, dados sobre a prevalência dos piócitos fecais e das enterobactérias, optou-se pela realização de um estudo piloto interno, no qual foram calculadas essas prevalências, com os sessenta primeiros resultados dos exames laboratoriais realizados, no início da etapa de campo.

Processo de amostragem: O método utilizado pelo estudo foi amostragem estratificada¹ em dois estágios. Em cada estágio, os elementos amostrais foram selecionados por processo de amostragem aleatória simples².

Protocolo adotado pelo estudo: O protocolo da pesquisa foi submetido à avaliação do Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal de Minas Gerais. Foi aprovado definitivamente na reunião do dia 30 de agosto de 2001. O protocolo adotado pela pesquisa consiste de: I) Orientação para o preenchimento do termo de consentimento informado da participação do adulto; II) Dados sobre o entrevistado; III) Endereço da moradia; IV) Termo de consentimento informado do adulto; V) Orientações para o preenchimento do termo de consentimento informado para a participação da criança; VI) Termo de autorização para a participação da criança; VII) Questionário, com as seguintes seções: a) caracterização da população residente na casa; b) caracterização da criança e dados de saúde; c) caracterização socioeconômica; d) abastecimento de água e hábitos higiênicos; e) esgotamento sanitário e presença de cursos d'água nas proximidades; f) acondicionamento e destino do lixo doméstico; g) comportamento das águas pluviais; h) presença de vetores; i) aferição dos dados antropométricos das crianças; j) validação pela observação *in loco*, das informações; VIII) Folha para o registro da entrevista; IX) Coleta do material fecal; X) Repasse dos resultados dos exames laboratoriais ao responsável pela criança; XI) Encaminhamento das crianças com alterações clínicas e laboratoriais ao serviço de atendimento médico.

Análise dos dados: O método de análise adotado baseou-se no estudo da frequência das 210 variáveis, coletadas para cada criança e na comparação das três áreas do estudo, segundo seleção dessas variáveis. Para as variáveis qualitativas, as diferenças das frequências encontradas, entre as três áreas, foram testadas estatisticamente através dos testes do qui-quadrado ou o teste exato de Fischer para proporções, quando indicado.

1. É o método de amostragem que divide a população, inicialmente, em estratos: subgrupos com alguma característica conhecida e relacionada com a variável de interesse. Os estratos devem ser mutuamente excludentes.

2. Método em que cada elemento tem a mesma probabilidade de ser selecionado.

Utilizaram-se tabelas de ANOVA — “one way” — na comparação das médias exibidas pelas variáveis quantitativas. O teste de Fisher, para comparação de médias, foi empregado na determinação do grau de significância estatística das diferenças observadas nessas tabelas. A localização dessas diferenças foi feita por meio do teste de Scheffe, quando as variâncias das observações comparadas demonstraram ser homogêneas. O teste de Bartlett foi utilizado para testar a homogeneidade das variâncias. O grau de significância estatística das diferenças observadas nas tabelas de ANOVA foi também aferido por meio do teste de Kruskal-Wallis, sempre que o teste de Bartlett foi significativo.

O estudo da relação das possíveis relações entre as crianças das três áreas e as demais variáveis do questionário foi realizado por intermédio da comparação das áreas — CACE, CASE e SASE - segundo as médias ou frequências das variáveis agrupadas em nove subgrupos assim constituídos: I) Estrutura familiar; II) Nível socioeconômico; III) Abastecimento de água; IV) Hábitos higiênicos; V) Esgotamento sanitário; VI) Resíduos sólidos; VII) Comportamento das águas pluviais; VIII) Presença de vetores; IX) Informações sobre a saúde.

Além dos indicadores de saúde selecionados pela pesquisa, constitui-se, para fins de análise, uma outra variável resposta, o agrupamento de todos os enteropatógenos — bactérias, helmintos e protozoários — isolados de material fecal coletado na pesquisa, de acordo com a via de transmissão feco-oral. A variável formada foi denominada de infecção por patógenos de transmissão feco-oral.

Para as variáveis de resposta desse trabalho - diarreia, desnutrição aguda, desnutrição crônica, déficit ponderal isolado, helmintíase, protozoose, presença de enteropatógenos associada a piócitos fecais e infecção por patógenos de transmissão feco-oral — foram calculadas as respectivas Razões de Probabilidade ou “Odds Ratio” (OR) e os respectivos limites do intervalo de confiança a 95% (IC a 95%) (SOARES & SIQUEIRA, 2001), após a localização das diferenças com os dados organizados em tabelas 2 X 2, conforme os procedimentos acima mencionados. No ajuste das “Odds Ratio” (OR), obtidas para as variáveis de resposta, aos níveis e categorias das demais variáveis do questionário foi efetuado em modelo de regressão logística, utilizando-se o qui-quadrado de Hosmer-Lomeshow como critério de adesão do modelo aos dados coletados. Em decorrência da grande quantidade de variáveis registradas o ajuste se processou por subgrupos de variáveis. Foram utilizados os nove subgrupos mencionados na sessão anterior. Agruparam-se as variáveis relacionadas ao saneamento em apenas dois subgrupos denominados de saneamento 1 e 2. Os cinco subgrupos utilizados na análise multivariada foram: I) Estrutura Familiar; II) Nível socioeconômico; III) Saneamento 1 (abastecimento de água, hábitos higiênicos, esgotamento sanitário); IV) Saneamento 2 (comportamento das águas pluviais, resíduos sólidos, presença de vetores); V) Saúde.

Para cada um dos cinco subgrupos as “Odds Ratio” foram ajustadas para as variáveis do subgrupo que apresentaram diferenças entre as três áreas associadas a

$p < 0,05$, na análise univariada. Foram também incluídas variáveis cujas diferenças estavam associadas a p maior que 0,05 e menor que 0,20 ($0,05 < p < 0,20$), julgadas pela autora, merecedoras de participarem dos modelos de ajuste.

Foram testados quarenta modelos multivariados distintos (5 subgrupos X 8 indicadores de saúde). Em todos os quarenta modelos de regressão testados na análise utilizou-se a técnica de regressão passo a passo com entrada de variáveis listadas, uma a uma, em cada etapa de processamento. O critério de inclusão ou não da variável no modelo foi o da associação de sua frequência a $p < 0,10$. Apenas as variáveis que alteraram os valores da OR original e que estiveram associadas a $p < 0,05$, na análise de cada subgrupo isoladamente, entraram nos modelos de regressão utilizados para o ajuste final das OR, constituindo um modelo único. Foram utilizadas, nesses últimos modelos, as variáveis capazes de modificar significativamente a associação das variáveis de resposta com as áreas de estudo, identificadas na análise em subgrupos separados.

O nível de significância estatística adotado foi de 5%.

Resultados alcançados, discussão e recomendações para a utilização dos resultados pela Funasa

Amostra: O primeiro questionamento que se faz ao analisar os resultados obtidos com a pesquisa é se o dimensionamento da amostra foi adequado para detectar as questões investigadas. No início do estudo, estimou-se a amostra total de 600 crianças, entre um a cinco anos, divididas entre as três áreas avaliadas pela pesquisa, resultando na participação de 200 crianças por área. No final da pesquisa, foram entrevistados os responsáveis por 584 residências e coletado material para exames parasitológico e bacteriológico de fezes de crianças residentes em 461 dessas moradias. Os grupos avaliados ficaram assim constituídos:

- Na área 1, SASE, foram entrevistadas 188 pessoas e examinadas as fezes de 152 crianças. O número de entrevistas realizadas correspondeu ao total de moradias existentes nessa área, que possuíam crianças na faixa etária de um a cinco anos;
- Na área 2, CASE, foram entrevistadas 196 pessoas e examinadas as fezes de 154 crianças. Quatro entrevistas realizadas foram desconsideradas por não preencherem os critérios de exposição definidores da área CASE;
- Na área 3, CACE, foram entrevistadas 200 pessoas e examinadas as fezes de 155 crianças.

A perda verificada no número de exames realizados foi semelhante nas três áreas. O percentual de exames realizados perfaz cerca de 77% do cálculo previsto para cada uma das três áreas. A perda foi atribuída à recusa do responsável pela criança a participar da segunda etapa da pesquisa — coleta do material fecal - e à mudança de endereço. Como o percentual de perda foi semelhante nas três áreas e a seleção dos participantes não foi baseada no status de doença, pode-se inferir que as medidas de associação realizadas entre os dois grupos - exposição e não-exposição - não foram afetadas pelo efeito da não-participação (KELSEY et al., 1986).

UTSCH (2000) afirma que nos estudos em que há comparações entre grupos através de testes estatísticos, o tamanho da amostra é fator determinante da capacidade de detecção de diferenças existentes entre os grupos estudados. Esta capacidade é avaliada por meio do poder do teste³, que corresponde à probabilidade de se detectar uma diferença real preestabelecida entre os grupos. Com o tamanho da amostra obtida no final do trabalho, calculou-se o poder do teste, para a averiguação da capacidade da amostra em identificar as diferenças que realmente existiam na comparação das três áreas, segundo as variáveis de resposta. O poder do teste foi pequeno para a detecção das diferenças entre os três grupos investigados quando considerada a variável resposta — “enteropatógenos (bactérias, parasitas e patógenos de transmissão feco-oral) e piócitos fecais”, “diarréia e piócitos fecais”, bactérias não patogênicas, “*Ancylostoma duodenale*”, “*Enterobius vermicularis*”, “*Escherichia coli*” e “*Entamoeba histolytica*”.

As duas primeiras variáveis respostas constituem o indicador proposto pelo presente trabalho, portanto por ser inédito não se encontraram, na literatura, os dados referentes ao valor populacional desse parâmetro em estudo, o que não possibilitou, na fase de planejamento do estudo, que a amostra fosse calculada para esse indicador. Conseqüentemente, a amostra foi adequada para detectar as diferenças avaliadas por todos os outros indicadores de saúde utilizados pelo trabalho, menos para o indicador proposto. A baixa prevalência encontrada para os piócitos fecais pode ser atribuída, tanto ao método de conservação do material fecal (refrigeração) necessário para a preservação da estrutura celular dos piócitos, como às dificuldades ocorridas na etapa de campo da pesquisa.

Apesar de quase 80% das moradias avaliadas possuírem geladeira, encontrou-se resistência das pessoas em nelas guardar as fezes até serem recolhidas pela equipe da pesquisa. Outra situação que pode ter contribuído para diminuir o número de piócitos identificados pelo exame bacterioscópico foi o aumento dos índices de violência na favela durante os trabalhos de campo, que impossibilitaram à equipe da pesquisa continuar utilizando a sede da Associação dos Moradores onde as amostras de fezes eram guardadas, em geladeira, antes de serem encaminhadas ao laboratório.

3. O poder do teste é definido como $1 - \beta$, sendo β o erro tipo II que, na terminologia de testes de hipóteses, significa não rejeitar a hipótese nula (que refere a ausência de diferença entre grupos) quando ela é de fato falsa.

As demais variáveis respostas citadas anteriormente - *Ancylostoma duodenale*, *Enterobius vermicularis*, *Escherichia coli* e *Entamoeba histolytica* — isoladamente, não constituem indicadores de saúde avaliados pelo presente trabalho. Cabem aqui os seguintes comentários e recomendações à FUNASA.

O *Ancylostoma duodenale* é um geo-helminto sendo para sua transmissão necessária a existência de solo arenoso e condições climáticas propícias associadas ao hábito de andar descalço. O que pode explicar a baixa prevalência da ancilostomíase no presente trabalho. Os estudos epidemiológicos de avaliação do impacto das intervenções em saneamento sobre a saúde, principalmente os direcionados para a realidade urbana que utilizam esse helminto como indicador de saúde, devem ter o cuidado de selecionar casos e controles comparáveis quanto a essa variável, ou seja, ambos expostos às mesmas condições ambientais e culturais que permitam a ocorrência do ciclo de transmissão. Torna-se, difícil estabelecer uma comparação, entre moradias com piso, situadas em áreas pavimentadas, e moradias de chão batido e situadas em áreas sem pavimentação. Além disso, na avaliação da exposição por meio das respostas ao questionário devem ser pesquisadas as características da moradia e o hábito de andar descalço. Como, durante a fase de reconhecimento das áreas selecionadas para o estudo, foi detectado que as moradias situadas na área CACE, área considerada de não-exposição, encontravam-se em locais pavimentados, diferentemente das residências das áreas de exposição, CASE e SASE, inferiu-se que, em relação a essa variável, o controle dos fatores de confundimento não seria adequado.

Recomenda-se a não utilização do *Ancylostoma duodenale* como indicador de saúde em estudos epidemiológicos realizados em áreas urbanizadas com pavimentação, em faixas etárias que não tenham o contato com o solo e em estudos cujos fatores de confundimento não sejam bem controlados na etapa de levantamento dos dados.

O *Enterobius vermiculares* foi isolado apenas em uma amostra de fezes do total das 461 examinadas. A baixa prevalência da enterobíase é explicada pelo método de coleta do material fecal realizado pelo presente trabalho, que não é o mais indicado para o isolamento desse helminto.

A *Escherichia coli* não patogênica é uma das espécies de enterobactérias mais frequentemente encontrada na microbiota intestinal normal. No presente trabalho, essa bactéria foi isolada em 93,5% do material fecal avaliado. Também, não se encontrou diferença entre o percentual de isolamento dessa bactéria, entre as áreas sem saneamento e a área com saneamento. Embora a *Escherichia coli* potencialmente seja um dos indicadores ambientais mais específicos da contaminação fecal, a presença de *Escherichia coli* nas fezes não é um indicador de saúde, visto que a *Escherichia coli* não patogênica faz parte da microbiota intestinal normal. Para a utilização dessa bactéria como indicador de saúde devem ser identificadas as cepas patogênicas de *Escherichia coli* - *Escherichia coli* entero-hemorrágica, *Escherichia coli* enterotoxigênica, *Escherichia coli* enteropatogênica e *Escherichia coli* enteroinvasora.

Outro comentário em relação à determinação do tamanho da amostra é que as análises foram realizadas, inicialmente, de acordo com as múltiplas exposições avaliadas pelas respostas ao questionário. Posteriormente, as várias formas de exposição foram transformadas em exposições dicotômicas utilizadas na análise multivariada. Provavelmente, a análise estatística realizada com exposição múltipla necessita de amostras maiores. BRISCOE et al. (1988) afirmam que o tamanho da amostra requerido para a avaliação de múltiplos níveis de exposição é em torno de 1.500 casos e 1.500 controles, podendo atingir 2.500 casos e controles, dependendo do tipo de exposição em análise.

HELLER (1995) conclui, com seu estudo, que raramente a avaliação de múltiplas exposições enriquece as conclusões pretendidas, porque um importante objetivo dos estudos de avaliação do impacto do saneamento sobre a saúde é apontar prioridades de intervenção, portanto o conhecimento detalhado das exposições não se mostra relevante. Esse autor exemplifica que, para o abastecimento de água, mostra-se importante a comparação entre o abastecimento pela rede pública e o abastecimento por outras fontes, não melhorando a informação a diferenciação das outras fontes. Para o esgotamento sanitário, onde se deseja conhecer a necessidade de implantação de rede pública, ou, no máximo, avaliar a adequação de fossas melhoradas, não há interesse em avaliar com riqueza maior detalhes as demais formas de disposição.

Pode-se, portanto, recomendar que o cálculo da amostra deve ser feito para a avaliação de exposições dicotômicas e não para avaliação de múltiplos níveis de exposição. Essa última implicaria em uma amostra maior, com conseqüente maior custo financeiro e maior necessidade de tempo para a realização da pesquisa, sem um retorno compensatório e prático dos resultados obtidos.

Outro fator fundamental na determinação da magnitude da amostra é o método de amostragem a ser adotado (UTSCH, 2000). O presente trabalho adotou processo de amostragem estratificado em dois estágios (LEVIN, 1987; SOARES & SIQUEIRA 2001). Em cada estágio utilizou-se a amostragem aleatória simples para a seleção de cada elemento, ou seja, em cada moradia selecionada foi avaliada uma criança. Esse método de amostragem requer amostras menores que os demais processos de amostragem, dentre eles, a amostragem por conglomerados ou cluster que demanda o dobro da amostra obtida pelo processo de amostragem simples (GOULART, 2000). Recomenda-se que o método de amostragem realizado, aleatória simples em dois estágios, seja utilizado pelos estudos epidemiológicos de avaliação do impacto sobre a saúde das intervenções em saneamento. Pois, requer amostras menores implicando em menor custo e tempo despendido para a realização da pesquisa de campo em comparação com o processo de amostragem por conglomerados ou cluster.

No presente trabalho cada criança participante do estudo refletiu os dados de exposição de uma moradia e constituiu uma unidade de análise para os dados de

saúde. Portanto, a unidade de análise do estudo foi a pessoa doente e não o número de patógenos e parasitas presentes no exame de fezes de cada indivíduo. Considerou-se o número de crianças infectadas para a avaliação do impacto sobre a saúde. Conseqüentemente, a prevalência de crianças infectadas foi menor que o número de patógenos isolados nas fezes quando se considerou a infecção múltipla (infecção por dois ou mais patógenos).

O interesse dos estudos epidemiológicos de avaliação das intervenções em saneamento é o impacto sobre a saúde das pessoas. Impacto quantificado, geralmente, por indicadores de morbidade e mortalidade. A pesquisa recomenda que a unidade de análise desses estudos seja a pessoa doente e não o número de parasitas ou patógenos isolados em exames laboratoriais. Pois, o impacto sobre a saúde é avaliado pela análise do indivíduo e não pelo número de parasitas presentes nas fezes. O número de parasitas em espécimes biológicas é utilizado como unidade de análise, por alguns estudos, quando o indicador de saúde empregado é a helmintíase ou protozoose, pois no poli-parasitismo (infecção por mais de um parasita) há um aumento da amostra. O presente estudo recomenda que, em pesquisas futuras da FUNASA, a avaliação do impacto sobre a saúde seja mensurada pelo número de indivíduos infectados e não pelo número de parasitas isolados nas fezes.

Caracterização da população excluída do saneamento: As variáveis relacionadas ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário são as definidoras das três áreas de estudo.

Abastecimento de água: a) Origem da água: Na área SASE, a solução alternativa mais freqüente adotada para suprir a falta de abastecimento de água pelo sistema público é a ligação clandestina na rede oficial de distribuição de água, correspondendo a 85,6% do total de moradias situadas nessa área. Portanto, apenas 14,4% dos domicílios, na área SASE, obtêm água para consumo sem que esta tenha sido submetida a processos de potabilização, portanto de qualidade incerta. Pode-se inferir que o percentual de moradias com qualidade da água presumível como potável é de 100% nas áreas CACE e CASE e de 85,6% na área SASE. Conseqüentemente, outras variáveis, como a existência de reservatório domiciliar, a intermitência no fornecimento de água e o preparo da água para o consumo são importantes na manutenção das características microbiológicas da água, influenciando no risco de transmissão das doenças infecciosas de veiculação hídrica. b) Reservatório domiciliar: Na área SASE, 46,2% das moradias não possuem caixa d'água. Esse percentual corresponde aproximadamente ao dobro do da área CASE e ao triplo do da área CACE. Os tambores são os locais mais freqüentes onde a água é armazenada, nas moradias que não possuem caixa d'água, correspondendo a 75%. Nas verificações realizadas pela autora, os tambores encontravam-se em péssimo estado de conservação e, na maioria das vezes, descobertos, constituindo em potenciais fontes de contaminação por patógenos de veiculação hídrica, portanto, fatores de risco

para a transmissão de doenças. As três áreas mostraram ser estatisticamente diferentes quanto à existência do reservatório domiciliar e da sua cobertura.

No estudo, em modelo logístico, da relação dessa variável e os oito indicadores de saúde — diarreia, desnutrição aguda, desnutrição crônica, déficit ponderal isolado, protozoose, helmintíase, enteropatógenos associados a piócitos fecais e infecção por patógenos de transmissão feco-oral — o intervalo de confiança das “Odds Ratio” não ajustadas e ajustadas, calculado para esses indicadores de saúde, incluiu a unidade. Portanto, essa variável não permaneceu no modelo final de regressão logística, após o controle dos fatores de confusão. Indicando que a existência do reservatório domiciliar e da sua cobertura associada ao fato de morar em áreas sem saneamento não aumenta a probabilidade de se apresentar as doenças avaliadas pelos indicadores, quando comparada à área de não-exposição.

Os reservatórios domiciliares são pontos vulneráveis do sistema de abastecimento de água, pois representam locais prováveis de contaminação da água, dentro do próprio domicílio, caso não sejam tomadas medidas para garantir a manutenção da qualidade da água fornecida pelo sistema público, como a existência de cobertura, a frequência da limpeza e a conservação da caixa d'água.

Não foi detectada diferença estatística, entre as três áreas, quanto à variável “frequência de limpeza do reservatório domiciliar”. Portanto, as três áreas são iguais, estatisticamente, em relação às medidas domiciliares de manutenção da qualidade da água para o consumo. Esse fato, provavelmente, associado às características do comportamento no meio ambiente dos agentes infecciosos pesquisados, como a persistência e a capacidade de reprodução na água pode ser uma possível hipótese para explicar a não associação encontrada entre a não existência do reservatório ou a ausência da cobertura e os indicadores de saúde. c) Intermitência no fornecimento de água: Outro fator de risco para doenças transmitidas pela água, nas áreas CACE e CASE, abastecidas pela água tratada pela concessionária estadual de saneamento, é a interrupção no abastecimento de água, que influencia tanto a qualidade microbiológica como a quantidade da água para consumo humano.

A intermitência no abastecimento de água favorece a perspectiva de contaminação na rede de distribuição. Porém, a alteração na qualidade da água não ocorre necessariamente sempre que se verifica a interrupção no fornecimento de água. Por outro lado, a alteração na quantidade de água fornecida relaciona-se com o risco à saúde, com a diminuição do consumo “per capita”, influenciando as práticas higiênicas, e com a adoção de fontes alternativas de abastecimento de água que na maioria das vezes não são seguras.

A análise univariada mostrou que as áreas CACE e CASE são diferentes estatisticamente em relação a essa variável ($X^2 = 28,103$ e $p = 0,000$). Por ser uma

variável de exposição dependente da definição das três áreas, não foi considerada na análise multivariada. A maior frequência de intermitência foi observada na área CASE.

Esgotamento sanitário: Na caracterização da exclusão sanitária, referente ao esgotamento sanitário, três variáveis são importantes, por se relacionarem com riscos para a saúde: “soluções alternativas adotadas para a disposição dos esgotos” (área CASE e área SASE), “presença de esgotos escoando na rua” e “destino das fezes da criança”. Outras variáveis analisadas — “a existência de córrego próximo a casa” e o “contato das crianças com a água do córrego” — são indicativas da exposição da criança ao esgoto, pois cerca de 66% das moradias das áreas CASE e SASE lançam o esgoto do vaso no córrego. Todas essas variáveis foram estatisticamente diferentes na análise univariada, quando comparadas as três áreas, com exceção da variável “contato da criança com a água do córrego”. Na análise multivariada, em modelo logístico, quando são incorporadas às áreas outras variáveis, fatores de risco para as doenças investigadas, essas variáveis apresentaram “Odds Ratio” com intervalo de confiança incluindo a unidade, para todos os oito indicadores de saúde avaliados, portanto, não permaneceram no modelo final após o controle dos fatores de confusão.

Somente 4,9% das moradias da área CASE lançam seus esgotos em apenas uma fossa. Esse percentual é maior na área SASE, correspondendo a 11,1%, o dobro das moradias da área CASE. O percentual de moradias que lançam os esgotos em bueiro, terreno ou córrego e o percentual de crianças que tem contato com a água do córrego são maiores na área CASE quando comparados aos percentuais da área SASE.

A resposta referente à solução alternativa adotada para a disposição de esgoto foi confirmada pela verificação da moradia realizada pelo entrevistador. A comparação entre a informação fornecida pelo entrevistado e a realidade observada pelo entrevistador foi concordante quanto ao fato da área CASE dispor de maneira mais inadequada os esgotos.

As diferenças entre as duas áreas - CASE e SASE - em relação as variáveis, “existência de córrego próximo a casa” e “destino das fezes das crianças” são estatisticamente significativas. Portanto, em relação ao esgotamento sanitário, a noção de um gradiente de exposição entre as áreas, compatível com a idéia de que na área SASE as condições sanitárias são piores que na área CASE, não é adequada em relação à disposição dos esgotos.

Essa diferença nas condições de exposição em relação ao esgotamento sanitário pode ter refletido na não observação de um gradiente dose-resposta em relação os indicadores de saúde: protozoose, helmintíase e patógenos de transmissão feco-oral. Os resultados mostraram que as crianças residentes na área SASE têm uma probabilidade menor de adquirir a infecção por esses patógenos quando comparadas com as

crianças residentes na área CASE. O que permite inferir que a construção de fossas, na área SASE, pode minimizar a transmissão desses patógenos, mesmo em condições sociais, econômicas e ambientais mais desfavoráveis. Esse resultado pode ser utilizado pela FUNASA para fundamentar a utilização de fossas para a disposição dos esgotos domiciliares em assentamentos destituídos de rede de coleta de esgotos.

Resíduos sólidos: A relação dos resíduos sólidos domiciliares com a saúde foi estudada no presente trabalho abrangendo os seguintes aspectos: acondicionamento do lixo, disposição do lixo, frequência de coleta do lixo e presença de lixo acumulado no lote. A informação de que o lixo é embalado foi observada em quase 100% das moradias nas áreas CACE e CASE e em 94,7% na área SASE. A forma mais comum de acondicionamento relatada foi o saco plástico. Diferenças estatisticamente significativas foram encontradas nas comparações entre a área SASE com as áreas CASE e CACE.

Constatou-se que o maior percentual de moradias que dispõe o lixo de forma inadequada — queima, lançamento no córrego ou lote vago — está situado na área SASE, correspondendo a 19,1% das moradias. A disposição do lixo para a coleta pelo serviço municipal é a prática realizada por 99% dos domicílios situados na área CACE e 96,4% das moradias da área CASE. A comparação entre as três áreas mostrou que a diferença encontra-se entre a área SASE e as áreas CACE e CASE. Não há diferença estatística na comparação CACE/CASE. Pela resposta ao questionário, pode-se inferir que o serviço municipal de limpeza urbana realiza coletas frequentes do lixo, na favela. A coleta diária ou nos dias úteis atinge a 72,3% das moradias da área SASE, 61,4% e 50% das áreas CASE e CACE, respectivamente. Nota-se, em relação a essa variável, a presença de um gradiente contrário à hipótese que a área SASE tem as condições sanitárias mais precárias em relação às áreas CASE e CACE. Para fins de análise considerou-se a frequência de coleta de três vezes por semana, juntamente com a frequência diária e dias úteis. Os dados assim agrupados demonstram que 98% das moradias, na área CACE, têm seu lixo coletado pelo menos três vezes na semana, enquanto na área CASE a coleta de no mínimo três dias na semana abrange 94,2% das moradias e 96,6%, na área SASE. As três áreas são diferentes estatisticamente entre si, em relação a essa variável.

Na análise dos riscos para a saúde, da relação entre morar em uma das três áreas e a frequência da coleta do lixo, ajustada para as variáveis de saneamento 2, os valores das “Odds Ratio” encontrados ficaram acima do nível de significância estatística de 5%. Os modelos de ajustamento para todos os oito indicadores de saúde avaliados restringiram os resultados dessa variável.

Em relação à variável “presença de lixo acumulado no lote”, observa-se um gradiente entre as áreas, apresentando a área CACE o menor percentual e a área SASE o maior. A resposta a essa variável foi obtida pela observação do entrevistador, durante a verificação da moradia. Acrescenta-se que essa variável é objetiva, não depende da informação fornecida pela pessoa entrevistada. As comparações estatisticamente

diferentes entre as áreas são: CACE e SASE e, CASE e SASE. Verifica-se que, apesar de as três áreas serem atendidas pelo serviço de coleta de lixo, a prática de jogar lixo no lote coexiste e é mais freqüente do que se poderia esperar pela resposta a questão efetuada pela pessoa entrevistada referente à freqüência de coleta do lixo. Na análise multivariada, com controle dos fatores de confusão, essa variável não permaneceu no modelo final dos indicadores avaliados.

Sugere-se à **Funasa** que variáveis de caráter objetivos (aquelas verificadas pelo entrevistador) sejam preferencialmente utilizadas em futuros estudos epidemiológicos de impacto das intervenções em saneamento.

Drenagem pluvial: As variáveis relacionadas com as águas pluviais são a “inundação do lote” e “ocorrência do empoçamento”. A possibilidade de ocorrência de inundação no lote foi verificada pelo entrevistador, bem como a existência de pontos baixos no lote onde poderia ocorrer empoçamentos. A inundação do lote ocorre mais freqüentemente na área SASE. Por outro lado, o empoçamento da água da chuva é mais freqüente na área CASE. As diferenças significativas foram encontradas na comparação das áreas CASE e SASE com a área CACE. A inundação do lote pela água da chuva relaciona-se com a saúde por meio da possibilidade das águas pluviais carrear esgotos, lixo e outros contaminantes. A probabilidade de desenvolver as doenças, avaliadas pelos oito indicadores de saúde, entre as crianças expostas a inundação do lote foi quantificada através da “Odds Ratio”, demonstrando que as crianças expostas a essa variável têm mais chances de apresentar as seguintes doenças em relação às não expostas: desnutrição crônica, OR = 1,98 (IC 95% 1,03 — 3,83); déficit ponderal isolado, OR = 3,67 (IC 95% 1,51 — 8,93); enteropatógenos e piócitos, OR = 4,51 (IC 95% 0,98 — 20,90); infecção por patógenos feco-orais, OR = 1,83 (IC 95% 0,93 — 3,65). A variável “inundação do lote” permaneceu no modelo final de ajustamento dos indicadores de saúde — déficit ponderal isolado com OR de 2,40 (IC 95% 1,30 — 4,42) e infecção por patógenos de transmissão feco-oral OR = 2,52 (IC 95% 1,31 — 4,84).

Presença de vetores: Avaliou-se a presença de moscas, baratas e ratos nas moradias. As três áreas foram estatisticamente diferentes em relação às variáveis: “presença de moscas” e “presença de ratos”. A presença de moscas é maior nas casas da área SASE e menor nas da área CACE, observando-se um gradiente entre as áreas. Contudo, esse gradiente não é observado na análise das freqüências da variável presença de ratos. A ocorrência de ratos na área CASE é maior que na área SASE, porém a diferença entre as freqüências dessas duas áreas não é estatisticamente significativa.

A presença de vetores é associada ao acúmulo de lixo e à existência de esgotos a céu aberto. A maior freqüência de ratos na área CASE pode ser explicada pelo fato de essa área dispor seus esgotos de forma mais inadequada em relação à área SASE, como também nessa área um maior número de moradias estarem situadas próximo ao

córrego, que é o depositário de esgotos e de lixo da favela. Portanto, o córrego funciona como esgoto a céu aberto.

Apesar das moscas e ratos serem capazes de transportar agentes infecciosos de doenças, tais como a febre tifóide, salmoneloses, shigeloses, amebíase, giardíase, cisticercose, dentre outras, o fato de morar em áreas sem saneamento associada a presença de mosca e de ratos não aumentou a probabilidade de ocorrer as doenças avaliadas pelos oito indicadores de saúde, nas crianças estudadas. Uma possível hipótese para o resultado obtido pelo trabalho é que o controle desses vetores mecânicos está associado à higiene do ambiente peridomiciliar, mas principalmente, à higiene da moradia. Medidas de higiene doméstica podem minimizar ou mesmo impedir a transmissão de agentes patogênicos pelos vetores.

Hábitos higiênicos: As variáveis que avaliaram os hábitos higiênicos foram: “preparo da água que a criança ingere”, “preparo de frutas e verduras antes de serem ingeridas pela criança”, “hábito de lavar a mão da criança antes da alimentação” e “hábito da criança lavar a mão após defecar”. Para todas essas variáveis observou-se um gradiente entre as freqüências, compatível com a hipótese que a área SASE, por apresentar as piores condições de abastecimento de água e esgotamento sanitário, apresentaria os piores resultados quanto às práticas higiênicas. As freqüências observadas na área SASE são estatisticamente diferentes das freqüências das áreas CASE e CACE. Não se observou diferença estatística entre as áreas CACE e CASE.

Após o ajuste por todos os subgrupos de variáveis, a variável “hábito de a criança lavar a mão após defecar” permaneceu no modelo final do indicador de saúde — Déficit ponderal isolado - com a OR de 1,78 (IC 95% 1,02 — 3,13).

Variáveis de estrutura familiar e nível socioeconômico: As variáveis relacionadas à estrutura familiar e ao nível socioeconômico são fatores intervenientes do processo de doença. No presente trabalho, foram analisadas para a caracterização da população excluída do saneamento, bem como para o conhecimento do ambiente intra-domiciliar, por meio do estudo das características demográficas, culturas, sociais e econômicas, permitindo a avaliação da influência dessas variáveis no processo saúde-doença, da população investigada.

Os resultados do estudo demonstram que a área com as condições sanitárias mais precárias é justamente aquela que tem os piores indicadores sociais e econômicos, ou seja, a situação de pobreza que afeta a população da área SASE relaciona-se diretamente com as condições ambientais em que essa população vive. Resultado que parece óbvio. Porém, as doenças relacionadas ao saneamento têm a transmissão facilitada pelas características sanitárias do ambiente, bem como pelas características do próprio domicílio. Identifica-se, por isso, dois domínios relacionados com as vias de transmissão: o domínio público e o domínio privado ou doméstico. MORAES (1996) afirma que a

diferenciação epidemiológica dos domínios público e doméstico na transmissão das doenças tem implicações para as estratégias de controle ambiental.

Portanto, ao investigar a importância dos dois domínios, público e privado, na transmissão de doenças, pretendeu-se fornecer dados mais precisos sobre as ações necessárias para a promoção da saúde da população estudada. As variáveis de estrutura familiar e nível socioeconômico avaliam o domínio doméstico.

As variáveis de estrutura familiar e nível socioeconômico que permaneceram no modelo final dos seguintes indicadores de saúde, ao nível de significância de 5%, foram: Desnutrição crônica — “*Gestação da criança*” OR = 2,26 (IC 95% 1,26 — 4,06) e “*Número de moradores por cômodo*” OR = 1,21 (IC 95% 1,03 — 1,42). Déficit Ponderal Isolado — “*Gestação da criança*” OR = 1,90 (IC 95% 1,01 — 3,65). Protozoose — “*Número de crianças menores de cinco anos*” OR = 1,50 (IC 95% 1,08 — 2,07). Helmintíase — “*Renda por morador*” OR = 0,05 (IC 95% 0,01 — 0,32), “*Número de moradores por cômodo*” OR = 1,25 (IC 95% 1,01 — 1,55). Infecção por patógenos feco-orais — “*Anos de estudo da mãe*” OR = 0,84 (IC 95% 0,76 — 0,93) e “*Número de moradores na residência*” OR = 1,31 (IC 95% 1,13 — 1,50).

Para a promoção da saúde da população excluída do saneamento, pode-se inferir, por meio dos resultados do estudo, que a melhoria das condições de vida, por meio do aumento da renda familiar, do aumento da escolaridade dos pais, do aumento da área e do número de cômodos do domicílio, bem como, a diminuição do número de filhos na família são ações necessárias e devem ser complementares às intervenções sanitárias. Portanto, sugere-se à FUNASA que conjuntamente com as ações de melhoria do domínio público sejam instituídas medidas para a melhoria das condições sociais e econômicas das populações.

Variáveis relacionadas com a saúde: As três áreas foram estatisticamente diferentes em relação às seguintes variáveis, que buscaram informações sobre o estado de saúde das crianças incluídas na pesquisa: “Ocorrência de doença no primeiro mês de vida da criança” — doença neonatal; “Vacinação”; “Dieta”; “Uso regular de medicamentos”; “Uso de antibióticos nos últimos sete dias”; “Tempo de Gestação”.

As variáveis de saúde que permaneceram nos modelos finais de ajuste com nível de significância estatística de 5% foram: “uso de antibióticos” - essa variável permaneceu no ajuste final do indicador helmintíase com uma OR de 0,45 (IC 95% 0,23 — 0,88), indicando que após o ajuste das três áreas pelas variáveis de confusão, o uso de antibióticos demonstrou ser um fator de proteção para a infecção por helmintos. “Uso de suplemento nutricional pelas crianças” - variável remanescente no modelo final de ajuste do indicador “déficit ponderal isolado” — OR = 0,45 (IC 95% 0,22 — 0,90), significando que o uso de suplemento nutricional é fator de proteção para o déficit ponderal das crianças. A variável “tempo de gestação” foi identificada como um dos

fatores que associados ao o fato de se morar em áreas sem saneamento, aumenta a probabilidade de ocorrer infecção por protozoários nas crianças investigadas.

Análise comparativa da aplicabilidade dos indicadores de saúde

As razões de probabilidade e os respectivos intervalos de confiança obtidos com a construção do modelo final de regressão, para cada um dos seis indicadores são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Modelo final de ajustamento das razões de probabilidade obtido na comparação das áreas Case e Sase com a área Cace, segundo os indicadores de saúde selecionados

Indicadores de saúde	Razão de probabilidade			
	Case - área 2		Sase — área 1	
	OR	IC 95%	OR	IC 95%
Diarréia**	2,65	(0,68—10,25)	5,10*	(1,43—18,13)
Desnutrição crônica**	1,47	(0,80—2,70)	1,84*	(1,01—3,37)
D. Ponderal isolado**	1,02	(0,48—2,14)	1,56	(0,77—3,13)
Protozoose	1,62	(0,91—2,90)	1,29	(0,69—2,42)
Helmintíase	1,88*	(1,07—3,31)	1,59	(0,88—2,89)
P. Patógenos feco-oral	1,96*	(1,17—3,30)	1,22	(0,70—2,10)

* Significativo a um nível de significância de 5%;

** Gradiente dose-resposta entre as áreas (avaliação qualitativa).

O presente trabalho objetivou também comparar os indicadores de saúde dentre critérios definidos. Os seguintes critérios foram estabelecidos pela autora para a avaliação da informação prestada pelo indicador, como também para a avaliação da aplicabilidade dos mesmos: 1) Habilidade em avaliar a intervenção em saneamento a ser implantada (abastecimento de água, esgotamento sanitário, coleta e disposição dos resíduos sólidos, controle de vetores e hábitos higiênicos); 2) Características epidemiológicas (tamanho da amostra requerido, delineamento do estudo, grupo etário mais susceptível e via de transmissão); 3) Inferências epidemiológicas (intensidade da associação, significância estatística, especificidade da associação e coerência científica); 4) Características para determinação do indicador (determinação objetiva e determinação subjetiva) 5) Viabilidade (custo). A FIGURA 1 sintetiza a análise comparativa dos indicadores de saúde dentre os critérios acima mencionados.

Figura 1. Análise comparativa dos indicadores de saúde

Critérios de Comparação	Diarréia	Desnutrição		Protozoose	Helmintíases	P. T.feco-oral	Enterobactérias e piocitos
		Crônica	Aguda				
1. Intervenção em Saneamento							
• Abastecimento de Água	sim	não	sim	sim	sim	sim	sim
• Esgotamento Sanitário	sim	não	sim	sim	sim	sim	sim
• Lixo e Vetores	sim	não	sim	sim	sim	sim	sim
• H. Higiénicos	sim	não	sim	sim	sim	sim	sim
2. Características Epidemiológicas							
• Amostra	adequada	adequada	adequada	adequada	adequada	adequada	não adequada
• Delimitação do Estudo	T/L (1)	T/L (1)	T/L (1)	T/L (1)	T/L (1)	T/L (1)	T/L (1)
• Grupo etário susceptível	0 a 5 anos	(2)	(2)	todos (0 — 15)	todos (0 - 15)	todos (0 - 15)	0 a 5 anos
• Via transmissão	oral	-	-	oral e c. direto	oral e pele (3)	oral-pele-direto	oral
3. Inferências Epidemiológicas							
• Intensidade da Associação	sim	não	não	sim	sim	sim	sim (SASE)
• Significância Estatística	sim	não	não	não	sim	sim	não
• Especificidade Associação	não	não	não	sim/não	sim	sim	sim
• Coerência Científica	sim	sim	sim	sim	sim	sim	não
4. Características de Determinação							
• Determina Objetiva	não	sim	sim	sim	sim	sim	sim
• Instrumentos	não	sim	sim	não	não	não	não
• Exames Laboratoriais	não	não	não	sim	sim	sim	sim
• Determina Subjetiva	sim	-	-	-	-	-	-
• Clareza definição	não	sim	sim	sim	sim	sim	sim
• Informação Prestada	sim	não	não	não	não	não	não
• Manifestação clínica	sim	não	não	não	não	não	não
5. Viabilidade							
• Custos	sim	sim	sim	sim	sim	sim	sim
• Entrevistas	não	sim	sim	não	não	não	não
• Equipamentos	não	não	não	sim	sim	sim	sim
• Laboratório	não	não	não	sim	sim	sim	sim

1) Estudos transversais (T) e longitudinais (L); (2) Todos os grupos etários podem apresentar desnutrição, contudo, a desnutrição consequência das doenças infecciosas intestinais tem a mesma faixa etária da diarréia; (3) Penetração através da pele.

Indicador morbidade por diarreia: O indicador morbidade por diarreia, pelos resultados do presente trabalho, demonstrou ser sensível ao refletir as condições de saneamento avaliadas, ser de baixo custo e exequível na realidade de campo. Na análise de regressão logística, esse indicador foi o único que permaneceu no modelo final sem nenhuma outra variável explicativa que não fossem as áreas de exposição. Portanto, revelou-se o mais sensível para refletir a relação das condições de saneamento — abastecimento de água e esgotamento sanitário — com a saúde da população investigada, quando comparado aos demais indicadores.

Na área CASE a OR foi de 2,65 (0,68 — 10,25) e na área SASE, encontrou-se o valor da OR de 5,10 (1,43 — 18,13), significando que as crianças residentes em áreas sem abastecimento de água e esgotamento sanitário têm uma probabilidade cinco vezes maior de apresentarem diarreia quando comparadas com as crianças residentes em áreas onde esses serviços sanitários estão presentes.

Indicador estado nutricional — desnutrição: A desnutrição crônica avaliada pelo índice altura/idade foi o tipo de desnutrição que permaneceu no modelo final de ajustamento com significância estatística, na comparação entre as áreas SASE e CACE — OR = 1,84 (1,01 — 3,37). Em relação ao indicador desnutrição faz-se os seguintes comentários: a desnutrição, como a diarreia, reflete os fatores de risco para as doenças relacionadas ao saneamento presentes tanto no domínio público como privado. Porém, os múltiplos fatores de risco para a desnutrição relacionam-se, principalmente, com a estrutura familiar e nível socioeconômico (NÓBREGA, 2001). Portanto, a presença da desnutrição protéico-calórica reflete mais precisamente o domínio privado ou doméstico, em relação ao indicador diarreia. O resultado do trabalho também sugere o exposto acima, pois as variáveis que permaneceram no modelo final são todas, com exceção de uma, variáveis de nível socioeconômico, de saúde e de hábitos higiênicos.

A desnutrição também não é um indicador específico das intervenções em saneamento, contudo é de determinação objetiva, de baixo custo e exequível na realidade do campo. Deve-se ressaltar que, para a obtenção dos índices antropométricos é necessário pessoal treinado e habilitado para a utilização dos instrumentos de aferição de peso e altura, bem como a adoção de uma metodologia para a obtenção dos dados que minimize os possíveis erros que possam ocorrer.

Indicador infecção por protozoários — protozoose: No presente estudo, a prevalência total da criptosporidiose foi de 25,1%. O poder da amostra para essa variável foi de 99,9%. A comparação das três áreas quanto a essa variável não demonstrou diferenças. O mesmo fato, prevalência e poder da amostra altos e ausência de diferenças entre as áreas, foram observados na comparação entre as áreas em relação à giardíase.

A *Giardia lamblia* e o *Cryptosporidium* são os protozoários mais habitualmente incriminados na etiologia das diarreias infecciosas. Como são de distribuição universal,

ou seja, atingem diversas populações e diferentes faixas etárias, o estabelecimento da causalidade torna-se difícil (MOTA & PENNA, 2001).

Em relação à universalidade da distribuição, pode-se supor que o sistema de abastecimento de água pode contribuir para esse fato, uma vez que os cistos e oocistos desses protozoários não são eliminados nos processos de desinfecção pelo cloro, bem como podem permanecer na água efluente das unidades filtrantes (se presentes no manancial de abastecimento), quando essas unidades não são capazes de gerar água com baixa turbidez. Estudos têm relacionado a presença de cistos de *Giardia lamblia* e oocistos de *Cryptosporidium* na água filtrada, em função, do número desses organismos presentes na água bruta, utilizando a contagem de partículas como indicador da performance dos filtros (LeCHEVALLIER & WILLIAM, 1992). LELAND et al. (1993) relatam a ocorrência de um surto de criptosporidiose, em Oregon, em decorrência da ineficiência dos filtros na remoção dos contaminantes presentes na água bruta.

Por conseguinte e em decorrência dos resultados do presente trabalho, os protozoários citados acima não são adequados para serem utilizados como indicadores de saúde pelos estudos de avaliação do impacto das intervenções em saneamento, quando os grupos em comparação apresentam características homogêneas quanto ao abastecimento de água.

Em relação ao indicador protozoose, fazem-se os seguintes comentários:

A protozoose não é um indicador muito específico, pois existem formas parasitárias de vida livre que são encontradas no intestino humano, como a *Entamoeba histolytica*. Sua determinação é objetiva, necessitando de técnicas laboratoriais para o isolamento e identificação das espécies. Portanto, necessita de profissionais capacitados e experientes para a realização dos exames laboratoriais.

Indicador infecção por helmintos — helmintíase: Os resultados do presente trabalho demonstraram que há uma maior probabilidade de se desenvolver infecção por helmintos, nas crianças que moram na área CASE comparadas com aquelas que vivem na CACE — OR = 1,88 (1,07 — 3,31) - após o ajustamento final. Esse resultado é consistente com os resultados obtidos para as variáveis de esgotamento sanitário, que demonstraram ter a área CASE as piores condições em relação à disposição dos excretas. As helmintíases incluem diferentes parasitas, com distintos mecanismos de transmissão, mas pode-se afirmar que há sempre a necessidade de condições ambientais propícias para o desenvolvimento de seus estágios evolutivos, como também a contaminação do ambiente por material fecal.

As helmintíases refletem todas as intervenções ambientais, mas principalmente o esgotamento sanitário e a quantidade suficiente de água para as práticas de higiene doméstica e pessoal.

O indicador helmintíase é sensível e mostrou ser capaz de refletir, adequadamente, a disposição dos excretas. A faixa etária mais susceptível é mais ampla em comparação com o indicador diarreia. Deve-se ressaltar que as crianças em aleitamento materno estão menos vulneráveis às infecções por helmintos, como também aquelas cuja faixa etária seja menor de um ano estão menos expostas às condições ambientais para a transmissão de geo-helmintos. A determinação desse indicador é objetiva e necessita de exames laboratoriais. A logística de campo é um pouco mais complicada, pela necessidade de coleta do material fecal.

Indicador infecção por enteropatógenos de transmissão feco-oral: Esse indicador foi constituído associando os enteropatógenos de transmissão feco-oral isolados no material fecal examinado — bactérias patogênicas, protozoários patogênicos e helmintos. Portanto, os critérios de comparação estabelecidos para esse indicador são uma soma dos indicadores que o compõe. A via de transmissão que esse indicador reflete é mais abrangente. A probabilidade das crianças residentes na área CASE de apresentar infecção por patógenos de transmissão feco-oral é de 1,96 (1,17-3,30) quando comparadas às crianças da área CACE. Essa probabilidade é de 1,59 (0,70-2,10) para as crianças da área SASE. Portanto, como os helmintos, esse indicador foi capaz de refletir mais especificamente, a maior exposição das crianças da área CASE em relação ao esgotamento sanitário. A determinação desse indicador é de custo mais elevado e de logística mais complexa quando comparada com os indicadores que o compõem isoladamente.

Indicador infecção por enterobactérias patogênicas e piócitos fecais: O isolamento de bactérias patogênicas causadoras de diarreia é um indicador mais sensível, pois reflete as doenças infecciosas intestinais redutíveis pelas intervenções em saneamento.

Uma das hipóteses do trabalho era avaliar se a associação de um marcador de patogenicidade com a presença de enterobactérias iria constituir num indicador que não necessitaria da ocorrência de manifestação clínica para a sua determinação. Portanto, realizou-se o isolamento de enterobactérias patogênicas em crianças com e sem diarreia.

A *Escherichia coli* enteropatogênica sorotipos A, B e C foi a bactéria patogênica mais freqüentemente isolada das fezes das crianças avaliadas. Não houve diferença, estatisticamente significativa, entre as três áreas em relação ao isolamento de *Escherichia coli* enteropatogênica.

A prevalência das enterobactérias patogênicas foi de 5,86% nas três áreas. As crianças que mais apresentaram infecção por essas bactérias eram moradoras da área CASE. O poder da amostra para a detecção das diferenças estatisticamente significativas entre as áreas, em relação às enterobactérias patogênicas foi de 88,6%, portanto, adequada. A prevalência dos piócitos foi baixa, pelas razões expostas anteriormente. Ao

associar as enterobactérias patogênicas e piócitos, o poder da amostra para a detecção de diferenças estatísticas ao nível de significância de 5% foi pequeno para a realização de inferências para esse indicador.

Supõe-se, que a prevalência dos piócitos e das enterobactérias patogênicas, nas fezes, seria maior se o delineamento epidemiológico fosse de um estudo longitudinal, onde os casos de diarréia fossem detectados e fossem colhidas as fezes para exame durante o episódio de diarréia. Como também, se no estudo transversal se utilizassem casos e controles hospitalares ou de instituição de saúde, ao invés, da utilização de casos selecionados na comunidade por meio de inquérito domiciliar.

A amostra inadequada impossibilitou a realização de comparações utilizando esse indicador. Na sua concepção, esperava-se que fosse mais adequado, mais sensível e de determinação mais objetiva que os indicadores utilizados, como a morbidade por doenças diarréicas. Na realidade de campo do presente trabalho, mostrou-se ser de logística difícil e de custo mais elevado.

Conclusão

Os resultados do presente estudo confirmaram o que vem sendo demonstrado, na literatura, que a população excluída do saneamento é também aquela que sofre os processos de exclusão social, econômica e de saúde.

Diante dos resultados do trabalho e do exposto anteriormente pode-se concluir que os indicadores mais adequadas foram:

Morbidade por diarréia — Como já foi mencionado, esse indicador não é específico, não é de determinação objetiva, depende da definição epidemiológica de caso, da percepção individual da ocorrência da manifestação clínica. Porém, é de baixo custo e exequível na realidade de campo. No resultado do estudo, o indicador diarréia não foi sensível para detectar as diferenças existentes entre as áreas CASE e SASE em relação ao esgotamento sanitário. Portanto, pode-se inferir que esse indicador reflete melhor as intervenções em abastecimento de água e as práticas de higiene doméstica e pessoal. Os estudos que realizam um acompanhamento dos casos e a identificação das diarréias infecciosas pelo isolamento dos agentes etiológicos têm menos riscos de terem seus resultados subestimados;

Infecção por helmintos — Esse indicador é de determinação objetiva, porém, de logística um pouco mais complexa em relação à diarréia, pois necessita da coleta de material fecal e de exames laboratoriais. O grupo etário susceptível é mais amplo o que facilita a amostragem. Pelo resultado do trabalho, mostrou ser mais específico para

refletir as intervenções esgotamento sanitário. Os estudos que utilizam esse indicador devem ter a preocupação de conhecer o ciclo evolutivo e as condições ambientais necessárias para a transmissão desses parasitas para selecionarem as espécies de helmintos mais adequadas à realidade investigada;

Desnutrição crônica — Como a diarreia, a desnutrição crônica não é específica das intervenções em saneamento. Os estudos que utilizam esse indicador, por sua baixa especificidade, devem ser mais rigorosos no controle dos potenciais fatores de confusão como nível socioeconômico, estrutura familiar, hábitos higiênicos e alimentares. É um indicador que reflete mais o domínio privado ou doméstico. Deve, portanto, ser utilizado pelos estudos cujas variáveis de interesse sejam os hábitos higiênicos, variáveis socioeconômicas e a intervenção em saneamento seja o fornecimento de água em quantidade e qualidade adequadas;

Infecção por enteropatógenos de transmissão feco-oral - Esse indicador corresponde à combinação de vários enteropatógenos de transmissão feco-oral, isolados no material fecal avaliado pelo presente trabalho. Reflete, portanto as diversas vias situações de saneamento. Mostrou ser específico ao apontar as piores condições de esgotamento sanitário existentes na área CASE. Como mencionado, anteriormente, a determinação desse indicador é de custo mais elevado e de logística mais complexa quando comparada com os indicadores que o compõem isoladamente. É um indicador que tem o potencial de ser adotado pelos estudos que pretendem avaliar a influência dos dois domínios, público e privado, na transmissão das doenças relacionadas ao saneamento.

Diante dos resultados do presente trabalho, pode-se concluir que o indicador ideal ainda não existe, pois quantificar saúde é uma tarefa complexa devido à sua própria definição e à interveniência de variáveis sociais, econômicas, culturais e comportamentais na relação entre a saúde e o saneamento. Mas, principalmente, pela dificuldade de incorporar aos indicadores o conceito de saúde como um resultado das condições gerais de vida em sua dimensão social e ambiental. Contudo, esforços devem ser instituídos para se encontrar um indicador mais específico que reflita melhor a relação saúde e saneamento, a via de transmissão feco-oral e os domínios onde ocorre a transmissão de doenças. Nesse sentido, a proposta do indicador “presença de enteropatógenos associada ao piócitos fecais” pelo trabalho objetivou: 1) que o indicador proposto fosse um indicador de avaliação de impacto; 2) que avaliasse as melhorias em saneamento realizadas pelo Poder Público; e 3) que fornecesse informações mais específicas aos tomadores de decisão.

No presente trabalho, as conclusões referentes a esse indicador foram limitadas pelo tamanho da amostra. Como já salientado, por se tratar de uma proposta inédita, não se encontraram dados na literatura sobre o indicador. A pesquisa realizou um estudo piloto interno para a verificação da adequação do dimensionamento da amostra com

os primeiros sessenta resultados dos exames de fezes. A prevalência tanto dos piócitos, quanto das bactérias enteropatogênicas isoladas foi de 7%. Portanto, pelo estudo piloto interno, o tamanho da amostra estava adequado. Contudo, ao final da etapa de coleta de dados, devido às dificuldades encontradas na realidade de campo, os resultados das prevalências dos piócitos e das enterobactérias não foram os esperados.

O presente trabalho faz as seguintes recomendações finais:

- 1) Outros estudos epidemiológicos com delineamentos diferentes deste trabalho podem ser realizados para avaliar a aplicabilidade dos indicadores de saúde;
- 2) Os estudos epidemiológicos de avaliação do impacto das intervenções em saneamento sobre a saúde devem ter o cuidado de não utilizarem microrganismos não patogênicos como a *Escherichia coli* não patogênica, *Entamoeba coli*, *Endolimax nana* dentre outros como indicador de saúde, pois são microrganismos que pertencem a microbiota intestinal normal;
- 3) A *Giardia lamblia* e o *Cryptosporidium* são protozoários patogênicos que podem ser transmitidos quando as condições de saneamento estão ausentes ou são precárias. Contudo, também podem ser transmitidos, por exemplo, pelo sistema público de abastecimento de água, quando os cistos e oocistos não são removidos pelas unidades filtrantes e de desinfecção da estação de tratamento. Por terem alta prevalência nas populações, independentemente, das situações de saneamento, o estabelecimento de uma relação causal torna-se difícil. Portanto, o uso da *Giardia lamblia* e do *Cryptosporidium* como indicadores de saúde pode não ser sensível para refletirem as intervenções em saneamento, sem que se faça a correlação com a qualidade microbiológica da água utilizada pelas populações investigadas.

Finalizando, pode-se concluir que nenhuma das medidas profiláticas, dentre elas as intervenções em saneamento, surtirão resultados positivos concretos se não houver engajamento dos Órgãos Governamentais para a execução de projetos amplos, que eliminem o estado de pobreza e miséria das populações dos países em desenvolvimento.

Referências bibliográficas

1. ALBERTI, L. R. et al. Avaliação do estado nutricional de crianças de uma região atendida pelo programa de saúde da família em Itabira — MG. **Revista Médica de Minas Gerais**, v. 12, n.1, p. 2-6, 2002.
2. BLUM, D.; FEACHEM, R. G. Measuring the impact of water supply and sanitation investments on diarrhea diseases: problems of methodology. **International Journal of Epidemiology**, v.12, n. 3, p. 357-365, 1983.
3. BORJA, P. C.; MORAES, L. R. S. Indicadores de Saúde ambiental — saneamento em políticas públicas: análise crítica e proposta. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXVII, 2000, Porto Alegre, Brasil. **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre: AIDIS, 2000. 1CD.
4. BRIGGS, D.; CORVALAN, C.; MURMINEM, M. **Linkage methods for environment and health analysis. General guidelines**. Genebra: UNEP, USEPA, WHO. 1996.
5. BRISCOE, J.; BALTAZAR, J.; YONG, B. Case-control studies of the effect of environmental sanitation on diarrhea morbidity: methodological implications of field studies in Africa and Asia. **International Journal of Epidemiology**, v. 17, n. 2, p. 441-447, 1988.
6. BRISCOE, J.; FEACHEM, R. G.; RAHAMAN, M. M. **Evaluating health impact water supply, sanitation, and hygiene education**. Otawwa: UNICEF/ICDDR/B/IDRC, 1986.
7. DANIEL, L. A. (Coord.). **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001.
8. GOULART, E. M. A. **Metodologia e informática na pesquisa médica**. Belo Horizonte, 2000.
9. HELLER, L. **Associação entre cenários de saneamento e diarreia em Betim-MG: o emprego do delineamento epidemiológico caso-controle na definição de prioridades de intervenção** [Tese Doutorado em Ciência Anima]. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1995.
10. _____. **Saneamento e saúde**. Brasília, OPAS/MS Representação do Brasil, 1997.
11. KELSEY, J. L.; THOMPSON, W. D.; EVANS, A. S. **Methods in observational epidemiology**. New York: Oxford University Press, 1986.
12. LeCHEVALLIER, M. W.; WILLIAM, D. N. Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium*, and turbidity. **Journal AWWA**, p. 54-60, Dec. 1992.

13. LELAND, D. et al. A cryptosporidiosis outbreak in a filtered-water supply. **Journal AWWA**, p. 34-42, June, 1993.
14. LEVIN, J. **Estatística aplicada a ciências humanas**. 2. ed. São Paulo: Harbra, 1987.
15. MORAES, L. R. S. **Health impact of sewerage and drainage in poor urban areas in Salvador, Brazil** [Thesis Doctor of Philosophy in Environmental Health]. London: London School of Hygiene and Tropical Medicine, University of London, 1996.
16. MOTA, J. A. C.; PENNA, F. J. Aspectos relevantes e manejo dos casos de diarreia aguda na infância. **Revista Médica de Minas Gerais**, v. 11, n. 3, p. 144-150, 2001.
17. NÓBREGA, F. J. Atenção à criança desnutrida em áreas urbanas. **Temas de nutrição em pediatria**, vol 2, p. 28-38, 2001. Publicação elaborada pelo Departamento de Nutrição da Sociedade Brasileira de Pediatria.
18. ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD. **La salud em las Américas**. *Publicación Científica*, Edición de 1998, v.1, p. 569.
19. SOARES, J. F.; SIQUEIRA, A. L. **Introdução à estatística médica**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Estatística — UFMG, 2001.
20. UTSCH, F. B. Dimensionamento de amostras: determinação de sua utilização e aplicação metodológica em trabalhos finais de pós-graduação (mestrado e doutorado) aprovados na Faculdade de Medicina da UFMG, 1995-1998. **Revista Médica de Minas Gerais**, v.10, n.1, p.13-17, 2000.
21. WHO WORKING GROUP. Use and interpretation of anthropometrics indicators of nutritional status. **Bulletin of World Health Organization**, v. 64, n.6, p.929-41, 1986.



Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano

Valter Lúcio de Pádua (coordenador)

Sandra M. F. O. Azevedo (consultora)

Andrea Cristina da Silva Ferreira; Fernando Meton de Alencar Câmara Vieira; Francimeyre Freire Avelino; Fuad Moura Guimarães Braga; Luewton Lemos; Manoel do Vale Sales; Maria Iracema Rocha de Andrade; Paula Christine Jimenez (pesquisadores)

José Carlos de Araújo; Régis Espíndola Freire; Ronaldo do Nascimento Amorim (colaboradores)

Proponente: Centro de Treinamento e Desenvolvimento (Cetrede/CE)

Executora: Universidade Federal do Ceará-UFC

1 . Introdução

As características hidrogeológicas e climáticas do Nordeste brasileiro, com solos rasos e de baixa capacidade de retenção de umidade, carência de rios perenes, elevada incidência solar e chuvas com distribuição temporal e espacial irregular exige que, na maioria dos sistemas de captação da região, a água seja armazenada em açudes durante as estações chuvosas para uso nos períodos de estiagem. Os açudes acabam funcionando como decantadores naturais que reduzem a turbidez da água armazenada, adequando-a, muitas vezes, ao tratamento por filtração direta, que é a tecnologia mais utilizada atualmente no Ceará, local onde foi realizada esta pesquisa, sendo que 91 das 98 Estações de Tratamento de Água (ETAs) operadas pela companhia estadual de saneamento (CAGECE — Companhia de Águas e Esgoto do Ceará) utilizam esta tecnologia. Por outro lado, os sedimentos depositados, além

de reduzirem a vida útil dos reservatórios, constituem fonte de nutrientes inorgânicos dissolvidos que vão sendo liberados lentamente pela decomposição da matéria orgânica no fundo destes reservatórios. A liberação destes nutrientes tem levado à uma maior eutrofização destes corpos d'água que, aliada às altas temperaturas durante todo o ano e ao elevado tempo de detenção nos açudes, estimula o crescimento desordenado do fitoplâncton, principalmente o das cianobactérias, dando origem a extensas florações. Estas, em reservatórios que servem ao abastecimento, podem servir como precursoras de subprodutos da cloração e/ou produzir e liberar toxinas prejudiciais à saúde humana.

Em diversas ETAs no Brasil é praticada a pré-oxidação da água bruta, mas em muitos casos não se faz o monitoramento adequado dos subprodutos gerados potencialmente prejudiciais à saúde. Comparando-se a legislação de alguns países em relação ao valor máximo permitido de trihalometanos (THMs), que é uma das classes dos subprodutos da cloração das mais bem estudadas, podem ser observadas diferenças significativas: enquanto nos Estados Unidos da América permite-se até 80 µg/L na água destinada ao consumo humano; no Brasil esse valor é de 100 µg/L; sendo no México de 200 µg/L e; na França, recomendados valores máximos da ordem de 10 µg/L. Destaca-se também que enquanto nos Estados Unidos da América os ácidos acéticos clorados são limitados a 60 µg/L, na legislação brasileira não é feita menção a esta classe de subprodutos da cloração. Esta situação demonstra o desconhecimento dos riscos sanitários reais associados à presença dos subprodutos da cloração, de forma geral, na água destinada ao consumo humano. Tal fato pode advir da falta de dados para estudos epidemiológicos mais conclusivos, mas reforça a necessidade de serem feitas mais pesquisas tanto para estabelecer com segurança os limites máximos destes subprodutos quanto para serem desenvolvidas ou aperfeiçoadas técnicas destinadas à atenuação da formação dos mesmos durante o processo de tratamento de água.

Os problemas relacionados aos subprodutos da cloração preocupam profissionais de todas as regiões do país e o conhecimento acumulado no estudo da água de uma determinada localidade é útil para a tomada de decisões em locais que passam por problemas semelhantes. Nesta pesquisa, toda a investigação experimental foi realizada utilizando-se como água de estudo aquela proveniente do açude Gavião, localizado em Pacatuba-CE. Atualmente, a água deste açude, após tratamento, é distribuída a cerca de 2 milhões de pessoas da Região Metropolitana de Fortaleza. A companhia de saneamento estadual (CAGECE) foi co-executora do projeto e atuou dando apoio logístico e auxiliando na realização dos experimentos em escala piloto e em escala real.

2 . Objetivos

Visando contribuir para o avanço na pesquisa dos subprodutos da cloração no Brasil este projeto teve como objetivo geral:

- avaliar as condições de geração, a potencial relação e os níveis de risco da presença de compostos organoclorados na água de abastecimento e o aparecimento de tumores cancerígenos, bem como tecnologias de remoção desses compostos.

Foram objetivos específicos:

- avaliar a formação de THM nas águas de um açude submetido a cloração antecedendo o tratamento numa ETA de filtração direta;
- investigar a eficiência de diferentes técnicas destinadas a reduzir a concentração de TTHM resultante da cloração de água destinada ao abastecimento público;
- avaliar a contribuição de uma bacia hidrográfica quanto à carga de nutrientes de um manancial superficial e sua relação com o processo de eutrofização visando sugerir medidas mitigadoras do problema;
- avaliar a influência da pré-cloração sobre a disponibilidade de cianotoxinas em águas destinadas ao consumo humano;
- promover o intercâmbio técnico-científico entre a FUNASA, Universidade Federal do Ceará e Companhia de Água e Esgoto do Ceará.

3 . Metodologia da pesquisa

A investigação experimental relativa a esta pesquisa envolveu seis etapas, como são enumeradas a seguir.

3.1. Monitoramento da ocorrência de THM no sistema de distribuição de água

Os locais de coleta das amostras foram oito bairros da cidade de Fortaleza, duas cidades integrantes da Região Metropolitana de Fortaleza e a água tratada da ETA Gavião, totalizando onze pontos: Messejana, Centro, Aldeota, Mucuripe, Floresta, Barra do Ceará, Montese, Cocorote, Caucaia, Maracanaú e ETA Gavião. Foram realizadas

três coletas em dias distintos. O cloro residual foi determinado *in loco*. Na terceira coleta, além do cloro residual, também foram determinados a temperatura e o pH das amostras. Estas foram coletadas diretamente das torneiras das residências, adicionando-se tiosulfato de sódio a 5% e lacrando os frascos, os quais foram transportados ao laboratório e mantidos sob baixa temperatura até o momento de se efetuarem as análises em cromatógrafo gasoso com espectrômetro de massa (GC-MS).

Os THMs quantificados foram o clorofórmio (CHCl_3), o bromodiclorometano (CHBrCl_2), o dibromoclorometano (CHBr_2Cl) e o bromofórmio (CHBr_3). As condições de cromatografia foram: cromatógrafo gasoso (GC) equipado com detector de massa (MS), interfaceado com microcomputador; coluna capilar DB-5 ms (30 m x 0,25 mm x 0,25 μm); temperatura do injetor e da interface 250° C; programa de temperatura inicial do forno de 40° C por 2 min, aumentando 10 °C/min até 150° C; fluxo do gás de arraste (H_2) 1,8 mL/min; razão de split 1:10. Modo de aquisição SIM.

3.2. Remoção de subprodutos da cloração

A água utilizada nesta etapa do trabalho foi proveniente da ETA Gavião (Pacatuba-CE), a qual utiliza cloro na pré-oxidação e na desinfecção final do efluente dos filtros. As amostras coletadas (pH 6,5 e 6,8; temperatura 28 \pm 1 °C) foram transferidas para frascos de jarteste e submetidas ao processo de aeração (agitação) com gradiente de velocidade de 630 \pm 10 s⁻¹ em tempos de 1, 3, 5, 10, 15 e 30 min. Após a aeração, as amostras foram preservadas em frascos de vidro escuros vedados contendo tiosulfato de sódio, e mantidas sob refrigeração. Em seguida foram analisadas por cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG-MS), a fim de se determinar qual a concentração individual de clorofórmio (CHCl_3), bromodiclorometano (CHBrCl_2), dibromoclorometano (CHClBr_2) e bromofórmio (CHBr_3), antes e após o processo de aeração. Também foi determinado o cloro residual total de cada amostra. Todas as análises foram feitas em triplicata e as quantificações realizadas por curva de calibração usando o método do padrão externo.

Para as determinações cromatográficas dos trialometanos em CG-MS (SHIMADZU, modelo QP5050), injetou-se diretamente 2,0 μL da amostra na coluna capilar DB-5 (30 m x 0,25 mm x 0,25 mm), nas seguintes condições cromatográficas: temperatura do injetor e da interface 250°C, programa de temperatura inicial do forno de 40°C por 2 min, aumentando 10°C/min até 150°C. Fluxo do gás de arraste (H_2) 1,8 mL/min. Razão de split 1:10. Modo de aquisição SIM.

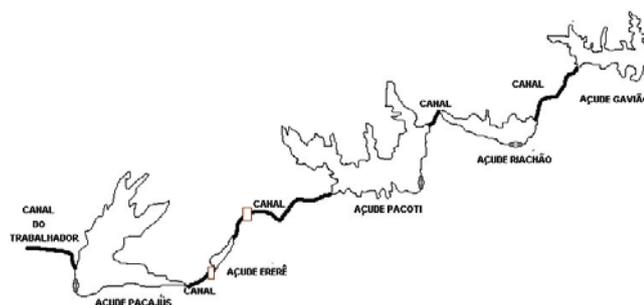
A determinação do cloro residual foi realizada por espectrofotometria na região do visível (HACH, modelo DR-2000) utilizando-se cubeta de vidro com 2,5 cm de percurso ótico, com leituras no comprimento de onda de 530 nm.

3.3 . Influência da biota algácea na qualidade da água bruta

O sistema de abastecimento de água de Fortaleza é formado pela interligação de açudes de diferentes bacias, tendo como corpo receptor final o açude Gavião (Figura 1). O açude Gavião localiza-se no município de Pacatuba — CE, com as seguintes coordenadas de seus vértices: 1) 03°54'16.85"S e 038°34'53.83"W; 2) 03°54'35.94"S e 038°33'04.57"W e; 3) 03°56'57.65"S e 038°34'44.22"W. A profundidade média do açude é de 5m, mas chega a 12m no ponto 9.

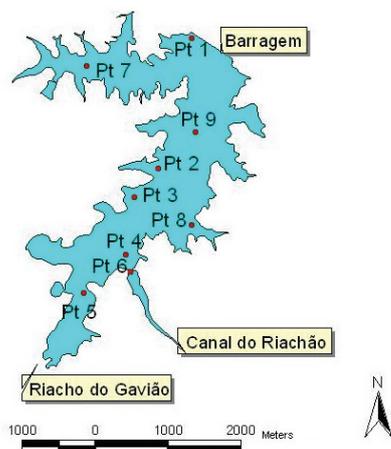
Foram realizadas coletas mensais, de julho/2002 a julho/2003, monitorando-se os pontos 1, 5, 6, 7 e 9 por todo o período, e os demais (Figura 2) apenas durante o primeiro semestre devido à sua pouca representatividade. Durante as coletas foram aferidos os seguintes parâmetros: pH (sonda YSI-60), perfil de oxigênio dissolvido e de temperatura na coluna d'água (sonda YSI-55), profundidade de extinção da luz (disco de Secchi), condutividade elétrica da água e salinidade (condutímetro ORION). Durante as coletas também foram armazenadas amostras, tomadas em até três profundidades, utilizando-se garrafa de Van Dorn, para serem realizadas as seguintes análises: identificação e quantificação do fitoplâncton, nitrito, nitrato, amônio, ortofosfato, fósforo e nitrogênio totais (métodos espectrofotométricos), carga sestônica, percentual de matéria orgânica particulada (método gravimétrico), clorofila @ e feofitina (método monocromático por espectrofotometria, utilizando acetona como solvente). Os procedimentos para estas análises estão descritos em Eaton et al. (1995), contudo procedimentos laboratoriais mais simplificados foram verificados pela utilização de manuais técnicos para a análise da água (Carmouze 1994; Hallegraeff et al. 1995; Paranhos 1996).

Figura 1. Esquema do sistema de interligação dos açudes



Fonte: Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece)

Figura 2. Esquema do açude Gavião com demarcação dos pontos de amostragem



Fonte: Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece)

A quantificação do fitoplâncton foi realizada em microscópio óptico em câmara de Sedgwick-Rafter, segundo procedimentos descritos em Eaton et al. (1995). Foram contados pelo menos 100 indivíduos da espécie dominante, sendo o erro padrão estimado em 20%. A identificação do fitoplâncton foi em nível específico, sempre que possível, de acordo com literatura recente.

As amostras destinadas aos ensaios de toxicidade do fitoplâncton foram coletadas nos pontos 1, 5, 6 e 7 com rede de fitoplâncton de abertura de malha de 25 μ m. Os animais utilizados foram camundongos albino-swiss, machos, pesando entre 20 e 27g. Os extratos foram obtidos após filtrar, secar e pesar o material amostrado. A extração foi feita com ácido acético e gelo-degelo, evaporando-se e ressuspensando-se o extrato em soro fisiológico de modo a obter dose máxima de 1000mg de massa seca por quilo de peso corpóreo em um volume ideal de 0,3mL, o qual foi injetado intraperitonealmente. O procedimento descrito foi baseado em Chorus & Bartram (1999).

A distribuição espacial dos nutrientes no açude foi estimada através de interpolação (krigagem), utilizando-se o programa SURFER v. 7. e com o auxílio dos programas ENVI v.3.2 (georreferenciamento) e ArcView GIS v.3.2 (vetorização de imagem do açude e clipagem dos mapas de distribuição com a vetorização do açude).

3.4. Relação entre turbidez e contagem do fitoplâncton

Nesta etapa pretendeu-se avaliar se as medidas de turbidez poderiam ser utilizadas como indicativo da concentração da matéria orgânica de origem algogênica — a MOA,

o que agilizaria a realização de ensaios posteriores, facilitando o monitoramento do fitoplâncton no que se refere à contribuição potencial no aumento da concentração de subprodutos indesejados resultantes da cloração da água.

Foram objeto de estudo amostras de água bruta proveniente do açude Gavião e de água tratada de instalação-piloto de filtração direta descendente. As análises foram realizadas nos meses de julho e agosto/2002, totalizando 75 amostras referentes a 15 carreiras de filtração, sendo uma amostra de água bruta e quatro de efluentes de filtros da instalação-piloto. A quantificação do fitoplâncton foi realizada da mesma forma que para o item 4.3. Em amostras provenientes dos filtros, devido às baixas densidades, foram contados até 50 indivíduos da espécie dominante, de forma que o erro padrão estimado foi de aproximadamente 28% ou mais. O número médio de células por tricoma foi calculado separadamente para as amostras originadas do manancial, dos filtros sem pré-cloração e dos filtros com pré-cloração, baseando-se na medição de, aproximadamente, 200 indivíduos para cada tipo de amostra. O cálculo do biovolume e a identificação dos organismos fitoplanctônicos foram realizados como descrito no item 4.3. A determinação da turbidez das amostras foi realizada utilizando-se turbidímetro de bancada Hach mod. 2100 P. Para a análise estatística dos resultados, pela correlação de Pearson, utilizou-se o programa computacional Sigma Stat, sendo considerada significativa a correlação em que $p < 0,05$.

3.5. Remoção de precursores de subprodutos da cloração — Ensaio em escala piloto

A instalação-piloto de dupla filtração era composta por uma unidade de mistura rápida mecanizada e por quatro pares de filtros (Figura 3). Cada par é formado por 1 filtro ascendente de areia grossa (FA), com diâmetro de 200mm, e um filtro descendente (FD) com diâmetro interno de 150 mm. Todos os filtros foram fabricados com tubos de fibra de vidro transparente com altura de 3 metros. O material filtrante utilizado está discriminado na Tabela 1. A instalação-piloto, mostrada esquematicamente na Figura 9, possui cinco bombas dosadoras para dosagem de coagulante, polímero, e os três oxidantes, que podem ser aplicados antes dos filtros ascendentes (pré-oxidação) ou entre estes e os filtros descendentes (intercloração).

Nos ensaios com descarga de fundo intermediária (DFI), estas foram efetuadas nos filtros ascendentes 3 (A3) e 4 (A4), a cada 8 h, com duração de 30s. A taxa de DFI foi de $800\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Os parâmetros verificados a cada três horas durante os ensaios foram turbidez, cor aparente, pH, vazão, perda de carga e dosagem dos produtos químicos. As carreiras de filtração foram limitadas nos filtros ascendentes e descendentes

respectivamente a 2,1 e 1,75m de perda de carga devido a retenção de impurezas. Os ensaios foram conduzidos variando-se: as dosagens dos coagulantes e mantendo-se constantes as dosagens dos oxidantes, que foram o cloro, o dióxido de cloro e o permanganato de potássio, em pontos de aplicação alternados; variando-se a dosagem de polímero; e com ou sem DFI.

O primeiro par de filtros foi operado sem o uso de oxidante (pré-oxidação ou intercloração), no segundo par utilizou-se uma dosagem de cloro de 2,0 mg/L, no terceiro par para uma dosagem de 1,0 mg/L de dióxido de cloro e no quarto par para uma dosagem de permanganato de potássio de 0,25 mg/L. O coagulante utilizado foi o hidroxiclreto de alumínio, auxiliado por um polímero catiônico. As dosagens e a escolha dos coagulantes foram realizadas previamente tendo como objetivo a obtenção de água filtrada pelo filtro descendente com turbidez inferior a 0,5 UT. As amostras coletadas ao fim das carreiras de filtração eram analisadas quanto à remoção de turbidez e de algas.

Para avaliar o potencial de geração de subprodutos da desinfecção, as amostras dos efluentes dos filtros descendentes recebiam uma dosagem de 5,0 mg/L de cloro como desinfecção final e eram mantidas em recipientes hermeticamente fechados durante 24 horas. Após esse período o cloro residual era removido e as amostras eram enviadas para análises de 4 trihalometanos e 5 ácidos haloacéticos.

Figura 3. Esquema de instalação piloto de dupla filtração

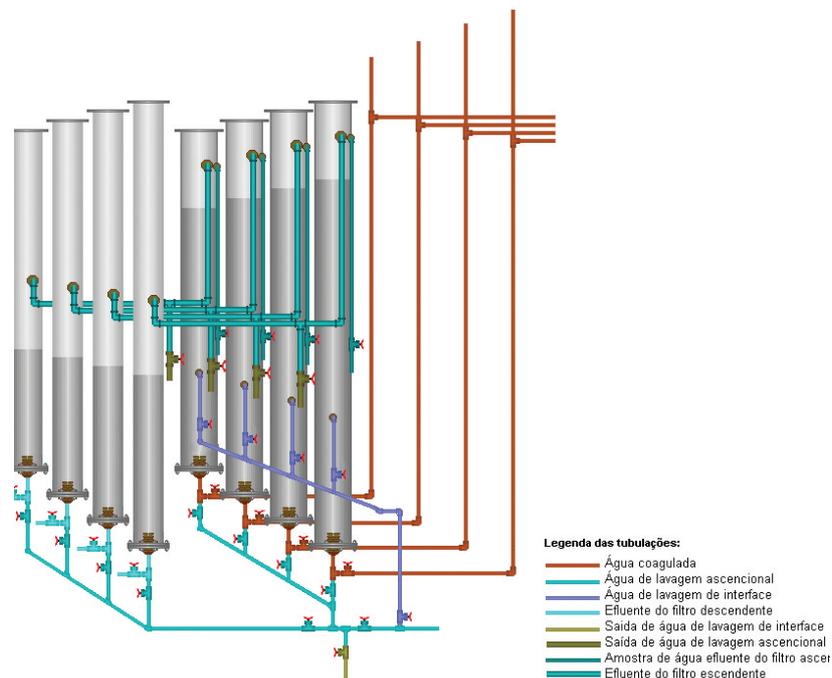


Figura 4. Esquema de instalação piloto de fotofiltração

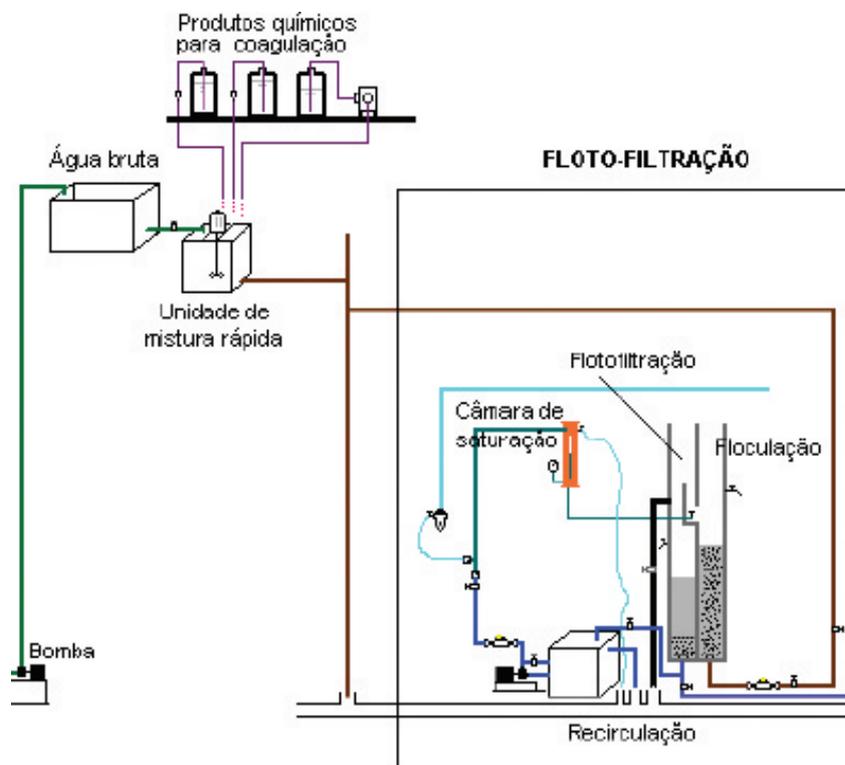


Tabela 1. Material filtrante da instalação-piloto de dupla filtração

Filtro	Material	Subcamada	Tamanho dos grãos (mm)	Espessura (cm)
Ascendente	Camada Suporte	Fundo	25,4 a 19,0	10
		Primeira	12,7 a 19,0	10
		Segunda	6,4 a 12,7	10
		Terceira	3,2 a 6,4	15
		Quarta	6,4 a 12,7	7,5
		Superior	12,7 a 19	7,5
	Areia	Tamanho dos grãos: 1,0 a 2,4 mm	Tamanho efetivo: 1,4 mm	1,6 m
Descendente	Areia	Tamanho dos grãos: 0,42 a 1,41 mm	Tamanho efetivo: 0,56 mm	Espessura da camada: 0,7 m

A instalação piloto de flotofiltração utilizada na pesquisa era composta por: uma câmara de saturação; uma unidade de mistura rápida mecanizada; bombas dosadoras para aplicação de produtos químicos e bomba de recalque de água bruta; e uma unidade de floculação em meio granular de seção retangular com as paredes construídas em acrílico transparente com 0,23 x 0,245 m de área e 2m de altura e um filtro em acrílico transparente com mesma altura e seção da unidade de floculação (Figura 4). O sistema de recirculação e dissolução de ar era constituído por um conjunto moto-bomba para pressurização da água de recirculação, uma câmara de saturação que recebia ar de um compressor e um dispositivo de despressurização que era responsável também pela mistura da recirculação com a água floculada afluyente à câmara de flo-tação. A pressão na câmara de pressurização foi mantida em 500 ± 10 kPa e a vazão de recirculação em 10%. A taxa de filtração adotada foi de 255 ± 15 m³m⁻²d⁻¹. Esses parâmetros operacionais foram adotados levando-se em consideração a experiência prévia da companhia estadual de saneamento. Na Figura 10 tem-se a representação esquemática da unidade de floto-filtração, a qual possui limitações hidráulicas que impossibilitam a otimização da floculação, não tendo sido possível determinar a perda de carga no filtro e encerrando-se a carreira de filtração em tempo relativamente curto, devido à pequena carga hidráulica disponível para a retenção de impurezas. Os ensaios realizados nesta instalação tiveram caráter qualitativo, visando principalmente verificar a potencialidade do uso desta tecnologia como alternativa de tratamento da água do açude Gavião. Durante as carreiras de filtração foram monitorados o pH, a cor aparente e a turbidez da água bruta.

3.6. Testes de toxicidade

Os testes de toxicidade tiveram o objetivo de avaliar qualitativamente o efeito agudo de alguns trialometanos sobre indicadores biológicos, tendo sido realizados os seguintes testes:

Toxicidade aguda em larvas de *Artemia salina*. Larvas de *Artemia salina* em estágio de náuplio II foram incubados em número de 10 por poço, em placas de 24 cavidades (Corning), tendo sido acrescentado clorofórmio em 6 diferentes dosagens, variando de 0,01 a 5 g/L. As placas foram incubadas a temperatura ambiente, durante 24 horas. Após esse tempo, foram contados os indivíduos vivos e mortos, tendo sido determinado o potencial de letalidade (DL_{50}) da amostra pelo método dos probitos (Litchfield & Wilcoxon 1949).

Desenvolvimento embrio-larval do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*. Trata-se de um teste de toxicidade bastante sensível e de metodologia já padronizada e

amplamente empregada (CETESB 1992; Mastrotti 1997). O método utilizado foi modificado da Norma CETESB L5.250 de maio de 1999.

Avaliação da IC₅₀ em linfócitos humanos pelo método do MTT. Para avaliação da citotoxicidade do clorofórmio em linfócitos humanos, utilizou-se o método do MTT (Mosman 1983). É uma análise colorimétrica baseada na conversão do sal 3-(4,5-dimetil-2-tiazol)-2,5-difenil-2-H-brometo de tetrazolium (MTT) em azul de formazan, a partir de enzimas mitocondriais presentes somente nas células metabolicamente viáveis.

Avaliação do potencial mutagênico em linfócitos humanos pelo método do cometa. O teste segue basicamente a metodologia descrita por Singh et al. (1988).

Avaliação do potencial hemolítico do clorofórmio. O sangue utilizado foi coletado de indivíduos sadios e diluído em 30 volumes de solução salina (NaCl 0,85% + CaCl₂ 10mM). Esses experimentos foram realizados em multiplaca com 96 cavidades. Cada poço recebeu 100 µL de solução salina contendo clorofórmio em concentrações crescentes e 100 µL de SE (suspensão de eritrócitos a 2%). O controle positivo foi obtido com Triton X-100 1%. Após incubação de 1 hora, sob agitação constante e à temperatura ambiente (26 ± 2°C), as amostras foram centrifugadas (5000 rpm por 3 min) e o sobrenadante transferido para uma outra placa para a medida da absorbância no espectrofotômetro a 540 nm.

4 . Resultados e discussão

4.1. Monitoramento da ocorrência de THM no sistema de distribuição de água

Na Tabela 2 são mostrados os parâmetros de caracterização da água bruta durante os ensaios realizados. A água apresentou valores de turbidez, de oxigênio consumido e de clorofila@ relativamente elevados, indicando a presença excessiva de fitoplâncton que pode causar grandes dificuldades no tratamento da água e servindo de matéria orgânica precursora de subprodutos da cloração.

Nas Tabelas 3, 4 e 5 são apresentados os resultados das concentrações de THM obtidas nas análises por cromatografia gasosa. Na Figura 5 é mostrado o gráfico do percentual de contribuição para cada THM estudado, considerando-se o valor médio entre as três coletas. Já as Tabelas 6 e 7 apresentam valores de cloro residual para as duas primeiras coletas (Tabela 6) e deste parâmetro mais os valores de pH e de temperatura para a última coleta (Tabela 7).

Tabela 2. Características da água bruta durante o estudo de tratabilidade

Parâmetro	Valor
Turbidez (UT)	7,4 a 9,9
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	7,2
Cor aparente (uH)	93 a 115
Cor verdadeira (uH)	14 a 15
pH	7,3 a 7,6
Oxigênio consumido (mg O ₂ /L)	7,4 a 8,5
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	38 a 44
Temperatura (°C)	27

Tabela 3. Resultados da 1ª coleta. Amostras coletadas em 20/09/2002

Amostras	CHCl ₃ (µg/L)	CHBrCl ₂ (µg/L)	CHBr ₂ Cl (µg/L)	CHBr ₃ (µg/L)	TTMH (µg/L)
Messejana	54,17	33,75	25,44	ND	113,36
Centro	61,89	41,46	18,81	ND	122,16
Aldeota	67,43	24,84	13,10	ND	105,37
Mucuripe	79,6	26,5	13,70	ND	119,79
Floresta	62,31	27,91	11,65	ND	101,87
Barra do Ceará	52,61	21,50	19,05	ND	93,16
Montese	78,11	26,94	16,81	ND	121,86
Cocorote	-	-	-	-	--
Caucaia	74,71	37,09	16,85	ND	128,65
Maracanaú	64,15	19,96	15,02	ND	99,13
ETA Gavião	72,93	32,28	8,47	ND	113,68

Tabela 4. Resultados da 2ª coleta. Amostras coletadas em 11/10/2002

Amostras	CHCl ₃ (µg/L)	CHBrCl ₂ (µg/L)	CHBr ₂ Cl (µg/L)	CHBr ₃ (µg/L)	TTMH (µg/L)
Messejana	58,90	34,95	15,84	ND	109,69
Centro	76,13	50,41	22,54	ND	149,08
Aldeota	69,13	39,04	14,20	ND	122,37
Mucuripe	70,44	47,60	13,79	ND	131,83
Floresta	62,75	41,46	19,50	ND	123,71
Barra do Ceará	73,31	37,41	16,27	ND	126,99
Montese	57,77	43,36	15,15	ND	116,28
Cocorote	53,12	44,34	15,17	ND	112,63
Caucaia	48,90	56,54	13,33	ND	118,77
Maracanaú	42,93	48,48	11,68	ND	103,09
ETA Gavião	39,01	32,43	13,40	ND	84,84

Tabela 5. Resultados da 3ª coleta. Amostras coletadas em 01/11/2002

Amostras	CHCl ₃ (µg/L)	CHBrCl ₂ (µg/L)	CHBr ₂ Cl (µg/L)	CHBr ₃ (µg/L)	TTMH (µg/L)
Messejana	71,38	60,72	14,93	ND	147,03
Centro	78,55	49,81	23,91	ND	152,27
Aldeota	62,07	68,41	12,64	ND	143,11
Mucuripe	67,62	36,97	12,54	ND	117,13
Floresta	63,32	16,86	11,03	ND	91,20
Barra do Ceará	48,69	57,33	13,17	ND	119,18
Montese	-	-	-	-	--
Cocorote	68,54	47,94	12,13	ND	128,60
Caucaia	61,64	30,88	12,81	ND	105,34
Maracanaú	59,80	36,99	17,20	ND	113,99
ETA Gavião	53,02	45,27	17,74	ND	116,03

Figura 5. Distribuição percentual para a média das médias das três coletas

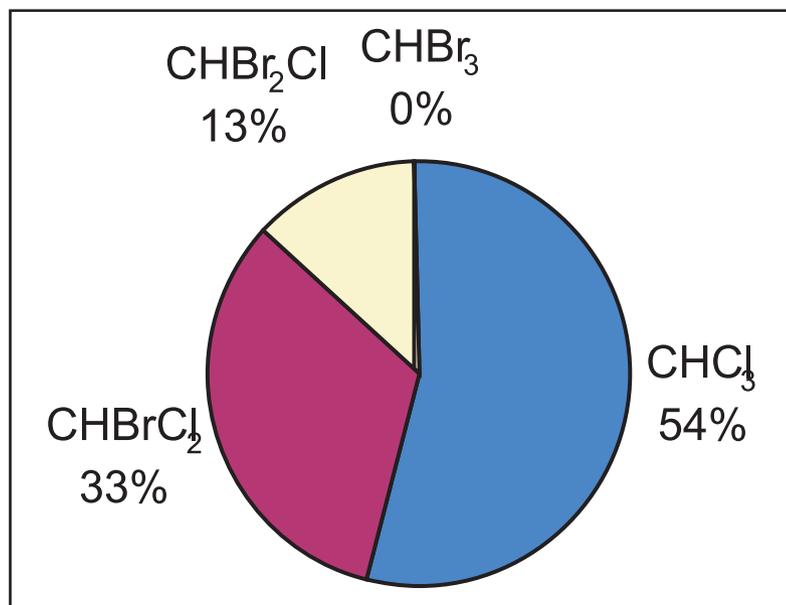


Tabela 6. Valores de residual de cloro na 1ª e 2ª coleta

Amostras	Residual de cloro(mg/L)	
	1ª Coleta	2ª Coleta
1. Messejana	2,2	2,6
2. Centro	0,5	2,5
3. Aldeota	2,0	1,9
4. Mucuripe	1,2	1,2
5. Floresta	0,9	1,7
6. Barra do Ceará	1,2	0,9
7. Montese	0,5	1,2
8. Cocorote	--	1,2
9. Caucaia	1,0	0,9
10. Maracanaú	2,7	2,2
11. ETA Gavião	2,6	2,9
Médias	1,5	1,7

Tabela 7. Valores de residual de cloro, pH e temperatura na 3ª coleta

Amostras	Horário	Temperatura (°C)	pH	Residual de cloro (mg/L)
1. Messejana	9:00	28	7,2	2,7
2. Centro	10:00	28	7,1	0,9
3. Aldeota	10:20	29	7,1	1,2
4. Mucuripe	10:40	29	7,1	0,7
5. Floresta	11:40	30	7,0	1,3
6. Barra do Ceará	12:00	28	7,0	0,6
7. Montese	--	--	--	--
8. Cocorote	9:00	29	7,1	0,8
9. Caucaia	12:30	34	6,9	1,0
10. Maracanaú	13:35	30	7,2	2,0
11. ETA Gavião	8:30	28	7,3	2,7
Médias	--	29,3	7,1	1,4

Os valores que constam nas Tabelas 3 a 5 e na Figura 5 mostram que, dentre os subprodutos quantificados, o THM com maior potencial de formação na rede de abastecimento foi o clorofórmio, seguido do bromodiclorometano e do dibromoclorometano. Observa-se também que o bromofórmio não foi detectado em nenhuma amostra. Das 31 amostras apenas quatro apresentaram concentração de TTHM abaixo de 100 µg/L. Contudo, quando são considerados os algarismos significativos com o valor máximo permissível de THM que consta na Portaria 518/2004 de Ministério da Saúde (0,1 mg/L), conclui-se que apenas uma amostra superou este valor.

Os resultados obtidos, foram organizados para se avaliar a influência do tempo de contato (distância da ETA), da concentração de cloro residual, do pH e da temperatura no potencial formador de THMs. Na Tabela 8 tem-se a distância relativa dos pontos de amostragem em relação ao início do sistema de distribuição (saída da ETA Gavião).

Tabela 8. Distância da ETA aos respectivos pontos de coletas

Amostra	Distância em relação a ETA (km)
1. Messejana	7,71
2. Centro	20,77
3. Aldeota	20,64
4. Mucuripe	25,26
5. Floresta	24,79
6. Barra do Ceará	27,81
7. Montese	18,49
8. Cocorote	18,02
9. Caucaia	30,95
10. Maracanaú	11,06
11. ETA Gavião	0,0

De forma geral, a concentração de THMs foi maior quanto maior a distância do ponto de coleta na rede (tempo de contato), estando de acordo com dados de literatura, e quanto menor o cloro residual. Entretanto, tendências contrárias foram verificadas na terceira coleta. Em relação à temperatura, a concentração de THMs tendeu a diminuir com o aumento da mesma, contrariamente ao que é indicado pela literatura. Entretanto, uma análise cuidadosa deve-se considerar a possível redução de THM com o aumento da temperatura e da distância percorrida em função destas condições favorecerem a volatilização destes compostos. Deve ser considerada ainda a possibilidade de erros associados à coleta, preservação e análise das amostras.

4.2. Remoção de subprodutos da cloração por aeração

Nas Figuras 6 e 7 tem-se a representação gráfica da remoção percentual e da concentração de clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano em função do tempo de aeração. Dentre os compostos analisados, o bromofórmio apresentou-se em concentrações abaixo do limite de detecção da técnica (10 µg/L). Na Figura 6, pode-se observar que após 15 min de aeração, com exceção do clorofórmio, o bromodiclorometano (CHBrCl_2) e o dibromoclorometano (CHClBr_2) foram totalmente removidos, sendo que a taxa de variação da remoção de clorofórmio foi de 11,2%, indicando nesse caso a necessidade de um período maior de tempo de aeração. A

não-remoção total de clorofórmio pode ser devida ao fato deste encontrar-se em maior concentração com relação aos demais trihalometanos avaliados. O processo mostrou-se reprodutível tendo em vista a similaridade entre os experimentos 1 e 2 (Figuras 6 e 7). Considerando a remoção dos TTHMs, os dados mostram que no tempo de aeração de 15 min foi possível remover cerca de 63,5% dos TTHMs.

Figura 6. Variação da concentração de THM em função do tempo de aeração (Experimento 1)

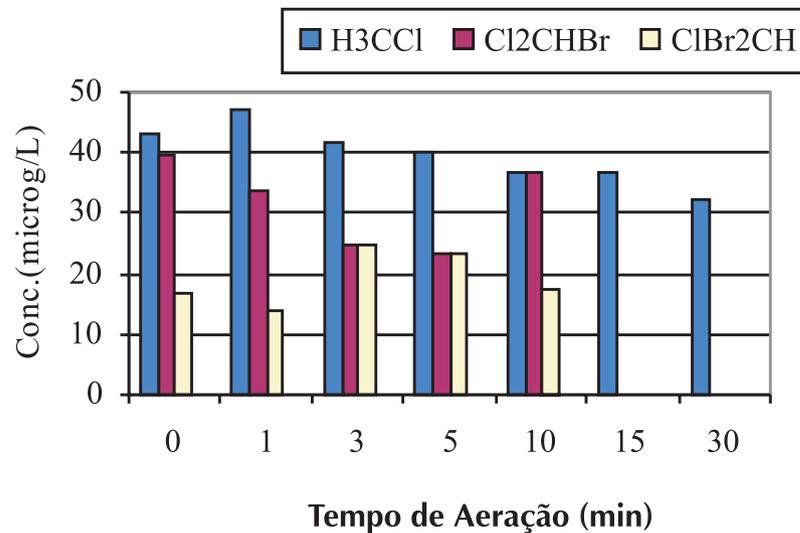
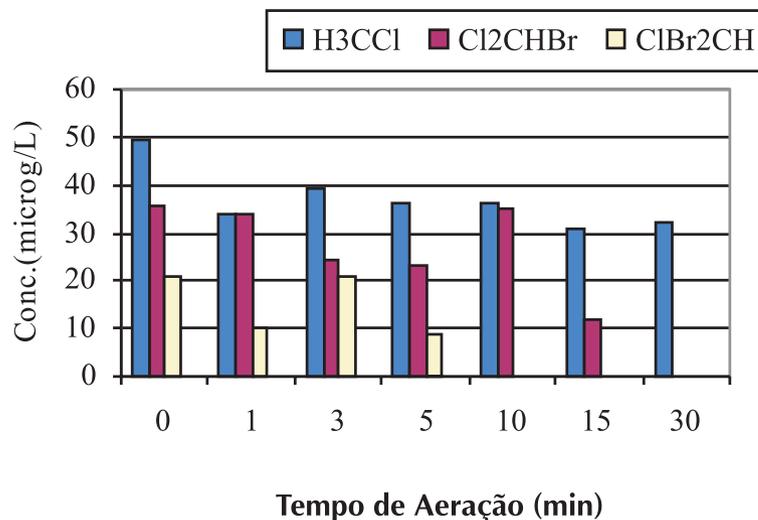


Figura 7. Variação da concentração de THM em função do tempo de aeração (Experimento 2)



O resultado das análises de cloro residual nas amostras aeradas é apresentado na Figura 8. As representações gráficas referem-se aos valores médios de três determinações de cloro residual. Na Figura 9 pode-se observar que no intervalo de tempo de 0 a 3 min houve uma pequena perda de cloro livre, de aproximadamente 12%, ao passo que de 5 a 30 min a perda de cloro livre durante o processo de aeração foi pouco significativa, indicando uma tendência na estabilização do cloro residual no processo, como mostrado na Figura 9.

Figura 8. Variação da concentração de cloro residual em função do tempo de aeração (Experimento 2)

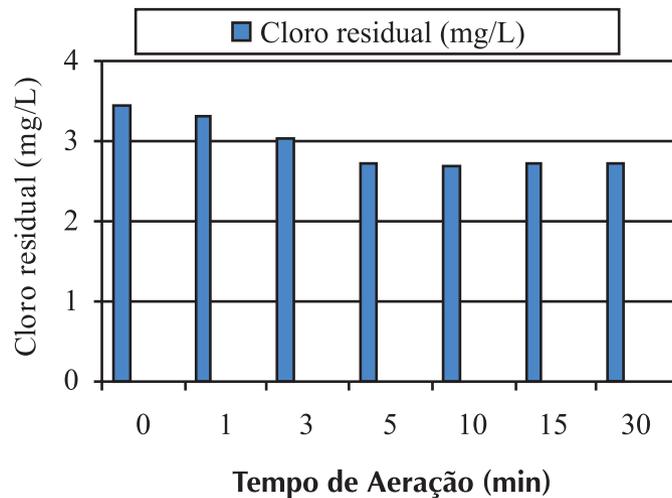
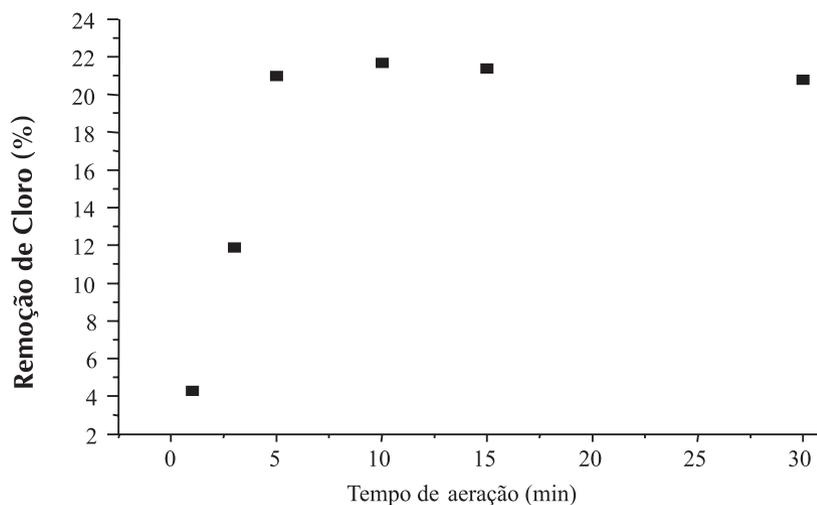


Figura 9. Percentual de remoção de cloro residual em função do tempo de aeração (Experimento 2)



4.3. Influência da biota algácea na qualidade da água bruta

A partir do modelo de variação sazonal do fitoplâncton no açude, foram definidos dois períodos: a) de julho/02 a janeiro/03 — período de altas biomassas; b) de fevereiro/03 a junho/03 — período de declínio de biomassa. Estes coincidiram, de forma geral, com o padrão de distribuição das chuvas: período seco e período chuvoso, respectivamente.

A partir da análise dos dados médios dos parâmetros abióticos aferidos (Tabela 9), a água do açude Gavião pode ser definida como mesotrófica a eutrófica, de acordo com sistemas internacionais de classificação do estado trófico (OECD, 1992) e com os valores totais de nutrientes (N e P) e de clorofila @; quase sempre de altas razões nitrogênio/fósforo (N/P e NID/PO₄⁻ > 16), tendo em vista a relação ótima identificada por REDFIELD (1958); mas deficiente em nitrogênio inorgânico dissolvido durante o período seco, segundo valores apontados por REYNOLDS (1999) como limitantes ao crescimento fitoplanctônico; de elevada contribuição de material orgânico no total do material particulado em suspensão (carga sestônica); de pH levemente alcalino, no período seco, a levemente ácido, no período chuvoso.

Os aportes de nutrientes se deram de forma mais acentuada durante período chuvoso, quando aumenta a vazão do riacho Gavião e do canal do açude Riachão (canal que liga estes açudes), ponto de maior aporte de nutrientes (Figuras 10 e 11). Também ocorre carregamento interno de nutrientes pela liberação, principalmente de fosfato, a partir do sedimento, no ponto 9 (mais profundo). Este aporte ocorre mais intensamente durante o inverno, quando os ventos são mais fracos e o hipolímnio se torna anóxico.

Tabela 9. Valores médios para os parâmetros abióticos aferidos durante o período de estudos, onde: P e N-totais são, respectivamente, fósforo e nitrogênio totais; N/P, razão nitrogênio-fósforo (os totais); e NID, nitrogênio inorgânico dissolvido*

	1º período (jul/02-jan/03)	2º período (fev/03-jun/03)
N-NH ₃ /NH ₄ ⁺ (µmol L ⁻¹)	3,3	6,1
N-NO ₂ ⁻ (µmol L ⁻¹)	0,1	0,2
N-NO ₃ ⁻ (µmol L ⁻¹)	1,3	1,2
NID (µmol L ⁻¹)	4,9	6,7
N-total (µmol L ⁻¹)	43,0	35,6
P-PO ₄ ⁻ (µmol L ⁻¹)	0,2	0,6
P-total (µmol L ⁻¹)	1,6	1,9
N/P (µmol L ⁻¹)	27	19

	1º período (jul/02-jan/03)	2º período (fev/03-jun/03)
NID/P-PO ₄ ⁻ (µmol L ⁻¹)	25	11
Clorofila @ (µg L ⁻¹)	43,8	33,5
Feofitina @ (µg L ⁻¹)	11,8	31,6
pH	7,6	6,4
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	464	323
Salinidade (ppm)	0,2	0,1
Carga sestônica (mg L ⁻¹)	8,2	6,7
Matéria orgânica (%)	89,2	85,3
Extinção da luz (m)	2,6	2,9

* Concentrações de nutrientes em µmol e nas figuras 5 e 6, em µg.

Figura 10. Estimativa da distribuição horizontal do fósforo total (µg.L⁻¹) por período: seco (julho/2002 — janeiro/2003) no lado esquerdo e; chuvoso (fevereiro/2003 — junho/2003) no lado direito

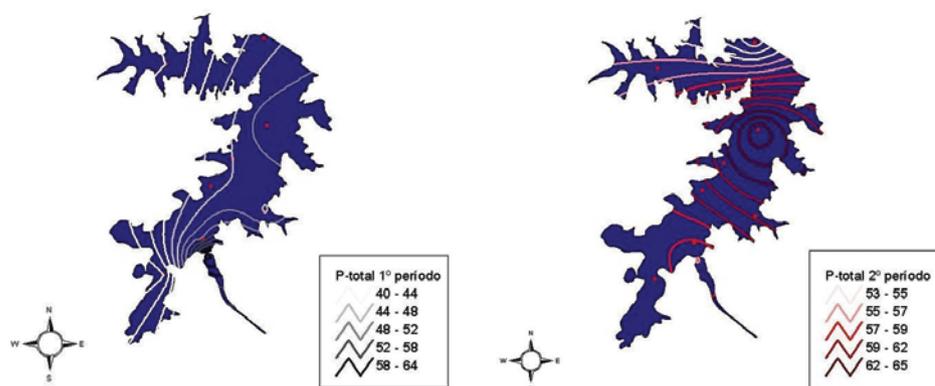
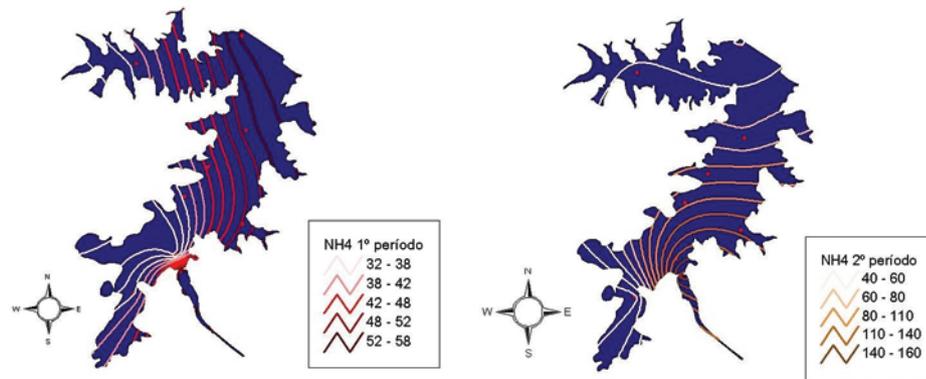


Figura 11. Estimativa da distribuição horizontal do nitrogênio amoniacal (em $\mu\text{g.L}^{-1}$) por período: seco (julho/2002 — janeiro/2003) no lado esquerdo e; chuvoso (fevereiro/2003 — junho/2003) no lado direito



Uma avaliação qualitativa aliada à quantificação do fitoplâncton indicou a predominância quase absoluta de cianobactérias, classe Cyanophyceae, destacando-se a espécie *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek (Figura 12) como dominante e observando-se importante contribuição da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju (Figura 13), ambas potencialmente tóxicas. *P. agardhii* (antes *Oscillatoria agardhii*), é uma cianobactéria filamentosa e possui cepas confirmadamente produtoras de hepatotoxinas, especificamente microcistina (CHORUS & BARTRAM 1999). Já *C. raciborskii*, que também é uma cianobactéria filamentosa, é relatada na literatura como produtora de cilindrospermopsina (FALCONER 1999; CHORUS & BARTRAM 1999; MACGREGOR & FABRO 2000), um alcalóide hepatotóxico. Recentemente, no entanto, foram isoladas toxinas apresentando efeitos neurotóxicos a partir de cepas brasileiras, pertencentes ao grupo das saxitoninas (MOLICA *et al.* 1998; LAGOS *et al.* 1999; NASCIMENTO *et al.* 2000).

Figura 12. Fotomicrografia da espécie *P. agardhii* (Escala = 10µm)

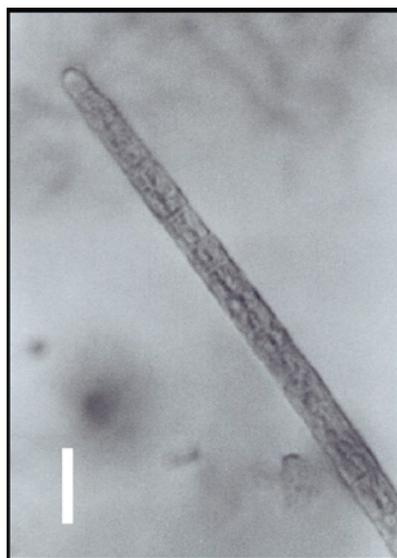
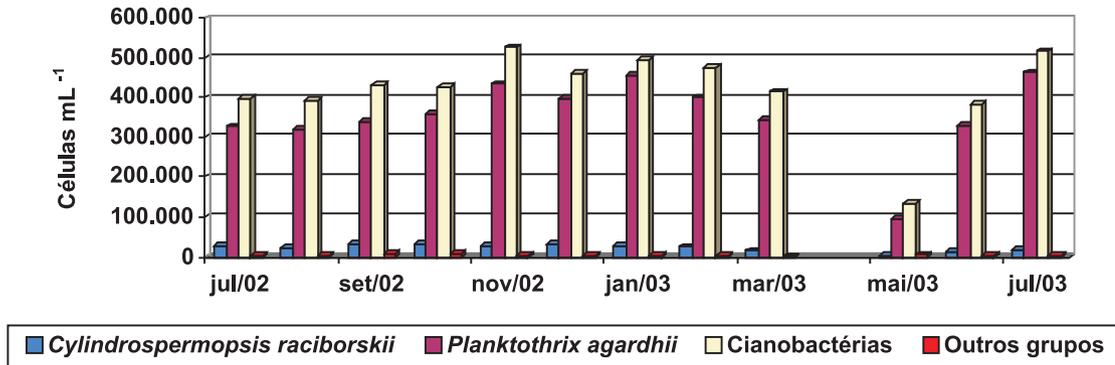


Figura 13. Fotomicrografia da espécie *C. raciborski* (Escala = 10µm)



Figura 14. Contribuição, em células/mL, das principais espécies de cianobactérias, do total de cianobactérias e dos demais grupos fitoplanctônicos juntos (Diatomáceas, Clorofíceas, Zignematofíceas, Criptofíceas e Dinofíceas) no fitoplâncton total



O fitoplâncton, na água bruta, perfaz totais de $1,4 \times 10^5$ a $5,3 \times 10^5$ em densidade de células por mL (Figura 14). Durante o período de estudos, os bioensaios com camundongos indicaram ausência de toxicidade ou, se houve, esta não foi detectável por este ensaio.

4.4. Relação entre turbidez e contagem do fitoplâncton

Nesta etapa da pesquisa foram observados totais fitoplanctônicos de $2,4 \times 10^5$ a $3,7 \times 10^5$ em densidades de células por mL, sendo que as espécies mais abundantes, *P. agardhii* e *C. raciborskii*, variaram de $2,0 \times 10^5$ a $2,9 \times 10^5$ células mL⁻¹ e de $0,07 \times 10^5$ a $0,3 \times 10^5$ células mL⁻¹, respectivamente (79% e 5,5% do total, respectivamente).

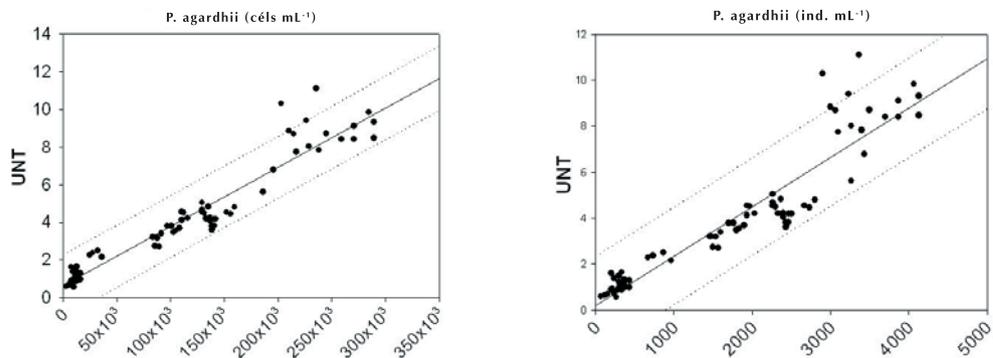
P. agardhii apresentou importante variação no comprimento dos tricomas em função da origem da amostra, a qual foi levada em conta nos cálculos de células/mL, resultando em índices de correlação maiores ($r=0,960$) do que para medidas em indivíduos/mL ($r=0,931$).

Através de diagramas de dispersão (Figura 15), observou-se que, em grande parte, a variação na turbidez pôde ser atribuída à variação nas densidades fitoplanctônicas, quer fossem expressas em células por mL, indivíduos por mL ou biovolume (mm³ L⁻¹).

Apesar de a turbidez ser um parâmetro inespecífico, podendo ser influenciado por muitas variáveis, observou-se que, para a água do açude Gavião, este parâmetro descreveu muito bem as variações dos organismos fitoplanctônicos (MOA), tendo sido encontrada forte correlação entre estes parâmetros. Tal fato deveu-se possivelmente:

- à inexpressiva contribuição de material sólido inorgânico em suspensão (carga sestônica formada por 78 a 100% de material orgânico, no manancial);
- às elevadas densidades fitoplanctônicas presentes mesmo na água filtrada da instalação-piloto (3.500 a 223.000 células/mL);
- à fina dispersão dos tricomas mantida pela espécie *P. agardhii*.

Figura 15: Diagramas de dispersão para a espécie *Planktothrix agardhii* em relação aos valores de turbidez, com visualização da linha de regressão (cheia), os intervalos de previsibilidade com 95% de confiança (linhas pontilhadas) e r^2 . Os dados são apresentados em células mL⁻¹ (esquerda) e em indivíduos mL⁻¹ (direita)



Merece ser destacado que nesta etapa da pesquisa ficou demonstrado que mesmo atendendo ao padrão de potabilidade vigente no Brasil no que se refere ao valor máximo da turbidez da água filtrada, podem resultar densidades fitoplanctônicas muito elevadas, implicando em riscos sanitários para a população abastecida. Tal fato deve-se a inespecificidade da medida de turbidez, sendo assim, recomenda-se que na próxima revisão do padrão de potabilidade essa questão seja considerada, o que poderá levar à exigência de quantificação do fitoplâncton também na água filtrada e não apenas na água bruta como é estabelecido atualmente.

4.5. Remoção de precursores de subprodutos da cloração — Ensaios em escala piloto

Na Tabela 10 são apresentadas as variações máximas e mínimas dos parâmetros monitorados na água bruta durante os ensaios iniciais realizados nas instalações-piloto. O coagulante primário utilizado nas unidades de dupla filtração foi o HCA com dosagem de 10mg/L mais 2,0mg/L de polímero como auxiliar de coagulação.

Tabela 10. Características da água bruta durante os ensaios iniciais na instalação-piloto

Parâmetro	Valor
Turbidez (uT)	6,8 a 11,9
Cor aparente (uH)	92 a 156
Cor verdadeira (uH)	14 a 16
PH	7,3 a 7,6
Oxigênio consumido (mg O ₂ /L)	7,4 a 7,8
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	38,0 a 44,1
Temperatura (°C)	27 a 28
Concentração de algas (ind/mL)	4 x 10 ⁵ a 5 x 10 ⁵
Sólidos suspensos totais (mg SST/L)	7,0 a 7,2

Na Figura 16 são apresentadas as durações das carreiras de filtração e, na Figura 17, as perdas de carga correspondentes ao encerramento das carreiras nas unidades de dupla filtração. Na unidade 4 de dupla filtração houve obstrução do piezômetro, com isso a leitura da perda de carga apresentou um resultado incoerente. Percebe-se que com descargas de fundo intermediárias (DFI) houve aumento médio de 40% na duração das carreiras. Com base nos resultados pode-se ainda prever aumento em torno de 12h na duração da carreira de filtração, desde que sejam adotadas DFI nos filtros ascendentes a cada 8h.

Figura 16. Tempo de funcionamento (h) das unidades de filtração da instalação piloto de dupla filtração

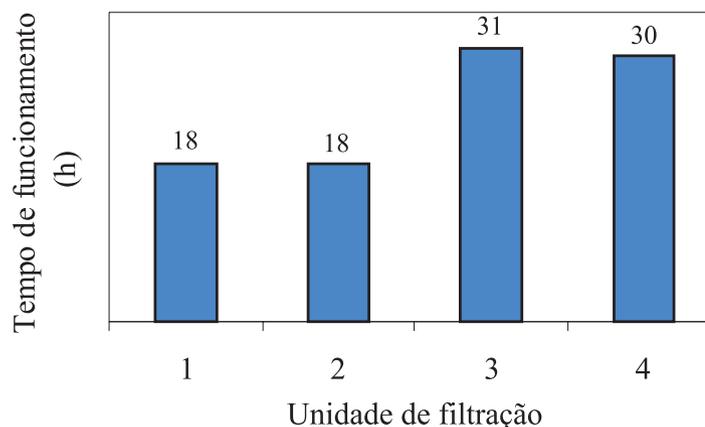
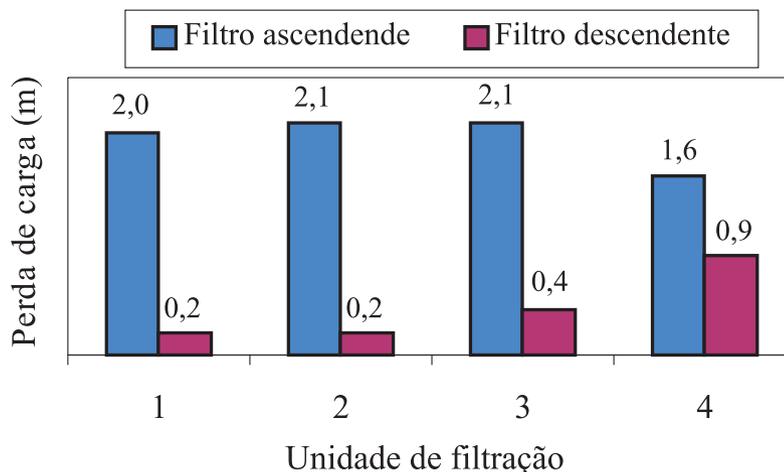


Figura 17. Perda de carga (m) de encerramento das carreiras dos filtros ascendentes e descendentes



A turbidez remanescente dos efluentes dos filtros ascendentes durante todas as carreiras iniciais variaram em média de 0,40 a 0,55 uT. Filtros descendentes que funcionaram sem descargas de fundo intermediárias (DFI) e sem intercloração apresentaram valores de turbidez mais elevados (0,40 a 0,50 uT, Figura). Já aqueles funcionando com DFI ou intercloração ou ambos, em geral, apresentaram valores de turbidez entre 0,30 e 0,40 uT.

Foram obtidos valores de turbidez continuamente inferiores a 0,5 uT quando foi empregado 10 mg/L de HCA, 2 mg/L de polímero catiônico e 2 mg/L de cloro entre os filtros ascendente e descendente. Nestes as DFI foram realizadas nas unidades de filtração ascendentes F3 e F4, com taxa média de 800 m³/m²d e duração de 30 s. Os picos de turbidez que podem ser observados na Figura 18 correspondem aos instantes em que foram efetuadas as DFI. Contudo, as unidades de filtração descendente funcionaram como uma barreira sanitária (Figura 19), garantindo a produção de água que atendessem ao padrão de potabilidade. Os melhores resultados em termos de qualidade da água foram obtidos no conjunto em que se fez a intercloração.

Na Figura 20 pode-se observar a redução da perda de carga nos filtros F2 e F4 após as DFI dadas com 8, 16 e 24 h de funcionamento. À exceção das unidades de filtração ascendente com DFI, a redução da perda de carga no tempo deve ser atribuída a imprecisões na leitura da altura do líquido manométrico (Figura 21).

Figura 18. Turbidez no efluente das unidades de filtração ascendente (ensaio 02/08/2003)

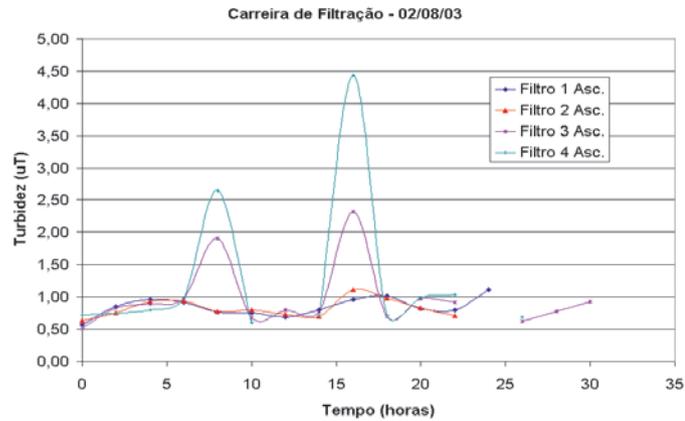
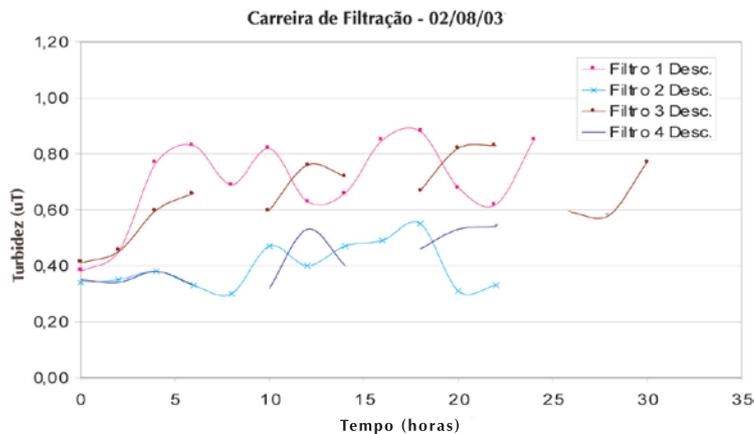


Figura 19. Turbidez no efluente das unidades de filtração descendente (ensaio 02/08/2003)



Tentando-se obter valores de turbidez ainda menores, foram realizados novos experimentos, tendo sido constatado que o ponto de aplicação do polímero influenciou na qualidade da água filtrada, bem como as características do próprio HCA, após a realização de ensaios com amostras de lotes diferentes. Foram realizados ensaios utilizando-se 10 mg/L de HCA e 1, 2, 3 e 4 mg/L de polímero catiônico nas unidades de filtração 1, 2, 3 e 4, respectivamente, não tendo sido efetuadas DFI nem pré-cloação (Figuras 22 a 25), objetivando-se avaliar se era possível prescindir da utilização

de cloro no tratamento da água. O experimento foi de apenas 6 horas por se tratar de ensaio exploratório. Assim, foi possível obter água filtrada com turbidez inferior a 0,5 uT utilizando-se 10 mg/L de HCA com 2,0 mg/L de polímero catiônico, prescindindo-se da pré-oxidação, o que é vantajoso quando se pretende reduzir os subprodutos da cloração.

Figura 20. Perda de carga nas unidades de filtração ascendente (ensaio 02/08/2003)

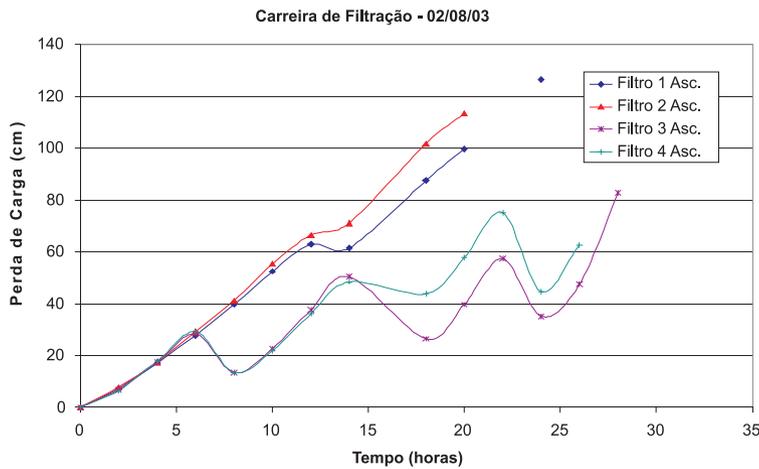
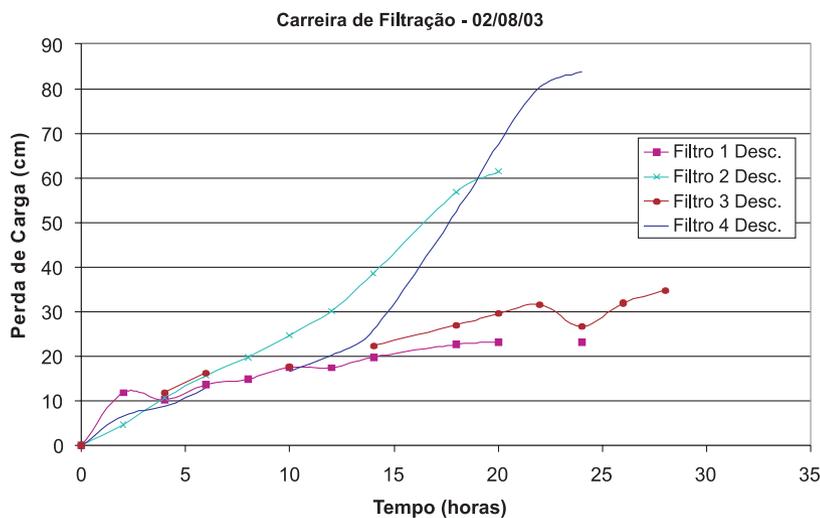


Figura 21. Perda de carga nas unidades de filtração descendente (ensaio 02/08/2003)



Comparando-se as Figuras 24 e 25, observam-se perdas de carga relativamente baixas nas unidades de filtração descendentes, o que demonstra que a maior parte das impurezas estava sendo retida nos filtros anteriores.

Figura 22. Turbidez no efluente das unidades de filtração ascendente (ensaio 05/08/2003)

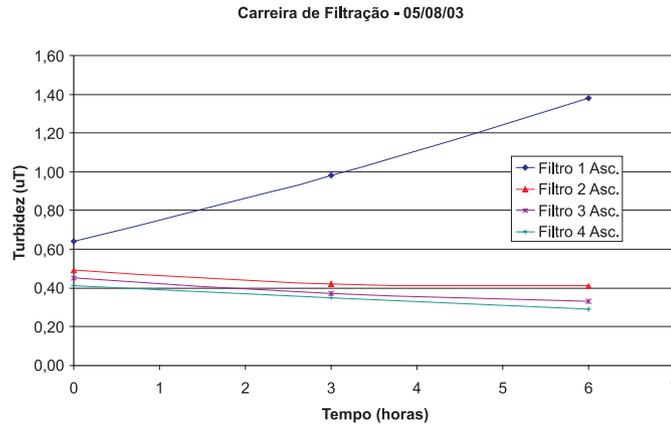


Figura 23. Turbidez no efluente das unidades de filtração descendente (ensaio 05/08/2003)

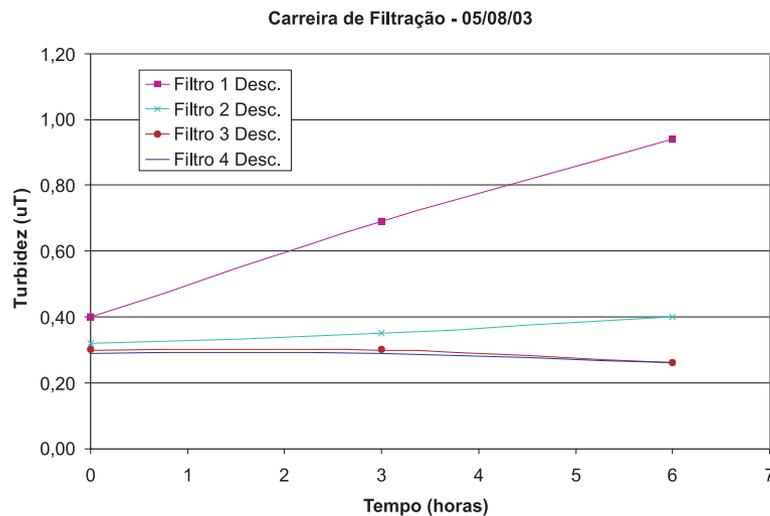


Figura 24. Perda de carga nas unidades de filtração ascendente (ensaio 05/08/2003)

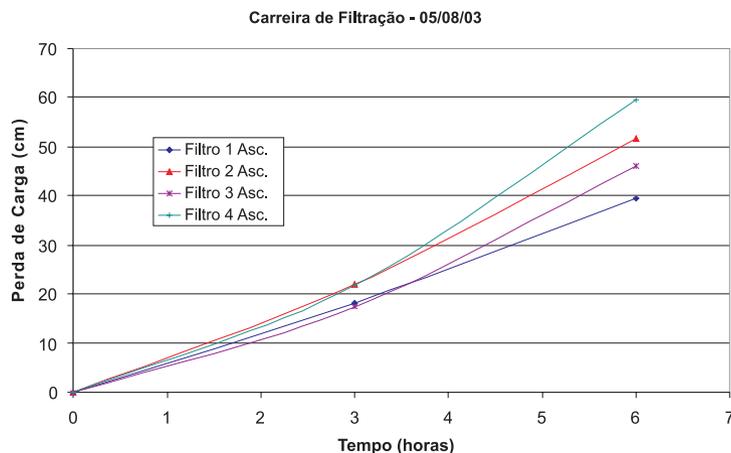
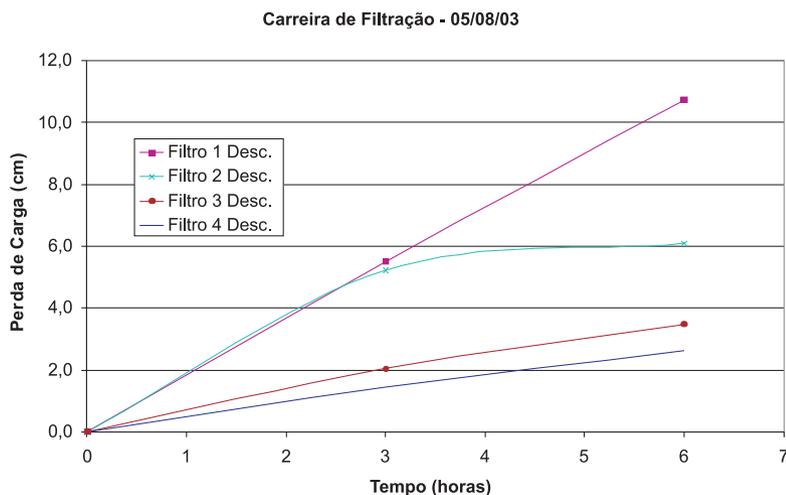


Figura 25. Perda de carga nas unidades de filtração descendente (ensaio 05/08/2003)



Nos ensaios de flotação as carreiras foram encerradas com 3h de duração devido às limitações da instalação. Após 30 min de operação da unidade de flotação observou-se a produção de 1,5 cm de manta de lodo. Pelos ensaios de flotação, mesmo com caráter apenas qualitativo, pode-se considerar a viabilidade de taxas de filtração entre 180 e $220\text{m}^3 \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e taxa de recirculação de 10%. Apesar de a dosagem de coagulante ter sido relativamente alta, o residual de alumínio encontrado na água filtrada foi de $0,03\text{mg Al/L}$. O valor máximo permitido na Portaria que estabelece o padrão de potabilidade vigente no Brasil é de $0,2\text{mg Al/L}$.

Na Tabela 11 constam os resultados da carreira de filtração realizada com 70 mg/L de sulfato de alumínio comercial; 0,4 mg/L de polímero FO4140 e taxa de recirculação de 10%. O polímero e o coagulante foram preparados à concentração de 0,01 e 2,0%, respectivamente. Na Tabela 12 têm-se os resultados do ensaio realizado com a dosagem de 50 mg/L de sulfato de alumínio e mantendo-se as demais condições citadas anteriormente. Observa-se que nos dois casos obteve-se água filtrada com turbidez cujo valor atenderia ao padrão de potabilidade brasileiro, mas somente com a dosagem de 70 mg/L de sulfato de alumínio resultou turbidez inferior a 0,5 uT.

Tabela 11. Ensaio na instalação-piloto de flotofiltração com 70 mg/L de SA comercial

Hora	Turbidez (uT)				Cor aparente (uH)				pH			
	AFloc	AFlot	Afilt	AB	AFloc	AFlot	Afilt	AB	AFloc	AFlot	Afilt	AB
0,5	4,47	1,69	0,41	7,12	39	10	4	-	6,41	6,30	6,31	7,64
1	4,88	1,62	0,36	-	49	13	4	-	6,50	6,49	6,62	-
2	6,01	1,59	0,28	-	62	17	6	-	6,59	6,50	6,59	-
3	7,05	1,36	0,32	7,34	70	16	7	101	6,44	6,49	-	7,52

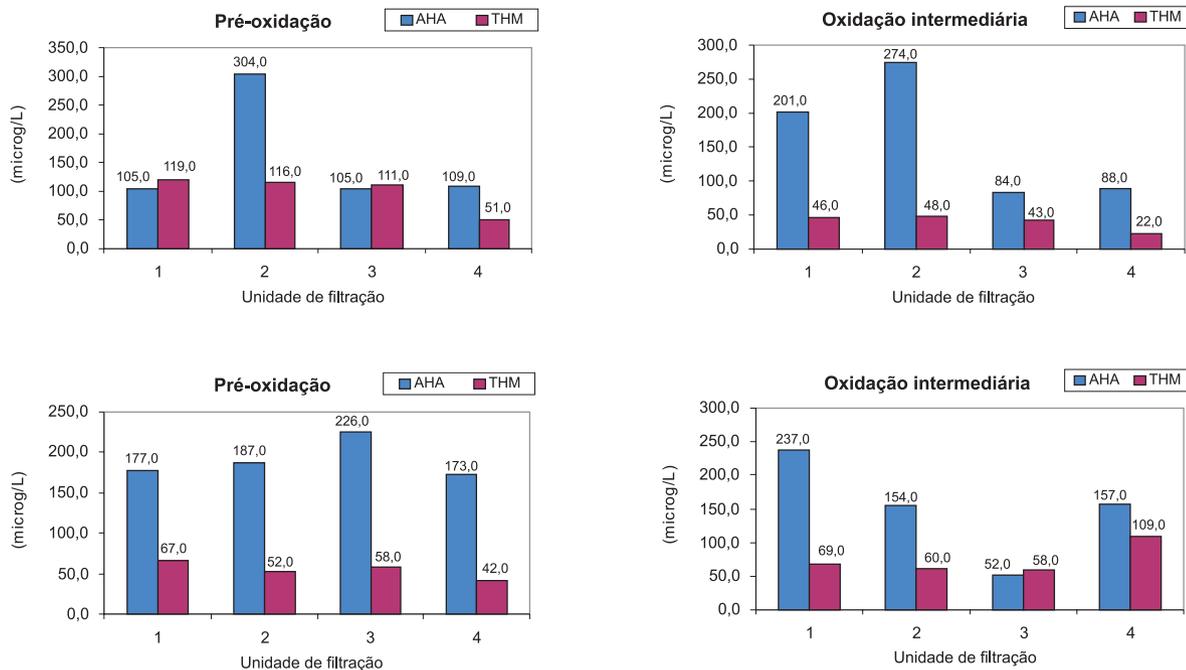
Tabela 12. Ensaio na instalação-piloto de flotofiltração com 50 mg/L de SA comercial

Hora	Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)		pH		
	AFloc	AFlot	Afilt	AFloc	AFlot	AFloc	AFlot	Afilt
0,5	5,81	4,30	0,68	39	1	6,67	6,76	6,76
1	5,54	3,64	0,53	32	1	6,70	6,73	6,77

A remoção de células fitoplanctônicas foi superior a 99% nos dois sistemas de tratamento considerados (flotofiltração e dupla filtração). Com relação ao potencial de formação de subprodutos indesejados, deve ser ressaltado que a concentração relativamente elevada de algas contribuiu para aumentar a concentração de HAA na água filtrada. Nas condições em que foram realizados os experimentos, a concentração total de HAA foi sempre superior a 60 µg/L (Figura 26), valor máximo estabelecido nos Estados Unidos da América, atingindo valores superiores a 500µg/L. Merece ser destacado que os HAA não estão incluídos no padrão de potabilidade vigente no Brasil. Quanto à concentração de TTHM, os valores foram inferiores ao limite máximo especificado na Portaria 518/2004/MS, tanto no tratamento por dupla filtração quanto por floto-filtração.

Com relação às condições de formação dos subprodutos, quando foi aplicado o cloro antes do filtro ascendente, a formação de ácidos haloacéticos ocorreu com maior intensidade do que quando aplicado após o mesmo (na intercloração) e este último resultado não foi significativamente diferente do que quando o oxidante só foi utilizado na desinfecção final, mantendo-se os benefícios quando à maior remoção de turbidez e de células de algas. A utilização de dióxido de cloro mostrou-se benéfica em todos os aspectos analisados, principalmente quando esse oxidante foi aplicado entre os filtros. O único valor elevado de HAA com a utilização de dióxido de cloro foi devido ao transpasse de impurezas já estar ocorrendo no momento da coleta da amostra para aplicação da desinfecção final. Quanto ao uso de permanganato de potássio, embora tenham sido observados efeitos benéficos quanto à remoção de algas, turbidez e à formação de subprodutos da desinfecção, estes efeitos foram menos acentuados, provavelmente, devido à pequena dosagem utilizada. A dosagem de apenas 0,25 mg/L foi escolhida para evitar que a perda de carga nos filtros ocorresse de forma muito rápida.

Figura 26. Formação de AHA e THM. Coagulação com 20 e 1mg/L de PAC e polímero, **acima**, e coagulação com 25 e 0,5mg/L de PAC e polímero, **abaixo**. **a) Pré-oxidação** (FA1 = sem oxidante, FA2 = cloro, FA3 = dióxido de cloro e FA4 = permanganato de potássio. **b) Oxidação intermediária** (FD1 = sem oxidante, FD2 = cloro, FD3 = dióxido de cloro e FD4 = permanganato de potássio)

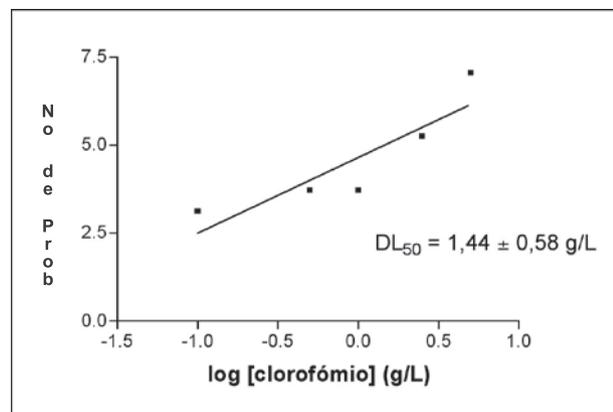


Estes resultados demonstram a importância da realização de investigação experimental para se definir corretamente as dosagens e os tipos de produtos químicos utilizados no tratamento da água. Ressalta-se em especial a vantagem da dupla filtração pela possibilidade de se fazer a oxidação intermediária, quando uma parte significativa da MON já foi removida na unidade de filtração ascendente. Os valores relativamente baixos de turbidez no efluente final e a eficiência de remoção de células de cianobactérias na unidade de dupla filtração, aliado ao menor custo desta tecnologia em relação ao tratamento convencional e à flotofiltração (dados não publicados), indicam que a mesma apresenta potencial para ser aplicada no tratamento de águas de diversas localidades brasileiras.

4.6. Testes de toxicidade

Com relação aos náuplios que foram incubados na presença de clorofórmio por 24 horas, não foi observada toxicidade significativa até concentrações tão altas quanto 0,1 g/L, apresentando DL_{50} igual a 1,22 g/L, representado na Figura 27.

Figura 27. Toxicidade aguda do clorofórmio determinada através do método dos probitos, utilizando náuplios de *Artemia salina*



O clorofórmio, em todas as doses utilizadas (0,00001 a 0,1 g/L) não causou alteração significativa no desenvolvimento embrionário do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*. No ensaio de citotoxicidade em linfócitos, o clorofórmio não demonstrou toxicidade significativa aos linfócitos, no sentido de não deter a proliferação celular, seja por um efeito citostático à cultura ou mesmo letal.

A quantidade de quebras de DNA, avaliada pelo teste do cometa, induzidas pelo clorofórmio nas doses de 0,01, 0,05 e 0,1 g/L está mostrada na Figura 28. O clorofórmio foi capaz de induzir dano no DNA de linfócitos humanos (Figura 29) em todas as doses testadas, não sendo observada atividade citotóxica significativa. Isso nos levou

a crer que o clorofórmio encontra-se no perfil das drogas carcinogênicas, que causam alterações mutagênicas ao DNA sem induzir a morte celular, perpetuando para a progênie celular tais alterações. Também não foi verificada atividade hemolítica do clorofórmio, mesmo na concentração máxima testada (0,5 g/L).

Figura 28. Dano ao DNA de linfócitos humanos induzido pelo clorofórmio medido através do teste do Cometa. Resultados significativos, com $p < 0,05$, para doses acima de 0,01 g L⁻¹ (ANOVA seguida de Newman-Keuls)

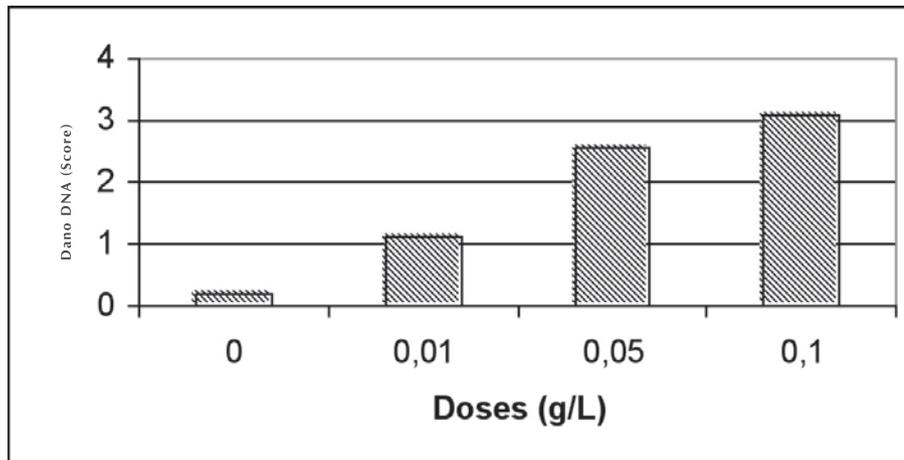
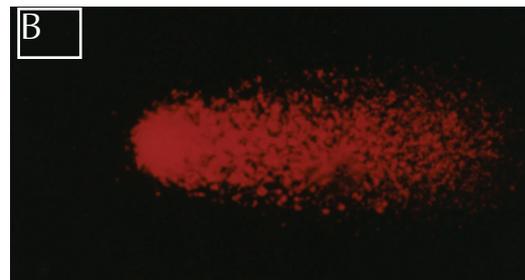


Figura 29. Análise do dano ao DNA de linfócitos humanos através do teste do cometa. Em A - Micrografia mostrando uma célula sem dano e em B — Micrografia mostrando aspecto de uma célula com dano correspondente ao escore 3.



5. Conclusões

Em função dos resultados obtidos concluiu-se que:

- as concentrações de TTHM das amostras coletadas na rede de abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza estão próximas dos valores máximos permissíveis estabelecidos no padrão de potabilidade vigente no Brasil;
- além do cloro utilizado na desinfecção da ETA Gavião, outro fator que contribui para a alta formação de subprodutos derivados da cloração são as elevadas densidades fitoplanctônicas no manancial que abastece a cidade, havendo fortes indícios que estas estejam influenciando diretamente na formação de HAAs antes que na formação de THMs, concordando com o que é relatado na literatura;
- o THM com maior potencial de formação na rede de abastecimento de água de Fortaleza foi o clorofórmio (54%), seguido do bromodiclorometano (33%) e do dibromoclorometano (13%), o bromofórmio não foi detectado em nenhuma das 31 amostras analisadas. Com relação aos HAAs, a principal espécie quantificada foi o ácido bromocloroacético (30%). Os dois primeiros representam risco potencial para a saúde humana, pois estão enquadrados no grupo 2B (IARC), o qual inclui substâncias que possuem evidências inadequadas quanto à carcinogenicidade em humanos, mas suficientes para animais. Quanto ao ácido bromocloroacético, os dados disponíveis sobre toxicidade são muito limitados, porém estudos sobre mutagenicidade e genotoxicidade têm apresentado resultados positivos para este composto, segundo dados da OMS;
- nos ensaios realizados em escala de laboratório, constatou-se que a aeração é um processo viável de remoção de THM e que os compostos individuais apresentam volatilidade diferenciada. Foi possível reduzir a concentração de TTHM de valores da ordem de 100µg/L a menos de 30µg/L em 30min, mesmo num sistema que apresentava baixa capacidade de transferência de massa. Espera-se a obtenção de resultados melhores adotando-se outros sistemas de aeração;
- quanto à formação dos subprodutos organoclorados analisados, a influência dos oxidantes depende do ponto de aplicação e também da qualidade da água clorada;
- com relação ao desenvolvimento massivo de cianobactérias no açude Gavião, foi detectado que durante o período chuvoso ocorrem mudanças significativas na qualidade das águas do açude Gavião e que a qualidade das águas que chegam ao açude através do canal do Riachão, neste período, em grande parte define estas mudanças, tendo sido detectado que este é o principal ponto de aporte de nutrientes;

- pela análise dos nutrientes, o fitoplâncton no açude Gavião está sendo limitado por nitrogênio. Sendo assim, a dinâmica deste nutriente no açude deve ser estudada, podendo significar um ponto de controle da floração;
- a realização dos bioensaios com camundongos, durante o período de estudos, indicou a ausência de toxicidade da floração ou, se houve, esta não foi detectável por este ensaio;
- nos testes de toxicidade realizados, o clorofórmio foi pouco tóxico. Entretanto os testes foram de curta duração, permitindo apenas uma avaliação dos efeitos agudos ou sub-crônicos;
- com relação aos testes citotóxicos e mutagênicos, a literatura refere que o clorofórmio não é mutagênico e que se apresenta como potente substância carcinogênica provavelmente pelo fato de que seu potencial citotóxico estimularia a proliferação celular para repor as perdas, aumentando as taxas de mutações espontâneas. Entretanto, neste estudo, observou-se que o clorofórmio em doses não citotóxicas para linfócitos parece provocar alterações no DNA. Tais alterações, possivelmente, poderiam desencadear o processo de carcinogênese, mas recomenda-se a realização de novas investigações tendo em vista o número limitado de experimentos realizados neste trabalho;
- foi encontrada forte correlação entre as densidades do fitoplâncton e valores de turbidez ($r=0,965$, para células/mL), salientando-se que: i) mesmo para valores de turbidez abaixo de 1,0 uT, em ensaios realizados na instalação-piloto de filtração direta descendente, a qualidade microbiológica da água não esteve assegurada, visto que foram encontradas densidades de cianobactérias de até 30.000 células por mL (acima do patamar no qual se exige verificação semanal de cianotoxinas na água bruta pela legislação brasileira); ii) em valores de turbidez próximos a 0,5 uT, o número de células por mL de *P. agardhii* foi de cerca de 7.000, em média, valor ainda muito alto. Sendo assim, quando a turbidez está fortemente influenciada pelas densidades de cianobactérias, a água efluente pode não apresentar qualidade e potabilidade mesmo a valores de turbidez tão baixos quanto 0,5uT, exigindo alterações e melhorias no processo de tratamento para a remoção mais eficiente de células de cianobactérias;
- os ensaios realizados demonstram que a FAD é uma técnica eficiente no que diz respeito à remoção da turbidez em águas para o abastecimento humano, requerendo menores dosagens de coagulante quando associada com um auxiliar de floculação. Por outro lado, as investigações experimentais em escala piloto na unidade de dupla filtração mostraram que a mesma possui grande potencial de aplicação em substituição à FAD, com menores custos e maior simplicidade, apresentando eficiência semelhante à da FAD para a água estudada.

6. Recomendações

Tendo em vista a utilização dos resultados obtidos nesta pesquisa pela Funasa, recomenda-se:

- avaliar a necessidade de se estabelecer a concentração máxima de cianobactérias na água filtrada e a inclusão dos ácidos haloacéticos no padrão de potabilidade vigente no Brasil, tendo em vista o risco decorrente da presença destes últimos compostos e considerando-se que os resultados obtidos neste trabalho demonstraram que pode haver quantidade excessiva de cianobactérias potencialmente tóxicas mesmo com valores de turbidez inferiores a 0,5 uT;
- avaliar a conveniência de se alterar de 0,1 mg/L para 100 µg/L o limite máximo de TTHM especificado na Portaria 518/2004/MS, visto que no primeiro caso pode-se aceitar até 149 µg/L de TTHM, valor superior ao admitido em diversos países;
- promover cursos de atualização dos profissionais responsáveis pelos sistemas de tratamento e abastecimento de água, com enfoque nos riscos sanitários e nas técnicas destinadas à atenuação da formação de subprodutos da cloração;
- incentivar pesquisas destinadas a avaliar a toxicidade específica dos subprodutos da cloração e a realização de estudos epidemiológicos de longa duração;
- tendo em vista os resultados obtidos na remoção de trihalometanos por aeração, em escala de bancada, e considerando-se o caráter inovador, baixo custo e a facilidade de operação, implantação, operação e manutenção que esta técnica aparenta apresentar, é altamente desejável o desenvolvimento de um trabalho destinado a testá-la em estações de tratamento de água em escala real. O custo relativo a este trabalho é de difícil estimativa pois dependerá do porte da estação, do tipo de dispositivo que será utilizado na aeração e da existência de laboratórios locais credenciados para quantificar a concentração de trihalometanos. Idealmente, o trabalho deve ser realizado com o apoio de uma prestadora de serviços de saneamento que se interessar pelo desenvolvimento da técnica.

Para realizar este trabalho, estiveram envolvidos professores da Universidade Federal do Ceará, profissionais da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) e estudantes de graduação e de pós-graduação de diversas áreas do conhecimento científico e tecnológico. Os pesquisadores agradecem à Funasa pelo financiamento da pesquisa (Conv. 2274/00), com recursos do SUS.

7. Referências bibliográficas

CARMOUZE, J-P. **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos** — fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: ORSTOM/SBL/Edgard Blücher Ltda./FAPESP, 1994.

CETESB. **Água do mar** — Teste de toxicidade crônica de curta duração com *Lytechinus variegatus*, Lamarck, 1816. (Echinodermata, Echinoidea). Norma Técnica L5.250. São Paulo: CETESB, 1992.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds). **Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management**. London: E & FN Spon, 1999.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A. E. (Eds.). **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 19th edition. A.P.H.A./A.W.W.A./W.E.F, 1995.

EDLER, L. (Ed.). **Recomendations for marine biological studies in the Baltic Sea**. Phytoplankton and chlorophyll. Unesco, Working Group 11, Baltic Marine Biologists, 1979.

FALCONER, I. R. An Overview of Problems Caused by Toxic Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Drinking and Recreational Water. **Environmental Toxicology**, v. 14, n. 1, p. 5-12, 1999.

HALLEGRAEFF, G. M.; ANDERSON, D. M.; CEMBELLA, A. D.; ENEVOLDSEN H.O. (Eds.). **Manual on Harmful Marine Microalgae**. IOC Manuals and Guides N° 33. UNESCO, 1995.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P. A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S. M. O. F.; OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, p. 1359-1373, 1999.

LITCHFIELD, J. T.; WILCOXON, F. A Simplified method of evaluating dose-effect experiments. **J. Pharm. Exp. Ther.**, v. 95, p. 99-113, 1949.

MACÊDO, J. A. B.; BARRA, M. M. Derivados clorados de origem orgânica uma solução para o processo de desinfecção de água potável e para desinfecção de indústrias. In: **Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**; 2002, Vitória — ES. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

MAC GREGOR, G. B.; FABBRO, L. D. Dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoir: Implications for monitoring and management. **J. Lakes Res. Managem.**, v. 5, p. 195-205, 2000.

MASTROTI, R. R. **Toxicidade e biodegradabilidade de tansoativos aniônicos em água do mar** [Dissertação Mestrado em Ciências, Área de Oceanografia Biológica]. São Paulo: USP, 1997.

MOLICA, R. J. R.; NASCIMENTO, S. M.; BOUVY, M.; SILVA, N. R. R. **Neurotoxic *Cylindrospermopsis* sp. Blooms in Brazilian waterbodies.** 4th Int. Conf. Toxic Cyanobacteria, USA, 1998.

MOSMANN, T. **Rapid colorimetric assay for cellular growth and survival: application to proliferation and cytotoxicity assays.** *J. Immunol. Methods.*, v. 16, p. 55-63, 1983.

NASCIMENTO, S. M.; MOLICA, R. J. R.; BOUVY, M.; FERREIRA, A.; SILVA, L.H.S.; HUSZAR, V.; AZEVEDO S. M. F. O. **Toxic cyanobacterial blooms in the Tapacurá reservoir, northeast Brazil.** IX International Conference on Harmful Algal Bloom, Tasmania, 2000.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **Eutrofication: monitoring assessment and control.** Paris: OECD, 1982.

PARANHOS, R. **Alguns métodos para análise da água.** Cadernos Didáticos UFRJ, 19. Rio de Janeiro: UFRJ, 1996.

REDFIELD, A. C. The Biological control of chemical factors in the environment. *Amer. Sci.*, v. 46, p. 205-221, 1958.

REYNOLDS, C. S. Non-determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Arch. Hidrobiol.*, v. 146, n. 1, p. 23-35, 1999.

SINGH, N. P.; McCOY, M. T.; TICE, R. R.; SCHNEIDER, E. L. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exp. Cell. Res.*, v. 175, p. 184-191, 1988.



Produção de água potável através da destilação solar natural

Maurício Luiz Sens (coordenador)

Clarissa Soares, Heloiza Rachel Böell

Proponente: Fundação de Amparo à Pesquisa e à Extensão Universitária-FAPEU/SC

Executora: Universidade Federal de Santa Catarina-UFSC

1. Introdução

A água é encontrada na natureza em fontes superficiais ou subterrâneas. E menos de 3% do total é composto por água doce, ou seja, que contém um volume reduzido de sais e apropriada para o abastecimento público. A água doce, normalmente utilizada para abastecimento, passa por um tratamento principalmente para a remoção de microrganismos e impurezas que possam afetar a saúde. Sendo assim, o abastecimento de água potável para as necessidades humanas é um dos problemas mais acentuados de muitos países de clima quente. Com isso, uma das alternativas para essas regiões que possuem falta de água doce é a utilização de uma água com alta concentração de sais, como a água salobra, encontrada nos aquíferos subterrâneos principalmente no Nordeste Brasileiro e também a água do mar.

No Brasil, especialmente no Nordeste, região ciclicamente árida, a dessalinização vem sendo praticada em muitos municípios dos Estados que integram essa região, pois os poços artesianos perfurados para amenizar as secas cíclicas apresentam, muitos deles, água salobra (BUROS, 1990, citado por DANTAS, 1998).

Atualmente muitos países e cidades estão se abastecendo totalmente de água doce extraída da água salgada do mar que, embora ainda a custos elevados, se apresenta como a única alternativa, concorrendo com o transporte em navios tanques, barcaças e outros.

A dessalinização térmica é um dos processos mais antigos, imitando a circulação natural da água. O modo mais simples, a “destilação solar”, é utilizada em lugares quentes, com a construção de grandes tanques cobertos com vidro ou outro material transparente, onde a luz solar atravessa o vidro, a água do líquido bruto evapora,

os vapores se condensam na parte interna do vidro, transformando-se novamente em água, que escorre para um sistema de recolhimento.

O destilador solar é, sem dúvida, um dos equipamentos de uso mais simples, além de indiscutível eficiência, na área do atual aproveitamento da energia solar. De manutenção simples, praticamente sem custos operacionais, purifica a água contaminada ou salgada, transformando-a em água adequada para consumo humano e dos animais (STEC - PB, 1984).

Este relatório aborda o estudo de um equipamento de potabilização de água salgada, salobra, e doce contaminada, através da destilação solar natural para aplicação em residências rurais ou isoladas.

2. Objetivos

Objetivo geral:

Este estudo teve como objetivo geral estudar e projetar um equipamento para tratamento de água através do processo de destilação solar natural para aplicação em residências rurais ou isoladas.

Objetivos específicos:

- Construir e operar pilotos para produção de água através da destilação solar natural de águas salgada, salobra e doce contaminada;
- Determinar a melhor inclinação da cobertura de vidro do equipamento (pirâmide);
- Determinar a melhor lâmina de água bruta no interior da base do equipamento (pirâmide) para uma maior produção;
- Estudar a produção de água em função das variações climáticas;
- Estudar a qualidade físico-química e bacteriológica das águas bruta e tratada;
- Determinar a melhor forma para as calhas de coleta de forma a evitar a reevaporação da água produzida;
- Comparar uma pirâmide invertida com a anterior na produção de água, objetivando uma maior facilidade na coleta da água produzida e ao mesmo tempo coleta de água de chuva e;
- Projetar um equipamento para potabilização de água através de destilação solar natural para uma produção diária ≥ 8 litros;

3. Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido mediante a construção de diversos pilotos como:

- Pilotos para determinação da melhor inclinação da cobertura de vidro do equipamento (pirâmide); com dimensões de 35 x 35 cm de base, construídos e avaliados no Laboratório de Potabilização de Águas - UFSC/Florianópolis/SC.
- Piloto para a determinação da melhor lâmina de água bruta no interior da base do equipamento (pirâmide) com dimensões de 35 x 35 cm de base, construídos e avaliados no Laboratório de Potabilização de Águas - UFSC/Florianópolis/SC.
- Pilotos para os estudos da produção e da qualidade das águas bruta e tratada: com dimensão de 30 x 30 cm de base para os equipamentos de tratamento de água 1 e 2 e de 1 x 1 m para o equipamento otimizado, de base quadrada. Os estudos iniciais foram realizados em Florianópolis/SC, que está localizada entre os paralelos 27°10' e 27°50' de latitude sul e entre os meridianos de 48°25' e 48°35' de longitude a oeste de Greenwich. Os trabalhos ocorreram no Laboratório de Potabilização de Águas — LAPOÁ/UFSC e o equipamento de tratamento de água solar foi instalado no terraço do prédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Após otimização do sistema de destilação solar e estudos iniciais, o equipamento foi encaminhado para Natal/RN que está localizada a 05°45' de latitude sul e a 35°12' de longitude oeste. Os trabalhos ocorreram no Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental — LARHISA/UFRN, onde o destilador solar foi instalado na Estação de Tratamento de Esgoto da UFRN por um período de vinte dias.

3.1. Determinação da melhor inclinação da cobertura de vidro do equipamento (pirâmide):

Um equipamento foi construído (Figura 1), para testar inclinações a fim de construir as pirâmides com cobertura de vidro, avaliando-se a produção num intervalo de quatro horas em diferentes temperaturas. Este estudo se deu em dois estágios: o primeiro, produzindo vapor de água em uma lâmina de vidro e o segundo, produzindo vapor dentro da pirâmide.

Figura 1. Foto do equipamento para testar as inclinações da cobertura



Quatro pirâmides de vidro (Figura 3) foram construídas com inclinações de 15°, 25°, 30° e 45°, conservando-se a mesma área da base, aplicando-se temperaturas na atmosfera interna de 50°, 60°, 70° e 80° e temperaturas na água de 60°, 70° e 80° para cada inclinação.

Tabela 1. Planilha de cálculo das dimensões das faces da cobertura das pirâmides de vidro

Dados		Cálculos		Metros	Centímetros
Base	Quadrada	$H = \text{tg } a \cdot L/2$		0,175	17,5
Lado base	L	0,35	$a = H/\text{sen } a$		
Ângulos das bases	a	45		0,25	24,7
		0,785398164	$b = ((a^2 + (L/2)^2)^{1/2})$	0,30	30,3

Figura 2. Desenho esquemático de uma das faces da cobertura das pirâmides de vidro

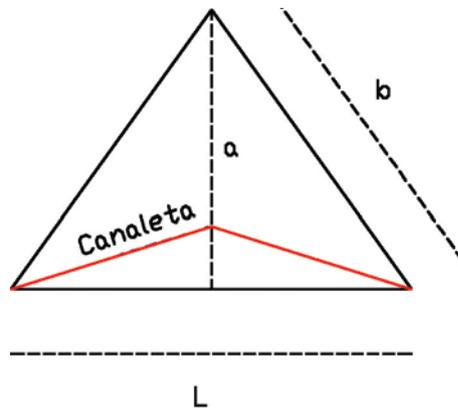


Tabela 2. Dimensões das faces da cobertura das pirâmides de vidro

a	L(cm)	a (cm)	b (cm)
45	35	24,7	30,3
30	35	20,2	26,7
25	35	19,3	26,1
15	35	18,1	25,2

Figura 3. Foto da cobertura das pirâmides de 15°, 25°, 30° e 45°



Os ensaios foram realizados da seguinte maneira: As pirâmides de vidro (Figura 3) foram apoiadas em uma base de alumínio, de forma quadrada e o termômetro foi colado na face interna das pirâmides. Esse equipamento foi colocado sobre uma chapa de aquecimento, marca Sovereign. Com essa chapa, a base de alumínio foi aquecida provocando a evaporação da água da rede de distribuição contida na base, formando então, gotículas nas paredes de vidro da pirâmide. A água destilada foi coletada em quatro pontos em garrafas de plástico tipo PVC. O volume foi medido em uma proveta de 500mL.

3.2. Determinação da melhor lâmina de água bruta no interior da base do equipamento (pirâmide):

Este estudo foi desenvolvido artificialmente criando-se uma atmosfera luminosa, tendo em vista as variações climáticas. Assim, variou-se a lâmina d'água no interior do equipamento (Figura 4) para determinação da melhor profundidade em função da produção de água.

A metodologia utilizada para o respectivo teste foi a seguinte:

- A água foi aquecida através das quatro lâmpadas espelhadas (250 watts) acopladas na estrutura de madeira sobre a pirâmide de vidro.
- Mediu-se a temperatura da água e a temperatura ambiente para se obter o melhor gradiente de temperatura.
- A base da pirâmide é abastecida pela água que vem do alimentador de água bruta.
- O nível da água foi modificado em cada ensaio, variando-se a altura do equipamento em relação ao alimentador de água bruta.

Para cada ensaio, estipulou-se um volume de 50 mL para cada lâmina testada e verificou-se o tempo gasto para cada 50 mL consumido. Esta graduação foi feita na garrafa de vidro (alimentador de água bruta).

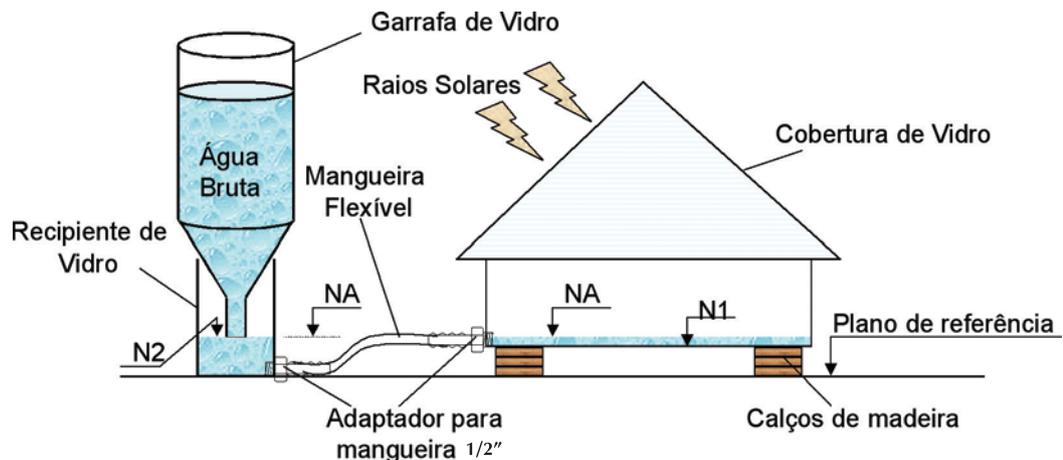
Figura 4. Foto do equipamento com base de madeira para testar a melhor lâmina d'água



3.3. Estudo da produção e da qualidade das águas tratadas:

A base foi construída levando-se em conta os estudos anteriores. Foi pintada de preto e aplicado impermeabilizante. Acima da base foi colocada uma cobertura de vidro em forma de pirâmide com as inclinações de 25° , 36° e 45° . O uso destas inclinações deve-se ao estudo feito no item 3.1 deste relatório. Segundo este as melhores produções de água foram obtidas nas inclinações de 25° e 45° respectivamente.

Figura 5. Esquema de funcionamento dos equipamentos de tratamento de água tipo 1 e 2 e otimizado



O funcionamento ocorreu da seguinte maneira: através do alimentador de gua bruta (garrafa de vidro) acoplado em um béquer de vidro de capacidade de 1000 mL (sistema bebedouro) foi armazenada toda a gua estudada. A gua entra continuamente através de uma mangueira de silicone para o interior do equipamento at atingir a lâmina ótima de gua.   possível alterar a lâmina d' gua através dos calços de madeira colocados abaixo da base do equipamento.

3.3.1. Equipamentos de Tratamento de água tipos 1 e 2

Durante este estudo foram construídos dois destiladores, um com a base de madeira e a outra em aço inox, porém notou-se que a base de madeira não demonstrou ser um bom material. Quando se estudou a melhor lamina d'água, o teste foi realizado com a base de madeira em ambiente fechado, ou seja, em .atmosfera seca. Ocorreram vazamentos devido   atmosfera muito aquecida, onde a água evaporava rapidamente.

Quando o destilador foi colocado em ambiente aberto, ou seja, exposi o ao ar livre, os vazamentos apareceram visivelmente devido ao fato de a madeira ficar vezes umedecidas, vezes secas, assim ocorrendo o apodrecimento da mesma.

Utilizou-se um coletor de energia solar, fornecido pelo LABSOLAR/UFSC (Laboratório de Energia Solar), localizado na UFSC, com a proposta de aumentar a produ o de  gua. Este coletor foi utilizado somente no equipamento de tratamento de água tipo 1. Do mesmo modo que se utilizou o coletor de energia solar e com os mesmos fins, utilizou-se uma serpentina feita de mangueira de cobre 3/8", porém mais uma vez a produ o de água não aumentou, isto ocorreu possivelmente porque o ganho de temperatura da água obtido na serpentina e no .coletor foi perdido logo quando a água entrava na base do destilador. Este fato fez com que desprez ssemos o uso dos mesmos.

As medi es de temperatura da água e temperatura do ar foram registradas de uma em uma hora, bem como a produ o de  gua. A temperatura interna do equipamento foi medida em um term metro colado na face interna da cobertura de vidro, a temperatura da  gua foi medida através de um term metro digital e a temperatura ambiente através de um term metro de bulbo de mercúrio.

Os dados climáticos foram anotados, com todas as modifica es durante a jornada de trabalho. A  gua utilizada nesta etapa foi a  gua tratada da torneira fornecida pela CASAN e não foram realizadas análises da água produzida, pois estudamos somente a produ o (litros).

Equipamento de tratamento de água tipo 1

Este destilador (Figura 6) possui as seguintes características:

- Base do destilador: aço inox pintado de cor preta com dimensões de 30x30 cm x 4 cm.
- Inclinação da cobertura da pirâmide (vidro) com a base: 25° e 45°.
- Calhas de coleta de água produzida: colocadas na parte interna da base do destilador (aço inox), a fim de não perder área de vidro. Ao encontro de cada duas calhas colocadas em cada parte desta base quadrada, foram colocadas mangueiras transparente tipo cristal para coleta de água produzida, o encontro das quatro mangueiras se dá em um recipiente de plástico.
- Reservatório de água bruta: garrafa de vidro acoplada em uma lata (sistema tipo bebedouro). Junto ao reservatório foi acoplada uma serpentina de cobre a fim de aumentar a temperatura da água bruta.

Figura 6. Foto do equipamento de tratamento de água tipo 1



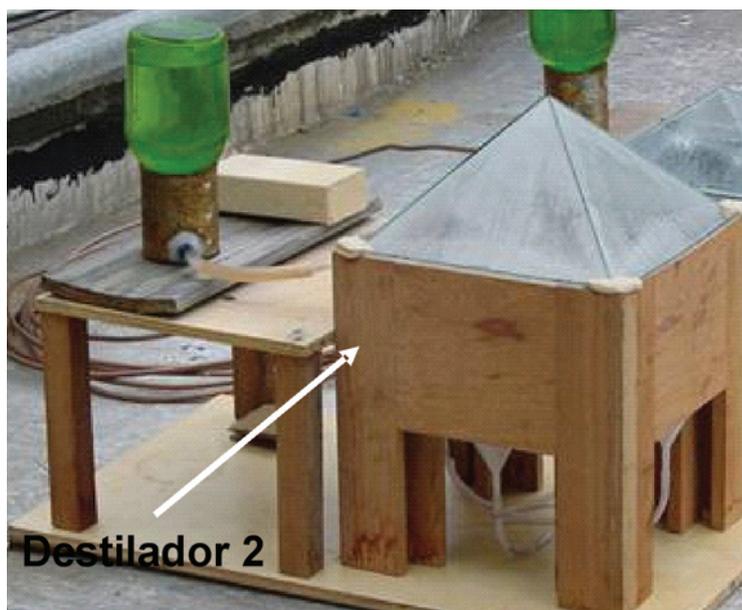
Equipamento de tratamento de água tipo 2

Este destilador (Figura 7) possui as seguintes características:

- Base do destilador: aço inox natural com dimensões de 30x30 cm x 2.5 cm.
- Inclinação da cobertura da pirâmide (vidro) com a base: 45°.

- Calhas de coleta de água produzida: colocadas na parte externa da peça de madeira colocada em volta da base do destilador (aço inox), a fim de não perder área de vidro. Ao encontro de cada duas calhas colocadas em cada parte desta base quadrada, foram colocadas mangueiras transparente tipo cristal para coleta de água produzida, ao encontro de duas calhas se dá através de um funil e a água cai dentro de um erlenmeyer de vidro de 100 mL.
- Reservatório de água bruta: garrafa de vidro acoplada em uma lata (sistema tipo bebedouro).

Figura 7. Foto do equipamento de tratamento de água tipo 2



3.3.2. Equipamento de tratamento de água otimizado — etapa Florianópolis/SC e Natal/RN

Foi construído o equipamento otimizado (Figuras 8 e 9) e testado em duas regiões do Brasil, Florianópolis/SC e Natal/RN.

O material utilizado na construção da base e calhas foi fibra de vidro. A fibra não requer mão de obra muito especializada, apresenta boa resistência podendo ficar exposta às intempéries da natureza, possui bom isolamento térmico, leve, sendo, portanto fácil de transportar e é um material que retém bastante calor. Para a construção da cobertura (pirâmide) foi utilizado o vidro de 4mm de espessura. A base de fibra de vidro foi pintada de cor preta.

Na etapa realizada em Florianópolis/SC, as águas brutas utilizadas foram: água salgada, captada do mar e do Laboratório de Piscicultura da UFSC localizado na praia da Barra da Lagoa; água salobra, captada de uma ponteira localizada na praia de Jurerê Internacional e água doce contaminada, captada do lago do Hospital Universitário localizado no bairro da Trindade.

O equipamento funcionou por 24 horas, mediu-se a produção e registrou-se os dados de temperatura ambiente e radiação solar (a partir de imagens de satélite), fornecidos pelo LABSOLAR (Laboratório de Energia Solar — UFSC/SC).

A partir de outubro do ano de 2003 até março do corrente ano, foram realizados testes com o equipamento, onde acoplou-se no mesmo um reservatório de capacidade de 25 litros para armazenar água produzida localizado na parte inferior, abaixo das calhas de coleta (Figura 8).

Na etapa realizada em Natal/RN, as águas brutas utilizadas foram: água salgada, captada do mar localizado na praia de Ponta Negra; água salobra, preparada em laboratório e água salobra contaminada, preparada também em laboratório.

Os estudos ocorridos em Natal/RN com duração de vinte dias foram realizados com o equipamento de tratamento de água da Figura 8. Mediu-se produção e registrou-se os dados de temperatura ambiente, fornecidos pela Estação Meteorológica da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Equipamento de tratamento de água otimizado

Este equipamento (Figuras 8 e 9) possui as seguintes características:

Base do equipamento: fibra de vidro pintado de cor preta com dimensões de 1 x 1 m x 2,5 cm.

- Inclinação da cobertura de vidro (pirâmide) com a base: 25°.
- Calhas de coleta de água produzida: colocadas na parte interna da base do equipamento (fibra de vidro), a fim de não perder área de vidro. O encontro de cada duas calhas colocadas em cada parte da base quadrada, tem-se um ponto de coleta da água produzida.

Após modificações, acoplou-se um reservatório com capacidade de 25 litros para coleta de água produzida (Figura 9).

- Reservatório de água bruta: garrafa de vidro (5 litros) acoplada em um béquer de 250 mL (sistema tipo bebedouro).

Figura 8. Foto do equipamento de tratamento de água otimizado



Figura 9. Foto do equipamento otimizado com reservatório acoplado de água produzida



3.3.3. Teste com cistos de giárdia e ovos de helmintos

Foi realizado um teste para verificação da presença e/ou ausência de cistos de *Giardia lamblia* e de ovos de *Ascaris lumbricoides* com o equipamento de tratamento de água otimizado. A solução de 30.000 cistos/mL e 10.000 ovos/mL foi preparada pelo Laboratório de Protozoologia - UFSC. A mesma foi colocada no equipamento de tratamento de água (Figura 9) por um período de 24 horas. Após este período foi realizada a verificação da presença e/ou ausência de cistos e ovos na água produzida. Através do método de sedimentação espontânea, a água produzida foi colocada em um

cone imhoff e após a sedimentação foi coletado o sedimento e realizada a contagem dos mesmos em microscópio óptico no Laboratório de Protozoologia - UFSC.

3.4. Equipamento de tratamento de água utilizando uma pirâmide invertida

Foi construído um equipamento piloto de tratamento de água utilizando uma pirâmide com a cobertura invertida (Figura 10) seguindo os mesmos princípios do anterior (Figuras 8 e 9), testado em Florianópolis/SC. O objetivo deste equipamento foi o mesmo do anterior (produção de água potável). A diferença foi a diminuição da calha coletora de água destilada e a realização da coleta de água da chuva simultaneamente em reservatório separado.

Equipamento de tratamento de água utilizando uma pirâmide invertida

Este equipamento (Figura 10) possui as seguintes características:

- Base do destilador: fibra de vidro pintado de cor preta com dimensões de 40 x 40 x 14,5 cm.
- Inclinação da cobertura da pirâmide (vidro) com a base: 25°.
- Calhas de coleta de água produzida: colocadas na parte interna da base do destilador (fibra de vidro), a fim de não perder área de vidro. Ao encontro de cada duas calhas colocadas em cada parte desta base quadrada, tem-se um ponto de coleta da água produzida.
- Reservatório de água bruta: garrafa de vidro (3 litros) acoplada em um bécquer de 250 mL (sistema tipo bebedouro).

Figura 10. Foto do equipamento de tratamento de água utilizando pirâmide invertida



3.5. Parâmetros de controle

A eficiência do equipamento foi medida através da produção e qualidade da água (análises físico-químicas e bacteriológicas) e temperatura. Os principais parâmetros físico-químicos foram: condutividade, cor aparente, cor verdadeira, odor, pH, sabor, salinidade, sólidos totais dissolvidos e turbidez. Os parâmetros bacteriológicos foram: coliformes totais e fecais.

As análises foram realizadas Segundo APHA — *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 20 ed., 1998.

4. Resultados e discussões

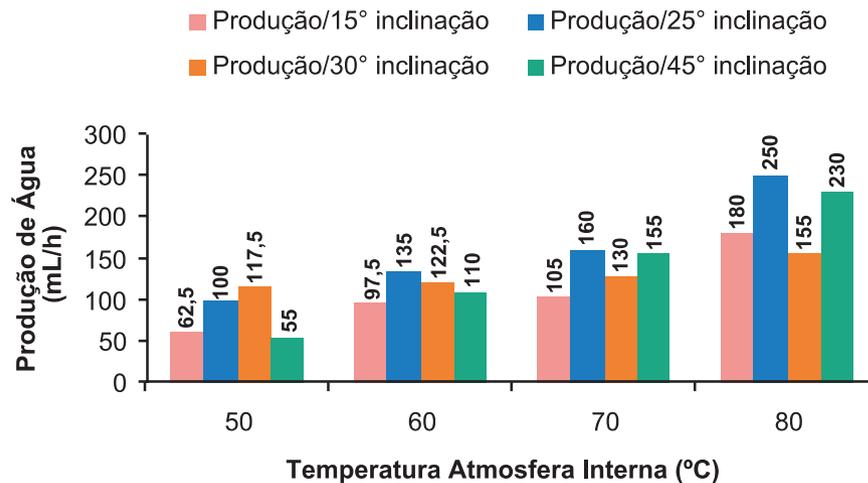
4.1. Determinação da melhor inclinação da cobertura de vidro do equipamento (pirâmide):

Após estudos realizados com o equipamento da Figura 1 verificou-se que a água escoava com aproximadamente 100% a partir da inclinação de 15°.

4.1.1. Determinação da melhor inclinação da cobertura de vidro (pirâmide) em função da temperatura da atmosfera interna:

Foi realizada a comparação de diversas produções de água em função das inclinações e temperatura da atmosfera interna em um equipamento, no intervalo de 8 horas para cada temperatura testada. Através da Figura 11, verificou-se que a inclinação de 25° apresentou-se melhor na maioria das temperaturas testadas.

Figura 11. Produção para pirâmides de base 35 x 35 cm em função da temperatura da atmosfera interna e inclinação da cobertura (vidro)

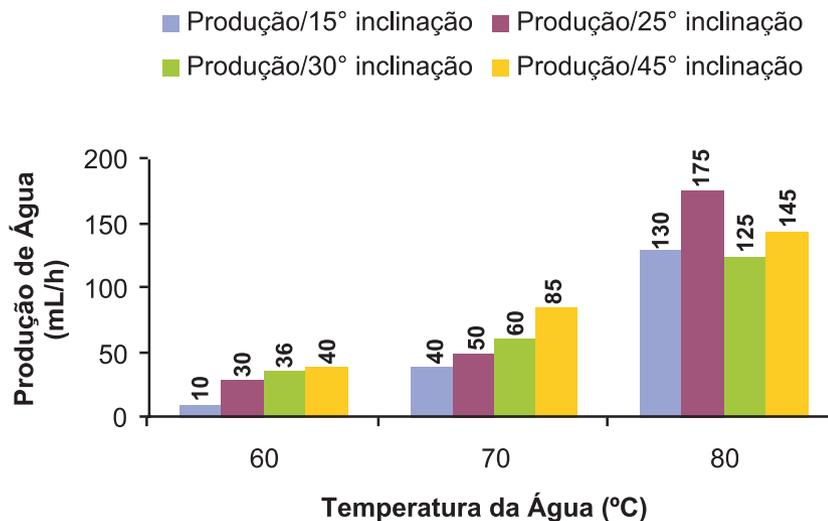


As pirâmides foram testadas, registrando-se os valores da produção x temperatura da água para cada inclinação. As temperaturas estipuladas foram: 50°, 60°, 70°, 80°.

4.1.2. Determinação da melhor inclinação da cobertura de vidro (pirâmide) em função da temperatura da água:

A figura 12 apresenta uma comparação das diversas produções de água em função das inclinações e temperatura da água no interior da pirâmide. O gráfico demonstra que a inclinação de 25° apresentou-se melhor.

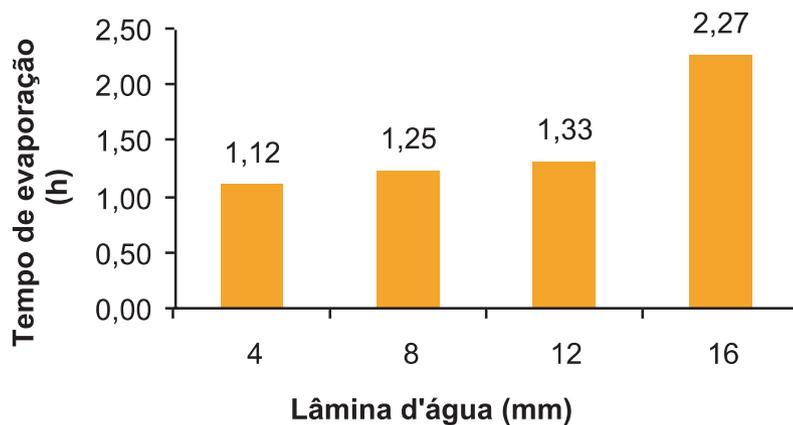
Figura 12. Produção para pirâmides de base 35 x 35 cm em função da temperatura da água e inclinação da cobertura (vidro)



4.2. Estudo da melhor lâmina d'água na base do equipamento (pirâmide)

A Figura 13 mostra o tempo gasto para evaporar 50 mL de água em função da lâmina de água no interior do equipamento (Figura 4).

Figura 13. Lâmina d'água em função do tempo de evaporação para o volume de 50 mL



A diferença no tempo de evaporação de 50 mL, para as lâminas d'água de oito mm e doze mm, não foi considerável. Por este motivo e considerando também as dificuldades práticas de manter sempre o equipamento nivelado, a ponto de todo o fundo manter-se úmido, preferiu-se adotar uma lâmina de 10 mm, além das facilidades construtivas.

Segundo Sommer *et al.* (1997, citado em Prosab, 2001) a espessura da lâmina d'água interfere significativamente na eficiência de inativação de microorganismos. O aumento da profundidade da água leva a um menor eficiência do processo, se considerado um tempo fixo de exposição. Suneja e Tiwari (1999) também verificaram que quanto maior a profundidade da lâmina d'água no interior da base do destilador, menor a transferência de calor na água condensada, ou seja, menor a produção de água.

4.3. Estudo da produção e da qualidade das águas tratadas em ambiente natural

4.3.1. Estudo da produção nos equipamentos de tratamento de água tipo 1 e tipo 2

As Figuras 14 e 15 apresentam a produção de água em função da hora do dia, temperatura da água, temperatura ambiente e radiação solar para o dia 26/02/2003.

Figura 14. Produção de água em função da temperatura ambiente e temperatura da água para o equipamento de tratamento de água tipo 2

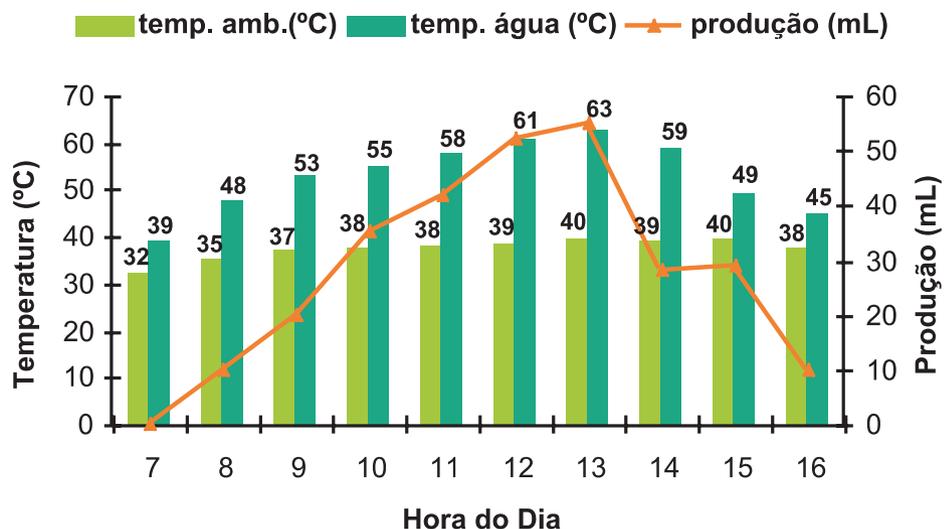
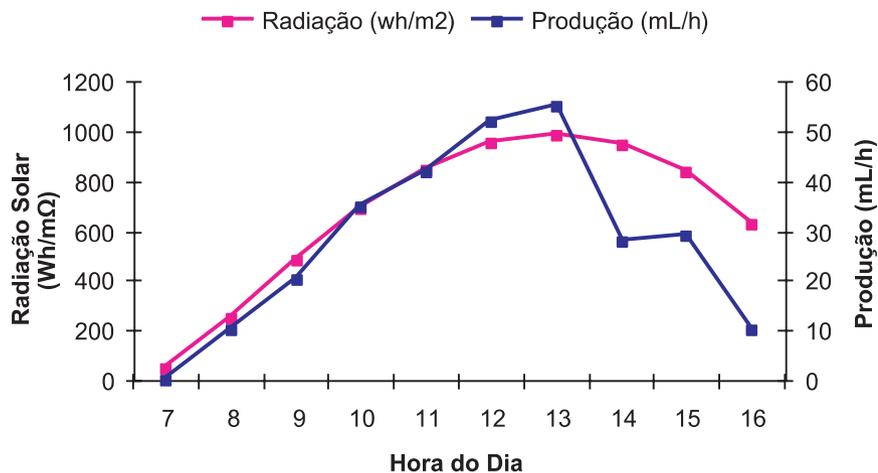


Figura 15. Produção de água em função da radiação solar e temperatura ambiente para o equipamento de tratamento de água tipo 2



Com a análise das Figuras 14 e 15 conclui-se que a produção de água foi em geral diretamente proporcional e depende de fatores como: temperatura ambiente, temperatura da água no interior da base, gradiente de temperatura (diferença entre temperatura da água no interior da base e a temperatura ambiente) e da radiação solar.

A média da produção de água para o equipamento de tratamento de água tipo 2 usando um ângulo de inclinação para cobertura de vidro de 45° foi de 168,3 mL (\cong 1,9 L/m².dia) e usando um ângulo de inclinação de 25° foi de 200,3 mL (\cong 2,2 L/m².dia). Analisando o estudo feito e comparando o resultado de diversos dias de trabalho (dias com temperatura ambiente e radiação solar semelhante), optou-se pelo uso da inclinação de 25°.

Quando foram realizados ensaios acoplando o uso de um coletor de energia solar para o equipamento de tratamento de água tipo 1 (ver características na metodologia) e comparando os resultados obtidos na produção de água tratada com e sem o uso deste coletor de energia solar, concluímos que o uso deste coletor seria irrelevante pelo fato da troca de água entre o coletor e a água contida no interior da base do destilador ser muito pequena, ou seja, a vazão é muito baixa.

Pelo fato do equipamento de tratamento de água tipo 2 apresentar a maior produção média de água tratada e por apresentar uma melhor disposição das calhas de coleta de água produzida, optou-se pela construção do equipamento de tratamento de água otimizado seguindo o mesmo modelo construtivo deste; porém o material utilizado na construção da base do equipamento foi fibra de vidro.

4.3.2. Estudo da produção no equipamento de tratamento de água otimizado

No estudo realizado em Florianópolis/SC, os resultados apresentados foram obtidos durante o monitoramento com o equipamento de tratamento de água (Figura 9). Porém anteriormente, foram realizados estudos com o equipamento da Figura 8. Quando foi acoplado o reservatório de água produzida (Figura 9), observou-se um aumento na produção de água e assim resolveu-se trabalhar com o acoplado, pois era totalmente fechado não ocorrendo perdas de vapor.

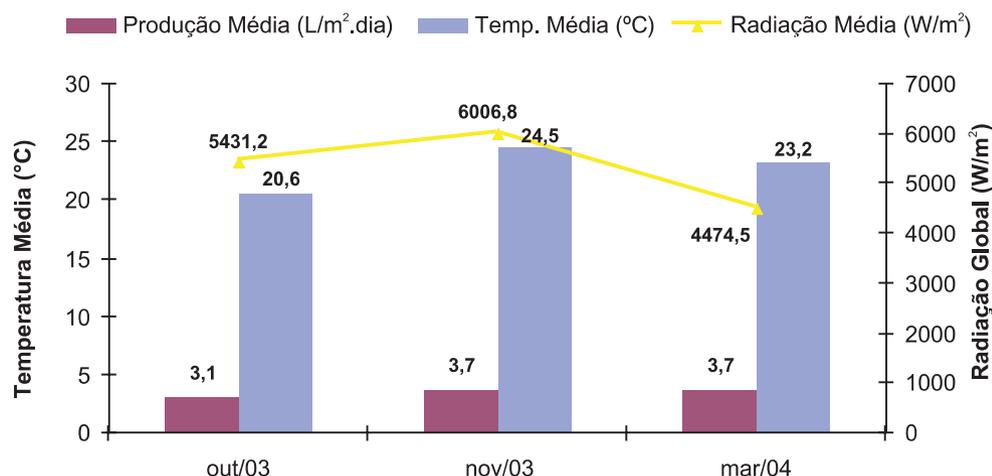
No estudo realizado em Natal/RN, os resultados foram obtidos utilizando o equipamento da Figura 8 em maio de 2003 e março do corrente ano durante de dias. Os resultados estão sob forma de gráficos e tabelas onde se comparou a produção em relação à radiação solar global e à temperatura do ar, juntamente com as condições climáticas de cada dia analisado.

4.3.2.1. Teste no Sul do Brasil (Florianópolis/SC)

Produção de água

A Figura 16 apresenta a média da produção de água nos meses de outubro, novembro de 2003 e março de 2004.

Figura 16. Média de produção de água em função da temperatura ambiente e radiação solar



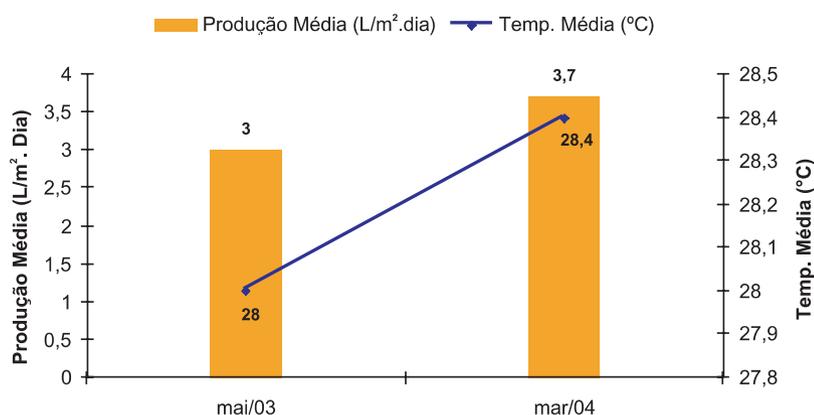
4.3.2.2. Teste no Nordeste do Brasil (Natal/RN)

Produção de água

Os dados relacionados à radiação solar não são apresentados, pois segundo informações obtidas através do INPE — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, não são medidos há mais de dez anos.

A Figura 17 apresenta a média da produção de água nos meses de maio de 2003 e março de 2004.

Figura 17. Média de produção de água em função da temperatura ambiente e radiação solar



Analisando os estudos realizados em Florianópolis/SC e em Natal/RN, a produção obtida nos estudos em Natal/RN foi considerada baixa, por terem sido realizados apenas nas piores épocas de ano quanto à insolação.

Através dos estudos realizados com o equipamento de tratamento de água otimizado em Florianópolis/SC durante os meses de estudo, obteve-se uma produção média entre 3,1 e 3,7 L/m².dia e para Natal/RN, a produção média foi entre 3,0 e 3,7 L/m² dia. Torres (1984) observou que uma produtividade considerada boa, pela literatura técnica, para bons dias de radiação solar é de cerca de 4,0 L/m² dia.

4.3.3. Estudo da qualidade da água produzida com o equipamento de tratamento de água otimizado

Neste item mostra-se o estudo realizado para verificação da qualidade da água produzida pelo equipamento. Neste estudo realizaram-se diversas análises físico-químicas e bacteriológicas e também uma análise complementar, porém importante,

onde utilizou-se cistos de *Giardia* (*Giardia lamblia*) e ovos de Helminhos (*Ascaris lumbricoides*). Os gráficos a seguir mostram a qualidade da água bruta e tratada realizada com o equipamento totalmente otimizado.

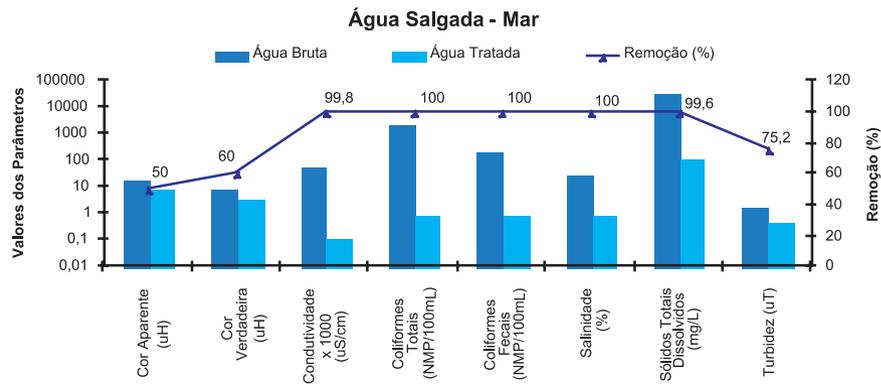
4.3.3.1. Teste no Sul do Brasil (Florianópolis/SC)

Qualidade da água

As Figuras 18, 19 e 20 apresentam a variação dos parâmetros medidos e a sua remoção devido ao tratamento aplicado.

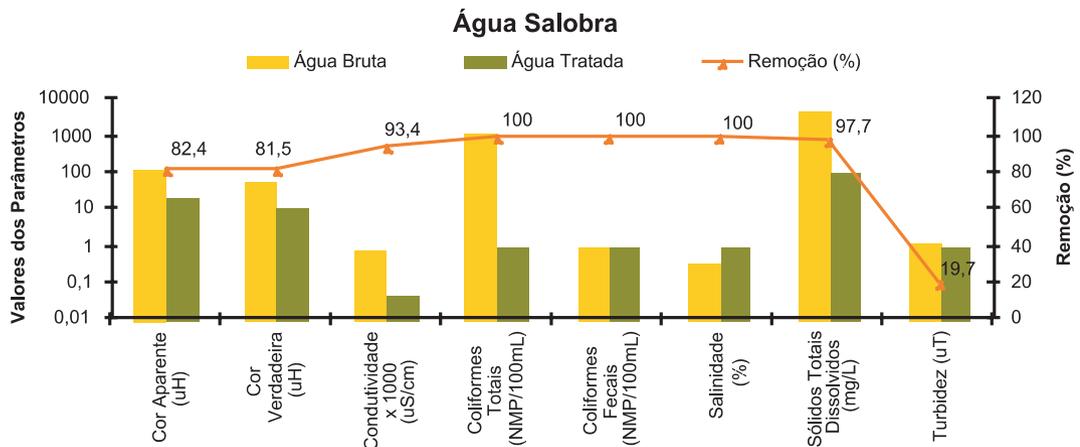
Água Salgada — Mar

Figura 18. Variação da qualidade da água salgada — mar antes e pós tratamento



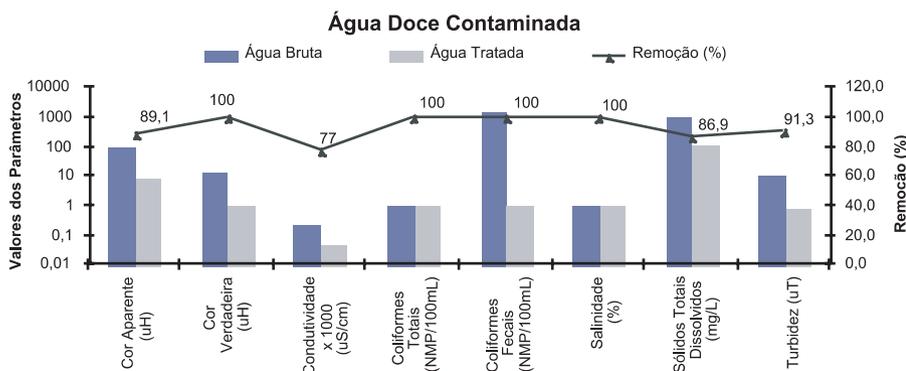
Água Salobra — Ponteira

Figura 19. Variação da qualidade da água salobra antes e pós tratamento



Água Doce Contaminada — Lago

Figura 20. Variação da qualidade da água doce contaminada antes e pós tratamento



Observa-se na Figura 18, para água salgada — mar, que para este tipo de água utilizada como bruta, houve remoção de 50%, 60% e 75,6% para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez, respectivamente. Para os parâmetros condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos, observa-se que houve remoção de 99,8%, 100% e 99,6%, respectivamente.

Observa-se na Figura 19, para a água salobra — ponteira, que para este tipo de água utilizada como bruta, houve remoção de 82,4%, 81,5% e 19,7% para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez. Para os parâmetros condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos, removeram-se 93,4%, 100% e 97,7%

Observa-se na Figura 20, para a água doce contaminada — lago, que para este tipo de água utilizada como bruta, houve remoção de 86,9%, 100% e 91,3% para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez, respectivamente. Para os parâmetros condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos, observa-se que houve uma remoção de 77%, 100% e 86,9%, respectivamente.

Os parâmetros bacteriológicos coliformes totais e fecais, também apresentaram remoção de 100% na água tratada com destilação solar natural para todas as águas estudadas. Os parâmetros odor, sabor e pH estão de acordo com os padrões estabelecidos pela Portaria Nº 518/2004 do Ministério da Saúde.

Mota e Andrade (1986) em estudos para verificação da qualidade da água produzida mostraram que no estudo realizado para remover principalmente microorganismos na água contaminada, houve a remoção de 100% para coliformes totais e fecais e também para análises físico-químicas. Os valores estão dentro de padrões estabelecidos pela norma e a água pode ser utilizada principalmente para proporcionar o suprimento de água potável e reduzir os índices elevados de doenças de veiculação hídrica.

Brandão (2000, citado por Prosab, 2001) observou que para elevado grau de contaminação, a eliminação total de coliformes pode ser conseguida com um tempo de exposição de duas horas e temperatura da água a 50°C.

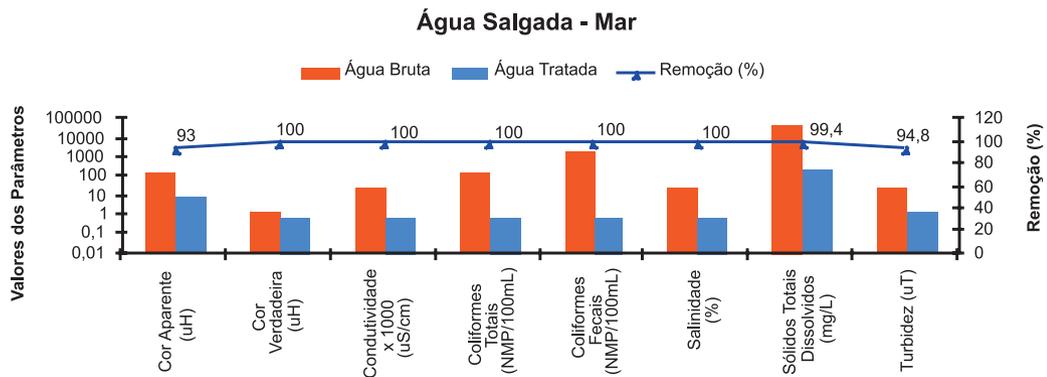
4.3.3.2. Teste no Nordeste do Brasil (Natal/RN)

Qualidade da água

As Figuras 21, 22 e 23 apresentam a variação dos parâmetros medidos e a sua remoção devido ao tratamento aplicado.

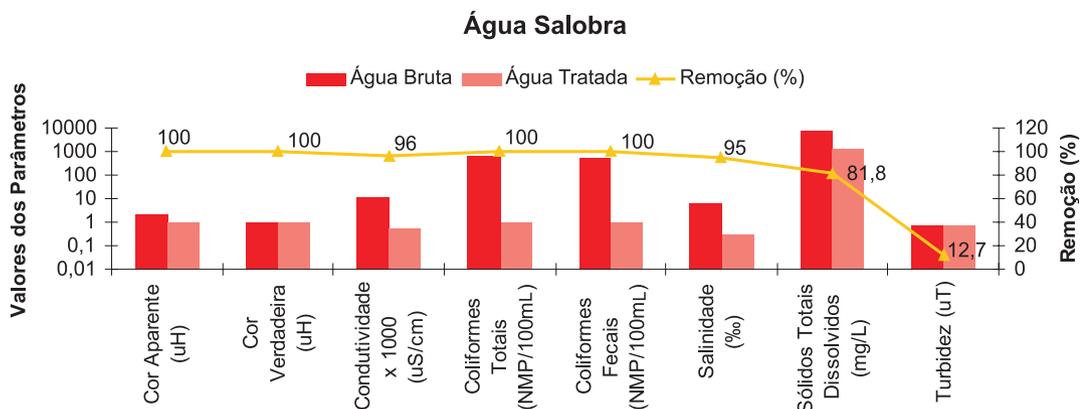
Água Salgada - Mar

Figura 21. Variação da qualidade da água salgada — mar antes e pós tratamento



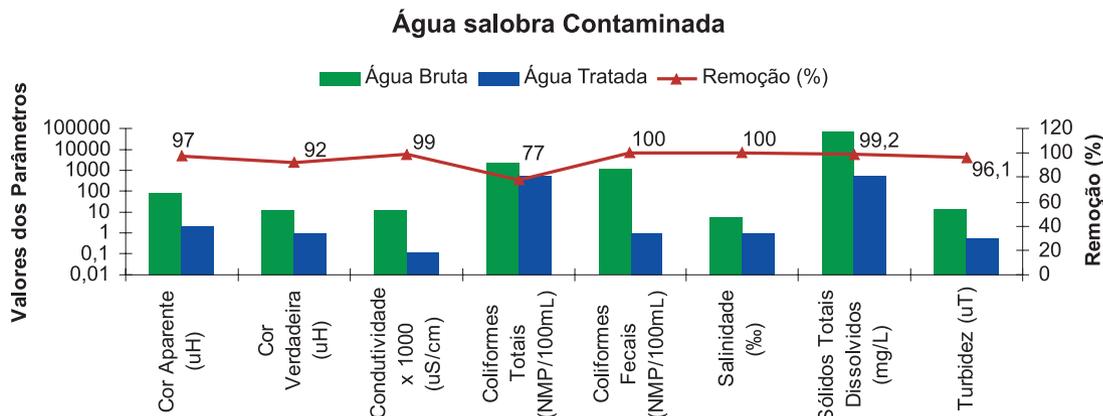
Água Salobra — Mistura de água salgada + água de poço

Figura 22. Variação da qualidade da água salobra antes e pós tratamento



Água salobra Contaminada — Mistura de água salobra + esgoto

Figura 23. Variação da qualidade da água salobra contaminada antes e pós tratamento



Observa-se na Figura 21, para a água salgada — mar, que para este tipo de água utilizada como bruta, houve remoção de 93%, 100% e 94,8% para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez, respectivamente. Para os parâmetros condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos, observa-se que houve uma remoção de praticamente 100% para condutividade e salinidade e de 99,4% para os sólidos totais dissolvidos, respectivamente.

Observa-se na Figura 22, para a água salobra — mistura feita em laboratório, que para este tipo de água utilizada como bruta, houve remoção de 100%, 100% e 19,7% para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez, respectivamente. Para os parâmetros condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos, observa-se que houve uma remoção de 96%, 95% e 81,8%, respectivamente.

Observa-se na Figura 23, para a água salobra contaminada — mistura feita em laboratório, que para este tipo de água utilizada como bruta, houve remoção de 97%, 92% e 96,1% para os parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez, respectivamente. Para os parâmetros condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos, observa-se que houve uma remoção de 99%, 100% e 99,2%, respectivamente.

Os parâmetros bacteriológicos coliformes totais e fecais para a água salgada — mar e salobra apresentaram remoção de 100% na água tratada com destilação solar natural. Para água salobra contaminada, o parâmetro bacteriológico, coliformes fecais, apresentou remoção de 100% na água tratada e para os coliformes totais a remoção foi de 77% devido a uma suspeita contaminação com matéria orgânica no equipamento.

Para água salgada — mar, os parâmetros odor, sabor e pH estão dentro das normas de potabilidade. Já para as águas salobras, os parâmetros odor, sabor e pH, apresentaram alterações em suas características devido ao equipamento ser utilizado logo após a sua construção, ou seja, sem ter dado tempo de cura, uma vez que feito de resina e pelos seus componentes serem à base de polímero.

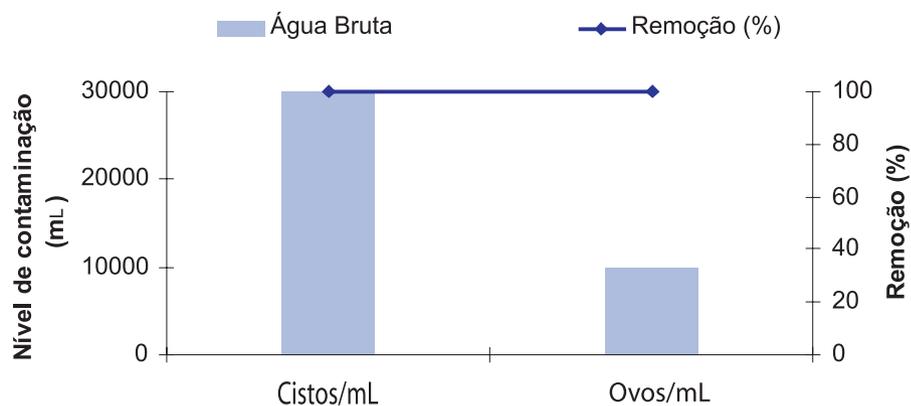
Pode-se observar que para a água salgada todos os parâmetros estão dentro dos padrões de potabilidade, pois as análises foram repetidas durante o mês de corrente ano, uma vez que em maio de 2003, os parâmetros odor, sabor e pH também apresentaram alterações.

Com base nos resultados obtidos para todos os tipos de água estudados em Florianópolis e em Natal/RN, observou-se que o tratamento utilizado através da destilação solar natural, ou seja, utilizando o sol como fonte de energia, a maioria dos parâmetros analisados ficou de acordo com os padrões de potabilidade segundo a Portaria Nº 518/2004 do Ministério da Saúde, exceto nos ensaios com água bruta muito contaminada (salobra contaminada — Natal/RN).

4.3.4. Teste com cistos de giárdia e ovos de helmintos

Através deste teste, onde a solução permaneceu no equipamento durante 24 horas, foi comprovada remoção de 100% para uma água contaminada com cistos de Giárdia e ovos de Helmintos. A Figura 24 apresenta a remoção dos cistos e ovos na água tratada.

Figura 24. Remoção de cistos de Giárdia e ovos de Helmitos



4.3.5. Produção de sal

Durante o mês de novembro registrou-se a produção de sal (Figura 25) decorrente da evaporação da água salgada. Para produção de 2,1 Kg de sal, foram necessários 65 litros de água salgada.

Porém a observação de acúmulo de sal será vista sempre que se utilizar águas muitas salinas, e conseqüentemente, operações de limpeza serão mais freqüentes.

A limpeza do sal é feita levantando-se, através da alça de metal, a cobertura de vidro do equipamento de tratamento de água.

Figura 25. Produção de sal decorrente da evaporação da água salgada



4.4. Estudo da produção no equipamento de tratamento de água utilizando uma pirâmide invertida

A produção de água de 220,7 mL corresponde a uma produção de aproximadamente de 1,4 L/m².dia e 270 mL corresponde aproximadamente a 1,7 L/m².dia.

Os estudos realizados não alcançaram os objetivos frente à produção, porém a princípio, o funcionamento está correto.

Além de apresentar perdas nas partes laterais do equipamento devido a reevaporação, foram observados também obstáculos relacionados ao escoamento da água evaporada até a calha de coleta, devido as imperfeições na vedação das faces da pirâmide de vidro.

5. Conclusões

O estudo realizado colaborou para o processo da destilação quando utilizou o sol como fonte de energia, sendo adequado para resolver o problema de comunidades rurais ou isoladas, que residem em regiões áridas, onde a água possui uma alta concentração de sais, existe falta de energia elétrica e falta de água.

A partir deste estudo concluiu-se que:

- Dentre das condições testadas, na maioria das vezes, a inclinação de 25° teve uma maior produção, sendo sugerida esta inclinação para obter uma boa captação de energia solar em qualquer parte do território nacional.
- Quanto menor a lâmina d'água bruta no interior da pirâmide, maior a produção de água. Sugere-se adotar a lâmina d'água de 1 cm tendo em vista as dificuldades de manter nivelado o equipamento de forma a manter toda sua base molhada.
- O material utilizado na construção da base do equipamento de tratamento de água, fibra de vidro, deverá ser o mesmo utilizado para caixas d'água, devido às suas propriedades, principalmente por ser um material inerte, não comprometendo a qualidade da água produzida.
- Para evitar a reevaporação, a água evaporada deverá ser conduzida o mais rápido possível para o reservatório de água produzida.
- Para Florianópolis, a maior produção de água foi registrada em apenas um dia do ano, num valor de 6,2 L/m² dia (março/2004) , a produção média foi entre 3,1 e 3,7 L/m² dia, considerando dias chuvosos e ensolarados.
- Os estudos em Natal/RN foram realizados apenas nas piores épocas de ano quanto à insolação e obteve-se uma produção entre 3,0 e 3,7 L/m².d (maio/2003 e março/2004).
- Para a produção de 8 L/dia, necessita-se de 2 m² (1,42m x 1,42m), considerando-se uma produção média aproximadamente de 4,0 L/m².dia.
- Nos ensaios em Florianópolis/SC e Natal/RN, todos os parâmetros de qualidade de água analisados estão de acordo com os padrões de potabilidade segundo a Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde, exceto os dos ensaios com água bruta muito contaminada.

6. Recomendações gerais para novas pesquisas

Recomenda-se:

- Um estudo de destiladores solares utilizando-se outros materiais na cobertura do equipamento e estudo de acompanhamento em campo em uma ou mais residências.
- Testar o equipamento de tratamento de água que se encontra em Florianópolis/SC (com reservatório de água produzida) em Natal/RN em épocas climáticas melhores (Dezembro, Janeiro e Fevereiro).
- Testar a inclinação para cobertura a partir dos dados de latitude da região a ser instalado o equipamento acrescido de mais 10°.

A Tabela 3 apresenta os valores orçados dos materiais e da mão de obra para a construção de 50 ou mais unidades.

Tabela 3. Valores de materiais e mão de obra para construção do equipamento de tratamento de água

Material	Quantidade	Preço Unitário (R\$)	Preço Total (R\$)
Alça de metal	1	13,90	13,90
Recipiente de vidro ou plástico para alimentação da água bruta	1	7,00	7,00
Borracha preta	4 m	4,00	16,00
Caixa de fibra de vidro	1	310,00	310,00
Cola de silicone	1	7,00	7,00
Dobradiça de metal (6 cm)	2	3,20	6,40
Garrafão de vidro (5 L)	1	1,00	1,00
Mangueira de silicone (Diam. Interno 8 mm)	0,5 m	9,20	4,60
Parafuso borboleta	9	1,10	9,90
Placa de metal	0,2 m ²	20,96	20,96
Torneira de PVC para coleta da água produzida	1	2,50	2,50
Vidro (4 mm)	1 m ²	23,00	23,00
Total de material			422,26
Mão de Obra		100,00	100,00
Total			522,26

7. Referências bibliográficas

- APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington, D. C., 1998.
- BUROS, O. K. **The Desalting ABC's. International Desalination Association**. Topsfield, Massachusetts, U.S.A, 1990.
- DANTAS, E. ABC's of Desalting. Desalting in Florida. **Journal of the American Water Works Association**, vol. 75, 1975.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de qualidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 59, p.266, 26 mar. 2004. Seção 1.
- MOTA, S.; ANDRADE, M. A. N. Uso da destilação solar no tratamento de águas contaminadas por microorganismos. Aplicações à pequenas comunidades. **Revista Tecnologia**, n..7, p. 24-26, 1986.
- PROSAB: Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável. São Carlos: ABES, 2001.
- SECRETARIA DOS TRANSPORTES, ENERGIA E COMUNICAÇÕES. **Projeto Água Pura por Destilação Solar**. Pernambuco: Coordenadoria de Energia, 1984.
- SOMMER, B.; MARINO, A.; SOLARTES, Y.; DIEROLF, C.; MORA, D.; RECHSTEINER, R.; SETTERS, P.; WIEOJANAGUDS, W.; AJARMEH, H.; AL-HASSAN, A. E WEGELIN, M. SODIS — an emerging water treatment process. **J. Water SRT — Aqua**, v. 46, p. 127-137, 1997.
- SUNEJA, S.; TIWAR, G. N. Effect of water low on internal heat transfer solar distillation. **Energy Conversion & Management**, v. 40, p. 509-518, India, 1999.
- TORRES, C. C. **Destilação Solar**: Informe Final, Contrato FINEP/UFPB, IF/727, Sub Programa II, 1984.



Disposição no solo como alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto doméstico para pequenas comunidades

Sandra Tédde Santaella (coordenadora), Luís Antonio da Silva, Cailiny D. Medeiros Cunha, Danielle Inácio Magalhães, Érica Carvalho de Almeida, José Olavo Fonteles Neto, Liana Geisa Conrado Maia, Marcelo G. P. de Carvalho

Proponente: Centro de Treinamento e Desenvolvimento (Cetrede/CE)

Executora: Universidade Federal do Ceará (UFC)

Introdução

A região Nordeste do Brasil apresenta, regime pluviométrico irregular no tempo e no espaço, além de dificuldades de retenção de água pelas características inerentes ao solo desta região. Nesse cenário, a água é fator limitante do desenvolvimento sócio-econômico desta região e, até mesmo, da subsistência da população. Esta região necessita de política voltada para a implantação de saneamento básico referente à coleta, tratamento e disposição de esgoto. Para tal, tecnologias de baixo custo, adaptáveis às condições fisiográficas locais são fundamentais para atingir a universalização desses serviços, bem como práticas de reúso de modo a racionalizar o uso da água e minimizar os impactos decorrentes da disposição final de efluentes. Dentro dessa perspectiva, os sistemas de disposição no solo são uma boa alternativa de tratamento de esgoto devido às características inerentes ao processo. Em primeira vista, ter-se-ia baixo custo de implantação, disponibilidade de área, facilidade de operação, clima favorável, potencialidade de reúso, tanto no que se refere à aplicação na agricultura como na recarga de aquíferos, podendo ainda servir de destino final.

O sistema de infiltração rápida (IR) torna-se um sistema interessante já que ocorre a recuperação da água infiltrada. Este sistema consiste na aplicação intermitente de esgoto no solo em bases onde exista permeabilidade acima de 25mm/h. Nesse sistema, são preferenciais solos uniformes, incluindo areia, silte arenoso, areia siltosa

e pedregulhos. Trata-se de um método considerado próspero e de boa relação custo-eficiência para gerenciamento do esgoto. A operação destes sistemas é projetada para ciclos repetitivos de inundação, infiltração/percolação e secagem. Os períodos de inundação e secagem projetados para estes ciclos são função das características do esgoto e do solo, condições climáticas e objetivos de tratamento.

O uso de águas residuárias na agricultura é uma prática muito antiga e nos últimos 20 anos, o interesse por essa prática ressurgiu, principalmente em regiões áridas e semi-áridas devido à escassez de água e à necessidade de incrementar a produção local de alimentos. Além disso, aliam-se as vantagens da conservação da água e a prevenção da contaminação da água subterrânea. As questões relacionadas a doenças associadas à qualidade microbiológica e química do esgoto são preocupantes, porém existem técnicas seguras e eficientes para este tipo de controle (OMS, 2001). Produtos como milho e outros cereais são amplamente utilizados quando o tratamento é o objetivo principal. Deve-se estar sempre atento ao aumento da salinidade do solo, que em determinado momento pode passar a ser o fator limitante prevendo-se, portanto, para evitar este fenômeno, culturas alternativas rotativas nas áreas a serem irrigadas com esgoto. Segundo CHERNICHARO et al., 2001, se for considerado que uma pessoa gera 20L/dia, de esgotos, uma comunidade de 5.000 habitantes produzirá 100 m³ de esgotos por dia o que é uma quantidade mais que satisfatória em termos de economia de água de boa qualidade, principalmente para regiões áridas e semi-áridas.

Este trabalho visou avaliar a viabilidade técnica de um sistema de disposição de esgoto no solo por infiltração rápida, como alternativa para tratamento e reúso do esgoto doméstico gerado em pequenas comunidades rurais, na agricultura de subsistência.

Objetivos

- Verificar o grau de eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogênio, organismos patogênicos e de retenção de fósforo pelo processo de Infiltração Rápida e pela aplicação subsuperficial de esgoto no solo;
- Avaliar possíveis impactos na capacidade de infiltração no solo resultantes do uso deste sistema em curto prazo (um ano);
- Verificar a possibilidade de fertilização e salinização do solo pela aplicação de esgoto por infiltração rápida e por aplicação subsuperficial;
- Estudar a viabilidade e os riscos advindos da recarga de aquífero com efluente tratado via infiltração rápida;
- Avaliar a influência de situações de aerobiose e de anaerobiose na infiltração rápida;

- Avaliar o sistema de infiltração subsuperficial quanto à produção, operação e risco de contaminação da cultura desenvolvida.

Material e métodos

Parte 1 - Infiltração rápida

Esta pesquisa foi subdividida em duas etapas diferenciadas pelo ciclo de aplicação de esgoto no solo. Na primeira etapa, os ciclos foram de dois dias de aplicação de esgoto e cinco de descanso do solo e a segunda foi feita com ciclos de quatro dias de aplicação e três de descanso. Para isso foram montados dois experimentos nas instalações do Laboratório de Saneamento da UFC (LABOSAN). O material de solo utilizado foi retirado da cidade de Beberibe — CE e o esgoto foi proveniente da Estação de pré-condicionamento de Esgoto (EPC) da cidade de Fortaleza, na primeira etapa, e da rede coletora de esgotos, na segunda etapa da pesquisa.

Etapa 1 - Ciclo de dois dias de aplicação e cinco dias de descanso

Solo: Para caracterização do solo foram considerados dois tipos de análises: o do ponto de vista da mecânica dos solos e o da agronomia. Sob a ótica da mecânica dos solos, foram analisados, seguindo as normas da ABNT os parâmetros: caracterização de solos, por sondagem a trado até profundidade de 2m; umidade e densidade natural; ensaio de infiltração e permeabilidade com carga constante. Foram realizadas análises que tiveram como objetivo levantar as características do solo referentes à capacidade produtiva, antes e depois da pesquisa para verificar o impacto do tratamento no solo. Os parâmetros analisados foram: 1) Físicos: Granulometria, argila natural, densidade global, densidade da partícula, umidade, composição granulométrica; 2) Químicos: pH em água, condutividade elétrica, cálcio, magnésio, potássio, sódio, alumínio, hidrogênio + alumínio, carbono, nitrogênio e fósforo e 3) Fertilidade: pH em água, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, alumínio e sódio, matéria orgânica. Como não foi possível a retirada do solo da ETE de Beberibe de forma a conservar sua estrutura por falta de mecanismos adequados, utilizou-se o solo deformado, adotando a densidade *in situ* como parâmetro de correlação entre o solo da ETE e o material colhido. Foi realizado um ensaio de permeabilidade com carga constante no laboratório de solos da UFC, utilizando a mesma densidade adotada nos reatores para verificar se a permeabilidade do sistema montado condizia com os resultados das análises iniciais do solo da ETE de Beberibe.

Reatores: O sistema experimental, IR, baseou-se em pesquisas desenvolvidas por ANDREOLLI et al (1999) e LIMA e GONÇALVES (1995). Os reatores foram feitos em tubos de PVC de DN 150mm. Foram confeccionados três reatores com alturas úteis de 40, 80 e 120cm, cujos leitos foram constituídos de material de solo da ETE de Beberibe. A base foi composta por duas camadas: a primeira com 5cm de brita nº 1 e a outra com mais 5 cm de pedrisco, de forma a evitar a saída de material fino do leito. Para estabelecimento da taxa de aplicação, utilizou-se a permeabilidade vertical, que foi utilizada para calcular a vazão de alimentação dos reatores durante o período de aplicação de esgoto. O sistema IR foi composto por um reservatório plástico de 90L para armazenamento do esgoto durante o período de lançamento nos reatores; decantador com capacidade de 6L para diminuir a carga de sólidos suspensos do esgoto bruto, minimizando a colmatação da camada superficial dos leitos filtrantes dos reatores; três reatores denominados R40, R80, R120, com diferentes alturas da camada de solo, conforme o objetivo da pesquisa. No final da pesquisa, os reatores foram cortados longitudinalmente para coleta de amostras e realização das análises físicas, químicas e de fertilidade do solo.

Operação do Sistema IR: A rotina de operação e o funcionamento do sistema ocorriam da seguinte forma: 1) O esgoto bruto era coletado na (EPC-ETO) de Fortaleza, em recipientes adequados, e levado ao LABOSAN; 2) A seguir o esgoto era lançado no reservatório onde era homogeneizado por 2 minutos através de mistura manual; 3) Após o tempo de detenção do esgoto no decantador, todas as bombas eram ligadas de forma a lançá-lo no leito dos reatores, colocando o sistema em funcionamento; 4) O esgoto era lançado continuamente durante dois 2 dias, através de vazão dimensionada pela taxa de aplicação; 5) O efluente dos reatores era coletado em recipientes adequados, para posterior composição de amostra que era utilizada nas análises físico-químicas durante a fase operacional. A taxa de aplicação de 53 cm/dia foi calculada seguindo critérios de dimensionamento da EPA (1981, 1984), levando-se em conta a permeabilidade hidráulica do solo, o período de pesquisa e o ciclo de aplicação/repouso adotado. A vazão adotada para o bombeamento foi calculada baseada na taxa de aplicação e área superficial do reator. A fase operacional da pesquisa foi realizada durante 84 dias e foi caracterizada pelo funcionamento e monitoramento do sistema experimental.

Caracterização do Esgoto Doméstico: A coleta do esgoto era realizada após os desarenadores da EPC para posterior encaminhamento ao laboratório onde eram realizadas as fases operacionais da pesquisa e respectivas análises. A fase de caracterização foi realizada durante seis dias, através de amostragem composta com coletas durante o período de 9 às 16h, totalizando em média 8h diárias. As amostras horárias eram levadas ao LABOSAN, onde eram compostas para as determinações físico-químicas e bacteriológicas, seguindo a metodologia descrita em APHA (1995): pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Amônia, Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV); Sólidos Sedimentáveis (SS), Coliformes Totais (CT) e Coliformes Termotolerantes (CF).

Etapa 2 - Ciclo de 4 Dias de Aplicação e 3 Dias de Descanso

Solo: O solo utilizado e as determinações realizadas para caracterização do solo seguiram os mesmos procedimentos mencionados, anteriormente, na Etapa 1.

Reatores: O sistema utilizado foi semelhante ao da Etapa 1. Os reatores R40, R80 e R120, com espessura de solo de 40, 80 e 120 cm respectivamente, foram usados para avaliar a influência da espessura do solo na eficiência de tratamento e nas características do solo. Os reatores R4, R5, R6 e R7, com espessura de solo de 0,80 m, foram usados para avaliar a variação nas características do solo ao longo do tempo. Tais reatores foram desmontados no 1º, 2º, 3º e 4º mês, respectivamente.

Operação do Sistema IR: Este sistema foi concebido quatro dias de aplicação e três de descanso. A rotina se iniciava com o armazenamento e transporte do esgoto até o LABOSAN, sempre no horário de 11:00 horas da manhã. Após a coleta este esgoto era acondicionado em recipiente de 80 L, deixando-se decantar por cerca de duas horas, e, então, as bombas eram acionadas, e o esgoto despejado. O esgoto infiltrado era coletado pela manhã e, sempre às 18:00 horas, o efluente coletado nos baldes era descartado para garantir a minimização de interferências do esgoto despejado no dia anterior. Ao longo dos quatro dias de funcionamento o efluente era coletado para que fossem feitas as determinações físicas, químicas e bacteriológicas semanais, não sendo estas compostas para caracterizar o efluente em cada dia de operação. Tal procedimento era efetuado durante todos os dias da semana, iniciando-se na segunda-feira e terminando na sexta-feira, quando as bombas eram desligadas. O fim de semana correspondia ao período de repouso do solo, para permitir maior aeração nos reatores. Desta forma, a mesma rotina foi seguida durante seis meses. Durante o desenvolvimento do experimento, verificou-se a necessidade de implementar algumas intervenções no sistema com o fim de viabilizar a continuidade da operação. Assim, o experimento foi dividido em 5 fases: Fase 1 — estendeu-se durante as nove primeiras semanas de funcionamento dos reatores. Nesta fase a rotina de operação foi realizada sem qualquer intervenção no sistema. Fase 2 — ocorreu entre a 10ª e 13ª semanas de operação dos reatores quando foram executados cortes transversais na superfície do solo, simulando uma escarificação. Este procedimento foi feito ocasionalmente em função do aparecimento de lâminas d'água nas colunas, não se definindo um cronograma específico. Fase 3 — relacionada ao período entre a 14ª e 17ª semanas de operação. Neste período foi retirada a camada superficial colmatada do Reator 4, iniciando-se a coleta e a implementação de determinações físico-químicas e bacteriológicas do efluente deste reator. Fase 4 — foi realizada da 18ª à 22ª semanas, e as colunas de infiltração eram operadas no mesmo ciclo e taxa de carga. Imediatamente antes de cada ciclo de carga, era retirada uma camada superficial do solo (aproximadamente 2 cm) e logo em seguida o sistema entrava em operação. Fase 5 — referente ao período entre a 23ª e 26ª semanas, nas quais eram feitos cortes transversais na superfície do solo de todos reatores, antes de cada ciclo de carga, simulando a escarificação do solo.

Caracterização do Esgoto: A caracterização do esgoto utilizado nesta etapa da pesquisa seguiu os mesmos procedimentos e parâmetros da etapa anterior.

Parte 2 — Disposição de esgoto no solo por aplicação subsuperficial para produção de alimentos

Sistema de infiltração subsuperficial em escala real

O sistema de disposição de esgoto no solo por infiltração subsuperficial foi instalado no Campus do Pici - Universidade Federal do Ceará, e é composto por 18 canteiros com volume igual a 6,6 m³ (comprimento de 11m, largura de 1m e profundidade de 0,6m), construídos em alvenaria e com declividade de 1%. Cada canteiro foi preenchido com brita nº 1 nos 0,5 m inicial e final, e com solo arenoso (0,5 m de profundidade), proveniente de área de empréstimo, nos outros 10 m restantes. Os canteiros foram impermeabilizados com lona plástica, permitindo a coleta dos efluentes sem perdas por infiltração. Na saída de cada canteiro foi instalado um dreno para saída do efluente e, a esse dreno foram acoplados baldes com capacidade de 17L, para a coleta do efluente. Os canteiros foram divididos em tréplicas e receberam água, proveniente de um poço, ou esgoto, proveniente da rede pública de esgotos. O esgoto era bombeado e armazenado em um reservatório de 1000L, deixado em repouso para sedimentação dos sólidos por 1:30h e então despejado em reservatórios menores (100L), por gravidade. O objetivo dos reservatórios de 100L era controlar a quantidade de esgotos a ser aplicada em cada canteiro e, a partir deles, o esgoto era aplicado no solo subsuperficialmente, a 15cm da superfície, também por gravidade. Para a água o procedimento era o mesmo que para o esgoto. Este sistema foi operado em períodos, divididos pelas condições pluviométricas: o primeiro período foi realizado entre Janeiro e Junho de 2003, época de chuvas intensas e, o segundo período foi realizado entre agosto a dezembro de 2003, caracterizado pela ausência de chuvas. No primeiro período foram plantados feijão e milho com o propósito de se obter resultados comparativos entre estas culturas. Os canteiros foram agrupados em tréplicas e identificados da seguinte forma: Tréplica 1 — R1, R2, R3: Canteiros irrigados com água e sem cultura; Tréplica 2 - R4, R5, R6: Canteiros irrigados com água e com cultura de feijão; Tréplica 3 - R7, R8, R9: Canteiros irrigados com água e com cultura de milho; Tréplica 4 — R10, R11, R12: Canteiros irrigados c/ esgoto e com cultura de milho; Tréplica 5 — R13, R14, R15: Canteiros irrigados c/ esgoto e com cultura de feijão; Tréplica 6 — R16, R17, R18: Canteiros irrigados com esgoto e sem cultura.

No segundo período, aplicou-se apenas uma cultura, o feijão, sendo que, com a seguinte subdivisão: Tréplica 1 — R1, R2, R30: Canteiros irrigados com água e sem

cultura; Tréplica 2 e 3 - R4, R5, R6, R7, R8, R9: Canteiros irrigados com água e com cultura de feijão; Tréplica 4 e 5 — R10, R11, R12, R13, R14, R15: Canteiros irrigados com esgoto e com cultura de feijão; Tréplica 6 — R16, R17, R18: Canteiros irrigados com esgoto e sem cultura.

Água, Esgoto e Efluentes: A caracterização das amostras de água, esgoto bruto e, efluentes dos canteiros foi realizada de acordo com o descrito em APHA, 1995 através da determinação, para o esgoto primário, de: pH, alcalinidade, condutividade elétrica (CE), coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (CTT), ovos de helmintos (OH), fósforo total, ortofosfato, amônia, nitrito, nitrato, sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos (SD), sólidos suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO), cloretos; além das concentrações de sódio e potássio, e determinação da dureza (segunda etapa). A água bruta foi caracterizada através da determinação de: pH, alcalinidade, condutividade elétrica, CT, CTT, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, ferro, cloreto; além da dureza (cálcio e magnésio) e dos teores de sódio e potássio (segunda etapa).

Solo: As análises do solo tiveram como objetivo verificar variações e possíveis impactos causados pela aplicação do esgoto no solo. As determinações de fertilidade, parâmetros físicos e químicos foram realizadas no Laboratório de Solos/Água do Centro de Ciências Agrárias da UFC, e obedeceram aos padrões e métodos do Manual de Métodos de Análise do Solo (EMBRAPA, 1997). Além das composições granulométricas, que possibilitaram a classificação textural dos solos, foram determinados: pH em água, CE, cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} e K^{+}), alumínio trocável (Al^{3+}), acidez potencial (H^{+} + Al^{3+}), matéria orgânica e P assimilável. A partir destas determinações, foram calculados os seguintes parâmetros: soma de bases ($S = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$), capacidade de troca de cátions ($T = S + \text{H}^{+} + \text{Al}^{3+}$), percentagem de saturação de bases ($V\% = 100 S/T$), percentagem de saturação com alumínio ($m\% = 100 \text{Al}^{3+}/(S + \text{Al}^{3+})$) e percentagem de saturação com sódio ($\text{PST} = 100 \text{Na}^{+}/T$). A coleta das amostras de solo para as análises físicas, químicas e de fertilidade foi realizada na camada superficial (20 cm de profundidade). No primeiro período, as determinações foram feitas antes do início da pesquisa e depois do ciclo do feijão e do milho. No segundo período considerou-se que como caracterização inicial aquela feita no final do primeiro período e nova caracterização foi feita quando do término do ciclo do feijão.

Culturas: A escolha das culturas de milho e feijão foi feita com base nas seguintes vantagens: são culturas de subsistência; o ciclo de vida destas culturas é curto; apresentam fácil plantio e o mínimo de manipulação para o desenvolvimento da cultura; são vegetais cujos frutos não crescem rentes ao solo e, portanto, existem poucas possibilidades de contaminação dos grãos; os frutos são nutritivos e nunca são consumidos crus. Além disso, foram considerados a capacidade de assimilação de nitrogênio, o consumo de água e a tolerância à salinidade. No primeiro período, foram utilizadas culturas de milho e feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) de porte semi-

ramador, ao passo que, no segundo período, devido à má formação do milho, optou-se apenas pelo feijão. As sementes utilizadas no experimento foram recolhidas no Banco de Germoplasma da UFC, cuja origem estabelece segurança por serem fiscalizadas e selecionadas. A semeadura foi realizada manualmente, com 3 a 4 sementes por cova. Foram deixadas 2 plantas por cova, conforme as características da variedade escolhida. No Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta da Embrapa Agroindústria Tropical foram realizadas as análises de macro e micronutrientes dos grãos, segundo os procedimentos analíticos da empresa. Para tanto, cada canteiro foi dividido em duas parcelas de 5 metros, totalizando 24 amostras analisadas.

Determinações bacteriológicas de vagens e parasitológicas de raízes: A amostragem foi realizada nas vagens e nas raízes do feijoeiro. Em coletas alternadas, as vagens eram identificadas e encaminhadas para análise bacteriológica. No intuito de verificar a influência do sistema radicular da cultura na remoção de ovos de helmintos, realizou-se a colheita das raízes no final do ciclo do feijoeiro. A coleta da raiz foi realizada escolhendo-se aleatoriamente 5 plantas por intervalo nos canteiros irrigados com esgoto e água. Cortou-se a parte aérea da planta e com o solo úmido, retirou-se o sistema radicular. A análise parasitológica foi realizada através da água de lavagem das raízes.

Resultados e discussão

Parte 1 — Infiltração rápida

Etapa 1 - Ciclo de dois dias de aplicação e cinco dias de descanso

Condições pluviométricas

As condições pluviométricas tiveram papel relevante na pesquisa, uma vez que o sistema coletor de esgoto da bacia hidrográfica atendida pela EPC-ETO de Fortaleza recebe, contribuição da chuva através de infiltração. A fase de caracterização ocorreu durante o mês de dezembro, quando se verifica o início das primeiras precipitações. A fase operacional começou no final de janeiro estendendo-se até o fim de abril, quando se observa intensificação das chuvas (IPLANCE, 1997).

Caracterização do esgoto doméstico

Em termos gerais, todos os valores médios ficaram dentro da faixa de características apresentadas em Von Sperling, 1996. Os valores da fase operacional foram menores que o da fase de caracterização provavelmente pela diferença pluviométrica entre os períodos. Os valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos durante a fase operacional da pesquisa referentes ao esgoto efluente do sistema em escala laboratorial foram: Coliformes Totais $3,07 \times 10^7$ NMP/100mL; Coliformes Termotolerantes $8,88 \times 10^6$ NMP/100mL; DQO 363 mg/l; Amônia; 35 mg NH₃-N/l; Nitrato 0,41 mg NO₂-N/L; Nitrito 1,52 mg NO₃-N/L; Fósforo Total 4,58 mg P/L; Ortofosfato 3,18 mg P/L; Sólidos Totais 729 mg/L; Sólidos Totais Voláteis 455 mg/L; Sólidos Totais Fixos 290 mg/L; Sólidos Suspensos Totais 160 mg/L; Sólidos Suspensos Voláteis 134 mg/L; Sólidos Suspensos Fixos 22 mg/L; Alcalinidade 209 mg CaCO₃/L; Cloreto 19,5 mg/L; Temperatura 27,9 °C; Condutividade 1,17 μmhos/cm; Turbidez (UT) 163; Cor (UH) 370; pH 7,5.

Performance do sistema de infiltração rápida

A eficiência do sistema foi afetada pela precipitação, verificando-se baixos valores nos períodos nos quais as chuvas foram mais intensas. Observou-se que, para esgoto diluído, os reatores não tiveram bom desempenho no tratamento, provavelmente porque quando operados com baixas concentrações a transferência de massa é limitada.

DQO: Os reatores apresentaram comportamentos semelhantes entre si no que se refere à faixa de concentração de DQO dos efluentes. A DQO média do afluente era de 300mg/L e os efluentes dos reatores apresentaram médias de concentração de DQO muito próximas entre si, com valores próximos de 108 mg O₂/L (64% de eficiência). A partir da comparação entre as concentrações de DQO dos efluentes dos três reatores, cujos valores ficaram muito próximos entre si, constatou-se que a profundidade do leito filtrante não foi fator relevante para remoção de matéria orgânica, Segundo CAMPOS et al (2002), a comunidade microbológica ativa distante poucos centímetros da superfície é considerada o maior fator contribuinte para degradação biológica da matéria orgânica, e, portanto, a profundidade do leito filtrante não tem em primeira instância, correlação com a eficiência de remoção dos compostos causadores de DQO.

Sólidos Suspensos (SS): Pela análise de sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) observou-se que aproximadamente 80% de SS são constituídos por sólidos voláteis. Verificou-se que o esgoto bruto (EB) apresentou média de 161mg/L e desvio padrão de 88mg/L. Nos ciclos onde a precipitação foi mais intensa (10^o e 11^o ciclos), observou-se que a concentração de SS diminuiu, possivelmente, pela diluição do EB. As concentrações dos efluentes dos reatores estavam entre 5 e 8mg/L. A eficiência média na remoção de SS nos reatores foi de aproximadamente 90%, com tendência a valores

mais elevados (acima de 95%) nos últimos ciclos, confirmando que o desenvolvimento de uma camada colmatante melhora as condições de remoção de SS. Com os dados obtidos nesta etapa da pesquisa, pode-se afirmar que a altura do leito filtrante, na faixa de 40 a 120 cm, não tem qualquer influência sobre o tratamento.

Amônia: Considerando que as bactérias nitrificantes se aclimataram em todos os reatores, é de se esperar que a concentração de amônia decresça enquanto que a de nitrato aumente ao longo dos ciclos. A primeira parte desta suposição pode ser confirmada porque além da diminuição das concentrações ao longo do tempo, verificou-se que as eficiências de remoção aumentaram na medida em que o processo de nitrificação foi se instaurando, tendendo a uma estabilização no fim do período de aclimação (11º ciclo) até o término da pesquisa, com percentual acima de 90%. Na fase inicial, houve remoção moderada de amônia (na ordem de 50 e 80%), com posterior queda de eficiência e seu estabelecimento gradual até o fim do período de aclimação (11º ciclo), a partir do qual se verifica uma tendência à estabilização. Em termos de concentração, o efluente, após período de aclimação, apresentou valores na faixa de 0,8mg/L a 2,0mg/L, ficando abaixo do limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA Nº 20 de 18/06/86, de 5 mg/L, compatibilizando-se com o alcance de depuração esperado para este tipo de sistema.

Nitrito: Segundo FERREIRA (2000), durante o período de aclimação, nitrito é acumulado durante as reações de conversão de nitrogênio amoniacal, tendo em vista que a taxa de formação de nitrato é superada pela taxa de geração de nitritos, fazendo com que as concentrações de nitrito fiquem elevadas se comparadas às de amônia e nitrato. Baseando-se nestas observações pode-se concluir que em todos os reatores o período de aclimação das bactérias nitrificantes, ocorreu até a 11ª semana.

Nitrato: As concentrações de nitrato, considerando a aclimação das bactérias nos reatores e o decréscimo nas concentrações de amônia, aumentaram ao longo dos ciclos confirmando o estabelecimento do processo de nitrificação no sistema IR experimental. O aumento na concentração de nitrato foi verificado a partir do quarto ciclo pela instauração do período de aclimação, embora tenham ocorrido oscilações entre máximos e mínimos locais. Esta característica pode ser justificada pelo próprio processo de nitrificação. A amônia lançada no solo é oxidada a nitrito e este a nitrato através da ação de microrganismos. Contudo, o processo não se dá de forma homogênea, ou seja, nem toda a amônia que entra é imediatamente oxidada, podendo ficar acumulada entre um ciclo e outro, tendo em vista as diversas condições influentes. Dessa forma, a amônia que não foi oxidada no ciclo anterior poderá ter sua conversão final para nitrato apenas em ciclos posteriores, justificando assim os picos de concentração de máximo e mínimo.

Fósforo: Segundo CEBALLOS (1999), os sistemas convencionais de tratamento de esgoto removem apenas 10 a 25% de fósforo associado a partículas de matéria orgânica.

A retenção de fósforo em um sistema IR é controlada quimicamente pela adsorção, na presença de minerais de Fe, Al e Ca, e pela sua precipitação com cada um desses elementos na fase dissolvida, que juntos são denominados de sorção (REED, 1995; ARIAS et al., 2001; REEMTSMA et al., 2000). Contudo, a retenção não é homogênea para todo tipo de solo, sendo função de diversos fatores dentre os quais destacam-se quantidade de argila, ferro, alumínio e cálcio presentes na composição do solo, bem como sua textura, pH e condutividade do meio. Verificou-se que o R40 manteve efluente com concentração média durante a assimilação de 0,73 mg/L até o 7º ciclo, alcançando eficiência em torno de 80%. A partir de então, observou-se diminuição na remoção de fósforo para menos que 60%, com média de 21%, alcançando efluente com concentração máxima de 3,50 mg/L. Possivelmente, o reator tenderia a diminuir gradativamente sua remoção tendo em vista que o solo possui capacidade limitada de sorção de fósforo. Considerando todos os reatores e comparando seus resultados com a altura do leito filtrante, constatou-se que a concentração de fósforo no efluente aumenta com a diminuição da altura do leito. Este fato era de se esperar, tendo em vista que o principal mecanismo de remoção para sistema IR é a sorção. Assim, quanto maior o caminho a ser percorrido pelo esgoto, maior será a sorção promovida pelo material filtrante, teoria devidamente simplificada por considerar solo com capacidade de sorção uniforme ao longo do caminho percorrido. No entanto, após a completa saturação do solo, todo fósforo que entra no sistema vai sair no efluente. Na realidade este fenômeno de saturação pode ser notado a partir da 11ª semana para R40 e R80, embora a eficiência para R80 e R120, estivesse sempre próxima de 95%.

pH: O pH foi mantido entre 6,3 a 7,9 até o 10º ciclo, para os três reatores e a partir de então, houve tendência de acidificação, atingindo pH abaixo de 6. No processo de nitrificação, além de uma demanda elevada de oxigênio, é necessária alcalinidade suficiente para evitar que o pH diminua até níveis tóxicos a ponto de inibir a nitrificação. O pH é um dos fatores mais decisivos na eficácia deste processo, devendo-se manter acima de 7,0, para evitar a inibição das nitrobactérias pelo ácido nítrico, e abaixo de 8,5, para assegurar a ação das nitrossomonas, que seria prejudicada com a elevada concentração de amônia livre (acima de 10mg/L) para pH acima de 8,5 (FERREIRA, 2000). O pH do esgoto afluente, até o décimo ciclo, esteve entre 7,0 e 7,5 implicando em taxa de nitrificação entre 70 a 80%. A partir do 11º ciclo, o pH passou para a faixa ótima (média de 8,0) implementando a taxa de nitrificação próximo aos 100%, significando uma demanda maior de alcalinidade que, não sendo suficiente, fez com que o pH dos efluentes dos reatores sofresse uma queda para níveis abaixo do adequado (pH < 6,0).

Coliformes Termotolerantes: Em termos gerais, a remoção de CF pelo sistema IR experimental foi baixa, na ordem de 1 a 2 casas logarítmicas. O reator que apresentou melhor desempenho foi o R120, obtendo efluente com concentração média por volta de 10^5 e média de remoção de duas casas logarítmicas. O R80, com exceção da

primeira medição, apresentou resultados na mesma grandeza do R120, com efluente com concentração média um pouco acima de 10^5 e eficiência média de remoção de duas casas logarítmicas. É possível que a baixa remoção de coliformes esteja associada ao confinamento dos reatores no LABOSAN, que proporcionou proteção da superfície do solo às condições de luminosidade e radiação direta do sol.

Considerações sobre o solo

pH: O pH serve de indicador das condições gerais de fertilidade do solo, devendo se manter na faixa de 4,5 a 7,5 de forma a favorecer o crescimento das plantas. O solo em sua fase inicial era ácido ($\text{pH} = 4,5$), apresentando tendência de aumento em função da profundidade. Observou-se que, após o término da pesquisa, o pH do solo aumentou para 6,0 podendo indicar recuperação através do fornecimento de fósforo ou aumento nos teores de cálcio, manganês e potássio.

Matéria Orgânica: O teor de matéria orgânica fornece informações mais importantes do ponto de vista qualitativo do que quantitativo tendo, normalmente, teor decrescente ao longo da profundidade do solo. Antes da aplicação de esgoto, a concentração de MO era baixa (5,0g/Kg) e praticamente constante ao longo da profundidade, característica que não foi alterada após três meses de aplicação de esgoto no solo. Esperava-se, no fim da pesquisa, maior concentração de matéria orgânica na superfície dos reatores com decréscimo ao longo da profundidade. Contudo os dados apresentaram inversão de comportamento. Isto ocorreu devido ao lixiviamento de MO ao longo do solo durante o período de aplicação de esgoto no solo, enquanto que na superfície, a intensa atividade microbiana de degradação favoreceu teor ameno de MO.

Fósforo disponível: Existem diversas formas de fósforo (tanto minerais quanto orgânicas) no solo que contribuem para a nutrição das plantas. A fração que se encontra adsorvida de forma reversível é liberada de forma muito lenta em comparação com os cátions trocáveis. De modo geral, teores menores que 3 mgP/dm^3 são baixos enquanto que acima de 60 mg P/dm^3 são considerados altos. No solo, o teor de fósforo disponível tende a diminuir com a profundidade, acompanhando o teor de matéria orgânica. Nesta pesquisa a capacidade do solo em assimilar fósforo presente no esgoto foi intensa, passando de teores muito baixos (1 a 2mg/Kg) a concentrações altíssimas em pouco mais de três meses, principalmente na superfície do solo. A taxa de assimilação de fósforo do R80 foi praticamente igual à do R120, o que sugere possível caracterização do solo em termos desse parâmetro, nos primeiros 30 cm do solo a taxa de assimilação foi de aproximadamente $267 \text{ mg P.Kg}^{-1}.\text{m}^{-1}$. Possivelmente, R40 não apresentou o mesmo comportamento por se encontrar em fase de saturação mais avançada que os demais reatores, com menor capacidade de assimilação (taxa na ordem de $83 \text{ mg.Kg}^{-1}.\text{m}^{-1}$).

Condutividade Elétrica e Salinidade: A condutividade elétrica é utilizada como indicadora da salinidade do solo, visto que quanto maior a concentração de sais na solução do solo maior será a corrente elétrica que poderá ser transmitida através dela. Sua importância está relacionada à interferência dos sais nos processos de germinação, desenvolvimento e produtividade das plantas. Em solos salinos a planta necessitará de maior energia para absorção da água. Ainda, são considerados os efeitos tóxicos dos íons presentes em excesso ocasionando disfunções e desarranjos no funcionamento enzimático das plantas. Os níveis de salinização medidos antes e depois da pesquisa foram praticamente baixos, contudo o lançamento de esgoto promoveu aumento de sais, que em termos proporcionais são relevantes. O menor aumento ficou na ordem de 60% em apenas três meses de operação o que induz a tomar precauções em relação à disposição de esgoto por longos períodos em um mesmo local.

Etapa 2 - Ciclo de 4 quatro dias de aplicação e três dias de descanso

Condições Pluviométricas

O funcionamento dos reatores foi iniciado em dezembro de 2002 (Semana 0), finalizando-se em junho de 2003 (Semana 26). Durante as seis primeiras semanas não houve chuvas, porém a partir da sétima observou-se elevação acentuada na intensidade das chuvas culminando 15^a, com a maior precipitação total, estendendo-se pelos meses de abril, maio e junho, com algumas oscilações principalmente no mês de maio. Este fato alterou as características físico-químicas do esgoto afluyente ao sistema.

Performance dos Reatores

Demanda Química de Oxigênio (DQO): Verificaram-se oscilações na DQO no afluyente e nos efluentes dos reatores R40 (0,40 m), R80 (0,80 m) e R120 (1,20 m), que foram conseqüência da diluição do esgoto por água de chuva, principalmente no período de janeiro a maio de 2003, que correspondem ao período da quarta à vigésima quarta semana. Como esperado, a eficiência de remoção de DQO foi menor para o afluyente diluído. A eficiência média de remoção para todos os reatores foi de 68%. A redução na concentração de DQO efluente deve-se primeiramente à filtração de matéria orgânica nas partículas do solo, retendo parte do que é permeado, e a um processo posterior de degradação biológica efetuada pelo biofilme, que se desenvolve aderido à matéria orgânica retida principalmente na camada superficial do solo. Devido ao esquema de aplicação do esgoto, em alguns períodos houve colmatação da superfície mostrando a necessidade de uma intervenção, por exemplo escarificação da superfície para que a situação retorne a uma condição de perfeito funcionamento.

Sólidos Suspensos (SS): Houve, inicialmente, redução na concentração de SS e SSV presentes no esgoto afluente, como conseqüência da diluição do período chuvoso acentuado no período entre a 7^a e 26^a semanas. A remoção foi praticamente a mesma em todos os reatores, 79%, aumentando a eficiência para 95% nos últimos ciclos de operação. No sistema IR, usado nesta pesquisa, a maioria dos sólidos foi removida na superfície do solo. Portanto, existe a tendência de colmatação da superfície dos sistemas de infiltração pelos sólidos suspensos no esgoto, conseqüentemente no projeto e operação de sistemas de infiltração rápida, deve haver a preocupação quanto à perda da capacidade de infiltração do solo conforme recomendações de Tchobanoglous, 1991. Segundo Cuyk et al. (2001), a perda na taxa de infiltração devido à colmatação do solo, obrigaria a um aumento na superfície usada para infiltração do esgoto. Observou-se um decréscimo acentuado na taxa de infiltração na Fase 1 desta pesquisa, associada a valores mais elevados na concentração de sólidos suspensos, principalmente devido à filtração de sólidos suspensos na camada superficial do solo, os quais bloqueiam as aberturas entre os poros, aumentando a área utilizada para infiltração. Estando de acordo com Tchobanoglous (1991), segundo o qual existe a tendência de colmatação da superfície dos sistemas de infiltração pelos sólidos suspensos no esgoto. Cuij et al. (2001) também afirmam que a perda na taxa de infiltração, devido à colmatação do solo, obrigaria a um aumento na superfície do solo usada para infiltração do esgoto.

Amônia: Na Fase 2 (semanas 10 a 13), devido à colmatação, houve pouca aeração no meio, e, por conseguinte, não ocorreu oxidação da amônia, e o efluente dos reatores apresentou valores de concentração próximos ao do esgoto afluente. Nas Fases 3 e 4 (semanas 14 a 22), houve redução parcial na concentração de amônia. Na Fase 4, a partir da 23^a a eficiência de remoção aumentou, chegando a 98% na fase 5, diante de um afluente com concentrações elevadas de amônia (20 a 40mg/L). Conforme van Haandel e Marais (1999), o processo de volatilização da amônia só pode ter importância quando o pH da solução se aproxima de nove. Portanto, como não foi detectado durante o período da pesquisa pH maior que oito, afastou-se a possibilidade de volatilização da amônia, deste modo, prevêem-se somente dois caminhos a serem seguidos pela amônia no sistema. Primeiramente esta estaria sujeita à nitrificação, convertendo-se a nitrito e logo a seguir a nitrato, ou, por outro lado, esta poderia ser utilizada como fonte de nitrogênio pelos microrganismos presentes no filtro biológico.

Nitrito: Os reatores R40, R80 e R120 tiveram comportamentos semelhantes quanto à formação de nitrito. A partir da 15^a semana houve um acúmulo de nitrito no meio que só foi revertido a partir da 23^a semana. O reator R4, do qual foi retirada inicialmente a camada superficial colmatada do solo, apresentou concentrações crescentes no efluente, acima do limite de 1mg/L. Isto se deve a um processo incompleto de nitrificação, devido à remoção desta camada bioativa do solo, não contribuindo com uma aeração suficiente do solo para a nitrificação.

Nitrato: Nas 15 primeiras semanas houve alternância entre acúmulo e redução de nitrato no efluente dos reatores e, a partir da 16^a semana a produção de nitrato passou a ser intensa atingindo concentrações superiores a 15mg/L nas três últimas semanas. Segundo EPA (1984), em sistemas projetados para carga hidráulica máxima, altas concentrações de nitrato serão esperadas no percolado como resultado da nitrificação da amônia armazenada nas camadas de solo durante os períodos de cargas anteriores.

Nitrificação e desnitrificação: Aumentos e reduções sucessivas de amônia, nitrito e nitrato foram observados até a 16^a semana de experimentação. A partir daí houve um aumento progressivo na concentração de nitrato e reduções na concentração de amônia e nitrito do efluente indicando a ocorrência de nitrificação total nos reatores na etapa final do experimento. Observou-se também que a quantidade de nitrato produzida nos reatores não foi compatível com a quantidade de amônia afluente e, portanto, é provável que tenha ocorrido também o processo de desnitrificação nos reatores embora em escala menor que a nitrificação.

Ortofosfato: Houve excelente remoção de ortofosfato próxima de 100%, em todos os reatores, com exceção dos períodos em que houve colmatagem da camada superficial do solo. Segundo Reed et al. (1995), solos com granulometria grosseira, acidez ou solos orgânicos têm menor capacidade de remoção de fósforo e o solo utilizado nesta pesquisa apresenta estas características, principalmente no que diz respeito à textura predominantemente arenosa com pouca quantidade de argila, dificultando a remoção de ortofosfato por reações de adsorção e precipitação. O solo coletado inicialmente possuía pH abaixo de cinco, portanto ácido, além do que a tendência nos reatores é de consumo de alcalinidade com o tempo. Aliado a isto se tem maior deposição de matéria orgânica com o tempo de operação dos reatores.

pH e Alcalinidade: Não houve variações significantes de pH em todos os reatores, que permaneceu na faixa entre 6,5 e 7,5, tanto para afluente quanto para efluentes, durante 22 semanas de experimento. A partir da 23^a semana houve modificação dos valores de pH dos efluentes em relação ao afluente, coincidindo com diminuição da alcalinidade e variações nas concentrações de nitrato e amônia, e, portanto com o início do estabelecimento de nitrificação nos reatores. Observou-se que nos períodos em que houve colmatagem do meio, ocorreu um ligeiro aumento do pH nos efluentes. Lima (1997) atesta que se a nitrificação for intensa, os valores de pH serão sempre baixos, resultando em um consumo maior de alcalinidade e que o aumento de pH, pode ser conseqüência do aumento de alcalinidade pelas bactérias desnitrificantes. Quando a nitrificação é inibida, automaticamente a alcalinidade e o pH aumentarão pela introdução do afluente, até que se crie novamente condição favorável para nitrificação, iniciando-se então um novo ciclo. Se a desnitrificação é incluída no sistema de tratamento, então a redução da alcalinidade será menor, porque no processo de desnitrificação há produção de alcalinidade (Van Haandel e Marais, 1999).

Coliformes Termotolerantes: A retenção de coliformes totais foi maior conforme aumentou-se a profundidade do solo, porém nenhuma redução significativa foi encontrada, sendo que a redução de coliformes foi ocorreu de 10^8 no afluente para 10^5 nos efluentes, muito distante do desejável para o tratamento de esgotos. Além disso, todos os reatores apresentaram queda na retenção de coliformes devido ao aumento da umidade do solo no período de colmatação. É provável que em outras condições, como exposição ao Sol, outro ciclo de aplicação do esgoto, essa situação tivesse sido revertida, uma vez que fatores tais como: tipo do solo, temperatura e pH, além de competição também influem no movimento e persistência de bactérias termotolerantes no solo.

Considerações sobre o Solo

Permeabilidade: Os resultados indicaram que houve diminuição drástica na permeabilidade do solo, no primeiro mês de aplicação, de 0,004 cm/s para 0,0005 cm/s. A partir de então a diminuição da permeabilidade foi muito lenta, 0,0004, 0,0003, 0,0003 e 0,0002cm/s a cada mês de operação dos reatores. Segundo Reed et al. (1995), a permeabilidade do solo em sistemas de Infiltração Rápida deve variar entre 5 e 50 cm/h, ou $1,39 \times 10^{-3}$ e $13,9 \times 10^{-3}$ cm/s, caracterizando solos formados por areia e areia argilosa. Desta forma a permeabilidade inicial do solo está dentro dos limites estabelecidos, contudo com o passar do tempo a permeabilidade diminuiu e a camada colmatada praticamente impediu a infiltração do esgoto e a potencialidade do tratamento.

pH: Observou-se que as amostras do solo coletadas inicialmente dos três furos efetuados na estação de tratamento de Beberibe apresentaram pH ácido (~4,5). Durante a operação dos reatores, ocorreu um aumento significativo no primeiro mês, havendo estabilização deste pH nos meses subseqüentes, situando-o próximo a 7,0.

Matéria Orgânica: Operando o sistema de Infiltração Rápida durante seis meses, observou-se que houve aumento gradual nas concentrações de matéria orgânica de 2,0g/Kg até 7,0g/Kg, com valor médio de 6,0 g/Kg, enquadrando todas as amostras mensais do solo como de baixo nível de matéria orgânica, baseada na classificação feita por Fernandes (1993). Durante quase todo o experimento, foi visível que a maior concentração da matéria orgânica contida no esgoto afluente depositou-se na superfície do solo. Os valores da relação C:N, durante o período de avaliação do experimento indicaram uma situação de estabilização da matéria orgânica no solo, acompanhando a situação inicial do solo matriz. A camada superior apresenta um valor constante de 10 em todas as análises, e a camada inferior, um valor de 9, indicando que a camada inicial (0,00 a 0,40m) apresenta maior concentração de matéria orgânica retida enquanto a camada inferior (0,40 a 0,80 metros) apresenta menor concentração de matéria

orgânica. Segundo Pierzynski et al. (1994), matéria orgânica do solo já estabilizada tem razão C:N variando de 10:1 a 12:1. Como do sistema operado nesta pesquisa houve liberação de quantidade razoável de NH_4^- e NO_3^- , é provável que esta relação tenha sido atingida.

Fósforo Disponível: O Fósforo disponível, analisado no solo deste experimento, apresentou comportamento semelhante ao da matéria orgânica. Na situação inicial do solo matriz, a concentração de fósforo existente nas três amostras de solo controle era bastante reduzida, aproximadamente 1 mg/Kg, com relação aos requisitos de plantas e microrganismos, conforme a classificação feita por Fernandes (1993). No primeiro mês de funcionamento dos reatores, ocorreu aumento na concentração de fósforo (120mg/Kg) na camada superior do solo (0,00 a 0,40 m) muito além do necessário para plantas. Na camada seguinte, (0,40 a 0,80 m), a concentração foi de 30mg/L nos dois primeiros meses e atingiu valores superiores a 100mg/Kg após o terceiro mês de operação.

Condutividade Elétrica e Salinidade: Os resultados de condutividade elétrica (CE) e de potencial de sódio trocável (PST) são fundamentais para avaliar o risco da deposição de sais no solo, induzindo à salinização, tornando-o infértil e improdutivo. Observou-se aumento significativo em ambos parâmetros durante a operação dos reatores; os valores de condutividade elétrica passaram de 0,2 dS/m para 0,3 dS/m e os de PST de 1% para 4%. Embora esteja abaixo do limite estabelecido (PST de 15 e condutividade elétrica de 4,0), existe um risco real de salinização do solo a médio prazo. Desta forma, seria imprescindível a realização de lavagens periódicas do solo com água de baixa concentração salina e coleta por drenos subterrâneos desta água, para evitar a contaminação do aquífero. Se efetuada a infiltração rápida em zona costeira, este risco é minimizado, uma vez que a concentração de sais no esgoto é muito menor que nas águas marinhas, contanto que não haja risco de contaminação de áreas de balneários.

Parte 2: Disposição de esgoto no solo por aplicação subsuperficial para produção de alimentos

Caracterização da Água e do esgoto Usado na Irrigação dos Canteiros

Os resultados das determinações físicas, químicas e biológicas das águas aplicadas na instalação piloto e a comparação com o efluente de uma fossa séptica estão apresentados na Tabela 1. Observa-se que existe diferença entre alguns parâmetros que poderão influir quando da aplicação do sistema em escala real e que, portanto, é necessário que se faça a caracterização do esgoto antes do projeto de disposição no solo. Em geral os resultados são os esperados nas diferentes épocas do ano e no que se refere ao uso de efluentes de fossas.

Tabela 1. Caracterização física e química do esgoto proveniente de uma fossa séptica, da rede coletora de esgotos e da água proveniente do poço que abasteceu o sistema piloto

Parâmetros	Unidade	Fossa	Rede	EAC	EAS	Poço
Sólidos totais	(mg/l)	1172	929	1339	800	15
Sólidos susp.	(mg/l)	448	184	87	194	8
Sólidos Sed.	(mg/l)	15	10	NDet	NDet	nd
Sólidos dissol.	(mg/l)	723	745	NDet	NDet	7
Condutividade	(mS/cm)	2,5	2,2	0,9	1,1	0,37
Amônia	(mg/l)	49,30	30,77	23,42	45,79	0,12
Nítrito	(mg/l)	0,01	0,01	0,04	0,29	nd
Nitrato	(mg/l)	0,04	0,03	0,13	0,74	nd
Fósforo	(mg/l)	3,02	6,76	3,21	9,61	1,16
Fosfato	(mg/l)	1,30	0,63	2,18	8,87	0,14
DBO	(mg/l)	369	132	NDet	NDet	18
DQO	(mg/l)	406	201	267	315	nd
pH	-	7,0	7,1	7,0	7,2	6,5
ovos de helmintos	nº	46	266	7,0	70	0
Coliformes Termitolerantes	(NMP/100 ml)	>2419	>2419	7,15E + 0,6	1,15E + 0,6	0

Observação: nd — não detectado pelo método; NDet — não determinado; EAC — esgoto afluyente ao sistema no período chuvoso; EAS — esgoto afluyente ao sistema no período seco.

Eficiência do sistema como uma unidade de tratamento de esgoto nos períodos de chuva e de seca

Os resultados obtidos mostraram que o solo realmente atua como uma unidade de tratamento, provocando remoções nas concentrações de amônia, fósforo, DQO, coliformes e cloretos. No período chuvoso, época mais crítica do experimento, a incidência pluviométrica foi superior à média dos últimos 20 anos, colocando o experimento em uma situação crítica que expressou o que pode acontecer com a disposição de esgoto no solo durante épocas de muita chuva. Verificou-se que não há variação de pH entre afluyente e efluyente dos canteiros que receberam água e dos que receberam esgoto no período de chuvas, sendo que os valores de pH se mantiveram próximos de 7,0. No período seco, o pH da água afluyente foi próximo de 6,0 e o do esgoto afluyente e de todos os efluentes, próximo de 7,5.

Condutividade Elétrica: A eficiência de remoção de íons foi de aproximadamente 50% nos canteiros que receberam água e de 70% naqueles que receberam esgoto, sendo que o valor de condutividade elétrica seja nos canteiros que receberam água ou nos que receberam esgoto foi, em média, 0,2 mS/cm indicando que houve diluição causada pelas chuvas da época, uma vez que, para o período seco, não houve variação de condutividade elétrica, seja para os canteiros irrigados com água ou para os irrigados com esgoto e não houve diferença na condutividade devido à presença de culturas.

Cloretos: A água utilizada nesta pesquisa não apresentou cloretos durante o período de chuvas e foi constatada presença de cloretos no efluente dos canteiros que receberam água como afluente. Houve ligeira tendência à diminuição de cloretos nos efluentes dos canteiros que receberam água ao longo do tempo. Em contrapartida, os canteiros que receberam esgoto retiveram em torno de 50% de cloretos e se observou tendência à elevação na concentração de cloretos no final do experimento, se comparado com os canteiros irrigados com água. Notou-se também que as concentrações nos efluentes dos canteiros irrigados com esgoto foram muito próximas daquelas dos canteiros irrigados com água. No período seco, a concentração de cloretos, seja na água afluente ou no esgoto, foi muito superior àquela para o período chuvoso, porém, praticamente não houve retenção de cloretos no solo o que mostra que a diminuição no teor de cloretos no período de chuvas foi consequência da diluição causada pelas chuvas intensas e não por retenção no solo propriamente dita.

DQO: A DQO dos efluentes dos canteiros que receberam água foi maior que a do afluente, como era esperado e não houve variação na DQO como função de o canteiro conter ou não uma cultura específica. Para os canteiros irrigados com esgoto, no período de chuvas, observou-se redução de DQO de 56% entre afluente e efluente, contudo se for considerado que parte da DQO efluente dos canteiros que receberam esgoto é contribuição do solo, a eficiência passa a ser de 86%, o que significa um bom tratamento. Para o período seco, a remoção de DQO nos canteiros irrigados com esgoto foi de 78% para os canteiros com feijão e de 66% para aqueles sem cultura e quando considerou-se a contribuição de DQO do solo, a remoção média de DQO passa a ser de 93%.

Alcalinidade: A alcalinidade não variou nos efluentes dos canteiros em função de serem ou não cultivados, no período de chuvas; este resultado foi o mesmo tanto para os efluentes dos canteiros que receberam água quanto para os que receberam esgoto. Porém houve redução significativa, aproximadamente 70% e 79% nos efluentes dos canteiros que receberam esgoto, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Nos canteiros que receberam água houve variação muito pequena entre afluente e efluentes, sendo que nos canteiros cultivados com milho e feijão houve redução de aproximadamente 33% e nos canteiros sem culturas de 3,5% no período de chuvas e praticamente nenhuma variação na época seca. O aumento ou diminuição de alcalinidade está relacionado

com os processos de nitrificação e desnitrificação conforme discutido anteriormente. Portanto, esses resultados de alcalinidade confirmam os processos de nitrificação ou desnitrificação nos canteiros.

Amônia: Os efluentes dos canteiros irrigados com esgoto apresentaram concentrações de amônia bem menores que os do afluente, sendo que a remoção obtida foi de aproximadamente 90% para o período de chuvas e 98% e 85% no período seco para os canteiros sem cultura e com feijão, respectivamente. Quando são comparados os resultados entre os canteiros que receberam água com aqueles que receberam esgoto, constatou-se que a eficiência foi maior, atingindo 97% no período chuvoso e 87% e 99% para os canteiros com e sem cultura no período seco.

Nitrato: Embora a análise deste parâmetro esteja prejudicada pela falta de resultados no período chuvoso, houve aumento de nitrato nos efluentes e os valores de nitrato no efluente dos canteiros que receberam esgoto são equivalentes a três vezes os valores daqueles que receberam água. Este resultado isoladamente sugere que houve nitrificação nos canteiros o que não é verdadeiro quando são comparados conjuntamente os resultados de amônia, nitrato e alcalinidade. Durante o período seco, a variação de nitrato foi mais homogênea e melhor definida sugerindo ter havido nitrificação tanto nos canteiros irrigados com água quanto naqueles irrigados com esgoto até o 210º dia.

Ortofósforo: Os resultados da concentração de ortofósforo, para os canteiros irrigados com água, nos dois períodos estudados, atestam que houve liberação de fósforo pelo efluente dos canteiros e não houve diferença entre canteiros com e sem cultura. Nos canteiros irrigados com esgoto, a remoção foi excelente, 92 e 82% no período chuvoso para os canteiros com e sem cultura e de 94 e 93% no período seco para os mesmos canteiros. Os resultados de nutrientes no feijão confirmam estes resultados.

Sólidos suspensos voláteis: Os resultados de sólidos suspensos voláteis mostram que não há variação deste parâmetro entre a água afluente e os efluentes dos canteiros irrigados com água e que para os canteiros irrigados com esgoto houve boa remoção, seja no período seco, 90%, ou no chuvoso, 68%.

Alterações no solo devido à disposição de esgoto

Características granulométricas e químicas dos solos ao longo dos canteiros

Pela distribuição do tamanho das partículas houve predomínio das frações areia grossa e areia fina em todos os canteiros, classificando o material de solo como sendo de textura arenosa.

Efeitos no solo

Os valores de pH do solo forneceram resultados que variaram entre 5,6 e 6,6 durante todo o período experimental. Pode-se concluir que o pH permaneceu inalterado, isto é, dentro da faixa ideal de cultivo (5,5 a 6,5), havendo uma pequena redução de valores no segundo intervalo dos canteiros. Esperava-se ou um incremento no pH do solo, pela utilização de águas residuárias com valores de pH elevados, por exemplo; ou uma redução no valor do pH do solo como resultado da produção de gás carbônico e ácidos orgânicos pela biodegradação da matéria orgânica presente nos esgotos. Os teores de alumínio trocável (Al^{3+}) foram baixos ou nulos, não atingindo níveis tóxicos às plantas ($< 0,5 \text{ cmol}_c/\text{kg}$). Suas proporções na capacidade de troca catiônica total (CTC) do solo levaram a valores de saturação por alumínio (m%) entre 3 e 12, o que pode ser entendido, de forma genérica, como baixa (não prejudicial) toxidez por alumínio.

Os resultados de CE mostraram um decréscimo, em todos os canteiros, ao final da primeira etapa, o que pode ser atribuído às fortes chuvas do período, que provocaram lavagem do material de solo. No término da segunda etapa, houve um incremento da CE em todos os canteiros, com maiores concentrações naqueles irrigados com esgoto.

Os teores de Na são baixos, entre $0,05$ e $0,20 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ e $0,19$ e $0,48 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ao término da 1ª etapa e 2ª etapa, respectivamente. Contudo, seus valores superam os teores de potássio, o que deve ser visto com ressalva, já que normalmente os teores de sódio trocável são inferiores aos de potássio. A determinação dos teores de Na, K, Ca e Mg se faz necessária para o cálculo da saturação por bases (V%), que é um excelente indicativo das condições gerais de fertilidade dos solos (Embrapa, 1997). Os valores elevados de V% ($\geq 50\%$), obtidos nesta pesquisa, classificam o solo como eutróficos.

Componentes da produção nos períodos chuvoso e seco

Número de vagens no período de chuvas: Foram produzidas em média 36 vagens por canteiro irrigado com esgoto e 20 vagens por canteiro irrigado com água, ou seja, 80% mais vagens nos canteiros irrigados com esgoto. No intervalo de 2 a 4m, a produção de vagens foi menor em todos os canteiros e houve aumento do número de vagens conforme aumentou a distância do ponto de aplicação. É possível que a menor produção de vagens tenha ocorrido no início do canteiro, próximo ao ponto de aplicação, pelo encharcamento conseqüente do excesso de chuvas, o que está de acordo com Gonçalves (1999) e Rocha (2001) quando afirmam que o excesso ou escassez de água alteram a produção do feijão.

Número de vagens no período seco: Em média foram produzidas 24 vagens por canteiro irrigado com esgoto e 17 por canteiro irrigado com água. Observou-se que o número de vagens produzidas nos canteiros irrigados com esgoto superou, de forma

significativa, a produção dos canteiros irrigados com água, nos 4m iniciais dos canteiros, tendendo a uma aproximação na segunda metade destes. Este fato é esperado, uma vez que, nesta época, havia carência hídrica e as plantas que estavam mais próximas do início dos canteiros eram beneficiadas com maior disponibilidade de água.

Número de sementes no período chuvoso: No período de chuvas o número de sementes foi maior nos canteiros irrigados com esgoto. Neste caso, verificou-se que o metabolismo do feijão-caupi respondeu positivamente ao esgoto aplicado, mostrando que a cultura conseguiu converter eficientemente os nutrientes existentes no esgoto em produção vegetal. Foram produzidas em média 151 sementes por canteiro irrigado com água e 337 por canteiro irrigado com esgoto, o que fornece um percentual de 123% .

Número de sementes no período seco: Em termos gerais os canteiros irrigados com esgoto produziram 56% a mais que os irrigados com água, sendo que a produção de grãos nos primeiros 6m dos canteiros irrigados com esgoto foi 92% superior aos irrigados com água. Foram produzidos, em média, 225 grãos por canteiro irrigado com água e 336 por canteiro irrigado com esgoto.

Produtividade no período de chuvas: A produtividade média dos grãos coerentemente com os resultados do número de sementes e de vagens, foi maior na extensão de 4 a 10m para os canteiros irrigados com esgoto, enquanto nos canteiros irrigados com água, foi de 6 a 10m. Os rendimentos máximos estimados de grãos cultivados com água subterrânea e com esgoto doméstico atingiram, respectivamente, 0,11 kg/m² e 0,18 kg/m². Ressalta-se que a produtividade dos canteiros irrigados com esgoto foi 64% superior em relação à água.

Produtividade no período de seca: No período seco a produtividade média foi de 0,20Kg/m² para os canteiros irrigados com água e 0,285 Kg/m² para aqueles irrigados com esgoto o que corresponde a 2,0Kg/canteiro irrigado com água e 2,8Kg/canteiro irrigado com esgoto.

Determinação de macro e micronutrientes nos períodos chuvoso e seco: Dentre os nutrientes existentes, escolheu-se aqueles que são fundamentais à exigência do feijão-caupi. A baixa fertilidade do solo, principalmente a carência de nitrogênio e fósforo, é um dos fatores limitantes para a produção do feijoeiro. A adubação nitrogenada é cara e muitas vezes, ineficiente devido, principalmente, à realização de práticas culturais inadequadas, fazendo com que tal elemento se perca (Melo, 2002). A quantidade de nitrogênio nos grãos produzidos nos canteiros irrigados com esgoto foi ligeiramente inferior àquela dos canteiros irrigados com água; isto talvez tenha ocorrido pela presença de compostos inibidores no esgoto afluente, uma vez que a produção de nitrito não foi excessiva no meio. Os resultados médios para níveis de fósforo nos grãos dos canteiros irrigados com água e esgoto foram de 6,92 g.kg⁻¹ e de 11,0 g.kg⁻¹ respectivamente, cujas médias foram significativamente maiores que a faixa média de

concentração de $4,3 \text{ g.kg}^{-1}$. A diferença da absorção de fósforo nos grãos dos canteiros irrigados com esgoto chegou a 58,8% em relação aos grãos dos canteiros irrigados com água. A concentração de potássio nos grãos dos canteiros irrigados com água e com esgoto ultrapassou a faixa mínima de $9,2 \text{ g.kg}^{-1}$ em todas os intervalos do canteiro, com exceção da água, apresentando uma sensível queda no último intervalo. Possivelmente, as plantas utilizaram esse nutriente para suprir sua necessidade nutricional durante o ciclo da cultura. A quantidade de nutrientes nos grãos é diferente da encontrada no período chuvoso e visivelmente, no período seco os grãos dos canteiros irrigados com esgoto apresentaram melhor aproveitamento mineral quando comparados com os grãos produzidos nos canteiros irrigados com água. As quantidades de nitrogênio assimiladas pelos grãos produzidos nos canteiros irrigados com água estão dentro da faixa de concentração típica, ao passo que as concentrações de nitrogênio nos grãos dos canteiros irrigados com esgoto estão ligeiramente superiores.

Aspectos sanitários da disposição

Análise microbiológica: Foram encontrados, nos períodos chuvoso e seco, valores de coliformes totais nos efluentes dos canteiros irrigados com água, muito superiores aos do afluente, em torno de $1,01 \times 10^5$ e $4,34 \times 10^4$ MNP/100mL, para os canteiros com e sem cultura. O nível médio de coliformes totais do esgoto doméstico, dos efluentes dos canteiros com e sem feijão-caupi, foi de $1,30 \times 10^8$; $4,29 \times 10^4$ NMP/100mL. Observou-se que os efluentes dos canteiros com cultura apresentaram maior eficiência na remoção de coliformes totais quando comparados aos canteiros sem cultura. Os valores médios de coliformes termotolerantes, em NMP/100mL, encontrados na água subterrânea, nos efluentes dos canteiros com e sem cultura foram respectivamente, 3, $1,4 \times 10^2$ e $2,02 \times 10^2$ no período de chuvas, indicando que não houve variação na ordem de grandeza para os efluentes dos canteiros com e sem cultura. No período seco, não foram encontrados coliformes termotolerantes nos efluentes dos canteiros irrigados com água. Os valores médios de coliformes termotolerantes obtidos no esgoto doméstico e nos efluentes dos canteiros com e sem cultura no período chuvoso foram respectivamente, $7,53 \times 10^6$; $9,41 \times 10^3$ e $2,15 \times 10^4$ NMP/100mL. Para o período seco encontraram-se $1,5 \times 10^6$, $5,3 \times 10^4$ e 0,0, respectivamente. A OMS (1989), considerando os riscos à saúde pública, sugeriu que a quantidade de coliformes termotolerantes no esgoto, para ser aplicado ao solo deve ser menor que 103 NMP/100mL. Oron (1999) estudou o efeito de duas técnicas de irrigação localizada, uma superficial e a outra subsuperficial e concluiu que, apesar destes limites serem alcançados por meio de métodos de desinfecção, quando a aplicação é feita por infiltração subsuperficial, os critérios podem ser muito menos rígidos pela segurança da técnica de aplicação.

Não foram encontrados ovos de helmintos na água subterrânea e por este motivo não foram analisados ovos de helmintos nos efluentes dos canteiros irrigados com

água. Do monitoramento de ovos de helmintos do esgoto doméstico e dos efluentes dos canteiros com e sem cultura do feijão-caupi observou-se que número médio de ovos de helmintos obtido no esgoto doméstico foi de 70 ovos/litro e nos efluentes dos canteiros que apresentavam cultura, 1 ovo por litro. Enquanto os canteiros sem cultura apresentaram 4 ovos por litro, confirmando que a vegetação apresentou sensível influência na remoção de organismos patogênicos. O resultado da remoção de ovos de helmintos chegou a 86%, comprovando que o sistema de infiltração subsuperficial foi eficiente quanto à remoção de ovos de helmintos. Segundo a OMS (1989), esgotos destinados ao reúso não devem conter mais que um ovo de nematóide por litro, condição essencial para a saúde dos trabalhadores agrícolas e dos consumidores de vegetais, contudo segundo ORON (1999), os parâmetros limitados pela OMS não levam em consideração a infiltração subsuperficial que é uma prática muito mais segura.

Análise de plantas: No período chuvoso, os resultados das análises de coliformes totais da água de lavagem das vagens dos canteiros irrigados com água subterrânea e com esgoto doméstico mostraram a existência de bactérias do grupo coliformes, com valor médio de $1,21 \times 10^6$ NMP/100mL, em todos os intervalos do canteiro. Os números médios de coliformes termotolerantes encontrados nas vagens dos canteiros irrigados com água e esgoto foram de $5,08 \times 10^1$ e $7,27 \times 10^3$ NMP/100mL, respectivamente. Isto ocorreu porque no período de chuvas, os canteiros ficaram encharcados, possibilitando que os microrganismos atingissem a superfície e entrassem em contato com a planta. No período seco foram encontrados $8,6 \times 10^5$ NMP/100mL para as vagens dos canteiros irrigados com água e $3,6 \times 10^4$ NMP/100mL para as vagens daqueles irrigados com esgoto, porém foram encontrados coliformes termotolerantes nas vagens dos canteiros irrigados com água e 2×10^2 NMP/100mL nos canteiros irrigados com esgoto. É oportuno frisar que o processo de debulha das vagens para obtenção dos grãos é uma via de contaminação dos mesmos. Estudo realizado por Paganini, (1997), mostrou não ser possível a contaminação do produto ou da vegetação, pela introdução de organismos patogênicos na planta, através do sistema radicular ou qualquer outra parte delas em situação normal. Até o momento, não existe evidência de contaminação através desta via, independentemente da cultura. Realizou-se análise parasitológica nas raízes do feijão-caupi ao longo dos intervalos do canteiro, sem constatar a existência de ovos de helmintos durante o período chuvoso. Neste caso, verificou-se que o sistema radicular da cultura não revelou indícios de agregação destes organismos à sua superfície. Por outro lado, a filtração física e a ação dos microrganismos (predação e competição) presentes no solo, podem ter sido os principais agentes que influenciaram positivamente na remoção de nematóides intestinais humanos, via solo.

Custos

O sistema experimental montado nas dependências da UFC teve custo aproximado de R\$19.000,00, o que daria um custo médio de R\$1.000,00 por canteiro. Porém, em pequenas comunidades e áreas rurais o custo é menor porque pode ser utilizada mão de obra local, em regime de mutirão. Este custo pode ainda ser reduzido se for empregado material argiloso para construção, em substituição à alvenaria.

Conclusões e recomendações

Conclusões

Infiltração rápida

A eficiência de tratamento utilizando sistema IR em escala laboratorial foi compatível com os demais sistemas IR em escala real, colocando-se como alternativa viável, eficaz, eficiente e econômica perante as demais tecnologias;

O sistema IR em escala laboratorial operado na Etapa 2 não se mostrou apto a suportar sobrecarga orgânica. Concentrações de sólidos suspensos acima de 60 mg/L no esgoto decantado afluente ao sistema coincidem com períodos de colmatação visível da camada superior do solo confinado nos reatores;

A recarga de aquíferos nas condições verificadas nesta pesquisa deve ser evitada, a fim de minimizar a poluição das águas subterrâneas por nitrato, fosfato ou por microrganismos patogênicos.

Infiltração subsuperficial

A disposição de esgoto no solo por infiltração subsuperficial contribuiu significativamente para o aumento da produção de feijão-caupi, indicando a viabilidade deste sistema para produção de feijão em pequenas comunidades e comunidades rurais.

Diante das condições sanitárias, verificou-se que o esgoto promoveu a contaminação nos frutos no período chuvoso. No entanto, os riscos epidemiológicos são evitados pois este alimento é consumido depois de cozido.

O esgoto foi tratado de forma eficiente sendo que os melhores resultados foram obtidos no período seco.

Embora tenham sido notadas alterações no solo que indiquem salinização a longo prazo, é possível que a alternância de culturas e a água que infiltra durante o período chuvoso sejam paliativos que evitem a salinização.

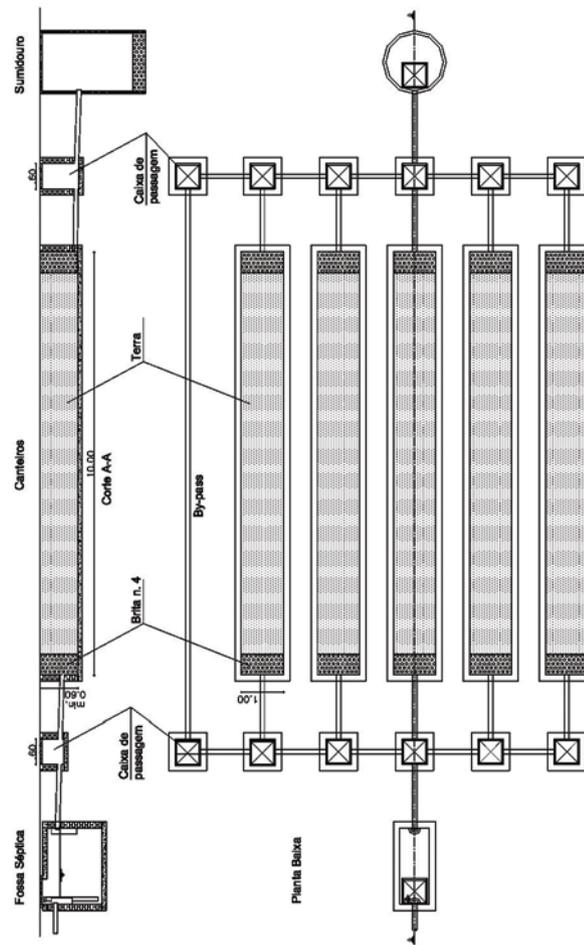
Este sistema, principalmente em regiões onde há escassez de água é uma excelente alternativa de tratamento do esgoto, de otimização da água e de produção de alimentos a um custo muito reduzido e com exigência mínima de mão de obra qualificada.

Recomendações

Com base na pesquisa realizada recomenda-se como tratamento dos esgotos a disposição no solo com infiltração subsuperficial para produção de feijão. Para tanto devem-se seguir as recomendações:

- Que sejam implantados sistemas constituídos de fossa séptica com liberação do efluente para os canteiros e dispositivo de desvio para um sumidouro para épocas de chuva, conforme Figura 1;
- Que seja construído um canteiro por habitante com as dimensões: Largura: 1m, Profundidade: 0,60m, Comprimento: 7 a 10m;
- O canteiro poderá ser feito em alvenaria ou com material argiloso, atendendo às especificações: Inclinação: 1 a 2%, Preenchimento do canteiro até 0,50m em altura; 0,50m iniciais e finais preenchidos com brita nº 1; Entrada do esgoto a 0,15m da superfície; Dispositivo de saída para excesso de água ou esgoto na extremidade final e inferior do canteiro;
- A cultura a ser empregada deve ser o feijão por ser uma cultura de subsistência, facilmente adaptável a condições de escassez ou excesso de água, ingerida sempre após cozimento e cujo fruto não tem contato com o solo;
- Se o lençol freático estiver próximo da superfície ou do local de aplicação do esgoto os canteiros devem ser impermeabilizados;
- Nos primeiros 10 dias após o plantio as mudas ou sementes devem ser irrigadas com água até que as raízes fiquem maiores e possam ser atingidas pelo esgoto;
- O espaçamento entre canteiros deve ser suficiente para que uma pessoa possa deslocar-se confortavelmente durante as diversas fases do cultivo.

Figura 1. Esquema do sistema proposto. Canteiros para uma família de cinco pessoas



Referências bibliográficas

- ANDREOLLI, F. N.; IHLENFELD, R..G.; TEIXEIRA, E..C. Bacia de Infiltração como alternativa de reúso da água e tratamento de esgoto sanitário, na remoção de DQO, SS e Nitrogênio. **SANARE — Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 11, n. 11, 1999.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: American Public Health Association, 1995.
- ARIAS, C. A.; DEL BUBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p 1159-1168, 2001.
- CAMPOS, L. C; SU, M. F. J.; GRAHAM, N .J. D; SMITH, S. R. Biomass developed in slow sand filters. **Water Research**, n. 36, p. 4543 — 4551, 2002.
- CEBALLOS, B. S. O. **Curso de Microbiologia dos Esgotos e Fundamentos Microbiológicos dos Sistemas de Tratamento**. Fortaleza: UFC, 1999._
- CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001.
- CUYK, S. VAN; SIEGRIST, R.; LOGAN, A.; MASSON, S.; FISCHER, E.; FIGUEROA, L. Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. **Water Research**, v. 35, n. 4, p. 953 - 964, 2001.
- EPA: Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater, EPA 625/1-81-013. Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH, 1981.
- EPA: Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater, Supplement on Rapid Infiltration and Overland Flow, EPA 625/1-81-013a. Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH, 1984
- FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, 2000.
- GONÇALVES, J. A. **Relações hídricas em cultivares de feijão-de-corda (*vigna unguiculata* (L.) Walp.)** submetida à deficiência de água no solo [Tese Mestrado em Fitotecnia]. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1999.
- Fundação Instituto de Planejamento do Ceará. **Atlas do Ceará 1997**. Fortaleza: IPLANCE, 1997.
- Fundação Instituto de Planejamento do Ceará. **Anuário Estatístico do Ceará, 2000**. Fortaleza: Iplance, 2000.
- LIMA, M. R. P; GONÇALVES, R.F. Avaliação do potencial de nitrificação/desnitrificação de solo arenoso altamente permeável tratando esgoto sanitário. In: **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Foz do Iguaçu, 1997.

- METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3ª ed. New York: McGraw-Hill, Inc., 1991.
- ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD. **Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura**. Serie de Informes técnicos 778. Disponível em: <<http://www.cepis.ops-oms.org>>. Acessado em out. de 2001.
- ORON, G.; CAMPOS, C.; GUILHERMA, L. e SALGOT, M. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. **Agriculture Water Management**, v. 38, p. 223-234, 1999.
- PAGANINI, W. S. **Disposição de Esgotos no Solo: (escoamento à superfície)** 2ª ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. **Soils and Environmental quality**. Lewis Publishers, 1994.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. Second Edition. McGraw-Hill, Inc., 1995.
- REEMTSMA, T.; GNIR, R.; JEKEL, M. Infiltration of combined sewer overflow and tertiary municipal wastewater: an integrated laboratory and field study on nutrients and dissolved organics. **Water Research**, v. 34, n. 4, p. 1179 — 1186, 2000.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama n.2 0, de 18 de junho de 1986. Estabelece a classificação das águas, doce, salobras e salinas em todo o território nacional. Disponível em: <http://www.lei.adv.br/020-86.htm>
- ROCHA, D. G. F. **Relações hídricas, crescimento de plantas e estratificação do sistema radicular em feijão-de-corda submetido à deficiência hídrica** [Tese Mestrado em Fitotecnia. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2001.
- SUPERINTENDÊNCIA DE MEIO AMBIENTE DO CEARÁ. Portaria n. 154. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. **Diário Oficial do Estado**, Fortaleza, série 2, ano V, n. 148, p. 63 — 65, 7 de ago. 2002.
- TCHOBANOGLOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. Metcalf & Eddy, Inc. 3. ed.. 1991.
- VAN HAANDEL, A. MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado**. Campina Grande: EPGRAF, 1999. P. 99 -159.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos / Marcos von Sperling**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.
- VON SPERLING, M; CHERNICHARO, C. A. L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality standards. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, 2000.



Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas, região de Cuiabá e Várzea Grande - MT

Renato Blat Migliorini (coordenador)

Proponente e Executora: Universidade Federal do Mato Grosso-UFMT

1. Introdução

A contaminação das águas subterrâneas por cemitérios, ocorre a partir da liberação de fluídos húmidos chamados de necrochorume, substância esta, gerada com a decomposição dos corpos.

O necrochorume é constituído de água, sais minerais, proteínas e 471 substâncias orgânicas, incluindo duas díaminas, que são muito tóxicas, a cadaverina e a putrescina, além de vírus e bactérias. Desta maneira, os cemitérios são fontes potenciais de impactos ambientais, principalmente quanto ao risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais por bactérias e vírus que proliferam durante os processos de decomposição dos corpos, além das substâncias químicas liberadas. Esta água contaminada, por sua vez, freqüentemente acaba sendo utilizada pelas populações vizinhas às necrópoles.

Considerando que na construção da maioria destes cemitérios não foram levados em conta estudos geológicos, hidrogeológicos e de saneamento os mesmos podem constituir-se em um alto potencial de risco de contaminação para as águas subterrâneas.

Em Mato Grosso, os cemitérios, em sua grande maioria, são construídos sem nenhum estudo. Segundo a Folha do Estado (2002), a Central Municipal de Serviços Funerários Cristiano Garcia, da Prefeitura Municipal de Cuiabá descobriu a existência de 26 cemitérios clandestinos em Cuiabá e distritos vizinhos, sendo que este número supera em três vezes o número de cemitérios que operam oficialmente, aumentando assim, os riscos de uma potencial contaminação das águas subterrâneas e superficiais.

Certamente, a maioria das cidades brasileiras sofre com este problema, mesmo sem a comprovação científica. Em face a esta realidade, este trabalho visa contribuir para o conhecimento das reais implicações dos cemitérios na contaminação das águas subterrâneas, realizando um estudo de caso dos aspectos físico-químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas de dois cemitérios.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

O trabalho tem o objetivo geral de contribuir para o estudo dos fatores geológicos, hidrogeológicos e de saneamento que devem ser levados em consideração na implementação de cemitérios em clima tropical úmido.

2.2. Objetivos específicos

1. Investigar, através de análises físico-químicas, químicas e bacteriológicas, indicadores de contaminação das águas subterrâneas de áreas de cemitérios;
2. Interpretar os resultados obtidos levando em conta a geologia e a hidrogeologia local, como também, fatores ligados ao próprio cemitério, especialmente a presença de corpos em decomposição e ao tipo de sepultamento;
3. Avaliar e discutir os resultados obtidos em termos de risco para a saúde pública e da legislação existente sobre o assunto.

3. Embasamento teórico e bibliográfico

A palavra cemitério vem do grego Koumetérion, de Kcmão, que significa eu durmo (BAYARD, 1.974).

Segundo Pacheco (1.986), a pelo menos 10.000 anos a.C. o sepultamento de cadáveres humanos começam a ser agrupados e assim surgem os primeiros cemitérios.

Dentre os riscos de contaminação das águas por cemitérios, estão presentes aqueles causados por compostos nitrogenados. Os compostos nitrogenados são

responsáveis por doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul). Esta doença foi verificada especialmente em crianças, onde a ingestão de nitrato em excesso provoca a transformação da hemoglobina em metahemoglobina, forma sob qual esta molécula é incapaz de transportar oxigênio (GOODMAN & GILMAN, 1947 *apud* MIGLIORINI, 1994).

Em publicação relativamente recente KONEFES (1991) *apud* MIGLIORINI (2002), foi levantada a suspeita de que traços de arsênico, encontrados em águas subterrâneas da costa Leste dos Estados Unidos em local próximo a um cemitério da época da guerra civil americana, fossem produtos da lixiviação de túmulos. Nesse período era prática comum uma técnica de embalsamamento dos corpos (proibida apenas a partir de 1910) que utilizava cerca de um quilo e meio de arsênico por corpo.

A contaminação microbiológica das águas subterrâneas constitui um sério problema de saúde pública, principalmente nos países em desenvolvimento. Esta contaminação pode ser produzida por bactérias, vírus e protozoários. Entre as bactérias, as do gênero *Salmonella* são as causadoras mais freqüentes de doenças transmitidas pela água. De uma maneira geral, a maioria dos micróbios patogênicos encontrados em águas contaminadas provoca várias doenças, sendo comuns fortes distúrbios gastro-intestinais, tais como vômitos, cólicas e diarreias (MIGLIORINI, 1994).

No que se refere ao caso específico de contaminação das águas subterrâneas por cemitérios, embora os estudos a respeito sejam relativamente escassos existem alguns casos históricos. Assim, MULDER (1954), *apud* BOWER (1978), registra que águas subterrâneas destinadas ao consumo humano estavam contaminadas por cemitérios nas proximidades de Berlim, no período de 1863 a 1867, com a proliferação de febre tifóide. Menciona também a captação de águas subterrâneas mal cheirosas e de sabor adocicado nas proximidades de cemitérios de Paris, em especial em épocas quentes. Estudos de SCHROPS (1972), *apud* BOWER (1978), realizados na Alemanha Ocidental em um cemitério localizado em terrenos de aluvião não consolidados, comprovaram a existência de contaminação bacteriológica.

Segundo PERSON (1979) *apud* MIGLIORINI (2002), higienistas franceses correlacionaram na França a endemia da febre tifóide com a localização das águas de abastecimento em localidades próximas a cemitérios.

A África do Sul também enfrenta problemas decorrentes da contaminação das águas subterrâneas através de cemitérios (ABAS Informa, 2001).

No Brasil, existem trabalhos publicados sobre casos de contaminação de águas subterrâneas por cemitérios em São Paulo, Paraná, Pará, Minas Gerais e Ceará, citados na bibliografia.

As pesquisas brasileiras sobre cemitérios e meio ambiente tiveram início no Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS), do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo.

No CEPAS / USP, o risco potencial de contaminação de águas subterrâneas por cemitérios tem sido investigado por PACHECO *et al.* desde a década de 1980. Nestes trabalhos o autor conclui que os cemitérios são um risco potencial para as águas subterrâneas, podendo se tornar um risco real, se na implantação destas construções, não forem levados em consideração estudos prévios de geologia e hidrogeologia. Realmente, os resultados obtidos por este pesquisador comprovam contaminação bacteriológica das águas subterrâneas dos cemitérios Vila Formosa (em São Paulo-SP), Vila Nova Cachoeirinha (em São Paulo-SP) e Areia Branca (em Santos-SP).

Em 1994, MIGLIORINI publicou um estudo hidroquímico das águas subterrâneas do Cemitério Vila Formosa na cidade de São Paulo, através do monitoramento de suas características físico-químicas e químicas. Neste trabalho o autor conclui que:

1. A presença do cemitério contribuiu para elevar a concentração total de íons (sólidos totais dissolvidos) nas águas subterrâneas da área, sendo a fonte mais provável do cátion que mais se elevou (Ca+) a cal utilizada no cemitério.
2. As águas apresentam concentração excessiva de produtos nitrogenados, que têm sua origem mais provável no processo de decomposição dos corpos, com participação da contaminação bacteriológica.
3. A presença do cemitério provocou o aparecimento dos seguintes metais: manganês, cromo, ferro, prata e alumínio, em níveis acima dos valores máximos permissíveis para consumo humano. Esses metais se originaram provavelmente das tintas, vernizes e guarnições desprendidas dos caixões.

As discussões no Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas — CEPAS - do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo —IG/USP - geraram diversas pesquisas e publicações, os principais trabalhos encontram-se na bibliografia.

4. Metodologia da pesquisa

4.1. Escolha dos cemitérios

Em primeiro lugar, com a ajuda dos técnicos da prefeitura de Cuiabá, foram escolhidos dois cemitérios na Região de Cuiabá para a realização da pesquisa. Os fatores que motivaram a escolha destes cemitérios foram: os dois se localizam próximos um do outro (aproximadamente 750 metros), utilizam o tipo de sepultamento por

inumação, foram construídos na mesma formação geológica e se encontram próximos da Universidade Federal de Mato Grosso, onde foram realizadas as análises físico-químicas e bacteriológicas.

Segundo estes critérios, os cemitérios escolhidos foram: Cemitério Municipal São Gonçalo e o Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá.

O Cemitério Municipal São Gonçalo localiza-se a sudeste da cidade de Cuiabá - MT, no Bairro São Gonçalo, Rua Projetada s/n. Está em funcionamento desde 1.995 e possui uma área de 22.610m². Sepulta aproximadamente 20 adultos e 30 crianças por mês.

O Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá também se localiza a sudeste da cidade de Cuiabá — MT, no Bairro Parque Cuiabá, na Rodovia Cuiabá/Santo Antônio Km 3,5. Está em funcionamento desde 1.977 e possui uma área de aproximadamente 290.920m². Sepulta aproximadamente 160 pessoas por mês.

Os dois cemitérios localizam-se próximos um do outro, a uma distância de aproximadamente 750 metros.

4.2. Estações de amostragem

Para a realização das coletas da água do subsolo, foram construídos poços de monitoramento em pontos estratégicos nos dois cemitérios, também foi utilizado um poço tubular profundo já existente no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, que é utilizado pela administração local para consumo humano. A distribuição por cemitério e denominação dada para cada poço de monitoramento, são apresentadas abaixo.

No Cemitério Municipal São Gonçalo: PM 01 é um poço de controle (*background*); os PM 02, PM 03, PM 04 e PM 05 são poços de monitoramento.

No Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá: PM 04 é um poço de controle (*background*), os PM 01, PM 03, e PM 06 são poços de monitoramento e o PM 08 é um poço tubular profundo que já existia no cemitério e foi monitorado.

4.3. Construção dos poços de monitoramento

Na construção dos poços de monitoramento foram executados furos com trado manual de 75mm de diâmetro. Os poços foram construídos com tubos de PVC com diâmetro de 60mm e com ranhuras de aproximadamente 2mm no último metro (seção

filtrante). A seção filtrante foi envolta com tela de material inerte (nylon) para diminuir a infiltração de sedimentos. A extremidade inferior do tubo de PVC foi fechada com tampa de PVC rosqueada evitando o uso de cola, que poderia alterar a composição química da água. O espaço anelar entre o tubo de PVC e o furo foi preenchido com areia até 50 cm acima da seção filtrante, a qual vai fazer o papel de pré-filtro. Acima da areia introduziu-se bentonita para impedir a infiltração de águas superficiais. Acima da bentonita foi introduzido o próprio material retirado do furo. Por fim, foram feitos selos sanitários de concreto na superfície em volta da boca do poço.

A profundidade dos poços de monitoramento depende da profundidade do nível d'água. Quanto mais profundo o segundo, mais profundo terá de ser o primeiro.

O poço foi desenvolvido por bombeamento. O bombeamento foi realizado com o mesmo coletor de água usado nas amostragens, o qual é constituído de aço inoxidável e com uma válvula de retenção.

4.4. Estudo geofísico

O objetivo do estudo geofísico foi estimar a profundidade do nível d'água subterrânea, a espessura do pacote sedimentar e principalmente, delimitar a pluma de contaminação para uma perfeita locação dos poços de monitoramento.

Para se estimar a profundidade do nível d'água e a espessura do pacote sedimentar foi utilizado o método da eletrorresistividade (sondagem elétrica). Para delimitar a pluma de contaminação, foi utilizado o método eletromagnético indutivo (caminhamentos elétricos).

Para medir a resistividade utilizou-se o resistímetro SYSCAL — R2, 08 eletrodos de aço, 02 carretéis especiais cada um com 150 metros de fio flexível condutor, 02 condutores cada um com 10 metros, 02 trenas de 50 metros de comprimento, 03 marretas de 2Kg cada, papel bi-log, planilha de campo e calculadora.

No método eletromagnético foram utilizados os seguintes equipamentos: conjunto bobina console receptor/transmissor EM34 (Geonict limited) e planilha de campo.

4.5. Estudos: Geológico, Geotécnico e Hidrogeológico

Os estudos geológicos, geotécnicos e hidrogeológicos foram realizados a partir de consultas bibliográficas, além de trabalhos e ensaios no campo.

A caracterização geológica local foi identificada a partir do mapa geológico na escala 1:25.000 (MIGLIORINI, 1.999).

A caracterização hidrogeológica local constou da identificação e descrição dos principais sistemas aquíferos, baseados nas informações geológicas disponíveis no mapeamento geológico de MIGLIORINI, (1.999).

Para os ensaios de permeabilidade em solos foi utilizado o programa para cálculo de permeabilidade em sondagens, poços e cavas, da Associação Brasileira de Geologia de Engenharia. Elaborado por Tetuo Nitta em 05/06/1990 (Rev. 30/09/1990). Este programa procura facilitar o cálculo de permeabilidade com os dados de ensaios de infiltração e bombeamentos realizados em furos de sondagens, poços e cavas. O método utilizado foi o de furo de sondagem acima do nível d'água. Os materiais utilizados foram: trado manual, medidor de nível d'água, galão com água, cronômetro e trena.

Para estudar as características do solo e entender sua relação com as águas subterrâneas, foram abertas trincheiras nas áreas dos cemitérios. Usou-se a descrição morfológica e as características físicas dos diferentes horizontes dos solos existentes. Este processo serviu para identificação dos tipos de solos e fornecer subsídios para o entendimento do funcionamento físico hídrico das águas pluviométricas na área. Para descrição dos perfis do solo utilizou-se o Manual de Métodos de Trabalho de Campo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo e a descrição pedológica realizada foi baseada em OLIVEIRA *et al.* (1992).

4.6. Análises Físicas, Químicas, Físico—Químicas e Bacteriológicas

As águas subterrâneas foram coletadas quinzenalmente, uma semana para cada cemitério. Nas sextas feiras eram medidos o nível d'água e os poços de monitoramento eram esgotados, para que a amostra de água fosse representativa.

As coletas foram realizadas nas segundas feiras. O período de amostragem abrangeu uma estação sazonal seca (em 2.002) e duas chuvosas (em 2.002 e 2.003).

O monitoramento consistiu na amostragem periódica das águas subterrâneas dos poços de monitoramento, realizadas entre 04 de fevereiro de 2.002 a 18 de fevereiro de 2.003. Nesta etapa foram coletadas amostras de águas subterrâneas para as análises físico-químicas e bacteriológicas.

Durante as coletas foram tomados cuidados com a preservação, armazenamento e transporte das amostras de água, a fim de não provocar alterações na qualidade físico-química e bacteriológica das mesmas. Com o intuito de preservar as amostras de ação biológica, hidrólise, volatilização e adsorção, as amostras foram preservadas

com refrigeração e proteção contra luz, de acordo com as recomendações para coleta e preservação de amostras APHA (1998).

Cuidou-se também, de não transferir a contaminação de um poço de monitoramento para outro. Desta maneira, havia um coletor para cada ponto amostral no campo. Após cada trabalho de campo, no laboratório, o coletor de água era flambado e desinfetado com álcool iodado e água destilada.

Além do uso de luvas, evitou-se também que o equipamento entrasse em contato com o solo.

Foram coletadas amostras em frascos descartáveis de polietileno de um litro, e todas as amostras coletadas foram preservadas sob refrigeração em caixa de isopor com gelo.

Os frascos antes de serem acondicionados com as amostras, foram lavados com ácido clorídrico (0,1N), água destilada, e com a própria água coletada.

Em cada amostra de água foram analisadas as seguintes variáveis: temperatura do ar e da água, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, fósforo, sólidos totais dissolvidos (STD), nitrato, nitrito, amônia, sulfato, silício, potássio, sódio, manganês, ferro, zinco, cromo, chumbo, cádmio, coliformes termotolerantes, coliformes totais, *Salmonella sp* e *Escherichia coli*.

Com relação aos valores máximos permissíveis para o consumo humano (VMP), foi utilizada como referência a Portaria 1469/2000 do Ministério da Saúde, que define padrões de potabilidade da água para consumo humano.

Análises Físico-Químicas

O pH foi medido no campo, foi utilizado o método eletrométrico com limite de detecção de 0,1 e o equipamento foi um pHmetro, DIGIMED-Dm20.

As temperaturas do ar e da água foram medidas no campo com termômetro de contato, com limite de detecção 0,5. O equipamento utilizado foi termômetro com coluna de Hg, certificado, escala de 0 a 100°C, com variação de 0,1°C.

Para alcalinidade utilizou-se o método potenciométrico (titulação com H_2SO_4 a uma concentração de 0,02N), com limite de detecção de 0,1. Os equipamentos foram, pHmetro / DIGIMED / DM20 e Bureta automática / Metrohm Herisau / E/185/50mL.

A condutividade elétrica foi determinada no campo pelo método do eletrodo de platina e o equipamento utilizado foi HI 8733 Conductivity meter, HANNA instruments.

A determinação do fósforo se deu pelo método do ácido ascórbico, com limite de detecção de 0,010. O equipamento utilizado foi um Espectrofotômetro / Micronal-B-380, com capacidade para 4 cubetas. Foram realizadas no Laboratório de Físico-Química do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

Os sólidos totais dissolvidos (STD), foram determinados pelo método do condutivímetro. O equipamento utilizado foi Konduktometer, SCHOTT. As análises foram realizadas no Laboratório de Físico-Química do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

Análises Bacteriológicas

As análises bacteriológicas foram realizadas em três etapas. Na primeira etapa do trabalho, para a determinação dos Coliformes totais e Coliformes termotolerantes foi utilizada a técnica de tubos múltiplos de fermentação (NMP/100mL) segundo APHA (1998).

Para a determinação de Coliformes Totais foram utilizados dois métodos: fermentação em tubos múltiplos e membrana filtrante. No primeiro método utilizou-se Estufa de Cultura / FANEM / 0,02 CB / 35°C e Banho — maria / FANEM. No segundo método utilizou-se Estufa de cultura / FANEM / 0,02 CB / 35°C ± 0,5 e Incubadora Millipore a 44,5°C ± 0,2. As análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

Para a determinação de Coliformes Termotolerantes foi utilizado o método de fermentação em tubos múltiplos. Os equipamentos utilizados foram: Estufa de Cultura / FANEM / 0,02 CB / 35°C ± 0,5 e Banho — Maria / FANEM 44°C ± 0,2. As análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

Na segunda etapa do trabalho, visando atender a necessidade da determinação de *Escherichia coli* e *Salmonella sp* foi utilizada a técnica de membrana filtrante e substrato definido com os meios, endo ágar (*Coliformes totais*) EC com mug (*Escherichia coli*) Chromocult (*Coliform ágar*, *Escherichia coli*, *Salmonella sp* e outras enterobactérias) segundo APHA (1998).

Para a determinação de *Salmonella sp* foi utilizado o método de membrana filtrante. Os equipamentos utilizados foram: Estufa de cultura / FANEM / 0,02 CB / 35°C e Incubadora Millipore a 44,5°C ± 0,2. As análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

Para *Escherichia Colli* foi utilizado o método de membrana filtrante. Os equipamentos utilizados foram: Estufa de cultura / FANEM / 0,02 CB / 35°C ± 0,5 e Incubadora Millipore a 44,5°C ± 0,2. As análises foram realizadas no Laboratório de

Microbiologia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

Na terceira etapa, a metodologia utilizada para averiguar a densidade de bactérias heterotróficas aeróbias e anaeróbias facultativas na água, foi a técnica de *Pour Plate*, que é instrumento auxiliar no controle bacteriológico para:

- estimativa da biomassa de bactérias heterotróficas presentes em corpos d'água;
- determinação das possíveis causas de deterioração da qualidade da água.

Foram determinadas contagens destas bactérias nos diferentes pontos de monitoramento das estações amostrais, nos dois cemitérios.

Análise dos Metais

A análise dos metais, (K, Na, Mn, Fe, Zn, Cr, Pb e Cd), foram realizadas no Laboratório de Análise de Metais Pesados do Departamento de Química da UFMT. O método analítico utilizado foi o de Absorção Atômica e o equipamento foi um Espectro A.A 220, Absorção Atômica.

A análise dos elementos menores, (NO_3 , NO_2 , NH_3 , SO_4 , SiO_2 , PO_4 , e F^{-1}), foram realizados no Laboratório de Análise de Metais Pesados do Departamento de Química da UFMT. O método analítico utilizado foi o Colorimétrico e o equipamento foi um Espectro Fotômetro.

5. Resultados alcançados frente aos objetivos propostos

5.1. Localização e vias de acesso

A região de Cuiabá e Várzea Grande se localiza no Centro - Oeste do Brasil, no Estado de Mato Grosso, as principais rodovias que dão acesso: BR 163, BR 070, MT 040 e MT 060.

5.2. Caracterização físico-climática, vegetação e disponibilidade hídricas

Fisiografia

Cuiabá e Várzea Grande situam-se na região Centro-Oeste do Brasil, tendo sido designada pelo Projeto Radambrasil (1.982) como Depressão Cuiabana. Compreende uma área rebaixada entre o Planalto dos Guimarães e a Província Serrana. Limita-se ao sul com o Pantanal Matogrossense, a oeste, noroeste e norte com a Província Serrana. Na seção leste seu limite encontra-se no Planalto dos Guimarães.

Do ponto de vista geomorfológico, a região possui a topografia rebaixada em torno de 150 a 200m de altitude, sendo caracterizada por relevo de planície, desenvolvido sobre rochas Pré-Cambrianas fortemente deformadas.

Clima

O clima da região de Cuiabá e Várzea Grande está na categoria Aw da classificação de KÖPPEN, tropical semi-úmido (Galvão, 1.960).

Caracteriza-se por apresentar duas estações bem definidas: a seca que vai de abril a outubro, e a chuvosa que vai de novembro a março. A pluviometria média anual da região oscila em torno de 1.350 mm, com sazonalidade marcada por dois períodos bem distintos: no verão verifica-se os maiores índices pluviométricos, que oscila entre 1.000 e 1.500 mm e na estação seca a precipitação chega a ser quase nula. (Boletins Agroclimatológicos do Instituto Nacional de Meteorologia do Ministério da Agricultura, 1.996-1.997).

A evapotranspiração média real oscila em torno de 82 mm com valores de evapotranspirações mínimas entre 0 e 4 mm nos meses de julho a setembro e máximas em torno de 150 mm, nos meses de novembro a março (Boletins Agroclimatológicos do Instituto Nacional de Meteorologia do Ministério da Agricultura, 1.996-1.997).

A temperatura média anual é de 26°C, com temperaturas mínimas próximas a 15° C em julho e máximas superiores a 32° C, em outubro.

A umidade relativa do ar varia muito, com a média anual em torno de 74%.

Vegetação

A divisão de vegetação do Projeto Radambrasil (1.982) considera a vegetação da área como pertencente à região fitoecológica da savana, correspondente ao que é regionalmente chamado de cerrado.

5.3. Geologia

A geologia da região de Cuiabá e Várzea Grande faz parte do Grupo Cuiabá. Esta unidade litoestratigráfica, descrita inicialmente por Evans (1.984) como *Cuyiaba Slates*, constitui, juntamente com os granitóides do tipo São Vicente, o Domínio Tectônico Interno do Cinturão de Dobramentos Paraguai. Esta unidade, caracterizada como um expressivo conjunto metassedimentar, constituído por metarenitos, metargilitos, metadiamicctitos, metarcósios, filitos sericíticos, filitos carbonosos, além de formações ferríferas, calcários e margas, apresenta-se universalmente metamorfisada na fácies xisto-verde (Luz *et al* 1.980).

Segundo MIGLIORINI (1999), na região de Cuiabá, o Grupo Cuiabá, expõe-se pela Formação Miguel Sutil e Formação Rio Coxipó e na área dos dois cemitérios verificamos que o Grupo Cuiabá expõe-se pelos Metadiamectitos com matriz argilosa da Formação Rio Coxipó.

Metadiamicctitos com Matriz Argilosa

Este conjunto litológico predomina em volume e área de exposição, mantém contato por falhas inversas ou transicionais com a Formação Miguel Sutil e corresponde a metadiamicctitos maciços, cinza esverdeado a amarelados, com matriz argilo-siltosa, micácea, em parte feldspática, que suporta fragmentos centimétricos a métricos, de composição muito diversificada (granitos, xistos, quartzitos, anfíbolitos, gnaisses, arenitos, filitos, quartzo, etc.) e formato proclato resultante do achatamento regional provocado pela deformação (MIGLIORINI, 1999).

Uma marcante fissilidade, conferida principalmente pela foliação penetrativa do tipo xistosidade, caracteriza esses diamicctitos de matriz argilo-siltosa. Camadas tabulares e lentes de metarenitos quartzosos de granulação fina a média, de cor cinza esbranquiçada, com estratificação plano-paralela e maciços, ocorrem intercaladas aos metadiamicctitos.

5.4. Hidrogeologia

O sistema aquífero na região dos cemitérios é do tipo livre, composto por duas unidades aquíferas: uma unidade porosa e granular sobreposta a uma unidade maciça e fraturada.

A unidade porosa e granular mais superficial, está associada às formações superficiais (tratam-se de solos e manto de alteração das rochas de vários metros de espessura).

Este meio poroso, de um lado favorece bastante as taxas de recarga pela precipitação meteórica e de outro representa uma barreira físico-químico-biológica conveniente contra as ações contaminadoras a partir da superfície.

A unidade maciça e fraturada mais profunda trata-se dos metadiamicritos com matriz argilosa, da Formação Rio Coxipó. De um modo geral, caracteriza-se pela ausência de espaços intergranulares (poros) na rocha e a água subterrânea encontra-se armazenada em zonas de descontinuidades do maciço rochoso (fissuras, fraturas, juntas e falhas).

É importante observar que neste trabalho foram estudadas as águas subterrâneas mais superficiais, isto é, as águas da unidade porosa e granular. Com exceção do PM 08 do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, que é um poço tubular profundo o qual atinge, desta maneira, as águas subterrâneas mais profundas armazenadas no maciço rochoso.

5.5. Estudo geofísico

A profundidade do nível d' água detectado pelas sondagens elétricas varia de 4,5 a 6,9 metros no período de estiagem, o que caracteriza águas subterrâneas de pouca profundidade.

A profundidade dos sedimentos na área estudada e conseqüentemente a profundidade do corpo rochoso, foi determinada entre 25 e 28 metros, definindo assim a faixa vulnerável à ação dos agentes poluentes.

Os mapas de isocondutividade, elaborados a partir dos dados de caminhamento eletromagnético, evidenciaram áreas anômalas de condutividade. O mapeamento destas anomalias permitiu um perfeito posicionamento dos poços de monitoramento.

5.6. Ensaios de permeabilidade

Antes de discutir o resultado dos ensaios de permeabilidade, torna-se necessário esclarecer uma questão de validade dos mesmos, devido a ocorrência de algumas "surpresas". Durante a execução dos furos de sondagem a trado, foram observadas grandes quantidades de formigueiros, buracos de tatu e antigas covas abandonadas. Em resumo, na prática, o valor real da permeabilidade dos solos, dentro dos cemitérios deve ser bem maior que os resultados encontrados nos ensaios. Qualquer inferência ou conclusão sobre os ensaios de permeabilidade destes cemitérios deve levar este fato em conta.

Cemitério Municipal São Gonçalo

Foram realizados 5 ensaios de permeabilidade no interior do Cemitério Municipal São Gonçalo que resultaram nos seguintes valores: $K1=8,3 \times 10^{-4}$ cm/Seg, $K2=3,4 \times 10^{-3}$ cm/Seg, $K3=2,6 \times 10^{-3}$ cm/Seg, $K4=2,1 \times 10^{-3}$ cm/Seg, e $K5=1,4 \times 10^{-3}$ cm/Seg.

Estes valores de condutividade hidráulica indicaram solos permeáveis às águas pluviométricas e com granulometria caracterizada por mistura de areias e areias finas siltosas e/ou argilosas.

Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá

Neste cemitério não foi possível realizar os ensaios de permeabilidade devido ao fato do solo conter muito cascalho, que impedia o funcionamento do trado.

5.7. Descrição das trincheiras

O estudo do solo foi realizado através da descrição das seguintes trincheiras:

1º) Localização: Cemitério Municipal São Gonçalo, situada na região central do cemitério.

Trincheira — 01 — Solo: Podzólico Vermelho Amarelo (conhecido vulgarmente em Cuiabá como areia de goma).

Tabela 1. Trincheira 01 no Cemitério Municipal São Gonçalo

Horizonte	Ap	Bt ou C	B/C ou C2
Profundidade	0 a 19cm	19 a 1,62cm	1,62 a 2,00m
Cor	5 YR 5/4 — marrom avermelhado	7,5 YR 5/6 — marrom escuro	7,5 YR 5/6 — vermelho marrom escuro e YR 7/6 — amarelo avermelhado
Textura	arenosa	areno argiloso	Arenosa pouco argiloso
Estrutura	maciça em grãos simples	blocos fraca de 5 a 10m e blocos angulares a sub-angulares	Blocos moderada e blocos angulares a sub-angulares de 5 a 10mm, mosqueado comum de tamanho médio
Nódulos	ausente	Ausente	Ausente
Porosidade	poucos poros	poros comuns	Poros comuns
Cimentação	ausente	Ausente	Ausente
Cerosidade	ausente	Ausente	Ausente
Transição	clara do Ap para o Bt	Clara	Ausente
Consistência seca	macia	leve e macia	Ligeiramente duro
Consistência úmida	muito friável	muito friável	Muito friável
Consistência Molhada	não plástico	ligeiramente plástico	Ligeiramente plástico
Consistência Mto molhada	não pegajoso	ligeiramente pegajosa	Ligeiramente pegajoso
Raízes	ausente	Ausente	Ausente

Interpretação do funcionamento hídrico (campo) — A água da chuva percola na vertical até encontrar a zona saturada ou a rocha, e esco horizontalmente em direção ao fundo de vale. Grande infiltração vertical (*run in*) e baixo escoamento superficial (*run off*).

2º) Localização: Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, situada ao norte do cemitério (na região de topografia mais baixa).

Trincheira — 02 — Solo: Litólico

Tabela 2. Trincheira 02 no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá

Horizonte	Ap	A	C
Profundidade	0 a 16cm	16 a 32cm	32 a 59cm
Cor	7,5 YR 3/2 — marrom escuro	7,5 YR 5/4 — marrom	7,5 YR 6/6 — amarelo avermelhado
Textura	areno argilosa, cascalho de quartzo e laterita (restos de construção)	argilo arenosa	Argilo arenosa, com seixos milimétricos a centimétricos de quartzo
Estrutura	ausente	ausente (maciça e sem nódulos)	Ausente
Nódulos	ausente	ausente	Ausente
Porosidade	comum	comum	Comum
Cimentação	ausente	ausente	Ausente
Cerosidade	ausente	ausente	Ausente
Transição	plana e clara	plana e clara	Ausente
Consistência seca	ausente	ausente	Ausente
Consistência úmida	ausente	muito friável	Muito friável
Consistência Molhada	ausente	plástica	Ligeiramente plástica
Consistência Mto molhada	ausente	ligeiramente pegajosa	Ligeiramente pegajoso
Raízes	muitas e finas	ausente	Ausente

Interpretação do funcionamento hídrico (campo) — Nível d' água pouco profundo (59cm). A infiltração vertical (*run in*) não é pronunciada, a água rapidamente atinge a zona saturada, saturando o solo, favorecendo assim, o escoamento superficial (*run off*).

3º) Localização: Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, situada a leste do cemitério, perto do poço de monitoramento nº 4 (região de topografia alta).

Trincheira — 03 — Solo: Plintosolo Pétrico

Tabela 3. Trincheira 03 no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá

Horizonte	A	B (Plíntico e Concessionário)	C (Plíntico)
Profundidade	0 a 23cm	23 a 63cm	63 a 1,48m
Cor	7,5 YR 4/4 marrom	2,5 YR 4/8 — vermelho	2,5 YR 4/8 — vermelha e 7,5 YR 8/0 — branca
Textura	argilo arenosa, (cascalhos milimétricos e centimétricos de quartzo e raras lateritas)	argilo arenosa, (muitos milimétricos seixos de quartzo e cou-raça fragmentada na porção superior)	Argilosa
Estrutura	ausente, (maciça)	fraca, (em blocos)	Fraca, (blocos centimétricos)
Nódulos	ausente	poucos, centimétricos, duros, irregular, cor avermelhada	Ausente
Porosidade	poucos poros	comum	Poucos, mosqueados, abundantes, médios
Cimentação	ausente	ausente	Ausente
Cerosidade	ausente	ausente	Ausente
Transição	plana e clara	plana e difusa (18cm)	Ausente
Consistência seca	não observável	não observada	Ausente
Consistência úmida	não observável	não observada	Muito plástica
Consistência Molhada	não observável	ligeiramente plástica	Muito plástica
Consistência Mto Molhada	não observável	ligeiramente pegajosa	Pegajosa
Raízes	Muitas e finas	raras	Ausente

Interpretação do funcionamento hídrico (campo): Nível d' água a 1,48m. A infiltração vertical é mínima (*run in*) e o escoamento superficial é predominante (*run off*).

Interpretação do Comportamento Hídrico nos Solos

No Cemitério Municipal São Gonçalo os valores de condutividade hidráulica indicaram solos permeáveis às águas pluviométricas, com solos de granulometria caracterizada por misturas de areias e areias finas siltosas e/ou argilosas. O estudo nas trincheiras indicaram grande infiltração vertical (*run in*) e baixo escoamento superficial (*run off*).

No Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá o tipo de solo impediu de realizar os ensaios de permeabilidade. O estudo nas trincheiras indicou que a infiltração vertical (*run in*) não é pronunciada e o escoamento superficial é predominante (*run off*).

5.8. Análises Físicas, Químicas e Físico — Químicas

Com relação aos valores máximos permissíveis para o consumo humano (VMP), foram utilizado para efeito de interpretação as variáveis estabelecidas na Portaria nº 1.469 “Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade”, da Fundação Nacional de Saúde. O motivo de termos escolhido esta portaria é que no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá existe um poço tubular profundo explorando água para todas as atividades, inclusive para beber e a jusante do Cemitério Municipal São Gonçalo existir um poço tubular profundo e uma cacimba, também explorando água para beber.

Para servir de controle (*background*), isto é, valor de branco, foi utilizado o poço 01 no Cemitério Municipal São Gonçalo e o poço 04 no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá (pois foram construídos a montante da pluma de contaminação).

Todos os poços de monitoramento estão atingindo águas do freático, isto é, águas subterrâneas pouco profundas, com exceção do poço de monitoramento 08 do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá que é um poço tubular profundo que já existia no cemitério.

a) Metais

Potássio (K⁺)

O potássio ocorre em pequenas quantidades ou está ausente nas águas subterrâneas, por participar nos processos de troca iônica, por ser facilmente adsorvido pelas argilas e por serem utilizados pelos vegetais. Os teores de potássio nas águas subterrâneas são inferiores a 10mg/L, sendo mais freqüentes valores entre 1 e 5mg/L (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J., 1997).

A portaria nº 1.469 da Funasa não limita valores ao potássio.

Nos dois cemitérios estudados o potássio apresentou concentrações pequenas, ao redor de 0,3 a 4,6mg/L, com média de 2,0mg/L. Este cátion também se manteve relativamente constante por poço de monitoramento durante o período de pesquisa. Todos os valores estão dentro do padrão esperado em águas subterrâneas.

No Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá as maiores concentrações ocorreram no PM 01 e no PM 08. O PM 01 está localizado em região de cota topográfica baixa, para onde flui grande quantidade de água subterrânea. O PM 08, além de se encontrar em região de cota topográfica baixa, é um poço tubular profundo que capta águas em maiores profundidades, onde há maior concentração iônica.

Observou-se no Cemitério Municipal São Gonçalo uma concentração maior de potássio no PM 02 e no PM 03, ambos no dia 15/4/02.

Sódio (Na⁺)

O sódio é um dos metais alcalinos mais abundantes nas águas subterrâneas, onde ocorre principalmente na forma de cloretos. A concentração do sódio varia, em geral, entre 0,1 e 100mg/L nas águas subterrâneas (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Nos cemitérios estudados o sódio apresentou baixas concentrações, normalmente entre 0,2 e 5,0mg/L, com média de 4,58mg/L. Estes valores estão bem abaixo dos valores máximos recomendados para consumo humano (VMP) da Portaria nº 1.469 / FUNASA que é de 200mg/L. E permaneceram relativamente estáveis durante o período de monitoramento.

Manganês (Mn)

O manganês assemelha-se ao ferro quimicamente e na sua ocorrência nas águas subterrâneas. No entanto, sua concentração, em geral, é muito menor (<0,2mg/L) (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Os resultados encontrados para manganês variaram de <0,010 a 0,217mg/L, com média de 0,084mg/L. Assim, apresentou normalmente concentração abaixo do VMP para o consumo humano, que é de 0,1mg/L, com exceção de cinco amostras com as seguintes concentrações (0,133, no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá e 0,158, 0,154, 0,217 e 0,163mg/L no Cemitério Municipal São Gonçalo). Embora a concentração destas amostras não esteja elevada, sugerem provir dos cemitérios, pois são valores acima dos encontrados nos poços de *background*. Por outro lado, as águas subterrâneas do Grupo Cuiabá, apresentam teores elevados de ferro (MIGLIORINI, 1999) e estes freqüentemente aparecem associados ao manganês.

Ferro (Fe)

O ferro pode estar presente com baixos teores (<0,3mg/L) nas águas subterrâneas, onde ocorre sob diversas formas químicas, principalmente na forma de Fe⁺² e Fe⁺³. E

freqüentemente aparece associado ao manganês (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J., 1997).

As amostras obtidas na pesquisa apresentaram, no geral, baixas concentrações de ferro. Os teores encontrados ficaram entre $<0,020$ e $2,248\text{mg/L}$, com média de $0,248\text{mg/L}$. No entanto, três amostras, uma no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá e duas no Cemitério Municipal São Gonçalo, apresentaram concentração acima do VMP para o consumo humano, que é de $0,3\text{mg/L}$. Estes três valores discrepantes não parecem estar associados ao cemitério por duas razões: a primeira é que um deles foi amostragem em poço de *background*, e a segunda razão é que as águas subterrâneas do Grupo Cuiabá, normalmente apresentam concentrações anômalas de ferro, devido as piratas disseminadas tanto nos filitos como nos diamectitos, além das crostas de laterita, muito comum na região.

Zinco (Zn^{+2})

O zinco, entre os metais pesados, é o mais solúvel, no entanto, a sua concentração, geralmente, é inferior a $10\mu\text{g/L}$ nas águas subterrâneas (MATHESS, 1973 *in* FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J., 1997).

Nos cemitérios estudados a concentração de zinco variou de $<0,016$ a $0,097\text{mg/L}$, com média de $0,020\text{mg/L}$, muito abaixo do VMP para o consumo humano, que é de 5mg/L . Os valores se apresentaram aproximadamente homogêneos durante o período de amostragem.

Cromo (Cr)

Pesquisas têm demonstrado que as águas potáveis nos Estados Unidos apresentam concentração de cromo hexavalente que oscila entre 3 e $40\mu\text{g/L}$, com uma média de $3,2\mu\text{g/L}$. O cromo pode ser encontrado na água tanto no estado hexavalente como no estado trivalente, embora a forma trivalente seja mais rara (STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 1985).

O cromo apresentou baixas concentrações durante o monitoramento, variando de $<0,02$ a $<0,05\text{mg/L}$. Sempre abaixo do VMP para o consumo humano, que é de $0,05\text{mg/L}$.

Chumbo (Pb)

As águas subterrâneas têm quantidades médias em torno $20\mu\text{g/L}$ (Mathess, 1973 *in* FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J., 1997).

Todas as amostras analisadas apresentaram baixa concentração de chumbo ($<0,05\text{mg/L}$). É interessante observar, que o limite de detecção do método empregado

para detectar este metal é maior que o VMP para o consumo humano que é de 0,01mg/L, desta maneira, não temos certeza se existe alguma amostragem acima do VMP. Observou-se também, que as amostras apresentaram concentrações homogêneas durante o período de amostragem.

Cádmio (Cd)

As águas subterrâneas em contato com minerais de chumbo e zinco podem ter teores em torno de 20µg/L de cádmio (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Verificou-se que as amostras dos poços de monitoramento apresentaram teores de <0,001 a 0,025mg/L, com média de 0,0065mg/L. Observou-se que 14 amostras apresentaram concentração acima do VMP para o consumo humano, que é de 0,005mg/L. Observou-se também, que o poço de monitoramento 01 (poço de background), apresenta em duas ocasiões teores de cádmio acima do VMP para o consumo humano, indicando assim, que os teores elevados de cádmio pode ter como origem a formação geológica e não do cemitério.

b) Substâncias

Nitrato (NO₃)

O nitrato ocorre em pequenos teores nas águas subterrâneas, geralmente entre 0,1 e 10mg/L. É muito móvel e pode ser facilmente removido do solo para as águas subterrâneas. Em teores acima de 5mg/L pode ser indicativo de contaminação das águas subterrâneas por esgotos, fossas sépticas, lixo, cemitérios, adubos, isto é, matéria orgânica em decomposição (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Os teores de nitrato nos cemitérios estudados foram baixos, variando de <0,020 a 2,946mg/L, com média de 1,026mg/L. Indicando, desta maneira, que os cemitérios não estão contaminando as águas subterrâneas com este produto nitrogenado.

Nitrito (NO₂)

Os resíduos provenientes de matéria orgânica em decomposição são ricos em nitrogênio e se decompõem em nitratos na presença de oxigênio, segundo o ciclo do nitrogênio (nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato). A presença de nitrito nas águas subterrâneas é um indicativo de poluição recente, pois a oxidação do nitrito para nitrato ocorre muito rapidamente.

Os teores de nitrito também foram baixos nos dois cemitérios. As concentrações variaram de <0,010 a 0,099mg/L, com média de 0,025mg/L. Todas as amostras

apresentaram concentrações abaixo do VMP para o consumo humano e não indicaram contaminação nas águas subterrâneas.

Amônia (NH₃)

Em condições normais o amônia se encontra em concentrações muito baixas em águas subterrâneas, menor de 10µg/L de nitrogênio, em virtude de ser adsorvida pelas partículas do solo, principalmente pelas argilas, e também por não ser facilmente lixiviada (Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 1985).

As concentrações de NH₃ nos cemitérios variaram de <0,005 a 0,089mg/L, com média de 0,033mg/L. Em 30 amostras as concentrações de amônia estão acima do VMP para o consumo humano. A amônia nas águas subterrâneas, geralmente é produzida pela decomposição de matéria orgânica, no entanto, esta matéria orgânica não parece ter origem nos cemitérios, pois foram encontrados em duas amostras (PM 04 em 09/04/2002 no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá e PM 01 em 15/07/2002 no Cemitério Municipal São Gonçalo), valores mais altos nos poços de *background* que nos poços de monitoramento.

Sulfato (SO₄)

Os sulfatos são sais moderadamente solúveis a muito solúveis, exceto os estratos de estrôncio e bário. Origina-se da oxidação do enxofre presente nas rochas e da lixiviação de compostos sulfatados (gipsita e anidrida). As águas subterrâneas apresentam geralmente teores de sulfato inferiores a 100mg/L, principalmente na forma de SO₄⁻² e HSO₄⁻ (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Os teores de sulfato nos cemitérios estudados foram baixos, variando de <0,054 a 4,913mg/L e média de 0,336mg/L. As concentrações foram todas bem abaixo do VMP para o consumo humano, que é de 250mg/L.

É interessante observar que nos dois cemitérios os teores mais altos de sulfato foram detectados em poço de *background*.

Sílica (SiO₂)

O silício é o elemento mais abundante nas rochas, porém, não ocorre em grande quantidade nas águas subterrâneas, devido principalmente a sua alta estabilidade química na maioria dos minerais (resistente a ataques físico-químicos), além da baixa solubilidade dos compostos que forma no intemperismo das rochas. O intemperismo de minerais de argila e os feldspatos são as principais fontes de sílica para as águas subterrâneas. Teores de 20mg/L, nas águas subterrâneas não são raros (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Os teores de sílica nos cemitérios estudados variaram de 0,102 a 10,148mg/L, com média de 5,858. São teores normais nas águas subterrâneas das rochas do Grupo Cuiabá. A Portaria nº 1.469, não limita valores ao silício pois não prejudica à saúde nem à agricultura, porém é prejudicial nas indústrias pois forma incrustações principalmente em caldeiras.

O poço tubular profundo PM 08, do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, apresentou os maiores teores de sílica. Provavelmente, seja resultado de sua maior profundidade, onde as águas subterrâneas têm maior tempo de contato com a formação geológica.

Fosfato (PO_4)

Segundo Mathess & Harvey (1982) *in* Feitosa & Manoel Filho (1997), a concentração de fosfato deve ser baixa (<0,5mg/L) em águas naturais. Valores acima de 1,0mg/L, geralmente são indicativos de águas poluídas. Sua concentração varia geralmente entre 0,01 e 1mg/L. No entanto a portaria 1.469 não limita valores ao fosfato.

Nos cemitérios estudados, os teores de fosfato nas águas subterrâneas foram baixos, variando de <0,005 a 0,025mg/L e média de 0,0098mg/L.

Fluoreto (F^{-1})

Geralmente os fluoretos são encontrados em pequenas concentrações nas águas subterrâneas, pois possui solubilidade limitada. A principal fonte de fluoreto nas rochas ígneas é a fluorita e em regiões áridas os fluoretos podem aparecer em quantidades elevadas. Frequentemente ocorre com teores entre 0,1 e 1,5mg/L nas águas naturais, podendo chegar até 10mg/L e, raramente a 50mg/L (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Nos cemitérios estudados os teores de fluoreto nas águas subterrâneas foram baixíssimos, nunca ultrapassando o limite de detecção do método empregado (<0,001).

c) Propriedades Físicas e Iônicas

pH

O pH é a medida da concentração hidrogeniônica da água. A maioria das águas subterrâneas tem pH entre 5,5 e 8,5. Em casos excepcionais pode variar entre 3 e 11 (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J.,1997).

Os valores de pH dos cemitérios estudados variou de 3,51 a 7,98, com média de 5,36. É interessante observar que os valores de pH mostraram tendência ácida para as

águas subterrâneas dos dois cemitérios, com exceção do poço de monitoramento 08, que é o poço tubular do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, onde o pH é neutro. Também é interessante observar que das 125 medidas de pH, somente 24 estavam dentro do VMP. para o consumo humano no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá e, nenhuma amostra está dentro do VMP no Cemitério Municipal São Gonçalo. Esta tendência ácida para as águas subterrâneas não deve estar relacionada com a presença de corpos em decomposição, visto que os poços de background também apresentam pH com tendência ácida. Observou-se também, que os valores de pH permaneceram relativamente homogêneos durante o período de monitoramento.

Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é a medida da facilidade da água subterrânea de conduzir corrente elétrica. Ela está diretamente ligada ao teor de sais dissolvidos.

Os valores de condutividade elétrica variaram de 13 a 350 μ S/cm, com média de 98,6 μ S/cm. Notou-se que os valores de condutividade elétrica para cada poço de monitoramento foram relativamente homogêneos para as diversas épocas do ano. Observou-se ainda, que poço de monitoramento 08 (poço tubular profundo do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá) destaca-se dos demais por apresentar os maiores valores de condutividade elétrica. Isto provavelmente se deve a sua maior profundidade, onde as águas subterrâneas tiveram mais tempo de contato com a formação geológica, aumentando assim a concentração de sais dissolvidos. Outro fator que provavelmente aumentou a condutividade elétrica no poço tubular profundo, é o fato que este quando bombeado provoca um gradiente hidráulico envolta do mesmo, chamado de cone de depressão. Este gradiente hidráulico irá bombear águas mais distantes, que têm maior tempo de residência, aumentando assim, a concentração de sais dissolvidos.

É interessante observar que os poços de background apresentaram valores de condutividade elétrica menores que os demais, sugerindo assim, que os cemitérios aumentaram as concentrações de sais dissolvidos nas águas subterrâneas.

Alcalinidade

A alcalinidade é definida como a capacidade de uma água neutralizar ácidos, sendo uma consequência direta da presença e/ou ausência de carbonatos e bicarbonatos.

Os valores de alcalinidade foram baixos, variando de 0 a 40,4mg/L de CaCo₃, com média de 7,9mg/L de CaCo₃. Os valores de alcalinidade foram mais baixos no Cemitério Municipal São Gonçalo.

É interessante observar, que a alcalinidade também aumenta com a profundidade, visto que os teores são mais elevados no poço tubular profundo (PM 08) do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá.

Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

STD é o peso total dos constituintes minerais presentes na água, por unidade de volume. Representa a concentração de todo o material dissolvido na água (volátil ou não).

Verifica-se que as concentrações de STD variaram de 6 a 206mg/L com média em 56,7mg/L. Notou-se que os valores de STD para cada poço de monitoramento foram relativamente homogêneos para as diversas épocas do ano. Observou-se ainda, que poço de monitoramento 08 (poço tubular profundo do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá) destaca-se dos demais por apresentar os maiores valores de STD. Como já foi explicado na condutividade elétrica, isto provavelmente se deve a sua maior profundidade, onde as águas subterrâneas têm maior tempo de percolação pela formação geológica, aumentando assim a concentração de minerais.

Observou-se também, que de uma maneira geral, os poços de background apresentam valores de STD menores que os demais, sugerindo assim, que os cemitérios aumentam as concentrações de minerais nas águas subterrâneas. É interessante observar, que em todas as amostragens, as concentrações de STD foram muito mais baixas que o VMP para o consumo humano.

Temperaturas da água subterrânea e do ar

A amplitude térmica anual das águas subterrâneas em geral é baixa (de 1 a 2 °C) e independe da temperatura atmosférica, a não ser nos aquíferos pouco profundos, onde a temperatura é um pouco superior à da superfície. Em profundidade, depende do grau geotérmico, podendo sofrer maiores elevações provocadas por gêiser, vulcanismos, radioatividade etc (FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J., 1997).

Antes de discutir as temperaturas, torna-se necessário lembrar, que na região estudada as águas subterrâneas são de pouca profundidade, com exceção do PM 08, que é um poço tubular profundo.

Verificou-se que a temperatura da água subterrânea variou de 22 a 32°C, com média de 28,7°C. Observou-se também, que a temperatura da água no PM 08 (poço tubular profundo), mantém a mesma ordem de grandeza que a temperatura da águas nos demais poços de monitoramento. Isto mostra, que a temperatura das águas subterrâneas não estão sendo alteradas significativamente pela profundidade .

Verificou-se que a temperatura do ar variou de 21 a 39°C, com média de 30,3°C.

5.9. Análises Bacteriológicas

A sobrevivência e o transporte dos microorganismos na subsuperfície dependem de três fatores básicos: clima, tipo de solo e a natureza dos microorganismos. As variáveis que influem são muitas: temperatura, precipitação, teor de umidade do solo, atividade microbiana, ph, quantidade de matéria orgânica presente, textura do solo, entre outros (Gerba e Bitton, 1984).

Apesar de serem bons indicadores de contaminação de origem humana ou animal, as bactérias do grupo coliformes não são tão resistentes no meio ambiente, além disso, elas podem ser inibidas pela presença de outras bactérias (CETESB, 1996). A utilização destas bactérias para o estudo do transporte de contaminantes em cemitérios, e em geral nas águas subterrâneas, deve ser considerada com cuidado, uma vez que outros contaminantes mais persistentes, como vírus, podem ser transportados no meio poroso para distâncias maiores (Keswick et al, 1982).

Coliformes Totais

No Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá a variável Coliformes totais (NCMF/100mL) apresentou concentração máxima de 5.900 no PM 01 e mínima de <1. Observa-se que neste Cemitério o PM 01 apresentou as maiores concentrações, isto se deve à sua localização, visto que o mesmo foi locado em cota topográfica baixa, região onde se concentra o fluxo das águas subterrâneas.

Ainda no mesmo cemitério, a determinação de coliformes totais pela técnica de tubos múltiplos evidenciou concentração com máximo de $2,4 \times 10^6$ no PM 08 e mínimo de <2. O poço de monitoramento PM 08 apresenta em uma amostragem concentração anômala. Este poço também se encontra em cota topográfica baixa, além de ser um poço tubular profundo.

No Cemitério Municipal São Gonçalo os Coliformes totais (NCMF/100mL) apresentaram concentração máxima de 17.600 no PM 05 e mínima de <1.

O PM 05 apresentou uma concentração anômala no dia 11/2/03, isto provavelmente se deve ao ciclo de sepultamento dos corpos, sendo os de sepultamento recente as maiores fontes de produção de Coliformes.

No Cemitério Municipal São Gonçalo os Coliformes totais (NMP/100mL) apresentaram concentração máxima de 79×10^4 no PM 04 e mínima de <20.

O PM 04 apresentou uma concentração anômala no dia 15/4/02, isto provavelmente se deve ao já citado ciclo de sepultamento, onde sepulturas mais recentes possuem maiores concentrações de coliformes.

Coliformes termotolerantes

No Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá os Coliformes termotolerantes (NMP/100mL) apresentaram concentração com máximo de $2,4 \times 10^6$ no PM 08 e mínimo de <20 .

Observa-se que as maiores concentrações encontradas foram no PM 01 e no PM 08, como já mencionado estes dois poços de monitoramento estão localizados em regiões de cota topográfica mais baixa, regiões para onde fluem as águas subterrâneas do cemitério, além de o PM 08 ser um poço tubular profundo.

No Cemitério Municipal São Gonçalo os Coliformes termotolerantes (NMP/100mL) apresentaram concentração máxima de 79×10^4 no PM 04 e mínima de <20 .

Escherichia coli

No Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá não foi evidenciada a presença de *Escherichia coli* (NCMF/100mL), durante o período de estudo.

Da mesma maneira, a *Escherichia coli* (NCMF/100mL) no Cemitério Municipal São Gonçalo não foi encontrada.

Salmonella

No Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá a variável *Salmonella* (NCMF/100mL) ocorreu com máximo de 1.300 no PM 01 e mínimo de <1 .

O único poço de monitoramento que apresentou concentração de *Salmonella* neste cemitério foi o PM 01, isto provavelmente se deve a sua localização em região de cota topográfica baixa.

No Cemitério Municipal São Gonçalo a variável *Salmonella* (NCMF/100mL) apresentou concentração máxima de 3.000 no PM 02 e mínima de <1 .

Todos os poços de monitoramento apresentaram em pelo menos um dia *Salmonella* neste cemitério, inclusive o PM 01 que é um poço de *background*, impossibilitando, desta maneira, a certeza de que a *Salmonella* tem como origem o cemitério.

Considerando a possibilidade do uso das águas subterrâneas para consumo, coliformes totais, termotolerantes e *Escherichia coli* não devem ser encontradas em águas potáveis (1469/00, Ministério da Saúde).

O estudo mostra que as condições higiênicas e sanitárias das águas subterrâneas são consideradas insatisfatórias nos dois cemitérios.

Quanto a *Escherichia coli*, que é uma espécie do grupo coliforme, indicadora da presença de material fecal do homem ou de animais de sangue quente, não foi evidenciada em nenhuma das amostras. Este é um resultado esperado, uma vez que esta bactéria em geral tem sobrevivência curta no solo, já que é uma espécie natural da flora intestinal de animais de sangue quente. Uma eventual presença de *Escherichia coli* nos poços só poderia estar associada à decomposição de corpos recém enterrados.

É importante observar que no PM 08, que é um poço tubular profundo do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, foram encontrados coliformes totais e coliformes termotolerantes.

Quanto a *Salmonella*, no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, foi encontrada somente no PM 01. No Cemitério Municipal São Gonçalo a *Salmonella* foi encontrada em todos os poços de monitoramento inclusive no poço de background.

Bactérias Heterotróficas

No cemitério São Gonçalo foram realizadas análises nas estações amostrais: PM 02, PM 04 (poço de background) e PM 05, cujos resultados apresentaram números de colônias variando de $2,2 \times 10^3$; $1,4 \times 10^3$ e $1,9 \times 10^3$ (UFC/mL), respectivamente.

Os resultados para as análises das estações amostrais no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, apresentou para o PM 01, número de colônias igual a $1,0 \times 10^3$ (UFC/mL) e para o PM 08 (poço de background), número de colônias igual a 60 UFC/mL. Ressalta-se que as demais estações amostrais nos dois cemitérios apresentavam os poços de monitoramento secos na data da coleta.

Os resultados obtidos mostram que o número de colônias de bactérias heterotróficas para todas as estações amostrais onde foram realizadas análises, apresentam valores inferiores aos observados por Bolívar (2001), para as amostras de água do aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, que apresentaram, número de colônias de bactérias heterotróficas igual a 53×10^3 UFC/mL.

Considerando que a água do poço de monitoramento PM 04 no Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá utilizado como estação de background, apresentou contagem de bactérias heterotróficas elevadas ($1,4 \times 10^3$ UFC/mL), apesar, de ter sido construído à montante da pluma de contaminação.

O resultado observado para o PM 08 (poço tubular profundo), apresentou contagem geral de bactérias heterotróficas (60 UFC/mL), dentro dos padrões higiênicos previstos na Portaria 1469/MS, uma vez que é utilizado para consumo humano.

5.10. Monitoramento do Nível d'Água

O nível da água, ou seja, do lençol freático, não variou significativamente durante o período de monitoramento, porém, nota-se que é influenciado pela precipitação pluviométrica. Sendo mais rasos nas épocas de chuva e mais profundos nas épocas de estiagem, é interessante observar, que alguns poços de monitoramento chegaram a secar no período de estiagem.

É bom ressaltar, que o motivo de alguns poços terem secado durante o monitoramento é que os mesmos tiveram de ser construídos na época da chuva, quando o nível da água subterrânea estava mais próximo da superfície da terra. Assim, na época de estiagem, o nível d' água abaixou secando alguns poços de monitoramento.

Não foi realizado a potênciometria dos cemitérios, porém, tudo indica que o fluxo da água subterrânea flui das regiões de topografia mais alta, para as regiões de topografia mais baixa.

Deve ser observado, que segundo a Resolução 335 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA, publicada em 28/05/2003 no Diário Oficial da União, recomenda que “a área de fundo das sepulturas deve manter a distância mínima de um metro e meio do nível máximo do nível d' água (lençol freático)”. Nos poços PM 01, PM 3 e PM 06 do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, possuem nível d' água rasos na época da chuva, chegando aflorar à superfície do terreno em março e abril. Nestas regiões não se deve sepultar corpos, pois se os mesmos estiverem abaixo do nível d' água, serão saponificados. A Resolução CONAMA Nº 335 de 28/05/2003 recomenda que caso o terreno não mantenha esta distância, os sepultamentos devem ser feitos acima do nível natural do terreno.

5.11. Risco para Saúde Pública e Legislação

Os resultados mostram que os dois cemitérios não estão contribuindo significativamente em termos de risco para a saúde pública nesta região. Isto se deve provavelmente a carga de contaminação, isto é, o número de sepultamentos ainda é pequeno nestes cemitérios, dando tempo suficiente para as reações físicas, químicas e biológicas que ocorrem no subsolo modifiquem o necrochorume, tornando-os, de uma maneira geral, menos perigosos nas águas subterrâneas. Outro fator, que provavelmente ajudou na degradação do necrochorume foi o clima quente e úmido da região, que pode ter acelerado os processos naturais de remediação. Porém, não devemos esquecer, que foi detectado *Salmonella* nas águas subterrâneas dos dois cemitérios.

Um dos objetivos deste trabalho foi avaliar e discutir os resultados obtidos com relação à legislação existente sobre o assunto, porém, no Estado de Mato Grosso, não existe nos âmbitos Estadual e Municipal legislação relacionada à construção de cemitérios. No entanto, deve ser novamente observado, que no tocante a Lei Federal: Resolução 335 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA, publicada em 28/05/2003 no Diário Oficial da União, recomenda que “a área de fundo das sepulturas deve manter a distância mínima de um metro e meio do nível máximo do nível d’ água (lençol freático)”. Nos poços PM 01, PM 3 e PM 06 do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá, possuem nível d’ água rasos na época da chuva, chegando aflorar à superfície do terreno em março e abril. Nestas regiões não se deve sepultar corpos, pois se os mesmos estiverem abaixo do nível d’ água, serão saponificados. A Resolução CONAMA Nº 335 de 28/05/2003 recomenda que caso o terreno não mantenha esta distância, os sepultamentos devem ser feitos acima do nível natural do terreno.

6. Conclusões

Os estudos realizados nas águas subterrâneas do Cemitério Municipal São Gonçalo e do Cemitério Parque Bom Jesus de Cuiabá permitem as seguintes conclusões:

1. Não foi comprovado a contaminação das águas subterrâneas dos dois cemitérios por produtos nitrogenados e por metais.
2. A presença dos cemitérios contribuiu para aumentar a condutividade elétrica das águas subterrâneas dos dois cemitérios, que têm sua origem mais provável no necrochorume, que aumentou o teor de sais dissolvidos nas águas subterrâneas.
3. De uma maneira geral, os cemitérios contribuíram para aumentar a concentração de sólidos totais dissolvidos nas águas subterrâneas, sugerindo que o necrochorume aumentou a concentração de minerais nas águas subterrâneas.
4. Foi detectado a presença de *Salmonella* nas águas subterrâneas dos dois cemitérios.

7. Bibliografia

- ABAS INFORMA. Perigo: cemitérios e a contaminação das água subterrâneas. **Boletim informativo da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas**, n. 111, 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA. Ensaio de Permeabilidade em solos. Orientações para sua execução no campo. **Boletim** 04, 1981.
- BARROS, A. M.; SILVA, R. M.; CARDOSO, O. R. F.A.; FREIRE, F. A.; SOUZA, J. J. Jr.; RIVETTI, M.; LUZ, D. S.; PALMEIRA, R. C. B.; TASSINARI, C. C. G. Geologia, In: **Radambrasil**, Folha SD-21 Cuiabá, Rio de Janeiro, MME — SG, (Levantamento de Recursos Naturais), Vol. 26, p. 25 — 192, 1982.
- BAYARD, J. P. **Les sens caché des rites mortuaires**. France, Dangles: 1974.
- BOLETIM AGROCLIMATOLÓGICO, Instituto Nacional de Meteorologia — *INMET*, Brasília, v.30, n. 01-12, 1996.
- BOLETIM AGROCLIMATOLÓGICO, Instituto Nacional de Meteorologia — *INMET*, Brasília, v.31, n. 01-12, 1997.
- BOWER, H. **Groundwater Hydrology**. 1th. ed. New York: McGraw Hill Book Company, 1978.
- BRAZ, V.; BECKMANN, L. & COSTA e SILVA, L. **Integração de resultados bacteriológicos e geofísicos na investigação da contaminação de águas por cemitérios**. I Congresso Mundial Integrado de Águas Subterrâneas. ABAS, ALHSUD, IAH. Fortaleza, 2000.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL **Bactérias heterotróficas. Contagem em placas**. São Paulo: CETESB, 1996. Norma LS.201.
- COSTA. W. D.; MENEGASSE, L. N. e FRANCO, R. D. **Contaminação da água subterrânea relacionada com os Cemitérios da Paz e da Saudade no Município de Belo Horizonte, Minas Gerais**. Anais do XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Florianópolis — SC, 2002.
- FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia**. Conceitos e Aplicações. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997.
- FEMA / EMPAER. **Projeto de Recuperação e Conservação do Rio Cuiabá**, Anexo III, Cuiabá, 1996.
- GALVÃO, M. V., (org). **Geografia do Brasil, grande região centro-oeste**. Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Geografia, 1960.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Portaria 1.469. Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade**. Brasília: Funasa, 2001.
- GERBA, C. P. & BITTON, G. Microbial pollutants: their survival and transport pattern to groundwater. In: BITTON, G. & GERBA, C.P., (Eds). **Groundwater pollution microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 1984. p. 65-88.
- KESWICK, B. H.; WANG, D. & GERBA, C. P. The use of microorganisms as groundwater tracers. A review. **Groundwater**, v.20, n.2, p. 142-149, 1982.
- KONEFFES, J. **Ashes to Arsenic Dust to Death**. Soíls, Nov - Dec, 1991. p.36.
- LEWIS, W. JONH & FOSTER, STEPHEN S. D. & DRASAR, BOHUMIL S. **O Risco de poluição**

do lençol freático por sistemas de disposição local de esgotos. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 1986.

LUZ, J. da S.; OLIVEIRA, A. M.; SOUZA, J. O.; MOTTA, J. F. M.; TANNO, L. C.; CARMO, L. S. do & SOUZA, N. B. **Projeto Coxipó.** Goiânia: DNPM/CPRM, 1980. v. 1. (Relatório Final).

MATOS, B. A.; PACHECO, A.; BASTIANON, D. & BATELO, E. **Contaminação do aquífero livre em cemitérios: Estudo de caso.** X Congresso da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. São Paulo — SP, 1998.

MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microorganismo no aquífero freático do Cemitério Vila Nova Cachoeirinha, Município de São Paulo** [Tese de Doutorado]. São Paulo: Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, 2001.

MATOS, B. A. & PACHECO, A. **Ocorrência de microorganismos no aquífero freático do Cemitério Vila Nova Cachoeirinha, São Paulo.** I Congresso Mundial Integrado de Águas Subterrâneas, ABAS, ALHSUD, IAH. Fortaleza — CE, 2000.

_____. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microorganismo no aquífero freático do Cemitério Vila Nova Cachoeirinha, Município de São Paulo.** Anais do XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Florianópolis — SC, 2002.

MATOS, B. A.; PACHECO, A.; BASTIANON, D. & BATELO, E. **Caracterização hidrogeológica do aquífero freático no Cemitério Vila Nova Cachoeirinha, no Município de São Paulo.** Anais do XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Florianópolis — SC, 2002.

MENDES, J. M. B. **Cemitérios e o Meio Ambiente - A Geofísica como método auxiliar na avaliação de sua influência nas áreas subterrâneas.** Anais do 2º Encontro Nacional de Estudos sobre o Meio Ambiente. Florianópolis - SC, 1989. p.50-57.

MIGLIORINI, R. B. **Cemitérios como fonte de poluição em aquíferos. Estudo do Cemitério Vila Formosa na Bacia Sedimentar de São Paulo** [Dissertação de Mestrado]. São Paulo: USP, 1994.

_____. **Estudo físico-químico e químico das águas subterrâneas do Cemitério Vila Formosa, São Paulo — SP.** Anais do 8º Congresso Brasileiro da Águas Subterrâneas. Recife - PE, 1994. p.160-168.

MIGLIORINI, R. B.; KIMMELMAN E SILVA, A. A. & PACHECO, A. **Cemitérios contaminam águas subterrâneas.** Anais do III Encontro Científico de Desenvolvimento Tecnológico da Amazônia e Centro-Oeste. Belém: UFPA, 1995. p.341-347.

MIGLIORINI, R. B. **Hidrogeologia em meio urbano. Região de Cuiabá e Várzea Grande MT** [Tese de Doutorado]. São Paulo: USP, 1999.

_____. **Cemitérios contaminam o meio ambiente? Um estudo de caso.** Cuiabá, Editora da UFMT, 2002.

OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K. T. & CAMARGO, M. N. **Classes Gerais de Solos do Brasil: Guia auxiliar para seu conhecimento.** São Paulo: Funesp, 1992.

OLIVEIRA, W. de. **Estudo de viabilidade geológica para implantação de cemitérios.** Belém: PETEM, 1996.

OLIVEIRA, W. de; TAGLIARINI, E. M. & TANCREDI, A. C. F. N. S. **Estudo hidrogeológico para implantação do Cemitério Max Domini II — Região de Belém — Pará.** XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Florianópolis — SC, 2002.

- OSTROWSKY, M. S. B. **Urbanização e Controle de Enchentes - O Caso de São Paulo; seus conflitos e inter-relações** [Dissertação de Mestrado] São Paulo: USP, 1989.
- PACHECO, A. Os cemitérios como risco potencial para as águas subterrâneas. **Revista do SPAM**, São Paulo, n.17, p.25-37, 1986.
- PACHECO, A.; MENDES, J. M. B. & HASUDA, S. **O Problema geo-ambiental da localização de cemitérios em meio urbano**. Anais do 5º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. São Paulo - SP, 1988. p.206-215.
- PACHECO, A. & MENDES, J. M. B. Cemitérios podem contaminar as áreas subterrâneas. **Revista de Saneamento Ambiental**, n.6, p. 31-33, 1990.
- PACHECO, A. & MENDES, J. M. B.; MARTISN, T.; HASSUDA, S and KIMMELMANN, A. A. Cemeteries - A Potential Risk_to Groundwater. **Wat. Sci Tech.** 24: 97-104, 1991.
- PACHECO, A. & MATOS, B. A. Cemitérios e meio ambiente. Critérios para a implantação e norma técnica. **Revista Tecnologias do Ambiente.**, n. 33, p. 13-15, 2000.
- PACHECO, A & BATELLO, E. A influência dos fatores ambientais nos fenômenos transformativos em cemitérios. **Engenharia & Arquitetura. Revista da Escola de Engenharia de São Carlos USP**, v.2, p.32-39, 2000.
- PEQUENO MARINHO, A. M. C. **Contaminação de aquíferos por instalação de cemitérios. Estudo de caso do Cemitério São João Batista** [Dissertação de Mestrado]. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1998.
- PERSON, J. **Interventions Réolementaires du Géologue Agrréé en yue de la protection des eaux destinées à l'alimentation humaine**. Document du BRGM, Marseille, Saint Lambert, 1979.
- POUNDER, D. J. Postmortem changes and time of death. Disponível em < <http://www.dundee.ac.uk/forensicmedicine/llb/timeddeath.htm> > Acesso em 28 de fevereiro de 2004.
- SATO, M. I. Z.; ALVES, M. T.; SANCHES, P. S. **Microbiologia Ambiental**. São Paulo: CETESB, 1990.
- SBCS. **Manual de Métodos de Trabalho de Campo**. Campinas: Comissão de Métodos de Trabalhos de Campo, Instituto Agrônômico, 1976.
- SMITH, E. L., HILL, R. L.: LEHMAN, I. R.; LEFKOWITZ, R. J.; HANDLER, P. & WHITE, A. **Bioquímica: Aspectos Gerais** 7ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara - Koogan, 1983. p.590-592.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. APHA, AWWA, WPCF. 16th ed., Port City Press, Baltimore, 1985. p. 373.

Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento

Comitê Científico

José Raimundo Machado dos Santos

Coordenador Geral
Diretor do Densp/Funasa

Filomena Kotaka

Secretaria Executiva
Codet/Cgcot/Densp/Funasa

Marcelo Libâno Coutinho

Core- MG/Funasa

Vanessa Guimarães Machado

Dedit/Ministério da Saúde

Jacira Azevedo Cância

Organização Pan-Americana da Saúde (Opas)

Odir Clécio da Cruz Roque

Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz)

Anna Virgínia Muniz Machado

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (Abes)

Rosane Radunz Coimbra

Associação dos Serviços Municipais de Saneamento (Assemae)

Célia Maria Poppe de Figueiredo

Financiadora de Estudos e Projetos (Finep)

Cícero Onofre de Andrade Neto

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Luiz Roberto Santos Moraes

Universidade Federal da Bahia - UFBA

Coordenação

Marcos Roberto Muffareg

CGCOT/Densp/Funasa

Filomema Kotaka

Codet/Cgcot/Densp/Funasa

Selma Irene Antonio

Codet/Cgcot/Densp/Funasa

Rosa Maria Vahia Terzella

Codet/Cgcot/Densp/Funasa

Cibele Medeiros Brito Leite

Codet/Cgcot/Densp/Funasa

Romeu Francisco Gadotti

Codet/Cgcot/Densp/Funasa

Adriana Jorge de Lima

Codet/Cgcot/Densp/Funasa

Colaboradores

Ex-membros do Comtê Científico

Teófilo Carlos do Nascimento Monteiro

Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz)

Aldo Pacheco Ferreira

Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz)

Andréa Gonçalves Fujichima

Decit/Ministério da Saúde

Cristina Maria Toscano

Decit/Ministério da Saúde

Angélica Rogério de Miranda Pontes

Decit/Ministério da Saúde

Elizabeth Pinto Guedes

Financiadora de Estudos e Projetos (Finep)

Iván Estribí Fonseca

Organização Pan-Americana da Saúde (Opas)

Sadi Coutinho Filho

Core-PR/Funasa

Maria Lúcia Prest Martelli

Anvisa/Ministério da Saúde

Consultores Ad Hoc

Alba Lucy Giraldo Figueiroa

Beatriz Susana O. Ceballos

Débora Cynamon

Eduardo Von Sperling

Eglé Novaes Teixeira

Fernando Antônio Jardim

João Sarkis Yunes

Ludmila L. Alves de Brito

Luiz Antônio Daniel

Luiz Di Bernardo

Marco Antônio Almeida de Souza

Marcos Von Sperling

Mario Takayuki Kato

Miguel Mansur Aisse

Mônica de Abreu Azevedo

Paula Dias Bevilacqua

Rafael Kopchitz Xavier Bastos

Rui de Oliveira

Sérgio Koide

Simone Cynamon

Suetônio Mota
Valdir Schalch

Supervisores Funasa

Altamirando Lima Azevedo
Anderson Truppel
Carlos Henrique de Melo
Cassio de Melo Campos
Cícero José Souza
Hascalon Rodrigues Lima
José Laércio M. Camargos
Marcelo Libânio Coutinho

Consultores Internos

Alexandre Araújo Godeiro Carlos
Alvaro Bittencourt Henrique Silva
Erivaldo Mesquita de Oliveira
Everaldo Resende Silva
Flávio de Kruse Villas Boas
Francisco de Assis Quintieri
Jamaci Avelino do Nascimento Júnior
Johnny Ferreira dos Santos
Leonardo Decina Laterza
Lucimar Corrêa Alves
Manoel Maria Henrique Nava Júnior
Miguel Crisóstomo Brito Leite
Nilce Bazzoli
Osman de Oliveira Lira
Renan de Oliveira Lopes
Rogério Pinheiro Magalhães Carvalho
Sebastião Marcos Werneck

Autores das pesquisas

André Monteiro Costa — coordenador
Pesquisador Visitante do Departamento de Saúde Coletiva do Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães da Fundação Oswaldo Cruz do Ministério da Saúde.

Léo Heller — coordenador
Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

Maurício Luiz Sens — coordenador
Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Patricia Campos Borja — coordenadora

Pesquisadora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal da Bahia - UFBA

Renato Blat Migliorini — coordenador

Professor do Departamento de Geologia Geral do Instituto de Ciências Exatas e da Terra da Universidade Federal Do Mato Grosso — UFMT

Sandra Tédde Santaella — coordenadora

Professora do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará - UFC

Valter Lúcio de Pádua — coordenador

Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

Capa e 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**

