

ARTIGOS TÉCNICOS

.....
Reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna utilizado no tratamento de esgoto doméstico
.....

Remoção de cianobactérias utilizando dupla filtração ascendente
.....

Modelo computacional de redução de custos em redes coletoras de esgoto sanitário com a utilização de um algoritmo híbrido de busca exaustiva em largura
.....

Diagnóstico do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo/RS
.....

Avaliação qualitativa e quantitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte

REPORTAGEM

.....
Contribuição das associações de classe técnico-científica na discussão da revisão do Código Florestal



A Sabesp trabalha para oferecer 300%

100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado.

Levamos saúde e qualidade de vida a 364 municípios de São Paulo.

E hoje, 141 já são beneficiados com 100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado, ou seja, são municípios 300%. Mas a Sabesp não para.

Investe constantemente em novas tecnologias e soluções ambientais para universalizar seus serviços nos outros 223 municípios e atender seus clientes sempre com mais qualidade. Haja fôlego, mas o resultado vale a pena.

Sabesp. A vida tratada com respeito.





Represa
Ribeirão do
Campo, que
abastece a ETA
Casa Grande

Um dos maiores desafios que se apresentam para os profissionais da área de tecnologia e da inovação – sejam estas voltadas a qualquer campo da economia ou do conhecimento – sempre foi, e ainda é, promover a aproximação de seus trabalhos com o dia a dia da sociedade. Por mais claros que sejam os avanços, por exemplo, das tecnologias aplicadas no tratamento da água para consumo humano, por mais estudada que seja essa ciência nas salas da academia ou debatida nos encontros de associações de classe, quando uma pessoa abre uma torneira para saciar sua sede, a última coisa que ela percebe é a imensidão da carga tecnológica investida naquele processo.

No caso, muito dessa culpa está no próprio sistema do saneamento, que fica enterrado, fora das vistas do cotidiano. Também, por mais que fale nas salas de aula sobre o valor da *commoditie* água para a própria sobrevivência humana ou o seu desenvolvimento social e econômico, esse assunto é relativamente moderno e perde espaço facilmente quando o debate enviesa para tramites mais atrativos como mídias virtuais, apenas para citar um exemplo.

Seja na academia, associações, palanques e até mesmo nas mesas de jantares das famílias brasileiras, os grandes temas que afetam diretamente a economia e o desenvolvimento social são ampla e fartamente debatidos. Cumpre à mídia especializada, como esta Revista DAE, ressaltar esses debates, efetivar a divulgação de seus resultados, mostrando as contribuições que profissionais e técnicos estão proporcionando a essas discussões. Contudo, mais do que isso, cumpre incentivá-las, para que cada vez mais os resultados não fiquem somente na planilha do debate, mas encontrem o caminho para sua efetiva concretização em atos, obras e fatos.

É o que fazemos nesta edição, com a matéria principal que mostra o quanto as entidades representativas e associações de classe do meio técnico-científico, contribuíram no debate da revisão do Código Florestal, assunto ampla e fartamente ainda debatido pela mídia, pela sociedade e de importância ímpar para o Brasil.

Além de nossas já tradicionais colunas de agenda de eventos e indicação de publicações, completam nossa edição os artigos técnicos:

- Reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna utilizado no tratamento de esgoto doméstico
 - Remoção de cylindropermopsis raciborskii utilizando dupla filtração
 - Modelo computacional de redução de custos em redes coletoras de esgoto sanitário com a utilização de um algoritmo híbrido de busca exaustiva em largura
 - Diagnóstico do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo/RS
 - Avaliação qualitativa e quantitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte.
- Boa leitura.



Américo de Oliveira Sampaio
Editor Chefe

revista DAE

Nº 190 - setembro / dezembro 2012

Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e do meio ambiente.

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE) em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954. Passou a denominar-se Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Interrupção de 1993 a 2007.

Publicação

Quadrimestral (janeiro, maio e setembro)
Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente - T
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação Tecnológica - TX Rua Costa Carvalho, 300 - Pinheiros
05429 000 - São Paulo - SP - Brasil
Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editor Chefe

Engenheiro Américo de Oliveira Sampaio

Assistente Editorial

Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial

Prof. Pedro Além Sobrinho (USP), Prof. Cleverton Vitório Andreoli (Cia. de Saneamento do Paraná - Sanepar), Prof. José Roberto Campos (USP), Prof. Dib Gebara (Unesp), Prof. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Wanderley S. Paganini (USP e representante da Sabesp), Profa Emilia Wanda Rutkowski (Unicamp), Prof. Marcos Tadeu (USP e representante do Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT). Coordenação do Engo Américo de Oliveira Sampaio (Sabesp).

Jornalista Responsável

Sérgio Lapastina - Mtb: 18276
Capa: represa Ribeirão do Campo, que abastece a ETA Casa Grande - banco de imagens da Sabesp

Diagramação e arte

Propagare Comercial Ltda.

CTP, impressão e acabamento

Art Printer Gráficos e Editores Ltda.
Tiragem: 4.500 exemplares
imprensa@revistadae.com.br

ISSN 01016040

Veja a revista eletrônica na internet:
<http://www.revistadae.com.br>



Represa Ribeirão do Campo, que abastece a ETA Casa Grande - banco de imagens da Sabesp

REPORTAGEM

- 6 Contribuição das associações de classe técnico-científica na discussão da revisão do Código Florestal

ARTIGOS TÉCNICOS

- 12 Reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna utilizado no tratamento de esgoto doméstico

Aerobic fluidized bed reactor with internal circulation used in the treatment of sewage

- 20 Remoção de cianobactérias utilizando dupla filtração ascendente

Removal of cyanobacteria using upflow double filtration

- 28 Modelo computacional de redução de custos em redes coletoras de esgoto sanitário com a utilização de um algoritmo híbrido de busca exaustiva em largura

Computational model of cost reduction in sanitary sewage systems with the use of a hybrid algorithm of width exhaustive search

- 44 Diagnóstico do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo/RS

Diagnosis of the municipal solid waste management system in the city of Passo Fundo/RS

- 56 Avaliação qualitativa e quantitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte

Qualitative and quantitative evaluation of biogas emissions in a medium size sanitary disposal site

PANORAMA

- 74 Notícias

- 76 Calendário de eventos

- 78 Publicações

ERRATA

Na edição 189 - em Publicações - pags 73 e 74, houve troca das resenhas dos livros "Águas de Chuva - 3ª edição Revista e Ampliada", "Manual de Tratamento de Efluentes Industriais", "Antártica e as Mudanças Globais: Um Desafio para a Humanidade - Série Sustentabilidade - vol. 9 - Geoquímica de Águas Subterrâneas". Republicamos nesta edição esses livros com as resenhas corretas.



Represa Ribeirão do Campo, que abastece a ETA Casa Grande

Contribuição das associações de classe técnico-científica na discussão da revisão do Código Florestal

O Código Florestal foi, é e será um assunto bastante polêmico e ainda deve gerar muita discussão durante a aprovação das Medidas Provisórias. É um tema amplo que abrange questões socioambientais, políticas, econômicas, de interesse de diversas áreas e, principalmente, de interesse nacional.

Nenhuma outra legislação ambiental provocou tamanha repercussão no Brasil, como o Código Florestal, lei que regula as relações entre conservação dos recursos naturais e produção agrícola. A aprovação do seu texto-base encerrou um debate iniciado em 1999, quando o projeto original foi elaborado. Visando à modernização da legislação ambiental de 1965 e procurando conciliar a preservação dos ecossistemas com os interesses dos produtores agrícolas, a proposta do novo Código Florestal entrou na pauta do Congresso, em 2011, de autoria do deputado Aldo Rebelo, depois de 67 audiências públicas em todo o país. Após um ano de muita discussão, de idas e vindas ao Congresso e ao Senado, foi sancionado pela presidente Dilma Rousseff em maio de 2012.

O Código Florestal foi, é e será um assunto bastante polêmico e ainda deve gerar muita discussão durante a aprovação das Medidas Provisórias. É um tema amplo que abrange questões socioambientais, políticas, econômicas, de interesse de diversas áreas e, principalmente, de interesse nacional.

Exatamente por ser um debate muito amplo, sua aprovação envolveu o trabalho de diversos setores tanto governamentais como da sociedade civil organizada. Alguns com uma participação mais efetiva e outros menos.

Argumenta-se que o debate foi lento, pouco produtivo e que não resultou em soluções que satisfizessem aos interesses em conflito. Questiona-se o fato deste Código Florestal opor a questão ambiental da agrícola. E apontam para a necessidade de se incorporar no Código Florestal a dimensão da sustentabilidade



Represa Ribeirão do Campo, que abastece a ETA Casa Grande

Por se tratar de tema abrangente e de interesse nacional, todos deveriam colaborar para o seu aprimoramento.

ambiental e do desenvolvimento socioeconômico.

Por se tratar de tema abrangente e de interesse nacional, todos deveriam colaborar para o seu aprimoramento. Uma discussão consciente, baseada em subsídios fornecidos por especialistas poderia levar à definição de um ponto de equilíbrio entre o setor ambiental e o agronegócio, com ambos se complementando em benefício de toda a sociedade. Um acordo nacional de relevância para todas as partes. Afinal, um Código Florestal efetivo é aquele bem-vindo e respeitado por todos os segmentos da sociedade.

De fato, o único consenso que houve entre ambientalistas, ruralistas, órgãos de governo, sociedade civil organizada e setores empresariais foi quanto à necessidade de se atualizar o

Código Florestal.

Sem a pretensão de analisar o texto-base do Código Florestal, mas por acreditar que sua atualização deveria ter garantido a participação de especialistas para fundamentar as decisões e incluído os avanços científicos e tecnológicos para atender à nova realidade brasileira, a Revista DAE foi procurar conhecer como foi a participação e a colaboração de alguns setores relacionados com as áreas de ciência, tecnologia e saneamento.

Foram entrevistados Dante Ragazzi Pauli, Luiz Gabriel Todt de Azevedo e Helena Nader, respectivamente presidentes da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH) e Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC).



Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH

“A parceria com a ABES e ABAS também mostrou que, se atuarmos juntos e coordenadamente, podemos alavancar resultados mais consistentes para a agenda hídrica brasileira”

Engº Luiz Gabriel Todt de Azevedo - Presidente

Qual foi a participação da ABRH nas discussões do Código Florestal?

A ABRH procurou monitorar o andamento das discussões sobre o Código Florestal através da sua Diretoria e do contato com alguns de seus sócios que, por função ou interesse profissional, estavam monitorando a tramitação do assunto. Em paralelo, buscamos uma interlocução próxima com associações irmãs - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) e Associação Brasileira de Águas Subterrâneas (ABAS) - com o objetivo de otimizar esforços e de atuarmos de forma harmônica e coerente. A discussão com ABES e ABAS teve início durante o XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, realizado em Maceió, em novembro de 2011, e foi continuada nos meses subsequentes. A diretoria da ABRH também manteve reuniões com a diretoria da Agência Nacional de Águas (ANA) para expressar seus pontos de vista e compartilhar soluções potenciais para os problemas observados. Além do contato com a ANA, atuamos em colaboração

com a Confederação Nacional da Indústria (CNI) uma vez que a Confederação estava acompanhando as discussões sobre o Código Florestal e compartilhava da nossa preocupação sobre alguns pontos que poderiam ter rebatimento negativo para o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos.

Como você avalia a participação da ABRH e seus associados da ABRH, ela foi efetiva?

Creio que a participação da ABRH foi bastante efetiva, através da comunicação com parlamentares e partes interessadas além da interlocução com a ANA e CNI. A parceria com a ABES e ABAS também mostrou que, se atuarmos juntos e coordenadamente, podemos alavancar resultados mais consistentes para a agenda hídrica brasileira. O maior ponto de preocupação da ABRH era relativo ao Artigo 43 do PLC 30/2011 que estipulava a destinação de 30% dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água, para manutenção, recuperação ou recomposição de áreas de preservação permanente. Este artigo foi re-

tirado do texto final do Relator, mostrando resultado efetivo da atuação da ABRH.

O que, daqui pra frente, poderia ser feito para que outros temas relevantes tenham a participação dos associados da ABRH?

Historicamente a ABRH tem tido uma atuação político-estratégica muito importante e efetiva. Uma das realizações mais importantes da ABRH foi a sua liderança ao angariar a contribuição de profissionais de diferentes setores da Água, como professores, técnicos e empresários, para a criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos no Brasil, em 1997. A nossa Associação tem continuado a atuar de maneira proativa e em consonância com seus princípios e valores, em temas de interesse nacional. Através do fortalecimento da nossa Associação e de uma melhor comunicação com os nossos associados, esperamos poder atuar de maneira ainda mais proativa nos próximos anos quando a agenda nacional estará enfrentando novos e importantes desafios.

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES

“A preocupação com o assunto vem desde o início das discussões, e enviamos documento antes da decisão final da presidente Dilma Rousseff”

Dante Ragazzi Pauli - Presidente



Qual foi a participação da ABES?

O Código Florestal foi tratado dentro da diretoria da ABES como um tema importante para o setor. A preocupação com o assunto vem desde o início das discussões, e enviamos documento antes da decisão final da presidente Dilma Rousseff. Este estudo, tanto o resumo como o material completo, foi enviado para todos os associados da entidade.

Como o Código Florestal é um assunto que ainda deve gerar muita discussão e sofrer mudanças, através de Medidas Provisórias, a ABES pretende fazer um

grande evento, uma grande discussão.

Como você avalia a participação da ABES, ela foi efetiva?

Embora nossa entidade participe do CONAMA e de outros conselhos, quando o Código Florestal foi colocado para análise e sugestões, podíamos ter participado mais ativamente. A ABES tem uma característica muito peculiar porque sua história está intimamente ligada aos setores de água e esgoto. Mas temos avançado de forma importante nas questões ambientais. Criamos, em São Paulo a câmara temática de mudanças climáticas e o tema começa a ganhar corpo em nossas discussões.

Infelizmente, muitos ainda relacionam o Código Florestal só com desmatamento, agronegócios, perdão de dívidas ambientais. O que não é verdade. O Código Florestal tem questões intimamente ligadas à engenharia sanitária. Esta associação não parece tão clara para muitos profissionais. É preocupante. Sinto que há uma crise de liderança dentro das associações em geral. Os interesses estão muito diluídos. No caso do Código Florestal, por exemplo, os ruralistas se organizaram muito bem e tiveram uma atua-

ção esplêndida, assim como os ambientalistas. Já os sanitaristas poderiam ter atuado de forma mais marcante. Para nós interessa uma água com melhor qualidade para usá-la no abastecimento. E parece que isso não está claro para a comunidade a ponto de achar que o Código Florestal não tem nada a ver com a área de saneamento, com a preservação dos mananciais.

Como a imprensa acabou dividindo a discussão entre “mocinhos e bandidos” e os técnicos da área não se envolveram como deveriam se envolver, a sociedade ficou sem referências para se posicionar. Realmente uma pena.

O que você acha que daqui pra frente pode ser feito para que outros temas relevantes tenham a participação dos associados da ABES?

O papel de agregar os associados e a sociedade em geral para discutir os grandes temas nacionais é um grande desafio das associações. Devemos resgatar o papel importante das associações, nos posicionamentos que digam respeito às políticas dos setores que representam. Por exemplo, o Plano Nacional de Saneamento Básico está aberto para consulta pública. Trata-se de documento que definirá os rumos do saneamento nas próximas décadas. Temos trabalhado bastante na elaboração de propostas, mas a participação da sociedade e mesmo de profissionais do setor deveria ser muito mais efetiva. Voltando ao tema central, a ABES propõe, por meio de um Seminário a ser realizado no dia 25 de setembro de 2012, debater os principais impactos do Novo Código Florestal Brasileiro e os desafios para estabelecer um desenvolvimento em bases sustentáveis.

Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - SBPC

“Dentro da SBPC as discussões foram muito interessantes. Eu aprendi muito. Conheci coisas sobre o nosso país que poderiam mudar paradigmas”

Helena Nader - Presidente



Qual foi a participação da SBPC nas discussões do Código Florestal?

Procurando uma participação mais efetiva na reformulação do Código Florestal, em maio de 2010, a Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e a Academia Brasileira de Ciências (ABC) formaram um grupo de trabalho, totalmente voluntário, para oferecer dados e argumentos técnico-científicos que subsidiassem as discussões em torno do assunto. Formado por cientistas de diferentes áreas – especialistas em diferentes biomas, estudiosos em florestas e em agricultura, vários membros da EMBRAPA, ecólogos, biólogos, engenheiro florestal, além de advogado, matemático, geólogo, antropólogo – o grupo de trabalho foi coordenado pelo agrônomo José Antônio Aleixo da Silva, pessoa que demonstrou

uma enorme capacidade de aglutinar e ouvir. Só para se ter uma ideia, foram trocados cerca de 7 mil e-mails. Neta época, o Código Florestal já estava sendo redigido pelo deputado Aldo Rebelo, primeira pessoa a ser procurada pela comunidade científica. Depois de procurá-lo entramos em contato também com várias entidades e personalidades, como o ex-ministro da agricultura, Alysson Paulinelli, que chegou a fazer parte do grupo mas depois saiu.

O trabalho que fizemos foi muito completo e resultou em um livro com quase 200 trabalhos científicos resumidos.

Quando o material ficou pronto, bem antes da votação, encaminhamos vários documentos para a Câmara dos Deputados e fomos pessoalmente até lá para mostrar os resultados do trabalho. Chegaram até a nos acusar de estarmos

sendo pagos por ONGs. O que é mentira. Todos os gastos com passagem, hospedagem e alimentação foram custeados pela SBPC. Nenhum dos participantes ganhou um tostão. Durante todo o processo nos mantivemos com muita ética.

Fizemos o lançamento do livro “O Código Florestal e a Ciência: Contribuições para o Diálogo”, em Brasília, com a presença de toda a imprensa. Mas antes de lançá-lo procuramos o deputado Aldo Rebelo para entregá-lo em mãos e conversamos com ele por horas. Todos os deputados, senadores, lideranças de Meio Ambiente, Agricultura e Ciência e Tecnologia receberam um exemplar acompanhado de uma carta explicando que o documento era a posição da ciência.

Tivemos vários diálogos com a Câmara. Em uma das muitas

vezes em que fomos lá, apresentamos uma ferramenta do INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – que, através de sensoriamento remoto, permite dizer exatamente a área a ser preservada nas margens de qualquer corpo d’água. Tecnologia de ponta. Também apresentamos aos deputados estudos sobre a recomposição de paisagens.

Mais do que com a Câmara, tivemos muitas reuniões produtivas com o Senado. Mandamos subsídios para eles o tempo todo e eles colocaram assessores em contato com nosso grupo. Fomos chamados pela Comissão de Ciência e Tecnologia do Senado algumas vezes e alguns senadores e deputados tiveram reuniões separadas, chegaram a ir à Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz (ESALQ) para discutir. A ciência foi até a Casa Civil e a presidente Dilma Rousseff também

recebeu carta da SBPC.

Em resumo: os senadores, os deputados e a presidente Dilma Rousseff estavam informados.

Como você avalia a participação da SBPC, ela foi efetiva?

A ciência pode ter chegado um pouco atrasada, mas não se omitiu. Poderia ter participado mais cedo das discussões, mas não sei se iria adiantar. Deu tempo para fazer um documento sério e completo. Teria dado tempo para se fazer um Código Florestal com base científica. Acreditávamos que iria dar certo. O Código melhorou em algumas coisas, mas em outras nada aconteceu.

A participação da SBPC foi bem recebida. Fomos chamados várias vezes, entregamos vários documentos, mas não conseguimos penetrar. Dados irrefutáveis não foram considerados.

Na hora, todos nos ouviam, nos chamavam para longas reuniões, nos telefonavam pedindo documentação. Mas, infelizmente, tivemos impacto apenas naqueles que são realmente envolvidos, seja ambientalista ou ruralista. Não conseguimos fazer do Código Florestal um código moderno, fundamentado na ciência.

É uma pena que tenha havido polarização nas discussões. Como se o Código Florestal tivesse vindo para bloquear a riqueza brasileira. Em todos os momentos o que nós queríamos deixar claro é que era preciso haver um compromisso entre a agricultura e o meio ambiente. Não existe um ganhador e um perdedor. Quem perde é o país. A ciência brasileira, hoje, é top de linha em agricultura e meio ambiente. O Brasil é o 13º produtor de trabalhos em periódicos indexados. A contribuição poderia ter sido muito maior se não tivesse acontecido a polarização.

Apesar de ter sido menos ouvida do que nas legislações de 1934 e 1965, a SBPC tem muito orgulho de ter dado esta contribuição. Ao longo da história a SBPC sempre esteve colocando suas posições claras e firmes sobre assuntos de interesse nacional. E o Código Florestal é um assunto de interesse nacional. Primeiro, porque a produção, a riqueza brasileira em termos de produção de grãos e alimentos, depende do futuro disso. Segundo, porque 25 % da biodiversidade do mundo está no Brasil. O Código Florestal faz parte do dia a dia da sociedade. Felizmente, nosso documento sobre o Código Florestal tem conseguido atingir muita gente.

Eu, pessoalmente, tenho muito orgulho de ter participado desse processo. Dentro da SBPC as discussões foram muito interessantes. Eu aprendi muito. Conheci coisas sobre o nosso país que poderiam mudar paradigmas.

Que consequências você vê na manutenção desse Código Florestal?

Agora o Código está na Comissão Mista da Câmara e do Senado com cerca de 300 destaques. Vamos ver o que acontece. Se ficar como está, eu vejo consequências trágicas.

Teve a participação da engenharia sanitária no grupo do Código Florestal da SBPC?

Não teve a participação da engenharia sanitária o que poderia ter ajudado muito. Foi um erro nosso, mas, na época nem pensamos. Deveríamos ter chamado, poderia ter enriquecido as discussões. Acho que temos que ter um estreitamento maior com alguns grupos, mas os engenheiros que integraram o grupo eram mais engenheiros florestal e ambiental.

Reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna utilizado no tratamento de esgoto doméstico

Aerobic fluidized bed reactor with internal circulation used in the treatment of sewage

Gleyce Teixeira Correia | Dib Gebara | Milton Dall'Aglio Sobrinho

Data de entrada: 15/06/2010 | Data de aprovação: 05/04/2012

Atualmente, várias técnicas para o tratamento de esgoto doméstico vêm sendo desenvolvidas, a fim de atender às normas ambientais vigentes, removendo, principalmente matéria carbonácea e nitrogenada. Um dos sistemas que podem ser utilizados são os reatores aeróbios de leito fluidizado com circulação, que utilizam a ação de microrganismos aderidos a um meio suporte para degradar águas residuárias. Utilizou-se um reator com diâmetro interno/externo de 125/250 mm e areia como meio suporte. Variou-se concentração de meio suporte em três fases, sendo 100 g.L⁻¹ na fase 1, 125 g.L⁻¹ na fase 2 e 150 g.L⁻¹ na fase 3. O aumento na concentração de meio suporte não causou influências significativas na remoção de DBO (90% nas três fases), mas auxiliou positivamente a remoção de matéria nitrogenada (38, 40 e 54%, respectivamente) e o processo de nitrificação (42, 46 e 64% respectivamente).

Palavras-chave: biofilme, esgoto doméstico, leito fluidizado, reator aeróbio

Nowadays, a lot of techniques for sewage treatment are being developed in order to respect the environmental laws. These processes remove mainly carbonaceous and nitrogenous matter. Aerobic reactor of fluidized bed with circulation is one of some systems used in wastewater. This study used a reactor with diameter inner/outer 125/250 mm and sand as carrier. The carrier concentration ranged up in three phases, being 100 g.L⁻¹ in phase 1, 125 g.L⁻¹ in phase 2 and 150 g.L⁻¹ in phase 3. The increase in the concentration of carrier caused no significant influences in BOD (90% in the three phases), but caused positive influences in the removal of nitrogenous matter (38, 40 and 54% respectively) and in nitrification process (42, 46 and 64% respectively).

Key-words: aerobic reactor, biofilm, domestic sewage, fluidized bed

Gleyce Teixeira Correia*

Bacharel em Química Ambiental pelo IBILCE-UNESP, Mestre em Engenharia Civil - Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela FEIS-UNESP e Doutorado em Engenharia Química na UFSCar.

Dib Gebara

Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP, Doutor pela Escola Politécnica-USP e atualmente Professor Assistente Doutor do Departamento de Engenharia Civil da FEIS-UNESP

Milton Dall'Aglio Sobrinho

Engenheiro Civil, Mestre e Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP, Livre Docente em Fenômenos de Transporte pela FEIS-UNESP e atualmente Professor Associado do Departamento de Engenharia Civil da FEIS-UNESP

*Endereço para correspondência: Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - Departamento de Engenharia Civil, Alameda Bahia, n. 550, 15385-000. Ilha Solteira - SP - Tel.: (18) 3743 1206 e-mail: gle_qca@hotmail.com

1. Introdução

Atualmente, cada vez mais é importante o desenvolvimento de novas tecnologias eficientes e viáveis, visto que o tratamento inadequado dos esgotos nos municípios está ligado diretamente a diversos problemas ambientais e de saúde humana.

Segundo Neto e Campos (1999) os esgotos são compostos mais de 98% de água contendo contaminantes como sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas, carboidratos, óleos e graxas), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, em alguns casos, contaminantes tóxicos.

Para a escolha do sistema a ser empregado, de acordo com Von Sperling (1996), aspectos importantes devem ser considerados, como: eficiência, confiabilidade, disposição final do lodo, impactos ambientais, custos de operação e implantação e sustentabilidade.

Diversas técnicas para o tratamento de esgoto doméstico foram e vêm sendo desenvolvidas, com intuito principal de atender às normas ambientais vigentes removendo, principalmente matéria carbonácea e nitrogenada. Com esta busca por melhorias surgiram os reatores de biomassa fixa, onde a imobilização de microrganismos (biofilme) possibilita operações com maiores concentrações bacterianas eliminando a necessidade de recirculação de lodo concentrado e atingindo melhor estabilidade a picos de carga (Ryhiner *et al.* 1992).

Para o tratamento de esgoto doméstico, os sistemas de tratamento mais utilizados são os biológicos, que podem ser utilizados nas mais diferenciadas combinações. Um exemplo de tecnologias deste tipo são os reatores aeróbios de leito fluidizado, que utilizam biofilme aderido a um meio suporte.

Dentre as principais vantagens destes reatores está a possibilidade de retenção de grande quantidade de biomassa ativa, a utilização espaços reduzidos, além de poder realizar a remoção eficiente e simultânea de matéria carbonácea e nitrogenada.

Os reatores aeróbios de leito fluidizado são constituídos por duas seções conectadas, com recirculação interna (tubos concêntricos) ou de tubos paralelos com recirculação externa (Martins Jr, 2005). A circulação do líquido é gerada após injeção de ar, pela diferença na pressão hidrostática entre as seções de subida e descida (Merchuk e

Berzin, 1995).

O tratamento, nestes reatores, é feito pela ação de micro-organismos aderidos ao meio suporte (natural ou artificial) fluidizado, formando películas biológicas (biofilmes). Estes são, basicamente, estruturas complexas de células e produtos extracelulares (EPS) que podem se formar aderidas a um suporte ou em forma de grânulos (Nicolella *et al.* 2000).

Na formação de um biofilme os principais processos envolvidos são: transporte e fixação de células livres do meio líquido para uma superfície sólida; crescimento e divisão das células fixas devido ao consumo dos nutrientes do líquido circundante, além da produção e excreção dos polímeros extracelulares e, por fim a libertação de material celular por perda de células individuais (erosão) ou perda de agregados maiores (Xavier *et al.*, 2003).

Além das espécies envolvidas e da composição química do fluido, as características de cada estrutura também dependem das condições hidrodinâmicas sob as quais a camada biológica é formada (Melo e Vieira, 1999).

O nitrogênio em suas diversas formas está relacionado com problemas que além de prejudicar o meio ambiente podem causar riscos à saúde humana. Por este e outros motivos, a remoção de compostos nitrogenados é cada vez mais necessária.

Para a remoção de nitrogênio, o processo mais utilizado é a remoção biológica por nitrificação/desnitrificação, onde ocorre primeiramente a nitrificação em ambientes estritamente aeróbios, com a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato, em seguida tem-se a desnitrificação, em ambientes anóxicos, com o nitrato sendo convertido a nitrogênio molecular, utilizando o material orgânico disponível (Kato *et al.* 2001).

Autores como Third *et al.* (2005) e Li *et al.* (2008) relatam que a desnitrificação pode ocorrer simultaneamente ao processo de nitrificação, pelo processo denominado SND (*simultaneous nitrification/denitrification*), que ocorre devido à estratificação das camadas de um biofilme. Espera-se que nos reatores aeróbios de leito fluidizado ocorra este tipo de processo.

Neste trabalho, foi utilizado o reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna, onde o tratamento do efluente ocorre devido à ação de microrganismos presentes no biofilme aderido a meio suporte, com o objetivo de verificar a eficiência na remoção de matéria carbonácea e nitro-

genada no tratamento do esgoto doméstico de Ilha Solteira, SP, utilizando três diferentes concentrações de areia (100, 125 e 150 g.L⁻¹).

2. Metodologia

O meio suporte utilizado foi areia, caracterizada segundo recomendações da ABNT (1984), NBR 7181 e 6508, respectivamente para granulometria e massa específica.

Neste experimento, foi utilizado como substrato o esgoto doméstico captado do poço de sucção da estação elevatória da cidade de Ilha Solteira, SP, caracterizado por Gebara (2006), determinando os valores utilizados para o esgoto afluente no experimento.

O reator foi construído em PVC com altura nominal de 2,6 m. Com diâmetro dos tubos externo e interno de 250 e 125 mm, respectivamente.

Depois de retirado do poço de sucção da estação elevatória, o afluente submetia-se a um peneiramento estático (1 mm), onde ocorria a remoção dos sólidos grosseiros, indesejáveis no interior do reator. Em seguida, o esgoto afluente encaminhava-se para uma caixa de nível constante, e desta, através de uma bomba peristáltica era conduzido ao fundo do reator. O esquema descrito pode ser observado na Figura 1.

O experimento teve duração de aproximadamente seis meses e durante a operação do reator variou-se a concentração de meio suporte (areia) em três fases, sendo: 100 g.L⁻¹ na fase 1, durante 8 semanas; 125 g.L⁻¹ na fase 2, durante 8 semanas e; 150 g.L⁻¹ na fase 3, durante 5 semanas. O TDH (tempo de detenção hidráulica) utilizado nas três fases foi de 3h.

A vazão de ar aplicada por volume de meio, para cada fase, foi de 72, 100 e 103 h⁻¹, respectivamente para as fases 1, 2 e 3, necessária para que as partículas permanecessem em suspensão.

A carga orgânica aplicada era variável de acordo com a hora do dia, mantendo-se constante apenas a vazão afluente do esgoto de 45 L.h⁻¹.

Foram feitas análises, duas vezes por semana, de pH, NT (nitrogênio total), N_{am} (nitrogênio amoniacal), NO₂ (nitrito), NO₃ (nitrato) e espessura do biofilme. E as análises de DBO (Demanda Bioquímica

de Oxigênio) foram feitas semanalmente. Os métodos utilizados para as análises estão apresentados na Tabela 1.

3. Resultados e Discussões

3.1 Meio suporte

A Figura 2 mostra a curva granulométrica obtida. A massa específica (ρ_s) encontrada foi de 2,57 g.cm⁻³.

A granulometria mostrou-se bastante uniforme, com coeficiente de desuniformidade ($U = D_{60}/D_{10}$) de 1,8. Observa-se que os grãos apresentaram diâmetros menores que 0,8 mm, com granulometria média de 0,36 mm.

Ensaio realizado com água limpa por Gebara (2006) determinaram velocidades de recirculação, garantindo que o sistema trata-se de leito fluidizado.

requer uma vazão de ar menor para que o meio permaneça em suspensão. Assim, durante a fase 1 a vazão de ar aplicada foi de 2300 L.h⁻¹.

Após a adição de areia para a operação da fase 2, houve a necessidade de aumento na vazão de ar, para que o meio mantivesse a suspensão e recirculação. Assim, a vazão média de ar aplicada foi de aproximadamente 3000 L.h⁻¹, sendo, em média, 3200 L.h⁻¹ na fase 2 e, 3300 L.h⁻¹ na fase 3.

Durante o período experimental a temperatura do sistema manteve-se em uma faixa em torno dos 25 °C, variando de acordo com o clima. De acordo com Jordão e Pessoa (1995), em reações biológicas, a velocidade de decomposição do esgoto aumenta de acordo com a temperatura, sendo que a faixa ideal para atividade biológica é entre 25 e 35 °C.

Os valores de pH mantiveram-se entre 6,5 e 8,2. Ou seja, na faixa considerada favorável para a nitrificação de acordo com Metcalf e Eddy (1991) e Paul e Clark (1996) (6,6 e 8,0).

A Tabela 2 mostra um resumo dos dados obtidos nas três fases de operação.

3.3 Remoção de Matéria Carbonácea

As concentrações de DBO no esgoto afluente foram, em média, 355 mg.L⁻¹, variando entre 210 e 580 mg.L⁻¹ ao longo de todo o período experimental. O esgoto efluente bruto apresentou concentrações médias de 184, 140 e 73 mg.L⁻¹, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. E o esgoto efluente filtrado 30 mg.L⁻¹ na fase 1, 41 mg.L⁻¹ na fase 2 e 43 mg.L⁻¹ na fase 3. Os gráficos boxplot com os dados obtidos nas três fases são apresentados na Figura 3.

As remoções médias de DBO bruta foram 59, 54 e 77%, nas fases 1, 2 e 3. E a remoção de DBO filtrada, nas três fases, ficou entorno dos 90%.

Utilizando o mesmo tipo de reator e substrato, Hirata *et al* (2000) observaram eficiências entre 70 e 90% na remoção de DBO₅.

Segundo o Decreto 8468 (1976) que estabelece, em sua seção II, os padrões de lançamento de efluentes para o Estado de São Paulo, a DBO_{5,20} deve apresentar uma concentração máxima de 60 mg.L⁻¹, podendo ter este limite ultrapassado nos casos onde o sistema de tratamento reduza a carga poluidora em no mínimo 80%.

Assim, tem-se que a remoção da DBO bruta neste experimento não atende aos padrões de emissão estabelecidos, no entanto, com a adição de um sistema de retenção de sólidos, tal problema poderá ser facilmente sanado, visto que a DBO filtrada

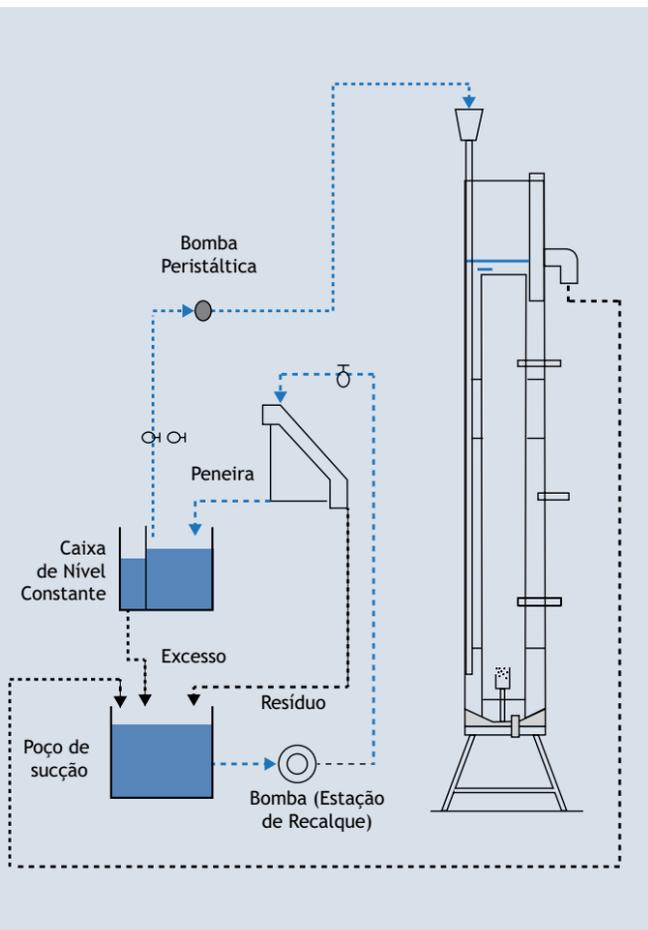


Figura 1. Esquema do sistema de tratamento realizado neste experimento

Determinação Analítica	Método Utilizado
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Método Winkler ¹
Nitrogênio Total	Método da digestão do persulfato, utilizando espectrofotômetro ¹
Nitrogênio Amoniacal	Método do salicilato, utilizando espectrofotômetro ¹
Nitrito	Método da diazotização, utilizando espectrofotômetro ¹
Nitrato	Método da redução de cádmio, utilizando espectrofotômetro ¹
Espessura do Biofilme	Método proposto por Gebara (2006)

¹ APHA, AWWA e WPCF (1998). O espectrofotômetro utilizado nas análises foi o Hach DR/2500

Tabela 1. Métodos utilizados para as análises realizadas no experimento

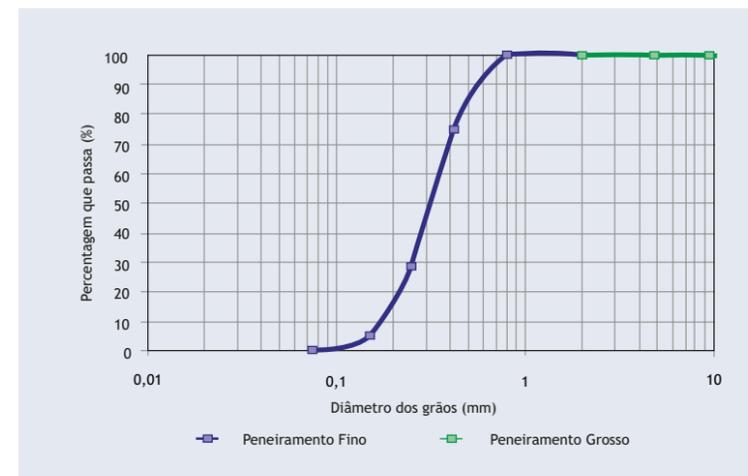


Figura 2. Curva granulométrica da areia utilizada

3.2 Desempenho do reator

Ao longo do experimento a vazão média do esgoto afluente entrando no reator foi 45 L.h⁻¹, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3 h.

Inicialmente, foi aplicada uma vazão de ar de 2700 L.h⁻¹, para a suspensão do meio enquanto ocorria a formação inicial do biofilme, foram necessários aproximadamente 15 dias, para que a remoção de matéria orgânica atingisse eficiência próxima a 80%, e fosse considerada iniciada a fase 1. Com o crescimento do biofilme, a massa específica da biopartícula (areia + biofilme) diminuiu, e

Parâmetro (mg.L ⁻¹)	FASE 1			FASE 2			FASE 3		
	Afluente	Efluente	Eficiência	Afluente	Efluente	Eficiência	Afluente	Efluente	Eficiência
DBO _{Bruta}	445	184	59%	304	140	54%	316	73	77%
DBO _{Filtrada}		30	93%		41	87%		43	86%
NT	78	49	38%	67	40	40%	90	41	54%
N _{Amon}	57	34	42%	48	26	46%	58	21	64%
Nitrato	< 1	3,2	---	< 1	3,6	---	< 1	3,9	---
Nitrato	<1	4,2	---	<1	5,9	---	< 1	8,6	---
Espessura	0,12 mm			0,10 mm			0,13 mm		

Tabela 2. Resumo dos dados obtidos

atende satisfatoriamente a tais padrões.

A diferença significativa entre a remoção de DBO do efluente bruto e filtrado observada corrobora com o que Nicoletta *et al* (2000) relataram sobre a necessidade de dispositivos de redução da quantidade de sólidos suspensos no efluente final.

Ao adicionar o sistema de retenção de sólidos a este tratamento, a quantidade de matéria orgânica que sai do reator junto ao efluente seria reduzida, melhorando assim, a eficiência do sistema, apresentando os valores de remoção da DBO bruta mais próximos aos obtidos para DBO filtrada.

Estabelecendo um comparativo entre as três fases, pode-se dizer que a remoção de DBO não sofreu alterações significativas com a adição de areia, mantendo-se, basicamente, com as mesmas eficiências, principalmente na remoção de DBO filtrada, mesmo com o aparente aumento na remoção de DBO bruta observada na fase 3.

3.4 Remoção de Matéria Nitrogenada

As concentrações de nitrogênio total no esgoto

afluente foram de 78, 67 e 90 mg.L⁻¹, respectivamente nas fases 1, 2 e 3 de operação. No efluente as concentrações observadas foram de aproximadamente 40 mg.L⁻¹ nas três fases, correspondendo a eficiências de remoção de 38% na fase 1, 40% na fase 2 e 54% na fase 3.

Os dados apresentados indicam que a remoção de matéria nitrogenada foi melhorando com a adição de meio suporte.

A concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto afluente foi, em média, 54 mg.L⁻¹ nas três fases de operação, e no efluente filtrado foram 34, 26 e 21 mg.L⁻¹ nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na Figura 4 têm-se gráficos boxplot das concentrações obtidas ao longo do experimento, mostrando a amplitude dos dados.

A eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal mostrou-se crescente com a adição de meio suporte, passando de 42% na fase 1 para 46% na fase 2 e 64% na fase 3. Com a adição de meio suporte, aumenta a área superficial para a fixação dos microrganismos nitrificantes e com isto tem-se um

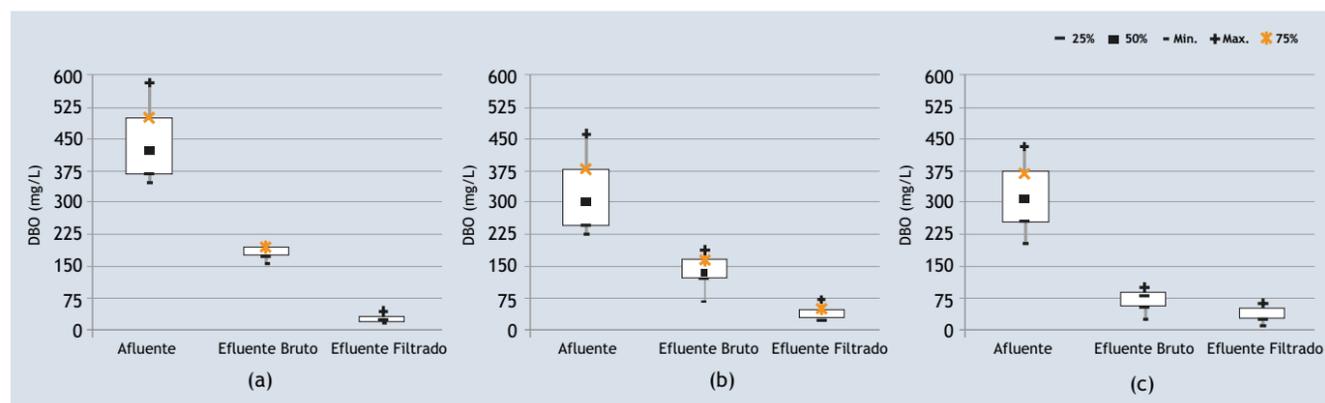


Figura 3. Boxplot dos dados de DBO obtidos nas fases (a) 1, (b) 2 e (c) 3

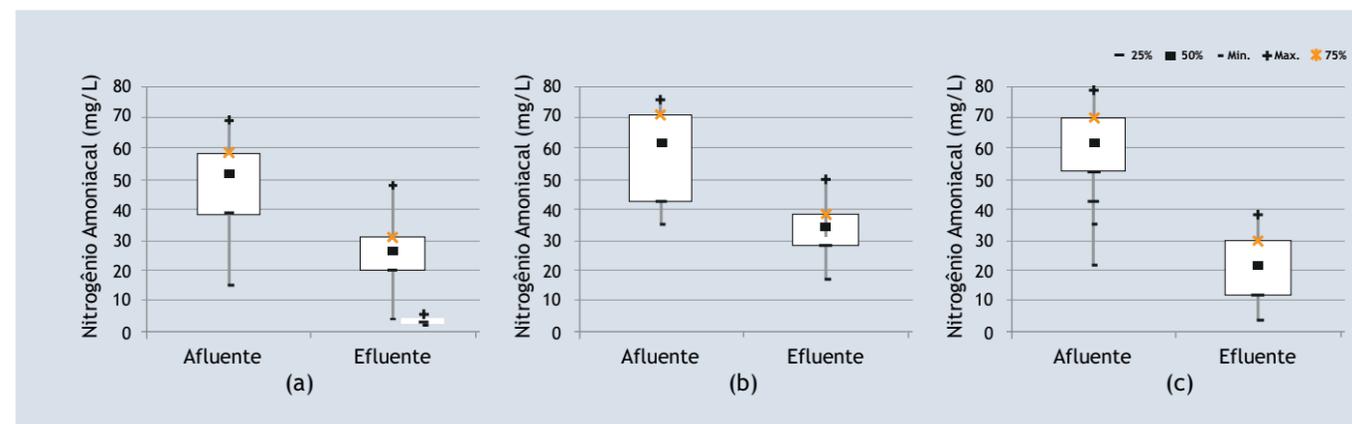


Figura 4. Boxplot dos dados de nitrogênio amoniacal obtidos nas fases (a) 1, (b) 2 e (c) 3

aumento na eficiência do sistema.

O processo de nitrificação é a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e posteriormente a nitrato. Possibilitando a ocorrência da desnitrificação, que é a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso.

O esgoto afluente apresentou valores de nitrito e nitrato inferiores a 1 mg.L⁻¹. Após o tratamento, os valores médios de nitrito (Figura 5) foram praticamente os mesmos nas três fases sendo, em média, 3,6 mg.L⁻¹.

Os valores de nitrato (Figura 6), assim como a eficiência de remoção de N_{amon}, apresentaram valores crescentes com a adição de areia no reator. Mostrando que houve o processo de nitrificação, porém a desnitrificação não ocorreu, devido ao acúmulo de nitrato observado. Os valores médios de nitrato foram: 4,2 mg.L⁻¹ na fase 1; 5,7 mg.L⁻¹ na

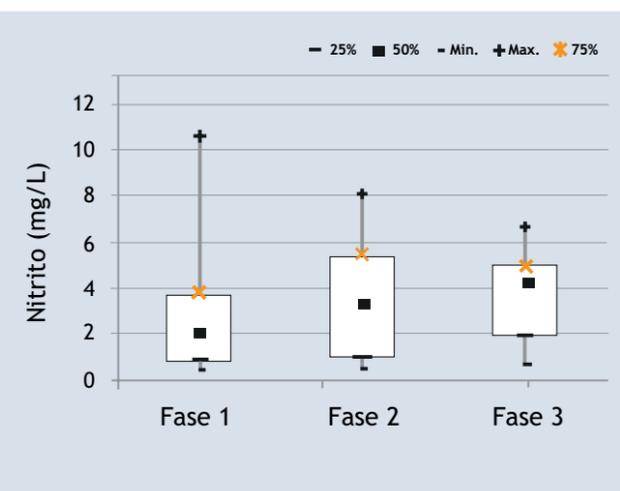


Figura 5. Boxplot dos dados de nitrito obtidos nas fases 1, 2 e 3

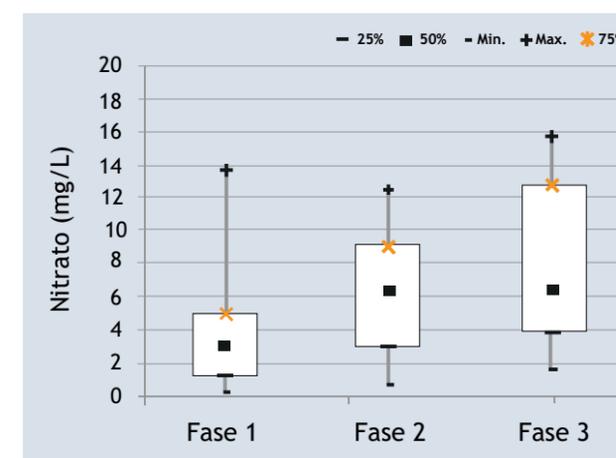


Figura 6. Boxplot dos dados de nitrato obtidos nas fases 1, 2 e 3

fase 2 e 8,6 mg.L⁻¹ na fase 3.

Observando a remoção de nitrogênio amoniacal pode-se dizer que ocorreu nitrificação, no entanto, a presença de altos valores de nitrito e nitrato no efluente indica que a desnitrificação não ocorreu adequadamente

Com a adição de areia, aumentou a remoção de matéria nitrogenada e também o processo de nitrificação, ou seja, a concentração de meio suporte influenciou positivamente na remoção de matéria nitrogenada. Com o aumento da área de contato e o oxigênio injetado no reator, houve uma melhor atuação das bactérias nitrificantes.

Durante a operação dos reatores ocorreram problemas operacionais como falta de energia, por exemplo, com isto algumas vezes ocorreram paradas no fornecimento de ar e conseqüente sedimentação do leito, necessitando a aplicação de uma vazão

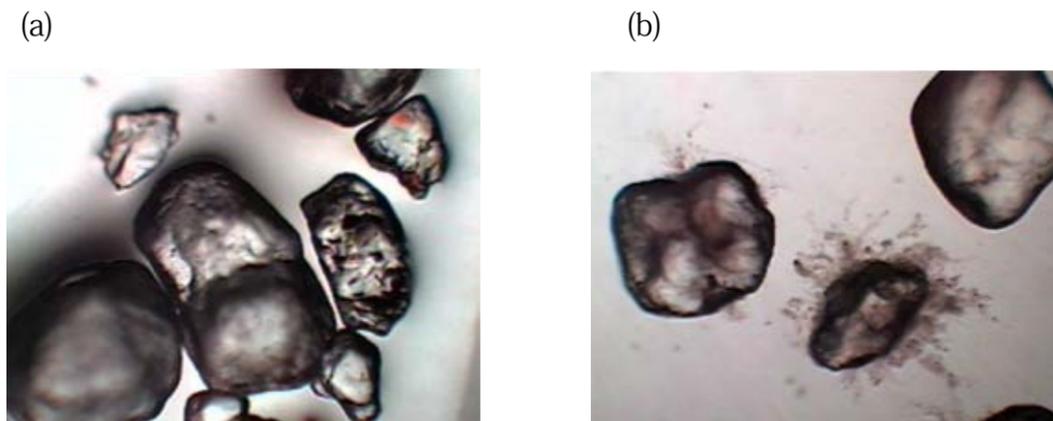


Figura 7. Visualização, em microscópio ótico (objetiva PL 4-0,1 mm) (a) areia sem biofilme e (b) areia com biofilme aderido (após uma semana de operação do reator)

alta para suspendê-lo novamente, com isto parte do biofilme acabava de desprendendo devido ao atrito excessivo. Este tipo de problema influenciou negativamente no sistema e provavelmente foi um importante fator para a eficiência relativamente baixa de remoção nitrogenada e a não ocorrência da desnitrificação, pois o biofilme não conseguiu se estabilizar adequadamente.

Assim, tem-se que em sistemas que necessitam de injeção de ar, como o tratamento aeróbio de leito fluidizado, é fundamental que se tenha sistemas de controle operacional que visem a minimização de impactos causados pela falta de energia.

3.5 Biofilme

O biofilme cresce e se desenvolve aderido ao meio suporte, como ilustrado na Figura 7, onde tem-se a areia antes de ser adicionada ao reator e a biopartícula formada após uma semana de funcionamento do reator. Na figura, biofilme está na fase de formação e maturação das microcolônias, observa-se que o crescimento é mais pronunciado nas partículas menores.

Quanto à espessura do biofilme, durante o período inicial do reator a espessura média foi de 0,07 mm, aumentando ao longo da operação da fase. A média durante as fases de operação foi bastante próxima: 0,12 mm na fase 1, 0,10 mm na fase 2 e 0,13 mm na fase 3. A diminuição na espessura do biofilme na fase 2 se deveu principalmente a problemas operacionais como quebra de bomba de alimentação, e falhas no sistema de aeração.

4. Conclusões

A diferença na concentração de meio suporte não influenciou significativamente na remoção de matéria carbonácea (DBO), devido principalmente ao fato de os microrganismos que degradam este substrato necessitam de menor área de contato para absorção do oxigênio presente no meio;

O aumento na concentração de meio suporte implica em um aumento da área de adesão dos microrganismos e com isso melhora a eficiência do processo de nitrificação, o que é comprovado com o aumento da presença de nitrito e nitrato no efluente.

É interessante que sejam realizados estudos com este tipo de reator variando a diferença entre área interna/externa, a fim de encontrar a configuração que apresente o melhor desempenho; testando outros materiais como meio suporte.

Uma identificação dos microrganismos presentes no biofilme seria interessante para o conhecimento aprofundado do funcionamento do sistema, e com isto aumentar o controle do mesmo.

5. Referências

ABNT. NBR 6508. Determinação da Massa Específica: Grãos de Solos que Passam na Peneira de 4,9mm. Rio de Janeiro, 1984.

ABNT. NBR 7181. Análise Granulométrica: Solo. Rio de Janeiro, 1984.

ANDRADE NETO, Cícero O.; CAMPOS, José R. Tra-

tamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. In: PROSAB, Capítulo 1, Rio de Janeiro, 1999.

APHA, AWWA e WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 ed. Washington, 1998.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Decreto n.8.468 de 8 de novembro de 1976. Diário Oficial do Estado de São Paulo. São Paulo, 106p. 1976.

GEBARA, Dib. Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo: 2006

HEIJNEN, J. *et al.* Formation of biofilms on small suspended particles in air-lift reactors. *Water Science and Technology*, v.26, n. 9/10, p.2015-2019. 1992

HIRATA, A *et al.* Evaluation of kinetic parameters of biochemical reaction in three-phase fluidized bed biofilm reactor for wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*. v.5, n.2, p.165-171, 2000.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.

KATO, Mario. T.; FLORENCIO, Lourdinha.; ARANTES, Ricardo. F. M. Tratamento de esgotos sanitários em reatores tipo EGSB anaeróbio e aeróbio. In: PROSAB, Belo Horizonte: 2001. p.165-74.

LI, Y. Z.; HE, Y. L.; OHANDJA, D.G.; JI, J.; LI, J.F.; ZHOU, T. Simultaneous nitrification-denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. *Bioresource Technology*. v. 99, n.13, p. 5867-5872. 2008.

MARTINS JR., Wagner N. Perdas de carga e velocidades induzidas em reatores aeróbios de leito fluidizado com circulação. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP. Ilha Solteira: 2005.

MELO, L.F.; VIEIRA, M.J. Physical stability and biological activity of biofilms under turbulent flow and low substrate concentration. *Bioprocess Engineering*, n. 20, p. 363-368, 1999.

MERCHUK, J.C.; BERZIN, I. Distribution of energy dissipation in airlift reactors. *Chemical Enginee-*

ring Science, v. 50, n.14, p. 2225-2233. 1995.

METCALF; EDDY. *Wastewater Engineer: Treatment, Disposal and Reuse*. 3. ed. Nova York: Mc Graw- Hill, 1991.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M; HEIJNEN, J.J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology*, v.80, p. 1-33. 2000.

PAUL, Eldor. A.; CLARK, Francis. E. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego, Academic: 1996..345 p.

RYHINER, G.; BIROU, B.; GROS, H. The use of submerged structured packings in biofilm reactors for wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v. 26, n. 3-4, p. 723-31. 1992.

THIRD, K. A.; GIBBS, B.; NEWLAND, M.; CORDRUWISCHA, R. Long-term aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor. *Water Research*. v. 39, p. 3523-3530. 2005.

VON SPERLING, Marcos. *Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v.2. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

XAVIER, J. B. *et al.* Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes. *Boletim de Biotecnologia*. n. 76, p. 2-13. 2003.

Remoção de cianobactérias utilizando dupla filtração ascendente

Removal of cyanobacteria using upflow double filtration

Bianca Coelho Machado | Maurício Luiz Sens

Data de entrada: 22/07/2011 | Data de aprovação: 11/06/2012

Resumo

A pesquisa em questão aplicou, para remoção de *Cylindropermopsis raciborskii*, a dupla filtração direta ascendente como sistema de tratamento de água de abastecimento (filtro de lavagem contínua e filtro ascendente convencional), com taxa de filtração de 150 m³/m².d em ambos os filtros. O tratamento testado consistiu na adição de coagulante na entrada do filtro de lavagem contínua. Os parâmetros avaliados foram: turbidez, cor aparente, cor verdadeira, carbono orgânico dissolvido (COD), absorvância 254 nm, clorofila *a*, densidade de cianobactérias e perda de carga. O sistema de dupla filtração estudado se mostrou eficiente para a remoção de *Cylindropermopsis raciborskii* e vantajoso quanto aos serviços operacionais, tendo em vista que diminui as lavagens do segundo filtro, permitindo obter carreira de filtração de até 191 h e um grande aumento na produção efetiva de água.

Palavras-chave: dupla filtração ascendente; filtro de lavagem contínua; *Cylindropermopsis raciborskii*

Abstract

The research at issue applied, for the *Cylindropermopsis raciborskii* removal, the upflow double filtration as water treatment system (continuous backwashing filter and conventional ascendant filter), with filtration rate of 150m³/m².d in both filters. The treatment tested was the addition of coagulant in the input of the continuous backwashing filter. The parameters evaluated were: turbidity, apparent color, true color, dissolved organic carbon (DOC), absorbance at 254 nm, chlorophyll *a*, cyanobacteria density and loss of head. The double filtration system which was studied has proven efficient to the *Cylindropermopsis raciborskii* removal and worthwhile in terms of operational services, once it lessens the second filter washings, which allows obtaining a filtration period up to 191 h and a significant increase in the effective water production.

Key-words: double filtration upflow; continuous backwashing filter; *Cylindropermopsis raciborskii*

Bianca Coelho Machado*

Engenheira Sanitarista (UFGA). Doutora em Engenharia Ambiental pela UFSC – biancam82@hotmail.com

Maurício Luiz Sens

Engenheiro Sanitarista (UFSC). Doutor em Química pela Université de Rennes I / França. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC – mls@ens.ufsc.br

1. Introdução

Muitos mananciais utilizados para abastecimento de água apresentam contaminação com cianobactérias, podendo causar diversas enfermidades à população que faz uso destes. A grande maioria das estações de tratamento de água não está preparada para a remoção de cianobactérias e toxinas, operando com dificuldades quando a concentração é elevada, reduzindo sensivelmente a produção efetiva de água.

A remoção de cianobactérias em tratamento de água de abastecimento tem sido tema de muitos estudos. Internacionalmente, inúmeros autores pesquisaram a remoção de cianobactérias, dentre os quais: Nagavi e Malone (1986); Janssens *et al.* (1988); Mouchet e Bonnelye, (1998); Hart *et al.* (1998); Himberg *et al.* (1989); Lahti *et al.* (1998); Chow *et al.* (1997); Chow *et al.* (1999); Rodriguez *et al.* (2007); Cheng *et al.* (2009).

No Brasil também se estudou a remoção de cianobactérias e cianotoxinas, principalmente pela rede de pesquisa em saneamento básico – PROSAB (PROSAB 4 e 5 – Tema 1). Filtração em margem (Sens *et al.*, 2006), filtração lenta (Tangerino *et al.*, 2006), filtração direta (Di Bernardo, 2003 e Di Bernardo *et al.*, 2006a), separação por membranas (Mierzwa, 2006), oxidação (Di Bernardo *et al.*, 2006b) e adsorção em carvão ativado (Brandão e Silva, 2006) são exemplos de processos e sistemas estudados no PROSAB.

Esta pesquisa aplicou um sistema de tratamento por filtração direta com dupla filtração de escoamento ascendente, sendo o primeiro filtro de lavagem contínua, o qual recebeu adição de coagulante (sulfato de alumínio), objetivando a remoção de *Cylindropermopsis raciborskii*. Para tanto, utilizou-se como manancial a Lagoa do Peri, situada no município de Florianópolis, Brasil.

Segundo Mondardo (2009), Marnoto (2008) e Melo Filho (2006) a espécie de cianobactérias predominante na Lagoa do Peri é a *Cylindropermopsis raciborskii*. Em relação à remoção dessa espécie, estudos realizados por Melo Filho (2006) e Mondardo (2004) no manancial utilizaram a pré e/ou pós-oxidação com filtração direta em apenas um estágio de filtração; porém, houve grande transpasse de células pelo filtro. Sens *et al.* (2006) e Mondardo (2009) avaliaram a utilização de filtração em margem com o mesmo objetivo.

Freed *et al.* (2007) citam a utilização de filtro de lavagem contínua como uma alternativa para remoção de sólidos e de nitrato, este último por meio

de conversão a gás nitrogênio. Além disso, Sin *et al.* (2008) afirmam que esse tipo de filtro tem sido aplicado com sucesso em escala real para tratamento terciário tanto em estações de tratamento de efluentes domésticos quanto industriais. O filtro de lavagem contínua também tem sido utilizado objetivando a remoção de metais pesados (Pümpel *et al.*, 2001 e 1999; Pernfuß *et al.*, 1999 e Spaans *et al.*, 1999) e nutrientes de águas residuárias (Daamen *et al.*, 2000; Kramer *et al.*, 2000 e Wouters e De Been, 2004), bem como no pré-tratamento para unidade de ultrafiltração em refinaria de petróleo, objetivando a reutilização dessa água (Duyvesteijn, 1998). No Brasil, o filtro de lavagem contínua tem sido utilizado também para tratamento de água de abastecimento, principalmente na Região Sul, objetivando a remoção de cor, turbidez e sólidos suspensos.

Alguns estudos foram encontrados na literatura a respeito de remoção de cianobactérias no tratamento de água de abastecimento utilizando filtração ascendente ou dupla filtração convencional. Contudo, nenhum artigo que associe remoção de cianobactérias com dupla filtração ascendente, sendo o primeiro filtro de lavagem contínua, foi encontrado.

Objetivos

Avaliar o sistema de tratamento de água por filtração direta, aplicando-se a dupla filtração ascendente, na remoção de *Cylindropermopsis raciborskii*.

Avaliar a eficiência do filtro de lavagem contínua na remoção de *Cylindropermopsis raciborskii*.

Avaliar a dinâmica dos parâmetros físico-químicos e biológicos através da técnica utilizada.

Materiais e métodos

Os estudos foram conduzidos na unidade experimental da Lagoa do Peri, do Laboratório de Potabilização de Águas da UFSC. A Figura 1 apresenta o fluxograma do sistema de tratamento, onde foi aplicado coagulação (sulfato de alumínio) precedendo a filtração de lavagem contínua.

As amostras coletadas foram as seguintes: água bruta (AB), efluente do filtro de lavagem contínua (FLC) e efluente do filtro ascendente (FA), sendo acompanhadas também a perda de carga e a duração da carreira de filtração. O desempenho do sistema de tratamento foi monitorado pelos parâmetros cor aparente, cor verdadeira, turbidez, carbono orgânico dissolvido e absorção de radiação UV em 254 nm (APHA *et al.*, 1999). Clorofila *a* pelo

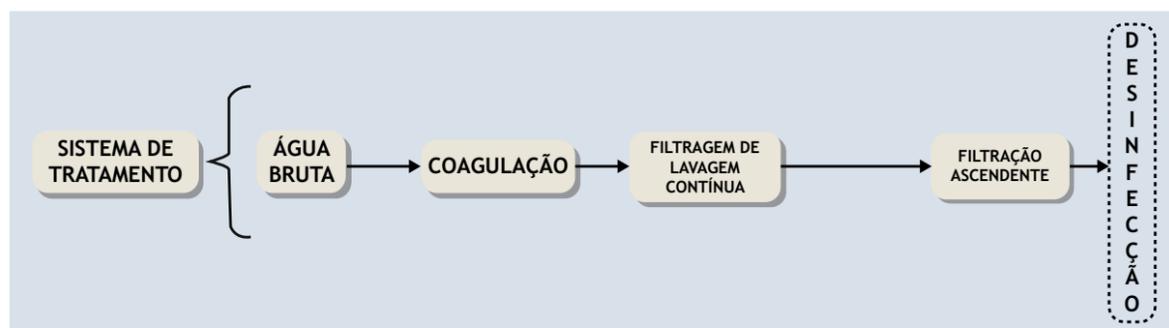


Figura 1: Fluxograma do sistema de tratamento estudado.

método Nusch (1980) e contagem de cianobactérias pelo método Hasle (1978).

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software SPSS 17.0. A normalidade dos dados foi testada por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Kolmogorov-Smirnov, para definir que tipo de teste estatístico seria mais apropriado para fazer a comparação das médias. Os testes para comparação de médias utilizados foram o teste t pareado para os dados paramétricos e o teste dos postos com sinais de Wilcoxon para os dados não paramétricos.

Sistema piloto de dupla filtração

Durante o experimento, a água bruta foi captada de forma contínua do manancial da Lagoa do Peri (concentração de cianobactérias da ordem de $1,8 \times 10^6$ cel/mL), seguindo para o processo de filtração de lavagem contínua e, por fim, para o filtro ascendente convencional. Tanto o filtro de lavagem contínua quanto o filtro ascendente convencional operaram com a mesma taxa de filtração, $150 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

A água bruta, antes de passar pelo sistema de dupla filtração (Figura 2), era submetida à coagulação com sulfato de alumínio (SA), doses pré-determinadas através de ensaios de jarrestes, sem adição de dose de outro produto químico para o tratamento.

Ambos os filtros foram construído em aço inoxidável, sendo que o filtro de lavagem contínua possui 4 m de altura, 0,80 m de diâmetro e para proporcionar a lavagem contínua, uma vazão ar de 8 L/min foi aplicada com pressão de 5,5 Bar. O filtro ascendente convencional é de seção quadrada de 0,20 m de lado. A Tabela 1 apresenta as características do meio filtrante de ambos os filtros e a Figura 2 apresenta o desenho esquemático da instalação piloto de dupla filtração ascendente.

Conforme desenho esquemático (Figura 2), a

água bruta coagulada (1) entra no filtro por uma tubulação (2), é distribuída (3) na região inferior do meio filtrante de areia e segue em escoamento ascendente. A água filtrada sai por um extravasor (4) situado no topo da unidade.

	FILTRO DE LAVAGEM CONTÍNUA	FILTRO ASCENDENTE CONVENCIONAL
Espessura do Meio Filtrante (m)	2	1,80
Espessura da Camada Suporte (m)	-	0,60
Granulometria da Areia (mm)	0,80 - 1,40	2,30 - 0,59
Diâmetro Efetivo (mm)	0,80	0,70
Coefficiente de Uniformidade	> 1,6	> 2,0

Tabela 1: Característica do meio filtrante de ambos os filtros.

O meio filtrante de areia move-se na direção oposta à da água em filtração, tendo em vista que a areia suja é extraída da parte inferior do filtro (5), lavada no lavador de areia (6) e lançada no topo do meio filtrante (7).

O transporte ascendente da areia é produzido pelo injetor de ar (8). O ar move-se em escoamento ascendente, junto com a água e a areia suja. A ação do injetor de ar separa a sujeira da areia. A mistura ar/água/areia flui para fora no topo do injetor de ar. A areia e a água caem no lavador. A areia passa pelo lavador e deposita-se no topo do meio filtrante do filtro, enquanto a sujeira e a água são descartadas pela tubulação de descarga de água de lavagem (9). O ar volta à atmosfera.

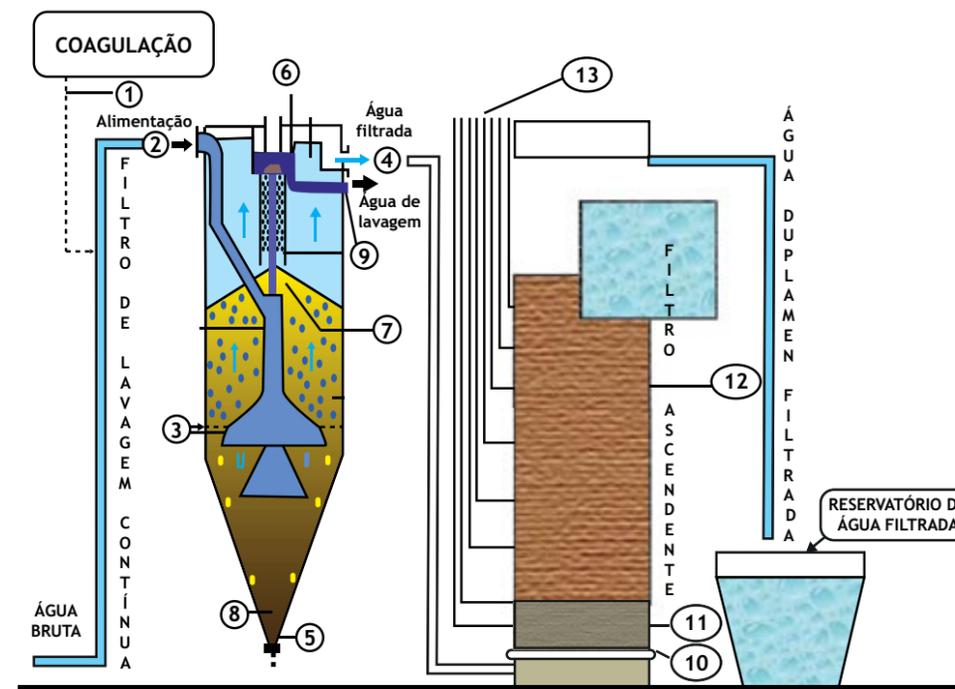


Figura 2: Desenho esquemático da instalação piloto de dupla filtração ascendente (filtração de lavagem contínua e convencional).

Na parte inferior do filtro há um cone para distribuição de areia, de modo a assegurar que a areia se mova com a mesma velocidade em toda a área do filtro.

No filtro ascendente convencional, parte da água filtrada no filtro de lavagem contínua é encaminhada ao fundo falso (10), passa pela camada suporte (11) e meio filtrante de areia (12). O filtro ascendente convencional possui um conjunto de oito piezômetros instalados em diferentes profundidades (13), com a função de registrar a perda de carga do filtro.

Resultados e discussão

A espécie dominante de cianobactérias no manancial da Lagoa do Peri é *Cylindrospermopsis raciborskii*, com dominância superior a 91%, seguida pelas espécies *Limnothrix planctônica*, Clorófitas e *Planktolyngbya sp*.

A Tabela 2 apresenta os resultados do sistema de tratamento quanto à qualidade de água na carreira de filtração.

No tratamento, os valores de turbidez do filtro de lavagem contínua foram superiores a 1,0 uT e os valores de cor aparente superiores a 15 uH, sendo a média dos valores de turbidez e cor apa-

rente de 1,70 uT e 18,8 uH, respectivamente. No efluente final do sistema, os valores de turbidez e cor aparente foram baixos, sendo os valores máximos registrados iguais a 0,86 uT e 10 uH, respectivamente, e média de turbidez e cor aparente de 0,63 uT e 5,1 uH.

Percebe-se diferença significativa entre os valores de cor aparente e cor verdadeira. Tal fato se dá devido a um transpasse de células de cianobactérias, as quais ficam retidas na membrana analítica 0,45 µm.

A remoção média nesse sistema para absorvância 254 nm foi de 58%, 36% de COD e 92% de clorofila a, sendo 63% no filtro de lavagem contínua e, destes, mais 78% após a filtração ascendente convencional. A concentração máxima e mínima de clorofila a no efluente final foi de 3,30 µg/L e 0,11 µg/L, respectivamente.

Em relação à remoção de cianobactérias, no filtro de lavagem contínua esta foi de 73% e de 68% no filtro ascendente convencional, perfazendo um total de 91% no sistema de tratamento. Contudo, mesmo com essa remoção, a densidade de cianobactérias no efluente final do sistema de dupla filtração ainda foi elevada, $6,5 \times 10^4$ cel/mL. Essa remoção é inferior à citada por Mondardo (2009)

PARÂMETROS	AB	FLC	FLC (%)	FA	FA (%)	Rem ST (%)
Turbidez (uT)	4,37	1,70	61	0,63	62	85
Cor aparente (uH)	57,2	18,8	67	5,10	72	91
Cor verdadeira (uH)	6,7	2,35	64	1,5	36	77
COD (mg/L)	5,32	3,59	32	3,40	5	36
ABS 254 nm	0,12	0,06	50	0,05	16	58
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	18,60	6,84	63	1,46	78	92
Cianobactérias (x10 ⁵ cél/mL)	7,3	1,9	73	0,6	68	91
Carreira de filtração (h)				191		

Tabela 2: Valores médios de qualidade de água, remoção e carreira de filtração no tratamento.

quando se utiliza a FDD com a mesma água (10⁴ cel/mL); contudo é superior à citada por Melo Filho (2006) quando trata a água da Lagoa do Peri utilizando filtração direta descendente com pré-oxidação (8,8 x 10⁴ cel/mL).

A carreira de filtração registrada no sistema de tratamento foi de 191 h. Mondardo (2004) e Melo Filho (2006) reportam que a pré-ozonização prolongou o tempo das carreiras de filtração em até 52%; contudo, a carreira de filtração nesse caso foi bem inferior quando comparada à utilização de filtro de lavagem contínua. Em estudos anteriores, tratando água do mesmo manancial com um sistema de filtração direta descendente, a carreira de filtração teve uma duração de apenas 7 h, e no sistema de filtração direta com filtro ascendente, obteve-se uma duração de 15 h (Di Bernardo *et al.*, 2006a).

Para definir qual teste estatístico seria utilizado fez-se necessário verificar qual o tipo de distribuição de probabilidade a amostra possui. Sendo assim, foi realizado um teste de normalidade com os dados (Teste de normalidade de Shapiro-Wilk para as variáveis com menos de 50 registros e Teste de Kolmogorov-Smirnov para as variáveis com mais de 50 registros).

As variáveis cor verdadeira, carbono orgânico dissolvido e clorofila *a* não apresentaram normalidade (admitindo nível de significância de 5%) e foram testadas com o teste dos postos com sinais de Wilcoxon. Para os dados que apresentaram normalidade, foi utilizado o teste t pareado.

Foram realizados experimentos adicionando coagulante no efluente do filtro de lavagem con-

tínua, ou seja, na entra do filtro ascendente convencional; mas os resultados obtidos não foram satisfatórios.

Conclusões

O sistema de tratamento de água por dupla filtração com filtro de lavagem contínua e filtro ascendente convencional mostrou eficiência global de 91% de remoção de cianobactérias, ocorrendo, contudo, o transpasse de células. O sistema é também vantajoso quanto aos serviços operacionais pela grande diminuição do número de lavagens de filtro, aumentando a produção efetiva de água.

O filtro de lavagem contínua, quando avaliado de forma independente, trata de maneira satisfatória águas com elevada densidade de cianobactérias, além de influenciar de maneira positiva na remoção dos parâmetros analisados. O efluente do filtro de lavagem contínua, por ser de melhor qualidade, prolonga a carreira de filtração do filtro ascendente convencional.

Os parâmetros turbidez, cor aparente, cor verdadeira, COD, ABS 254 nm e clorofila *a*, no sistema de tratamento, decresceram significativamente. Vale salientar que os valores são para água duplamente filtrada sem adição de desinfetante (cloro), o que reduziria mais ainda os valores, aumentando a qualidade do efluente final, principalmente a cor verdadeira.

Aplicando provas estatísticas conclui-se que houve redução significativa (ao nível de significância de 5%) para os parâmetros monitorados, isso pode ser argumentado pelo valor encontrado de p-valor menor que 0,001.

Referências

APHA; AWWA; WPCF (1999). Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association 20a Edition (CD-Rom), Washington DC. – (APHA *et al.*, 1999).

BRANDÃO, C. S. e SILVA, A. S. (2006). Remoção de Cianotoxinas por Adsorção em Carvão Ativado. In: PÁDUA, V. L. (ED.) Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 415-465. – (Brandão e Silva, 2006).

CHENG, X.; SHI, H.; ADAMS, C. D.; TIMMONS, T.; MA, Y. (2009). "Effects of Oxidative and Physical Treatments on Inactivation of *Cylindrospermopsis raciborskii* and Removal of Cylindrospermopsin". Water Science & Technology, 2009. 60(3), 689-697. – (Cheng *et al.*, 2009).

CHOW, C.W.K; DRIKAS, M.; HOUSE, J.; BURCH, M. D.; e VELZEBOER, R. M. A. (1999). "The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis Aeruginosa*". Water Research, 33(15), 3253-3261 – (Chow *et al.*, 1999)

CHOW, C.; PANGLISCH, S.; MOLE, J.; DRIKA, M.; BURCH, M.; GIMBEL, R. (1997). "A study of membrane filtration for the removal of cyanobacterial cells."AQUA, 1997 46(6); 324-334. – (Chow *et al.*, 1997)

DAAMEN, E.J., WOUTERS, J.W., SAVELKOUL, J.T.G. (2000). Side stream biofiltration for improved biofouling control in cooling water systems. Water Science and Technology, v. 41, n. 4-5, p. 445-451. – (Daamen *et al.*, 2000)

DI BERNARDO, L.; SENS, M. L.; KURODA, E. K.; DALSASSO, R. L.; MELO FILHO, L. C.; MONDARDO, R. I.; DANTAS, A. D. B. (2006a). Filtração Direta. In: PÁDUA, V. L. (ED.) Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 275-334. – (Di Bernardo *et al.*, 2006a)

DI BERNARDO, L.; LUCA, S. J.; KURODA, E. K. e PEGORER, M.G. (2006b). Oxidação. In: PÁDUA, V. L. (ED.) Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 381-414. – (Di Bernardo *et al.*, 2006b)

DI BERNARDO, L. (2003). Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração direta. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Projeto PROSAB 498 p. – (Di Bernardo *et al.*, 2003)

DUYVESTEIJN, C.P.T.M. (1998). Water re-use in an oil refinery. Desalination 119 (1-3), pp. 357-358. – (Duyvesteijn, 1998)

FREED JR, A. J.; GUTIERREZ, M. A. E WESSELS, C. (2007) CBFs aid nutrient removal. Water and Wastewater International, v. 22, n. 2, p. 12-13. – (Freed *et al.*, 2007)

HART, J.; FAWELL, J. K. e CROLL, B. (1998). "The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment". Water Supply. 16(1/2); 611-623 – (Hart *et al.*, 1998)

HASLE, G. R. 1978. The inverted microscope. In: PHYTOPLANKTON MANUAL, 1978, Paris, 6, p. 88-96 – (Hasle, 1978)

HIMBERG, K.; KEIJOLA, A. M.; HIISVIRTA, L. (1989). "The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: A laboratory study". Water Research. 23 (8) : 979 – 984. – (Himberg *et al.*, 1989)

JANSSENS, J.G.; MUS, I.; DELIRE, C. (1988). Special subject 11 – Practice of rapid filtration. In: Proceedings of The IWSA Congress. Rio de Janeiro, Brasil. – (Janssens *et al.*, 1988)

KRAMER, J.P., WOUTERS, J.W., NOORDINK, M.P.M., ANINK, D.M.E., JANUS, J.M. (2000). Dynamic denitrification of 3,600 m³/h sewage effluent by moving bed biofiltration. Water Science and Technology, v. 41, n. 4-5, p. 29-33. – (Kramer *et al.*, 2000)

LAHTI, K., J. VAITOMAA, A.-L. KIVIMÄKI AND K. SIVONEN. (1998). "Fate of cyanobacterial hepatotoxins in artificial recharge of groundwater and in bank filtration". In: Peters *et al.*, (Eds.). Artificial recharge of groundwater. p. 211-216. – (Lahti *et al.*, 1998)

MARNOTO, M. J. E. (2008). A Influência da Expansão da Areia Durante a Retrolavagem dos Filtros Lentos sobre a Qualidade da Água para Abastecimento e a Duração das Carreiras. Dissertação de Mestrado – Instituto Superior de Agronomia – Universidade Técnica de Lisboa – Engenharia do Ambiente – Tecnologia Ambiental, 2008. 86 p.: il. – (Marnoto, 2008)

MELO FILHO, L. C. (2006). Avaliação da Ozonização como pré ou pós-tratamento à Filtração Direta Descendente na Remoção de Cianobactérias e Saxitoxinas. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2006. 268 p.: il. – (Melo Filho, 2006)

MIERZWA, J. C. (2006). Processos de Separação por Membranas para Tratamento de Água. In: PÁDUA, V. L. (ED.) Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 335-380. – (Mierzwa, 2006)

MONDARDO, R. I. (2009). Avaliação da Filtração em Margem como pré-tratamento à Filtração Direta Descendente na Remoção de Células de Cianobactérias e Saxitoxinas. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2009. 308 p.: il. – (Mondardo, 2009)

MONDARDO, R. I. (2004). Influência da Pré-oxidação na Tratabilidade das Águas via Filtração Direta Descendente em Manancial com Elevadas Concentrações de Microalgas e Cianobactérias. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2004. 147 p.: il. – (Mondardo, 2004)

MOUCHET, P. e BONNÉLYE, V. (1998). Solving algae problems: French expertise and world-wide applications. *J. Water SRT, Aqua.*, v. 47, p. 125-141. – (Mouchet e Bonnélye, 1998)

NAGAVI, B. e MALONE, R. F. (1986). Algae removal by fine sand/silt filtration. *Water Research*, v. 20, n. 3, p. 377 – 83. – (Nagavi e Malone, 1986)

NUSCH, E. A. (1980). "Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination". *Arch. Hydrobiol. Beih. Stuttgart*, v. 14, p. 14-36. – (Nusch, 1980)

PERNFUß, B., EBNER, C., PÜMPPEL, T., DIELS, L., MACASKIE, L., TSEZOS, M., KESZTHELYI, Z., GLOMBITZA, F. (1999). The 'behaviour' of five metal biosorbing and bioprecipitating bacterial strains, inoculated in a moving-bed sand filter. *Process Metallurgy*, v. 9 (C), p. 373-382. – (Pernfuß *et al.*, 1999)

PÜMPPEL, T., EBNER, C., PERNFUß, B., SCHINNER, F., DIELS, L., KESZTHELYI, Z., STANKOVIC, A., WOUTERS, H. (2001). Treatment of rinsing water from

electroless nickel plating with a biologically active moving-bed sand filter. *Hydrometallurgy*, v. 59, n. 2-3, p. 383-393. – (Pümpel *et al.*, 2001)

PÜMPPEL, T., EBNER, C., PERNFUß, B., SCHINNER, F., DIELS, L., KESZTHELYI, Z., STANKOVIC, A., WOUTERS, H. (1999). Removal of nickel from plating rinsing water with a moving-bed sand filter inoculated with metal sorbing and precipitating bacteria. *Process Metallurgy*, v. 9 (C), p. 383-392. – (Pümpel *et al.*, 1999)

RODRIGUEZ, E.; ONSTAD, G. D.; KULL, T. P.; METCALF, J. S.; ACERO, J. L e VON GUNTEN, U. (2007). "Oxidative elimination of cyanotoxins: comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate". *Water Research* 41(15), 3381-3393. – (Rodriguez *et al.*, 2007)

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; MELO FILHO, L. C. (2006). Filtração em Margem. In: PÁDUA, V. L. (ED.) Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 173-236 – (Sens *et al.*, 2006)

SIN, G.; WEIJMA, J.; SPANJERS, H.; NOPENS, I. (2008). Dynamic model development and validation for a nitrifying moving bed biofilter: Effect of temperature and influent load on the performance. *Process Biochemistry*, v. 43, n. 4, p. 384-397. – (Sin *et al.*, 2008)

SPAANS, P.H., VAN ROY, S., HOOYBERGHS, L., WINTERS, J., MACASKIE, L., FINLAY, J., PÜMPPEL, T., DIELS, L. (1999). Heavy metals removal from waste water by moving bed sand filters inoculated with heavy metal adsorbing or precipitating micro-organisms. *Proceedings of the TMS Fall Extraction and Processing Conference* v. 3, p. 2337-2345. – (Spaans *et al.*, 1999)

TANGERINO, E. P.; CAMPOS, L. C. e BRANDÃO, C. C. (2006). Filtração Lenta. In: PÁDUA, V. L. (ED.) Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 237-273 – (Tangerino *et al.*, 2006)

WOUTERS, J.W. e DE BEEN, P. (2004). Delfland facility reports 98% denitrification efficiency. *Water and Wastewater International*, v. 19, n.2, p. 41. – (Wouters e De Been, 2004)

E você achando que 100% fosse o máximo que alguém pudesse se dedicar.

Sabesp 300%: 100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado.

O saneamento transforma a vida das pessoas. Por isso, não medimos esforços para levar, até 2014, o Sabesp 300% para todos os municípios do interior atendidos pela Sabesp. E, até 2018, para todas as outras cidades atendidas por nós. Saiba mais acessando www.sabesp.com.br.

300%



Matheus, Gabriel e Thiago, trigêmeos, filhos do funcionário da Sabesp Nivaldo A. Curralo

Sabesp.
Transformando vidas.



Modelo computacional de redução de custos em redes coletoras de esgoto sanitário com a utilização de um algoritmo híbrido de busca exaustiva em largura

Computational model of cost reduction in sanitary sewage systems with the use of a hybrid algorithm of width exhaustive search

Gustavo Paiva Weyne Rodrigues | Luis Henrique Magalhães Costa | Marco Aurélio Holanda de Castro

Data de entrada: 09/04/2011 | Data de aprovação: 11/06/2012

Resumo

O Brasil está aquém do nível satisfatório no que concerne aos sistemas de esgotamento sanitário. O cálculo manual de quantitativos em redes de abastecimento de água e esgotamento sanitário é lento e, muitas vezes, de precisão duvidosa, devido às quantidades que são estimadas ou arbitradas em vários itens pertencentes ao orçamento. Foi desenvolvido um modelo computacional para redução de custos em redes coletoras de esgoto sanitário, de forma a garantir o adequado comportamento hidráulico-sanitário. A metodologia proposta foi avaliada por meio de dois estudos de casos reais. Os resultados obtidos nos estudos de casos demonstram a aplicabilidade do modelo em escala real, pois a ferramenta computacional reduziu os custos em todos os casos, o que possibilita a utilização em projetos de uma forma simples e intuitiva.

Palavras-chave: sistemas de esgotos sanitários, custos em redes de esgotos, algoritmos de busca, busca exaustiva

Abstract

Brazil is far from being satisfactory with regard to sewerage services. Manual calculation of quantitative nets from water supply and sewage systems is slow and often leads to dubious accuracy due to quantities that are estimated or arbitrated. A computational model for cost reduction in sanitary sewage systems was developed in order to ensure adequate health-hydraulic behavior. The proposed methodology was evaluated through two real case studies. The obtained results in demonstrate model's applicability, allowing its use in designing in a simple and intuitive way.

Key-words: sanitary sewage systems, sewage net costs, search algorithms, exhaustive search

Gustavo Paiva Weyne Rodrigues*

Engenheiro Civil, Doutor em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará. Consultor em projetos de saneamento ambiental.

Luis Henrique Magalhães Costa

Engenheiro Civil, Doutor em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará. Professor Adjunto da Universidade Federal da Bahia.

Marco Aurélio Holanda de Castro

Engenheiro Civil, PhD pela Drexel University -USA. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

(* Endereço para correspondência: Rua Nadir Saboya, 980 – Casa 28 – Bairro: Sapiranga. CEP: 60833-344. Fortaleza – CE
Tel: (85) 9973.4672 – email: gweyne@hotmail.com

1. Introdução

Os sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário e a coleta de resíduos sólidos constituem os mais importantes fatores que contribuem para o nível sanitário de um país. Apesar de reconhecida a importância destas infraestruturas de saneamento básico, a situação no Brasil requer atenção, esforços e subsídios para uma resolução, mesmo que parcial.

O Brasil é um país com pequena abrangência no que se refere aos sistemas de esgotamento sanitário. Segundo BRASIL (2004), o atendimento urbano é muito precário e o índice médio nacional é de 50,4%. Somente dois prestadores de serviços de abrangência regional atendem a mais de 50% da população urbana dos municípios a que serve em um subconjunto em que a média é de 38,6%. Já para os prestadores locais os índices são melhores, sendo que cerca de 48% desses prestadores apresentam valores iguais ou superiores a 50%, em um cenário em que a média do subconjunto é de 76,2%.

Estes dados delineiam o quanto o Brasil está aquém do nível satisfatório no que concerne aos sistemas de esgotamento sanitário. Tais índices promovem ainda mais a busca por novas tecnologias relacionadas à construção, implantação e manutenção dos sistemas de esgotos.

Diante da necessidade de construção ou ampliação dos sistemas de esgotos sanitários, os processos de planejamento, projeto e obra devem estar organizados de forma a serem realizados dentro do cronograma estipulado, levando em conta a racionalização de recursos e prazos.

Dado que uma rede de esgoto utiliza a energia resultante das diferenças de cotas entre os extremos de montante e jusante, a escolha dos diâmetros das tubulações e das respectivas declividades constitui o problema fundamental no processo de dimensionamento.

Por outro lado, as características dos esgotos obrigam que o escoamento seja dado mediante certas condições, de forma que se mantenha o adequado funcionamento hidráulico-sanitário da rede.

Dentro destas condições ressaltam-se as de autolimpeza (dada pela tensão trativa), as quais correspondem assegurar um valor mínimo da velocidade de escoamento ou do poder de transporte e, conseqüentemente, uma declividade mínima dos coletores.

Em resumo, o dimensionamento da rede está condicionado, por um lado, pelas perdas de energia que devem ser mantidas, sempre que possível, dentro

dos limites disponíveis e, por outro, pela utilização desta energia de forma a que sejam mantidas as condições de autolimpeza.

Dentre os quantitativos que podem levar à redução do custo das redes coletoras, podem-se citar: volume de escavação, área de escoramento, extensões das tubulações etc. Entretanto, a determinação de um dimensionamento ótimo consiste na determinação da melhor combinação de diâmetro e declividade.

Objetivos e justificativa

Este trabalho tem como objetivo geral propor o modelo computacional que realiza uma análise de custos em redes coletoras de esgoto sanitário, com a finalidade de apresentar o menor custo de instalação e garantir o comportamento hidráulico-sanitário dentro das normas vigentes.

Utilizou-se o BASIC como linguagem de programação, por meio do compilador VISUAL BASIC 6. Este compilador foi escolhido com o intuito de promover a integração entre o AutoCAD e a rotina de dimensionamento hidráulico – o UFC9 – detalhada em Rodrigues (2006).

Dentre as técnicas de programação disponíveis atualmente, a Busca Exaustiva (BE) foi a ferramenta escolhida por oferecer uma completa exploração do espaço de busca, aliado à possibilidade do uso de variáveis discretas. Além disso, a técnica é de manipulação razoável, o que facilita a sua conectividade com modelos de simulação.

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- Aplicar um algoritmo híbrido de busca exaustiva em largura, a fim de minimizar os custos em projetos de redes coletoras de esgotos sanitários, aproveitando a interface do UFC9.
- Comparar as soluções de projetos de redes reais com as soluções ótimas globais geradas a partir do modelo desenvolvido.
- Aplicar e avaliar o modelo, considerando o método da pesquisa, em dois estudos de caso reais.

Algoritmos de busca exaustiva

Os algoritmos de busca são aqueles que realizam um caminhamento para explorar um grafo examinando todos os seus vértices e arestas. Existem muitos destes algoritmos, sendo que cada um possui uma estratégia específica que é caracterizada pela ordem em que os vértices são visitados. Há diversos problemas cujas soluções têm o potencial de serem encontradas por meio de métodos de busca. Estes

métodos dividem-se em informados ou não informados (busca cega).

Os primeiros utilizam alguma informação específica do problema para gerar um novo estado. Geralmente, é utilizada uma função de avaliação heurística que procura estimar quantos passos são necessários para chegar à solução. Os de busca cega não utilizam qualquer conhecimento específico do problema para determinar a prioridade com que os nós serão expandidos.

Estes algoritmos também são utilizados para encontrar uma sequência de ações que, partindo de um estado inicial, levem a uma determinada configuração desejada. São avaliados, comumente, de acordo com a completude, ou seja, se conseguem chegar a uma solução ótima (otimalidade).

Uma das técnicas de resolução de problemas é gerar todas as possíveis soluções e verificar qual delas é de fato a procurada ou ótima. Esta técnica é denominada busca exaustiva, pois percorre todo o espaço de possíveis soluções em busca da mais pertinente para cada caso.

A busca em largura (ou busca em amplitude) está intimamente relacionada com o conceito de distância entre vértices. Quando aplicada a uma arborescência, a busca em amplitude faz uma varredura por níveis. Por outro lado, a busca em profundidade é um algoritmo utilizado para realizar uma busca ou travessia em uma árvore, estrutura de árvore ou grafo. O algoritmo começa em um nó raiz e explora tanto quanto possível cada um dos seus ramos, antes de retroceder.

Tipicamente uma solução por busca exaustiva (ou força bruta) é composta de duas funções: uma que gera todas as possíveis soluções e outra que verifica se a solução gerada é a que atende ao problema. O principal entrave deste modo de busca é de que pode existir um número muito grande de soluções a serem verificadas.

O algoritmo supracitado possui uma implementação relativamente simples e sempre encontrará uma solução se ela existir. Contudo, o custo computacional é proporcional ao número de candidatos à solução que, em problemas reais, tende a crescer exponencialmente e não linearmente. Conseqüentemente, a força bruta é tipicamente empregada em problemas cujo tamanho é limitado, ou quando há uma heurística usada para reduzir o conjunto de candidatos para um espaço considerado aceitável. O uso deste tipo de busca pode ser também empregado quando a simplicidade da implementação é mais importante que a velocidade de execução.

Considerações metodológicas

O cálculo manual de quantitativos em redes de abastecimento de água e esgotamento sanitário é lento e, muitas vezes, de precisão duvidosa, devido às quantidades que são estimadas ou arbitradas em vários itens pertencentes ao orçamento. No âmbito desse trabalho, o objetivo consiste na minimização do custo com a rede coletora de esgotos sanitários.

A construção da rede coletora é um dos fatores de maior peso no custo global de obras de sistema de esgotamento sanitário. Sendo que, para reduzir os custos de implantação desta etapa, os projetistas passaram a utilizar tecnologias mais econômicas e de fácil execução, como os tubos de PVC (Policloreto de Vinila) e/ou PEAD (Polietileno de Alta Densidade) em substituição aos materiais que eram comumente utilizados (concreto, manilha cerâmica etc.).

O processo do modelo computacional foi iniciado a partir do aplicativo UFC9 para traçado e dimensionamento hidráulico de redes coletoras de esgoto, desenvolvido pelo Laboratório de Hidráulica Computacional da Universidade Federal do Ceará. O UFC9 é baseado na geometria e hidráulica dos coletores de esgoto e foi tema de estudo de Rodrigues (2006).

A base de cálculo de quantitativos é o UFC9-Q, módulo criado para a geração de quantitativos e custos. O modelo desta pesquisa foi integrado ao UFC9 por intermédio de uma rotina computacional suplementar para a aplicação específica do método de redução de custos.

O referido aplicativo vem sendo difundido e utilizado em instituições públicas e privadas nos últimos anos, o que suscitou confiabilidade e demonstra a aplicabilidade em projetos na área de saneamento. O programa deste trabalho foi denominado Ferramenta Auxiliar de Redução de Custos (FARC) para o UFC9.

Os passos de maior dificuldade na elaboração dos quantitativos para redes de esgoto consistem em se estimar os volumes de escavação e áreas de escoramento de toda a rede. Nenhum programa ou planilha que se tenha conhecimento, até então, possuía capacidade de precisar este cálculo sem utilizar para as profundidades das singularidades de montante e jusante médias e/ou regressões lineares para se avaliar tais quantidades, conforme pode ser constatado em Magalhães (1995). Este trabalho é enfadonho e requer experiência do profissional, sendo necessários além de um estudo de sondagem, todos os perfis longitudinais dos coletores para um cálculo mais preciso.

Cynamon (1986) enumera alguns fatores que contribuem para o aumento dos custos nos sistemas de esgotos. Em geral, pode-se citar: em coletores de até 400 mm (substituindo-se poços de visita por tubos de inspeção e limpeza); diâmetro da tubulação; profundidade das valas; implantação de estações elevatórias; exigência das normas.

Para este último item, pode ser dado como exemplo o fato de uma norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 14486/2000) ter sido lançada para tubos de PVC, na qual fixa a tensão tratativa mínima em 0,6 Pa, que pode ser constatada em ABNT (2000).

A profundidade de escavação está diretamente associada à declividade do coletor. Existe, sob o ponto de vista econômico, uma compensação entre o diâmetro e a profundidade. Geralmente, a um diâmetro menor corresponde uma maior declividade e, conseqüentemente, uma maior profundidade de escavação, sendo a recíproca verdadeira.

A afirmação anterior implica que a definição dos diâmetros e das declividades dos tubos, de modo que se garanta um adequado funcionamento hidráulico-sanitário da rede, constitui uma tarefa mais complexa e difícil do que em princípio pode aparentar.

Dado que uma rede é constituída por um grande número de tubos e órgãos acessórios, existem várias combinações possíveis para seus diâmetros e declividades, o que exige ao projetista particular intuição e experiência.

No dimensionamento convencional, ou seja, de forma manual (o que pode ser considerado ultrapassado com o advento da tecnologia dos computadores), a análise econômica limita-se a um número restrito de combinações tecnicamente viáveis, sendo essas combinações consideradas como o conjunto de diâmetros e declividades que garantem uma tensão tratativa mínima exigida por ABNT (1986).

O principal entrave deste procedimento manual consiste no fato de as decisões sobre as combinações de diâmetros e declividades serem feitas sem uma análise simultânea e sistemática das implicações econômicas, o que pode conduzir a não consideração de algumas combinações que seriam economicamente mais relevantes.

Para a combinação ótima do binômio declividade/diâmetro, um cenário sem a ajuda de micro-computadores para a resolução deste problema é bastante desfavorável. A aplicação de modelos computacionais para a unificação dos processos de dimensionamento, quantificação e redução de custos

é o que se propõe para este trabalho, como forma de atenuar o dispêndio de tempo entre estas etapas.

A figura 1 ilustra o fluxograma proposto com todas as etapas que irão compor o UFC9, tanto as já desenvolvidas em Rodrigues (2006), como a idealizada nesta pesquisa.

Metodologia utilizada - ferramenta auxiliar de redução de custos

Nos últimos anos, dentre os vários algoritmos utilizados na otimização em redes coletoras de esgoto sanitário, nunca foi utilizado um algoritmo de busca exaustiva com o objetivo de percorrer toda a rede e que arbitrasse os diâmetros para cada trecho, verificando e atendendo a todas as restrições hidráulicas. Este é a meta primordial desta pesquisa.

Uma característica comum, em se tratando de otimização em redes de esgotos, é que a principal variável de decisão é o diâmetro dos coletores. Considerar o diâmetro uma variável de decisão contínua levanta o problema de arredondamento do diâmetro teórico calculado para o diâmetro comercial mais próximo. Por outro lado, considerar o diâmetro uma variável de decisão discreta conduz a um excessivo tempo e capacidade de memória de um computador para a obtenção da solução.

As dificuldades decorrentes dos diâmetros dos coletores serem considerados variáveis de decisão contínuas ou discretas constituíram, desde o início da formulação do modelo, uma das preocupações principais.

Para a formulação do modelo computacional uma série de restrições deve ser seguida em relação ao dimensionamento hidráulico de redes coletoras de esgoto sanitário, como: diâmetro mínimo regulamentar; aumento progressivo dos diâmetros da rede, conforme a NBR 9649/1986; limite superior para a velocidade de escoamento; tensão tratativa mínima; profundidade de assentamento mínima dos coletores medida sob sua geratriz.

As duas primeiras restrições são implicitamente consideradas no modelo, dado que este último inicia somente após a atribuição do diâmetro mínimo da rede em todos os trechos. Nestas condições, compete ao tomador de decisão selecionar os diâmetros de tal forma que sejam maiores ou iguais ao mínimo regulamentar. A terceira e quarta restrições são de caráter exclusivamente hidráulico.

O formato da função objetivo e a sua definição pressupõem um conhecimento prévio do tipo das funções de custo, a partir das quais se relacionam o custo de uma componente do sistema com os dados

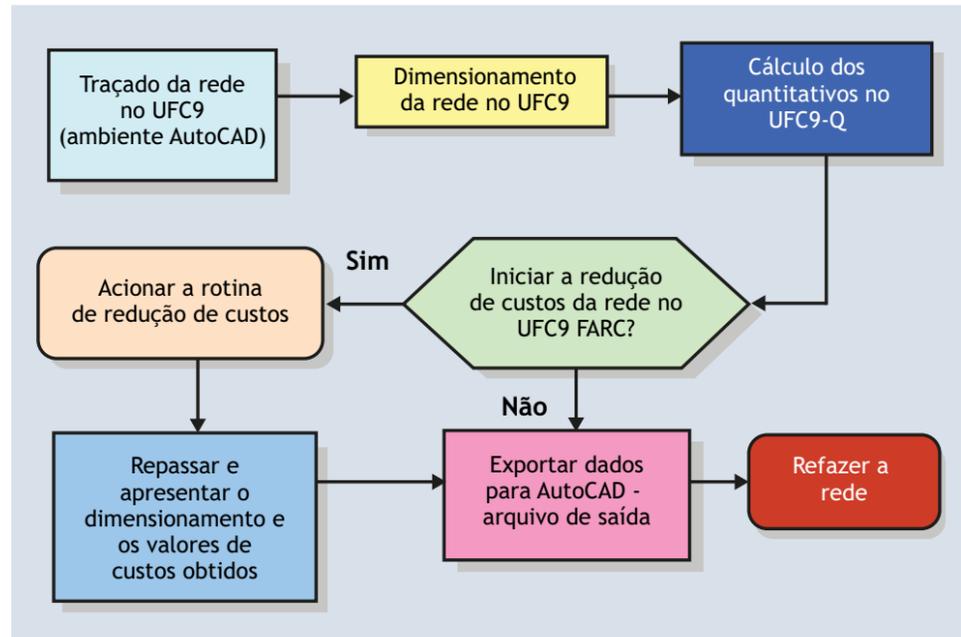


Figura 1: Fluxograma do método proposto (Sistema UFC9)

de entrada. Definem-se estas funções referentes às de transporte e superior para a velocidade; fixam-se, também, os limites inferior e superior para a declividade de cada coletor.

As restrições correspondentes à profundidade de assentamento mínima dos coletores, medida sobre a sua geratriz, exigem que a diferença entre as cotas do terreno e da geratriz do coletor seja, em qualquer ponto da rede, maior ou igual a um valor mínimo especificado.

As cotas das geratrizes dos coletores em cada um dos seus extremos de montante e jusante podem ser obtidas a partir das declividades, dos comprimentos, dos poços de visita e da cota da soleira na extremidade de jusante do primeiro coletor no trecho.

Em princípio, seria de esperar que para cada coletor tivessem de ser escritas duas restrições: uma para o seu extremo de jusante e outra para o seu extremo de montante. No entanto, dado que terá de se manter o aumento progressivo das cotas das geratrizes superiores interiores dos coletores da rede, de jusante para montante, só será necessária a restrição correspondente ao extremo de jusante. Salvo os casos correspondentes aos coletores de cabeceira da rede, para os quais a restrição tem de ser escrita, também, para o extremo de montante.

Em relação à redução de custos, neste trabalho

a função objetivo expressa a soma dos custos de investimento de serviços da rede coletora (movimento de terra, escoramento, execução de poços de visita, tubos de queda, locação, cadastro, trânsito e segurança etc.) e fornecimento de material.

A expressão de custos da equação 1 representa a função objetivo a ser minimizada.

$$Ct = \sum_{i=0}^{NT} (Cserv + Cmat) \quad (1)$$

Onde:

Ct → custo total da rede [R\$]

NT → número de trechos da rede [unidade]

$Cserv$ → custos dos serviços da rede [R\$]

$Cmat$ → custos do fornecimento de material da rede [R\$]

A FARC é o módulo que contém todos os passos para a análise e redução de custos de uma rede coletora de esgotos. A partir do arquivo de um arquivo de entrada, gerado pelo UFC9, o modelo inicia as instruções para a busca exaustiva da rede. Este arquivo fornece o comprimento do trecho, singularidades de montante e jusante, vazões concentradas, profundidades de montante e jusante etc., para que,

posteriormente, o algoritmo possa realizar o dimensionamento de todas as soluções com os dados fornecidos. A solução inicial do UFC9 serve de base para o reconhecimento do modelo de quais são os diâmetros mínimos a serem utilizados em cada trecho da rede.

A hibridez do algoritmo se dá pela geração de 1 a n nós iniciais ou "pais". Onde n corresponde ao número de trechos que são pontas-secas, ou seja, não recebem contribuição a montante. Tais trechos são os primeiros a serem calculados em redes de esgotos, como indica o algoritmo das vazões em Rodrigues (2006). No algoritmo de busca em largura comum, inicia-se com apenas um nó "pai". Nesta hibridez, destaca-se também a existência de um último nó único.

A partir de todos os trechos pontas-secas, são arbitrados diâmetros (predeterminados) para todos os trechos subsequentes da rede, formando assim uma árvore, que cresce em largura e profundidade. Nesta pesquisa, como citado anteriormente, o mate-

rial utilizado na tubulação é o PVC. A gama de diâmetros comerciais do PVC varia em 100, 150, 200, 250, 300, 350 e 400 mm.

Para redes maiores que nove trechos, no modelo deste trabalho, foram requeridos longos tempo de processamento, apesar da velocidade de processamento dos computadores da atualidade. Baseado nestas constatações utilizou-se das considerações de Argaman *et al* (1973), subdividindo as redes de maior porte em menores. Seguindo sugestões de Mays e Yen (1975), em redes de muitos coletores, a metodologia decompõe a rede em sub-redes, cada uma como se não houvesse trechos secundários ("non-serial approach").

O fluxograma do algoritmo proposto é ilustrado na figura 2.

Com este algoritmo, percorre-se todo o espaço de busca da rede, ou seja, todas as soluções. Dentre as soluções factíveis, dimensiona-se e calcula-se o custo de cada uma, apresentando em seguida a de menor custo.

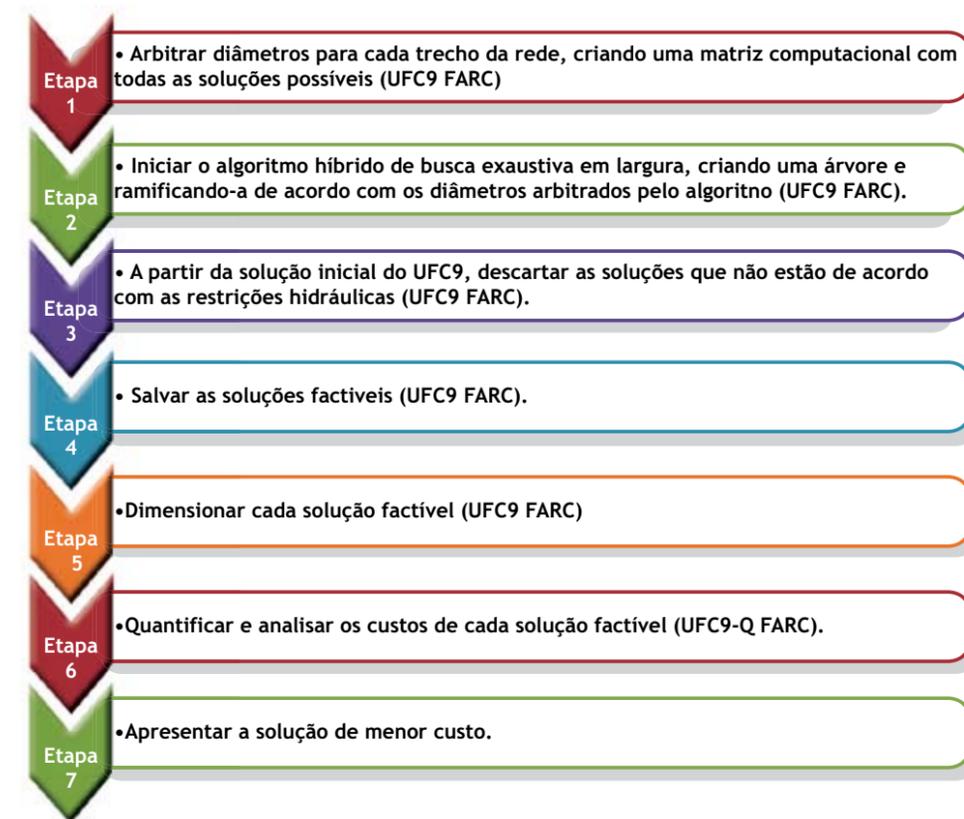


Figura 2: Fluxograma do algoritmo proposto

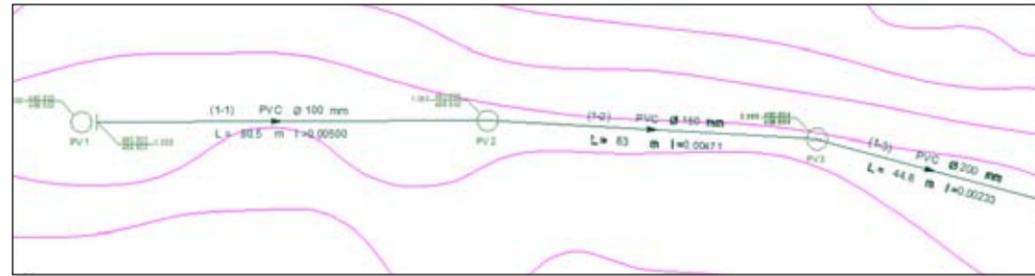


Figura 3: Rede exemplo do algoritmo proposto

Exemplificação do modelo proposto

Seja uma rede coletora de esgotos com 3 trechos em PVC (figura 3) e uma gama de apenas 3 (três) diâmetros disponíveis (100, 150 e 200 mm). Nomeando-se os trechos em 1-1, 1-2 e 1-3, com os referidos diâmetros em forma de vetor, produzem-se uma solução (S_0) e custo iniciais (C_0): S_0 : [100; 150; 200] $\rightarrow C_0$

O algoritmo de busca impõe os diâmetros pre-determinados (solução inicial do UFC9) partindo dos trechos pontas-secas, seguindo o caminho até o fim da rede. No exemplo, o caminho é realizado da seguinte maneira:

- Trecho 1-1 (ponta-seca e, assim, nó inicial) [100 mm];
- Trecho 1-2 [150 mm];
- Trecho 1-3 (nó final/último trecho) [200 mm]

A figura 4 exibe todas as soluções possíveis (para 3 diâmetros e 3 trechos). Entre estas soluções encontram-se as factíveis e não factíveis. Uma matriz (variável computacional) foi criada para armazenar todas as soluções. O número de soluções possíveis é determinado pela quantidade de diâmetros disponíveis elevado ao número de trechos, como se constata na equação 2. Para o exemplo, tem-se $3^3 = 27$, logo são 27 (vinte e sete) soluções – factíveis e infactíveis.

Segue-se a sequência até o final da rede. A altura

máxima da árvore é o maior caminho entre os pontos inicial e final. As próximas etapas consistem em marcar os galhos das soluções não factíveis, reduzindo significativamente o número de soluções, enviando para a etapa seguinte apenas as factíveis (filtro 1). As soluções inviáveis são aquelas que não são condizentes com as restrições hidráulicas.

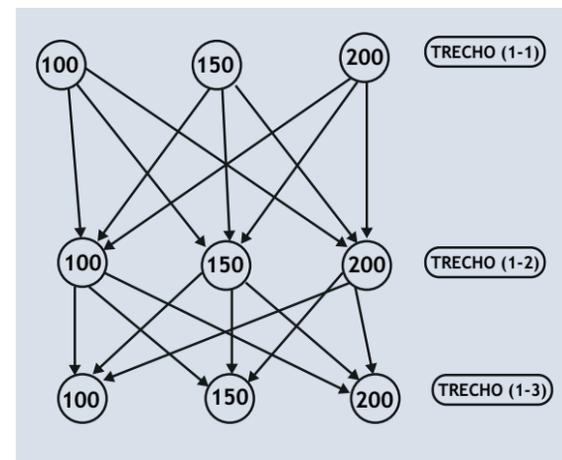


Figura 4: Esquema de ramificação da árvore do exemplo (todas as soluções)

Quando o algoritmo de busca parte de uma solução inicial, mais reduzidas ficam as soluções viáveis, pela exigência da norma em relação à progressividade dos diâmetros (denominou-se filtro 2). Isto se deve ao fato, no exemplo, de o trecho 1-2 não poder ser menor que 150 mm. Como a solução inicial é hidráulicamente viável, para este caso, eliminar-se-iam para o trecho 1-3 os diâmetros inferiores a 200 mm, bem como para o trecho 1-2 o diâmetro não poderia ser inferior a 150 mm.

As implicações das considerações acima estão

esboçadas nas figuras 5 e 6, onde se verifica a vertiginosa redução de soluções infactíveis – somente as viáveis estão apresentadas. Com o primeiro filtro aplicado, as soluções passam a ser 10 (dez) e, com o segundo filtro, caem para 5 (cinco), sendo, respectivamente, 37,04% e 18,54% de todas as possíveis.

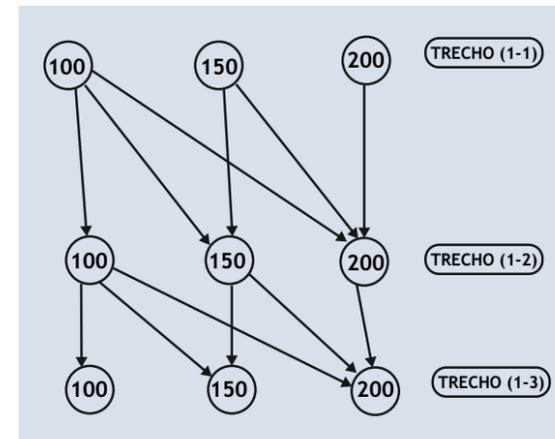


Figura 5: Soluções factíveis da árvore do exemplo (filtro 1)

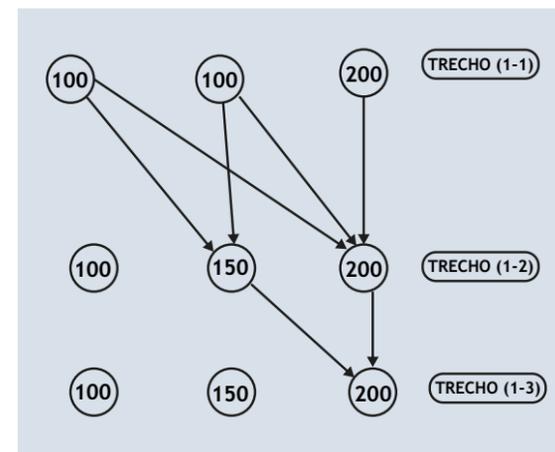


Figura 6: Soluções factíveis da árvore do exemplo (filtro 2)

Resultados e discussões

Nas aplicações do modelo proposto foram utilizados dois estudos de caso em redes reais. Estes foram baseados em dois projetos executivos de sistemas de esgotamento sanitário. Cada estudo de caso possui uma particularidade específica.

Foram efetuadas comparações dos resultados dos modelos da pesquisa com os valores originais dos projetos executivos referentes aos sistemas de co-

leta de esgoto sanitário das cidades de Rio Tinto/PB (Bacia X) e Brejo dos Santos/PB (Bacia 5). Em todas as redes excluiu-se o diâmetro de 100 mm, ou seja, o mínimo utilizado foi de 150 mm (seguindo a NBR 9649/1986).

Como já se dispunha dos resultados finais dos projetos destas localidades, foram traçadas no UFC9 redes idênticas às originais, conservando, assim, diâmetros, comprimento, singularidades, diâmetro mínimo, cotas de terreno e numerações.

Com o objetivo de expressar os resultados com a maior fidedignidade possível, os projetos foram repassados ao UFC9 com os mesmos parâmetros de projeto como: material da tubulação, diâmetros, recobrimento mínimo, taxas de contribuição linear, degraú mínimo, altura mínima do tubo de queda, extensão virtual da rede, conforme as tabelas 1 e 5, respectivamente, para Rio Tinto e Brejo dos Santos.

Ademais, não se poderiam fazer comparativos de quantidades e custos em qualquer projeto cuja memória de cálculo não estivesse detalhada passo a passo, sem os cálculos particularizados, principalmente dos volumes de escavação que, em sua maioria, são estimados.

Por este motivo, optou-se repassar os projetos para o UFC9 (com os mesmos dados de topografia) e, a partir deste aplicativo, realizaram-se os estudos comparativos balizados em uma mesma metodologia (FARC) para se avaliar o desempenho do algoritmo em relação aos principais custos envolvidos (diâmetros e assentamento das tubulações, volume de escavação, escoramento).

A rede da bacia X (figura 7) do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Rio Tinto (Estado da Paraíba) é composta de 23 trechos, 23 poços de visita e 1.721,50 m de extensão. A coleta é encaminhada para uma estação elevatória de esgoto bruto (EEEB3), de onde este é recalcado para outra bacia. A rede é, quase em sua totalidade, a favor da declividade natural do terreno, porém possui trechos que recebem vazões pontuais oriundas de outras bacias, o que ocasiona aumento dos volumes de esgotos. Estas contribuições estão detalhadas na tabela 1 e os parâmetros principais da rede estão apresentados na tabela 2.

Com uma rede de 23 trechos, seria requerido um longo tempo de processamento computacional para a utilização da FARC, conforme explanado anteriormente. Logo, a rede foi dividida em 5 sub-bacias como meio para acelerar os cálculos computacionais.

Como esperado, para as sub-bacias de 2 a 5 os

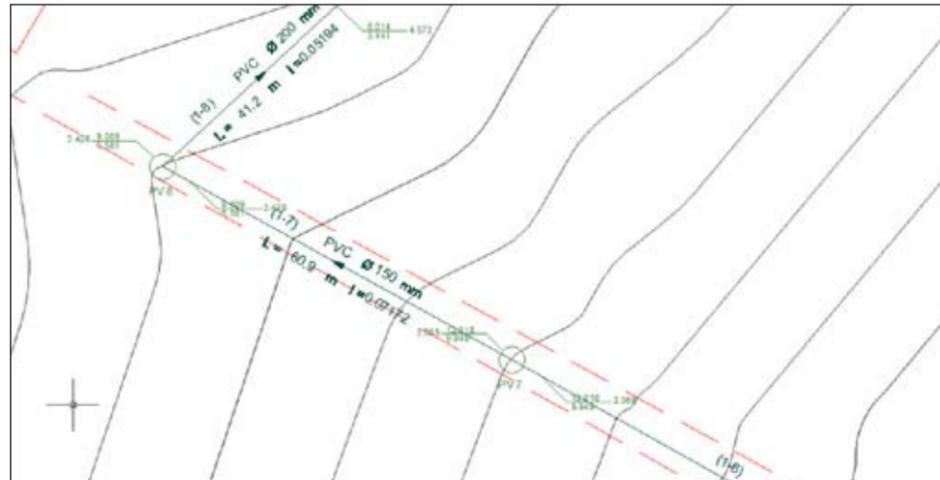


Figura 7: Setor da rede real do estudo de caso 1

Trecho	PV de montante	Vazão concentrada de início de plano (L/s)	Vazão concentrada de fim de plano (L/s)
(1-4)	PV4	5,12	9,56
(1-5)	PV5	15,77	28,43
(1-6)	PV6	20,93	38,78

Tabela 1: Vazões concentradas da rede real do estudo de caso 1

Característica	Valor
Número de trechos	23
Número de poços de visita	23
Material da tubulação	PVC
Diâmetro mínimo	150 mm
Recobrimento mínimo	0,90 m
Degrau mínimo	0,05 m
Altura mínima do tubo de queda	0,50 m
Taxa de contribuição linear (início de plano)	0,00433 (L/s,m)
Taxa de contribuição linear (fim de plano)	0,00868 (L/s,m)
Extensão virtual da rede	1362,60 m
Lâmina líquida máxima	0,75
Tensão trativa mínima	1,0 Pa
Coefficiente de retorno	80%
Coefficiente per capita	120 (L/hab , dia)
Coefficiente de infiltração	0,0001 (L/s/m)
Coefficiente K1	1,2
Coefficiente K2	1,5

Tabela 2: Parâmetros da rede real do estudo de caso 1

resultados obtidos pela FARC não foram melhores que os cálculos iniciais do UFC9 utilizando-se dos parâmetros do projeto, haja vista que os coletores estão seguindo o terreno natural e não há vazões pontuais. Na sub-bacia 1, incluíram-se além das vazões pontuais oriundas de outras bacias as vazões lançadas pela sub-bacias 2 a 5, conforme a tabela 3.

Trecho contribuinte	Trecho da sub-bacia 1 que recebe a contribuição	Sub-bacia de origem	PV da sub-bacia 1 que recebe as vazões	Vazão lançada de início de plano (L/s)	Vazão lançada de fim de plano (L/s)
(2-3)	(1-4)	2	PV4	1,0197	2,0441
(3-3)	(1-3)	3	PV3	1,0245	2,0537
(4-3)	(1-2)	4	PV2	1,0448	2,0945
(5-6)	(1-8)	5	PV8	0,7335	1,4704

Tabela 3: Vazões lançadas pelas sub-bacias 2 a 5 na sub-bacia 1 (estudo de caso 1)

A sub-bacia 1 foi dimensionada no UFC9 com todas as características assinaladas acima e de acordo com os diâmetros apontados em projeto (sem a rotina de redução de custos) e, posteriormente, foram gerados os quantitativos e custos.

O número total de soluções para este caso é de 68, ou seja, 1.679.616. Utilizando-se o modelo, as soluções factíveis caem para 1.287 com a aplicação do filtro 1 e 1.286 com o filtro 2 aplicado, como pode ser constatado na tabela 4.

Soluções	Número de soluções	Percentual em relação ao número total de soluções
Total (sem filtros)	1.679.616	-
Factíveis (filtro 1)	1.287	0,077%
Factíveis (filtro 2)	1.286	0,077%

Tabela 4: Número de soluções e percentuais para a rede real do estudo de caso 2 (sub-bacia 1)

O custo da solução inicial da sub-bacia 1 está exibido na tabela 5, tendo o valor total de R\$ 70.751,09. Com a conclusão do modelo computacional, o menor custo determinado foi de R\$ 61.316,44, ou seja, houve uma redução de 15,39% em relação ao custo inicial. Para toda a rede, o percentual de redução caiu para 4,88% e os custos de R\$ 202.628,05 reduziram para R\$ 193.193,40 (tabela 6). A FARC proporcionou uma considerável redução nos custos no que se refere ao binômio aumentar o diâmetro de coletores com o intuito de reduzir o volume de escavação e área de escoramento.

Solução	Valor (R\$)	Percentual de redução em relação à solução inicial
Inicial - sem aplicação do modelo	70.751,09	-
Ótima - com aplicação do modelo	61.316,44	15,39

Tabela 5: Valores e percentual de redução dos custos para a sub-bacia 1 do estudo de caso 1

Solução	Valor (R\$)	Percentual de redução em relação à solução inicial
Inicial - sem aplicação do modelo	202.628,05	-
Ótima - com aplicação do modelo	193.193,40	4,88%

Tabela 6: Valores de redução dos custos para a rede real do estudo de caso 1

O algoritmo aumentou os diâmetros dos trechos (1-6) e (1-7) de 150 mm para 200 mm, resultando na diminuição de profundidade. Esta configuração de diâmetros da sub-bacia 1 eliminou escavações em profundidades superiores a 4 metros e reduziu a área de escoramento, diminuindo os custos finais.

Neste caso, estudou-se a rede da bacia 3 (figura 8) do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Brejo dos Santos, também no estado da Paraíba. Esta bacia é composta de 14 trechos, 14 poços de visita e 964,30 m de extensão. Os esgotos provenientes desta rede são lançados na bacia 1 do sistema por gravidade. Somente dois trechos da rede não seguem a declividade natural do terreno: (3-4) e (2-4).

Trecho	PV de montante	Vazão concentrada de início de plano (L/s)	Vazão concentrada de fim de plano (L/s)
(3-4)	PV4	5,12	9,56

Tabela 7: Vazões concentradas da rede real do estudo de caso 2

Característica	Valor
Número de trechos	14
Número de poços de visita	14
Material da tubulação	PVC
Diâmetro mínimo	150 mm
Recobrimento mínimo	0,90 m
Degrau mínimo	0,05 m
Altura mínima do tubo de queda	0,50 m
Taxa de contribuição linear (início de plano)	0,00222 (L/s.m)
Taxa de contribuição linear (fim de plano)	0,00434 (L/s.m)
Extensão virtual da rede	964,30 m
Lâmina líquida máxima	0,75
Tensão trativa mínima	1,0 Pa
Coefficiente de retorno	80%
Coefficiente per capita	150 (L/hab . dia)
Coefficiente de infiltração	0,0001 (L/s/m)
Coefficiente K1	1,2
Coefficiente K2	1,5

Tabela 8: Parâmetros da rede real do estudo de caso 2



Figura 8: Setor da rede real do estudo de caso 2

Mesmo com esta peculiar característica, os coletores finais possuem vazões de alto valor, já que um trecho recebe vazão concentrada de outra bacia. A escolha desta bacia foi motivada, principalmente, por esta particularidade, pois o projeto original aprofundou bastante os trechos finais para não haver o aumento do diâmetro.

Estas contribuições de vazões estão detalhadas na tabela 7 e os parâmetros principais da rede estão apresentados na tabela 8.

Este sistema também é atualmente operado pela concessionária CAGEPA, sendo que esta é responsável pela coleta, manutenção, tratamento e disposição final.

A rede foi subdividida em 3 sub-bacias para atenuar os cálculos computacionais. Diferentemente do estudo de caso anterior, apenas para a sub-bacia 2 os resultados obtidos pela FARC foram idênticos aos cálculos iniciais do UFC9 com os diâmetros de projeto, haja vista que na sub-bacia supracitada os coletores estão seguindo o terreno natural e não há vazões pontuais (tabela 9).

Trecho contribuinte	Trecho da sub-bacia 1 que recebe a contribuição	Sub-bacia de origem	PV da sub-bacia 1 que recebe as vazões	Vazão lançada de início de plano (L/s)	Vazão lançada de fim de plano (L/s)
(2-4)	(1-3)	2	PV3	0.5275	1.0312
(3-4)	(1-6)	3	PV6	21.8782	38.8268

Tabela 9: Vazões lançadas pelas sub-bacias 2 e 3 na sub-bacia 1 (rede real do estudo de caso 2)

As sub-bacias 1 e 3 apresentaram melhores resultados com o modelo da pesquisa. Na sub-bacia 1 incluíram-se as vazões lançadas pelas sub-bacias 2 e 3, conforme a tabela 9.

As sub-bacias 1 e 3 foram dimensionadas no UFC9 com todas as características relatadas (sem a rotina de redução de custos), mantendo-se os diâmetros do projeto original e, em seguida, foram gerados os quantitativos e custos. O número total de soluções factíveis e infactíveis é para este caso de 66 e 64 e, ou seja, 46.656 e 1.296 para as sub-bacias 1 e 3, respectivamente. Utilizando-se o modelo, as soluções factíveis caem para 126 com a aplicação do filtro 1 e 69 com o filtro 2 aplicado (em ambos os casos), como pode ser constatado por meio das tabelas 10 e 11.

Soluções	Número de soluções	Percentual em relação ao número total de soluções
Total (sem filtros)	46.656	-
Factiveis (filtro 1)	126	0,270%
Factiveis (filtro 2)	69	0,148%

Tabela 10: Número de soluções e percentuais para a rede real do estudo de caso 2 (sub-bacia 1)

Soluções	Número de soluções	Percentual em relação ao número total de soluções
Total (sem filtros)	1.296	-
Factiveis (filtro 1)	126	9,722%
Factiveis (filtro 2)	69	5,324%

Tabela 11: Número de soluções para a rede real do estudo de caso 2 (sub-bacia 3)

Na tabela 12 estão exibidos os custos das soluções inicial e final da sub-bacia 1. O valor sem a aplicação do modelo foi de R\$ 50.390,54 e, após a conclusão do modelo computacional, ficou em R\$ 49.303,76. Os custos foram reduzidos em 2,204%.

Solução	Valor (R\$)	Percentual de redução em relação à solução inicial
Inicial - sem aplicação do modelo	50.390,54	-
Ótima - com aplicação do modelo	49.303,76	2,204%

Tabela 12: Valores e percentual de redução para a sub-bacia 1 da rede do estudo de caso 2

Para a sub-bacia 3, os custos foram de R\$ 40.200,04 para R\$ 38.254,12, propiciando um percentual redutor de 5,087%, conforme a tabela 13.

Solução	Valor (R\$)	Percentual de redução em relação à solução inicial
Inicial - sem aplicação do modelo	40.200,04	-
Melhor solução - com aplicação do modelo	38.254,12	5,087%

Tabela 13: Valores e percentual de redução para a sub-bacia 3 da rede do estudo de caso 2

No cômputo geral, o algoritmo proporcionou uma redução discreta nos custos no que se refere à escolha do diâmetro ótimo dos coletores (tabela 14).

A ferramenta computacional, na sub-bacia 3, reduziu o diâmetro do último trecho (3-4) de 300 para 250 mm, onerando um pouco os custos com escavação e escoramento, entretanto, diminuindo os valores com o assentamento e aquisição das tubulações. A mesma estratégia foi adotada para a sub-bacia 1, também no último coletor (1-6), acarretando características de compensação de valores semelhantes.

Solução	Valor (R\$)	Percentual de redução em relação à solução inicial
Inicial - sem aplicação do modelo	111.989,62	-
Ótima - com aplicação do modelo	108.956,92	2,78%

Tabela 14: Valores e percentuais para toda rede real do estudo de caso 2

A grande demanda computacional consiste no maior problema encontrado por estes algoritmos, uma vez que estes percorrem todo o espaço de busca possível. No entanto, a análise de todas as soluções garante a ótima global.

Uma das estratégias adotadas para minimizar o tempo computacional foi a de filtrar as soluções e armazenar apenas aquelas que são hidráulicamente factíveis e, por conseguinte, calcular os quantitativos e custos destas últimas.

A outra estratégia estipulada foi a de subdividir as redes, ou seja, diminuir o número de trechos da rede para acelerar os cálculos hidráulicos e de quantitativos. Se no estudo de caso 3 a rede fosse avaliada plenamente (mesmo arbitrando o diâmetro mínimo de 150 mm), seriam 623, ou seja, 789.730.223.053.603.000 de soluções, o que tornaria inviável computacionalmente tal procedimento ser realizado em um computador comum. Caso tal busca fosse efetuada, esta demanda ultrapassaria centenas de anos.

O dimensionamento hidráulico de redes coletoras de esgoto é demasiadamente restritivo, o que levou ao estudo de um modelo que não utilizasse técnicas de otimização que utilizassem penalidades ou não obtivessem resultados comprovados ou amplamente detalhados para esta situação. Em todos os casos, ficou demonstrada a eficácia do modelo de busca completa para o dimensionamento ótimo de redes coletoras de esgoto.

Um resumo dos valores e percentuais reduzidos pela FARC está exibido na tabela 15 e figura 9. Na tabela 16 percebem-se as diferentes estratégias utilizadas pelo algoritmo e suas respectivas consequências econômicas.

Descrição	Valor sem a aplicação do modelo (R\$)	Valor com a aplicação do modelo (R\$)	Percentual de redução em relação à solução inicial (%)
Rede Real 1 (sub-bacia 1)	70.751,09	61.316,44	15,39%
Rede Real 2 (sub-bacia 1)	50.390,54	49.303,76	2,20%
Rede Real 2 (sub-bacia 3)	40.200,04	38.254,12	5,09%

Tabela 15: Valores e percentuais de redução obtidos para os estudos de caso

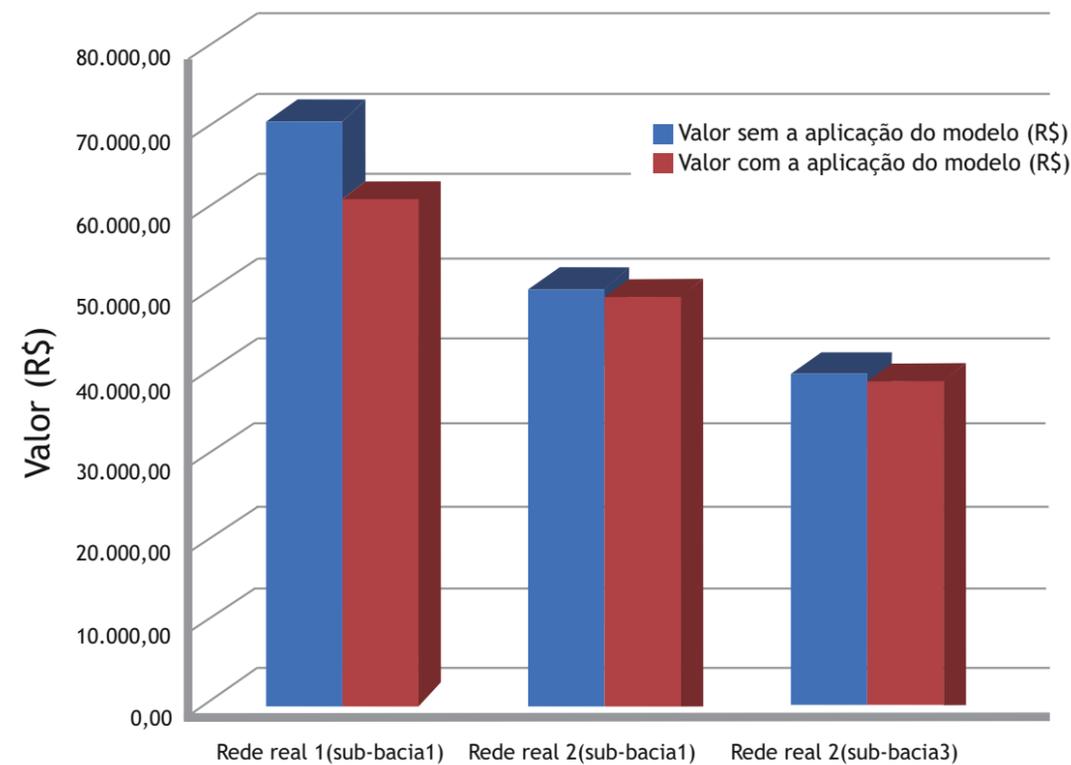


Figura 9: Valores obtidos para os dois estudos de caso

Descrição	Estratégia adotada	Consequências econômicas
Rede Real 1 (sub-bacia 1)	Aumento dos diâmetros dos trechos (1-6) e (1-7) de 150 para 200 mm (coletores finais da rede)	Eliminação do volume de escavações em profundidades superiores a 4 metros e redução do volume de escavação em profundidades inferiores a 2 metros e área de escoramento
Rede Real 2 (sub-bacia 1)	Redução do diâmetro do ultimo trecho da rede (1-6) de 300 para 250 mm	Aumento suave dos custos com escavação e escoramento. Redução dos valores com o assentamento e aquisição das tubulações
Rede Real 2 (sub-bacia 3)	Redução do diâmetro do ultimo trecho da rede (3-4) de 300 para 250 mm	Aumento suave dos custos com escavação e escoramento. Redução dos valores com o assentamento e aquisição das tubulações

Tabela 16: Estratégias adotadas pelo modelo e suas respectivas consequências econômicas para os dois estudos de caso

Conclusões e recomendações

Em princípio, deparou-se que redes superiores a nove trechos exigiriam uma alta velocidade computacional pelo fato de o algoritmo primeiramente percorrer todas as soluções possíveis. Como solução, dividiram-se as redes reais em sub-bacias, o que não compromete os resultados finais, pois o coletor tronco foi dimensionado a partir dos resultados das sub-bacias contribuintes. Com tal implicação, as duas redes foram dimensionadas no UFC9 e, em seguida, foi utilizada a ferramenta computacional e analisada sua eficácia.

A formulação do problema de redução de custos deste trabalho caracteriza-se por possuir apenas um objetivo: atenuar os custos com a implantação de redes coletoras de esgotos tendo em vista sua topografia e outros parâmetros pertinentes.

Pode-se afirmar, de acordo com as comparações realizadas, que os resultados dos dois cenários apresentados comprovam a eficácia do modelo, haja vista que houve redução de custos nos dois estudos de caso e, ainda, com o emprego de diferentes estratégias para culminar no objetivo final.

Um ponto que se deve frisar em relação à pesquisa foi agregar redes reais, como prova da viabilidade técnica resultante do modelo. Vale ressaltar que mesmo com um maior tempo que uma rede de grande porte pode acarretar com a utilização da ferramenta computacional, tal procedimento ainda é válido, pois se tem a garantia da solução ótima global do sistema em questão. Ademais, pode-se trabalhar (a partir da modificação do código fonte) com diversos computadores concomitantemente.

Em suma, além de atualmente nenhum programa atingir objetivos similares em escala real, a racionalização de cálculos e custos presentes nos modelos deste trabalho faz com que a ferramenta seja prática e útil.

Embora o modelo possua todas as características para a redução de custos em uma rede coletora de esgotos, algumas sugestões relevantes com o intuito de expandir a aplicabilidade e o conhecimento do trabalho desenvolvido:

- Possibilidade de inserção de outros materiais de tubulação além do PVC.
- Possibilidade de inserção de diâmetros, fora da gama comercial atualmente disponível.
- Implantação de uma programação com processo paralelo, para que diversas instruções sejam processadas simultaneamente.
- Atualização automática dos preços via internet;

Referências

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR-9649 – Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ARGAMAN, Y.; SHAMIR, U.; SPIVAK, E. Design of optimal sewerage systems. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, v.99, n.5, p.703-716, Out., 1973.

BRASIL. Programa de Modernização do Setor Saneamento (Brasil). Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. Visão Geral da Prestação dos Serviços de Água e Esgotos - 2002: (Um Extrato do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos). BRASÍLIA: PMSS/SNIS, 2004. 93 p.

CYNAMON, S. E. Sistema não convencional de esgoto sanitário a custo reduzido. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, 1986. 52 p.

MAGALHÃES, C. A. G. Dimensionamento dos sistemas de esgotos sanitários de grande porte via redução de custos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1995. 195p.

RODRIGUES, G. P. W. Computação gráfica e modelagem computacional aplicadas ao traçado e dimensionamento hidráulico de redes coletoras de esgoto sanitário. Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Ceará, 2006. 165 p.

Diagnóstico do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo/RS

Diagnosis of the municipal solid waste management system in the city of Passo Fundo/RS

Aline Pimentel Gomes | Adalberto Pandolfo | Aline Ferrão Custódio Passini
Pedro Domingos Marques Prietto | Nicole Becker Portela

Data de entrada: 10/08/2012 | Data de aprovação: 05/07/2012

Resumo

Este trabalho tem como objetivo diagnosticar o atual sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo/RS. Dados referentes aos serviços de limpeza urbana e ao manejo dos resíduos sólidos foram obtidos nos órgãos públicos municipais por meio de entrevistas, análises de documentos e observações diretas. Os resultados demonstram a falta de capacitação técnica da administração pública municipal, a ausência de políticas públicas voltadas aos resíduos sólidos e a falta de conscientização da população, que não faz a separação dos recicláveis na fonte, além disso, o município não possui uma usina de compostagem, a usina de triagem existente não tem sido operada adequadamente e a situação da área de disposição final de resíduos sólidos do município é precária.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos; gerenciamento de resíduos sólidos; manejo de resíduos sólidos

Abstract

The aim of this paper is to diagnose the current municipal solid waste management system in the city of Passo Fundo/RS. Data regarding solid waste management were obtained with the public authorities through interviews, document reviews and direct observations. The results demonstrate the lack of technical capacity of municipal public administration, the absence of public policies related to solid waste and lack of awareness of the population, that does not separate the recyclable waste at source, in addition, the municipality does not have a composting plant, the existing recycling center has been operated inadequately and the situation of the area of final disposal of municipal solid waste is precarious.

Key-words: municipal solid waste; solid waste management; urban sanitation

Aline Pimentel Gomes*

Engenheira Civil e Mestre em Engenharia pela Universidade de Passo Fundo.

Adalberto Pandolfo

Engenheiro Civil. Doutor em Engenharia de Produção. Professor da Universidade de Passo Fundo.

Aline Ferrão Custódio Passini

Engenheira de Alimentos. Doutora em Engenharia Química. Professora da Universidade de Passo Fundo.

Pedro Domingos Marques Prietto

Engenheiro Civil. Doutor em Engenharia. Professor da Universidade de Passo Fundo.

Nicole Becker Portela

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade de Passo Fundo.

*Endereço para correspondência:

Rua Gal Nascimento Vargas, 114/13 – Centro – Passo Fundo - RS - CEP: 99020-000 - Brasil e-mail: alinegomes1977@hotmail.com

1. Introdução

De acordo com Vilhena (2010), os resíduos sólidos gerados em residências (resíduos residenciais), em estabelecimentos comerciais (resíduos comerciais) e nas atividades de limpeza de ruas, capinação, poda (resíduos públicos) são denominados Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e são de responsabilidade da Prefeitura Municipal. Os Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) são constituídos pelos resíduos residenciais e comerciais.

Nos últimos anos, a quantidade, o volume e a composição dos RSU têm alterado bastante, isso se deve, principalmente, ao aumento populacional, às mudanças nos estilos de vida das pessoas e ao desenvolvimento e consumo de produtos com materiais que são menos biodegradáveis (ASASE *et al.*, 2009).

Diariamente milhares de toneladas de RSU são geradas em todo o mundo causando diversos problemas ambientais, como poluição do ar, do solo e da água, problemas de saúde pública, como risco de transmissão de doenças e proliferação de vetores, e problemas sociais, como poluição visual e atração de catadores que trabalham em condições precárias, entre outros. Estes problemas são causados, principalmente, pela disposição final inadequada destes resíduos. A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 revelou que, no país, 50,8% dos municípios ainda utilizam lixões a céu aberto, 22,5% utilizam aterros controlados e 27,7% utilizam aterros sanitários para a disposição final dos RSU (IBGE, 2010).

O gerenciamento dos RSU está entre as atividades do saneamento ambiental municipal, cujo objetivo principal é propiciar a melhoria ou a manutenção da saúde da população, isto é, seu bem-estar físico, social e mental (BORGES, 2003). Este gerenciamento representa uma das maiores preocupações e fontes de despesas para os cofres públicos, por ser uma tarefa complexa devido ao crescimento da quantidade e complexidade dos resíduos gerados, a limitações de ordem financeira, falta de capacitação técnica, descontinuidade política e administrativa, ausência de controle ambiental, além da falta de conscientização da população.

Para Tchobanoglous *et al.* (2002), o gerenciamento dos RSU é um processo complexo que envolve um conhecimento multidisciplinar e das tecnologias existentes para controle de geração, acondicionamento, coleta, transferência, transporte, tratamento e disposição final dos resíduos. Todo o processo deve estar de acordo com a legislação

existente, com os recursos financeiros disponíveis e com os aspectos de proteção ao meio ambiente e à saúde pública.

A cidade de Passo Fundo não se diferencia da maioria das cidades de médio porte brasileiras. O crescimento da população nos últimos anos teve como consequência o aumento da geração de resíduos, o que justifica a preocupação cada vez maior com a preservação do meio ambiente, com a saúde pública e a qualidade de vida da população. Dessa forma, torna-se necessária a busca de soluções para a questão dos RSU que melhorem a qualidade do meio ambiente urbano.

O presente trabalho tem como objetivo diagnosticar o atual sistema de gerenciamento dos RSU do município de Passo Fundo/RS.

2. Metodologia

O município de Passo Fundo está localizado na região Norte do estado do Rio Grande do Sul, possui uma população total de 184.826 habitantes, sendo que 180.120 habitantes moram na área urbana, densidade demográfica de 235,92 hab/km² e PIB per capita de R\$ 19.887,14 (IBGE, 2011), tem grande importância na região, atraindo anualmente milhares de pessoas em busca de recursos nas áreas de saúde, educação, prestação de serviços, emprego e moradia e sediando diversos eventos artísticos, culturais e científicos.

A estrutura metodológica para o desenvolvimento deste trabalho foi dividida em 6 etapas, descritas a seguir:

Etapa 1: Estrutura administrativa

Nesta etapa foi identificada a estrutura administrativa da Prefeitura Municipal de Passo Fundo responsável pela limpeza urbana e manejo dos RSU gerados no município. Foram realizadas entrevistas nos meses de abril e novembro de 2010 com os responsáveis pelos Núcleos de Resíduos Sólidos, de Educação Ambiental e de Plantas da Secretaria do Meio Ambiente (SMAM) e Núcleo de Limpeza Urbana da Secretaria de Transportes e Serviços Gerais (SETRANS).

Etapa 2: Geração

Nesta etapa foram coletadas informações sobre a quantidade dos RSU gerados no município. Para isto, foram realizadas entrevistas com os responsáveis pelos Núcleos de Resíduos Sólidos e de Plantas (da SMAM) e de Limpeza Urbana (da SETTRANS) e foram analisadas planilhas quantitativas referentes

aos resíduos coletados. Quanto à determinação da composição gravimétrica destes resíduos, foram realizadas pesquisas bibliográficas sobre trabalhos já publicados sobre este assunto.

Etapa 3: Acondicionamento

Para a identificação das formas de acondicionamento dos RSU gerados no município foram realizadas visitas a alguns locais utilizados para este fim pela população, nos diversos bairros da cidade, nos meses de maio e novembro de 2010. A observação direta auxiliada pelo registro fotográfico serviu para identificar os locais e tipos de recipientes mais utilizados pela população.

Etapa 4: Coleta e transporte

Nesta etapa foram identificados os agentes formais que realizam a coleta e o transporte dos RSD, assim como os veículos utilizados para esse fim. Também foram determinadas a abrangência, a regularidade e a frequência de coleta. Com relação aos resíduos públicos, foram determinados os agentes, equipamentos e veículos utilizados para a coleta e transporte. Foram realizadas entrevistas com os responsáveis por estes serviços nos Núcleos de Resíduos Sólidos e de Plantas (da SMAM) e de Limpeza Urbana (da SETRANS) e análises dos contratos de prestação de serviços por empresas terceirizadas.

Etapa 5: Tratamento e disposição final

Por meio de entrevista com o coordenador do Nú-

cleo de Resíduos Sólidos (da SMAM), foram identificadas as formas de tratamento e disposição final dos RSU coletados no município. Nesta fase, também foi realizada a descrição da situação da área de disposição de RSU do município, baseada na análise de documentos e visitas técnicas ao local nos meses de junho, julho e novembro de 2010, nas quais foram realizados registros fotográficos para melhor visualização das informações.

Etapa 6: Custos operacionais

Para a obtenção dos custos operacionais referentes aos serviços de limpeza urbana e manejo dos RSU, foram entrevistados os responsáveis pelos Núcleos de Resíduos Sólidos (da SMAM) e de Limpeza Urbana (da SETRANS) e analisados os contratos de prestação de serviços por empresas terceirizadas. Também foram analisadas leis municipais referentes à Taxa de Coleta de Lixo e consultados funcionários da Secretaria de Finanças da Prefeitura no mês de novembro de 2010.

3. Resultados e discussão

3.1 Estrutura administrativa

A estrutura administrativa da Prefeitura Municipal de Passo Fundo, responsável pela limpeza urbana e manejo dos RSU gerados no município, pode ser vista no organograma da Figura 1.

O Núcleo de Limpeza Urbana da Coordenadoria de Serviços Gerais da SETRANS tem as seguintes

atribuições: limpeza das vias públicas; limpeza, manutenção e administração das praças, parques e jardins; administração de cemitérios públicos e capelas mortuárias; e limpeza de pátios das escolas e creches municipais. Possui uma equipe de funcionários que realiza serviços gerais de limpeza, que também são prestados por empresas terceirizadas.

O Núcleo de Resíduos Sólidos Urbanos da Coordenadoria de Administração e Planejamento da SMAM tem como atribuição coletar o lixo urbano e rural. É constituído por um funcionário, sem formação técnica na área de resíduos sólidos.

Cabe ao Núcleo de Educação Ambiental coordenar campanhas, eventos, palestras, cursos e programas de educação ambiental; organizar e administrar uma biblioteca com livros e materiais relativos ao meio ambiente; desenvolver projetos que busquem recursos em âmbito federal, estadual e municipal; e promover a educação ambiental em estabelecimentos de ensino público, privado, empresas e entidades. Este núcleo é constituído por um funcionário, com formação na área de educação.

No Núcleo de Plantas da Coordenadoria de Arborização existe uma equipe de funcionários, coorde-

nada por um engenheiro agrônomo, que tem como atribuição a realização de serviços de podas de formação e limpeza nas árvores das vias públicas, praças e parques.

Além da estrutura administrativa da Prefeitura, existe o Conselho Municipal do Meio Ambiente, que tem caráter consultivo, deliberativo e normativo e é composto por 18 entidades governamentais e não governamentais. Este conselho foi concebido para possibilitar que os interesses coletivos da sociedade integrem a agenda pública, participando efetivamente da gestão das políticas públicas referentes ao meio ambiente.

3.2 Geração

As quantidades, em massa (toneladas), dos RSD coletados no município nos anos de 2006 a 2010 podem ser vistas na Tabela 1. A média mensal dos RSD coletados por ano tem apresentado um crescimento de, aproximadamente, 5,5% ao ano.

De acordo com Kalil (2008), nos anos de 2006 e 2007, além destas quantidades, foram coletadas anualmente cerca de 130 t de resíduos recicláveis, através da coleta seletiva. A partir de 2008, este va-

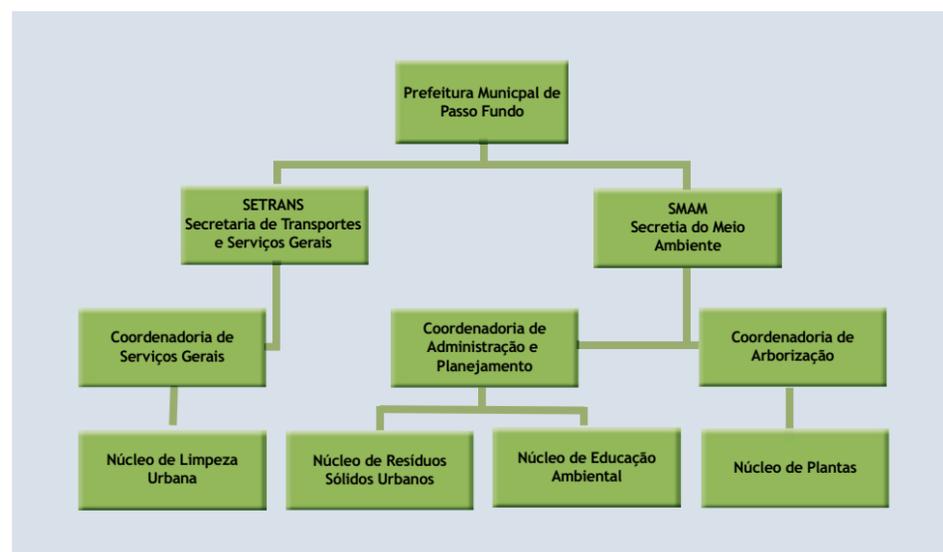


Figura 1: Organograma da estrutura administrativa responsável pela limpeza urbana e manejo dos RSU de Passo Fundo

	2006	2007	2008	2009	2010
Janeiro	3.025,70	3.382,85	3.159,02	3.332,60	3.563,04
Fevereiro	2.378,29	2.670,70	3.032,32	2.606,20	3.033,92
Março	2.984,53	2.886,28	3.095,30	3.110,07	3.347,57
Abril	2.363,08	2.752,69	3.218,81	3.150,44	3.249,06
Mai	2.836,94	3.006,75	3.287,00	3.156,87	3.223,30
Junho	2.844,25	2.896,71	3.360,08	3.157,00	3.388,08
Julho	2.846,31	2.920,05	3.390,50	3.224,27	3.450,84
Agosto	2.902,33	2.944,81	3.382,55	3.394,58	3.376,72
Setembro	2.759,85	2.875,06	3.163,31	3.416,44	3.269,37
Outubro	3.111,65	3.128,25	3.301,63	3.505,44	3.768,39
Novembro	2.833,08	*	3.121,70	3.483,27	3.837,38
Dezembro	3.176,44	*	3.332,60	3.892,74	4.377,08
TOTAL	34.062,45	29.464,15	38.844,82	39.429,92	41.884,75
MÉDIA	2.838,54	2.946,42	3.237,07	3.285,83	3.490,40

*dados não encontrados

Fonte: adaptado de Kalil (2008) e SMAM

Tabela 1: Quantidades (em toneladas) dos RSD coletados em Passo Fundo nos anos de 2006 a 2010



Figura 2: Quantidades (em toneladas) dos RSD coletados em Passo Fundo nos anos de 2006 a 2010

lor subiu para, aproximadamente, 400 t por ano.

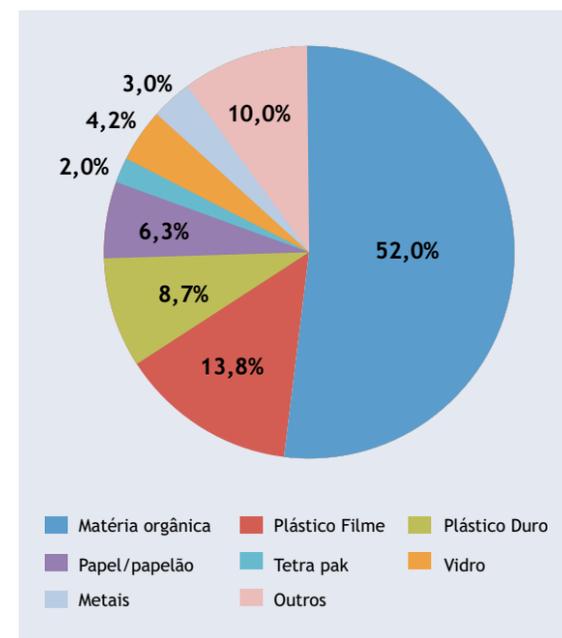
Tomando-se por base os valores de 2010, a quantidade de RSD coletados, considerando a coleta regular e seletiva, foi de 0,65 kg/habitante/dia. De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, na região Sul são coletados 0,63 kg/habitante/dia de resíduos sólidos urbanos (ABRELPE, 2010).

A Figura 2 também apresenta as quantidades mensais dos RSD coletados no município nos anos de 2006 a 2010. Percebe-se que o mês de dezembro apresenta as maiores quantidades coletadas, pois neste mês ocorre aumento no consumo de produtos devido às festas de final de ano. Nota-se também que fevereiro apresenta as menores quantidades, por ser o mês mais curto do ano, com apenas 28 ou 29 dias, e por ser um período de férias, no qual muitas pessoas saem da cidade.

Não foram quantificados os resíduos sólidos públicos decorrentes de limpeza de vias públicas, praças, canteiros, passeios públicos, cemitérios, capelas, escolas e parques, com a execução de capina, varrição manual e mecanizada e recolhimento de entulhos e animais mortos. Nas árvores das vias públicas, praças e parques são realizados serviços de podas de formação e limpeza, gerando mensalmente cerca de 80 m³ de resíduos.

Com relação à composição gravimétrica dos RSU gerados no município, atualmente não existem dados oficiais na Prefeitura. Andrade e Rojas (2007) realizaram uma pesquisa durante os meses de maio de 2006 a abril de 2007 para determinar a composição gravimétrica dos RSD coletados no município. As amostras provenientes de 10 bairros da cidade

foram recolhidas no pátio da usina de triagem do município logo após o descarregamento dos resíduos. Foram retiradas 4 amostras de 30 kg de diferentes locais do monte de resíduos para cada um dos 10 bairros do estudo. Posteriormente as amostras foram homogeneizadas e separou-se apenas uma de 30 kg, que foi separada e classificada conforme a NBR 10007. Os resultados podem ser vistos na Figura 3.



Fonte: Andrade e Rojas (2007).

Figura 3: Composição gravimétrica dos RSD coletados em Passo Fundo

	Passo Fundo ¹	São Carlos ²	Maringá ³	Rio Janeiro ⁴	São Paulo ⁵
Matéria orgânica	52	63,68	52,15	61	60,74
Papel/papelão	8,3	3,46	17,65	11	13,51
Plástico	22,5	6,04	13,48	15	15,34
Metal	3	1,76	5,01	2	1,65
Vidro	4,2	1,56	3,12	1	3,24
Outros	10	23,5	8,59	10	5,52

Fonte: ¹Andrade e Rojas (2007), ²Lopes (2003), ³Barros Júnior (2002), ⁴COMLURB (2005), ⁵Ruberg e Serra (2007)

Tabela 2: Composição Gravimétrica (%) dos RSD coletados em cidades brasileiras

Pode-se observar a predominância de matéria orgânica, com uma média de 52% do total de resíduos coletados, sendo que, entre os demais materiais, destaca-se ainda o plástico filme com aproximadamente 14%.

A Tabela 2 apresenta a composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares coletados em algumas cidades brasileiras, com base em estudos publicados.

3.3 Acondicionamento

A maioria da população não faz a separação dos recicláveis na fonte. Os resíduos residenciais são acondicionados pela população em sacos de lixo e sacolas plásticas de supermercado e posteriormente dispostos de diversas maneiras, para serem coletados pela empresa contratada para os serviços de coleta e também pelos catadores de materiais recicláveis. As formas de acondicionamento mais

usuais na cidade são os recipientes do tipo cesto metálico e caixa metálica e a deposição no passeio público, que podem ser vistos na Figura 4.

Na parte central da cidade, geralmente não existem recipientes para os resíduos comerciais, que são dispostos nos canteiros centrais ou nos passeios públicos, obstruindo a passagem de pedestres e ocasionando poluição visual (Figura 5).

Quanto aos pequenos resíduos descartados por pedestres em trânsito nas ruas, são utilizadas lixeiras públicas instaladas na parte central da cidade, nas ruas, avenidas, praças e parques, sendo que as mais usuais são as mostradas na Figura 6.

A maioria das lixeiras está bastante danificada e nas áreas onde ocorre maior concentração de pedestres, como nas paradas de ônibus, há acúmulo de resíduos nestes recipientes. Geralmente são encontradas nos passeios públicos na parte central da cidade e não existem ou existem em quantidade in-



Figura 4: Formas de acondicionamento de resíduos residenciais mais utilizadas na cidade



Figura 5: Formas de acondicionamento de resíduos comerciais no centro da cidade



Figura 6: Lixeiras para pequenos resíduos descartados por pedestres no centro da cidade

suficiente em algumas das principais vias da cidade, como, por exemplo, no trecho da Av. Brasil localizado no Bairro Boqueirão. Também, não existem na maioria dos canteiros centrais da Av. Brasil e nos passeios públicos da Av. Presidente Vargas.

A partir de dezembro de 2010 teve início a instalação de 350 contêineres com capacidade de 660 litros e 350 com capacidade de 1.000 litros para a coleta seletiva dos RSD em ruas e avenidas na parte central da cidade. Os contêineres são preparados para coleta mecanizada, os de cor laranja são para o lixo orgânico e de cor azul para o lixo reciclável (Figura 7).

Também começaram a ser instaladas na parte central da cidade, no final do mês de dezembro de 2010, 400 novas papeleiras, com capacidade de 50 litros cada, para o acondicionamento de pequenos

resíduos descartados por pedestres em trânsito nas ruas da cidade.

3.4 Coleta e transporte

Os serviços de coleta e transporte de RSD são realizados por uma empresa pública, a Companhia de Desenvolvimento de Passo Fundo (CODEPAS), e abrange 100% do município.

A coleta regular domiciliar é executada em todos os imóveis, de segunda-feira a sábado, apresenta frequência diária na parte central da cidade e alternada nas demais regiões, nos períodos diurno e noturno. A coleta ocorre nas sextas e sábados nos Distritos Municipais, de onde são coletados principalmente resíduos recicláveis e rejeitos, pois os resíduos orgânicos são geralmente utilizados para a compostagem. Para a execução destes serviços são utilizados 5 caminhões compactadores, cada um operado por 1 motorista e 3 coletores. Os resíduos coletados são transportados para a área de disposição final de RSU do município, situada a uma distância de aproximadamente 10 quilômetros da sede da Prefeitura Municipal de Passo Fundo.

A coleta seletiva de recicláveis é executada com a utilização de 2 caminhões tipo baú, 1 da Prefeitura e outro da empresa contratada. Os materiais recicláveis são coletados em órgãos públicos federais e municipais e em algumas entidades privadas, como escolas, universidade, bancos e empresas, e transportados para algumas organizações de catadores da cidade.

Cerca de 1.500 catadores realizam a coleta informal de recicláveis na cidade. Do total, 97% trabalham de forma autônoma e apenas 3% trabalham de forma organizada em cooperativas ou associações de catadores.

Os veículos utilizados na coleta e transporte dos



Figura 7: Contêineres para a coleta seletiva dos RSD



Figura 8: Veículos utilizados na coleta dos RSD de Passo Fundo

RSD podem ser vistos na Figura 8.

Na parte central da cidade, onde os contêineres estão sendo distribuídos, os serviços de coleta e transporte serão realizados por 2 caminhões compactadores com braços mecânicos para elevar e despejar os contêineres, 1 para a coleta dos resíduos orgânicos e outro para os recicláveis.

Destaca-se que como a população ainda não foi devidamente instruída sobre a coleta seletiva, uma grande quantidade de resíduos orgânicos tem sido depositada nos contêineres para recicláveis. Os materiais coletados nos contêineres para lixo reciclável deveriam ser encaminhados para as organizações de catadores da cidade, porém, como os resíduos não são separados pela população, estão sendo transportados para a usina de triagem do município.

Quanto aos resíduos domiciliares especiais, a Prefeitura não oferece à população a coleta de lâmpadas fluorescentes usadas, e resíduos com grandes volumes, como móveis e eletrodomésticos por exemplo. Os pneus usados coletados no município são acondicionados em um depósito localizado no Distrito Industrial, chamado de Ecoponto. Estes pneus são transportados para o município de Nova Santa Rita/RS para um depósito da Associação Nacional da Indústria de Pneumáticos, sendo posteriormente transportados para Candiota/RS, para serem queimados em fornos para a fabricação de cimento.

Quanto aos resíduos públicos, são utilizadas roçadeiras e carros lutocar, equipados com vassouras, rastéis e pás, para a realização dos serviços de limpeza de vias, passeios públicos, praças, canteiros e parques. Os serviços de varrição mecanizada de ruas e avenidas são realizados a noite com a utili-

zação de uma varredeira mecânica acoplada a um trator. E os serviços de podas de árvores em vias públicas, praças, canteiros e parques são realizados com a utilização de um caminhão equipado com triturador de galhos, motosserras e motopodadoras.

3.5 Tratamento e disposição final

Os resíduos sólidos domiciliares e os públicos gerados no município, decorrentes de limpeza de vias públicas, praças, canteiros, jardins, passeios públicos, cemitérios, capelas, escolas e parques, com a execução de capina, varrição manual e mecanizada e recolhimento de entulhos e animais mortos, são transportados para a área de disposição final de RSU do município. Enquanto que os resíduos públicos decorrentes de podas são coletados e transportados para o viveiro de mudas municipal e para propriedades particulares para serem compostados.

A área de disposição final de RSU do município localiza-se no bairro São João da Bela Vista e possui aproximadamente 3,5 hectares. Os RSU gerados no município têm sido dispostos neste local desde o ano de 1991. A área é composta por quatro células: no local do antigo lixão (célula A) não existem camadas de impermeabilização na base e sistema de drenagem de líquidos e gases; na área do aterro controlado (célula B) também não existem camadas de impermeabilização na base do aterro e, embora exista sistema de drenagem de líquidos e gases, este é ineficiente; as duas células de aterro sanitário (células C e D) foram construídas atendendo aos requisitos necessários à implantação e operação deste tipo de atividade, com camadas de impermeabilização na base e nas laterais, sistemas de drenagem de gases e coleta e transporte de lixiviado para lagoas facultativas. Destaca-se que estas duas células de



Figura 9: Estradas internas na área de disposição final de RSU do município

aterro sanitário nunca tiveram Licença de Operação da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FE-PAM) e foram autorizadas pela mesma em caráter excepcional e emergencial através de um acordo judicial até que a área de disposição final de RSU fosse recuperada e o novo aterro sanitário fosse construído.

A área de disposição final de RSU do município é cercada e existem no local: uma guarita junto ao portão de acesso; uma balança para a pesagem dos RSD; um prédio de alvenaria onde funcionam banheiros, vestiários, refeitório, escritório e acomodações do vigia; uma garagem em alvenaria para os equipamentos utilizados no local; uma área coberta para o descarregamento dos resíduos; um prédio de alvenaria onde funciona a usina de triagem, equipada com esteira e prensas; um prédio de alvenaria para depósito dos recicláveis; 4 células de aterra-

mento de resíduos; 3 lagoas para armazenamento e tratamento de lixiviado.

Desde o início de junho de 2010, a usina de triagem de materiais recicláveis está sendo operada por uma associação de catadores. De maneira geral, estes equipamentos estavam em péssimo estado, necessitando de manutenção e reparos. Nos meses seguintes, a associação de catadores teve que suspender suas atividades por inúmeras vezes, para que a esteira pudesse ser consertada e a instalação elétrica substituída com urgência, pois apresentavam risco à saúde dos trabalhadores e a iluminação era insuficiente. Estes problemas geraram uma grande desmotivação no grupo reduzindo o número de associados de 60 para 20.

Após o processo de triagem, durante os meses de junho a dezembro, os rejeitos foram depositados em uma área provisória próxima à usina de tria-

gem, sem medidas de proteção ao meio ambiente e à saúde pública. A célula D, que já estava encerrada desde maio de 2010 e ainda não tinha recebido a cobertura final de terra, teve que ser ampliada em novembro para receber os resíduos da área de disposição temporária por determinação judicial.

As estradas internas se encontram em péssimo estado, não são pavimentadas e em dias de chuva a maioria fica intransitável, existe grande quantidade de resíduos depositados nas áreas de circulação, o sistema de drenagem superficial é inadequado e quando chove bastante no município algumas áreas ficam alagadas (Figura 9).

Catadores realizam a catação de recicláveis na área de disposição final de RSU, alguns moram sobre as células já encerradas, próximas à usina de triagem e constroem seus barracos com materiais encontrados em meio aos resíduos e até mesmo com pedaços de geomembrana retirada da lagoa de tratamento de lixiviado (Figura 10).

Salienta-se que não é realizado nenhum tipo de monitoramento na área de disposição final de RSU do município. Além disso, existe uma grande quantidade de animais como aves, cães, gatos e cavalos.

A empresa terceirizada contratada para a operação do aterro tem prestado os serviços de forma inadequada. Desde 2005, logo depois de ter sido contratada, tem recebido dezenas de notificações por parte da SMAM por não cumprir as exigências contratuais.

3.6 Custos operacionais

A Tabela 3 apresenta os custos mensais referentes aos serviços de coleta, transporte e disposição final dos resíduos sólidos urbanos e serviços de limpeza urbana realizados no município por empresas terceirizadas.

Os serviços terceirizados de limpeza urbana e de coleta, transporte e disposição final dos resíduos sólidos urbanos custam mensalmente ao poder público municipal, aproximadamente, R\$ 650.000,00, o que corresponde a um custo de R\$ 3,60 habitante/mês. Considerando-se somente os serviços terceirizados referentes à coleta, transporte e disposição final dos RSU, o custo mensal é de, aproximadamente, R\$ 470.000,00, sendo de R\$ 2,60 habitante/mês. De acordo com ABRELPE (2010), as despesas municipais mensais com coleta de re-



Figura 10: Catadores na área de disposição final de RSU do município

Serviço Contratado	Unidade	Valor Unit.	Quantidade	Valor
Coleta seletiva de recicláveis (caminhão baú)	Km rodado	4,97	2.260,00*	11.232,20
Coleta seletiva de recicláveis (cam. compact.)	Km rodado	9,88	2.100,00*	20.748,00
Coleta de resíduos domiciliares e comerciais	tonelada	84,00	3.490,40*	293.193,60
Operação do aterro sanitário	Preço global	-	-	68.707,36
Recolhimento de animais mortos	Km rodado	2,34	2.500,00**	5.850,00
Varição mecanizada de ruas e avenidas	Preço global	-	-	24.099,65
Serviços gerais em ruas, passeios públicos, praças, cemitérios, capelas, escolas e parques	Preço global	-	-	81.921,00
Limpeza de ruas, com capina e varrição, podas e recolhimento de entulhos	Preço global	-	-	67.137,75
Locação de contêineres e papeleiras	litro	0,11	601.000	66.110,00
Construção de célula do aterro sanitário	Preço global	-	-	11.000,00
TOTAL MENSAL				649.999,56

* Médias mensais de 2010 (CODEPAS) **Quantidade máxima conforme contrato de prestação do serviço | Fonte: SETRANS e SMAM

Tabela 3: Custos mensais dos serviços terceirizados de limpeza urbana e manejo dos RSU

síduos sólidos urbanos no Brasil e na região Sul são de R\$ 3,41 habitante/mês e R\$ 3,00 habitante/mês, respectivamente.

A Taxa de Coleta de Lixo (TCL) foi instituída no município pela Lei Municipal nº 1.779 de 1977. Foi cobrada durante alguns anos e posteriormente cancelada. Em novembro de 2009 a TCL passou a vigorar novamente com alterações introduzidas pela Lei Complementar nº 233, tendo como fato gerador a utilização, efetiva ou potencial, dos serviços de coleta, remoção, transporte e condicionamento final de lixo, domiciliar ou não, prestados ao contribuinte ou postos à sua disposição. É estipulada a partir de critérios de periodicidade de recolhimento e tipo de estabelecimento gerador de resíduos (PASSO FUNDO, 2009).

A cobrança da TCL teve início no mês de setembro de 2010, mediante inserção nas contas de consumo mensal de energia elétrica a partir de um convênio entre o Executivo Municipal e a concessionária de energia elétrica (RGE). O valor mensal arrecadado é de aproximadamente R\$ 200.000,00.

Observa-se que este valor está abaixo do custo mensal dos serviços terceirizados referentes à coleta, transporte e disposição final dos resíduos sólidos urbanos que é de, aproximadamente, R\$ 470.000,00.

4. Conclusões

A Prefeitura dispõe de uma estrutura administrativa inadequada devido à falta de capacitação técnica, principalmente nos Núcleos de Resíduos Sólidos e de Educação Ambiental. Apesar de alguns esforços em divulgar os programas de educação ambiental relacionados aos RSU, estes não têm conseguido atingir a totalidade da população, que tem pouca conscientização quanto aos problemas causados por estes resíduos. Outro problema é a ausência de um Plano Municipal de Gestão Integrada dos RSU e a falta de dados sobre o atual gerenciamento destes resíduos.

Como ainda não existe no município um projeto estruturado de coleta seletiva, apenas algumas iniciativas que estão sendo implementadas pelo poder público, como a distribuição de contêineres na parte central da cidade, a população não faz a segregação na fonte geradora e nem o acondicionamento adequado dos recicláveis.

Quanto às formas de tratamento dos RSU, o município não possui uma usina de compostagem, a qual poderia aproveitar a fração orgânica dos resíduos que representa mais de 50% do total coletado, e a

usina de triagem existente não tem sido operada de forma adequada devido a problemas nos equipamentos e na instalação elétrica. O resultado disso é que toneladas de resíduos que poderiam ser reaproveitados são aterrados todos os dias, reduzindo a vida útil do aterro sanitário.

A situação da área de disposição final de RSU do município é precária, caracterizando-se como um lixão a céu aberto, sem medidas de proteção ao meio ambiente e a saúde pública, sem a cobertura diária de terra, sem monitoramento, com uma grande quantidade de resíduos espalhados nas áreas de circulação e estradas internas e a presença de catadores e muitos animais.

É importante ressaltar que a administração pública tem priorizado as metas de curto prazo, implementando procedimentos e tecnologias corretivas, ao invés de metas propostas para médio e longo prazo, que visam obter os meios técnicos e financeiros necessários para executar programas de caráter preventivo, evitando os problemas causados pelos RSU no município.

Este estudo traz contribuições ao conhecimento do atual sistema de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos urbanos no município. Os dados obtidos poderão subsidiar o planejamento de políticas públicas e a elaboração do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos.

Referências

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2009. 2010. 210p.

ANDRADE, A. P. de; ROJAS, J. W. J. Análise da Composição Gravimétrica para a implantação da compostagem dos RSU. Anais do II MADEHUMAN II. 2007.

ASASE, M. *et al.* Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: A case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana. Elsevier. Waste Management. p. 2779-2786. jul. 2009.

BARROS JÚNIOR, C. de. Os resíduos sólidos urbanos na cidade de Maringá: Um modelo de gestão. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Química, área de Desenvolvimento de Processos) - Universidade Estadual de Maringá - Maringá, 2002.

BORGES, J. C. de. Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte. 3. ed. São Paulo, 2003.

COMLURB. Companhia Municipal de Limpeza Urbana. Caracterização Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares do Município do Rio de Janeiro 2005. Disponível em: < http://comlurb.rio.rj.gov.br/download/caracterizacao_do_lixo_domiciliar_2005.pdf>. Acesso em: 08 jul. 2010.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cidades@. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 15 maio 2011.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro, 2010. 219p.

KALIL, R. Redes de Infraestrutura Urbana: gestão de programas e projetos na cidade de Passo Fundo de 2005 a 2007. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia - área de concentração em Infraestrutura e Meio Ambiente) - Universidade de Passo Fundo - Passo Fundo, 2008.

LOPES, A. A. Estudo da gestão e do gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos no município de São Carlos/SP. 2003. Dissertação (Mestrado

em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo - São Carlos, 2003.

PASSO FUNDO. Lei Complementar nº 233 de 03 de novembro de 2009. Dispõe sobre a taxa de coleta de lixo no município de Passo Fundo. Disponível em: < <http://www.pmpf.rs.gov.br/index.php?p=1145&a=1&pm=1&if=1>>. Acesso em: 15 mar. 2010.

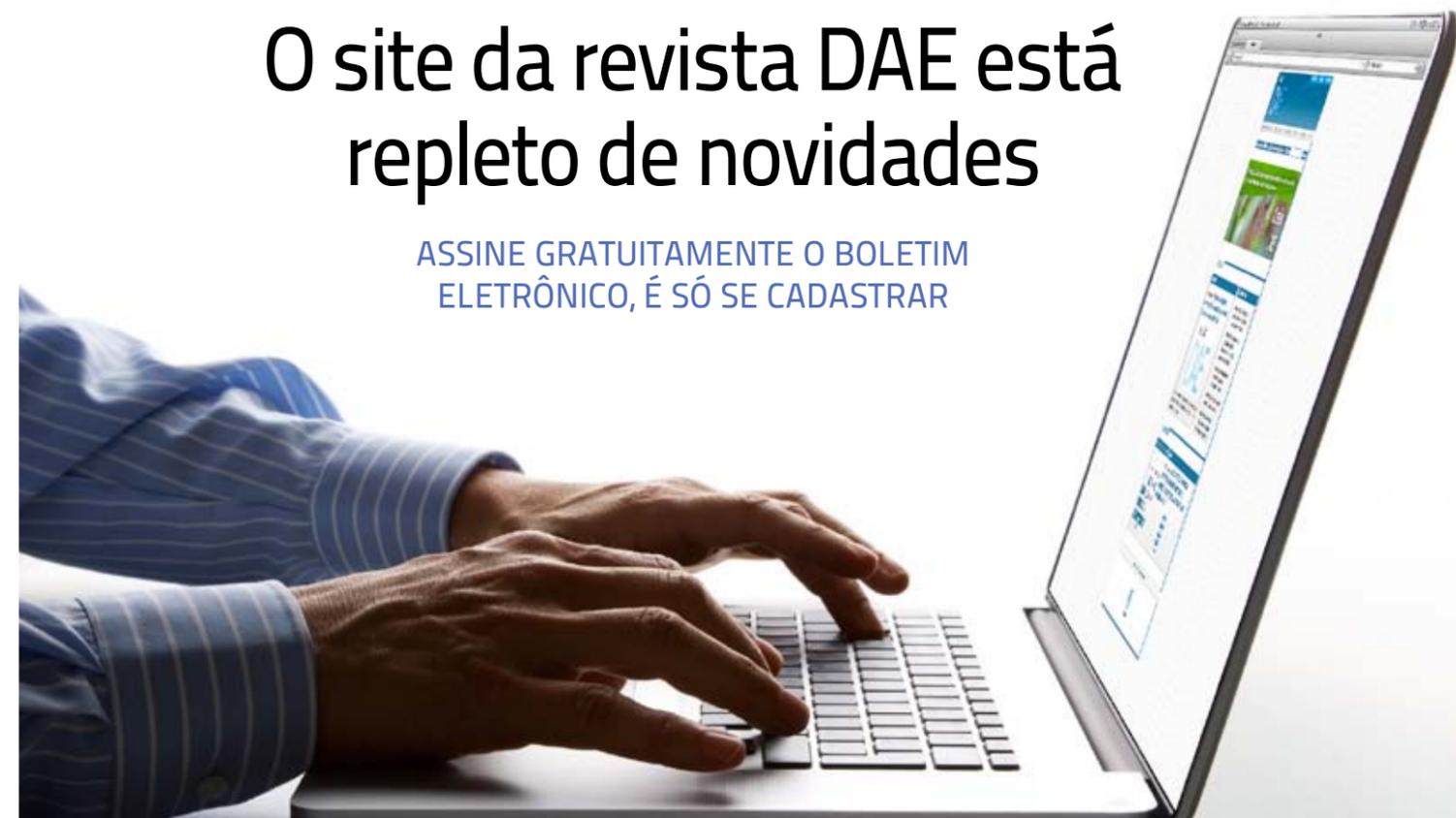
RUBERG, C.; SERRA, G. G. Destinação de resíduos sólidos domiciliares em megacidades: uma análise do município de São Paulo. Revista Brasileira de Ciências Ambientais. Nº 8. p. 4-9, dez. 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G. *et al.* Introduction. In: TCHOBANOGLIOUS, G; KREITH, F. (co-Ed.). Handbook of solid waste management. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 2002.

VILHENA, A. (Coord.). Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 3. ed. São Paulo: Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), 2010. 350p.

O site da revista DAE está repleto de novidades

ASSINE GRATUITAMENTE O BOLETIM ELETRÔNICO, É SÓ SE CADASTRAR



Avaliação qualitativa e quantitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte

Qualitative and quantitative evaluation of biogas emissions in a medium size sanitary disposal site

Jorge Luiz Audibert | Fernando Fernandes

Data de entrada: 07/11/2011 | Data de aprovação: 23/07/2012

Resumo

O aterro controlado de Londrina (500.000 habitantes) é um aterro de porte médio que operou entre 1970 e 2010, sendo que no último ano recebia aproximadamente 127.750 toneladas de resíduos sólidos. A estimativa do biogás emitido foi realizada através de três campanhas entre 2009 e 2010, distribuindo-se a área em três setores, medindo-se o biogás na saída dos drenos e na camada de cobertura. Os resultados de emissão foram comparados com a estimativa de produção de biogás, aplicando-se três modelos matemáticos.

O valor médio da emissão de biogás nas três campanhas de medidas realizadas em campo foi de 34.398.731 Nm³/ano, valor próximo aos valores obtidos por meio dos modelos matemáticos.

Palavras-chave: aterro sanitário, resíduos sólidos domésticos, emissões de biogás

Abstract

Londrina (500,000 habitants) has a medium size disposal site for Municipal Solid Waste that was in operation between 1970 and 2010. During the last year of operation (2010) the site received 127,750 t. of solid wastes. Estimations of landfill gas emissions were made in three field measurements which gave dates of gas emissions by the final cover layer and gas drains. The site was divided in 03 sectors. The results of measurements were compared with estimations of gas production using three mathematical models.

The average gas emissions measured was 34,398,731 Nm³/year, similar to the values obtained by means of mathematical models.

Key-words: landfill, municipal solid waste, emisions of biogas

Jorge Luiz Audibert*

Engenheiro Civil pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento (UEL)
email: jmaudibert@sercomtel.com.br

Fernando Fernandes

Professor Doutor do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Londrina e do Mestrado de Engenharia de Edificações e Saneamento – email: fernando@uel.br

*Endereço: Est. Achilles Pimpão Ferreira, 4001 - Cx. Postal 153 - Londrina - PR - CEP: 86.001-970 - Brasil - Tel: (43) 3334-0382

1. Introdução

O biogás gerado a partir da biodegradação dos resíduos sólidos domésticos em aterros sanitários, aterros controlados e lixões é constituído por metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), gás sulfídrico (H₂S) e outros gases em menor proporção. Os dois gases (CH₄ e CO₂), reconhecidamente causadores do efeito estufa, são emitidos livremente na atmosfera na maior parte dos aterros do Brasil.

Em termos qualitativos, existem diversos fatores que podem alterar a composição do biogás de aterros municipais, entre os quais a parcela de matéria orgânica nos resíduos sólidos domésticos (RSD), a umidade desses resíduos, a forma de operação do aterro e o clima da região (MACIEL, 2003).

Estimativas teóricas da produção do biogás nos aterros podem ser realizadas por meio de modelos matemáticos disponibilizados pela literatura. No entanto, devido ao grande número de variáveis envolvidas na biodigestão da matéria orgânica dos RSD, os resultados estimados podem divergir significativamente em relação aos resultados de medidas de campo. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) apresenta alguns modelos, entre os quais um modelo matemático que foi avaliado em aterros municipais dos Estados Unidos (USEPA, 1998) e um software conhecido como Landgem 3.02 (USEPA, 2005). O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas apresenta alguns modelos matemáticos, entre os quais um modelo de primeira ordem (IPCC, 1996).

A emissão do biogás pela camada de cobertura de um aterro e por drenos verticais porventura existentes está relacionada com a forma de operação do aterro ao longo dos anos. Fatores como profundidade e quantidade de drenos de gases, espessura da camada de cobertura e dimensões das células onde os RSD são dispostos influenciam nas rotas do biogás no interior da massa de lixo e, conseqüentemente, nos pontos de fuga do gás para a superfície (MACIEL, 2003).

Um método utilizado para avaliação dos gases emitidos é o parcelamento do aterro em áreas menores, objetivando conhecer as características das emissões desse aterro e também aumentar a precisão dos resultados. Entretanto, não existe unanimidade na literatura com relação ao melhor método para realização das pesquisas, principalmente pela diversidade de formas de operação e

locais onde os aterros se posicionam.

Neste trabalho foram realizadas as medições de vazão e determinação da composição do biogás emitido pelo aterro controlado de Londrina, cidade localizada no norte do Paraná. As determinações foram feitas nas saídas dos drenos de gás e na camada de cobertura, sendo estes resultados comparados com aqueles obtidos a partir dos modelos matemáticos considerados.

Metodologia

1. O aterro controlado de Londrina/PR

O município de Londrina tem população de aproximadamente 500.000 habitantes e está localizado no norte do Estado do Paraná. Trata-se de um município com 75 anos de fundação e, atualmente, 97% de sua população reside na urbana (IBGE, 2010).

O aterro controlado de Londrina se localiza na Estrada do Limoeiro, km 3, zona leste da cidade. Iniciou suas atividades no ano de 1979 e encerrou-as no ano de 2010, perfazendo aproximadamente 32 anos de operação. A forma de operação fundamental utilizada pelas empreiteiras e pela própria Prefeitura Municipal de Londrina foi a deposição do lixo em camadas de aproximadamente 3 metros de altura e compactação por meio de tratores de esteira, fazendo a camada de cobertura com solo local.

As informações obtidas junto aos gerenciadores do aterro possibilitaram a identificação macro de três grandes áreas ocupadas em épocas diferentes, utilizando como critério a idade dos RSD depositados. Embora não haja uma regra exata de separação pelas informações obtidas, definiu-se a área 1 como contendo resíduos mais novos (até dois anos), a área 2 com resíduos de idade até 6 anos e a área 3 com resíduos depositados há mais de 6 anos. A Figura 1 apresenta o levantamento planialtimétrico simplificado do aterro e as áreas identificadas.

Com intuito de identificar o estágio de biodegradação em cada área do aterro conforme a idade dos resíduos sólidos depositados, cada área do aterro foi associada às fases de biodecomposição propostas por Tchobanoglous *et al* (1993): Ajuste Inicial (fase I), Transição (fase II), Ácida (fase III), Metanogênica (fase IV) e Maturação (fase V), como ilustra a Figura 2. Os períodos de tempo de cada fase são variáveis, dependendo de fatores como umidade e temperatura da região.

As três primeiras fases ocorrem comumente

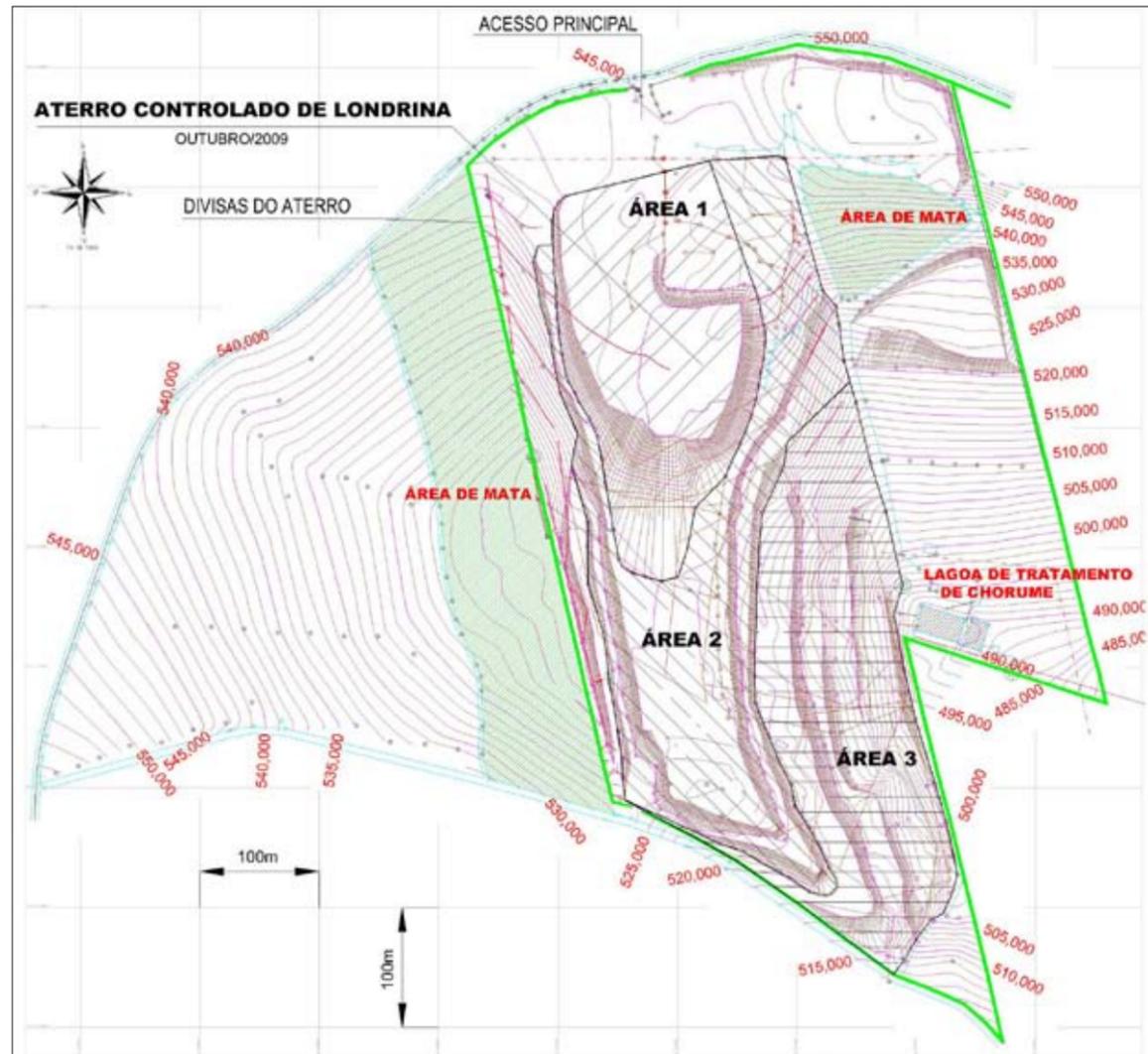


Figura 1: Levantamento planialtimétrico simplificado do aterro controlado de Londrina em 10/2009, com a identificação das áreas de operação selecionadas pela idade dos resíduos sólidos depositados.

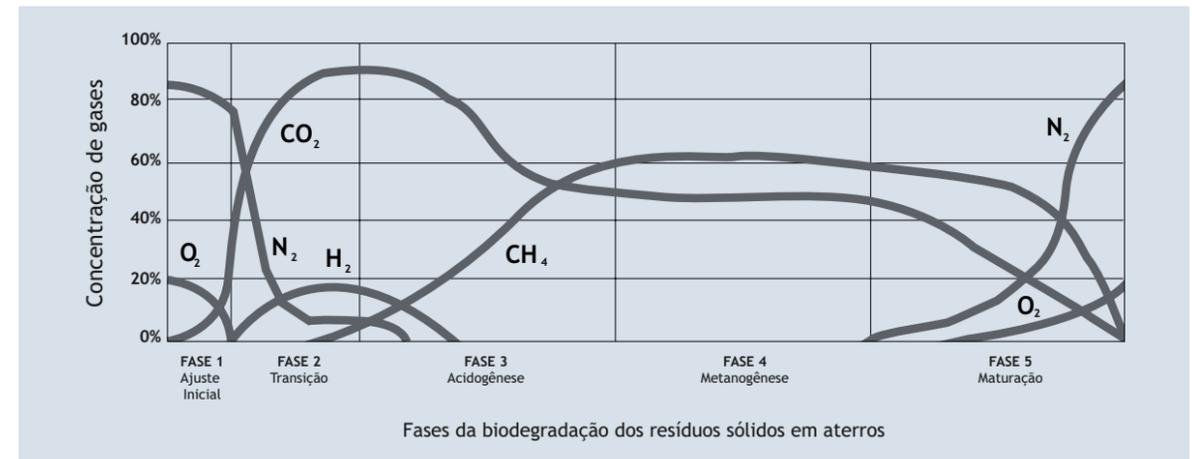
em períodos de tempo mais curtos na biodegradação dos aterros e foram associadas à área 1 do aterro controlado de Londrina, já que os resíduos eram depositados nesta área nos últimos 2 anos até o encerramento do mesmo. A quarta fase tem por característica fundamental maior produção de metano e se prolonga por períodos de tempo mais longos, sendo associada à área 2 do aterro, que era utilizada para deposição dos resíduos antes da área 1. A quinta fase, fase de declínio na produção de biogás e de estabilização da matéria orgânica foi associada à área 3 do aterro, tratando-se da área mais antiga de todas. A Figura 2 mostra as diversas fases da biodegradação em

aterros segundo Tchobanoglous *et al* (1993).

2. Medições das emissões de biogás

Os ensaios realizados na camada de superfície do aterro controlado de Londrina foram produzidos utilizando-se uma placa estática de fluxo, com dimensões de 0,40m x 0,40m x 0,05m, caracterizada por reter o biogás em seu ambiente interno enquanto o mesmo é monitorado.

Os equipamentos empregados nas campanhas de medidas foram: um medidor de gases Draeger x-Am 7000, com possibilidade de leitura volumétrica dos gases CH_4 , CO_2 , O_2 e H_2S , um termômetro digital com sensor e faixa de medição de



Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al* (1993)

Figura 2: Dinâmica da geração dos principais gases componentes do biogás em aterros de resíduos sólidos segundo Tchobanoglous

-50°C a 1200°C e uma placa de fluxo com dimensões de 0,40x0,40x0,05m, de acordo com a metodologia utilizada por Maciel (2003). A pressão atmosférica necessária à normalização dos gases foi fornecida pelo Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) – Estação Londrina, e ajustada para a altitude do aterro.

A velocidade de saída do biogás emitido pelos drenos verticais foi avaliada por meio de um termo-anemômetro digital com faixa de leitura de 0 a 20 m/s para a velocidade (resolução de 0,01 m/s) e com faixa de leitura de 0 a 80°C para a temperatura, para conseqüente cálculo da vazão. A caracterização desses gases realizou-se por meio do medidor de gases Draeger x-Am 7000. Com intuito de obter a vazão do biogás emitido pelo dreno, media-se a velocidade do biogás em pelo menos três pontos da seção interna do tubo.

A quantificação do gás metano e do gás carbônico emitidos através da camada de cobertura foi feita a partir da média estatística dos valores obtidos nos ensaios com placa de fluxo, aplicados separadamente em cada área selecionada. A soma dos valores de emissão obtidos para cada gás (CH_4 e CO_2) nas três áreas de origem resultou no volume total do respectivo gás para cada campanha.

Para estimar a quantidade de resíduos sólidos depositados no aterro controlado de Londrina ao longo dos anos de sua atividade, inicialmente levantou-se a população desse período. O Instituto

Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) forneceu alguns dados de população para o município de Londrina no período de 1979 (início das operações do aterro), até o ano de 2010, quando o aterro encerrou suas atividades. As populações dos anos intermediários às populações dos anos fornecidos pelo IBGE foram calculadas considerando um crescimento linear entre os dados existentes e também por meio de dados de pesagens, embora estes últimos não tenham sido realizados sistematicamente.

Com relação à quantidade de resíduos sólidos produzidos pelo município de Londrina e depositados no aterro controlado, utilizou-se o valor per capita de 700 g/hab.dia. (Tabela 7), conforme média histórica informada pela Prefeitura de Londrina.

2.1. Campanhas de medidas realizadas no aterro controlado de Londrina

Foram realizadas três campanhas de medidas no aterro controlado de Londrina: a primeira em outubro de 2009, a segunda no mês de setembro de 2010 e a terceira campanha em novembro de 2010.

A primeira campanha de medidas foi realizada em conjunto com os pesquisadores da Universidade Federal de Pernambuco (MACIEL *et al*, 2009) em outubro de 2009. O clima da região se apresentava em meio a uma primavera chuvosa.

A segunda campanha de medidas se realizou

nos dias 4, 5, 6, 7 e 17 de setembro de 2010, por meio da equipe de pesquisa da Universidade Estadual de Londrina. O clima da região na ocasião da campanha se mostrava em fins de um inverno com estiagem prolongada.

A terceira campanha de medidas aconteceu nos dias 29, 30 e 31 de outubro e 01 e 02 de novembro de 2010 pela Universidade Estadual

de Londrina. O clima da região na ocasião se apresentava em início da época típica de chuvas, com 298 milímetros de precipitação computados entre a segunda e a terceira campanhas.

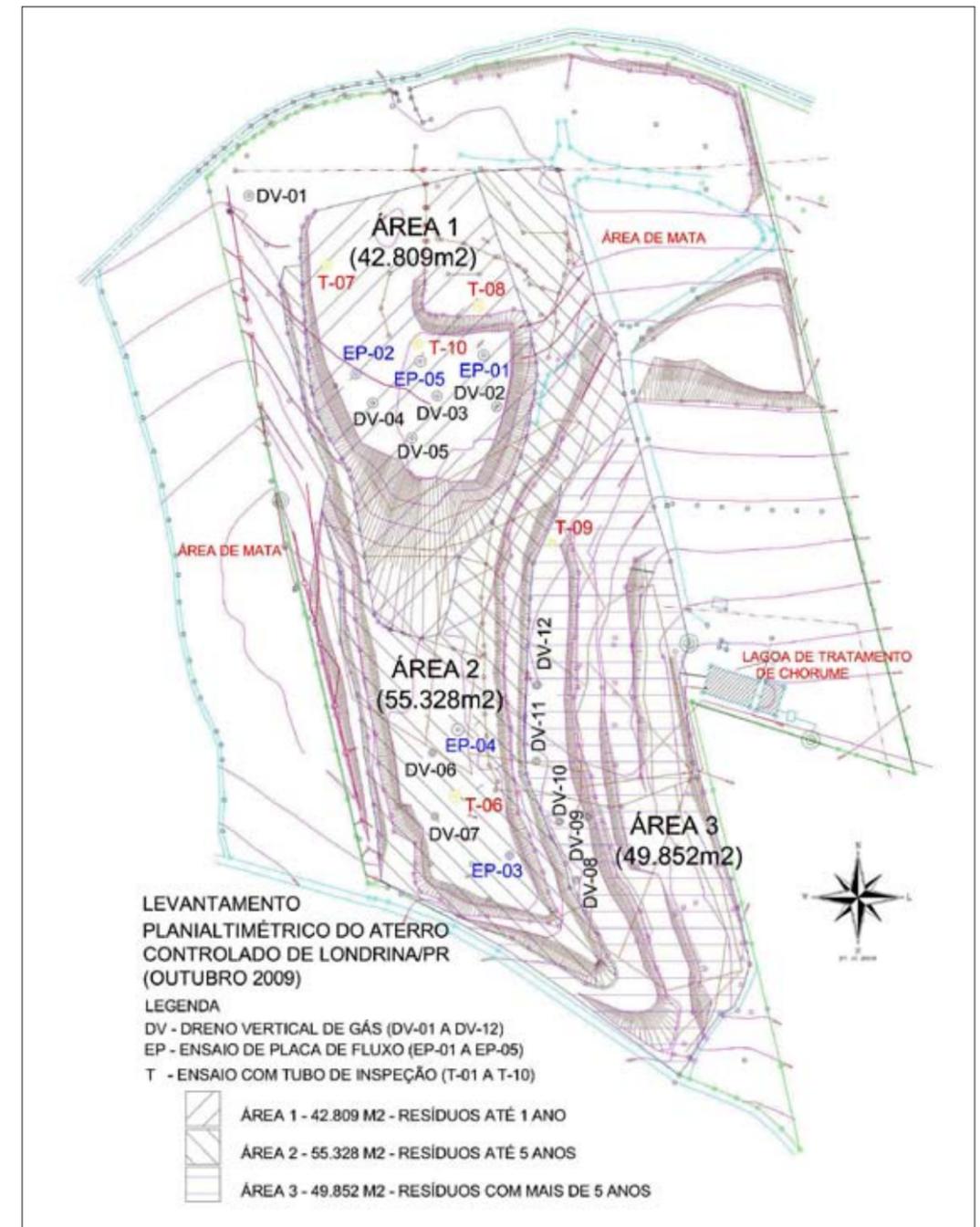
As áreas 1, 2 e 3 do aterro, selecionadas conforme a idade dos resíduos sólidos depositados, apresentaram pequenas alterações nas dimensões devido ao período de operação no aterro

Campanha	Dados dos Ensaios		Área 1	Área 2	Área 3	
1	Área superficial (m ²)		42.809	55.328	49.852	
	Ensaios com placa de fluxo	Número dos ensaios	3	2	0	
		EP-01, EP-02 e EP-05	x	-	-	
		EP-03 e EP-04	-	x	-	
	Ensaios com drenos verticais	Número dos ensaios	5	2	5	
		DV-01 a DV-05	x	-	-	
DV-06 a DV-07		-	x	-		
DV-08 a DV-12		-	-	x		
2	Área superficial (m ²)		51.535	50.506	49.852	
	Ensaios com placa de fluxo	Número dos ensaios	19	3	6	
		P-01 a P-13 e P-17 a P-22	x	-	-	
		P-23 a P-25	-	x	-	
	Ensaios com drenos verticais	Número dos ensaios	15	1	3	
		DA-01 a DA-05 e DAN-13 a DAN-22	x	-	-	
		DA-07	-	x	-	
	3	Área superficial (m ²)		51.535	50.506	49.852
		Ensaios com placa de fluxo	Número dos ensaios	21	8	7
PT-01 a PT-21			x	-	-	
PT-22 a PT-29			-	x	-	
Ensaios com drenos verticais		Número dos ensaios	14	2	3	
		DA-02 a DA-05 e DAN-13 a DAN-22	x	-	-	
	DA-07 a DAN-23	-	x	-		
		DA-08 a DA-10	-	-	x	

Notas:

Os drenos foram nomeados de DV para DA a partir da campanha 2, mas a numeração foi mantida
 Os drenos DAN foram implantados no aterro entre as campanhas 1 e 2
 Os drenos DV-06, DV-11 e DV-12 foram extintos pelas operadoras do aterro entre as campanhas 1 e 2
 O dreno DA-01 foi extinto pela operadora do aterro entre as campanhas 2 e 3
 Os ensaios P-14 a P-16 da campanha 2 foram realizados fora das áreas definidas e não obtiveram resultados em termos de gás metano
 Os ensaios P-13 e PT-09 não foram considerados na média por apresentarem vazão de metano excessiva para ensaios com placa de fluxo
 O ensaio P-28 não apresentou emissão de gás metano

Tabela 1: Caracterização dos ensaios realizados durante as campanhas de medidas 1, 2 e 3



Ensaio	Área 1	
	Coordenadas	
	X	Y
EP-01	209,26	596,55
EP-02	112,94	582,67
EP-03	228,94	220,80
EP-04	189,79	315,29
EP-05	161,54	591,95

Ensaio	Área 2	
	Coordenadas	
	X	Y
EP-03	228,94	220,80
EP-04	189,79	315,29

Figura 3: Localização dos pontos de ensaios realizados na campanha de medidas 1

entre a primeira e a segunda campanha. Entre a segunda e terceira campanha de medidas não houve alterações significativas nas dimensões das áreas, motivado pelo fato das campanhas terem sido realizadas em datas relativamente próximas.

Em todas as campanhas foram utilizados formulários padronizados na coleta das leituras de campo e os dados foram transferidos para planilhas previamente montadas. A Tabela 1 esclarece

a nomenclatura, os tipos e o número de ensaios realizados em cada campanha.

A locação dos pontos de ensaios com placa de fluxo e dos drenos verticais existentes na camada de superfície do aterro controlado de Londrina foi definida considerando-se as áreas 1, 2 e 3 previamente estabelecidas.

As Figuras 3, 4 e 5 apresentam as posições dos ensaios no aterro controlado de Londrina nas campanhas de medidas 1, 2 e 3, respectivamente.

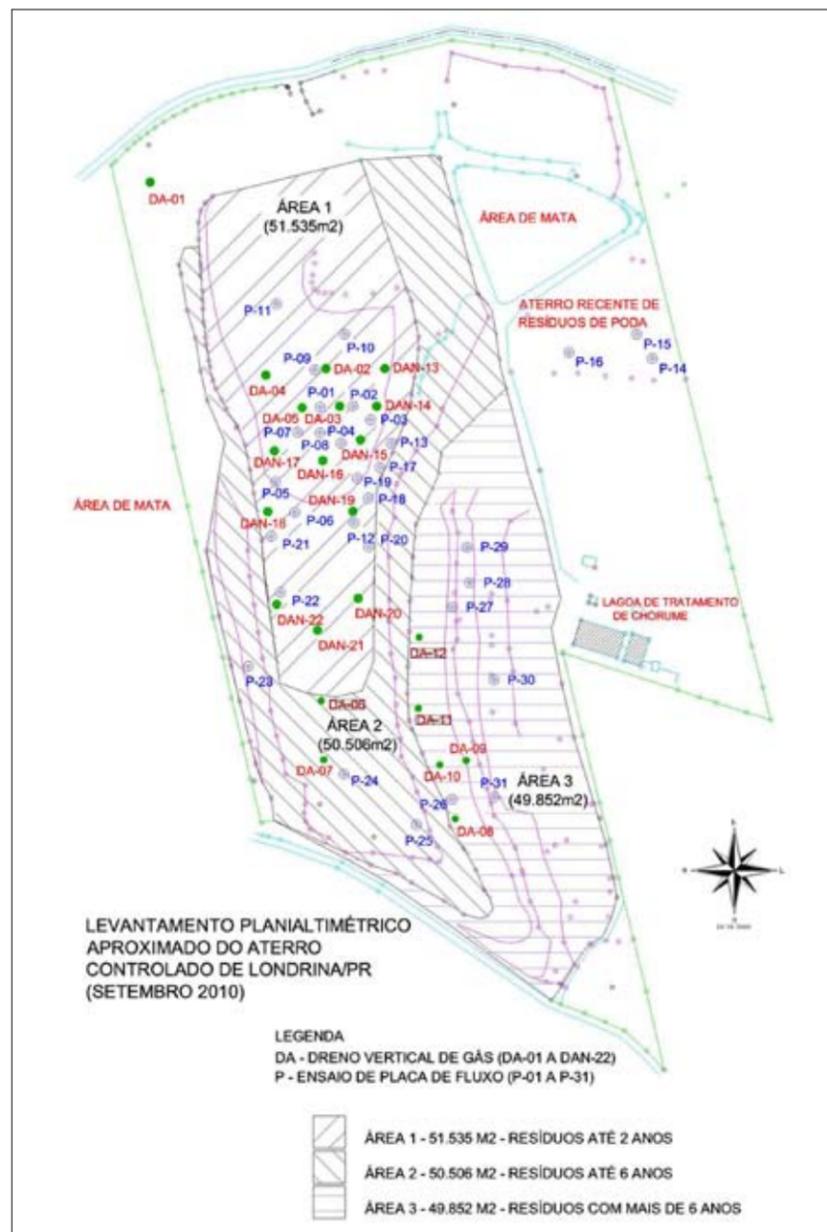


Figura 4: Localização dos pontos de ensaios realizados na campanha de medidas 2.

ÁREA 1

Ensaio	Coordenadas	
	X	Y
P-01	135,52	602,43
P-02	149,03	574,00
P-03	179,98	590,29
P-04	229,38	615,42
P-05	226,62	587,74
P-06	218,89	550,27
P-07	177,31	539,38
P-08	167,88	526,74
P-09	168,16	509,74
P-10	206,12	525,02
P-11	166,23	473,79
P-12	146,77	489,14
P-13	112,64	559,02
P-14	186,65	457,30
P-15	132,40	458,85
P-16	129,95	410,27
P-17	132,85	387,64
P-18	134,25	364,14
P-19	195,33	355,26
P-20	201,15	393,70
P-21	202,78	421,16

ÁREA 2

Ensaio	Coordenadas	
	X	Y
P-22	280,71	544,34
P-23	255,60	539,87
P-24	246,97	510,91
P-25	224,78	470,01
P-26	219,84	419,07
P-27	223,98	247,93
P-28	233,99	222,43
P-29	192,79	235,11

ÁREA 3

Ensaio	Coordenadas	
	X	Y
P-30	276,02	220,93
P-31	269,11	235,62
P-32	296,95	231,73
P-33	313,98	308,55
P-34	275,76	355,52
P-35	287,23	393,84
P-36	276,97	404,49

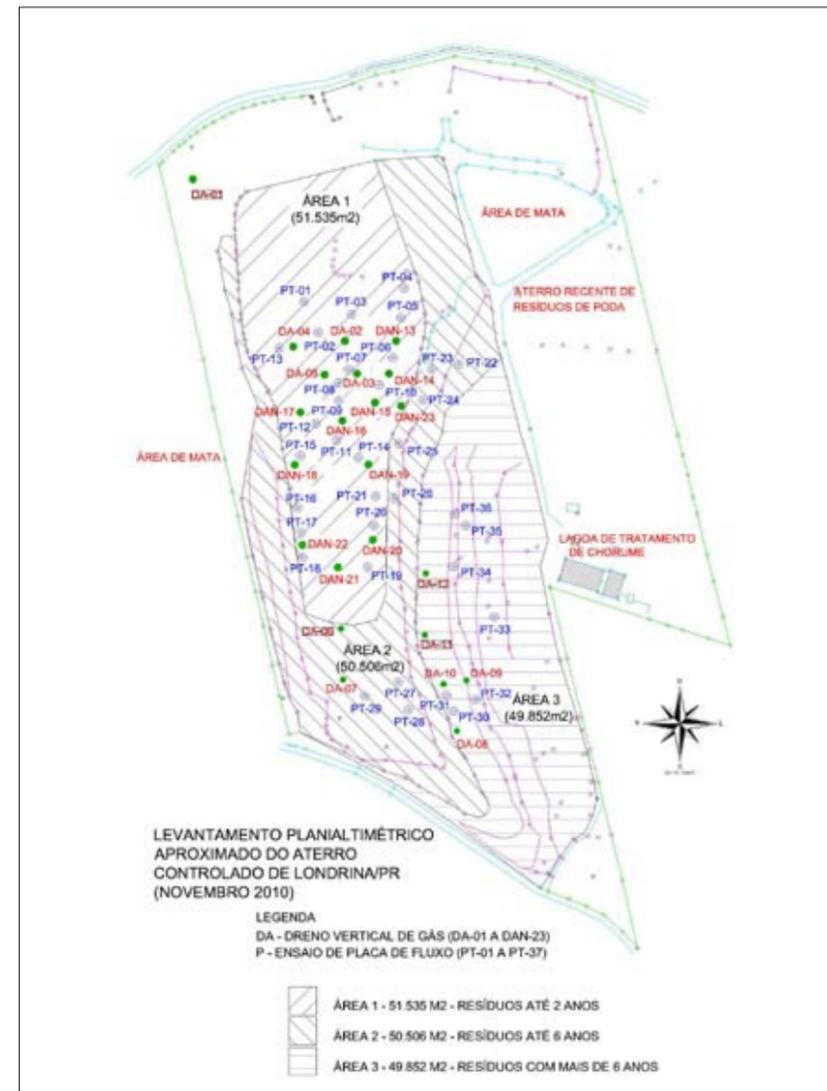


Figura 5: Localização dos pontos de ensaios realizados na campanha de medidas 3.

ÁREA 1

Ensaio	Coordenadas	
	X	Y
PT-01	169,66	535,04
PT-02	195,76	535,66
PT-03	210,35	524,61
PT-04	169,28	514,15
PT-05	133,39	474,55
PT-06	149,08	449,81
PT-07	151,07	514,70
PT-08	186,51	505,80
PT-09	165,26	564,85
PT-10	189,27	593,84
PT-11	133,90	618,10
PT-12	196,86	441,69
PT-13	227,14	505,50
PT-14	438,67	574,02
PT-15	425,87	593,80
PT-16	370,86	579,26
PT-17	217,85	486,39
PT-18	208,56	461,22
PT-19	199,71	477,44
PT-20	208,87	422,07
PT-21	129,71	430,55
PT-22	137,38	385,25

ÁREA 2

Ensaio	Coordenadas	
	X	Y
PT-23	111,20	325,92
PT-24	188,58	238,69
PT-25	247,30	197,65

ÁREA 3

Ensaio	Coordenadas	
	X	Y
PT-26	276,48	218,49
PT-27	276,67	373,60
PT-28	290,63	393,32
PT-29	288,56	422,00
PT-30	310,48	314,83
PT-31	310,69	220,08

Posteriormente à coleta dos dados de campo, as leituras obtidas foram tratadas para normalização do gás metano e do dióxido de carbono por meio da equação dos gases ideais.

3. Tratamento dos dados obtidos no aterro

Após coletados os dados na superfície do aterro controlado de Londrina, os valores de emissão de gases foram normalizados por meio da equação dos gases ideais, corrigindo a densidade do gás metano e do dióxido de carbono em relação à CNTP. Os valores de emissão na superfície do aterro obtidos com os ensaios de placa de fluxo foram tratados estatisticamente, por meio

do método de interpolação denominado inverso ponderado da distância com expoente "2" (IQD), escolhido por ser propício para amostras heterogêneas.

Traçaram-se coordenadas cartesianas da posição de cada ensaio e utilizou-se o valor de emissão de biogás nos pontos com terceira coordenada. Os fluxos de gases conquistados nos ensaios com placa de fluxo foram avaliados estatisticamente considerando cada área (1, 2 e 3) separadamente, com intuito de se obter a média das emissões na área em questão. O procedimento descrito foi repetido nas três campanhas de medidas.

4. Modelos matemáticos de previsão de produção de biogás

Para estimar a produção de biogás foram utilizados três modelos matemáticos: o modelo sugerido pela Agência Ambiental Americana para resíduos municipais (USEPA, 1998), o Software Landgem 3.02, também indicado pela Agência Ambiental Americana (USEPA, 2005) e o modelo de primeira ordem do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 1996).

Modelo teórico sugerido pela Agência Ambiental Americana para resíduos municipais (USEPA, 1998)

O modelo USEPA (1998) é apresentado em um documento da entidade na seção que trata de aterros municipais de resíduos sólidos ("2.4 Municipal Solid Waste Landfills - MSW"). Adotou-se o modelo "sem controle de emissão", caso característico da maioria dos aterros de resíduos sólidos no Brasil e também do aterro controlado de Londrina. A configuração matemática para calcular a produção de gás metano é apresentada na equação 1, bem como os parâmetros adotados para aplicação do modelo.

$$Q_{CH_4} = L_o \cdot R \cdot (e^{-k \cdot c} - e^{-k \cdot t})$$

equação 1

Onde:

Q_{CH_4} = quantidade de metano produzida por ano (m^3/ano)

k = taxa de geração de metano ($0,05 \text{ ano}^{-1}$)

L_o = potencial da geração de metano ($170 \text{ m}^3 \text{ de } CH_4/\text{ton. resíduo}$)

R = taxa média anual de resíduos sólidos recebidos durante a vida ativa do aterro (ton./ano) => tabela 7

t = tempo desde o início do depósito dos RSD (32 anos)

c = tempo desde o fechamento do aterro (anos); $c = 0$ para aterros ativos

e = base log, sem unidade.

Software Landgem 3.02 sugerido pela Agência Ambiental Americana (USEPA, 2005)

Para quantificar as emissões de gases produzidas a partir da biodegradação dos RSD, o programa emprega uma equação de primeira ordem. O software possibilita ainda calcular as emissões de metano, dióxido de carbono, NMOCS ("nonmethane organic compounds") e outros poluentes atmosféricos. A equação matemática 2 é

utilizada pelo programa para estimar a produção de gás metano em aterros. Os parâmetros utilizados para entrada no modelo foram os sugeridos pela USEPA (2005).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 k \cdot L_o \cdot \left[\frac{M_i}{10} \right] \cdot (e^{-k \cdot t_{i,j}})$$

equação 2

Onde:

Q_{CH_4} = quantidade de metano produzida por ano (m^3/ano)

$i = 1$ - tempo em anos a ser incrementado

n = ano do inventário (2010)

$j = 0,1$ - tempo em anos a ser incrementado

k = taxa de geração de metano ($0,05 \text{ ano}^{-1}$)

L_o = potencial da geração de metano ($170 \text{ m}^3 \text{ de } CH_4/\text{ton. resíduo}$)

M_i = massa de resíduos sólidos recebidos no ano "i" (ton./ano) => tabela 7

t = idade da seção "j" dos resíduos M_i recebidos no ano "i" (anos com decimal, p.e., 3,2 anos)

Modelo de primeira ordem adotado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 1996)

O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 1996) apresenta algumas metodologias para estimar as emissões de gás metano para a atmosfera. A metodologia de primeira ordem proposta está expressa na configuração matemática exibida na equação 3. Os parâmetros adotados são sugeridos pela referida entidade.

$$CH_{4\text{gerado}} = \sum_{i=1}^t (A \cdot k \cdot RSD_T(x) \cdot RSD_f(x) \cdot L_o \cdot e^{-k \cdot (t-x)})$$

equação 3

Onde:

$CH_{4\text{gerado}}$ = geração de gás metano no ano ($\text{ton. de } CH_4/\text{ano}$)

RSD_T = total de resíduos gerados pela população no ano "x" ($\text{ton. de resíduo/ano}$) => Tabela 7

RSD_f = fração de resíduos sólidos efetivamente depositada no aterro no ano "x" (100%)

L_o = potencial de geração de metano médio calculado ($85,91 \text{ m}^3 \text{ } CH_4/\text{ton. resíduo}$)

$A = (1 - e^{-k})/k$; fator de normalização para corrigir a soma

k = taxa de geração de metano ($0,05 \text{ ano}^{-1}$)

e = base logarítmica (sem unidade)

t = ano de realização do inventário (2010)

x = ano de contribuição desde o início das atividades do aterro até o ano "t" (32 anos).

Resultados e discussões

1. Resultados das medições de emissões de biogás

1.1. Resultados da primeira campanha de medida

A primeira campanha de ensaios foi considerada preliminar devido ao limite amostral de ensaios com placa estática de fluxo. Com relação aos ensaios realizados nos drenos verticais, somente um dreno existente no aterro não pode ser avaliado na ocasião.

A Tabela 2 mostra os resultados de quantificação de gás metano na primeira campanha de medidas, considerando os valores obtidos para as emissões na camada de superfície e somando

com os valores de vazão de gás metano obtidos nos drenos verticais.

Os resultados de emissão superficial de gás metano variaram entre 1,3 a 30,6 NL/h.m². Em média, os valores registrados em toda a superfície do aterro marcaram 13,9 NL/h.m², ou 238,3 g/dia.m² em termos de vazão mássica. A camada de cobertura se apresentava bastante úmida devido a fortes chuvas que ocorriam na ocasião da campanha.

Com relação aos drenos verticais, os resultados da emissão de gás metano variaram de 0 a 190,2 Nm³/h. O dreno de maior vazão se localizava na área 2, apresentado RSD em fase de biodegradação tipicamente metanogênica, conforme a idade dos resíduos da área em questão (até 6 anos) e confirmado pelas características dos gases emitidos.

Tipo de ensaio	Dados dos ensaios	Área 1	Área 2	Área 3	Total	
Placa de fluxo	Número de ensaios	3	2	0	-	
	Fluxo de metano (Nm ³ /m ² /ano)	EP-01	50,81	-	-	-
		EP-02	11,39	-	-	-
		EP-03	-	45,18	-	-
		EP-04	-	268,05	-	-
		EP-05	231,36	-	-	-
	Média	129,18	158,12	-	-	
Emissão na área	Nm ³ /ano	5.530.067	8.748.463	-	14.278.530	
Dreno vertical	Emissão de metano (Nm ³ /h)	DV-01	0,00	-	-	-
		DV-02	3,80	-	-	-
		DV-03	*	-	-	-
		DV-04	13,10	-	-	-
		DV-05	10,70	-	-	-
		DV-06	-	0,00	-	-
		DV-07	-	190,20	-	-
		DV-08	-	-	36,90	-
		DV-09	-	-	0,00	-
		DV-10	-	-	10,50	-
		DV-11	-	-	7,00	-
		DV-12	-	-	20,30	-
	Total	27,60	190,20	74,70	-	
Emissão na área	Nm ³ /ano	241.776	1.666.152	654.372	2.562.300	
Total geral	Nm³/ano	-	-	-	16.840.830	

Tabela 2: Resultados dos ensaios de medição de emissões de metano na primeira campanha de medidas

Os resultados finais da primeira campanha mostraram que 14.278.530 Nm³/ano de gás metano vazavam pela camada de cobertura do aterro, enquanto que 2.562.300 Nm³/ano foram emitidos pelos drenos na ocasião dessa campanha. O valor total de emissões de gás metano, considerando as emissões pela superfície e pelos drenos verticais registraram 16.840.830 Nm³/ano.

Na primeira campanha os resultados referentes às emissões de dióxido de carbono foram considerados iguais aos de gás metano para composição do biogás emitido no aterro. Desta forma, o volume total de biogás considerado na primeira campanha de medidas foi de 33.681.660 Nm³/ano de biogás.

1.2. Resultados da segunda campanha de medidas

A composição dos dados existentes na tabela 3 segue os mesmos procedimentos utilizados na Tabela 2 da primeira campanha de medidas.

Relacionaram-se os ensaios com placa de fluxo conforme a área em que estavam inseridos e foram obtidas as médias pelo método estatístico IQD. As médias foram aplicadas conforme as dimensões de cada área para obtenção da emissão superficial parcial. A somatória das emissões nas áreas resultou a emissão superficial total do aterro.

Os resultados obtidos nos ensaios com placa de fluxo variaram de 0,88 NL/h.m² a 48,24 NL/h.m², com média de 10,24 NL/h.m², valor equivalente a 175,5 g/dia.m² em termos de vazão mássica. A média obtida para toda a superfície foi menor que a alcançada na primeira campanha de medidas. Os ensaios P-14, P-15 e P-16 foram utilizados para monitoramento de gases em áreas externas à área do aterro, mas não apresentaram leitura de gás metano.

Os drenos verticais exibiram valores de emissão variando de 0,07 Nm³/h (DA-01) a 42,28 Nm³/h (DA-07). O dreno 07 novamente apresentou maior vazão de gases do que os outros drenos, conforme observado na primeira campanha de medidas. Entretanto, o valor obtido foi cerca de quatro vezes menor do que o valor conquistado na primeira campanha. O motivo deste fato pode se relacionar ao estrangulamento do dreno para instalação de um queimador em sua extremidade, que poderia propiciar grande perda de carga e conseqüente fuga de gases.

A segunda campanha registrou emissão total de gás metano de 16.247.368 Nm³/ano. A emissão pela camada de cobertura do aterro contro-

lado de Londrina registrou 89,2% do total de emissões de gás metano. As emissões por drenos diminuíram em relação à primeira campanha, ficando com a parcela restante.

Repetindo os cálculos e os procedimentos para o dióxido de carbono, o valor da emissão total na superfície para este gás foi de 15.252.520 Nm³/ano e o valor da emissão por drenos foi de 1.477.900 Nm³/ano de dióxido de carbono, totalizando 16.730.419 Nm³/ano.

O valor total das emissões de biogás na segunda campanha, considerando a soma do gás metano e do dióxido de carbono, anotou o valor de 32.977.786 Nm³/ano. O volume registrado foi pouco inferior ao da primeira campanha de medidas.

1.3. Resultados da terceira campanha de medidas

A terceira campanha de medidas seguiu os métodos e procedimentos das campanhas anteriores. Na Tabela 4 são apresentados os resultados obtidos nos ensaios com placa estática de fluxo.

Os ensaios com placa de fluxo apresentaram variabilidade de resultados entre 0,05 NL/h.m² (PT-01) e 92,99 NL/h.m² (PT-12). A média geral de todos os resultados foi de 12,72 NL/h.m² (equivalente a 218,1 g/dia.m²), valor inferior a média da primeira campanha e superior à média da segunda campanha de medidas.

Os drenos verticais mostraram valores variando entre 0 Nm³/h (DA-09) e 37,59 Nm³/h no dreno DAN-18. O dreno DA-07 apresentou vazão elevada (28,29 Nm³/h), mas inferior ao dreno DAN-18. De forma geral, a vazão por drenos diminuiu sucessivamente nas três campanhas, apesar do incremento do número de drenos pela operadora do aterro, demonstrando a ineficácia do sistema aplicado no aterro controlado de Londrina. A vazão de gás metano por drenos na terceira campanha representou 7,9% do total da emissão do gás obtido na campanha.

O volume total de gás metano medido na terceira campanha foi de 19.090.103 Nm³/ano. Repetindo os procedimentos de cálculo para o dióxido de carbono, obtiveram-se os volumes de 1.405.630 Nm³/ano para os drenos e 16.041.015 Nm³/ano para a camada de superfície do aterro, perfazendo 17.446.644 Nm³/ano de dióxido de carbono na terceira campanha.

Considerando o volume total de biogás estimado na terceira campanha como a soma dos volumes de gás metano e de dióxido de carbono,

Tipo de ensaio	Dados dos ensaios	Área 1	Área 2	Área 3	Total			
Placa de fluxo	Número de ensaios	3	2	0	-			
	Fluxo de metano (Nm ³ /m ² /ano)	P-01	7,74	-	-	-		
		P-02	43,97	-	-	-		
		P-03	57,22	-	-	-		
		P-04	16,40	-	-	-		
		P-05	66,79	-	-	-		
		P-06	11,20	-	-	-		
		P-07	133,50	-	-	-		
		P-08	285,63	-	-	-		
		P-09	16,87	-	-	-		
		P-10	61,54	-	-	-		
		P-11	28,54	-	-	-		
		P-12	12,89	-	-	-		
		P-17	38,78	-	-	-		
		P-18	422,57	-	-	-		
		P-19	104,00	-	-	-		
		P-20	67,18	-	-	-		
		P-21	193,73	-	-	-		
		P-22	28,15	-	-	-		
		P-23	-	329,83	-	-		
		P-24	-	93,21	-	-		
		P-25	-	149,13	-	-		
		P-26	-	-	109,42	-		
		P-27	-	-	43,39	-		
		P-28	-	-	-	-		
		P-29	-	-	21,49	-		
		P-30	-	-	18,01	-		
		P-31	-	-	26,43	-		
		Média IQD	82,67	164,19	38,91	-		
		Emissão na área	Nm ³ /ano	4.260.398	8.292.580	1.939.741	14.492.720	
		Dreno vertical	Emissão de metano (Nm ³ /h)	DA-01	0,12	-	-	-
				DA-02	2,66	-	-	-
	DA-03			3,14	-	-	-	
DA-04	2,75			-	-	-		
DA-05	4,88			-	-	-		
DA-07	-			42,28	-	-		
DA-08	-			-	11,84	-		
DA-09	-			-	0,07	-		
DA-10	-			-	11,77	-		
DAN-13	8,49			-	-	-		
DAN-14	1,98			-	-	-		
DAN-15	3,00			-	-	-		
DAN-16	20,85			-	-	-		
DAN-17	2,33			-	-	-		
DAN-18	35,85			-	-	-		
DAN-19	17,32			-	-	-		
DAN-20	16,35			-	-	-		
DAN-21	5,04			-	-	-		
DAN-22	9,60			-	-	-		
Total	134,34			42,28	23,69	-		
Ensaio na área	Nm ³ /ano			1.176.817	370.335	207.496	1.754.648	
Total geral	Nm³/ano			-	-	-	16.247.368	

Tabela 3: Resultados dos ensaios de medição de emissões de metano na segunda campanha de medidas

Tipo de ensaio	Dados dos ensaios	Área 1	Área 2	Área 3	Total		
Placa de fluxo	Número de ensaios	3	2	0	-		
	Fluxo de metano (Nm ³ /m ² /ano)	PT-01	4,37	-	-	-	
		PT-02	30,49	-	-	-	
		PT-03	87,11	-	-	-	
		PT-04	23,38	-	-	-	
		PT-05	13,64	-	-	-	
		PT-06	47,74	-	-	-	
		PT-07	20,39	-	-	-	
		PT-08	18,00	-	-	-	
		PT-10	69,80	-	-	-	
		PT-11	654,25	-	-	-	
		PT-12	816,52	-	-	-	
		PT-13	73,69	-	-	-	
		PT-14	23,18	-	-	-	
		PT-15	138,12	-	-	-	
		PT-16	53,71	-	-	-	
		PT-17	18,93	-	-	-	
		PT-18	54,16	-	-	-	
		PT-19	23,71	-	-	-	
		PT-20	13,32	-	-	-	
		PT-21	17,10	-	-	-	
		PT-22	-	18,15	-	-	
		PT-23	-	25,66	-	-	
		PT-24	-	310,42	-	-	
		PT-25	-	466,40	-	-	
		PT-26	-	7,38	-	-	
		PT-27	-	11,00	-	-	
		PT-28	-	31,90	-	-	
		PT-29	-	517,52	-	-	
		PT-30	-	-	13,30	-	
		PT-31	-	-	8,69	-	
		PT-32	-	-	170,44	-	
		PT-33	-	-	55,44	-	
		PT-34	-	-	44,60	-	
		PT-35	-	-	10,22	-	
		PT-36	-	-	17,00	-	
		Média IQD	122,10	171,15	52,96	-	
Emissão na área	Nm ³ /ano	6.292.424	8.644.102	2.640.162	17.576.687		
Dreno vertical	Emissão de metano (Nm ³ /h)	DA-02	1,14	-	-	-	
		DA-03	2,64	-	-	-	
		DA-04	2,14	-	-	-	
		DA-05	4,57	-	-	-	
		DA-07	-	28,79	-	-	
		DA-08	-	-	5,21	-	
		DA-09	-	-	0,00	-	
		DA-10	-	-	1,62	-	
		DAN-13	3,18	-	-	-	
		DAN-14	1,62	-	-	-	
		DAN-15	0,85	-	-	-	
		DAN-16	13,76	-	-	-	
		DAN-17	3,28	-	-	-	
		DAN-18	37,59	-	-	-	
		DAN-19	4,46	-	-	-	
		DAN-20	10,56	-	-	-	
		DAN-21	1,23	-	-	-	
		DAN-22	14,62	-	-	-	
		DAN-23	35,50	-	-	-	
		DAN-24	-	-	-	-	
		Total	137,14	28,79	6,84	-	
		Emissão na área	Nm ³ /ano	1.201.337	252.171	59.907	1.513.415
		Total geral	Nm³/ano	-	-	-	19.090.103

Tabela 4: Resultados dos ensaios de medição de emissões de metano na terceira campanha de medidas

totalizou-se 36.536.747 Nm³/ano de biogás. O volume registrado foi superior ao das duas campanhas anteriores, mas relativamente próximo aos outros volumes de biogás.

2. Resultados obtidos com a utilização dos modelos matemáticos

Os modelos matemáticos quantificaram o bio-

gás produzido no aterro desde o início das operações até o ano de encerramento das atividades em 2010, perfazendo 32 anos de operação do aterro controlado de Londrina. Para tal foram necessárias estimativas populacionais do município com objetivo de quantificar os RSD produzidos durante os anos de operação. A Tabela 5 exprime esses resultados.

Ano	População		Ano	RSD produzidos	
	Nº habitantes	Ton.RSD/ano		Nº habitantes	Ton.RSD/ano
1979	321.536	82.152	1995	456.284	116.581
1980*	331.510	84.701	1996	461.291	117.860
1981	341.484	87.249	1997*	466.300	119.140
1982	351.458	89.798	1998	468.374	119.670
1983	361.432	92.346	1999	470.448	120.199
1984	371.406	94.894	2000	472.522	120.729
1985	381.380	97.443	2001	474.596	121.259
1986	391.354	99.991	2002	476.670	121.789
1987	401.328	102.539	2003	478.744	122.319
1988	411.302	105.088	2004*	480.822	122.850
1989	421.276	107.636	2005	484.018	123.667
1990*	431.249	110.184	2006	487.214	124.483
1991	436.256	111.463	2007	490.410	125.300
1992	441.263	112.743	2008	493.606	126.116
1993	446.270	114.022	2009	496.802	126.933
1994	451.277	115.301	2010	500.000	127.750

* Número de habitantes fornecido pelo IBGE (2010)

Tabela 5: Estimativa da população e da quantidade de RSD produzidos pelo município de Londrina

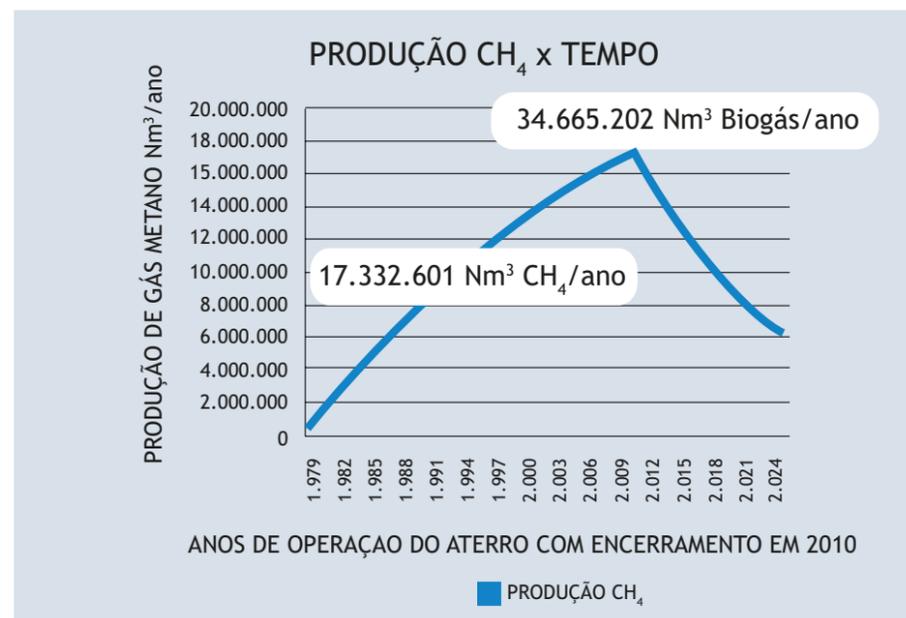


Figura 6: Comportamento gráfico obtido a partir da aplicação do modelo USEPA (1998) desde o início das atividades do aterro controlado de Londrina

Modelo USEPA (1998)

Aplicando os parâmetros admitidos para o aterro controlado de Londrina na equação apresentada, ao longo dos 32 anos, obtiveram-se os resultados apresentados na configuração gráfica da Figura 6.

O volume do biogás gerado no aterro controlado de Londrina foi obtido considerando que o volume de gás carbônico se equipara ao volume de gás metano produzido. Desta forma, o volume total do biogás estimado para o aterro no ano de 2010 seria de 34.665.202 Nm³/ano, valor obtido por meio da utilização do modelo USEPA (1998).

Software Landgem 3.02

A utilização do programa Landgem 3.02 (USEPA, 2005) para avaliar a produção de biogás no aterro controlado de Londrina possibilitou estimar o volume de gás metano, de gás carbônico e de outros gases presentes na composição final das emissões. Os resultados são exibidos na Figura 7.

O volume de gás metano produzido no ano de encerramento das atividades do aterro controlado de Londrina (2010) foi de 15.882.146 Nm³/ano. O volume de gás carbônico se igualou ao de gás metano, como admite o programa, perfazendo 31.764.293 Nm³/ano de biogás gerado no ano de encerramento do aterro. Outros gases existentes na composição do biogás (NMOCs) quantificaram 127.057 Nm³/ano.

Modelo de primeira ordem IPCC (1996)

O modelo matemático sugerido pelo IPCC (1996) apresenta uma formulação específica para calcular o gás metano emitido pelo aterro. Considera que possa haver recuperação do gás metano emitido e avalia, inclusive, que existe um fator de oxidação do gás metano quando atravessa a camada superficial do aterro. No caso do aterro controlado de Londrina, considerou-se que não existe recuperação de gás metano e que, na ausência de dados de campo, o fator de oxidação pode ser considerado nulo. Os resultados são apresentados na Figura 8.

A estimativa do volume de gás carbônico foi considerada utilizando novamente o critério de igualdade entre os dois principais gases da composição do biogás, avaliando assim 18.723.441 Nm³/ano de gás carbônico. Assim, o volume de biogás produzido no ano de 2010 pelo modelo matemático de primeira ordem do IPCC (1996) foi de 37.446.882 Nm³/ano para o aterro controlado de Londrina.

Resumo comparativo de resultados

A análise comparativa tornou-se importante para avaliação da produção e das emissões de gases em cada área selecionada na respectiva campanha. Dessa forma foi possível observar a eficiência metodológica de seleção de áreas utilizadas no aterro controlado de Londrina.

Para tal, a tabela 6 apresenta os resultados com-

Produção e emissão de gases no aterro controlado de Londrina Resultados finais obtidos a partir de modelos matemáticos e campanhas experimentais

Modelos teóricos	Anos de contribuição (anos)	Resíduos depositados em 2010 (ton.)	Taxa de geração de metano (k) (ano ⁻¹)	Potencial de geração de metano (L ₀) (m ³ CH ₄ /ano)	Gás metano (Nm ³ CH ₄ /ano)	Gás carbônico (Nm ³ CO ₂ /ano)	Biogás gerado no (Nm ³ Biogás/ano)	Área 1 (até 2 anos)	Área 2 (até 6 anos)	Área 3 (mais de 6 anos)	Totais parciais da emissão de CH ₄ nas campanhas de ensaios		Gás metano emitido no aterro	Gás carbônico emitido no aterro	Biogás emitido no aterro	
											Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ por drenos (Nm ³ /ano)				Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)
USEPA (1998)	32 anos	127.750	0,05	170,00	17.332.601	17.332.601	34.665.202	Ajuste inicial-transição-acidogênica	Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ por drenos (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ por drenos (Nm ³ /ano)	Emissão total de CH ₄ (Nm ³ /ano)	Emissão total de CO ₂ (Nm ³ /ano)	Emissões totais CH ₄ (Nm ³ /ano)	
LANDGEM 3.02	32 anos	127.750	0,05	170,00	15.882.146	15.882.146	31.764.292									
IPCC (1996)	32 anos	127.750	0,05	85,91	18.723.441	18.723.441	37.446.882	Metanogênica	Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ por drenos (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ por drenos (Nm ³ /ano)	Emissão total de CH ₄ (Nm ³ /ano)	Emissão total de CO ₂ (Nm ³ /ano)	Emissões totais CH ₄ (Nm ³ /ano)	
Áreas selecionadas do aterro																
Fases principais de biodegradação	Campanhas experimentais	Primeira campanha	Emissões específicas (Nm ³ /m ² .ano)	Segunda campanha	Emissões específicas (Nm ³ /m ² .ano)	Terceira campanha	Emissões específicas (Nm ³ /m ² .ano)	Maturação	Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ por drenos (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ na superfície (Nm ³ /ano)	Emissão CH ₄ por drenos (Nm ³ /ano)	Emissão total de CH ₄ (Nm ³ /ano)	Emissão total de CO ₂ (Nm ³ /ano)	Emissões totais CH ₄ (Nm ³ /ano)	

Tabela 6: Resumo dos resultados obtidos para o aterro controlado de Londrina por meio dos modelos matemáticos e das três campanhas de medidas.

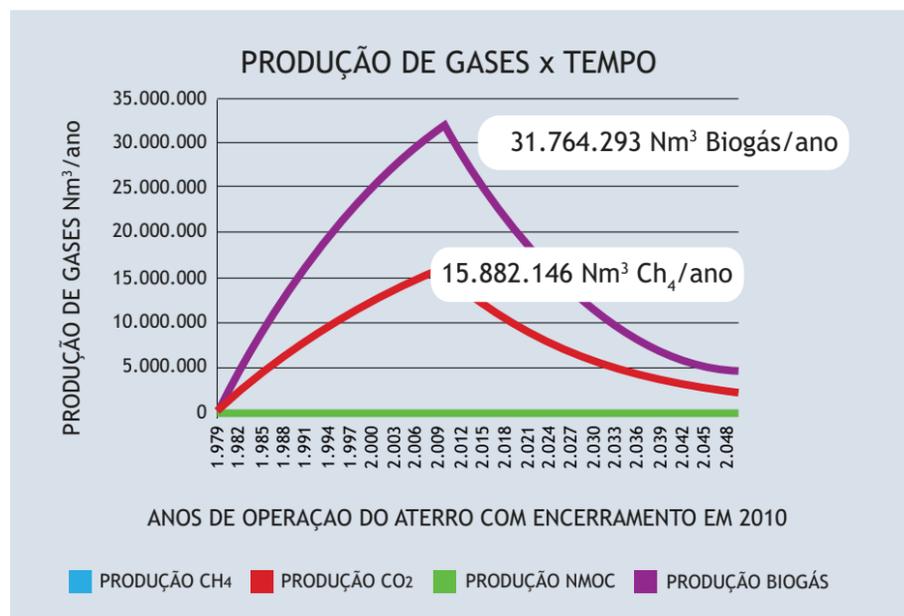


Figura 7: Comportamento gráfico obtido a partir da aplicação do software Landgem 3.02 desde o início das atividades do aterro de Londrina

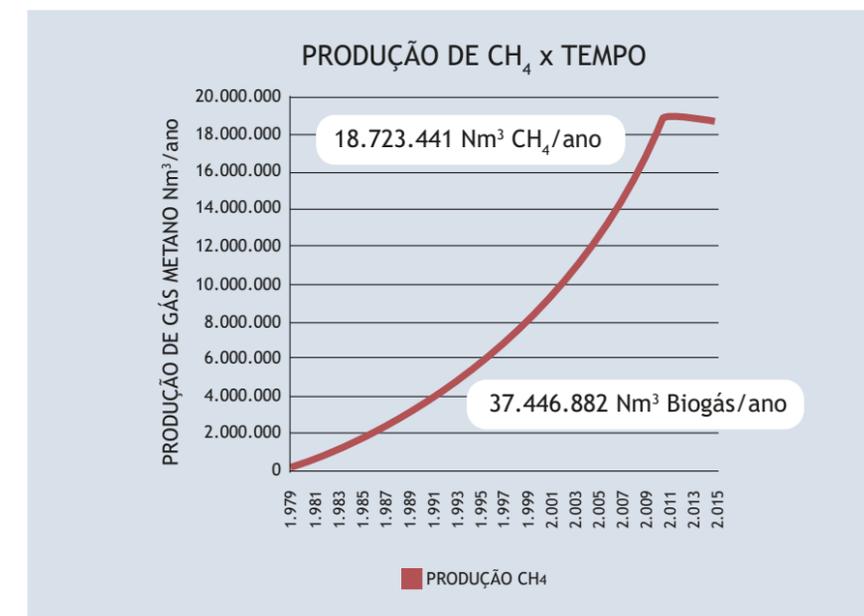


Figura 8: Comportamento gráfico obtido a partir da aplicação do modelo IPCC (1996) desde o início das atividades do aterro de Londrina

parativos das campanhas de medidas e as fases de biodegradação previamente escolhidas pela escolha do método de seleção de área por idade dos resíduos depositados

Observou-se que os valores de emissão de gás metano obtidos na camada de superfície de cada área selecionada foram consentâneos com a fase de biodegradação previamente escolhida na metodologia, seguindo a mesma ordem de grandeza. Os RSD depositados na área 2 e que deveriam ter comportamento de fase metanogênica mostraram os maiores valores de emissão, confirmado nas três campanhas. Os resíduos sólidos em fases iniciais de biodegradação (área 1) apresentaram valores intermediários de emissão nas três campanhas de medidas. Os RSD mais antigos (área 3), tipicamente em fase de maturação, também apresentaram valores de emissão concernentes a esta fase de biodegradação.

Os drenos verticais apresentaram pouca variação relativa nas campanhas, alcançando no máximo 15,2% de participação nas emissões totais de gás metano.

Os valores de emissão total de dióxido de carbono ficaram próximos aos valores de gás metano, mostrando resultados típicos para a participação desse gás na composição do biogás de aterros.

Conclusões

1. O aterro controlado de Londrina apresentou emissão média de biogás nas três campanhas de medidas de 34.398.731 Nm³/ano. As campanhas registraram diferença de 9% entre o maior e o menor volume de biogás registrado nas campanhas.

2. As campanhas de medidas mostraram que, em média, 15.449.312 Nm³/ano de gás metano é perdida pela camada de cobertura existente na superfície do aterro, representando 88,8% da emissão média total desse gás. O valor das emissões de metano nos drenos verticais representou 11,2% (1.943.454 Nm³/ano), demonstrando a ineficácia do sistema de drenagem.

3. Os valores médios das emissões superficiais de gás metano em suas respectivas áreas nas três campanhas mostraram coerência com as estimativas de gases produzidos nas fases de biodegradação proposta por Tchobanoglous et al (1993) para RSD. A área 2 apresentou maior valor médio de produção de metano (178,63 Nm³/m².ano), indicando fase preponderantemente metanogênica. A área 1 exibiu a segunda melhor média de emissão de gás metano (128,58 Nm³/m².ano), denotando fases iniciais de biodegradação de RSD. A área 3 apresentou o menor valor médio de emissão de gás metano (36,79 Nm³/m².ano), exibindo valores típicos da fase de maturação.

4. Os resultados obtidos com a aplicação de modelos matemáticos mostraram os seguintes valores para o biogás produzido no aterro controlado de Londrina ao longo dos anos de operação: IPCC (1996) = 37.446.882 Nm³/ano, USEPA (1998) = 34.665.202 Nm³/ano e LandGEM (2005) = 31.764.292 Nm³/ano. Estes valores divergiram pouco da média das emissões obtidas nas três campanhas de medidas (34.398.731 Nm³/ano).

Referências

- AUDIBERT, J. L. Avaliação Qualitativa e Quantitativa do Biogás do Aterro Controlado de Londrina. Londrina. 2011. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento - Universidade Estadual de Londrina, 2011.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues. Irwin MacGraw-Hill, 1993.
- MACIEL, F.J.; JUCA, J.F.T. Avaliação Simplificada do Biogás do Aterro de Londrina/Pr. Relatório de Resultados. Grupo de Resíduos Sólidos. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. Brasil. 2009.
- MACIEL, F.J. Estudo da Geração, Percolação e Emissão de Gases no Aterro de Resíduos Sólidos da

Muribeca/Pe. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. Brasil. 2003.

5. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE, 2010). Disponível em www.ibge.gov.br. Acesso em novembro/2010.

6. INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC, 1996). Diretrizes del IPCC para los inventarios de gases de efecto invernadero, version revisada 1996. Libro de Trabajo. Modulo 6 – Desperdicios. Disponível em: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/spanish.htm. Acesso: julho/2010.

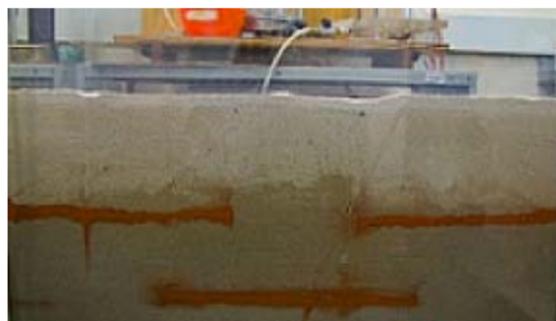
7. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA, 1998). Ap 42 Section 2.4 – Municipal Solid Waste Landfills, Related Information. Disponível em www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch02/related/c02s04.html. Acesso em fevereiro/2010.

8. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA, 2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. May 2005. Disponível em www.epa.gov/ttantw01/landfill/landflpg.html. Acesso em dezembro/2010.

9. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE, 2010). Disponível em www.ibge.gov.br. Acesso em novembro 2010.

Biofiltro consome gás do efeito estufa em aterro sanitário

Por Júlio Bernardes - jubern@usp.br



Modelo de cobertura produzido em laboratório com camadas do biofiltro

Um sistema de biofiltros para estudar o comportamento de cobertura em aterros sanitários é testado em pesquisa da Escola Politécnica (Poli) da USP. A cobertura possui bactérias que oxidam e consomem o gás metano (CH₄), causador do efeito estufa na atmosfera, que escapa pela cobertura dos aterros sem passar pelo sistema de drenagem, impedindo seu descarte no ambiente. O professor da Poli, Fernando Marinho, que coordena a pesquisa aponta que apenas 30% dos municípios brasileiros descartam seu lixo em aterros sanitários, de acordo com a Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. “Esses resíduos emitem metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂), gases que contribuem para o aumento do efeito estufa”, alerta. Os pesquisadores também desenvolvem um método para medir a quantidade de metano oxidado, de forma a possibilitar a venda de créditos de carbono. O estudo tem financiamento da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), a participação do Instituto de Ciências Biomédicas (ICB) da USP e colaboração da prefeitura da cidade de Campinas (interior de São Paulo). O biofiltro é formado por uma colônia de bactérias bastante comum em solos com matéria orgânica. A ideia é criar condições na parte superior do sistema de cober-

tura de modo a permitir que a colônia se desenvolva e seja eficiente no consumo do metano. De acordo com o professor Marinho coordenador do projeto, o sistema pode ser adotado em qualquer local em que haja deposição de resíduo sólido urbano e onde haja interesse em projetar uma cobertura. “Se for planejada a colocação de uma cobertura apropriada para finalização de aterros ou lixões, o biofiltro pode ser incluído”, ressalta. “O aumento nos custos é pequeno e é compensado pelo ganho ambiental”.

FONTE: AGENCIA USP <http://www.usp.br/agen/?p=106679>
Fotos: Marcos Santos / USP Imagens

Nova plataforma facilita acesso dos usuários à classificação de patentes

Para solicitar uma patente, todo inventor deve enquadrar seu pedido na Classificação Internacional de Patentes (IPC, na sigla em Inglês), usada pelo Instituto da Propriedade Industrial (INPI).

Com o objetivo de facilitar o acesso e a compreensão do IPC, o Instituto disponibilizou, em julho, uma nova plataforma com a classificação, disponível no link <http://ipc.inpi.gov.br/ipcpub/#refresh=page>.

A principal vantagem do novo sistema, segundo o INPI, é a criação de uma busca por palavra em português - antes, só era possível buscar em Inglês. De modo geral, a plataforma é mais fácil de ser usada, e já está com a versão atual da IPC (2012.01). A plataforma antiga ainda será mantida no ar, no link <http://ipc.inpi.gov.br/IPCpub-Prep/Full-BR/>, para adaptação do usuário, e até que todas as versões anteriores da classificação estejam disponíveis no novo sistema.

(Fonte: INPI)

Brasil é melhor lugar para se investir em energias limpas, diz estudo do BID

A Climatescope 2012 é a nova ferramenta para investidores em energia limpa que queiram aplicar seus fundos em iniciativas na América Latina e Caribe. A plataforma iadb.org/mif/climatescope/2012 disponibiliza um estudo detalhado do que está sendo realizado por médios e pequenos empreendedores, facilitando as aplicações financeiras. Concebida pelo MIF - Fundo Multilateral de Investimentos (na sigla em inglês, Multilateral Investment Fund), o braço do BID (Banco Interamericano de Desenvolvimento), a plataforma foi realizada pela Bloomberg New Energy Finance. O estudo mostrou que Brasil, Nicaragua e Panamá tiveram os melhores cenários de investimento em clima, conforme o index desenvolvido pela ferramenta. Ela analisou o perfil de 26 países na América Latina e no Caribe, avaliando, a partir de 30 indicadores, suas capacidades em atrair investimentos nas cadeias de valor de energias limpas e na chamada economia de baixo-carbono (finanças). Carlos Augusto Vidotto, secretário de Assuntos Internacionais do Ministério do Planejamento, estava no lançamento como representante do governo brasileiro. Ele lembrou que o país investe em energias limpas não mais como um dos itens do modelo de desenvolvimento, mas sim como uma estratégia de crescimento e indutor da sustentabilidade. “Fazer mais e melhor é nossa diretiva. Todas as áreas do governo estão hoje submetidas ao mesmo conceito e à mesma práxis”, disse o secretário. Segundo ele, a iniciativa é muito bem-vinda, especialmente quando se trata de parceiros que fomentam o investimento privado para o desenvolvimento e a inovação, visando pequenos e médios empreendedores e a melhoria de renda dos pobres. Os relatórios e a ferramenta que podem ser baixados e customizados estão na página <http://climatescope.fomin.org>.

(Fonte: Mercado Ético/ Autor: Isabel Gnaccarini)

Ceará vai gerar energia com movimento das ondas do mar

Por Valmir Storti



O Brasil conta com uma faixa litorânea de aproximadamente 8 mil quilômetros e começa, agora, a aproveitar o potencial energético oferecido pelo movimento das ondas do mar. A usina de ondas do Porto de Pecém, a 60 quilômetros de Fortaleza, Ceará, vai abastecer o porto onde está instalada.

Apoiado pelo governo do Ceará, trata-se de um projeto piloto, financiado pela Tractebel Energia por meio do Programa de Pesquisa e Desenvolvimento da Agência Nacional de Energia Elétrica, que vai servir para analisar sua viabilidade.

Dois braços mecânicos suportam grandes boias em uma das extremidades e sobem e descem de acordo com o movimento das ondas, acionando dispositivos dentro da usina à beira-mar, onde água doce é pressurizada para criar energia elétrica de forma parecida com a utilizada nas usinas hidrelétricas. A diferença é que ao invés de haver uma queda d'água para girar turbinas, é essa água doce pressurizada pelo movimento das ondas do mar que oferece o movimento necessário para gerar a energia.

Além do apoio do governo estadual, o Ceará foi escolhido por contar com ondulação praticamente constante, graças aos ventos alísios, que também tornam possível gerar energia eólica pela metade do custo exigido por esta novidade acionada pelo movimento das ondas do mar.

(Fonte: <http://style.greenvana.com/2012/ceara-vai-gerar-energia-com-movimento-das-ondas-do-mar>)

CALENDÁRIO DE EVENTOS

OUTUBRO	De 10 a 12	15.º ENASB ENCONTRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL	Universidade de Évora http://www.apesb.org/	
	7	VÍRUS ENTÉRICOS HUMANOS: PROPRIEDADES GERAIS E MÉTODOS DE DETECÇÃO LABORATORIAL APLICADOS À ÁREA DE SANEAMENTO	Auditório da ABES/SP Rua Eugênio de Medeiros, 242 - 6º andar, Pinheiros - São Paulo - SP http://www.abes-sp.org.br	
	22	CONTROLE ECOTOXICOLÓGI- CO DE EFLUENTES LÍQUIDOS	Auditório da ABES/SP Rua Eugênio de Medeiros, 242 - 6º andar - Pinheiros - São Paulo - SP http://www.abes-sp.org.br	
	23 a 26	XVIII ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS E VII FENÁGUA - FEIRA NACIO- NAL DA ÁGUA	Centro de Convenções de Bonito Rodovia MS 178 Km 2, Bonito - MS http://www.abas.org/xviicongresso/ local.php	
	29 out a 1 nov	THE 6TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON FLOTATION IN WATER AND WASTEWATER SYSTEMS	Columbia University Cidade de Nova Iorque - EUA http://www.flotation2012.org	
NOVEMBRO	4 a 6	INTERNATIONAL CONFERENCE "IT & WATER"	Amsterdam in Netherlands http://lanyrd.com/2012/iwconferences/	
	4 a 8	2012 WQTC12 - WATER QUAL- ITY TECHNOLOGY CONFER- ENCE & EXPOSITION	Toronto, Ontario - Canadá http://apps.awwa.org Para maiores informações: syndi kemp 303-3476200 - email: skemp@awwa.org	
	4 a 7	II ECONSALAC: RESOURCE ORIENTED SANITATION IN LATIN AMERICA	Hotel Transamérica Classic Pasárgada Av. Antonio Gil Veloso, 1856, Praia da Costa - Vila Velha - ES Tel: +55 (27) 3183-9000 email: http://www.ecosanlac2012. com.br	
	6 a 8	FEIRA E CONGRESSO INTER- NACIONAIS DE COMPOSITOS, POLIURETANO E PLÁSTICOS DE ENGENHARIA - 2012	Pavilhão Verde do Expo Center Norte - São Paulo - SP http://www.abiplast.org.br/ eventos/feira-e-congresso-inter- nacionais-de-compositos-poliure- tano-e-plasticos-de-engenharia- 2012/20120511093825_P_969	
	6 a 8	XIV FIMAI/SIMAI FEIRA E SEMINÁRIO INTERNA- CIONAL DE MEIO AMBIENTE INDUSTRIAL E SUSTENTABILI- DADE	Pavilhão Azul do Expo Center Norte - São Paulo - SP http://www.gestaoambiental.ufscar. br/news/xiv-fimai-simai-2013-Feira-e- seminario-internacional-de-meio- ambiente-industrial-e-sustentabilidade	
	7 a 8	WWEM 2012	Telford International Centre Telford - Shropshire - TF34JH - Telford - Inglaterra http://www.wwem.uk.com	
	13 a 15	WATER SAFETY CONFERENCE	NWSC - IREC Kampala - Uganda - África http://web.nwsc.co.ug/iwa2012	
	19 a 21	WATER CONTAMINATION EMERGENCIES: MANAGING THE THREATS	IWW Water Centre - Mülheim-an-der- Ruhr, Alemanha http://www.wcec5.eu	

CALENDÁRIO DE EVENTOS

NOVEMBRO	20 a 22	9TH INTERNATIONAL SYM- POSIUM ON WATER SUPPLY TECHNOLOGY 2012	Centro de Convenções Pacífico Yoko- hama, Yokohama - Japão http://www.senkyo.co.jp/suido2012/ images/common/1st_circular_ en_20110930.pdf	
	20 a 23	CONFERENCE ON DECENTRAL- ISED WASTEWATER MANAGE- MENT IN ASIA - MEETING URBAN SANITATION CHAL- LENGES AT SCALE	Nagpur, India http://www.iwadewats-nagpur.com	
	22 a 23	AVALIAÇÃO DE RISCO TOXICOLÓGICO - TEORIA E ESTUDOS DE CASO EM SAÚDE AMBIENTAL	Auditório da ABES/SP Rua Eugênio de Medeiros, 224 - 6º andar - Pinheiros - São Paulo - SP http://www.abes-sp.org.br/ index.php?option=com_ seminar&task=3&cid=72	
	25 a 29	13TH INTERNATIONAL CON- FERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS	Auditório da Universidade de Mur- doch - Perth - Austrália http://www.promaco.com.au/events/ wetlandsystems2012.html	
	26 a 29	DISINFECTION AND INACTIVA- TION FOR WATER, WASTEWATER AND SLUDGE	Mexican Academy of Sciences - Los Cipreses, s/n - Pueblo - San Andrés - Totoltepec - Tlalpan, 14400 Ciudad de México, Distrito Federal, México Cidade do México - México http://eventos.iingen.unam.mx/Disinf- fConfMex2012	
DEZEMBRO	27 a 30	XI SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE	Hotel Tropical Tambaú Av. Almirante Tamandaré, 229 - Tam- baú - João Pessoa - PB http://www.abrh.org.br/xisrh	
	3 a 6	IWA REGIONAL CONFERENCE ON MEMBRANE TECHNOLOGY 2012	Instituto Tecnológico de Buenos Aires Av. Eduardo Madero, 399 1106 - Buenos Aires - Argentina http://www.membrane2012.com	
	7 a 10	THE 4TH IWA ASIA-PACIFIC YWP 2012 CONFERENCE	Miraikan (National Museum of Emerg- ing Science and Innovation) Tóquio - Japão http://www.ce.t.kanazawa-u. ac.jp/~honda/apywp2012/	
	6 a 7	PADRÕES DE POTABILIDADE DE ÁGUA - O QUE SÃO E COMO SÃO DERIVADOS	Auditório da ABES/SP Rua Eugênio de Medeiros, 224 - 6º andar - Pinheiros - São Paulo - SP http://www.abes-sp.org.br/compo- nent/seminar/?task=3&cid=66&sem_ midx=8&sem_jidx=0	
	22 a 24	INTERNATIONAL EXHIBITION ON WATER, WASTEWATER & WASTE TREATMENT	Hall 102-103, Bangkok International Trade & Exhibition Center Bangkok - Tailândia http://www.3w-expo.com/home.html	
JANEIRO	29 a 31	SUSTAINABLE SOLUTIONS FOR THE ENVIRONMENT	Leipzig's Exhibition Center Leipzig - Alemanha http://www.terratec-leipzig.com/	
	7 a 9	6TH INTERNATIONAL PERSPEC- TIVE ON WATER RESOURCES & THE ENVIRONMENT CONFER- ENCE (IPWE 2013)	Izmir, Turquia http://content.asce.org/conferences/ ipwe2013/index.html	
	15 a 17	INTERNATIONAL WATER SUMMIT	Abu Dhabi, UAE http://water.tallyfox.com/event/ international-water-summit	

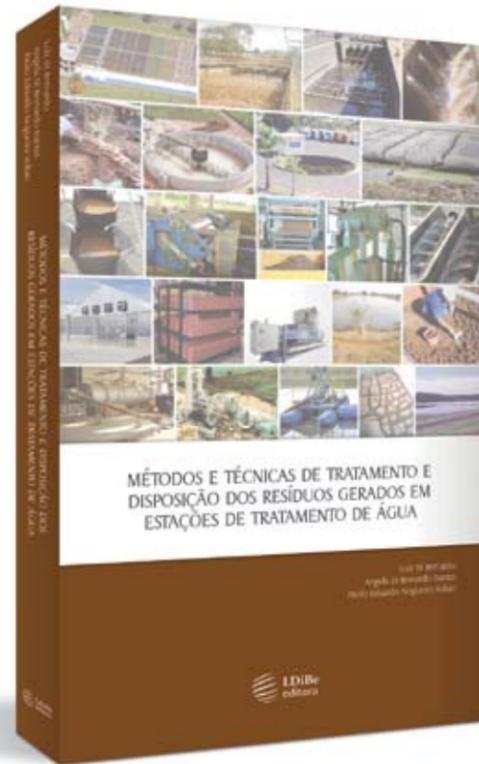
OUTUBRO

NOVEMBRO

NOVEMBRO

DEZEMBRO

JANEIRO



Métodos e técnicas de tratamento e disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água

Autores: Luiz Di Bernardo, Angela Di Bernardo Dantas, Paulo Eduardo Nogueira Voltan
 Editora L Di Be

Sinopse

Embora alguns livros de autoria do Prof. Luiz Di Bernardo e colaboradores contenham capítulos específicos sobre os resíduos gerados em estações de tratamento de água - RETAs, o referido professor, juntamente com outros autores, publicam agora, este livro que contém informações imprescindíveis aos profissionais envolvidos com o projeto e a operação de estações de tratamento dos resíduos - ETRs.

O livro buscou atualizar conhecimentos sobre origem, qualidade e propriedades dos resíduos; características do escoamento; aspectos legais pertinentes; tecnologias de tratamento de água e resíduos então gerados – além de incluir diversos

exemplos de projeto. O Capítulo 1 versa sobre a problemática dos RETAs enquanto os Capítulos 2 e 3 resumem as tecnologias de tratamento de água e as respectivas eficiências relacionadas às características qualitativas e quantitativas dos resíduos gerados. O Capítulo 4 apresenta os índices físicos, as propriedades dos resíduos e as características do escoamento; o Capítulo 5 contém informações sobre a legislação e a classificação dos resíduos; o Capítulo 6 resume as tecnologias de tratamento dos RETAs. Os capítulos 7, 8, 9, 10 e 11 apresentam os diversos tipos de unidades de tratamento dos RETAs e exemplos de dimensionamento.

Mais informações: www.editoracubo.com.br



Águas de Chuva - 3ª Edição Revista e Ampliada

Autor: Manoel Henrique Campos Botelho

Editora: Blucher

Sinopse

Este livro contém as necessidades e funções dos sistemas de drenagem pluvial nas cidades e nas estradas. Trata também a explicação dos vários componentes dos sistemas de drenagem pluvial e, ainda, das especificações de projetos, hidráulica dos canais etc. Aborda também especificações de projeto mais comumente adotadas nas prefeituras das mais importantes cidades e pelos vários órgãos ligados a sistemas de estradas * Especificações de construção dos sistemas pluviais * Diferentes e curiosas soluções pluviais * Tópicos práticos de hidrologia * Hidráulica dos canais

Mais informações: <http://www.blucher.com.br/livro.asp?Codlivro=05968>

Antártica e as Mudanças Globais: Um desafio para a Humanidade Série Sustentabilidade vol. 9 Geoquímica de águas subterrâneas

Autores: Jefferson Cardia Simões, Heitor Evangelista, Lúcia de Siqueira Campos, Maurício Magalhães Mata, Carlos Alberto Eiras Garcia, Ulisses Franz Bremer

Editora: Blucher

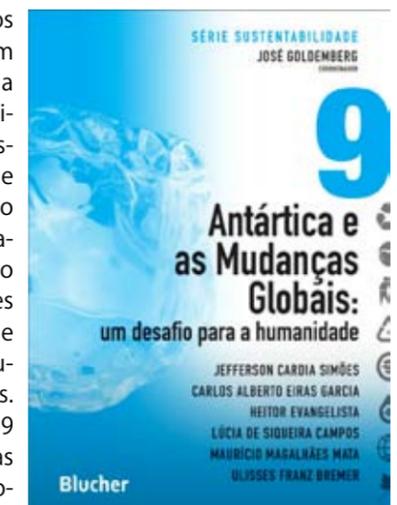
Sinopse

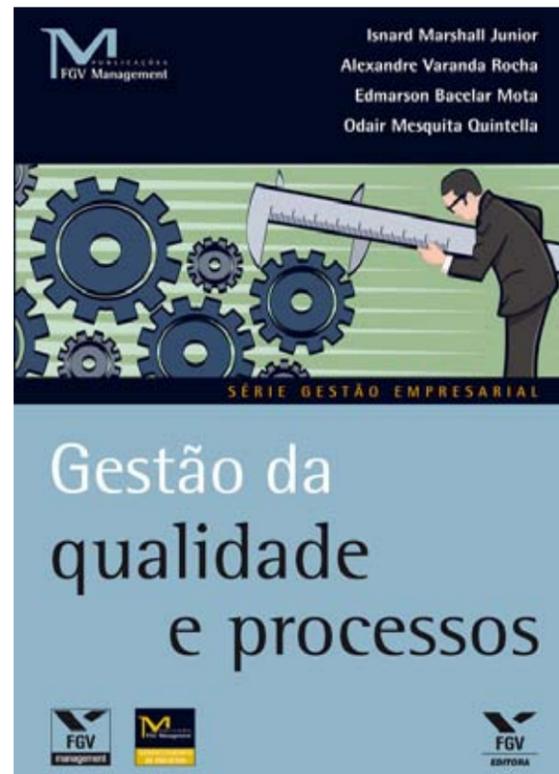
A Série Sustentabilidade surgiu a partir da análise do panorama histórico com o início do conceito de desenvolvimento sustentável, formulado pela Comissão Brundtland em 1970, até o evento da Agenda 21 com enorme influência no mundo em todas as áreas, reforçando o movimento ambientalista. A série, escrita por renomados pesquisadores nacionais que apresentam análises do impacto do conceito de desenvolvimento sustentável no Brasil, é coordenada pelo prof. José Goldemberg e tem como objetivo analisar o que está sendo feito para evitar um crescimento populacional sem controle e uma industrialização predatória, em que a ênfase seja apenas o crescimento econômico, bem como o que pode ser feito para reduzir a poluição

e os impactos ambientais em geral, aumentar a produção de alimentos sem destruir as florestas e evitar a exaustão dos recursos naturais por meio do uso de fontes de energia de outros produtos renováveis. Neste volume 9 – Antártica e as Mudanças Globais, os autores

tratam da região antártica, que é parte integral do sistema ambiental global. As vastas massas de gelo polar e as águas do oceano circundante estão entre os principais controladores do clima da Terra. Este livro aborda o papel do continente antártico e do Oceano Austral no sistema ambiental, as evidências de variações climáticas e na química atmosférica no passado, os sinais de rápidas mudanças observadas nas últimas décadas e as respostas da biota polar.

Mais informações: <http://www.blucher.com.br/livro.asp?Codlivro=06118>





Gestão da qualidade

Coordenador: Sylvia Constant Vergara

Autores: Alexandre Varanda Rocha, Edmarson Bacelar Mota, Isnard Marshall Junior, Odair Mesquita Quintella

Editora: FGV

Sinopse

Disseminados a partir da década de 1950, os princípios norteadores da gestão da qualidade e dos processos passaram a ser absorvidos pela maior parte das organizações somente nas últimas décadas do século passado. Desde então, a qualidade começou a ser entendida também como um instrumento estratégico, cuja utilização passou a ser valorizada pelo mercado.

Este título, que compõe a nova Série Gestão Empresarial, visa permitir ao leitor ter uma boa noção da amplitude e da importância dos conceitos atrelados à gestão da qualidade como modelo de excelência para melhor gerir as organizações.



Além da Fumaça e dos Espelhos

Autor: Burton Richter - Prêmio Nobel de Física.

Editora: LTC

Sinopse

Os olhos da sociedade estão todos voltados para a sustentabilidade, ser sustentável deixou de ser apenas o termo "politicamente correto" e virou questão de sobrevivência. Mas existem muitas divergências a respeito do assunto. Logo após o grande evento que discutiu o desenvolvimento sustentável, a Rio +20, a sociedade se encontra em um dilema: O que é ser sustentável? Como e porque o cidadão pode contribuir nessa iniciativa?

O livro permite que os leitores formem suas próprias opiniões e se posicionem diante do problema, cobrando e adotando mudanças para o um fornecimento de energia mais sustentável, tanto quanto para a otimização do uso dos recursos naturais que o planeta oferece. A obra também é destaque também na Bienal do Livro em São Paulo, que ocorre nos dias 9 a 19 de agosto.

Mais informações: www.grupogen.com.br

Engenharia ambiental - fundamentos, sustentabilidade e projeto - 2012

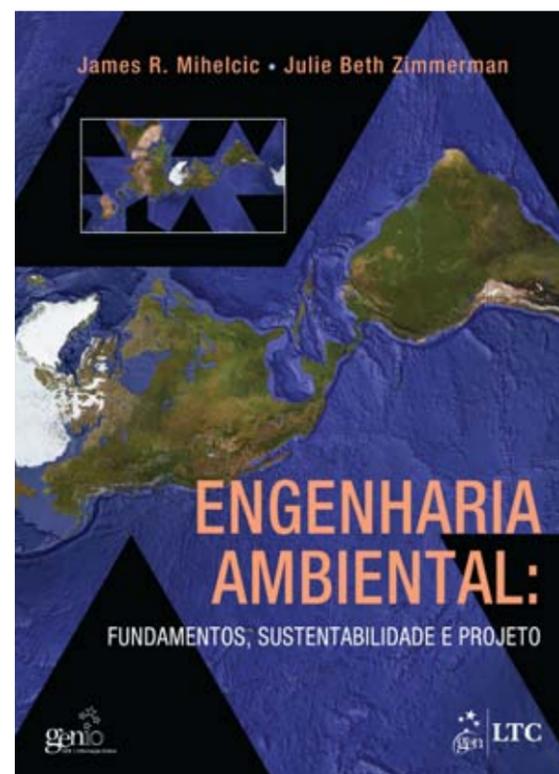
Autores: James R. Mihelcic; Julie Beth Zimmerman

Editora: LTC (Grupo Gen)

Sinopse

A obra analisa e oferece conteúdo para o desenvolvimento de técnicas que permitam aos engenheiros elaborar produtos, processos e sistemas que reduzam ou eliminem o impacto ambiental. É, sem dúvida, um livro que pretende estimular nos futuros e atuais engenheiros e profissionais de criação, a consciência de que os projetos elaborados com responsabilidade podem representar a chave para a manutenção de todas as formas de vida em um mundo sustentável e viável.

Mais informações: www.livrosdeengenharia.com.br



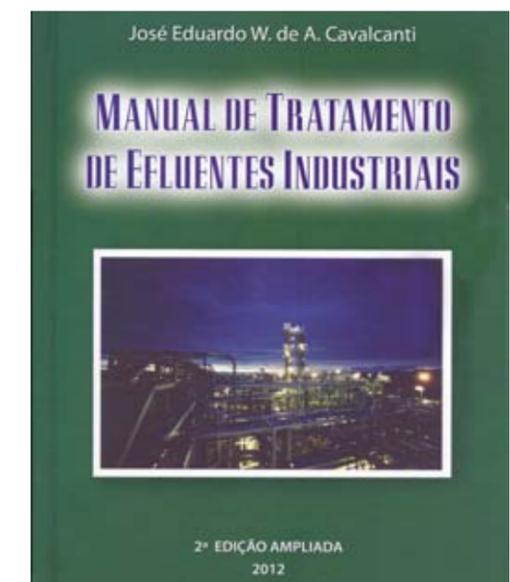
Manual de Tratamento de Efluentes Industriais

Autor: José Eduardo W. de A. Cavalcanti

Editora: Engenho

Sinopse

A finalidade deste Manual é proporcionar aos profissionais interessados em conhecer as nuances que envolvem o tratamento de efluentes industriais um rol de informações acerca das potencialidades e limitações dos vários processos e operações unitárias utilizados na depuração de diferentes tipos de águas residuais industriais, ao mesmo tempo orientar na elaboração de estudos e projetos visando a aquisição, implantação, reabilitação e operação de sistemas de tratamento. Prioritariamente dirigido à indústria, é constituído por 18 capítulos distribuídos em 499 páginas abordando temas especialmente selecionados em função das necessidades dos usuários industriais na condução do processo de controle de poluição - particularmente a tratamento de efluentes e reuso de água. A formatação original da primeira edição se mantém, porém, o conteúdo de determinados temas, aliás por si só inesgotáveis, constantes nos capítulos de tratamentos clássicos e avançados de efluentes industriais, culminou



no acréscimo de 40 novas páginas ao livro, que ganhou também algumas atualizações e uma edição com todas as ilustrações impressas a cores.

Mais informações: <http://www.ofitexto.com.br/produto/manual-de-tratamento-de-efluentes-industriais-.html>



Série Energia e Sustentabilidade - Energias Renováveis

Autor: Roberto de Carvalho Júnior

Coordenadores: José Goldemberg e Francisco Carlos Paletta

Editora: Blücher

Sinopse

Esta obra tem por base a 1ª Conferência de Energias Renováveis para o Ensino de Engenharia, realizada pela Faculdade de Engenharia e pelo Centro de Estudos de Energia e Sustentabilidade da Fundação Armando Alvarez Pentenado FAAP em outubro de 2009, com o objetivo de promover o debate, fomentar o conhecimento tecnológico e apoiar a inovação no uso e no potencial das energias renováveis.

Especialistas brasileiros nos respectivos assuntos discutem neste livro temas como biomassa, energia fotovoltaica, pequenas centrais hidroelétricas, energia eólica, energia solar térmica e uso energético de hidrogênio.

Mais informações: <http://www.blucher.com.br/livro.asp?Codlivro=06088>

Anaerobic Membrane Bioreactors for Sustainable Wastewater Treatment

(disponível apenas como e-book)

Autor: Lutgarde M. Raskin

Editora: IWA

Sinopse

A gestão sustentável da água é cada vez mais importante para as empresas prestadoras de serviços públicos e está mobilizando esforços para reduzir o consumo de energia e os produtos residuais provenientes do tratamento de esgotos domésticos sem comprometer a qualidade do efluente. Os biorreatores de membrana anaeróbios combinam o tratamento biológico anaeróbio e a separação por membrana em um único processo. Os potenciais benefícios do tratamento de esgotos domésticos por biorreatores de membrana anaeróbios são significativos: (1) geram uma fração de produtos residuais e consomem muito menos energia se comparados com os sistemas de tratamento de esgotos domésticos convencionais; (2) permitem o reaproveitamento do metano, uma fonte de energia renovável que melhora ainda mais o balanço energético; e (3) podem ser facilmente

integrados em sistemas de tratamento de esgotos, centralizados ou descentralizados, devido ao seu potencial de crescimento econômico dentro da empresa. Em síntese, o tratamento de esgotos domésticos com a utilização da tecnologia de biorreatores de membrana anaeróbios representa um paradigma de tratamento mais sustentável. Este estudo foi realizado para abordar a questão abaixo que sintetiza os desafios associados ao tratamento de esgotos domésticos com biorreatores de membrana anaeróbios: Os biorreatores de membrana anaeróbios podem ser operados com esgotos domésticos em baixas temperaturas como as que ocorrem em várias regiões dos EUA e do mundo?

Mais informações: Relatório WERF U4R08 - <http://www.iwapublishing.com/template.cfm?name=isbn9781780400532&type=new>



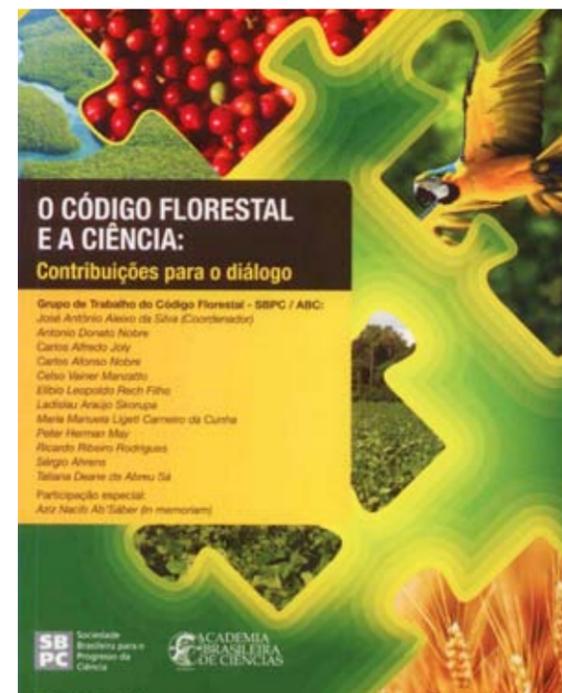
O código florestal e a ciência: Contribuições para o diálogo

Coordenador: José Antonio Aleixo da Silva

Sinopse

Nesta publicação, são apresentados os resultados dos estudos realizados por um grupo de trabalho, instituído pela SBPC e Academia Brasileira de Ciências (ABC) em junho de 2010, que analisou as questões relativas ao Código Florestal brasileiro à luz do conhecimento científico e tecnológico. De caráter interdisciplinar, os estudos fornecem dados e argumentos técnico-científicos para subsidiar as discussões em torno de mudanças no Código Florestal propostas no substitutivo ao Projeto de Lei nº 1.876/99.

O documento explicita o referencial científico utilizado para análise de vários temas do ambiente rural e urbano que não podem ser desconsiderados na revisão da legislação, citando exemplos de dispositivos do Código Florestal vigente e do substitutivo em discussão. A Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e a Academia Brasileira de Ciências (ABC) permanecem à disposição para mobilizar competências na sociedade que possam embasar cientificamente o diálogo, participando de agendas plurissetoriais.



Disponível para download em: http://www.sbpnet.org.br/site/arquivos/codigo_florestal_e_a_ciencia.pdf

Site Specific Risk Assessment Tools for Land Applied Biosolids

(disponível apenas como e-book)

Autor: Patrick L. Gurian

Editora: IWA

Sinopse

Este relatório descreve um modelo associado de dispersão ambiental, exposição e impactos à saúde, conhecido como Spreadsheet Microbial Assessment of Risk: Tool for Biosolids – “SMART Biosolids” (Planilha para Avaliação de Risco Microbiano: Ferramenta para Biossólidos – SMART Biosolids) desenvolvido para avaliar o risco de infecção humana causada pela exposição direta ou indireta a solos tratados com biossólidos. A ferramenta SMART Biosolids avalia o risco associado à aplicação de biossólidos ao solo através de cinco tipos de exposição: (1) inalação de aerossóis provenientes de locais tratados com biossólidos, (2) consumo de água subterrânea contaminada por solos tratados com biossólidos, (3) ingestão direta de solos corrigidos com biossólidos, (4) ingestão de plantas contaminadas por solos tratados com biossólidos, e (5) consumo de águas de superfície contaminadas por escoamento superficial proveniente de

solos tratados com biossólidos. A ferramenta SMART Biosolids concentra-se no risco aos indivíduos submetidos a altos níveis de exposição como os trabalhadores que atuam em solos tratados com biossólidos ou moradores das proximidades desses locais. O modelo SMART Biosolids permite que as empresas de serviços de esgoto, aplicadores e órgãos reguladores estimem a exposição a microrganismos patogênicos provenientes de biossólidos, em vários cenários e, assim, obtenham informações úteis sobre práticas eficazes de gestão. Este relatório descreve o modo de utilização da ferramenta SMART Biosolids e fornece documentação técnica referente aos métodos matemáticos empregados pelo modelo.

Mais informações: Relatório WERF SRSK3R08 <http://www.iwapublishing.com/template.cfm?name=isbn9781843392590>





E você achando que 100% fosse o máximo que alguém pudesse se dedicar.

Sabesp 300%: 100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado.

O saneamento transforma a vida das pessoas. Por isso, não medimos esforços para levar, até 2014, o Sabesp 300% para todos os municípios do interior atendidos pela Sabesp. E, até 2018, para todas as outras cidades atendidas por nós. Saiba mais acessando www.sabesp.com.br/RS2011

