

revista Cetesb
de tecnologia

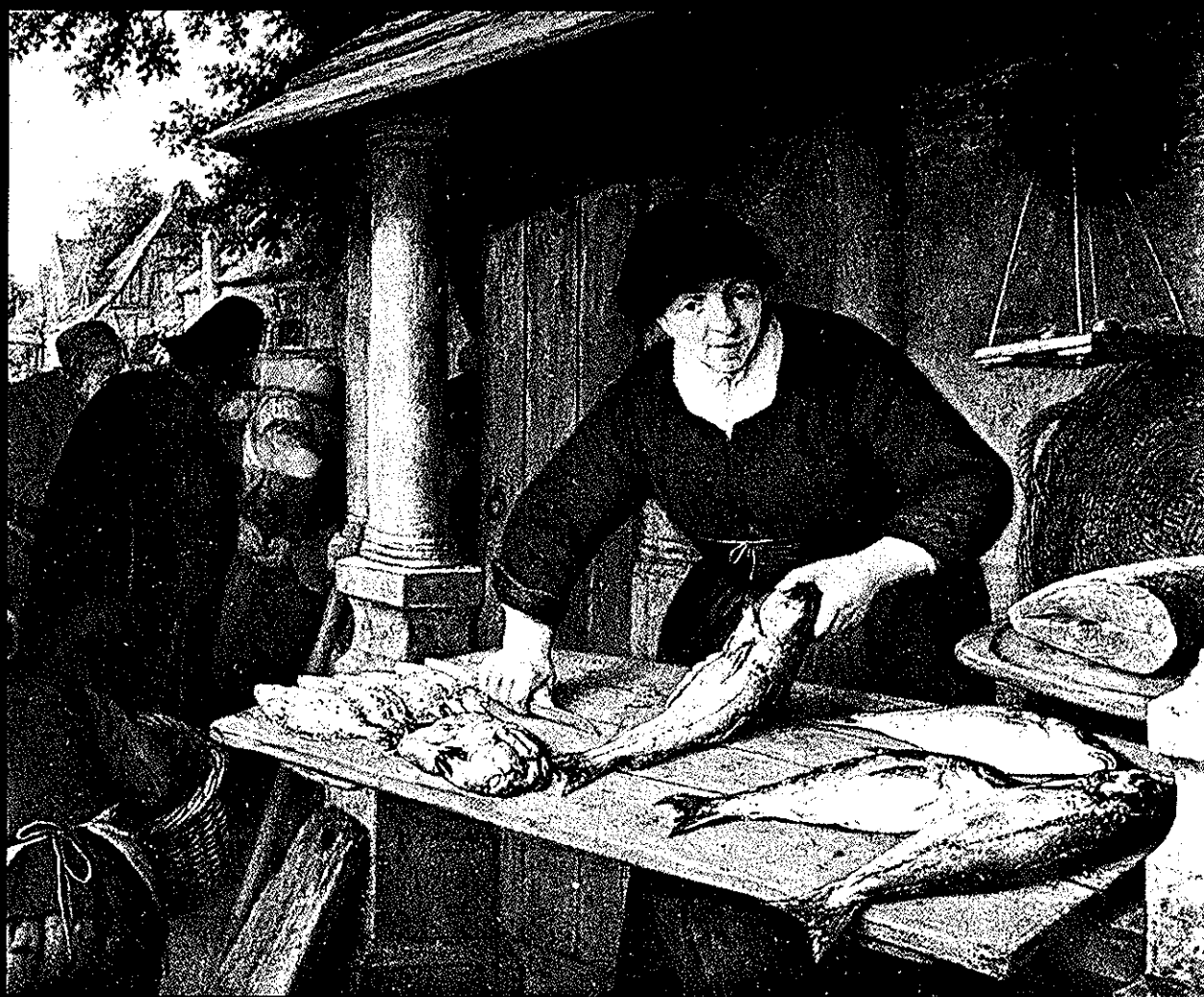
ambiente

Volume 4 Número 1 1990

ISSN 0102-8685

Secretaria de Estado do Meio Ambiente

Procedimentos nas mortandades de peixes



Entrevista com
Gerd Bornheim

Dispersão atmosférica:
dois modelos matemáticos

Estratégia para
despoluir a Billings

Contaminação da chuva
e da drenagem pluvial

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO

Orestes Quércia
Governador

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE

Jorge Wilhelm
Secretário

CETESB

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Prof. João Gualberto de Carvalho Meneses
Diretor-Presidente

Eduardo San Martin
Diretor de Controle de Poluição

Octávio Dótoli
Diretor de Treinamento e Transferência de Tecnologia

Frederico Pegler Neto
Diretor Administrativo e Financeiro

Laura Maria Regina Tetti
Diretora de Programas e Mobilização

Nélson Vieira de Vasconcelos
Diretor de Normas e Padrões Ambientais

Vol. 4
Nº 1
1990
ISSN0102-8685

Conselho Editorial
Arq. Jorge Wilhelm
Prof. João Gualberto de Carvalho Meneses
Prof. Aristides de Almeida Rocha
Prof. José Zatz
Eng. Eduardo San Martin
Adv. Frederico Pegler Neto
Soc. Laura Maria Regina Tetti
Eng. Nelson Vieira de Vasconcelos
Adv. Octávio Dótolli
Prof. Roque Monteleone Neto
Eng. Ivan Carlos Maglio
Psic. Germano Seara Filho
Prof. Samuel Murgel Branco
Prof. João Antonio Galbiatti
Prof. Archimedes Perez Filho
Biol. Sérgio Roberto
Prof. Hamilton Targa
Ambiente — Revista Cetesb de Tecnologia está indexada nos Excerpta Médica, Elsevier Science Publishers B.V.; no Reindex — Índice da Répídica — Red. Panamericana de Información y Documentación en Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente; no Ensic — Environmental Sanitation Information Service, do Asian Institute of Technology (Tailândia). É divulgada nos sumários correntes brasileiros: Ciências Exatas e Biológicas, do IBICT — Instituto Brasileiro de Informação, Ciência e Tecnologia do CNPq.

EXPEDIENTE

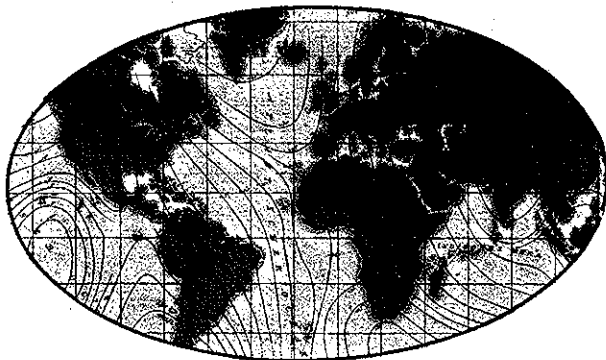
Assessor Editorial da Presidência: Jayme Gimenez
Editor Chefe: Enio Squeff
Editor de Arte: Roberto M. Videira
Editora Executiva: Maria Helena C. Jordão
Diagramação: José Diniz
Composição: Fotolito e impressão: Imprensa Oficial do Estado — IMESP
Redação: Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345
Prédio I — 1º andar, sala 100 — telefones 210-1100 - ramal 587; 210-0174 e 815-3226, CEP 05459, São Paulo, SP, Brasil

Os conceitos emitidos nos artigos assinados nesta publicação são de responsabilidade exclusiva de seus autores. A redação solicita que lhe seja informada qualquer transcrição, referência ou apreciação dos artigos da revista.
A revista agradece à inestimável colaboração "ad hoc" dos seguintes especialistas: Prof. Nelson Nucci; Prof. Adriano Murgel Branco; Profa. Maria Terezinha Martins e Eng. Gabriel Murgel Branco, na laboriosa tarefa de opinar sobre a qualidade dos trabalhos apresentados, para fins de seleção.

Capa: "A vencedora de peixe"
de ADRIAN VAN OSTAD (1610-1685)
RIJKSMUSEUM, AMSTERDAM,
HOLANDA. Reprodução: Carlos A.S.
Fernandes

Sumário

Ambiente Mundial	4
Editorial	5
Entrevista: <i>O Homem não é um ser natural</i>	6
Capa: <i>Procedimentos em casos de mortandades de peixes</i> Sérgio Roberto, Denise Navas Pereira, Helcias B. Pádua, Geraldo G. J. Eysink	13
<i>O Impacto ambiental no planejamento de Alagoas</i> Vinicius Nobre Lages	18
<i>Lodo de esgoto granulado: identificação bacteriana</i> Rosana Filomena Vazoller, Célia Maria Rech, Maria da Glória Figueiredo, Luis Antonio Gaj-Levra	22
<i>Cálculo da trajetória da pluma de uma chaminé</i> Walter Del Picchia	26
<i>Estratégia para despoluir as águas da Billings</i> Rubens M. de Abreu	36
<i>Dispersão atmosférica: aplicação de dois modelos</i> George Lentz Fruchauf, Antonio de Castro Bruni	44
<i>Contaminação da chuva e da drenagem pluvial</i> Sérgio João de Luca, Carmem B. Castro e Carlos N. Ide	49
<i>Estimativa da carga tóxica de efluentes industriais</i> Eduardo Bertoletti	54
<i>Estudo de metais pesados na biodigestão de lodos</i> Maria de Los Angeles Rodenas-Garcia, Marcos Eduardo de Souza	62
Cartas	65
Opinião: <i>A Amazônia e o efeito estufa</i> Luiz Pinguelli Rosa	66



Roberto M. Videira

Amazônia: Desflorestamento e possíveis efeitos

Sob este título, o Prof. Harald Sioli, Diretor Emérito do Max Planck Institut, de Plon, Alemanha, que viveu e iniciou seus estudos na Amazônia, entre 1940 e 1957, deu início ao Simpósio "Amazônia: Desflorestamento e possíveis efeitos".

Agora, sob a forma de uma interessante separata, da qual retiraremos os excertos abaixo, o Prof. Sioli, que retornou a Amazônia em 1963 e que de 1973 a 1976 foi Consultor do PNUD, publicou 140 trabalhos, a maioria sobre limnologia e ecologia da Amazônia, destacando-se "The Amazon-Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin", donde podemos saber que: "Calculou-se então que a matéria vegetal viva desta floresta inteira (Amazônia), de uma área redondamente de 5 milhões de km², contém tanto carbono fixado nos compostos orgânicos dela, quanto corresponde à quarta parte do carbono do gás carbônico de toda a atmosfera do planeta. Deve-se considerar também o fato de que a extensão da floresta amazônica é tão grande que as distâncias entre diferentes subtipos da floresta amazônica são às vezes enormes, capazes de impedir, já por causa da magnitude delas, migrações de animais e, com isso, intercâmbio de genes. Uma das razões do desflorestamento da Amazônia provém sem dúvida do problema da gente sem terra que se torna cada dia mais agudo no Brasil, como na maioria dos países tropicais, devido a avalanche demográfica." E, terminando a introdução que fez ao

Simpósio: "Deus é grande, mas o mato é maior", é o que diz um antigo provérbio do caboclo amazônico. "Faço votos que o mato, a natureza cheia de vida riquíssima da Amazônia seja maior, seja mais forte do que o deus da civilização hodierna que se apresenta na ganância ao poder material idolatrado por grande parte da humanidade chamada "civilizada" e que é também o motivo mais profundo para o desflorestamento da Amazônia. Que este ídolo seja vencido pelo vigor da natureza viva da Amazônia, é o meu ardente desejo, e com ele abro agora o nosso Simpósio."

Proteção Civil: conferência mundial em Bagdad

A X Conferência Mundial de Proteção Civil, programada para Bagdad, de 10 a 12 de novembro de 1990, será em comemoração ao Décênio Internacional da Prevenção das Catástrofes Naturais. As comunicações e os trabalhos, que serão de no máximo 20 minutos, deverão ser encaminhados ao secretariado da Conferência antes de 15 de maio, e o texto integral poderá ser entregue à secretaria antes de 15 de setembro de 1990. Tais trabalhos deverão versar sobre experiências e contribuições na prevenção e solução de problemas advindos de catástrofes naturais (ou não) e na organização da proteção civil em tais ocorrências, bem como na planificação de medidas de emergência, assistência e socorro das populações civis envolvidas. Maiores informações: Secretariado da X Conferência Mundial de Proteção Civil: OIPC, 10-12 chemin de Surville, 1213 Petit-Lancy (Genève) Suíça. Cable Procivint-Genève CH;

Tel.: (41 22) 7934433. Fax: (41 22) 7934428 e telex: 423.786 CH.

Integração na Educação Ambiental

O livro "Integration of Environmental Education into General University Teaching in Europe", que reúne os trabalhos apresentados no Seminário Regional sobre a Integração da Educação Ambiental no Ensino Universitário Geral na Europa, realizado em Bruxelas, de 7 a 10 de junho de 1989, faz um apanhado geral de todas as discussões e tendências do campo educacional europeu.

Sob o patrocínio da UNESCO-UNEP, e realizado pelo Departamento de Ecologia Humana da Vrije Universiteit de Bruxelas, Bélgica, o livro reuniu 29 comunicações das mais diversas tendências e origens, cujos autores refletem a interdisciplinariedade e as dimensões internacionais do seminário. A integração dos conceitos de ecologia e meio ambiente no ensino universitário aparecem ilustrando o livro, a nível de graduação e pós-graduação, nas mais diversas instituições de ensino universitário.

Os editores Prof. Dr. C. Susanne, Prof. Dr. L. Hens e D. Devuyt esperam que essa obra possa contribuir para a inovação no estudo e nas ações, visando a uma melhor proteção dos recursos da Terra. O livro de 396 páginas poderá ser obtido pelo preço de US\$ 19, no seguinte endereço: VUB/Press, Pleinlaan 2, B-1050 Brussel, Belgium, pelo número de código (ISBN90-70289-67-9).

EDITORIAL

O compromisso democrático

Não parece apenas uma feliz coincidência que, no início desta década, a democracia como valor substantivo se tenha tornado uma espécie de axioma universal irreversível: neste sentido, as comemorações do bicentenário da Revolução Francesa se constituíram, quem sabe, num prenúncio feliz. Voltaire, um dos precursores da democracia (e da Queda da Bastilha), asseverava que nada o animava mais do que o direito que os outros tinham de o contestarem. No início de uma nova década e de um novo governo — este eleito diretamente pelo povo — nada mais oportuno para o Brasil moderno do que a assertiva de Voltaire. Mas nada mais comprometedor também.

Pois aos que se põem como defensores do meio ambiente, esse fato retoma um velho desafio — o de compatibilizar a enérgica defesa, por exemplo, de uma Amazônia, com a irreversibilidade do crescimento do País. Vale dizer: há um compromisso claro, intransferível, de que a compatibilização entre os vários interesses se faça pelo respeito aos direitos da maioria, resguardadas as vozes das minorias. Verdade que a tradição democrática não é um tema muito encontrado no repertório cultural de nossa história; basta atentar para o passado recente do Brasil. Verdade também que a ciência — e a Cetesb nada mais quer do que fazer valer seu estatuto de cientificidade para se fazer presente na sociedade brasileira — nem sempre se impôs à consideração do Estado, ou mesmo do País.

Não são raros, ainda hoje, os que defendem a degradação ambiental como corolário inevitável (e incontestável) do progresso. São mazelas de um país ainda lento em seu progresso; há que se mudar as coisas e a forma de pensar, inclusive da sociedade.

Mas, por isso, a importância de nosso trabalho. Em seus mais de vinte anos de existência, a Cetesb arrostou vários desafios. Haveria talvez que se falar na ausência de estímulos materiais, nas dificuldades de toda a ordem que uma sociedade, nem sempre prolífica em recursos, impôs à Companhia como um todo.

São os perçalços ou, como dizia o poeta, as pedras em nosso caminho. Harmonizá-los com o desafio democrático — eis a nossa outra tarefa para a década de 90.

João Gualberto de Carvalho Meneses

Diretor-Presidente

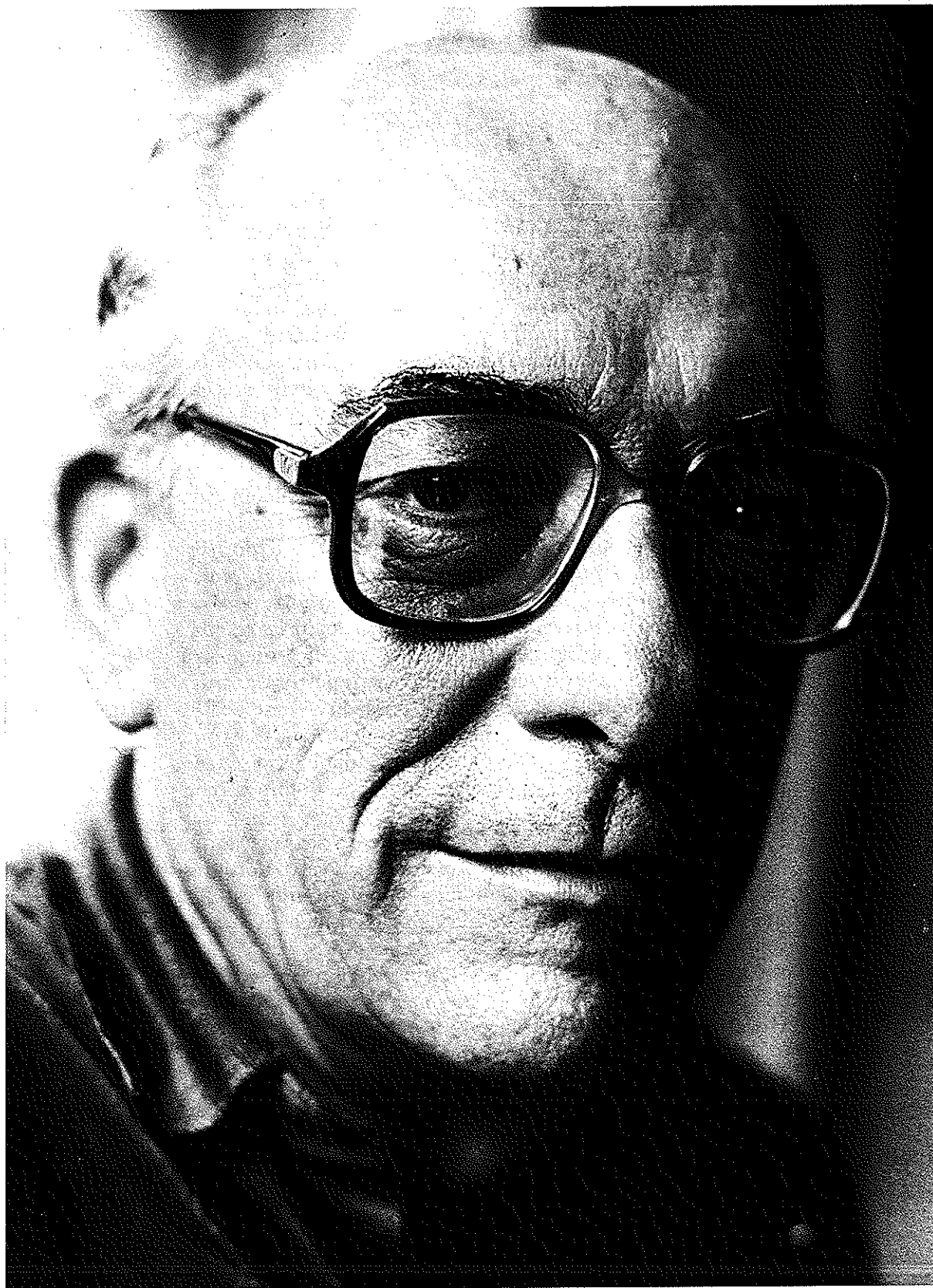


Foto de: AGÊNCIA FOLHAS — Rogério Carneiro

Gerd Bornhein

ENTREVISTA

“O Homem não é um ser natural”

Fora do circuito estritamente acadêmico e intelectual são poucos os que conhecem o professor Gerd Bornheim, titular do curso de pós-graduação da Faculdade de Filosofia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Sob certos aspectos, o fato é explicável. Formado pela Universidade de Paris, onde se doutorou defendendo tese sobre a obra de Jean Paul Sartre, Gerd Bornheim, 60 anos, está longe do modelo mais ou menos comum dos professores festejados pela imprensa: ao contrário de muitos de seus pares, seu trabalho tem-se notabilizado menos na política partidária, do que no âmbito de sua atividade acadêmica. No entanto, com várias obras publicadas, nas quais se distinguem principalmente suas reflexões sobre a filosofia e o teatro, Gerd Bornheim é um dos raros pensadores brasileiros a merecer a quase unanimidade de seus colegas para a originalidade de seu pensamento; e mais que isso, para o rigor de suas análises.

Nascido em Caxias do Sul (RS), (do qual ainda conserva o hábito diário da garrafa de vinho), Gerd A. Bornheim, como quase todos os intelectuais de seu tempo, não pode furtar-se às vicissitudes históricas do Brasil a partir do movimento militar de 1964. Na verdade, data de 68 sua saída do Brasil: ao ser compulsoriamente aposentado da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Gerd viajará um ano depois para Paris, onde, para ganhar a vida, se dedicará, primeiro ao mercado de arte e, mais tarde, ao reencontrar suas raízes, ao magistério. Viria a ser como professor da Universidade de Paris e posteriormente, da Universidade de Berlim, que ele estenderia sua estada de quase 10 anos na Europa. Como reconhece hoje, o exílio voluntário lhe foi duplamente útil: de um lado pela experiência existencial; a troca da atividade de professor pela de “marchand” será frutífera; de outro, porém, e em decorrência do próprio processo político, o filósofo, sem alterar o rigor do método, começará pouco a pouco a se afastar do existencialismo — termo mais ou menos arbitrário com que se poderia definir sua filiação ao pensamento do filósofo alemão contemporâneo, Martin Heidegger. Será, pois, como um pensador próximo do marxismo que Gerd Bornheim reiniciará suas atividades universitárias no Brasil a partir da abertura democrática. E não por mera coincidência, nascem dessa nova fase, três de seus livros mais recentes: “Sartre — Metafísica e Existencialismo” (Ed. Perspectiva), uma série de ensaios sobre o pensamento de Sartre, mas principalmente sobre o existencialismo, “O Sentido e a Máscara” (L.P.M.), estudo que marca seu retorno ao tema do teatro e, por fim, “Dialética, Teoria e Praxis” (Ed. Globo), alentado estudo sobre o pensamento de Hegel e Marx.

Na entrevista que se segue, concedida a Enio Squeff, Gerd Bornheim confirma em grande parte as preocupações que o vem animando nos últimos anos. Como diz, só existe uma forma de chegar ao cerne da questão ecológica, que é pela instância política. Para chegar a essa conclusão, entretanto, Gerd Bornheim faz um longo percurso no qual são exumadas inúmeras questões. Como se verá, não parece que as reflexões deste pensador sejam uma contribuição que a ciência e a tecnologia possam dispensar no trato direto com a questão ambiental. A palavra “engajamento” parece ter perdido um pouco de sua “aura” nos últimos anos — mas é dela que se trata para definir em parte a atitude do filósofo para com a questão ambiental, um dos problemas mais candentes da atualidade.

Ambiente — Num artigo publicado há algum tempo, o sr. fazia toda uma reflexão sobre a ruptura do homem com a natureza, principalmente no Ocidente; bem, tanto naquele ano quanto hoje a questão ecológica já não mais é apenas retórica. Ela aparece como um comprometimento do homem na terra. Ou seja, a questão paradoxal que surge aqui é que na medida em que o homem constata

que a sua ação pode destruir a natureza, ele se coloca dentro dela já que, inclusive pelos meios técnicos que possui, ele pode ser destruído com a própria natureza. Como é que o sr. vê essa questão?

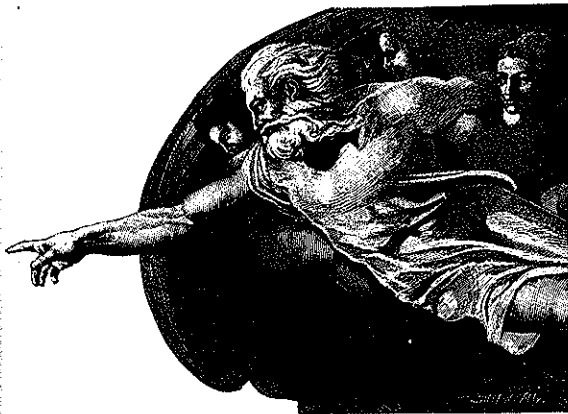
Gerd Bornheim — Em meu artigo eu fiz uma análise a partir da Renascença. No meu entender, a coisa é muito mais grave e deve ser colocada numa dimensão bem mais

ampla. O que está em jogo nesta questão toda e não só hoje, mas em toda a evolução da humanidade, é o próprio destino do homem e o modo como ele é neste planeta. Eu diria, então, nesta perspectiva e em princípio, que na história do homem, a humanidade passa por duas revoluções fundamentais. A primeira aconteceu há cerca de sete mil anos, no neolítico. Foi quando o homem do Paleolítico, que tinha um comportamento predatório em relação à natureza, tornou-se sedentário, começou a se organizar e conseqüentemente, passou a disciplinar seu trabalho. É quando nasce também, necessariamente, a divisão do trabalho, como entre a mulher e o homem, por exemplo. Mas, por volta de sete mil anos, o homem inicia um outro processo, qual seja, o de dominar a natureza, fazer-se senhor dela, pois ele planta e cria animais. Enfim, ele aprende a se impor à natureza. Acontece que esta experiência se faz, concomitantemente com uma outra, que é a da impotência radical do homem. Não parece por acaso que os deuses da mitologia primitiva possuam raios como arma. Pois se o fogo, a água, o dilúvio destroem o que eu faço, o homem descobre que há uma força superior que ele não pode dominar. É neste momento, porém, que o homem, literalmente, "cai de joelhos". E esse "cair de joelhos" vem da natureza, pois o raio só foi dominado e, assim mesmo em termos, há muito pouco tempo, já que, inclusive, ainda hoje, a realidade humana pode desaparecer com as enchentes. Ora, que ele caia de joelhos, isso se entende — mas é a partir daí que surge o que, em antropologia, se chama de doutrina dos dois mundos. É ela quem determina toda a evolução posterior do homem e na qual se podem distinguir duas realidades: a dicotomia que divide o homem e a aventura dele com a natureza a partir do Neolítico para o qual, aliás, é contraposto o mundo superior dos deuses; e, em segundo lugar, a hierarquização desses dois mundos. Há o mundo superior, mais forte e o mundo inferior, mais fraco. A partir daí pode-se dizer que toda a cultura humana é um caminhar dentro dessa dicotomia. No Ocidente, por exemplo, distinguem-se duas bases, para estes caminhos. Uma é a greco-romana; a outra é a hebraico-cristã. A hebraico-cristã, isso já foi assinalado, é de uma violência inédita: o deus hebraico, que é uma invenção de Abraão é infinitamente distante, despolitizado; o próprio Abraão, aliás, se despolitizou, pois de uma certa maneira ele abandona a sua pátria, a sua cidade, a sua família, tudo para viver a sua fé enquanto subjetividade. Como se sabe, Abraão, não hesita em matar seu próprio filho para comprovar que ele, Abraão, tinha fé. Quer dizer, a experiência judaica é extraordinária. Fico aqui pensando no jovem Hegel que começa por aí. Trata-se de uma experiência extraordinária, porque é a experiência da separação dos dois mundos, levada quase às últimas conseqüências. Só que, para Hegel, essa radicalização é fundamental, já que é por ela que se dará a história do homem, ou antes, a história do aprendizado da humanidade do homem. É uma separação que vai crescendo e que atinge o seu ápice no romantismo alemão, com a experiência da nostalgia, que é a consciência da expulsão do homem do paraíso. Em nenhuma religião isso se fará de forma tão radical quanto na judaico-cristã. Nesta perspectiva, a experiência da separação, da expulsão do paraíso, da expulsão da natureza pelo dilúvio, ou mesmo da separação da pátria pela tropa estrangeira (pois o povo judaico é sempre expulso do seu país, não é mesmo?), tudo isso são modos pelos quais se pode ver que o homem

**“Não existe mais
um Deus
lá em cima,
a quem
devemos imitar:
essa é a destruição
da dicotomia.”**

não é um ser natural, ele não consegue ser um ser natural. Já a tradição grega é importante porque, num primeiro momento, dentro da dicotomia, a Grécia faz uma experiência oposta. Pois os deuses pré-socráticos, os jônios pelo menos, os que se mantêm na tradição mitológica, são todas forças da natureza. Por outra: no mundo grego há uma espécie de continuidade muito grande entre o homem e a natureza. E assim também com as religiões sincréticas do Brasil. Iemanjá por exemplo habita o mar; contudo, eu posso falar com ela; ela me entende. Numa certa medida eu barganho com os deuses, eles me fazem favores, eu posso inclusive trapacear com eles. Por isso é que se pode dizer que tanto lá quanto aqui, não haveria essa dicotomia tão radical. Só que a dicotomia sempre existe. Há inclusive uma interpretação pseudo-heideggeriana que pretende que isso não exista. Mas não é assim. Tanto que na tragédia grega, que coincide com o pensamento pré-socrático, quem decide, em última análise, é a dicotomia,





que é a deusa. Mas não há aquele divórcio radical: há uma proximidade muito grande, ao contrário da tradição hebraica. Apesar disso, porém, no princípio da decadência, com Platão, toda a questão assume uma radicalidade inédita mais uma vez. É que Platão é o primeiro homem na história da humanidade que diz que a eternidade não tem nada a ver com o tempo. Trata-se de uma eternidade imoluta, total e absoluta. Quer dizer, essa é a dicotomia que comparece na base da história do homem. Assim, a primeira grande revolução, eu a colocaria no neolítico, que é quando começa a humanidade do homem. Quando Tales diz que o Tártaro está cheio de deuses, ele quer dizer que, de um certo modo, a dicotomia é mínima; mas, ao mesmo tempo, os deuses são o contraposto já ao tempo de Tales. Ora, a rigor, desde que racionalmente justificada é tudo dentro de um processo de mais de 2.500 anos, eis que a dicotomia se supera. Pois a instrumentalização é o princípio da superação. Na verdade, essa superação começa a tomar forma, um vulto mais claro, racional, digamos, científico e não ainda como superação, a partir do século XVII, com o surto da física moderna, da filosofia cartesiana e por aí afora, onde os homens assumem um tipo de pensamento instrumental em relação à natureza; ou seja, a dominação tecnológica já está se armando, ainda que não a tecnologia em si. Contudo, a dicotomia vem de lá; e, sob este aspecto, eu diria que a segunda revolução da história do homem foi a burguesa, que criou condições para que a dicotomia entrasse numa crise radical. Hoje eu até afirmaria que já vivemos essa crise radical, qual seja, a da abolição dos dois mundos, pois tanto a filosofia quanto a ciência modernas aí estão. Só que esse projeto é neolítico, pois é a condição humana que está presente nele; e toda ela se faz durante séculos nesta complicação que é o aprendizado da humanidade do homem. E se ainda estamos dentro desse aprendizado hoje, espera-se dentro de uma etapa,

“Toda a revolução burguesa pode ser resumida numa palavra: o conforto.”

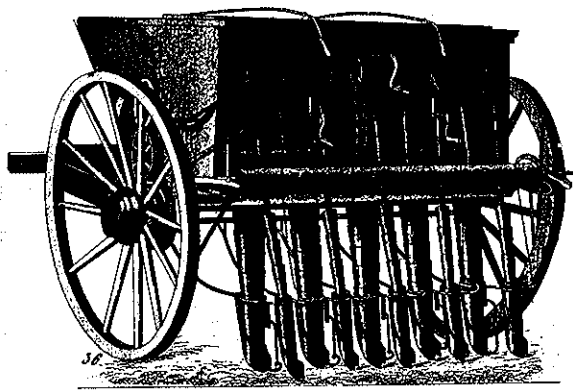
vamos dizer, final, que isso cesse, uma vez que toda aquela dicotomia entrou numa espécie de crise muito violenta. A morte de Deus, é um exemplo disso. Claro, isso tudo faz parte de um processo muito complicado. Tome-se o caso da arte. Hoje está assente que um dos princípios da arte antiga, que é o da imitação, foi substituído pelo conceito de cópia. Isto é, não existe mais um Deus lá em cima a quem devemos imitar; e essa é a destruição dessa dicotomia dos dois mundos.

Ambiente — Mas não existem outros processos nesta superação?

Gerd — Existem sim. Num outro aspecto, por exemplo, temos como dizer que toda a revolução burguesa pode ser resumida numa palavra — o conforto. Tome-se, a propósito, a evolução da cadeira na história do homem. Ela é interessantíssima. A cadeira é antes de mais nada um estado de espírito. A cadeira de Felipe II, no Escorial, por exemplo, é uma ascese. Existe uma lança atrás, no espaldar, que impede ao indivíduo descansar. Ele tem de dominar o corpo. Daí até a concretização da revolução burguesa, até o sofá americano, há todo um caminho que busca o conforto como uma espécie de compensação, de repouso do guerreiro. Refiro-me à cadeira, porque o que está em pauta é exatamente isso: a questão do jogo, do repouso do guerreiro. A propósito, pode-se tomar ainda como exemplo, a questão do jogo. O jovem grego, quando corria na Maratona, no fundo, imitava os deuses. Quer dizer, o atletismo grego não tem nada a ver com o nosso. Ao mesmo tempo, porém, quando surge uma frase como “mens sana in corpore sano”, que é romana, já os deuses não estão aí muito presentes. Sob esse aspecto, Spengler talvez tivesse razão quando apontava na Roma Antiga, a expressão da decadência da cultura grega. Fundamentalmente, porém, Spengler também não estava certo, pois, contemporaneamente, o esporte não tem nada a ver com a religião, com a ética, com a moral. Em que é que o Maracanã tem qualquer relação com o esporte no sentido antigo? São 22 animais amestrados que dão um espetáculo para 100 mil históricos. Isso não tem nada a ver com esporte. Mas isso, paradoxalmente, é também positivo, pois mostra que o homem está em processo de transformação, isto é, o que se lhe coloca é a natureza exterior; no fundo, pois, a questão ecológica é o próprio homem,ilhado enquanto homem.

Ambiente — Mas, professor, enquanto o homem destrói a natureza ele se destrói a si mesmo, isso parece claro. Ora, há hoje toda uma visão panteísta de parte de ecologistas ou mesmo de cientistas que vêem esse afastamento como uma espécie de ruptura anti-humana... Como conciliar um certo otimismo com o papel instrumentalizador que o homem exerce sobre a natureza?

Gerd — Eu diria duas coisas. Em primeiro lugar que se a gente pudesse fazer uma psicanálise cósmica do homem, ou melhor, da situação do homem no mundo, o que se teria seria uma espécie de sofrimento devido à vingança dos deuses metafísicos. Porque o que deveria ser natural não mais consegue sê-lo. A situação do homem no mundo deveria ser fundamentalmente harmônica. É como se o homem estivesse predestinado a essa integração. Acontece que os deuses (sempre em termos dessa mitologia grega) como que têm ciúmes dessa integração. É a velha história do mito de Prometeu. Por aprender a lidar com



o fogo e coisas do gênero, o homem tem que ser punido, já que, de repente, ele vai ser o senhor de sua própria casa, que é a terra. E essa é a vingança metafísica dos deuses, pois seria como se o problema continuasse indefinidamente, como se tivéssemos que buscar sempre, em definitivo, a morte dos deuses. Fala-se na técnica. Ora, a tecnologia antiga sempre se dá dentro da dicotomia dos dois mundos. A máquina grega, por exemplo, é fundamentalmente máquina de teatro. É a máquina do teatro tem por função fazer desaparecer e aparecer os deuses. Então, o próprio surgimento da máquina se dá também na dicotomia dos dois mundos. Há um autor da decadência grega, Estrabão, discípulo de Aristóteles, que diz não ser do espírito da natureza manifestar-se sempre por si mesma; ou seja, os homens usariam a máquina para ajudar a natureza. A máquina seria o artifício através do qual o homem como que empurraria a natureza a se manifestar. A máquina teria, portanto, essa função. Mas isso é muito curioso porque, pensando bem, a máquina do teatro medieval também é importantíssima. Lembro que as máquinas que surgem nos séculos XIII e XIV têm todas elas a mesma função que no tempo dos deuses: isto é, a de fazer aparecer e desaparecer o divino. Mais modernamente, a única manifestação da máquina teatral se dá no teatro barroco, da contra-reforma, no teatro dos jesuítas. Eram máquinas muito complicadas, mas que igualmente tinham essa função de fazer aparecer e desaparecer aquele nível superior dos deuses. Logo depois do barroco, porém, o que surge é a Revolução Industrial que praticamente inaugura um homem novo, um homem que o passado até então desconhecia. Refiro-me ao engenheiro, que é o homem das duas cabeças. Explico: o homem do passado estava dividido entre dois mundos: o da praxis que era o artesão que não sabia nada de teoria e que fazia o sapato, a casa, o móvel, tudo de um modo completamente empírico, e o teórico, o homem que tinha as idéias e as estruturas da realidade toda e que era como que empostado em um mundo superior. Ou seja, o homem estava dividido entre a teoria e a praxis. Ora, o engenheiro vai acabar com tudo isso, pois ele é a junção prática entre a teoria e a praxis; explicando melhor e numa definição mais ou menos primária, ele é o artesão que sabe matemática e física. Deste modo, aquela crise dos dois mundos é muito prática no mundo ociden-

“A Revolução Industrial inaugura um homem novo. Refiro-me ao engenheiro. Ele é a junção entre a teoria e a praxis.”

tal. Ela está no jogo onde, então, a máquina do teatro desaparece, dando lugar à máquina tal e qual como nós a entendemos hoje. Mas hoje todos nos esquecemos que a origem da máquina é teatral e isso me parece fantástico.

Ambiente — Por quê?

Gerd — Porque toda a dimensão escatológica, inclusive da máquina, passa a ser esquecida, totalmente superada; com o quê toda a dicotomia do passado acaba igualmente esquecida, o que dá no conseqüente desaparecimento inclusive da dicotomia dos dois mundos, pois não pode haver conciliação nas duas dimensões do homem; ou melhor, fica claro que o princípio da conciliação possível está exatamente no engenheiro. E fica claro também que a partir daí surge a técnica numa dimensão totalmente nova na história do homem. Ela sai daquela dicotomia dos dois mundos e se esquece de ser máquina do teatro — que, no fundo, não era teatro, mas culto religioso — para se transformar na máquina que se faz prolongamento do corpo do homem. E temos então o arado que nada mais reivindica do que ser a extensão do corpo do homem. Então, essa segunda revolução não apenas é algo que só se rompe porque se prolonga e se supera, ela é a saturação interna da dicotomia que se auto-supera por dentro; ela supera e exige uma transformação do jogo, por exemplo, numa transformação da técnica, da ciência e, claro, da filosofia. A ambigüidade tem-se que perceber bem — é a necessidade do problema. Não é uma decorrência disso ou daquilo. A ambigüidade está na origem do problema que é o neolítico e onde, de um lado, o homem quer dominar a natureza, mas, de outro, é cercado nessa sua vontade de domínio. Isso de um modo muito insciente, primitivo, ou seja, neolítico. Mas quando se chega aos tempos modernos, a questão se recoloca. E o que temos de pensar é no modo com que ela se coloca. Porque o problema básico é o da dicotomia dos dois mundos e da derrocada dessa dicotomia.

Ambiente — Explique melhor, por favor.

Gerd — O desejo do homem, desde o neolítico, é o de se estabelecer neste mundo. Nos tempos modernos tudo isso retorna, fato que tem de ser muito bem pensado, porque o grande paradoxo aí presente é que nos tempos modernos, de um lado, encontramos o cartesianismo, que é o que melhor expressa a vontade de dominação da natureza, e que é o único que coloca à disposição do homem a ciência e todo o instrumental, com o qual o homem não será um produto passivo da natureza. Quer dizer, o desejo de dominar a natureza, de ser senhor plantando um pé de alface, que seja, dado que vem do neolítico, é um desejo cosmicamente ampliado e que se prolonga nessa tradição. O fantástico é que enquanto o homem primitivo fazia

o fogo ou plantava um pé de alface, ele estava querendo dominar a natureza. No fundo, portanto, é o velho desejo que continua nesta tradição. Só que é como que perturbada pelo fato de que ela se torna ambígua e destruidora.

Ambiente — Sim, mas como é que isso se explica, tendo, então, em vista esta questão básica que é a reentrada do homem na natureza e a partir da própria ruptura?

Gerd — De um lado, nos tempos modernos há a vontade de dominação mas, por outro, há também a vontade de desenvolver no homem o sentido da natureza, postura que descende de Montaigne, de Rousseau e de todos "naturalistas". Só que tal postura não se faz apenas como cópia. Tome o caso da sinfonia "Pastoral", de Beethoven: nela, apesar do nome, existem processos que não são mais simplesmente aquela idéia da imitação do mundo transcendente, isso já não existe na sociedade burguesa. E a questão é toda essa; é que o comportamento geral do homem em relação à natureza, muda de enfoque. Não se pode perder de vista que, no passado, todo o homem se entendia como que dentro da natureza e sem poder dominá-la. Assim, ele vivia à margem da natureza, à margem do bosque, à beira do mar, e coisas do gênero. Já a partir do Re-



nascimento, com as viagens, com as descobertas e tudo o mais, a natureza, desde então, será um conjunto, um objeto — imenso, é verdade — mas uma unidade que está à disposição do homem. Esse o paradoxo. Pois se a ecologia é a necessidade que tem o homem de ser natureza, de ter o domínio da natureza — que é o lugar onde ele vive — em contrapartida, há o sentido da dominação que, como se sabe, é destruidor, já que toda a dominação é destruidora. Mas isso só até certo ponto, pois, no mais, a necessidade de dominação faz parte do homem. Volto à idéia anterior: no passado o homem era um ser natural, um animal — ele pertencia à natureza. Só que houve a ruptura. Tanto que a presença do índio é, em verdade, uma idéia que se tem dele e que perturba toda a nossa relação com a sua existência. Pois se trata de uma idéia do que fomos há milênios e que foi definitivamente superada. Logo, qualquer inocência está fora de cogitação; diria mais, o que se deve por em evidência é, pelo contrário, a plena consciência da culpa pela destruição operada durante todo esse tempo. Só assim se chegará a um comportamento que, de fato, seja superador dessa destruição.

“O arado nada mais reivindica do que ser a extensão do corpo do homem.”

Ambiente — Por que?

Gerd — Porque hoje já não existe mais a menor possibilidade de se abandonar a tecnologia. Claro, na Alemanha talvez seja possível sanear a água de um canal ou coisa que o valha através de meios puramente naturais. Mas a questão não é tão simples. Pensar, por exemplo, na superação da subnutrição, na fome e coisa do tipo, sem a alta tecnologia, é impossível. Por isso, a ecologia é um dado necessariamente político. O homem hoje, por definição, é acima de tudo um engenheiro. Isso quer dizer que hoje ele já não mais constrói o futuro no sentido transcendental, teológico; ele faz a reforma toda, isso é certo — mas para instalar o homem na sua casa que é esse mundo. Só que no intervalo desses dois projetos, quais sejam, o ser no mundo e o ser tecnológico, é nele que se situa a política; isto é, a política seria a ciência e a arte de estabelecer o homem neste mundo. Só que este mundo já não é um dado puramente natural. Se fosse assim, o homem seria um animal totalmente perfeito e ele não o é. Pelo contrário, o ser neste mundo pressupõe toda a tecnologia possível e imaginável. Mas como, por outro lado, nem a ciência, nem a tecnologia são dados irresistíveis, o que resta é a imperiosidade da política.

Ambiente — Se hoje somos irremediavelmente tecnológicos, e, contudo, ou por isso mesmo, também irremediavelmente políticos, como ficariam instituições do tipo Cetesb, Sema e Ibama. Uma pessoa como o Lutzenberger considera tais instituições simplesmente irrelevantes; ao que ele diz, tais órgãos serviriam apenas como escudos para os grandes empresários.

Gerd — Não quero atacar o Lutzenberger que é uma pessoa muito minha amiga — mas vejo que algumas das soluções que ele propõe, tais como as da Alemanha que eu citei e que se fariam puramente naturais, superando a indústria química, pode funcionar em casos particulares, numa dimensão mínima e tendo em vista uma população pequena. Mas não serve para a China que tem um terço da população do mundo. Sob este aspecto, o Lutzenberger — e eu não sei se devo falar — mas me parece que ele tem uma posição puramente "verde" — que ele cai num lirismo que não pode dar conta destas decisões mais abrangentes, mais gerais. E o geral, o abrangente, é a fome, a superpopulação que são questões urgentíssimas. Porque hoje existem dois tipos de ecologia: a dos "verdes" e a dos "cinzas". A dos "verdes" parte daquela postura mais lírica; já o "cinza" visa a estabelecer a ecologia com recursos tecnológicos. Mario Bunge, que é um argentino radicado no Canadá e nos Estados Unidos, publicou que era a favor dos "Greys" e explicou que os cinzas eram a ecologia "verde" acrescida da tecnologia. Cinza, portanto, porque essa é a cor do cérebro. E ele colocava problemas como, por exemplo, de que o consumo da carne teria

“O homem não é mais um ser natural; ele é necessariamente tecnológico, e a Política seria a ciência e a arte de estabelecer o homem neste mundo tecnologizado.”

de ser limitado, já que, dentro em pouco, não haverá para todo o mundo; e esse exemplo pode ser ridículo, mas eu me pergunto se, afinal, esse não é um problema, já que se trata de adequar o gado a uma população crescente e coisa do gênero. Então é o caso de se planificar, porque a coisa está mal planificada. Sem tal planejamento é impossível resolver a questão da fome e da superpopulação. Isso para não mencionar o analfabetismo, que é brutal e que, necessariamente, pressupõe uma certa tecnologia. E isso quer dizer também que quem vai sair necessariamente perdendo é a ecologia. Não somos índios, deixamos há muito de ser índios...

Ambiente — De novo a idéia do fim da utopia do paraíso perdido...

Gerd — Olhe, se for uma coisa puramente ecológica, eu considero tal idéia até certo ponto perniciososa. Porque, por definição, o homem é um animal que elabora seus meios. O que se discute, portanto, é o lugar do homem na cidade — para rememorar o sentido etimológico da política. Acontece que isso é uma coisa típica da sociedade burguesa.

Ambiente — Por quê?

Gerd — Porque o burguês é o primeiro na história da humanidade a perguntar sobre o conceito de justiça e de liberdade. Recordo, para voltar ao início, que hoje já não

existem mais os deuses que dizem como devem ser estas coisas. Já o burguês coloca não só o seu projeto burguês, mas também os conceitos fundamentais que vão nortear esse projeto. Portanto, o que se deve discutir é essa intersecção entre a tecnologia no sentido amplo da palavra e, do outro lado, a situação natural do homem no mundo. Mas, para isso, é necessário aceitar que o homem não pode ser um ser puramente natural, ele é necessariamente tecnológico. Mas, ao mesmo tempo, a elaboração dos meios tecnológicos não pode e não tem uma suficiência tal que faça com que o homem esqueça a sua raiz natural. Contudo, é neste terreno que se dá a política, já que a verdura com química não é só uma questão química, é necessariamente uma questão política. Por outro lado, um comerciante que venda um tomate estragado está necessariamente fazendo política e o técnico que deixou que ele vendesse o seu produto contaminado, também. Pois não existe essa inocência dos seres naturais contra os contaminados. Não existe essa briga entre duas inocências. Pelo contrário, todos temos de sujar as mãos com a política. Isso vale tanto para o técnico encerrado em seu laboratório asséptico, que, por definição, é uma situação abstrata, desumana; quanto para os “verdes” que normalmente tendem a não querer sair de seu quintal de Epicuro, de cultivar suas rosas puras. Na Idade Média havia aquelas Santas Casas de Misericórdia, construídas para que o homem pudesse ouvir a última missa antes de morrer. Hoje já não se trata mais disso. O hospital tem um outro sentido, qual seja, o de recuperar o homem para ele viver na natureza, para ele viver neste mundo e não para morrer, embora, claro — e sempre a ambigüidade — ele vá morrer. Em suma, o homem tem que ser contra a inocência. O inocentismo tecnocrata é lamentável. Isso de que os tecnocratas são o futuro, são maravilhosos, porque eles fazem o cálculo pelo cálculo, tudo perfeito, isso não pode continuar, como também me parece besteira essa utopia toda do homem se marginalizar em guetos verdes. Quer dizer, são duas maneiras de elaborar ou de fazer do mundo um laboratório. Mas política é o contrário — são as mãos sujas que procuram estabelecer um caminho entre as duas coisas, que são os dois dados fatais, inevitáveis e que não podem ser desprezados.



Procedimentos em casos de mortandades de peixes¹

Sérgio Roberto²
Denise Navas-Pereira³
Helcias B. Pádua⁴
Geraldo G. J. Eysink⁵

Resumo: A freqüente ocorrência de mortandades de peixes, especialmente em águas interiores, levou à necessidade de se estabelecer uma rotina, para agilizar os atendimentos e tentar esclarecer as causas dessas mortandades com maior precisão. Apresenta-se um breve histórico da problemática no Estado de São Paulo, um manual técnico de orientação para esses atendimentos, e uma "Ficha de Informações Básicas", a ser preenchida em cada ocorrência.

Palavras-Chave: mortandade de peixes, rotina de atendimento, procedimentos, amostragem, manual técnico.

Abstract: The frequency of fish kills, mostly in freshwater, showed a need to the establishment of standard procedures to obtain quick and precise answers in case of such occurrences. A brief history of the problem is presented, also with a practical "handbook" and a standard sheet, to help the technician in each occurrence.

Key words: Fish kills, routine procedures, field sampling, practical handbook.

O estudo das enfermidades dos peixes, das modificações de seu comportamento e até de ocorrências de mortandades desses organismos, vem sendo constantemente enfatizado, dado o interesse ecológico, sanitário e econômico que este fato representa.



Os fatores ambientais desfavoráveis que podem predispor os peixes a enfermidades diversas, tornando-os fracos, suscetíveis a infestações, na maioria das vezes levando-os à morte, são tidos como enfermidades ecológicas, isto é, doenças produzidas por fatores biológicos, químicos e físicos alterados em relação às condições naturais do ambiente.

As ocorrências de mortandades de peixes podem ser devidas a uma diversidade de causas, algumas de origem natural e outras provocadas pelo homem. As mortandades naturais são aquelas causadas por fenômenos tais como: variações bruscas de temperatura, presença de algas tóxicas, tempestades, decomposição de matéria orgânica natural, variações na salinidade, presença de bactérias, vírus, fungos e parasitas. As mortandades provocadas pelo homem podem ser atribuídas ao rápido crescimento demográfico, que acarreta diretamente um aumento dos despejos de origem industrial, urbana, de atividades agropecuárias, e a acidentes que podem provocar mortandade por envenenamento, ou mesmo ao total desaparecimento desses organismos em ambientes confinados.

Segundo Samuel Murgel Branco (1972), nenhum rio pode ser considerado em condições satisfatórias se nele não

1. Trabalho apresentado no 13º Congresso Brasileiro de Zoológia, em Cuiabá (MT), fevereiro de 1986.
2. Biólogo da Diretoria de Normas e Padrões Ambientais da Cetesb, Pós-graduando pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares — USP.
3. Biólogo da Diretoria de Normas e Padrões Ambientais da Cetesb, Doutor em Ciências, área de Zoologia, pela USP.
4. Biólogo da Engevix S. A.
5. Biólogo da Diretoria de Normas e Padrões Ambientais da Cetesb, Pós-graduando pelo Instituto de Biociências da USP.

viverem ou proliferarem peixes. Assim, a presença desses organismos, em boas condições, se constitui em excelente indicador de qualidade ambiental, o que revela a importância de se conhecer as causas de mortandades, quando estas ocorrerem.

Histórico

Desde 1977, quando foi acionada pela primeira vez, a Cetesb vem procurando atender às ocorrências de mortandade de peixes, em ambientes dulciaquícolas ou marinhos. Esse atendimento é feito não só em São Paulo, mas também em outros Estados, diretamente, ou através de orientação, quando solicitada.

A partir de 1978, quando foi tentada a primeira organização de um grupo, reunindo técnicos de diversas instituições que pudessem colaborar no diagnóstico dessas ocorrências, foram ministrados treinamentos, inicialmente dentro do âmbito da Cetesb e, posteriormente, através de cursos abertos, atualmente de caráter periódico, anual.

Ao longo desses anos, evidenciou-se a necessidade de estabelecer um roteiro a ser seguido, quando do atendimento a ocorrências de mortandades, a fim de facilitar o diagnóstico, que por muitas vezes fora prejudicado pela simples falta de padronização nos atendimentos.

A necessidade de uma ação rápida e padronizada no atendimento a esses eventos é de suma importância, pois torna-se cada vez mais difícil a determinação da causa, à medida que o tempo passa.

A fim de atender a uma necessidade imediata, foi elaborada, em 1978, uma Norma Técnica, servindo de guia de amostragem de dados básicos para determinação da "causa mortis" em peixes (Cetesb, 1978 a). Posteriormente, esse documento foi subdividido, a fim de atender, separadamente, às necessidades de orientação na inspeção de campo e nas atividades a serem realizadas, posteriormente, em laboratório (Cetesb, 1979 a,b).

Em 1983 foi elaborada, experimentalmente, uma primeira estratégia de ação, com base nos conhecimentos até então acumulados em função dos diversos casos atendidos por essa equipe, e das numerosas ocorrências já registradas em todo o Estado (Cetesb, 1981, 1982, 1984).

Finalmente, em 1984 foi preparada a RAE-Rotina de Ação de Emergência para Casos de Mortandade de Peixes (Cetesb, 1985 a), a fim de ser incorporada ao "Plano de Ação de Emergência" da Cetesb, que visava a estabelecer rotinas para atendimentos a acidentes ambientais diversos (Cetesb, 1985 b).

Em função da maior experiência adquirida pela equipe técnica envolvida nos atendimentos realizados, que totalizaram, entre 1984 e 1987, cerca de 300 casos, incluindo-se os atendimentos efetuados em todo o Estado de São Paulo (Cetesb, 1988), apresenta-se a seguir, sinteticamente, o Manual Técnico, contendo o detalhamento das ações e apoio necessário à execução do atendimento, bem como o formulário ("Ficha de Informações Básicas") a ser preenchido quando do atendimento.

Manual Técnico para determinação de mortandade de peixes

1 Execução da Amostragem

1.1 Instruções para o(s) coletor(es):

Ao ser notificado da ocorrência de uma mortandade, o técnico que se deslocar para campo deve procurar obter:

1.1.1 Antes de se deslocar:

- a. mapas da região a ser investigada;
- b. verificar, junto à equipe de controle de fontes de poluição, a possível existência de indústrias ou de outras fontes poluidoras na região e as características dos despejos.

1.1.2 Em Campo:

- a. contactar as pessoas locais que noticiaram a mortandade;
- b. contactar a população ribeirinha e principalmente pescadores da região, procurando obter informações quanto à frequência de ocorrências anteriores, se houver, e outros dados que possam auxiliar no preenchimento da "Ficha de Informações Básicas" ou mesmo na execução do relatório;
- c. determinar os melhores pontos de acesso para coleta;
- d. no caso de mortandades em águas interiores, procurar informações qualitativas sobre os possíveis defensivos agrícolas usados na região afetada.

1.2 Amostragem

Devem ser consideradas as seguintes amostragens para uma melhor avaliação das causas da mortandade:

1.2.1 Peixes

a. Amostragem de peixes mortos, moribundos e vivos, para efetuar um estudo comparativo das alterações morfológicas e para análise em laboratório (procurar, sempre que possível, coletar os peixes moribundos).

b. Coletar o maior número possível de espécies e de indivíduos, tomando o cuidado para não misturar os capturados em pontos de coleta diferentes.

c. Acondicionar os peixes capturados, embalados em papel alumínio e protegidos em sacos plásticos, preservando-os em gelo.

d. Quando possível, coletar peixes vivos para observações comportamentais, coletando o maior número de espécies e indivíduos, tomando o cuidado para não traumatizá-los. Colocar em recipientes adequados e aerados, com água do local onde foram capturados e remetê-los, o mais rapidamente possível, ao laboratório, para observação.

e. Além de peixes, outros organismos podem ser coletados, quando necessário.

f. Dimensionamento da mortandade: pode ser efetuada com o fim não só de avaliar a extensão, como também valorar, estimativamente, o prejuízo causado pela ocorrência. Seguir as indicações de *American Fisheries Society* (1982).

1.2.2 Água

a. Variáveis físico-químicas

A amostragem de água para análises físico-químicas deve obedecer às instruções de Cetesb (1987). As análises deverão seguir os procedimentos estabelecidos em Cetesb (1978 b).

A escolha das variáveis físico-químicas a serem analisadas deve seguir alguns critérios básicos às características de ocupação do solo da região, à existência ou não de indústrias e à caracterização de seus despejos, aspecto da água, existência de despejos domésticos etc...

Algumas variáveis são muito significativas para o esclarecimento da ocorrência, como: pH, OD e temperatura, não devendo deixar de serem coletadas amostras para sua determinação, mesmo quando a causa for evidente.

b. Variáveis biológicas

As amostras de água para análises biológicas devem obedecer às especificações existentes na Normalização Técnica 06 — Determinações biológicas, L5.301, 302, 303, 304, 305, 306 e 311 (Cetesb, 1978 a), conforme as variáveis ou determinações desejadas.

c. Ensaios biológicos

As amostras de água para ensaios biológicos devem ser acondicionadas em frascos descartáveis, lavados com água do local em que será coletada a amostra, totalmente cheios, num volume de oito litros.

A amostra deve ser mantida sob refrigeração até a sua entrada no laboratório, para processamento.

d. Bacteriológico

As amostras de água para análises bacteriológicas devem obedecer às instruções de Cetesb (1987), e a Norma Técnica L5.202 (Cetesb, 1978 c), onde se pode obter maiores esclarecimentos quanto à aplicabilidade das análises.

E. 1 Análises básicas para ambiente de água doce (necessidade a ser avaliada em cada ocorrência):

- oxigênio dissolvido
- temperatura
- DBO/DQO
- teste de toxicidade
- pH
- fitoplâncton
- clorofila
- turbidez
- cor
- dureza
- série do nitrogênio
- série do fósforo
- defensivos agrícolas*
- colimetria
- metais*

* executar estas análises apenas quando houver indícios de contaminação ou despejos que as caracterizem.

E. 2 Análises básicas para ambiente marinho:

- oxigênio dissolvido
- temperatura
- teste de toxicidade
- pH
- colimetria
- fitoplâncton de rede e total
- clorofila
- série do nitrogênio
- série do fósforo
- metais*

* executar estas análises apenas quando houver indícios de contaminação.

1.2.3 Sedimento

a. Variáveis físico-químicas

Observar as mesmas instruções do item 1, para água, e seguir as instruções de Cetesb (1987).

b. Variáveis biológicas

Observar o item 2, para água, sendo as Normas Técnicas as de n^os L5.308 e 309 (Cetesb, 1978 a).

2 Avaliação do Impacto Ambiental e Medidas Preventivas

É muito importante conhecer a causa que provocou a mortandade de peixes (ocorrência natural, derramamen-

to de substâncias tóxicas etc.), bem como a concentração e suas dimensões.

No caso de ocorrer mortandade de peixes nas proximidades de alguma estação de tratamento de água, onde a causa seja desconhecida ou haja suspeita de toxicidade, é aconselhável que a equipe que estiver atuando em campo se comunique com os laboratórios de biologia, química, bacteriologia e ecotoxicologia do órgão ambiental ou de outras entidades, a fim de se traçar um plano de ação emergencial preventivo e uma metodologia específica de amostragem para acompanhamento, se for o caso de ocorrer comprometimento da qualidade da água em relação aos padrões de potabilidade.

3 Consumo de Peixes e Outros Organismos

Mortandades de peixes podem ocorrer devido a uma variedade de causas biológicas, químicas ou físicas, diretas ou indiretas, como por exemplo a presença de substâncias tóxicas ou falta de oxigênio.

É de grande importância que o técnico que esteja realizando o atendimento oriente a população no sentido de não utilizar para consumo os organismos mortos, nem tampouco os moribundos. Dependendo da magnitude da ocorrência, os órgãos responsáveis pela proibição do consumo de peixes e outros organismos devem ser contactados.

4 Reagentes Básicos para Preservação das Amostras

- Ácido nítrico, diluído a 50%.
- Sulfato manganoso monohidratado — 364 g/l.
- Alkali-iodeto-azida — preparado com 500g de NaOH + 150g de KI, em 1 litro de água destilada, e 10g de NaN₃, em 40ml de água destilada.
- Hidróxido de sódio — 6N.
- Ácido sulfúrico, diluído a 50%.
- Sulfato de cobre pentahidratado: solução a 10%.
- Ácido fosfórico — 10%.
- Dicromato de potássio — 10g de K₂Cr₂O₇, diluído em 200ml de água desmineralizada somados a 1 litro de ácido nítrico purificado (redesilado, isento de Hg).
- Acetato de zinco — 2 N.
- Solução de lugol — (vide Norma Técnica L5.303 — Cetesb, 1978 a).
- Carbonato de magnésio (solução saturada a 10%).
- Formadeído neutralizado (vide Norma Técnica L5.301 — Cetesb, 1978 a).
- Álcool etílico 70%.

5 Aparelhagem para Coleta

- Barco (caso seja necessário).
- Potenciômetro.
- Termômetro (-10 a 100°C)
- Disco de Secchi.
- Garrafa van Dorn.
- Pegador de fundo tipo van Veen ou Ekman.
- Redes de pesca — de arrasto, de cerco, tarrafa, pucá, peneira etc.
- Balde de aço inoxidável de 5 litros.
- Funil.
- Papel toalha.
- Batiscafo (para amostragem de água para OD).
- Etiquetas.
- Sacos plásticos.
- Papel alumínio.

- Caixa de isopor — gelo.
- Frascos de vidro, polietileno ou descartáveis — quantidade, tamanho e tipo, conforme a situação e tipo de coleta.
- Aquários (se for o caso de enviar peixes vivos).
- Pipetas.
- Bomba aeradora a pilha ou bateria de automóvel.
- Corda (cerca de 30m).

Obs.: É conveniente que a equipe técnica preparada para atendimentos de emergência ou que possa vir a atuar em ocorrências de atendimento a mortandade de peixes possua o material mínimo necessário de coleta e segurança em forma de *Kit*, uma vez que estas ocorrências são imprevisíveis e a agilização na coleta de amostras pode auxiliar em muito no esclarecimento da causa da mortandade.

6 Preparação do Relatório

Em todo atendimento de ocorrência de mortandade de peixes, deve ser elaborado um relatório simples e objetivo, onde conste: histórico; material e métodos, incluindo descrição dos pontos de coleta; discussão dos resultados; conclusões e referências bibliográficas. Este material deve ser encaminhado a uma área centralizadora, para que, ao final de cada ano, seja possível identificar as áreas mais críticas e que necessitem de ações mais imediatas.

Ficha de Informações Básicas

Registro de Ocorrência de Mortandade de Peixes

1. Data da ocorrência: _____ / _____ / _____
2. Origem da informação: _____

- Endereço: _____ Fone: _____
 Bairro: _____ Cidade: _____ Estado: _____
 3. Local da ocorrência: _____ Município _____
 4. Resumo da informação recebida: _____

A. Observações em Campo

1. Áreas atingidas:
 Rio _____ Represa _____ Lago _____ Estuário _____
 _____ Tanque de criação _____ Outros _____
2. Extensão da área atingida e quantidade estimada de peixes mortos (ver item 3.1.2.1 — Peixes, do Manual Técnico): _____

3. Áreas ecologicamente sensíveis nas proximidades (manguezais, áreas de procriação etc.): _____

4. Contactos mantidos durante a inspeção:
 Nome: _____
 Entidade: _____
 Endereço: _____ Fone: _____

- Nome: _____
 Entidade: _____
 Endereço: _____ Fone: _____

- Nome: _____
 Entidade: _____
 Endereço: _____ Fone: _____

5. Observações locais:

- a. temperatura do ar:
 — no dia da coleta: _____
 — nos 15 dias anteriores à coleta: _____
- b. temperatura da água:
 — superfície: _____ meio _____ fundo: _____
- c. pH _____
- d. chuvas nas últimas 96 72 48 24 horas .
- e. aspecto da água: _____
- f. cor aparente: _____
- g. transparência: _____
- h. presença de óleos _____ plantas aquáticas _____
 algas _____ outros _____
- i. oxigênio dissolvido (OD): _____
- j. hora da coleta: _____
- l. ocupação principal do solo na região: _____

obs.: No caso de culturas, indicar o tipo: _____

6. Foi verificada a presença de indústrias ou outras fontes poluidoras nas proximidades (principalmente à montante):

- Nome: _____
 Atividade: _____
 Tipo de despejo: _____
 Nome: _____
 Atividade: _____
 Tipo de despejo: _____

7. Medidas tomadas durante a avaliação:

8. Observações gerais: _____

B. Observações dos Animais

1. Comportamento dos peixes:
 - Normal
 - Nadando vagarosamente
 - Corpo brilhante
 - Nadando em círculos
 - Esfregando-se no fundo, margem ou em rochas
 - Ariscos
 - Flutuando de lado
 - Nadando de dorso ou lateralmente
 - Fazendo movimentos espasmódicos
 - Afundando
 - Flutuando em direção a qualquer saída
 - Abocanhando o ar
 - Distribuição em distância uniforme um peixe do outro, enfrentando a corrente d'água.

2. O animal apresenta algum tipo de lesão externa
 sim não

Descrever: _____

3. Presença de hemorragias
 sim não

Local do corpo: _____

4. Verifica-se mudança quanto ao aspecto ou coloração normal nos arcos branquiais
 sim não

Descrever sumariamente: _____

5. Há espécies diferentes morrendo?

Peixes de escama: _____

Peixes de couro: _____

(caso se conheça, o nome popular)

6. Provável(eis) fator(es) que contribui(íram) para a mortandade:

- Floração de algas
- Falta de oxigênio
- Derramamento de substâncias tóxicas
- Despejos industriais
- Despejos domésticos
- Variações físico-químicas naturais
- Defensivos agrícolas
- Revolvimento de fundo
- Ação de parasitas
- Erosão nas margens
- Causas desconhecidas

Nome do técnico que realizou a inspeção: _____

área: _____ fone: _____

cargo: _____ n.º de registro _____

Diagnóstico provável (conclusão): _____

Croquis da região onde ocorreu a mortandade (caso seja necessário, utilize folha adicional):

Referências Bibliográficas

American Fisheries Society. *Monetary Values of Freshwater Fish and Fish-Kill Counting Guidelines*. American Fisheries Society, Special Publication No. 13. Bethesda, Maryland. 1982. 40 p.

Branco, S. M. Poluição e Intoxicação de peixes. In: Co-

missão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai. "Poluição e Piscicultura". Faculdade de Saúde Pública da USP/Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura, p. 45-52, 1972.

Cetesb, São Paulo. *Normalização Técnica — Saneamento Ambiental: determinações biológicas*. São Paulo 1978 a. (Norma Técnica 06).

_____. *Normalização Técnica — Saneamento Ambiental: análises físico-químicas das águas*. São Paulo 1978 b. (Norma Técnica 07).

_____. *Normalização Técnica — Saneamento Ambiental: análises microbiológicas das águas*. São Paulo. 1978c. (Norma Técnica 08).

_____. *Norma Técnica L5.310 — Determinação de "causa-mortis" em peixes: atividades de campo*. São Paulo, 9 p. (Norma não homologada). 1979 a.

_____. *Norma Técnica L5.319 — Determinação de "causa-mortis" em peixes: atividades de laboratório*. São Paulo, 15 p. (Norma não homologada). 1979 b.

_____. *Mortandades de peixes ocorridas no interior do Estado de São Paulo no ano de 1980*. São Paulo, Cetesb. 1981. Relatório Técnico, 76 p.

_____. *Mortandades de peixes ocorridas no Interior e Litoral do Estado de São Paulo no ano de 1981*. São Paulo, Cetesb. 1982. Relatório Técnico, 71 p.

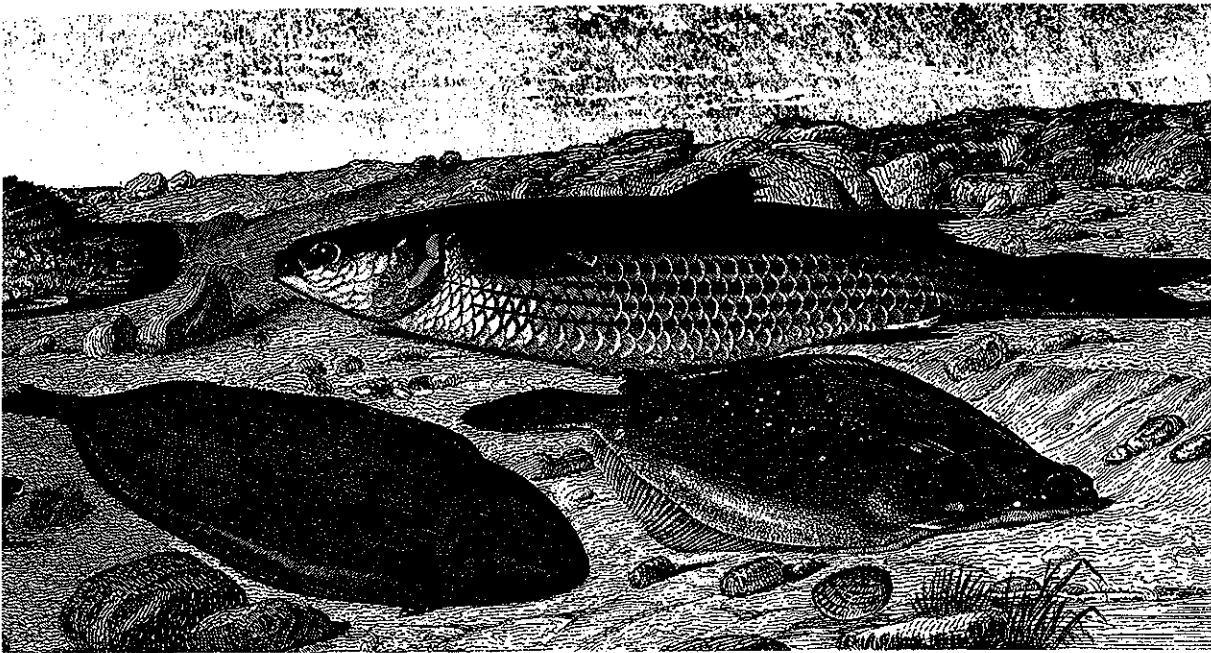
_____. *Atendimento a situações de emergência: Mortandade de peixes — Relatório Anual-1983*. São Paulo, Cetesb. 1984. Relatório Técnico, 19 p. mais anexos.

Cetesb — SP — *Rotina de ações de emergência para caso de mortandade de peixes* — São Paulo — Cetesb — 1985 a — Relat. Técnico 23 p.

Cetesb — SP — *Plano de Ação de emergência* — São Paulo Cetesb — 1985 b — Relat. Técnico.

_____. *Guia de coleta para preservação de amostras de água*. Coord. E. G. Agudo (et. al.). São Paulo, Cetesb 1987. 150 p.

_____. *Mortandades de peixes no Estado de São Paulo — Relatório Anual — 1987*. São Paulo, Cetesb. 1988. Relatório Técnico, 6 p. mais anexos.



O impacto ambiental no planejamento de Alagoas

Vinicius Nobre Lages¹

RESUMO — Este artigo aborda aspectos conceituais de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), dentro do processo de licenciamento de atividades poluidoras ou modificadoras da qualidade ambiental. O autor analisa algumas questões ligadas às dificuldades encontradas na implementação de EIA no Estado de Alagoas, dentro do processo de proteção e planejamento ambiental.

SUMMARY — This paper discusses general concepts of Environmental Impact Assessment (EIA) and its Environmental Impact Statement (EIS), considering the planning process of activities which may cause pollution or modify the quality of the environment. The author also discusses a few questions related to obstacles involved in the application of EIA schemes in the State of Alagoas, Brazil, and the need to improve the process of environmental planning and the protection of the environment.

Foi efetivamente no final da década de 1960, nos países industrializados, e também em alguns países em desenvolvimento, que ocorreu o crescimento da conscientização popular para a rápida deterioração ambiental e seus problemas associados, o que levou a uma nova postura de demanda por uma melhor qualidade de vida e pela discussão das conseqüências do modelo de desenvolvimento vigente.



Tradicionalmente, os métodos de avaliação de projeto, com abordagem exclusivamente econômica, não incorporavam a dimensão ambiental para avaliar o processo de tomada de decisões. Somente com a busca de meios que efetivassem a incorporação de fatores ambientais à tomada de decisão é que resultou na definição de políticas específicas e que provocou o surgimento de uma gama de instrumentos para sua execução. Dentre os instrumentos surgidos, o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) foi o que mais provocou discussões devido a sua adaptabilidade a diferentes esquemas institucionais e a sua flexibilidade para atender requisitos técnicos e políticos (Moreira; 1985). Foi nos Estados Unidos onde sua institucionalização primeiramente aconteceu através do National Environmental Policy Act em 1969, passando a vigorar em janeiro de 1970. Entre seus pressupostos estava incluído o estudo de impacto ambiental como instrumento de planejamento, sendo adotado posteriormente por outros países.

No Brasil as tentativas de utilização de EIA passaram a ser exigidas por organismos financeiros internacionais, já a partir de meados da década de 70. Sua institucionalização, no entanto, só se deu a partir de 1981 através da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, conhecida como Política Nacional do Meio Ambiente. O Decreto nº 88.351, de 1º de junho de 1983, que a regulamentou, vinculou a utilização de EIA aos sistemas de licenciamento de atividades poluidoras ou modificadoras da qualidade ambiental, a cargo dos órgãos estaduais de meio ambiente e, em alguns casos, da antiga Secretaria Especial do Meio

¹ É engenheiro Agrônomo, M. Sc. em Recursos Ambientais e Assessor Técnico do Instituto do Meio Ambiente de Alagoas — IMA

Ambiente-SEMA e atual Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis.

A implementação de EIA no Brasil, contudo, somente foi regulamentada quando o Conselho Nacional do Meio Ambiente-Conama, aprovou a resolução nº 001, em 21 de janeiro de 1986, estabelecendo competências, responsabilidades, critérios técnicos, diretrizes gerais e quais as atividades obrigatoriamente sujeitas a esses procedimentos. A atual constituição brasileira ratifica, em seu artigo 225, a exigência de EIA dentro do processo de licenciamento de atividades potencialmente causadora de significativa degradação ambiental.

No âmbito de cada Estado, ficou definido que cabe aos órgãos de meio ambiente a tarefa de estabelecer diretrizes e normas complementares à Resolução nº 001/86 do Conama, de modo a compatibilizar o EIA às ações de controle das atividades modificadoras da qualidade ambiental, dentro da sistemática de licenciamento destas atividades.

Em Alagoas, o Instituto do Meio Ambiente — IMA é o responsável por sua implementação, e desde a sua regulamentação já foram realizados cerca de quinze EIA/RIMA para empreendimentos que se instalaram em Alagoas.

Aspectos conceituais de EIA/RIMA

A nível conceitual, o EIA é um instrumento da política ambiental do País, instituída pela Lei nº 6.938/81 e se constitui num conjunto de procedimentos que possibilitam assegurar, na fase inicial do processo, a avaliação sistemática dos impactos ambientais de uma determinada ação (projeto, programa, plano ou política) e de suas alternativas, cujos resultados são apresentados de forma inteligível ao público e a nível de tomada de decisões. Sua implementação é condicionada pelos objetivos e princípios que norteiam a política ambiental brasileira e pelo quadro institucional ao qual esta se encontra atrelada. O grau de controle que se pretende atingir, os recursos naturais que devem ser protegidos, os custos ambientais do processo de desenvolvimento são levados em consideração quando o EIA é utilizado.

O EIA serve para subsidiar o processo de tomada de decisões e deve considerar na sua abordagem os seguintes pontos:

- a) a identificação da relação de causa-efeito dos empreendimentos potencialmente impactantes;
- b) a análise das alternativas locais para a ação proposta;
- c) a interpretação dos efeitos ambientais;
- d) a previsão dos efeitos e magnitudes dos impactos ambientais;
- e) a proposição de medidas mitigadoras dos impactos previstos;
- f) o estabelecimento de programas de monitorização dos impactos.

A Resolução nº 001/86 do Conama prevê que o EIA deve desenvolver, no mínimo, as seguintes atividades técnicas:

- i) Diagnóstico ambiental incluindo a descrição e análise dos recursos naturais e suas interações, considerando os meios físico, biológico e sócio-econômico;
- ii) A análise dos impactos ambientais;
- iii) A definição de medidas mitigadoras dos impactos negativos;

iv) A elaboração de programas de acompanhamento e monitoramento dos impactos previstos.

Enquanto instrumento de planejamento ambiental, o EIA tem como objetivo fundamental viabilizar o uso dos recursos naturais, dentro de estratégias de desenvolvimento. A antevisão e análise dos impactos positivos e negativos de uma determinada ação, possibilita evitar e corrigir, em tempo oportuno, os danos previstos além de otimizar os benefícios através da redução de incompatibilidades e do desenvolvimento dos efeitos positivos.

Esta incorporação da dimensão ambiental ao processo de planejamento é, hoje, uma preocupação explícita dos diversos organismos internacionais de desenvolvimento e é adotada na legislação de inúmeros países.

A avaliação do custo ambiental do desenvolvimento sócio-econômico através de EIA, assume o caráter de estabelecer diretrizes almejando o desenvolvimento ambientalmente sustentado.

Segundo Londoño (1986), são os seguintes os pressupostos filosóficos para o desenvolvimento de estudos de avaliação de impacto ambiental:

- a) A substituição do uso de recursos naturais não renováveis por renováveis, sempre que possível de ser adotada;
- b) A garantia da renovabilidade e do uso contínuo dos recursos naturais, dentro de uma perspectiva de planejamento que considere os ciclos de renovação de cada recurso dentro do contexto ecossistêmico;
- c) O uso dos recursos naturais deve sempre levar em consideração a satisfação das necessidades básicas da população que vive na região onde estes recursos são extraídos;
- d) A consideração dos impactos não deve ser isolada, mas sim de forma integrada, dinâmica e sistêmica;
- e) O aporte tecnológico utilizado deve maximizar a utilização de mão-de-obra local, otimizar a reciclagem de material, resíduos e energia e minimizar o impacto das atividades antrópicas sobre a qualidade ambiental;
- f) Incentivar formas de participação popular, a exemplo das audiências públicas (“public enquiries”), de forma a permitir o conhecimento das ações propostas e suas conseqüências para o meio ambiente;
- g) Possibilitar a integração da ação governamental de planejamento, de forma a permitir a participação das diversas atividades setoriais.

O EIA, portanto, dá outra dimensão à ação de controle ambiental tradicionalmente exercida pelos órgãos de meio ambiente. Uma vez extrapolada a ação de controle da poluição, o processo de controle ambiental passa a ter o caráter mais de ordenar o uso dos recursos naturais e a ocupação territorial, não deixando de incluir neste contexto, o controle das atividades poluidoras ou modificadoras da qualidade ambiental.

EIA/RIMA: sua utilização em Alagoas

A partir da regulamentação do EIA pelo Conama, a então Coordenação do Meio Ambiente — CMA e atual Instituto do Meio Ambiente — IMA, passou a ser exigida sua apresentação no processo de licenciamento.

Inicialmente, a maioria dos EIA/RIMA elaborados foi relativa à instalação de indústrias químicas no Pólo Cloroquímico de Alagoas. Sua utilização, entretanto, não se deu de forma adequada, uma vez que em grande parte dos

processos de licenciamento a sua apresentação foi extemporânea. Isso não permitiu ao órgão de meio ambiente avaliar sistematicamente as alternativas locais e de controle da poluição para estes empreendimentos, o que descaracterizou parcialmente o instrumento.

As indústrias instaladas no Pólo, por força legal, tiveram seus processos de licenciamento através da então SEMA, o que também contribuiu para esvaziar o papel do órgão ambiental no planejamento desta fase do desenvolvimento industrial no Estado de Alagoas.

Obstáculos à implementação de EIA em Alagoas

A implementação de EIA pressupõe a existência de um conhecimento profundo da realidade estudada, para que os impactos sobre a mesma possam ser devidamente avaliados.

Em Alagoas, assim como em outros Estados brasileiros, o estágio de conhecimento do meio ambiente é pouco evoluído e em alguns segmentos se constata uma quase inexistência de informações. Este fato, por si, já dificulta o desenvolvimento de uma tarefa fundamental para a elaboração de EIA, qual seja, o diagnóstico ambiental. Isto, portanto, passa a ser um grande obstáculo a ser removido.

A implementação de EIA pressupõe a existência de um sistema de planejamento que considere as características ambientais das diferentes faces de uma região, quando da proposição de uma determinada ação para a mesma. Isto pressupõe, também, a existência de inventários de recursos naturais e do zoneamento ambiental de forma a permitir avaliar os impactos positivos e negativos de uma ação proposta.

Em Alagoas, a exemplo de outros Estados, este sistema de planejamento é precário. Mais calamitosa ainda é a situação de desarticulação entre os órgãos setoriais do governo estadual e a inexpressividade do papel exercido pela Secretaria de Planejamento — Seplan na coordenação da ação governamental e, portanto, na definição de estratégias de desenvolvimento para o Estado.

A inexpressividade da ação de planejamento da Seplan, à qual se vincula o Instituto do Meio Ambiente, é um reflexo do descaso do poder público com a definição de estratégias de desenvolvimento sócio-econômico ambientalmente sustentado. Além disso, a centralização do poder na esfera do governo federal nas duas últimas décadas, destinou papéis secundários à Seplan, que passou a mera repassadora de recursos. Até a definição de programas orçamentários para a ação do governo estadual foi esvaziada (Seplan/Fiplan; 1987).

Outro obstáculo à implementação de EIA em Alagoas é quanto à inexistência de indicadores e parâmetros de degradação que permitam uma avaliação das atividades e ações antrópicas, quanto aos efeitos que poderão causar. Em Alagoas, como reflexo da desestruturação anteriormente mencionada, inexistente indicador de qualidade ambiental para inúmeros recursos ambientais e ecossistemas naturais.

Apesar do grande avanço das tecnologias de controle da poluição e das técnicas de recuperação de áreas degradadas, a monitorização das medidas mitigadoras para os impactos previstos nos EIA nem sempre é possível ocorrer. O IMA ainda não está devidamente estruturado devido à insuficiência de técnicos capacitados para tal ação, como também pela inexistência de infra-estrutura labora-

torial e de equipamentos para o cumprimento destas atividades. Passa-se, então, a depender quase que exclusivamente do processo de auto-monitoramento e controle exercido pelos empreendedores.

Um pressuposto fundamental para a implementação de EIA é a existência de uma equipe multidisciplinar para sua execução e análise. Quanto às firmas consultoras que atuam nesta área, na sua grande maioria conta com equipe composta de técnicos de diferentes profissões ou dispõe de recursos para a contratação de consultores devidamente treinados, muitos dos quais oriundos dos órgãos de meio ambiente. Quanto ao IMA, este ainda não dispõe de equipe adequada à realização de processos de análise de EIA, além da insuficiência crônica de recursos financeiros e de apoio político para desenvolver tais ações. Aliados a isso, a inexpressiva remuneração de seus técnicos tem contribuído para a não formação de uma equipe à altura dos compromissos legais assumidos.

Conforme já estabelecido, a implementação de EIA pressupõe o envolvimento e a participação popular no processo de decisão. Surge aí mais uma dificuldade, uma vez que a participação popular no Estado de Alagoas, a nível de decisões políticas é praticamente nula. São poucos os canais de participação, entretanto, no tocante às decisões ligadas às questões ambientais à existência do Conselho Estadual de Proteção Ambiental-Cepam, abre espaços para sua viabilização. Apesar de ser constituído, majoritariamente, por membros representantes de órgãos públicos, alguns de seus membros são representantes da sociedade civil por intermédio de suas entidades. O Cepam é o órgão máximo da política ambiental do Estado e tem posição decisiva sobre as questões de meio ambiente.

Outro mecanismo que possibilita a participação popular no processo de decisão é a audiência pública prevista na Resolução nº 001/86 do Conama. O desconhecimento desses mecanismos de participação, aliado à desarticulação política e organizativa da sociedade alagoana tem sido fatores preponderantes na reduzida participação no processo de planejamento. Mesmo durante a fase em que o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) permanece à disposição do público para consulta durante a fase de análise do EIA pelo IMA, tem sido insignificante a contribuição popular.

Outra dificuldade na implementação de EIA em Alagoas é a qualidade dos estudos realizados. Ainda que contem com recursos financeiros suficientes para o desenvolvimento dos estudos e a contratação de consultores, as firmas que elaboram EIA/RIMA têm se utilizado de dados secundários nos seus estudos. Isso, quando constatada a inexistência de diagnóstico ambiental para a área, assim como inventário de recursos naturais e zoneamento ambiental, não contribui para o conhecimento da realidade estudada, conforme já discutido.

A nível metodológico ainda são encontradas inúmeras dificuldades na quantificação dos impactos e na definição de suas magnitudes e hierarquização. Todo o conjunto de métodos até então utilizados são reproduções de modelos de outros países. Todavia, ainda não foram definidos nem experimentados métodos e procedimentos analíticos respaldados no exercício de avaliação de EIA/RIMA no Brasil, de forma a permitir o surgimento de uma matriz metodológica "tupiniquim".

Conforme discutiu Goode e Johnstone (1988) assim como os projetos de larga escala causam impactos significativos no meio ambiente, projetos de menor escala ou que usam as chamadas tecnologias apropriadas, também podem causar impactos significativos. Caberia, portanto, não apenas a revisão da listagem de atividades para as quais se exige EIA, conforme Resolução nº 001/86 do Conama, como também, a melhor sistematização de todo o processo de planejamento de forma a permitir a ampliação do uso de EIA como instrumento de planejamento.

Conclusão

Não existem dúvidas de que a institucionalização de EIA no Brasil tem contribuído significativamente para o aprimoramento da atividade de planejamento e controle ambiental exercida pelos órgãos ambientais.

A inexistência de outros instrumentos ratifica ainda mais essa importância uma vez que o EIA permite a avaliação sistemática dos impactos de determinadas ações, inclusive sobre o meio sócio-econômico.

É indiscutível que não apenas em Alagoas, mas também em todo o País, a atividade de planejamento do desenvolvimento tem sido relegada a planos secundários como reflexo do processo de centralização de poderes do regime vivido nas duas últimas décadas.

Retomar o controle do desenvolvimento a nível estadual, concomitantemente com o processo de redemocratização que vivemos, passa a ser uma exigência imperiosa. O EIA, como instrumento de planejamento, passa a ter um papel preponderante dentro desse processo. Apesar dos obstáculos, a implementação de EIA tem contribuído positivamente para a ampliação do conhecimento das realidades estudadas.

Ainda que a ação governamental a nível estadual esteja desarticulada e fragmentada, a implementação de EIA pode contribuir para a definição de estratégias de desenvolvimento e para a racionalização do uso dos recursos naturais em Alagoas conforme discutido. Os diagnósticos ambientais incluídos nos EIA realizados até então, têm servido para que o Instituto do Meio Ambiente acumule informações sobre distintas regiões do Estado.

Uma vez removidos os obstáculos aqui discutidos, a implementação de EIA pode constituir-se em um instrumento de planejamento de grandes potencialidades, podendo, inclusive, contribuir para a definição de estratégias de uma política de desenvolvimento para o Estado de Alagoas. Principalmente, pode servir como um instrumento didático de ampliação da consciência popular para as questões de meio ambiente, o que certamente se traduzirá na demanda por uma melhor qualidade de vida para todos.

Referências Bibliográficas

- AHMAD, Yusuf J. e SAMMY, George K.; Guidelines to Environmental Impact Assessment in Developing Countries; Hodder and Stoughton; London UK; 1985.
- ARAÚJO, Aloízio Barboza de; O Meio Ambiente no Brasil — aspectos econômicos, IPEA, Coleção Relatórios de Pesquisa, nº 44, Rio de Janeiro, 1979.

- BRAUN, Ricardo; EIA in Developing Countries; CEMP — Center for Environmental Management and Planning; Escócia, UK, 1988.
- BISWAS, Asit K. e GEPING, Qu (editores); Environmental Impact Assessment for developing countries; ISEM; UK, 1987.
- CONAMA; Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986, Brasília, 1986.
- Constituição da República Federativa do Brasil, 1988.
- DECRETO nº 88351/83 Brasília-DF
- ENVIRONMENTAL RESOURCES LIMITED; Environmental Health Impact Assessment of Irrigated Agricultural Development projects — Guidelines and recommendations; Final Report; WHO; London; UK 1983.
- GOODE, Pamela M. e JOHNSTONE, Alastir J.; EIA — Its potential application to appropriate technology in Developing Countries; The Environmentalist, Vol. 8; nº 1; 5S-66 UK, 1988.
- LONDOÑO, J. Alberto Uribe; Evaluación del impacto ambiental de proyectos energéticos; In Contaminación Ambiental, revista de la Universidad Política Boliviana, 9 (16); Colômbia; 1986.
- LEE, N. e WOOD, C.; Methods of Environmental Impact Assessment for use in project appraisal and physical planning; Occasional paper nº 7; Department of Town and Country Planning; University of Manchester, UK; 1980.
- MOREIRA, Iara Verocai Dias; Avaliação de Impacto Ambiental — AIA; Seminário Técnico de Avaliação de Impacto Ambiental; Órgãos Governamentais; Rio de Janeiro; 1986.
- OLIVEIRA, Antônio Inagê de Assis; O licenciamento ambiental; Seminário Técnico de Avaliação de Impacto Ambiental; Órgãos Governamentais; Rio de Janeiro; 1986.
- OLIVEIRA, Antônio Inagê de Assis et alii; Manual de Procedimentos de Avaliação de Impacto Ambiental; SEMA; Brasília; 1987.
- SEDUE, Manual de Procedimentos de Impacto Ambiental, Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología; Dirección General de Ordenamiento Ecológico e Impacto Ambiental; México; 1986.
- SILVEIRA, Ricardo; Avaliação de Impacto Ambiental; conceituação e método; II Curso de Planejamento e Administração de Recursos Ambientais para a América Latina e Caribe; Salvador; 1986.
- SEPLAN/FIPLAN; Subsídios para a dinamização da atividade de planejamento no Estado de Alagoas; Maceió; 1987.



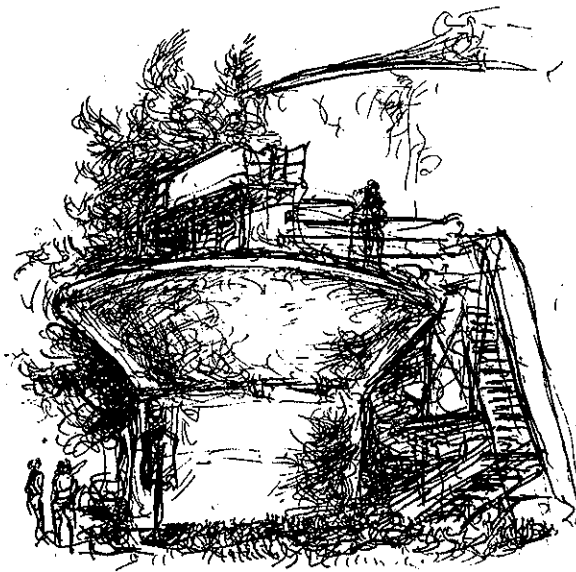
Lodo de esgoto granulado: identificação bacteriana¹

Rosana Filomena Vazoller²
Célia Maria Rech²
Maria da Glória Figueiredo²
Luis Antonio Gaj-Levra²

RESUMO Os seguintes gêneros de bactérias não-metanogênicas foram isolados e identificados de lodo granulado proveniente de um reator UASB operado com esgotos domésticos: *Butyrivibrio fibrisolvens*, *Desulfovibrio desulfuricans* e 5 culturas de *Clostridium* sp. Esses gêneros estão relacionados com as fases hidrolítica e acetogênica, e com a redução do íon sulfato na digestão anaeróbia. Outra cultura de bactéria isolada parece pertencer ao gênero *Desulfotomaculum*. *Methanobacterium* sp e *Methanotrix* sp foram os dois grupos de bactérias metanogênicas encontrados. O lodo granulado apresentou valor de atividade metanogênica específica da ordem de 0,15g DQO-CH₄/gSSV.d¹, com grânulos esféricos (diâmetro de 4mm em média), resistentes e escuros.

SUMMARY Species of non-methanogenic bacteria were isolated and identified in granular sludge from UASB reactors, treating domestic sewage: *Butyrivibrio fibrisolvens*, *Clostridium* sp, *Desulfovibrio desulfuricans*. These species are related to the hydrolytic and acetogenic phases and with the sulphate ion reduction in anaerobic digestion. It was also noticed bacteria similar to *Desulfotomaculum*. Two genus of methanogenic bacteria were isolated: *Methanobacterium* sp and *Methanotrix* sp. The granular sludge presented specific methanogenic activity values of about 0.15g COD-CH₄/gVSS.d¹, with spherical (diameter about 4mm), resistant and dark granules.

Os fenômenos de agregação de células e formação de biofilmes em suportes inertes, tornaram-se muito importantes para os estudos sobre digestão anaeróbia, devido ao desenvolvimento dos novos tipos de biodigestores, cuja característica principal é a boa retenção da massa bacteriana em seu interior.



Os exemplos de biodigestores avançados mais conhecidos são: filtros anaeróbios, reatores preenchidos com um material suporte inerte no qual um filme bacteriano ou biofilme se desenvolve; reator de leito fluidificado, onde grãos de areia agem como suporte inerte para formação do biofilme; reatores de fluxo ascendente e manto de lodo (UASB), no qual condições inerentes ao próprio sistema promovem a formação de grânulos bacterianos. O conhecimento dos fatores que conduzem à formação dos grânulos e do biofilme tem, portanto, grande interesse para o controle e operação dos reatores anaeróbios.

Tem sido demonstrado que a ação conjunta desses fatores que têm origem biológica, física e química é a responsável pela formação do lodo granulado. Os aspectos biológicos do sistema têm sido estudados em caráter descritivo, isto é, as células bacterianas presentes nos grânulos, vêm sendo isoladas e identificadas, porém muito pouco tem sido elucidado sobre a fisiologia e metabolismo dessas células para melhor compreensão do fenômeno de agregação.

Hulshoff Pol *et alii* (1) descreveram a presença de *Methanotrix* sp e *Methanosarcina* sp em estudo sobre fatores que afetam a partida e a granulação em reatores UASB. Brummeler *et alii* (2) e Dolfing *et alii* (3) confirmaram

1. Poster apresentado no 5º Simpósio Internacional de Digestão Anaeróbia-Bologna-Itália — 22 a 26 de maio de 1988.
2. Biólogos da Cetesb

a presença predominante da metanogênica acetotrófica do gênero *Methanotrix* sp em digestores operando com uma mistura de ácidos acético e propiônico e com água residual de usina açucareira, respectivamente.

Novaes *et alii* (4) apresentaram resultados sobre a presença de um bacilo acetotrófico formando longas cadeias, semelhante a *Methanotrix* sp em reatores UASB operando com efluente de cervejaria. Além das espécies metanogênicas, esse trabalho apresenta os resultados de isolamento e identificação de bactérias não-metanogênicas presentes nos grânulos de reator UASB operando com esgoto doméstico.

Materiais e métodos

1. Reator de enriquecimento

Um reator de 1l foi inoculado com grânulos esféricos (diâmetro de 4mm), resistentes e escuros, originados de um reator UASB para o tratamento de esgotos domésticos (5). O meio de cultura no reator, foi descrito por Karube *et alii* (6) e a temperatura foi controlada em 30°C.

2. A composição dos meios de cultura para os procedimentos de isolamento foi descrita por: Salinitro (7), meio para bactérias não-metanogênicas totais¹; Postgate (8), meio E para bactérias redutoras do íon sulfato; Bryant (9) meio para bactérias metanogênicas acetotróficas e hidrogenotróficas; Huser *et alii* (10) meio para bactérias metanogênicas acetotróficas.

3. Procedimentos para a manipulação de anaeróbios estritos:

Método do "roll-tube" descrito por Hungate (12) modificado por Bryant (9) e com as adaptações descritas no

manual técnico da Cetesb, sobre contagens de bactérias anaeróbias (11).

4. Testes para identificação bacteriana:

Análise das características morfológicas das colônias e das células bacterianas foram feitas em estereomicroscópio (40x) e microscopia de contraste de fase (1250x), respectivamente.

As características fisiológicas foram analisadas através dos seguintes testes: coloração de gram, verificação de anaerobiose estrita, liquefação de gelatina, hidrólise de caseína, produção de catalase e oxidase, motilidade, crescimento em ágar sangue e nos substratos utilizados. Análise de alguns produtos do metabolismo bacteriano tais como: ácidos voláteis orgânicos (acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico e valérico), etanol, e composição dos gases (H₂S, CH₄ e CO₂) foram realizadas por cromatografia gasosa (cromatógrafo CG — 500).

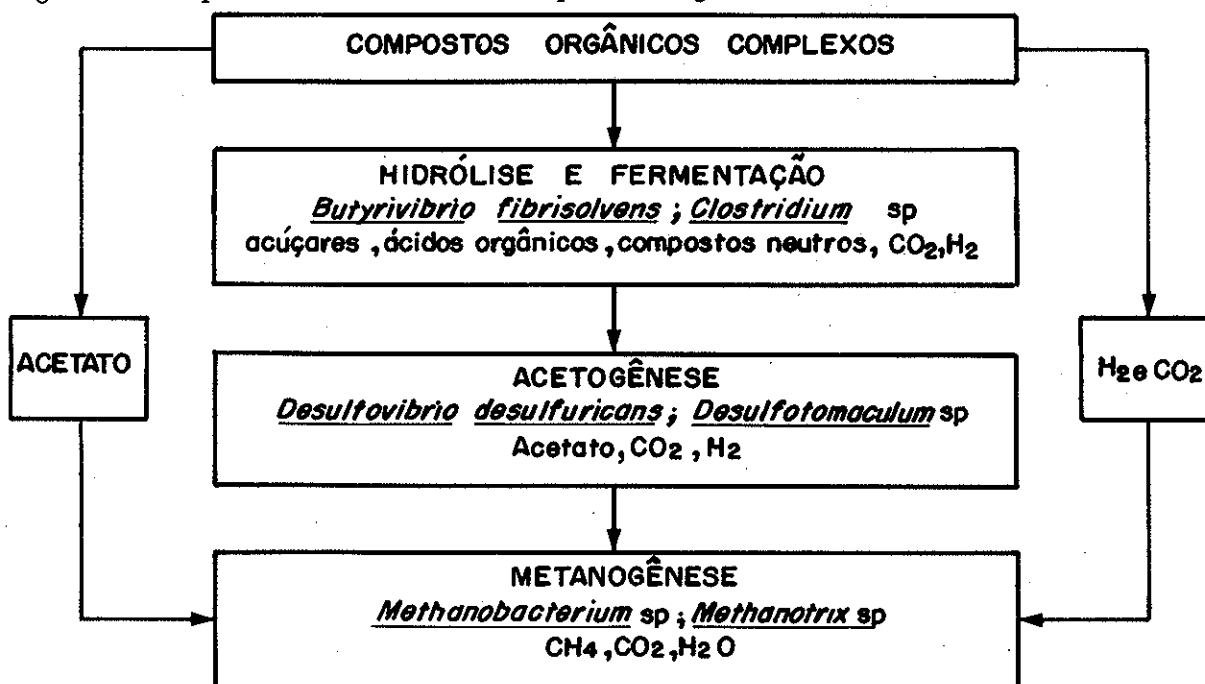
5. Testes para medida da atividade metanogênica específica foram efetuados segundo de Zeeuw (13).

Resultados e Conclusões

Nos grânulos provenientes do reator UASB operando com esgotos domésticos foi verificada a presença de espécies de bactérias metanogênicas e não-metanogênicas. Isto sugere a formação de um microambiente no grânulo, onde ocorrem trocas entre os diversos grupos de bactérias como tem sido evidenciado nas etapas bioquímicas da digestão anaeróbia (14).

A *fig. 1* mostra os grupos de bactérias isolados, os quais caracterizam os três passos da digestão anaeróbia: hidrólise e fermentação, acetogênese e metanogênese. Com os re-

Figura 1 — Grupos de bactérias isolados e os 3 passos da digestão anaeróbia.



Nota: 1 Meios de cultura modificados nos laboratórios de anaeróbios da CETESB (11).

sultados de identificação dos tipos de bactérias, foi possível a descrição de vias de utilização de compostos e formação de produtos no reator, de acordo com os dados descritos em literatura (8,15,16), como pode ser visto na *Tabela 1*. Os ácidos voláteis orgânicos produzidos pelas culturas não-metanogênicas estão descritos separadamente na *Tabela 2*. Na fase metanogênica foram encontradas a bactéria hidrogenotrófica do gênero *Methanobacterium* sp e um bacilo gram-negativo, acetotrófico, formando longos fila-

mentos, o qual parece pertencer ao gênero *Methanotrix* sp.

A atividade específica metanogênica do lodo foi em média 0,15g DQO-CH₄/gSSV.d¹, um valor considerado baixo em relação aos valores obtidos por de Zeeuw (13) para lodos granulados. Assim, estudos estão sendo realizados a fim de se adaptar melhores técnicas na avaliação da atividade metanogênica de lodos anaeróbios provenientes de reatores UASB tratando esgoto doméstico.

Tabela 1 — Degradação de compostos e formação de produtos na digestão anaeróbia.

1 — Bactérias hidrolíticas fermentativas — celulolíticas:	
Celulose —————	celobiose + glicose ————— lactato + etanol + acetato + CO ₂ + H ₂
<i>Butyrivibrio fibrisolvens</i>	
Celulose —————	celobiose ————— butirato + lactato + H ₂ + CO ₂
	glicose ————— butirato + lactato + H ₂ + CO ₂
<i>Butyrivibrio fibrisolvens</i> ¹	
Hexoses	
(celobiose glicose) —————	butirato + etanol + CO ₂ + H ₂ O + 2
Clostrídios	
Celobiose —————	glicose 1P ————— etanol + acetato + lactato + butirato + formiato
	+ succinato + CO ₂ + H ₂
	glicose ————— etanol + acetato + lactato + butirato + formiato
	+ succinato + CO ₂ + H ₂
<i>Clostrídios</i> ¹	
Hexoses	
(celobiose, glicose) —————	acetato + propionato + isobutirato + isovalerato
	+ etanol + CO ₂ + H ₂ + 2
2 — Bactérias acetogênicas produtoras de H₂	
Bactéria redutora do íon sulfato (crescida em baixas concentrações de SO₄⁼)	
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i> ¹	
Lactato —————	acetato + CO ₂ + H ₂
Ácidos orgânicos —————	acetato + CO ₂ + H ₂
<i>Desulfotomaculum</i> sp ¹	
Lactato —————	acetato + CO ₂ + H ₂
Etolol —————	acetato + CO ₂ + H ₂
<i>D. desulfuricans</i> ¹	
Lactato + SO ₄ ⁼² —————	acetato + H ₂ S +
3 — Bactérias metanogênicas	
Hidrogenotrófica: <i>Methanobacterium</i> sp ¹	
H ₂ + CO ₂ —————	CH ₄ + H ₂ O
Acetotrófica: <i>Methanotrix</i> sp ¹	
acetato —————	CH ₄ + CO ₂

NOTAS: 1 — Bactérias estudadas

2 — Produtos não identificados

Tabela 2 — Formação de ácidos orgânicos pelas bactérias isoladas

TIPOS DE BACTÉRIAS	PRODUTOS
<i>Butyrivibrio fibrisolvens</i>	butírico ¹
<i>Clostridium</i> sp ² cult. 1	acético, propiônico, isobutírico, isovalérico ¹
	acético, propiônico, isobutírico, isovalérico ¹
	acético, propiônico, isobutírico, isovalérico ¹
	acético, propiônico ¹
	acético, propiônico, isobutírico, isovalérico
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	acético ¹

NOTAS: 1 — Detecção de etanol

2 — Diferença entre as culturas quanto ao tamanho das células e posição dos esporos

Referências Bibliográficas

1. HULSHOFF POL, L.W., de ZEEUW, W.J., VELZE BOER, C.T.M. and LETTINGA, G. Granulation in UASB reactors. *Wat. Sci. Tech.*, 15: 291-304, 1983.
2. ten BRUMMELER, E., HULSHOFF POL, L.W., DOLFING, J., LETTINGA, G., and ZEHNDER, A.J.B. Methanogenesis in an upflow anaerobic sludge blanket reactor at pH 6 on acetatepropionate mixture. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49(6): 1472-1477, 1985.
3. DOLFING, J., GRIFFIOEN, A., van NEERVEN, A.R.W. and ZEVENHUIZEN, L.P.T. Chemical and bacteriological composition of granular methanogenic sludge. *Can. J. Microbiol.*, 31: 744-750, 1985.
4. NOVAES, R.F.V., MACHADO, S.P., e SOUZA, M.E. Estudos sobre a granulação bacteriana em biodigestores de fluxo ascendente. Resumo de trabalhos. Sociedade Brasileira de Microbiologia. In: Simpósio Nacional de Fermentação — VI SINAFERM. Ceará, Brasil, 1984.
5. VIEIRA, M. M. S. & SOUZA, M. E. Development of technology for the use of the UASB reactor in domestic sewage treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 18(12): 109-121, 1986.
6. KARUBE, I., KURIYAMA, S., MATSUNAGA, T. and SUZUKI, S. Methane production from wastewaters by immobilized methanogenic bacteria. *Biotech. and Bioeng.*, 22: 847-857, 1980.
7. SALINITRO, J.P., FAIRCHILD, J.G. e ZGOR-NICKI, Y.D. Isolation culture characteristics and identification of anaerobic bacteria from the chicken cecum. *Appl. Microbiol.* 27(4): 678-687, 1984.
8. POSTGATE, J.R. The sulphate-reducing bacteria. 2ª ed. Cambridge University Press, 208 p., 1984.
9. BRYANT, M.P. Commentary on the Hungate technique for culture of anaerobic bacteria. *The American J. Clin. Nutr.* 25: 1324-1328, 1972.
10. NOVAES, R.F.V. Manual de Microbiologia de Anaeróbios — CETESB, 33 p., 1984.
11. HUNGATE, R.E. A roll-tube method for cultivation of strict anaerobes. *Methods in Microbiology*, 3B: 117-132, 1969.
12. HUSER, B.A., WUHRMANN, K. and ZEHNDER, A.J.B. *Methanotrix soehngenii* gen. nov. s.p. nov., a new acetotrophic non-hydrogen oxidizing methane bacterium. *Arch. Microbiol.*, 132: 1-9, 1982.
13. de ZEEUW, W. Startup of UASB-reactors. PhD thesis University of Wageningen — Netherlands, 156 p., 1984.
14. NOVAES, R.F.V. Microbiology of anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.*, 18(12): 1-14, 1986.
15. LUNGDAHAL, L.G. & ERICSSON, K. E. Ecology of microbial cellulose degradation. *Adv. Microbiol. Ecology*, 8: 237-99, 1985.
16. HUNGATE, R.E. Methane formation and cellulose digestion, biochemical ecology and microbiology of the rumen ecosystem. *Experientia*, 38: 189-192, 1982.



Cálculo da trajetória da pluma de uma chaminé

Eng^o Walter Del Picchia*

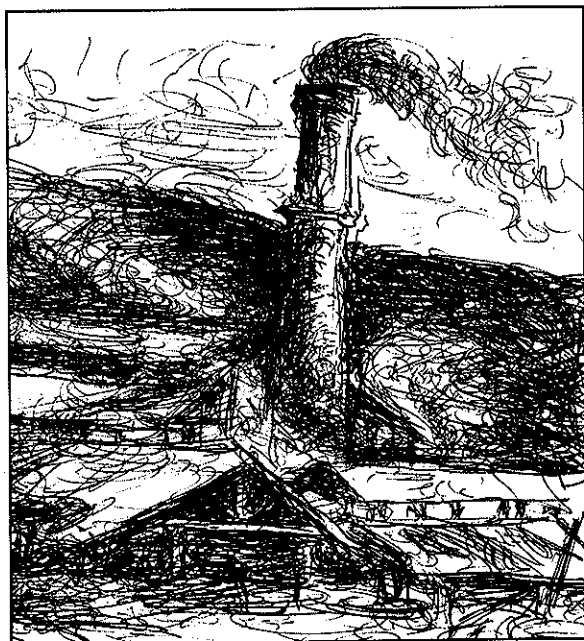
RESUMO — Um modelo para a determinação da trajetória da pluma emitida por uma chaminé, para gases mais pesados que o ar, foi desenvolvido por Ooms e colaboradores. O presente trabalho descreve a implantação deste modelo em um microcomputador e apresenta exemplos de aplicação, com saídas em forma gráfica. Os resultados fornecem o diâmetro da pluma, o ângulo entre seu eixo e a horizontal, sua velocidade na direção tangente ao eixo, sua densidade e a concentração do poluente, todos em função da distância sobre o eixo da pluma, assim como um desenho representando a chaminé e a pluma. São feitas algumas sugestões para aperfeiçoamentos futuros.
Palavras-Chave: Emissão de gases, poluentes, chaminé, pluma, modelos, microcomputador

ABSTRACT — A model for the determination of a plume path emitted by a stack, for gases heavier than air was developed by Ooms and collaborators. This work describes the use of this model by a microcomputer, and presents application examples with outputs in graphic form. The results furnish the plume diameter, the angle between its axis and the horizon, its velocity in the direction of the tangent to the axis, its density and the concentration of the pollutant, all of them in function of the distance along the plume axis, and a drawing representing the stack and the plume. Some suggestions are made for future improvements.
Key-Words: Emission of gases, pollutants, stack, plume, models, microcomputer

1. Objetivo

O presente trabalho tem por objetivo descrever o desenvolvimento de um programa para microcomputador para a determinação da trajetória da pluma emitida por uma chaminé, para gases mais pesados que o ar, e é uma versão resumida do relatório técnico [1], do mesmo autor.

O modelo utilizado foi o desenvolvido por Ooms e outros, descrito nas publicações [2] e [3].



Ooms e outros utilizam, no modelamento da emissão, equações de conservação de massa (ar e poluente), momento (horizontal e vertical) e energia, chegando a um sistema composto por 5 equações diferenciais, o qual, resolvido, fornece:

a) o diâmetro da pluma, (b) o ângulo entre o eixo da pluma e a horizontal, (c) a velocidade em um ponto da pluma na direção da tangente ao eixo, (d) a densidade em um ponto da pluma, (e) a concentração do poluente em um ponto da pluma.

2. Equacionamento

As equações básicas apresentadas por Ooms são (mantivemos a mesma numeração apresentada por Ooms na referência [2]):

$$(14) \quad \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \rho u^2 \pi r dr = 2\pi b \rho_a \{ \alpha_1 |u^*(s)| + \alpha_2 U_a |s \sin v| \cos v + \alpha_3 u^2 \}$$

*Professor Titular da Escola Politécnica da USP

$$(15) \quad \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} c u 2\pi r dr = 0$$

$$(16) \quad \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \rho u^2 \cos v 2\pi r dr = 2\pi b \rho_a U_a \{ \alpha_1 |u^*(s)| + \alpha_2 U_a | \operatorname{sen} v | \cos v + \alpha_3 u' \} + C_d \pi b \rho_a U_a^2 | \operatorname{sen}^3 v |$$

$$(18) \quad \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \rho u^2 \operatorname{sen} v 2\pi r dr = \int_0^{b\sqrt{2}} g(\rho_a - \rho) \cdot 2\pi r dr \pm C_d \pi b \rho_a U_a^2 \operatorname{sen}^2 v \cos v$$

onde: $-\frac{\pi}{2} \leq v < 0 \rightarrow \operatorname{sen} v +$

$0 \leq v < \frac{\pi}{2} \rightarrow \operatorname{sen} v -$

$$(23) \quad \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \frac{\mu c_p}{\mu_a c_{p,a}} u \left[1 - \frac{\rho}{\rho_{a,0}} \left\{ 1 + \frac{c}{C_o} \cdot \frac{\rho_o}{\rho} \left(\frac{\mu_a}{\mu_o} - 1 \right) \right\} \right] 2\pi r dr =$$

$$= 2\pi b \left(1 - \frac{\rho_a}{\rho_{a,c}} \right) \{ \alpha_1 |u^*(s)| + \alpha_2 U_a | \operatorname{sen} v | \cos v + \alpha_3 u' \}$$

$$(24) \quad \frac{\mu c_p}{\mu_a c_{p,a}} = \frac{1}{2} \left(1 + \frac{\mu_o c_{p,o}}{\mu_a c_{p,a}} \right)$$

$$(25) \quad \rho_a = \rho_{a,o} + \left(\frac{\partial \rho_a}{\partial z} \right) z, \text{ com } \frac{\partial \rho_a}{\partial z} = \text{CTE.}$$

As variáveis do problema são:

$b(s)$ = diâmetro da pluma $/2\sqrt{2}$

$v(s)$ = ângulo entre o eixo da pluma e a horizontal

$u(s,r,v)$ = velocidade em um ponto da pluma na direção da tangente ao eixo

$\rho(s,r,v)$ = densidade em um ponto da pluma

$c(s,r,v)$ = concentração do poluente em um ponto da pluma

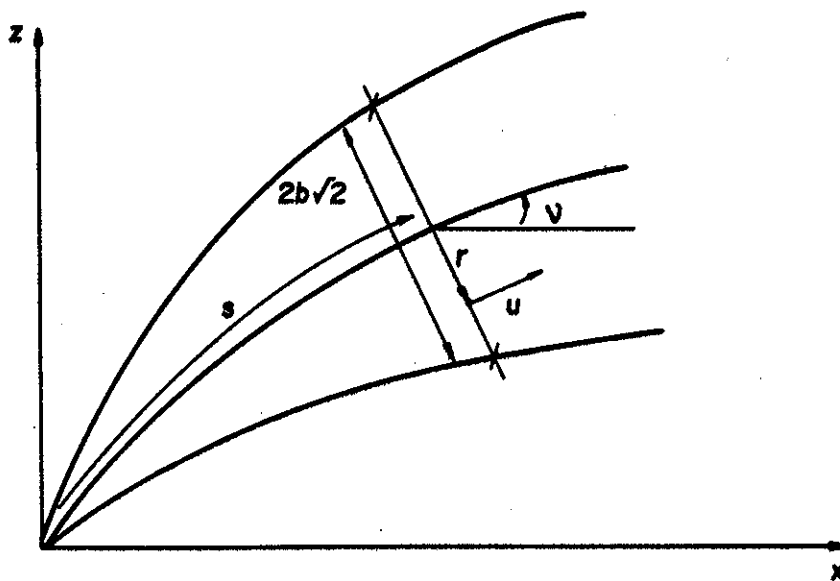
As variáveis b e v são funções de s , distância sobre o eixo da pluma, medida a partir da saída da chaminé.

As variáveis u , ρ e c são funções de s, r, v , que constituem um sistema de coordenadas, conforme é visto na *Figura 1* (r é a distância radial de um ponto ao eixo, numa secção normal da pluma).

Todos os outros literais são parâmetros, cujo significado e valores serão apresentados adiante. Maiores detalhes podem ser encontrados nas referências. As equações (14) e (15) são equações de conservação da massa (pluma e poluente, respectivamente).

As equações (16) e (18) traduzem a conservação do momento vertical, e do momento horizontal, respectivamente.

Figura 1 - Pluma e sistema de coordenadas.



A equação (23) é derivada a partir do princípio da conservação da energia.

Ooms apresenta ainda outras três relações:

$$u(s, r, \nu) = U_a \cos \nu + u^*(s) e^{-\frac{r^2}{b^2(s)}}$$

$$\rho(s, r, \nu) = \rho_a + \rho^*(s) e^{-\frac{r^2}{\lambda^2 b^2(s)}}$$

$$c(s, r, \nu) = c^*(s) e^{-\frac{r^2}{\lambda^2 b^2(s)}}$$

com $\lambda^2 = 1,35$

Vamos adotar, em primeira aproximação, valores médios de u , ρ , c na secção transversal da pluma. Nesse caso poderemos efetuar as integrais do sistema (14, 15, 16, 18, 23), a variável r desaparece e teremos cinco equações diferenciais simplificadas da forma:

$$\frac{d}{ds} y_1(\rho, u, b) = f_1(\rho, \nu, b)$$

$$\frac{d}{ds} y_2(c, u, b) = 0$$

$$\frac{d}{ds} y_3(\rho, u, \nu, b) = f_3(\rho, \nu, b)$$

$$\frac{d}{ds} y_4(\rho, u, \nu, b) = f_4(\rho, \nu, b) = f_{4a}(\rho, b) \pm f_{4b}(b, \nu)$$

$$\frac{d}{ds} y_5(\rho, u, c, b) = f_5(\rho, \nu, b)$$

Resumidamente

$$\frac{d}{ds} (y(\rho, u, \nu, b, c)) = f(\rho, u, \nu, b, c)$$

onde y e f são vetores.

Adotando valores médios, as integrais são substituídas de acordo com:

$$\text{em (14): } \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \rho u 2\pi r dr \leftarrow \frac{d}{ds} (\rho u 2\pi b^2)$$

$$\text{em (15): } \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} c u 2\pi r dr \leftarrow \frac{d}{ds} (c u 2\pi b^2)$$

$$\text{em (16): } \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \rho u^2 \cos \nu 2\pi r dr \leftarrow \frac{d}{ds} (\rho u^2 \cos \nu 2\pi b^2)$$

$$\text{em (18): } \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \rho u^2 \sin \nu 2\pi r dr \leftarrow \frac{d}{ds} (\rho u^2 \sin \nu 2\pi b^2)$$

$$\text{em (23): } \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} \{ \dots \} 2\pi r dr \leftarrow \frac{d}{ds} (\{ \dots \} 2\pi b^2)$$

$$\text{em (18): } \frac{d}{ds} \int_0^{b\sqrt{2}} g(\rho_a - \rho) 2\pi r dr \leftarrow g(\rho_a - \rho) 2\pi b^2$$

$$\text{pois: } \int_0^{b\sqrt{2}} 2\pi r dr = 2\pi b^2$$

$$\text{Faremos também: } u' = \frac{0,2}{R_i} = \frac{0,2 u^* \rho}{gb(\rho - \rho_a)}$$

$$\text{pois: } R_i = \frac{gb(\rho - \rho_a)}{u^* \rho}$$

Desse modo o sistema simplificado pode ser escrito:

$$\frac{d}{ds} (\rho u b^2) = f_1$$

$$\frac{d}{ds} (c u b^2) = f_2$$

$$\frac{d}{ds} (\rho u^2 \cos \nu b^2) = f_3$$

$$\frac{d}{ds} (\rho u^2 \sin \nu b^2) = f_4$$

$$\frac{d}{ds} (C_6 u b^2 [1 - \frac{\rho}{\rho_a} - C_7 c]) = f_5$$

com:

$$f_1 = \rho_a E_1$$

$$f_2 = 0$$

$$f_3 = \rho_a U_a E_1 + C_4 b |\sin^3 \nu|$$

$$f_4 = gb^2 (\rho_a - \rho) \pm C_4 \cos \nu \sin^2 \nu$$

$$f_5 = C_5 E_1$$

onde:

$$E_1 = C_1 b + C_2 b |\sin \nu| \cos \nu + \frac{C_3 \rho}{\rho - \rho_a}$$

$$C_1 = \alpha_1 |u^*(s)|$$

$$C_2 = \alpha_2 U_a$$

$$C_3 = \frac{0,2\alpha_3 u^*}{g}$$

$$C_4 = \frac{C_d \rho_a U_a^2}{2}$$

$$C_5 = 1 - \frac{\rho_a}{\rho_{a,o}}$$

$$C_6 = \frac{1}{2} \left(1 + \frac{\mu_o C_{p,o}}{\mu_a C_{p,a}} \right)$$

$$C_7 = \frac{\rho_o}{C_o \rho_{a,o}} \left(\frac{\mu_a}{\mu_o} - 1 \right)$$

3. Redefinição das variáveis

Vamos definir novas variáveis y , por:

$$\begin{aligned} \text{(I)} \quad y_1 &= \rho u b^2 \\ \text{(II)} \quad y_2 &= c u b^2 \\ \text{(III)} \quad y_3 &= \rho u^2 \cos v b^2 \\ \text{(IV)} \quad y_4 &= \rho u^2 \sin v b^2 \\ \text{(V)} \quad y_5 &= C_6 u b^2 \left[1 - \frac{\rho}{\rho_{a,o}} - C_7 c \right] \end{aligned} \quad (2)$$

Desse modo o sistema simplificado fica:

$$\begin{aligned} \frac{d}{ds} y_1 &= \dot{y}_1 = f_1 \\ \frac{d}{ds} y_2 &= \dot{y}_2 = f_2 \\ \frac{d}{ds} y_3 &= \dot{y}_3 = f_3 \\ \frac{d}{ds} y_4 &= \dot{y}_4 = f_4 \\ \frac{d}{ds} y_5 &= \dot{y}_5 = f_5 \end{aligned} \quad (1)$$

com os f 's dados no item anterior.

A resolução desse sistema fornecerá o y . Portanto é necessário inverter o sistema (2), obtendo ρ, u, v, b, c , em função dos y .

Para obter ρ, u, v, b, c em função de y_1, y_2, y_3, y_4, y_5 , fazemos:

De (I) e (II) obtemos

$$\text{(VI)} \quad \frac{\rho}{c} = \frac{y_1}{y_2}$$

De (III) e (IV) obtemos

$$\text{(VII)} \quad \operatorname{tg} v = \frac{y_4}{y_3}$$

De (I) e (III) obtemos

$$\text{(VIII)} \quad u \cos v = \frac{y_3}{y_1}$$

De (VII) vem: $v = \operatorname{arctg} \frac{y_4}{y_3}$

De (VIII) vem: $u = \frac{y_3}{y_1 \cos v}$

De (I), (V) e (VI) vem:

$$\rho = \frac{1}{\frac{y_5}{y_1 C_6} + \frac{1}{\rho_{a,o}} + \frac{y_2 C_7}{y_1}}$$

De (I) vem: $b = \sqrt{\frac{y_1}{\rho u}}$

De (VI) vem: $c = \frac{y_2 \rho}{y_1}$

4. Resumo Geral

Portanto, o sistema de equações a resolver é o seguinte:

$$\begin{aligned} \dot{y}_1 &= f_1(\rho, v, b) \\ \dot{y}_2 &= f_2(\rho, v, b) \\ \dot{y}_3 &= f_3(\rho, v, b) \\ \dot{y}_4 &= f_4(\rho, v, b) \\ \dot{y}_5 &= f_5(\rho, v, b) \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} y_1 &= \rho u b^2 \\ y_2 &= c u b^2 \\ y_3 &= \rho u^2 \cos v b^2 \\ y_4 &= \rho u^2 \sin v b^2 \\ y_5 &= C_6 u b^2 \left[1 - \frac{\rho}{\rho_{a,o}} - C_7 c \right] \end{aligned} \quad (2)$$

$$\rho = \frac{1}{\frac{y_5}{y_1 C_6} + \frac{1}{\rho_{a,o}} + \frac{y_2 C_7}{y_1}}$$

$$\begin{aligned} v &= \operatorname{arctg} \frac{y_4}{y_3} \\ u &= \frac{y_3}{y_1 \cos v} \end{aligned} \quad (3)$$

$$b = \sqrt{\frac{y_1}{\rho u}}$$

$$c = \frac{y_2 \rho}{y_1}$$

Os f 's são dados pelas expressões do item 2.

Resumidamente, o sistema a resolver é:

$$\begin{aligned} \dot{y} &= f(x) & (1) \\ y &= g(x) & (2) \\ x &= g^{-1}(y) & (3) \end{aligned}$$

com as condições iniciais $x(0) = x_o$, e onde y, x e x_o são vetores:

$$y = \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \\ y_4 \\ y_5 \end{bmatrix}$$

$$x = \begin{bmatrix} \rho \\ u \\ v \\ b \\ c \end{bmatrix}$$

$$x_o = \begin{bmatrix} \rho_o \\ u_o \\ v_o \\ b_o \\ c_o \end{bmatrix}$$

5. Resolução do sistema de equações

O sistema apresentado será resolvido numericamente pelo método de Runge-Kutta de 4ª ordem, após conhecerem-se os valores dos parâmetros e as condições iniciais. Esse método resolve equações diferenciais do tipo:

$$\frac{dy}{ds} = \bar{f}(s, y)$$

com

$$y(0) = y_0$$

fazendo:

$$y_{i+1} = y_i + \frac{p}{6} (k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4)$$

$$k_1 = \bar{f}(s_i, y_i)$$

$$k_2 = \bar{f}\left(s_i + \frac{p}{2}, y_i + \frac{p}{2} k_1\right)$$

$$k_3 = \bar{f}\left(s_i + \frac{p}{2}, y_i + \frac{p}{2} k_2\right)$$

$$k_4 = \bar{f}\left(s_i + p, y_i + p k_3\right)$$

onde: p = passo do cálculo.

Como em nosso caso o sistema é do tipo:

$$\dot{y} = f(x) \quad (1)$$

$$y = g(x) \quad (2)$$

$$x = g^{-1}(y) \quad (3)$$

com x e y vetores e $x(0) = x_0$, será feito:

$$\frac{dy}{ds} = f(x) = f(g^{-1}(y)) = \bar{f}(y) \quad (5)$$

$$y_{i+1} = y_i + \frac{p}{6} (k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4)$$

$$k_1 = \bar{f}(y_i)$$

$$k_2 = \bar{f}\left(y_i + \frac{p}{2} k_1\right) \quad (4)$$

$$k_3 = \bar{f}\left(y_i + \frac{p}{2} k_2\right)$$

$$k_4 = \bar{f}\left(y_i + p k_3\right)$$

A função \bar{f} é definida por:

$$\bar{f}(y) = f(g^{-1}(y))$$

onde $x = g^{-1}(y)$ é dado pelas equações (3).

Ela será calculada com auxílio das expressões:

$$C_1 = \alpha_1 |u^*(s)|$$

$$C_2 = \alpha_2 U_a$$

$$C_3 = \frac{0,2 \alpha_3 u^*}{g}$$

$$C_4 = \frac{C_d \rho_a U_a^2}{2}$$

$$C_5 = 1 - \frac{\rho_a}{\rho_{a,0}}$$

$$C_6 = \frac{1}{2} \left(1 + \frac{\mu_0 c_p \rho}{\mu_a c_p a}\right)$$

$$C_7 = \frac{\rho_0}{C_0 \rho_{a,0}} \left(\frac{\mu_a}{\mu_0} - 1\right)$$

$$E_1 = C_1 b + C_2 b |\text{sen } v| \cos v + \frac{C_3 \rho}{\rho - \rho_a}$$

$$f_1(x) = \rho_a E_1 = \bar{f}_1(y)$$

$$f_2(x) = 0 = \bar{f}_2(y)$$

$$f_3(x) = \rho_a U_a E_1 + C_4 b |\text{sen}^3 v| = \bar{f}_3(y)$$

$$f_4(x) = g b^2 (\rho_a - \rho) \pm C_4 b \cos v \text{sen}^3 v = \bar{f}_4(y)$$

$$f_5(x) = C_5 E_1 = \bar{f}_5(y)$$

6. Fluxogramas

O esquema da resolução é visto na Figura 2.

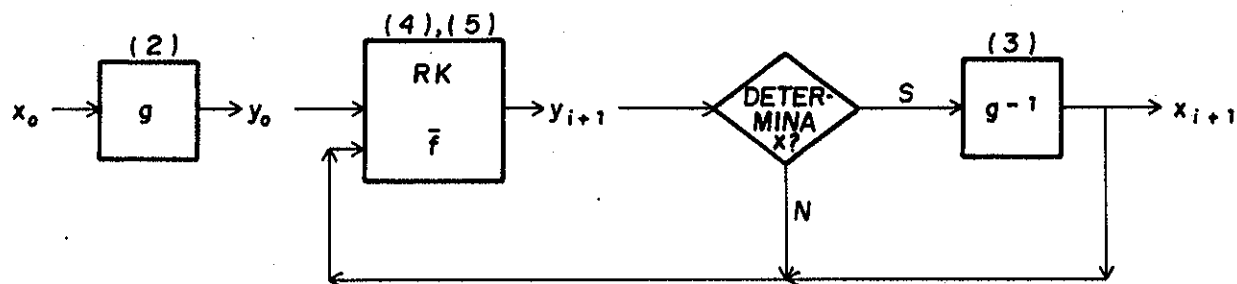


Figura 2 Esquema de resolução

Na implantação utilizamos o esquema equivalente visto na Figura 3.

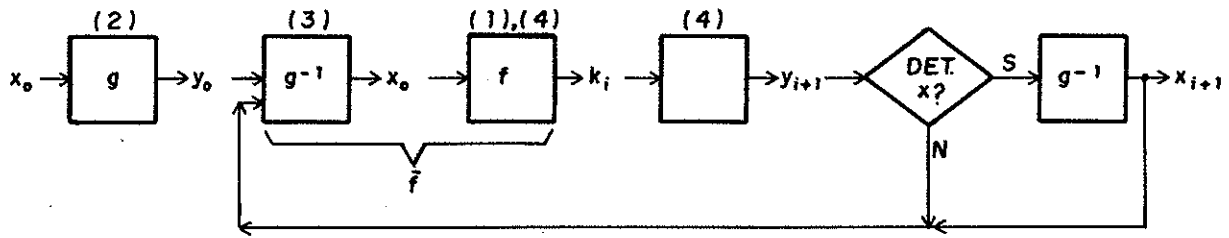


Figura 3 Esquema equivalente

O fluxograma de resolução, a grosso modo, é o visto na Figura 4.

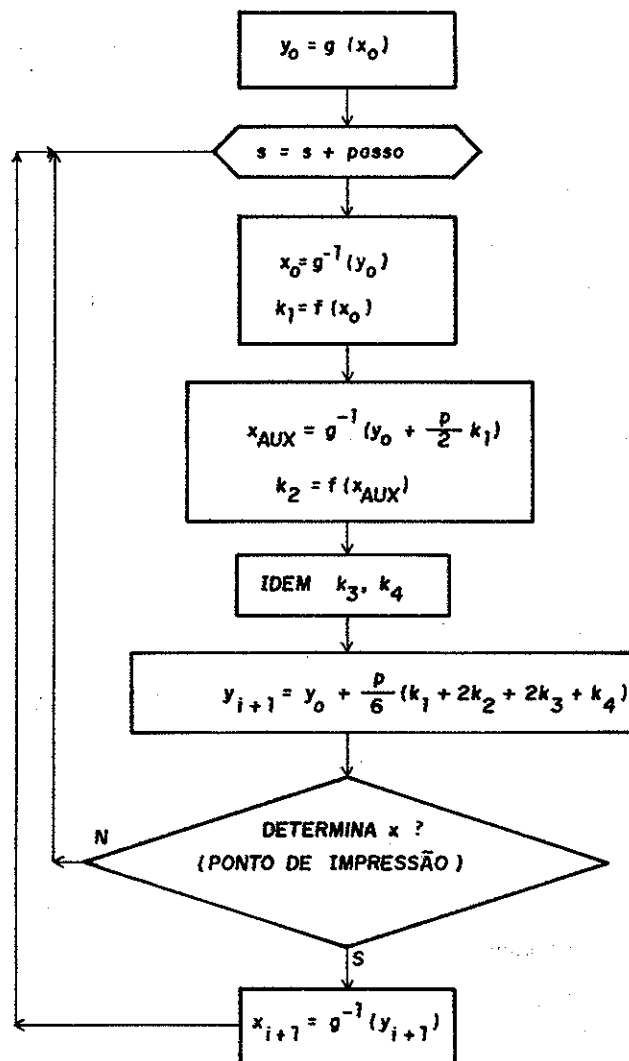


Figura 4 - Fluxograma de resolução.

O modelo foi implantado em microcomputador tipo Apple (8 bits) em BASIC, e em micro tipo PC (16 bits) em Turbo-

Pascal, e a seguir foram efetuados os testes adiante descritos.

7. Valores dos parâmetros e constantes

Os seguintes valores (típicos) foram utilizados:

- ρ_a = densidade da atmosfera = 1,2 Kg/m³
 α_1 = 0,057
 u^* = velocidade da pluma relativa à atmosfera =
 = $u - U_a \cos \nu$
 α_2 = 0,5
 U_a = velocidade do vento = 3m/s
 α_3 = 1
 g = 9,8 m/s²
 C_d = coeficiente de arrasto = 0,3

$$\mu = \text{massa molecular da pluma} = \frac{1}{c_p} \mu_a c_{p,a} \frac{1}{2} \cdot$$

$$\cdot \left(1 + \frac{\mu_o c_{p,o}}{\mu_a c_{p,a}} \right)$$

(obtido da equação (24) da referência [1])

- c_p = calor específico da pluma = 0,3 Kcal/(Kg.°K)
 μ_a = massa molecular do ar = 29Kg/Kmol
 $c_{p,a}$ = calor específico do ar = 0,24 Kcal/(Kg.°K)
 $\rho_{a,o}$ = densidade da atmosfera na saída da chaminé
 = 1,2 Kg/m³
 μ_o = massa molecular da pluma na saída da
 chaminé = 35 Kg/Kmol
 $C_{p,o}$ = calor específico da pluma na saída da
 chaminé = 0,4 Kcal/(Kg.°K)
 C_o = c(o)
 Calculando μ pela equação (24) obtemos:
 $\mu = 35 \text{ Kg/Kmol}$

8. Testes

Teste 1:

Foram adotados os valores iniciais seguintes (valores na saída da chaminé):

- $\rho(o) = 1,5 \text{ kg/m}^3$
 $u(o) = 15 \text{ m/s}$
 $\nu(o) = 89^\circ$
 $D(o) = 2 b(o) \sqrt{2} = 1,20 \text{ m}$
 $c(o) = 0,005 \text{ kg/m}^3$

Teste 2:

- $\rho(o) = 4 \text{ kg/m}^3$
 $u(o) = 15 \text{ m/s}$
 $\nu(o) = 89^\circ$
 $D(o) = 2 b(o) \sqrt{2} = 1,20 \text{ m}$
 $c(o) = 0,005 \text{ kg/m}^3$

Estes valores foram adotados para os testes porque constituem valores médios típicos. Para cada teste usaram-se os passos 0,5m; 0,1m; 0,05m.

Em forma de tabela, tem-se:

Teste	Passo	S máximo
T1	0,5 m	75 m
T1	0,1 m	75 m
T1	0,05 m	75 m
T2	0,5 m	75 m
T2	0,1 m	75 m
T2	0,05 m	75 m

Os pontos de impressão desejados são:
0 0,1 0,2 0,3 0,4 0,5 0,6 0,7 0,8 0,9 1,0

1,5 2 2,5 3 3,5 4 4,5 5 5,5 6 6,5 7
7,5 10 12,5 15 17,5 20 22,5
25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75

(Os pontos 0,1... 0,4; 0,6... 0,9 não existem para o passo igual a 0,5 m)

9. Resultados

Um esboço dos gráficos de saída, desenhados diretamente pelo microcomputador, é visto nas Figuras 5 a 16. As Figuras 5 a 10 se referem ao teste 1, e as Figuras 11 a 16 se referem ao teste 2.

TESTE 1

Figura 5 — Ângulo em função da distância s.

GRÁFICO: ÂNGULO
X MÁXIMO: 74,9999999
X MÍNIMO: 0
Y MÁXIMO: 1,55334383
Y MÍNIMO: -1,25114227

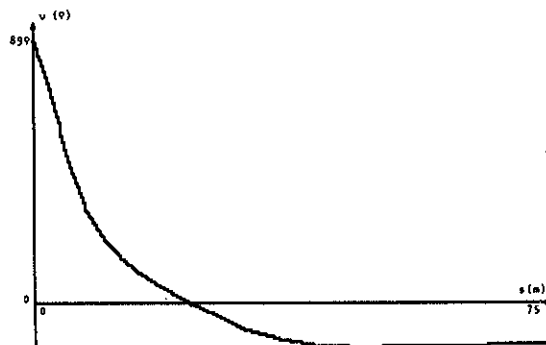


Figura 6 — Densidade ρ em função da distância s.

GRÁFICO: DENSIDADE
X MÁXIMO: 74,9999999
X MÍNIMO: 0
Y MÁXIMO: 1,5
Y MÍNIMO: 1,20681095

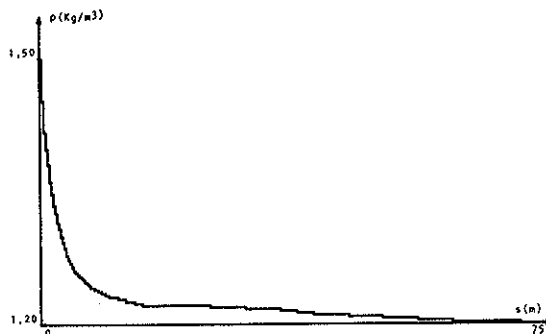


Figura 7 — Concentração c em função da distância s .

GRÁFICO: CONCENTRAÇÃO
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 5E-03
 Y MÍNIMO: 1.00182412E-04

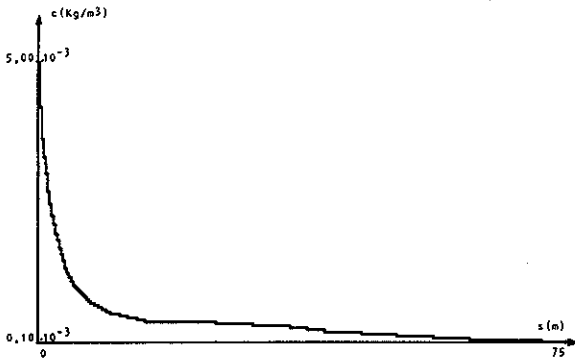


Figura 9 — Diâmetro D em função da distância s .

GRÁFICO: DIÂMETRO
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 18.6328451
 Y MÍNIMO: 1.2



Figura 11 — Ângulo γ em função da distância s .

GRÁFICO: ÂNGULO
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 1.55334383
 Y MÍNIMO: -.874250036

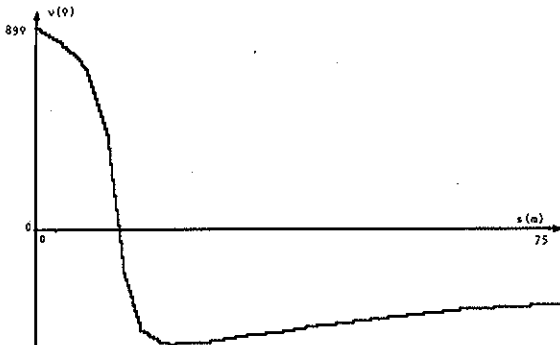


Figura 8 — Velocidade u em função da distância s .

GRÁFICO: VELOCIDADE
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 15
 Y MÍNIMO: 2.97694704

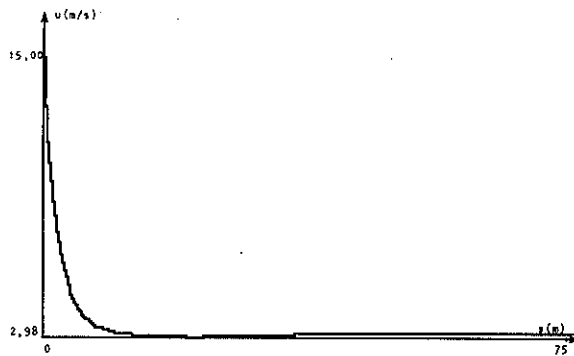
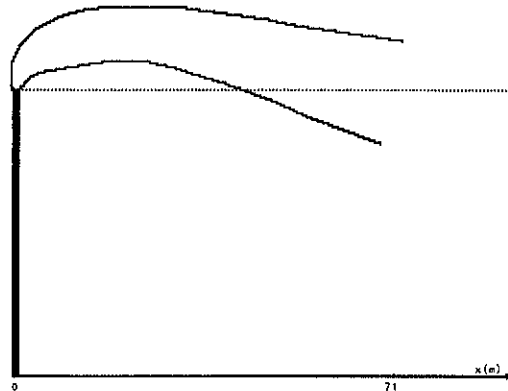


Figura 10 — Esboço da pluma em função da distância horizontal.



DISTÂNCIA MÁXIMA EM X: 71.26 (M).
 ALTURA DA CHAMINÉ: 50 (M).
 ALTURA MÁXIMA DA PLUMA: 64.88(M).
 DIST. MÁXIMA NO EIXO DA PLUMA: 75 (M).

Figura 12 — Densidade ρ em função da distância s .

GRÁFICO: DENSIDADE
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 4
 Y MÍNIMO: 1.2206169

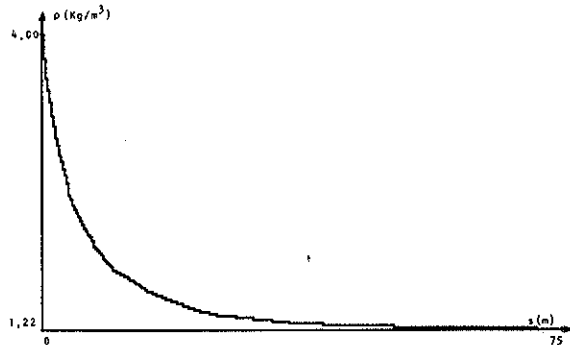


Figura 13 — Concentração c em função da distância s .

GRÁFICO: CONCENTRAÇÃO
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 5E-03
 Y MÍNIMO: 2.68159067E-05

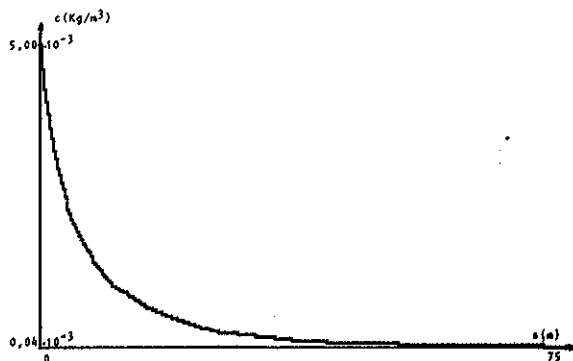


Figura 14 — Velocidade u em função da distância s .

GRÁFICO: VELOCIDADE
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 15
 Y MÍNIMO: 2.54653752

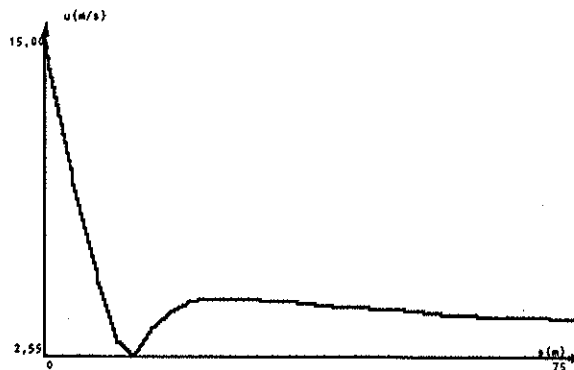


Figura 15 — Diâmetro D em função da distância s .

GRÁFICO: DIÂMETRO
 X MÁXIMO: 74.9999999
 X MÍNIMO: 0
 Y MÁXIMO: 27.3963645
 Y MÍNIMO: 1.2

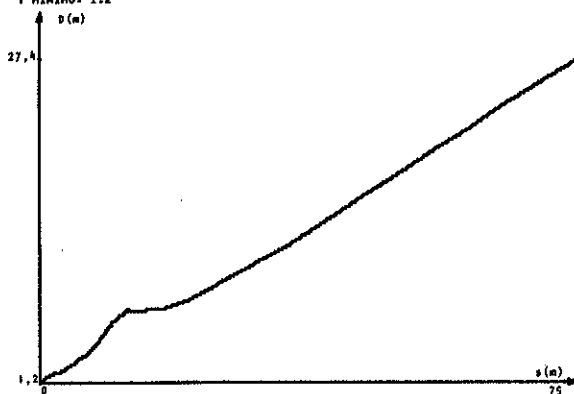
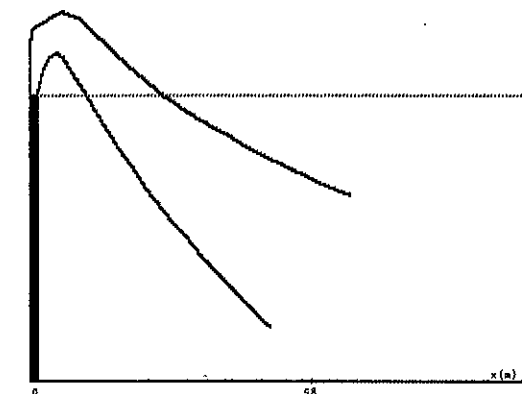


Figura 16 — Esboço da pluma em função da distância horizontal.



DISTÂNCIA MÁXIMA EM X: 57,77 (M).
 ALTURA DA CHAMINÉ: 50 (M).
 ALTURA MÁXIMA DA PLUMA: 64,02 (M).
 DIST. MÁXIMA NO EIXO DA PLUMA: 75 (M).

10. Conclusões

Este trabalho descreveu a implantação de um programa para microcomputador que determina a trajetória da pluma emitida por uma chaminé, utilizando modelo proposto por Ooms e outros.

Este programa, a partir de parâmetros e dos valores iniciais de ρ (densidade), μ (velocidade), ν (ângulo do eixo com a horizontal), D (diâmetro = $2b\sqrt{2}$) e c (concentração) na saída da chaminé, fornece essas mesmas grandezas em função de s , distância sobre o eixo da pluma. Na atual resolução foi adotada a aproximação de considerar esses valores como médias na seção transversal da pluma. Numa segunda etapa, se necessário, poder-se-á determinar (a partir desses valores médios) as grandezas em qualquer ponto da pluma, desde que se adote para elas uma distribuição conveniente na seção transversal.

Para a resolução das equações que constituem o modelo utilizou-se o método numérico de Runge-Kutta de 4ª ordem, com adaptações apropriadas para o tipo das equações que necessitávamos resolver.

São apresentados ainda no trabalho diversos exemplos de aplicação com os resultados gráficos.

Diversos aperfeiçoamentos e aplicações podem ser feitos a partir dos resultados básicos aqui apresentados, como:

- cálculos para distribuição simétrica em torno do eixo da pluma;
- cálculos para distribuição assimétrica em torno do eixo da pluma;
- cálculos considerando reflexos das emissões no solo;
- traçados de isopletras (curvas de isoconcentração a nível do solo).

Agradecimentos

A implantação do modelo em micro-computador, assim como os testes efetuados, foram todos executados pelo engenheiro Renato Ablas, a quem o autor manifesta seu reconhecimento, assim como ao Eng. Zsolt L. Kovacs pelas suas sugestões.

Este trabalho é dedicado ao Eng. Fernando Guimarães, que foi quem nos incentivou a desenvolvê-lo.

Referências

- 1 — Del Picchia, W. **Determinação, utilizando um microcomputador, da trajetória da pluma emitida por uma chaminé, para gases mais pesados que o ar.** São Paulo, Cetesb, 1986. 117 p.
- 2 — Ooms, G.; Mahieu, A.P.; Zelis, F. **The plume path of vent gases heavier than air.** Amsterdam, Koninklijke/Shell-Laboratorium, 1974, 9 p. (Separata anexa à ref. 1).
- 3 — Ooms, G. **A new method for the calculation of the plume path of gases emitted by a stack.** Atmospheric Environment, Pergamon Press, 6 (12): 899-909, dez. 1972.



Estratégia para despoluir as águas da Billings

Rubens M. de Abreu¹

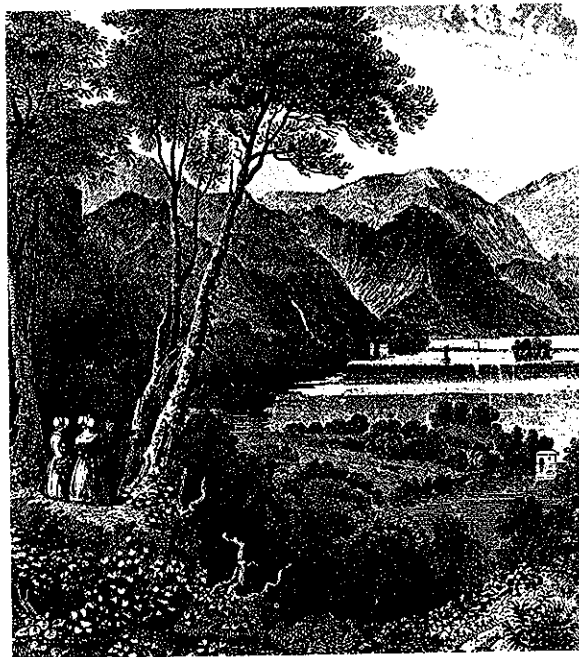
RESUMO O principal responsável pela poluição do Alto Tietê e da Represa Billings é, sem dúvida, o esgoto doméstico produzido por cerca de 15 milhões de habitantes, lançado nesses rios sem o tratamento adequado. Não obstante o esforço que a Sabesp vem fazendo para realizar esse tratamento, a recuperação dos rios Tietê e Pinheiros, e da Billings, dependerá de recursos financeiros e tempo. Uma estratégia que amarre o objetivo de tratamento completo dos esgotos com o de abastecimento de água através da reciclagem de águas da Billings, tem plena condição de sucesso pela sua economicidade. No mínimo, haverá postergação da necessidade dos vultosos recursos exigidos para a reversão da vizinha bacia do Alto Juquiá.

Palavras-chave: Plano de Esgotos de São Paulo, recuperação do Alto Tietê, recuperação da Billings, reciclagem de águas da Billings.

ABSTRACT The main responsible for the pollution of the Tietê River and Billings Reservoir, in the São Paulo metropolitan area, is the sewage generated by almost 15 million inhabitants, discharged in those bodies of water without treatment. In spite of the effort of the Sabesp to achieve the mentioned treatment, the recovery of the Upper Tietê River and Billings Reservoir will depend on money and time. A strategy that ties objective of sewage treatment to that of water supply through the reuse of Billings water has better feasibility in view of economic aspects. The necessity of great amount of money to construct reversion of the near Upper Juquiá River will be postponed for the future.

Key words: Sewerage Plan of São Paulo Region, Upper Tietê recovery, Billings Reservoir recovery, reuse of Billings water.

Há cerca de 15 anos a Represa Billings e o Sistema Alto Tietê vêm sendo objeto de estudos e experiências visando à sua recuperação cujos resultados constam de inúmeros Relatórios Técnicos disponíveis na Cetesb e artigos publicados em Revistas Técnicas ou apresentados em Seminários e Congressos.



Sem dúvida, a experiência de maior relevo foi a realizada entre 1983 e 1986 quando se conseguiu, inicialmente, suspender o bombeamento de água poluída para a Billings, em Pedreira. Em menos de seis meses houve incrível melhoria de suas águas, tendo os peixes retornado em toda a sua extensão(10).

Problemas de poluição ocasionados no Médio Tietê fizeram retornar o bombeamento em Pedreira, e a volta da má qualidade das águas no trecho inicial da represa que exerce, neste caso, o papel de uma grande lagoa de estabilização.

Com base nas informações acumuladas e na capacidade de resposta do sistema em termos de recuperação, este artigo apresenta a alternativa para reciclar, em parte, as águas do Alto Tietê, através da Represa Billings, como principal benefício tangível da coleta e do tratamento adequado dos esgotos metropolitanos de São Paulo e que, por isso, poderá se constituir na maior força indutora de sua implantação.

O Sistema Alto Tietê

A Região Metropolitana de São Paulo compreende toda a bacia da drenagem do Alto Tietê, onde se inclui a Represa Billings, recursos hídricos estes disponíveis para

¹ Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Ambiental, da Cetesb.

a variedade de usos que a atividade humana implica. As principais bacias hidrográficas vizinhas são o Alto Juquiá, ao Sul, o Rio Paraíba, a Leste, e os formadores do Rio Piracicaba, a Nordeste. Completam a vizinhança a Vertente Atlântica, o Rio Sorocaba e o Rio Jundiá.

O Rio Tietê (fig. 1) nasce no extremo Leste da Região, no Município de Salesópolis, e segue no sentido Leste-Oeste, atravessando a zona mais urbanizada de São Paulo. Em Pirapora do Bom Jesus, a Oeste de São Paulo, deixa a Região Metropolitana e segue seu curso natural com destino ao Rio Paraná que atinge depois de percorrer numa linha praticamente central ao Estado de São Paulo, cerca de 1.000 km, 200 dos quais correspondentes ao Alto Tietê.

Desde o início deste século, o Rio Tietê e afluentes vêm recebendo obras hidráulicas com a finalidade precípua de aproveitamento hidrelétrico e, também, de controle de enchentes. A configuração atual do sistema data da década de 50 e a Tabela 1 mostra a evolução do aproveitamento hidrelétrico do Alto Tietê.

Esta configuração, que pode ser visualizada na figura 1, permite algumas operações alternativas, uma vez que logo depois da Ponte dos Remédios, o Rio Tietê pode ser revertido para a Represa Billings, através do Canal de Pinheiros, bombeado nas Usinas Elevatórias de Traição e de Pedreira. Assim, se toda a vazão do Rio Tietê, barrado em Edgard de Souza, for encaminhada para a Billings, ter-se-á a Operação Energética. Caso toda a vazão do Tietê-Pinheiros siga seu curso natural tem-se o que se convencionou chamar de Operação Saneamento (da Billings). Pode ocorrer, ainda, uma Operação Balanceada se a vazão afluente a Edgard de Souza for descarregada parcialmente Tietê abaixo, sendo o restante encaminhado para a Billings.

Há, finalmente, a Operação Controle de Cheias utilizada em ocasiões de grandes chuvas quando se fecha a entrada do Canal de Pinheiros e se remete toda a vazão da área de drenagem do Rio Tietê para juzante, através das comportas de fundo de Edgard de Souza, enquanto as águas que atingem o Canal de Pinheiros são bombeadas para a Billings a toda carga. Para isso, a Elevatória de Pedreira é capaz de bombear até 360m³/s.

Neste contexto, portanto, tem importante papel o Reservatório Billings com seus 1.200 milhões de m³ de volume útil, 127km² de espelho d'água máxima e 22km de comprimento no eixo principal. Situado junto às bordas do planalto, com nível máximo de 747m e uma vazão média disponível de cerca de 90m³/s, o Reservatório permite o suprimento de aproximadamente 3% da demanda atual de energia elétrica na região, valiosa especialmente nas horas de pico.

O abastecimento de água na Grande São Paulo

Atualmente (1987), a disponibilidade de água para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo é da ordem de 45m³/s provenientes de diversos mananciais a saber: Guarapiranga (10,5m³/s), Billings Braço do Rio Grande (3,5m³/s), Rio Claro (4m³/s), Rio Cotia (1,3m³/s) e o Sistema Cantareira (26m³/s), sem se falar nos pequenos sistemas isolados (4).

A ampliação da oferta d'água está sendo feita com o aumento da produção do Sistema Cantareira de 26 para 30m³/s, lembrando que o projeto original previa 33m³/s no final do plano, sendo 2m³/s do Rio Juqueri e o restante

Tabela 1 — Evolução do aproveitamento hidrelétrico do Alto Tietê

Ano	Obras	Capacidade geradora (MW)
1901	Usina Hidrelétrica de Parnaíba em Santana do Parnaíba	2
1912	Usina Hidrelétrica de Parnaíba após regularização com a construção do reservatório de Guarapiranga em 1907	16
1925	Usina Hidrelétrica de Rasgão	19
1926/27	Usina Hidrelétrica Henry-Borden I com a construção do reservatório Rio das Pedras	70
1936/50	Usina Henry-Borden I com a construção do reservatório Billings, Elevatórias de Pedreira e Traição e Barragem Reguladora Billings Pedras	460
1954/61	Usina Elevatória de Edgard de Souza no lugar da Usina Hidrelétrica de Parnaíba, Reservatório de Pirapora e Usina Henry-Borden II (Subterrânea)	880
1984/86	Comportas de Fundo em Edgard de Souza e as bombas mudadas para reforço da Usina Elevatória Pedreira (Controle de Enchentes)	880

Fonte: ELETROPAULO

obtido pela reversão das cabeceiras dos Rios Atibaia e Jaguari, formadores do Rio Piracicaba. Para atender ao crescimento da demanda até o ano 2000, vem sendo implantado o sistema de produção do Alto Tietê, (na verdade, das Cabeceiras do Tietê), constituído de uma série de reservatórios como Ponte Nova e Taiapuê, já concluídos, e, em projeto ou construção, o Jundiá, o Biritiba, o Paraitinga, o Itapanhau e o Itatinga, os dois últimos já na vertente atlântica (veja Fig. 1).

Estas obras deverão adicionar 12,5m³/s (4), perfazendo o total de 61,5m³/s necessários para o atendimento de cerca de 20 milhões de habitantes.

A partir daí, os planos existentes abrem a perspectiva de aproveitamento dos braços limpos restantes na Billings (Plano Guaracabi com 14m³/s) e a reversão do Alto Juquiá numa distância média de 50 km, recalque de 120m com produção de 19m³/s a partir de Jucituba (Plano Hibrace), ou a reversão combinada com usina hidrelétrica de ponta, a partir de Juquiá, numa distância de 150 km, recalque de 700m e uma produção de 69m³/s (Plano Sanesp).

Portanto, "ao se cotejar a evolução da demanda com as disponibilidades hídras da região, verifica-se que a reciclagem de parte da água do Alto Tietê é um tema que merece a devida atenção..." como já se mencionara em

Tabela 2 — Qualidade de corpos d'água poluídos

PARÂMETROS	PADRÕES CONAMA 20/86 (classe 2)	ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM					
		TIETÊ REMÉDIOS		PINHEIROS PEDREIRA		BILLINGS SAÍDA	
		MED	MAX	MED	MAX	MED	MAX
DBO ₅ (mg/l O ₂)	5	37	66	57	133	10	21
Coliformes Fecais / 100ml	1000	1700000	3000000	3600000	7000000	418	2300
Fosfatos (mg/l P)	0,025	1,20	2,55	1,13	2,35	0,54	1,12
Detergente (Sulfactante mg/l)	0,5	0,81	2,05	1,23	2,54	0,12	0,29
Índice de Fenóis (mg/l)	0,001	0,102	0,270	0,056	0,130	0,002	0,003
Mercúrio (mg/l)	0,0002	0,0002	0,0005	0,0002	0,0004	0,0001	0,0001
Cloretos (mg/l)	250	41,4	60,0	30,2	48,0	36,5	40,5
Oxigênio Dissolvido (mg/l O ₂)	5 _(min)	0,1	0,0	1,1	0,0	2,2	0,5

FONTE: Cetesb 1987

artigo apresentado ao 14º Congresso da ABES, em São Paulo, em 1987 (10).

A qualidade das águas

A qualidade das águas na Região Metropolitana de São Paulo varia de acordo com duas zonas bem distintas: a periferia onde se situam os mananciais de abastecimento cujas condições são muito boas, à exceção talvez do Baixo Cotia, e a zona central, densamente urbanizada que recebe o grande contingente de esgotos não tratados, produzidos por cerca de 15 milhões de habitantes, com uma carga poluidora de 750t DBO₅/dia, na base de 50g DBO₅/hab. x dia, em termos de matéria orgânica.

Desde Mogi das Cruzes até Pirapora, as águas do Rio Tietê vão se tornando cada vez mais poluídas. O mesmo se pode dizer dos afluentes que cortam a zona central, como o Rio Aricanduva, o Rio Tamanduateí, o Rio Pirajussara, o canal de Pinheiros e outros.

Na Tabela 2 encontra-se um conjunto de parâmetros de qualidade de água relativo a três seções mais significativas de corpos d'água poluídos, conjunto esse suficiente para se ter uma boa idéia do que mais interfere nas condições ambientais da região.

Assim, pode-se afirmar que o grande responsável pela degradação do Alto Tietê são os esgotos domésticos. A Cetesb divulga todo ano o Boletim da Qualidade de Águas Interiores, onde se pode analisar com mais detalhes as condições ambientais relativas às águas desta e de outras regiões. Mais adiante, na Tabela 4, será mostrada a qualidade do manancial de Guarapiranga.

Finalmente é de se enfatizar a eficiência da Billings na depuração das águas do Alto Tietê, com uma redução da ordem de 80% dos poluentes biodegradáveis, como facil-

mente se depreende dos valores correspondentes à entrada e saída deste reservatório.

A Estratégia da Reciclagem

Quando se avaliam os resultados do controle da poluição das águas no Estado de São Paulo, chega-se a lamentar que o sucesso na redução da poluição industrial não se tenha estendido à carga poluidora dos esgotos urbanos. Na verdade, continuam a ser exceções os sistemas de tratamento dos esgotos de cidades não só neste Estado como em todo o País.

Não é de hoje que alguns técnicos e políticos têm procurado impor a regra de indústrias e cidades captarem água à jusante do respectivo lançamento como forma de pressão para que tratamentos sejam implantados, embora tecnicamente o argumento não seja consistente de todo. Interessante é observar a tendência das cidades poluírem determinados rios, enquanto buscam água limpa em corpos d'água muitas vezes distantes. A distinção entre rios preservados como mananciais, e rios transportadores de esgotos, não é característica só de brasileiro. Na Alemanha é famosa a preservação do Rio Ruhr como manancial, deixando ao vizinho Rio Emsher a missão de drenar os esgotos da região. Hoje, o Rio Emsher passa por inteiro em uma estação de tratamento antes de atingir o Rio Reno.

Portanto, a causa principal de não se tratar esgotos reside na falta de um poderoso fator de pressão.

Especificamente, costuma-se alinhar uma série de explicações como:

- escassez de recursos financeiros;
- tarifas insuficientes;
- ausência de vontade política;
- disponibilidade de mananciais alternativos;

- ausência de fatos epidêmicos atribuídos á falta de tratamento de esgotos;
- eficiência de tratamento e desinfecção da água potável;
- conformismo em face do desconforto;
- falta de tradição e de conhecimento.

Por outro lado, tem-se procurado viabilizar o tratamento de esgotos domésticos, fazendo-o, em conjunto com despejos industriais. Este fator de viabilização tem sido usado nos planos de esgotos de São Paulo e Jundiá, constituindo-se no primeiro caso concreto o de Americana-SP.

Em termos de fator de pressão, a balneabilidade de praias tem-se mostrado o mais eficaz especialmente quando o turismo tem grande significação. No México, o primeiro trabalho de recuperação ambiental se deu em relação às praias de Acapulco, quando a poluição começou a afugentar os turistas americanos.

Mas, na Grande São Paulo, se houver coragem e determinação suficientes, poder-se-á, sutilmente, conjugar um fator de viabilização resultante da postergação dos investimentos em obras de reversão de bacias, com o de pressão correspondente à necessidade de tratar esgotos para se ampliar a oferta d'água.

Assim a estratégia proposta é a seguinte:

“Colocar todo o esforço de investimento no sistema de coleta e tratamento dos esgotos metropolitanos de forma que o sistema esteja suficientemente completo quando for necessário ampliar a oferta d'água depois do aproveitamento das cabeceiras do Tietê, em curso, ampliação essa a ser feita revertendo-se através da Represa Billings, determinada vazão para os sistemas de produção do Rio Grande,

Cabeceiras do Tietê e/ou Guarapiranga”.

Fora disso, a insuficiência de recursos, conjuntural, mas permanente nos países pobres, conjugada com a necessidade de obras de abastecimento indiscutivelmente prioritárias, inibirá o investimento adequado em obras de esgotos.

A Antevisão do Futuro

Naturalmente cumpre analisar os vários cenários possíveis de se projetar para os próximos trinta anos tomando como base 1987, a virada do século e o ano 2015.

Como referência espacial, é suficiente eleger a entrada e a saída da Billings, isto é, o Canal de Pinheiros, em Pedreira, por onde passam as águas do Alto Tietê depois de receber toda a carga poluidora possível, e a Barragem Reguladora Billings-Pedras de onde se propõe reciclar a água.

Numericamente, são aqui apresentadas projeções da população, carga de DBO₅, vazão média regularizada, concentração de DBO₅ e cloretos. Estes dois parâmetros de qualidade, respectivamente, representarão a evolução dos poluentes biodegradáveis e dos conservativos. Para a situação em 1987, existem valores disponíveis ou medidos a partir dos quais são feitas as projeções.

Por outro lado, atente-se para o esquema da Fig. 2 que apresenta vazões do final do plano (2015). É claro que, se os 30 m³/s não forem reciclados, terão de ser importados, a menos dos 8,5 m³/s (segundo Plano Hibrace) ou 10 m³/s (segundo Plano Guaracabi) disponíveis nos braços limpos da Billings. Veja-se, então, a Tabela 3 correspondente aos Cenários do Saneamento no Alto Tietê.

Procurou-se discriminar as vazões envolvidas no pro-

Figura 2 — Esquema de vazões médias no Alto Tietê em 2015

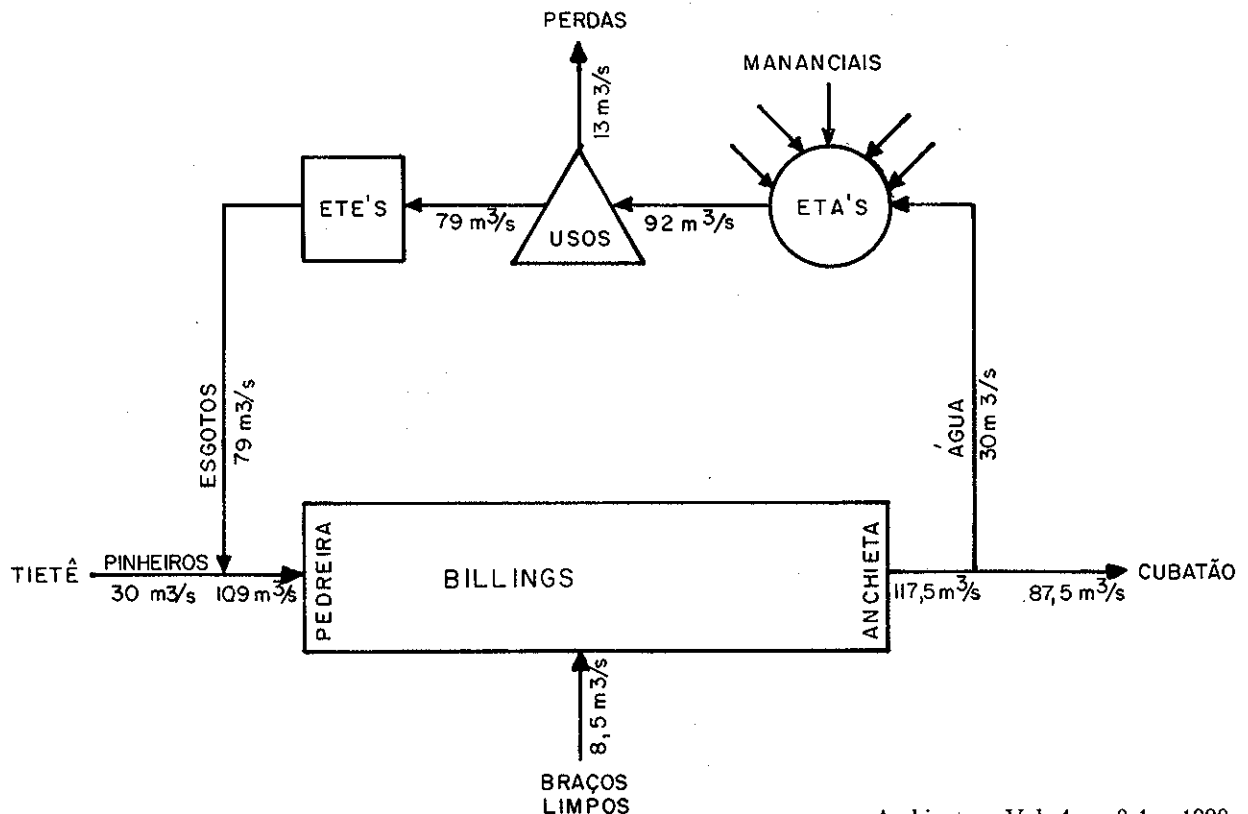


Tabela 3 — Cenários do saneamento no Alto Tietê

DETALHE	UNIDADE	CENÁRIOS			
		1987	2000	2015	
				C/RECICL.	S/RECICL.
POPULAÇÃO	Milhões de Habitantes	14	20	30	30
VAZÕES					
— Natural disponível em Pedreira (diluição)	m ³ /s	35	30	30	30
— Natural disponível na Billings (braços)	m ³ /s	8,5	8,5	8,5	—
— Abastecimento proveniente do Alto Tietê	m ³ /s	18,5	23,5	54	32
— Abastecimento-importação de outras bacias	m ³ /s	26,5	38	38	60
— Total Abastecimento Público	m ³ /s	45	61,5	92	92
— Total Esgotos (Abast. x 0,86)	m ³ /s	39	53**	79	79
— Total Entrada Billings	m ³ /s	74	83	109	109
— Total Saída Billings	m ³ /s	82,5	91,5	117,5	109
— Total em Cubatão	m ³ /s	82,5	91,5	87,5	109
DBO ₅ (Matéria Orgânica)					
— Cargapolidora (Doméstica + Industrial)	t/d	900	1250	1900	1900
— Concentração Calculada em Pedreira:					
• sem tratamento	mg/l	140	175	202	202
• com tratamento	mg/l	14	17	20	20
— Concentração medida ou estimada em Pedreira:					
• sem tratamento	mg/l	57*	72	83	83
— Concentração medida ou estimada na saída da Billings:					
• sem tratamento	mg/l	10,0*	13,0	15,0	18,0
• com tratamento	mg/l	2,5	3,1	3,6	4,0
CLORETOS					
(sem ou com tratamento)					
— Concentração em Pedreira	mg/l	30,2*	38	55	44
— Concentração na Saída da Billings	mg/l	36,5*	37	55	44

* Valores médios de 1987

** Valor previsto na revisão do Plano de Esgotos Metropolitanos

cesso, lembrando que os valores poderão variar, em certos casos para menos, nas épocas de estiagem. Além disso, somente se considerou a operação energética que é a mais desfavorável para a Billings.

As projeções da carga de DBO₅ tiveram por base a população, com um acréscimo de 20% como estimativa da carga industrial. Note-se que a concentração do DBO₅ calculada considerou toda a carga orgânica (900 t/dia em 1987) diluída na vazão do Rio Pinheiros em Pedreira (74 m³/s) resultando bem maior (140 mg/l) do que a DBO₅ média obtida com as medições de 1987 (57 mg/l); isso se deve a múltiplos fatores entre os quais a sedimentação e a decomposição ao longo dos próprios rios e os esgotos que não chegam aos cursos d'água por ficarem infiltrados no terreno.

Por sua vez, admitida a eficiência de redução de 90% nas estações de tratamento de esgotos (ETE), os valores previsíveis não deverão superar 20 mg/l para a DBO₅, particularmente em Pedreira. A carga orgânica deverá ser assimilada de forma aeróbia a não ser em condições críticas de vazão. Neste caso, poderá haver a ajuda de aeração no rio como se faz no Ruhr e no Tâmsa. Note-se que o valor 20 mg/l para a DBO₅, considerado limite para não haver anaerobiose, seria um padrão de qualidade(1) em correspondência ao OD (oxigênio dissolvido) igual a 0,5 mg/l (antigo padrão da Classe 4 da Portaria 13 da SEMA), do mesmo modo que o é o padrão de DBO₅ =

5 mg/l em relação ao padrão de OD = 5 mg/l (classe 2 da Resolução Conama 20/86).

Com isso, a Represa Billings ficará com oxigênio dissolvido em toda a sua extensão, equivale dizer que a mancha anaeróbia, atualmente existente a partir de Pedreira, será nula. Se não houver tratamento, a mancha irá avançando até tomar todo o reservatório de forma permanente, a menos que o paliativo de reduzir o bombeamento em Pedreira possa amenizar a situação, como se faz hoje.

Os teores de poluentes conservativos, por sua vez, não são de modo a causar preocupação hoje e, com maior controle, não haverá porque se preocupar no futuro, pelo menos em termos de toxicidade. Pelo cálculo, o teor de cloretos deverá chegar ao máximo de 55 mg/l, frente a um padrão de 250 mg/l. Raramente, os cloretos decorrem de lançamentos industriais e o seu teor revela o volume de esgotos que já esteve presente no corpo d'água, ainda que totalmente recuperado. O acréscimo que ocorre, hoje, na Billings deve-se a despejo industrial. Convém considerar, também, que não subsistem razões para crescimento dos teores de metais pesados, mas os nutrientes (P e N), como os cloretos, poderão aumentar se o sistema de tratamento não os remover.

Pode haver quem insista com o risco de salinização do reservatório no caso da reciclagem. Entretanto, sendo um sistema aberto a preocupação não tem fundamento, pois

Tabela 4 — Qualidade das águas dos mananciais

PARÂMETROS	PADRÕES DA EUROPA	ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM				
		GUARAPIRANGA São Paulo		SENA - PARIS		SAÍDA BILLINGS
		MED.	MAX.	MED.	MAX.	
DBO ₅ (mg/l O ₂)	5	2	3	3,5	5	3,6
Coliformes Fecais/100ml	2000	54	280	130.000	385.000	2000
Fosfatos (mg/l P)	0,7	0,032	0,045	0,41	0,82	1,00
Detergente (surfactante mg/l)	0,2	0,04	0,04	0,19	0,50	0,2
Índice de Fenois (mg/l)	0,001	0,001	0,005	0,013	0,015	0,001
Mercúrio* (mg/l)	G = 0,0005 I = 0,001	0,0001	0,0001	0,001	0,008	0,0005
Cloretos (mg/l)	200	6,1	7,5	26,3	36,0	55
OD (mg/l de O ₂)	4,6 (a 20°C) min	7,7	6,4	6,6	2,4	5

Fontes: CETESB-1987/Fiessinger F. et Mallevalle, J-1976

Nota: * G = "guide", I = "mandatory"

As previsões na saída da Billings basearam-se nas Tabelas 2 e 3 e, como já dito, apenas os nutrientes (P e N) poderão constituir problemas devido à eutrofização.

basta observar o seguinte balanço de entrada e saída de cloretos do reservatório:

$$W_p + C_s Q_r = C_s (Q_r + Q_d)$$

onde: W_p = carga de cloretos da população (t/d)

C_s = concentração na Billings (mg/l)

Q_r = vazão reciclada (m³/s)

Q_d = vazão descarregada em Cubatão (m³/s)

Donde se conclui que: $C_s = 11,6 \frac{W_p}{Q_d}$

(11,6 = coeficiente de ajuste de unidades)

Assim, projetando-se a carga de cloretos na entrada da Billings de acordo com a população:

$$\text{atual: } W_p = \frac{30,2 \times 74}{11,6} = 192,7 \text{ t/d}$$

$$\text{Em 2015: } W_p = \frac{192,7}{14} \times 30 = 412,8 \text{ t/d}$$

Ou seja:

$$\text{— com reciclagem: } C_s = 11,6 \frac{412,8}{87,5} = 54,7 \text{ mg/l}$$

$$\text{— sem reciclagem: } C_s = 11,6 \frac{412,8}{109} = 43,9 \text{ mg/l}$$

Portanto, os cenários para 2015, com ou sem reciclagem, são praticamente idênticos e, por incrível que pareça, tanto faz reciclar a água da Billings ou buscar água no Juquiá.

Isto posto, veja-se na Tabela 4 uma comparação do mesmo conjunto de parâmetros da Tabela 2 relativamente, agora, às captações do Guarapiranga em São Paulo e do Sena em Paris, (7) com o que se poderia esperar da qualidade das águas na saída da Billings se houvesse tratamento completo dos esgotos da Grande São Paulo e a reciclagem proposta.

Considerações Finais

Não é demais, talvez, enfatizar a responsabilidade que implica a implementação da estratégia proposta, uma vez que se constitui num extraordinário desafio tanto para a engenharia sanitária como para os Governos do Estado e dos Municípios da Grande São Paulo. O sucesso de tal plano, todavia, compensará sobremaneira o esforço aplicado e este artigo abre, apenas, uma perspectiva, sendo que muitos aspectos poderão ser desvendados em discussões subsequentes.

Para finalizar, no entanto, valem as seguintes considerações:

— o risco sanitário relativo à reutilização de uma fração de esgotos, ainda que tratados, poderá ser minimizado com o controle toxicológico através de bioensaios; na África do Sul, a escassez de água tem ensejado o desenvolvimento de tecnologia para potabilização de esgotos e, o que interessa neste caso, para a vigilância da qualidade (8);
— mantida com volume adequado, o tempo de detenção, isto é, de permanência da água na Billings será da ordem de 90 dias capaz, portanto, de exercer um bom polimen-

to; por outro lado, a diluição nos mananciais existentes deverá ser de, no máximo, 1 para 1;

— a maior dificuldade deverá situar-se na interação da Sabesp com os Serviços de Água e Esgotos Municipais, uma vez que estes terão de entrar com as respectivas contrapartidas na construção e operação do sistema; nisto se inclui o Município de São Paulo com respeito à urbanização dos fundos de vale por onde passarão coletores troncos e interceptores de esgotos, sem o que a execução da obra poderá ficar comprometida;

— este trabalho acena com a economicidade do plano sem a quantificação mas não há dúvida quanto à sua existência e, mais, a relação custo-benefício das obras de esgotos será enormemente favorecida.

Isto não é tudo, há muito a dizer sobre benefícios, como o da Eletropaulo em ver eliminado o perigo da desativação de Henry-Borden, ou sobre as dificuldades, como a de solucionar o problema da eutrofização.

Agradecimento

Os debates sobre a Represa Billings, com a presença marcante do Presidente Rogê Ferreira, realizados em Câmaras Municipais da região do ABC, inspiraram o autor a propor um caminho para a solução desse grande problema.

Bibliografia

- 1 — Abreu, R.M. "How to define water pollution saturation and effluent BOD limitations", "Thesis — The University of Texas at Austin — USA", 1979, 59 pg.
- 2 — Agência de Bacia Sena-Normandia, "Saneamento da Grande Paris — ETE de Achères", catálogo informativo sobre o sistema de esgotos de Paris, s/data, 40 pg.
- 3 — Costa e Silva, R.J., Brasil, A.L. e Costa e Silva, A.C., "Guaracabi — Plano de um Sistema Sul de Abastecimento de Água da Grande São Paulo". Anais do 14º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental — ABES — São Paulo, 1987, 29 pg.
- 4 — DAEE — "Sistema Alto Tietê: Obras em Execução". Revista Águas e Energia Elétrica, Ano 5 — Número 13 — 1988, 9 pg.
- 5 — DAEE — "Plano Diretor de Obras das Bacias do Alto Tietê e Cubatão", Relatório HIBRACE, vol. I, 1968, 220 pg.
- 6 — Eletropaulo — "Operação do desvio Tietê — Billings com o objetivo de minimização do impacto ambiental causado pelo estado de poluição das águas", Relatório, 1987, 41 pg.
- 7 — Fiessinger, F. et Mallevialle, J., "A critical evaluation of the Seine River Quality Standards from the view point of potable water production", "Société Lyonnaise des Eaux et de l'Eclairage", 1976, 10 p.
- 8 — Grabow, W.O.K., Morgan, W.S.G. and Slabbert, J.L., "Bioassays used for evaluating the quality of reclaimed water in Southern Africa", "Water Quality Bulletin — WHO", vol. 10 n° 1, Janeiro 1985, 10 pg.
- 9 — Matsuzaki, S. — "Reuse of effluent from sewage treatment plants in Tokyo", "Sewage Works in Japan 1987", "Japan Sewage Works Association", 1987, 13 pg.
- 10 — Nabhan, N.M., Derisio, J.C. e Abreu, R.M., "O Alto Tietê e a Represa Billings", Anais do 14º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental — ABES — São Paulo, 1987, 12 pg.
- 11 — Revista DAE — "Região Metropolitana Começa a se Despoluir", Artigo da Revista DAE, Vol. 48, n° 151, Mar/Jun 1988, 5 pg.



Dispersão atmosférica: aplicação de dois modelos

George Lentz Cesar Fruehauf¹
Antônio de Castro Bruni²

Resumo Os modelos de dispersão, Valley e CDM da série UNAMAP (User's Network for Applied Modelling of Air Pollution), foram utilizados no estudo da concentração média de SO em 63 dias no bairro de Sto. Amaro, São Paulo, SP. A comparação entre os resultados dos dois modelos mostrou a forma semelhante dos campos analisados objetivamente. Comparação com dados observados no período mostrou que ambos os modelos apresentaram boas estimativas, o que indica a viabilidade de aplicação de modelos de dispersão a avaliações ambientais da qualidade do ar.

Abstract Two UNAMAP series dispersion models, VALLEY and CDM, were used to study 63 day SO concentration averages in the S. Amaro area, São Paulo, SP, Brazil. The results of both models showed a similar pattern of the objectively analysed field. Observations and model results were in good agreement indicating the applicability of dispersion models to environmental air quality evaluation.

Avaliações de qualidade do ar em dada região, a partir de dados observados, limitam-se a demonstrar a adequação da mesma aos padrões ambientais aceitáveis à saúde humana nas proximidades do local de amostragem.



A limitação espacial reside no fato de que as observações convencionais fornecem dados pontuais, sem que possamos inferir o valor da concentração fora da vizinhança destes. Também há limitações temporais que se devem ao fato destas informações serem estritamente diagnósticas. Portanto, o impacto de fontes ora inexistentes, não pode ser avaliado. As lacunas no conhecimento da qualidade do ar poderão ser, simultaneamente, preenchidas através do uso intensivo de modelos matemáticos de dispersão de poluentes atmosféricos e do Modelo Receptor para a identificação das combinações das fontes na qualidade do ar.

A agência norte-americana de proteção ao meio ambiente, EPA (Environmental Protection Agency), desenvolveu e documentou uma série de modelos de dispersão denominada UNAMAP (User's Network for Applied Modelling of Air Pollution), com o objetivo de orientar a aplicação às condições mais apropriadas (EPA 1986). Entre estes, selecionamos dois, com objetivo de estudar concentrações de SO₂ à superfície devido às emissões da Usina Termoeletrica de Piratininga na Região de Santo Amaro, São Paulo, SP.

A área de estudo é de 316 km²; possui terreno plano e está próxima aos reservatórios Billings e Guarapiranga. A ocupação do solo é caracteristicamente urbana e razoavelmente homogênea, reduzindo variações no valor da rugosidade superficial, prejudiciais aos resultados do modelo.

1. Matemático da Cetesb
2. Estatístico da Cetesb

O estudo climatológico de Soares e Silva Dias (1986), mostrou que a forçante de mesoescala que atua na região, influenciando na direção e intensidade do vento e, conseqüentemente, na estabilidade na camada limite, está associada à brisa marítima de Sudoeste. Este efeito sobrepõe-se à condição sinótica geral, associada a um anticiclone a Leste da cidade, que é a de fluxo de Nordeste ou Noroeste. Sendo que o primeiro efeito impõe ventos de maior intensidade que o segundo.

Os modelos selecionados para o estudo são o Valley (Burt 1977) e o CDM (EPA 1986), onde a sigla, em português, significa: modelo climatológico de dispersão. Por pertencerem à série UNAMAP, estes modelos têm sido utilizados internacionalmente, sendo aceitos por órgãos governamentais de controle e de preservação ambiental, mediante aplicação criteriosa.

O modelo CDM tem sido utilizado no estudo das concentrações de SO de longo período. Os estudos de Calder (1971) em S. Louis, EUA; Turner et alii (1972) em Nova Iorque, EUA; e de Prahm e Cristensen (1977) em Copenhague, Dinamarca, sugerem que o modelo se adequa a estudos urbanos podendo incluir fontes rurais próximas (Irwin e Brown, 1985). O modelo Valley foi desenvolvido visando simular a dispersão de SO₂ em regiões de terreno complexo, fornecendo o campo da concentração média em 24h. Outras opções também foram incluídas. Um exemplo da sua utilização está em Burt e Slater (1977). No Brasil, citamos a aplicação feita na Cetesb de Oliveira et alii (1985) do modelo Valley à dispersão de SO₂ em Cubatão, SP.

Descrição dos modelos

Ambos são algoritmos cujos resultados apresentam valores de concentração à superfície devido a emissões por diversas fontes estacionárias dos tipos pontual (uma única chaminé, por exemplo) ou área (diversas chaminés próximas, por exemplo) de poluentes inertes na atmosfera. Detalhes da teoria empregada nos modelos Valley e CDM e sua formulação matemática encontram-se em Burt (1977) e EPA (1986), respectivamente.

Para o fim de modelagem matemática, define-se como terreno de topografia simples aquele cujas elevações são inferiores às chaminés em consideração. Caso contrário o terreno é considerado de topografia complexa. Há também a necessidade de se classificar a área do estudo em rural ou urbana. Para isso utilizamos o critério de Auer (1978) que se baseia na utilização do solo. Se o uso do solo num raio de 3km centrado na principal fonte for mais de 50% industrial, comercial, "urbano-residencial", ou a combinação destes, a área será tida como urbana. Caso contrário ela será considerada rural.

As modalidades básicas de operação do modelo Valley são: rural e urbana; topografia simples ou complexa. Na

modalidade urbana somente topografia simples pode ser considerada. O tempo de duração do estudo é opcional, podendo ser curto, de 24 horas, ou longo, da ordem de meses ou anos. Resultados são fornecidos em 112 receptores situados em sete círculos concêntricos, cujo valor dos raios é definido pelo usuário.

O modelo CDM é recomendado em estudos onde se deseja conhecer valores médios de concentração em períodos longos, acima de um mês até um ano ou mais. Os estudos devem ser feitos em áreas urbanas com terreno plano.

Experimentos numéricos

Foram realizados experimentos numéricos utilizando condições idênticas em ambos os modelos. A opção de subida da pluma pelo método de Briggs foi selecionada nos dois casos.

As emissões deveram-se a quatro chaminés de 50m de altura e 4,4m de diâmetro interno. A temperatura do gás effluente foi de 190°C. Os demais dados que foram utilizados se encontram na Tabela 1.

Foram necessários os seguintes dados meteorológicos: temperatura do ar (20°C); distribuição de freqüência da direção e intensidade do vento e estabilidade atmosférica no período do estudo (19/4/86 a 21/6/86). Observações foram feitas a 400m da fonte durante todo período de estudo. A tabela formada pelos dados de distribuição de freqüência é denominada STAR, e é empregada em diversos modelos da série UNAMAP.

Foram definidos 112 receptores no modelo CDM com as mesmas coordenadas daquelas do modelo Valley. Este procedimento permitiu a comparação exata entre os resultados.

Resultados

Os resultados foram apresentados através da utilização de um pacote gráfico que interpola os dados (112 pontos distribuídos em 7 círculos concêntricos) em uma malha quadrada de 100 x 100 pontos e traça isolinhas. O centro do gráfico coincide com a origem do sistema, a fonte poluidora nº 1 (Tab. 1), e está assinalado com 'X' nas figuras apresentadas. A escala utilizada foi de 1:100.000. Concentrações de fundo foram desprezadas na análise.

A isolinha de concentração máxima obtida pelo modelo Valley ocorre ao Sul da fonte (Fig. 1). A direção observada do vento foi predominantemente de Norte, e, na categoria de ventos com intensidade até 1m/s o fluxo foi predominantemente do setor compreendido pelas direções Nor-Nordeste e Nor-Noroeste (a concentração é inversamente proporcional à intensidade do vento). Justificando

Tabela 1 — Localização e Dados de Emissão das Fontes

Fonte nº	Distância da origem (m)		Emissão (g/s)	Velocidade de saída do efluente (m/s)
	Norte	Leste		
1	0	0	90	17
2	300	300	90	17
3	600	600	77	11
4	900	900	77	11

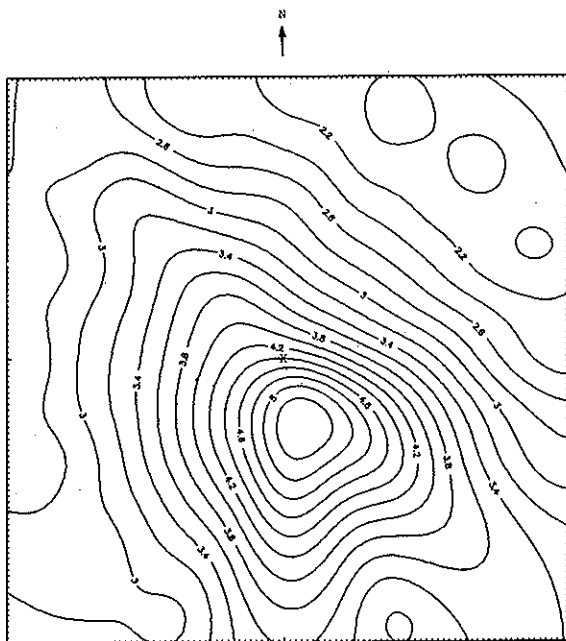


Figura 1 — Valley ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) — Escala (1:100.000) reduzida

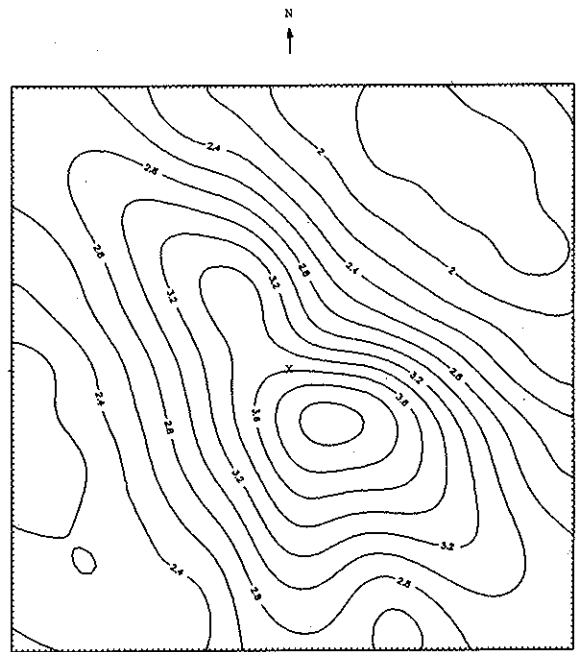


Figura 2 — CDM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Escala (1:100.000) reduzida

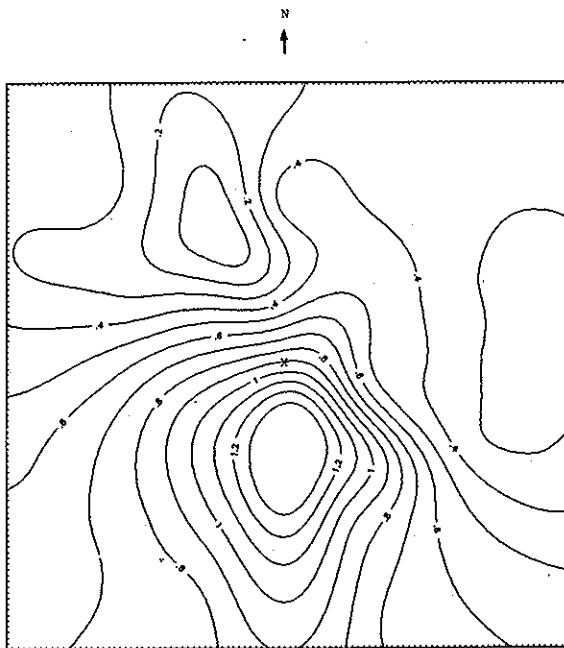


Fig. 3 — V-CDM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) — Escala (1:100.000) reduzida

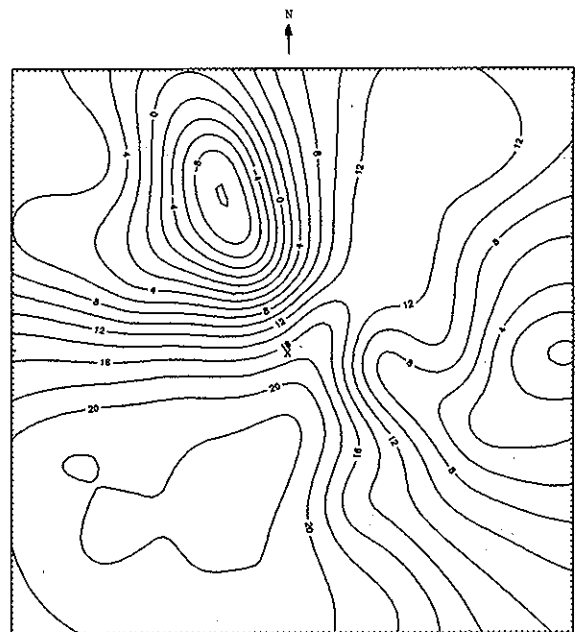


Figura 4 — (V-CDM)/V(%) — Escala (1:100.000) reduzida

portanto, a razão da localização do máximo ao Sul da fonte. A região de máximo tem a forma de 'Y' com sua base apontando para o Noroeste. As regiões principais de mínimo, portanto, estão a Nordeste e Oeste. Nota-se também uma pequena região de mínimo no extremo Sul-Sudeste. A isolinha de valor máximo é de 5,2; a de mínimo de 2,0 g/m^3 .

A isolinha de concentração máxima obtida pelo CDM (Fig. 2), a forma da região de máximo, a localização das duas regiões de mínimo principal, e até a pequena região de mínimo a Sul-Sudoeste estão de acordo com os resultados do Valley. Nesta comparação verificamos que os modelos são qualitativamente equivalentes. No entanto, quantitativamente, os resultados dos modelos diferem, por

exemplo; a isolinha máxima foi 23% menor e de 4,0 g/m³ e a mínima foi 10% menor e de 1,8 g/m³.

Em geral, resultados do Valley estiveram acima do CDM. Entretanto, houve regiões em que valores do CDM excederam os do Valley, notadamente, na área de valores intermediários, longe do ponto de máximo principal (Fig. 3). Nesta figura mostramos a diferença entre os valores obtidos pelo Valley e CDM em cada receptor. A diferença máxima ocorre ao Sul da origem, coincidindo com a região de máximo de concentração observada nos modelos. A região de diferenças mínimas situa-se a Nor-Nordeste, onde os modelos registram seus valores intermediários. No local da região de mínimo dos modelos, a Oeste, notamos uma região de transição no gráfico das diferenças. Noutra região de mínimo dos modelos, a Nordeste, as diferenças foram positivas e pequenas. A isolinha de diferenças máximas foi de 1.4 e a de mínimas de 0.1 g/m³. Notamos que o modelo CDM homogeniza mais o campo que o Valley, conseqüentemente, gradientes no modelo Valley são mais intensos, de um modo geral.

Observações de concentração foram feitas durante o estudo pela estação móvel de amostragem da Cetesb, com receptor a 400m a Noroeste da fonte. O valor médio ob-

servado da concentração de SO₂ no período foi de 4,0 g/m³, com uma imprecisão devido ao instrumento medidor de 1,3 g/m³, ou seja (4,0 ± 1,3) g/m³. O valor previsto pelo modelo Valley está entre 4,2 e 4,4 o do CDM, entre 3,4 e 3,6 g/m³. Devido à imprecisão do instrumento, concluímos que ambos os modelos avaliaram a concentração observada corretamente. Notamos que a ordem de grandeza dos valores em questão é pequena, se comparada com o padrão ambiental para SO₂ que é de 365 g/m³.

Há necessidade de se conhecer qual a importância destes dados relativamente aos dos resultados obtidos. Para isto, plotou-se o gráfico percentual das diferenças relativas ao Valley, em cada receptor (dividiu-se a diferença entre os resultados do Valley e CDM, multiplicado por cem, pelo resultado do Valley) Fig. 4. A isolinha de diferenças relativas máximas foi de 22% e ocorreu a Sul e a Sudoeste, coincidindo e estendendo-se a Oeste da região de máximo dos modelos. Esta região compreendeu cerca de 20% da área em estudo. Há duas regiões de mínimo. Uma com valores maiores a Leste, a outra com mínimo principal e negativo de -10% a Noroeste. Esta região de mínimo principal coincide com a de valores intermediários. Observamos intenso gradiente de diferenças no sentido Norte-Sul;

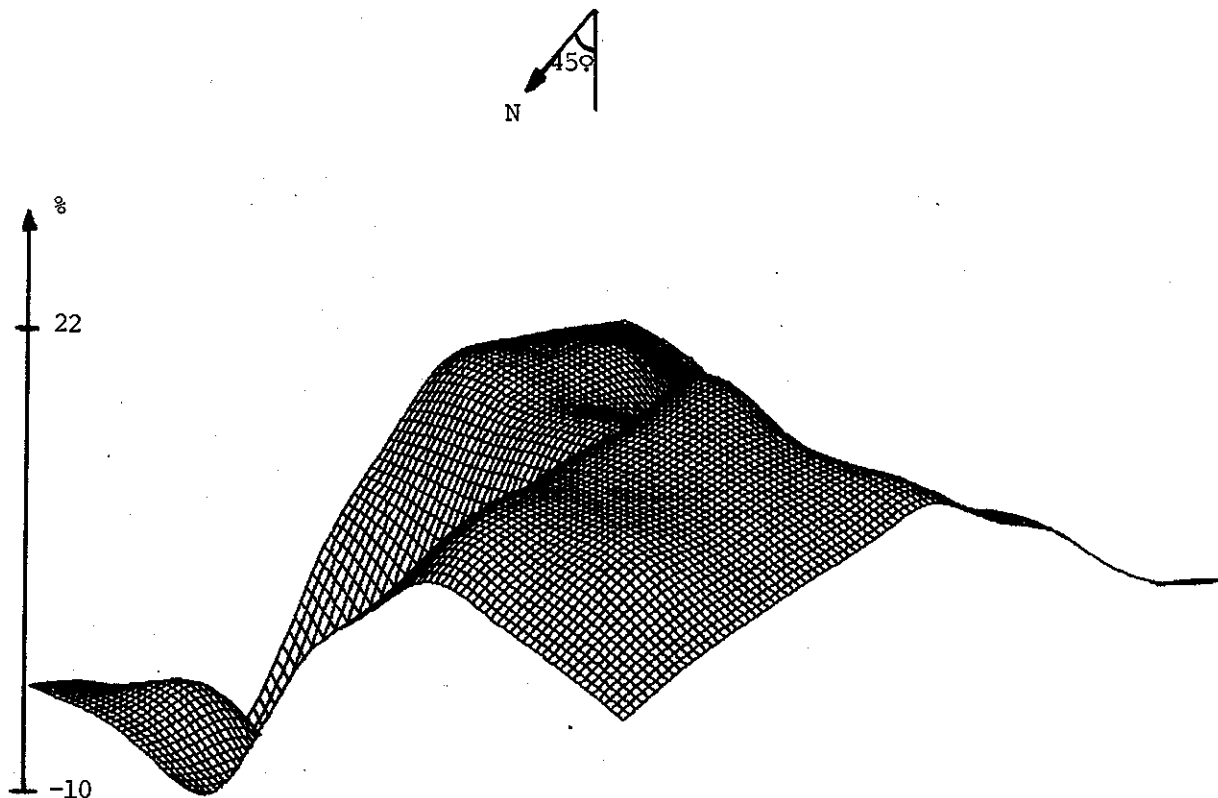


Figura 5 — (V-CDM)/V (%) — Escala (1:100.000) reduzida

-10% à 22%, ou 32% em 7.000 m, ilustrando o quanto resultados de modelos matemáticos podem ser distintos entre si, mesmo quando testados em condições idênticas.

Mostramos na Fig. 5, o gráfico das diferenças relativas percentuais em 3-D. Nesta figura vemos os mesmos dados da Fig. 4, plotados em 3-D, com rotação de 225° e elevação de 30° acima do plano $Z = 0$. Os valores mínimos, e negativos, estão à esquerda. Os valores mais elevados encontram-se à direita no plano posterior, com valores elevados (mas menores) no plano anterior. Notamos pequeno incremento no valor das diferenças na extrema esquerda da figura. Este aumento está associado às regiões de mínimo em ambos os modelos (Figs. 1 e 2). O grande cavado encontrado entre as duas regiões de diferenças elevadas à direita da figura está associado às regiões de valores intermediários nos modelos.

Conclusão

Mostramos a capacidade dos modelos Valley e CDM em estimar valores médios de concentração de SO em longo período. Ao comparar resultados dos dois modelos, verificamos que o Valley apresenta gradientes mais intensos e valores mais elevados que o CDM, em geral. Observações feitas durante o estudo mostraram que ambos os modelos avaliaram a concentração corretamente. Ressaltamos a necessidade de aplicar-se modelos de dispersão criteriosamente, escolhendo-se, para cada caso, o modelo apropriado. Esta escolha envolve a utilização do modelo mais adequado às condições topográficas, de ocupação do solo, aos tipos de fontes (pontual, linha ou área), ao número e disposição das mesmas, à duração do estudo e, finalmente, ao poluente emitido (EPA 1986). Observamos que o número de modelos da série UNAMAP, versão 4, é 23, o que ilustra seu potencial em avaliar situações diversas de emissão e dispersão, como também o quanto os resultados dos modelos podem ser distintos entre si.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Dr. Alberto Setzer do I.N.P.E. pelas suas valiosas sugestões e por ter cedido o

código em FORTRAN do modelo CDM. Agradecemos também a assistência do Departamento de Informática da Cetesb no uso do computador, IBM 4341, utilizado neste trabalho.

Referências Bibliográficas

- Auer Jr. A.H. 1978, "Correlation of Land Use and Cover with Meteorological Anomalies", *Journal of Applied Meteorology*, 17:636-643.
- Burt E.W., e H.H. Slater 1977, "Evaluation of the Valley Model", *Joint AMS/APCA Conference on Applications of Air Pollution Meteorology*, November 29 — December 2, 1977. Salt Lake City.
- Burt E.W. 1977, "Valley Model User's Guide", EPA-450/2-77-081, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Calder K.L. 1971, "A Climatological Model for Multiple Source Urban Air Pollution", Chap. I, *Proceedings of the 2nd Meeting of the Expert Panel on Air Pollution Modelling*. NATO/CCMS Report No.5. (NTIS PS-240 565).
- Environmental Protection Agency, 1986. "Guideline on Air Quality Models (Revised)", EPA-450/2-78-027R. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Irwin J.S., e T.M. Brown 1985, "A Sensitivity Analysis of the Treatment of Area Sources by the Climatological Dispersion Model", *J. of Air Poll. Control Assoc.* 35: 359-364.
- Oliveira, S., A.C. Bruni, M.A.L.A. Sagula, C.M.D. Ferrari 1985, "Resultados Preliminares do Modelo Matemático de Dispersão VALLEY", *Relatório Interno Cetesb — O.S. 52.03.09*.
- Prahn L.P., e M. Cristensen 1977, "Validation of a Multiple Source Gaussian Air Quality Model", *Atmos. Environ.* 11: 791.
- Soares J.R., e M.A.F. Silva Dias 1986, "Possibilidade de Ocorrência de Alguns Eventos Meteorológicos Extremos na Cidade de São Paulo", *Revista Brasileira de Meteorologia Vol. 1 p 67-75*.
- Turner D.B., A.D. Zimmerman and A.D. Busse 1971, "An Evaluation of Some Climatological Dispersion Models", Chap. VIII, *Proceedings of the 2nd Meeting of the Expert Panel on Air Pollution Modelling*. NATO/CCMS Report No. 5. (NTIS PS-240 565).



Contaminação da chuva e da drenagem pluvial

Sérgio João de Luca¹
Carmem B. Castro²
Carlos N. Ide³

RESUMO São apresentados aspectos de qualidade da chuva e da drenagem pluvial urbana da Região Metropolitana de Porto Alegre. Os resultados obtidos no levantamento mostram que ocorrem chuvas químicas, às vezes ácidas, na região. Os dados de qualidade da drenagem pluvial urbana mostram que, além da chuva contaminada, outras fontes de poluição como o mau serviço de coleta de lixo e de limpeza das ruas, a descarga dos carros e vazamentos de veículos contribuem para o aumento da poluição do corpo d'água receptor, o Lago Guaíba.

ABSTRACT Aspects of the quality of the rain and of the urban stormwater in the Metropolitan Area of Porto Alegre, Brazil, are presented. The results obtained in the survey show a significant occurrence of chemical and acid rain in the area. The data on the quality of the urban drainage show that, besides contaminated rain, other sources of pollution such as poor garbage collection, car exhaust, crankcase leakage, and badly done street cleaning contribute to increase the pollution of the receiving body of water, the Guaíba Lake. **Key words:** atmospheric pollution, acid rain, urban stormwater quality, water resources management.

Este artigo apresenta uma contribuição para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Considerações são feitas a respeito do problema da chuva química, às vezes ácida, que é precipitada na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA). Os resultados de um ano de levantamentos da qualidade da chuva e da drenagem pluvial urbana são sintetizados e os aspectos principais discutidos e enfatizados. É ressaltada, também, a importância da carga poluente que é conduzida sem tratamento ao corpo receptor.



Qualidade da água das chuvas

A precipitação de chuvas ácidas ou químicas em algumas regiões do planeta é uma das conseqüências da poluição atmosférica, principalmente devido à interferência antropogênica nos ciclos que unem a biosfera. A atmosfera parece ser mais suscetível a emissões antrópicas do que ambientes terrestres ou aquáticos e tem sido utilizada como um sumidouro de poluentes (Keith, 1982).

O tempo de residência dos poluentes na atmosfera depende de uma série de fatores, podendo ser bastante breve ou se estender por dias, semanas ou anos. A qualidade da água da chuva pode variar em função do tipo de carga poluidora e das condições meteorológicas (intensidade, duração e tipo de chuva, regime dos ventos, estações do ano etc.).

O incremento na queima de combustíveis fósseis, principalmente os derivados de petróleo e de carvão, vem ocasionando sensíveis alterações na qualidade do ar atmosférico, notadamente pela liberação de elevadas cargas de compostos de nitrogênio e enxofre, o que vem cau-

1 Professor Titular do IPH/UFRGS
2 Professor Assistente do IPH/UFRGS
3 Professor Adjunto da UFMS

sando situações de desequilíbrio graves, notadamente em áreas urbanas e industriais. Óxidos de enxofre (SO_x) são emitidos principalmente de fontes estacionárias. Óxidos de nitrogênio (NO_x) são emitidos tanto por fontes estacionárias quanto móveis. Os óxidos de enxofre e de nitrogênio podem ser convertidos em atmosferas úmidas a ácido sulfúrico e nítrico, respectivamente. Outros ácidos, como o ácido clorídrico a partir de cloretos, podem provir de fontes como a queima de carvão, queima de PVC, branqueamento de celulose e têxtil, cloração de águas e efluentes, ou de aerossóis marinhos. Ácidos orgânicos, ácido carbônico atmosférico e ácidos de Bronsted contribuem em pequena escala para a acidez da chuva.

Altas concentrações de metais traços (pesados), como o zinco, o chumbo, o cádmio ou o berílio, podem estar associadas a cinzas volantes de carvão mineral e vegetal, desgaste de lonas de freio e/ou desgaste de pneus de veículos. Ions de Ca, Mg e K são devidos à poeira dos solos, à fabricação de cal ou cimento e à indústria cerâmica. Ions Na e Cl ocorrem principalmente junto ao mar. O íon amônia provém principalmente de fenômenos naturais de decomposição de matéria orgânica. Os íons amônia, Ca, Mg e K, além de neutralizantes de acidez, agem como nutrientes quando precipitados. Compostos de ferro e manganês e outros metais pesados geram ácidos fracos em meio líquido, podendo contribuir para a produção de acidez.

Considera-se internacionalmente que a chuva seja ácida quando o pH das amostras de chuva seja menor que 5,6. A chuva não contaminada antropogenicamente pode ter um pH levemente ácido devido à dissolução do CO₂ atmosférico. Porém, a pHs menores que 5,1, a solubilidade do CO₂ em CNTP é de apenas 20 μ eq/l, podendo-se concluir que a acidez seja devido a outros ácidos. (Fischer, 1968.)

Existem na região metropolitana de Porto Alegre várias fontes prováveis de poluição atmosférica, entre elas citam-se uma refinaria de petróleo, um complexo petroquímico, siderúrgicas e metalúrgicas, cimenteiras, fábricas de celulose e papel, têxteis, curtumes, etc... e regiões densamente povoadas, as quais podem liberar compostos com potencial de contaminação das chuvas (Orsini, et al, 1986).

Programa de Amostragem

Além das características químicas e físicas e variáveis hidrodinâmicas que afetam a qualidade da água da chuva, o programa de amostragem (tipo de amostragem, frequência e tipo de amostrador) pode influenciar nos resultados das análises de seus constituintes.

Neste estudo foi empregado um amostrador comum de coleta da água da chuva, composto de um reservatório de 50 l, encimado por um funil coletor de 1m². Esse amostrador foi localizado de acordo com as normas da OMM, para estações de 2ª ordem, e sem a interferência de muros, prédios, árvores, etc..., 1,5m acima do solo. Deve-se lembrar que 1mm de chuva equivale a 1 l/m² de contribuição superficial. Esse tipo de amostrador coleta todo o evento chuvoso, não permitindo detectar as variações que eventualmente ocorrem ao longo da precipitação, porém tem a vantagem de informar uma situação média de qualidade da precipitação (Milano, et al, 1989a).

Foram utilizados 23 pontos de coleta num raio de 30km do centro de Porto Alegre. Foram executadas 50 campa-

nhas de coleta ao longo de um ano. Analisaram-se pH, acidez, condutividade específica, sulfatos, nitratos, cloretos, ferro total (frequência semanal), cálcio, magnésio, potássio, amônia, chumbo, cobre, cádmio e berílio (frequência mensal). Todas as análises foram executadas segundo o Standard Methods, 16ª edição, 1985.

Resultados

No período do estudo, a precipitação média anual foi de 1.926mm vs uma precipitação média histórica de 1.326mm, havendo portanto maior limpeza da atmosfera. O regime de ventos pode ser considerado normal com 75% dominante na direção sudeste. O regime das precipitações foi também normal com predominância de frentes frias de sul e sudeste. (Milano, et al, 1989b.)

O valor médio anual de pH resultou em 5,5. Em 21 dos 23 postos de coleta, o pH teve valores médios anuais menores que 5,6. Das 1.019 análises de pH, 65% apresentaram pHs menores que 5,6 e 26% resultaram em pHs menores que 5,0.

A Análise de Séries Temporais revela que das cinquenta campanhas de coleta semanais, trinta e duas tiveram valores médios de pHs menores que 5,6 e doze campanhas indicaram mais de 50% dos postos com pH menor que 5,0.

A *tabela 1* apresenta e compara valores de literatura em termos de concentração (mg/l) para alguns parâmetros de qualidade mais comuns. As concentrações máximas e mínimas também são apresentadas para ilustração. Notam-se teores anormalmente altos de sulfatos e cloretos, denunciando fontes como queima de carvão mineral e óleos com alto teor de cloretos e enxofre.

Os níveis de nitrato são baixos quando comparados com dados internacionais, mas os teores de sulfato e cloreto ocorrem em níveis encontrados em regiões industrializadas (Huff, 1976). É bastante reduzida a concentração de metais pesados, incluindo ferro, nas águas da chuva. Os níveis de Ca, Mg e K estão dentro dos valores usuais em outras regiões da América Latina (IPH/UFRGS, 1988).

A análise de variância revela que a nível de significância de 5%, a acidez média anual da água da chuva é gerada 53,2% por sulfatos, 37,1% por cloretos, 5,7% por compostos de ferro e 4% por nitratos.

Qualidade da drenagem pluvial

A água da drenagem pluvial urbana contém os mais diversos poluentes, incluindo metais pesados e bactérias patogênicas, podendo eventualmente ser a principal causadora de poluição intermitente de corpos d'água, tornando-os impróprios, por exemplo, para lazer, pesca, recreação e abastecimento, notadamente após o início do escoamento. Nas ruas são encontrados agentes tóxicos, tais como metais traços, hidrocarbonetos clorados ou não, pesticidas, materiais consumidores de oxigênio e matérias orgânicas outras, bioestimulantes, patogênicos em geral e diversos tipos de sólidos, dissolvidos, flutuantes etc...

O mais importante contribuinte de poluentes para o escoamento urbano é a superfície do solo, principalmente ruas, sarjetas e outras superfícies conectadas à rede de drenagem, como telhados, as quais recebem principalmente os poluentes atmosféricos. Os poluentes são acumulados

Tabela 1 Comparação das concentrações dos parâmetros para a qualidade da água de chuva em diferentes regiões.

I: Região não-industrial (USA, Europa)
 II: Região altamente industrial (USA, Europa)
 III: Região metropolitana de Porto Alegre/RS

Parâmetros	I		II		III		
	Concentração (mg/l)		Concentração (mg/l)		Concentração (mg/l)		
	MAX.	MIN.	MAX.	MIN.	MAX.	MED.	MIN.
pH	5.6	4.8	5.0	4.0	6.0	5.5	4.0
Sulfatos	3.2	1.1	33.5	3.3	7.0	6.0	5.0
Cloretos	1.1	0.1	1.2	0.7	4.9	4.2	3.7
Nitratos	1.0	0.2	31.3	6.2	0.57	0.45	0.34
Ferro total	—	—	42.0	7.0	1.12	0.65	0.36
Amônia	—	—	—	—	3.10	1.80	1.00
Cálcio	1.2	0.2	20.0	2.0	1.35	0.95	0.58
Magnésio	0.2	0.1	7.3	1.2	1.85	0.81	0.35
Potássio	0.3	0.1	0.8	0.1	0.80	0.66	0.50
Zinco	—	—	33.0	3.3	0.03	0.01	0.008
Chumbo	—	—	52.0	31.0	0.09	0.06	0.05
Cobre	—	—	3.3	0.04	0.03	0.01	0.01
Cádmio	—	—	0.2	0.01	0.06	0.02	0.002

nessas superfícies de várias maneiras. Há, por exemplo, materiais inúteis provenientes de construção ou da demolição, abandonados ou espalhados, esgoto e lixos de edifícios, excremento de pássaros, fezes de cachorros e outros animais de estimação, restos de lixo doméstico abandonados durante a coleta, ou espalhados pelo vento e por animais, produtos expelidos por veículos ou desgaste de materiais de fontes móveis e estacionárias etc... (Roesner, 1974; Weibell, et al, 1964).

De posse desse conhecimento, foi escolhida uma bacia representativa da contaminação da drenagem urbana da região metropolitana de Porto Alegre, para estudo das concentrações e das massas de contaminantes daquela bacia.

Programa de amostragem

A amostragem era executada por evento de precipitação, sendo que a cada cinco minutos durante um evento, era medida a vazão, anotada a altura precipitada e coletadas amostras para posteriores ensaios de qualidade. De estudos prévios se sabia que a maior contribuição de poluentes da drenagem urbana acontecia nos primeiros 30 minutos ("first-flush") de maneira que se amostrou principalmente o início do escoamento, de cinco em cinco minutos, e adotou-se a qualidade, após trinta minutos, como constante para o resto da chuva. A vazão efluente da bacia era medida com uma calha Parshall modificada (Alfaro, 1974). Um total de sete eventos foi analisado, captando situações de inverno e verão e de diferentes tempos antecedentes de estiagem.

Resultados

A *tabela 2* apresenta a média e valores máximos e mí-

nimos dos parâmetros de qualidade analisados segundo o Standard Methods, 16ª edição. Não foram coletadas amostras de chuvas menores que 2mm, pois essas não produzem escoamentos superficiais. O fluxo de base existente no local de coleta era proveniente de água de infiltração do lençol freático, pois essa bacia não possuía nenhuma ligação domiciliar ou sanitária à rede coletora. (Ide e De Luca, 1985.)

Na *Tabela 2*, verifica-se que são altos os teores de sólidos totais, denunciando a má coleta de lixo, má limpeza das ruas, desgaste de veículos, restos de exaustão de veículos etc... Também altos teores médios de coliformes totais e fecais, e de contagem-padrão em placa são mostrados. A relação DBO/DQO revela altos teores de matéria orgânica não biodegradável, principalmente óleos e graxas e os hidrocarbonetos associados, pois os veículos de carga e passageiros no Brasil usam principalmente o óleo diesel.

A *Tabela 3* apresenta uma estimativa da carga média anual de contaminantes para a Região Metropolitana de Porto Alegre, transportados apenas pela drenagem pluvial. Fez-se um exercício comparando-se a carga lançada por estações de tratamento secundárias (80% de remoção de poluentes) e a carga transportada pela drenagem pluvial amostrada. Verifica-se que, em termos médios anuais, 98% do SS, 52% da DBO, 67% da DQO, 80% dos óleos e graxas, e altas percentagens dos metais pesados continuariam sendo transportados ao corpo receptor, apesar do tratamento de esgotos.

Os dados da *Tabela 4* mostram que, além de outros fatores já mencionados, os constituintes das águas da chuva podem contribuir significativamente para a contaminação da drenagem pluvial. Altas cargas de sulfatos, de cloretos, de nitratos e de alguns metais mostram a necessidade de

controle mais eficaz das fontes de emissão daqueles poluentes.

Conclusões

Os levantamentos de dados de qualidade da chuva e

da drenagem pluvial urbana na Região Metropolitana de Porto Alegre revelam que:

Há significativa ocorrência de chuvas ácidas e mormente de chuvas químicas nessa região; ocorreram situações de pH com valores mínimos em torno de 4,0; sulfatos e cloretos são os principais poluentes atmosféricos, juntamente

Tabela 2 Concentração média anual dos principais constituintes da drenagem pluvial urbana.

Parâmetros	Média	Valores	
		Mínimo	Máximo
Temperatura do ar (°C)	24,3	13,5	31,0
Temperatura da água (°C)	25,7	17,5	30,0
pH	7,2	6,5	8,3
Condutividade (μ mho/cm)	232,2	72,0	445,0
Cor aparente (mg/l de Pt)	2.080	50	20.000
Turbidez (UNT)	106,1	30,0	270,0
Sólidos totais (mg/l)	1.522,7	160,0	10.225,0
Sólidos dissolvidos totais (mg/l)	228,9	75,0	555,0
Sólidos suspensos totais (mg/l)	1.394,6	10,0	9.880,0
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	36,4	0,0	260,0
Chumbo (mg/l)	0,19	0,10	0,31
Zinco (mg/l)	0,77	0,03	3,31
Cádmio (mg/l)	0,03	—	—
Cromo total (mg/l)	0,09	0,06	0,23
Cobre (mg/l)	0,20	0,06	1,12
Ferro total (mg/l)	30,33	0,19	81,29
Acidez (mg/l)	17,1	1,1	55,6
Alcalinidade (mg/l)	84,3	21,0	326,2
Cloretos (mg/l)	17,6	5,5	52,5
Oxigênio dissolvido (mg/l)	3,4	0,0	6,6
Amônia (mg/l)	1,00	0,31	4,88
Nitritos (mg/l)	0,14	0,01	0,85
Nitratos (mg/l)	1,86	0,20	12,61
Fosfato total (mg/l)	0,347	0,008	2,580
Sulfatos (mg/l)	16,73	2,24	51,91
DBO ₅ , 20°C (mg/l)	31,8	1,3	97,9
DQO (mg/l)	176,53	2,20	597,51
Óleos e graxas (mg/l)	23,1	1,0	56,5
Coliformes totais (NMP/100 ml)	$1,7 \times 10^7$	$4,0 \times 10^2$	$2,4 \times 10^8$
Coliformes fecais (NMP/100 ml)	$1,5 \times 10^7$	$4,0 \times 10^2$	$2,4 \times 10^8$
CBT (CBT/ml)	$6,2 \times 10^6$	$2,1 \times 10^4$	$6,3 \times 10^2$

Tabela 3 Carga média de poluentes transportados pela drenagem pluvial (kg/ha/ano)

Parâmetros	Carga (kg/ha/ano)	% de contribuição Corpo Receptor
Sólidos dissolvidos	1.825	64
Sólidos suspensos	11.120	98
DBO ₅	254	52
DQO	1.408	67
D&G	184	80
Amônia	8	24
Cloretos	139	79
Fosfato total	3	7
Nitratos	15	99
Sulfatos	132	83
Ferro total	240	95
Chumbo	1,5	99
Cromo total	0,7	96
Cobre	1,6	98
Zinco	6,2	50

Tabela 4 Comparação das cargas médias anuais da chuva e da drenagem pluvial urbana na Região Metropolitana de Porto Alegre.

Parâmetros	Carga (kg/ha/ano)	
	Chuva	Drenagem Pluvial
Sulfatos	116,30	132,00
Cloretos	81,26	139,00
Nitratos	8,66	14,70
Ferro total	12,52	240,00
Fosfato total	0,38	3,00
Amônia	34,34	8,00
Zinco	0,19	6,20
Chumbo	1,16	1,50
Cádmio	0,19	0,30
Cobre	0,38	1,60

com a amônia. As cargas médias anuais desses parâmetros estão acima dos valores médios encontrados em regiões industrializadas da Europa e dos Estados Unidos.

A drenagem pluvial da bacia representativa é mais rica em materiais minerais do que em orgânicos. A maioria das substâncias é biologicamente pouco decomponível (DQO/DBO maior que 5,0). Os resíduos sólidos são a maior porção de poluentes encontrados na superfície de ruas. Essa carga de sólidos pode colaborar para a aceleração do assoreamento dos cursos d'água pela deposição de sólidos sedimentáveis, reduzindo sua eficiência e aumentando a área de inundação, além de prejudicar a estética e a manutenção da vida aquática.

Os óleos e graxas são provavelmente derivados da descarga de veículos e de vazamentos que afetam boa parte da frota do equipamento rodante nacional. Nitratos, cloretos, sulfatos e muitos metais pesados são provenientes principalmente da deposição atmosférica em superfícies e do desgaste de peças de veículos.

A densidade microbiana encontrada parece ser uma expressão das condições da bacia de drenagem, e não do próprio escoamento, pois não há um tempo de contato suficiente para que os microorganismos arrastados pela água da chuva possam responder ao aporte de nutrientes, também carregados por essa mesma água.

O início do escoamento superficial pode representar uma séria fonte de poluição. Foi observada a ocorrência do efeito da primeira lavagem nessa bacia representativa, nos primeiros 15 minutos da descarga. A verificação desse fenômeno pode ser importante no projeto de estações de tratamento ou de bacias de retenção.

Os constituintes encontrados no escoamento pluvial podem ter menor concentração (alguns deles), mas a massa média anual de poluentes produzidos pelo escoamento é provavelmente maior que a produzida por um efluente de uma estação de tratamento de esgotos secundária. Um exercício foi realizado para a Região Metropolitana de Porto Alegre, indicando que cerca de 64% SDT, 98% SS, 99% Pb, 50% Zn, 96% Cr, 98% Cu, 7% de fosfatos, 52% DBO, 87% DQO, 24% amônia e 80% O&G alcançam o Lago Guaíba anualmente. Essas percentagens dizem respeito à massa de poluentes jogada no corpo receptor, se o esgoto doméstico urbano tivesse tratamento ao nível de 80% de remoção de poluentes, e indicam que um tratamento terciário do esgoto doméstico não irá melhorar muito a qualidade da água do lago.

É significativa a contribuição de contaminantes na água da chuva à carga de poluentes da drenagem pluvial urbana na Região Metropolitana de Porto Alegre.

Bibliografia

- IDE, C.N., e De Luca, S.J., 1985. "Qualidade da Drenagem Pluvial", Anais XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Maceió/AL.
- MILANO, L.M., De Luca, S.J., Castro, C.M., Rosauero, N.L. 1989a. "Chuvas Ácidas na Região Metropolitana de Porto Alegre", Anais XV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belém/PA.
- MILANO, L.M., De Luca, S.J., Rosauro, N.M. 1989b. "Chuvas Ácidas e Parâmetros Meteorológicos Relacionados", Cadernos de Recursos Hídricos, RBÊ, Vol. 7, Nº 6, Dez.
- FISHER, D.W., et al., 1968. "Atmospheric Contributions to Water Quality of Streams of the Hubbard Brook Experimental Forest", Wat. Res. Research, Vol. 4, Nº 5.
- ORSINI, C.Q., et al., 1986. "Characteristics of Fine Coarse Particles of Natural and Urban Aerosols of Brazil", Atm. Environ., Vol. 20, Nº 11.
- HUFF, F.A., 1976. "Relation Between Atmospheric Pollution and Stream Water Quality near a Large Urban Industrial Complex", Wat. Res., Vol. 10.
- KEITH, L.M., 1982. "Energy and Environmental: Acid Rain", Vol. II, Ann Arbor Science, Michigan.
- ROESNER, L.A., 1974. "Quality of Urban Runoff", in HEC Training Course on Urban Hydrology, Chap. 4, Davis/USA.
- WEIBELL, S.R., Anderson, R.J., and Woodward, R.L., 1964. "Urban Land Runoff as a Factor in Stream Pollution", Jour. Wat. Poll. Contr. Fed., Vol. 36, Nº 7.
- ALFARO, J.F., 1974. "Medidas del Agua por Medio del Aforador Sin Cuello", Proc. Simp. Intern. Irrigação e Drenagem, Porto Alegre/RS.
- IPH/UFRGS, 1988. "Chuvas Ácidas na Região Metropolitana de Porto Alegre/Brasil", PETROBRÁS S/A, Relatório Confidencial.
- APHA, AWWA, WPCF, 1985. "The Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters", 16th ed., Washington.

Estimativa da carga tóxica de efluentes industriais¹

Eduardo Bertoletti²

RESUMO — Com a finalidade de comparar os valores de carga tóxica estimados por um método baseado em testes de toxicidade (Unidades Tóxicas) e dois outros fundamentados em análises químicas (Toxicidade Conjunta e Índice de Toxicidade), foram estudados 68 efluentes líquidos industriais. Pelos resultados obtidos, verificou-se que a classificação das cargas foi corretamente prevista em 44% e em 19% dos casos, respectivamente, pelos métodos Toxicidade Conjunta (TC) e Índice de Toxicidade (ITX). Em função destes resultados são discutidas as limitações dos métodos baseados em análises químicas para a previsão da carga tóxica de efluentes industriais e suas conseqüências na hierarquização desses despejos.

Palavras-chave Carga Tóxica, Toxicidade Conjunta, efluentes industriais, testes de toxicidade.

ABSTRACT: In order to compare the toxic load values estimated by an analytical method (Toxic Units) and two mathematical models (Joint Toxicity and Toxicity Index), 68 industrial effluents were studied. The classification of the toxic loads were correctly estimated in 44% and 19% of the effluents according, respectively, to these models. The limitations of the models in predicting effluent toxic loads and consequently their ranking are discussed.

Keywords: Toxic load, Joint Toxicity, mathematical models, industrial effluent.

A otimização de recursos em ações de controle de poluição tem se tornado cada vez mais necessária e pressupõe o estabelecimento de prioridades (Cetesb, 1987). Neste sentido, a avaliação da carga poluidora de efluentes industriais e a sua conseqüente hierarquização, tem sido efetuada através do método ABC (Campos & Onishi, 1975), que considera principalmente a quantidade de matéria orgânica, expressa em Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).



Para a efetiva hierarquização dos efluentes, sujeitos a ações de controle, além da quantificação da carga orgânica deve-se considerar também a carga de substâncias tóxicas. Braile & Cavalcanti (1979), por exemplo, ressaltaram que os despejos tóxicos podem ter alta demanda química de oxigênio (DQO), porém, tais despejos apresentam baixa demanda bioquímica de oxigênio (DBO), mesmo contendo grande quantidade de matéria orgânica.

Considerando este aspecto, a hierarquização de efluentes, somente através do método ABC, pode conduzir ao estabelecimento de prioridades que não reflitam as reais necessidades de controle. Portanto, a quantificação da carga tóxica de efluentes industriais torna-se uma medida necessária, principalmente quando se pretende selecionar os despejos mais problemáticos para uma região ou para um determinado recurso hídrico.

O cálculo da carga tóxica de efluentes tem sido realizado através dos resultados de testes de toxicidade com organismos aquáticos (Walsh et alii, 1980; Gherardi-Goldstein et alii, 1985). Entretanto, alguns estudos evidenciaram que métodos baseados em análises químicas pode-

1 — Trabalho executado com o apoio do PROCOP, dentro do Programa Assistência Técnica, Projeto Capacitação Técnica de Recursos Humanos.

2 — Biólogo da Cetesb — Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

riam ser utilizados com a mesma finalidade (Chung et alii, 1979; Derísio & Fraga, 1983). Assim, no presente trabalho, procurou-se estimar as cargas tóxicas de vários efluentes industriais, através de dois métodos experimentais e compará-las às cargas calculadas a partir de resultados de testes de toxicidade com *Daphnia similis*.

Materiais e Métodos

Com os dados provenientes do estudo sobre a avaliação da toxicidade de despejos líquidos industriais na região da Grande São Paulo (Cetesb, 1987), foram selecionados para este trabalho 68 efluentes líquidos, pertencentes de diferentes atividades industriais. No presente estudo os efluentes foram codificados, de acordo com as atividades industriais das quais provinham, como segue: metalúrgica (efluentes n.ºs 01 a 10); mecânica (n.ºs 11 a 13b); material elétrico (n.ºs 14 a 16); material de transporte (n.ºs 17 a 29); papel e papelão (n.º 30); borracha (n.ºs 31 e 32); química (n.ºs 33 a 50); farmacêutica (n.ºs 51 e 52) e têxtil (efluentes n.ºs 53 a 61). Os efluentes numerados e acompanhados de letras representaram diferentes despejos de uma mesma indústria.

Cada efluente foi submetido a teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, que consistiu na exposição dos organismos-teste a várias diluições do efluente estudado, conforme método Cetesb (1986). As análises químicas dos efluentes foram efetuadas de acordo com as características particulares de cada despejo.

A carga tóxica, com base nos resultados dos testes de toxicidade, expressa em Unidades Tóxicas (UT), foi calculada pela expressão abaixo, proposta por Tebo (1986):

$$\text{Carga Tóxica (UT)} = \frac{100}{\text{CE(I)50, \%}} \cdot \bar{Q}$$

onde:

. CE(I)50 = concentração do efluente que causa 50% de imobilidade aos organismos (*Daphnia similis*), durante 24 horas de exposição, em porcentagem.

. \bar{Q} = vazão média do efluente, em m³/dia.

A estimativa da carga tóxica, expressa em Toxicidade Conjunta (TC), foi obtida pela expressão que se segue, modificada a partir da proposta por Sprague (1970):

$$\text{Carga Tóxica (TC)} = \left(\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{CE50}_i} \right) \cdot \bar{Q}$$

onde:

. C_i = concentração do agente tóxico no efluente industrial, em mg/L (Cetesb, 1987).

. CE50_i = concentração do agente tóxico, que causa imobilidade a 50% dos organismos, em mg/L, obtida de dados de literatura para substâncias isoladas.

. \bar{Q} = vazão média do efluente, em m³/dia.

A estimativa da carga tóxica expressa pelo índice de Toxicidade (ITX), foi obtida pela expressão proposta por Derísio & Fraga (1983), modificada como se segue:

$$\text{Carga Tóxica (ITX)} = \left(\sum_{i=1}^n \alpha_i \frac{C_i}{\text{PE}_i} \right) \cdot \bar{Q}$$

onde:

. α_i = coeficiência de proporcionalidade de uma substância em relação ao ferro solúvel (Derísio & Fraga, 1983).

. C_i = concentração do agente tóxico no efluente industrial, em mg/L (Cetesb, 1987).

. PE_i = padrão de emissão do agente tóxico, conforme Artigo 18, Decreto 8468 (Derísio & Fraga, 1983).

. \bar{Q} = vazão média do efluente, em m³/dia.

Os valores de carga tóxica, calculados pelo índice de Toxicidade, foram divididos por 10 para obedecerem a mesma ordem de grandeza das cargas tóxicas calculadas pelos outros métodos.

Os valores de carga tóxica dos efluentes, calculados pelos três diferentes métodos, foram somados a um e transformados em logaritmos, possibilitando assim a classificação de cargas tóxicas iguais a zero. Após essa transformação, os valores de carga tóxica foram classificados, para efeito desse estudo, de acordo com seus enquadramentos nos intervalos logaritmos na base de 10 e, deste modo, foram estabelecidas as seguintes classes:

- . valores maiores do que 5,0 = carga tóxica elevada
- . valores entre 4,99 e 4,0 = carga tóxica considerável
- . valores entre 3,99 e 3,0 = carga tóxica moderada
- . valores entre 2,99 e 2,0 = carga tóxica reduzida
- . valores menores que 1,99 = carga tóxica desprezível.

Para avaliar o nível de concordância entre os resultados de cargas tóxicas, calculados pelo método UT e por TC e ITX, foi utilizada a estatística Kappa (Fleiss, 1973), com $P < 0,05$.

Resultados

Na *Tabela 1*, constam os valores de carga tóxica dos efluentes, em termos absolutos, calculados pelos três métodos (UT, TC e ITX). Através dos resultados obtidos, verifica-se que o método Toxicidade Conjunta (TC) tende a superestimar as cargas tóxicas, enquanto que o Índice de Toxicidade (ITX) subestima estas cargas, em comparação com o método baseado nos testes de toxicidade (UT).

Na *Figura 1*, estão representadas as cargas tóxicas dos efluentes obtidas pelos três diferentes métodos, de acordo com a classificação utilizada neste estudo, sendo estes os dados básicos para a hierarquização dos efluentes.

Nas *Tabelas 2 e 3*, constam os resultados concordantes, nas diferentes classes de carga tóxica, obtidos pela comparação do método baseado em testes de toxicidade (UT) com os métodos fundamentados em análises químicas (TC e ITX). Através da *Tabela 2*, observa-se que, pelo método TC, em 44% dos casos houve concordância significativa ($P < 0,05$) com a classificação obtida pelo método UT. Utilizando o mesmo procedimento, verificou-se que a concordância na classificação das cargas tóxicas, estimadas por TC, foi de 57% para os efluentes de indústrias de material de transporte, de 53% para os das indústrias químicas, 33% para os despejos das têxteis e 20% para os efluentes de indústrias metalúrgicas.

Na *Tabela 3*, verifica-se que o nível de concordância das cargas tóxicas, estimadas através do método ITX, foi

Tabela 1 — Cargas tóxicas dos efluentes, estimadas pelos diferentes métodos estudados

CARGA TÓXICA	UNIDADES TÓXICAS	TOXICIDADE CONJUNTA	ÍNDICE DE TOXICIDADE	CARGA TÓXICA	UNIDADES TÓXICAS	TOXICIDADE CONJUNTA	ÍNDICE DE TOXICIDADE
EFLUENTE INDUSTRIAL (nº)	(UT.m³.dia⁻¹)	(TC.m³.dia⁻¹)	(ITX.m³.dia⁻¹)	EFLUENTE INDUSTRIAL (nº)	(UT.m³.dia⁻¹)	(TC.m³.dia⁻¹)	(ITX.m³.dia⁻¹)
01	6.930	13.050	95	32	917	8.258	92
02	54.144	244.800	414.528	33 A	672.500	449.768	23.833
03	28.471	30.010	323	33 B	2.772	13.200	158
04	28.548	16.470	91	34	117.596	988	2.289
05	8.970	11.180	299	35	103.950	254.880	737.964
06	48.917	6.436	128	36	22.311	871	3.082
07	936	31.068	25.174	37	5.124	6.384	147
08	1.848	924	0	38	220.495	324.729	9.621
09	240	9.840	0	39	307.824	25.450.656	1.074.414
10	0	1.668	33	40	9.585	1.278	340
11	25.792	56.544	228.928	41	3.040	1.140	484
12	3.054	4.275	122	42	90.761	82.510	384.496
13 A	656	9.840	328	43	3.960	1.440	0
13 B	360	4.320	5.328	44	3.240	2.520	792
14	240.000	166.200	797.820	45	228	8	0
15	2.431	33.813	26.984	46	8.210	5	0
16	4.800	0	0	47	500	1.125	12
17	60.000	13.344	68.560	48	4.070	814	122.100
18	80.316	43.301	206.097	49	445	0,06	32
19	10.010	8.260	210	50	304	4.560	5.988
20	100	1.056	5.402	51	13.132	2.627	19.610
21	216.086	534.902	78.287	52	305	300	80.460
22	4.386	29.580	2.703	53	230.000	169.280	2.270
23	5.034	8.506	79.560	54	11.656	3.166	29
24	2.800	11.600	360	55	3.437	10.973	132
25	2.009	1.296	3.002	56	60.828	11.060	0
26	108	270	0	57 A	672	480	10
27	52	80	0	57 B	720	2.160	0
28 A	800.400	325.200	10.200	57 C	0	2.304	38
28 B	3.600	26.640	3.024	57 D	0	52.800	720
29	17.930	193.644	25.460	58	667	1.223	22
30	12.600	50.400	840	59	600	1.560	12
31 A	480.000	384.480	5.184	60	2.174	60.872	652
31 B	160	13.280	32	61	100	550	5

Tabela 2 — Freqüências observadas das cargas tóxicas dos efluentes industriais, utilizadas para análise de concordância (Kappa) entre o método Unidades Tóxicas e o modelo Toxicidade Conjunta, na classificação das cargas.

TOXICIDADE CONJUNTA	UNIDADES TÓXICAS					
	ELEVADA	CONSIDERÁVEL	MODERADA	REDUZIDA	DESPREZÍVEL	TOTAL
ELEVADA	9*	2	0	0	0	11
CONSIDERÁVEL	0	8*	9	2	1	20
MODERADA	1	4	8*	10	2	25
REDUZIDA	0	1	2	4*	0	7
DESPREZÍVEL	0	0	2	2	1*	5
TOTAL	10	15	21	18	4	68

* = Número de concordâncias

Figura 1 — Comparação das cargas tóxicas obtidas através dos testes de toxicidade (U.T.) e dos modelos TC e ITX.

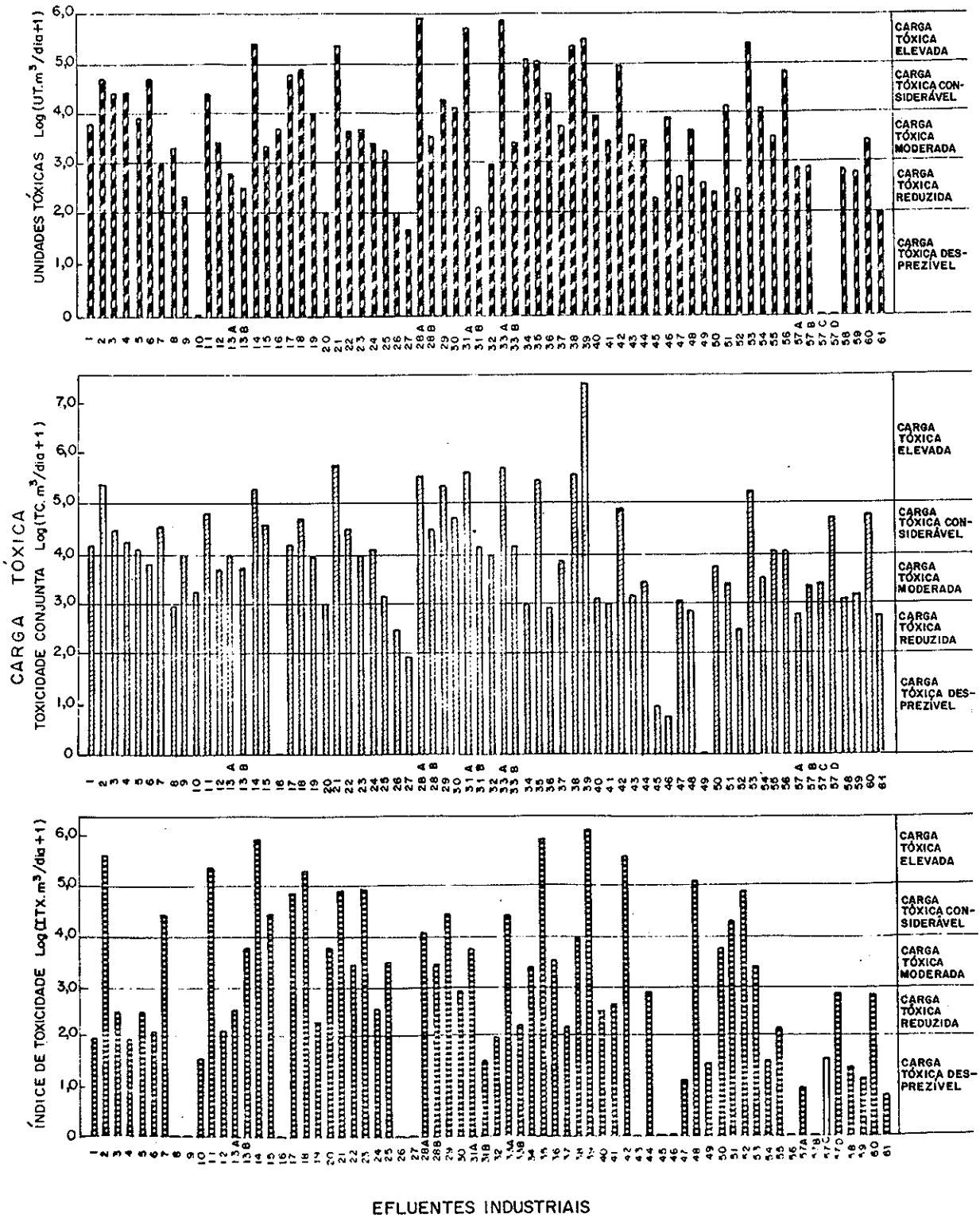


Tabela 3 — *Frequências observadas das cargas tóxicas dos efluentes industriais, utilizadas para a análise de concordância (Kappa) entre o método Unidades Tóxicas e o modelo Índice de Toxicidade, na classificação das cargas.*

ÍNDICE DE TOXICIDADE	UNIDADES TÓXICAS					TOTAL
	ELEVADA	CONSIDERÁVEL	MODERADA	REDUZIDA	DESPREZÍVEL	
ELEVADA	3*	4	1	0	0	8
CONSIDERÁVEL	3	3*	2	2	0	10
MODERADA	4	1	3*	3	0	11
REDUZIDA	0	4	10	1*	1	16
DESPREZÍVEL	0	3	5	12	3*	23
TOTAL	10	15	21	18	4	68

* = Número de concordâncias

Tabela 4 — *Resultados dos testes de toxicidade aguda com efluentes, utilizando Daphnia similis, e vazão dos efluentes, utilizados no cálculo da carga tóxica pelo método Unidades Tóxicas (UT)^r.*

EFLUENTE INDUSTRIAL (Nº)	CE(I)50; 24h (%)	VAZÃO MÉDIA (m ³ /dia)	EFLUENTE INDUSTRIAL (Nº)	CE(I)50; 24h (%)	VAZÃO MÉDIA (m ³ /dia)
01	0,26	18,0	31	98,0	160,0
02	0,35	192,0	32	98,0	917,6
03	0,54	153,9	33 A	0,04	269,0
04	0,64	183,0	33 B	4,7	132,0
05	1,45	130,0	34	0,14	164,7
06	2,66	1.287,3	35	0,26	270,0
07	3,80	36,0	36	0,30	67,0
08	60,0	924,0	37	0,41	21,0
09	65,0	120,0	38	1,80	4.009,0
10	N.T. ^b	333,6	39	1,90	5.808,0
11	0,48	124,0	40	2,22	213,0
12	3,30	101,8	41	3,12	95,0
13 A	60,0	328,0	42	8,75	8.251,0
13 B	I.T. ^c	360,0	43	9,40	360,0
14	0,25	600,0	44	11,6	360,0
15	8,7	221,0	45	17,2	38,0
16	23,0	1.200,0	46	19,2	1.642,0
17	0,04	24,0	47	24,5	125,0
18	0,29	232,8	48	61,0	2.035,0
19	0,70	70,0	49	69,0	318,0
20	1,20	1,2	50	96,0	304,0
21	1,65	3.542,4	51	6,5	875,5
22	2,30	102,0	52	19,5	60,0
23	3,40	173,6	53	0,02	46,0
24	7,0	200,0	54	1,24	143,9
25	10,7	216,0	55	3,90	132,2
26	52,0	54,0	56	4,60	2.764,9
27	75,0	40,0	57 A	7,10	48,0
28 A	0,15	1.200,0	57 B	99,0	720,0
28 B	21,5	720,0	57 C	N.T.	192,0
29	19,2	3.586,0	57 D	N.T.	480,0
30	36,0	4.200,0	58	15,4	111,2
31 A	0,05	240,0	59	19,0	120,0
			60	96,0	2.174,0
			61	44,5	50,0

a Fonte CETESB (1987)

b N.T. = Não apresentou toxicidade aguda

c I.T. = Índices de toxicidade na maior diluição testada (90%).

de apenas 19%, quando comparadas com os resultados obtidos por UT.

Na *Tabela 4*, constam os resultados dos testes de toxicidade com *Daphnia similis* e os dados de vazão das indústrias selecionadas, que foram utilizados nos cálculos das cargas tóxicas pelo método Unidades Tóxicas (UT).

Na *Tabela 5* são apresentados os dados de toxicidade aguda de diversas substâncias, obtidas em literatura, utilizados na estimativa de carga tóxica pelo método Toxicidade Conjunta (TC).

Discussão

Para avaliar os efeitos adversos causados aos corpos hídricos, decorrentes do lançamento de efluentes líquidos industriais, deve-se considerar não apenas a carga orgânica e as características físico-químicas já bem estudadas e conhecidas, mas também a carga tóxica desses efluentes. Observando esse aspecto, Walsh *et alii* (1980) e Gherardi-Goldstein *et alii* (1985) utilizaram testes de toxicidade com organismos aquáticos para calcular a carga tóxica de efluentes industriais e, com base nesses dados, hierarquizaram aqueles despejos com maior potencial poluidor.

Em termos metodológicos, a forma mais precisa de estimar a carga tóxica de um efluente industrial é através de testes de toxicidade a organismos vivos. Essa afirmação torna-se evidente se considerarmos que "a toxicidade é o potencial inerente ou a capacidade de um material em causar efeitos adversos a organismos vivos" (Rand & Petrocelli, 1985).

Na realidade, quando se opta por avaliar a toxicidade de um efluente como um todo, está se transferindo para o organismo vivo a tarefa de traduzir, através de um efeito, as complexas interações químicas que eventualmente ocorram. Além disso, se um efeito deletério é detectado e mensurado, ele está revelando a presença de substâncias químicas em concentrações tóxicas, substâncias essas que apresentam potencial em causar impactos de diferentes proporções no ambiente aquático.

Apesar desses aspectos serem inquestionáveis, poder-se-ia supor que alguns métodos alternativos fossem úteis para o cálculo da carga tóxica, principalmente quando se pretende aproveitar os resultados das análises químicas, utilizadas na caracterização de efluentes líquidos industriais. Neste sentido, dois métodos estão disponíveis, os quais têm sido empregados para estimar a toxicidade de misturas de agentes tóxicos (Sprague, 1970; Derísio & Fraga, 1983).

Assim, no presente estudo, procurou-se estimar as cargas tóxicas de diversos efluentes industriais, utilizando os dois procedimentos citados e, com base nos resultados obtidos, compará-las àquelas calculadas a partir de um método de referência (Unidades Tóxicas), que se baseia na toxicidade a organismos aquáticos. Devido à importância do estabelecimento de prioridades em ações de controle, optou-se pela comparação dos resultados, principalmente em termos da hierarquização das cargas tóxicas estimadas pelos diferentes métodos.

Recentemente, TEBO (1986) ao discutir o uso de testes de toxicidade para avaliar as cargas tóxicas de efluentes industriais e seus impactos em corpos hídricos, considerou também que o uso do método descrito por

Tabela 5 — Toxicidade aguda de diversas substâncias para organismos aquáticos, expressa em CE50, utilizadas nos cálculos das cargas tóxicas pelo modelo T.C.

SUBSTÂNCIAS	CE50 (mg/L)	TEMPO DE EXPOSIÇÃO (HORAS)	DUREZA DA ÁGUA (mg/CACO ₃ /L)	ESPÉCIE UTILIZADA	FONTE
Alumínio	3,9	48	45	<i>Daphnia magna</i>	Biesinger & Christensen (1972)
Bário	410,0	48	72	<i>Daphnia magna</i>	LeBlanc (1980)
Boro	133,0	48	148	<i>Daphnia magna</i>	Gersich (1984)
Cádmio	0,065	48	45	<i>Daphnia magna</i>	Biesinger & Christensen (1972)
Chumbo	0,45	48	45	<i>Daphnia magna</i>	Biesinger & Christensen (1972)
Cianeto	0,98	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1983)
Cloreto	1.470,0	48	100	<i>Daphnia pulex</i>	Birge et alii (1985)
Cobalto	1,11	48	45	<i>Daphnia magna</i>	Biesinger & Christensen (1972)
Cobre	0,009	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1983)
Cromo VI	0,037	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1981)
Estanho	55,0	48	45	<i>Daphnia magna</i>	Biesinger & Christensen (1972)
Fenol	62,0	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1980)
Ferro	9,6	48	45	<i>Daphnia magna</i>	Biesinger & Christensen (1972)
Fluoreto	128,0 a	96	49	<i>Salmo gairdneri</i>	Pimentel & Bulkley (1983)
Manganês	9,8	48	45	<i>Daphnia magna</i>	Biesinger & Christensen (1972)
Mercúrio	0,01	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1980)
Níquel	2,6	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1983)
N. Amoniacal	85,1	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1980)
Prata	0,0009	48	38-40	<i>Daphnia magna</i>	Nebeker et alii (1983)
Selênio	0,43	48	72	<i>Daphnia magna</i>	Le Blanc (1980)
Sulfeto	0,02 a	96	220	<i>Pimephales promelas</i>	USEPA (1976)
Surfactantes	3,0 b	48	20-268	Várias	Reiff et alii (1979)
Zinco	0,5	24	40-48	<i>Daphnia similis</i>	CETESB (1983)

a CL50

b CL50 média para vários surfactantes

Sprague (1970), denominado no presente estudo como Toxicidade Conjunta (TC), poderia ser útil para aqueles fins.

De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que, em 44% dos casos, a classificação das cargas tóxicas estimadas pelo método TC concordou significativamente ($P < 0,05$) com as calculadas pelo método Unidades Tóxicas (UT). Esse fato é de certa forma esperado, pois estudos sobre a ação tóxica de misturas de substâncias puras a organismos aquáticos, indicam que esta ação geralmente é de natureza aditiva (EIFAC, 1980), sendo que o mesmo pode ocorrer entre substâncias contidas em efluentes (Alabaster, 1981). Cabe ressaltar que, em 38% dos casos, as cargas foram superestimadas pelo modelo TC, fato que pode ter contribuído, naturalmente, para a maior concordância dos resultados obtidos por esse método com os níveis mais elevados de carga tóxica calculados pelo método UT.

A tendência em superestimar as cargas tóxicas pelo modelo TC, pode ser notada através de alguns efluentes que apresentaram carga tóxica desprezível pelo método UT (nº 10, 57C e 57D) mas, pelo método avaliado, evidenciaram carga tóxica moderada e considerável (Fig. 1). Deve-se ainda destacar alguns resultados inesperados, tais como os dos efluentes nºs 16 e 46, que apresentaram carga tóxica moderada pelo método UT, enquanto tais cargas foram classificadas como desprezíveis pelo método TC.

Outro aspecto analisado refere-se à adequação do método TC em classificar a carga tóxica de efluentes pertencentes a uma mesma atividade industrial. Como resultado, a maior porcentagem de concordância na classificação das cargas foi de 57% para os efluentes de indústrias de material de transporte. Desse modo, observa-se que os valores de carga tóxica estimados pelo método TC, para os efluentes agrupados, ainda apresentam reduzida porcentagem de concordância com os valores obtidos pelo método Unidades Tóxicas (UT). Portanto, a utilização do método TC demonstra ser restrita, mesmo para estimar a carga tóxica de efluentes que, em princípio, possuem a mesma constituição química.

Chunget alii (1979), trabalhando com efluentes de indústria de papel e celulose, verificaram que com a utilização do método TC a previsão da toxicidade oscilou ao redor de 30% em relação aos valores obtidos nos testes de toxicidade com trutas, em 76% das amostras analisadas. Comparando-se com resultados obtidos neste trabalho, esse nível de variação ocorreu em apenas 15% das amostras (Tab. 1), provavelmente devido a maior diversidade de efluentes analisados.

Quanto ao outro método analisado neste trabalho, o Índice de Toxicidade, sua utilização foi proposta por Derísio & Fraga (1983), os quais observaram que efluentes industriais com baixo potencial poluidor, em termos da DB0, continham substâncias tóxicas que poderiam agir como fonte inibidora do processo de depuração da matéria orgânica. Estes autores sugeriram, então, com base nos resultados das análises químicas dos efluentes, o uso do Índice de Toxicidade (ITX) para a hierarquização destes despejos tóxicos.

Com relação às cargas tóxicas estimadas pelo método ITX, verificou-se que a porcentagem de concordância entre esses dados com os obtidos analiticamente (UT) foi reduzida, apenas 19%.

Quanto aos resultados discordantes, pode-se notar que as diferenças entre os valores obtidos pelo método ITX e o método UT foram acentuadas, destacando-se os efluen-

tes nºs 31 e 56 (Fig. 1). Através da comparação dos dados obtidos (Tab. 3), nota-se a tendência do método ITX em subestimar a carga tóxica (em 62% dos casos). Na verdade, este método pretende estimar a toxicidade não com base no efeito a organismos vivos, mas na presença do agente tóxico e a relação entre seu teor e um padrão de emissão estabelecido em legislação.

Diante dos resultados obtidos, verificou-se as limitações dos métodos que se baseiam em análises químicas, em prever a toxicidade e a conseqüente carga tóxica de efluentes industriais.

Além das baixas porcentagens de concordância entre o método de referência (UT) e os analisados, deve-se considerar, principalmente, a super e/ou a subestimativa das cargas tóxicas através dos métodos TC e ITX.

Assim, como conseqüência de uma classificação errônea das cargas tóxicas, efluentes de potencial tóxico semelhante podem ser controlados de maneira distinta. Um exemplo dessa situação foi verificado com os efluentes nºs 15 e 16, onde, na prática, através dos métodos TC e ITX, o efluente nº 15 poderia ser distinguido como prioritário em detrimento de outros com maior carga tóxica, enquanto o efluente nº 16 seria relegado a um segundo plano e, provavelmente, não sofreria ações de controle (Fig. 1).

Quanto à previsão do impacto de efluentes em corpos hídricos receptores, a estimativa da carga tóxica através dos modelos estudados, pode fornecer, também, dados pouco confiáveis, especialmente quando se espera a disposição segura de efluentes tóxicos. Assim, a utilização de testes de toxicidade constitui-se ainda no melhor recurso para o cálculo das cargas tóxicas. Para exemplificar, TEBO (1986) adaptou a fórmula usada pela USEPA (1985), para evitar efeitos tóxicos nos recursos hídricos, utilizando a carga tóxica calculada por UT, como segue:

$$AF(Q_{ef} + Q_r) > CT$$

onde:

- AF = fator de aplicação para evitar efeitos agudos (0,3) ou crônicos (0,1)
- Q_{ef} = vazão do efluente
- Q_r = vazão do corpo receptor
- $CT = \text{carga tóxica} = \frac{100}{CL50} \cdot Q_f$

Deve-se destacar que esta previsão de impacto, que se baseia em testes de toxicidade, tem demonstrado bons resultados, de acordo com os recentes estudos desenvolvidos (Mountet alii, 1984).

Ainda, com referência aos métodos TC e ITX, deve-se considerar que a estimativa da carga tóxica poderia ser mais exata se outras substâncias tóxicas, certamente contidas nos efluentes, fossem detectadas e mensuradas. Porém, em geral, isto não é possível, pois ou a presença dessas substâncias não é esperada nos processos industriais ou os métodos analíticos não são acessíveis, por várias razões, a uma caracterização química mais completa do efluente. No entanto, mesmo que estes aspectos fossem superados, ainda assim a estimativa da carga tóxica poderia não ser satisfatória, pois os modelos estudados consideram somente a ocorrência de ações aditivas das substâncias, não contemplando as ações sinérgicas ou antagonísticas que podem também ocorrer em efluentes industriais.

Portanto, conforme demonstrado neste estudo, os mé-

todos TC e ITX disponíveis para o cálculo da carga tóxica não permitem substituir, com segurança, o método fundamentado nos testes de toxicidade. Assim, os testes de toxicidade devem ser utilizados sempre que possível pois, deste modo, dispor-se-á de uma metodologia fidedigna tanto para a hierarquização como também para a avaliação de impacto de efluentes líquidos complexos.

Agradecimentos

O autor agradece à Biol. Elenita Gherardi Goldstein pela revisão e sugestões fornecidas e ao estatístico Antonio de Castro Bruni pelo auxílio na interpretação estatística dos dados.

Gostaria de agradecer, também, a Cláudia P. Ramos pelo apoio administrativo prestado e a Marisa Cury pela ilustração gráfica.

Referências Bibliográficas

- ALABASTER, J.S. Joint action of mixtures of toxicants on aquatic organisms. *Chemistry and Industry*, 1:529-534, 1981.
- BIESINGER, K.E. & CHRISTENSEN, G.M. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. *Journal Fish. Res. Board Can.* 29(12): 1691-1700. 1972.
- BIRGE, W.J.; BLACK, J.A.; WESTERMAN, A.G.; SHORT, T.M.; TAYLOR, S.B.; BRUSER, D.M. and WALLIMGFORD, E.D. *Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warmwater species of aquatic life in the Commonwealth of Kentucky*. 1985. 73p.
- BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. CETESB (Ed.). São Paulo, 1979. 764p.
- CAMPOS, J.F.F. & ONISHI, E.Y. *Utilização do método "ABC" para o planejamento e controle objetivo da poluição das águas*. São Paulo. CETESB, 14p. 1975 (Trabalho apresentado no Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. 8. Rio de Janeiro, 1975).
- CETESB-São Paulo. *Programa Bioensaios. Relatórios de Atividades/1980*. São Paulo. 1980. 55p.
- CETESB-São Paulo. *Programa Bioensaios, Relatório de Atividades/1981*. São Paulo. 1981. 33p.
- CETESB-São Paulo. *Relatório Complementar de Atividades/1982*. São Paulo. 1982. 11p.
- CETESB-São Paulo. Água — Teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). Norma Técnica nº L5.018. 1986. 27p.
- CETESB-São Paulo. *Avaliação da toxicidade de despejos industriais na região da Grande São Paulo*. São Paulo. 1987. 92p.
- CHUNG, L.T.K.; MEIER, H.P. and LEACH, J.M. Can pulp mill effluent toxicity be estimated from chemical analyses? *Tappi*. 62 (12):71-74. 1979.
- DERÍSIO, J.C. & FRAGA, J.M. *Utilização do Índice de Toxicidade (ITX) e do método ABC como ferramentas nos programas de controle de poluição das águas*. CETESB. São Paulo, 1983. 5p. Trabalho apresentado no 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 1983).
- EIFAC. *Report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water*. EIFAC Technical Paper nº 37, FAO. Rome, 1980. 49p.
- FLEISS, J.L. *Statistical Methods for Rates and Proportions*. Wiley-Intern. Publ. New York. 1973. p.140-155.
- GERSICH, F.M. Evaluation of a static renewal chronic toxicity test method for *Daphnia magna* Straus using boric acid. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 3:89-94. 1984.
- GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; ZAGATTO, P.A. BERTOLETTI, E.; ARAÚJO, R.P.A.; MARTINS, M.H.R.B.; LOMBARDI, C.C. *Estimativa de carga poluidora de efluentes industriais da região de Cubatão, através de ensaios biológicos com microcrustáceos e peixes*. CETESB. São Paulo. 1985. 10p. (Trabalho apresentado no 13º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Maceió. 1985).
- LE BLANC, G.A. Acute toxicity of priority pollutants to water flea. (*Daphnia magna*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 4:684-691. 1980.
- MOUNT, D.I.; THOMAS, N.A.; NORBERG, T.J.; BARBOUR, M.T.; ROUSH, T.H.; BRANDES, W.F. *Effluent and ambient toxicity testing and instream community response on the Ottawa River, Lima, Ohio*. EPA-600/3-84-080. August. 1984.
- NEBEKER, A.V.; McAULIFFE, C.K.; MSHAR, R.; STEVENS, D.G. Toxicity of silver to steelhead and rainbow trout, fathead minnows and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2: 95-104, 1983.
- PIMENTEL, R. & BULKLEY, R.V. Influence of water hardness of fluoride toxicity to rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2: 381-386. 1983.
- RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. G.M. RAND & S.R. PETROCELLI, (Eds.) Hemisphere Publ. Co. Washington. 1985. 666p.
- REIFF, B.; LLOYD R.; HOW, M.J.; BROWNS, D.; ALABASTER, J.S. The acute toxicity of eleven detergents of fish: Results of and interlaboratory exercise. *Water Research*. 13: 207-210. 1979.
- SPRAGUE, J.B. Measurement of pollutant toxicity to fish. II Utilizing and Applying Bioassays Results. *Water Research*. 4: 3-32. 1970.
- TEBO, L.B. Effluent monitoring: Historical perspective. In: H.L. Bergman, R.A. Kimerle and A.W. Maki (Eds.). *Environmental Hazard Assessment of Effluents*. Pergamon Press. N.Y. 1986. p.13-31.
- USEPA — U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Effect of Hydrogen Sulfide on Fish and Invertebrates. Part. Invertebrates. Part. I. Acute and Chronic Toxicity Studies*. Ecological Research Series. EPA-600/3-76-062A. 1976. 285P.
- USEPA — U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*. Washington, D.C. 1985. 74p.
- WALSH, G.E.; BAHNER, L.H. and HORNING, W.B. Toxicity of textile mill effluents to freshwater and estuarine algae, crustaceans and fishes. *Environ. Pollution (Series A)*. 21: 169-179. 1980.

Estudo de metais pesados na biodigestão de lodos¹

Maria de los Angeles Rodenas-Garcia²
Marcos Eduardo de Souza³

RESUMO Foram realizados estudos de toxicidade por metais pesados na digestão anaeróbia de lodo de esgoto, a fim de obter-se dados concretos para operar digestores de Estações de Tratamento de Esgotos localizadas em áreas densamente industrializadas. Este trabalho apresenta os resultados encontrados em digestores em escala de laboratório com adições descontínuas de zinco. Foram operados dois digestores-controle em paralelo com dois digestores de ensaio, um com adições de Zn Cl₂ e o outro com adições de Zn SO₄. O zinco foi adicionado ao lodo de alimentação em concentrações crescentes até ser observado efeito inibitório. As concentrações inibitórias nos digestores foram 960mg Zn/l como ZnSO₄ e 275mg Zn/l como ZnCl₂.
Palavras-chave: digestão anaeróbia, digestão de lodo, toxicidade na digestão anaeróbia, Zn-toxicidade, efeito do sulfeto, inibição.

ABSTRACT In order to provide sound information to operate Municipal Treatment Plant digesters at highly industrialized areas, studies on metal toxicity to anaerobic digestion were developed. This paper presents results achieved in lab scale digesters with discontinuous zinc additions. Two control digesters plus two test digesters were run, one with ZnCl₂ additions and the other with ZnSO₄ additions. Zn was added to the feed sludge at increasing concentrations until inhibition was observed. Inhibitory concentrations in the digesters were 960 mgZn/l (added as ZnSO₄) and 275 mgZn/l (added as ZnCl₂).
Keywords: anaerobic digestion, sludge digestion, anaerobic digestion toxicity, Zn toxicity, sulfide effect, inhibition.

A toxicidade por metais pesados na digestão anaeróbia de lodos de esgoto pode ser um grande problema em Estações de Tratamento de Esgotos localizadas em zonas altamente industrializadas. Trabalhos anteriores desenvolvidas na Cetesb, indicaram a necessidade de avaliar os efeitos tóxicos de Zn, Fe, Ni, Cr, Cu e cianetos, isoladamente, sobre a digestão anaeróbia de lodos de esgoto.



Os metais são avaliados como sais de sulfatos e de cloretos e os estudos devem fornecer dados para a operação de digestores anaeróbios que recebam lodos tóxicos. Este trabalho apresenta os resultados obtidos em ensaios com cargas de choque de ZnSO₄ e ZnCl₂.

Materiais e métodos

Os ensaios foram realizados em 4 digestores de 3,6 l cada um, alimentados com lodo de esgoto primário. O inóculo para partida é lodo de esgoto digerido de uma Estação de Tratamento de Esgotos.

Os digestores foram operados como reatores de mistura completa com 30 dias de tempo de detenção e a 35°C. Dois digestores foram mantidos como controle e nos outros dois foram feitas adições de zinco, iniciadas após um

¹ Poster apresentado no 5º Simpósio Internacional de Digestão Anaeróbia Bolonha-Itália — 22 a 26 de maio de 1988.

² Farmacêutica-Bioquímica da Cetesb

³ Engenheiro Químico Consultor, Mestre em Engenharia

período de 3 tempos de detenção da partida. Zinco foi adicionado como cloreto num dos digestores e no outro como sulfato.

Adições de Zn se referem sempre à quantidade de Zn efetivamente adicionada à alimentação, além do Zn já presente no lodo de alimentação.

As adições foram descontínuas e em concentrações crescentes, a partir de 50 mg Zn/l, até ser observada inibição severa.

A inibição é indicada pelo decréscimo na produção de gás e pelo aumento na concentração de ácidos voláteis.

Os métodos analíticos usados são os do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1980), exceto pelas análises de ácidos voláteis (método titulométrico, Vieira & Souza, 1981).

Resultados e conclusões

As variações diárias nos digestores com o tempo de ensaio são apresentadas na **Figura 1** (digestor com adições de ZnSO₄) e **Figura 2** (digestor com adições de ZnCl₂). Para efeito de comparação, nessas figuras são apresentadas linhas tracejadas referentes às médias dos parâmetros diários nos dois digestores-controle, que receberam apenas a concentração de Zn normalmente presente no lodo de alimentação (em média, 50 mg/l).

As máximas concentrações de Zn adicionadas aos digestores de ensaio são: 3.700mg Zn/l, nas adições de ZnSO₄ e 2.250mg Zn/l como ZnCl₂. As concentrações de Zn nos digestores são respectivamente, 960mg Zn/l e 275mg Zn/l, no limiar de inibição.

A recuperação do digestor com adição de ZnSO₄ foi obtida com a parada de adições de sal apenas.

O digestor com adições de ZnCl₂ requereu algumas medidas adicionais para acelerar a recuperação, tais como, adição de sulfeto para precipitação do Zn solúvel, correção de pH e parada de alimentação. Os digestores-controle e de ensaio apresentaram comportamento muito similar nos períodos pré-adição e pós-recuperação, mostrando que os efeitos tóxicos observados são devidos apenas à adição de sais de Zn. O efeito do sulfeto na diminuição da toxicidade foi observado. No digestor, o sulfato é reduzido a sulfeto que precipita Zn. Apenas o metal solúvel é tóxico, o que explica o efeito tóxico maior observado nas adições de ZnCl₂ comparado com ZnSO₄.

Conclui-se que a metodologia utilizada foi apropriada para avaliar cargas tóxicas de choque e para recuperar digestores após a inibição. As concentrações de Zn que causaram inibição severa são muito maiores que aquelas esperadas nos lodos de São Paulo de zonas altamente industrializadas (até 600mg/l).

Entretanto, devem ser tomadas precauções na operação contínua de digestores anaeróbios de tais lodos.

Figura 1 — Variações diárias durante as adições de ZnSO₄ e recuperação do digestor.

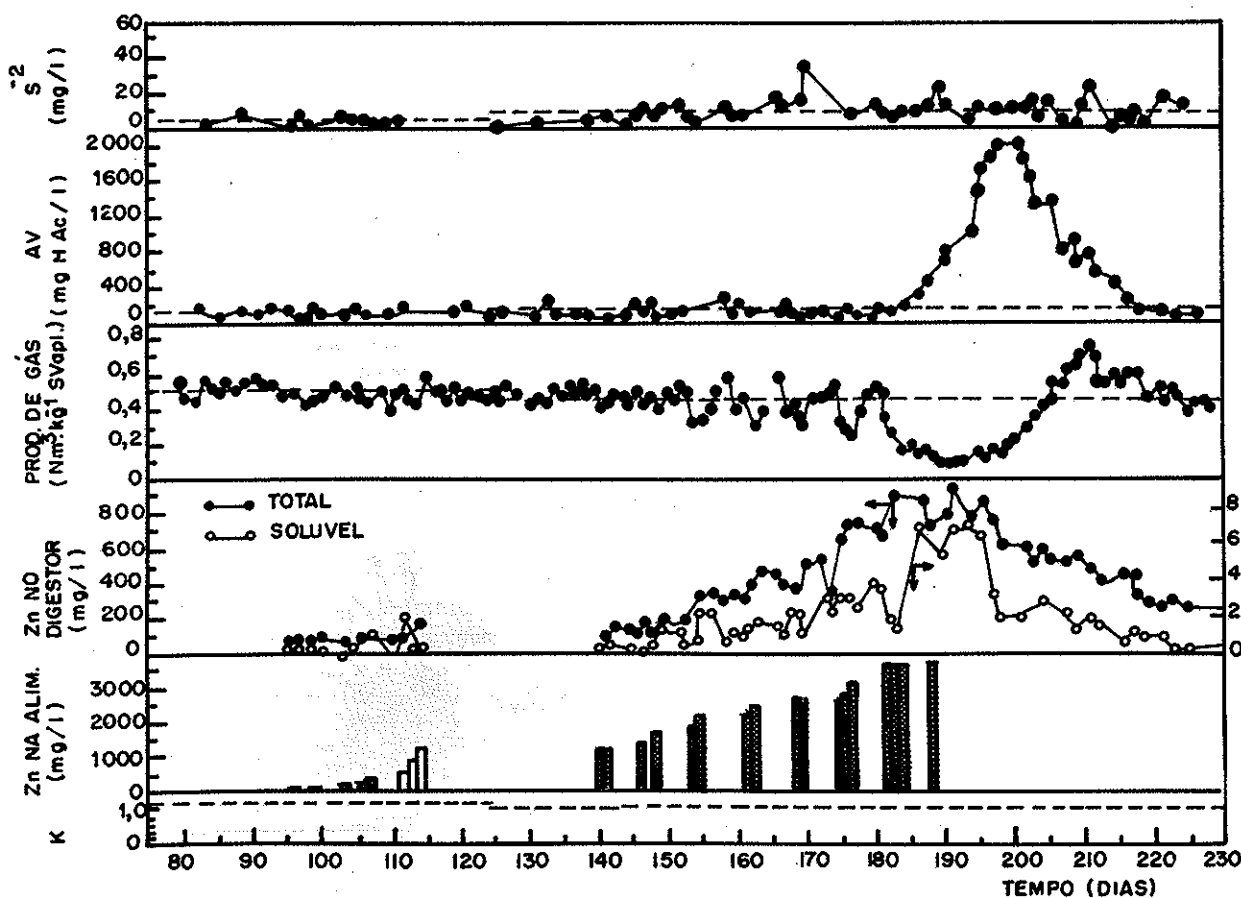
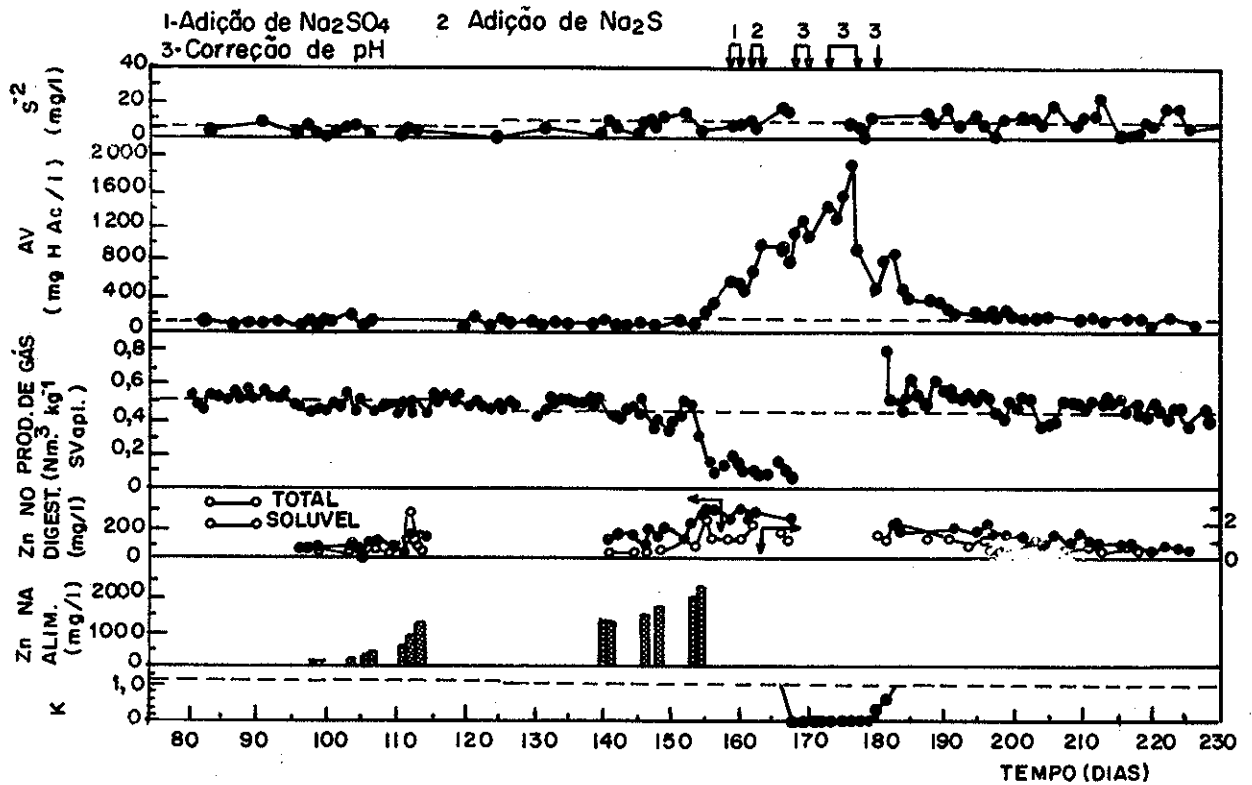


Figura 2 — Variações diárias durante as adições de $ZnCl_2$ e recuperação do digestor.



Referências

- (1) LAWRENCE, A.W. & CARTY, P.L. The role of sulfide in preventing heavy metal toxicity in anaerobic treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 37 (3): 392-406, 1965.
- (2) MOSEY, F.E. Assesment of the maximum concentration of heavy metal in crude sewage wich will not inhibit the anaerobic digestion of sludge. *Water Pollut. Control*, 75 (1): 10-20, 1976.
- (3) RODENAS, M.A. Influência de agentes tóxicos no tratamento de esgotos por via biológica — Processo de Digestão Anaerobia. Relatório Final — PROCOP — São Paulo, Brasil, Cetesb, 1987.
- (4) SOUZA, M.E. Influência simultânea de elevadas concentrações de metais pesados e cianetos na digestão anaerobia de lodos de esgotos. Tese de Mestrado apresentada à Escola Técnica, Universidade de São Paulo, 1982.
- (5) VIEIRA, S.M.M. & SOUZA, M.E. Metodos analiticos para o acompanhamento da biodigestão. *Energia-Fontes Alternativas*, 3 (15): 26-36, 1981.

Nomenclatura — figuras 1 e 2
 K = carga orgânica ($KgSV.m^{-3}.d^{-1}$)
 A.V. = ácidos graxos voláteis
 S.V. = sólidos voláteis



CARTAS

São Paulo, fevereiro de 1990
À equipe da Revista
"Ambiente"

Há semanas tive acesso a um dos exemplares, o último no caso, da Revista "Ambiente" e qual foi minha surpresa, agradável é claro, ao deparar-me com a qualidade e bom gosto da publicação. A apresentação da publicação, a meu ver, é a confirmação de que a "forma" pode auxiliar na veiculação das matérias sem prejuízo do conteúdo ou afetamento do possível "rigor científico" dos assuntos tratados. Além de tudo, é preciso que esse tipo de publicação extravase os círculos acadêmicos, no caso os primeiros interessados, e atinja os mais diversos setores.

Parabéns e longa vida à publicação.

Nelson Oliveira Matheus Jr.
Engº Agrônomo
CREA nº 89646

Petrópolis, 14 de março de 1990
À Revista Ambiente

Há algum tempo eu escrevi a vocês, para a revista "Ambiente", solicitando que me enviassem um exemplar da mesma, no que fui atendido. Como disse na ocasião, essa revista veio preencher um claro deixado pela falta de publicações de tão alto gabarito. Desde já agradeço a atenção, ressaltando que essa revista é uma ótima fonte de informações para todos aqueles que desejam estar atualizados com tudo de mais moderno, e com tudo de mais recente que acontece relacionado com o meio ambiente.

Atenciosamente
Luiz Antonio de Oliveira Tórtora
Engenheiro Florestal



Panamá, 13 de Febrero, 1990
À Revista Ambiente

Agradecemos su fina atención al enviarnos el ejemplar nº 1 de 1989 de la revista "Ambiente".

Esta revista ha despertado un gran interés entre nuestros especialistas, razón por la cual estamos muy interesados en continuar recibéndola.

Solicitamos a Ud. tenga la gentileza de continuar enviándola y si es posible le agradeceríamos que nos incluya 2 ejemplares de ella. Saluda atentamente a Ud.
Licda. Irma B. de Avila
Jefe del Centro de Documentación
Instituto de Recursos Hidráulicos y
Electrificación — Panamá

Porto Alegre, fevereiro de 1990
À Revista Ambiente

Foi com grande satisfação que li a revista editada pela Cetesb. Gostei especialmente da entrevista do Sr. José Lutzenberger, nomeado agora para a Secretaria do Meio Ambiente do governo Collor.

Como colega do Dr. Lutzenberger, agradou-me saber sua opinião sobre a religião. Mas gostei sobretudo de seu largo tirocínio ao nomear com todas as letras quem são os inimigos da qualidade de vida do povo brasileiro.

No mais, como técnico gostei muito do nível dos trabalhos científicos assinados por técnicos altamente competentes. Parabéns.

Jacob Hellmeister E. Troblitz
Engº Agrônomo.

São Paulo, 10.1.90

Ilmo. Sr. Editor da Revista Cetesb de Tecnologia "Ambiente".

Tem esta a finalidade de agradecer o envio do nº 1 — Vol. 3 da revista "Ambiente" e felicitar a equipe pelo novo padrão editorial e conteúdo mais diversificado da revista, que tem sido há tempos, sempre de grande importância para nosso trabalho.

Com cordiais saudações.

Atenciosamente,
Grupo Seiva de Ecologia
Cacilda Lanuza — Presidente



Cartas À Revista "Ambiente"

Redação: Av. Prof. Frederico Hermann Jr, 345

Prédio I, 1º andar, sala 100

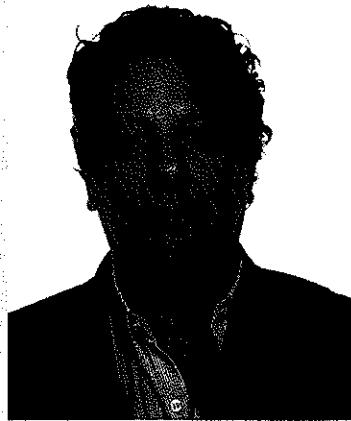
Telefone: 210-1100/Ramal 587; 210-0174 e 815-3226

CEP 05459 — São Paulo — SP. — Brasil

OPINIÃO

A Amazônia e o efeito estufa

LUIZ PINGUELLI ROSA



As mudanças climáticas globais foram abordadas em seminários do Ibama (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente) e do IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change), incluindo a questão do desmatamento no Brasil e a contribuição deste ao chamado efeito estufa em nível mundial.

Duas informações são consensualmente corretas no nível do conhecimento científico atual: (1) a queima de combustíveis fósseis e de biomassa, sem replantio, e o desmatamento aumentam a presença do CO₂ na atmosfera; (2) e esta presença desequilibra o balanço energético da Terra, o que, por si só, faz subir sua temperatura. São efeitos globais, pois o CO₂ se espalha sobre toda a Terra e a temperatura que importa é a média global.

Agora, isto posto, não se pode concluir a fatalidade da catástrofe climática, envolvendo derretimento de parte do gelo da calota polar, aumento no nível do mar, diminuição da produção agrícola mundial etc. Essas previsões são frutos de modelos sistêmicos globais, que incluem muitos parâmetros e hipóteses, podendo os resultados serem sensíveis a variações pequenas dos parâmetros, dentro da margem de incerteza deles, bem como as mudanças das hipóteses, que podem ser substituídas por outras, igualmente aceitáveis ou igualmente vulneráveis. É possível haver também efeitos simultâneos e competitivos em sentido opostos, uns cancelando outros, podendo resultar em conseqüências opostas, conforme o delicado equilíbrio entre causas. Logo, em questões tão complexas como a climática, é difícil conectar precisamente uma causa, dentre as múltiplas presentes, à conseqüência global resultante.

Em outras palavras: além do efeito estufa, que contribui para o aumento da temperatura, há outros que podem vir em sentido contrário. A Terra já atravessou períodos mais frios e a sua temperatura global subiu e desceu ao longo do tempo.

Esta relativização das previsões de conseqüências globais, que o efeito

Luiz Pinguelli Rosa, 48 anos, é professor da área interdisciplinar de Energia da Coordenadoria dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da UFRJ.

estufa pode trazer, não deve servir para nos acomodarmos, deixando aumentar o CO₂ descontroladamente.

Não podemos aceitar isso porque, se não devemos dar como certa a catástrofe, tampouco podemos garantir que ela não provenha do efeito estufa. A relativização apenas serve para alívio da tensão sensacionalista e para não cairmos em uma paranóia improdutiva ou paralisante. Mas há indícios e resultados de modelos, discutidos em congressos mundiais e publicados em revistas científicas, de que é possível ocorrer realmente conseqüências catastróficas se não fizermos nada para controlar o efeito estufa. Trata-se de um problema que envolve grandes conseqüências com grande incerteza de previsão das mesmas. No caso da energia nuclear, há grandes conseqüências de acidentes com baixa probabilidade de ocorrerem, sendo o risco o produto desses dois fatores. É uma característica dos nossos dias, o enfrentamento de questões de origem tecnológica como estas, exigindo ponderação cuidadosa na sua avaliação, pois há grande responsabilidade nas decisões. Este é um problema mundial e também, como tal, do Brasil. Não podemos mais nos limitarmos a responder aos questionamentos inter-

nacionais com o argumento de que os responsáveis pelo CO₂ são os países ricos do Hemisfério Norte, que queimam grande parte do petróleo, carvão e gás natural do mundo. Isto permanece verdadeiro, mas os dados demonstram que a contribuição brasileira não é mais negligenciável. Segundo um estudo elaborado na USP, a produção de energia contribui com 57% do CO₂ lançado à atmosfera e o desmatamento corresponde a cerca de 25% dele. O desmatamento no Brasil contribui com 20% do CO₂ oriundo de desmatamento no mundo. O que corresponde a 5% do CO₂ total.

No Brasil ressalta a necessidade de se estudar o problema do desmatamento da Amazônia. Segundo Luis Carlos Molion, do Inpa, pelo menos dois mecanismos devem ser levados em conta nesse estudo. Um deles é o de que a floresta assimila carbono da atmosfera transferindo-o para outros reservatórios — conforme o descrito acima. Outro considera a floresta como importante fonte de calor para a circulação geral da atmosfera no mundo, sendo relevante a redução da evapotranspiração local, pelo desmatamento, reduzindo a liberação do calor latente. Eles não são necessariamente excludentes um do outro, mas devem ter efeitos opostos.

Temos um problema e devemos enfrentá-lo estudando seus diferentes aspectos e propondo medidas e políticas preventivas com base no conhecimento disponível. Estas medidas envolvem reflorestamento, manejo florestal e preservação das florestas, bem como a redução da queima de combustíveis pelo aumento da eficiência térmica dos equipamentos e das indústrias pela substituição de combustíveis por outras fontes de energia não combustível e/ou renovável, como o álcool.

A conjugação de esforços para dominar melhor estes problemas deve mobilizar pessoas de formação e prática profissional variadas. Do ponto de vista intelectual, isto implica conjugar conhecimentos e linguagens diferentes em um esquema.