

revista Cetesb
de tecnologia

ambiente

Volume 7 Número 1 1993

ISSN 0102-8685

Secretaria de Estado do Meio Ambiente



Dispersão de efluentes e os padrões ambientais



Iberê Camargo fala sobre a arte e a cidadania

Reações da soja, a chuva ácida e solo contaminado

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
LUIZ ANTONIO FLEURY FILHO
Governador

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE
ÉDIS MILARÉ
Secretário

CETESB
Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Nelson Vieira de Vasconcelos
Diretor-Presidente

Antonio Carlos Gomes
Diretor Administrativo e Financeiro

Antonio Martins de Albuquerque
Diretor de Normas e Padrões Ambientais

Walter Godoy dos Santos
Diretor de Controle da Poluição do Interior

Lineu Rodrigues Alonso
Diretor de Controle da Poluição de Regiões Metropolitanas

Carlos Pedro Jens
Diretor de Pesquisa e Desenvolvimento de Tecnologia

José Maria Lopes
Diretor de Treinamento e Transferência de Tecnologia

Volume 7

nº 1

1993

ISSN 0102-8685

Secretaria de Estado
do Meio Ambiente

CONSELHO EDITORIAL

Adv. Edis Milaré
Eng. Nelson Vieira de Vasconcelos
Eng. Carlos Pedro Jens
Eng. Lincoln Rodrigues Alonso
Adv. José Maria Lopes
Econ. Antonio Carlos Gomes
Eng. Walter Godoy dos Santos
Eng. João Roberto Rodrigues
Sociól. Reginaldo Forti
Eng. Agr.ª Antonia Pereira de Ávila Vio
Biol. Yara Schaeffer Novelli
Biol. Sérgio Roberto
Prof. Samuel Murgel Branco
Prof. João Antonio Galbiatti
Prof. Aristides de Almeida Rocha
Prof. Archimedes Perez Filho
Prof. Hamilton Targa
Eng. Ben Hur Luttembarck Batalha

Ambiente — Revista Cetesb de Tecnologia está indexada no Excerpta Médica, Elsevier Science Publishers B.V., no Repindex — Índice da Repidiscá — Red Panamericana de Información 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

Departamento de Comunicação Social
Nivaldo Montingelli Jr.
Divisão de Interação Cultural e Ambiental
Gerente: Enio Squeff
Núcleo de Pensamento Ambiental
Ligia Levy e Roberto Mafrá
Ambiente — Revista CETESB de Tecnologia
Editor-chefe: Newton Mizuho Miura (MTb. 9.457)
Editora-executiva: Rosely Ferreira Martin
Editor de arte: Fernando Nogueiro
Revisão técnica: José Mauricio T. F. Costa
Apoio administrativo: Severina N. Camilo,
Simone Costa Augusto
Diagramador: José Diniz
Composição, fotolito e impressão: Imprensa Oficial do Estado S/A IMESP
Redação: Av. Prof. Frederico Hermann Jr.,
345 — 8º andar — sala 805, telefone
(011) 210.1100, ramal 460, CEP 05489-900,
São Paulo, SP.

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.

Ambiente agradece a inestimável colaboração "ad hoc" dos seguintes especialistas: Eng. Nelson Luiz Rodrigues Nucci, Biol. Vilma Maria Cavinatto e Eng. Pedro Penteado, que se dedicaram à laboriosa tarefa de opinar sobre a qualidade dos trabalhos apresentados, para fins de seleção.

Capa: "Vista do Jaguarí"
Pintor: Iberê Camargo
Foto: Encida Serrano/Abril Imagens

Sumário

Ambiente Mundial 4

Editorial 5

Entrevista: Iberê Camargo — Entre a arte e a cidadania 6

Capa: Dispersão de efluentes e os padrões ambientais
Elenita Gherardi-Goldstein, Eduardo Bertoletti, Pedro Antonio Zagatto,
Silvio Nakahira, Junzo Inque 12

Técnicas de recuperação de pingüins oleados
Edison Barbieri, Carolus M. Vooren 18

Avaliação de risco para homologar agrotóxicos
Pedro Antonio Zagatto 23

O uso do licenciamento como recurso gerencial
Francisco G. Almeida Salgado, Marcelo Palhares 29

Reações da soja à chuva ácida e solo contaminado
Pedro Luís da C.A. Alves, Marco Antonio Oliva 34

Desenvolvimento e meio ambiente sob nova ótica
Héctor Raúl Muñoz Espinosa 40

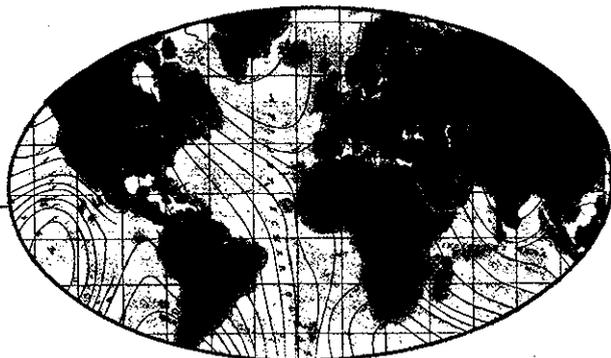
Teoria e prática sobre as Cadeias de Markov
Milo Ricardo Guazzelli 45

Mobilidade do mercúrio no Pantanal de Poconé
Alexandre Pessoa da Silva, Nelson Luiz Schleder Ferreira, Marcello Mariz
da Veiga, Helcias Bernardo de Pádua, Gercino Domingos da Silva, Evaldo
Ferraz de Oliveira, Edinaldo de Castro e Silva, Salet Kiyoka Ozaki 52

Uso de bioindicadores para monitoramento do ar
José Francisco do Prado Filho 58

Cartas 65

Opinião: O natural e o tecnológico
Edis Milaré 66



O manifesto de Heidelberg

Uma das manifestações mais controversas que precederam a reunião do Rio de Janeiro foi a de um grupo de cerca de 50 cientistas franceses, reunido em abril de 1992, em Heidelberg, para debater a "tendência das autoridades nacionais e internacionais de querer proteger a Terra da influência maléfica do homem e do progresso". O manifesto então resultante chamava a atenção dos Estados que se reuniram em junho, no Rio, para os riscos de uma ideologia "irracional opondo-se ao progresso científico e industrial" e lembrava que a humanidade "progrediu sempre colocando a natureza a seu serviço". Prevenia, finalmente, "as autoridades responsáveis pelo destino de nosso planeta contra toda decisão apoiada em argumentos pseudocientíficos". Esse manifesto, que depois de redigido por esse grupo foi engrossado ainda pela assinatura de mais de 200 outros cientistas da França, recebeu, entretanto, no próprio país, o repúdio de grandes personalidades do mundo científico, como o geneticista Langaney, o qual afirmou que esses "inconscientes de Heidelberg" fazem grande confusão entre "crescimento industrial, aumento de lucro e de PNB e desenvolvimento humano expresso em termos de satisfação de necessidades elementares de subsistência, de educação, cultura e conforto". Outros cientistas, como J. Robin, salientaram, também, a "confusão feita entre progresso científico e progresso industrial". Do outro lado, alguns eminentes signatários do documento, como o prêmio Nobel de química, J. M. Lehn, afirmaram que "é preciso que não se chegue, em nome da ecologia, a um totalitarismo que impediria todo o progresso". Outros colocaram-se em posição intermediária, como o conhecido geólogo Claude Allegre, alegando que, embora o manifesto de Heidelberg não seja perfeito, é fato que "os ecologistas de hoje são fundamentalmente anticientíficos".

O documento contrastou, entretanto, fortemente com a opinião dos 40 cientistas franceses que participaram da reunião do Rio, os quais assinaram outro manifesto onde constatam que "os efeitos previsíveis das alterações ambientais terão consequências planetárias" e que a "função da pesquisa científica não é a de ditar decisões, mas que esse processo resulta, em última análise, de posicionamentos políticos e da sociedade".

Vitrificação de resíduos tóxicos

No simpósio sobre tecnologias inovadoras para tratamento de resíduos tóxicos, reunido em Atlanta, Estados Unidos, em setembro de

1992, os cientistas D. Wexell, M. Alexander e J.L. Stempin, do centro de pesquisa da empresa norte-americana Corning, apresentaram os primeiros resultados de laboratório de uma nova técnica para neutralização das cargas resultantes da incineração de produtos tóxicos, baseada na sua vitrificação, isto é, sua transformação em vidro mediante adição de compostos para assegurar a sua estabilidade final, e tratamento em um forno de vidraria. O ponto central dessa tecnologia reside numa "fusão a frio", em que a massa de cinzas é fundida mantendo, entretanto, uma temperatura relativamente baixa em sua superfície, de modo a formar uma crosta que impeça a disseminação de vapores devidos à volatilização dos metais tóxicos nas temperaturas atingidas pelos fornos em geral. Como de praxe, os detalhes da descoberta são protegidos por sigilo industrial.

Biopesticidas

É bastante considerável o número de pesquisas que vem sendo realizado, nos últimos anos, no campo dos "biopesticidas", que tendem a substituir progressivamente os produtos tóxicos de efeitos ambientais e sanitários. A frequência com que as novas descobertas vêm sendo realizadas é atestada, por exemplo, pelas quase sistemáticas notícias a respeito, na conceituada revista francesa *La Recherche*. Os seus três últimos números (250, 251 e 252), respectivamente, dos meses de janeiro, fevereiro e março de 1993, trazem, sucessivamente, artigos sobre biopesticidas no controle de nematóides do solo, biopesticidas contra gafanhotos e bactérias no controle de mosquitos. O primeiro baseia-se na disseminação, no solo, de micélios cultivados de fungos ou esporos de bactérias parasitas dos vermes nematóides ou no emprego das toxinas elaboradas por esses microorganismos. Outra modalidade é a da extração de princípios ativos de plantas superiores, como a crotalária e outras, que são tradicionalmente cultivadas, na África e no Brasil, pela sua propriedade nematocida. No controle dos gafanhotos vêm sendo empregadas com sucesso aplicações de esporos vivos de fungos como *Metarhizium* e *Beauveria* em suspensão oleosa, sobre os insetos adultos, que os transmitem às formas jovens. O fungo fixa-se à cutícula dos animais, formando um micélio que penetra e invade todo o corpo. Finalmente, no controle de mosquitos como o *Culex quinquefasciatus*, que, além de incômodos, podem transmitir filaríases, vêm sendo utilizadas, em Cameroun, África, suspensões de bactérias da espécie *Bacillus*

sphaericus que, pulverizadas nos criadouros potenciais (bueiros, fossas sépticas, poças d'água), proliferam rapidamente nas larvas, mantendo-se ativas no criadouro mesmo após a morte destas. A mesma bactéria tem se mostrado eficaz no controle do *Culex pipiens*, que é a espécie de pernilongo mais comum na Europa e na América.

A "morte branca" dos corais da Polinésia

De dois anos para cá, uma trágica ocorrência vem sendo observada nos bancos corálicos de inúmeras ilhas do Pacífico e das Caraíbas: a sua morte, após um período de intenso "florescimento", caracterizado, de início, pela aquisição de cores mais vivas que o normal (azul, rosa, amarelo fluorescente), seguida de completa descoloração no espaço de poucos dias a algumas semanas. Os cientistas que vêm se dedicando ao estudo do fenômeno admitem que a causa desse branqueamento, que provoca a morte de corais (normalmente esverdeados) de diversas espécies diferentes, deve estar relacionada com o metabolismo das algas microscópicas — as zooxantelas —, que vivem normalmente associadas a eles. Os corais, que dependem da fotossíntese realizada por essas algas para sua própria nutrição, estão, atualmente, expulsando-as de suas colônias. Com a expulsão dos organismos verdes, aparecem pigmentos naturais do coral que antes estavam mascarados pela clorofila. Esse curioso fenômeno de expulsão e consequente morte dos corais, está sendo associado à ocorrência de fenômenos climáticos relacionados com as correntes quentes do "El Niño", nas costas peruanas, causando anomalias térmicas de 3 a 5° C. As correlações entre aumento de temperatura e morte dos corais são de natureza estatística e não fisiológica, desconhecendo-se, pois, o tipo de efeito que o calor poderia exercer sobre o coral ou sobre zooxantelas. Para alguns pesquisadores, a anomalia seria causada não por excesso de calor, mas por outras radiações solares, como os raios ultravioletas. Sabe-se que os corais possuem um sistema de proteção contra as radiações ultravioletas, baseado na produção de seus próprios "filtros solares". Entretanto, não estão capacitados para neutralizar intensidades maiores do que as normais. Esses estudos vêm abrindo debates interessantes e oportunos sobre o papel da civilização no processo: se a morte dos corais for devida ao aumento de temperatura, é possível responsabilizar-se o "efeito de estufa"; se a causa for um excesso de ultravioleta, a culpa será dos clorofluorcarbonetos e outros gases destruidores da camada de ozônio.

(Fonte: *La Recherche*, julho/agosto de 1992)

Jubileu do Futuro

Os 25 anos de existência da CETESB remetem-nos a um projeto modesto. Com efeito, foi em 1968 que surgiu em São Paulo o Centro Tecnológico de Saneamento Básico, de onde emergiria o primeiro programa de controle da poluição com a função precípua de manter os corpos de água como mananciais de abastecimento. Já, então, a fiscalização da poluição causada pelas usinas produtoras de açúcar, curtumes e outros era de responsabilidade daquilo que viria a se transformar na CETESB. Justifica-se, pois, nosso orgulho, ao constatar, apenas 25 anos depois, que tenhamos sido guindados a um reconhecimento de excelência internacional e nacional como órgão de referência técnica.

Por aí, igualmente, nada de estranho que tais conquistas se tenham dado no rastro de um caminho que, já nos primórdios da Companhia, aglutinava tanto a atribuição do controle da poluição do ar quanto um procedimento de suma eficácia que nasce com a Lei 977 — a ação preventiva; a partir daquele momento tínhamos o respaldo tecnológico e social para concedermos licenciamentos industriais.

Atualmente, com um quadro de técnicos que justifica a posição de um dos seis laboratórios de referência da Organização Mundial de Saúde, para medir a qualidade das águas, é a CETESB peça fundamental na despoluição do Tietê. A isso pode-se somar, dentre outros, a contribuição da Companhia tanto para o desenvolvimento e transferência de tecnologia de processos industriais limpos como para a adoção de técnicas que utilizem a biotecnologia — a qual, como se sabe, se constitui hoje em ferramenta para os desafios da modernidade.

É, a propósito, com este cabedal que nos vemos credenciados para cumprir nossa parte nos próximos 25 anos.

Nelson Vieira de Vasconcelos
Presidente da CETESB

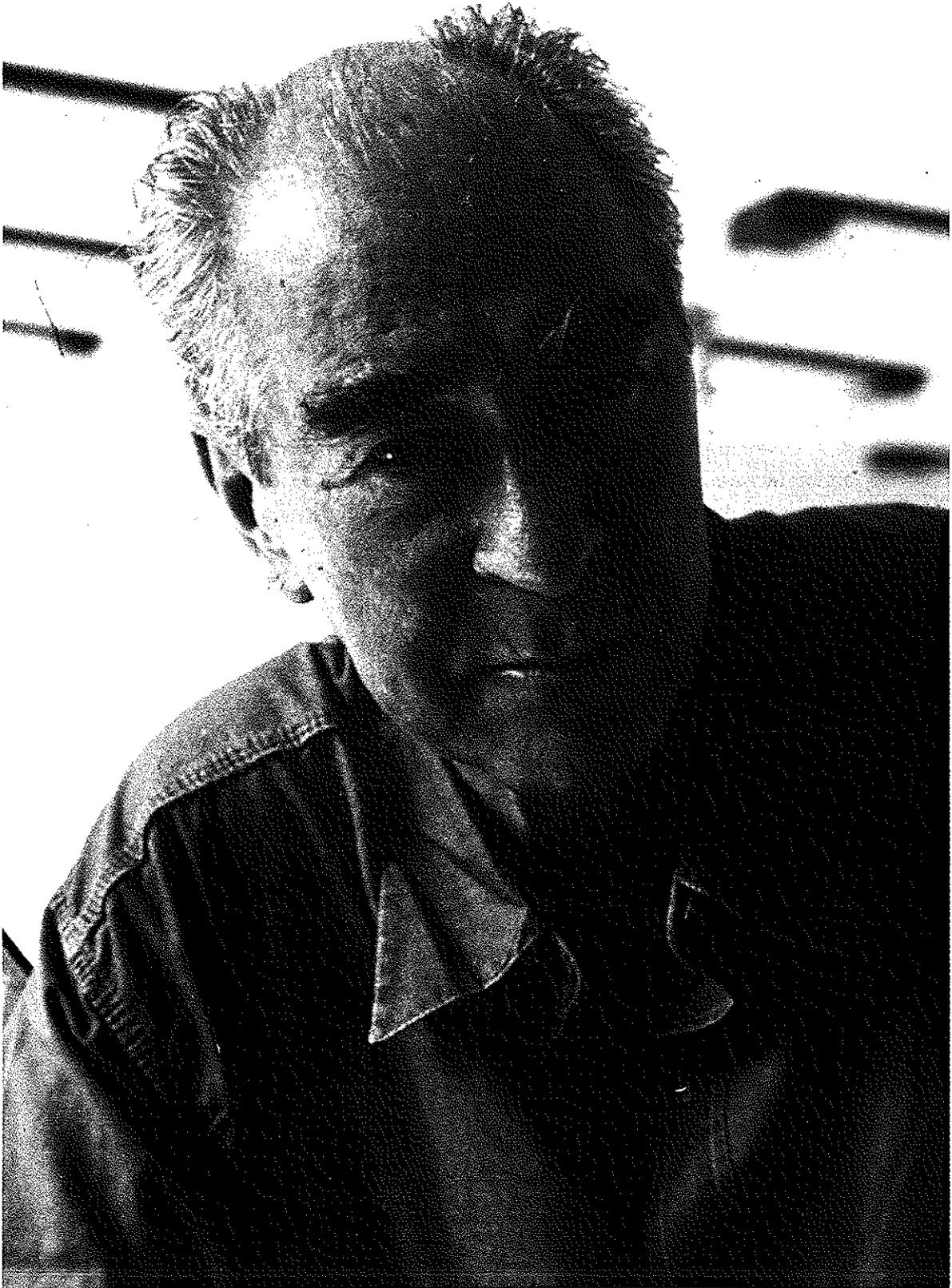


Foto: Luciane Garbin/Abril Imagens

Iberê Camargo

ENTREVISTA

Iberê Camargo

Entre a arte e a cidadania

São poucos os assuntos que o pintor Iberê Camargo, 79 anos, não discute à sua maneira — com a verve que o caracteriza, mas também com a convicção de quem trabalha sobre sua própria arte, com afinco, e quase nunca com certezas prévias. O paradoxo torna-o um tipo até certo ponto temível para alguns de seus conterrâneos de Porto Alegre: não é incomum que Iberê ataque o governo — como fez contra Collor quando quase toda a mídia o incensava — ou mesmo contra os museus e instituições culturais — quando quase todos os artistas os preservam, por temor dos poderosos do momento. A última polêmica de Iberê Camargo foi contra o Museu de Arte do Rio Grande do Sul. As autoridades do Museu permitiram que uma de suas pinturas servisse de capa às listas telefônicas de Porto Alegre. O artista reclamou que não fora consultado a respeito; quando a direção do Museu o procurou, ele consentiu — mas já então as listas estavam circulando e a polêmica tinha saído à rua.

Assim também com o meio ambiente: Iberê não se alinha com qualquer ideologia prévia a respeito do tema, mas investe com fúria desabrida contra quem quer que seja se o assunto o incomoda. Caprichos de um artista, considerado quase que unanimemente o mais importante do País no momento? As respostas incisivas do pintor deixam claro que isso de ser o primeiro nunca o afetaram e que sempre foi assim, desde que saiu do Brasil para estudar com André Lhote, em Paris.

É o que fica desta entrevista concedida a Enio Squeff para a **Ambiente**. A se crer em Iberê Camargo, mais do que um rótulo, a integridade de um artista só tem sentido se a obra for uma extensão da vida e vice-versa. Por isso também suas opiniões sobre a arte, sobre a ecologia e todo o resto — mas sobretudo a sua própria obra que não se limita à pintura. Autor de um livro de contos (publicado pela L&PM), Iberê trabalha em suas memórias a serem brevemente editadas.

Ambiente — Como artista o senhor afirma depender da natureza. Um dos aspectos que o ocupam, diz respeito precisamente ao problema da luz natural em seu ateliê. Ao que parece, contrariamente ao que o senhor afirma, o arquiteto que construiu seu ateliê não atentou para o aspecto quase animal do artista, isto é, para a necessidade que ele tem de trabalhar sob a luz natural. O senhor poderia falar sobre isso?

Iberê — De fato, quando tive problemas aqui no meu ateliê, cheguei a comprar uma bússola para saber se estava no rumo certo. Agora, porém, soube que a prefeitura me permite alongar o ateliê; de modo que eu pretendo construir uma espécie de minhocão, só para ter a luminosidade ideal. Mas quando vocês me perguntam sobre isso, me ocorre uma outra reflexão: o pensamento da natureza está no animal; é que eu penso no seu instinto; e isto também constava do pensamento do homem primitivo. Foi depois disso que vieram os filósofos e todo o resto, que fizeram o emaranhado cultural que hoje conhecemos. Ou seja, inventaram Deus, e não sei mais o quê; mas desde então passamos a viver como dizia Dante sobre o Inferno na “Divina

Comédia”, isto é: “Eu me encontrava numa selva escura em que a via mestra se perdeu”. Acho que foi isto que aconteceu com o homem. Aliás, disse exatamente isso há pouco para o meu médico. É até prosaico: desde guri tenho problema de intestino: como se diz, tenho o intestino preguiçoso. Já consultei médicos de outros países inclusive, mas nenhum deles resolveu meu problema. Ora, em meu tempo de garoto, quando andávamos de charrete, eu notava que os cavalos se liberavam normalmente; nada de parar para se aliviar. Ou seja, se eu fosse como os animais, eu deveria me liberar normalmente. Nunca vi um cavalo se sentar num vaso sanitário para resolver este tipo de problema. E nunca vi igualmente um gato se suicidar com uma erva. O gato, que é onívoro como o homem, sabe exatamente qual a erva que deve comer. Já o homem se envenena. Foi por isso que eu achei que deveria tomar como mestres da minha vida os animais. Pois bem, no caso da luz se dá o mesmo. O homem nasce, vive e morre todos os dias. Quer dizer: ele nasce de manhã e morre com o fim do dia; é este, na verdade, o ciclo biológico dos ani-

mais. Mas quando se criou a luz artificial, o homem passou a viver uma outra realidade, uma realidade diferente do seu ciclo natural biológico. Tome o meu caso: eu saí do ciclo biológico da luz, porque eu não nasço e eu não morro, já que a luz que eu uso é permanente, é única, sem crepúsculo, uma luz sem amanhecer. É uma luz, portanto, muito ruim, tanto para a minha pintura como para mim mesmo. Então, ainda que aconselhado por outros, foi um erro que eu cometi ao deixar que a luz artificial predominasse em meu ateliê. Mas eu conto a minha experiência pessoal, como pintor, porque eu acho que esse negócio animal me parece bastante certo. E isso porque o animal não precisa modificar a natureza, ele vive segundo ela, que é a sua mãe.

Ambiente — *Pois esse é um tema que gostaríamos que o Sr. desenvolvesse melhor. Sabe-se que o senhor já pintou ao ar livre, consoante a concepção bastante divulgada durante o impressionismo; aquela que os franceses denominavam "plein air"; o senhor já foi "pleinarista", não?*

— tomava banho frio — andava de pé no chão ou em tambo, com o pé no barro e tal. Eu sou o produto de uma vida rural; e tenho dentro de mim todos os crepúsculos, tanto o morrer do sol como o despertar da luz. Sou um ser natural. Agora, o indivíduo que passa o dia com um "video game", abobalhado diante dessa caixa mágica infernal que não sabe pensar, que só sabe repetir, é produto de um "shopping center", que é o mundo do consumismo, mundo a que eu me oponho. Pois eu nego isso já que eu quero fazer o mundo com as minhas mãos, e fecundar crianças ou fecundar mulheres com a minha potencialidade e não apelando para desvios. Entenda-se, portanto: eu quero ser um ser natural e isso eu consegui ser. Foi isso, aliás, o que eu quis dizer.

Ambiente — *Há um aspecto na sua militância que se relaciona com a cidadania; ao que parece, o senhor vive repisando a necessidade da vigência da cidadania. Como é que o senhor vê isso?*

Iberê — Tenho uma amiga que foi editora de televisão e que me observou, um dia, o seguinte: Iberê, tudo

Uma sociedade que não tem princípios éticos, dissolve-se, não existe como tal.

Iberê — Sim, comecei pintando paisagens, à beira de um riacho daqui de Porto Alegre; fiz isso enquanto não era perigoso. Meus primeiros quadros foram paisagens à beira do Arroio do Dilúvio daqui de Porto Alegre. E se pudesse, voltaria a fazê-lo. Pois o que fica, no fundo, é o velho questionamento sobre o homem. E eu não tenho como fugir dele. Veja, eu nunca fui abstrato; equivocou-se quem pensou que eu não tivesse os pés plantados na realidade visual. Mas a vida eu a entendo como uma caminhada. Quem caminha sempre encontra novas paisagens, novos personagens etc. e tal. Então era forçoso que acontecesse de eu um dia ter novas visões. Daí essas figuras que eu expus em São Paulo, e que constituem os sete quadralhões que eu mostrei na ocasião. Mesmo assim eu acho que adotei uma nova abordagem humanística, compreende? É que eu tenho a impressão de que na pintura, o homem está perdendo contacto com o homem. Tanto que quando eu converso com uma pessoa, a primeira coisa que eu quero saber é se ela é um ente natural ou um ente artificial. Ou seja, se tu és um ente artificial, não há porque iniciar qualquer conversa. Um ente natural eu o defino pelo que sou e fui. Eu nasci antes do rádio e da televisão, morei em lugar em que não existia luz elétrica, a luz era de lampião

o que você coloca em sua pintura, fala ao geral e não ao particular. Realmente, eu não estou aqui a mirar o meu umbigo. Mas existem coisas que exigem protestos públicos. Tome-se a capa das listas telefônicas de Porto Alegre onde foi publicado um quadro meu sem que eu fosse consultado. As pessoas pensam que eu estou indignado; não, eu não estou indignado com o Museu de Arte do Rio Grande do Sul que cedeu a imagem de um quadro que pertence ao seu acervo para ilustrar a capa das listas telefônicas. Longe de mim me indignar com um museu; ocorre que o que eu quero é ser tratado eticamente. Uma sociedade que não tem princípios éticos, dissolve-se, não existe como tal. E é o que falta a nós brasileiros. Falta-nos ética. Cruzamos o sinal fechado, pisamos nos canteiros, não respeitamos nossos vizinhos, cuspiamos na rua. Fazemos leis e as violamos diariamente. Portanto, não somos cidadãos. Se não temos conteúdo ético, não podemos nos definir como cidadãos, compreende? Então, quando eu reclamei de que não tinha sido consultado para que publicassem uma pintura minha sem que eu o autorizasse, eu o fiz mais como um alerta. Foi o que eu disse para o SBT que me veio entrevistar. É que o Brasil é um país muito ambíguo. Eu costumeo comparar o que aconte-

ce com o nosso país com o que foi feito com os antigos israelitas. Moisés que era um sábio, um líder, e que subiu a um monte e que disse que falou com Deus — e isso eu já não sei —, mas, enfim, quando desceu, veio com os Dez Mandamentos que, bem ou mal, serviram para toda uma civilização; no Brasil, no entanto, acumulam-se leis e é o que se vê. Aporelli, o humorista que se intitulava Barão de Itararé e a quem tive a honra de conhecer e de ser seu amigo, tinha certa vez que fazer uma prova na faculdade de medicina, onde estudava. E então ele apareceu com vários livros debaixo dos dois braços e quando o chamaram na banca e lhe fizeram uma pergunta, ele sem abrir qualquer dos volumes, virando-se para os calhamaços em cada um dos braços respondeu: “Bem, quanto a sua pergunta o senhor quer saber se é sim ou não, não é? Pois bem, esses daqui da minha direita dizem que sim, já os da esquerda dizem que não...” Para mim, neste momento, ele definiu qual é o espírito das leis do Brasil; daí os disparates, a situação em que vivemos. Há um episódio em minha vida que ilustra bem essa história. Eu estava no Rio de Janeiro, na Urca, onde o transporte

o que eu acho que está errado no mundo é a filosofia do homem moderno. Veja o caso desse cidadão que se diz presidente do Brasil: ele quer produzir carros populares que vão poluir mais ainda o ambiente; diz ele que é para dar trabalho para mais gente. Ora, a prostituição também exige mão-de-obra, mas só por isso nós vamos incentivar a prostituição? Logo, o que eu acho é que a filosofia do mundo é que está errada e que mesmo as pessoas de esquerda, para não falar dos operários, também estão nesta mesma embocadura e isso é curioso. Pois acontece que estas pessoas querem também a mesma coisa, isto é, o seu carro, mais um veículo poluidor e assim por diante. E isso é negativo, porque é isso que está levando o mundo ao sufoco. Tome-se o Brasil: nós já vivemos aqui neste país literalmente enjaulados, por problemas de segurança. Logo, eu gostaria de fazer uma sugestão: penso que os automóveis já deveriam ser pequenas jaulinhas, devidamente engradados. Seriam jaulinhas motorizadas. De modo que o sujeito sairia da sua casa já enjaulado e, depois, ao voltar para casa, ele poria a jaulinha menor na maior, na própria casa e assim por

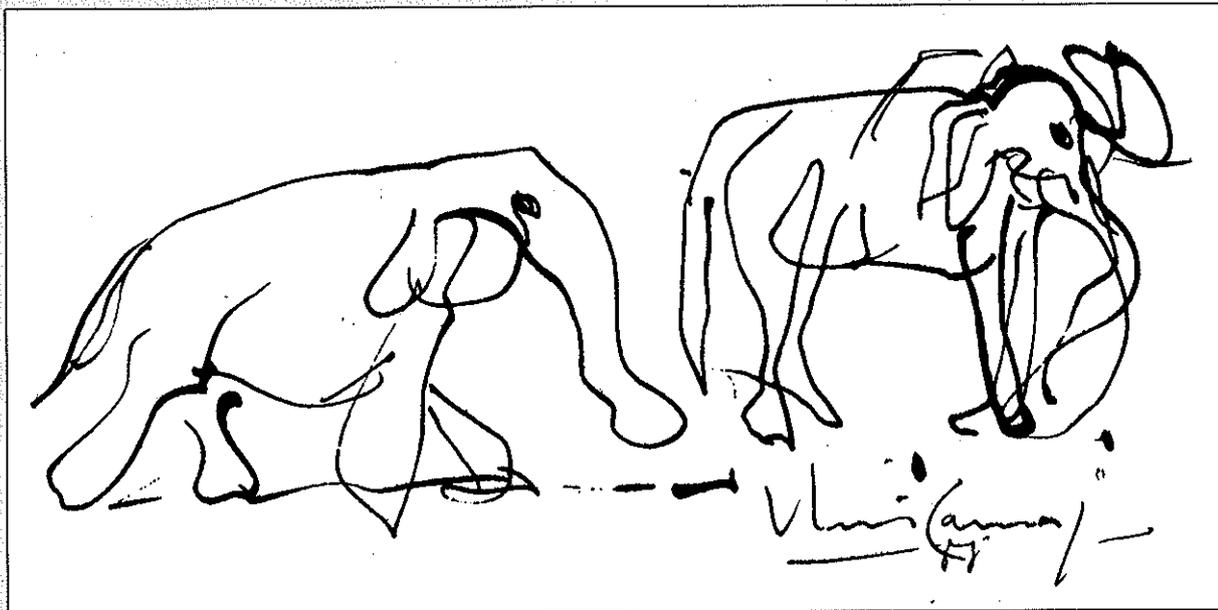


Ilustração extraída do livro "No andar do tempo". Iberê Camargo - L&PM Editores

é muito difícil, e fiz o sinal para um lotação: ele parou e o motorista me fez um sinal para que eu me acorrasse. Embora soubesse que não se podia viajar em pé, pois havia a fiscalização, achei estranho; mas não é que quando eu olho, vejo várias pessoas agachadas no fundo do veículo? Aí eu não aguentei, havia, inclusive, senhoras acorradas. Então eu gritei: pára essa merda que eu vou até o fim do mundo a pé, mas não vou me prestar a isso, não. Pois é lógico: se o sujeito não me respeita, eu não posso exigir que me respeitem.

Ambiente — *O senhor diz que é um ser natural — muito bem: como o senhor, que é um artista, que diz ter visto o crepúsculo e o amanhecer, como é que o senhor vê a questão da predação que acontece no Brasil?*

Iberê — O homem é o único animal que destrói a casa onde mora. Isso é, no mínimo, uma aberração. Mas

diante. A continuar como está, tudo seria assim. Hoje, ainda, li uma notícia de que mataram um moço para lhe roubarem o tênis e a calça. Deixaram-no nu. E aí vem o padre Arns falar em caridade. Ocorre que o que nós temos hoje são os profissionais da caridade e da fé e não homens que amam e crêem. Apesar disso, a sociedade continua criando enxurradas de crianças que amanhã serão marginais. Mas do jeito que está, não vai dar certo. Vai haver um momento em que alguns vão se deitar e outros vão ficar de pé. Ora, será que os padres não vêem isso? Fazer caridade com dinheiro dos outros é muito bom. Neste sentido, porém, o que eu já concluí é o seguinte: a única realidade eterna do mundo é a morte. A nossa vida é um piscar de vagalume. E tanto é assim que o homem, em vida, não se sustenta 24 horas acordado, ele tem que morrer todas as noites. Todas as noites ele morre e renasce no dia seguinte. E o curioso

é que na própria arte os homens muitas vezes negam a realidade. Há quem diga que tal ou tal obra está muito real; ele quer a quimera, o sonho. E, no entanto, é na realidade que o homem está vivo, é só nela. Por isso o tema do animal: ele sabe como usar seu corpo, sabe como viver sua hora.

Ambiente — *O senhor fala disso no plano individual, mas e no âmbito mais amplo, qual a solução para um processo que prevê a destruição da natureza como forma de enriquecimento, como única maneira de uma sociedade se desenvolver?*

Iberê — Os que destroem alegam razões de ordem econômica: derrubam as árvores porque têm de vender, negociá-las, sobreviver e coisas do gênero. Existem as leis, como se sabe; mas tudo me parece estar sendo mal conduzido. Eu não entendo, por exemplo, de agronomia; mas já me disseram que o eucalipto entra nesta história de desmatamento como a típica compensação deletéria. Dizem que o eucalipto prejudica a terra; eu não sei se é isto, mas como há uma lei que obriga o sujeito que corta uma árvore a que ele plante outra no lugar, a solução passa a ser o eucalipto, que não traz os benefícios que deveria trazer; e então ficamos sempre naquela coisa em que o caminho do lucro é o mais curto. Mas isso, para mim, tem mais a ver com cabeça das pessoas do que com as leis ou as possíveis soluções. Acho que o problema do Brasil é fundamentalmente cultural.

Ambiente — *O fim do socialismo, por exemplo: que tipo de importância teria para nós?*

Iberê — Acho que é a morte de um grande sonho. Rousseau dizia que o homem nascia bom e que a sociedade é que o corrompia. Mas eu ponho em dúvida se isso é verdade. Não sei se o homem é tão bom assim. Tome-se o cristianismo: como teoria, o cristianismo é muito bonito, mas, ao longo da história, ele se desvirtua. Então, eu só posso concluir que cristão mesmo, o único que podemos distinguir com todos os seus valores, foi o próprio Cristo. O resto são pessoas que "sentaram praça", pessoas que se arrancharam e que fizeram do cristianismo um meio de vida; o que eu vejo, a partir de Cristo, é toda uma mímica, aquele formalismo e tal. Mas não acho também que a utopia tenha desaparecido do nosso horizonte. Um sonho não morre, o socialismo vai voltar, porque o capitalismo também não é a solução, já que é um regime de disputa, de ganância, de mata-esfola.

Ambiente — *Sob este aspecto, a modernidade é até interessante: ela reivindica um estar aqui hoje para se projetar no futuro. Como é que o senhor vê isso sob a ótica da sua obra?*

Iberê — Eu tenho consciência de que a história é muito monitorada. Veja o caso da arte. Hoje há um grupo de pessoas que gravitam em torno da obra de arte. Tem o crítico, o curador, o museu: todos querem pertencer àquele clã, todo o mundo quer fazer parte daquela casa dos eleitos e aí a pessoa termina por se corromper, por se negar, termina se desumanizando porque a lei e a ordem ensinam que deve ser assim. Por isso eu me sinto gratificado, porque o que eu faço não é um modismo, é um ato de amor.

Ambiente — *Isto sob o ponto de vista individual. Mas e no plano social, haveria isso também com a sociedade?*

Iberê — Li recentemente um livro intitulado "Psicologia da Fome" em que o autor conta de uma ninhada

de patos que desovou no momento em que um sujeito arrastava uma lata no pátio. Pois bem, aqueles patos adotaram a lata como mãe. Isso ele conta no livro; mas eu acho que nós, brasileiros, fomos igualmente adotados por uma lata; se eu fosse fazer um filme adotaria esse símbolo porque atualmente estamos sendo governados por uma lata, por um sujeito que não tem carisma, não tem nada. Ou seja, acho que somos, atualmente, filhos da lata.

Ambiente — *Aproveitando a deixa, dos pintores da história, qual os que o senhor mais admira?*

Iberê — Não são tanto os pintores, mas certas obras. Existem algumas que não saem mais da memória de quem quer que as conheça. Por exemplo: vendo a "Ronda Noturna" de Rembrandt, o impacto é tão grande que, perante ela, todas as teorias se desmontam. Hipólito Taine em um de seus livros diz que o sujeito que faz filosofia da arte é um filósofo perdido. Pode ser. Mas quando o sujeito pára diante da "Ronda Noturna", aí ele estaca,

O homem é o único animal que destrói a casa onde mora.

porque melhor pintura não é possível fazer. Aquelas figuras têm algo além daquela tinta; elas carregam um espírito, uma verdade que não tem nada a ver com uma cabeça vazia: e isso contraria toda a teoria. Assim também o "Papa Inocêncio", de Velasquez, que está em Roma. É um quadro que impressiona. E as "Meninas", também de Velasquez, para não falar em algumas fases de Goya, são coisas que a gente não esquece mais, compreende? Parece que nestas obras está toda a arte, que toda a inquietação do homem ali está; ou seja, sabe-se que além da tinta, há também alguma coisa a mais. Quanto a isso, porém, esse negócio de dizer que pintura é cor, não tem muito sentido. As minhas cuecas têm cor, mas são pintura? Não é bem assim, isso é uma simplificação. Na pintura deve haver tudo o que há de conteúdo no homem. Todo o conteúdo do homem deve estar ali, como, aliás, está na literatura, na música, isto é, em toda a arte.

Ambiente — *E quanto aos pintores modernos ou contemporâneos?*

Iberê — É engraçado, já não sei se a arte moderna me interessa muito. Claro, Picasso é uma presença poderosa, mas no Rio vi há pouco uma exposição do Corbu-

sier, e achei aquilo tão velho, tão cansativo. Tome-se o Matisse: ele faz uma art-decô, é um sibarita, aquela coisa da cor, de forma, mulher bonita... As coisas são bem postas e eu não vou ser nenhum idiota de dizer que ele não tem valor, mas acho que lhe falta essa coisa que eu entendo ser a razão de vida, que é o expressar todo o sentimento, toda essa dor profunda que, no caso, eu tenho internamente, e que eu tenho que dizer e que não é uma arte de decorador. Aliás, eu não nasci para enfeitar. Não quero enfeitar paredes, pois há pintores que não são de enfeitar paredes. Tome-se o Rouault, por exemplo. Ele é mais místico que todos esses padres que andam por aí. Rouault era um místico. As vezes as pessoas confundem o religioso com o místico, mas não é bem assim. Eu tinha uma aluna que era freirinha e cuja superiora lhe pediu para que ela fizesse um quadro com flores. E eu então lhe disse: "Olha, não adianta, minha filha, você colocar num quadro os elementos que compõem o cenário religioso; isto não é religião. Pode-se colocar num quadro um altar, ou uma vela, tais procedimentos são como vestir uma pessoa de religiosa. Ocorre que vestir uma pessoa de uma coisa não a torna o que ela não é. É a tal história desses tais Centros de Tradição Gaúcha. Certa vez perguntei a um desses camaradas que participam desses Centros: "Mas, afinal, um pirata de carnaval, é pirata?" O importante, enfim, é a verdade

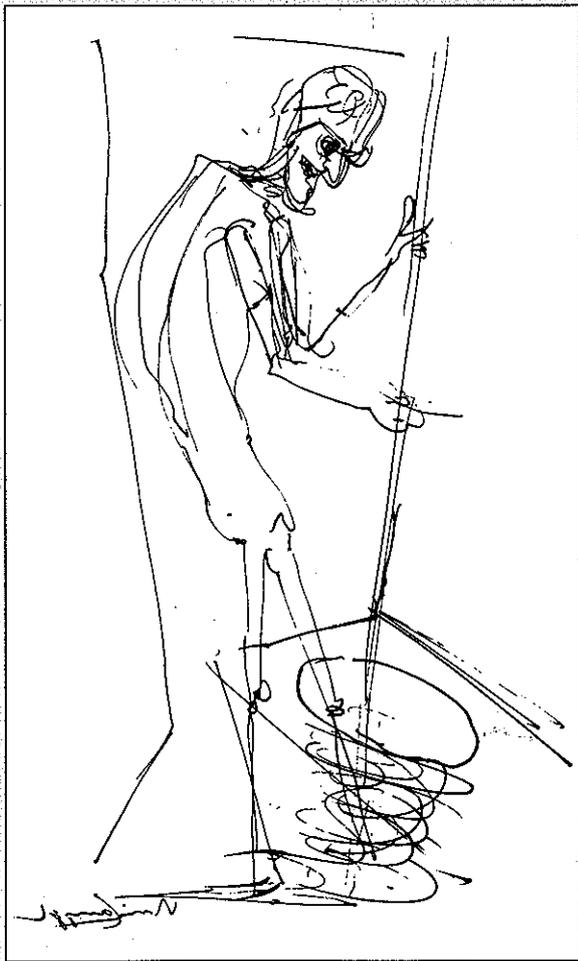


Ilustração extraída do livro "No andar do tempo", de Iberê Camargo — L&PM Editores.

da coisa, a sinceridade e eu acho que a arte tem que ser fundamentalmente verdadeira.

Ambiente — *Mas a pintura brasileira estaria inserida nesta espécie de poluição pela impostura?*

Iberê — Sem dúvida. Uso um exemplo fora da pintura. O Procópio Ferreira foi um grande ator, nós sabemos; mas eu pergunto: quem sabe hoje quem foi Procópio Ferreira? Eu uma vez quis ouvir o grande soprano Bidu Sayão e liguei para a Rádio Ministério de Educação,

A arte tem de ser fundamentalmente verdadeira.

do Rio, que só toca música clássica, e soube então que não tinha disco dela na rádio, porque como a Bidu viveu nos Estados Unidos, a coisa só podia ser obtida lá. Então, não temos memória e temos de nos basear na memória dos outros. Os norte-americanos neste ponto são mestres. Nos best-sellers, por exemplo, os autores norte-americanos se impõem, enquanto isso os autores nacionais têm que se contentar com um cantinho qualquer. Somos, de fato, culturalmente monitorados.

Ambiente — *Isso inclui os pintores do passado recente?*

Iberê — Não, pessoas como o Goeldi de quem eu fui amigo, e o Guignard, que foi um artista de verdade, um artista que viveu a sua arte, são pessoas que de mim merecem um respeito e uma saudade imensas. Não tinham nenhuma velhacaria, não eram matreiros, compreende?

Ambiente — *O senhor faz crítica ao consumismo: mas ele entra na arte também, ou não? E, neste caso, haveria alternativa?*

Iberê — Acho que não, pois isso exigiria uma sociedade diferente e depois da morte do socialismo, ou melhor, depois desse adormecimento, o que restou foi esse capitalismo selvagem, que não pode evidentemente ser o ideal do homem. A ganância, a disputa, a não fraternidade não podem ser o ideal do homem. Mas essa fraternidade não vai ser compensada por esses sabidões que vêm aqui e que são profissionais da fé — esse é o outro perigo, e aí ficaremos monitorados por uma espécie de idiotização coletiva. Ora, o problema do Brasil é que nós não temos grandes vultos e, se temos, ele não aparece. No entanto, já fomos melhores. Aqui mesmo em Porto Alegre tínhamos um nível de segurança e de bem-estar que hoje já não temos.

Ambiente — *E como é ser o primeiro pintor brasileiro, como dizem do senhor?*

Iberê — Eu nunca me preocupei com isso. O que penso, o que me preocupa é fazer a coisa com o máximo de verdade.

Dispersão de efluentes e os padrões ambientais¹

Elenita Gherardi-Goldstein²
Eduardo Bertoletti²
Pedro Antonio Zagatto²
Silvio Nakahira³
Junzo Inque⁴

RESUMO — O estudo da dispersão de um afluente, do rio Paraíba do Sul, é apresentado neste trabalho. Sua vazão total atual se deve, praticamente, aos efluentes de duas unidades industriais que nele são lançados. Este contribuinte foi considerado, para efeito deste trabalho, como um efluente industrial único e, com base nos resultados obtidos, são discutidos aspectos bem conhecidos sobre monitoramento das águas e controle da poluição. O exemplo utilizado mostra que o conhecimento de alguns dados hidrológicos, aliado ao de padrões de qualidade das águas e de emissão, bem como ao de toxicidade de efluentes a organismos aquáticos, pode contribuir para uma melhor compreensão, análise crítica, revisão de metodologias e solução de problemas encontrados em corpos hídricos receptores.

Palavras-chave: Dispersão de efluentes; padrões de qualidade; padrões de emissão; toxicidade; zona de mistura.

ABSTRACT — The dispersion study of an influent of Paraíba do Sul river is presented in this paper. Its present total flow is practically due to the effluents discharged from two industrial units. This influent, as it is today, was considered, for the purpose of this publication, as one single industrial effluent, and well known aspects about water monitoring and pollution control are discussed based on the study results. The example used shows that the knowledge of some hydrologic data, combined with water quality and effluent standards, as well as with effluent toxicity data can contribute to a better understanding, critical analysis, review of methodologies and the solution of problems found in receiving water bodies.

Key-words: dispersion of effluents; water quality standards; emission standards; toxicity; mixing zone.

As possibilidades de utilização das águas a jusante de lançamentos de efluentes domésticos e industriais dependem, em grande parte, da diluição sofrida pelos contaminantes contidos nesses efluentes. Assim, o estudo da dispersão de despejos líquidos em rios ou canais é de grande importância. Sua diluição ao longo do rio depende, dentre outros fatores, da vazão, dos coeficientes de dispersão e difusão, da distância, da velocidade linear, da morfologia do rio etc.



A misturação do efluente no corpo receptor, na fase inicial, é governada pelas características dinâmicas e geométricas de descarga do efluente, em relação ao corpo receptor. Por exemplo, a alta velocidade está associada a uma rápida mistura junto ao ponto de lançamento. As diferenças de densidade, temperatura e as diferentes formas de lançamento influem decisivamente no processo de diluição dos efluentes. A misturação inicial constitui uma fase importante na avaliação do impacto ambiental, podendo-se obter um alto grau de diluição que, em geral, pode reduzir rapidamente a concentração de poluentes, até mesmo a níveis aceitáveis.

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

2 — Biólogos da CETESB

3 — Engenheiro Civil e Físico da CETESB

4 — Tecnólogo da CETESB

Todos esses fenômenos e situações afetam a qualidade das águas, que é avaliada por indicadores específicos. Cada nível de qualidade é preservado e protegido por padrões que vêm a ser os teores máximos estabelecidos para cada indicador, em legislação. Assim, os padrões de qualidade garantem o conjunto de usos destinados a cada nível de qualidade de água.

No Estado de São Paulo, o Decreto 8.468 de 8.9.76, que aprovou o Regulamento da Lei nº 997 de 31.5.76, classifica as águas superficiais conforme seu nível de qualidade (SÃO PAULO, 1990a). Quando, em 18.6.86, entrou em vigor, em âmbito federal, a Resolução nº 20, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (BRASIL, 1986), os artigos do regulamento estadual citado, que se referem à classificação das águas e padrões de emissão de efluentes, lançados direta ou indiretamente em coleções d'água, foram substituídos pelos equivalentes da Resolução CONAMA. Prevalecem, no entanto, os dispositivos da norma estadual que são inexistentes na Resolução Federal, ou que estabelecem padrões mais restritivos do que essa última. A grande maioria desses padrões é numérica e alguns, descritivos ou narrativos. Para águas de classe 2, o teor máximo de cobre, de 0,02 mg/L em Cu, é um exemplo de um padrão numérico; exemplos de padrões descritivos ou narrativos são os que estabelecem que devem estar virtualmente ausentes materiais flutuantes, espumas não naturais, óleos e graxas ou corantes artificiais. Nesses parâmetros, são estabelecidas condições mas não limites ou valores numéricos, embora os órgãos de controle ambiental possam quantificá-los quando necessário. Para águas de classe 4, por exemplo, um padrão descritivo é o que se refere a óleos e graxas, para o qual se tolera iridescências.

Ambas as normas legais citadas afirmam que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o enquadramento do mesmo na classificação das águas: a estadual, no parágrafo 1º, inciso 8º do artigo 18 (SÃO PAULO, 1990a), e a federal, no artigo 23 (BRASIL, 1986).

Pela leitura e comparação dos artigos que tratam dos padrões de qualidade e de emissão, e tendo como referência os padrões de água de classe 2, é fácil notar que os valores dos padrões de emissão são muito mais elevados, de 4 a 100 vezes maiores. Esse é o nível de diluição a que os poluentes, limitados por esses padrões, devem ser submetidos para que cheguem aos níveis dos padrões de qualidade dessas águas. Fica claro, então, que um efluente que atende aos padrões de emissão necessitará de uma certa diluição, que será maior ou menor, dependendo dos poluentes presentes no efluente, para que sejam compatibilizados com seus respectivos limites máximos permissíveis no corpo d'água. Este comentário leva, imediatamente, à suposição de que poderá haver uma região do corpo receptor em que os padrões de qualidade são excedidos, e que a legislação não prevê essa situação, ou seja, é omissa no que se refere às condições físicas/hidrológicas de lançamento. Portanto, considerando que um dos usos de águas de classe 2 é a preservação da fauna e flora em geral, é possível, e até esperado, que nessa região haja impacto sobre a vida ou a biota aquática, tanto em termos agudos como crônicos.

Embora nas ações de controle desenvolvidas pela CETESB sejam considerados tanto os padrões de emissão como os de qualidade das águas, prevalecendo sempre os

últimos; o presente trabalho tem por objetivo apresentar algumas informações sobre a dispersão de efluentes líquidos em rios e evidenciar situações de possíveis violações dos padrões de qualidade das águas, em especial no que diz respeito à toxicidade.

Material e Métodos

O estudo de dispersão foi realizado no rio Paraíba do Sul, que recebe grande quantidade e diversidade de efluentes líquidos. Foi selecionado, para esse estudo, um pequeno córrego cuja vazão total atual é composta, praticamente, por dois efluentes industriais, tendo sido considerado, para efeito do presente trabalho, como um efluente industrial único. Sua localização, em relação às características hidráulicas e morfológicas do rio, dava indícios de não sofrer mistura imediata no corpo receptor.

Para a realização da medida de dispersão foi utilizado o traçador radioativo ^{82}Br (SANCHEZ et alii, 1975; NAKAHIRA et alii, 1973). O bromo foi irradiado no Instituto de Pesquisas de Energia Nuclear, IPEN, da USP, e processado no laboratório de radioquímica da CETESB. O bromo irradiado foi dissolvido em solução aquosa de tiosulfato de sódio 10% e transportado para o local do ensaio, dentro de blindagem de chumbo. Essa solução foi posteriormente colocada em um injetor para aplicação contínua no efluente.

A jusante do lançamento, foram demarcadas as seções transversais, por meio de piquetes colocados nas margens do rio, a cada 25 ou 30 metros, e, com o auxílio de teodolito, procedeu-se à amarração desses piquetes. Após o levantamento geométrico do rio, foram estabelecidas as nove seções transversais de amostragem. Em cada uma dessas seções, foram colocados, de margem a margem, cabos de aço graduados de metro em metro. Tomando-se o cabo graduado como referência e, utilizando-se um molinete hidrométrico, foram realizadas as medidas de vazão e profundidade do rio (CETESB, 1978; NAKAHIRA et alii, 1983).

As medidas de concentração do traçador radioativo foram realizadas com um detector de cintilação com um cristal de NaI(Te) de 2" x 2", acoplado a um escalímetro tipo BASC III.

Os impulsos elétricos, transformados em contagens por minuto (c.p.m.), são proporcionais à concentração do isótopo radioativo na água. Essas contagens são corrigidas em relação ao tempo de decaimento do traçador radioativo e à radiação natural.

A sonda cintiladora é mantida a 50 cm da linha d'água para as medidas de superfície, que são realizadas de metro em metro.

A aplicação contínua do traçador no efluente permitiu determinar sua vazão. O conhecimento da concentração do traçador radioativo no ponto de aplicação possibilitou calcular a concentração do efluente no corpo receptor. Isso é possível porque a concentração do isótopo radioativo no efluente é proporcional à sua diluição. Assim, a concentração do traçador radioativo no efluente, no ponto de aplicação, foi de 945.878 c.p.m. Nesse ponto, a concentração do efluente em relação à água do rio é de 100%.

Desta forma, todos os dados ao longo da pluma de dispersão foram convertidos de c.p.m. para % de efluente no corpo receptor.

A concentração do efluente no corpo receptor (CER), após mistura completa, foi estimada de acordo com a seguinte fórmula (EPA, 1985):

$$CER = \frac{Q_e}{Q_e + Q_r} \times 100$$

onde: Q_e = vazão do efluente (m^3/s)
 Q_r = vazão do rio no dia do estudo (m^3/s)

O teste de toxicidade para avaliar os efeitos agudos do efluente estudado foi realizado com *Daphnia similis* (CETESB, 1986). O resultado é expresso em concentração efetiva mediana — CE(I)50, isto é, a concentração que causa o efeito tóxico observado, no caso a imobilidade, em 50% dos organismos-teste em 24 horas de exposição.

Resultados e discussão

O primeiro estudo de dispersão de efluente em rio, realizado pela CETESB, é de 1985 no rio Cubatão (CETESB, 1991).

Os resultados obtidos no presente trabalho mostram uma certa similaridade com os do estudo anterior, isto é, ambos os efluentes se concentram em uma das margens ao longo de uma grande extensão no rio. Na Figura 1, está representada a dispersão superficial do efluente no rio Paraíba do Sul.

A representação gráfica da pluma foi elaborada com as linhas de isoatividade, que equivalem à concentração do efluente no corpo receptor, expressa em % de efluente. Essa representação mostra que a mistura completa do efluente no rio, apesar da elevada diluição inicial, deverá ocorrer a cerca de 1.000 metros após o ponto de lançamento e que, nessa situação, a concentração estimada do efluente no corpo receptor (CER) será de 0,099%. Esta estimativa foi realizada com base em dados obtidos no dia do estudo, quando

a vazão média do rio Paraíba foi de 90,6 m^3/s e a vazão do efluente de 0,09 m^3/s .

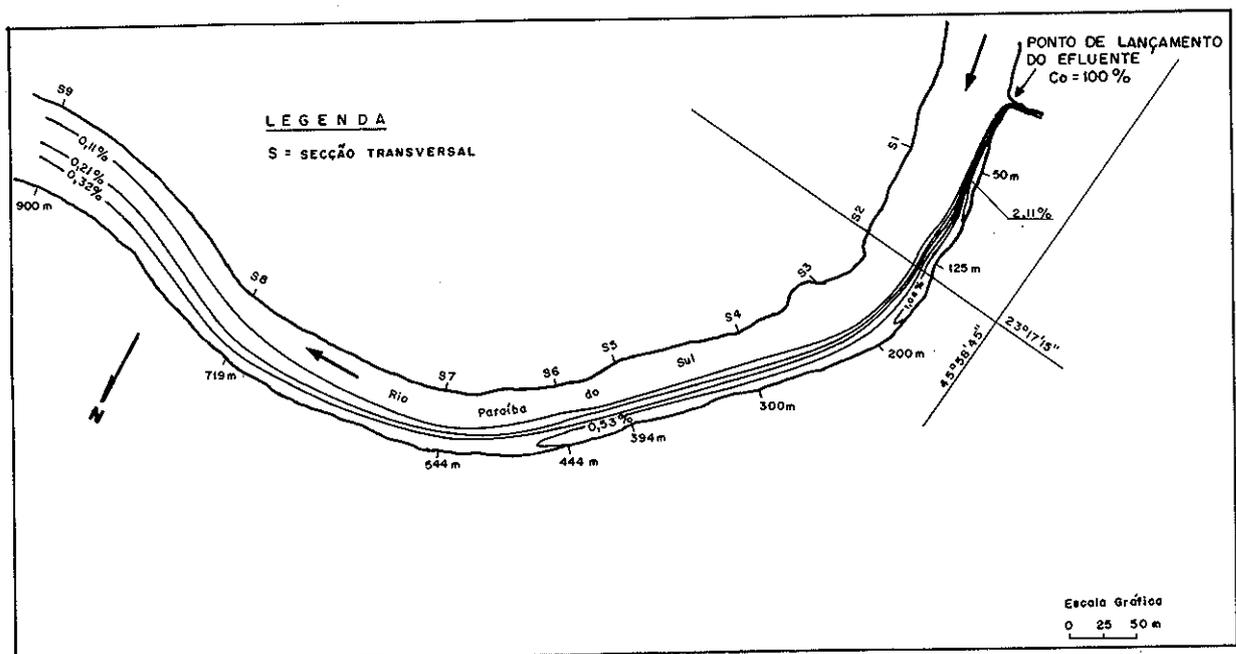
O significado desses resultados de dispersão em relação aos padrões de qualidade das águas é discutido a seguir. É importante, no entanto, compreender o que se entende por qualidade de água para preservação da flora e fauna aquáticas.

Conforme apresentado na introdução, o artigo 12º da Resolução CONAMA nº 20 (BRASIL, 1986) constitui um padrão descritivo, pois estabelece que “as possíveis interações entre as substâncias não podem conferir às águas receptoras características capazes de causar efeitos letais ou alterações de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida”.

O atendimento a esse padrão leva, obrigatoriamente, ao uso de seres vivos para avaliar o efeito danoso causado por mistura de substâncias químicas, tais como efluentes líquidos, sendo que os únicos métodos analíticos disponíveis para tal finalidade são os testes de toxicidade com organismos aquáticos.

Assim, no presente estudo, o efeito tóxico estimado de efluentes sobre organismos aquáticos constitui um indicador de qualidade das águas, para preservação de flora e fauna aquáticas, sendo que o limite máximo permissível baseia-se na capacidade do recurso hídrico em receber a referida mistura de substâncias químicas sem prejuízo da biota. Deve-se observar, ainda, que, em se tratando de limites estabelecidos para cada fonte emissora, o artigo 23 da mesma Resolução estabelece que “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento”. Portanto, nos casos em que um dos usos preponderantes das águas receptoras é a preservação da biota, o efluente deve atender ao artigo 12, independente de outros padrões numéricos de emissão estabelecidos.

Figura 1 — Representação das curvas de isoatividade, da pluma de dispersão superficial do efluente lançado no rio Paraíba do Sul, expressas em % do efluente no corpo receptor.



Tendo em mente essas considerações, para a avaliação do impacto que um efluente líquido pode causar nos organismos aquáticos, compara-se a concentração do efluente que causa um efeito tóxico — CE(I)50, determinado por meio de teste de toxicidade, com a concentração do despejo no rio, ao longo da pluma de dispersão. Assim, o teste de toxicidade com *Daphnia similis* demonstrou que o efluente estudado tem efeito tóxico agudo, com CE(I)50 igual a 62%. Sabe-se que, em concentrações da ordem de 1/10 da CE50, não ocorrem efeitos tóxicos agudos ou crônicos (EPA, 1985; BERGMAN et alii, 1985). Portanto, estima-se que seja de 6,2% a concentração máxima permissível do efluente, no corpo receptor, para que não haja efeitos crônicos sobre a biota aquática. Nessa estimativa não estão sendo considerados os fatores de incerteza decorrentes das diferenças de sensibilidade entre espécies e da variação na toxicidade do efluente (GHERARDI-GOLDSTEIN et alii, 1990).

Em função dos dados disponíveis e considerados, seria de interesse estimar, a região no corpo d'água receptor, a partir da qual não há risco de ocorrerem efeitos tóxicos nos organismos aquáticos, isto é, a região onde a concentração do efluente é menor que 6,2%. No entanto, devido à elevada diluição inicial do efluente, os dados obtidos não permitiram obter essa informação, uma vez que a isolinha de maior atividade foi equivalente a 2,11% do efluente (Figura 1). Pode-se, entretanto, estimar que essa região está situada a uma distância, do ponto de lançamento, menor do que 50 m ao longo do rio e a uma distância não superior a 1 ou a 2 m da margem esquerda.

Estas informações caracterizam uma região, bastante restrita, de impacto sobre a vida aquática. A configuração da pluma de dispersão (Figura 1) é característica de rios cujas condições físicas e hidrológicas proporcionam uma mistura pobre do efluente, que permanece concentrado, ao longo de uma das margens. Esse fato torna-se importante quando se pretende verificar a adequação de um efluente aos padrões de qualidade das águas. Deste modo, sem o conhecimento da pluma de dispersão, um efluente que supostamente esteja atendendo aos padrões de emissão pode, na realidade, estar causando impacto imediatamente após o ponto de lançamento e por uma grande extensão, até que esteja totalmente diluído.

Portanto, cabe ao órgão controlador julgar se a área de impacto é admissível ou não. Se for admissível, as dimensões dessa área podem ser estabelecidas, por exemplo, através do conceito de zona de mistura, utilizado na maioria dos estados norte-americanos (EPA, 1985).

No Brasil, zona de mistura é definida na Norma NBR 9897 (ABNT, 1986) como sendo "a região do corpo receptor na qual, após o recebimento de uma descarga, ainda não houve homogeneização dos constituintes", e não como nos Estados Unidos, onde zona de mistura equivale a uma região de sacrifício do corpo receptor, uma região de tolerância, isto é, uma região onde são permitidas violações dos padrões de qualidade, desde que não ocorram efeitos tóxicos agudos sobre a biota (EPA, 1983). Em outras palavras, é uma região que comporta um volume d'água que será utilizado para diluição do despejo a fim de que os padrões de qualidade sejam atingidos.

As dimensões dessas zonas são expressas, em geral, em área da secção transversal para rios ou córregos, 1/3, 1/4 ou 10%, 20% ou 30% dessa área, ou uma porcentagem do raio para lagos ou estuários, 10%, por exemplo (EPA, 1985).

O rio Paraíba do Sul, no local do lançamento, está enquadrado na classe 2 (SÃO PAULO, 1990b). Além de outros usos, essa classe se destina, tanto na legislação estadual quanto na federal, à proteção e preservação das comunidades aquáticas. No entanto, no caso desse efluente, há potencial para que haja efeitos deletérios à vida aquática na região do rio onde o efluente não chegou à concentração de 6,2%. Nessa região, portanto, a qualidade da água não está compatível com o uso citado. As legislações atuais não prevêm essas situações e delas pode-se depreender que não são admissíveis. O estudo da dispersão de efluentes em corpos d'água fornece a informação necessária para se determinar a extensão da região onde os padrões de qualidade são excedidos.

A discussão apresentada até este ponto está embasada nos dados gerados no dia do estudo. No entanto, é preciso que sejam levantados dados em situações críticas de vazão do rio. No trecho estudado, onde a vazão foi de 90,6 m³/s, a vazão mínima de referência ($Q_{7,10}$: Vazão mínima anual do rio, média de sete dias consecutivos, com probabilidade de dez anos de retorno), estimada para o mesmo trecho, em condições de vazão natural na bacia a montante do efluente em estudo, isto é, desconsiderando influências antrópicas, é de 27,3 m³/s. Nessa situação, é provável que o grau de mistura inicial seja inferior ao do dia de estudo, e que a pluma de dispersão se espalhe por uma extensão maior ao longo da margem, aumentando a região de impacto.

Em estudo recente, utilizando *Daphnia similis* (CETESB et alii, 1990), foi avaliada a toxicidade de 94 efluentes industriais lançados na bacia do rio Paraíba do Sul, no Estado de São Paulo. Desses efluentes, 43 foram considerados como os mais significativos. Dentre esses últimos, apenas quatro foram menos tóxicos do que o estudado e todos os demais foram mais tóxicos, com valores de CE(I)50 que variaram de 58,8 a 0,09%. Supondo que esses efluentes apresentem a mesma vazão e idêntica pluma de dispersão no rio que as do efluente estudado, as extensões de impacto no corpo d'água, em termos de toxicidade crônica sobre a biota, seriam aproximadamente as seguintes, conforme Tabela 1:

Tabela 1 — Estimativa de regiões de impacto dos efluentes considerados mais significativos no rio Paraíba do Sul (trecho de São Paulo) em termos de toxicidade.

Número de Efluentes	Dimensão aproximada da região de impacto no rio	
	Comprimento (m)	Largura (m)
20	80	5
7	180	8
5	470	10
11	> 930	20 a 50

Os exemplos da Tabela 1, embora hipotéticos, podem não estar longe da realidade que ocorre em vários rios do Estado de São Paulo. Obviamente, cada efluente apresenta características específicas de lançamento, que estão as-

sociadas, por sua vez, com as características locais do corpo d'água receptor. Muitos efluentes líquidos, provavelmente, possuem regiões de impacto que deveriam ser delimitadas.

Exercício análogo pode ser efetuado para padrões numéricos de emissão. Pode-se supor que o efluente em estudo seja composto por todas as substâncias para as quais foram estabelecidos padrões numéricos, atendendo-os plenamente em relação aos respectivos limites máximos.

Assim, conhecendo a diluição do efluente no corpo d'água receptor (Figura 1) e comparando-se o padrão de emissão com o respectivo padrão numérico de qualidade da água para classe 2, verifica-se que as concentrações de Cu e Hg no efluente só estariam compatíveis com os padrões de qualidade da água aproximadamente na isolinha de 2,11%. Os compostos organofosforados e carbamatos totais chegariam a uma concentração compatível próxima, mas além da isolinha de 1,06%. A concentração de Cd atingiria os padrões na isolinha de 0,53%, isto é, aproximadamente a 450 m a jusante do lançamento, e a de tetracloreto de carbono aproximadamente na isolinha de 0,32%. A concentração de fenóis estaria compatível com o padrão de qualidade somente a partir da isolinha de 0,21%, que se fecha a uma distância maior do que 900 m do ponto de lançamento. Dicloroeteno e organoclorados, se presentes no efluente, necessitariam de uma diluição bem maior do que o efluente atingiu na isolinha de 0,11%.

Nessa análise não se está considerando a afinidade dos metais citados pelo sedimento, nem a volatilização e degradação de fenóis e outros compostos orgânicos, ou qualquer outro fenômeno químico ou físico como a adsorção, por exemplo.

A Norma da ABNT, sobre planejamento e amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores (ABNT, 1986), menciona que normalmente os efluentes não sofrem mistura completa ao entrar em contato com o corpo receptor e que por isso as normas de controle são destinadas aos trechos com distribuição uniformes. Mais ainda, a mesma norma menciona que "a amostragem em zonas de mistura está a exigir estudos mais rigorosos".

A discussão apresentada ilustra a preocupação da equipe multiprofissional, de 40 especialistas, que se dedicou à elaboração da norma citada. Essa discussão leva também a alguma reflexão no que se refere às fontes múltiplas de emissão em um rio, às condições de lançamento de efluentes e à lacuna em nossa legislação para delimitar essas zonas de impacto, que se refletem diretamente sobre a qualidade das águas e por conseguinte seus usos, dentre os quais foi ressaltado a proteção da biota aquática. Há um convite implícito para se refletir sobre a metodologia, ora em uso, de amostragem, de monitoramento da qualidade ambiental e de controle da poluição.

Por último, as questões levantadas neste trabalho aplicam-se perfeitamente ao impacto causado por rios classe 4, afluentes de rios classes 2 ou 3. Exemplo concreto dessa situação, no que se refere à toxicidade, é o estudo ecotoxicológico realizado no rio Atibaia (Gherardi-Goldstein et alii, 1992), no qual encontra-se bem documentado o impacto do ribeirão das Anhumas (classe 4) no rio Atibaia (classe 2), que chega a ser maior e mais intenso do que muitos dos efluentes industriais estudados naquele trecho.

Conclusões

Conclui-se que:

- Os resultados apresentados e as ponderações elaboradas mostram como a qualidade da água do corpo receptor, após um lançamento, pode ser afetada mesmo quando o efluente sofre elevada diluição inicial no corpo receptor e quando atende aos padrões de emissão.
- Os estudos de hidrologia podem contribuir enormemente para o melhor conhecimento, compreensão e solução de questões ligadas ao estabelecimento de padrões.
- O desenvolvimento de critérios para a delimitação de regiões aceitáveis de impacto poderá melhor orientar as condições de lançamento e controle de efluentes líquidos e, ainda, auxiliar no monitoramento da qualidade das águas.

Agradecimento

Ao químico Dr. Edmundo Garcia Agudo, do Setor de Radioatividade Ambiental da CETESB, pelo empenho em viabilizar o estudo de dispersão no rio Paraíba do Sul. Aos funcionários do Setor de Radioisótopos e Setor de Ensaios Biológicos e Toxicologia, pela colaboração prestada.

Referências Bibliográficas

- ABNT, Rio de Janeiro. *Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores*. Rio de Janeiro, 1986. 23p. NBR 9897 (Equivalente à NB 1043).
- BERGMAN, H.L. et alii. *Environmental hazard assessment of effluents*. Elmsford, Pergamon Press, 1985. XIII + 366p.
- BRASIL. Leis, decretos etc. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 20 de 18/6/1986. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de julho de 1986. p. 11356.
- CETESB, São Paulo. *Medição de Vazão de Água por Meio de Molinetes e Flutuadores*. São Paulo, 1978, 1ª ed. 32p. (Norma CETESB L4.001).
- _____. Água: Teste de Toxicidade Aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). São Paulo, 1986. 28p. (Norma CETESB L5.018).
- _____. Determinação de Plumões de Dispersão de Efluentes Industriais no Rio Cubatão. CETESB, São Paulo, 1991. p.i.
- CETESB, São Paulo; FEEMA, Rio de Janeiro, CEPIS, Lima. *Avaliação e Gerenciamento de Substâncias Tóxicas em Águas Superficiais: Estudo de Caso, Rio Paraíba do Sul*. São Paulo, 1990. 93p.
- EPA, Washington. *Water Quality Standards Handbook*. Washington, D.C., EPA, 1983. p.i.
- _____. *Technical Support Document for Water Quality — Based Toxics Control*. Washington, D.C., EPA, 1985. 74p.
- GHERARDI-GOLDSTEIN, E. et alii. *Procedimento para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos*. Série Manuais. CETESB. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo, 1990, 17p.
- GHERARDI-GOLDSTEIN, E. et alii. *Estudo Ecotoxicológico no Rio Atibaia*. São Paulo, CETESB, 1992. 21p.

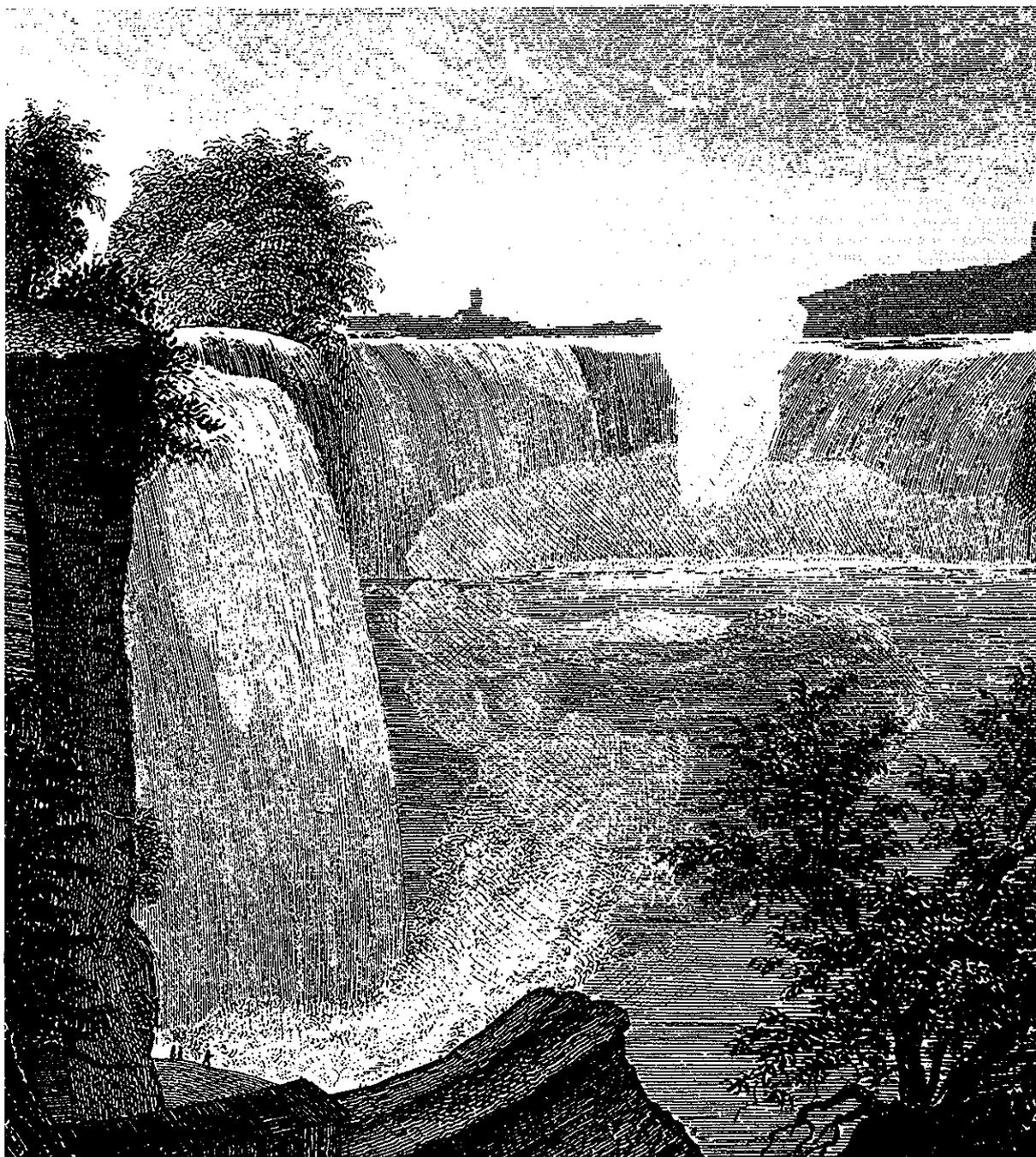
NAKAHIRA, S. et alii. *Medição da Vazão Média Diária de Esgoto em Redes Coletoras, Utilizando-se Técnicas Radioisotópicas*. São Paulo, CETESB, 1983. 7p. (Trabalho apresentado no 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Camboriú, 1983).

SANCHEZ, W. et alii. *Técnicas Radioisotópicas Aplicadas a Estudos de Controle da Poluição do Meio Ambiente*. São Paulo, CETESB, 1975. 54p. (Trabalho apresentado no VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro, 1975).

SÃO PAULO. Leis, decretos, etc. *Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997,*

de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. In: Legislação Estadual. Controle de Poluição Ambiental. Estado de São Paulo (atualizado até julho/1990). São Paulo, CETESB, p.8-66. 1990a.

Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8.9.76 (com redação dada pelo Decreto nº 24.839 de 6.3.86. In: Legislação Estadual. Controle da Poluição Ambiental. Estado de São Paulo (atualizado até julho/1990). São Paulo, CETESB. P.67-76. 1990b.



Técnicas de recuperação de pingüins oleados¹

Edison Barbieri *
Carolus Maria Vooren **

RESUMO — O presente trabalho tem por objetivo fornecer informações básicas de como atuar com pingüins "oleados" (petrolizados), bem como qualquer ave nesse estado.

Nos invernos de 1985 a 1989, foram tratados 84 pingüins *Spheniscus magellanicus* "oleados", na Praia do Cassino, Extremo Sul do Rio Grande do Sul.

Dos 84 pingüins tratados, sobreviveram 64 exemplares (76,2%) e 20 morreram (23,8%). Num total de 282 pingüins encontrados mortos na praia do Cassino, 82 estavam oleados, indicando, assim, o óleo como causa de 29% da mortalidade dessas aves em costas brasileiras. Um outro dado interessante foi a sobrevivência de 100% dos adultos tratados.

Palavras-chave: pingüins, óleo, tratamento, recuperação.

ABSTRACT — This subject has an objective to supply basic informations on how to affect on "petrolized" penguins or any other bird of the same condition.

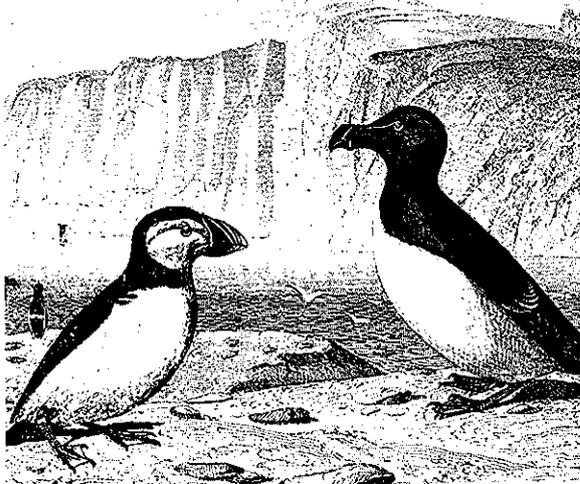
During the winters of 1985 to 1989, were treated 84 "petrolized" penguins *Spheniscus magellanicus* in Cassino beach, South extrem of Rio Grande do Sul.

Out of 84 penguins treated, 64 cases (76,2%) survived and 20 representing (23,8%) died. In a total of 282 penguins found dead at Cassino beach, these 84 were totally soaked with oil.

Indicating oil as the cause of the 29% of the penguins mortality at brasilian coasts. Another interesting fact was the survival of 100% of the adult penguins treated.

Key words: Penguins, oil, treatment, recovering.

O pingüim de Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) é uma ave que pertence à ordem Spheniciforme e à família Spheniscifidae, que habita as regiões temperadas, encontrado comumente entre 42° 00' S e 52° 24' S na América do Sul, (1), tanto em colônias de reprodução (praias), como no oceano para se alimentar. No Atlântico Sul, são encontrados habitando o Sul da Argentina, desde a Província de Chubut até a de Santa Cruz, e algumas colônias nas Ilhas Malvinas (Falklands).



As colônias mais próximas do Brasil são as de Estância San Lorenzo e Caleta Valdes, situando-se entre 42° 00' S e 46° 00' S na Península Valdes (região da Patagônia), de onde provavelmente vêm estas aves para o litoral do Brasil, acompanhando a corrente das Malvinas durante o inverno. É justamente nessa estação do ano que são encontrados muitos exemplares (mortos e vivos), em praias brasileiras (2) e uruguaias (3).

O efeito da poluição por óleo no mar afeta, desde o plâncton até os vertebrados, porém, a mais dramática ilustração deste fato ocorre quando aves marinhas ficam praticamente de molho no óleo.

Esta poluição por óleo tem sido um fator determinante na mortalidade do pingüim de Magalhães na costa do Rio Grande do Sul. Em agosto de 1985, foram percorridos aproximadamente 70 km de praia no município de Rio Grande, onde foi encontrado um total de 136 pingüins mortos, dos quais 31% oleados. Em setembro de 1986, no mesmo percurso, encontraram-se 76 exemplares mortos, dos quais 37% oleados.

(1) Trabalho apresentado no XV Congresso Brasileiro de Zoologia.

* Oceanógrafo, especialista em aves marinhas, Professor da Universidade São Francisco.

** Especialista em Biologia de elasmobrânquios e Ecologia de aves marinhas, Professor Doutor do Departamento de Oceanografia da URG.

Com os pingüins oleados que chegaram vivos à praia, foram desenvolvidos estudos preliminares sobre sua limpeza e reabilitação, alcançando-se uma sobrevivência de 73,5%, o que justificou a continuação das atividades, objetivando uma metodologia eficiente e ao alcance das pessoas interessadas no assunto.

Material e Métodos

Um total de 84 pingüins vivos e oleados foi capturado na praia do Cassino durante os invernos de 1985 a 1989. Foram classificados pela plumagem em: juvenis e adultos, segundo os critérios de Boswal, J. & Maciver, D. (4).

As aves foram transportadas em caixas de papelão para o local de tratamento e pesadas. Durante o transporte foram tomadas precauções para as aves permanecerem abrigadas do frio e do vento.

Os pingüins foram instalados em ambiente aquecido por estufa, cujo chão foi recoberto por palha.

Os animais foram selecionados por grau de oleação, examinando-se a plumagem e verificando-se o estado de equilíbrio. Os mais afetados não conseguiam ficar em pé ou mesmo caminhar. Quando caminhavam, o faziam auxiliados pelo bico. O tempo é um fator limitante para o tratamento que, por isso, deve ser iniciado imediatamente, logo após os exemplares terem sido recolhidos. O transporte deve ser rápido para evitar que os animais passem frio, pois sua proteção natural é anulada pelo óleo.

Foram seguidas as seguintes etapas na limpeza:

1 — Classificou-se os pingüins "oleados" em quatro categorias: pouco, médio, muito e altamente oleados.

— Pouco oleados: apresentam entre 1 e 20% do corpo oleado, caracterizado por pequenas manchas de óleo isoladas.

— Médio oleados: apresentam entre 20 e 50% do corpo oleado, caracterizando-se por ainda terem porções da plumagem do peito não afetadas pelo óleo.

— Muito oleados: apresentam de 50 a 70% do corpo oleado, não se distinguindo partes brancas no peito e ao redor da cabeça.

— Altamente oleados: mais de 70% do corpo oleado, ou aqueles que em qualquer das situações anteriores não conseguiam caminhar.

2 — O óleo foi retirado com papel ou pano limpo. Colocou-se um colar de papelão em volta do pescoço do pingüim ou envolveu-se o bico com fita crepe (quando se utilizar fita crepe cuidar para não tapar as narinas), impossibilitando que a ave ao limpar-se, ingerisse óleo e se intoxicasse.

3 — Administrou-se 200 ml de água potável (previamente fervida), com temperatura aproximada de 39°C. Utilizou-se um tubo plástico de 5 mm de diâmetro, introduzindo-se aproximadamente 10 cm de tubo pela boca da ave até o estômago. Para aves muito fracas, acrescentaram-se 20 g de açúcar ou substituiu-se a água por 200 ml de solução glicosada (5%).

4 — Trinta minutos a uma hora depois da terceira etapa, administrou-se novamente 200 ml de água do mar.

5 — Uma hora após a quarta etapa, cada pingüim recebeu uma cápsula de complexo B e cerca de seis peixes de 15 cm, totalizando 200 g. Esses peixes foram administrados de maneira forçada até que aprendessem a comer

sozinhos. Os peixes utilizados foram corvina *Micropogonias furnieri* e Maria Luiza = *Paralonchurus brasilienses*.

6 — A lavagem da plumagem começou uma hora depois dos pingüins estarem alimentados. Usou-se água (39°C aproximadamente) com solução de detergente a 10% ou com sabão de côco. Os pingüins foram lavados durante dez minutos, comprimindo suavemente o óleo da plumagem.

Depois de lavados com a solução de detergente, foram enxaguados com água morna (39°C). Para evitar o "stress", as lavagens foram feitas uma vez ao dia.

Na maioria dos casos, três lavagens foram suficientes. Nos casos mais graves, em que o óleo ficou endurecido, usou-se óleo de soja durante 24 horas para amolecê-lo, antes de começar a lavar (também pode-se usar vaselina líquida para este fim).

Quando os sinais de óleo externo desapareceram, fez-se um exame para verificar a existência de óleo sob a plumagem. Os pingüins limpos foram colocados em uma piscina de lona (4,0 X 2,0 X 0,5 m), por 10 a 15 minutos cada dia para promover a recuperação da plumagem.

Foi feito um exame para verificar se a plumagem estava impermeável e se parte da pele não estava molhada, antes de soltá-los na praia, pois na lavagem retirou-se também a camada de óleo natural impermeabilizante produzida pela glândula uropijiana.

Além da plumagem, considerou-se o peso do animal para a soltura. As aves foram alimentadas duas vezes ao dia (200 g de peixe por refeição) e pesadas semanalmente. Durante o cativeiro, foi necessário engraxar as patas uma vez ao dia, com unguento usado na ordenha de bovinos, para evitar a escamação dos pés.

Efetou-se durante as cinco primeiras semanas, em todos os exemplares, um tratamento com anti-helmíntico à base de mebendasol (dose utilizada para criança na alimentação), pois esses animais são muito afetados por parasitos (2). Foram realizados exames parasitológicos de fezes pelo método de Hofman, para verificar a necessidade do tratamento. Os exemplares que morreram foram necropsiados para uma avaliação das possíveis causas da morte.

Após os pingüins recuperarem o peso e ter a plumagem impermeabilizada, foram soltos na praia do Cassino. Cada um foi previamente anilhado, com material cedido pelo CEMAVE (Centro de Estudos de Aves Migratórias).

Resultados

Dos 84 pingüins tratados nos invernos de 1985 a 1989, sobreviveram 64 exemplares (76,2%) e 20 morreram (23,8%) (figura 1 — pag. 20).

A mortalidade foi mais acentuada na primeira semana (14 aves) do que na segunda semana (6 aves). Todas as aves que morreram, tinham sido classificadas como muito ou altamente oleadas (tabela 1 — pag. 20). E não houve mortalidade entre as classificadas entre pouco e muito oleadas. O que nos fez constatar que as duas primeiras semanas são críticas para a recuperação dos pingüins.

De um total de 282 pingüins encontrados mortos na praia do Cassino, nos anos de 1985 a 1989, 82 estavam oleados, indicando assim o óleo como a causa de 29% da mortalidade de pingüins (figura 2 — pag. 20). Estes 82 pingüins também foram classificados de acordo com o grau de oleação que apresentavam: 27 estavam altamente oleados

Figura 1 — Percentagem de sobrevivência de pingüins tratados após contaminação com óleo.

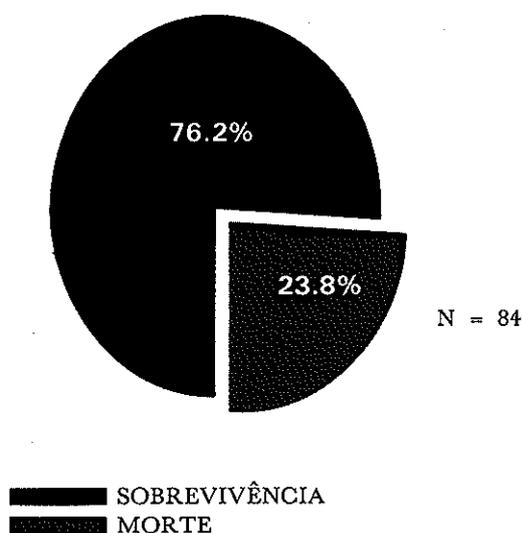


Figura 2 — Percentagem de pingüins com óleo encontrados mortos na praia do Cassino.

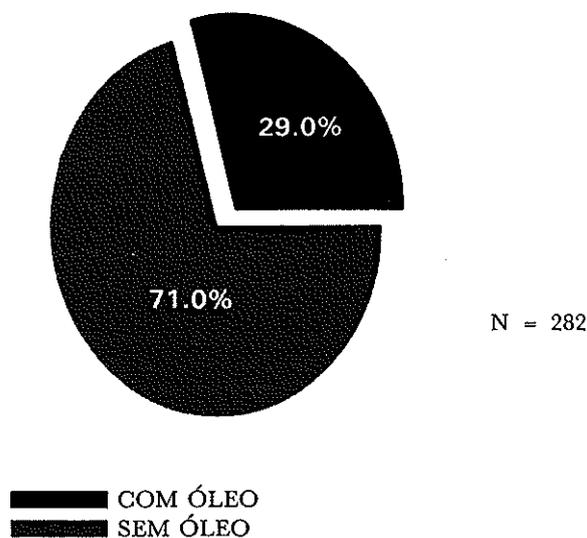


Tabela 1 — Mortalidade dos pingüins tratados, segundo o grau de oleação em que foram encontrados.

Grau de oleação	Número de semanas			
	1ª	2ª	3ª	total
Altamente oleados	10	4	0	14
Muito oleados	4	2	0	6
Total	14	6	0	20

Figura 3 — Percentagem de pingüins mortos, classificados segundo o grau de oleação, encontrados na praia do Cassino.

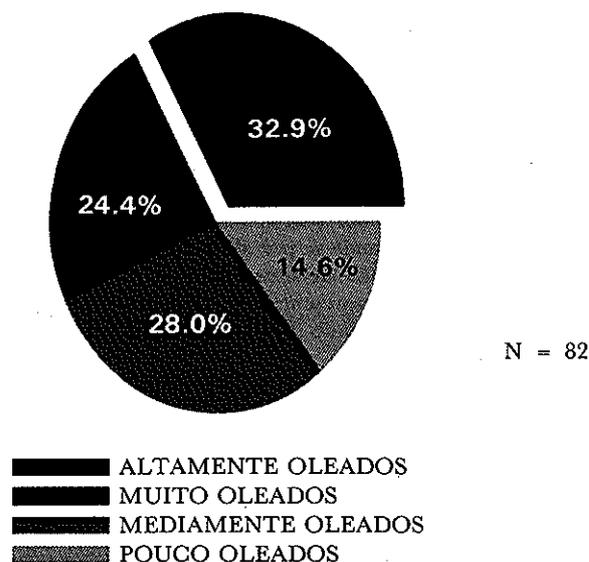


Tabela 2 — Média de peso em kg, com que foram encontrados os pingüins oleados.

	Mortos	Sobreviventes
Adultos	—	2,68 (2,50-3,05)
Juvenis	1,88 (1,74-2,01)	2,01 (1,90-2,25)

(32,9%), 20 estavam muito oleados (24,4%), 23 estavam mediamente oleados (28%), e 12 estavam pouco oleados (14,6%) (figura 3 — pag. 20).

A observação das medidas de peso dos pingüins, na ocasião da coleta, mostra que aqueles que morreram pesavam, em média, 1,88 kg (1,74 — 2,01 kg) e aqueles que sobreviveram apresentavam uma média de peso de 2,01 kg (1,90 — 2,05 kg), o que não representou uma diferença estatisticamente significativa, mas o certo é que os exemplares que chegaram com maior peso não morreram.

Além disso, observou-se uma sobrevivência de 100% dos adultos.

A mortalidade foi constatada apenas em indivíduos juvenis. A comparação dos pesos na coleta mostra os adultos com uma média de 2,68 kg (2,50 — 3,05 kg) e os juvenis 2,01 (1,90 — 2,25 kg) (tabela 2).

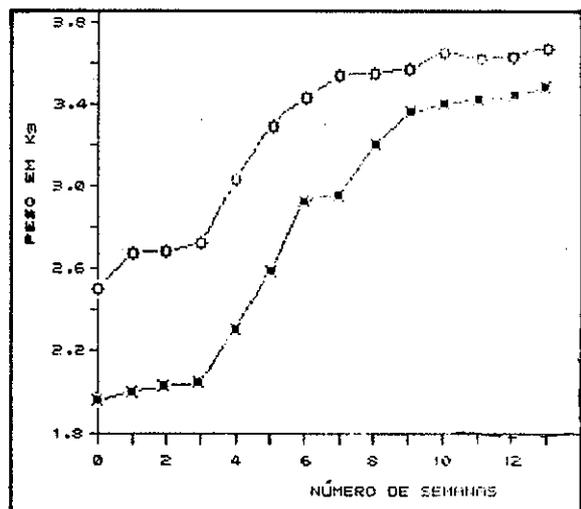
Nas três primeiras semanas, não se observou diferença significativa no peso (figura 4). Os animais apresentaram

aumento de peso significativo após a terceira semana, estabilizando a partir da nona semana. Foram soltos na décima segunda semana, quando apresentavam pesos médios de 3,4 kg (juvenis) e 3,54 kg (adultos).

Observou-se nos pingüins que ficaram em cativeiro, uma perda momentânea de equilíbrio e endurecimento do pescoço e extremidades, a partir da sétima semana, em doze exemplares juvenis.

Nos exemplares que morreram e foram necropsiados, encontraram-se parasitos nematóides que estavam localizados no tubo digestivo do animal. E em nove exemplares que morreram por insuficiência respiratória, encontraram-

Figura 4 — Evolução da média dos pesos de 64 pingüins durante a recuperação, para $X = 0$ considerou-se o peso que os animais tinham no dia da captura.



○ ADULTO N = 16
 ■ JUVENIL N = 48

N = 64

se coágulos nos pulmões, caracterizando pneumonia e aspergilose. Constatou-se em exemplares necropsiados, principalmente nos que morreram na primeira semana, que havia óleo por todo o tubo digestivo (esôfago, estômago, intestino e cloaca), e ainda hemorragias na mucosa gastro-intestinal.

Discussão

Pode-se constatar que muitos dos animais encontrados oleados, começaram a morrer nos primeiros dias. Isso mostra que essas aves já estavam oleadas há uma ou duas semanas. Por isso, o tempo é um fator limitante essencial para o tratamento. Sendo assim, o quanto antes começar o tratamento melhor. Neste caso, transporte disponível é importante para ganhar tempo e evitar que os animais passem frio, uma vez que sua defesa natural foi anulada pelo óleo.

Os estudos têm levado a conclusões de que pingüins oleados por poluição respondem favoravelmente ao tratamento, e podem ser reabilitados. Estudos feitos pela SANCCOB (South African Foundation for the Conservation of Coastal Birds) mostram resultados muito favoráveis para a reabilitação de pingüins oleados, onde foi alcançado 68% de sobrevivência para 150 pingüins *Spheniscus demersus* encontrados oleados (5). Além disso, os pingüins recuperados pela SANCCOB retornaram a seus ninhos no período de reprodução e observou-se que seis exemplares produziram ninhadas (5).

Conseguiu-se, de 84 pingüins tratados, uma reabilitação de 64, correspondendo 76,2% de sobrevivência (figura 1), índice esse, um pouco mais alto que os obtidos pela SANCCOB em 1976, que foi de 65% (6) e pela mesma instituição em 1979, que foi de 68% (5), com *Spheniscus demersus*.

Clark e Kennedy (7) relatam, ao observar uma centena de aves contaminadas com óleo, as quais tinham morrido em cativeiro, após o desastre de Torry Canyon, que as doenças mais comuns eram: enterites, aspergiloses e ar-

trites infecciosas. Nos nove exemplares tratados que morreram com insuficiência respiratória, nos invernos de 1985 a 1989, ao serem necropsiados, foram encontrados coágulos nos pulmões, caracterizando pneumonia e aspergilose. E segundo H. Sick (2), pingüins em cativeiro sofrem de aspergilose, pela deficiência de cloretos. Por isso, administraram-se água do mar na quarta etapa da metodologia para tentar suprir a deficiência de cloretos.

Experiência em laboratório com *Aythya marila* mostrou que o óleo reduz a capacidade de isolamento da plumagem, resultando em perda de calor duas vezes o valor normal (8). Portanto, pingüins "oleados" precisam de energia adicional, e essa energia é requerida com o aumento do metabolismo, a fim de compensar a perda de calor. Por exemplo, a contaminação de patos pretos *Anas rubriques*, de 900 g, com só 20 g de óleo, causa uma duplicação no aumento da velocidade metabólica e para repor a energia gasta, a ave contaminada teria que comer o dobro de alimento (9). O aumento metabólico leva inevitavelmente ao aumento da velocidade da respiração, fazendo com que a ave perca água, particularmente os juvenis (9). Isso levou-nos a administrar água na terceira etapa da metodologia e para aquelas muito fracas, administraram-se água com açúcar, como um complemento da alimentação para ajudar o animal a repor as energias perdidas com o aumento metabólico.

Além disso, pingüins nem sempre respondem bem à limpeza do óleo nas plumagens, pois quando limpam suas penas ingerem substâncias tóxicas, que causam uma variação na condição patogênica de aves oleadas (7).

Ao analisar o gráfico da figura 4 pode-se ver que não há variação de peso nas três primeiras semanas. A principal causa desse fato, talvez seja a alimentação dada de maneira forçada, pois nesse período eles ainda não aprenderam a se alimentar, ingerindo os peixes da mão do alimentador. E esta ausência de diferença significativa de peso também é devido ao fato do tubo digestivo do animal estar contaminado com óleo. Vários tipos de óleos causam irritação na mucosa gastro-intestinal de aves contaminadas. O óleo no aparelho digestivo causa uma anemia, que é atribuída à hemorragia da mucosa (8). Constatou-se esta afirmação em exemplares necropsiados, principalmente entre os que morreram na primeira semana, que apresentaram óleo por todo o tubo digestivo e hemorragia da mucosa gastro-intestinal.

Após esse período, o animal aprende a comer nas mãos do alimentador e sua mucosa já não se encontra irritada, ganhando assim considerável peso, até estabilizar em média nos 3,47 kg para juvenis e 3,54 kg para adultos, a partir da nona semana. Esta estabilidade a partir da nona semana ocorre porque o alimento é controlado. Essa média poderia ser aumentada se fosse dado alimento indiscriminadamente.

Nos pingüins em que foi observada perda momentânea do equilíbrio e endurecimento do pescoço e extremidades, o problema se explica pela falta de vitaminas B no alimento, segundo Jacinto A. Martins (comunicação pessoal), por consistirem em peixes congelados.

Os parasitos encontrados no tubo digestivo dos animais necropsiados ajudam a causar o enfraquecimento e o tratamento à base de mebendasol sana esse problema. Estes parasitos encontram-se na alimentação natural do pingüim. A cor vermelha apresentada por esses nematóides, possivelmente, ocorre por terem sugado o sangue do animal.

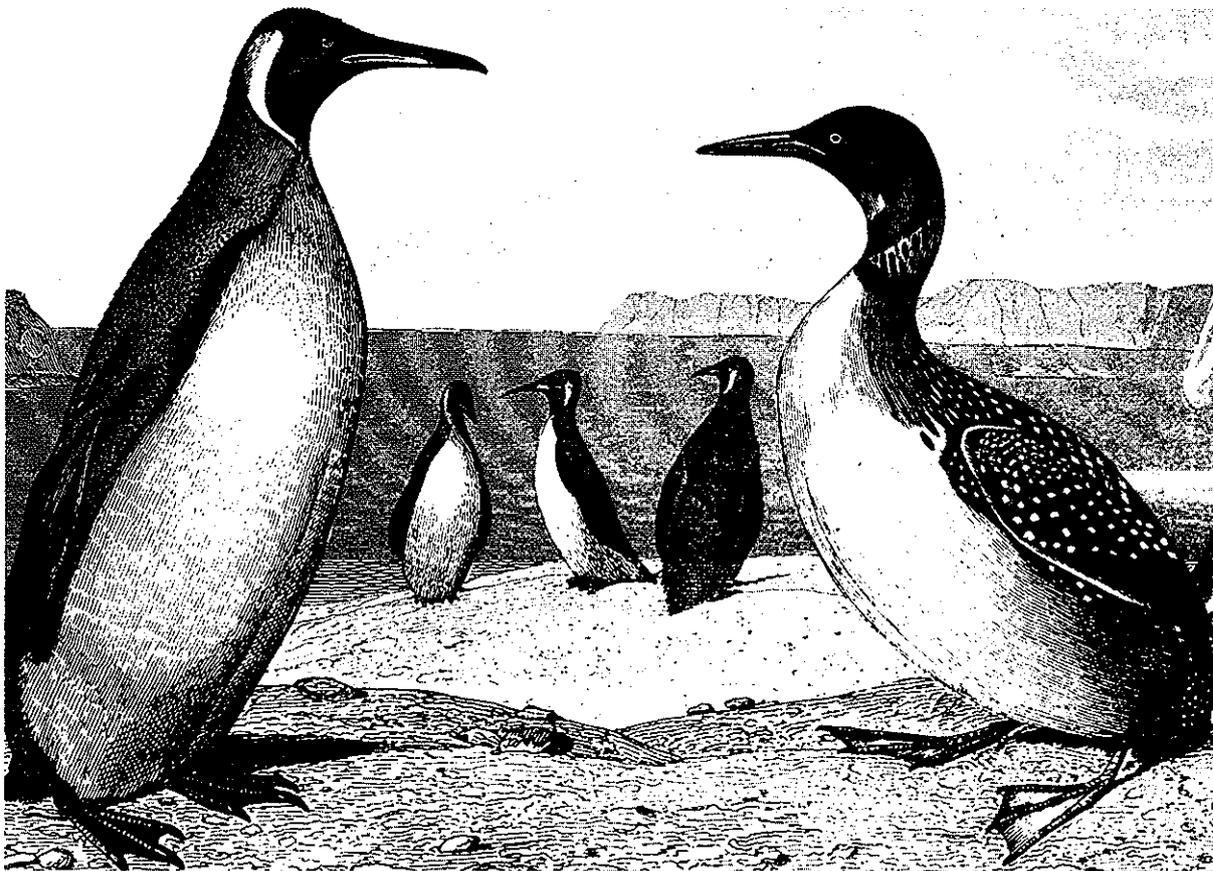
Ao constatarmos que 29% dos pingüins encontrados mortos na praia do Cassino estavam oleados (figura 2), faz-nos concluir ser o óleo um fator determinante na mortalidade de pingüins nas costas brasileiras. Embora essa afirmação mereça estudos, o certo é que os 64 pingüins sobreviventes à contaminação por óleo estariam mortos se não fossem tratados.

Agradecimentos

Agradecemos ao professor Fernando D'Cou e a Luciana Paolucci, que colaboraram para que este trabalho fosse realizado.

Referências

- (1) — SCOLARO, J. A. et al. El Pinguino de Magallanes; Densidad de su población en Punta Tombo, Chubut, Argentina. *Rev. Mus. Ar. De Cie. Nat.*, Tomo II n° 04, 1974.
- (2) — SICK, Helmut. *Ornitologia Brasileira*. Distrito Federal, Editora da Universidade de Brasília, 1984.
- (3) — ESCALANTE, R. *Aves Marinas del Rio de la Plata y aguas del Oceano Atlántico*. Montevideo, Barreiro y Ramos, 1970.
- (4) — BOSWALL, J. & MAC IVER, D. The magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus*. In: *The biology of Penguins* by B. Stonehouse. London, Ed. University Park Press, 1974. p. 271-305.
- (5) — RANDALL, R.M. et al. *Oil Pollution and Penguins is cleaning justified?* In: *Marine Pollution Bulletin*, v.11, Pergamon Press, 1980, p. 234-237.
- (6) — FROST, P.G.H.; SIEGFRIED, W. & COOPER, J. Conservation of the Jackss Penguin (*Spheniscus demersus*). In: *Biol. Cons.* v.09, 1978. p.79-99.
- (7) — CLARK, R. B. & KENNEDY, R. J. *How Oiled seabirds are cleaned*. Dept. Zool. Univ. Newcastle upon Tyne, 48p., 1971.
- (8) — McEWAN, E.H. & KOELINK, A.F.C. *The beat production of oiled mallards and scaup*. *Can. J. Zool.*, 1973, p. 21-31, 51.
- (9) — HOLMES, W. N. & CRONSHAW, J. Biological effects of petroleum on Marine birds. In: *Effects of Petroleum on Artic and Sub-Artic Marine Enviroments and Organism*, v. 2, Biological Effects, D.C. Maliris (ed), Academic Press, 1977, p. 359 — 398.
- (10) — DRINKWATER, B.; LEONARD, M. & BLACK, S. Oil pollution and seabirds. In: *Biological and Oceanographical survey of the Santa Barbara oil spill*. D. Straughan (ed). Los Angeles, Allan Hancock Fundation, University of Southern California, 1971. p. 313 — 324. (Cited by HOLMES & CRONSHAW, 1977).



Avaliação de risco para homologar agrotóxicos

Pedro Antonio Zagatto⁽¹⁾

RESUMO Estão compiladas, neste trabalho, informações básicas sobre avaliação de risco para a homologação de agrotóxicos, adotadas por alguns países, para a proteção da vida aquática.

Palavras-chave: avaliação de risco, praguicida, pesticida, agrotóxico, testes ecotoxicológicos.

ABSTRACT This paper presents basic informations on methods for risk assessment of pesticides which are adopted in some countries regarding aquatic life protection.

Key-words: Risk assessment, pesticide, ecotoxicological tests.

A intensificação do uso de agrotóxicos, nestas últimas décadas, e as ocorrências de efeitos danosos desses agentes químicos sobre o homem e o ambiente fizeram com que vários países regulamentassem seu uso e sua produção, com o objetivo de minimizar as conseqüências sobre o ecossistema.



Para tanto, cada país instituiu comissões ou comitês multidisciplinares e organizações com características administrativas legais, para avaliar o nível de periculosidade desses produtos, assim como os riscos que eles impõem ao homem e ao ambiente. O risco ambiental de uma determinada substância é o resultado do julgamento de sua periculosidade em função da exposição (JOHNSON, 1982 apud USEPA, 1986). A periculosidade, por seu lado, está associada com a potencialidade da substância, a exemplo da toxicidade aguda e crônica, degradação, bioacumulação etc., enquanto a exposição está associada com a quantidade da substância e também com as condições de uso e distribuição no ambiente.

Portanto, as considerações essenciais para a avaliação de risco são:

- a concentração estimada da substância no ambiente;
- os possíveis efeitos da concentração estimada sobre os organismos vivos.

No procedimento de avaliação de risco de agentes químicos, deve-se, numa primeira etapa, conhecer a qualidade intrínseca da substância em estudo, mensurando seus efeitos nos organismos vivos expostos a concentrações conhecidas (concentração letal — CL50, ou concentração de efeito não observado — CENO, para peixes, invertebrados etc.). Numa segunda etapa, estima-se a concentração de exposição, ou seja, a concentração estimada da substância no ambiente.

A etapa final da avaliação de risco consiste na comparação dos dados obtidos nessas duas etapas e que le-

(1) Biólogo da CETESB, mestre em Ecotoxicologia pela Universidade de Metz (França).

va à tomada de decisão, tecnicamente justificável, que vai servir de base para a aprovação, proibição ou restrição do uso de um agrotóxico, de acordo com o nível de risco determinado.

Assim, o risco de novas formulações de agrotóxicos deve ser estimado, tanto para o usuário e consumidor de alimentos como para o ambiente (FAO, 1988).

Apesar da homologação significar a aceitação oficial de um produto puro ou formulado, reconhecidamente eficaz, para um determinado uso e reconhecer a probabilidade de ser seguro para o uso indicado, em termos ambientais; um risco zero somente existirá caso uma dessas duas variáveis (concentração ou efeito) deixar de existir.

A abordagem de avaliação prévia de risco, além de colaborar para a minimização dos riscos das substâncias para o ambiente, faz com que, indiretamente, as indústrias direcionem seus esforços para a produção de moléculas mais eficazes, biodegradáveis e menos tóxicas, o que nem sempre constitui tarefa de fácil realização.

Com o objetivo de fornecer subsídios para a avaliação do risco oferecido pelos agrotóxicos no Brasil, são discutidos, neste trabalho, métodos utilizados em alguns países para a homologação do uso desses produtos.

Cabe mencionar que a avaliação do risco dos agrotóxicos envolve várias áreas da Toxicologia, sendo que, neste trabalho, essa questão será abordada apenas em relação ao ambiente aquático.

1. ESTADOS UNIDOS

Em todos os Estados americanos é ilegal a comercialização e/ou a distribuição de agrotóxicos não homologados. A instituição federal "United State Environmental Protection Agency" (EPA) é designada, pela lei norte-americana "Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act" (FIFRA), como o responsável pelo registro dos agrotóxicos e

pela avaliação dos riscos ambientais (FEDERAL REGISTER, 1989). A EPA não realiza os testes para essa avaliação, mas orienta o produtor quanto aos procedimentos necessários para atender a essa finalidade e também determina se um produto pode ou não ser homologado para uma utilização específica.

1.1 A avaliação de risco

Nos Estados Unidos, a metodologia de avaliação de risco está baseada nas propriedades físico-químicas, ecotoxicológicas e na concentração estimada de exposição (CEE), que corresponde a uma estimativa da concentração máxima do agrotóxico que pode ser encontrada no ambiente (USEPA, 1986). Quanto a este aspecto, CAIRNS (1980) evidencia que se um produto não foi ainda comercializado e, conseqüentemente, não pode ser encontrado no ambiente aquático, a concentração de exposição deve ser estimada. Portanto, é a CEE que orienta as decisões no processo de avaliação de risco de um produto. A EPA desenvolveu diferentes modelos para estimar a concentração de um produto no ambiente aquático como, por exemplo, lagos e rios. Esses modelos baseiam-se na aplicação direta do produto sobre a vegetação, no solo e na água, onde se estima a concentração máxima possível do produto no meio aquático. A CEE é determinada considerando o seguinte balanço de massa:

$$CEE = \frac{A}{B} \text{ (carga do agrotóxico no corpo d'água)} \\ \text{(volume d'água)}$$

onde

A = taxa máxima de aplicação (libras de princípio ativo por acre) x tamanho da bacia de drenagem, em acre, x porcentagem de "runoff" (deflúvio superficial).

Tabela 1 — Estimativa da concentração máxima de exposição esperada de um agrotóxico na coluna d'água, após a aplicação de 0,1 a 10 libras de um princípio ativo numa determinada área. (Seg. USEPA, 1986)

Lb/A	mg/ft ²	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0.10	1.04	73.4	36.7	18.3	12.2	9.1	7.3	6.1	5.2	4.5	4.0	3.7
0.20	2.08	147	73.5	36.7	24.5	18.3	14.7	12.2	10.5	9.1	8.1	7.4
0.25	2.60	184	91.9	45.9	30.6	22.9	18.3	15.3	13.1	11.4	10.2	9.2
0.30	3.12	220	110.2	55	36.7	27.5	22.0	18.3	15.7	13.7	12.2	11.0
0.40	4.16	294	147.0	74	49.0	36.7	29.4	24.5	21.0	18.3	16.3	14.7
0.50	5.20	367	183.7	91.9	61.2	45.9	36.7	30.6	26.2	22.9	20.4	18.4
0.75	7.80	551	275.6	137.8	91.8	68.9	55.1	45.9	39.3	34.4	30.6	27.6
1.00	10.41	734	367.5	183	122	91	73	61	52	45	40	37
1.25	13.01	919	459.7	230	153	115	92	77	66	57	51	46
1.50	15.61	1100	551.6	276	184	138	110	92	78	69	61	55
1.75	18.21	1280	643.5	322	214	161	128	107	92	80	71	64
2.00	20.82	1471	735.7	368	245	184	147	122	105	92	81	74
2.25	23.42	1650	827.6	414	276	207	165	138	118	103	92	83
2.50	26.02	1838	919.41	459	306	229	183	153	131	114	102	92
3.00	31.23	2200	1103.5	552	368	276	220	184	157	138	122	110
4.00	41.64	2940	1471.4	735	490	367	294	245	210	183	163	141
5.00	52.05	3680	1839	919	612	459	367	306	262	229	204	184
6.00	62.46	4415	2207	1103	735	551	441	367	315	275	245	220
7.00	72.87	5150	2575	1287	858	643	515	429	367	321	286	258
8.00	83.28	5885	2943	1471	981	735	588	490	420	367	327	294
9.00	93.69	6622	3311	1655	1103	827	662	551	473	413	367	331
10.00	104.10	7356	3678	1839	1226	920	736	613	525	460	409	368

$B =$ superfície da área do corpo (acre) x profundidade média (pés) x 43.560 pés²/acre x 62.36 libras/pés³.

Um exemplo de modelo para lago é apresentado na tabela 1 na pág. anterior, onde se têm, após a aplicação de 0,1 a 10 libras de agrotóxico sobre uma determinada área, as concentrações estimadas em função das diferentes profundidades do corpo d'água.

As informações sobre a degradação tanto pela água (hidrólise) como pela luz (fotólise), o comportamento no solo e no meio aquático, a mobilidade, o compartimento de fixação (solo, água e sedimento) e a acumulação do agrotóxico nos organismos são necessários para estimar o destino e o período que a CEE pode permanecer no ambiente.

1.2. Dados necessários para a avaliação de risco

Para avaliar o risco de um agrotóxico sobre os organismos aquáticos e terrestres, os Estados Unidos solicitam dos produtores dados de toxicidade para mamíferos, pássaros e organismos aquáticos (peixes e invertebrados de água doce e marinhos). Cada grupo de ensaio é subdividido em testes de toxicidade aguda e crônica.

O procedimento de avaliação de risco de agrotóxicos, no meio aquático, corresponde a quatro fases bem distintas, conforme esquematizado na figura 1.

Figura 1 — Testes que compõem cada fase do procedimento de avaliação de risco e alguns critérios adotados para passar de uma fase a outra.

FASE I

Testes de toxicidade aguda com: peixes de água doce e marinha e invertebrados.

- menor valor de CL 50 < 1,0 mg/l
- CEE \geq 1/10 do menor valor de CL 50
- biodegradação > 4 dias
- coeficiente de participação > 1.000

FASE II

Testes de toxicidade crônica (curta duração) com peixes e invertebrados de água doce e marinha.

- testes de bioacumulação
- testes especiais

CEE \geq CENO (concentração de efeito não observado)

FASE III

Testes para avaliação de efeitos no ciclo de vida de peixes.

CEE \geq CENO

FASE IV

Testes de simulação em laboratório ou "in loco" para avaliação de efeitos.

Em cada fase são solicitados testes específicos, sendo que o nível de "sofisticação" dos mesmos, nas fases subsequentes, aumenta em função dos resultados obtidos. Na figura 1 constam alguns critérios básicos para se passar de uma fase a outra.

1.3 Espécies aquáticas utilizadas nos testes

As espécies usadas nos estudos para avaliação de risco devem ser sensíveis, ecologicamente significativas, amplamente distribuídas, preferencialmente de importância econômica, disponíveis durante o ano todo e ter um ciclo biológico curto. As espécies e as unidades de medidas requeridas, em cada fase do método de avaliação de risco, constam da tabela 2 na pág. 26.

Quando o agrotóxico em estudo tiver propriedades físico-químicas que permitam sua associação a partículas em suspensão na água e for persistente no sedimento aquático, os ensaios com organismos bentônicos são os mais representativos. Portanto, quaisquer propriedades específicas do agrotóxico devem ser levadas em consideração. Por exemplo, se uma substância é rapidamente biodegradável, não há necessidade de ser feitos estudos a longo prazo.

Quanto à metodologia de ensaios, esses devem ser realizados com o princípio ativo do produto, segundo as normas existentes, sendo que para a avaliação de risco devem-se utilizar os mais baixos valores de CL 50 (concentração letal) e de CENO (concentração de efeito não observado).

O relatório, fornecido pelo solicitante da homologação, deve conter todas as informações relativas aos testes realizados, análises químicas, descrições de efeitos observados etc.

1.4. Critérios para utilização de testes de toxicidade aguda e crônica.

1.4.1. Testes de toxicidade aguda com peixes e invertebrados de água doce e marinha

Resultados de testes de toxicidade aguda são solicitados para todos os agrotóxicos aplicados no campo e também para os produtos que entram como matéria-prima nas formulações. Os testes de toxicidade com organismos marinhos devem ser realizados para os produtos que são aplicados tanto diretamente ou próximos ao ambiente marinho e estuarino ou para aqueles produtos cujo destino final pode ocorrer nesse tipo de ambiente, em concentrações significativas para esse tipo de ecossistema.

1.4.2. Testes de toxicidade crônica (de curta duração)

Esses testes são aplicados para todos os agrotóxicos que entram em contato direto com o meio aquático, como para agrotóxicos com valor de CL50 inferior ou igual a 1 mg/l, e para aqueles cujo valor de CL50 é inferior ou igual a 1/10 da CEE. Os métodos de ensaio são definidos pela EPA, que estabelece as espécies mais apropriadas em função das características físico-químicas dos produtos em estudo.

1.4.3. Teste de ciclo de vida com peixes (toxicidade crônica)

Esse teste é solicitado se a CEE for igual ou superior a 1/10 do valor da CENO do teste de toxicidade crônica de curto prazo.

Tabela 2 — Espécies utilizadas em cada fase de avaliação de efeitos

UNIDADE DE MEDIDA	GRUPO DE ORGANISMO	ESPÉCIE
CL50;96H	Peixe de água doce	<i>Salmo gairdneri</i>
CL50;96H	Peixe de água doce	<i>Lepomis macrochirus</i>
CL50;48 ou 96H	Invertebrado de água doce	<i>Daphnia magna</i>
CL50;96H	Peixe marinho/estuarino	<i>Cyprinodon variegatus</i>
CL50;96H	Camarão marinho/estuarino	<i>Mysidacea, Penaeidae</i>
CE50;48H	Ostra (embrio-larval)	<i>Crassostrea virginica</i>
CE50;96H	Ostra	<i>Crassostrea virginica</i>
CENO	Peixe (curta duração)	<i>Pimephales promelas</i>
CENO	Invertebrado	<i>Daphnia magna</i>
FCB	Peixe	
Testes especiais	Peixe (teste a nível de colinesterase)	
CENO	Peixe (teste de ciclo de vida)	
	Peixe/invertebrado (testes em laboratório e/ou em campo para avaliação de efeitos tóxicos)	

$CENO = Concentração\ de\ efeito\ não\ observado / FCB = Fator\ de\ bioconcentração$

Os testes de ciclo de vida devem ser realizados desde o primeiro estágio de desenvolvimento do organismo até o mesmo estágio de desenvolvimento da geração seguinte.

1.4.4. Teste de bioacumulação com organismos aquáticos

A agência de controle ambiental dos Estados Unidos (EPA) ao estudar o processo de homologação, caso por caso, solicita esse tipo de teste quando:

- O princípio ativo ou seu principal produto de degradação tem uma solubilidade inferior ou igual a 0,5 mg/l e um coeficiente de partição octanol-água superior a 1.000;
- O produto é persistente na água (meia-vida maior ou igual a quatro dias) ou quando a substância ativa como seu principal produto de degradação se acumula no tecido de mamíferos ou de pássaros (dados esses a ser obtidos na avaliação de efeitos nos organismos terrestres).

Várias espécies de peixes, moluscos e crustáceos de água doce e marinha são recomendadas para os testes de bioacumulação. O método utilizado deve, no entanto, ser previamente reconhecido pela EPA.

1.4.5. Testes de simulação em laboratório ou em campo

Esse tipo de teste é solicitado pela EPA em estudos de caso. Os critérios que determinam a necessidade desses estudos são os seguintes:

- quando os dados precedentes mostram que o agrotóxico estudado é bioacumulável ou causa efeitos adversos aos organismos aquáticos a curto e a longo prazos;
- quando os testes de simulação em laboratório não são suficientes para avaliar os efeitos.

Esses testes são solicitados pela EPA para estabelecer as concentrações seguras de agrotóxicos para organismos aquáticos e terrestres.

1.5. Critérios para aceitabilidade de risco

A EPA pode homologar um agrotóxico se o risco do produto for mínimo para o ambiente (SCHMITT & NELSON, 1982).

Com relação aos critérios de avaliação de risco de agrotóxicos, a EPA estabelece que:

- se a CEE é igual ou inferior a 1/10 do valor da menor CL50; ou 1/20 do valor da CL50 (quando o valor da inclinação da reta da CL50 não é determinado), ou inferior ao valor de CENO ou CMPAT (concentração máxima permitida do agente tóxico) para o organismo mais sensível, o agrotóxico apresenta um risco mínimo;
- se a CEE é maior que os valores acima citados, existe um risco significativo e, conseqüentemente, o produto não é aprovado;

— se a CEE é próxima aos valores de CENO ou CMPAT, o agrotóxico deve ser classificado como tóxico e seu uso pode ser restringido em qualquer região, e não deve ser aplicado em regiões próximas a ambientes aquáticos.

Exemplos práticos de avaliação de risco de agrotóxicos constam de USEPA (1986).

2. França/Europa

A homologação de agrotóxicos na França está baseada na lei de 2 de novembro de 1943, modificada por leis e decretos posteriores a essa data. Os produtos submetidos a essas legislações não podem ser vendidos ou distribuídos antes do procedimento de homologação (CPEN, 1986).

A homologação deve ser precedida de um exame destinado a verificar a eficácia do produto, sua inocuidade aos aplicadores, à saúde pública, às culturas e aos animais. Esse exame comporta a avaliação de resultados de estudos físicos, químicos e biológicos, em laboratório e "in loco".

Para o registro de um novo agrotóxico na França, o produtor ou empresa proponente deve apresentar dois dossiês: um contendo os dados sobre eficácia do produto em estudo e dados sobre sua inocuidade às culturas tratadas; e outro contendo os aspectos toxicológicos, no qual devem constar informações sobre as propriedades físico-químicas e toxicológicas do produto.

Quanto à avaliação dos dados apresentados nos dois dossiês, a legislação vigente estabelece três comissões:

a) *Comissão de estudo da toxicidade*

Composta por representantes de diversas entidades, essa comissão multidisciplinar tem como objetivo avaliar os dados físico-químicos, mobilidade, degradação, toxicidade do produto em estudo e os riscos do produto ao homem e ao ambiente. Para a toxicidade aquática, são utilizados apenas os testes com peixes e *Daphnia*.

Em função da análise inicial dos riscos, a comissão pode solicitar resultados de ensaios complementares, como os testes de bioacumulação e estudo da cinética da substância na água.

Na França, a avaliação de risco de agrotóxicos não é ainda baseada em critérios claros e precisos como nos Estados Unidos, mas é o resultado final do julgamento técnico e científico de uma comissão multidisciplinar de estudo, onde se levam em consideração, também, como parâmetro básico, os resultados ecotoxicológicos de testes efetuados com os produtos já em uso naquele país. (S. Deronzier — Ministério do Meio Ambiente — Paris, França — comunicação pessoal).

b) *Comissão de produtos antiparasitários*

Essa comissão define as modalidades gerais de emprego dos agrotóxicos, sendo que para cada denominação comercial de uma formulação há necessidade de uma nova solicitação para homologação. Essa comissão estabelece os limites e as condições precisas de aplicação, assim como os métodos físico-químicos e biológicos de análises.

c) *Comitê de homologação*

O comitê examina as solicitações de homologação e verifica se os dados apresentados nos dossiês estão de acordo com as proposições das comissões de estudo citadas. Esse comitê, composto por representantes dos Ministérios da Agricultura e da Indústria, propõe ao primeiro as decisões a serem tomadas. Pode, portanto, propor a aprovação ou a proibição do agrotóxico, ou mesmo fornecer uma autorização provisória de venda, que deve ser acompanhada de solicitação de estudos complementares sobre o produto em questão.

Quando um produto é homologado, com número de registro no Ministério da Agricultura, a autorização de venda é acordada por um período máximo de dez anos, podendo ser renovada posteriormente através de uma nova solicitação do produtor.

A legislação francesa estabelece que os testes com o produto devem ser realizados pelo solicitante em outras instituições, seguindo métodos reconhecidos e julgados suficientes, em qualidade e quantidade, pelo comitê de homologação.

Informações como acondicionamento, etiquetagem, controle, utilização, responsabilidade civil e penal, sanções etc. estão descritas no CPEN — Code Permanent de l'Environment et Nuisance (1986).

A homologação de agrotóxicos na Europa é ainda assunto de estudo pela Comunidade Econômica Européia. A proposição desse organismo, para aprovação de agrotóxicos, preconiza uma diretriz que deverá ser reconhecida por todos os países-membros da Comunidade (CEE, 1989).

Serão submetidas a essa diretriz todas as substâncias químicas e biológicas, princípios ativos e formulações.

Em termos comparativos com a França, a diretriz da Comunidade Econômica Européia (1989) é muito mais exigente quanto aos testes ecotoxicológicos para o ambiente aquático, pois preconiza ensaios de toxicidade aguda e crônica com peixes e *Daphnia* e testes com algas.

3. Brasil

No âmbito federal, a Lei nº 4.785, de 6 de outubro de 1965, modificada pela Lei 7.802, de 11 de julho de 1989, obriga os produtores, importadores e exportadores de agrotóxicos a efetuar o registro de produtos no Ministério da Agricultura. A Portaria Normativa 349, de 14 de março de 1990, dá competência ao IBAMA para emissão e renovação do registro, extensão de uso para agrotóxicos e afins, bem como para avaliação e classificação dos agrotóxicos.

A Lei 7.802, no seu artigo 10, dá competência aos Estados brasileiros para legislar sobre a produção, utilização, comércio e estocagem de agrotóxicos no seu próprio território.

No Estado de São Paulo, a Lei 4.002, de 5 de janeiro de 1984, modificada pela lei de 15 de abril de 1986, regulamenta a distribuição e a comercialização de agrotóxicos e outros biocidas. Esta lei estipula que somente os produtos registrados em âmbito federal devem ser registrados no Estado.

Como critério para o registro, a lei estadual estabelece que os agrotóxicos com propriedades mutagênicas e carcinogênicas reconhecidas ou que causam efeitos sobre a reprodução dos organismos não devem ser homologados.

Essa lei é um tanto quanto vaga, pois os efeitos sobre a reprodução dos organismos dependerão da concentração à qual os organismos serão expostos, além de outros parâmetros ecotoxicológicos. Além disso, esta legislação preconiza que os dados de toxicidade aguda servem apenas para a etiquetagem dos produtos, sendo que um produto é etiquetado como tóxico se a CL50 para peixes for menor ou igual a 1 mg/l.

Os parâmetros necessários para uma análise mais profunda, tais como degradação, bioacumulação, concentração de exposição etc., não são considerados.

Quanto ao aspecto de avaliação de risco de agrotóxicos no Brasil, não se pode dizer que existe um procedimento definido. A Portaria Normativa nº 349, do IBAMA, estabeleceu uma série de ensaios (MHU/SEMA, 1988), mas não define os critérios que serão adotados para avaliação de risco para o ambiente. Trata-se de assunto atual, que se encontra em fase de estudos, esperando-se que em breve as regras básicas necessárias sejam estabelecidas.

É importante distinguir que o significado de uma avaliação de risco é bastante distinto do de avaliação do nível de periculosidade. Neste último, os produtos são apenas classificados quanto à sua potencialidade tóxica e a alguns outros parâmetros ecotoxicológicos, não levando em consideração a concentração de exposição esperada do produto no ambiente, a qual é utilizada no procedimento de avaliação de risco ambiental.

4. Outros países

Na Alemanha, o procedimento de homologação é semelhante àquele da França. A agência federal avalia se o produto é eficaz e se apresenta riscos à saúde humana e ao ambiente. Um risco mínimo à saúde humana é suficiente para proibir um produto, enquanto os critérios para aprovação para o meio ambiente são ainda vagos (REHBINDER, 1987).

No Canadá, a lei federal permite um período de cinco anos para renovação do registro do produto. Durante esse

período, o governo pode anular ou suspender a comercialização de um produto, caso ele venha apresentar algum risco inaceitável (GRAMBOIS, 1987). Segundo esse autor, os agrotóxicos utilizados na agricultura são isentos de exame de avaliação de risco para o meio ambiente, mas outras leis existentes restringem ou interditam a aplicação de determinados agrotóxicos durante certos períodos do ano. Após a homologação de um produto para uso, é obrigatória, no Canadá, a realização de estudos sobre o destino e, mais precisamente, sobre a acumulação do agrotóxico no ambiente (Agriculture Canada, 1987).

A FAO (1980, 1981, 1988) descreve todo o procedimento para homologação de agrotóxicos, mas, contrariamente ao título "Critérios ecotoxicológicos aplicáveis à homologação dos agrotóxicos" (FAO, 1980), não faz nenhuma menção quanto à importância numérica de cada parâmetro utilizado, nem sobre os testes necessários nem sobre a avaliação final dos riscos ambientais.

O grupo de trabalho da OECD, denominado "Avaliação de efeitos ecológicos", ressaltou que, para a avaliação de risco de agrotóxicos não se deve basear apenas em resultados obtidos a partir de testes simples, e sim através de sistemas complexos que representem níveis de organização superiores no ambiente aquático, para que, com o uso adequado de agrotóxico, seja mantida a integridade das funções e da estrutura do ecossistema aquático (OECD, 1989).

Embora a OECD não tenha estabelecido valores ou critérios numéricos para uma avaliação final de risco, a proposta apresentada é semelhante à da EPA (USEPA, 1986), onde primeiramente são mencionados e discutidos, dentre outros, os testes de toxicidade aguda e crônica com organismos aquáticos, a noção de concentração estimada de exposição, a bioacumulação e persistência de agrotóxicos. No entanto, nenhum valor numérico foi estabelecido.

5. Considerações finais e conclusões

A avaliação de risco de agrotóxicos para o homem (Toxicologia Humana) está baseada em critérios claros e bem definidos e que levam a estabelecer limites máximos permissíveis de resíduos na água e nos alimentos.

Esse mesmo tipo de abordagem prática vem sendo aplicado nos Estados Unidos, para a proteção ambiental da vida aquática e terrestre. São medidas que visam minimizar os efeitos nocivos para o homem e o ambiente, sendo que a aceitação final dos riscos de um produto depende dos critérios adotados e do julgamento final dos mesmos, que se baseiam em resultados de testes ecotoxicológicos exigidos pelos diferentes países.

Na França, essa avaliação está sob responsabilidade de comissões de estudos, enquanto nos Estados Unidos é feita pela EPA, onde os critérios são claros, sendo também a utilização seqüencial dos testes com organismos aquáticos bastante coerente.

Quanto à implantação de uma metodologia de avaliação de risco de agrotóxicos, no Brasil poder-se-ia adaptar o método americano, sendo necessário para isso algumas adequações metodológicas. Segundo K.L. Dickson (Institute of Applied Sciences, North Texas State University — Comunicação pessoal), os modelos matemáticos existentes para estimativa da concentração máxima de exposição (CEE) são bastante completos e poderiam ser testados para regiões brasileiras.

No que concerne à realização de testes ecotoxicológicos no ambiente aquático, várias instituições brasileiras já estão praticamente aptas para sua execução, embora ne-

cessitando desenvolver algumas pesquisas para implantar os testes crônicos com peixes de água doce e marinha. Atualmente, o IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis) está credenciando os laboratórios que estão realizando esses testes. Cabe ressaltar que a realização dos ensaios, assim como as informações necessárias para homologação de agrotóxicos, é de responsabilidade exclusiva do produtor. À Federação e ao Estado cabe apenas o controle dos produtos aprovados.

É importante, também, que o Governo Federal congregate ou reúna periodicamente profissionais no assunto, para discutir e implantar uma metodologia efetiva de avaliação de risco ambiental.

Deve-se ressaltar que a avaliação de risco de um agrotóxico é o passo inicial para aprovação ou não de um produto. Somente um monitoramento ambiental pós-aplicação ou uso do produto poderia confirmar se o agrotóxico tem ou não um potencial real de efeito.

6. Referências bibliográficas

- AGRICULTURE CANADA. *Guide d'homologation des pesticides au Canada: Chimie et devenir dans l'environnement*. Rapport 1-255. Agr, 1202(80/02), 1987, 66 p.
- CAIRNS, J. Jr. Estimating hazard. *BioScience*, 30(2): 101-107; 1980.
- CEE, COMMUNAUTE ECONOMIQUE EUROPEËNE. *Proposition modifiée de Directive du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques homologués*, CEE COM, (89) 34, Communautés Européennes, 1989. 32 p.
- CPEN (Code Permanent de l'Environnement et Nuisances). *Produits antiparasitaires* Editions Législatives et Administratives, Paris, 1445-1560. 1986.
- FAO (Food and Agriculture Organization). *Critères ecotoxicologiques applicables à homologation des pesticides*. *Bulletin phytosanitaire de la FAO*, 28 (2), 53 p. 1980.
- _____. Second expert consultation on environmental criteria for registration of pesticides, *FAO 28* 60 p. 1981.
- _____. *Directives pour homologation et le controle des pesticides*. Rapport FAO, Rome, Octobre. 1988. p.i.
- FEDERAL REGISTER. II FIFRA Amendments of 1988, Vol. 54 (34), Wednesday, February, 22. 1989.
- GRANDBOIS, M. Le droit fédéral et Québécois des pesticides. *Revue Juridique de l'Environnement*, 2: 163-177. 1987.
- MHU (Ministério da Habitação, Urbanismo e Meio Ambiente)/SEMA (Secretaria Especial do Meio Ambiente). *Manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos*. Brasília, 1ª edição, maio, 1988.
- OECD (Organization de Cooperation et de Developpement Economique). *Projet de rapport de la réunion de travail de L'OECD sur évaluation des effets ecologiques*, OECD, Paris, ETE/88, 63, 74p. 1989.
- REHBINDER, E. La réglementation de la production, de la distribution et de l'application des pesticides en R.F.A. *Revue Juridique de l'Environnement*, 2 201-219, 1987.
- SCHMITT, R.D & NELSON, M, J. Methodology for estimating the Dietary Intake of Pesticide Residue, In: *Pesticide Residues and Exposure*, PLIMMER J.R. (Ed), ACS, Symposium Series, American Chemical Society, Washington, D. C., 1982. 213p.
- USEPA (United State Environmental Protection Agency). *Hazard Evaluation Standard Evaluation Procedure*, EPA-540/9-001, 1986. 95p.

O uso do licenciamento como recurso gerencial

Francisco Guilherme de Almeida Salgado¹
Marcelo Palhares²

RESUMO — Os estudos de impacto ambiental e o licenciamento de atividades potencialmente causadoras de degradação ambiental são exigências legais previstas na Lei da Política Nacional de Meio Ambiente (6.938/81) e no corpo da Constituição Federal de 1988 (art. 225).

Compatibilizar o processo do licenciamento ambiental com as principais atividades envolvidas com as fases de planejamento, instalação e operação de um empreendimento, constitui uma estratégia para a gestão ambiental do órgão de meio ambiente.

Este trabalho procura apresentar uma proposta para essa estratégia, apoiando-se nas licenças já previstas na legislação (LP, LI e LO) e desenvolvendo sua aplicação em cinco fases distintas.

A proposta fundamenta-se na experiência prática dos autores em processos de avaliação de EIA/RIMAs e de licenciamento ambiental.

ABSTRACT — Environmental impact assessment and licencing activities with potential environmental degradation constitutes legal requirements of the Federal Act of the Environment National Policy (law nr. 6.938/81).

In order to face the licencing process with the phases of planning, installing (or construction) and operation of an entrepreneurship, the official bureau of environment has to handle with a strategy for environmental management.

This paper presents a strategy as a proposal to be discussed. It's based upon the existing licences in the current legislation (LP, LI and LO) and develop its application in 5 distinct phases.

This proposal is embed in the practical experience of the authors on EIA (Evaluation and Environmental Licencing Process).

O estudo prévio de impacto ambiental é um pressuposto constitucional da “efetividade” do direito ao ambiente ecologicamente equilibrado (Silva, 1991).



Seu fulcro situa-se no art. 225, parágrafo 1º, inciso IV, da Constituição Federal de 1988, que incumbe o poder público de exigí-lo nas hipóteses de instalação de atividade potencialmente causadora de significativa degradação ambiental.

Os fundamentos constitucionais de defesa do ambiente encontram ainda, no Estado de São Paulo, abrigo em sua Constituição de 1989, no artigo 192, onde é instituída a figura da Licença Ambiental, precedida de aprovação de estudo prévio de impacto ambiental para obras, processos, atividades e demais empreendimentos potencialmente degradadores do meio, sejam do setor público ou do setor privado.

Os estudos de impacto ambiental e o licenciamento de atividades potencialmente causadoras de degradação ambiental, no entanto, já constituíam uma exigência legal preconizada na Lei da Política Nacional do Meio Ambiente — Lei 6.938/81.

O Decreto Federal nº 88.351/83, posteriormente substituído pelo Decreto nº 99.274/90, regulamentou a Lei 6.938/81 e estabeleceu as diretrizes gerais para o licenciamento ambiental, criando as figuras das licenças prévias (LP), de instalação (LI) e de operação (LO), atribuindo ao CONAMA — Conselho Nacional do Meio Ambiente, a tarefa de estabelecer os critérios mínimos e responsabilidades na execução dos Estudos de Impacto Ambiental.

As Resoluções CONAMA, em especial a de nº 001/86, de 26/1/86, estabelece em seu art. 4º que: “Os órgãos setoriais (nível estadual) do SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente) deverão compatibilizar os processos de licenciamento com as etapas de planejamento de implantação das atividades modificadoras do ambiente”.

O objetivo central deste trabalho é apresentar uma estratégia geral de licenciamento ambiental para o Estado de São Paulo, que permita sua articulação com as principais atividades envolvidas com as fases de planejamento, instalação e operação de um empreendimento.

Para isso, foram utilizadas as figuras da Licença Ambiental Prévia (LAP), Licença Ambiental de Instalação (LAI), Licença Ambiental de Operação (LAO), conforme previstas no Decreto Federal nº 99.274, de 6/6/90:

1 — Arquiteto, especialista técnico em Meio Ambiente, CESP — Departamento de Meio Ambiente — 1978 — 1989, SMA/DAIA — 1989 até o momento.

2 — Arquiteto, especialista técnico em Meio Ambiente, SMA/DAIA — 1987 — 1992, atualmente na CETESB — Diretoria de Controle (Regional de Campinas).

“A Licença Prévia (LP) será expedida na fase de planejamento de atividade, contendo requisitos básicos a serem atendidos nas fases de Instalação e Operação, observados os Planos Municipais, Estaduais ou Federais de uso do solo;

“A Licença de Instalação (LI), autorizando o início da implantação da atividade de acordo com as especificações constantes do projeto executivo ambiental aprovado”;

“A Licença de Operação (LO), autorizando após as verificações necessárias, o início da atividade licenciada e o funcionamento de seus equipamentos de controle de poluição, de acordo com o previsto nas Licenças Prévias e de Instalação”.

I — Histórico — Foi considerada, para efeito desta proposta de compatibilização do licenciamento ambiental, a situação institucional no Estado de São Paulo quanto aos órgãos responsáveis pelos licenciamentos.

Até a criação da Secretaria do Meio Ambiente, os principais órgãos que tratavam de assuntos relativos aos problemas ambientais no Estado não atuavam de forma integrada.

Os licenciamentos ambientais resumiam-se, então, na aplicação pela CETESB (criada em 1973), da Lei Estadual nº 997/76 (regulamentada pelo Decreto nº 8.468/76) e da aplicação, pelo Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais — DEPRN, do Código Florestal, Lei Federal nº 4.771/65 (alterada pela Lei nº 7.803/89), órgão este então vinculado à Secretaria da Agricultura e Abastecimento.

No caso da CETESB, seu licenciamento objetiva o controle e a fiscalização de atividades e processos industriais, loteamentos e outros empreendimentos abrangidos pelo Decreto nº 8.468/76, segundo o conceito de poluição ambiental.

Com a promulgação da Lei de Política Nacional do Meio Ambiente (6.938/81), o conceito de ambiente é alterado em sua abrangência pela introdução da idéia de “degradação” como fator básico na avaliação ambiental e a introdução da obrigatoriedade dos estudos prévios de impacto ambiental.

A criação do órgão ambiental estadual — a SMA — visou permitir o processo de integração dos órgãos licenciadores e fiscalizadores do ambiente no Estado de São Paulo e ao mesmo tempo aplicar o EIA/RIMA como instrumento de licenciamento ambiental, conforme determinado pela Legislação Federal.

Com esse propósito foi criado, em 1987, o Departamento de Avaliação de Impactos Ambientais (DAIA), vinculado à Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA), da Secretaria Estadual do Meio Ambiente.

No processo de assimilação da Legislação Ambiental recém-estabelecida, a SMA assumiu uma interpretação das diretrizes de âmbito federal, que resultava praticamente na unificação das Licenças Prévias e de Instalação, devido à estrutura do licenciamento, esta baseada na ação da CETESB, a qual aplicava apenas as Licenças de Instalação e Funcionamento, conforme previsto na Lei Estadual nº 997/76.

Esta postura inicial levou a que os EIAs/RIMAs não garantissem o caráter prévio da viabilidade ambiental dos empreendimentos; ou seja, o processo de avaliação dos EIAs/RIMAs e sua posterior deliberação pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente — CONSEMA, acarretava, em geral, a imediata autorização da instalação do empreendimento.

Eventualmente, alguns projetos já se encontravam em estágios adiantados da sua implantação ao obter a permissão para a instalação.

Este quadro dificultava a gestão do sistema de licenciamento, por não possuir uma estrutura clara e sistematizada, que permitisse a coordenação e o acompanhamento das atividades licenciadas.

Nesse sentido, o DAIA definiu procedimentos para garantir a desvinculação das Licenças Prévias e de Instalação, aplicando de início este procedimento em alguns empreendimentos isoladamente.

II — Proposta — A proposta aqui apresentada estabelece uma sistemática de procedimentos para a tramitação dos processos de licenciamento na Secretaria do Meio Ambiente, compatível com as atividades de planejamento, implantação e operação de empreendimentos.

O processo do licenciamento ambiental, conforme previsto na legislação, pode ser interpretado como constituído por cinco fases distintas:

Primeira fase — Compreendida entre a solicitação do licenciamento pelo empreendedor e a decisão do órgão ambiental sobre a necessidade ou não da apresentação de EIA/RIMA.

Segunda fase — Compreendida entre o recebimento do EIA pelo órgão ambiental até sua aprovação ou não e eventual emissão da Licença Ambiental Prévia (LAP).

Terceira fase — Compreendida entre a emissão da LAP e a Licença Ambiental de Instalação (LAI).

Quarta fase — Compreendida entre o início efetivo das obras de implantação do empreendimento e a emissão da Licença de Operação (LO).

Quinta fase — Representa a operação plena da atividade já licenciada (definitiva ou precária) e a implementação dos programas de monitorização da eficácia das medidas mitigadoras, bem como da fiscalização pelo órgão competente.

Conforme o diagrama de fluxo (ver quadro), estas cinco fases são a seguir apresentadas mais detalhadamente.

1ª fase — Na primeira fase, o interessado solicita o licenciamento; o órgão ambiental analisa o empreendimento, realiza uma inspeção de campo e decide sobre a obrigatoriedade ou não da apresentação do EIA/RIMA para o licenciamento ambiental.

Neste processo de decisão podem ocorrer quatro situações distintas:

1 — A impossibilidade da existência da atividade no local proposto.

Neste caso o empreendedor é informado sobre as razões pelas quais o empreendimento não pode ser implantado no local proposto.

2 — A possibilidade da existência do empreendimento sem a exigência do EIA/RIMA.

Neste caso o empreendedor é informado sobre a dispensa do EIA/RIMA e recebe a Licença Ambiental Prévia (LAP) e é orientado pela CPLA/DAIA sobre as licenças adicionais que o caso requer.

3 — A possibilidade da existência do empreendimento sem a exigência do EIA/RIMA, porém, com exigência de estudos específicos detalhados como condicionantes das licenças posteriores.

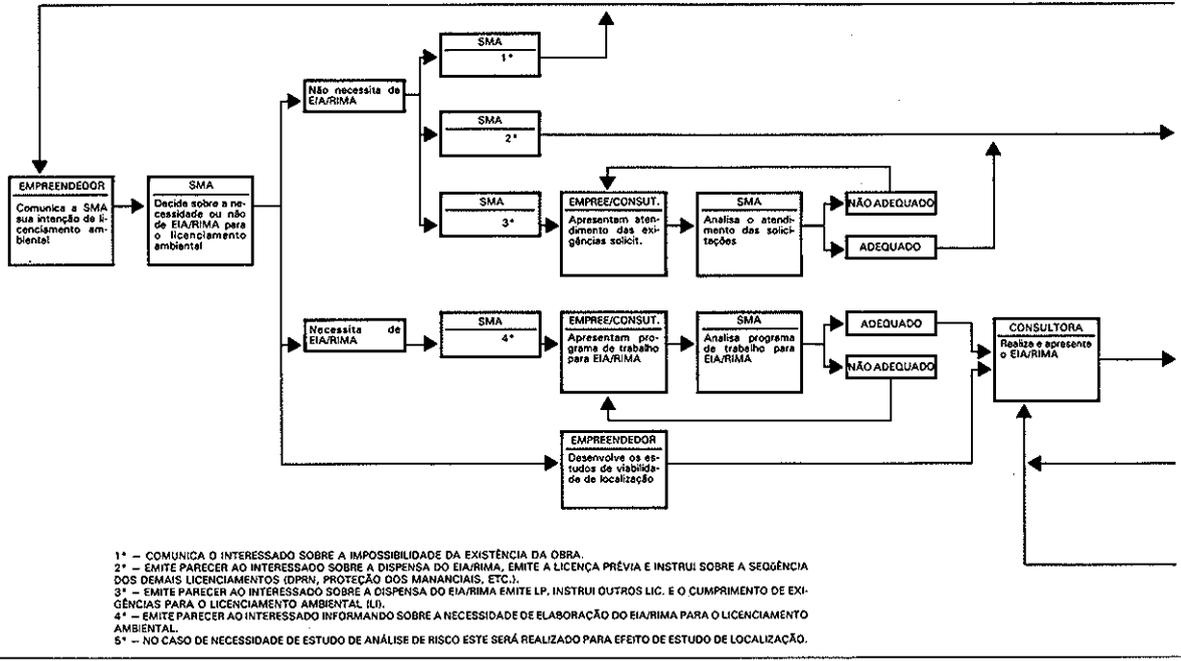
4 — São necessárias a elaboração e a apresentação do EIA/RIMA para a decisão sobre a viabilidade ambiental do empreendimento.

Caso o empreendimento seja sujeito à apresentação de EIA/RIMA, a SMA, através do DAIA, informa ao interessado esta obrigação, fornece as instruções necessárias e solicita a apresentação de um plano de trabalho, caso julgue necessário, segundo o qual a consultora ou equipe técnica apresentam a adequação dos roteiros básicos para elaboração do EIA à realidade do empreendimento. Esta primeira fase é concluída com a manifestação favorável da SMA sobre o plano de trabalho proposto para o EIA/RIMA.

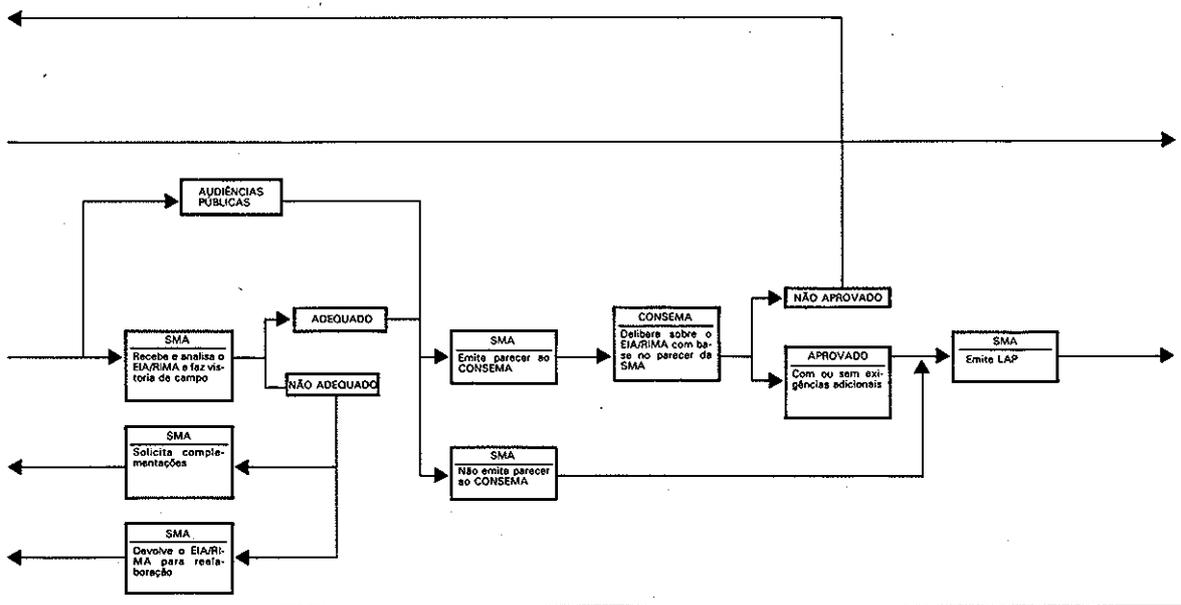
Durante a realização do EIA/RIMA, que, conforme o caso, integra estudos de análise de riscos, a consultora poderá eventualmente solicitar a apresentação de produtos parciais, seja em forma de relatórios ou exposições. Este procedimento propicia maior conhecimento dos problemas pelas equipes técnicas envolvidas e possíveis ajustes, pelo órgão ambiental, no EIA/RIMA em elaboração.

No que se refere à ocorrência das audiências públicas, considera-se a fase de elaboração do EIA/RIMA como aquela mais indicada para sua realização, do ponto de vista técnico. No entanto, poderão ocorrer audiências públicas em outras fases do processo.

1ª FASE



2ª FASE



2ª Fase — A segunda fase deste procedimento inicia-se quando o EIA/RIMA é entregue em sua versão final à SMA, ou caso haja a dispensa de sua apresentação, na emissão da Licença Ambiental Prévia (LAP).

No período da avaliação técnica do EIA/RIMA poderão ocorrer quatro situações básicas:

- 1 — O EIA/RIMA está adequado tecnicamente e demonstra a viabilidade ambiental do empreendimento.
- 2 — O EIA/RIMA está tecnicamente incompleto e retorna ao empreendedor para a devida complementação.
- 3 — O EIA/RIMA está inadequado tecnicamente e é devolvido para reelaboração.

4 — A inviabilidade ambiental do empreendimento proposto é revelada pelo EIA/RIMA.

Caso o EIA/RIMA esteja adequado ou complementado satisfatoriamente, a equipe técnica da SMA elabora parecer técnico sobre o mesmo e, quando solicitado, submete-o à aprovação e deliberação pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), que considerará inclusive as recomendações oriundas das eventuais audiências públicas sobre o empreendimento.

No caso da aprovação do EIA/RIMA, a SMA, com base no parecer técnico, emite a Licença Ambiental Prévia (LAP) do empreendimento.

No encerramento das obras de implantação do empreendimento, a SMA, o interessado e a equipe técnica responsável, efetuarão uma vistoria técnica de forma a verificar o completo atendimento das condicionantes e programas ambientais estabelecidos, bem como a correção de ocorrências não previstas durante a implantação das obras.

Desta vistoria poderão ocorrer duas situações:

1 — As exigências foram totalmente cumpridas.

Neste caso, a SMA emitirá a Licença Ambiental de Operação (LAO), com eventuais exigências para a fase de operação do empreendimento.

2 — As exigências não foram atendidas satisfatoriamente.

Neste caso, a SMA determina o atendimento completo das exigências e faz nova verificação técnica para a emissão da LAO.

No caso de empreendimentos que necessitem do Estado de Análise de Risco, os Programas de Gerenciamento de Riscos serão avaliados nesta fase e sua aprovação constitui condicionante para a emissão da Licença Ambiental de Operação.

A emissão da LAO consubstancia, assim, o término da quarta fase do licenciamento ambiental.

5ª Fase — A quinta fase caracteriza-se como aquela relacionada com a operação efetiva do empreendimento e envolve a ação fiscalizadora da SMA sobre o cumprimento de padrões e medidas gerais de proteção ambiental e o acompanhamento e avaliação de relatórios de monitoramento que serão estabelecidos em função da natureza de cada empreendimento.

III — Considerações Finais — Na apresentação deste trabalho, deixou-se claro a proposição de uma estratégia para o licenciamento ambiental no Estado de São Paulo.

A divisão do licenciamento em cinco fases, conforme proposto, permite a inclusão de ações que não são consideradas em detalhes pela legislação incidente e que se caracterizam como subfases, as quais propiciam adequada gestão do órgão ambiental sobre o próprio processo do licenciamento, bem como sobre as intervenções no ambiente.

Estas ações ou atividades consideradas nos procedimentos propostos podem ser referidas como a possibilidade da exigência ou não de um plano de trabalho inicial, o qual permita a discussão do escopo das atividades técnicas a serem desenvolvidas no EIA/RIMA ou a adequação necessária aos termos de referência e critérios estabelecidos pelo órgão ambiental. Outro aspecto que deve ser ressaltado é o com-

prometimento efetivo, da consultora ou equipe técnica que elabora o EIA/RIMA, como responsável durante toda a fase de implantação do empreendimento, através da emissão de relatórios de acompanhamentos.

Nesta proposta, a fase compreendida entre a emissão da LP e da LI é muito importante, pois trata-se do momento do detalhamento de projetos ou definição mais precisa do que exatamente deverá ser implantado.

A consultora deverá prosseguir acompanhando a adoção efetiva das medidas determinadas no EIA/RIMA, detalhando-as e revisando-as até a fiscalização final do processo de implantação, com a emissão da Licença Ambiental de Operação.

Após a Licença Ambiental de Operação, a principal tarefa caberá ao órgão ambiental, quando deverá fiscalizar a operação dos empreendimentos e verificar sua adequação ambiental.

Considerando o caráter geral deste texto, não é efetivado o detalhamento dos fluxos paralelos e competentes a outros órgãos que tratam de treinamentos específicos como a CETESB, o DEPRN, o Condephaat etc.

Este texto pretende tão-somente definir um escopo para a proposta de adequação, que vem sendo desenvolvida em maiores detalhes no Departamento de Avaliação de Impactos Ambientais — DAIA, da SMA.

A prática efetiva da utilização desta sistemática apontará os acertos indispensáveis a serem feitos em todo o processo, possibilitando o aprimoramento e a integração progressiva dos diversos procedimentos e estruturas de licenciamento, hoje ainda em convivência nem sempre muito eficaz.

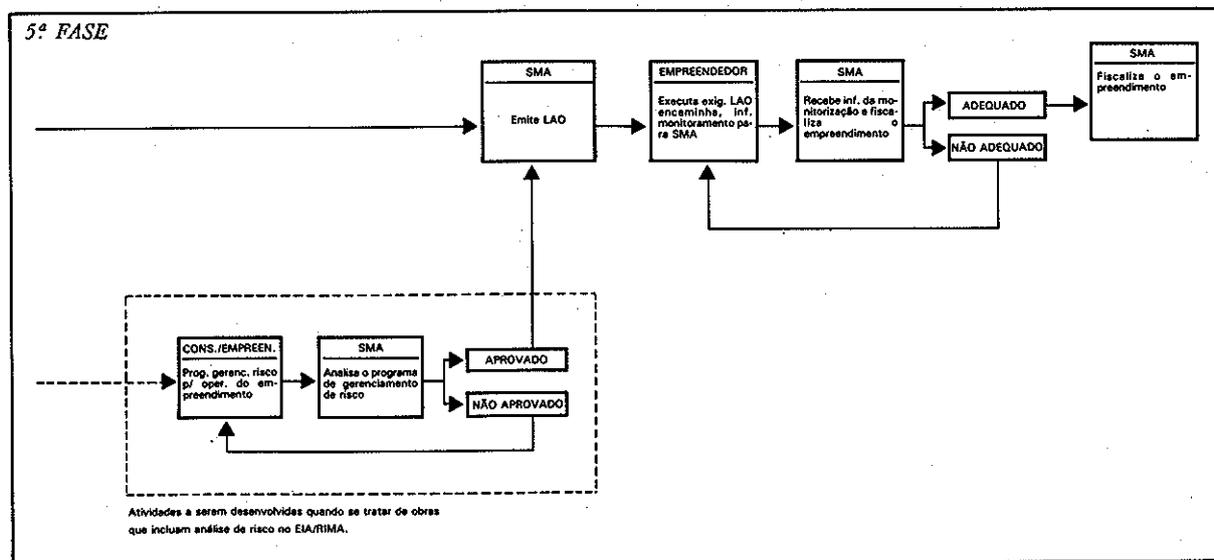
IV — Referências Bibliográficas

BRASIL — Constituição da República Federativa do Brasil, organizada por Juarez de Oliveira. Saraiva. São Paulo, 1989.

BRASIL — Leis, decretos etc. — Legislação Federal: controle da poluição ambiental (atualizada até junho, 1992), Série Documentos/Secretaria do Meio Ambiente. Cetesb. São Paulo, 1992, 260 págs.

SÃO PAULO — Constituição do Estado de São Paulo. IMESP. São Paulo, 1989.

SÃO PAULO — Leis, decretos etc. — Legislação Estadual: controle da poluição ambiental (atualizada até março, 1992), Série Documentos/Secretaria do Meio Ambiente. Cetesb. São Paulo, 1992, 267 págs.



Reações da soja a chuva ácida e solo contaminado

Pedro Luís da C.A. Alves¹ e
Marco Antônio Oliva C.²

RESUMO — Plantas de *Glycine max* (L.) Merrill cv. Uberaba, cultivadas em areia, solo (LVA) de Cubatão e solo de Cubatão com acidez corrigida, foram expostas, a partir do estágio V₂, durante uma semana, a chuva ácida simulada, de composição semelhante às precipitações pluviométricas de Cubatão — SP, com o intuito de estudar os efeitos dos tratamentos sobre: o teor de cera epicuticular, a resistência difusiva ao CO₂ e as atividades das enzimas peroxidase e redutase do nitrato. A chuva ácida causou remoção da cera epicuticular sem, contudo, afetar a resistência difusiva nas superfícies adaxial e abaxial das folhas. A chuva ácida aumentou a atividade da peroxidase e reduziu a atividade da redutase do nitrato nas folhas, sendo este efeito inverso para a redutase do nitrato das raízes. A correção da acidez do solo de Cubatão eliminou os seus efeitos detrimenais. Ao final do período experimental, observaram-se na parte aérea lesões evidentes, semelhantes às produzidas pelo acúmulo de flúor. **Palavras-chave** — Cubatão, chuva ácida, cera epicuticular, resistência difusiva, peroxidase, redutase do nitrato.

ABSTRACT — Plants of *Glycine max* (L.) Merrill cv. Uberaba grown in sand, (LVA) soil of Cubatão and in soil of Cubatão with corrected acidity were exposed, from the V₂ stage, during one week, to simulated acid rain with composition similar to that of Cubatão, to study the effects of the treatments on: amount of epicuticular wax, diffusive resistance to CO₂ and activities of peroxidase and nitrate reductase enzymes. Acid rain caused removal of epicuticular wax but it did not affect adaxial and abaxial diffusive resistances. Acid rain promoted an increase of peroxidase activity and a decrease of nitrate reductase activity, occurring an inverse effect for nitrate reductase in roots. The correction of the acidity of Cubatão soil eliminated its detrimental effects. At the end of the experimental period, evident lesions similar to those caused by fluor accumulation were observed in the aerial part of the plants.

Key words — Cubatão, acid rain, epicuticular wax, diffusive resistance, peroxidase, nitrate reductase.

O termo chuva ácida tem sido popularizado pela mídia em lugar de deposição atmosférica, que é mais abrangente. Deposição atmosférica refere-se a materiais líquidos, sólidos ou gasosos, oriundos da atmosfera, que são depositados nas formas úmida ou seca, nas superfícies do solo e da água (HORNBECK, 1981). Precipitação ácida, na forma de chuva ou de neve, é definida como aquela que apresenta uma concentração de H⁺ superior a 2,5 µeq/l, o que equivale a um pH inferior a 5,6 (EVANS, 1984).



Embora as chuvas ácidas estejam afetando principalmente os países industrializados, todas as tendências indicam que os países em desenvolvimento não estão muito longe de ter de enfrentá-las e dentro desses figuram, como os mais propensos, a China, a Índia e o Brasil (FAO, 1984). No Brasil, as grandes regiões industrializadas já começam a apresentar os sintomas iniciais do problema, como é o caso de Cubatão, SP, onde morros e escarpas encontram-

1. Departamento de Biologia Aplicada à Agropecuária — FCAV — UNESP Campus de Jaboticabal. Rod. Carlos Tonanni, km 5. 14870 Jaboticabal, SP, Brasil.
2. Departamento de Biologia Vegetal — UFV. 36570. Viçosa, MG, Brasil.

-se desprovidos de vegetação. Os resultados obtidos pela CETESB (1984) demonstram que as águas de chuva na região de Cubatão não se encontram extremamente ácidas, mas sim anormalmente poluídas. Em Vila Parisi, por exemplo, obtiveram-se os maiores teores de SO_4^{2-} , Ca^{2+} , NH_4^+ , Fe^{3+} e F^- já registrados no mundo.

Apesar da chuva ácida fornecer nutrientes prontamente assimiláveis pelas plantas, a maioria dos autores acredita que ela seja prejudicial, diretamente, por sua deposição nas folhas ou, indiretamente, por lixiviar os nutrientes do solo e por tornar disponíveis elementos do solo que são tóxicos às plantas (RATHIER & FRINK, 1984).

Embora as florestas pareçam ser particularmente afetadas pela exposição à chuva ácida, culturas agrícolas também podem sofrer os seus efeitos. Processos fisiológicos e bioquímicos são mais sensíveis, respondendo mais rapidamente à exposição do que o crescimento e a produção propriamente ditos. Distúrbios dessa natureza, normalmente, se manifestam antes dos sintomas visuais, podendo também ser usados para prever, de forma mensurável, as respostas das plantas a diferentes condições atmosféricas, climáticas e edáficas (RATHIER & FRINK, 1984; NORBY *et alii*, 1985). A intensidade dos danos depende dos estádios de desenvolvimento e das condições fisiológicas da planta, da área foliar e da taxa de absorção de constituintes da chuva por unidade de área, fatores estes condicionados pelas características edafoclimáticas da região. O dano depende ainda da frequência, intensidade e composição da chuva (COWLING & LINTHURST, 1981; GLASS *et alii*, 1982).

Entre os efeitos deletérios da chuva ácida nas plantas, incluem-se a remoção da cera epicuticular e da cutina, constituintes da cutícula (EVANS, 1984); alterações nas trocas gasosas, oriundas do colapso do movimento estomático (NEULFELD *et alii*, 1985); e intoxicação celular, que se manifesta principalmente por distúrbios enzimáticos (DEKOCK *et alii*, 1960).

Nos últimos anos, o efeito da poluição sobre atividades enzimáticas em plantas tem recebido crescente atenção dos pesquisadores. O aumento na atividade da enzima peroxidase (EC 1.11.1.7) parece estar associado a distúrbios a nível de membranas, à presença de substâncias tóxicas no interior das células e à deficiência de ferro (DEKOCK *et alii*, 1960; PATTON & GARRAWAY, 1986). Por outro lado, a redução do nitrato (EC 1.6.62) também tem se mostrado sensível a diferentes tipos de estresses por injúrias foliares (HARPER & HAGETMAN, 1972; AMBRUST & PAULSEN, 1973). Ambas as enzimas têm sido usadas no monitoramento de regiões poluídas, apresentando alta sensibilidade.

Este estudo visou avaliar os efeitos fisiológicos da chuva ácida, de curto tempo de simulação, e de um solo de Cubatão, em soja (*Glycine max* (L.) Merrill).

Material e Métodos

Este trabalho foi instalado e conduzido, sob condições de laboratório, na Universidade Federal de Viçosa, MG.

Plantas de soja (*Glycine max* (L.) Merrill) cv Uberaba, cultivadas em areia, solo de Cubatão e solo de Cubatão com acidez corrigida, foram expostas, durante os estádios vegetativos V2 e V3 (FEHR & CAVINESS, 1977), a uma chuva ácida simulada, de composição semelhante à chuva

ácida de Cubatão — SP, utilizando-se um sistema de simulação de chuva construído e adaptado a partir do modelo proposto por Evans *et al.* (1977). A calibração do sistema de simulação foi feita de modo que se obtivesse uma precipitação equivalente a 1 mm/min. A solução ácida usada (Quadro 1) foi preparada de acordo com as recomendações de Evans *et al.* (1982) e modificada de acordo com a composição da chuva de Cubatão (CETESB 1984), adotando-se os valores médios encontrados na região de Vila Parisi.

Quadro 1 — Concentração de íons utilizados na simulação de chuva de Vila Parisi, Cubatão, SP, com base nos dados da CETESB (1984).

Íons	Concentração (mg/l)
N-amoniacoal (N-NH_4^+)	7,5
N-Nítrico (N-NO_3^-)	4,2
Fósforo (P)	46,7
Potássio (K)	24,5
Cálcio (Ca)	35,3
Magnésio (Mg)	25,7
Enxofre (S)	162,2
Cloreto (Cl)	41,3
Sódio (Na)	5,9
Ferro (Fe)	10,0
Manganês (Mn)	2,8
Zinco (Zn)	0,3
Fluoreto (F)	4,9
pH	4,00 ± 0,02

Utilizou-se areia de rio, lavada com água, cujo pH situou-se em 5,6, como substrato inerte. O solo de Cubatão utilizado foi coletado dos horizontes superficiais A_1 e A_2 (0-0,2 m) de um Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) de propriedade da ULTRAFÉRTIL. O solo, seco à sombra, passou por duas vezes em peneira com malha de 10 mm de abertura, passando em seguida, por uma vez, em peneira com malha de 5 mm de abertura, quando então coletou-se uma amostra para as análises físicas e químicas, cujos resultados estão expressos no Quadro 2. Em seguida, procedeu-se à correção da acidez de parte da amostra do solo, utilizando como corretivo uma mistura de CaCO_3 e MgCO_3 , na relação estequiométrica de 4:1, em quantidade equivalente a 5,68 t CaCO_3 /ha. A correção foi realizada individualmente, misturando-se os carbonatos com o volume de 3 dm³ de solo contidos em cada vaso. Em seguida, os vasos foram umedecidos e assim mantidos por um período de 15 dias, obtendo-se um pH de 5,4, quando então realizou-se, em cada vaso, a semeadura de dez sementes de soja previamente selecionadas, totalizando três vasos por tratamento.

Decorridos sete dias após a semeadura, quando as plântulas apresentavam as folhas primárias totalmente expandidas (estádio V_1), realizou-se o desbaste, deixando-se as três plântulas mais uniformes em cada vaso.

Aos 15 dias após a semeadura, quando as plantas encontravam-se no estágio V_2 , deu-se início às simulações de chuvas. Estas simulações foram realizadas diariamente, com duração de 20 min e temperatura média no inte-

rior da câmara de $29^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$. A frequência e a intensidade dessas simulações resultaram em uma precipitação média mensal equivalente a 150 mm. Para a simulação da chuva normal, utilizou-se água destilada com pH 6,9, seguindo o mesmo procedimento adotado para chuva ácida. Após a simulação, as plantas foram colocadas sob um painel luminoso, expondo-se a uma densidade de fluxo radiante de 95 W.m^{-2} e temperatura média de $26^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$, por um período que totalizava 14 horas de luz diária.

Soluções ácidas, ao se depositarem nas folhas, afetam principalmente as células da epiderme, incluindo entre estas as células-guarda, podendo interferir nas trocas gasosas (Evans 1984). Contudo, tanto a chuva ácida como os substratos não lograram alterar os valores da resistência difusiva nas superfícies abaxial (Rab) e adaxial (Rad), como pode ser observado na Figura 1B. As informações a respeito das causas da variação de resistência difusiva, devido à chuva ácida, não são conclusivas. No entanto, os resulta-

Quadro 2 — Análise química e granulométrica de uma amostra composta do solo de propriedade da ULTRAFÉRTIL, em Cubatão, SP, 1986.*

Análise Química		Análise Granulométrica	
pH em H_2O (1,0:2,5)	4,22	Frações	Porcentagem
P (ppm)	99,90	Areia grossa	33
K (ppm)	42,60	Areia fina	34
Ca^{2+} (meq/100 cm^3 solo)	0,76	Silte	12
Mg^{2+} (meq/100 cm^3 solo)	0,06	Argila	21
Al^{3+} (meq/100 cm^3 solo)	2,34		
Fe (ppm)	223,00	Classificação textural:	
Zn (ppm)	2,00	Franco-argilo-arenoso	
Mn (ppm)	8,00		
F (ppm)	6,30		

* Análises realizadas pelos Laboratórios de Química e Física do Solo (Departamento de Solos) da Universidade Federal de Viçosa, MG.

O ensaio para estudar os efeitos das chuvas (normal e ácida) e dos substratos (areia, solo e solo corrigido) foi conduzido em blocos ao acaso, com três repetições. Para fins de prova do efeito dos tratamentos, utilizou-se o desdobramento dos graus de liberdade de tratamentos em contrastes ortogonais de interesse.

A amostragem foi realizada ao final de sete dias de simulação, correspondendo ao estágio V_3 , no qual avaliou-se: a atividade da peroxidase nas folhas, segundo Kar & Mishra (1976); a atividade da redutase do nitrato nas folhas e nas raízes, segundo Jaworski (1971); a resistência difusa ao CO_2 na superfície abaxial (Rab) e na adaxial (Rad), por meio de um porômetro de difusão LI-cor, Modelo LI-60, com sensor horizontal LI-15 S (Kanemasu *et al.* 1969); e o teor de cera epicuticular nas duas superfícies (Ebercon *et al.* 1977).

Resultados e Discussão

A chuva ácida causou remoção da cera epicuticular das folhas das plantas de soja cultivadas na areia e no solo de Cubatão com acidez corrigida, sem, contudo, afetar aquelas cultivadas no solo sem correção (Figura 1A e Quadro 3), visto que foram estas que apresentaram menor área foliar e, portanto, menor área de interceptação da chuva.

A taxa de deposição de cera epicuticular depende diretamente da temperatura e da luz e, inversamente, do teor de água na planta (Skoss 1955). A água, além de causar leve remoção da cera, reduz a espessura e a consistência da cutícula (Evans 1984). O efeito adicional de remoção observado no tratamento com chuva ácida pode ter sido resultante de alteração na estrutura submicroscópica da(s) camada(s) de cera epicuticular, possibilitando sua remoção. Por outro lado, a remoção da cutícula só ocorre quando o pH da chuva está abaixo de 3,0, já afetando também as células da epiderme (Evans 1984).

dos obtidos estão de acordo com os observados por Norby *et al.* (1985), também trabalhando com soja. Estes resultados, em parte, podem ser atribuídos ao curto tempo de exposição aos tratamentos, não possibilitando que a solução ácida penetrasse em quantidade suficiente para alterar a permeabilidade das membranas das células-guarda e, portanto, para causar colapso no movimento estomático (Haines *et al.* 1985; Spence 1987). Alves *et al.* (1990), trabalhando com soja cultivada nos mesmos substratos e exposta à chuva ácida simulada de Cubatão por um período de 60 dias, observaram diminuição da resistência difusiva na superfície adaxial decorrente dos mesmos tratamentos.

Plantas de soja, cultivadas na areia e no solo de Cubatão com acidez corrigida, expostas à chuva, apresentaram aumento na atividade da peroxidase em suas folhas, o que não foi observado naquelas cultivadas no solo sem correção (Figura 2A). Os substratos, independentemente do efeito das chuvas, não alteraram significativamente a atividade enzimática.

Como ocorreram injúrias foliares no final do período experimental (Figura 3), pode ter ocorrido ruptura das membranas dos cloroplastos e dos vacúolos, havendo liberação de compostos fenólicos que podem atuar como doadores de hidrogênio para a peroxidase (Patton & Garraway 1986). Além disso, tecidos injuriados podem produzir H_2O_2 , substrato para a enzima. O acúmulo de flúor observado nas folhas expostas à chuva ácida (14,4 ppm, em média) pode ter contribuído para o aumento da atividade enzimática, conforme sugestão de Keller (1974).

As plantas cultivadas no solo de Cubatão, sem correção da acidez, apresentaram menor atividade da redutase do nitrato nas folhas do que as cultivadas nos dois outros substratos (Figura 2B), sendo que as plantas cultivadas na areia apresentaram em média, independentemente do efeito das chuvas, maior atividade enzimática do que aquelas culti-

Quadro 3 — Análise de variância (contrastes ortogonais) do efeito de chuva e substratos, para teor de cera epicuticular, resistência difusiva adaxial e abaxial, atividade de peroxidase e de redutase do nitrato nas folhas e raízes.

Fontes de Variação	G.L.	Cera Epicuticular	Resistência Difusiva		Peroxidase	Redutase do Nitrato	
Contrastes*			Adaxial	Abaxial		Folha	Raiz
1	1	0,00004***	18,2187	0,7339	0,00001	27,1702***	0,8205***
2	1	0,00010***	6,3511	0,0320	0,00001	28,7092***	1,7048***
3	1	0,00002**	79,2067	0,1442	0,0093***	3,6022	0,0140**
4	1	0,00004***	0,0683	0,4760	0,0061***	56,3776***	0,0288***
5	1	0,00001	14,7580	0,7280	0,0009	7,9880**	0,0559***
Resíduo	10	0,00001	223,7347	2,3250	0,0004	14,7287	0,0175
C.V. (%)		9,07	25,66	18,22	5,61	13,60	8,66

* Contrastes:

1. Areia vs solo — 2. Solo vs solo corrigido — 3. Areia com chuva normal vs areia com chuva ácida — 4. Solo corrigido com chuva normal vs solo corrigido com chuva ácida — 5. Solo com chuva normal vs solo com chuva ácida.

** Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F.

*** Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste F.

Figura 1 — Teor de cera epicuticular (A) e resistência difusiva ao CO₂ (B) em plantas de soja cultivadas em areia, solo de Cubatão e solo de Cubatão corrigido, expostas à chuva normal (□) ou ácida (▨).

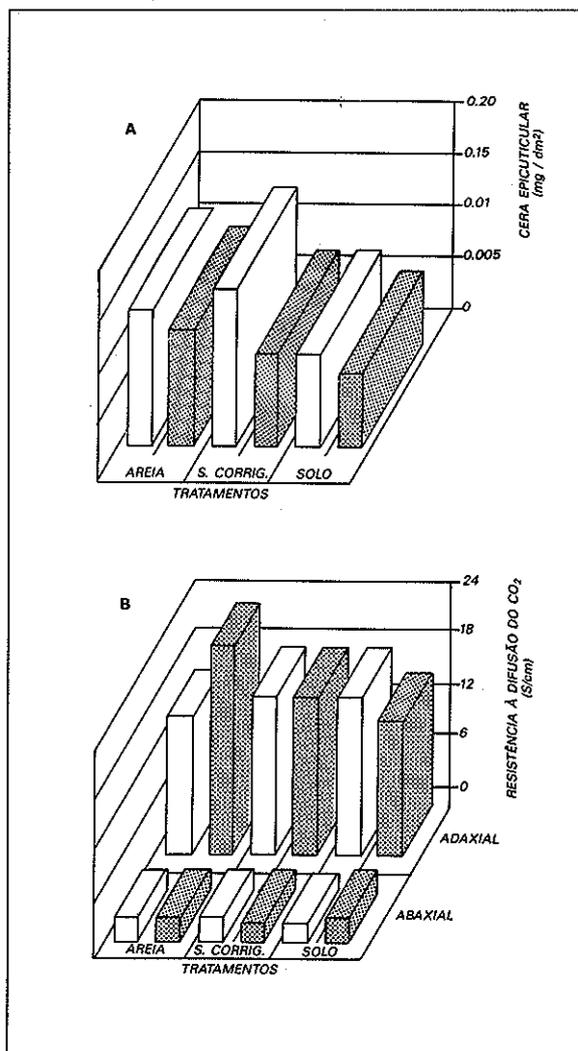
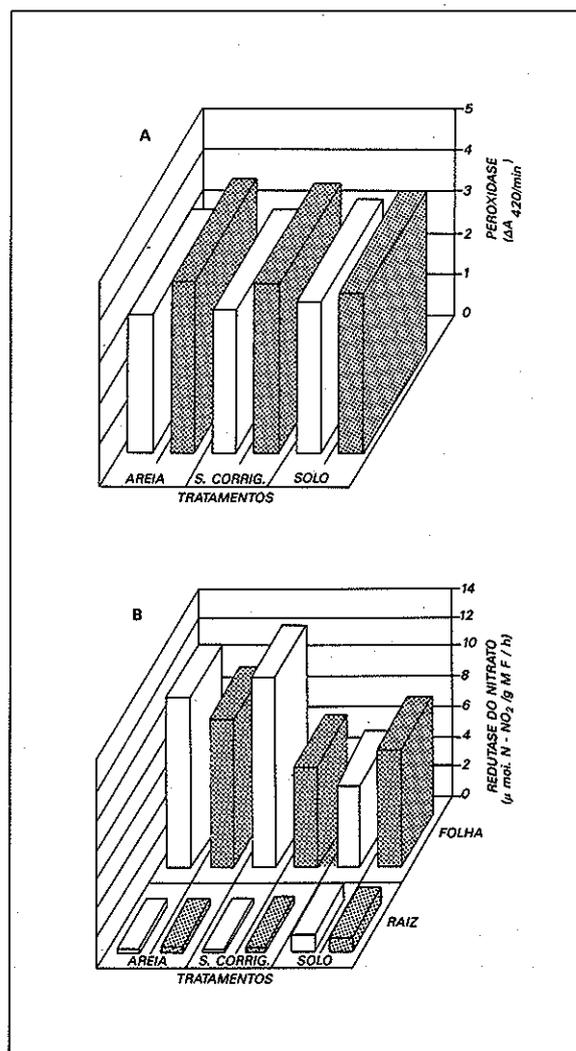


Figura 2 — Atividade da peroxidase (A) e da redutase do nitrato (B) em plantas de soja cultivadas em areia, solo de Cubatão e solo de Cubatão corrigido, expostas à chuva normal (□) ou ácida (▨).



vadas nos solos. A chuva ácida reduziu a atividade da enzima nas folhas apenas nas plantas cultivadas no solo corrigido, resultando em aumento da mesma nas plantas cultivadas no solo não corrigido. Como se pode observar, a correção do solo de Cubatão recuperou a atividade da enzima, aproximando-a do tratamento em areia, provavelmente por inativar ou neutralizar inibidores presentes no solo, como o Al. Quando se analisa a atividade da enzima nas raízes, verifica-se que o efeito dos tratamentos foi inverso. A chuva ácida aumentou a atividade enzimática nas raízes das plantas cultivadas tanto na areia como no solo de Cubatão com acidez corrigida, reduzindo-a nas cultivadas no solo sem correção. As plantas cultivadas na areia apresentaram, em média, independentemente do efeito das chuvas, menor atividade da enzima nas raízes do que as cultivadas no solo, sendo que as cultivadas no solo com acidez corrigida apresentaram menor atividade da enzima.

Estes resultados, em parte, podem ser explicados pelos substratos: a areia e o solo com acidez corrigida possuem maior capacidade de tamponamento da acidez da chuva e, portanto, maior poder de neutralização, reduzindo a liberação de inibidores como o alumínio e aumentando a disponibilidade de elementos essenciais, como o molibdênio (Harper & Hageman 1972). Pode-se inferir que o aumento observado na atividade da enzima nas plantas cultivadas no solo sem correção seja resultante da adição de $N-NO_3^-$ proveniente da chuva, visto ser este o substrato para a enzima (Rea & Sanders 1987). O efeito contrário, observado nas diferentes partes das plantas cultivadas no solo sem correção, pode ser decorrente do efeito direto da chuva no solo, afetando a disponibilidade de elementos. Além disso, os íons H^+ , presentes na chuva ácida, podem alterar o gradiente de potencial eletroquímico, diminuindo o influxo de $N-NO_3^-$ (Rea & Sanders 1987).

Constatou-se, visualmente, que as raízes das plantas cultivadas no solo de Cubatão sem correção cresceram próximas à superfície e às paredes do vaso, chegando muitas vezes a sair do solo. Plantas expostas à chuva ácida apresentaram lesões foliares ao final do período experimental (Figura 3). As lesões apareceram nas margens dos folíolos, nos trifólios próximos ao ápice, fazendo com que estes, ao se desenvolverem, ficassem enrugados e encarquilhados. Esses sintomas podem ter sido resultantes de uma hiperplasia ou de um hipertrofismo das células do mesófilo, assim como de uma inativação do meristema lateral pela necrose marginal (Evans *et al.* 1977; Neufeld *et al.* 1985). As lesões observadas assemelham-se às causadas pelo excesso de flúor (Prince *et al.* 1949). Em folhas de soja, a solução ácida se concentra e seca ao longo das nervuras e nas áreas marginais, resultando no aparecimento de muitas lesões nessas áreas (Lee *et al.* 1981; Heagle *et al.* 1983).

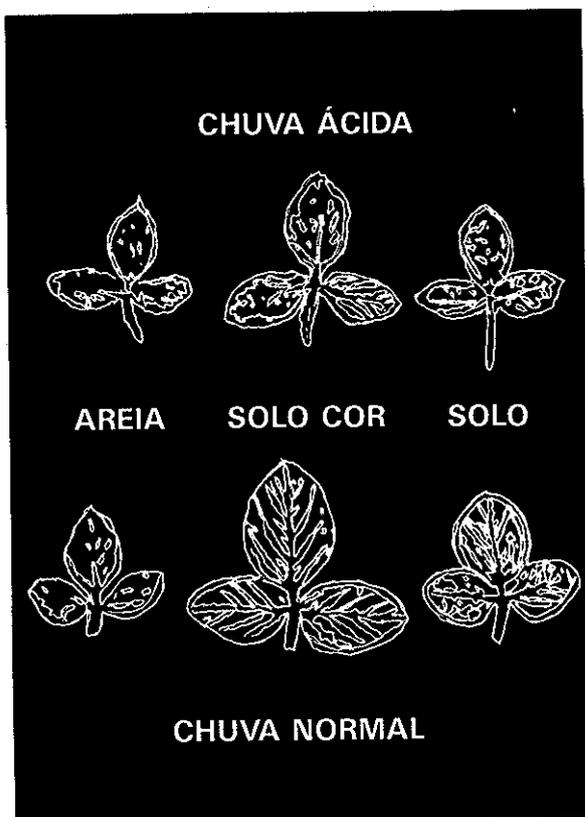
Conclusões

A chuva ácida causou remoção da cera epicuticular das folhas de soja, sem, contudo, afetar a resistência difusiva ao CO_2 nas superfícies adaxial e abaxial. Plantas de soja expostas à chuva ácida apresentaram aumento na atividade da peroxidase nas folhas, independentemente dos substratos. A chuva ácida fez decrescer a atividade da redutase do nitrato nas folhas das plantas cultivadas no solo corrigido, aumentando-a no solo sem correção. Nas raízes, o comportamento da enzima foi contrário. A chuva ácida causou lesões nos trifólios próximos ao ápice.

Bibliografia

- AMBRUST, D.V. & PAULSEN, G.M. 1973. Effect of wind and sandblast injury on nitrate accumulation and on nitrate reductase activity in soybean seedlings. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 4:197-204.
- ALVES, P.L.C.A.; OLIVA, M.A.C.; CAMBRAIA, J.; SANT'ANNA, R. 1990. Efeitos da chuva ácida simulada e de um solo de Cubatão (SP) sobre parâmetros relacionados com a fotossíntese e a transpiração de plantas de soja. *Rev. Bras. Fisiol. Veg.* 2(1):7-14.
- CETESB — Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1984. Caracterização química das águas de chuvas — Impacto ambiental — Relatório Anual. São Paulo. CETESB. 22 p.
- COWLING, E.B. & LINTHURST, R.A. 1981. The acid precipitation phenomenon and its ecological consequences. *Bio-Science*, 31:649-53.
- DEKOCK, P.C.; COMMISSIONG, K.; FARMER, V.C.; INKSON, R.H.E. 1960. Interrelationships of catalase, peroxidase, hematin and chlorophyll. *Plant Physiol.* 35:599-604.
- EBERCON, A.; BLUM, A.; JORDAN, W.R. 1977. A rapid colorimetric method for epicuticular wax content of sorghum leaves. *Crop. Sci.*, 17:179-80.

Figura 3 — Aspecto geral de trifólios de plantas de soja cultivadas nos diferentes substratos e expostas ou não à chuva ácida.



- EVANS, L.S. 1984. Botanical aspects of acidic precipitation. *Bot. Rev.*, 50:449-90.
- EVANS, L.S.; LEWIN, K.F.; CUNNINGHAM, E.A.; PATTI, M.J. 1982. Effects of simulated acidic rain on yields of fieldgrown crops. *New Phytol.*, 91:429-41.
- EVANS, L.S.; GMUR, N.F.; DA COSTA, F. 1977. Leaf surface and histological perturbations of leaves of *Phaseolus vulgaris* and *Helianthus annuus* after exposure to simulated acid rain. *Amer. J. Bot.*, 64:903-13.
- EVANS, L.S. & LEWIN, K.F. 1981. Growth, development and yield responses of pinto beans and soybeans to hydrogen ion concentration of simulated acid rain. *Environ. Exp. Bot.*, 21:103-13.
- FAO. 1984. Lluvias ácidas: llegó el turno del tercer mundo? *Rev. Ceres*, 17(5):101-102.
- FEHR, W.R.; CAVINESS, C.E. 1977. Stage of soybean development. Special Report 80. Co-operative extension service. Iowa State University, Ames, Iowa, 11 p.
- FERENBAUGH, R.W. 1976. Effects of simulated acid rain on *Phaseolus vulgaris* L. (Fabaceae). *Amer. J. Bot.*, 63:283-8.
- GLASS, N.R.; ARNOLD, D.E.; GALLOWAY, J.N.; HENDREY, G.R.; LEE, J.J.; McFEE, W.W.; NORTON, S.A.; POWERS, C.F.; RAMBO, P. L.; SCHOFIELD, C.L. 1982. Effects of acid precipitation. *Environ. Sci. Technol.*, 16:162-9.
- HAINES, B.L.; JERNSTEDT, J.A.; NEUFELD, H.S. 1985. Direct foliar effects of simulated acid rain. II. Leaf surface characteristics. *New Phytol.*, 99:407-16.
- HARPER, J.E. & HAGEMAN, R.H. 1972. Canopy and seasonal prolifes of nitrate reductase in soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). *Plant Physiol.*, 49:164-54.
- HEAGLE, A.S.; PHILBECK, R.B.; BREWER, P.F.; FERRELL, R.E. 1983. Response of soybeans to simulated acid rain in the field. *J. Environ. Qual.*, 12:538-43.
- HORNBECK, J.M. 1981. Acid rain: Facts and Fallacies. *J. For.*, 438-43.
- JAWORSKI, E.G. 1971. Nitrate reductase assay in intact plant tissues. *Bioch. Biophys. Res. Comm.* 43:1274-9.
- KANEMASU, E.T.; THURTELL, G.W.; TANNER, C.B. 1969. Design, calibration and field use of a stomatal diffusion porometer. *Plant. Physiol.*, 44:881-5.
- KAR, M. & MISHRA, D. 1976. Catalase, peroxidase and polyphenoloxidase activities during rice leaf senescence. *Plant. Physiol.*, 57:315-9.
- KELLER, Th. 1974. The use of peroxidase activity for monitoring and mapping air pollution areas. *Eur. J. For. Path.*, 4:11-9.
- LEE, J.J.; NELLY, G.E.; PERRIGAM, S.C.; GROTHAUS, L.C. 1981. Effect of simulated sulfuric acid rain on yield, growth and foliar injury of several crops. *Environ. Exp. Bot.*, 21:171-85.
- NEUFELD, H.S.; JERNSTEDT, J.A.; HAINES, B.L. 1985. Direct foliar effects of simulated acid rain. I. Damage, growth and gas exchange. *New Phytol.*, 99:398-405.
- NORBY, R.J.; RICHTER, D.D.; LUXMOORE, R.J. 1985. Physiological processes in soybean inhibited by gaseous pollutants but not by acid rain. *New Phytol.*, 100:79-85.
- PATTON, R.L. & GARRAWAY, M.O. 1986. Ozone-induced necrosis and increased peroxidase activity in hybrid poplar (*Populus sp*) leaves. *Environ. Exp. Bot.*, 26:137-41. 1986.
- PENA, J.A.; DE PENNA, R.G.; BOWERSOX, V.C.; TAKACS, J.F. 1982. SO₂ content in precipitation and its relationship with surface concentrations of SO₂ in the air. *Atm. Environ.*, 16:1711-5.
- RATHIER, T.M. & FRINK, C.R. 1984. Simulated acid rain: Effects on leaf quality and yield of broadleaf tobacco. *Water, Air, Soil Pollut.*, 22:389-94.
- REA, P.A. & SANDERS, D. 1987. Tonoplast energization: Two H⁺ pumps, one membrane. *Physiol. Plant.*, 71:131-41.
- SKOSS, J.D. 1955. Structure and composition of plant cuticle in relation to environmental factors and permeability. *Bot. Gaz.*, 117:55-72.
- SPENCE, R.D. 1987. The problem of variability in stomatal responses, particularly aperture variance, to environmental conditions. *New Phytol.*, 107:303-15.



Desenvolvimento e meio ambiente sob nova ótica

Héctor Raúl Muñoz Espinosa*

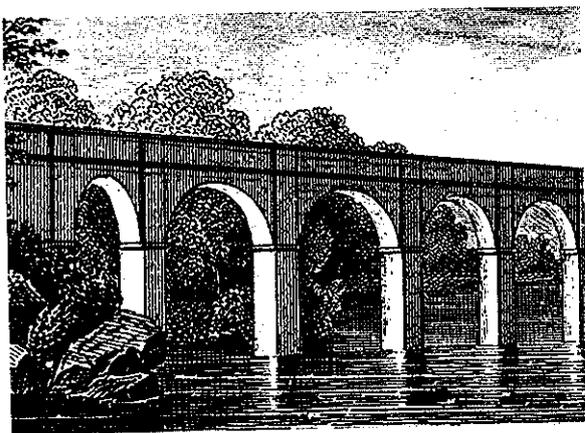
RESUMO — Este artigo salienta que, embora o conceito de desenvolvimento sustentável represente uma clara evolução do pensamento sobre a relação entre meio ambiente e desenvolvimento nos últimos vinte anos, ele constitui uma aspiração cuja concretização ainda implica superar uma série de obstáculos conceituais e metodológicos. As soluções não são “universais”, mas próprias de cada comunidade no espaço-tempo, mediante a prática da negociação entre os diferentes atores envolvidos. Conclui que os esforços para operacionalizar o desenvolvimento sustentável, na escala planetária, são dificultados não apenas pela complexidade do tema, mas também pelos interesses estratégicos e econômicos associados ao assunto.

Palavras-chave: Desenvolvimento, desenvolvimento sustentável, gestão ambiental.

ABSTRACT — This paper points out that, in spite of the sustainable development concept represents a clear evolution of thinking along the last 20 years, it is still an ideal which requires to overpass a set of conceptuals and methodological problems. The solutions are not “universal”, but adequated to each community in the time-space, through the practice of the negotiations among the diferent involved actors. It concludes that the efforts to carry out the sustainable development at planetary level are hard not only due to the complexity of the subject, but also due to the strategic and economical issues associated to it.

Key words: Development, sustainable development, environmental management.

A notável expansão das capacidades técnico-produtivas e o acelerado crescimento demográfico mundial têm colocado em evidência, especialmente ao longo da segunda metade do presente século, que os recursos naturais e os serviços derivados deles não são ilimitados e que a sua escassez ou esgotamento constituem uma séria ameaça ao bem-estar presente e futuro da humanidade.



O crescimento econômico, na sua realidade tradicional, tem sido apontado como uma das principais causas da deterioração ambiental. De fato, o crescimento econômico que conhecemos hoje está baseado no uso intensivo da energia fóssil; no uso da água, ar e solo como receptores de dejetos; e na superexploração de ecossistemas naturais. Neste sentido, vale assinalar que 75,7% do consumo mundial de energia em 1989 foi de origem fóssil (Worldwatch Institute, 1991); “Mais de 10 bilhões de toneladas de poluentes são lançados nos oceanos do mundo sob várias formas: esgotos, sais nutrientes, substâncias radiativas, óleos, produtos químicos venenosos etc.” (Harkavy, 1992); “Pelo menos 3.000 km² das melhores terras de cultivo desaparecem a cada ano, para dar lugar a edifícios e estradas, apenas nos países desenvolvidos” (IUCN, 1980). Por ou-

* Físico, Mestre em Recursos Hídricos pela UFRGS. Especialização em Geografia/Desenvolvimento Regional na UFSC. Técnico da Divisão do Meio Ambiente da ELETROSUL.

tro lado, o crescimento econômico está associado à crescente utilização de tecnologias modernas que em muitos casos, como os agroquímicos na agricultura, podem ter efeitos ecológicos secundários negativos. Neste aspecto, em 1991, só no Estado do Paraná, aconteceram 1.187 casos de intoxicação dos quais 101 foram fatais (SEMA do PR, 1992). Assim, esse tipo de crescimento conduz à certeza da sua insustentabilidade a longo prazo, gerando dúvidas quanto à sustentabilidade dos “progressos” alcançados pela humanidade ao longo de sua história, com o conseqüente impacto sobre o bem-estar das gerações futuras. Este problema não é apenas uma questão econômica, mas também fundamentalmente, uma questão ética.

O tema em referência tem provocado intensas discussões que aconteceram nos países do Norte, num primeiro momento — década dos anos 70 —, e logo, progressivamente, praticamente em todo o mundo. Hoje em dia, a pressão social exercida em defesa da qualidade de vida, ameaçada pelas conseqüências ambientais das atividades produtivas, se manifesta em todos os continentes. A presença de mais de 130 chefes de estado na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD — RIO 92), o conteúdo da “Agenda XXI” e a marcante participação das ONGs, através do FÓRUM GLOBAL paralelo à Conferência oficial, são testemunhos e reflexos do grau de conscientização planetária alcançado em relação ao assunto.

Nos países ditos “em desenvolvimento”, a degradação ambiental avança mais rapidamente do que nos países ditos “desenvolvidos”. As causas são complexas, mas a própria pobreza e a condição de subdesenvolvimento, num contexto de relações de dependência estabelecidas historicamente sobre bases éticas que têm conduzido à exploração dos mais fracos pelos mais fortes, são a principal causa de diferença nas velocidades de degradação. Com efeito, as obrigações urgentes que impõe o pagamento da dívida externa e as necessidades mais urgentes ainda, de simples subsistência biológica das populações mais pobres, tendem a gerar atitudes e mentalidades que procuram soluções de curto prazo, sem maiores considerações em relação ao que acontecerá nos horizontes de longo prazo. O pagamento da dívida externa, por exemplo, tem incentivado economias baseadas na exportação intensiva do “patrimônio natural” destes países. Por outro lado, o pagamento da dívida impede acelerar o crescimento e erradicar a pobreza. Na intenção de oferecer alternativas urgentes e imediatas, não têm sido raros os casos de governos que têm postergado o estabelecimento de normas ambientais ou que são pouco exigentes nesse sentido, visando atrair investimentos do capital estrangeiro. Quanto às condições de vida dos mais pobres, centenas de milhões de habitantes rurais dos países do “Sul” são obrigados a destruir recursos renováveis para garantir a simples subsistência biológica. Estima-se o número de famintos no mundo em 950 milhões de pessoas, isto é, aproximadamente um quinto da população total. Ao mesmo tempo, menos de 20% da população do planeta consome mais de 80% da produção mundial de bens. A maioria dos pobres corresponde à população dos países ditos em desenvolvimento, os quais apresentavam em 1986 um índice global de fertilidade de 4,1 filhos/mulher contra 1,7 nos países do dito primeiro mundo. Considerando-se que a taxa de equilíbrio é de 2,1 filhos/mulher, a conclusão é óbvia: o número de pobres do planeta aumentará significativamente no futuro próximo.

Apesar dos fatos assinalados e, de certa forma, justamente por eles existirem, a consciência e sensibilidade nos países em desenvolvimento, a respeito do indissolúvel binômio “meio ambiente x desenvolvimento”, têm aumentado de forma notável. Neste ponto, há que se reconhecer o importante papel desempenhado pelas ONGs. Novamente, o conteúdo da “Agenda XXI” e os debates correspondentes na CNUMAD — RIO 92, no Fórum Global das ONGs e nos demais eventos paralelos à Conferência oficial, demonstram a afirmativa. Neste sentido, parafraseando a Geisse (1988), podemos dizer que a sensibilidade sócio-ambiental tem aumentado na mesma medida que o auge do modelo exportador pressiona o meio ambiente natural, a crescente concentração urbana pressiona o meio ambiente construído, e o empobrecimento pressiona o “habitat” popular.

Desenvolvimento sustentável

O verdadeiro progresso deveria ser irreversível a longo prazo, isto é, sustentável no tempo. Isto implica cuidar da base de recursos que constitui a fonte principal de matéria e energia para os processos econômicos e, em definitivo, para o sustento da vida no planeta.

A Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento (CM MAD, 1987) definiu desenvolvimento sustentável como “aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer as possibilidades das gerações futuras atenderem suas próprias necessidades”. Este conceito incorpora a conservação ambiental, além do crescimento econômico e equidade social, para julgar o desenvolvimento. Nenhum destes objetivos pode ser alcançado sem avanços simultâneos e interrelacionados com os outros dois. A conservação ambiental é entendida como “Gestão racional da utilização da biosfera, de tal sorte que produza o maior benefício sustentável para o homem” (IUCN, 1980). O crescimento econômico e a equidade social são apontados como medidas de política econômica e social para satisfazer as necessidades mais urgentes da sociedade e a melhoria de qualidade de vida do homem.

A proposta de desenvolvimento sustentável revela uma clara evolução do pensamento sobre a relação entre desenvolvimento e meio ambiente, nos últimos vinte anos. A primeira proposta conhecida sobre o tema, a proposta de “crescimento zero”, baseada nos conceitos tradicionais de crescimento e ignorando as diferenças entre países, implicava aceitar uma contradição insuperável entre crescimento e conservação da natureza. Esta proposta foi seguida de outras mais otimistas, baseadas nas perspectivas do progresso tecnológico e na disposição dos diferentes atores sociais, para empreender ações concertadas visando ao equilíbrio entre crescimento e conservação ambiental. A proposta do desenvolvimento sustentável e a procura de caminhos para convertê-la em realidade representam a visão mais atualizada sobre o assunto. Com o desenvolvimento sustentável não se trata de fazer do crescimento econômico o mais compatível possível com a conservação da natureza, mas em admitir que ambos os objetivos são partes indivisíveis de uma mesma unidade. Elementos integrados de um mesmo processo. Em essência, “O desenvolvimento sustentável é um processo de transformação, no qual a exploração dos recursos, a direção dos investimentos, a orientação do desenvolvimento tecnológico e a

mudança institucional se harmonizam e reforçam o potencial presente e futuro, a fim de atender as necessidades e aspirações humanas" (CMMAD, 1987).

Trilhar pelo caminho do desenvolvimento sustentável é uma decisão que a sociedade tem de fazer, com os seus sistemas de organização social. O estabelecimento de acordos e compromissos dos governos e organismos institucionais, para implementar estratégias concretas de desenvolvimento sustentável, incluindo prazos para atingir as metas conveniadas e definindo as fontes dos recursos financeiros necessários, foi um dos objetivos explícitos da CNUMAD — RIO 92. Entretanto, é bom frisar alguns dos muitos problemas que têm sido apontados como obstáculos na intenção de trilhar esse caminho.

Problemas conceituais e teóricos

Um dos obstáculos assinalados é o da relatividade do conceito de desenvolvimento sustentável. Tanto nos países desenvolvidos como naqueles em desenvolvimento, as políticas nacionais têm incorporado medidas conservacionistas visando ao controle da contaminação, conservação de recursos energéticos, controle da exploração indiscriminada de recursos naturais e da degradação ambiental. As agências encarregadas do planejamento do uso do solo, de regulação de tecnologias, de controle da contaminação e de outros esforços, que objetivam melhorar as relações das pessoas com o seu meio ambiente, se somam aos corpos burocráticos já existentes nas respectivas nações. Mas este esforço está baseado na resposta à demanda de controles ambientais específicos. Mesmo que os resultados tenham sido modestos, eles são concretos. Frente a isso, o discurso do desenvolvimento sustentável, que implica uma abordagem global — e não pontual — da problemática ambiental, aparece para muitos técnicos como algo vago ou como um interessante mas simples discurso teórico, desenvolvido conceitualmente, de impossível, ou pelo menos difícil, operacionalização prática.

Conceitualmente, um grande obstáculo é a falta de consenso a respeito do que deve ser entendido por desenvolvimento sustentável. Para começar, a expressão apresenta ambigüidade nos termos: o que é aquilo que pode sustentar-se e desenvolver-se ao mesmo tempo? O objeto direto da sustentabilidade tem significado distinto para os diferentes interlocutores. Os ambientalistas querem é sustentar o ambiente natural. Os consumidores querem manter o consumo. Os trabalhadores querem conservar os seus empregos. Enquanto o conceito tiver significados distintos para diferentes pessoas, poderá contar com muitos defensores, mas as decisões políticas necessárias à sua implantação serão prejudicadas (Norgaard, 1988). A solução do problema passa pelo reconhecimento de que as sociedades de cada país ou regiões internas a eles, devem precisar o significado da expressão, dentro dos graus de liberdade que permitem os três objetivos, explicitados em parágrafos anteriores. Isso pressupõe o exercício de uma democracia participativa.

Em tese, o desenvolvimento sustentável, deveria medir-se mediante o parâmetro "qualidade de vida", mas isso é uma coisa complexa, não isenta de subjetividades e onde teria de incluir aspectos correspondentes a planos muito distintos. De fato, do ponto de vista teórico, o maior problema, conforme apontado por diversos autores, é a falta

de indicadores para medir o desenvolvimento sustentável, pois cada um dos três objetivos que o definem se mede com parâmetros qualitativamente diferentes, implicando um problema metodológico já na própria definição do objeto. Com efeito, os três grandes elementos que, em teoria, conduziriam ao desenvolvimento sustentável são: o crescimento econômico, medido em termos monetários; a equidade, medida mediante parâmetros sociais; e a sustentabilidade no uso dos recursos naturais, medida com base em parâmetros físico-bióticos. A falta de um indicador global e a tradição quanto ao tratamento dos três aspectos por especialistas de formação setorial, tendem, muitas vezes, a fazer do assunto um verdadeiro "diálogo de surdos".

Outro ponto para se salientar é o fato do desenvolvimento sustentável implicar satisfazer, simultaneamente, três tipos de aspirações que, no curto prazo, se apresentam como conflitantes. A solução ideal em cada caso é, provavelmente, algo intermediário em que nenhum dos objetivos considerados separadamente atinge o ótimo, mas em que todas as pessoas, no dizer de Dourojeanni (1991), tenham a possibilidade de "ser" algo.

Necessidade de sistemas de planejamento e gestão adequados

Desenvolvimento sustentável é uma expressão que reflete uma grande aspiração da sociedade, mas que não é facilmente alcançável. De certa forma, as aspirações implícitas, como objetivos do desenvolvimento sustentável, superam as capacidades regionais de gestão. Aspira-se, por exemplo, a um sistema de planejamento integrado e de gestão participativa. Aspira-se também a um manejo integrado dos recursos naturais. Na América Latina e na maioria das regiões do planeta, não há tradição nesta linha. No Brasil, o planejamento tem sido tradicionalmente setorial, com carências muito significativas de coordenação e integração intersetoriais. Quanto ao manejo, mal sabemos lidar com apenas um recurso. Uma grande quantidade de experiências de manejo de águas, florestas, pesca e outros, têm conduzido a problemas grandes e resultados parcos. Como, então, abordar o manejo integrado, muito mais complexo? Por outro lado, conhece-se muito pouco a respeito de como as variáveis, que fazem parte de um dos três objetivos do desenvolvimento sustentável, influem nos outros objetivos. Assim, em geral, o gestor tem de tomar decisões cujas conseqüências ficam conhecidas só após elas serem implementadas. Percebe-se neste ponto, a grande importância que têm as tecnologias de gestão para a operacionalização de estratégias de desenvolvimento sustentável e a importância dos sistemas de avaliação de impactos ambientais, como instrumentos necessários à gestão racional. De fato, um dos grandes desafios que enfrentam os governos e a sociedade, em geral, é o de desenvolver e usar sistemas de gestão, capazes de fomentar e conciliar os três objetivos do desenvolvimento sustentável, numa realidade complexa, com critérios e modelos culturais distintos (Dourojeanni, 1991).

Face ao espaço de conflitos que os três objetivos do desenvolvimento sustentável configuram, normalmente, no curto prazo, a lógica e os conhecimentos hoje disponíveis, nos conduzem ao entendimento de que as soluções não são únicas nem de validade universal. Assim, em cada país ou região, a definição do ideal de desenvolvimento sustentá-

vel deveria ser o resultado das transações entre os diferentes atores sociais envolvidos. Em resumo, as formas concretas para atingir o ideal são próprias de cada comunidade no espaço-tempo e os sistemas de gestão para atingi-lo requerem da prática da negociação o instrumento participativo de solução de conflitos.

As transações serão mais justas na medida que os diferentes intervenientes conheçam bem o significado e o valor dos elementos em jogo. Mas o problema é que este valor, nem sempre pode ser medido em unidades econômicas. Como atribuir valor econômico a um patrimônio paisagístico, à biodiversidade ou a um cemitério rural que deve ser relocado por causa da construção de uma barragem? Grandes esforços deverão ser feitos na busca de soluções para essas questões. De qualquer forma, uma coisa é clara: a equidade só se alcança na base de tratativas praticadas com ética e conhecimentos.

Contabilidade ambiental

Um outro problema na mesma linha, é que o sistema das grandes contas nacionais não considera as "perdas" de patrimônio natural nos cálculos do produto interno. Como consequência, o sistema não faz discriminações entre o crescimento sustentável e outro imediatista, sem sustentação no tempo.

Influenciado pelo pensamento keynesiano e pelos acontecimentos econômicos dos anos trinta, o sistema de contas nacionais, desenvolvido e consolidado no âmbito da comunidade internacional de nações, desenvolveu-se com o objetivo de medir a evolução a curto prazo dos principais agregados macroeconômicos: produção, investimento, consumo etc. Longe estava a preocupação com a escassez de recursos naturais e a degradação do meio ambiente. A consciência atual sobre o assunto sugere uma revisão do sistema. Hoje em dia, trata-se de incluir nele indicadores sociais e ecológicos.

Os recursos naturais são vitais para a maioria das economias ditas em desenvolvimento, cujas exportações são, em geral, produtos intensivos desse tipo de recursos. Porém, usam um sistema de informações econômicas que não considera as variações de patrimônio natural no cálculo do produto nacional. Conforme salientado por Robert Repetto, do World Resources Institute, de Washington, o perigo dessa situação é que "um país pode esgotar os seus recursos minerais, derrubar as suas florestas, erodir os seus solos, contaminar suas águas, extinguir sua vida silvestre e potencial pesqueiro, sem que a medida do produto nacional se veja afetada pela perda desses ativos". Essa omissão de "bens naturais" nos cálculos dos indicadores induz a erros na interpretação dos processos de crescimento econômico e prejudica as decisões políticas em prol do desenvolvimento sustentável.

Dentre as soluções apontadas para o problema, destaca-se a proposta de adotar os conceitos de "Produto Interno Bruto Sustentável (PIBS)" e "Produto Interno Líquido Sustentável (PILS)". Entretanto, existe muita controvérsia sobre como operacionalizar essa idéia. Com efeito, a avaliação dos "custos ambientais" implica vários problemas. Por um lado, é muito difícil realizar "medições" nessa área. Por outro, não existe consenso a respeito de quais as coisas que deveriam ser incluídas nas eventuais medidas. No caso de uma atividade produtiva, por exemplo:

o custo de recuperação do meio ambiente à sua condição anterior ou o preço que os consumidores podem estar dispostos a pagar para melhorar a qualidade ambiental. Somado a isso está o problema de que a perda de elementos de ambiência, tais como os referentes a valores paisagísticos e de patrimônio histórico-cultural, que dependendo de cada caso podem ser muito importantes e significativos para as comunidades atingidas, simplesmente não podem ser expressos como parâmetros econométricos.

No Brasil, o tema em questão tem sido estudado no Instituto de Planejamento Econômico e Social (IPEA). Foi tratado também no âmbito da CNUMAD — RIO 92 e num seminário internacional organizado pela ECOTROPIC, uma das ONGs participantes no Fórum Global paralelo à CNUMAD, de junho 92. Esta entidade, fundada no Brasil, propõe-se a continuar trabalhando sobre o tema, em âmbito internacional, com a participação dos seus quadros em diversos países do planeta.

Alguns países tentam evitar um balanço negativo na questão da sustentabilidade, mediante uma política de importações e de investimentos externos, que lhes permitem a preservação do seu próprio meio natural. O Japão, por exemplo, compra alumínio dos países do Hemisfério Sul, após o beneficiamento primário do minério que é, justamente, o mais eletrointensivo e de maior geração de entropia.

Necessidade de uma nova ética, planetária e solidária

As discussões na RIO 92 e nos eventos paralelos, permitiram evidenciar o grau de consciência que hoje existe no sentido do desenvolvimento sustentável não depender apenas de uma boa gestão nacional ou regional, mas também, e em grande medida, de fatores e relações externas. De fato, o paradigma de desenvolvimento a que aspira a humanidade, implica, necessariamente, uma consciência ética e solidariedade planetárias. Conforme apontado no Relatório do Brasil para a 2.^a CNUMAD, "o desenvolvimento sustentável em âmbito mundial pressupõe uma nova divisão internacional do trabalho, que implica uma profunda reconversão industrial, a alteração dos hábitos de consumo dos países desenvolvidos e uma maior solidariedade internacional no sentido de viabilizar o acesso dos países menos desenvolvidos aos avanços científicos e tecnológicos". Mas, assim como a CNUMAD — RIO 92 evidenciou consenso quanto à necessidade de preservar o planeta, evidenciou também que não há consenso em pontos operacionais chave, tais como os referentes ao pagamento da "conta" da sustentabilidade global. O problema de fundo é refletido nas discussões a respeito das medidas necessárias para atingir o objetivo da equidade social, tais como a reversão do fluxo líquido de recursos econômicos do Sul pobre para o Norte rico.

Os países em desenvolvimento dificilmente terão condições de "sustentar" sozinhos o desenvolvimento sustentável nacional no curto prazo. O problema dos garimpos no Brasil, por exemplo, é muito sério, entre outros motivos, pela grande devastação ambiental que a atividade implica na forma como é praticada. Entretanto, o caso dos garimpeiros não pode ser visto como um simples "caso de polícia". Muitos deles estão nessa atividade porque são pessoas marginalizadas do mercado convencional de trabalho. Neste sentido, proibir os garimpos deveria implicar ofere-

cer alternativas de subsistência. Para isso, o país requer recursos financeiros adicionais.

Em âmbito internacional, o fim da guerra fria fez pensar na possibilidade dos países pobres contar com parte dos recursos anteriormente destinados para fins bélicos. Conforme salientado pelo secretário-geral das Nações Unidas, Boutros-Ghali, nos últimos anos tem-se produzido um enriquecimento do conceito de desenvolvimento. Como parte desse processo, a segurança nacional e a segurança coletiva, em geral, estariam sendo consideradas cada vez menos como uma questão militar a cada vez mais como uma questão econômico-ecológica. Neste sentido, parte dos gastos militares tradicionalmente justificados como elementos de segurança, deve se reconverter para projetos de desenvolvimento plenatário.

Só os Estados Unidos gastam 240 bilhões de dólares anuais nos seus sistemas de defesa. Isso equivale a, aproximadamente, 60% do PIB brasileiro. A lógica (ou a cãndida esperança?) faz supor que parte substancial desses recursos poderia passar a ser destinada para auxiliar os esforços de desenvolvimento sustentável nos países pobres. Mas, naturalmente, pelas transformações que o assunto implica, não se trata de tarefa fácil. Apesar do apelo do discurso e da simpatia gerada pelo objetivo declarado, esse tipo de medida haverá de contar com sérios obstáculos e resistências para sua implantação. Para se tornar uma realidade, deverá ser processada de forma gradual para administrar adequadamente os reflexos econômicos, sociais e político-culturais nos Estados Unidos e demais países que adiram a essa prática. Contudo, a história mostra que, quando as tensões se maximizam, as evoluções graduais podem ser sobrepassadas por rupturas e revoluções. Os esforços que hoje se fazem em prol de um estado de "bem-estar sócio-ambiental" para a humanidade como conjunto, visam justamente a evitar que a situação atinja um ponto de explosão irreversível.

Conclusão

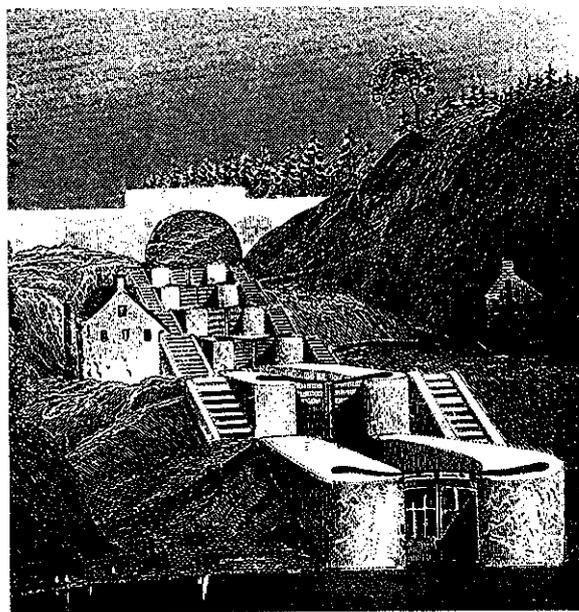
A aplicação do conceito de desenvolvimento sustentável na escala planetária, requer ainda grandes esforços metodológicos para sua operacionalização. Esforços dificultados não apenas pela complexidade teórica do tema, mas também, e principalmente, pelos interesses estratégicos e econômicos associados ao assunto.

Fica claro, entretanto, que é válido e necessário tentar trilhar na prática o caminho do desenvolvimento sustentável. Mas, para isso, é necessário desenvolver sistemas de gestão, que permitam a tomada de decisões apesar de todos os problemas e incertezas apontados. Sistemas de gestão que funcionem em todos os níveis possíveis de organização social e que, para ser eficientes e eficazes, não devem ser interpretados como sinônimo de instrumentos pesados e opressivos, que impeçam o exercício da democracia participativa, da mesma forma que não devem ser entendidos como sinônimo de um sistema de assembleísmo permanente como requisito, para qualquer tomada de decisão. Neste sentido, nunca é demais lembrar que o tamanho do espaço de gestão é definido muito mais pela capacidade dos homens para exercer essa função, que pelos limites físicos, biológicos, econômicos, ecológicos ou de qualquer outro tipo. E que o mecanismo adotado por eles para exercer a gestão, depende do tipo de problema a ser

resolvido e das características específicas dos atores envolvidos.

Referências

- COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA PREPARAÇÃO DA CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CIMA) — *O desafio do desenvolvimento sustentável. Relatório do Brasil para a CNUMAD*. Secretaria de Imprensa da Presidência da República. Brasília, dez. 1992.
- COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CMMAD) — *Nosso futuro comum*. Editora da Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro, 1988.
- DOUROJEANNI, A. — *Procedimientos de gestión para el desarrollo sustentable*. CEPAL - Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Santiago, 1991.
- GOMEZ-LOBO, A. — *Desarrollo sostenible y cuentas nacionales: aspectos metodológicos y su relevancia para Chile*. *Ambiente y Desarrollo*. Vol. V, nº 3; pp. 89-106, Santiago, Chile, dic. 1989.
- HARKAVY, A.O. — A conferência das N.U. Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento e a sobrevivência da Terra: O INÍCIO DE UMA NOVA ERA. IN: *CONFERÊNCIA INTERNACIONAL DO GREEN PRESS*. Belo Horizonte, Brasil, Maio 1992.
- UNIÃO INTERNACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (IUCN) — *Estratégia Mundial para a Conservação: a conservação dos recursos vivos para um desenvolvimento sustentado*. CESP, São Paulo, 1984.
- NOORGARD, R. — *Los desafíos de la política de desarrollo sustentable*. *Ambiente y Desarrollo*. Vol. IV, nº 3, pp. 25-40, Santiago, Chile, 1988.
- SP ECO 92 — Seminários, debates e mesas-redondas sobre a "A Nova Ordem Mundial", São Paulo, Junho 1992.



Teoria e prática sobre as Cadeias de Markov

Milo Ricardo Guazzelli¹

Resumo Este trabalho tem um duplo objetivo: apresentar de modo operacional a teoria das Cadeias de Markov e mostrar ao mesmo tempo como esta pode ser utilizada na análise de problemas de qualidade de água. A aplicação prática apresentada trata da presença de mercúrio em águas superficiais em concentrações acima do limite estabelecido. Esta questão é importante e vem sendo objeto de estudos recentes que buscam o conhecimento dos mecanismos de transferência do mercúrio do sedimento para a água e vice-versa.

ABSTRACT This paper has a double objective: to describe the Markov Chains theory in a practical way as well as to show its application in the water quality analysis. The practical application here described is related to the mercury presence in superficial waters in concentrations above the established limit. This is an important issue that has been the object of recent studies in order to understand the mercury transference mechanisms from the sediment to the water and vice-versa.

A teoria dos processos estocásticos trata de sistemas que evoluem no espaço ou no tempo, de acordo com leis probabilísticas.

No processo estocástico temporal, os resultados são "indexados" ou identificados no tempo, em ocasiões específicas. Assim definido, um processo estocástico é um experimento aleatório no tempo, através do qual algum atributo de interesse assume valores numéricos segundo fatores casuais. Este atributo, que pode tratar de valores qualitativos, é denominado variável aleatória.



Um processo estocástico é definido pela família ou conjunto de variáveis aleatórias $\{ X_t \}$, onde t é um parâmetro temporal (índice) de um dado conjunto T .

Um valor específico para a variável aleatória é denominado um "estado". Na terminologia dos processos estocásticos, a variável aleatória X_t é chamada "variável de estado". O espaço dos estados (S) é simplesmente o espaço amostral para todos os valores possíveis de X_t .

1 — Processos estocásticos de estado discreto e parâmetro discreto

Se S contém, exclusivamente, valores discretos, então $\{ X_t \}$ é denominado "processo estocástico de estado discreto". Em outras palavras, S contém os estados (resultados) mutuamente exclusivos e exaustivos associados com o processo (experimento). Em geral, os espaços de estado dis-

* Engenheiro Industrial Mecânico e Sanitarista.
Mestre em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo
Gerente da Divisão de Qualidade de Águas da CETESB

creto podem ser finitos numeráveis (isto é, o número de resultados em S é finito) ou infinitos numeráveis (isto é, o número de resultados em S é infinitamente grande). Da mesma forma, o parâmetro de indexação T pode ser discreto. Se T está restrito a valores inteiros, isto é, $T = \{0, 1, 2, \dots\}$, então $\{X_t\}$ é um "processo estocástico de parâmetro discreto".

2 — Processos markovianos

Uma das classes mais bem conhecidas e úteis no âmbito dos processos estocásticos é a dos processos markovianos.

Um processo estocástico é um "Processo de Markov" quando satisfaz a seguinte condição, conhecida como "Propriedade Markoviana":

"Dado o conhecimento do estado presente (ou mais recente), a probabilidade condicional do estado seguinte é independente dos estados anteriores ao estado presente (ou mais recente)".

Especificamente, para um processo estocástico de estado discreto e parâmetro discreto, a probabilidade condicional de um próximo estado específico (isto é, $X_{t+1} = x_{t+1}$) dado o estado presente (isto é, dado $X_t = x_t$) e dados todos os estados que antecedem o estado presente (isto é, dados $X_0 = x_0, X_1 = x_1, \dots, X_{t-1} = x_{t-1}$) é idêntica à probabilidade condicional de um próximo estado específico, dado o estado presente: $P(X_{t+1} = x_{t+1} | X_0 = x_0, X_1 = x_1, \dots, X_t = x_t) = P(X_{t+1} = x_{t+1} | X_t = x_t)$ (1)

para $t = 0, 1, \dots$ e todas as seqüências possíveis para valores de estado.

Note-se que a letra maiúscula representa a variável aleatória e a letra minúscula um valor específico da variável aleatória.

3 — Probabilidades de transição

A probabilidade condicional dada pelo lado direito da equação (1) representa a chamada "probabilidade de transição". A probabilidade de transição é definida como a probabilidade condicional, de o processo atingir um estado futuro específico dado seu estado mais recente. Essa probabilidade é também denominada "probabilidade de transição de 1-estágio" uma vez que descreve o sistema entre t e $t + 1$. Analogamente se pode definir probabilidade de transição de m -estágios como a probabilidade condicional que descreve estados no sistema entre t e $t + m$.

Uma representação conveniente das probabilidades de transição de 1-estágio para o caso discreto é dada pela seguinte "matriz de transição":

$$\begin{array}{c}
 \text{DO ESTADO} \\
 \text{P} =
 \end{array}
 \begin{array}{c}
 \left| \begin{array}{cccc}
 & 1 & 2 & \dots & n \\
 1 & P_{11} & P_{12} & \dots & P_{1n} \\
 2 & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\
 \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\
 \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\
 n & P_{n1} & P_{n2} & \dots & P_{nn}
 \end{array} \right|
 \end{array}
 \dots (2)$$

onde n é o número de estados mutuamente exclusivos e exaustivos e p_{ij} é a "probabilidade de transição" do i -ésimo estado presente para o próximo j -ésimo estado. Assim, as linhas representam os estados presentes possíveis e as colunas os estados futuros possíveis. Por definição, os elementos em P devem satisfazer as duas propriedades seguintes:

$$1. \quad 0 \leq p_{ij} \leq 1 \quad \text{para todos } i, j$$

$$2. \quad \sum_{j=1}^n p_{ij} = 1, \quad i = 1, 2, \dots, n$$

A primeira propriedade segue da definição de probabilidade. A segunda decorre da Regra da Adição para eventos mutuamente exclusivos que são exaustivos; isto é, dado que o sistema está presentemente no i -ésimo estado, a probabilidade de estar em seguida no estado 1 ou estado 2 ou ... estado n é 1.

4 — Cadeias de Markov

Uma "Cadeia de Markov" é um processo estocástico com as seguintes propriedades:

1. Espaço de estado-discreto.
2. Propriedade markoviana.
3. Probabilidades de transição de 1-estágio permanecem constantes ao longo do tempo (denominadas probabilidades de transição estacionárias).

Se, adicionalmente, o estado de espaço discreto tem um número finito de estados, então, fica definida a Cadeia de Markov de Estado Finito.

As cadeias de Markov constituem uma classe proeminente dos processos markovianos, pois têm propriedades computacionais desejáveis à implementação em aplicações práticas. Uma Cadeia de Markov fica completamente determinada uma vez que seja especificada, com certeza, a matriz de transição e o conjunto de probabilidades incondicionais para os estados iniciais.

O conhecimento desses dois conjuntos de probabilidades permite a predição probabilística de estados específicos em pontos futuros, no tempo.

5 — Exemplo de formulação de processo como Cadeia de Markov

Considerem-se os registros históricos de conformidade ou inconformidade, de amostras, apresentados na Tabela 1, relativamente ao padrão para a concentração de mercúrio em águas superficiais, para uma determinada estação de monitoramento bimestralmente amostrada.

Neste caso, a variável de estado é discreta e pode assumir um dentre dois valores.

Seja $X_t = 0$, se a amostra se apresenta "conforme" por ocasião da coleta no bimestre t , e $X_t = 1$, se esta se apresenta "inconforme" no bimestre t .

$\{X_t\}$, nestas condições, é um processo estocástico de estado discreto e parâmetro discreto onde $S = \{0, 1\}$ e $T = \{1, 2, \dots\}$. Para um período de dezoito bimestres,

Tabela 1 — Registros históricos bimestrais de conformidade ou inconformidade com o padrão para a concentração de mercúrio em águas superficiais.

Bimestre (t)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Conforme ?	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0

$\{X_t\} = \{X_1, X_2, \dots, X_{18}\}$ é a representação geral deste processo e $\{0, 0, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 0, 0, 1, 0, 1, 0, 1, 0, 1, 0, 1, 0\}$ é sua realização.

Geralmente, a matriz de transição teórica ou verdadeira é desconhecida, na prática. O procedimento usual para especificar P supõe, primeiramente, que o processo estocástico observado (histórico) constitui uma amostra aleatória do processo real. Se for este o caso, há uma justificativa teórica para calcular as estimativas por ponto das probabilidades de transição, a partir das probabilidades empíricas, obtidas de uma tabela de contingência.

No caso do exemplo apresentado, o processo estocástico histórico pode ser descrito pela Tabela 2.

Note-se (ver Tabela 2) que duas vezes o estado do sistema evoluiu de “conforme” para “conforme” em bimestres contíguos (isto é, de $X_1 = 0$ para $X_2 = 0$ e de $X_9 = 0$ para $X_{10} = 0$); portanto, um 2 é colocado na célula (1,1) da tabela de contingência (Tabela 2). Por definição, p_{11} é a probabilidade de “conforme” no bimestre seguinte dado que subsiste conformidade no bimestre corrente. Da tabela de contingência (Tabela 2), dentre 7 “conformes” nos bimestres vigentes (a soma da linha 1), 2 “conformes” ocorreram nos bimestres seguintes; portanto $p_{11} = 2/7$. Analogamente, $p_{12} = 5/7$ ou 5 bimestres “inconformes” ocorreram subsequente aos bimestres “conformes” dentre os 7 possíveis. Logo, para a matriz temos:

$$P = \begin{pmatrix} p_{11} = \frac{2}{7} & p_{12} = \frac{5}{7} \\ p_{21} = \frac{5}{10} & p_{22} = \frac{5}{10} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0,29 & 0,71 \\ 0,50 & 0,50 \end{pmatrix}$$

Graficamente, a matriz P pode ser representada da forma mostrada na Figura 1.

Figura 1 — Representação do grafo da matriz de transição para o exemplo dado.

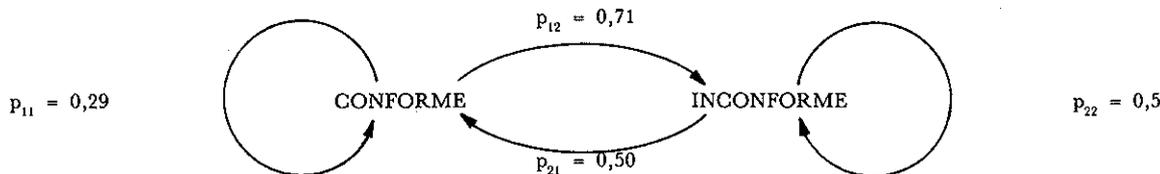


TABELA 2 — Tabela de contingência obtida a partir do registro histórico relativo ao exemplo.

DE — um estado específico num dado bimestre	PARA — um estado específico no bimestre seguinte		SOMA DA LINHA
	CONFORME ($X_{t+1} = 0$) :	INCONFORME ($X_{t+1} = 1$)	
CONFORME ($X_t = 0$)	2	5	7
INCONFORME ($X_t = 1$)	5	5	10
SOMA DA COLUNA	7	10	17

6 — Técnicas de cálculo na análise da probabilidade de estados futuros de uma Cadeia de Markov

6.1 — Enfoque Clássico nas Soluções Transientes

Supondo-se que as hipóteses relativas à dependência (propriedade markoviana) e estacionariedade são satisfeitas para o exemplo dado, isto é, assumindo-se a “validade” da Cadeia de Markov, pode-se prever a probabilidade de qualquer estado futuro, dado qualquer estado presente, tão-somente aplicando as Regras de Adição e Multiplicação de probabilidades dadas pelas seguintes fórmulas:

Regra da Adição

$$P(E_1 \text{ “ou” } E_2 \text{ “ou” } \dots \text{ “ou” } E_k) = \sum_{i=1}^k P(E_i) \quad (3)$$

onde E_i são eventos alternativos mutuamente exclusivos.

Regra da Multiplicação

A probabilidade condicional de E_i relativamente a E_j (isto é, a probabilidade de E_i dada a ocorrência de E_j) é definida como:

$$P(E_i / E_j) = \frac{P(E_j \text{ “e” } E_i)}{P(E_j)} \dots \dots \dots (4)$$

A Figura 2 mostra a árvore de probabilidades que descreve o estado presente no bimestre 18 ("conforme" ou $X_{18} = 0$), bem como os estados futuros nos bimestres 19, 20 e 21.

Cada "nó" na árvore representa um estado específico no bimestre t que é ou "conforme" ($X_t = 0$) ou "inconforme" ($X_t = 1$).

O "ramo" entre dois estados quaisquer representa um caminho possível de trânsito, entre esses dois estados. As probabilidades condicionais ou "de ramo" são mostradas na figura, encimadas em cada ramo.

As "probabilidades de ramo" são, na realidade, as probabilidades de transição entre dois estados sucessivos quaisquer.

A probabilidade de "conforme" no bimestre 19 ($X_{19} = 0$) dado "conforme" no bimestre 18 ($X_{18} = 0$) é dada por:

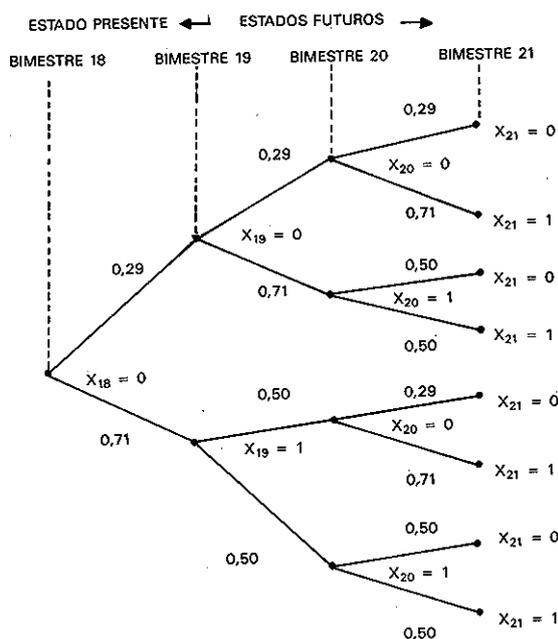
$$P(X_{19} = 0 | X_{18} = 0) = p_{11} = 0,29$$

A probabilidade de "conforme" no bimestre 20 ($X_{20} = 0$) dado "conforme" no bimestre 18 é dada por:

$$P(X_{20} = 0 | X_{18} = 0) = P(X_{19} = 0 | X_{18} = 0) \cdot P(X_{20} = 0 | X_{19} = 0) + P(X_{19} = 1 | X_{18} = 0) \cdot P(X_{20} = 0 | X_{19} = 1)$$

$$P(X_{20} = 0 | X_{18} = 0) = (0,29) \cdot (0,29) + (0,71) \cdot (0,50)$$

Figura 2 — Árvore de probabilidades para o exemplo dado.



$$P(X_{20} = 0 | X_{18} = 0) = 0,0841 + 0,3550 = 0,4391$$

Atentando-se para a árvore de probabilidades (ver Figura 2), verifica-se que é possível atingir $X_{20} = 0$ por dois caminhos. O primeiro vai de $X_{18} = 0$ a $X_{19} = 0$ e daí para $X_{20} = 0$ com probabilidade $(0,29)(0,29)$, conforme a "Regra de Multiplicação" para eventos dependentes. O segundo dirige-se de $X_{18} = 0$ a $X_{19} = 1$ e daí para $X_{20} = 0$ com probabilidade $(0,71)(0,50)$.

Uma vez que esses caminhos são mutuamente exclusivos, a probabilidade de atingir $X_{20} = 0$, dado que se iniciou em $X_{18} = 0$, é dada pela soma das probabilidades calculadas separadamente $(0,0841 + 0,3550)$, conforme a "Regra de Adição" para eventos mutuamente exclusivos.

A probabilidade de "conforme" no bimestre 21, dado "conforme" no bimestre 18 ($X_{18} = 0$), é dada pela soma de quatro caminhos de probabilidades:

$$P(X_{21} = 0 | X_{18} = 0) = (0,29)(0,29)(0,29) + (0,29)(0,71)(0,50) + (0,71)(0,50)(0,29) + (0,71)(0,50)(0,50)$$

$$= 0,024389 + 0,10295 + 0,10295 + 0,1775$$

$$= 0,407789$$

Resumindo, dado "conforme" no bimestre 18, as probabilidades de "conforme" nos bimestres 19, 20 e 21 são $(0,29)$, $(0,4391000)$ e $(0,407789)$, respectivamente. Essas probabilidades condicionais para o estado "conforme" são conhecidas como "probabilidades transientes", por se alterarem com o tempo.

6.2 — Enfoque matricial nas soluções transientes

O método de árvores de probabilidades, para o cálculo das probabilidades transientes, apesar de instrutivo, é incômodo. Um procedimento mais elegante e eficiente envolve a utilização da multiplicação de matrizes.

Para a matriz de transição do exemplo dado:

$$P = \begin{pmatrix} 0,29 & 0,71 \\ 0,50 & 0,50 \end{pmatrix}$$

sabe-se que a primeira linha representa as probabilidades condicionais dos estados possíveis no próximo período, dado que o Estado 1 "conforme" é observado no período atual. Assim, dado "conforme" no período atual, $p_{11} = 0,29$ e $p_{12} = 0,71$ são as probabilidades de "conforme" e "inconforme", respectivamente, no próximo período. Analogamente, a segunda linha representa as duas probabilidades condicionais no próximo período, dado ter sido observado o Estado 2 ("inconforme") no período corrente (isto é, $p_{21} = 0,5$ e $p_{22} = 0,5$).

Para determinar todas as probabilidades condicionais de dois períodos no futuro (isto é, $p_{ij}^{(2)}$ para todos os i e j), simplesmente eleva-se P ao quadrado como segue:

$$P^2 = P \cdot P$$

$$= \begin{pmatrix} 0,29 & 0,71 \\ 0,50 & 0,50 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} 0,29 & 0,71 \\ 0,50 & 0,50 \end{pmatrix}$$

$$= \begin{pmatrix} 0,4391000 & 0,5609000 \\ 0,3950000 & 0,6050000 \end{pmatrix}$$

Esta matriz indica, por exemplo, que $p_{12}^{(2)}$ é a probabilidade de "inconforme" daqui a dois bimestres, dado que no bimestre corrente o estado subsistente é de conformidade.

As probabilidades condicionais para daqui a três bimestres são dadas por:

$$P^3 = P^2 \cdot P$$

$$= \begin{pmatrix} 0,4391000 & 0,5609000 \\ 0,3950000 & 0,6050000 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} 0,29 & 0,71 \\ 0,50 & 0,50 \end{pmatrix}$$

$$= \begin{pmatrix} 0,4077890 & 0,5922110 \\ 0,4170500 & 0,5829500 \end{pmatrix}$$

Para calcular as probabilidades condicionais daqui a quatro bimestres, basta calcular P^4 efetuando-se $P^3 \cdot P$ ou $P^2 \cdot P^2$. Em geral, as chamadas probabilidades de transição de k-estágios, para k períodos de tempo no futuro, representadas por $p_{ij}^{(k)}$, são obtidas pelo cálculo de P^k .

7 — Probabilidades incondicionais ou absolutas

Na Tabela 2, referente ao exemplo dado, as somas de cada coluna dividida pela soma de ambas as colunas (ou de ambas as linhas) fornecem, respectivamente, as estimativas das probabilidades de uma amostra aleatória, coletada na estação de monitoramento considerada, se apresentar nos estados "conforme" ou "inconforme", no bimestre "vigente" (ver Tabela 2). Essas probabilidades, denominadas probabilidades incondicionais ou absolutas do Estado j no período "vigente", representam as probabilidades incondicionais iniciais. Para o exemplo dado, as probabilidades incondicionais iniciais são representadas pelo seguinte vetor linha:

$$\mu^{(0)} = (0,41 \ 0,59)$$

Se se estiver interessado na Probabilidade Incondicional ou Absoluta do Estado j após k transições ($\mu_j^{(k)}$), o seguinte produto deve ser efetuado:

$$\mu^{(k)} = \mu^{(0)} \cdot P^k \quad (5)$$

onde $\mu^{(k)} = [\mu_1^{(k)}, \mu_2^{(k)}, \dots, \mu_n^{(k)}]$ é o vetor linha das probabilidades incondicionais para todos os n estados após k transições, $\mu^{(0)}$ é o vetor linha das probabilidades incondicionais iniciais e P é a matriz de transição de 1-estágio.

Note-se que, como $P^k = P^{k-1} \cdot P$, podemos escrever (5) da seguinte forma:

$$\mu^{(k)} = \mu^{(0)} \cdot P^{k-1} \cdot P \quad (6)$$

Por outro lado, para k-1 estágios, o produto dado por (5) fica:

$$\mu^{(k-1)} = \mu^{(0)} \cdot P^{k-1} \quad (7)$$

Substituindo-se (7) em (6) obtemos uma fórmula alternativa para o cálculo da Probabilidade Incondicional ou Absoluta do Estado j após k transições, qual seja:

$$\mu^{(k)} = \mu^{(k-1)} \cdot P \quad (8)$$

Ilustrando com o exemplo que vimos tratando, se quisermos saber a distribuição de probabilidades dos estados "conforme" e "inconforme", respectivamente, daqui a três bimestres, basta efetuar, usando (5):

$$\mu^{(3)} = (0,41 \ 0,59) \cdot \begin{pmatrix} 0,29 & 0,71 \\ 0,50 & 0,50 \end{pmatrix}^3$$

$$= (0,41 \ 0,59) \cdot \begin{pmatrix} 0,4077890 & 0,5922110 \\ 0,4170500 & 0,5829500 \end{pmatrix}$$

$$= (0,4132530 \ 0,5867470)$$

8 — Soluções de estado estacionário

Para ilustrar a distribuição estacionária da Cadeia de Markov, considerem-se os cálculos apresentados na Tabela 3, para o exemplo dado.

Tabela 3 — Matrizes de transição de 13 estágios para o exemplo dado.

k	P^k	
1	0,2900000	0,7100000
	0,5000000	0,5000000
2	0,4391000	0,5609000
	0,3950000	0,6050000
3	0,4077890	0,5922110
	0,4170500	0,5829500
4	0,4143643	0,5856357
	0,4124195	0,5875805
5	0,4129835	0,5870165
	0,4133919	0,5866081
6	0,4132735	0,5867265
	0,4131877	0,5868123
7	0,4132126	0,5867874
	0,4132306	0,5867694
8	0,4132254	0,5867746
	0,4132216	0,5867784
9	0,4132227	0,5867773
	0,4132235	0,5867765
10	0,4132232	0,5867768
	0,4132231	0,5867769
11	0,4132231	0,5867769
	0,4132232	0,5867768
12	0,4132231	0,5867769
	0,4132231	0,5867769
13	0,4132231	0,5867769
	0,4132231	0,5867769

Primeiro, atente-se para qualquer $p_{ij}^{(k)}$ à medida que k aumenta. Note-se que as oscilações dessas probabilidades transientes são amortecidas em cada estágio. Isso implica que $p_{ij}^{(k)}$ se aproxima, assintoticamente, de um valor de estado estacionário. Por outro lado, concentre-se a atenção nas linhas de \mathbf{P}^k , à medida que k aumenta. Note-se que as linhas vão se tornando idênticas. Por exemplo, as linhas de $\mathbf{P}^{(12)}$ são idênticas para 7 dígitos significativos. Isso ilustra o fato interessante de que a probabilidade de qualquer estado futuro vai se tornando independente de seu estado inicial, quanto mais se evolui para o futuro. Esta probabilidade converge para seu valor de estado estacionário (μ_j^*) de cima para baixo (se $p_{ij} > \mu_j^*$) ou de baixo para cima (se $p_{ij} < \mu_j^*$), como mostrado na figura 3.

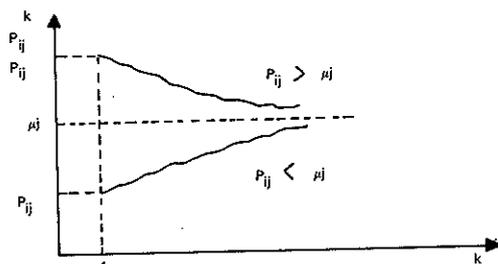


Figura 3 — A probabilidade transiente assintoticamente se aproxima da probabilidade de estado estacionário.

A probabilidade de estado estacionário para o estado j indica que a probabilidade de se encontrar o processo estocástico no estado j , após um “grande” número de transições, tende para o valor dado por μ_j^* . Uma vez que essa tendência se manifesta independentemente da distribuição de probabilidade inicial, conclui-se que μ_j^* é a probabilidade “incondicional” para o estado j . Assim, pode-se concluir que as probabilidades absolutas não se alteram, uma vez que o estado estacionário tenha sido atingido. Consequentemente, com base na equação (8), a seguinte igualdade deve ser verdadeira.

$$\mu^* = \mu^* \cdot \mathbf{P} \quad \dots \dots \dots (9)$$

onde μ^* é o vetor linha de n probabilidades de estado estacionário. Esta condição, associada ao fato que os elementos de μ^* devem somar 1, isto é

$$\sum_{j=1}^n \mu_j^* = 1 \quad \dots \dots \dots (10)$$

permite que imediatamente sejam calculadas as probabilidades de estado estacionário, como a seguir se mostra.

Aplicando-se a equação 9 ao exemplo dado, obtém-se:

$$(\mu_1^* \ \mu_2^*) = (\mu_1^* \ \mu_2^*) \cdot \begin{pmatrix} 0,29 & 0,71 \\ 0,50 & 0,50 \end{pmatrix}$$

que, após a multiplicação, se transforma em 2 equações com 2 incógnitas.

$$\mu_1^* = 0,29 \mu_1^* + 0,50 \mu_2^* \quad (1)$$

$$\mu_2^* = 0,71 \mu_1^* + 0,50 \mu_2^* \quad (2)$$

Além destas, a equação (10) permite escrever

$$\mu_1^* + \mu_2^* = 1 \quad (3)$$

O conjunto fornece um total de 3 equações com 2 incógnitas. Desde que μ^* (o 0) representa uma solução trivial para (1) e (2), a qual é invalidada por (3), tem-se que uma das duas primeiras equações é redundante. Arbitrariamente, desprezando-se a (2) e resolvendo-se (1) e (3) simultaneamente, obtém-se (para 7 dígitos significativos): $\mu_1^* = 0,4132231$ e $\mu_2^* = 0,5867769$

Estes resultados indicam que, ao longo do tempo, a proporção de amostras que acusarão o estado “conforme” aumentará de seu valor atual de 0,41 para seu valor de longo prazo, de 0,4132231, enquanto a do estado “inconforme” decrescerá de 0,59 para 0,5867769, se estabilizando neste valor. Note-se, contudo, que sob condições de estado estacionário as circunstâncias que promovem as mudanças de estado ou permanência nos mesmos estados continuam a atuar, segundo a matriz de transição estacionária. São as probabilidades absolutas que se alteram com o tempo para finalmente se estabilizarem.

Neste ponto, cabem duas observações. Primeiro, as previsões de estado estacionário podem ser inatingíveis, na prática, devido a uma combinação de (1) erro na estimativa de \mathbf{P} , (2) alterações em \mathbf{P} com o tempo, e (3) alterações na natureza das relações de dependência entre os estados. Segundo, nem todas as matrizes de transição conduzem às análises de estado estacionário aqui apresentadas, uma vez que as probabilidades de estado estacionário podem inexistir para determinados tipos de cadeias de Markov. Se uma cadeia de Markov for ergódica, então μ_j^* existirá como o limite de $p_{ij}^{(k)}$; isto é $\mu_j^* = \lim_{k \rightarrow \infty} p_{ij}^{(k)}$ é assegurado.

Basicamente, uma cadeia de Markov é ergódica se o processo permite que se atinja qualquer estado futuro a partir de qualquer estado inicial, após os chamados estados absorventes.

Cabe também mencionar as chamadas estados absorventes. Um estado s_i de uma cadeia de Markov é dito “absorvente” se o sistema, uma vez atingindo o estado s_i , nele permanece. Um estado s_i é absorvente se, e somente se, a i -ésima linha da matriz de transição \mathbf{P} contiver 1 na diagonal principal e zero em todas as outras posições. Uma cadeia de Markov absorvente não é ergódica.

9 — Aplicação das Cadeias de Markov no controle da qualidade de água

Um problema que recentemente, tem merecido a atenção dos administradores de qualidade de água é o conhecimento dos mecanismos que levam algumas substâncias tóxicas, presentes em sedimentos de fundo de um corpo d’água, a emanarem para as águas, sob determinadas condições.

O primeiro sinal de que uma dada situação de qualidade da água é preocupante, pode ser vislumbrado com o conhecimento do vetor μ^* , vetor linha das n probabilidades de estado estacionário, ou melhor, da distribuição de probabilidades dos n estados numa condição estacionária. Porém, antes disso, a “matriz de transição” fornece uma primeira perspectiva de tendência evolutiva no que diz respeito à mudança ou permanência nos estados considerados.

O exemplo utilizado para a conceituação das cadeias de Markov refere-se à poluição por mercúrio. Esta escolha se justifica, pois, quando este material é adicionado a um

curso d'água ou lago, sedimenta no lodo, no fundo da água. Aí é transformado por microorganismos anaeróbios em dimetil mercúrio. Este composto é bastante volátil e logo se dissolve do lodo na água, onde é transformado em CH_3H_g^+ que é prontamente absorvido pelos animais aquáticos, concentrando-se em seus tecidos gordurosos. Ulteriormente, concentra-se através da cadeia alimentar, podendo ocasionar a morte de seres humanos se esses se alimentarem habitualmente de peixes com grandes quantidades dessa substância tóxica. Até recentemente uma das grandes fontes de poluição por mercúrio era a indústria de cloro-soda. O processo industrial de fabricação desses produtos sofreu alterações para evitar este perigoso tipo de poluição, mas a poluição passada tem de ser avaliada, contudo, quanto aos seus possíveis efeitos na qualidade das águas. Nesta avaliação, o concurso das cadeias de Markov pode ser uma alternativa de enfoque.

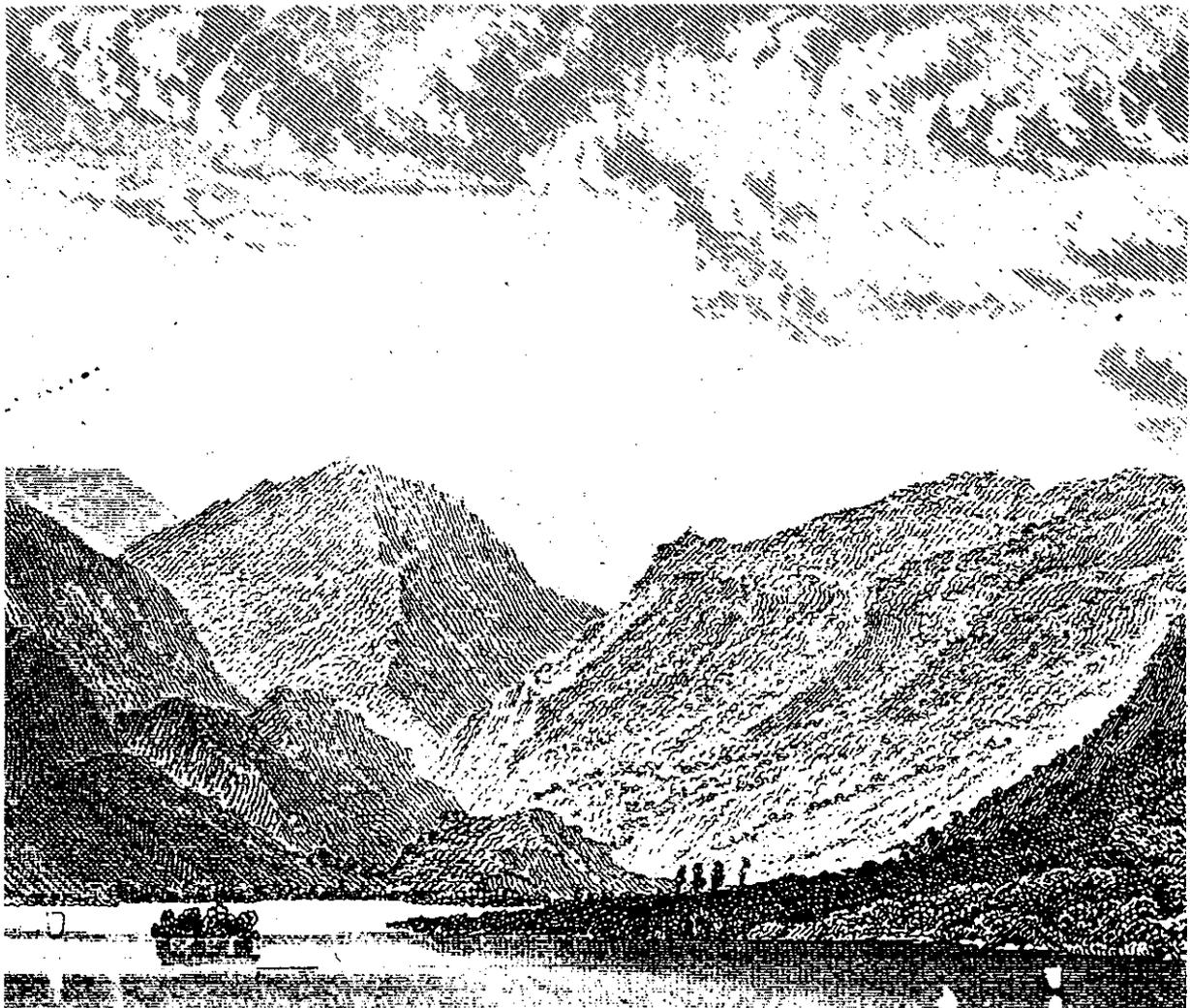
10 — Conclusão

Coincidentemente, no caso do exemplo dado, as probabilidades incondicionais iniciais representadas pelo ve-

tor linha $\mu^{(0)} = (0,41 \ 0,59)$ são praticamente iguais ao vetor linha $\mu^* = (0,4132231 \ 0,5867769) = (0,41 \ 0,59)$. Como assim aconteceu $\mu^{(k)} = \mu^{(0)} \cdot \mathbf{P}^k = \mu^* \cdot \mathbf{P}^k = \mu^*$. Neste caso, a probabilidade de subsistir um ou outro estado em todos os estágios do processo é, em média, a mesma. Tal processo é dito estar em equilíbrio. A distribuição de probabilidades para este equilíbrio indica, contudo, ser mais provável (cerca de 60%) o estado de inconformidade com o padrão de mercúrio.

Referências bibliográficas

- BUDNICK, Frank S.; MOJENA, Richard; VOLLMANN, Thomas E. Stochastic processes. In: *Principles of operations research for management*. Illinois, Richard D. Irwin, 1977. cap. 15, p. 582-621.
- COX, D. R. & MILLER, H. D. Markov Chains. In: *The theory of stochastic processes*. London, Chapman and Hall, 1972. cap.3, p. 76-141.
- PERREAULT, Yvon G. Chaines de Markov. In: *Recherche operationnelle: techniques decisionnelles*. 3.ed. Quebec, Gaetan Morim, 1977. sec. 3, p. 235-254.



Mobilidade do mercúrio no Pantanal de Poconé*

Alexandre Pessoa da Silva¹
Nelson Luiz Schleder Ferreira²
Helcias Bernardo de Pádua³
Marcello Mariz da Veiga⁴
Gercino Domingos da Silva⁵
Evaldo Ferraz de Oliveira⁶
Edinaldo de Castro e Silva⁶
Salette Kiyoka Ozaki⁷

RESUMO — Ao longo do córrego Tanque dos Padres, drenagem afetada pelo garimpo de ouro, foram monitoradas variáveis biogeoquímicas em função da sazonalidade. Foram também realizados ensaios simulando situações extremas de exposição, tanto da biota como dos sedimentos ativos de corrente. Os índices pluviométricos determinam na região estudada duas estações bem definidas: a estação das chuvas (de dezembro a maio) e da seca (junho a novembro). No período das chuvas, os valores medidos de Eh e pH aproximam-se dos limites propícios ao estado oxidado do Hg, condição necessária para os processos de metilação. Comprovaram-se os estudos de KRAUSKOPF (1956), relativos à grande adsorptividade dos óxidos de ferro recém-formados em relação aos cátions metálicos, inclusive de Hg. Os ensaios com elementos da biota confirmaram o controle natural do Hg pelos constituintes dos sedimentos da região. **Palavras-chave:** mercúrio (Hg), Hg-biogeoquímica, Hg-extração seletiva, Hg-adsorção, Hg-mobilidade, Hg-ambiente aquático, Hg-ouro, garimpo.

ABSTRACT — Along the Tanque dos Padres stream, the drainage is affected by gold prospecting. Biogeochemical variables were monitored as a function of seasonality. We also performed essays simulating extreme pollution situations regarding both biota and active stream sediments. Pluviometric indexes indicate two clear-cut "seasons", rainy (december to may) and dry (june to november). Eh and pH values during the rainy period are close to the limits that favor the oxidized states of mercury and are also conditions required for metylation processes. KRAUSKOPF's (1956) studies, indicating that cations including mercury are strongly adsorbed by iron oxides are confirmed. Biota analyses confirm that regional sediment constituents perform the natural control of mercury.

Key words: mercury (Hg), Hg-biogeochemical, Hg-selective extraction, Hg-adsorption, Hg-mobility, Hg-water environment, Hg-gold, gold-miners.

A presença de depósitos lateríticos de ouro na baixada cuiabana foi descoberta e explorada pelos bandeirantes no início do século XVIII.



Em Poconé, MT, cidade situada a cerca de 90 km a Sudoeste de Cuiabá, MT, vive-se desde 1982 o terceiro ciclo do ouro, bem caracterizado pela presença de milhares de garimpeiros. Esse município possui uma localização estratégica, na borda do Pantanal, sendo inclusive ponto inicial da Rodovia Transpantaneira, salientando interesse de estudos sobre os impactos ambientais causados pela ativi-

1. Eng. Químico, pós-graduando do Inst. de Geociências/USP.
 2. Geólogo, pós-graduando do Inst. de Geociências/USP.
 3. Biólogo, T.C.A. - Emp. Apoio Tecn. Cons. Ambiental e BIOBAC - Biotecnologia Ind. Com. Ltda.
 4. Eng. Metalúrgico, Geoquímico e pós-graduando do Inst. de Geociências/USP.
 5. Geólogo, METAMAT — Companhia Matogrossense de Mineração.
 6. Químico, professor-assistente do Depto. de Química/UFMT.
 7. Química, Depto. de Química/UFMT.
- (*) Equipe de Biogeoquímica - Projeto Poconé - CETEM/CNPq.

dade garimpeira. Em função da importância dessa reserva ecológica de significado mundial, os recursos necessários para a realização do projeto foram providos por determinação do Congresso Nacional e sua execução a cargo do Centro de Tecnologia Mineral, órgão de pesquisa do CNPq, durante os anos de 1989 e 1990.

O uso do mercúrio no beneficiamento dos minerais auríferos (amalgamação) foi responsável pela importação de 260 toneladas de mercúrio metálico em 1989 (Ferreira & Appel, 1991). Aproximadamente 10% do mercúrio utilizado no processo de amalgamação é emitido para o ambiente, seja durante o apuro do concentrado ou durante os procedimentos de queima do amálgama. Outra importante fonte de emissão de mercúrio é o refino do ouro nas casas compradoras, liberando o residual de mercúrio, da ordem de 1 a 5%, contido no ouro comprado dos garimpeiros. O uso do mercúrio no garimpo é indiscutivelmente uma forma eficiente e barata para a obtenção do ouro fino, quando a amalgamação se processa adequadamente. Por outro lado, os resíduos de amalgamação lançados nas barragens de rejeitos (fonte de emissão de 30% do mercúrio perdido), a emissão de vapores de mercúrio durante os processos de queima do amálgama pelos garimpeiros e do bullion pelas casas compradoras (ambos responsáveis por 70% da emissão do Hg), contribuem enormemente para sua presença no ambiente.

Os estudos se concentraram no córrego Tanque dos Padres que corre sobre sedimentos antropogênicos oriundos dos diversos ciclos do garimpo de ouro na região. Esses sedimentos são compostos em sua fração argilosa, basicamente, por quartzo e óxidos de ferro (OHF), e em sua fração arenosa por caolinita, illita e OHF, originados nos processos de exploração e beneficiamento do minério (moagem e centrifugação). Ao longo dessa drenagem foram selecionados sete ambientes representativos da região de estudo, nos quais foi realizado o monitoramento das variáveis físicas e químicas relevantes. Foram coletados perfis superficiais de solos urbanos (0-30 cm profundidade), com o objetivo de rastrear a contaminação mercurial proveniente das emissões das casas compradoras de ouro. Para estabelecimento de valores de referência, foram coletadas amostras de diversos compartimentos ambientais de áreas não diretamente impactadas pela atividade garimpeira. As análises para os teores totais de Hg seguiram a metodologia proposta por Malm et al. (1989).

Caracterização dos ambientes estudados

A drenagem estudada flui a partir da unidade geológica denominada "Grupo Cuiabá" (rochas compreendendo filitos com fácies ferruginosas e carbonáceas) em direção à "Formação Pantanal", caracterizada por sedimentos ricos em minerais de argila e matéria orgânica. A atividade de mineração se concentra nos filitos ferruginosos cortados por veios de quartzo mineralizados. O material explorado é transportado geralmente por caminhões para locais próximos à drenagem, onde se processa o seu beneficiamento.

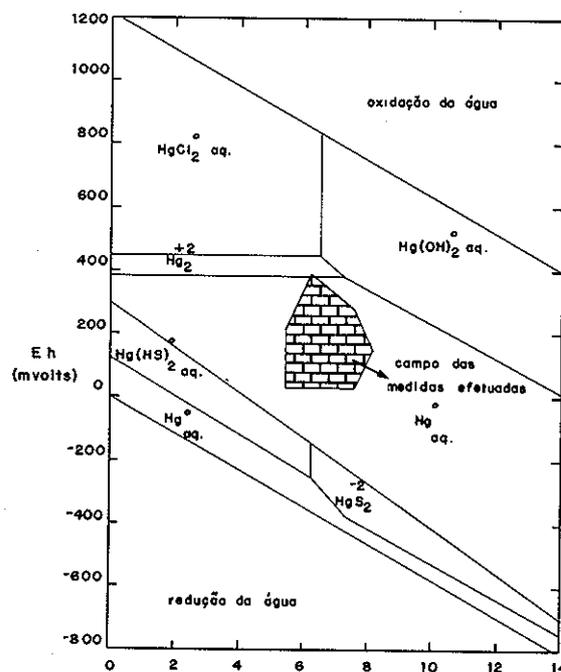
A área de estudo apresenta uma pluviosidade média anual de 1.500 mm, distribuídos em seis meses de estação seca (30 mm/mês) e seis meses de estação chuvosa (230 mm/mês).

Durante oito meses foram monitorados o pH, Eh e condutividade das águas dos ambientes selecionados. As medições indicaram uma pequena variação de pH (5,8 a 7,0). O Eh atingiu, durante o período das chuvas, o máximo

de +390 mV, contrastando com as medições do período de seca quando o valor máximo foi de +245 mV. O valor mínimo de Eh foi registrado durante o período de seca da ordem de +70 mV. Também a condutividade oscilou em função da pluviosidade, variando de 13 $\mu\text{S}/\text{cm}$, durante as chuvas, até 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na estação seca.

As águas intersticiais, coletadas nos sedimentos a um metro de profundidade, apresentaram valores das variáveis físicas e químicas semelhantes àquelas das águas superficiais, indicando a alta permeabilidade dos sedimentos. Na estação seca, observou-se um sensível decréscimo nos valores de Eh entre as águas superficiais e intersticiais, resultando em condições redutoras desfavoráveis aos processos de oxidação do mercúrio metálico.

Figura 1 — Pares de medidas pH x Eh dos ambientes aquáticos de Poconé-MT, plotados no diagrama de campos de estabilidade de Hem, 1970.



Os pares de Eh-pH medidos estão situados no diagrama de estabilidade do mercúrio, no campo de domínio do Hg^0 aquoso (Figura 1), caracterizado por baixa solubilidade em água: 25 ppb a 25°C (Hem, 1970). Os baixos valores de mercúrio encontrados nas águas e biota, apesar dos teores elevados de mercúrio detectados nos sedimentos, levantam questões sobre os possíveis mecanismos de controle natural do mercúrio naqueles ambientes. É questionável, partindo-se simplesmente do diagrama Eh-pH, a afirmação da inexistência de processos oxidativos do mercúrio, já que os fenômenos naturais são de ordem mais complexa (Andren & Harriss, 1975). Além disso, os valores encontrados principalmente na época das chuvas aproximam-se dos limites do campo da espécie oxidada Hg^{2+} (Figura 1). Em havendo oxidação, a disponibili-

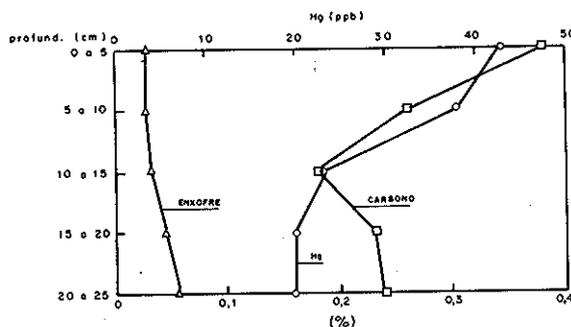
de do mercúrio iônico será controlada pela competição entre os agentes geoquímicos e biológicos.

Os valores de DQO (demanda química de oxigênio) nos sedimentos variaram de 28,2 mg O₂/g nos ambientes com predomínio do material de rejeito de garimpo (material rico em OHF) a 55,4 mg O₂/g nos sedimentos da Formação Pantanal (ricos em matéria orgânica). Nos mesmos ambientes, os valores de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) variaram de 5,2 a 19,4 mg O₂/g, respectivamente.

Todos os ambientes apresentam sedimentos com baixos teores de enxofre (<0,1%).

Independentemente da composição dos sedimentos, os ambientes menos impactados apresentam uma boa correlação entre os teores de carbono total e mercúrio nos perfis de sedimento, como pode ser observado, por exemplo, no ambiente pouco impactado E-VII-2 (Capão do Angico) com solo composto por material silítico-argiloso, mostrado na Figura 2. As áreas mais diretamente impactadas pela atividade garimpeira não apresentaram a mesma correlação.

Figura 2 — Relação entre o mercúrio e o carbono no ambiente E-VII-2, Capão do Angico, em Poconé-MT.



A principal bacia de rejeitos do córrego Tanque dos Padres, selecionada como uma das estações de monitoramento, possui uma área de 62.400 m², contendo aproximadamente 300.000 m³ de rejeitos de garimpo, foi exaustivamente amostrada (84 furos de trado, com profundidades variáveis de 0,1 a 9,3 metros). As amostras foram classificadas em peneiras de 200 mesh de malha (0,074 mm) e as respectivas frações granulométricas resultantes analisadas separadamente. A fração + 200 mesh apresentou um teor médio de 45 ppb de mercúrio (40 a 70 ppb Hg), ao passo que a fração -200 mesh apresentou teor médio de 70 ppb de Hg (50 a 140 ppb Hg). Nas bordas do corpo de rejeito foram encontrados três locais com teores anômalos de mercúrio (acima de 25 ppm Hg), correspondendo a antigos pontos de resumo (amalgamação). O mercúrio metálico nesses pontos pode ser facilmente detectado a olho nu, com o simples bateamento do sedimento. Não foram detectados halos de dispersão, indicando a baixa mobilidade do mercúrio metálico naquelas condições.

As amostras de solos urbanos apresentaram teores crescentes de mercúrio em função da proximidade com as casas compradoras de ouro. Além de 800 metros de distância das fontes de emissão, os valores de mercúrio nos solos aproximam-se dos valores de referência, indicando um cur-

to ciclo de permanência do mercúrio no compartimento atmosférico da área de estudos (método de análise de Malm, et al. 1989).

Adsorção do mercúrio iônico pelos sedimentos de Poconé

Dois sedimentos típicos foram utilizados em ensaios laboratoriais, visando observar a adsorção do mercúrio iônico inorgânico: (a) saprólito do filito ferruginoso (15% Fe₂O₃); (b) sedimentos da Formação Pantanal, ricos em caulinita, illita e outros minerais de argila e matéria orgânica.

Os ensaios foram realizados preliminarmente em dois beakers. Uma polpa constituída de 30% da amostra (a) foi misturada com uma solução de 10 ppm de cloreto de mercúrio. O mesmo procedimento foi adotado para a amostra (b). Os ensaios foram realizados a um pH = 3, ajustado com HCl. A cada hora tomou-se uma alíquota de 10 ml da polpa sob agitação, sendo o filtrado analisado em espectrofotômetro de absorção atômica (método do vapor a frio). Os ensaios resultaram numa adsorção de 25% do mercúrio total para a amostra (a) e de 43% para a amostra (b), após cinco horas de duração.

Os mesmos ensaios foram repetidos a um pH = 5,5. Após uma hora de agitação, mais de 99% do mercúrio total introduzido havia sido adsorvido, tanto pelo sedimento (a) como pelo sedimento (b). A eficiência da adsorção por estas amostras de sedimentos foi confirmada por análise do teor de mercúrio nos sólidos após lavagem com água destilada. A rápida adsorção do mercúrio pode ser atribuída aos processos de troca de cátions, principalmente na presença de minerais de argila e de OHF (mecanismos de adsorção não-específica).

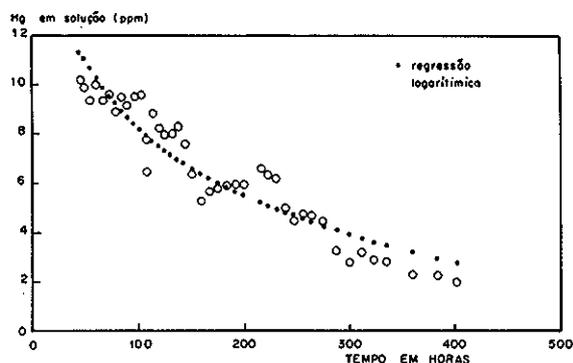
Um outro ensaio de adsorção foi realizado sob condições estáticas, isto é, sem agitação. Cem quilogramas de cada amostra foram colocados, respectivamente, em duas caixas de cimento (previamente revestidas com tinta epóxi), contendo 300 litros de solução a 10 ppm de cloreto de mercúrio. Durante 400 horas, o teor de mercúrio na solução foi periodicamente monitorado, cujos resultados são mostrados nas Figuras 3 e 4.

A co-precipitação de óxidos hidróxidos de ferro recém-formados com mercúrio iônico também foi investigada. O mercúrio co-precipitado com os OHF alcançou 99% do mercúrio total introduzido, confirmando estudos anteriores realizados por Krauskopf (1956), Reimers & Krenkel (1974), Teissier et al. (1979) e Ramamoorthy & Rust (1977).

Extração seletiva de mercúrio

As poucas informações disponíveis sobre métodos da extração seletiva de mercúrio impuseram-nos a elaboração de uma metodologia própria. A principal dificuldade encontrada para tal procedimento deve-se à possibilidade da extração simultânea das espécies de mercúrio em solução associado a alguma fase mineral. Por exemplo, muitos métodos indicados para a extração de óxidos/hidróxidos de ferro usando o reagente de Tamm (Veiga et al., 1991), hidroxilamina (Tessier et al., 1979) e ditionito (Deb, 1950), não são eficientes para manter o mercúrio em solução quando da redução e solubilização dos óxidos/hidróxidos de ferro. O método aqui proposto evita a utilização de agentes redutores que poderiam resultar na conversão do mercúrio iônico para metálico, durante a solubilização

Figura 3— Adsorção do mercúrio iônico pelo saprólito ferruginoso (amostra a).



da fase mineral. O procedimento proposto para a extração seqüencial de um grama de amostra é descrito a seguir, lembrando que, após cada etapa, a amostra é centrifugada (30 min/ 2.000 rpm) e o sobrenadante é analisado quanto ao teor de mercúrio:

1ª Etapa — Mercúrio fracamente adsorvido (troçável): 20 ml de acetato de amônia (1 M); pH = 7.2; 2 horas de agitação à temperatura ambiente;

2ª Etapa — Mercúrio associado à matéria orgânica e mercúrio metálico: 20 ml de H₂O₂ a 30% + HNO₃ (0,02 M) 5:3 v/v; 5 horas de agitação à temperatura ambiente. Adicionalmente, mais 2 horas de aquecimento a 60°C com banho de areia. Após este ataque, acrescenta-se 10 ml de acetato de amônia (3,5 M), mantendo-se por mais uma hora sob agitação à temperatura ambiente;

3ª Etapa — Mercúrio associado com OHF: 50 ml de HCl (0,5 M); 8 horas de agitação à temperatura ambiente;

4ª Etapa — Mercúrio residual: HF (50%) + HClO₄ conc. + HNO₃ conc. (5 ml + 2,5 ml + 5,0 ml, respectivamente), leva-se a secar a 60°C por duas vezes. O resíduo é retomado com ácido nítrico concentrado e levado para leitura no espectrofotômetro de absorção atômica.

Não foi possível a diferenciação entre o mercúrio metálico (possivelmente antropogênico) e o mercúrio associado à matéria orgânica, podendo ser resultado dos processos de alteração de minerais mórfoicos, liberando traços de mercúrio, suficientes para processos de enriquecimento com ácidos húmicos. Uma debilidade dos trabalhos sobre extração de mercúrio de fases minerais é a sua incapacidade em determinar a origem do mercúrio associado à matéria orgânica. É conhecida a capacidade de agentes orgânicos de dissolver mercúrio metálico.

Uma amostra de um ponto contaminado (local de amalgamação), com teor médio de 2,5 ppm de mercúrio total (saprólito de filito ferruginoso), e uma amostra de um ambiente pouco contaminado (Formação Pantanal), com 20 ppb de mercúrio total, foram peneiradas e centrifugadas de modo a se obter fração menor que 2 µm. O enriquecimento de mercúrio para esta fração foi de oito vezes para a amostra rica em OHF e de dez vezes para a amostra rica em matéria orgânica. A extração seqüencial do mercúrio mostrou que 77,5% do mercúrio estava associado aos OHF para os saprólitos de filitos ferruginosos e aproximadamente 64% do mercúrio estavam associados à fase orgânica nos sedimentos ricos em matéria orgânica (Tabela 1).

Figura 4— Adsorção do mercúrio iônico pelo sedimento rico em matéria orgânica (amostra b)

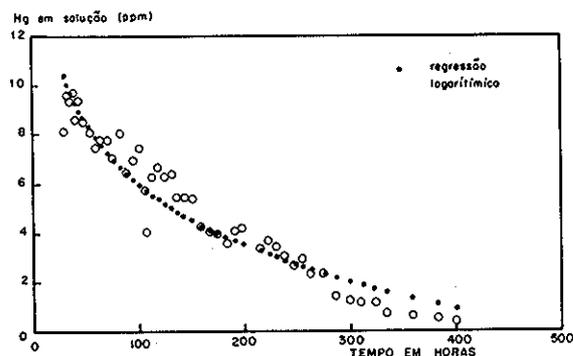


Tabela 1 — Resultados da extração seqüencial de mercúrio em duas amostras de Poconé, MT. (Fração menor que 2 µm).

Etapa	% Hg extraído	
	Amostra a	Amostra b
1	3,06	13,90
2	2,18	63,6
3	77,50	13,40
4	17,30	9,10

Hg TOTAL (ppm) 0,209

Amostra a = saprólito ferruginoso

Amostra b = sedimento rico em matéria orgânica

Estudos com a biota

A biota apresenta um bom indicador da disponibilidade do mercúrio iônico (orgânico ou inorgânico). Os resultados analíticos de mais de vinte diferentes espécies de peixes amostradas na região de Poconé não assinalaram qualquer concentração significativa de mercúrio que possa ser atribuída à contaminação antropogênica. Como era esperado, as espécies carnívoras, em geral, apresentaram teores mais elevados que as espécies herbívoras. O interessante é que o teor máximo de mercúrio foi determinado em um peixe do gênero *Geophagus* sp. (acará), coletado em um ponto de amalgamação com alto teor de mercúrio, detectável até mesmo por procedimentos de bateamento (da ordem de 0,38 µg Hg/g), situando-se abaixo do limite proposto pela OMS para consumo humano (0,5 µg Hg/g) (Pádua et al., 1992).

Aproximadamente 300 moluscos (*Marisa* sp.) foram coletados em uma área pouco contaminada, apresentando teores da ordem de 0,04 µg Hg/g, e confinados numa caixa de madeira contendo sedimentos contaminados (2,0 ppm de Hg, com mercúrio metálico visível), durante 60 dias. Amostras desses moluscos foram analisadas de 15 em 15 dias, apresentando, ao final do ensaio, uma concentração de mercúrio de 0,07 µg Hg/g, assinalando uma incorporação irrelevante de mercúrio por aqueles organismos.

Pádua et al. (op. cit.), analisando alguns moluscos coletados em antigos pontos de amalgamação, encontraram valores de 0,91 µg Hg/g, observando que os indivíduos maiores apresentaram os máximos teores (*Pomacea canaliculata*).

As macrófitas aquáticas analisadas (*Potenderia lanceolata*) apresentaram baixos teores de mercúrio (máximos: 0,11

$\mu\text{g Hg/g}$ nas raízes e $0,14 \mu\text{g Hg/g}$ nas folhas), sugerindo a baixa biodisponibilidade de mercúrio nesses ambientes (Lacerda, 1991).

Conclusões

Os pares de Eh-pH monitorados nos ambientes aquáticos, durante oito meses, indicaram a predominância de espécie Hg^0 aquoso, segundo o diagrama de estabilidade de Hem (1970), mostrado na figura 1. Apesar de remota, a possibilidade de oxidação do mercúrio não deve ser totalmente descartada. As condições naturais envolvem fatores diversos e complexos, que também devem ser considerados (atividade química e biológica, presenças orgânicas etc.) nos processos de oxidação do mercúrio. A oxidação é o passo mais importante para a mobilidade e metilação do mercúrio. O transporte do mercúrio é principalmente controlado pelos mecanismos de oxidação/adsorção, já que o mercúrio metálico não apresenta mobilidade suficiente para difundir-se ao longo das drenagens, nem grandes afinidades de adsorção pelo material particulado, como ficou demonstrado pela ausência de halos de dispersão de mercúrio no córrego Tanque dos Padres.

Os ensaios realizados com sedimentos de saprólitos ferruginosos e daqueles ricos em matéria orgânica, mostraram uma rápida adsorção do mercúrio iônico. Nos ensaios estáticos (sem agitação), num período de 17 dias, o sedimento ferruginoso adsorveu 80% do mercúrio iônico adicionado, enquanto o sedimento rico em matéria orgânica, no mesmo período, adsorveu 96% do mercúrio total (Figuras 3 e 4).

Foi observado que, nos ambientes pouco ou não impactados pela atividade garimpeira, existe uma boa correlação entre os teores de mercúrio e carbono total, especialmente nos 15 cm iniciais dos perfis de sedimentos analisados (Figura 2). Estes dados sugerem que o horizonte húmico pode atuar como elemento concentrador do mercúrio, independentemente de sua origem (natural ou antropogênica).

A capacidade de captura da matéria orgânica e dos óxidos hidrôxidos de ferro pode controlar os níveis de mercúrio nas águas e organismos. A metilação pode ser inibida pela baixa disponibilidade de mercúrio iônico nas águas. Os baixos níveis de mercúrio detectados na biota nas áreas contaminadas, sugerem que os processos de captura e fixação promovidos pelos agentes geoquímicos são mais rápidos que os mecanismos de mobilização e bioincorporação.

Os estudos realizados indicam que óxidos hidratados de ferro e matéria orgânica, atuam como eficientes reguladores naturais da concentração do mercúrio disponível nos ambientes aquáticos. Mesmo quando há a probabilidade de ionização de mercúrio (microambientes oxidantes), os componentes ativos dos sedimentos adsorvem o mercúrio iônico, não permitindo que este seja posteriormente metilado. Esta situação não deve ser automaticamente extrapolada para o mercúrio metálico. Entretanto, nos indica a existência de eficientes mecanismos de controle natural que podem evitar que a poluição por mercúrio assuma dimensões catastróficas.

Os estudos futuros em ambientes aquáticos de clima tropical, relativamente pouco conhecidos, deverão aprofundar o conhecimento sobre os mecanismos de oxidação do mercúrio e suas interações com os componentes formadores de sedimentos. Uma outra questão pouco desenvolvida no Brasil, concerne aos estudos de especiação do metal nos diversos compartimentos ambientais.

Agradecimentos

Os autores agradecem a especial colaboração dos pesquisadores do Departamento de Química da UFMT — Universidade Federal de Mato Grosso; dos profissionais da METAMAT — Companhia Matogrossense de Mineração; dos Drs. Raphael Hipólito e José Vicente Valarelli, do Instituto de Geociências da USP — Universidade de São Paulo, e dos Profs. Wolfgang Pfeiffer, Olaf Malm e Wanderley Rodrigues Bastos, do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho — Universidade Federal do Rio de Janeiro. Finalmente, salientamos a participação valiosa dos, então, acadêmicos Fátima Aparecida Silva Aiocca (Departamento de Biologia da UFMT) e Lázaro José de Oliveira (Departamento de Química da UFMT).

Bibliografia

- ANDREN, A. W & HARRISS, R.C. Observations on the association between mercury and organic matter dissolved in natural waters. *Geochim. Cosmoch. Acta.* (39): 1253-1257, 1975.
- DEB, B.C. The estimation of free iron oxides in soils and clays and their removal. *J. Soil Sci.* 1(2): 212-220, 1950.
- FERREIRA, R.C.H. & APPEL, L. E. Fontes e usos de mercúrio no Brasil. *Ser. Estudos e Docum.*, 13. CETEM/CNPq (Ed.), Rio de Janeiro, 33pp., 1991.
- HEM, J. D. Chemical behaviour of mercury in aqueous media. In: Mercury in the environment. U.S.G.S., Washington. *Professional Paper*, 713: 19-28, 1970.
- KRAUSKOPF, K.B. Factors controlling the concentrations of thirteen rare metals in sea water. *Geochim. Cosmoch. Acta.*, 9: 1-32B 1956.
- LACERDA, L.D. Dispersão de mercúrio em uma drenagem afetada por rejeitos de atividade garimpeira em Poconé, Mato Grosso. In: Poconé, um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo. Org. M.M. Veiga & F.R. Fernandes. CETEM/CNPq (2 ed.), Rio de Janeiro, *Ser. Tecnol. Ambiental*, 1: 45-60, 1991.
- MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R. & SOUZA, C.M.M. Utilização do acessório de geração de vapor frio: análise de mercúrio em investigações ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. *Ciência e Cultura*, 41: 88-92, 1989.
- PÁDUA, H.B. de; AIOCCA, F.A.S.; FERREIRA, N.L.S.; OZAKI, S.K.; SILVA, A.P.; VEIGA, M.M.; SILVA, G.D.; SILVA, E.C. & OLIVEIRA, E.F. Presença e assimilação do mercúrio em organismos aquáticos da área de drenagem do "Tanque dos Padres", Poconé/MT, 1ª Reunião do Instituto de Pesca, res., Abril/1992.
- RAMAMOORTHY, S. & RUST, B.R. Heavy metal exchange processes in sediment-water systems. *Environm. Acta*, 41: 527-538, 1977.
- REIMERS, R.S. & KRENKEL, P.A. Kinetics of mercury adsorption and desorption in sediments. *J. Water Poll. Control Federation*, 46: 352-365, 1974.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, F.G.C.; & BISSON, M. Sequential extraction procedure of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51: 844-850, 1979.
- VEIGA, M.M.; SCHORSCHER, H.D. & FYFE, W.S. Relation ship of copper with hidrous ferric oxides: Salobo, Carajás/PA/Brazil. *Ore Geol. Rev.*, 6: 245-255, 1991.

Uso de bioindicadores para monitoramento do ar*

José Francisco do Prado Filho**

RESUMO — No processo de fabricação de alumínio primário resulta a formação de fluoretos gasosos e particulados, que acabam por atingir a atmosfera, contaminando-a. A influência da poluição atmosférica proveniente de uma fábrica de alumínio, instalada em Ouro Preto-MG, foi estudada por meio de plantas sensíveis e acumuladoras para fluoretos atmosféricos. *Gladiolus* sp (sensível ao flúor) e *Lolium multiflorum* Lam (acumuladores de flúor) foram cultivados em módulos experimentais e distribuídos em diferentes pontos no município de Ouro Preto. *Gladiolus* sp cultivados em pontos mais próximos à fonte poluidora apresentaram maiores valores médios de área foliar necrosada, enquanto que *Lolium multiflorum* Lam cultivados no ponto mais próximo à fábrica apresentaram maior concentração de fluoretos (45 ppm). Plantas sensíveis e acumuladoras de poluentes atmosféricos mostraram possuir peculiaridades para ser utilizadas como indicadoras de qualidade do ar atmosférico, entretanto, dificilmente se conseguem, com o uso de plantas, índices de concentração de poluentes no ambiente.

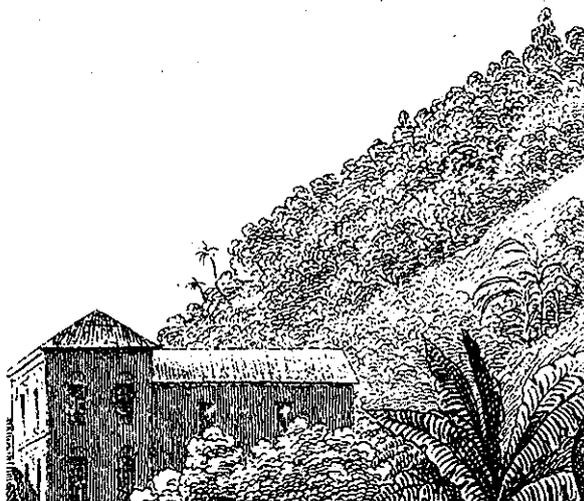
Palavras-chave — Fabricação de alumínio primário, fluoretos atmosféricos, bioindicadores da qualidade atmosférica, poluição.

ABSTRACT — The formation of gaseous and particulate fluorides are a result of the primary aluminum production process. Such fluorides reach the atmosphere and pollute it. The influence of atmospheric pollution from an aluminum plant, located in Ouro Preto — Minas Gerais, was studied in accumulators and sensitive bioindicators useful in atmospheric fluorides. *Gladiolus* sp (sensitive to fluorine) and *Lolium multiflorum* Lam (fluorine accumulators) were grown in experimental modules and distributed in different areas in Ouro Preto country. *Gladiolus* sp, which were grown in areas near to the polluting source, showed larger average values of necrosed leaves while *Lolium multiflorum* Lam, which were grown in areas closer to the aluminum plant, showed a larger concentration of fluorides (45 ppm).

Sensitive and atmospheric pollutant — gathering plants proved to have specific details useful in the indication of the quality of atmospheric air; however, rates of pollutant concentration in the environment are hardly obtained.

Key words — primary aluminum production, atmospheric fluorides, bioindicators of atmospheric quality, pollution.

Ouro Preto, em Minas Gerais, reconhecido pela UNESCO, no ano de 1982, como patrimônio histórico da humanidade, por reunir um dos mais valiosos conjuntos arquitetônicos do barroco no mundo, também sofre as influências do desenvolvimento urbano e industrial.



O avanço no “desenvolvimento” afeta praticamente todos os aspectos da vida diária e da qualidade ambiental como a falta de infra-estrutura urbana, tráfego intenso e desordenado de veículos, produção cada vez maior de resíduos domésticos e industriais, emissões atmosféricas, inexistência de saneamento básico adequado etc.

Em Ouro Preto ergue-se também um complexo industrial responsável pela produção de 60 mil toneladas de alumínio por ano e pelo emprego direto de cerca de 1.200 pessoas. No processo industrial, a fabricação de alumínio primário, ou seja, a transformação de bauxita em alumínio, resulta na formação de resíduos que devem ser dispostos no ambiente após tratamento adequado e seguro.

No caso da fábrica de Ouro Preto — a maior e mais antiga unidade da Alcan Brasil —, existe um esforço da empresa em diminuir suas emissões industriais. Porém, mesmo assim, ainda resultam, de suas atividades produtivas, emanações de gases e particulados para a atmosfera.

* Trabalho financiado pelo CNPq/FAPEMIG.

** Ecólogo. Mestre em Ecologia. Prof. de Ciências do Ambiente/Escola de Minas/Universidade Federal de Ouro Preto.

As emissões da indústria de alumínio primário são provenientes principalmente das cubas de redução. Os gases emanados do processo eletrolítico são CO, CO₂ e fluoretos gasosos e particulados, resultantes da evaporação da criolita ou da fluorita, que são utilizadas no processo como fundentes a uma temperatura de 960°C (Viana & Veronese, 1986).

Normalmente, as reduções de alumina emitem cerca de 20 kg de flúor por tonelada de alumínio produzido, sendo aproximadamente 70% em forma gasosa e o restante como fluoretos particulados (fluoreto de alumínio, criolita, fluorita) e, caso não sejam tomadas precauções de controle, essas poeiras e gases atingem a atmosfera, podendo torná-la ácida, uma vez que o flúor gasoso se transforma facilmente em ácido fluorídrico. Em certos casos, os fluoretos podem também promover a contaminação da vegetação próxima às fontes poluidoras.

O fluoreto também é despreendido de fábricas de aço, fertilizantes fosfatados, cerâmicas, vidros e porcelanas (RIET-CORREA et alii, 1983). Além disso, o flúor presente em quantidades-traço nos carvões reage durante a combustão, produzindo ácido hidrófluórico.

O uso de bioindicadores para fluoretos atmosféricos

Algumas práticas realizadas de maneira muito simples podem ser muito valiosas na caracterização qualitativa do ar atmosférico. Tais "medidas" podem ser feitas com a ajuda de plantas "bioindicadoras", uma vez que estas são sensíveis a determinados tipos de poluentes atmosféricos e apresentam baixo custo de manutenção e monitoração (WEINSTEIN & LAURENCE, sem data).

Segundo Mellanby (1980), os efeitos biológicos da poluição atmosférica podem ser estudados de três maneiras: 1) por levantamento da distribuição de plantas sensíveis, que são de fato avaliação dos resultados de experiências já feitas; 2) introduzindo organismos onde há suspeita de poluição, e observando os efeitos; 3) expondo-se os organismos (em estufas, câmaras ou em espaços confinados) a níveis controlados de poluição.

Diferentes espécies e variedades de plantas diferem em sua sensibilidade a poluentes atmosféricos. Plantas sensíveis podem ser cultivadas em solo padrão, em vasos, visto que o solo em uma área exposta à poluição durante muito tempo pode estar contaminado, afetando o seu crescimento (Mellanby, 1980).

Segundo Weinstein (1977), citado por Linzon (1986), os fluoretos são os gases mais fitotóxicos, podendo determinar danos em espécies vegetais susceptíveis em concentrações de dez a 1.000 vezes menores que outros poluentes atmosféricos. O fluoreto se torna tóxico em concentrações menores que 1 ppb (uma parte por bilhão) e, segundo Jacobson & Weinstein (1977), é justamente o fluoreto gasoso a forma mais tóxica para a vegetação quando comparado com os fluoretos particulados atmosféricos.

As plantas sensíveis utilizadas no "biomonitoramento" de regiões que apresentam flúor na atmosfera são do gênero *Gladiolus* (Fam. *Eridaceae*) (Weinstein & Laurence, sem data) e algumas variedades de milho (Mellanby, 1980). Outras gramíneas como, por exemplo, o azevém, também são utilizadas, mas como acumuladoras de fluoretos (Weinstein & Laurence, sem data).

De um modo geral, os fluoretos invadem as plantas através dos estômatos foliculares e movem-se através de fluxo da transpiração, em direção às extremidades das folhas, onde são acumulados. O resultado dessa acumulação é a destruição por necrose e aparecimento de clorose. Lesões intercostais e áreas de clorose aparecem quando o fluoreto é absorvido em concentrações superiores àquelas que podem ser translocadas pelas plantas (Linzon, 1986).

A característica mais comum apresentada por um bioindicador é a produção de lesões foliares em resposta a um dado poluente. Entretanto, outras variáveis podem ser usadas para determinar o impacto da poluição local como: percentagem de folhas injuriadas, área foliar necrosada, crescimento, peso fresco e seco, taxa de fotossíntese e respiração ou conteúdo da clorofila no tecido foliar (Weinstein & Laurence, sem data).

Desta forma, a distribuição dos fluoretos atmosféricos em diversos pontos do município de Ouro Preto, estudada a partir da utilização dos bioindicadores, traria valiosas informações na caracterização do ar atmosférico. Além disso, os dados obtidos através do biomonitoramento seriam imprescindíveis na comparação e confrontação com aqueles obtidos rotineiramente pelas estações amostradoras do ar atmosférico, distribuídas e monitoradas pela Alcan Brasil, em Ouro Preto.

Outro aspecto importante que deve ser salientado é a possibilidade de desenvolvimento de técnicas mais baratas e mais recentes no monitoramento ambiental, em áreas afetadas por esse tipo de poluente, campo de pesquisa ainda muito pouco estudado no Brasil.

Metodologia empregada

Os vegetais usados como "bioindicadores" para fluoretos atmosféricos e aqueles utilizados como "bioacumuladores" foram cultivados em "módulos experimentais", segundo o modelo proposto por Weinstein & Laurence (sem data), muito modificado, constituído cada aparato de amostragens por um conjunto de seis vasos. Cada conjunto foi composto por dois subconjuntos de três vasos onde, num deles, foi cultivado *Lolium multiflorum* Lam, popularmente conhecido por azevém, enquanto no outro subconjunto foi cultivado *Gladiolus* sp, também conhecido por palma-de-santa-rita. (Foto n.º 1)

Foto n.º 1 — A foto n.º 1 mostra como foi constituído cada ponto de amostragem. A planta maior é o *Gladiolus* sp (sensível ao flúor) enquanto a menor, ainda em fase de crescimento, é *Lolium multiflorum* Lam (acumuladora de flúor).



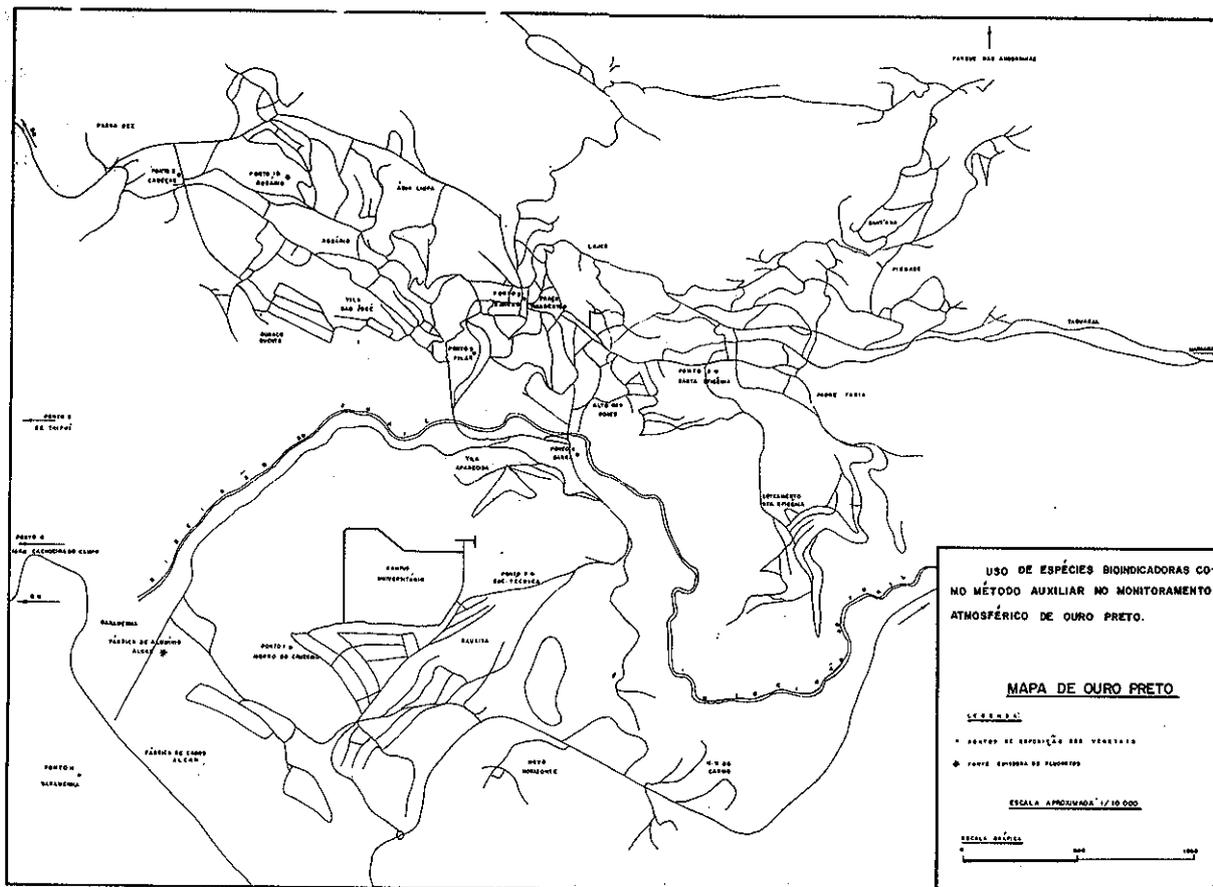
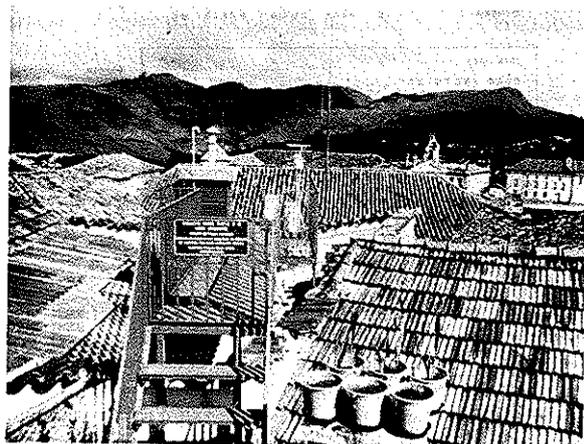


Foto nº 2 — Exposição das plantas bioindicadoras no interior da Escola de Minas de Ouro Preto/UFOP.



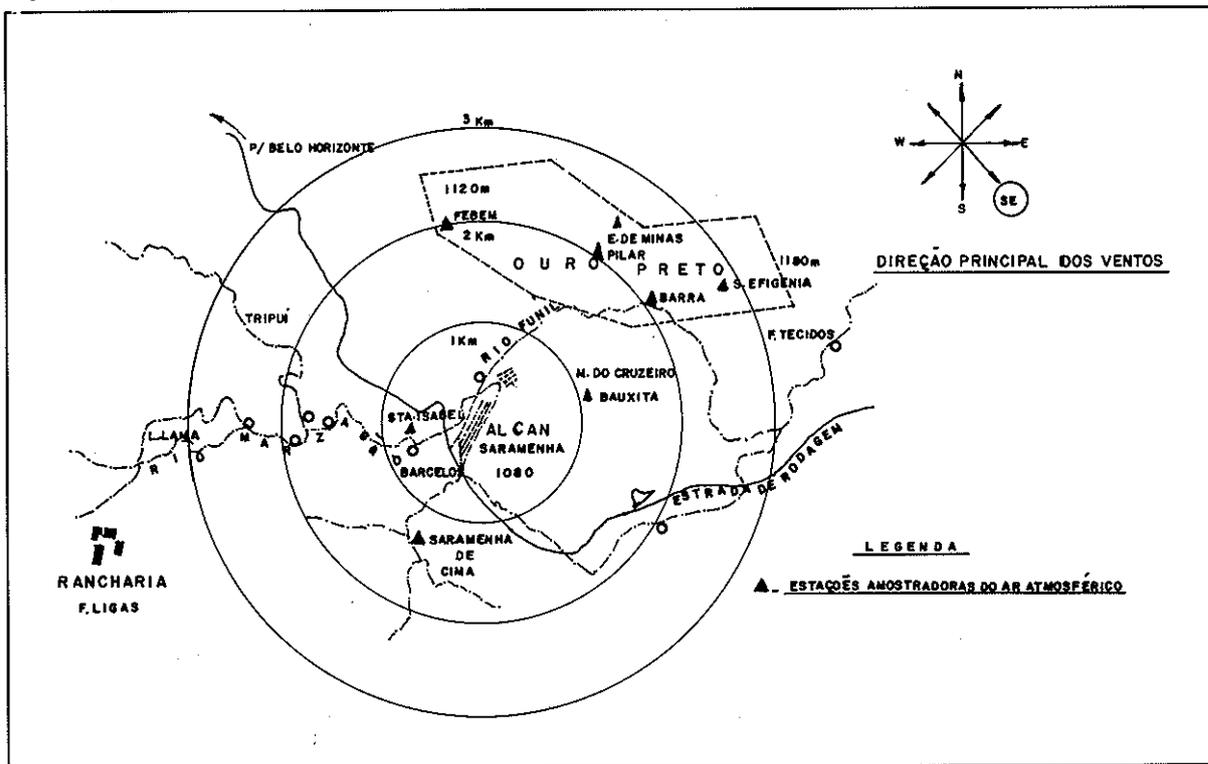
Os conjuntos de vasos foram distribuídos em onze pontos do município de Ouro Preto, sendo nove conjuntos localizados na região urbana e dois localizados em pontos relativamente distantes da fonte emissora. Desses últimos, um conjunto de vasos foi localizado na Estação Ecológica do Tripuí, que dista cerca de 3,5 km, em linha reta, da fábrica de alumínio, e o outro, o mais distante, foi localizado no distrito de Cachoeira do Campo. Considerou-se

esse local de observação o ponto controle, já que ali, provavelmente, havia pouca influência das emissões oriundas da fábrica de alumínio, por estar localizado a aproximadamente 18 km da fonte poluidora. Os pontos onde foram cultivados os bioindicadores atmosféricos e a localização da fonte emissora de fluoretos no município de Ouro Preto podem ser observados no mapa anexo.

Na localização dos pontos de observação pelos bioindicadores, procurou-se, sempre que possível, instalar os módulos experimentais bem próximos aos pontos de monitoramento do ar atmosférico realizado pela empresa, pois, em acordo firmado entre a Alcan e a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) — órgão estadual de fiscalização ambiental de Minas Gerais —, a empresa deve se automonitorar e apresentar relatórios mensais da qualidade do ar atmosférico de Ouro Preto. Essa preocupação teve como finalidade confrontar e comparar os dados obtidos por meio do monitoramento das plantas com aqueles apresentados pelas empresas à Fundação Estadual do Meio Ambiente.

No mapa de Ouro Preto, observam-se os pontos do município onde a fábrica possui equipamentos para a amostragem do ar atmosférico. Na foto nº 2, observa-se o ponto de exposição das plantas no núcleo histórico de Ouro Preto. Nesta foto, à esquerda, está localizada uma estação de amostragem do ar atmosférico monitorada pela fábrica de alumínio.

Figura 1 — Localização da fábrica da Alcan e das estações amostradoras do ar atmosférico em Ouro Preto, monitoradas pela empresa.



O solo onde foram cultivados os vegetais era do tipo latossolo e foi trazido das proximidades de Viçosa (MG), por ser um local onde não existem fontes emissoras de fluoretos. Os parâmetros de análise do solo onde foram cultivadas as plantas podem ser observados no quadro 1 e foram obtidos pelo Departamento de Solos do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Viçosa.

As sementes de *Lolium multiflorum* Lam (azevém) foram obtidas junto ao Instituto de Pesquisas Agropecuárias do Rio Grande do Sul (Ipagro), enquanto os bulbos de *Gladiolus* sp foram obtidos de floricultores artesanais, no distrito de Cachoeira do Campo, município de Ouro Preto. As plantas de *Lolium multiflorum* Lam foram expostas nos pontos de observação quando apresentavam cerca de 5 cm de tamanho enquanto os *Gladiolus* sp foram levados para aqueles locais quando as plantas começavam a emergir. As duas plantas bioindicadoras foram expostas nos pontos de amostragem na mesma época.

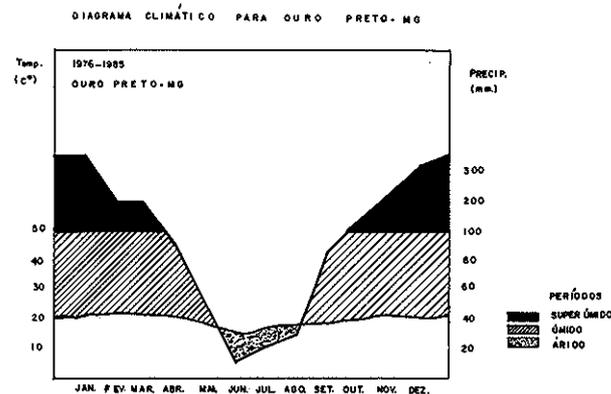
Quadro 1 — Características do solo onde foram cultivados *Lolium multiflorum* LAM e *Gladiolus* SP.

Parâmetros	Resultados analíticos
pH	4.3
1 : 2,5	
H ₂ O KCl	
P (ppm)	2.8
K (ppm)	59
Al (meq/100 m ³)	1.0
Ca (meq/100 m ³)	0.3
Mg (meq/100 m ³)	0.2
S.B. (meq/100 m ³)	0.61
CTC (meq/100 m ³)	1.61

Figura 2 — Diagrama climático para Ouro Preto no período de 1976-85, segundo Walter (1963).

Fonte: 5º Distrito de Meteorologia Belo Horizonte (MG). Ministério da Agricultura.

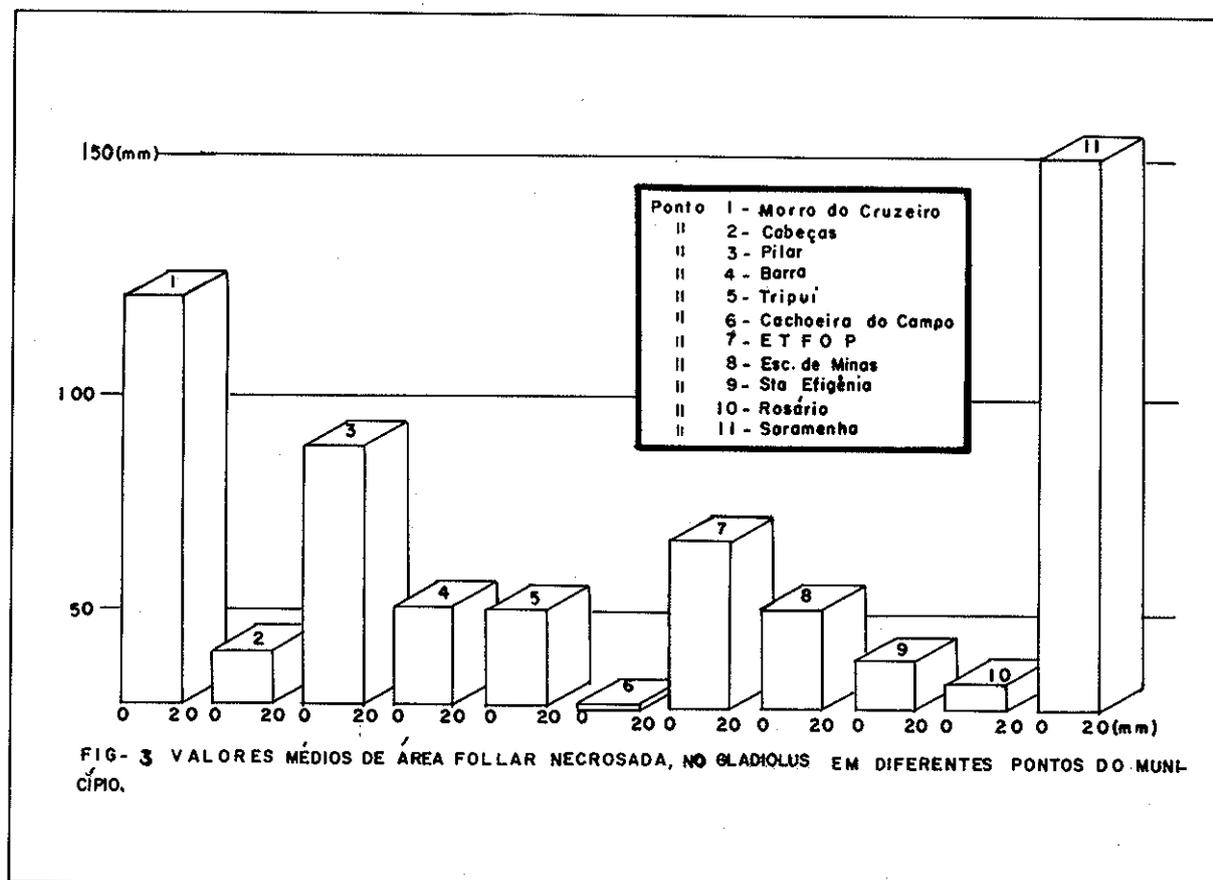
Obs.: Dados mais recentes de temperatura e precipitação atmosférica não são completos.



O período de exposição das plantas e de observação estendeu-se de 24 de julho a 10 de novembro de 1990, período este considerado ideal para o cultivo do *Gladiolus* sp, porém um pouco tardio para o *Lolium multiflorum* Lam. O plantio tardio do azevém deu-se exclusivamente por não se ter conseguido as sementes em tempo hábil.

Durante o período de exposição, o desenvolvimento das plantas foi acompanhado pelo bolsista do CNPq, cujo papel, além de observar o aparecimento e acompanhamento

Figura 3 — Valores médios de área foliar necrosada nos *Gladiolus sp.*, em diferentes pontos de Ouro Preto.



da necrose foliar, foi também de administrar água para as plantas, visto que, principalmente na época do início do experimento, a precipitação é baixa na região (ver diagrama climático para Ouro Preto — Figura 2). A administração de água para as plantas foi sempre igual em todos os vasos.

Após exatamente 107 dias, por se estar terminando a fase vegetativa do *Gladiolus sp.*, as observações das necroses foliulares nas plantas sensíveis foram suspensas e os vegetais acumuladores de fluoretos (azevém) foram cortados e enviados para análise na Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC).

Resultados e discussão

Dentre os pontos de biomonitoração do ar por plantas, quatro deles se destacaram por apresentar maiores valores médios de área foliar necrosada nos *Gladiolus sp.* Dados de valores médios de área foliar necrosada para todos os pontos de observação podem ser visualizados na Figura 3.

Os pontos de observação de números 1, 3, 4 e 11 foram os que se caracterizaram por apresentar maiores valores médios para a necrose foliar. Observa-se claramente que as plantas localizadas em pontos mais próximos à fonte poluidora de fluoretos (ponto n° 11, em Saramenha, e ponto n° 1, no Morro do Cruzeiro) foram as que, respectivamente, apresentaram maiores valores médios de área foliar necro-

sada, enquanto no ponto 6, em Cachoeira do Campo (ponto controle), nenhum tipo de necrose foi observado nas folhas de *Gladiolus sp.* Cabe ressaltar que em Saramenha, ponto onde a necrose foliar média se mostrou mais evidente, os vasos, por problemas adversos, só puderam ser expostos 29 dias após todos os outros terem sido locados.

O fato de os pontos mais próximos à fábrica de alumínio apresentarem plantas com maior área foliar necrosada era previsível, uma vez que as fábricas de alumínio primário liberam razoáveis quantidades de fluoretos na atmosfera e que os *Gladiolus sp.* são plantas muito sensíveis à presença de fluoretos gasosos no ar atmosférico. Segundo Weinstein (1977), as lesões em plantas sensíveis começam a aparecer quando a concentração de flúor gasoso na atmosfera é da ordem de $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vale lembrar que, segundo USA (1971), a concentração de fluoretos na atmosfera tem sido expressada de diferentes maneiras pelos pesquisadores e que os efeitos na vegetação são discutidos em termos de $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Uma concentração de fluoretos de 1 ppb por volume é equivalente $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

As torres lavadoras usadas na fábrica de Ouro Preto têm uma eficiência teórica de 95% para fluoretos gasosos e 65% para fluoretos particulados. Para cada tonelada de alumínio produzido nos fornos, 20 kg de flúor são produzidos, sendo 70% de fluoretos gasosos (Alcan/separata).

Fazendo-se os cálculos, chega-se à conclusão que são lançados na atmosfera de Ouro Preto cerca de 700 g de

Foto n° 3 — Folha de *Gladiolus sp* com 40 dias de exposição em ponto localizado na Escola Técnica Federal de Ouro Preto (ponto n° 7). Observa-se claramente que a destruição da folha do vegetal inicia-se pela região apical.

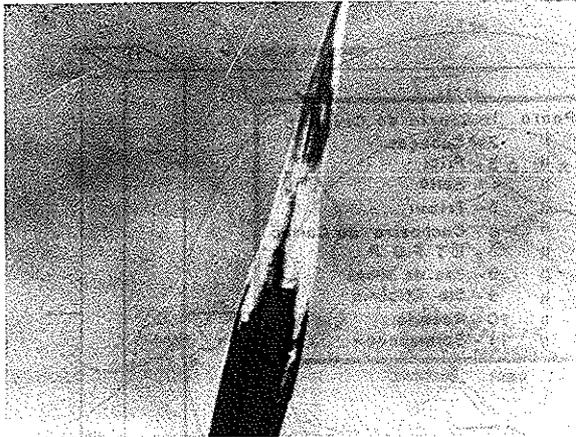
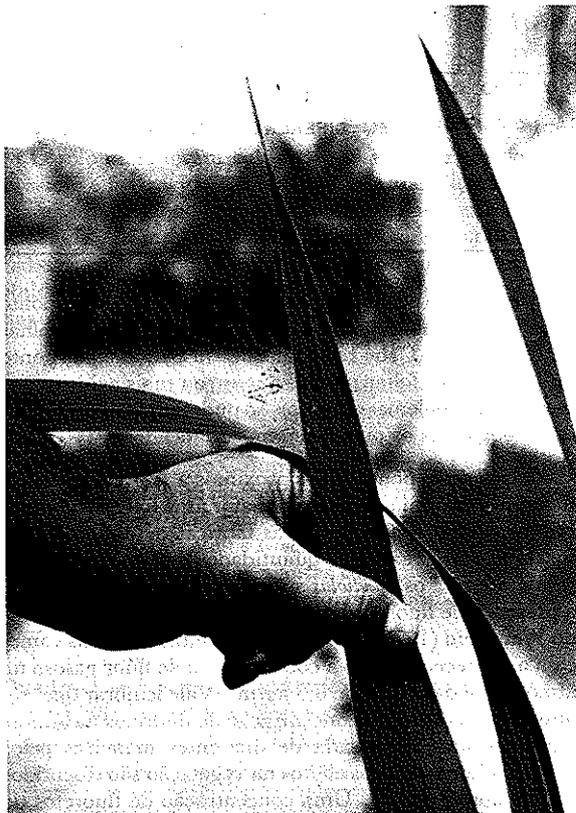


Foto n° 4 — Folhas de *Gladiolus sp* sem nenhum tipo de necrose foliar após 83 dias de exposição, no distrito de Cachoeira do Campo, distante 18 km de Ouro Preto.



fluoretos gasoso por tonelada de alumínio produzido. Como a capacidade nominal da fábrica de Ouro Preto é da ordem de 60.000 a 66.000 t/ano, chega-se à conclusão de que são lançados, no mínimo, 42.000 kg de fluoretos gasosos por ano, isto é, aproximadamente 115 kg de flúor gasoso por dia. Pelo mesmo raciocínio, chega-se a valores em torno de 120.000 kg de fluoretos particulados por ano, ou seja, aproximadamente 345 kg de fluoretos particula-

Foto n° 5 — Folhas de *Gladiolus sp* expostas por um período de 69 dias em Saramenha (ponto n° 11). Observam-se as necroses distribuídas irregularmente por toda folha, características de atmosfera com concentração expressiva de fluoretos atmosféricos.



Foto n° 6 — Vista geral das plantas de *Gladiolus sp*, em Saramenha, após 69 dias de exposição. Note-se que as plantas apresentam grande parte das folhas destruída.



dos por dia. Machado (1983) cita que o limite máximo de emissão total de flúor numa localidade seria de 600 a 900 kg/dia, valores esses bem acima daqueles que são emitidos em Ouro Preto.

No Brasil não existe ainda legislação que defina padrões para fluoretos na atmosfera, tampouco para o acumulado na vegetação em torno das fábricas de alumínio ou de outras fontes emissoras de fluoretos.

As lesões apresentadas pelos *Gladiolus* sp, que foram expostos nos diferentes pontos de Ouro Preto, desenvolveram-se igualmente como é reportado por Weinstein (1977) e USA (1971), ou seja, o sintoma da contaminação por fluoretos gasosos nestas plantas é caracterizado pelo desenvolvimento de clorose que se inicia na região apical da folha, prolongando-se, dependendo da contaminação do ar, em direção às raízes, pela região marginal das folhas. De um modo geral, os fluoretos gasoso invadem a planta através dos estômatos e movem-se através do fluxo da transpiração em direção às extremidades das folhas, onde são acumulados. A consequência da acumulação é a destruição por necrose e aparecimento de clorose. Na foto n° 3, observa-se claramente como ocorre a necrose causada pelos fluoretos em *Gladiolus* sp e como ela avança em direção às raízes pela região marginal.

A foto n° 4 mostra folhas de *Gladiolus* sp com 93 dias de exposição, em Cachoeira do Campo (ponto n° 6). Observa-se que as folhas não apresentam nenhum tipo de injúria ou clorose, o que evidencia que naquela região não existe influência dos fluoretos gasosos atmosféricos emitidos pela fonte poluidora localizada no bairro Saramenha, em Ouro Preto.

Segundo Weinstein (1977), em atmosfera com altas concentrações de fluoretos, o *Gladiolus* sp apresenta áreas cloróticas irregularmente distribuídas sobre as folhas. Observando a parte aérea do *Gladiolus* sp exposto em Saramenha (ponto n° 11), após um período de 69 dias, notou-se que o sintoma apresentado pelas plantas foi idêntico àquele reportado por Weinstein (1977) (foto n° 5 e foto n° 6). Desta forma, confirma-se mais uma vez que os *Gladiolus* sp são vegetais que podem ser muito valiosos na caracterização qualitativa do ar atmosférico para a presença de fluoretos, devido à sua grande sensibilidade a esse tipo de poluente.

Devido à extrema sensibilidade do *Gladiolus* sp ao fluór, a quantificação dos fluoretos atmosféricos pelas plantas é quase impossível. Entretanto, com o uso desses vegetais e de experimentos conduzidos dessa maneira, podem-se definir regiões onde a atmosfera sofre maior ou menor impacto dos fluoretos lançados por uma determinada fonte poluidora.

Um dos objetos principais deste trabalho foi, também, tentar correlacionar os dados obtidos dos biomonitores com aqueles coletados rotineiramente pelas estações amostradoras do ar atmosférico monitoradas pela Alcan — Alumínio do Brasil e, a partir daí, tentar elaborar, com a ajuda dos vegetais, faixas ou padrões da contaminação atmosférica para fluoretos. Entretanto, depois de se tentar conseguir, sem sucesso, junto ao órgão de controle ambiental do Estado de Minas Gerais (Fundação Estadual do Meio Ambiente) e junto à própria empresa, os dados do monitoramento atmosférico para fluoretos, este item do trabalho acabou sendo prejudicado devido às dificuldades que se apresentaram para que se pudesse tirar conclusões com aqueles objetivos inicialmente propostos.

A contaminação de vegetais, principalmente de gramíneas por fluoretos, somente possui importância ecológica quando existirem, próximos às fábricas de alumínio ou outro tipo de fonte emissora de fluór, herbívoros (principalmente a espécie bovina que é a mais sensível às intoxicações por fluór) ou criações desses animais, pois, quando a con-

centração de fluoretos na vegetação estiver entre 30 e 40 ppm (base seca), o risco de aparecimento de fluorose nesses animais é maior (Riet-Correa et alii, 1983). A intoxicação por fluór é uma doença caracterizada por alterações dentárias e ósseas. Aquelas caracterizam-se por hipoplasia do esmalte, manchas esbranquiçadas com aspecto de giz ou manchas de cor marrom, porosidade e desgaste exagerado. As alterações ósseas são suscetíveis de variações, podendo observar-se osteoporose (osteopenia), osteopetrose (osteoesclerose) ou hispeostose. (Vários autores citados por Riet-Correa et alii, 1983).

Valores da concentração de fluoretos totais em *Lolium multiflorum* Lam, avaliados após o cultivo em vasos expostos à atmosfera de Ouro Preto podem ser observados no quadro 2.

Quadro 2 — Concentração de fluoretos totais em *Lolium multiflorum* Lam, cultivados no período de 24/julho/90 a 10/novembro/90 em diversos pontos de Ouro Preto* (valores em peso seco).

Local de Exposição	Concentração (ppm)
Morro do Cruzeiro (ponto n° 1)	< 25
Bairro Cabeças (ponto n° 2)	< 25
Bairro Pilar (ponto n° 3)	< 25
Barra (ponto n° 4)	< 25
Est. Ecológica Tripuí (ponto n° 5)	< 25
Cachoeira do Campo (ponto n° 6)	< 25
Escola Técnica Federal (ponto n° 7)	< 25
Escola de Minas/UFOP (ponto n° 8)	< 25
Santa Efigênia (ponto n° 9)	< 25
Rosário (ponto n° 10)	< 25
Saramenha** (ponto n° 11)	45

* Análises feitas de acordo com ASTM-3269 (American Society for Testing and Materials) pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC).

** Cultivado de 22/agosto/90 a 10/novembro/90.

Observa-se que somente num dos pontos de exposição dos vegetais o valor da acumulação de fluoretos foi superior à faixa dos demais. Os dados do quadro 2, apresentados com o sinal < (menor que), são assim notados devido exclusivamente aos limites de detecção do aparelho usado para a análise de fluoretos. Observa-se que em Saramenha, ponto onde a concentração de fluoretos no azevém foi maior (45 ppm), também foi mais expressiva a necrose foliar no *Gladiolus* sp, mostrando mais uma vez que os fluoretos atuam mais eficazmente em vegetações próximas às fontes poluidoras. Cabe ressaltar que, em Saramenha (ponto n° 11), os vasos foram expostos mais tardiamente e que se tivessem sido expostos na mesma época que os outros pontos os valores de concentração de fluoretos no tecido vegetal e de necrose foliar poderiam ter sido maiores. Os 45 ppm de fluoretos encontrados no azevém (80 dias de exposição) estão acima do limite admitido pelo Estado de Washington (Estados Unidos), que é, segundo Machado (1983), 40 ppm. No Brasil, não existem padrões fixados para teor de fluór na vegetação.

Em Ouro Preto, o perigo da contaminação de herbívoros por fluoretos acumulados na vegetação é muito baixo, pois não existem próximas à fonte poluidora pastagens e criações de gado. Mesmo que esse tipo de

atividade fosse comum na região, os baixos valores de fluoretos encontrados na vegetação parecem indicar que riscos de contaminação são reduzidos. Entretanto, vale ressaltar que o período de exposição das plantas foi muito curto (cerca de 100 dias), situação que fatalmente determinou a baixa contaminação dos vegetais.

Conclusões

A utilização de vegetais sensíveis e acumuladores para determinados poluentes atmosféricos oferece boas perspectivas para caracterizar qualitativamente o ar atmosférico, principalmente se este recebe emissões provenientes de atividades industriais. O *Gladiolus* sp, como já foi comprovado cientificamente, mostrou-se neste trabalho muito eficiente para apontar regiões em Ouro Preto, onde a atmosfera possui maiores concentrações de fluoretos gasosos. Torna-se necessário, entretanto, realizar, juntamente com o estudo de bioindicadores, o monitoramento do ar com equipamentos e assim correlacionar os dados propondo índices ou faixas de concentração de flúor na atmosfera conforme as injúrias sofridas pelos vegetais sensíveis.

Os valores de acumulação de fluoretos no azevém nos diversos pontos de Ouro Preto, devido à pouca sensibilidade do aparelho usado nas análises, pouco contribuíram para que conclusões mais apuradas pudessem ter sido elaboradas, evidenciando, assim, a necessidade de se desenvolver estudos mais detalhados nesse campo. Entretanto, no ponto mais próximo à fábrica de alumínio, a acumulação de fluoretos na vegetação foi maior, atingindo valores que segundo a literatura podem provocar fluorose, principalmente em bovinos.

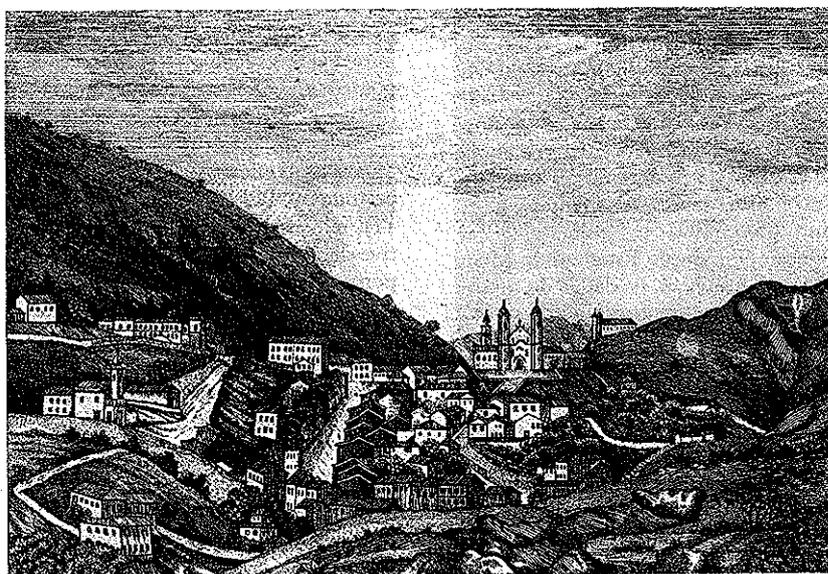
As duas plantas utilizadas neste trabalho são espécies exóticas, introduzidas no Brasil. Assim, seria interessante avaliar a ação dos fluoretos em espécies vegetais de nossa flora, para levantar quais delas se prestam para ser usadas como bioindicadoras da qualidade atmosférica, quando os poluentes forem os fluoretos.

Referências bibliográficas

- JACOBSON, J.S.C., WEINSTEIN, L.H. Sampling and analysis of fluorides: methods for ambient air, plant and animal tissues, water, soil and foods. *Journal of Occupational Medicine*, v. 19, n. 1, p. 79-87, 1977.
- LINZON, S.N. Effect of gaseous pollutants on forest in eastern North America. In: *Water, air and soil pollutions*. Toronto, 31: p. 537-550, 1986.
- MACHADO, R.C. *Alumínio Primário no Brasil: coletânea de trabalhos*. 1973-81. Ouro Preto: Fundação Gorceix, 1983. p. 207-216.
- MELLANBY, K. *Biologia da Poluição*. 2. ed. São Paulo: EPU/EDUSP, 1980. v. 28, 89p.
- RIET-CORREA, F. et alii. Poluição industrial como causa de intoxicação por flúor em bovinos no Município de Rio Grande, RS. *Pesq. Vet. Bras.* v. 3, n. 4, p. 107-114, 1983.
- USA, National Academy of Sciences Committee on Biologic Effects of Atmospheric Pollutants. Division of Medical Sciences National Research Council. *Biologic Effects of Atmospheric Pollutants: Fluorides*. Washington, D.C.: National Academy of Sciences, 1971. p. 295, il.
- VIANNA, N.O.B. & VERONESE, G. A operacionalização do controle ambiental nas indústrias do alumínio. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2, 1986, Salvador, 36 p. (xerocópia).
- WEINSTEIN, L.H. & LAURENCE, J.A. Indigenous and cultivated plants as bioindicators. New York: Boyce Thompson Institute for Plant Research, s.d. 17p. (inédito).
- WEINSTEIN, L.H. Fluoride and Plant Life. *Journal of Occupational Medicine*, v. 19, n. 1, p. 49-78, jan. 1977.

Agradecimento

Ao Prof. Dr. Eldo Antônio Monteiro da Silva/Departamento de Biologia Vegetal/UFV e farmacêutico Sérgio José Leite Dias.



CARTAS

À Revista Ambiente

Acusamos recibo de su amable envío de la Revista Cetesb de Tecnología Ambiente, correspondiente al Volúmen 6, número 1 de 1992, cuyo contenido ha sido de gran interés, ayuda y de valioso aporte técnico para el desarrollo de las actividades que estamos realizando en la Zona Industrial de Mamonal, en colaboración con el Comité de Asuntos Ambientales de Mamonal (CAAM), en procura de obtener un entorno laboral y productivo, con salud y bienestar para nuestros trabajadores, la comunidad que nos rodea y la ciudadanía en general.

Reciban nuestras felicitaciones por esta magnífica publicación que día a día presenta un mejor contenido técnico y litográfico y nuestros deseos por el éxito en esta loable empresa, como lo es la conservación del medio ambiente.

Aprovecho para ratificarle nuestro deseo y interés en continuar recibiendo sus futuras publicaciones, como un suscriptor permanente.

Juan Enrique Pareja Valest
Jefe Depto. de Seguridad Industrial — Abocol S.A.
Cartagena, Colombia

À Revista Ambiente

Acusamos e agradecemos o envio de Ambiente — Revista Cetesb de Tecnologia, Vol. 6, nº 1, 1992. As informações contidas na revista são de suma importância para o nosso serviço, pois são utilizadas pelos nossos pesquisadores e usuários em geral, razão pela qual temos interesse em recebê-la regularmente.

Bibliot. Cleuza Batista Pastori
Diretora do Serviço de Biblioteca e Documentação — Instituto de Economia Agrícola
São Paulo, SP

À Revista Ambiente

É com grande satisfação que acusamos o recebimento da Revista Ambiente, importante veículo de divulgação de trabalhos científicos na

área de meio ambiente. Aproveitamos a oportunidade para cumprimentar o Conselho Editorial pelo rigor da seleção dos trabalhos publicados e desejamos pleno sucesso.

José Luiz Telles de Almeida
Vice-diretor da Escola Politécnica de Saúde — Fiocruz
Rio de Janeiro, RJ

Ilmo. Sr.

Nelson Vieira de Vasconcelos
Diretor-presidente da CETESB

Formulamos o presente para informar a V.Sa. que recebemos e apreciamos o Volume 6, nº 1 — 1992 da Ambiente — Revista Cetesb de Tecnologia. Na oportunidade, comunicamos que gostaríamos de continuar recebendo os próximos números da publicação.

Arq. Mauro de Castro Freitas
Diretor-presidente da COHAB - Cia. Habitacional Regional de Ribeirão Preto
Ribeirão Preto, SP

À Revista Ambiente

Saludando en primer lugar a su excelente Revista, le manifesto que como Jefe de la Oficina de Extensión Universitaria y Proyección Social de la Universidad Nacional de Ancash "Santiago Antúnez de Mauolo" de Huaraz, Ancash, Región Chavín, Perú, considero muy importante la publicación que hacen, por lo que quisiera saber como es la suscripción y el costo, y si es posible nos envíen sus ejemplares de cortesía a fin de tenerlos en la Biblioteca a disposición de los alumnos. Como ya Uds. sabrán, en nuestra Universidad contamos con la Facultad de Ciencias del Ambiente.

Rafael Figueroa Tauquino —
Universidad Nacional de Ancash
Huaraz, Perú

Resposta: Já providenciamos o envio do último número de Ambiente e a inclusão de seu nome em nosso cadastro de assinantes.

À Revista Ambiente

No momento em que o meio ambiente recebe, por parte da população, cuidados indispensáveis para sua preservação, é com satisfação que recebemos a Revista Ambiente, muito rica em seu conteúdo. Cumprimos a feliz iniciativa de sua publicação e esperamos receber as futuras edições, que nos trarão novos conhecimentos, indispensáveis para a nossa formação acadêmica.

Manuel Dornelles
Presidente do D.A. de Engenharia
Rio Grande, RS

À Revista Ambiente

Solicitamos tengan a bien estudiar la posibilidad de enviar la publicación por Uds. editada, al Dpto. de Ingeniería Química para mantener actualizada la información disponible para las cátedras.

Ing. Hipólito A. Choren
Director Dpto. de Ingeniería Química — Facultad Regional Avellaneda — Universidad Tecnológica Nacional
Avellaneda, Argentina

Resposta: Já incluímos seu nome em nosso "mailing list" para o envio de nossas publicações.

À Revista Ambiente

Venho pela presente solicitar de V.Sa. algumas informações a respeito da Revista Ambiente. Pessoas de outras instituições, não ligadas à Cetesb, podem publicar artigos na revista? Trabalho com limnologia, ligado à piscicultura e produção de plâncton em laboratório, para alimentação de larvas e alevinos de peixes.

Profa. Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares — Pesquisadora do Centro de Aquicultura da Unesp

Resposta: Embora a Revista Ambiente tenha sido criada, principalmente, para a publicação de trabalhos do corpo de pesquisadores da Cetesb, aceitamos artigos elaborados em outras instituições, desde que haja espaço e aprovação por parte do Conselho Editorial.

OPINIÃO

O natural e o tecnológico

ÉDIS MILARÉ*

Cada "tipo" de natureza exige um "tipo" de tecnologia. Esta constatação nos remete a Francis Bacon (1561-1626), para quem a natureza nos atende e ajuda na medida em que obedecemos a ela. Em outras palavras, nossos procedimentos técnicos e processos tecnológicos não podem ignorar os processos naturais; devem, isso sim, secundá-los e estimulá-los para que consigamos o milagre perene de prolongar e aperfeiçoar a vida sobre o planeta Terra.

A tecnologia, mais a ecologia e a economia, constitui a base encaixada de fatores que garante o desenvolvimento sustentável e, mais do que isso, a independência econômica e política. Sem auto-suficiência tecnológica não será possível acalentar o sonho da independência econômica, e menos ainda da política.

Esta é a realidade visível nos países em desenvolvimento, cujo Meio Ambiente se apresenta de forma complexa e mais vulnerável que nos países do Primeiro Mundo. As nações do Terceiro Mundo são alçadas pela pobreza, castigadas pelas crônicas deficiências sociais — como é o caso do saneamento — e humilhadas pelo subdesenvolvimento e inadequação das várias tecnologias que utilizam. Por outro lado, ostentam uma disponibilidade às vezes portentosa de recursos naturais, como é o caso da biodiversidade.

Vivemos à espera de mais ousadia, de saudáveis ambições e aventuras, de lances criativos no desenvolvimento e adaptação de tecnologias. E merecem prioridade aquelas voltadas para o bem-estar fundamental da população. A busca da tecnologia adequada começa em qualquer tempo; eu diria, porém, que faz parte da educação integral, seja na escola, seja por meio dos conhecimentos empíricos que adquirimos ao longo da vida, mesmo sem escolarização específica. A tecnologia tupiniquim, e a cabo-



FOTO: RIZZUTTI

cla também, traz grande potencial de aplicações. Resta dar-lhe o tratamento técnico-científico para que se transforme em instrumento de múltiplo interesse e aplicação imediata.

Não quero menoscar o procedimento rigorosamente científico na pesquisa e no desenvolvimento de nossas tecnologias "tropicais", depois de termos tropicalizado tantas outras coisas na cultura e na vida cotidiana. Com efeito, a tecnologia consiste em "processos de como saber fazer", com bases sólidas na verificação e na condução das diferentes ciências. Nossos institutos de pesquisa e as universidades precisam traduzir a ciência normal, assim como os pequenos e grandes paradigmas, em práticas técnicas que nos ajudem a prosseguir na construção do mundo. Da mesma forma, em sentido inverso, essas instituições devem buscar os fundamentos para explicar e levar adiante procedimentos experimentais e espontâneos, oriundos das tradições e práticas, que nos ajudem a conver-

gir no mesmo escopo técnico-científico, que orienta o desenvolvimento harmonizado.

Nossa busca tecnológica refere-se a um universo em mutação, mais especificamente, a países ou regiões em desenvolvimento. Temos diante de nós um meio social concreto, perante o qual a ciência não é e não pode ser neutra. Ademais, há fatores não científicos que interferem poderosamente em todos esses processos. Temos de pensar na feitura da nossa própria ciência, no seu porquê, no seu onde, no seu como. Sofremos a necessidade de elaborar nossos métodos heurísticos, de dar corpo e expressão às nossas descobertas. É a somatória destes e de outros elementos que nos garantirá gerar um processo tecnológico capaz de atender as nossas necessidades.

Vejo, assim, em contexto mais amplo, o papel da CETESB — Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, que neste mês de julho completa 25 anos de existência e profícua atividade. Ela é adulta, mas suficientemente jovem para não se demorar na simples e nostálgica contemplação do passado, envolvendo-se com o pensar ciência, o elaborar técnicas, o desenvolver tecnologias para atender nossos dois imperativos históricos: alavancar o desenvolvimento sustentável e subsidiar a sobrevivência do planeta Terra.

Sem isso, a pura especulação teórica e o diletantismo nos levarão anestesiados para um porvir sem futuro, a deplorar um passado mal-gasto.

* ÉDIS MILARÉ, procurador da Justiça, foi coordenador das Curadorias do Meio Ambiente no Ministério Público e é secretário do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.