

**O USO DE MODELOS MATEMÁTICOS PARA AVALIAR PROCESSOS
HIDROGEOQUÍMICOS EM REGIÕES TROPICAIS: O MODELO MAGIC**

M.C. Forti¹, C. Neal², A. Jenkins²

1. INPE, Divisão de Ciências da Terra, São José dos Campos, SP / NUPEGEL-USP
2. Institute of Hydrology, MacLean Building, Wallingford, OXON, UK

ABSTRACT

The application on tropical region of mathematical models developed for temperate region is discussed. This was undertaken with MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchment), a model that projects long term effects of anthropogenic impacts on soil and stream water chemistry. The MAGIC was applied to the Barro Branco catchment (Central Amazônia) to illustrate its potential for hydrochemical studies in such regions. Two case studies are presented to provide the missing keys for the model to be useful on assessment of environmental impacts in tropical regions. The assumed hypothesis are as follow: (1) large scale deforestation with significant increase of calcium, potassium and magnesium input (total input following felling will have the pre-felling values) and (2) large scale deforestation in the surrounding of a preserved area (total input following felling will be larger than the pre-felling values). Climate changes are assumed for both cases.

The results show that the MAGIC can be useful for water quality studies in tropical region, since it has provided qualitative estimates of the operative processes observed in this region. However, some key parameters such as the aluminium solid phase, the soil and stream water organic material must be measured in the field. Besides, historical data set are required for a good calibration and validation of the model. MAGIC can give quantitative estimates for tropical region if a proper data set is provided. The need of extensive field studies is stressed.

RESUMO

Neste trabalho é discutida a validade da utilização, em regiões tropicais, de modelos desenvolvidos para avaliar processos hidroquímicos em regiões temperadas. Para tal, são apresentados resultados da aplicação do MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchment), que avalia impactos ambientais e processos de acidificação, para larga escala de tempo, em pequenas bacias de drenagem. Esse modelo foi aplicado à bacia do igarapé Barro Branco (Amazônia Central) para ilustrar seu potencial para estudos hidrogeoquímicos nessas regiões. Através de dois estudos de caso, procura-se mostrar quais são as necessidades em termos da determinação de parâmetros e variáveis, para que os resultados obtidos com esse modelo sejam úteis na avaliação de impactos ambientais em regiões tropicais. São apresentadas as seguintes hipóteses para avaliar a alteração na bacia: (1) aumento significativo nas entradas totais de cálcio, potássio e magnésio, em função da conversão total da região em pastagem (as entradas totais para o sistema, após o desmatamento, apresentam valores iguais aos do pré-desmatamento) e (2) aumento significativo das entradas totais das espécies iônicas majoritárias para a bacia, em função do desmatamento em larga escala na região circunvizinha (as entradas totais para o sistema, após o desmatamento, apresentam valores superiores aos do pré-desmatamento). Os dois estudos de caso são analisados considerando a possibilidade de mudança climática.

Os resultados obtidos através do MAGIC, embora qualitativos, são consistentes com as descrições dos processos hidroquímicos observados nessa região, não apresentando valores discrepantes. Demonstra-se que esse modelo pode ser empregado para realizar estudos hidrogeoquímicos em regiões tropicais. Porém, é reconhecida a necessidade de avaliar alguns parâmetros-chave no modelo, como a fase sólida do alumínio e a quantidade de matéria orgânica no solo e na água. Para que as previsões obtidas através da modelagem representem quantitativamente os processos hidroquímicos da região em estudo, são necessários dados históricos para calibração e validação do modelo e, portanto, o monitoramento de campo é indispensável.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, os estudos de impactos ambientais e, particularmente, os processos que levam à acidificação das águas superficiais, têm merecido a atenção de várias instituições nacionais e internacionais. Isto porque a acidificação desses

corpos d'água têm provocado sérios danos aos ecossistemas a eles associados. Existe uma preocupação mundial com relação à ecologia das regiões tropicais, uma vez que nessas regiões são encontradas as maiores áreas florestais do planeta e com grande

diversidade de espécies. Entretanto, as pressões sócio-econômicas, devido ao crescimento populacional e à crescente demanda de alimentos e bens de consumo, muitas vezes, se sobrepõe à necessidade de preservação de áreas ainda não exploradas e à dificuldade de recuperar regiões já afetadas pela ação antrópica. A modelagem matemática é uma ferramenta útil para avaliar a evolução temporal dos impactos ambientais causados pelos diferentes modos de ocupação do solo, bem como da alteração dos processos biogeoquímicos decorrentes dessa ocupação, como por exemplo, os processos de acidificação. Existe, portanto, uma necessidade urgente de desenvolver modelos matemáticos capazes de descrever e prever o funcionamento biogeoquímico desses sistemas tropicais e suas respostas aos impactos ambientais, permitindo planejar a ocupação racional de novas áreas e recuperação daquelas já afetadas. Entretanto, quando examinada de perto, essa questão não é simples dada a complexidade dos sistemas a serem estudados (Krumbein & Dyer, 1985; Proctor, 1989; Bruijnzeel, 1990) e a falta de dados históricos sobre os mesmos (Moreira-Nordemann et al., 1988; Forti & Neal, 1992).

Uma fonte importante do esforço na modelagem de impactos ambientais sobre solos e águas superficiais vem de estudos extensivos do efeito do uso do solo e deposição ácida em regiões temperadas (Christophersen et al., 1982; Cosby et al., 1985a, b; Gherini et al., 1985; Whitehead et al., 1988; Jenkins et al., 1990a, b; Mason, 1990; Stone & Seip, 1990). Esse conhecimento deve ser utilizado como base para a modelagem de outros sistemas diferentes. Seguindo essa filosofia, este trabalho foi preparado com o objetivo de mostrar a possibilidade de utilização, em regiões tropicais, de um modelo empregado correntemente em regiões temperadas, para simulação de alterações ambientais em regiões tropicais. Procura-se ressaltar, também, em que condições o modelo empregado pode ser utilizado. Para tal, são apresentados os resultados de dois estudos de caso sobre simulação do efeito de desmatamento regional na resposta da qualidade da água de drenagem de uma pequena bacia em floresta tropical úmida (Neal et al., 1991; Forti et al., 1991). O modelo empregado, MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchment), foi extensivamente utilizado para descrever efeitos de

longo tempo da deposição atmosférica, adição de calcário no solo, reflorestamento e desmatamento, sobre sistemas sensíveis ou não à acidificação, na América do Norte e Europa (Cosby et al., 1985a, b; Whitehead et al., 1988; Jenkins et al., 1990a, b).

O MODELO MAGIC

O MAGIC é um modelo que permite avaliar impactos ambientais através da simulação de longo tempo (décadas a centenas de anos) sobre a química da solução do solo e das águas superficiais (Cosby et al., 1985c). No modelo, aos valores dos parâmetros que caracterizam a bacia é atribuído um valor médio equivalente aos diferentes valores observados sobre toda a bacia. O MAGIC incorpora alguns dos principais processos hidrogeoquímicos que ocorrem na área de drenagem e que acredita-se, controlam a química do curso d'água, tais como: retenção de ânions pelo solo (p.ex. adsorção do sulfato); troca de cátions; geração de alcalinidade através da dissociação do dióxido de carbono; intemperismo mineral no solo; absorção e perdas de espécies químicas da e para a fitomassa. No modelo, esses processos são simulados através de um conjunto de equações descritas em vários artigos (p.ex. Cosby et al., 1985b).

Resumidamente, este conjunto de equações pode ser dividido em: 1) um módulo que descreve o equilíbrio químico para o sistema solo-solução do solo, supondo que as concentrações dos íons maiores são controladas por reações simultâneas envolvendo a adsorção do sulfato, troca de cátions, dissolução e precipitação do alumínio, especiação dos ácidos orgânicos e dissolução e especiação do ácido carbônico; 2) um módulo que efetua o balanço de massa, supondo que o fluxo dos íons maiores de e para o solo é controlado pelas entradas atmosféricas, intemperismo, absorção líquida pela biomassa e perdas através da drenagem (Fig. 1).

Um ponto chave no MAGIC é a reserva das bases trocáveis (cátions básicos) no solo. Na medida em que o fluxo de e para essa reserva varia com o tempo, como resultado de variações na deposição atmosférica e na absorção/liberação biológica, o equilíbrio químico entre o solo e a solução do solo desloca-se, permitindo variações na química das águas superficiais.

A dissolução e precipitação do alumf-

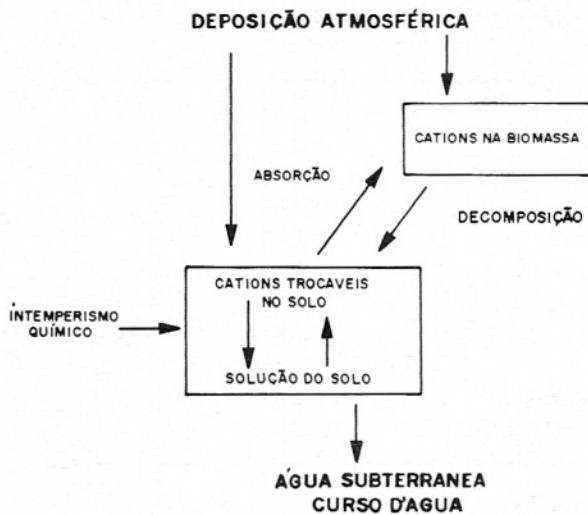


Figura 1 - Representação esquemática dos compartimentos do modelo MAGIC.

nio é controlada através do equilíbrio com uma fase sólida como o $\text{Al}(\text{OH})_3$. A troca dos cátions básicos é tratada utilizando-se equações do tipo: $[X]^*E_y/[Y]^*E_x = S_{yx}$, onde E_x é a fração trocável do cátion, o colchete indica a atividade do íon e S_{yx} é o coeficiente de seletividade. A adsorção do sulfato é descrita através da isoterma de Langmuir (Couto et al., 1979) como: $E_s = E_{mx} * 2(\text{SO}_4^{2-}) / (C + 2 * (\text{SO}_4^{2-}))$ onde, E_{mx} é a capacidade máxima de adsorção do sulfato, C é a constante de meia saturação e (SO_4^{2-}) é a concentração molar de sulfato na solução do solo. Os ácidos orgânicos são modelados como um ácido diprótico, utilizando-se expressões de equilíbrio para a dissociação tendo por base os valores pK do ácido; por exemplo, os ânions orgânicos podem ser simulados especificando um ácido diprótico do grupo carboxila (Cosby et al., 1990).

O balanço de massa é descrito por equações do tipo:

$$dX_t/dt = F_x + W_x - Q * n * (X)$$

onde, X_t é a quantidade total do íon x na bacia de drenagem, F_x é o fluxo desse íon na área da bacia, W_x é a absorção - liberação do íon no solo, (X) é a concentração molar do íon na água do rio, n é a carga e Q é a vazão.

Além disso, o modelo incorpora um conjunto de definições que relacionam as variáveis das equações de equilíbrio às variáveis das equações do balanço de massa;

são incluídas nesta categoria as definições de alcalinidade, quantidade total do íon na área de drenagem e valor médio das características físico-químicas do solo.

Os dados de entrada para o modelo MAGIC são os seguintes: média pluviométrica anual e vazão média anual, composição química média anual das águas de chuva e do rio, taxas de absorção - liberação de espécies químicas pelo sistema, variáveis físicas e químicas do solo da região (densidade, profundidade, CEC, taxas de adsorção de sulfato), temperatura e pressão parcial do dióxido de carbono no solo e na água do rio. Os parâmetros utilizados, como, por exemplo, os coeficientes de seletividade, as taxas de intemperismo, as taxas de absorção de espécies químicas pela vegetação, são determinadas através da calibração do modelo com dados da área de drenagem.

Esse modelo, quando implementado na sua forma mais simples, representa a bacia através de dois compartimentos. A deposição atmosférica é a entrada de espécies químicas para o compartimento solo, onde as equações de equilíbrio são utilizadas para calcular a química da solução do solo. A solução do solo é a entrada para o compartimento rio, onde, novamente, as equações de equilíbrio são utilizadas para calcular a química dessas águas. O modelo químico é um módulo discreto e pode ser aplicado quantas vezes necessário para descrever uma determinada área. Por exemplo, o modelo pode ser configurado para três compartimentos se, por acaso, ocorrerem dois tipos de solo muito diferentes na bacia.

A saída do MAGIC é uma seqüência temporal das concentrações das espécies químicas nos diferentes compartimentos considerados no modelo.

Calibração do modelo

O modelo foi calibrado utilizando-se as informações apresentadas na Tabela 1, em conjunto com os valores médios das concentrações iônicas (cátions básicos e ânions de ácidos fortes) nas águas de chuva e do rio. A calibração foi efetuada considerando que o sistema permaneceu em equilíbrio estacionário nos últimos 50 anos.

Os resultados da calibração fornecem valores de concentração em concordância com os observados (Tabela 2); esse resultado é uma pré-condição para uma boa calibração. Para obter essa calibração, foi

Tabela 1 – Parâmetros utilizados para a bacia do Igarapé Barro Branco.

Prof. do solo (m)	3,00
Porosidade (fração)	0,57
Massa Específica do solo (kg/m ³)	1400
Vazão média anual (m/a)	1,484
Precipitação média anual (m/a)	2,272
Temperatura média anual do rio (°C)	25,0
Temperatura média anual do solo (°C)	25,0
PCO ₂ média anual no rio (atm)	0,0011
PCO ₂ média anual no solo (atm)	0,0100
Média anual de mat. org. na água do rio (mMol/m ³)	300,0
Média anual de mat. org. na água do solo (mMol/m ³)	100,0

Tabela 2 – Valores da concentração iônica, em µEq/l, calculados através do modelo MAGIC e medidos na água do igarapé.

	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Medido	9,60	1,06	1,16	4,32	0,90	12,27	2,60	4,44
Calculado	9,4	1,1	1,2	4,1	0,9	12,3	2,6	4,3

necessário incluir um termo de absorção líquida de espécies iônicas pela vegetação. A absorção das espécies nitrogenadas é razoável, dada a possibilidade de conversão dos componentes dissolvidos em gás nitrogenoso. Entretanto, uma vez que foi considerado que a floresta não sofreu alteração, permanecendo natural desde tempos remotos, a vegetação e os solos devem estar em equilíbrio estacionário. Essa situação implica que não deve ocorrer absorção líquida de espécies iônicas pela vegetação. Embora o modelo requiera uma absorção líquida, para satisfazer o balanço de entrada das espécies, na verdade esse termo representa a transferência de espécies químicas da atmosfera para a vegetação. Esse processo é mostrado através de estudos da química da precipitação no nível do solo e sobre as copas das árvores. Foram observadas variações não aleatórias e estatisticamente significantes entre os dois locais (Forti & Moreira-Nordemann, 1991; Forti & Neal, 1992).

Sensibilidade do modelo

A análise de sensibilidade foi efetuada

considerando-se diferentes valores para o coeficiente de solubilidade do hidróxido de alumínio e para a concentração da matéria orgânica na solução do solo e na água do rio. Os valores utilizados são apresentados na Tabela 3 (casos A, B, C, e D). O coeficiente de solubilidade do hidróxido de alumínio é importante para o modelo, pois controla as reações do alumínio inorgânico como, por exemplo, $[Al^{3+}]/[H^+]^3 = K_{A1}$ e $(Al(OH)^{2+}) \cdot [H^+]/[Al^{3+}] = K_{A11}$, que por sua vez controla o balanço de carga em cada compartimento do sistema. O conteúdo de matéria orgânica nas águas do solo e do rio é importante para a maioria dos sistemas tropicais uma vez que os ácidos orgânicos (como o fórmico e o acético) parecem controlar a acidez das águas nesses sistemas (Rodhe et al., 1988; Andreae et al., 1990).

O resultado dessa análise, mostrado na Figura 2, indica que é necessário determinar a fase sólida dominante do alumínio para sistemas desse tipo, bem como o conteúdo de matéria orgânica nas águas do rio e do solo. Embora as constantes termodinâmicas de equilíbrio variem algumas ordens de grandeza, procurou-se escolher valores

Tabela 3 – Valores dos coeficientes de solubilidade para os compostos inorgânicos do alumínio e concentração da matéria orgânica ($\mu\text{Mol/l}$), considerados na análise de sensibilidade do modelo: casos A, B, C e D.

	Coeficiente de solubilidade	Mat. Org. na água do solo $\mu\text{Mol/l}$	Mat. Org. na água do rio $\mu\text{Mol/l}$
A	8,02	100	300
B	8,02	40	200
C	8,02	200	800
D	8,7	40	200
E	8,7	200	800

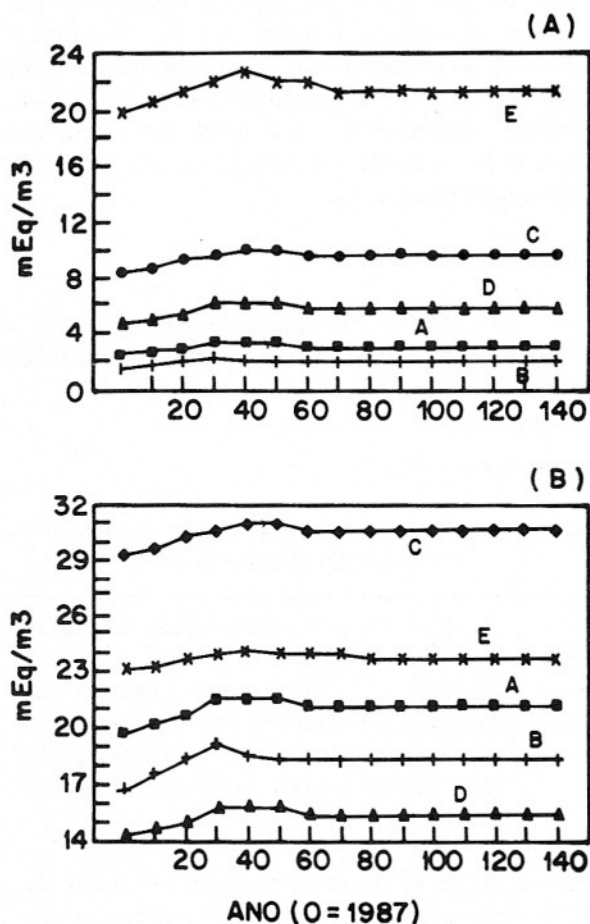


Figura 2 – Quantidade total de alumínio (A) e íons de hidrogênio (B), em mEq/m^3 , para diferentes valores do coeficiente de solubilidade e dos teores de matéria orgânica ($\mu\text{Mol/L}$) nas águas do igarapé Barro Branco e na solução do solo. Casos A, B, C e D descritos na Tabela 4.

que pudessem representar, de modo apropriado, os intervalos encontrados nas águas do solo e do rio (Neal et al., 1987). Para o ambiente da floresta tropical escolhido, a constante de solubilidade dos compostos de alumínio deve ser controlada pela caolinita e não pelo hidróxido de alumínio. Entretanto, uma vez que a concentração de sílica é aproximadamente constante e próxima dos valores de equilíbrio com o quartzo, essa situação pode ser considerada, no MAGIC, como o equilíbrio do hidróxido de alumínio (Neal et al., 1987).

APLICAÇÃO DO MODELO

O modelo foi utilizado para simular o impacto de desmatamento em larga escala na química das águas de um igarapé que drena uma área de floresta de terra firme na região central da Amazônia. O período total considerado foi de 140 anos a partir de 1987. São apresentados os resultados de dois estudos de caso: (A) desmatamento de toda a bacia Amazônica com conversão em pastagem e (B) desmatamento em larga escala na região circunvizinha à área de estudo. Em ambos os casos, a hidrologia e a química foram levadas em consideração. O principal fator hidrológico é a mudança no regime pluviométrico, e o principal fator químico é o aumento nas entradas totais de espécies químicas na bacia. Com a perda da floresta ou parte dela, a precipitação total tende a diminuir, uma vez que haverá uma diminuição da evapotranspiração na região como um todo. Essa mudança dependerá da

escala de desmatamento. Com a conversão completa da bacia Amazônica em pastagem, modelos de circulação geral indicam que a precipitação na região central da Amazônia poderá diminuir cerca de 800 mm (Shukla et al., 1990). A variação na deposição total irá depender do tipo de desmatamento e subsequente manejo do solo na região. A descrição detalhada desses estudos de caso são apresentadas nos trabalhos conduzidos por Neal et al. (1991) e Forti et al. (1991). Os dois estudos de caso e seus diferentes cenários são apresentados em forma de diagrama na Tabela 4.

ESTUDOS DE CASO

Área de Estudo

As amostras de precipitação e de água do rio foram coletadas na bacia do igarapé Barro Branco (1,3 ha), localizada na Reserva Florestal Ducke. Essa reserva (10.000 ha) situa-se na região central da Amazônia (02°57'S, 59°57'W), 25 km a nordeste de Manaus, junto à rodovia Manaus-Itaquatiara (AM10). O substrato geológico dessa região é a Formação Barreiras e os solos são principalmente do tipo latossolo amarelo com pequenas áreas de podzóis (Melfi & Queiroz Netto, 1972). A vegetação é típica de floresta de terra firme natural (Pires & Prance, 1984). Uma des-

crição detalhada dessa região pode ser encontrada nos trabalhos de Franken & Leopoldo (1984), Livingston et al. (1988) e Forti (1989). As amostras foram coletadas nas missões do GTE-ABLE 2B (Global Tropospheric Experiment - Amazon Boundary Layer) (Harriss et al., 1990), conduzidas durante as estações chuvosa (abril-maio) e seca (agosto-setembro) de 1987; a descrição detalhada dos procedimentos de coleta e análises químicas são encontrados nos trabalhos de Forti (1989) e Forti & Moreira-Nordemann (1991).

A química da precipitação nessa região apresenta teor iônico baixo quando comparado com outras regiões (Andreae & Andreae, 1988; Andreae et al., 1990; Forti & Moreira-Nordemann, 1991), podendo ser considerada não poluída e longe o suficiente das influências marítimas. A água do igarapé tem baixos teores iônicos, uma vez que os processos de intemperismo não são muito importantes nessa região (Burnham, 1989); a componente de ciclagem através da vegetação e do solo superior é relativamente importante, como pode ser visto, por exemplo, através da química da transprecipitação (Tabela 5).

Estudo de Caso A

O modelo foi aplicado para simular a resposta da química das águas do igarapé

Tabela 4 - Diagrama descrevendo os dois estudos de caso.

	ESTUDO DE CASO A	ESTUDO DE CASO B
Hidrologia	Decréscimo uniforme da precipitação total (30 anos: 27 mm/ano) adicionado de decréscimo instantâneo na evapotranspiração: utilizadas para calcular a descarga resultante.	Cenário 1 - ciclo hidrológico não sofre alteração. Cenário 2 - decréscimo uniforme na precipitação total (30 anos: 27 mm/ano), não existe alteração na evapotranspiração: utilizado para calcular a descarga resultante.
Química	5 anos de desmatamento e queimadas com adição significativa de Ca, K e Mg no solo, com subsequente retorno aos valores iniciais. Cenário 1 - remoção dos troncos com altos/baixos teores de nitrato. Cenário 2 - toda a vegetação é queimada e/ou deixada apodrecer com altos/baixos teores de nitrato.	30 anos de desmatamento ao redor da reserva com queimadas e manejo de solo: adição significativa de todos os fons majoritários para o solo, sem subsequente retorno aos valores iniciais.

Tabela 5 – Média ponderada dos valores da concentração iônica ($\mu\text{Eq/l}$) na precipitação, transprecipitação e água do igarapé, para a bacia do igarapé Barro Branco (Amazônica Central) em 1987.

	Precipitação	Transprecipitação	Igarapé
Na ⁺	6,35	20,1	9,60
K ⁺	2,98	15,9	1,06
Mg ²⁺	1,08	14,6	1,16
Ca ²⁺	5,48	15,2	4,32
NH ₄ ⁺	5,49	5,40	0,90
Cl ⁻	7,36	15,7	12,37
NO ₃ ⁻	2,60	-	2,60
SO ₄ ²⁻	10,38	16,4	4,44

durante e após a remoção total da floresta para produção de madeira e pastagem.

Na medida em que a vegetação é substituída por pastagem, a precipitação decorrente da convecção será reduzida. Além disso, a evapotranspiração também deverá diminuir. A principal consequência dessa alteração será uma redução na precipitação total em escala regional. A redução na evapotranspiração leva à transferência direta de um volume maior de água de chuva para o igarapé. Os modelos de circulação geral sugerem que, para a Amazônia Central, a precipitação pode ser reduzida em 800 mm e a evapotranspiração, em 400 mm (Shukla et al., 1990); esses números são utilizados para as previsões do modelo.

Uma vez que a redução na precipitação é associada à redução na evapotranspiração, o fluxo atmosférico das espécies químicas não será afetado diretamente, mas sim sua concentração atmosférica. Neste caso, existem incertezas tais como: 1) se haverá um aumento e, de quanto, na ciclagem de espécies químicas entre a vegetação e a atmosfera, e 2) em que grau e intensidade essas espécies irão alterar os diferentes tipos de vegetação. Para este caso, considerou-se que o fluxo de espécies atmosféricas permanece constante.

Com a remoção das árvores e a queima dos restos da vegetação, haverá uma adição maior de cátions básicos para o solo. Para calcular as entradas desses cátions, foram considerados dois cenários: os troncos são ou não removidos da área desmatada. As entradas totais de cátions básicos foram calculadas a partir de estimativas da bio-

massa, adotando-se valores obtidos por Grimm & Fassbender (1981) para uma região da Amazônia Venezuelana.

A taxa de transferência de cátions básicos para o solo é função da lixiviação do material completamente queimado e decomposição do material parcialmente queimado. Isso deve resultar em uma rápida/lenta transferência de cálcio, magnésio e potássio para o solo (p.ex. Uhl et al., 1982; Uhl & Jordan, 1984; Bruijnzeel, 1990). Esse efeito foi modelado supondo-se que metade dos cátions são liberados durante os primeiros dois anos de desmatamento e o restante perdidos em proporção linear nos três anos seguintes.

Iniciado o desmatamento, haverá uma liberação líquida de nitrato devido à redução da taxa de absorção pela vegetação, do aumento da atividade biológica e da taxa de decomposição das raízes. Quando a nova vegetação começar a se estabelecer essa produção de nitrato deverá diminuir. Esse processo irá induzir um aumento da concentração de nitrato nas águas do igarapé durante os primeiros dois ou três anos seguintes ao desmatamento (Uhl et al., 1982; Uhl & Jordan, 1984; Bruijnzeel, 1990). Esse aumento é muito variável e é controlado por uma variedade de fatores no solo e na vegetação (Bruijnzeel, 1990). Essa variação nos teores de nitrato foi modelada através do acréscimo de um fluxo de nitrato representando as observações de campo. O nitrato foi adicionado no sistema por dois anos numa taxa de 2,4 g/m²/ano e 24,7 g/m²/ano: esses valores correspondem às liberações moderadamente baixas e altas de

nitrato.

Discussão do estudo de caso A

Sem o desmatamento, haverá um aumento gradual nas concentrações dos cátions e ânions majoritários. Essa mudança corresponde, primariamente, à concentração devida ao efeito de evaporação associada ao declínio da precipitação (Fig. 3).

Com o desmatamento observa-se que, nos primeiros cinco anos, a concentração de cátions e nitrato nas águas do igarapé é elevada. Após esse período, as condições são revertidas rapidamente e as concentrações adquirem valores próximos aos observados antes do desmatamento (Fig. 4).

A fração trocável de cátions no solo varia com o desmatamento (Fig. 5). A proporção do cálcio, do magnésio e do potás-

sio aumenta, atingindo valores aproximadamente constantes, após cinco anos do início do desmatamento.

Esses resultados fornecem um exemplo de entradas extra de cátions e o efeito da presença de um ânion móvel no solo, como consequência do desmatamento. O aumento das entradas de cálcio, magnésio e potássio sem a adição de um ânion de ácido forte, para um solo ácido, induz um aumento na fração trocável desses componentes. Essa retenção é equilibrada através da liberação de alumínio trocável para a solução do solo, o qual é precipitado na forma de hidróxido de alumínio, havendo liberação de íons de hidrogênio. Essas reações são equilibradas através do acréscimo de alcalinidade e do enriquecimento de cátions básicos. Para que os cátions sejam liberados para o rio, é necessária a presença de um ânion móvel, que, neste caso, é o nitrato. Com o aumento da concentração de nitrato, os teores de todos os cátions considerados aumentam e, com sua redução, os teores em cátions diminuem. Quando o suprimento adicional de cátions proveniente da vegetação é removido, a fração trocável de cátions permanece aproximadamente constante.

Após o desmatamento, esse sistema levará centenas de anos para atingir o verdadeiro estado estacionário. Essa situação é pertinente, porque, uma vez que os níveis de cátions básicos variaram no solo, os baixos valores das entradas de cátions para o sistema irão assegurar que, por um longo período de tempo, a retenção/perda desses cátions será lenta. Os níveis de cálcio, magnésio e potássio, nos sítios de troca no solo, irão diminuir com o tempo, assim como suas concentrações na água do igarapé. Para o sódio, as proporções nos sítios de troca de cátions no solo aumentarão com o tempo, do mesmo modo que as concentrações nas águas do igarapé.

Estudo de caso B

Neste caso, o MAGIC foi utilizado para simular o impacto do desmatamento em larga escala sobre a química das águas de drenagem em bacias localizadas em "ilhas" de áreas preservadas, com ou sem mudança climática. A área preservada é considerada pequena quando comparada com as áreas vizinhas desmatadas. A remoção da vegetação circunvizinha à reserva acentua o processo de retenção de aerossóis atmosféricos

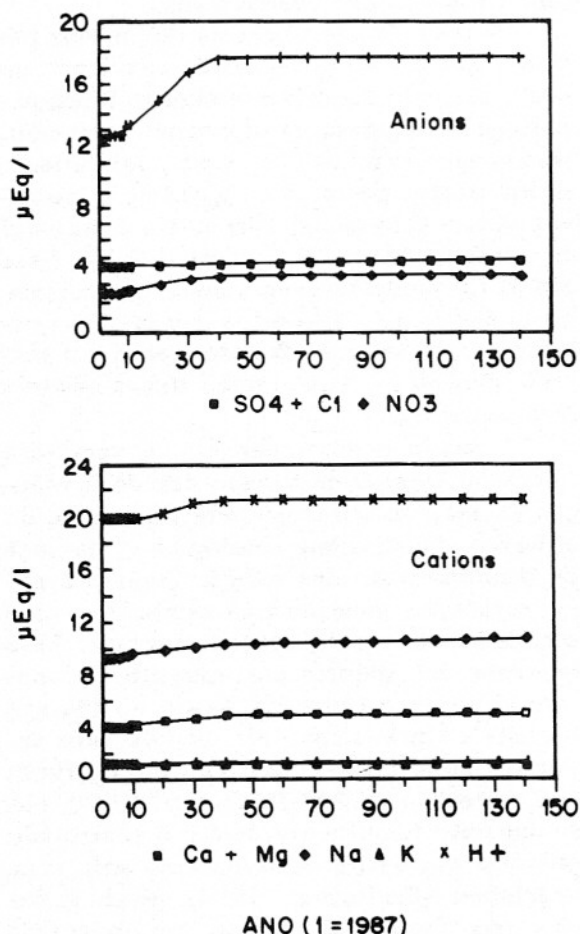


Figura 3 - Estudo de caso A - Variação das concentrações dos cátions e dos ânions na água do igarapé Barro Branco ($\mu\text{Eq/L}$), obtidas através da modelagem: floresta natural com alteração climática.

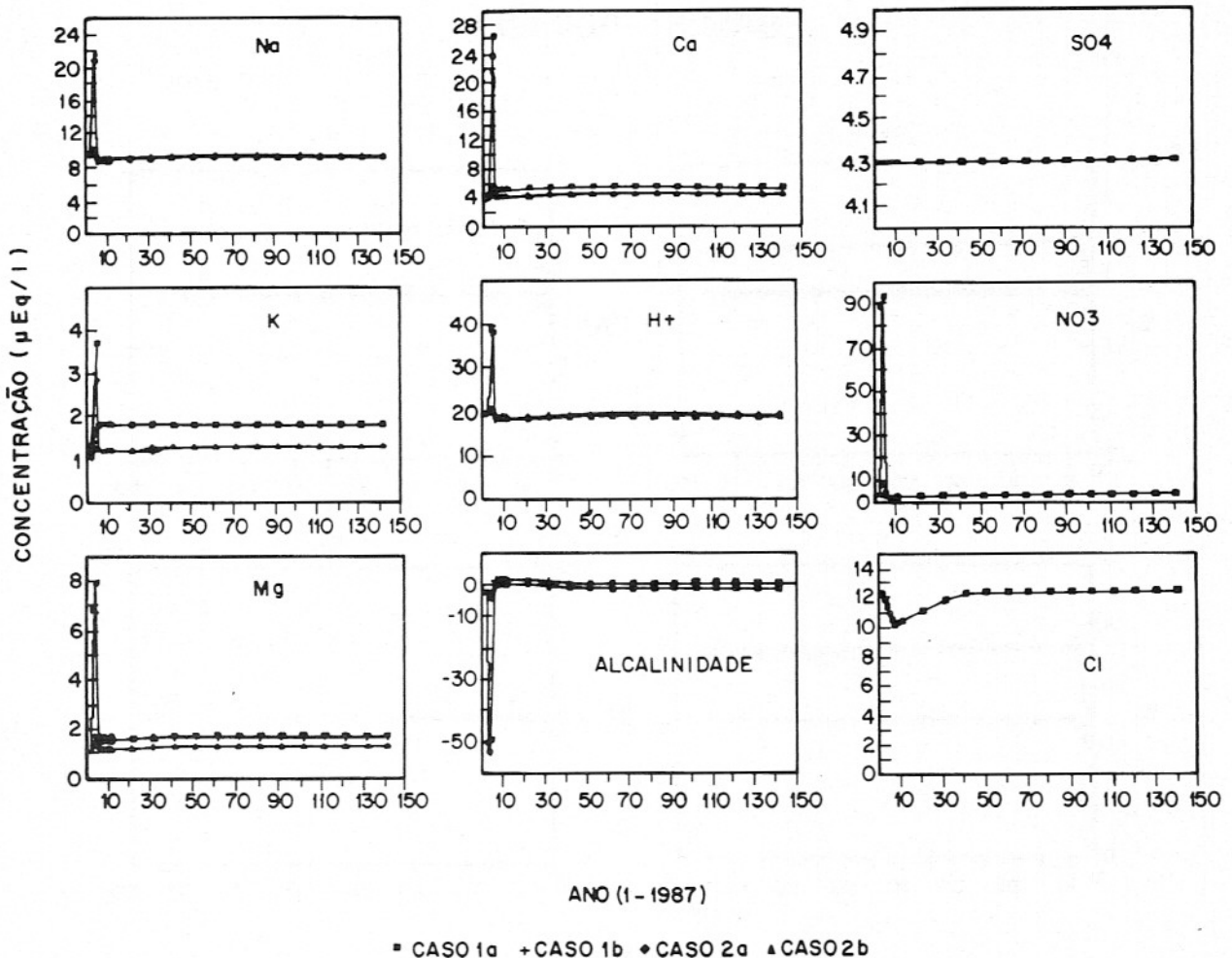


Figura 4 - Estudo de caso A - Variação das concentrações dos cátions e dos ânions na água do igarapé Barro Branco ($\mu\text{Eq/L}$), obtidas através da simulação: desmatamento a partir de 1987. Situação 1: troncos não são removidos (1a e 1b alto e baixo teor de nitrato respectivamente). Situação 2: troncos são removidos (2a e 2b alta e baixa produção de nitrato respectivamente).

pelas árvores. Isso ocorre porque uma área maior de bordas da floresta se torna exposta à atmosfera; são nas bordas da floresta que o efeito de deposição por filtração ou absorção/retenção das espécies químicas é aumentado. Conseqüentemente, um dos efeitos do desmatamento circunvizinho será o aumento nas entradas de espécies químicas para a área preservada. Além disso, com o desmatamento, haverá um aumento nas entradas de particulado atmosférico, devido a queimadas e manejo do solo. Entretanto, não é possível quantificar as contribuições devidas a esses processos; os valores utilizados procuram abranger um intervalo razoável para esse acréscimo nas entradas.

O programa de desmatamento atribuído teve a duração de trinta anos. Depois desse período, considerou-se que, nas áreas

desmatadas, foi estabelecida uma vegetação rasteira (p.ex. pastagem). Para estimar os efeitos desse programa de desmatamento foram considerados dois cenários: (1) o fluxo de espécies químicas para a bacia cresce linearmente entre 1988 e 2020 até um fator dois, daí em diante o fluxo decresce linearmente até o ano de 2050 para um fator 1,5, permanecendo constante até 2127; (2) à deposição considerada anteriormente, acrescentou-se um efeito de mudança climática, supondo-se uma redução de 800 mm na precipitação total da região (Shukla et al., 1990). Embora, em escala regional, o ciclo hidrológico tenha mudado, na escala da bacia, esse efeito implicará na redução da quantidade de precipitação total, a evapotranspiração terá o mesmo valor, uma vez que nessa região a floresta permanece intacta. A redução na precipita-

BASES TROCÁVEIS

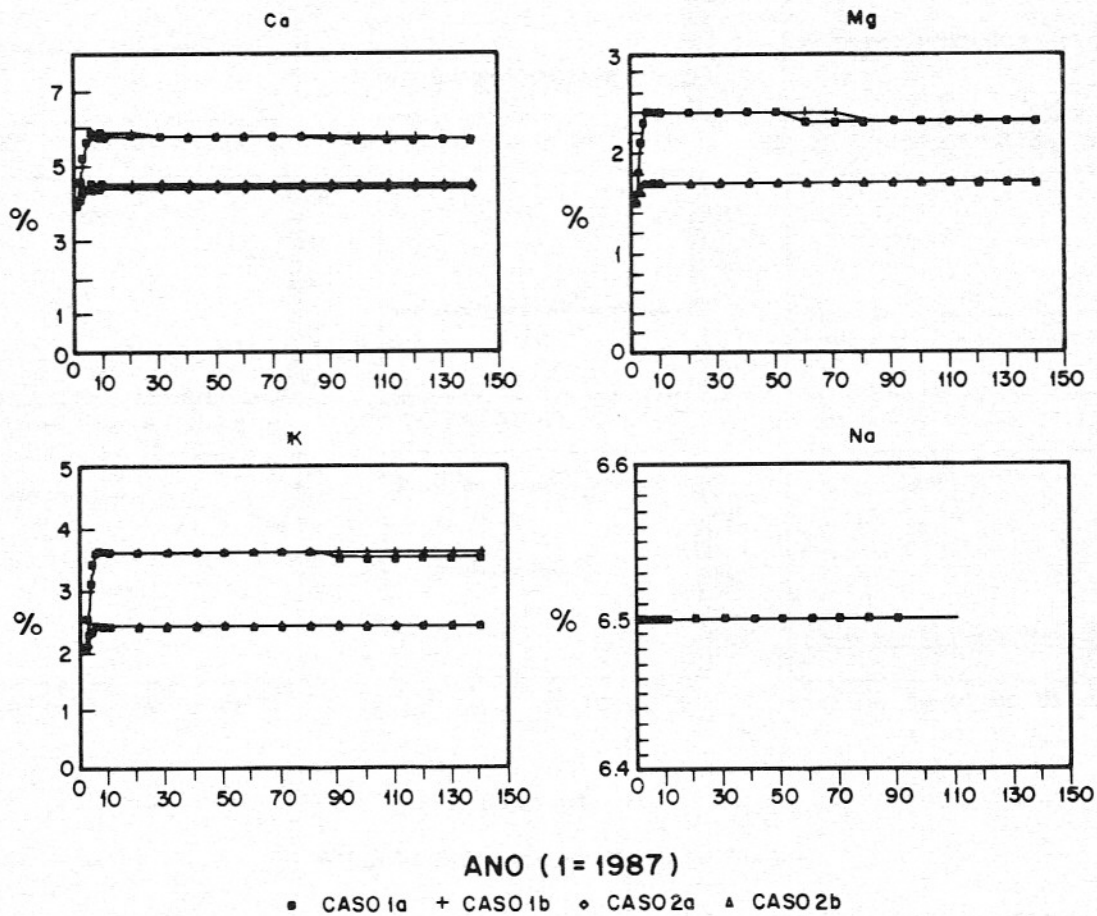


Figura 5 - Estudo de caso A - Variação dos cátions trocáveis (%) nos solos da bacia do igarapé Barro Branco, obtidas através da simulação: desmatamento a partir de 1987. Situação 1: troncos não são removidos (1a e 1b alta e baixa produção de nitrato respectivamente). Situação 2: troncos são removidos (2a e 2b alto e baixo teor de nitrato respectivamente).

ção é simulada no modelo através da redução da descarga média anual.

Discussão do estudo de caso B

A resposta química do igarapé ao desmatamento circunvizinho com ou sem mudança climática é mostrada nas Figuras 6a e 6b, respectivamente. O principal efeito dessa perturbação é o aumento nas concentrações de espécies iônicas nas águas do igarapé, como resultado de entradas maiores dessas espécies. Após o período de desmatamento, um novo estado estacionário começa a ser estabelecido no sistema (em torno do ano 2100). Nesse novo estado estacionário, os valores das con-

centrações iônicas nas águas do igarapé serão maiores do que aquelas do estado estacionário anterior ao desmatamento.

As diferenças observadas nos teores iônicos, entre os dois cenários, resulta do efeito de concentração produzido pela menor quantidade de água circulando no sistema devido à redução na precipitação total. Esse efeito é superposto ao aumento das entradas totais para a área considerada.

Com o aumento das entradas dos cátions básicos, a fração trocável dos cátions no solo também aumenta e o alumínio é liberado para a solução do solo, sendo precipitado como hidróxido de alumínio. A liberação de cátions para as águas do igarapé ocorre devido à presença de uma mistura de

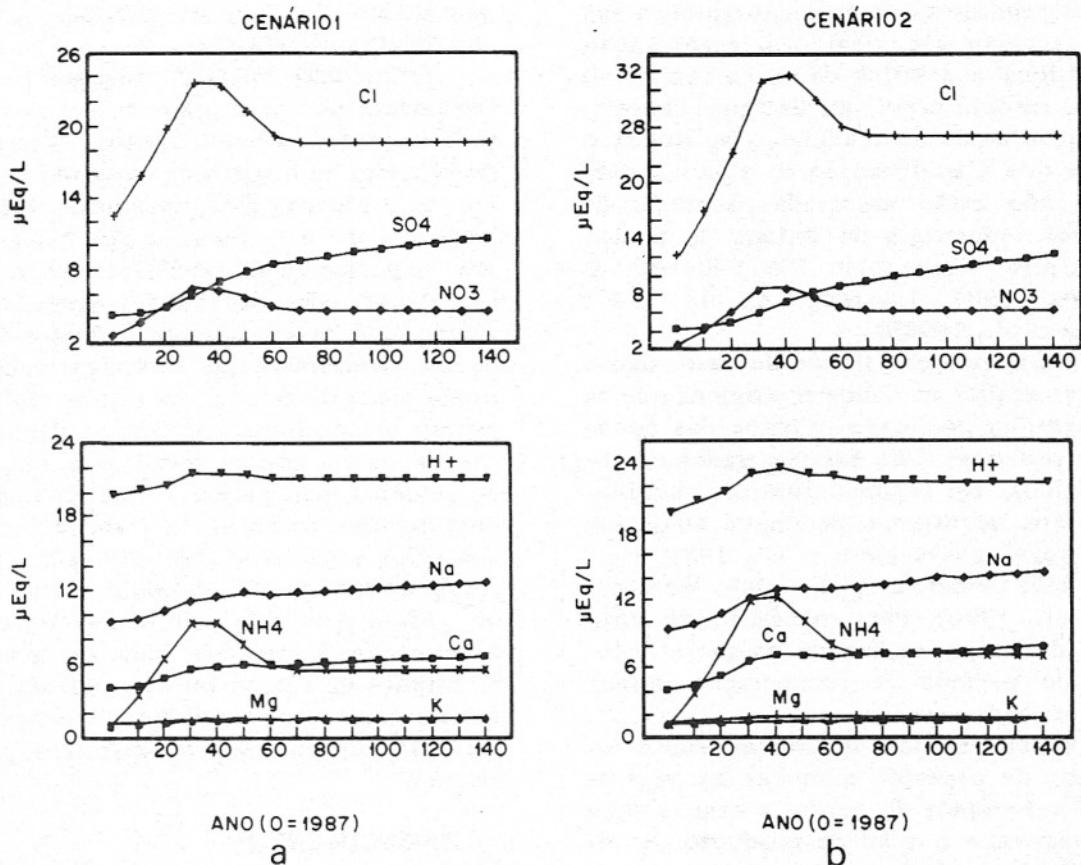


Figura 6 - Estudo de caso B - Variação das concentrações dos cátions e dos ânions nas águas do igarapé Barro Branco ($\mu\text{Eq/L}$), obtidas através da simulação: a) cenário 1 e b) cenário 2.

ânions móveis; o cloreto é o mais importante durante o período de desmatamento, seguido pelo nitrato; o sulfato se torna importante após o desmatamento. Durante esse período, as concentrações de nitrato e cloreto aumentam, induzindo um aumento nas concentrações de cátions nas águas do igarapé. Com a redução dos teores desses ânions, as concentrações dos cátions nas águas do igarapé se estabilizam.

Na escala de um longo período de tempo, o sistema atinge um novo estado estacionário, onde as concentrações iônicas na água do rio serão mais elevadas do que as do estado estacionário anterior ao desmatamento. Os cátions trocáveis no solo levarão um tempo maior para atingir um novo estado estacionário, devido ao grande estoque desses cátions no solo em relação aos fluxos de entrada e saída anuais.

Durante o período de desmatamento, o solo adsorve sulfato até sua capacidade máxima de adsorção. Após esse período o sulfato acumulado é liberado para a solução do solo e, subseqüentemente, para as

águas do igarapé. Na medida em que esse ânion é liberado para as águas superficiais, os valores da capacidade de neutralização de ácidos (ANC) diminui e as águas do igarapé são acidificadas.

DISCUSSÃO

Os dois estudos de caso fornecem exemplos importantes das conseqüências de desmatamento em larga escala sobre bacias localizadas em regiões tropicais. Essas aplicações do MAGIC permitem avaliar algumas mudanças na qualidade das águas superficiais. Entretanto, as limitações dos dados não permitem quantificar essas mudanças, cobrindo apenas os aspectos qualitativos.

Durante o período de desmatamento, podem ocorrer mudanças intensas na química das águas superficiais. Essas alterações são direcionadas, principalmente, pela duração e intensidade do desmatamento e pelas taxas de decomposição da vegetação. Após o desmatamento, são observadas mu-

danças menores na composição química das águas superficiais, devido à regeneração dos cátions nos sítios de troca iônica no solo. O modelo prevê que as águas superficiais se tornarão mais ácidas, isso ilustra o fato de que a acidificação de águas superficiais não estão associadas somente às emissões industriais de óxidos de ácidos fortes (p.ex. Rosenqvist, 1991; Stevens & Hornung, 1987; Lawrence et al., 1987; Jenkins et al., 1990b).

Para ambos os estudos de caso, não é possível avaliar os danos ecológicos que as mudanças na qualidade química das águas podem provocar. Não existem dados ecotoxicológicos, em regiões tropicais, equivalentes aos de estudos de chuva ácida em outras regiões (Overrein et al., 1981; Haines, 1986; Ormerod et al., 1988; Weatherley et al., 1990). Para os efeitos de curta escala de tempo, as incertezas sobre a duração do período de recuperação dessas águas também permanece.

Existem muitas incertezas sobre os estoques de espécies químicas na vegetação, a velocidade de perdas e regeneração da biomassa e o grau da produção de nitrato (Proctor, 1989; Bruijnzeel, 1990). Por essa razão, foi necessário considerar algumas hipóteses para efetuar essas simulações. Foram tomadas decisões sobre a variação temporal das concentrações químicas e dos volumes da precipitação, entretanto, a mais relevante foi com relação à taxa e à

quantidade de fons introduzida no solo através do desmatamento.

O modelo MAGIC mostrou ser uma ferramenta útil para ajudar a visualizar, de maneira relativamente simples, a resposta de sistemas hidrogeoquimicamente complexos às mudanças antropogênicas. Ele pode ser utilizado para auxiliar nos estudos sobre impactos ambientais nessas regiões. Entretanto, são necessários trabalhos de campo que produzam séries históricas de dados, permitindo que o modelo seja calibrado especificamente para cada região em estudo. Além disso, somente séries históricas de dados podem fornecer a validação de modelos matemáticos. Verificou-se que, para regiões tropicais, a matéria orgânica nos solos e nas águas de drenagem, a fase sólida dominante do alumínio e a adsorção do sulfato pelo solo, são peças-chave para a aplicação do modelo. Mais do que isso, os estudos de campo são necessários para a determinação da variabilidade temporal e espacial das entradas atmosféricas para o sistema.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora agradece à FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), a concessão de uma bolsa de pós-doutoramento (90/2442-7); sem a qual este estudo não poderia ter se realizado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREAE, M.O. & ANDREAE, T.W. (1988) The cycle of biogenic sulfur compounds over the Amazon Basin. *J. Geophys. Res.*, **93**(D2): 1487-1497.
- ANDREAE, M.O.; TALBOT, R.W.; BERSHEIM, H.; BEECHER, K.M. (1990) Precipitation chemistry in Central Amazônia. *J. Geophys. Res.*, **95**(D10): 16987-16999.
- BRUIJNZEEL, L.A. (1990) Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO, Division of Water Sciences, International Hydrological Programme, 7, place de Fontenoy, 75700 Paris, France, 224p.
- BURNHAM, C.P. (1989) Pedological processes and nutrient supply from parent material in tropical soils. In: Proctor, J. (ed.), *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- CHRISTOPHERSEN, N.; SEIP, H.M.; WRIGHT, R.F. (1982) A model for stream water chemistry at Birkenes, Norway. *Water Resour. Res.*, **18**: 977-996.
- COSBY, B.J.; WRIGHT, R.F.; HORNBERGER, G.M.; GALLOWAY, J.N. (1985a) Modeling the effects of acidic deposition: assessment of a lumped-parameter model of soil water and stream water chemistry. *Water Resour. Res.*, **21**: 51-63.
- COSBY, B.J.; WRIGHT, R.F.; HORNBERGER, G.M.; GALLOWAY, J.N. (1985b) Modeling the effects of acid deposition: estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Res.*, **21**: 1591-1601.
- COSBY, B.J.; HORNBERGER, G.M.; GALLOWAY, J.N.; WRIGHT, R.F. (1985c) Ti-

- me scales of catchment acidification. A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environmental Science and Technology*, **19**(12): 1144-1149.
- COSBY, B.J.; JENKINS, A.; FERRIER, R.C.; MILLER, J.D.; WALKER, T.A.B. (1990) Modelling stream acidification in afforested catchments: long-term reconstruction at two sites in Central Scotland. *J. Hydrol.*, **120**: 143-162.
- COUTO, W.; LATHWELL, D.J.; BOULDIN, D.R. (1979) Sulfate sorption by two oxisols and an alfisols of the tropics. *Soil Sci.*, **127**: 108-116.
- FORTI, M.C. (1989) Hidroquímica das soluções na interface atmosfera-solo num ecossistema de terra firme (Amazônia Central). Tese de Doutorado, Inst. Astron. Geofis., USP, Brasil, 151p.
- FORTI, M.C. & MOREIRA-NORDEMANN, L.M. (1991) Rainwater and throughfall chemistry in a "Terra Firme" rain forest: Central Amazônia. *J. Geophys. Research*, **96**: 7415-7421.
- FORTI, M.C. & NEAL, C. (1992) Spatial variability of throughfall chemistry in a tropical rainforest (Central Amazônia). *The Science of the Total Environment*, **120**(3): 245-259.
- FORTI, M.C.; NEAL, C.; JENKINS, A. (1991) Modelling perspective of the impact of deforestation of Amazonian rainforest stream water quality: on preserved small forested areas. Paper submitted to Amazoniana.
- FRANKEN, W. & LEOPOLDO, P.R. (1984) Hydrology of catchment areas of Central Amazônia forest. In: Sioli, H. (ed.), *The Amazon*. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands, 501-519.
- GRIMM, U. & FASSBENDER, H.W. (1981) Ciclos bioquímicos em un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela. I. Inventario de las reservas orgánicas y minerales (N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Na), Turrialba, **31**: 27-37.
- GHERINI, S.A.; MOK, L.; HUDSON, R.J.M.; DAVIES, G.F.; CHEN, C.W.; GOLDSTEIN, R.A. (1985) The ILWAS model: formulation and application. *Water, Air and Soil Pollution*, **26**: 425-460.
- HAINES, T.A. (1986) Fish population trends in response to surface water acidification. In: *Acid Deposition, Long-term Trends*, National Academy Press, Washington, D.C., 300-334.
- HARRISS, R.C.; WOFSY, S.C.; BECK, S.M.; BENDURA, R.J.; COELHO, J.R.B.; DREWRY, J.W.; HOELL, J.M.; MATSON, P.A.; McNEAL, R.J.; MOLION, L.C.B.; NAVARRO, R.L.; RABINE, V.; SNELL, R.L. (1990) The Amazon boundary layer experiment: wet season 1987. *J. Geophys. Res.*, **95**: 16721-16736.
- JENKINS, A.; WHITEHEAD, P.G.; MUSGROVE, T.J.; COSBY, N.C. (1990a) A regional model of acidification in Wales. *J. Hydrol.*, **116**: 403-416.
- JENKINS, A.; COSBY, B.J.; FERRIER, R.C.; WALKER, T.A.B.; MILLER, J.D. (1990b) Modelling stream acidification in afforested catchments: an assessment of the relative effects of acid deposition and afforestation. *J. Hydrol.*, **120**: 163-181.
- KRUMBEIN, W.E. & DYER, B.D. (1985) This plant is alive - weathering and biology, a multi-faceted problem. In: Drever, J.J. (ed.), *The Chemistry of Weathering*. NATO ASI series, 149, D, Reidel Publishing Company, Dordrecht, 143-160.
- LAWRENCE, G.B.; FULLER, R.D.; DRISCOLL, C.T. (1987) Release of aluminium following whole tree harvesting at the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *J. Environ. Qual.*, **16**: 383-390.
- LIVINGSTON, G.P.; VITOUSEK, P.M.; MATSON, P.A. (1988) Nitrous oxide flux and nitrogen transformations across a landscape gradient in Amazônia. *J. Geophys. Res.*, **93**(D): 1593-1599.
- MASON, B.J. (1990) The surface water acidification programme. A compilation of papers edited by B.J. Mason, Cambridge University Press, UK, 520p.
- MELFI, A.J. & QUEIROZ NETTO, J.P. (1972) Solos da Amazônia. In: SUDAM: Estudos setoriais e levantamentos de dados da Amazônia, Manaus, Brasil, 74p.
- MOREIRA-NORDEMANN, L.M.; FORTI, M.C.; DiLASCIO, V.L.; ESPÍRITO-SANTO, C.M.; DANELON, O.M. (1988) Acidification in Southeastern Brazil. In: Rodhe, H. & Herrera, R. (eds.), *Acidification in Tropical Countries*. Chap. 8, SCOPE 36, John Wiley, Chichester.
- NEAL, C.; SKEFFINGTON, R.A.; WILLIAMS, R.; ROBERTS, D.J. (1987) Aluminium solubility controls in acid waters: the need for a reappraisal. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **86**: 105-112.
- NEAL, C.; FORTI, M.C.; JENKINS, A. (1991) Towards modelling the impact of climate change and deforestation on stream water quality in Amazônia: a perspective based on the MAGIC model. *Science of the Total Environment*, in press.
- ORMEROD, S.J.; WEATHERLEY, N.S.; VARRALLO, P.V.; WHITEHEAD, P.G. (1988) Preliminary empirical models of the historical and future impact of acidification on the ecology of Welsh streams. *Freshwater Biol.*, **20**: 127-140.
- OVERREIN, L.N.; SEIP, H.M.; TOLLAN, A. (1981) Acid precipitation on forest and fish. Final Report SNSF Project 1972-1980, 1-175.
- PIRES, J.M. & PRANCE, G.T. (1984) The vegetation types of the Brazilian Amazon. In:

- Prance, G.T. & Lovejoy, T.E. (eds.), *Amazônia*. Pergamon Press, Oxford, 109-145.
- PROCTOR, J. (1989) Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems. Edited by J. Proctor, A Compilation of Papers. Special publications series of the British Ecological Society, 9, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 473p.
- RODHE, H.; COWLING, E.; GALBALLY, I.E.; GALLOWAY, J.N.; HERRERA, R. (1988) Acidification and regional air pollution in tropics. In: Rodhe, H. & Herrera, H. (eds.), *Acidification in Tropical Countries*, (SCOPE 36). Chap. 1, John Wiley, Chichester.
- ROSENQVIST, I.Th. (1991) From acid rain to lake: water pathways and chemical changes. *J. Hydrol.*, **116**: 3-10.
- SHUKLA, J.; NOBRE, C.; SELLERS, P.J. (1990) Amazon deforestation and climate change. *Science*, **247**: 1322-1325.
- STEVENS, P.A. & HORNUNG, M. (1987) Nitrate leaching from a felled sitka spruce plantation in Beddgelert Forest, north Wales. *Soil Use and Management*, **4**: 3-8.
- STONE, A. & SEIP, H.M. (1990) Are mathematical models useful for understanding water acidification? *Sci. Total Env.*, **96**: 159-174.
- UHL, C.; JORDAN, C.F.; CLARK, K.; CLARK, H.; HERRERA, R. (1982) Ecosystem recovery in Amazon caatinga forest after cutting, cutting and burning, and bulldozer clearing treatments. *Oikos*, **38**: 313-320.
- UHL, C. & JORDAN, C.F. (1984) Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazônia. *Ecology*, **65**: 1476-1490.
- WEATHERLEY, N.S.; McCAHON, C.P.; PASCOE, D.; ORMEROD, S.J. (1990) Ecotoxicological studies of acidity in Welsh streams. In: R.W. Edwards, A.S. Gee & J.H. Stoner (eds.), *Acid Waters in Wales*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 159-172.
- WHITEHEAD, P.G.; BIRD, S.; HORNUNG, M.; COSBY, B.J.; NEAL, C.; PARICOS, P. (1988) Stream acidification trends in the Welsh Uplands - a modelling study of the Llyn Brianne Catchments. *J. Hydrol.*, **101**: 191-212.