

Fase Líquida do Solo nos Estudos Ambientais





ISSN 1678-1953

Agosto, 2006

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro de Pesquisa Agropecuária dos Tabuleiros Costeiros
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Documentos 90

Fase Líquida do Solo nos Estudos Ambientais

João Bosco Vasconcellos Gomes
Nilton Curi

Aracaju, SE
2006

Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br>

Embrapa Tabuleiros Costeiros

Av. Beira Mar, 3250, Aracaju, SE, CEP 49025-040

Caixa Postal 44

Fone: (79) 4009-1300

Fax: (79) 4009-1369

www.cpatc.embrapa.br

sac@cpatc.embrapa.br

Comitê Local de Publicações

Presidente: Edson Diogo Tavares

Secretária-Executiva: Maria Ester Gonçalves Moura

Membros: Emanuel Richard Carvalho Donald, José Henrique de Albuquerque Rangel, Julio Roberto Araujo de Amorim, Ronaldo Souza Resende, Joana Maria Santos Ferreira

Supervisor editorial: Maria Ester Gonçalves Moura

Normalização bibliográfica: Josete Cunha Melo

Tratamento de ilustrações: Maria Ester Gonçalves Moura

Foto(s) da capa: João Bosco Vasconcellos Gomes

Editoração eletrônica: João Henrique Bomfim Gomes

Revisão de texto: Adilson Oliveira Almeida

1ª edição

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei no 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Tabuleiros Costeiros

Gomes, João Bosco Vasconcellos

Fase líquida do solo nos estudos ambientais / João Bosco

Vasconcellos Gomes, Nilton Curi. - Aracaju : Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2006.

39 p. : il. color. - (Documentos / Embrapa Tabuleiros Costeiros, 90)

Disponível em <http://www.cpatc.embrapa.br> ISBN 1678-1953

1. Solos. 2. Solos - Meio Ambiental. Gomes, João Bosco
Vasconcellos. II. Curi, Nilton. IV. Título. V. Série.

CDD 631.4

© Embrapa 2006

Autores

João Bosco Vasconcellos Gomes

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas Pesquisador, Embrapa Tabuleiros Costeiros
Caixa Postal 44, Av. Beira Mar 3250
CEP 49025-040 Aracaju, SE
E-mail: bosco@cpatc.embrapa.br

Nilton Curi

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo,
Universidade Federal de Lavras, Departamento de
Ciência do Solo.
Campus da UFLA, Caixa-Postal 3037
Lavras, MG CEP 37200-000
E-mail: niltcuri@ufla.br

Sumário

Introdução	5
Metologias	8
Métodos <i>in situ</i>	8
Lisímetros	9
Sacos de mineral-teste e de resina (trocadora de cátions ou com ação quelante)	12
Métodos indiretos	13
Solução e processos de formação do solo	15
Modelo dos dois compartimentos distintos	15
Estudos <i>in situ</i> pelo uso de resinas e minerais-teste	17
Solução do solo e ecologia florestal	22
Alterações da cobertura vegetal e seus efeitos	22
Problemas com declínio de florestas e acidificação de ambientes	25
Considerações sobre a técnica de uso de solução do solo no Brasil	28
Referências Bibliográficas	30

Fase Líquida do Solo nos Estudos Ambientais

João Bosco Vasconcellos Gomes
Nilton Curi

Introdução

A água é um componente dinâmico e sensível às trocas ambientais, funcionando como um solvente e como um agente de transporte para outros elementos dentro do solo (RANGER; NYS, 1994). Ela auxilia de forma decisiva na descrição dos processos atuais de formação do solo e no monitoramento de alterações naturais e/ou induzidas, o que nem sempre é possível pela análise da fase sólida (BARTOLI et al., 1981; VEDY; BRUCKERT, 1982; UGOLINI et al., 1987, 1988; JAMET et al., 1996; QUIDEAU; BOCKHEIM, 1996).

Vedy e Bruckert (1982) conceituaram a água do solo em dois tipos: a primeira delas é a água livre ou água de drenagem, que envolve o transporte de material em solução e em suspensão durante a drenagem; a segunda é a água adsorvida nas superfícies e presa em pequenos poros, que é a fase aquosa na qual as reações de intemperismo, a dissolução e precipitação de complexos organometálicos e outras reações têm lugar.

Soluções do solo são coletadas para estudar processos pedogenéticos, fatores de equilíbrio e cinética, transporte de solutos, nutrição de plantas, fertilidade de solos, ciclagem de nutrientes, e o destino e o transporte de contaminantes ambientais (UGOLINI et al., 1977b; VAN MIEGROET; COLE, 1985; DAHLGREN, 1993). Existem várias metodologias para coletar ou simular essas soluções, a exemplo daquelas que se realizam por técnicas destrutivas ou por alguma forma de lisímetro, as quais vão gerar composições químicas diferenciadas (ROSS; BARTLETT, 1990). Nos métodos de campo (in situ), além do uso

de lisímetros, em parte restrito pelo alto custo e difícil operacionalização (BRANDI-DOHRN et al., 1996), os métodos da resina e do mineral-teste são considerados para o estudo de soluções de solo sobre seqüências de longa duração (contínuas no tempo), e são, igualmente ao uso de lisímetros, implementados com um mínimo de perturbação da estrutura original do solo (RIGHI et al., 1990; RANGER et al., 1991).

Aqui se realiza uma revisão sobre o uso de métodos que simulam a captura da solução do solo para estudos ambientais. Para isso, procurando agrupar os estudos por linhas de afinidade, a revisão está dividida da seguinte maneira: (i) comentários sobre as diferentes metodologias de extração de solução do solo; (ii) estudos envolvendo o processo de podzolização; (iii) estudos voltados para ecologia de solos florestais; e (iv) perspectivas do uso de soluções de solo em estudos ambientais no Brasil.

Metodologias

A coleta da solução do solo pode ser feita através de um grande número de metodologias testadas. Nenhuma delas é isenta de problemas, pois a água não pode ser removida do solo sem uma interferência da estrutura do próprio solo, dos processos microbiológicos e do sistema radicular das plantas, os quais afetam a química da solução do solo quando é coletada. Devido ao fato de as interações solo-água serem sensíveis a manipulações, não existe um método único que possa ser aplicado com sucesso para todos os estudos de solução do solo (LITAOR, 1988).

Métodos in situ

Lisímetros constituem o método mais comum para a coleta de soluções do solo no campo (estudos in situ). Embora a instalação de lisímetros provoque um certo grau de perturbação do solo, é assumido que com o tempo este solo retornará para as condições da pré-instalação desses lisímetros. O período de tempo necessário para isso não pode ser definido de forma generalizada. Shepard e outros (1990) registraram que os efeitos das perturbações podem durar dois anos ou até mais. O que vai definir esse tempo é o tipo de solo, os cuidados tomados e o tipo de lisímetro.

Lisímetros de tensão-zero coletam solução que se move perfil do solo abaixo pela força da gravidade, geralmente através de macroporos (solução de percolação, água de drenagem, água livre, etc.). Lisímetros de tensão usam pressão de vácuo para coletar a solução de drenagem livre e alguma solução presa por força de capilaridade. A pressão de vácuo usada em lisímetros de

tensão é, geralmente, £ 50 kPa. A solução do solo é coletada pelo lisímetro de tensão durante o tempo em que a pressão de sucção do lisímetro é maior do que o potencial matricial da água do solo, o qual incrementa à medida que o solo seca (LAWRENCE; DAVID, 1996).

Para o estudo de soluções do solo sobre seqüências de longa duração (que envolvem a coleta contínua da solução de percolação), além do uso de lisímetros de tensão-zero, restrito pelo alto custo e difícil operacionalização, os métodos da resina e do mineral-teste são considerados e, igualmente ao uso de lisímetros, implementados com um mínimo de perturbação da estrutura original do solo. As resinas (trocadora de cátions ou com ação quelante) são usadas para acessar a composição da solução do solo (Ranger et al., 1991). O método do mineral-teste constitui-se de argilominerais (geralmente vermiculita), os quais têm um elevado potencial de reatividade e são sujeitos a transformações rápidas de sua estrutura cristalina quando expostos ao fluxo de água migratória dentro do perfil do solo. A junção dos dois métodos permite o estudo da dinâmica do solo anual ou sazonalmente sob a influência de vários tipos de vegetação (RIGHI et al., 1990).

Lisímetros

A palavra lisímetro, como definida pelo Merriam-Webster Collegiate Dictionary (1996), refere-se apenas a dispositivos capazes de coletar a água de percolação que passa através do solo. Nos estudos de solução do solo, o conceito é ampliado, incluindo também água presa ao solo a tensões maiores que o potencial matricial de água no solo. Por isso, na profusão de nomes recebidos por instrumentos construídos com o intuito de coletar solução de solo in situ, todos são aqui denominados de lisímetros, de tensão ou de tensão-zero.

Lisímetros de tensão (Figura 1A) geralmente são construídos usando placas de cerâmica porosa ou fibra-de-vidro porosa colocadas numa base (de nylon ou outro material) e conectadas a uma fonte de vácuo e a uma vasilha para coleta da solução (COLE, 1958; HAINES et al., 1982; NEARY; TOMASSINI, 1985; ZABOWSKI; UGOLINI, 1990; MILLER et al., 1992; TITUS et al., 2000). Quando o lisímetro de tensão é construído pelo uso de cápsulas de cerâmica porosa, colocadas como um tensiômetro, dois problemas são considerados: a área diminuta da seção transversal da cápsula não permite uma amostragem que considere as variações espaciais da solução que percola (AMOOZEGAR-FARD et al., 1982; HAINES et al., 1982); e as cápsulas podem ser totalmente evitadas por canais de água (e solutos), aumentando essa chance quanto mais estruturado é o solo e mais seco ele está (SHAFFER et al., 1979; TYLER; THOMAS, 1981). Outras considerações servem para qualquer tipo de lisímetro

de tensão: ao impor uma força de sucção, altera-se a taxa de saída da água de drenagem livre (VAN DER PLOEG; BEESE, 1977); a coleta não é contínua no tempo, podendo falhar em momentos críticos, como após uma chuva ou adição de agroquímicos (BARBEE; BROWN, 1986); e o poder de contaminação dos materiais, tendo em vista que as placas porosas usadas possam funcionar como uma fonte de cátions solúveis e/ou como sítios de adsorção (HANSEN; HARRIS, 1975; NEARY; TOMASSINI, 1985), sendo que o último comentário serve também para lisímetros de tensão-zero construídos com material poroso.

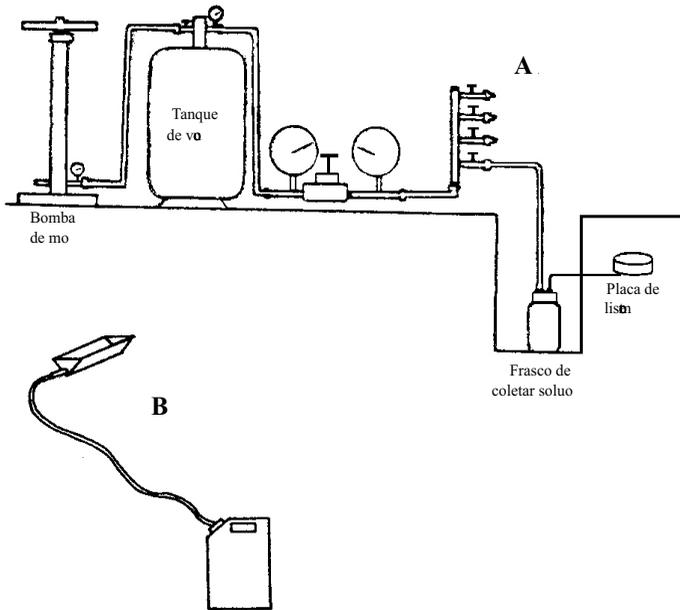


Fig. 1. Lisímetro de tensão (A) (Ugolini et al., 1988); e lisímetro de tensão zero (B) (Haines et al., 1982).

Lisímetros de tensão-zero podem ser de vários tipos. Um exemplo é mostrado em Haines e outros (1982) e consiste de um cocho de aço inoxidável de 5,2 cm x 30 cm x 4 cm, revestido com uma tela de fibra-de-vidro e preenchido com lã de vidro e um dreno de aço inoxidável encaixado a um tubo na parte inferior do cocho. Os tubos plásticos drenam a solução de percolação para vasilhas plásticas (Figura 1B). Existem variações como a dos lisímetros de tensão-zero do tipo placa (MARQUES et al., 1996).

Na coleta da solução do solo, embora os lisímetros sejam considerados o instrumental que mais se aproxima da condição natural, fica claro que as interfe-

rências são complexas e difíceis de serem eliminadas. Miller e outros (1992), por exemplo, tentaram isolar o efeito do fluxo lateral de água ao longo de descontinuidades hidrológicas (nos limites entre horizontes do solo) quando do uso de lisímetros de tensão. Para isso, construíram trincheiras e as selaram com filme de polietileno de 3 mm até a interface dos horizontes B/C. Esse entrenchamento, por outro lado, produziu uma fonte de acidez e de ânions inesperada pela nitrificação e acumulação de nitrato a partir da morte e mineralização de grandes raízes de árvores. A nitrificação pela retirada da vegetação e ruptura de raízes (observar valores de NO_3^- na Figura 2), também é um problema constante dos lisímetros do tipo monólito (SKEFFINGTON; BROWN, 1986), que compreendem tubos de polietileno preenchidos com amostras indeformadas de solo, os quais são montados em locais predefinidos, na lateral de trincheiras que possibilitam a coleta das soluções por drenagem, ou mesmo por uma tensão imposta. Dessa forma, lisímetros do tipo monólito não representam uma situação *in situ*, embora signifiquem uma técnica não-destrutiva de amostragem da solução do solo (GIESLER et al., 1996).

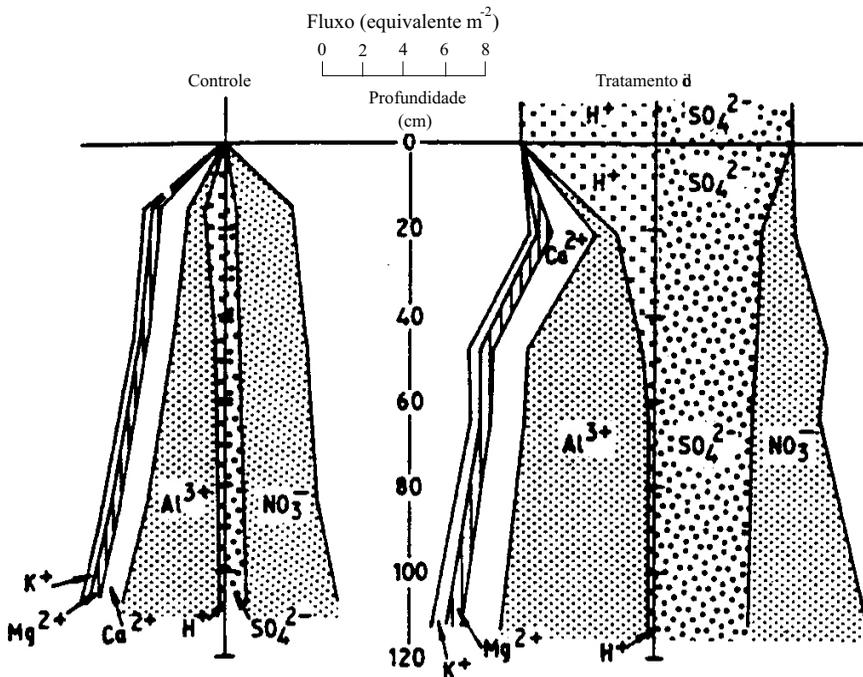


Fig. 2. Fluxo de cátions e ânions. A largura de determinado setor a uma dada profundidade representa o fluxo do íon, que passou naquela profundidade durante 4,75 anos de experimento em lisímetros do tipo monólito (Skeffington & Brown, 1986).

Sacos de mineral-teste e de resina (trocadora de cátions ou com ação quelante)

Constituem-se de pequenos sacos de poliamida de malha de 20 mm, cada um contendo ~ 3 g de mineral-teste ou ~ 6 g (peso úmido) de resina trocadora de cátions ou com ação quelante. Os sacos são cuidadosamente introduzidos nos principais horizontes dos solos a partir da parede lateral de uma trincheira, que é então reenchida, com o material sendo devolvido, respeitando a posição original dos horizontes (RIGHI et al., 1990; RANGER et al., 1991).

Mineral-teste

É uma vermiculita de elevada capacidade de troca catiônica (CTC). Antes do experimento, o mineral é lavado com água destilada e peneirado, permanecendo apenas as partículas de tamanho desejado (por exemplo entre 50 e 100 μm), e então saturado com Na. Como a saturação com apenas Na não é alcançada, completa-se a saturação com Mg. Para uma vermiculita de Santa Olalla, Espanha (CTC de 160 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), a saturação se deu com 130 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ de Na e 30 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ de Mg (HATTON et al., 1987; RIGHI et al., 1990; RANGER et al., 1991). Ranger e Nys (1994) usaram o mineral-teste misturado ao quartzo (com um tamanho de partícula de 250-400 μm) para melhorar a percolação das soluções.

A vermiculita não se encontra em equilíbrio em meio ácido, e ela intemperiza-se rapidamente em vários caminhos, de acordo com as condições presentes. Um experimento preliminar pode determinar um mínimo de tempo de contato com o solo, requerido para observar-se alguma troca mineralógica ou química significativa no mineral-teste. Ranger e outros (1991) observaram trocas após um mês de contato entre o mineral-teste e o solo. Este resultado indica que o uso do mineral-teste atende a experimentos curtos ou sazonais (três ou seis meses).

Os resultados são interpretados seguindo as linhas experimentais do trabalho de Robert e outros (1979). Em meio ácido ($\text{pH} < 5$), porém não complexante, a vermiculita ferro-magnésiana altera-se pela perda de Mg a partir da lâmina de octaedros, e o Al é fixado dentro das entrecamadas. A polimerização de policátions de Al entrecamadas forma um mineral interestratificado (vermiculita com hidróxi-Al entrecamadas), detectável pelo decréscimo da CTC do mineral,

como um resultado da presença de policátions de Al não trocáveis. O padrão de difração de raios-X (DRX) mostra a formação de pico no espaçamento $d(001)$ estável em 1,4 nm, e o mineral resiste ao colapso para 1,0 nm quando saturado com K e aquecido a 110°C. Este processo é conhecido como acidólise. Diferentemente, em um meio ácido e complexante, o mineral perde Al, e, sendo menos complexável que o Al, o Mg tende a acumular-se nas entrecamadas. Aqui dois processos ocorrem seguidamente: acidólise e complexólise.

Na natureza, esses processos referem-se a dois mecanismos pedogenéticos distintos (RANGER et al., 1991): (i) o processo acidolítico de intemperismo, no qual o Al é parcialmente móvel como uma espécie catiônica, porém o Fe não o é, devido às condições aeróbicas; e (ii) a podzolização, cuja etapa essencial é o intemperismo de minerais primários por ácidos orgânicos complexantes. Neste último caso, Al e Fe são móveis e removidos a partir do meio de intemperismo como complexos orgânicos.

Além da CTC e dos difratogramas de raios-X, a estabilidade dos minerais alterados pode ser estimada pela extração das formas de Al entrecamadas. Para isso são usados extratores de poder de extração diferenciado $\frac{3}{4}$ KCl 1 mol L⁻¹, ditionito-citrato-bicarbonato e citrato-Na $\frac{3}{4}$ até o mineral-teste recuperar sua condição inicial, isto é, na DRX até o pico de 1,4 nm colapsar para 1 nm após saturação com K (RANGER et al., 1990; RIGHI et al., 1990; RANGER et al., 1991; JAMET et al., 1996).

A resina trocadora de cátions e a com ação quelante

A resina trocadora de cátions também é saturada com Na. É esperado que a resina troque o Na pelos cátions Mg, Ca, K, Fe e Al da solução do solo.

A resina com ação quelante é saturada com Na (90% da CTC) e H (10% da CTC). O pH dessa resina é ajustado em 6, valor requerido para separar os complexos orgânicos de Fe e Al presentes na solução do solo. Essa resina é feita para adsorver formas catiônicas de Al e Fe, e complexos organo-metálicos de Al e Fe.

Pela comparação do Fe e do Al retidos nas diferentes resinas distingue-se a retenção das espécies catiônicas de Fe e Al, retidos por ambas as resinas, e os complexos orgânicos de Fe e Al, retidos apenas pela resina com ação quelante.

Porém esse comportamento não foi comprovado por Hodges (1987), que apontou problemas ao quantificar-se o Al complexado organicamente pelo uso de resinas: a trocadora de cátions pode quebrar complexos orgânicos de ligação mais fraca, retendo parte do Al complexado, e a com ação quelante retém apenas complexos Al-orgânicos de baixo peso molecular.

Ao fim do experimento, cátions adsorvidos na resina catiônica são dessorvidos com HCl 1 mol L⁻¹, e aqueles da resina com ação quelante por HNO₃ 1 mol L⁻¹ (RIGHI et al., 1990; RANGER et al., 1991; RANGER; NYS, 1994; BARRET; SCHAETZL, 1998).

Métodos indiretos

Várias técnicas extraem a solução do solo de forma indireta: por deslocamento com líquido miscível, no qual se utiliza uma coluna pressurizada ou não (ADAMS et al., 1980; WOLT; GRAVEEL, 1986; DAHLGREN, 1993); pelo uso de líquido orgânico imiscível (insolúvel em água), com deslocamento gravitacional por centrifugação (MUBARAK; OLSEN, 1976; WHELAN; BARROW, 1980); pela pasta de saturação (RHOADES, 1982); por centrifugação (DAVIES; DAVIES, 1963; GILLMAN, 1976; ELKHATIB et al., 1987; ZABOWSKI; UGOLINI, 1990); pela compressão de solo colocado dentro de seringas de polietileno (ROSS; BARTLET, 1990); e os métodos dos extratos de solo de equilíbrio e de percolação (HANTSCHERL et al., 1988). Além do método em si, muitos fatores se apresentam como possíveis fontes de variação na química das soluções obtidas. As técnicas de centrifugação empregam velocidades relativamente altas (ELKHATIB et al., 1987) e baixas (GILMAN, 1976) e também diferentes tempos de centrifugação (EDMEADES et al., 1985). As extrações podem ser feitas com amostras de solo armazenadas na umidade de campo e resfriadas, procedimento considerado o mais correto, ou a partir da terra fina seca ao ar (TFSA). Para as amostras de solo armazenadas na umidade de campo e resfriadas é considerado importante que a solução seja extraída o mais rapidamente possível, com o intuito de manter a acuidade da composição da solução do solo e da força iônica in situ (EDMEADES et al., 1985; ROSS; BARTLET, 1990).

Para a técnica da compressão do solo colocado dentro de seringas de polietileno (ROSS; BARTLET, 1990), um outro problema é o volume de solução extraída, que geralmente se torna insuficiente quando as amostras são retiradas do campo

com baixo grau de umidade. Para os métodos de centrifugação, Dahlgren (1993) considera que, mesmo sem adição de água às amostras, geralmente se consegue extrair solução suficiente para as análises programadas. Mas é prática generalizada facilitar a coleção de uma maior quantidade de solução pelo reumedecimento da amostra, variando-se a relação solo/água (RHOADES, 1982; THIBAUT; SHEPPARD, 1992; JALLAH; SMYTH, 1995).

O grande atrativo dos métodos indiretos é a relativa facilidade de amostragem e de retirada da solução, comparativamente aos métodos *in situ*, razão de seu uso mais generalizado, principalmente o método da centrifugação. Os cuidados com o período e a temperatura de armazenagem da amostra (na umidade de campo) até o momento da extração da solução parecem ser preocupações consensuais e que ajudam na obtenção de resultados confiáveis, descartando-se o uso de amostras secas (EDMEADES et al., 1985; ROSS; BARTLETT, 1990; VAN MIEGROET, 1995; ROSS; BARTLETT, 1996; PÉREZ, 2002). A maior confiabilidade dos resultados gerados pela centrifugação de amostras indeformadas (GIESLER; LUNDSTRÖM, 1993) é um fato bastante questionável, considerando-se que a extração da solução do solo vem sendo realizada a velocidades de centrifugação elevadas (aproximadamente equivalentes a uma força centrífuga relativa média de 16500 g), o que torna os dados produzidos uma simulação, devendo ser discutidos relativamente, sem uma preocupação de estarem espelhando uma situação natural. Uma questão pouco aventada é a definição do momento da amostragem. Padronizar o momento da amostragem em termos de frequência da precipitação parece ser bem mais lógico do que definir amostragens espaçadas no tempo, como na maioria dos trabalhos.

Solução e processos de formação do solo

Modelo dos dois compartimentos distintos

A partir do exame de soluções do solo, vários trabalhos têm postulado a existência de dois compartimentos distintos em solos podzolizados (UGOLINI et al., 1977a; UGOLINI et al., 1977b; DAWSON et al., 1978; SINGER et al., 1978; UGOLINI et al., 1987; DAHLGREN; UGOLINI, 1989). A dinâmica das soluções do compartimento biopedológico superior está caracterizada por intensa lixiviação de complexos orgânicos solúveis e cátions metálicos, ao que se segue uma acumulação diferencial destes constituintes num horizonte iluvial B. Os

ácidos orgânicos são responsáveis pela acidificação do solo, intemperismo mineral e arraste dos metais em solução (UGOLINI; SLETTEN, 1991). Ugolini e outros (1987) resumiram essas tendências (Figura 3). Dessa forma, um solo sob processo de podzolização atual apresenta uma assinatura típica, na qual significativas quantidades de Fe e Al em solução entram no horizonte Bhs, sem, contudo, deixá-lo (BARRET; SCHAEZTL, 1998).

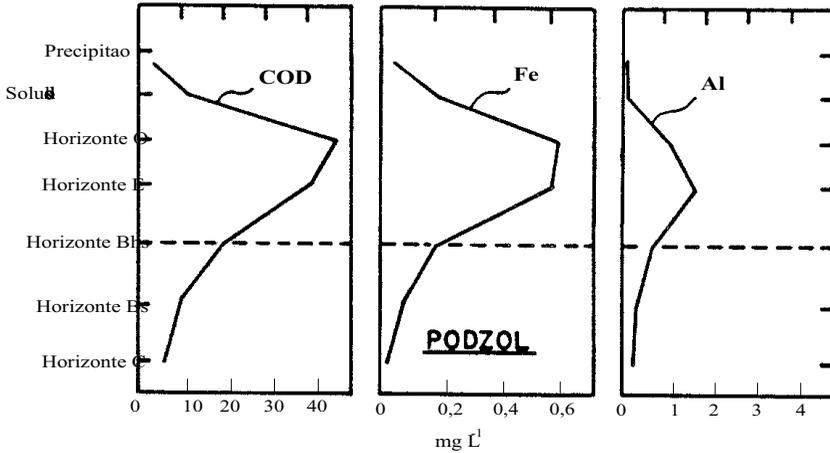


Fig. 3. Valores médios de carbono orgânico dissolvido (COD), Fe e Al na precipitação, na solução que passa pelo dossel e na solução do solo de ambientes florestais podzolizados (Ugolini et al., 1987).

O mesmo modelo serve para as áreas arenosas sob vegetação nativa de pradaria do centro-norte dos EUA, onde o plantio de coníferas e de milho propiciou o início de uma podzolização incipiente em Hapludolls (Chernossolos). Nos sítios de coníferas e de milho, o carbono orgânico dissolvido (COD) e o Fe migraram junto à água de percolação para mais de 25 cm de profundidade e foram precipitados no perfil do solo antes dos 60 cm de profundidade (Figura 4). A podzolização incipiente foi incapaz de promover alterações morfológicas nos perfis de solos estudados, mostrando-se bastante tênue, lembrando que a fonte de Fe e Al em solo tão quartzoso é muito baixa e advinda da mineralização da própria matéria orgânica (QUIDEAU; BOCKHEIM, 1996).

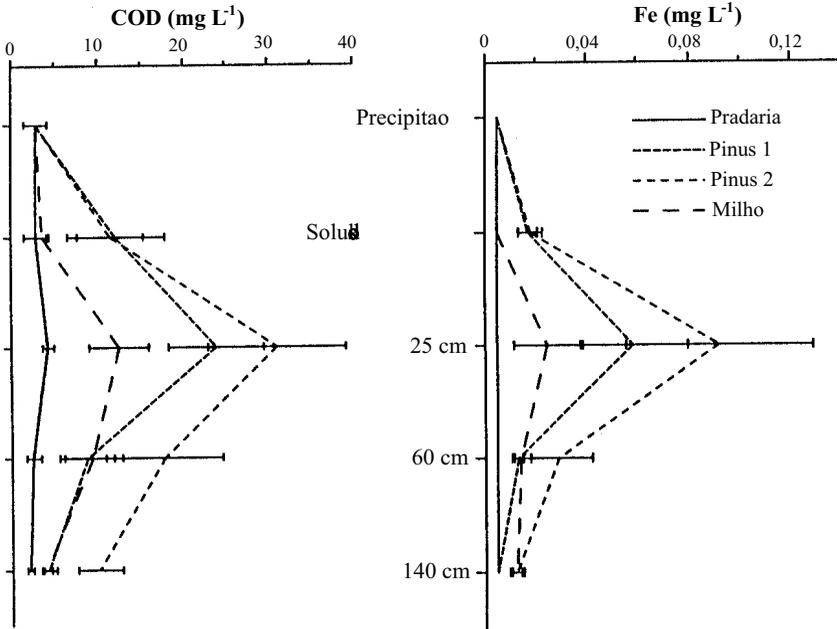


Fig. 4. Concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) e Fe na precipitação, na solução que passa pelo dossel e na solução do solo de quatro sítios de estudo: (i) Pradaria; (ii) e (iii) Floresta de pinus; e (iv) Milho (Quideau & Bockheim, 1996).

Estudos in situ pelo uso de resinas e minerais-teste

São muitos os artigos que discutem o papel da alteração da vegetação nos solos podzolizados, o que os tornaria "menos ácidos e despodzolizados" (NIELSEN et al., 1987; NORNBEG et al., 1993; JAMET et al., 1996; QUIDEAU; BOCKHEIM, 1996). Barret e Schaetzl (1998), através do uso de sacos de resina enterrados nos solos, testaram essa hipótese em solos arenosos no Norte de Michigan (EUA), que foram desflorestados há aproximadamente 100 anos. As quantidades de Ca e Mg adsorvidas no topo do horizonte e dos solos de floresta excederam as quantidades adsorvidas em qualquer horizonte dos solos da pradaria de tocos (remanescentes do desflorestamento), conseqüência da maior reciclagem e liberação de cátions (decomposição da serrapilheira) por parte da vegetação de floresta (RANGER; NYS, 1994). Para a maioria dos solos sob ambas as vegetações, Fe e Al adsorvidos pelas resinas alcançaram valores máximos no topo do horizonte B e estavam presentes sob a forma de complexos orgânicos, devido às maiores quantidades adsorvidas na resina com ação

quelante comparativamente à resina trocadora de cátions (Figura 5). Como a solução do solo partindo do horizonte B apresentou baixos teores de Fe e Al, deduziu-se que a maioria dos óxidos é imobilizada no horizonte B (UGOLINI et al., 1977b) e a podzolização é um processo atual nos solos de ambos os tipos de vegetação. As quantidades absolutas geralmente maiores de óxidos adsorvidos nas resinas dos pedons florestais sugeriram, contudo, que o processo de podzolização foi mais forte nos solos florestais do que nos de pradaria de tocos.

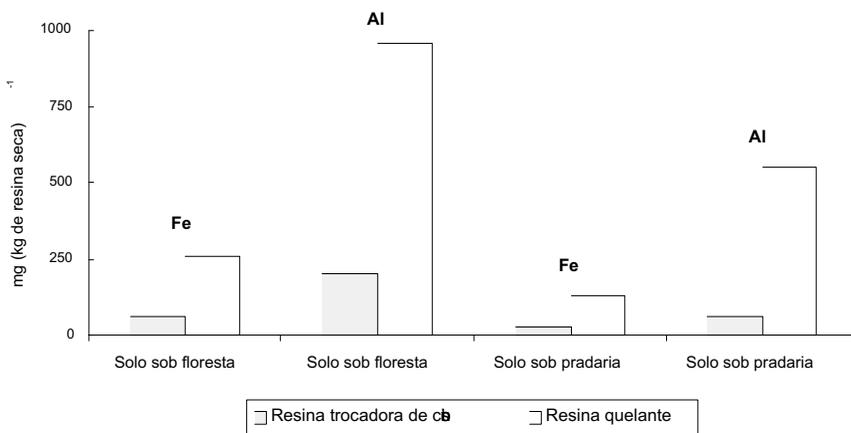


Fig. 5. Quantidades médias de Fe e Al adsorvidos nas resinas trocadora de cátions e de ação quelante, no topo do horizonte B, em pedons sob floresta e sob pradaria de tocos (Barret & Schaetzl, 1998).

De qualquer forma, os dados *in situ* não suportaram a hipótese de que os solos de pradaria de tocos estavam sendo despodzolizados. Entretanto, nos estudos da fase sólida existiram evidências morfológicas de despodzolização dos solos de pradaria de tocos, no conteúdo de C orgânico e das formas de Fe e Al organicamente ligadas (extração com pirofosfato), o que, para os autores, seria uma incoerência. Nesse ponto, os autores deixaram de considerar que a área atualmente sob pradaria de tocos atingiu um novo equilíbrio após 100 anos de desflorestamento; ou seja, se em algum momento a decomposição de complexos organometálicos excedeu o input, este fato não necessariamente ocorre mais, como bem mostram os dados colecionados a partir das resinas. Uma possibilida-

de é que o processo de despodzolização deu-se do momento do desflorestamento até um certo nível de estabelecimento da nova cobertura vegetal, quando novamente o processo de podzolização passou a prevalecer, provavelmente não com a mesma magnitude; e a morfologia atual é o reflexo desse balanço.

Para uma seqüência Oxissolo-Ultissolo-Espodossolo desenvolvida sob sedimentos do Terciário, em Manaus, a fixação de Al foi similar para resinas trocadoras de cátions e com ação quelante (Figura 6), o que sugeriria que esse elemento é móvel como uma espécie inorgânica em todos os solos da seqüência, mesmo para o Espodossolo (RIGHI et al., 1990). No entanto, os autores preferiram concordar com Hodges (1987), que apontou os problemas de quantificar-se o Al complexado organicamente pelo uso de resinas, como já comentado anteriormente. No mesmo trabalho, as interpretações foram mais fáceis no caso do Fe, em que maiores quantidades do elemento foram retidas na resina com ação quelante, comparativamente com a trocadora de cátions nos perfis de Ultissolo e Espodossolo (Figura 7), o que seria uma clara evidência de que, na solução do solo, o Fe está presente como um complexo organo-metálico, aspecto típico do processo de podzolização (RIGHI et al., 1990). A presença de condições propícias ao processo de podzolização encosta abaixo também foi confirmada pela DRX dos minerais-teste saturados com K e aquecidos a 110° C (Figura 8). Para todos os solos da seqüência, os minerais-teste que permaneceram in situ durante o período chuvoso tiveram seus picos de DRX colapsando para 1,08 nm. Nas amostras que permaneceram no solo durante a estação seca, ou por um ano, foram formadas lâminas com hidróxi-Al entrecamadas, com as quantidades destas decrescendo significativamente na parte inferior da seqüência, onde ocorrem os Espodossolos (RIGHI et al., 1990). Dessa forma, concluíram os autores, o processo de podzolização encontra-se ativo na parte inferior da seqüência. Este processo está presente mesmo em solos que não apresentam feições de podzolização (perfil de Ultissolo). O estudo também indicou trocas sazonais nos processos ocorrentes, com a podzolização prevalecendo principalmente na estação chuvosa.

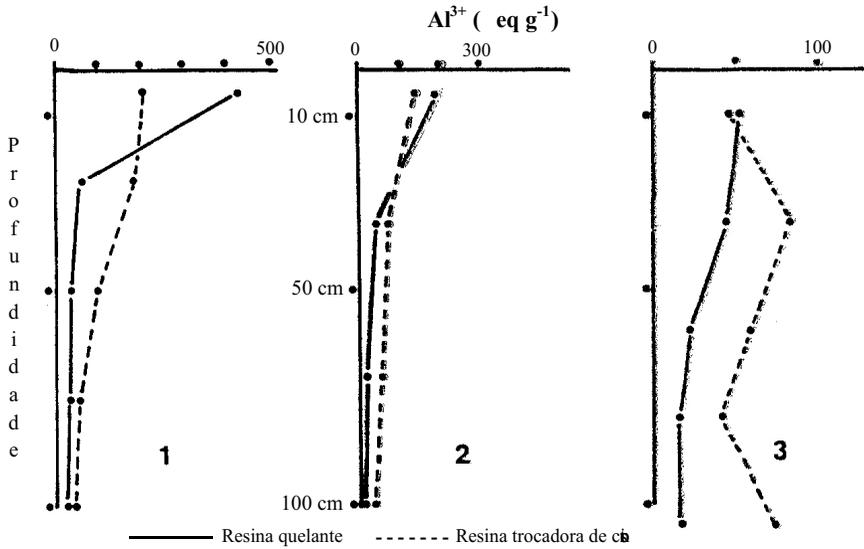


Fig. 6. Quantidades de Al adsorvido nas resinas trocadora de cátions e com ação quelante. Perfis: 1. Oxissolo; 2. Ultissolo; e 3. Espodossolo (Righi et al., 1990).

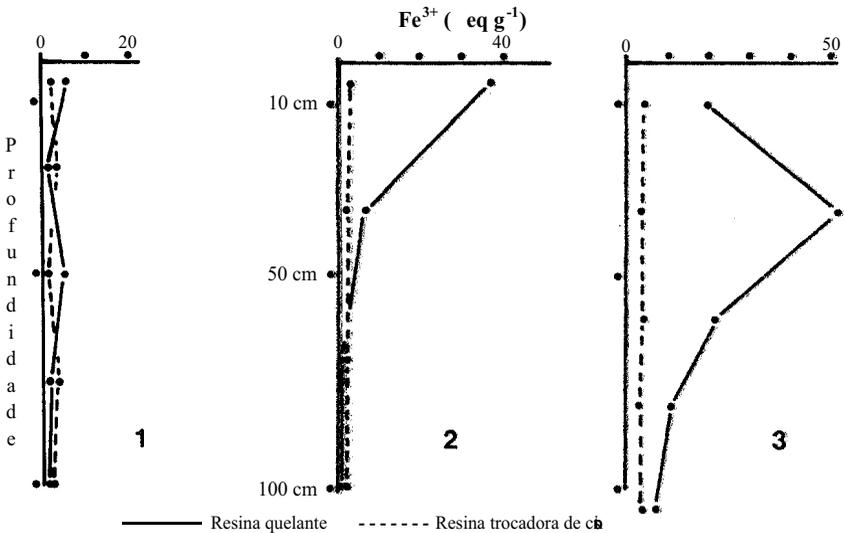


Fig. 7. Quantidades de Fe adsorvido nas resinas trocadora de cátions e com ação quelante. Perfis: 1. Oxissolo; 2. Ultissolo; e 3. Espodossolo (Righi et al., 1990).

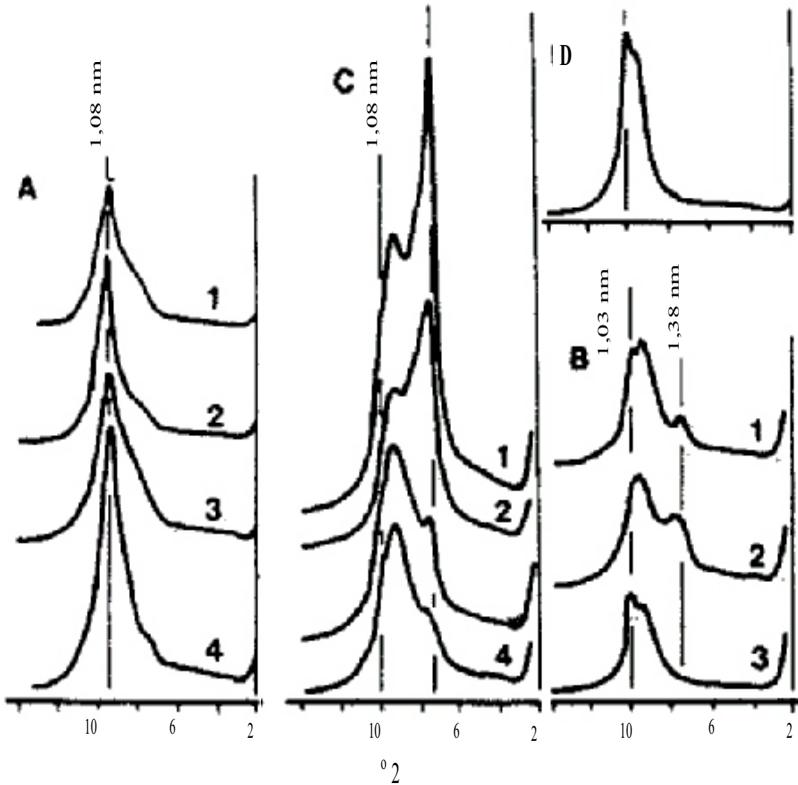


Fig. 8. Difratogramas de raios-X das amostras de mineral-teste inseridas no horizonte superficial dos perfis de solo estudados, todas saturadas com K e aquecidas a 110°C: A- amostras in situ na estação chuvosa; B- amostras in situ na estação seca; C- amostras in situ por 1 ano; D- mineral de referência (também saturado com K e aquecido a 110°C). Perfis: 1. Oxissolo; 2. Ultissolo; e 3. e 4. Espodossolo (Righi et al., 1990).

Algumas discordâncias têm sido encontradas entre a morfologia de Espodossolos e dados gerados por estudos in situ de minerais-teste e resinas (RANGER et al., 1991; JAMET et al., 1996). Embora nas discussões dos artigos algumas hipóteses sejam aventadas, os próprios autores preferem não concluir até onde os resultados espelham um processo preexistente, ou seja, que o horizonte espódico é uma relíquia e não uma conseqüência de um processo atual. Uma análise mais profícua parece estar ligada ao uso conjunto dos dados da fase sólida, principalmente de diferentes extrações de Fe e Al, e fase líquida do solo (BARRET; SCHAETZL, 1998).

Solução do solo e ecologia florestal

O uso de soluções do solo também gera informações sobre as condições existentes em ecossistemas para o crescimento das plantas (disponibilidade de nutrientes) (SINGER et al., 1978) e para ecossistemas de clima temperado a composição química da solução do solo tem-se mostrado mais sensível aos efeitos das trocas de uso ou de perturbações ambientais do que a fase sólida do solo (RASMUSSEM, 1998). A relevância dessas proposições é magnificada por Pearson (1971) ao afirmar que a composição da solução do solo é a mais apropriada expressão do ambiente do solo governando a resposta das plantas.

Alterações da cobertura vegetal e seus efeitos

Vários artigos relacionam estudos de solução do solo sob diferentes coberturas vegetais, muitos tratando de solos podzolizados e do processo de podzolização em si (HATTON et al., 1987; UGOLINI et al., 1987; RANGER et al., 1990; RANGER; NYS, 1994; BARRET; SCHAETZL, 1998). Aqui serão tratados apenas aqueles que procuram relatar os impactos advindos do manejo florestal e de outros usos que envolvam a modificação total ou parcial da cobertura vegetal nativa. Trocas na química da solução do solo têm sido documentadas após desflorestamento (DAHLGREN; DRISCOLL, 1994), invasão por novos tipos de vegetação (DAHLGREN et al., 1991) e até avalanches (ARTHUR; FAHEY, 1993).

Ao norte do Estado de Idaho (EUA), várias áreas de coníferas desmatadas desde os anos 1960 vêm suportando uma cobertura de samambaias por um período maior do que 30 anos, e as tentativas de reintrodução de florestas nesses sítios têm encontrado grandes dificuldades. Amostras de solução do solo apresentaram pH significativamente mais baixo no sítio da clareira de samambaia de 30 anos (Figura 9). A biomassa da cobertura de samambaia conseguiu reduzir o pH significativamente dentro de um espaço de tempo relativamente curto (comparar clareiras naturais de samambaia capinadas desde 1988 com não-capinadas na Figura 9). O Al da solução do solo foi significativamente mais alto nos sítios com samambaia para a maioria das amostras (Figura 10). Como os valores de Al não alcançaram níveis considerados tóxicos, os autores colocaram em dúvida a participação do Al como fator preponderante para a perda da capacidade de regeneração natural da cobertura de coníferas em áreas atualmente sob cobertura de samambaias. A correlação positiva entre os valores de COD e de Al na solução do solo (Figura 11) poderia indicar baixa biodisponibilidade do Al, que

estaria organicamente complexado (HUE et al., 1986), porém Andissolos não-alofânicos, como os do estudo, apresentam grande reserva orgânica e, concomitantemente, toxidez por Al (JOHNSON-MAYNARD et al., 1998).

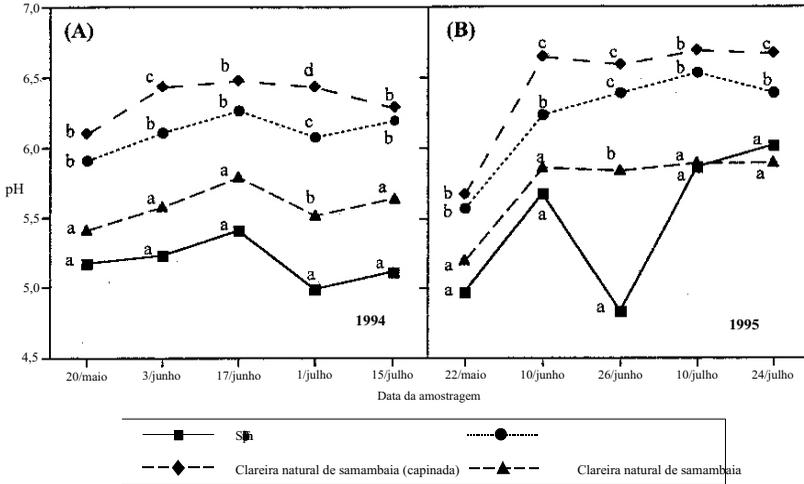


Fig. 9. pH da solução do solo de amostras datadas de 1994 (A) e 1995 (B). Pontos marcados com a mesma letra dentro de uma mesma data de amostragem não diferem significativamente ($\alpha = 0,05$) (Johnson-Maynard et al., 1998).

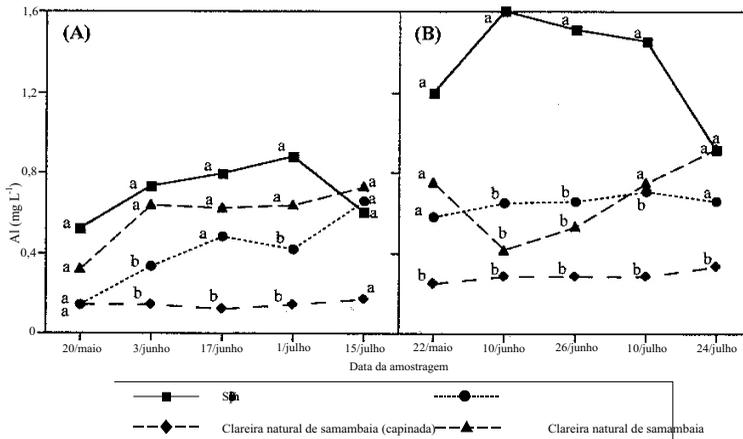


Fig. 10. Al da solução do solo de amostras datadas de 1994 (A) e 1995 (B). Pontos marcados com a mesma letra dentro de uma mesma data de amostragem não diferem significativamente ($\alpha = 0,05$) (Johnson-Maynard et al., 1998).

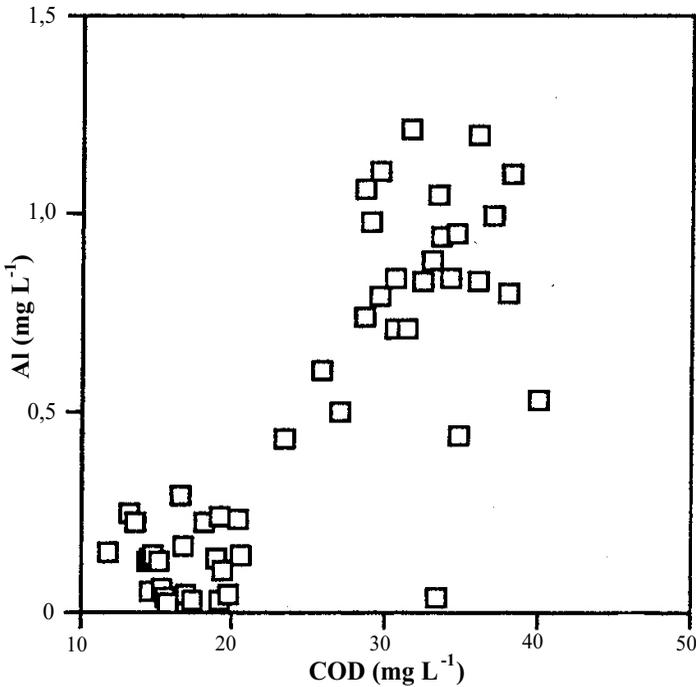


Fig. 11. Relação entre Al e carbono orgânico dissolvido (COD) (a 25 cm de profundidade) na solução do solo de amostras datadas de 1995 (Johnson-Maynard et al., 1998).

A resposta química para um desflorestamento total em Hubbard Brook, New Hampshire (EUA), maximizou-se em dois anos e retornou para os níveis anteriores após um período de quatro a cinco anos. O desflorestamento provocou a perda de nutrientes do perfil do solo, incrementou a acidificação, e elevou a concentração de Al potencialmente tóxico na solução do solo e nas águas de drenagem (Figura 12). A resposta para o desflorestamento foi desencadeada pela decomposição de fontes orgânicas no piso florestal e no solo mineral, junto com o processo de nitrificação que resultou na produção de ácido nítrico. Isso incrementou a acidez da solução do solo e criou um ânion altamente móvel, o qual aumentou a lixiviação de cátions básicos e Al inorgânico (DAHLGREN; DRISCOLL, 1994).

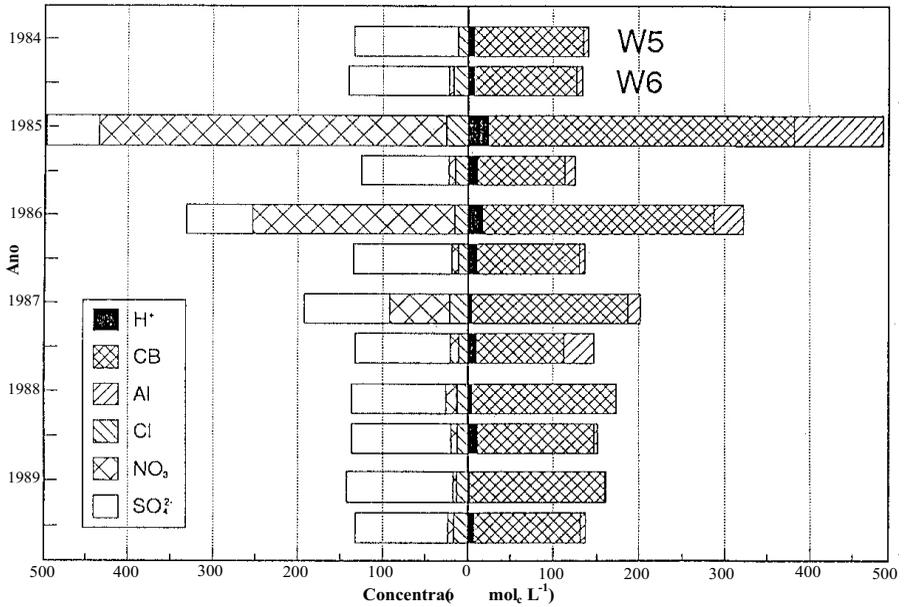


Fig. 12. Média anual da soma de ânions e cátions nas águas de drenagem de bacias desflorestada (W5) e de referência (sob floresta) (W6) para o período de 1984-1989 (Dahlgren & Driscoll, 1994). O desmatamento da bacia W5 se deu entre o outono de 1983 e a primavera de 1984.

A composição da solução do solo indicou uma elevação da acidez de parcelas de Pinus com 20 anos de idade, comparadas com parcelas sob vegetação nativa de cerrado (Uberlândia, MG). Nos horizontes acima de 1,2 m de profundidade, as concentrações de Ca, K, Mg e Na foram mais do que o dobro nas soluções de solo das parcelas sob Pinus do que nas de cerrado, aquelas de Mn e Al foram 9 e 60 vezes maiores, respectivamente. Estes resultados demonstraram uma maior lixiviação de nutrientes a partir do topo do solo das parcelas de Pinus relativamente às parcelas sob vegetação nativa de cerrado (LILIENFEIN et al., 2000).

Problemas com declínio de florestas e acidificação de ambientes

Uma grande importância é imposta à toxidez por Al e, principalmente, à relação Ca/Al na ecologia de florestas de coníferas (hemisfério Norte), seja nos valores

detectados na fase sólida ou na fase líquida do solo (NILSSON; BERGKVIST, 1983; JOSLIN et al., 1992; FERNANDEZ et al., 1995; DAVID; LAWRENCE, 1996). Muitos desses trabalhos enfocam o papel das deposições ácidas na química do Al, analisando o potencial de acidez das precipitações locais, as soluções do dossel florestal e do solo, e as águas de drenagem e de lagos. As conseqüências de maiores concentrações de Al não param nos ecossistemas vegetais, visto que formas inorgânicas de Al podem ser deletérias para a biota aquática, inclusive para algumas espécies de peixes (NILSSON; BERGKVIST, 1983).

Em solos podzolizados sob florestas de coníferas (New Hampshire, EUA), os níveis de Al em solução elevaram-se nos sítios de maior altitude, onde os inputs de deposição ácida também são mais elevados (DRISCOLL et al., 1985). Os dados corroboram a importância da deposição atmosférica na remobilização do Al previamente precipitado dentro do solo durante a podzolização ou preso ao solo nos sítios de troca, com este Al sendo transportado através do solo para águas de superfícies adjacentes (CRONAN; SCHOFIELD, 1979).

Em uma área florestal com grande ocorrência de mortalidade de árvores adultas de Pinus (montanha Whiteface, New York, EUA), estimativas da concentração de Al lábil não excederam valores considerados nocivos ao crescimento de raízes de plântulas (Figura 13). O Al da solução do solo não foi considerado uma ameaça, na região, para o crescimento de Pinus pelo mecanismo de toxicidade direta às raízes, sendo considerada remota a possibilidade de antagonismo do Al com Ca e Mg na nutrição das árvores, embora a sua concentração sob formas lábeis venha-se incrementando como conseqüência do incremento das taxas de deposição ácida nas grandes elevações do Nordeste dos EUA (MILLER et al., 1992).

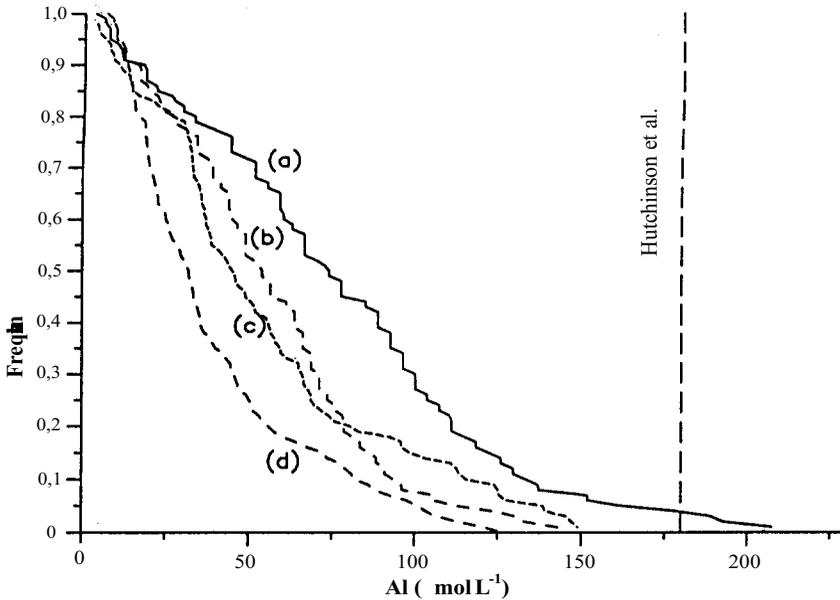


Fig. 13. Distribuição da frequência cumulativa de (a) Al total no horizonte orgânico, (b) Al lábil calculado cineticamente no horizonte orgânico, (c) Al total mensurado no horizonte ABhs, e (d) Al total mensurado no horizonte Bs de sítios de referência na montanha Whiteface, NY, EUA. A linha de referência marca a concentração proposta por Hutchinson et al. (1986) como limite da ocorrência de redução do crescimento de raízes em plântulas de coníferas (Miller et al., 1992).

Ao comparar soluções do solo extraídas por percolação e equilíbrio de três sítios florestais de coníferas da Bavaria, Hantschel e outros (1988) encontraram menores valores da relação Ca/Al e Mg/Al nas soluções do sítio com presença de declínio florestal, com maior diferenciação entre os sítios nas soluções extraídas por percolação. Nesse método (agregados do solo mantidos íntegros), comparativamente ao método do extrato de equilíbrio (amostras deformadas), prediz-se a acidificação da superfície dos agregados, com a premissa de que é mais realística a passagem para a solução do que está na parte externa dos agregados, pois o equilíbrio com a parte interna não seria alcançado.

Considerações sobre a técnica de uso de solução do solo no Brasil

Ainda podem ser considerados escassos os estudos ambientais que fazem uso de solução do solo no Brasil. Mesmo extrações de solução do solo por métodos destrutivos são pouco utilizadas.

O extrato aquoso obtido pela pasta de saturação tem sido usado na caracterização de solos potencialmente salinos (EMBRAPA, 1997).

Alguns estudos relatam o uso de extratores a vácuo de cápsulas porosas e dizem respeito à dinâmica de nitrogênio no perfil do solo (REICHARDT et al., 1977; LIBARDI; REICHARDT, 1978; REICHARDT et al., 1979; MEIRELLES et al., 1980; CABALLERO et al., 1986), lixiviação de nutrientes (ESPINOZA; REIS, 1982; MORAES; DYNIA, 1990) e comparação entre parcelas de Pinus e parcelas sob vegetação nativa de cerrado (LILIENFEIN et al., 2000).

Righi e outros (1990) fizeram uso das técnicas do mineral-teste e das resinas trocadora de cátions e de ação quelante para evidenciar o processo de podzolização de uma seqüência de solos na Amazônia.

Igualmente ao uso da técnica de solução do solo, pesquisas que monitoram o efeito do uso e manejo de atividades agrícolas e florestais, principalmente estudos in situ, são escassas no país. Vários trabalhos dessa revisão mostram que alterações na composição química da solução de solo sob uso agrícola e/ou florestal podem ser monitoradas e comparadas com a solução de perfis de solo sob vegetação nativa.

A escolha entre os vários métodos disponíveis para extração da solução do solo deve ser feita sabendo-se das dificuldades dos métodos in situ. De qualquer forma não se deve descartar o uso de lisímetros, talvez reservando estruturas mais complexas e que exigem maiores cuidados operacionais para estudos de maior porte e de mais longo prazo. Sem dúvida o uso de soluções extraídas por meio de centrifugação é, na atualidade, o método mais viável e que tem mostrado boa confiabilidade de resultados, desde que alguns cuidados sejam tomados, tais como extração da solução o mais imediatamente possível após a amostragem do solo e refrigeração da amostra no período de armazenamento (EDMEADES et al., 1985; ROSS; BARTLET, 1990; PÉREZ, 2002).

A importância do uso da fase líquida do solo passa pelo dinamismo dos dados produzidos, e sua utilização deve ser enfatizada nos estudos do dueto gênese do solo/uso da terra, ou seja, no entender para poder prever comportamento (RESENDE et al., 2002), contextualizando os dados referentes às práticas de manejo e possibilitando a necessária construção de modelos plausíveis de comportamento do ambiente frente às atividades agrícolas e florestais.

Referências Bibliográficas

ADAMS, F.; BURMESTER, C.; HUE, N. V.; LONG, F. L. A comparison of column-displacement and centrifuge methods for obtaining soil solutions. Soil Science Society of America Journal, Madison, USA, v. 44, p. 733-735, 1980.

AMOOZEGAR-FARD, A.; NIELSEN, D. R.; WARRICK, A. W. Soil solute concentration distributions for spatially varying pore water velocities and apparent diffusion coefficients. Soil Science Society of America Journal, Madison, USA, v. 46, p. 3-9, 1982.

ARTHUR, M. A.; FAHEY, T. J. Controls on soil solution chemistry in a subalpine forest in north-central Colorado. Soil Science Society of America Journal, Madison, USA, v. 57, p. 1122-1130, 1993.

BARBEE, G. C.; BROWN, K. W. Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. Soil Science, Baltimore, MD, v. 141, p. 149-154, 1986.

BARRET, L. R.; SCHAETZL, R. J. Regressive pedogenesis following a century of deforestation: evidence for depodzolization. Soil Science, Baltimore, MD, v. 163, p. 482-497, 1998.

BARTOLI, F.; JEANROY, E.; VEDY, J. C. Transfert et redistribution du silicium, de l'aluminium et du fer dans les podzols: rôle des composés organiques et des supports minéraux. Paris, FR, 1981. (Colloques Internationaux du Centre National de la Recherche Scientifique, 303, p. 281-289).

BRANDI-DOHRN, F. M.; DICK, R. P.; HESS, M.; SELKER, J. S. Field evaluation of passive capillary samplers. Soil Science Society of America Journal, Madison, USA, v. 60, p. 1705-1713, 1996.

CABALLERO, S. S. U.; LIBARDI, P. L.; REICHARDT, K.; MORAES, S. O.; VICTÓRIA, R. L. Lixiviação do nitrogênio proveniente do solo e do fertilizante (15NH_4) 2SO_4 durante o ciclo de uma cultura de feijão. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, DF, v. 21, p. 25-31, 1986.

COLE, D. W. Alundum tension lysimeter. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 85, p. 293-296, 1958.

CRONAN, C. S.; SCHOFIELD, C. L. Aluminum leaching response to acid precipitation: effect on high-elevation watersheds in the Northeast. *Science*, Washington, USA, p. 204, p. 305-306, 1979.

DAHLGREN, R.A. Comparison of soil solution extraction procedures: effect on solute chemistry. *Commun. Soil Science Plant Analysis*, New York, USA v. 24, p. 1783-1794, 1993.

DAHLGREN, R. A.; DRISCOLL, C. T. The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. *Plant Soil*, Hague, NL, v. 158, p. 239-262, 1994.

DAHLGREN, R. A.; UGOLINI, F. C. Aluminum fractionation of soil solutions from unperturbed and tephra-treated Spodosols, cascade range, Washington, USA. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, UDS, v. 53, p. 559-566, 1989.

DAHLGREN, R. A.; UGOLINI, F. C.; SHOJI, S.; ITO, T.; SLETTEN, R. S. Soil-forming processes in Alic Melanudands under Japanese pampas grass and oak. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 55, p. 1049-1056, 1991.

DAVID, M. B.; LAWRENCE, G. B. Soil and soil solution chemistry under red spruce stands across the northeastern United States. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 161, p. 314-328, 1996.

DAVIES, B. E.; DAVIES, R. I. A simple centrifugation method for obtaining small samples of soil solution. *Nature*, London, UK, v. 198, p. 216-217, 1963.

DAWSON, H.; UGOLINI, F. C.; HRUTIFIORD, B. F.; ZACHARA, J. Role of soluble organics in the soil processes of a podzol, Central Cascades, Washington. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 126, p. 290-296, 1978.

DRISCOLL, C. T.; VAN BREEMEN, N.; MULDER, J. Aluminum chemistry in a forest Spodosol. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v.

49, p. 437-444, 1985.

EDMEADES, D. C.; WHEELER, D. M.; CLINTON, O. E. The chemical composition and ionic strength of soil solutions from New Zealand topsoils. *Australian Journal of Soil Research*, Victoria, AU, v. 23, p. 151-165, 1985.

ELKHATIB, E.A.; HERN, J.L. & STALEY, T.E. A rapid centrifugation method for obtaining soil solution. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 51, p. 578-583, 1987.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos e análise de solo. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212 p. (Embrapa Solos. Documentos, 1).

ESPINOZA, W.; REIS, A. E. G. dos. Lixiviação de Ca, K e Mg em um Latossolo Vermelho-Escuro (LE) de Cerrados. I. Magnitude e variabilidade do fenômeno na época chuvosa. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, DF, v. 17, p. 299-317, 1982.

FERNANDEZ, I. J.; LAWRENCE, G. B.; SON, Y. Soil-solution chemistry in a low-elevation spruce-fir ecosystem, Howland, Maine. *Water Air Soil Pollution*, Dordrecht, NL, v. 84, p. 129-145, 1995.

GIESLER, R.; LUNDSTRÖM, U. Soil solution: effects of bulking soil samples. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 57, p. 1283-1288, 1993.

GIESLER, R.; LUNDSTRÖM, U.; GRIP, H. Comparison of soil solution chemistry assessment using zero-tension lysimeters or centrifugation. *European Journal of Soil Science*, Oxford, UK, v. 47, p. 395-405, 1996.

GILLMAN, G. P. A centrifuge method for obtaining soil solution. Austrália: CSIRO, 1976. (Division of Soils Divisional Report, 16).

HAINES, B. L.; WAIDE, J. B.; TODD, R. L. Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero-tension lysimeters: Report of discrepancies. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 46, p. 658-661, 1982.

HANSEN, E. A.; HARRIS, A. R. Validity of soil-water samples collected with porous ceramic cups. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 39, p. 528-536, 1975.

HANTSCHHEL, R.; KAUPENJOHANN, M.; HORN, R.; GRADT, J.; ZECH, W. Ecologically important differences between equilibrium and percolation soil extracts, Bavaria. *Geoderma*, Amsterdam, NL, v. 43, p. 213-227, 1988.

HATTON, A.; RANGER, J.; ROBERT, M.; NYS, C.; BONNAUD, P. Weathering of a mica introduced into four acidic forest soils. *Journal of Soil Science*, Oxford, UK, 38: 179-190, 1987.

HODGES, S. C. Aluminum speciation: a comparison of five methods. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 51, p. 57-64, 1987.

HUE, N. V.; CRADDOCK, G. R.; ADAMS, F. Effect of organics acids on aluminum toxicity in subsoils. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 50, p. 28-34, 1986.

HUTCHINSON, T. C. BOZIC, L.; MUOZ-VEGA, G. Responses of five species of conifer seedlings to aluminum stress. *Water Air Soil Pollution*, Dordrecht, NL, v. 31, p. 283-294, 1986.

JALLAH, J. K.; SMYTH, T. J. Predicting soil solution chemical attributes from more easily measured soil and soil solution parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Madison, USA, v. 26, p. 3315-3333, 1995.

JAMET, R.; GUILLET, B.; ROBERT, M.; RANGER, J.; VENEAU, G. Study of current dynamics of soils from a podzol-oxisol sequence in Tahiti (French polynesia) using the test-mineral technique. *Geoderma*, Amsterdam, NL, v. 73, p. 107-124, 1996.

JOHNSON-MAYNARD, J. L.; McDANIEL, P. A.; FERGUSON, D. E.; FALEN, A.L. Changes in soil solution chemistry of Andisols following invasion by bracken fern. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 163, p. 814-821, 1998.

JOSLIN, J. D.; KELLY, J. M.; VAN MIEGROET, H. Soil chemistry and nutrition of North American spruce-fir stands: Evidence for recent change. *Journal*

Environmental Quality, Madison, USA, v. 21, p. 12-30, 1992.

LAWRENCE, G. B.; DAVID, M. B. Chemical evaluation of soil-solution in acid forest soils. Soil Science, Baltimore, MD, v. 161, p. 298-313, 1996.

LIBARDI, P. L.; REICHARDT, K. Destino da uréia aplicada a um solo tropical. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, SP, v. 2, p. 40-44, 1978.

LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; AYARZA, M. A.; VILELA, L.; LIMA, S. do C.; ZECH, W. Soil acidification in Pinus caribaea forests on Brazilian savanna Oxisols. Forest Ecology and Management, Amsterdam, NL, v. 128, p. 145-157, 2000.

LITAOR, M. I. Review of soil solution samplers. Water Resources Research, Washington, USA, v. 24, p. 727-733, 1988.

MARQUES, R.; RANGER, J.; GELHAYE, D.; POLLIER, B.; PONETTE, Q.; GOEDERT, O. Comparison of chemical composition of soil solutions collected by zero-tension lysimeters with those from ceramic-cup lysimeters in a forest soil. European Journal of Soil Science, Oxford, UK, v. 47, p. 407-417, 1996.

MEIRELLES, N. M. F.; LIBARDI, P. L.; REICHARDT, K. Absorção e lixiviação de nitrogênio em cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris*, L.). Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, SP, v. 4, p. 83-88, 1980.

MERRIAM-WEBSTER'S COLLEGIATE DICTIONARY. 10. ed. USA: Merriam-Webster, 1996. 1559 p.

MILLER, E. K.; HUNTINGTON, T. G.; JOHNSON, A. H.; FRIEDLAND, A. J. Aluminum in soil solutions from a subalpine spruce-fir forest at Whiteface Mountain, New York. Journal Environmental Quality, Madison, USA, v. 21, p. 345-352, 1992.

MORAES, J. F. V.; DYNIA, J. F. Uso de cápsulas porosas para extrair solução do solo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, DF, v. 25, p. 1523-1528, 1990.

MUBARAK, A.; OLSEN, R. Immiscible displacement of the soil solution by

centrifugation. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 40, p. 329-331, 1976.

NEARY, A. J.; TOMASSINI, F. Preparatium of aludum/ceramic plate tension lysimeters for soil water collection. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa, CA, v. 65, p. 169-177, 1985.

NIELSEN, K. E.; DALSGAARD, K.; NORBERG, P. Effects on soils of an oak invasion of a Calluna heath, Denmark. II . Changes in organic matter and cellulose decomposition. *Geoderma*, Amsterdam, NL, v. 41, p. 97-106, 1987.

NILSSON, S. I.; BERGKVIST, B. Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podzol on the Swedish west coast. *Water Air Soil Pollution*, Dordrecht, NL, v. 20, p. 311-329, 1983.

NØRBERG, P.; SLOTH, L.; NIELSEN, K. E. Rapid changes of sandy soils caused by vegetation changes. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa, CA, v. 73, p. 459-468, 1993.

PEARSON, R. W. Introduction to symposium — The soil solution. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 35, p. 417-420, 1971.

PÉREZ, D. V. Avaliação de parâmetros críticos para especiação de Al, Fe e Mn em solução de solos sob diferentes sistemas de uso e manejo. 2002. 193 f. Tese (Doutorado) Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

QUIDEAU, S. A.; BOCKHEIM, J. G. Vegetation and cropping effects on pedogenic processes in a sandy prairie soil. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 60, p. 536-545, 1996.

RANGER, J.; NYS, C. The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science*, Oxford, UK, v. 45, 193-204, 1994.

RANGER, J.; DAMBRINE, E.; RIGHI, D.; ROBERT, M.; FELIX, C. Study of current soil-forming processes using bags of vermiculite and resins placed within soil horizons. *Geoderma*, Amsterdam, NL, v. 48, p. 335-350, 1991.

RANGER, J.; ROBERT, M.; BONNAUD, P.; NYS, C. Les minéraux-tests: une approche expérimentale in-situ de l'altération biologique et du fonctionnement des écosystèmes forestiers. Effet des types de sols et des essences feuillues et résineuses. *Annales des Sciences Forestières*, Paris, FR, v. 21, p. 529-550, 1990.

RASMUSSEM, L. Effects of afforestations and deforestations on deposition, cycling, and leaching of elements. *Agriculture Ecosystems Environment*, Amsterdam, NL, v. 67, p. 153-159, 1998.

REICHARDT, K ; LIBARDI, P. L.; MEIRELLES, N. M. F.; FERREYRA, H. F. E.; ZAGATTO, E. A. G.; MATSUI, E. Extração e análise de nitratos em solução do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, SP, v. 1, p. 130-132, 1977.

REICHARDT, K ; LIBARDI, P. L.; VICTÓRIA, R. L.; VIEGAS, G. P. Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, SP, v. 3, p. 17-20, 1979.

RESENDE, M.; CURTI, N.; REZENDE, S. B. de; CORRÊA, G. F. *Pedologia: base para distinção de ambientes*. Viçosa: NEPUT, 2002. 338 p.

RHOADES, J. D. Soluble salts. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. *Methods of soil analysis*. 2. ed. Wisconsin, EUA: American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, 1982. c. 2, p. 167-179.

RIGHI, D.; BRAVARD, S.; CHAUVEL, A.; RANGER, J.; ROBERT, M. In situ study of soil processes in an Oxisol-Spodosol sequence of Amazonia (Brazil). *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 150, p. 438-445, 1990.

ROBERT, M.; RAZZAGUE-KARIMI, M. H.; VICENTE, M. A.; VENEAU, G. Rôle du facteur biochimique dans l'altération des minéraux silicatés. *Science du Sol*, Versailles, FR, v. 2-3, p. 153-174, 1979.

ROSS, D. S.; BARTLETT, R. J. Effects of extraction methods and sample storage on properties of solutions obtained from forested spodosols. *Journal Environmental Quality*, Madison, USA, v. 19, p. 108-113, 1990.

ROSS, D. S.; BARTLETT, R. J. Field-extracted Spodosol solutions and soils: aluminum, organic carbon, and pH interrelationships. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 60, p. 589-595, 1996.

SHAFFER, K. A.; FRITTON, D. D.; BAKER, D. E. Drainage water sampling in a wet, dual-pore soil system. *Journal Environment Quality*, Madison, USA, v.8, p. 241-246, 1979.

SHEPARD, J. P. MITCHELL, M. J.; SCOTT, T. J.; DRISCOLL, C. T. Soil solution chemistry of an Adirondack Spodosol: Lysimetry and N dynamics. *Canadian Journal Fororest Research*, Ottawa, CA, v. 20, p. 818-824, 1990.

SINGER, M.; UGOLINI, F. C.; ZACHARA, J. Insitu study of podzolization on tephra and bedrock. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 42, p. 105-111, 1978.

SKEFFINGTON, R. A.; BROWN, K. A. The effect of five years acid treatment on leaching soil chemistry and weathering of a Humo-ferric Podzol. *Water Air Soil Pollution*, Dordrecht, NL, v. 31, p. 891-900, 1986.

THIBAUT, D. H.; SHEPPARD, M. I. A disposable system for soil pore-water extraction by centrifugation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Madison, USA, v. 23, p. 1629-1641, 1992.

TITUS, B. D.; KINGSTON, D. G. O.; PITT, C. M.; MAHENDRAPP, M. K. A lysimeter system for monitoring soil solution chemistry. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa, CA, v. 80, p. 219-226, 2000.

TYLER, D. D.; THOMAS, G. W. Chloride movement in undisturbed soil columns. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 45, p. 459-461, 1981.

UGOLINI, F.C. & SLETTEN, R.S. The role of proton donors in pedogenesis as revealed by soil solution studies. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 151, p. 59-75, 1991.

UGOLINI, F. C.; DAHLGREN, R.; SHOJI, S.; ITO, T. An exemple of andosolization and podzolization as revealed by soil solution studies, southern

Hakkoda, northeastern Japan. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 145, p. 111-125, 1988.

UGOLINI, F. C.; DAWSON, H.; ZACHARA, J. Direct evidence of particle migration in the soil solution of a Podzol. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 198, p. 603-605, 1977a.

UGOLINI, F. C.; MINDEN, R.; DAWSON, H.; ZACHARA, J. An example of soil processes in the *Abies amabilis* zone of central Cascades, Washington. *Soil Science*, Baltimore, MD, v. 124, p. 291-302, 1977b.

UGOLINI, F. C.; STONER, M. G. & MARRET, D. J. Arctic pedogenesis: 1. Evidence for contemporary podzolization. *Soil Science*, v. 144, p. 90-100, 1987.

VAN DER PLOEG, R. R.; BEESE, F. Model calculations for the extraction of soil water by ceramic cups and plates. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 41, p. 466-470, 1977.

VAN MIEGROET, H.; COLE, D. W. Acidification sources in red alder and Douglas-fir soils: importance of nitrification. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 49, p. 1274-1279, 1985.

VAN MIEGROET, H. Inorganic nitrogen determined by laboratory and field extractions of two forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 59, p. 549-553, 1995.

VEDY, J. C.; BRUCKERT, S. Soil solution: composition and pedogenic significance. In: BONNEAU, M.; SOUCHIER, B. (Ed.). *Constituents and properties of soil*. London: Academic Press, 1982. p. 184-213.

WHELAN, B. R.; BARROW, N. J. A study of a method for displacing soil solution by centrifuging with an immiscible liquid. *Journal Environment Quality*, Madison, USA, v. 9, p. 315-319, 1980.

WOLT, J.; GRAVEEL, J. G. A rapid routine method for obtaining soil solution using vacuum displacement. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 50, p. 602-605, 1986.

ZABOWSKI, D.; UGOLINI, F. C. Lysimeter and centrifuge soil solutions: Seasonal differences between methods. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 54, p. 1130-1135, 1990.



Tabuleiros Costeiros