

ALESSANDRA MONTEIRO SALVIANO

**VARIABILIDADE ESPACIAL DE CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS, FÍSICAS E
DOS TEORES DE MICRONUTRIENTES E DE METAIS PESADOS EM ÁREAS
DO “DESERTO SALINO” NO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “Doctor Scientiae”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2003

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S184v
2003

Salviano, Alessandra Monteiro, 1972-

Variabilidade espacial de características químicas, físicas e dos teores de micronutrientes e de metais pesados em áreas do “deserto salino” no estado do Rio Grande do Norte / Alessandra Monteiro Salviano. – Viçosa : UFV, 2003.

189p. : il.

Orientador: Renildes Lúcio Ferreira Fontes

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Viçosa

1. Química do solo - Apodi, Rio (RN). 2. Solos - Apodi, Rio (RN) - Teor de metais pesados. 3. Solos - Micronutrientes - Variabilidade espacial. 4. Solos - Contaminação. 5. Geoestatística. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD. 19 ed. 631.41

CDD. 20 ed. 631.41

ALESSANDRA MONTEIRO SALVIANO

**VARIABILIDADE ESPACIAL DE CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS, FÍSICAS E
DOS TEORES DE MICRONUTRIENTES E DE METAIS PESADOS EM ÁREAS
DO “DESERTO SALINO” NO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “Doctor Scientiae”.

APROVADA: 15 de abril de 2003.

Prof. Helio Garcia Leite
(Conselheiro)

Prof. Maurício de Oliveira
(Conselheiro)

Prof. Maurício Paulo F. Fontes

Prof. Júlio César Lima Neves

Prof. Renildes Lúcio Ferreira Fontes
(Orientador)

Aos meus pais, irmãos e sobrinhos
A Bárbara e Ronald.
Com amor, ofereço.

À memória do Seu Vander,
dedico.

AGRADECIMENTO

Ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realização deste curso, ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

Aos professores Renildes Fontes, Maurício de Oliveira, Hélio Garcia e Júlio Neves pelas sugestões que muito contribuíram para a melhoria deste trabalho.

Ao professor Maurício Fontes pela ajuda na interpretação dos difratogramas e pela sugestões.

Ao acadêmico de agronomia João Bôsko e aos laboratoristas Antônio Carlos (*Carlinhos*), Carlos Fonseca e Ernando (*Bodão*) pelo auxílio nas análises químicas.

Aos funcionários do DPS, Lula, Seu Vicente, Ladinho e Luciana pelas conversas descontraídas e pelo auxílio, sempre na hora certa.

Aos colegas de curso que juntos dividimos a alegria da conquista e angústia do fracasso.

Às minhas irmãs, que principalmente nos momentos difíceis, me mostraram a importância da realização de um sonho.

Aos amigos distantes, mas não ausentes.

Às amigas Viviane e Paola pela agradável companhia e à Nelci pela grande demonstração de amizade.

Aos amigos Guilherme Cadinelli e Marcelo Metri, pelo carinho e pela valiosa troca de experiências.

BIOGRAFIA

ALESSANDRA MONTEIRO SALVIANO, filha de Francisco Salviano e Francinete Monteiro Salviano, nasceu no dia 11 de fevereiro de 1972, em Açú, Rio Grande do Norte.

Em 1990, iniciou o curso de Agronomia, na Escola Superior de Agricultura de Mossoró - RN, graduando-se em 1995. No ano de 1996, iniciou o curso de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, na Universidade Federal de Viçosa. Em março de 1999 obteve o título de *Magister Scientiae* em Solos e Nutrição de Plantas.

Em abril do mesmo ano iniciou o curso de doutoramento em Solos e Nutrição de Plantas na Universidade Federal de Viçosa. Em abril de 2003 defendeu tese cumprindo parte das exigências para obtenção do título de *Doctor Scientiae* em Solos e Nutrição de Plantas.

CONTEÚDO

RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. Fatores de formação de solos afetados por sais.....	4
2.2. Fundamentos da geoestatística.....	7
2.2.1. Variograma.....	9
2.2.1.1. Modelo Esférico.....	13
2.2.1.2. Modelo Exponencial.....	13
2.2.1.3. Modelo Gaussiano.....	14
2.2.2. Krigagem.....	14
2.3. Utilização da geoestatística em estudos ambientais.....	18
2.4. Influência da mineralogia do solo na adsorção de metais pesados.....	22
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3.1. Caracterização geral da área.....	29
3.1.1. Localização e tipo de solo.....	29
3.1.2. Clima e vegetação.....	30
3.1.3. Geologia e geomorfologia.....	31
3.2. Seleção, coleta, preparo e análises do solo.....	32
3.2.1. Análises Físicas.....	34
3.2.2. Análises Químicas.....	35
3.2.2.1. Rotina.....	35
3.2.2.2. Extração dos micronutrientes e metais pesados.....	35
3.2.3. Análises Mineralógicas.....	37
3.3. Análise estatística.....	37
3.3.1. Análise descritiva.....	37
3.3.2. Correlação entre as variáveis estudadas.....	38
3.3.3. Geoestatística.....	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4.1. Análise descritiva dos dados.....	40

4.1.1. Características químicas.....	40
4.1.2. Características físicas.....	58
4.1.3. Micronutrientes e metais pesados.....	63
4.2. Associação entre as características estudadas.....	76
4.3. Análise dos dados através da geoestatística.....	84
4.3.1. Distribuição espacial.....	101
4.3.2. Mapas probabilísticos.....	121
4.4. Características mineralógicas das frações do solo.....	140
4.4.1. Frações areia e silte.....	140
4.4.2. Fração argila.....	148
5. CONCLUSÕES.....	162
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	163
APÊNDICE.....	176

RESUMO

SALVIANO, Alessandra Monteiro, D.S., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2003. **Variabilidade espacial de características químicas, físicas e dos teores de micronutrientes e de metais pesados em áreas do “Deserto Salino” no Estado do Rio Grande do Norte.** Orientador: Renildes Lúcio Ferreira Fontes. Conselheiros: Helio Garcia Leite e Maurício de Oliveira.

O presente trabalho teve como objetivo quantificar e avaliar a variabilidade espacial das características químicas e físico-químicas (pH, CE, carbono orgânico, Ca, Mg, K, Na, P, S, CTC efetiva, V% e PST), físicas (granulometria) e dos teores de micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) e metais pesados (Cr, Pb, Cd e Ni) e avaliar a influência da ação antrópica na acumulação desses elementos, em duas áreas do “Deserto Salino”, na região da planície aluvial do Rio Apodi/Mossoró, RN, sob influência de um lixão e uma lagoa de estabilização de esgotos. Para atingir esses objetivos utilizaram-se técnicas de geoestatística. As áreas, com uma extensão de 6 ha, foram georeferenciadas em imagens de satélite (LandSat TM7) empregando-se um GPS portátil para inserção dos pontos e confecção dos mapas com isolinhas das variáveis estudadas através da técnica de Krigagem. O esquema de amostragem foi ao acaso (grid irregular) com 60 unidades amostrais e as amostras, com volume de 1 dm³, foram coletadas de 0 a 5 cm de profundidade. A maioria das variáveis apresentou dependência espacial, sendo o esférico e o exponencial os modelos ajustados com maior frequência aos semivariogramas. Os resultados mostraram que a variabilidade pode estar ocorrendo em uma escala menor que a utilizada na amostragem, indicado pelo valor do efeito *pepita* que teve grande contribuição na variância total dos dados, principalmente para os micronutrientes e metais pesados. Neste caso, recomenda-se a utilização de menores distâncias entre amostras. Houve grande variação na distância até onde as variáveis apresentam dependência espacial (alcance), tanto dentro como entre as áreas estudadas, para a maioria das variáveis; indicando que a utilização de um mesmo esquema de amostragem não é apropriada quando se trabalha com muitas variáveis. Por meio dos mapas de krigagem, identificaram-se padrões semelhantes de distribuição espacial para algumas características químicas em função da

dinâmica da água. Os mapas probabilísticos do teor de metais pesados (Mehlich-1) apresentaram distribuição semelhante e sugeriram a possibilidade deles advirem de fontes potenciais em comum, sendo possível que a poeira, proveniente dessa região e depositada nas cidades próximas, contenha também metais pesados. Trabalhos de avaliação da variabilidade temporal devem ser desenvolvidos nestas áreas com objetivo de monitorar mudanças no padrão de distribuição desses elementos, principalmente pela sua proximidade com a zona salineira, pela utilização destas áreas em projetos de carcinicultura e devido à importância do rio na dispersão desses elementos.

ABSTRACT

SALVIANO, Alessandra Monteiro, D.S., Universidade Federal de Viçosa, April 2003. **Spatial variability of chemical and physical characteristics and of micronutrients and heavy metals content in areas of “Saline Desert” in State of Rio Grande do Norte.** Adviser: Renildes Lúcio Ferreira Fontes. Committee members: Helio Garcia Leite and Maurício de Oliveira.

The present work had as objective to quantify and to evaluate the spatial variability of the chemical, physicochemical (pH, EC, organic carbon, Ca, Mg, K, Na, P, S, effective CEC, base saturation and ESP) and physical (texture) characteristics and of the micronutrients (Cu, Zn, Fe and Mn) and heavy metals (Cr, Pb, Cd and Ni) content. It was aimed also to evaluate the influence of the anthropic action in the accumulation of those elements, in two areas of the "Saline Desert", in the area of the alluvial plain of Apodi/Mossoró river, RN, under influence of a landfill and a pond of stabilization of sewage sludge. Geostatistical techniques were used to reach those objectives. The areas, with an extension of 6 ha, were georeferenced in satellite images (LandSat TM7) using a portable GPS for inserting the points and making the contour maps of the variables studied through the technique of kriging. The sampling outline was random (irregular grid) with 60 sampling units. The samples, with volume of 1 dm³, were collected from 0 to 5 cm of depth. Most of the variables presented spatial dependence, and the models more frequently adjusted to the semivariograms were the spherical and the exponential. The results showed that the variability may be occurring in a smaller scale than the one used for the sampling, as shown by the value of the nugget effect which had large contribution in the total variance of the data, mainly for the micronutrients and heavy metals. In this case, the use of smaller distances among samples is recommended. There was large variation in the distance up to where the variables present spatial dependence (reach), both within and among the studied areas, for most of the variables, indicating that the use of the same sampling outline is not appropriate when many variables are used. Through the kriging maps, similar patterns of spatial distribution were identified for some chemical characteristics as a function of the water dynamics. The maps of probability for heavy metals content (Mehlich-1) presented similar distribution

and suggested the possibility that they come from a common potential source, being possible that the dust, originating from that area and deposited in the next cities, also contain heavy metals. Evaluation of the temporary variability in these areas should be conducted with the objective of monitoring changes in the pattern of distribution of those elements, mainly because of their proximity with the salt zone, the use of these areas in shrimp creation projects and due to the importance of the river in the dispersion of those elements.

1. INTRODUÇÃO

A expressão “Deserto Salino” foi grafada originalmente pelo geógrafo e pesquisador Dárdano de Andrade Lima (Lima, 1974) para designar uma extensa faixa de terra que ocorre na zona litorânea do Rio Grande do Norte e trecho da porção oriental do Estado do Ceará, mais especificamente no estuário do Rio Jaguaribe. Nessas áreas, o grau de salinidade do solo e da água subterrânea atinge níveis muito elevados com elevada concentração de sódio.

Em alguns trechos do “Deserto Salino”, mesmo plantas com elevada tolerância a sais solúveis não sobrevivem, dado o baixo potencial osmótico na solução do solo, e, conseqüentemente, o fenômeno da desertificação pela salinidade se estabelece (Figura 1). A pressão osmótica da solução do solo, acima de determinados valores, conforme características próprias das distintas espécies/variedades de plantas, pode dificultar, ou mesmo impedir, a absorção de água do solo pelas raízes das plantas. Em áreas esparsas, com melhor condição de drenagem, há incidência de espécies tolerantes, formando pequenos oásis de substrato herbáceo constituído de beldroelgas (*Portulaca* sp) e Perrixiu (*Iresine portulacoides*).

Quem habita a região de Mossoró, ou quem a visita nos meses de Outubro a Dezembro, pode observar densa nuvem de poeira, que se levanta das áreas do deserto salino quando a velocidade do vento atinge valores entre 4,8 a 5,4 m/s. Nos meses mais secos do ano, a temperatura média máxima atinge valores entre 35 e 40 °C, a taxa diária de evaporação chega a 10 mm e a insolação mensal atinge 350 horas. Esse é o ambiente típico responsável pelas tempestades de poeira na região. Além disso, a erradicação indiscriminada da mata ciliar de carnaubeira, deixando o solo descoberto durante um grande período do ano, provoca o agravamento do fenômeno em algumas cidades da região.



Figura 1. Paisagem típica das áreas de “Deserto Salino” no Estado do Rio Grande do Norte.

No período mencionado, estudos efetuados em Mossoró, revelaram que, em ambiente com entrada de ventilação controlada, a deposição de poeira pode atingir valores acumulados de até 63 kg/ha. A análise física deste material apresentou 72% de silte, 14% de areia (diâmetro entre 0,05 e 2,0 mm) e 14% de argila, refletindo a granulometria dos solos típicos do “Deserto Salino” (Fernandes, 1998), cuja moda dos teores de silte é superior a 80%. A análise química revelou elevados teores de cálcio e sódio, sendo que deste último pode ser depositada até 1,0 kg/ha ao longo do trimestre mais crítico de deposição da poeira (Oliveira, 2000).

Devido a grande extensão da área se localizar em ambiente estuarino das planícies aluviais de rios, há elevada variabilidade espacial e sazonal nas características dos solos. Assim, o mapeamento dessas áreas se torna complexo, posto que as características químicas, físico-químicas e físicas não apresentam valores médios que se ajustem à distribuição normal (Oliveira, 1988). A distribuição não normal dos valores médios e a grande variabilidade espacial e sazonal justifica o uso da geoestatística para se fazer uma estimativa mais precisa da variabilidade das características dos solos nesses

halobiomas e inferir sobre os possíveis efeitos nas áreas de deposição de poeiras deles advinda.

O problema da poeira proveniente das áreas do “Deserto Salino” tem preocupado alguns pesquisadores da cidade de Mossoró, dentre eles agrônomos, geógrafos, médicos sanitaristas e ambientalistas, pois, além do incômodo estético (altas taxas de deposição de pó sobre móveis, eletrodomésticos e veículos), traz consigo alertas sobre questões de saúde pública, dada a possibilidade de maior ocorrência de doenças respiratórias e possibilidade de contaminação atmosférica de fontes de água descobertas, por metais pesados, por ovos de helmintos e possivelmente coliformes. Essa preocupação se torna mais evidente, pelo fato de uma das modalidades de aproveitamento que foi dada às áreas de domínios dos Gleissolos Sálícos ter sido a construção de grandes lagoas de estabilização e sedimentação do sistema de esgoto sanitário de Mossoró e, em outra área, se fazem deposições em um grande lixão a céu aberto, proveniente da cidade de Mossoró .

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivos:

- Quantificar e avaliar a variabilidade espacial de micronutrientes e metais pesados em áreas selecionadas do “Deserto Salino”, na região da planície aluvial do Rio Apodi/Mossoró, Rio Grande do Norte utilizando técnicas de geoestatística;
- Avaliar a influência da ação antrópica na acumulação de micronutrientes e metais pesados nessas áreas do Deserto Salino, Mossoró, RN.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Fatores de formação de solos afetados por sais

Os solos afetados por sais são mais comuns em regiões áridas e semi-áridas, onde as altas temperaturas, as baixas precipitações pluviométricas e as elevadas taxas de evapotranspiração propiciam baixas taxas de lixiviação de sais no perfil do solo.

Os sais se originam, principalmente, das rochas pela ação de fatores do intemperismo, entre os quais a água, que também serve como agente transportador. Sob determinadas condições de topografia, clima e drenagem, os problemas de sais surgem naturalmente. Eles podem ainda originar-se de depósitos fósseis, sendo trazidos à superfície pela elevação do lençol freático e, em zonas próximas ao mar, podem ser levados pelo vento/chuvas e em longo prazo causar problemas. Em resumo, os sais podem originar-se de três principais fontes: do enriquecimento atmosférico, do material de origem e do lençol freático.

No processo de enriquecimento atmosférico existem duas fontes principais de contribuição. O primeiro é a incorporação do sal marinho dentro do vapor d'água, seguido pela precipitação e o segundo envolve o transporte eólico de sais provenientes da erosão de solos do semi-árido que apresentem problemas de salinidade. Alguns dados resumidos por Isbell et al. (1983) demonstraram o decréscimo na deposição anual de Cl e Na, com o aumento da distância entre o oceano e o continente, diminuindo quando essa distância excede 200 km em direção ao continente.

Muitas rochas e depósitos não intemperizados podem conter quantidades significativas de sais solúveis e outras fontes de Na. Estudando solos de Queensland, Gunm (1967) argumenta que muitos solos sódicos desenvolvidos em perfis latossólicos continham sais e Na provenientes do material de origem.

Os solos afetados por sais, na sua grande maioria, estão relacionados aos sedimentos recentes (Holoceno), embora se registrem solos como os Solonetz e Planossolos solódicos incrustados em paisagens geologicamente associadas com o Pré-cambriano (gnaisse e granitos) dos

ambientes semi-áridos do polígono das secas no Nordeste brasileiro (Oliveira, 1997).

Considerável atenção tem sido direcionada para o lençol freático como fonte de sais para o solo. A salinidade em terras mais secas, freqüentemente ocorre onde o lençol freático chega à superfície do solo em resposta à mudança no padrão de extração da água entre colheita/vegetação (Camacher, 1975). Semelhantemente, a elevação do lençol freático causada pela irrigação das áreas, aliada a alta taxa de evapotranspiração, podem propiciar o acúmulo de sais na zona radicular das plantas.

Caracterizando um Planossolo solódico, Batista (1988) destacou que, devido à acentuada declividade da paisagem, esse solo, em princípio, não recebeu muita contribuição do lençol freático e, portanto, o alto teor de Na presente deveria ser proveniente da rocha de origem, mas com alguma contribuição lateral.

Os processos de salinização e/ou sodificação secundária dos solos podem ocorrer por uma ou mais das seguintes condições: a) acumulação de sais provenientes de água de irrigação com alto teor de sais; b) elevação do nível de água subterrânea, que geralmente implica no aumento da salinidade das águas subterrâneas que se acumulam nas camadas profundas; na elevação do lençol freático, transportando sais das camadas profundas às camadas superficiais, limitando a drenagem natural e dificultando a lavagem dos sais; c) falta ou deficiência de sistemas de drenagem nos solos irrigados.

A presença de sais em altas concentrações no solo é um dos fatores mais preocupantes da agricultura moderna. A irrigação mal conduzida é o principal fator, de origem antrópica, responsável pelo aumento da quantidade de solos afetados por sais, por vezes degradados e indisponibilizados para agricultura. A salinização de solos em áreas irrigadas é um problema mundial. A Comissão Internacional de Irrigação e Drenagem, em 1970, estimou em 203 milhões de ha a área irrigada do mundo; destes, cerca de 51 milhões de ha (25% do total) apresentavam problemas de acúmulo excessivo de sais. Mesmo em sistemas de irrigação bem manejados e que utilizam água de boa qualidade (concentração de sais variando de 100 a 1000 g/m³ de água), com a aplicação de uma lamina d'água de 1 m, podem ser adicionados ao solo de 1 a 10 t/ha/ano de sais.

Os solos sódicos podem, ser classificados em sódicos ácidos (pH < 6,0), neutros (pH entre 6,1 e 8,0) e alcalinos (pH >8,0) (Naidu e Rengasamy, 1995). Inicialmente, o termo sódico foi associado a solos com porcentagem de saturação por sódio (PST*) > 15. Entretanto, recentemente o termo sódico tem sido usado para classificar solos em que o sódio trocável afeta o comportamento das propriedades físicas e a produção de culturas, independente da quantidade presente.

Utilizando-se como critérios de diferenciação a condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) e a PST, os solos afetados por sais podem ser classificados em salinos, sódicos e salino-sódicos (Richards, 1974). Os primeiros apresentam CEes maior do que 4 dS/m e PST < 15. O pH da pasta de saturação geralmente < 8,5. Esses solos podem ser reconhecidos pela presença de crostas brancas na sua superfície, provocadas pela precipitação de sais. Os solos salinos não apresentam necessariamente pH > 7,0. Os solos sódicos apresentam CEes < 4 dS/m e PST > 15. Esses solos podem apresentar cor escura, também chamados “alcali-negros”, devido a dispersão da matéria orgânica e o pH da pasta de saturação, normalmente, > 8,5. Por último, os salino-sódicos apresentam CEes > 4 dS/m e PST > 15. O pH da pasta de saturação é geralmente < 8,5. Essa é a classificação mais utilizada, atualmente, pelos pesquisadores da área de solos afetados por sais.

Convém enfatizar que, ocorrendo dominância do NaCl em solos salinos, eles podem se transformar em solos sódicos quando houver condições propícias para a lixiviação de sais e acúmulo relativo do sódio.

Os sais presentes na solução do solo, quando em concentrações elevadas, podem afetar o desenvolvimento das plantas por três mecanismos diferentes: aumento da pressão osmótica, degradação de características físicas do solo ou por efeito tóxico específico (Taiz e Zeiger, 1998). É possível, ainda, um efeito combinado desses mecanismos (Figura 2).

A pressão osmótica da solução do solo, acima de determinados valores, conforme características próprias das distintas espécies e variedades de plantas, pode dificultar, ou mesmo impedir, a absorção de água do solo pelas raízes das plantas.

$$* PST = \frac{Na^+}{CTC_{efetiva}} \times 100$$

O efeito prejudicial da toxicidade de sais no desenvolvimento das culturas é variável, conforme o tipo e a quantidade de íons envolvidos, bem como a espécie ou variedade. Entre os íons potencialmente tóxicos mais prejudiciais, encontram-se sódio, cloretos e bicarbonatos, podendo-se atingir também concentrações tóxicas de boratos e molibdatos (Naidu e Rengasamy, 1995).



Figura 2. Impacto dos solos afetados por sais em plantas e no ambiente (adaptado de Naidu e Rengasamy, 1995)

2.2. Fundamentos de geoestatística

Desde o início do século, a variabilidade espacial de algumas características do solo vem sendo objeto de estudo de muitos pesquisadores. Smith (1910) estudou a disposição de parcelas no campo em experimentos de rendimento de variedades de milho, numa tentativa de eliminar o efeito de variações do solo. Montgomery (1913), preocupado com o efeito do nitrogênio no rendimento do trigo, conduziu um experimento em 224 parcelas, medindo o

rendimento de grãos. Waynick e Sharp (1919) também estudaram variações de nitrogênio e o carbono no solo. Entretanto os procedimentos usados na época baseavam-se apenas na estatística clássica e utilizavam grandes quantidades de dados amostrais, visando caracterizar ou descrever a distribuição espacial da variável em estudo.

Krige (1951), trabalhando com dados de concentração de ouro, concluiu que somente a informação dada pela variância seria insuficiente para explicar o fenômeno em estudo, sendo necessário levar em consideração a distância entre as observações. A partir daí surgiu o conceito da geoestatística, que leva em consideração a localização geográfica e a dependência espacial. Baseando-se nestas observações Matheron (1963, 1971), desenvolveu a teoria das variáveis regionalizadas.

Uma variável regionalizada é uma função numérica com distribuição espacial, que varia de um ponto a outro com continuidade aparente, mas cujas variações não podem ser representadas por uma função matemática simples. A teoria das variáveis regionalizadas pressupõe que a mudança de uma variável pode ser expressa pela soma de três componentes (Burrough, 1987): a) uma componente estrutural, associada a um valor médio constante ou a uma tendência constante; b) uma componente aleatória, espacialmente correlacionada; e c) um erro residual.

Se x representa uma posição em uma, duas ou três dimensões, então o valor da variável Z , em x , é dada por (Burrough, 1987):

$$Z(x) = m(x) + \epsilon(x) + \eta(x) \quad (1)$$

onde:

- $m(x)$ é uma função determinística que descreve a componente estrutural de Z em x ;
- $\epsilon(x)$ é um termo estocástico, que varia localmente e depende espacialmente de $m(x)$;
- $\eta(x)$ é um ruído aleatório não correlacionado, com distribuição normal de média zero e variância σ^2 .

Diferentemente dos métodos convencionais de estimação, a krigagem (ver item 2.2.2) está fundamentada na teoria das variáveis regionalizadas. A hipótese mais comum é a chamada "estacionaridade de 2ª ordem" (Burrough, 1987):

- A componente determinística, $m(x)$, é constante (não há tendências na região).
- A variância das diferenças entre duas amostras depende somente da distância h entre elas, isto é:

$$\text{Var}[Z(x)-Z(x+h)] = E\{[Z(x)-Z(x+h)]^2\} = 2\gamma(h)$$

onde $\gamma(h)$ é chamado de semivariância.

Para mostrar a contribuição de $\gamma(h)$, pode-se reescrever a equação (1) como $Z(x) = m(x) + \gamma(h) + \dots$.

Em outras palavras, supondo $m(x)$ constante, a variação local das amostras (e seu relacionamento espacial) pode ser caracterizado pela semivariância $\gamma(h)$.

2.2.1. Variograma

O variograma é ferramenta básica de suporte às técnicas de krigagem, que permite representar quantitativamente a variação de um fenômeno regionalizado no espaço (Huijbregts, 1975). Existem três tipos de variograma: o observado, o verdadeiro (sempre desconhecido) e o experimental, sendo o objetivo principal do estudo variográfico o conhecimento de qual variograma experimental melhor se ajusta ao variograma observado. Deste modo a partir do modelo teórico, podem ser feitas inferências em relação ao verdadeiro variograma.

O nível de dependência entre essas duas variáveis regionalizadas, X e Y , é representado pelo variograma, $2\gamma(h)$, o qual é definido como a esperança matemática do quadrado da diferença entre os valores de pontos no espaço, separados pelo vetor distância h , isto é,

$$2\gamma(h) = E\{[Z(x)-Z(x+h)]^2\} = \text{Var}[Z(x)-Z(x+h)]$$

Através de uma amostra $z(x_i)$, $i=1, 2, \dots, n$, o variograma pode ser estimado por:

$$2\hat{g}(h) = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2$$

onde:

- $2\gamma(h)$ - é o variograma estimado;
- $N(h)$ - é o número de pares de valores medidos, $z(x_i)$ e $z(x_i+h)$, separados por um vetor distância h ;
- $z(x_i)$ e $z(x_i+h)$ - são valores da i -ésima observação da variável regionalizada, coletados nos pontos x_i e x_i+h ($i = 1, \dots, n$), separados pelo vetor h .

Entretanto, normalmente, calcula-se o valor do semivariograma* e não do variograma, de modo a poder comparar com a variância estatística. Por isso, a partir de agora se falará indistintamente de variograma e semivariograma.

A Figura 3 ilustra um semivariograma experimental com características ideais. O seu padrão representa o que, intuitivamente, se espera de dados de campo, isto é, que as diferenças $\{Z(x_i) - Z(x_i + h)\}$ decresçam à medida que a distância que os separa (h) decresce. É esperado que observações mais próximas geograficamente tenham um comportamento mais semelhante entre si do que aquelas separadas por maiores distâncias. Desta maneira, é esperado que $\gamma(h)$ aumente com a distância h .

$$* \mathbf{g}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2$$

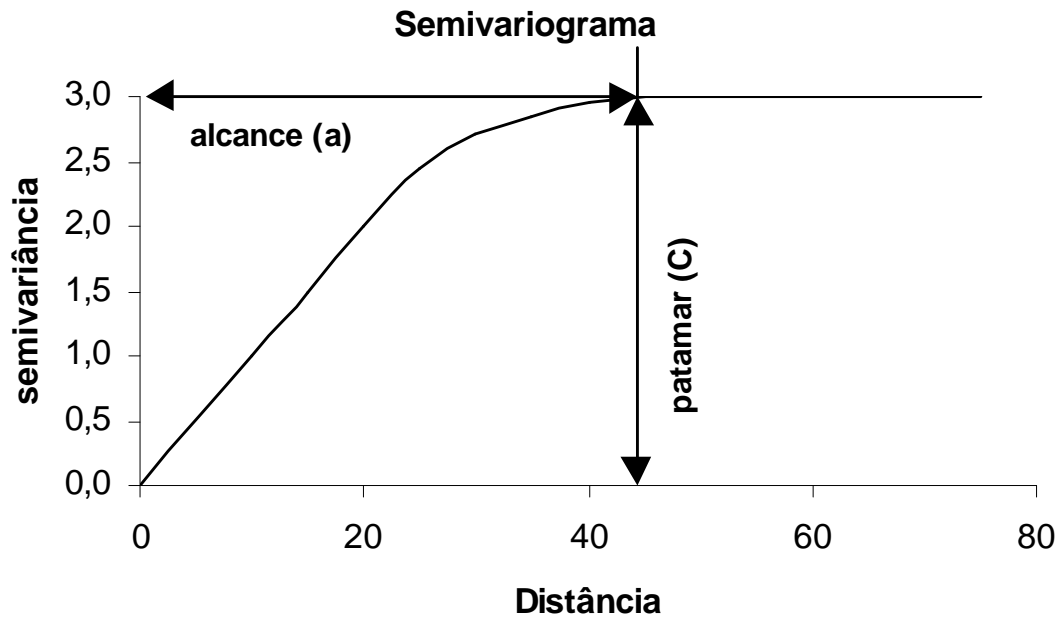


Figura 3. Semivariograma ideal, com efeito pepita (C_0) igual a zero e contribuição igual ao patamar, $C=C_1$.

Um semivariograma (Figuras 3 e 4) apresenta os seguintes parâmetros:

- **Alcance (a):** distância dentro da qual as amostras apresentam-se correlacionadas espacialmente. Deste ponto em diante, considera-se que não existe mais dependência espacial entre as amostras, porque a variância da diferença entre pares de amostras ($\text{Var}[Z(x) - Z(x+h)]$) torna-se invariável com a distância.
- **Patamar (C):** é o valor do semivariância correspondente a seu alcance (a).
- **Efeito Pepita (C_0):** idealmente, $\gamma(0)=0$, ou seja, o gráfico do semivariograma inicie-se na origem. Entretanto, na prática, à medida que h tende para 0 (zero), $\gamma(h)$ se aproxima de um valor positivo chamado efeito pepita (C_0), que revela a descontinuidade do semivariograma para distâncias menores do que a menor distância entre as amostras. Parte desta descontinuidade pode ser também devida a erros de medição (Isaaks e Srivastava, 1989), mas é impossível quantificar se a maior contribuição provém dos erros de medição ou da

variabilidade de pequena escala não captada pela amostragem.

- **Contribuição (C_1):** é a diferença entre o patamar (C) e o efeito pepita (C_0) e representa a semivariância espacialmente estruturada.

O gráfico do semivariograma experimental é formado por uma série de valores sobre os quais se objetiva ajustar uma função. É importante que o modelo ajustado represente a tendência de $\gamma(h)$ em relação a h . Deste modo, as estimativas obtidas a partir da krigagem serão mais exatas e, portanto, mais confiáveis.

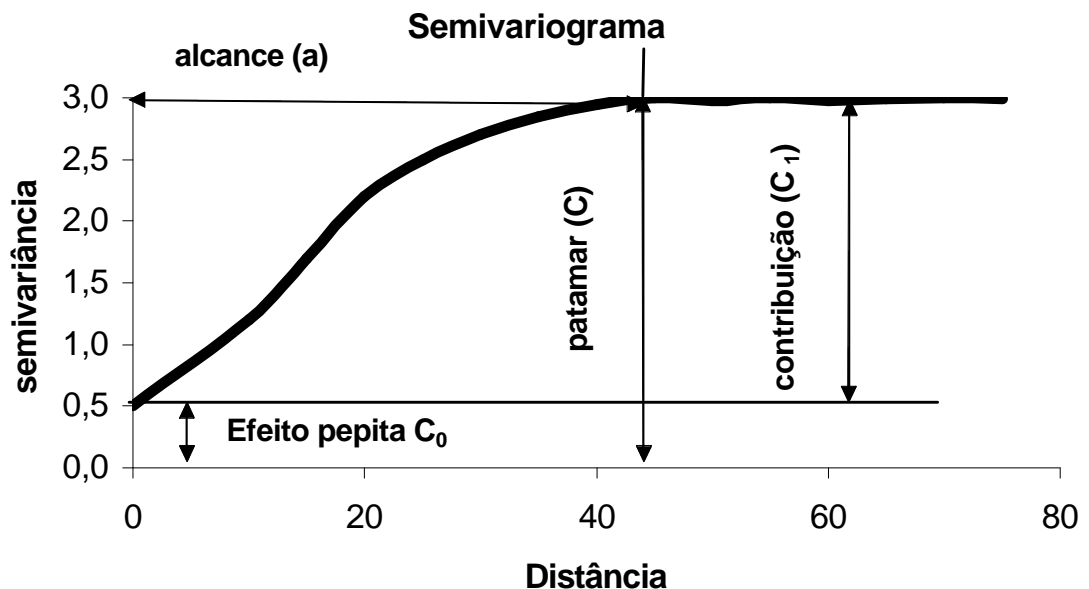


Figura 4. Exemplo de semivariograma com todos os parâmetros.

Os modelos aqui apresentados foram denominados de modelos isotrópicos por Isaaks e Srivastava (1989). Estão divididos em dois tipos: modelos com patamar e modelos sem patamar. Modelos do primeiro tipo são referenciados na geoestatística como modelos transitivos. Alguns dos modelos transitivos atingem o patamar (C) assintoticamente. Para tais modelos, o alcance (a) é arbitrariamente definido como a distância correspondente a 95% do patamar. Os modelos transitivos mais utilizados são: modelo esférico, modelo exponencial e modelo gaussiano. Modelos do segundo tipo não atingem o patamar e continuam aumentando enquanto a distância aumenta.

Tais modelos são utilizados para modelar fenômenos que possuem capacidade infinita de dispersão.

2.2.1.1. Modelo esférico

O modelo esférico é uma função quadrática modificada para qual há pequenas distâncias, os pares de pontos já não serão autocorrelacionados e o semivariograma alcança uma assíntota. A fórmula usada para este modelo é:

$$g(h) = C_0 + C \left[\frac{3}{2} \left(\frac{h}{a} \right) - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right]; \quad 0 < h < a$$
$$g(h) = C_0 + C \quad h \geq a$$

Segundo Vieira (2000) o ajuste do modelo esférico pode ser feito selecionando-se os valores do efeito pepita, C_0 , e do patamar, $C_0 + C_1$, depois passando uma reta que intercepte o eixo y em C_0 e seja tangente aos primeiros pontos de $h=0$. Essa reta cruzará o patamar à distância, $a'=(2/3)a$. o modelo esférico é linear até aproximadamente $(1/3)a$.

2.2.1.2. Modelo Exponencial

O modelo exponencial difere fundamentalmente do esférico por atingir o patamar assintoticamente, enquanto o esférico o atinge no valor do alcance. A fórmula usada para este modelo é:

$$g(h) = C_0 + C \left[1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right) \right]; \quad 0 < h < d$$

onde d é a máxima distância na qual o semivariograma é definido.

O parâmetro a é determinado visualmente como a distância após a qual o semivariograma se estabiliza. Os parâmetros C_0 e C para os modelos exponencial e gaussiano são determinados da mesma maneira que para o esférico.

2.2.1.3. Modelo Gaussiano

$$g(h) = C_0 + C \left[1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right)^2 \right]; \quad 0 < h < d$$

A curva é parabólica junto à origem e a tangente nesse ponto é horizontal, o que indica pequena variabilidade para curtas distâncias.

2.2.2. Krigagem

Esse termo foi utilizado por Matheron (1963) para homenagear o matemático Sul-africano Daniel G. Krige que foi o pioneiro em introduzir o uso de médias móveis para evitar superestimação sistemática de reservas em mineração (Delfiner e Delhomme, 1975). A Krigagem usa a dependência espacial entre amostras vizinhas, expressa no semivariograma, para estimar valores em qualquer posição dentro do campo, sem tendência e com variância mínima. Inicialmente, esse método foi desenvolvido para solucionar problemas de mapeamentos geológicos, mas seu uso expandiu-se com sucesso no mapeamento de solos (Burgess e Webster, 1980a,b), mapeamento hidrológico (Kitanidis e Vomvoris, 1983), mapeamento atmosférico (Lajaunie, 1984) e outros campos correlatos.

A krigagem é uma técnica de interpolação para estimativa dos valores de uma propriedade em locais não amostrados, a partir de valores vizinhos resultantes da amostragem realizada. A diferença entre a krigagem e outros métodos de interpolação é a maneira como os pesos são atribuídos às diferentes amostras. No caso de interpolação linear simples, por exemplo, os pesos são todos iguais a $1/N$ (N = número de amostras); na interpolação baseada no inverso do quadrado das distâncias, os pesos são definidos como o inverso do quadrado da distância que separa o valor interpolado dos valores observados. Na krigagem, o procedimento é semelhante ao de interpolação por média móvel ponderada, exceto que aqui os pesos são determinados a partir de uma análise espacial, baseada no semivariograma experimental (ver item 2.2.1.). Ela faz uso de um interpolador linear não tendencioso e de variância mínima que assegura a melhor estimativa. Este estimador tem como base os dados amostrais da variável regionalizada e as propriedades estruturais do

semivariograma obtido a partir destes dados. A condição de não-tendência significa que, em média, a diferença entre valores estimados e medidos para o mesmo ponto deve ser nula. A condição de variância mínima significa que, embora possam existir diferenças ponto por ponto entre o valor estimado e o medido, essas diferenças devem ser mínimas.

Para a krigagem o estimador é:

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^N I_i Z(x_i)$$

Segundo Webster e Oliver (1990), a krigagem engloba um conjunto de métodos de estimação, a saber: krigagem simples, krigagem ordinária, krigagem universal, co-krigagem, krigagem disjuntiva etc. Para fins de estudo de salinidade do solo, a forma mais simples de krigagem, krigagem ordinária pontual, pode fornecer resultados muito significativos, permitindo o mapeamento dessa propriedade em áreas não amostradas (Queiroz et al. 1999).

A co-krigagem é a interpolação matemática e uma ferramenta de extrapolação que usa a dependência espacial entre uma variável secundária ou auxiliar e uma variável principal para estimar a variável principal em locais não amostrados. Soares (2000) explica que a utilização dessa variável auxiliar só é realmente vantajosa, em relação a krigagem, se esta for sub amostrada em relação à variável secundária e se ambas as variáveis forem correlacionadas.

Já em situações onde a variável auxiliar é mais abundante em relação ao número de amostras ou observações da variável principal, a co-krigagem apresenta problemas de instabilidade na resolução do sistema de equações (Soares, 2000). Devido à grande diferença de densidade de amostras existente entre as duas variáveis, explica o autor, a correlação entre dois valores vizinhos da variável secundária é muito superior à correlação entre dois valores vizinhos da variável principal. Além disso, o valor da variável secundária que está localizada no ponto a estimar tende a minimizar o efeito das amostras mais afastadas da mesma variável. Nesses casos, uma possível solução consiste em reter somente o valor da variável secundária que está localizada no ponto a estimar. Esta versão é denominada por co-krigagem co-localizada (Xu et al., 1992, Almeida et al., 1994).

Quando a correlação entre as variáveis auxiliar e principal é elevada e quando o modelo de co-regionalização é simples e perfeitamente ajustável

aos 3 variogramas, existem vantagens na aplicação da co-krigagem em relação à krigagem normal (Soares, 2000). Para a utilização da técnica da co-krigagem é necessário que as variáveis regionalizadas apresentem correlação espacial entre si e, a partir daí, possam ser estimadas em conjunto. Sendo assim pode-se dizer que a co-krigagem é uma extensão multivariada da krigagem, quando para cada local amostrado obtém-se um vetor de valores, no lugar de um único valor. O objetivo é melhorar a estimativa das variáveis subamostradas utilizando a suposta correlação existente com as variáveis com maior densidade de amostragem. No caso da co-krigagem o estimador seria:

$$Z_2^*(x_0) = \sum_{i=1}^{N_1} I_{1i} Z_1(x_{1i}) + \sum_{j=1}^{N_2} I_{2j} Z_2(x_{2j})$$

Soares (2000) fez algumas observações sobre a utilização da técnica de co-krigagem em estudos geoestatísticos:

- O estimador linear de co-krigagem não é mais do que uma simples extensão do estimador de krigagem a uma segunda variável auxiliar. Tal como o estimador de krigagem, a matriz primeiro membro tem de ser definida positiva. Esta condição é satisfeita desde que os modelos de covariâncias individuais e cruzados sejam modelos de co-regionalização permitidos;
- A resolução do sistema de equações de co-krigagem pode ter problemas de instabilidade numérica se as variáveis $Z_1(x)$ e $Z_2(x)$ tiverem variâncias significativamente diferentes (acentuado desnível e valores entre linhas consecutivas da matriz primeiro membro). Nestas situações é conveniente a utilização de correlogramas simples ou cruzados em vez dos equivalentes variogramas ou covariâncias;
- Teoricamente, o estimador de co-krigagem produz erros de estimação menores que a krigagem normal. No entanto, esta vantagem tem de ser ponderada face aos custos resultantes da modelização dos variogramas cruzados e das co-regionalizações, que muitas vezes se traduzem por aproximações e ajustamentos forçados.
- O estimador de co-krigagem pode ser generalizado para um conjunto de N_v variáveis auxiliares $Z_i(x)$, $i=2, \dots, N_v$:

$$[Z(x_0)]_{CK}^* = \sum_{a1=1}^{N1} I_{a1} Z_1(x_{a1}) + \sum_{i=2}^{Nv} \sum_{a1=01}^{Ni} I_{a1} Z_i(x_{a1}).$$

A resolução deste estimador implica o conhecimento dos $(N_v + 1)^2/2$ modelos de variogramas.

O uso da co-krigagem requer a construção de variogramas ou semivariogramas cruzados* para o par de variáveis, para preparar modelos de autocorrelação espacial e estrutura de correlação cruzada.

No entanto, deve-se ter cuidado com o nível de correlação entre as variáveis estudadas, antes de iniciar uma aplicação desta técnica, pois Landim et al. (1995) concluíram que à medida que os coeficientes de correlação espacial entre as variáveis diminuem, os erros associados à estimação da variável que se quer estudar aumentam.

Em ciência do solo, é muito comum a existência de correlação entre variáveis estudadas, como por exemplo, teor de C e de N. Neste caso, principalmente quando uma variável apresenta maior facilidade de medição, pode-se utilizar essa vantagem, desde que exista correlação espacial entre elas, para se estimar uma variável a partir da outra através das técnicas do semivariograma cruzado e co-krigagem. O cálculo do semivariograma cruzado é feito de forma idêntica ao semivariograma, sendo que este último é um caso particular do semivariograma cruzado, quando as duas variáveis são idênticas. É importante ressaltar que o semivariograma cruzado só será calculado usando informações existentes para posições geográficas coincidentes. No entanto ele não permite o mapeamento da variável, isto deve ser feito pela co-krigagem a partir dos valores do semivariograma cruzado. Os modelos utilizados para o semivariograma cruzado são os mesmos do semivariograma simples, todavia as características apresentam significados diferentes. Por exemplo, o efeito pepita é influenciado pela falta de correlação entre as variáveis além da variação em espaços menores que o amostrado. O alcance representa o final da dependência espacial entre as variáveis. O patamar, se existir, deve aproximar-se do valor da covariância entre as duas variáveis.

$$* g_{12}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z_1(x_{1i} + h) - Z_1(x_{1i})][Z_2(x_{2j} + h) - Z_2(x_{2j})]$$

Na literatura, encontram-se alguns exemplos de correlação entre algumas características do solo. Baker et al. (1983) demonstraram que a PST pode ser estimada a partir de valores de pH, quando seu valor se encontra numa faixa de 6 a 10. Pozdnyakova et al. (1999) utilizaram dados de condutividade elétrica (CE) para estimação por co-krigagem da razão de adsorção de sódio (RAS). Eles verificaram uma redução superior a 70% na variância e erro padrão da média e aumentos de 60% na correlação entre os valores medidos e estimados. Além disso os custos de estimação da variável (neste caso, a RAS) foram diminuídos em cerca de 80% quando comparados com o método de krigagem. Vauclin et al. (1983) também encontraram variâncias das estimativas menores quando utilizaram co-krigagem em relação a krigagem, desde que a correlação espacial entre as variáveis fosse significativa.

Em relação a outras características pode-se encontrar correlação entre teor de argila e CTC (Castrignanò et al. 2000) e teor de argila e teor de água. Neste caso a CTC e o teor de água podem ser estimados pelo método da co-krigagem.

2.3. Utilização da geoestatística em estudos ambientais

Em estudos ambientais, é comum a presença de grandes variações espaciais e, nesse caso, pequenas manchas de elevadas concentrações coexistem com valores pequenos que variam mais continuamente no espaço. Assim, o padrão de distribuição espacial influencia a interpretação dos resultados do estudo quanto às possíveis fontes de contaminação e da utilização de métodos de remediação. Por causa desta característica, muitos pesquisadores demonstram dificuldade na escolha da forma de avaliação e interpretação desses dados, sendo necessário, muitas vezes, a aplicação de métodos estatísticos avançados. Uma ferramenta muito utilizada na análise de dados espacial e temporalmente correlacionados é a geoestatística. A utilização desta técnica pode auxiliar na identificação de padrões espaciais de distribuição de poluentes e contaminantes, possibilitando, por exemplo, a localização das suas prováveis fontes de emissão.

Até a década de 80, a geoestatística era vista, essencialmente, como ferramenta para descrever padrões espaciais através da utilização de semivariogramas, e assim prever valores de algumas características do solo em locais não amostrados através de técnicas como a krigagem (Vieira et al. 1983, Trangmar et al. 1985; Warrick et al. 1986). Nos últimos anos, novas

técnicas têm sido desenvolvidas na tentativa de resolver problemas mais complexos, como a avaliação da qualidade do solo e modelagem da variabilidade de processos no espaço-tempo (Goovaerts e Sonett, 1993; Papritz e Fluhler, 1994; Heuvelink et al. 1997).

Avaliando o padrão de distribuição espacial da concentração de dois metais pesados, Goovaerts (1999) concluiu que as concentrações de Ni estão relacionadas com a geologia da área enquanto que, para o Cd, sugeriu ter havido a contaminação do local. Meuli et al. (1994) avaliaram a variabilidade espacial de metais pesados em duas regiões rurais da Suíça: para a primeira região (Jura) concluíram que a estratificação geológica do local estava mais ligada ao padrão de distribuição espacial destes elementos do que o uso do solo, pois eles encontraram semivariogramas anisotrópicos para Co, Cr e Ni na mesma direção do padrão de distribuição da geologia do local. Já na região de Zurique, a estratificação por tipo de solo explicou 75% da variância total para o Cd e Cr.

A geoestatística pode ser de grande utilidade nos trabalhos de diagnose de áreas poluídas, ou seja, nas etapas preliminares antes do planejamento dos métodos de remediação. Nestas etapas, a geoestatística é usada com o objetivo de mapear a contaminação do solo para algum limite de concentração previamente estipulado e estimar o volume de solo contaminado. A partir daí, pode-se calcular os custos de recuperação destas áreas auxiliando as decisões de *o que e como fazer*, além de possibilitar a verificação da necessidade de pesquisas complementares. O objetivo principal é que estes estudos não sejam apenas uma avaliação do risco ambiental e sim, proporcione aos pesquisadores um conjunto de soluções alternativas com seus respectivos custos potenciais (Srivastava, 1987; Journel, 1987; Goovaerts e Journel, 1995; Goovaerts, 1997). Uma tendência atual é a utilização de técnicas geoestatísticas para modelagem tridimensional de sítios contaminados (Garcia et al., 1997).

Bierkens (1997) utilizando técnicas de krigagem incorporou nos mapas de solo informações sobre concentrações de metais pesados para mapeamento da poluição em áreas urbanas. Markus e Mcbratney (1994) utilizaram técnicas geoestatísticas para estudar a contaminação por metais pesados em solos do subúrbio de Sidney, Austrália. Eles mapearam as áreas de alto risco ambiental e encontraram que 50% da concentração total de Pb, Zn

e Cu e 2,5% da concentração de Cd estavam acima dos valores permitidos pelo Australian e New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) e pelo National Health and Medical Research Council (NH&MRC), sendo que parte destas amostras foram retiradas de áreas residenciais próximas a indústrias.

Soldt e Einax (1998) também utilizaram técnicas de geoestatística no estudo de contaminação. Eles atribuíram a contaminação no vale do rio Saale, na Alemanha, às emissões de pó e gases por uma fábrica de fertilizantes existente no local, sendo o grau e a extensão da contaminação determinados com base na estimação por krigagem.

Webster et al. (1994) utilizaram a krigagem para separar a variação local nas propriedades do solo devido às diferenças relacionadas com diferentes tipos de solo e, ou classes geológicas ou fontes locais de poluição. Nestes estudos, os mapas servem principalmente como ferramentas descritivas para melhorar a compreensão das fontes de variação espacial.

Outra ferramenta muito utilizada na geoestatística é o semivariograma cruzado. Quando existe na área em estudo a presença de dois ou mais tipos de poluentes, metais pesados, por exemplo, a detecção de semelhança na distribuição espacial das concentrações dos dois metais pesados pode indicar a existência de uma fonte comum de contaminação. Além disso, quando se encontra correlação espacial entre duas variáveis pode-se utilizar uma para estimar a outra (variável subamostrada), mediante co-krigagem. Istok et al. (1993) utilizaram esta técnica para analisar a contaminação de aquíferos subterrâneos por um herbicida através da medida da concentração de nitrato nas águas, cuja determinação é mais fácil e de baixo custo.

A geoestatística também pode ser utilizada na obtenção de mapas de probabilidade de deficiência ou excesso de nutrientes e de contaminantes (Goovaerts e Journel, 1995; Couto e Klamt, 1999). A principal vantagem é a capacidade de incorporar informações de vários tipos; como, por exemplo, mapa de solo ou observações de campo, além de medidas diretas da característica de interesse. Aplicações similares desta técnica podem ser vistas em Colin et al. (1996), Goovaerts et al. (1997) e Journel (1997). Desta forma pode-se identificar e delimitar áreas poluídas ou zonas de menor probabilidade de resposta às adubações. Nos casos de poluição do solo, consideram-se

contaminados todos os locais onde a estimativa de concentração do poluente exceder o limite máximo permitido. Este tipo de aproximação tem duas desvantagens: 1) o erro de estimação é ignorado, ou seja, um local contaminado pode ser declarado seguro; 2) a regra de decisão requer o estabelecimento de limites máximos permitidos.

Meshalkina et al. (1996) estudaram a variabilidade espacial da contaminação por S, V e As nos arredores de uma fábrica na Rússia. Eles utilizaram técnicas de geoestatística para confecção de mapas de probabilidade de exceder os níveis críticos ambientais destes elementos. Apesar de não ter sido encontrada dependência espacial para V e As, foram observados valores mais elevados num raio de 1-2 km de distância da fábrica o que provavelmente foi causado pela emissão de poluentes da chaminé. Os resultados deste estudo permitiram calcular os efeitos da poluição de uma fábrica isolada, sem a interferência de outras fontes de poluição.

Todavia, se neste tipo de estudo o número de amostras coletadas é pequeno, seja por razões financeiras ou devido ao mau planejamento da amostragem, os métodos geoestatísticos podem não ser capazes de detectar a existência de dependência espacial. Mcbratney e Webster (1983) e Einax e Soldt (1995) mostraram que o melhor ajuste dos modelos do semivariograma é função do número de amostras, ou seja, pequena quantidade de amostras origina pequeno número de pontos para o ajuste do semivariograma, péssimo ajuste do modelo e conseqüentemente grande variância da estimativa. Andronikov et al. (2000) utilizando técnicas de geoestatística avaliaram o design de amostragem e o número de amostras necessárias para proporcionar estimativas satisfatórias e eficientes dos níveis de contaminação de uma antiga área industrial (6,25 ha) na Escócia, concluindo que um número mínimo de 50 a 60 amostras seria ideal para caracterização da variabilidade e do nível de contaminação no local.

Por isso a escolha de um plano eficiente de amostragem para estudos de avaliação da contaminação do solo, é uma etapa fundamental, já que o nível e o padrão de distribuição espacial dos contaminantes devem ser levados em consideração no planejamento de manejo desse solo.

2.4. Influência da mineralogia do solo na adsorção de metais pesados

A acumulação de metais pesados em sistemas bióticos por meio de processos naturais, como intemperismo e deposição atmosférica, ou devido à atividade antrópica, é um grande problema ambiental. Um aspecto característico deste tipo de poluição deve-se principalmente à persistência desses elementos no meio aquático. Todavia o potencial de poluição desses elementos é agravado quando se tornam disponíveis para as plantas ou quando sua concentração excede a capacidade máxima de retenção do solo, tornando-os facilmente lixiviáveis, com conseqüente contaminação de águas subterrâneas (Stigliani, 1988).

A retenção de metais pesados pelas partículas minerais do solo é um processo importante na manutenção da qualidade ambiental de áreas contaminadas. As reações de adsorção na interface sólido-água diminuem a mobilidade desses metais, diminuindo sua biodisponibilidade e transporte do solo para ecossistemas aquáticos. Neste caso, as argilas são consideradas importantes adsorventes devido à sua grande superfície específica combinada com as cargas elétricas estruturais e dependentes do pH desenvolvidas na sua superfície. Por isso a compreensão dos mecanismos que controlam a adsorção de metais pelas argilas é de grande importância para um melhor entendimento do seu comportamento nos solos e sedimentos contaminados, podendo ajudar na otimização dos procedimentos de remediação ambiental.

Em ecossistemas agrícolas, a presença destes elementos pode prejudicar a produtividade das culturas e ainda possibilitar sua transferência para a cadeia alimentar e, conseqüentemente, causar danos à saúde humana. Estudos epidemiológicos têm indicado forte associação entre a ocorrência de certas doenças cardiovasculares e de câncer com a presença de metais pesados como Cd, Pb e outros (Méranger et al., 1981). No entanto o grau de toxicidade dos metais depende da dose e, ou, do tempo de exposição, da forma física e química do elemento e da via de administração (Tavares e Carvalho, 1992). Por esse motivo a determinação da concentração desses elementos é de suma importância em ambientes aquáticos e terrestres.

A contaminação do solo por metais pesados advém, principalmente, da deposição de lixo urbano domiciliar e industrial, da deposição atmosférica e das práticas agrícolas. O lixo é um grande problema ambiental. Sem

tratamento, contamina o solo, as águas, as plantas e prejudica a qualidade de vida da população. Em 1985, estimava-se que a produção média *per capita* de lixo domiciliar no Brasil se encontrava na faixa de 400 a 600 g/dia (Kiehl, 1985). Em 1994, 90 mil toneladas de lixo eram recolhidas diariamente, sendo que 59% eram despejadas a céu aberto, sem qualquer tratamento, e outros 30 a 50% não eram coletados (Farias et al., 1994). Estudos atuais sugerem que, em média, o Brasil gera 150 mil toneladas de lixo/dia e, segundo o IBGE, 75% deste montante são despejados em lixões a céu aberto. Esta prática propicia tanto a disseminação de doenças quanto a poluição dos mananciais próximos a estas áreas, pela lixiviação dos metais pesados presentes no chorume.

Normalmente, as concentrações dos micronutrientes e metais pesados na solução do solo são baixas, indicando que as reações de precipitação e dissolução não são os únicos processos envolvidos. A adsorção é o principal processo controlador da biodisponibilidade dos micronutrientes no solo, ocorrendo principalmente na fração argila. As principais superfícies reativas são os óxidos de Fe, Mn e Al; matéria orgânica e carbonatos, tais como calcita e dolomita. A calcita, um mineral freqüentemente encontrado na fração argila de solos de regiões áridas e semi-áridas, é uma importante superfície adsortiva para metais pesados (Tanji, 1996).

Diferentes mecanismos estão envolvidos na retenção dos metais pesados, entre eles estão: a adsorção não-específica, adsorção específica, complexação e co-precipitação.

A adsorção não-específica envolve apenas as forças de atração eletrostática e depende, principalmente, da densidade de cargas negativas na superfície dos colóides do solo, formando os complexos de esfera externa. A carga negativa dos minerais é balanceada por uma nuvem difusa de cátions, ou seja, os cátions ou contra-íons são atraídos eletrostaticamente pela superfície negativa havendo elevação da sua concentração próxima à superfície. Este mecanismo é reversível, controla a difusão, é estequiométrico e em muitos casos apresenta certa seletividade. Uma interpretação simples desta seletividade é que a superfície negativamente carregada favorece a adsorção de cátions de maior valência (atração coulômbica mais forte) e de menor raio hidratado (maior capacidade de aproximação à superfície negativamente carregada da argila) (Sposito, 1984).

Adsorção específica consiste na formação do complexo de esfera interna, que envolve a perda de pelo menos uma molécula de água da esfera de hidratação do íon, o que resulta em uma ligação direta do íon ao grupo funcional presente na superfície do mineral. Os complexos de esfera interna são tanto de natureza covalente como iônica, e ligam-se muito mais fortemente que os complexos de esfera externa (Sposito, 1984). Segundo McBride (1989), os cátions metálicos são capazes de se coordenar com grupamentos de superfície dos minerais, formando ligações que podem ter caráter parcialmente covalente. Alloway (1995) explica que este processo é dependente do pH e está relacionado com a hidrólise dos íons metálicos (M^{2+}), ou seja, os metais mais aptos a formar hidróxidos são adsorvidos especificamente em maior quantidade. Assim o valor de pK para a reação $M^{2+} + H_2O \rightleftharpoons MOH^+ + H^+$ determina o comportamento de adsorção de metais no solo.

Na literatura estão descritas diferentes seqüências de seletividade para a adsorção de metais pesados em diferentes adsorvatos (Quadro 1). Diversos pesquisadores observaram a mesma seqüência de adsorção em caulinita, illita e montmorilonita – $Cu < Zn < Co < Cd$ (Farrah e Pickering, 1976, 1977; Spark et al., 1995). Em geral, as características mais importantes que condicionam aspectos de seletividade dos colóides pelos metais são a valência, o raio iônico e a eletronegatividade. No entanto Pulls e Bohn (1988) acreditam que a seletividade para cátions metálicos pode ser explicada pelo princípio ácido-base de Lewis. Segundo este princípio, os ácidos fortes (alta eletronegatividade, baixa polaridade e pequeno raio iônico) reagem preferencialmente com as bases fortes. A água comporta-se como uma base muito forte, entretanto as argilas silicatadas comportam-se como base fraca e os óxidos de Fe como bases fortes. Conseqüentemente, as argilas demonstram preferência por Cd em relação ao Zn ou Ni, que, comparativamente, comportam-se como ácidos fortes e, portanto, preferencialmente adsorvidos por óxidos de Fe que se comportam como bases mais fortes. O poro ditrigonal na montmorilonita comporta-se como uma base mais forte do que as hidroxilas da caulinita e demonstram preferência por ácidos fracos como o Cd^{2+} . Segundo Srivastava e Gupta (1996) a retenção de Cd pela montmorilonita é pelo menos 5 vezes maior que pela caulinita.

Quadro 1. Seqüência de seletividade dos constituintes do solo por íons divalentes.

Adsorvente	Ordem de seletividade	Referência
Montmorilonita (Na)	Ca>Pb>Cu>Mg>Cd>Zn	Bittel e Miller (1974)
	Cd=Zn>Ni	Pulls e Bohn (1988)
Ilita (Na)	Pb>Cu>Zn>Ca>Cd>Mg	Bittel e Miller (1974)
Caulinita	Pb>Ca>Cu>Mg>Zn>Cd	Bittel e Miller (1974)
	Cd>Zn>Ni	Pulls e Bohn (1988)
Esmectita, vermiculita e caulinita	Zn>Mn>Cd>Hg	Stuanes (1976)
Albita	Zn>Cd>Mn>Hg	Stuanes (1976)
Óxidos de Fe:		
➤ Ferridrita	Pb>Cu>Zn>Ni>Cd>Co>Sr>Mg	Kinniburgh et al. (1976)
➤ Hematita	Pb>Cu>Zn>Co>Ni	Mackenzie (1980)
➤ goethita	Cu>Pb>Zn>Co>Cd	Forbes et al. (1976)
Argila marinha	Pb>Cu>Zn>Cd>Ca	Harmsen (1977)
Turfa	Pb>Cu>Cd=Zn>Ca	Bunzl et al. (1976)

FONTE: Alloway (1995)

A retenção de metais pelo solo é muito influenciada pela sua composição mineralógica. Em solos de regiões tropicais, onde predominam os óxidos de Fe e Al, a adsorção é bastante intensa pela ocorrência tanto de adsorções específicas como não-específicas (Gomes et al., 1997).

Gomes et al. (2001) e Fontes e Gomes (2003) estudando adsorção competitiva com diversos metais pesados para solos e matriz mineral de solos brasileiros, definiram as seqüências de adsorção mais comumente observadas como: Cr~Pb>Cu>Cd>Zn>Ni.

O processo de adsorção de metais por aluminossilicatos, similar aos óxidos, é dependente do pH, apresenta relação qualitativa entre a formação de MOH⁺ e o pH no qual ocorre a adsorção (Farrah e Pickering, 1979); envolve duas etapas, uma rápida e uma mais lenta (Jardine et al., 1985) e apresenta dois tipos de espécies adsorvidas, uma facilmente dessorvida e outra de difícil remoção (Elgabay, 1950; Tiller e Hodgson, 1962; Farrah e Pickering, 1976).

Todavia, diferentemente dos óxidos, a caulinita, por exemplo, apresenta três tipos de superfície nas quais pode ocorrer a adsorção. O plano de oxigênio associado com sílica (tetraedro), o plano de hidroxila associado com alumínio (octaedro) e as bordas formadas pela estrutura irregular ou incompleta das camadas de sílica e alumínio. No entanto não está claro na literatura qual destas superfícies está envolvida no processo de adsorção. Por causa desta complexidade, alguns pesquisadores têm relacionado, quantitativamente, a medida das propriedades de superfície da caulinita com

sua capacidade de adsorver íons (Zachara et al., 1988, Ward e Bassett, 1990; He et al., 1997). Em todos estes estudos, a adsorção tem sido modelada com sucesso em relação a composição dos sítios $\equiv\text{SiOH}$ e $\equiv\text{AlOH}$.

Três características peculiares dos aluminossilicatos têm sido consideradas na interpretação da adsorção pela caulinita (Spark et al., 1995):

1. A adsorção na caulinita pode envolver uma ou todas as faces expostas de Al e Si e as bordas.

2. A floculação das suas partículas pode inibir a adsorção de metais pela diminuição da área disponível para a adsorção.

3. A solubilidade do Al (baixo pH) e do Si (alto pH) pode afetar as características de superfície da caulinita e, por conseguinte, suas características. O Al^{3+} ou Si^{4+} dissolvidos podem reprecipitar, causando uma mudança na natureza da superfície adsorvente, ou estas espécies podem competir com metais divalentes pelos sítios de adsorção.

As argilas 2:1, como a illita e a montmorilonita, apresentam dois tipos de sítios disponíveis para a adsorção de metais. As cargas negativas permanentes, resultantes da substituição isomórfica nos tetraedros de Si e nos octaedros de Al, interagem com os metais de forma eletrostática levando à formação dos complexos de esfera externa. Já as cargas dependentes de pH, resultado da quebra das ligações Si-OH e Al-OH nas arestas do mineral, promovem a formação de complexos de esfera interna (McBride, 1984). Metais como Cd, Cu, Zn e Ni formam, no mínimo, dois tipos de complexos superficiais nas camadas de silicatos (Zipper et al., 1988; Bank et al., 1989; Zachara et al., 1993). Estes incluem os complexos de esfera externa no plano basal (Sposito, 1984) e os complexos em coordenação com grupos SiOH ou AlOH expostos nas bordas dos minerais (Peigneur et al., 1975; Inskeep e Baham, 1983). Embora as ligações nas bordas sejam reconhecidas por influenciar na adsorção de metais nas camadas das argilas 2:1, sua contribuição não têm sido bem documentada. Zipper et al. (1988) utilizando caulinita, vermiculita com K, biotita, montmorilonita e montmorilonita com carga reduzida para evidenciar a contribuição das bordas ou dos sítios das bordas para adsorção de Cd, concluíram que a adsorção altamente seletiva de Cd ocorreu nas bordas do mineral.

A presença destes diferentes tipos de sítios de adsorção pode levar a diferentes tipos de mecanismos de retenção. Nos sítios de carga dependente de pH, tanto a formação de complexos de esfera interna, quanto a quimiossorção podem acontecer. A quimiossorção forma complexos de esfera interna, através da troca de ligantes, onde os íons metálicos formam ligações químicas com a superfície da argila pela ligação com íons hidróxi (Sposito, 1989).

O pH é um fator muito importante no controle da concentração de metais na solução do solo (Amaral Sobrinho et al., 1997), tendo influência na adsorção de Hg pela caulinita (Sarkar et al., 2000) e pela sílica (Bonnissel-Gissing et al., 1999). Farrah e Pickering (1978) encontraram pequeno efeito do pH na adsorção de Hg pela illita e pela caulinita em pH alcalino. Os mesmos resultados foram encontrados por Sarkar et al. (2000) para caulinita. O aumento da concentração de íons OH^- na solução, com conseqüente aumento do pH, pode contribuir para a diminuição na adsorção de Hg, particularmente, se ambos os ligantes estão competindo pelo mesmo grupo funcional. Mattigood et al. (1985) concluíram que a diminuição da adsorção de B em pH elevado foi devido à competição entre OH^- e $\text{B}(\text{OH})_4^-$ pelos sítios de adsorção. O pH do solo também tem grande influência na adsorção específica de Cu.

A adsorção de Zn cresce com o aumento da CTC, do conteúdo de argila, do conteúdo de matéria orgânica, do pH e na presença de carbonato de cálcio. As argilas silicatadas adsorvem Zn de forma não-específica às suas cargas negativas. Nas argilas de baixa superfície específica, o Zn ocupa os sítios de alta afinidade (sítios das bordas fracamente ácidos), mas naquelas de elevada superfície específica, ocupa os sítios de baixa afinidade (sítios de carga permanente) (Garcia-Miragaya et al., 1986) A formação de complexos entre grupos OH^- desprotonados de argilas e Zn também tem sido indicada por Abd-Elfattah e Wada (1981) como responsável pelo processo de adsorção de Zn. A adsorção específica de Zn por argilas pode ocorrer por meio do preenchimento de posições não ocupadas pelo Al na camada octaedral da montmorilonita ou por substituição de Mg^{2+} na camada octaedral da vermiculita (Elgabaly, 1950). Já em solos com altos valores de pH, a retenção irreversível do Zn pode ocorrer mediante sua precipitação na forma de $\text{Zn}(\text{OH})_2$.

Curtin et al. (1980) medindo a adsorção para Cu em 20 solos calcários, ajustaram a equação de Langmuir, sendo que a adsorção máxima variou de 1712 a 4317 mg kg⁻¹ e correlacionou-se ($r=0,96$) com a CTC.

Em pH menor que 6,5 e baixa força iônica ($i < 0,01 \text{ mol L}^{-1}$) o Cd é retido, principalmente, pela troca de íons nas camadas silicatadas, enquanto em pH maior que 6,5 e maior força iônica ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$), a retenção é devido à sorção de Cd em grupamentos OH nas arestas das camadas silicatadas e nos óxidos de Fe e, ou Al, ou troca de CdOH⁺ nos sítios de carga fixa das camadas silicatadas (Zachara et al. 1992). Sítios de alta densidade de cargas são supostamente os que adsorvem Cd mais fortemente (Zipper et al., 1988).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização geral da área

3.1.1. Localização e tipo de solo

A área de estudo, correspondente a trechos do estuário do rio Apodi/Mossoró, localiza-se nos municípios de Mossoró, Grossos e Areia Branca entre os paralelos 4° 56' e 5° 15' S e os meridianos 37° 26' e 37° 04' W Gr, na microrregião de Mossoró, mesorregião do Oeste potiguar.

Os solos predominantes nesse halobioma anteriormente classificados como Solonchack Solonézico, Solonetz Solodizados e Solos Indiscriminados de Mangue (BRASIL, 1968), no atual Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999) são classificados como Gleissolos Sálcos (GZ) e Gleissolos Tiomórficos órticos (GJo). Nestes últimos, predominam os manguezais típicos da faixa litorânea do Estado do Rio Grande do Norte e da porção oriental do Ceará. Em ambos, ocorrem elevados teores de sódio trocável e solúvel medidos, respectivamente, no complexo sortivo e no extrato de saturação. A condutividade elétrica (CE), quando o ambiente se torna completamente inóspito à vegetação, mesmo a halófita, alcança valores superiores a 250 dS/m.

As áreas dominadas por GZ e GJo no Rio Grande do Norte somam juntas 104.610 ha com aproximadamente 82% dessa área coberta por GZ, onde o “Deserto Salino” se estabelece com maior frequência. As ocorrências mais expressivas do “Deserto Salino” no Rio Grande do Norte se encontram em vasta área dos ambientes estuarinos dos rios Açu (proximidades dos municípios de Pendências e Porto do Mangue) e Mossoró (áreas limítrofes dos municípios de Grossos e Mossoró). No estuário do rio Apodi/Mossoró tem-se uma extensão aproximada de 236.000 ha, da qual o “Deserto Salino” ocupa aproximadamente 54.600 ha, que corresponde a cerca de 64% da área dominada pelos Gz (Fernandes, 1998).

3.1.2. Clima e vegetação

O clima, de acordo a Classificação de Köppen, é do tipo BShw', caracterizando-se por ser muito seco, muito quente e com estação chuvosa no outono, concentrada nos meses de fevereiro a maio, o que caracteriza uma distribuição irregular (Lima, 1974).

De acordo com os dados registrados pela Estação Climatológica "Jerônimo Rosado" da ESAM - RN, as médias anuais de temperatura e umidade relativa do ar, dos últimos 5 anos, são de 28 °C e 67%, respectivamente. A evaporação, medida pelo tanque Classe A, apresenta valor médio anual de 2738 mm, enquanto a precipitação média anual é de aproximadamente 675 mm, variando entre 500 e 700 mm, com um déficit hídrico médio em torno de 2.063 mm. Segundo Lima (1974), as regiões de Mossoró e Grossos apresentam ainda um clima do tipo Aw' nas suas porções ocidentais.

Os ventos constantes permanecem numa mesma direção durante a maior parte do ano, com velocidades maiores nos períodos mais secos, de setembro a janeiro, e tendo como direção predominante NE. Nesse período, são registrados os maiores valores de radiação global, e, conseqüentemente, o aquecimento diferenciado da superfície do solo, originando diferentes gradientes de temperaturas e pressão (Chagas, 1997). Além disso, nas épocas secas, a nebulosidade torna-se muito baixa, os ventos ficam secos e com elevada velocidade média (Mendes, 1997).

A vegetação característica é a caatinga hiperxerófila, caracterizada por extrato arbóreo e, ou arbustivo de porte variável e caráter xerófilo, com grande quantidade de plantas espinhosas, cactáceas e bromeliáceas. Nas áreas transicionais para o "Deserto Salino" a vegetação apresenta espécies altamente tolerantes à salinidade. E, nas áreas de tensão ecológica, existem resquícios da mata ciliar de carnaubeira (*Copernicia cerifera*) e vegetação tipo parque de Algaroba (*Prosopis juliflora*), além de cactáceas como o xique-xique (*Pilocereus gounellei*), facheiro (*Pilosocereus* sp) e euforbiáceas como o pinhão (*Jatropha pohliana*) e outras espécies típicas dos fitobiomas da caatinga como o velame (*Croton campestris*) e a jurema preta (*Mimosa tenuiflora* Benth), o mufumbo (*Combretum leprosum* Mart.), a faveleira (*Cnidocolus phyllacanthus* (Mueel. Arg)), marmeleiro (*Croton sonerianus* (Mueel. Arg)). O substrato

herbáceo se constitui, muitas vezes, no único pasto disponível nas áreas mais próximas do “Deserto Salino”, sendo fonte protéica alternativa para pequenos animais criados extensivamente na região. Em longos períodos de estiagem, essa vegetação, associada ao substrato de algumas gramíneas e ciperáceas, é intensamente consumida por estes animais.

3.1.3. Geologia e Geomorfologia

A área estudada situa-se em sedimentos argilo-siltosos formados em decorrência de acumulações flúvio-marinhas recentes, isto é, no período Holocênico, também chamado de pós-glaciação, sendo caracterizado pela ocorrência de todas as espécies vegetais e animais atuais (BRASIL, 1971).

A área localiza-se na bacia Potiguar, situada no extremo nordeste do Brasil e ocupando a metade setentrional do Rio Grande do Norte e a região sudeste do Ceará.

Denomina-se grupo Apodi ao pacote de sedimentos constituído de arenitos e calcário aflorantes na bacia costeira do Rio Grande do Norte. Este grupo é subdividido em duas unidades: calcário Jandaíra (seção superior) e o Arenito Açú (seção inferior). A formação Jandaíra também conhecida como calcário Jandaíra caracteriza-se tanto em superfície como em subsuperfície, pela predominância de carbonatos marinhos. Na parte central da bacia ocorre uma fácies dolomítica, representada por dolomitos, creme-acastanhados, microcristalinos a recristalizados, com intercalações de coquina e arenitos calcíferos, gradacionais e calcários clásticos e dolomíticos. Ocasionalmente ocorrem intercalações de anidrita. Para Oeste, a formação Jandaíra consiste de calcários creme-claros e esbranquiçados e calcários microcristalinos, localmente nodulosos, coquinoideais, com bancos fossilíferos. Intercalados, ocorrem horizontes arenosos com estratificação cruzada. Localmente o calcário torna-se margoso com intercalações de folhelho preto e carbonoso. Para Leste, a seção é composta de arenitos argilosos, cinzentos calcíferos com abundantes fragmentos de moluscos. Em subsuperfície, a espessura da Formação varia de 250 a 300 m. O contato inferior da formação Jandaíra com os sedimentos Açú é gradacional enquanto o contato superior com os sedimentos terciários é discordante. A fauna, representada,

predominantemente, por ostracoides e foraminíferos, sugere ambiente de deposição marinho, de águas rasas e agitadas em zonas neríticas.

O relevo do estuário do Rio Mossoró-Apodi é dominado por uma planície de sedimentação flúvio-marinha, colmatada por material argiloso, que se estende desde a embocadura na altura de Areia Branca até próximo a Mossoró, cerca de 35 km para o interior, apresentando altitudes inferiores a cinco metros, que vão descendo suavemente de Mossoró até o nível do mar em Grossos e Areia Branca, consistindo o que se chama estuário afogado (Filgueira, 1994).

3.2. Seleção, coleta, preparo e análises do solo

As áreas foram plotadas em imagens de satélite (LandSat TM7) empregando-se um GPS portátil para inserção dos pontos e confecção dos mapas com isolinhas das variáveis estudadas. Nestas foi usada a interpolação tipo *Krigagem*, como definido em Fuks (1998) e Vieira (2000).

A seleção da área foi feita seguindo-se locais característicos onde há diferenças consideráveis nos níveis de salinidade. Dentro da área escolhida foram selecionados dois locais de amostragens com dimensões de 250 x 200 m (5,00 ha) na área 1 (Vertissolo Hdromórfico) e 250 x 250 m (6,25 ha) na área 2 (Gleissolo Sáfico), onde foram selecionadas 60 unidades amostrais. O critério para diferenciação dos locais foi a presença ou ausência de vegetação halomórfica nativa da região perrixiu (*Iresine portulacóides*) e, ou breo (*Portulaca grandiflora*).

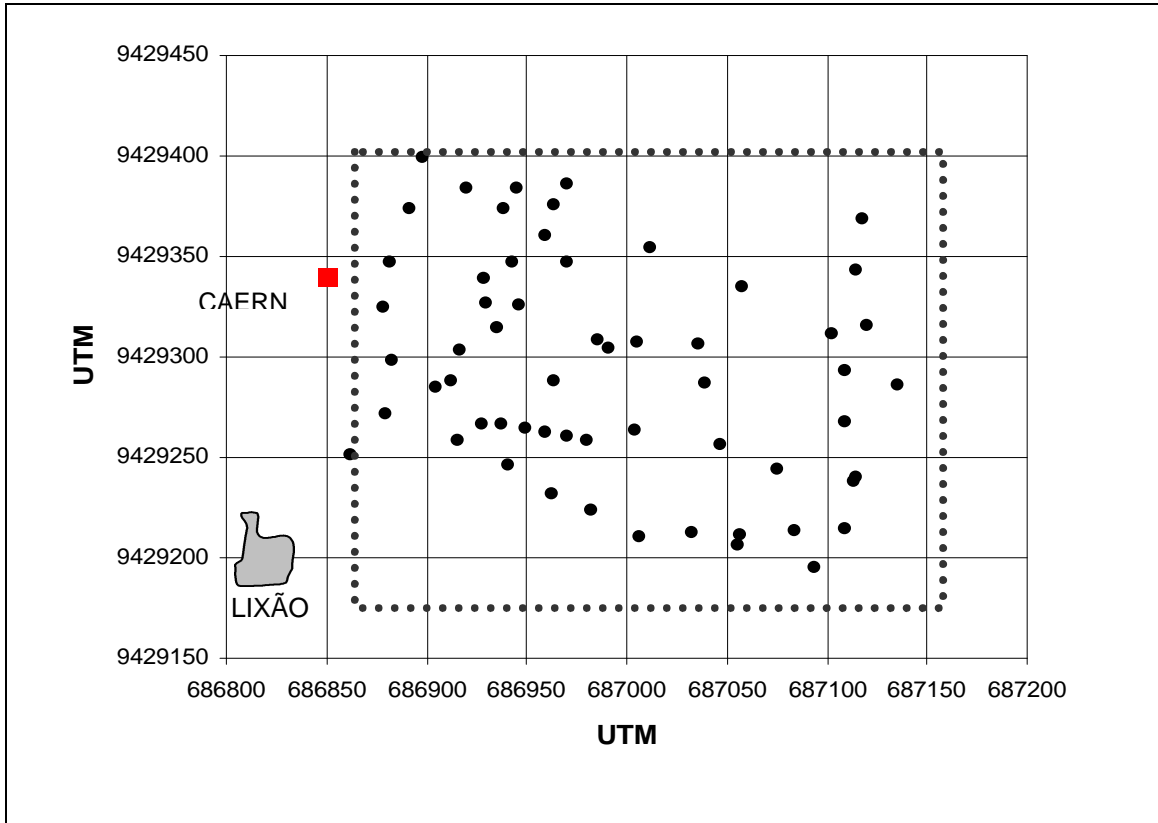


Figura 5. Distribuição dos pontos de coleta na área 1 (Vertissolo Hidromórfico).

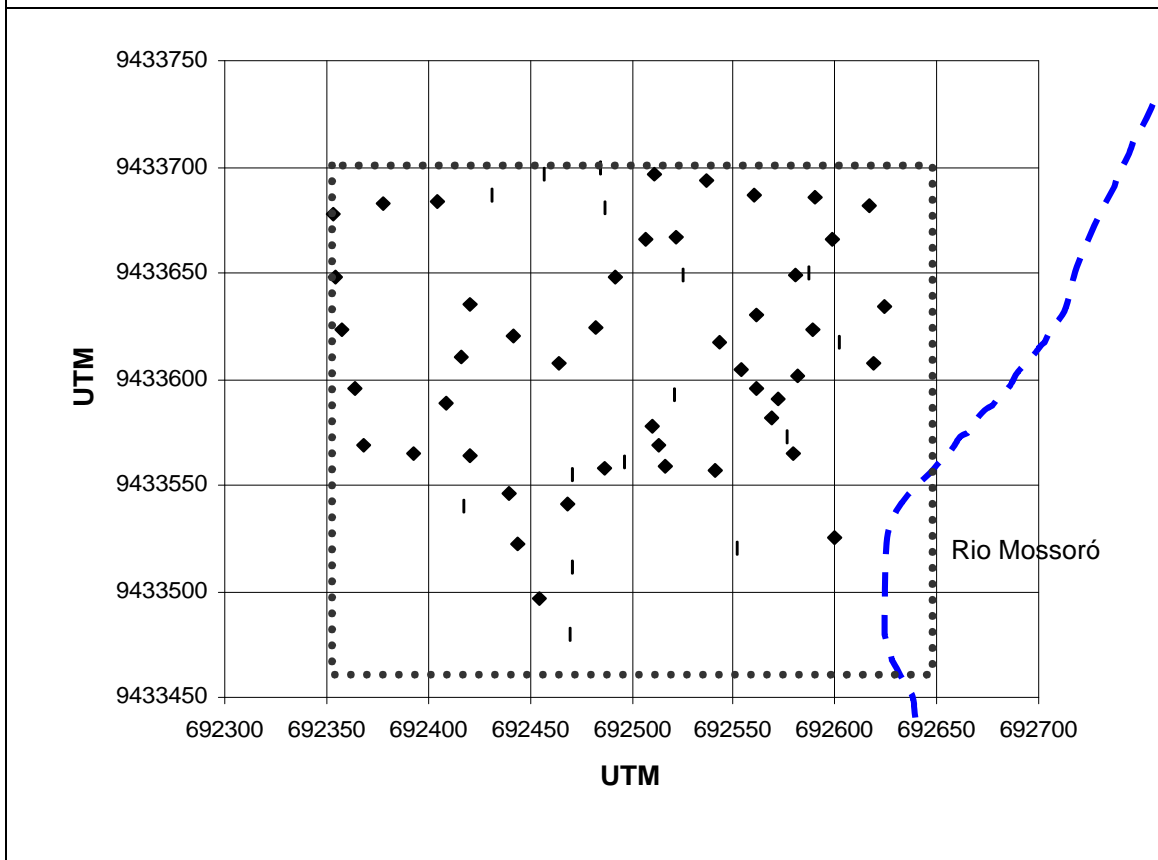


Figura 6. Distribuição dos pontos de coleta na área 2 (Gleissolo Sáfico).

Em cada local foi aberta uma trincheira, as camadas morfológicamente distintas foram coletadas e a classificação dos solos foi feita de acordo com EMBRAPA (1999). Para a trincheira da área 1, além deste sistema de amostragem, fez-se coleta de amostras em camadas delgadas. Além dessas, foram retiradas 60 amostras superficiais com volume de 1 dm³, na profundidade de 0 a 5 cm, por percorrimto aleatório de ambas as áreas. Posteriormente, as amostras coletadas foram secas ao ar e passadas em peneiras de 2 mm (TFSA). As coletas foram realizadas no período do ano onde ocorrem as maiores taxas de evapotranspiração potencial (meses de setembro a outubro de 2000). A pluviometria acumulada nos últimos doze meses foi de 353,70 mm.

Quadro 2. Dados meteorológicos coletados na Estação Climatológica “Jerônimo Rosado” da ESAM - Mossoró, RN, no período de 1992 a 2001.

mês	Dados meteorológicos				Ventos	
	TMáx (° C)	Tmín (° C)	UR (%)	P (mm)	V (m/s)	Direção
Jan	34,40	23,89	70,09	47,77	4,10	NE
Fev	34,47	23,99	71,50	63,65	3,96	NE
Mar	33,67	23,30	76,26	159,35	3,22	NE
Abr	32,96	23,65	78,71	152,65	2,13	NE
Mai	33,42	22,95	75,59	75,50	2,44	SE
Jun	33,30	22,26	68,69	23,77	3,31	SE
Jul	33,44	21,85	64,96	24,30	3,23	SE
Ago	34,56	21,90	61,99	4,04	4,10	SE
Set	35,15	22,77	60,84	4,31	5,09	SE
Out	35,30	23,36	61,50	0,47	5,37	NE
Nov	34,60	23,24	63,86	3,59	5,14	NE
Dez	34,71	23,84	66,05	10,96	4,92	NE

3.2.1. Análises Físicas

A composição granulométrica foi determinada com o uso do dispersante hexametáfosfato de sódio e argila dispersa em água pelo método da pipeta; todos segundo metodologia da EMBRAPA (1997). A curva característica de retenção de água foi determinada pelo método da placa e membrana de pressão (Richards, 1949).

A determinação da argila dispersa em água e da curva característica de retenção de água foi realizada apenas nas amostras coletadas nos perfis.

3.2.2. Análises Químicas

3.2.2.1. Rotina

O carbono orgânico (C) foi determinado pelo método de WALKLEY-BLACK (Defelippo e Ribeiro, 1997). O potássio (K) e sódio (Na) trocáveis foram determinados por fotometria de chama, após extração com solução Mehlich-1 (HCl 0,05 mol/L + H₂SO₄ 0,025 mol/L), enquanto o cálcio (Ca), magnésio (Mg) e alumínio (Al) trocáveis por extração com KCl 1mol/L. O Ca e o Mg foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica e o Al por titulometria. A acidez potencial (Al + H) foi avaliada por extração com acetato de cálcio 0,5 mol/L a pH 7,0. O fósforo (P) disponível foi determinado por colorimetria usando ácido ascórbico como redutor, após a extração com Mehlich-1. Nas amostras dos perfis, além das análises anteriormente citadas, determinou-se o P-remanescente segundo metodologia descrita por Alvarez V. et al. (2000), o pH em água e a condutividade elétrica (CE) nas relações solo:solução de 1:1, 1:2,5; 1:5; 1:7,5 e 1:10. Nas amostras superficiais, o pH em água foi determinado nas relações 1:2,5; 1:5 e 1:10 e a CE nas relações 1:5 e 1:10 de solo:solução.

Para medição da CE na relação 1:1 amostras de 25 cm³ de TFSA foram colocadas em tubos de centrífuga de 50 mL, com 24 mL de água deionizada, depois foram submetidas a agitação por 15 minutos em agitador horizontal a 180 rpm. Após este procedimento, as amostras foram colocadas em repouso por um tempo aproximado de 1 hora até que parte da argila suspensa decantasse (Richards, 1954). Em seguida as amostras foram agitadas novamente por 5 minutos e centrifugadas por 10 minutos a 5.000 rpm. O sobrenadante foi filtrado em papel de filtragem lenta previamente umedecido em 1 mL de água deionizada e as leituras efetuadas em condutivímetro. Para as demais relações foram utilizados os mesmos procedimentos com exceção da filtragem.

3.2.2.2. Extração dos micronutrientes e metais pesados

Para extração de cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb), cromo (Cr), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe) utilizou-se Mehlich-1 e DTPA-TEA como extratores e a determinação dos seus teores foi feita por

espectrofotometria de absorção atômica. O Boro (B) foi extraído em água quente com aquecimento em microondas segundo metodologia descrita por Abreu et al. (1994) e quantificado pelo método da Azometina-H (Wolf, 1974). A extração foi feita em todas as amostras de solo coletadas.

Por causa da extração pelo ataque triácido ser mais laboriosa e demorada, utilizou-se apenas em 30 amostras de cada local de amostragem com a intenção de fazer o mapeamento dos teores totais de micronutrientes e metais pesados, em toda a área, por meio da técnica de co-krigagem.

Total (T) – Em amostra de 0,5 g de solo seco em estufa, adicionaram-se 10 mL de ácido Fluorídrico, 8 mL de ácido nítrico e 2mL de ácido clorídrico concentrado. Em seguida, as amostras foram submetidas à pressão de 110 psi, em forno microondas por 70 minutos. Após o resfriamento adicionou-se 5 mL de ácido bórico a 3% e o volume foi completado para 50 mL com água destilada em balão volumétrico. Todos os extratos obtidos foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica.

Mehlich-1 - O extrator Mehlich-1 (0,0125 mol/L de H₂SO₄ + 0,05 mol/L de HCl) foi utilizado na relação solo:solução de 1:10 com agitação por 5 min, filtrando-se o sobrenadante (De Filippo e Ribeiro, 1997).

DTPA - Foi utilizado na relação solo:solução de 1:2, sendo a solução extratora constituída por 0,005 mol/L de DTPA, 0,1 mol/L de TEA (trietanolamina) e 0,01 mol/L de CaCl₂, pH 7,3 (Lindsay e Norvell, 1978). As amostras de solo mais extrator foram agitadas por 2 h e filtradas para determinação das concentrações dos micronutrientes.

Água quente - Amostras de 10 cm³ de solo, 20 mL de água e 0,5 cm³ de carvão ativado foram colocadas em sacos de polipropileno com dimensões de 15,5 x 25 cm. Os sacos foram selados em seladora e foram feitas pequenas perfurações na parte superior deles para reduzir a pressão durante o aquecimento. As amostras foram aquecidas por um período de quatro minutos sob potência de 640 W e cinco minutos sob potência de 480 W em um forno microondas de 45 L de capacidade e potência máxima de 900 W. Após o resfriamento dos sacos, aproximadamente 30 minutos, o seu peso foi corrigido

com água destilada para o peso antes do aquecimento e os extratos foram filtrados em papel de filtragem lenta.

A determinação de B foi feita utilizando-se um colorímetro, com a adição de 1 mL de solução tampão, 1 mL da solução de azomethina-H e 4 mL do extrato; as leituras foram feitas no comprimento de onda de 420 nm.

3.2.3. Análises Mineralógicas

As frações areia, silte, argila foram separadas segundo Mckeague (1978) e seus componentes identificados por difratometria de raios-X. Como dispersante químico utilizou-se o Hexametáfosfato de sódio, tamponado a pH 7,0. As amostras utilizadas correspondem aos horizontes identificados nos perfis de solo de cada área amostrada.

Na fração grosseira do solo (areia + silte), foi dado ênfase, principalmente, à identificação de minerais com potencial para contribuir na salinização ou alcalinização do solo. As amostras foram preparadas em lâminas de vidro, orientadas no caso das argilas, e em pó no caso da areia e silte. A fração argila foi submetida a tratamentos específicos de saturação com potássio, magnésio e magnésio + glicerol, e com tratamentos térmicos a 350 °C e 550 °C para as lâminas saturadas com K. (Whitting, 1965).

3.3. Análise estatística

3.3.1. Análise descritiva

Os momentos estatísticos foram estimados com o *software* Statistica versão 5.0 (Statsoft, 1999). Para cada uma das características estimaram-se: (a) Média (M), (b) Mediana (Med), (c) desvio padrão (DP), (d) Valores máximos (Max) e mínimos (Min), (e) Coeficiente de Assimetria (A), (f) erro padrão do coeficiente de assimetria (EA), (g) coeficiente de curtose (C), (h) erro padrão do coeficiente de curtose (EC), (i) Coeficiente de variação dos dados (CV).

Foram também elaborados os gráficos de distribuição de freqüência absoluta e gráficos de probabilidade acumulada. A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov (KS).

Com o objetivo de fazer comparações visuais entre as posições espaciais dos valores das diversas características, na área experimental, o *software* GS+ versão Beta (Robertson, 1998), a partir dos momentos estatísticos subdividiu os dados em quatro quartis.

3.3.2. Correlação entre as variáveis estudadas

Através do *software* Statistica versão 5.0 estimou-se os coeficientes de correlações lineares, entre as variáveis estudadas dentro da malha da amostragem. Com esse procedimento buscou-se conhecer a interdependência entre as variáveis e avaliar a possibilidade do uso da co-krigagem.

3.3.3. Geoestatística

A função semivariância foi calculada para todas as direções com o objetivo de perceber a presença de dependência espacial dos dados utilizando-se o *software* GS+ versão Beta. Em seguida, buscou-se a presença de anisotropia na área, ou seja, variações espaciais com diferentes intensidades conforme a direção tomada para o estudo, para as mesmas variáveis estudadas. Para tanto a função semivariância foi calculada para quatro diferentes direções (Figura 7).

Para se calcular a função semivariância para todas as direções (semivariograma isotrópico) pode ser tomado qualquer ângulo de direção entre 0° e 180° , desde que o ângulo de tolerância seja de 90° . Na determinação da anisotropia, a função semivariância foi calculada para os ângulos de direção: 0° , 45° , 90° e 135° , com $22,5^\circ$ de tolerância. A escolha do valor do ângulo de tolerância e das distâncias usadas na construção dos semivariogramas tem por finalidade conseguir um maior número de pares de pontos possíveis, principalmente em áreas irregularmente espaçadas com um menor número de amostras.

Os semivariogramas apresentam na abcissa os valores da distância em metros e na ordenada são plotados os valores da função semivariância para cada classe de distância.

Os mapas de isolinhas e os probabilísticos foram elaborados pelo *software* SURFER 6.0 (Landim et al., 2002; Landim e Sturaro, 2002), utilizando-

se as informações provenientes dos semivariogramas durante o processo de krigagem na interpolação dos dados.

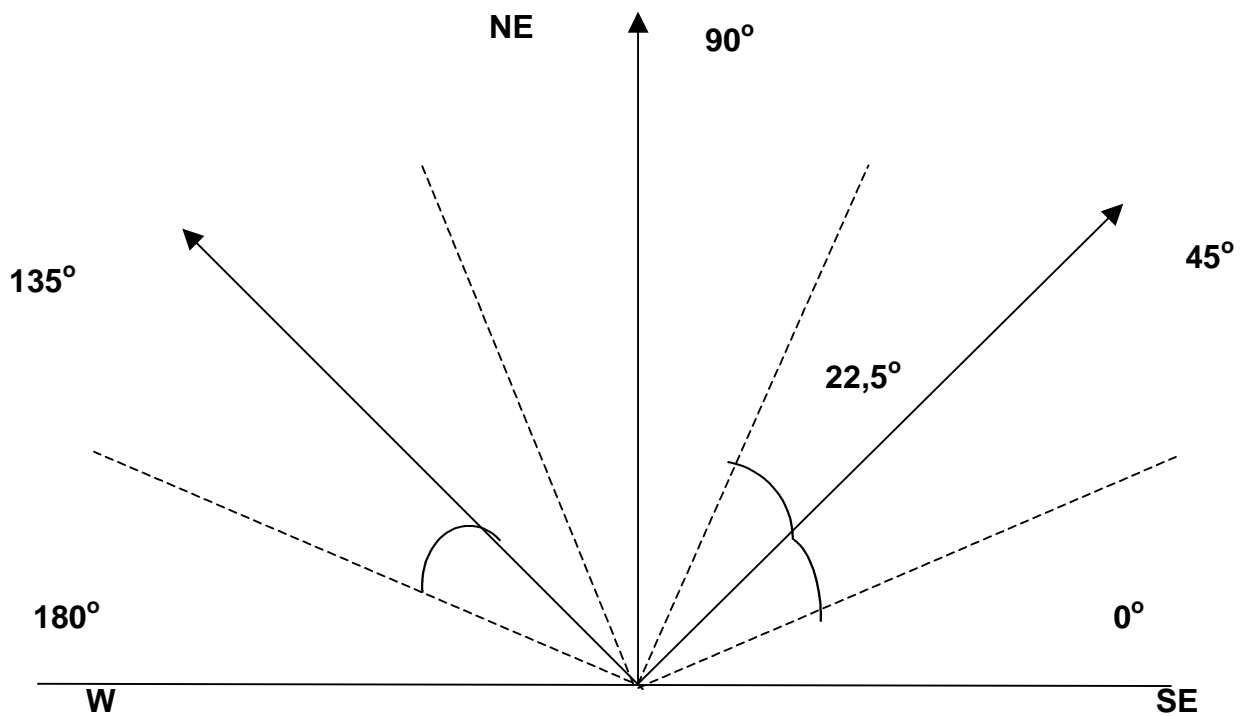


Figura 7. Ângulos utilizados para otimização da função semivariância, visando a determinação da anisotropia.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise descritiva dos dados

4.1.1. Características químicas

A primeira abordagem dos dados foi feita mediante observação dos valores mínimo e máximo e, conseqüentemente, a amplitude de variação. A análise estatística dos dados iniciou-se com a estimativa da sua média para representar a amostra da população (Quadro 3).

Os coeficientes de assimetria e curtose foram utilizados para avaliar se os dados seguiam distribuição normal. Quando os dados seguem perfeitamente a curva de distribuição normal os valores dos coeficientes de assimetria e curtose devem ser de 0 e 3 respectivamente (Fonseca e Martins, 1993). No entanto, alguns programas, como é o caso do GS⁺ e do Statistica, padronizam o valor do coeficiente de curtose em zero. Os coeficientes de assimetria e curtose (Quadro 3) indicam que nem todas as variáveis apresentaram distribuição normal.

Os valores de pH (1:2,5), em água, das amostras variaram de 6,53 a 8,13 e de 6,07 a 8,03 no Vertissolo Hidromórfico e no Gleissolo Sáfico respectivamente (Quadro 3). Esses valores são classificados de acidez fraca e alcalinidade elevada e estão dentro do intervalo encontrado por Fernandes (1998) estudando solos da mesma região. Os seus coeficientes de variação foram de 3,66% e 3,18%, o que permitiu classificar os valores, nas duas áreas, como de baixa variabilidade (Warrick e Nielsen, 1980) como foi observado também por Oliveira et al. (1999) e Silva (2001). O pH medido nas relações (1:5) e (1:10) também apresentou baixa variabilidade, mas a média dos valores foi mais elevada. O coeficiente de curtose e o teste de Kolmogorov-Smirnov (KS) ao nível de 1% de significância, mostraram que a distribuição dos dados segue a curva normal, em ambas as áreas estudadas para as três relações solo:água utilizadas (Figura 8).

Quadro 3. Estatísticas descritivas das características químicas e físico-químicas na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

Variável	Min	Max	M	Med	Dp	A	EA	C	EC	CV (%)
Vertissolo Hidromórfico										
pH (1:2,5)	6.53	8.13	7.38	7.38	0.28	-0.86	0.31	2.51	0.62	3.75
pH (1:5)	7.59	8.77	8.29	8.29	0.26	-0.58	0.36	0.51	0.71	3.11
pH (1:10)	8.03	8.94	8.49	8.47	0.21	-0.11	0.36	-0.39	0.71	2.53
CE (1:5)	0.45	12.11	3.95	2.65	3.46	0.65	0.32	-0.95	0.63	87.65
CE (1:10)	0.34	7.00	2.64	1.54	2.33	0.59	0.36	-1.33	0.71	88.11
C (dag/ kg)	0.50	2.04	1.13	1.10	0.30	0.62	0.32	0.67	0.62	26.54
Ca (cmol _e /dm ³)	1.46	6.62	3.42	3.44	0.95	0.71	0.32	1.93	0.63	27.63
Mg (cmol _e /dm ³)	1.00	8.24	4.09	3.78	1.59	0.65	0.32	0.06	0.63	38.79
K (mg/dm ³)	85,87	644,55	379,23	378,60	115,70	-0.30	0.32	0.17	0.63	30.51
Na (cmol _e /dm ³)	2.86	59.59	17.01	11.84	13.40	0.85	0.31	0.10	0.62	78.75
P (mg/dm ³)	27.99	91.23	51.80	49.05	13.93	1.29	0.32	1.89	0.63	26.89
B (mg/dm ³)	0,53	2,87	1,20	1,06	0,53	1,55	0,32	2,09	0,62	44,17
S (cmol _e /dm ³)	9.21	71.93	25.91	21.86	14.10	0.81	0.32	0.30	0.63	54.43
t (cmol _e /dm ³)	10.34	72.34	26.89	22.44	13.65	0.88	0.32	0.48	0.63	50.76
V (%)	72.82	100.00	94.28	97.34	6.54	-1.66	0.32	2.44	0.63	6.94
TNa (%)	20.52	88.60	56.05	59.30	21.07	-0.16	0.32	-1.36	0.63	37.59
Gleissolo Sáfico										
pH (1:2,5)	6.70	8.03	7.55	7.60	0.24	-1.11	0.31	1.89	0.61	3.23
pH (1:5)	7.69	8.90	8.28	8.30	0.24	-0.26	0.40	1.88	0.78	2.84
pH (1:10)	7.64	9.08	8.37	8.40	0.27	-0.49	0.40	2.77	0.78	3.21
CE (1:5)	0.60	51.00	14.37	11.68	10.85	1.83	0.32	3.08	0.63	75.50
CE (1:10)	0.53	19.45	9.27	8.60	4.51	0.24	0.40	-0.45	0.78	48.63
C (dag/ kg ⁻¹)	0.51	1.81	1.00	0.98	0.27	0.83	0.31	1.30	0.61	26.51
Ca (cmol _e /dm ³)	1.15	5.14	2.51	2.32	0.96	0.94	0.31	0.31	0.61	38.38
Mg (cmol _e /dm ³)	1.11	8.50	3.30	3.07	1.73	1.00	0.31	0.91	0.61	52.57
K (mg/dm ³)	163,80	908,70	362,70	319,80	136,50	1.26	0.31	2.93	0.61	37.92
Na (cmol _e /dm ³)	3.12	134.74	52.78	46.66	26.90	0.62	0.31	0.24	0.61	50.96
P (mg/dm ³)	49.93	121.06	85.23	85.47	14.11	-0.18	0.31	0.43	0.61	16.55
B (mg/dm ³)	0,46	7,39	1,34	1,07	1,07	3,70	0,31	17,78	0,61	79,85
S (cmol _e /dm ³)	9.66	146.14	59.52	51.14	28.30	0.67	0.31	0.27	0.61	47.54
T (cmol _e /dm ³)	9.82	146.22	60.01	51.49	28.18	0.66	0.31	0.26	0.61	46.96
V (%)	95.88	100.00	98.85	99.06	0.97	-1.33	0.31	1.85	0.62	0.98
TNa (%)	31.80	93.11	85.25	88.16	9.88	-3.64	0.31	16.12	0.61	11.59

Min-mínimo; Max-Máximo; M-média; Méd-mediana, DP-desvio padrão; A-assimetria; EA-erro padrão da assimetria; C-curtose; EC-erro padrão da curtose; CV-coeficiente de variação.

A CE (1:5) apresentou valores variando de 0,45 a 12,11 dS/m (CV=87,59%) e 0,60 a 51,00 dS/m (CV=75,56%) no Vertissolo Hidromórfico e no Gleissolo Sáfico, respectivamente, indicando grande variabilidade dos dados (Quadro 3). Para CE (1:10) também se encontrou alta variabilidade, com intervalos de 0,34 a 7,00 dS/m (CV=48,63%) e 0,53 e 19,46 dS/m (CV=88,11%) respectivamente (Quadro 3).

Na região semi-árida, é comum encontrar valores tão elevados de CE na camada superficial do solo, principalmente na época do ano em que foram coletadas as amostras (trimestre mais seco). Nesse período, a taxa de evapotranspiração é muita elevada e a precipitação, quando ocorre, é muito baixa produzindo um elevado déficit hídrico na região. A área estudada apresenta uma elevada incidência de radiação solar e intensa insolação, com mais de 2.500 horas anuais (Amorim et al., 1983), contribuindo para as elevadas taxas de evapotranspiração que podem alcançar valores acima de 1.760 mm (Filgueira, 1994).

O acúmulo de sais em terras mais secas, freqüentemente, ocorre onde o lençol freático chega à superfície do solo em resposta à mudança no padrão de extração da água entre colheita/vegetação (Camacher, 1975), desmatamentos (Oliveira, 1988) ou pela flutuação natural do lençol em função de inundações periódicas. Outros fatores como formação geológica, drenagem e presença de aquíferos subterrâneos enriquecidos por sais também influenciam na concentração de sais na superfície do solo (Szabolcs, 1995; Oliveira, 1997).

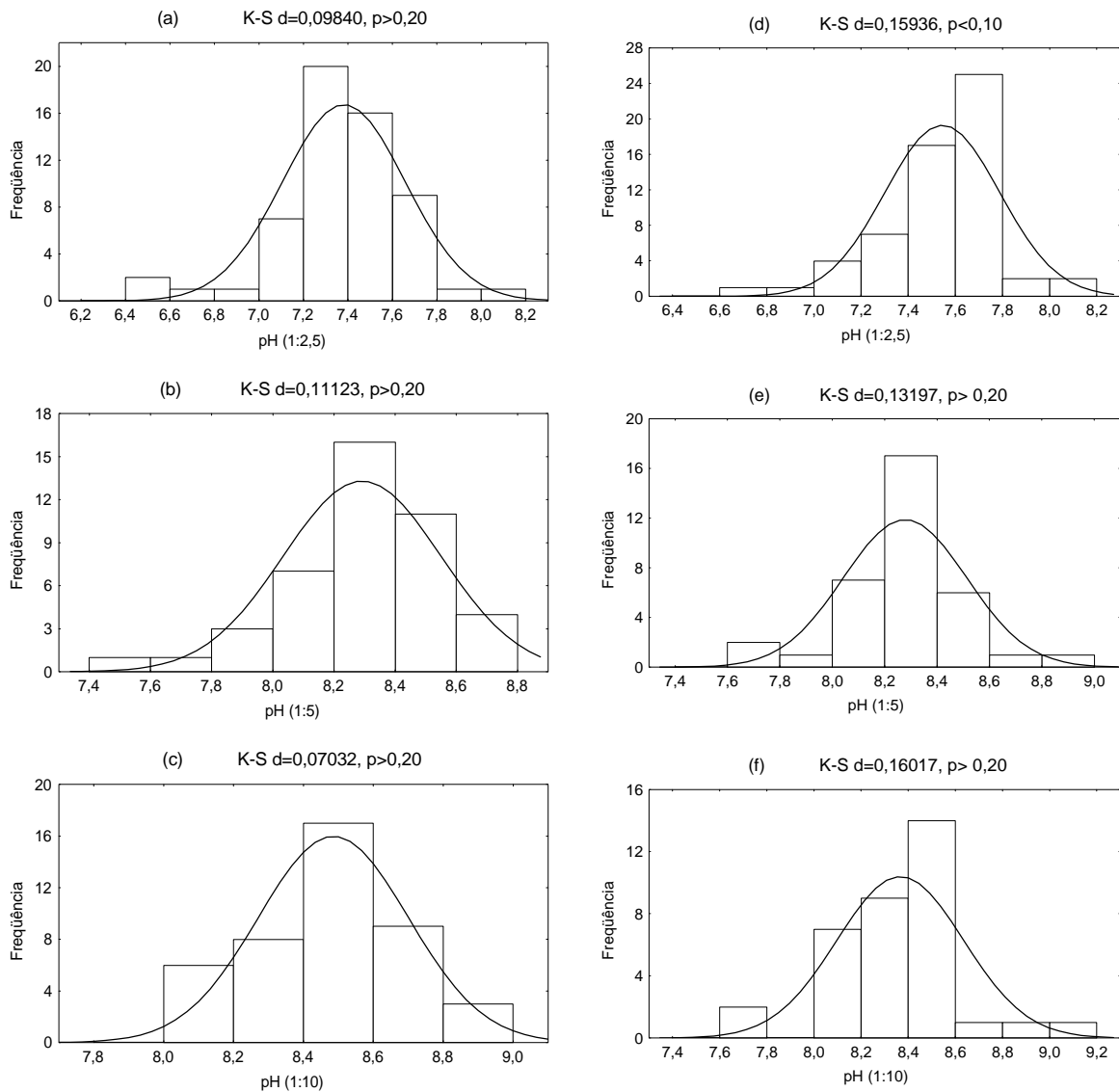


Figura 8. Histogramas do pH na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c) e do Gleissolo Sálico (d, e, f).

No entanto, no Vertissolo Hidromórfico, o histograma para CE (1:5) demonstrou que os valores encontram-se com maior frequência no intervalo de 0 a 2 dS/m (Figura 9a). Já para o Gleissolo Sálico, os valores se concentraram no intervalo de 10 a 20 dS/m (Figura 9c). Os valores mais elevados de CE nessa área são, provavelmente, devido à sua maior proximidade do litoral.

Segundo o teste KS ao nível de 1% de probabilidade os dados apresentaram distribuição normal apenas para CE (1:10) no Vertissolo Hidromórfico (Figura 9b).

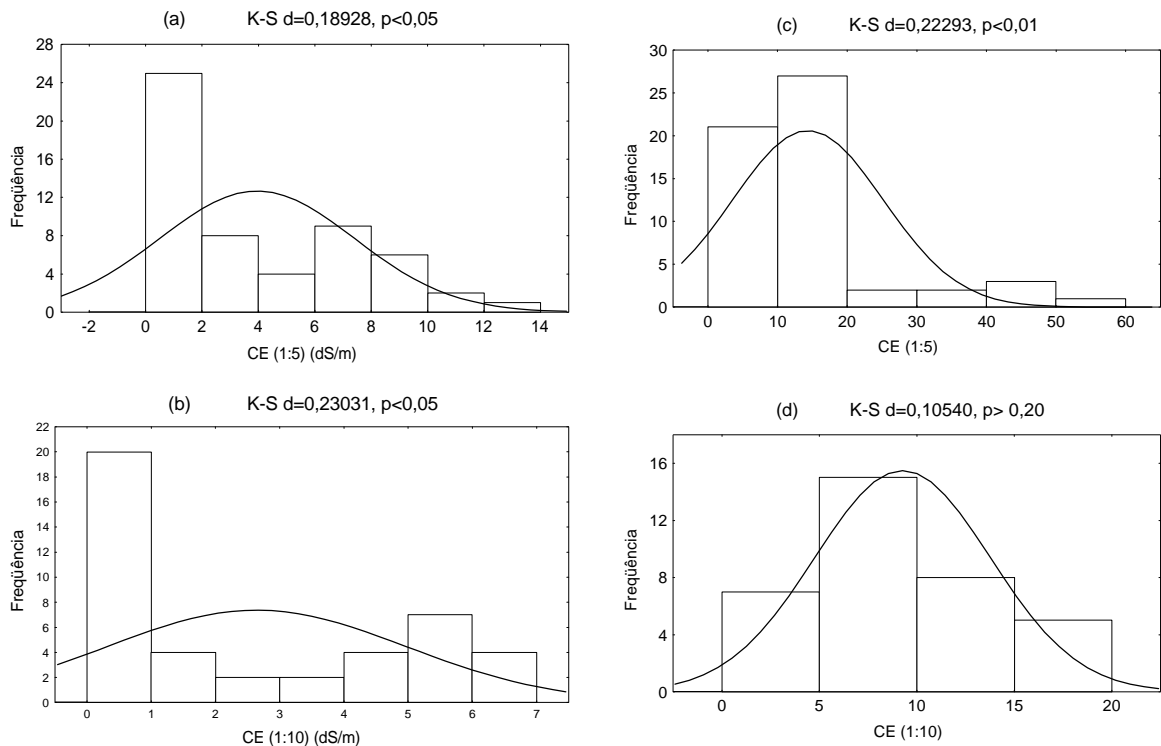


Figura 9. Histograma da CE (1:5) e (1:10) (dS/m) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a, b) e no Gleissolo Sállico (c, d).

Os teores de C encontrados (entre 0,5 e 2,04 dag/kg) são classificados pela EMATER (1979) como de baixo a médio, estando dentro dos limites já constatados para outros solos da região semi-árida do Brasil (EMBRAPA, 1998). Este baixo valor reflete a vegetação predominante na bacia hidrográfica do Apodi/Mossoró (halófitas), caracterizada por baixa densidade populacional de espécies e baixa produção de massa verde. Os dados apresentaram variabilidade média (Warrick e Nielsen, 1980), com CV em torno de 26% para os dois solos em estudo.

Os valores de curtose (Quadro 3), para os dois solos, próximos de zero, levam à suposição de que os dados de teor de C têm tendência à distribuição normal. Através da aplicação do teste de KS ao nível de 1% de probabilidade de significância esta suposição foi confirmada (Figura 10).

O Ca^{2+} apresentou médias de 3,42 e 2,51 cmolc/dm^3 e o Mg^{2+} de 4,09 e 3,30 cmolc/dm^3 para as áreas 1 e 2, respectivamente (Quadro 3).

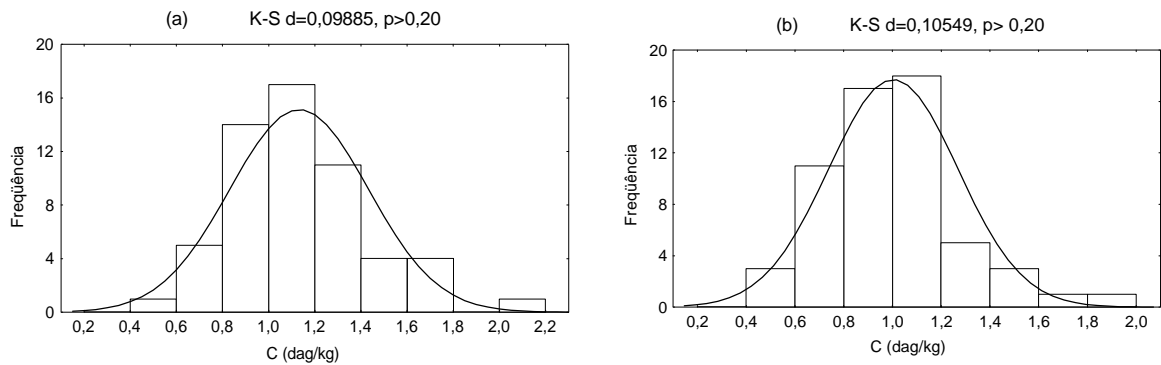


Figura 10. Histograma dos teores de C (dag/kg) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a) e no Gleissolo Sálíco (b).

Analisando o comportamento do Ca^{2+} nas duas áreas, do ponto de vista da estatística clássica, observa-se que os teores do elemento variaram, respectivamente, de 1,46 a 6,62 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ e de 1,15 a 5,14 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$, nas duas áreas (Figura 11), sendo que os coeficientes de variação (27,63 e 38,38%), segundo Warrick e Nielsen (1980), foram considerados de variabilidade média. Esses valores foram menores dos que os comumente encontrados neste tipo de solo da região Nordeste (Fernandes, 1998; Côrrea, 2000). Os teores de Mg^{2+} variaram, respectivamente, de 1,00 a 8,24 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ e de 1,11 a 8,50 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$, nas duas áreas (Figura 11). Pelo CV (38,79 e 52,57%), segundo Warrick e Nielsen (1980), os dados são considerados de variabilidade média e alta, respectivamente. As concentrações de Mg^{2+} também foram, em média, menores dos que as encontradas por Fernandes (1998) e Côrrea (2000) neste tipo de solo da região Nordeste. Entretanto, para Mg^{2+} , essas concentrações são consideradas suficientes para o desenvolvimento da maioria das culturas. Através dos histogramas observa-se uma ligeira assimetria à esquerda, podendo ser considerada pequena a freqüência dos maiores teores desses nutrientes (Figura 11).

Segundo o teste KS os dados de Ca^{2+} e Mg^{2+} apresentaram distribuição normal para ambos os solos em estudo (Figura 11) o que era esperado devido à proximidade entre os valores da média e mediana.

Verificou-se que o Na^+ é o íon que apresenta maior variabilidade nas áreas estudadas (Quadro 3). A sua concentração variou de 2,86 a 59,59 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ e de 3,12 a 134,74 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ para as áreas 1 e 2, respectivamente, apresentando uma assimetria à esquerda (Figura 12). As médias da

concentração de Na foram elevadas o que, certamente, implica em graves problemas de toxidez para as plantas, principalmente devido à presença de argilas do tipo 2:1 nestes ambientes que permitem a sua acumulação no solo. Outro problema comum nesses solos é a dispersão das argilas devido às altas relações entre o Na^+ e o Ca^{2+} . A dispersão dos solos e a destruição de sua estrutura segundo Ayers e Westcot (1991) ocorrem quando o teor de Na^+ supera o de Ca^{2+} numa proporção superior a 3:1 (Quadro 3). Esse teor relativo de Na^+ provoca problemas sérios de infiltração da mesma maneira que uma salinidade muito baixa da água e, se deve, provavelmente, a insuficiência de Ca^{2+} para contrabalancear os efeitos dispersantes do Na^+ . O teste de KS a 1% de significância indicou que os teores de Na^+ obedecem à curva de distribuição normal (Figura 12).

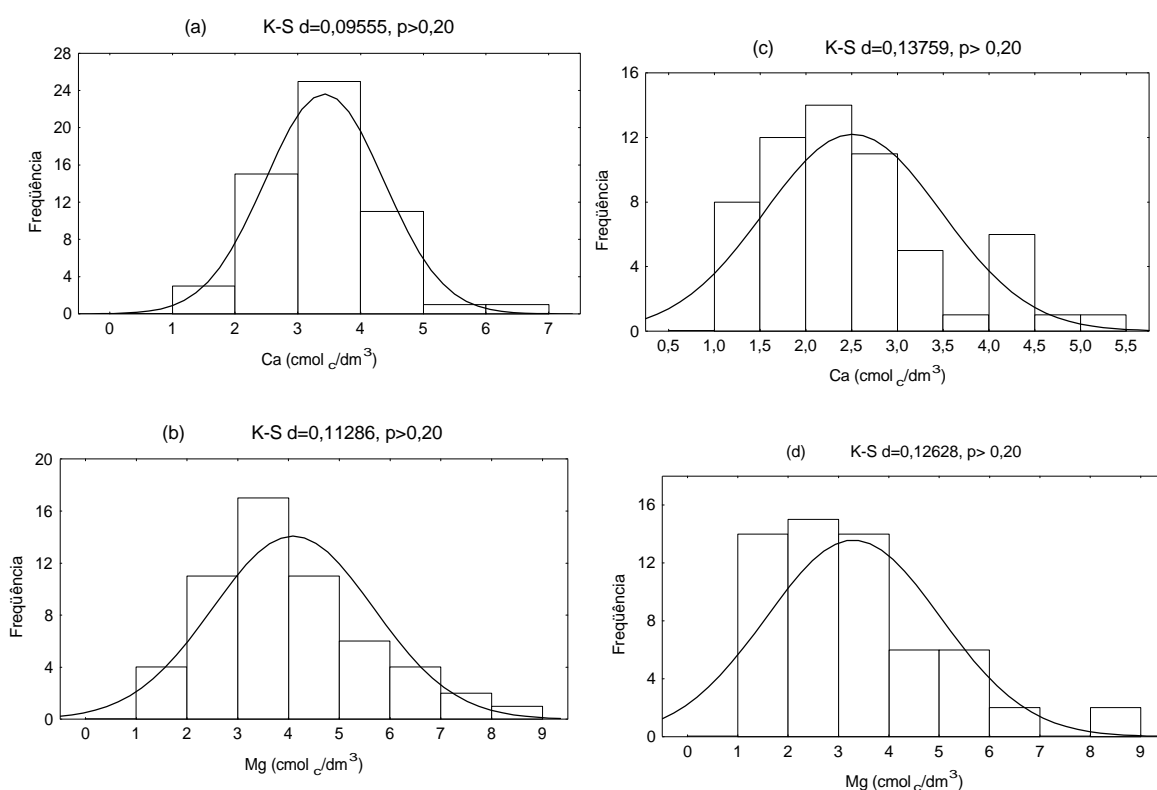


Figura 11. Histograma dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} (cmol_e/dm³) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a, b) e no Gleissolo Sálco (c, d).

Segundo Sumner (1995), vários solos que ocorrem em climas semi-áridos possuem quantidades apreciáveis de minerais intemperizáveis (feldspatos, hornblendas, plagioclásios, calcita e gipsita), os quais podem manter altas atividades de íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ em solução. A mineralogia

calcio-sódica (plagioclásios) provavelmente presente nas frações areia e silte desses solos e sua posição topográfica são os prováveis motivos do predomínio do Na^+ .

Os teores de K variaram de 85,8 a 643,5 e de 163,8 a 908,7 mg/dm^3 nas amostras de solo coletadas de 0 a 5 cm de profundidade, nos dois solos (Quadro 3). Baseando-se nesses dados, pode-se dizer que nessas áreas há locais com teor médio de K e locais que apresentam teores altos do elemento, com predomínio destes últimos. No entanto os histogramas de freqüência mostram a predominância na área experimental de teores altos de K (Figura 12).

Os coeficientes de variação calculados para K, 30,51% e 37,92%, para o Vertissolo Hidromórfico e o Gleissolo Sáfico, respectivamente, são considerados médios segundo a classificação de Warrick e Nielsen (1980). Apesar do elevado valor de curtose no Gleissolo Sáfico, o teste KS ao nível de 1% de significância detectou a normalidade da distribuição dos dados (Figura 12d).

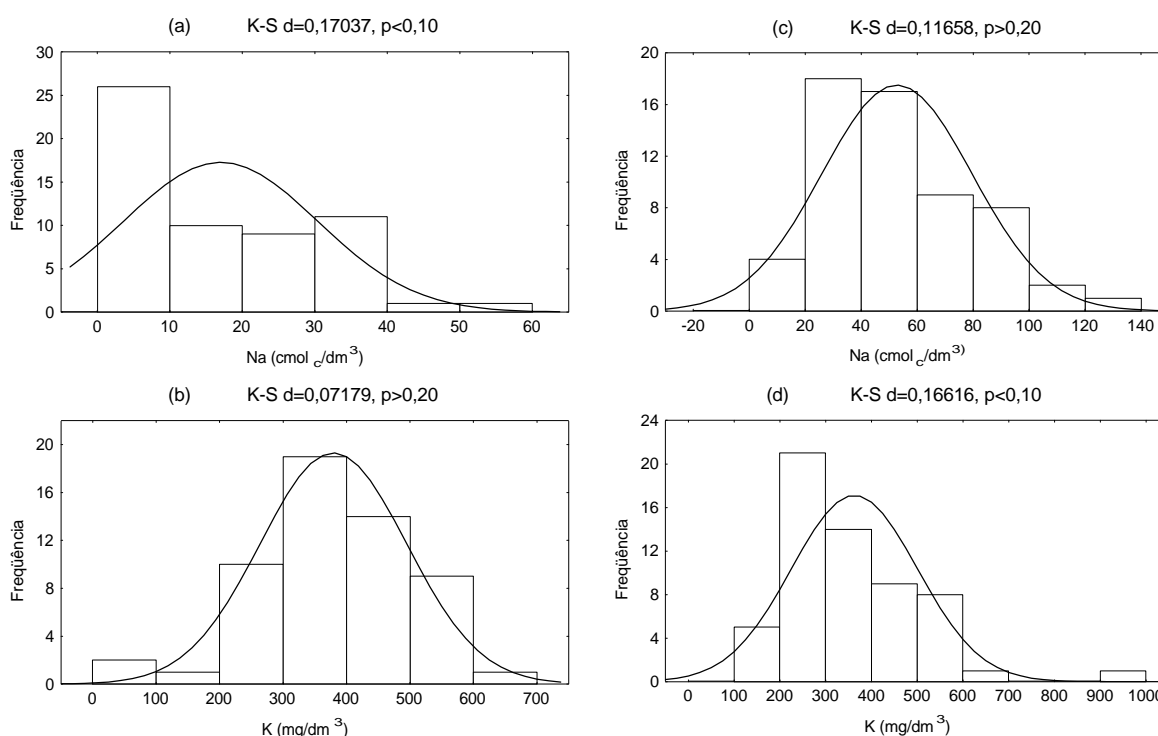


Figura 12. Histograma dos teores de Na e K ($\text{cmol}_e/\text{dm}^3$) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a, b) e no Gleissolo Sáfico (c, d).

Os teores de P, extraídos por Mehlich-1, variaram de 27,99 a 91,23 mg/dm³ e de 49,93 a 121,06 mg/dm³ nas amostras de solo coletadas a 0-5 cm nas áreas 1 e 2, respectivamente (Quadro 3). Em toda a área amostrada, de acordo com esses valores, os teores de P foram altos na camada superficial do solo. Quando os solos apresentam reação alcalina e altos teores de Ca, o P encontra-se na forma de fosfatos policálcios (P-Ca), facilmente atacados pelo extrator Mehlich-1 (HCl 0,05 mol/L + H₂SO₄ 0,0125 mol/L), mas indisponíveis para a maioria das plantas (Novais e Kamprath, 1978).

A drenagem deficiente, a periodicidade das inundações, o pH alcalino e a baixa atividade biológica desses ambientes, são algumas das variáveis citadas por Oliveira (1988) e utilizadas por Syers et al. (1973) num modelo de acumulação de fosfatos em ambientes lacustres.

De acordo com os critérios adotados por Warrick e Nielsen (1980), a variabilidade do teor de P foi considerada média, uma vez que os valores dos coeficientes de variação foram de 26,90 e 16,56%, respectivamente, para os dois solos estudados. Os valores dos coeficientes de assimetria e curtose, a proximidade entre a média e a mediana e o teste K-S (1%) demonstram que os dados dos teores de P seguem distribuição normal (Figura 13).

Os teores de B variaram de 0,53 a 2,87 mg/dm³ no Vertissolo Hidromórfico e de 0,46 a 7,39 mg/dm³ no Gleissolo Sáfico e seus coeficientes de variação classificados como médio (CV=44,17%) e alto (CV=79,85%) respectivamente (Quadro 3).

Para o Gleissolo Sáfico, a curva de distribuição apresentou um afastamento para direita (Figura 13d) que pode ser confirmado pelo valor elevado e positivo do coeficiente de assimetria (Quadro 3), e o elevado coeficiente de curtose significa tendência de concentração dos teores em torno da média. Esses resultados e a distância entre os valores da média e da mediana indicam também que os dados não se ajustam à distribuição normal.

Apenas no Vertissolo Hidromórfico (Figura 13c), os dados seguiram distribuição normal de acordo com o teste K-S ao nível de 1% de probabilidade.

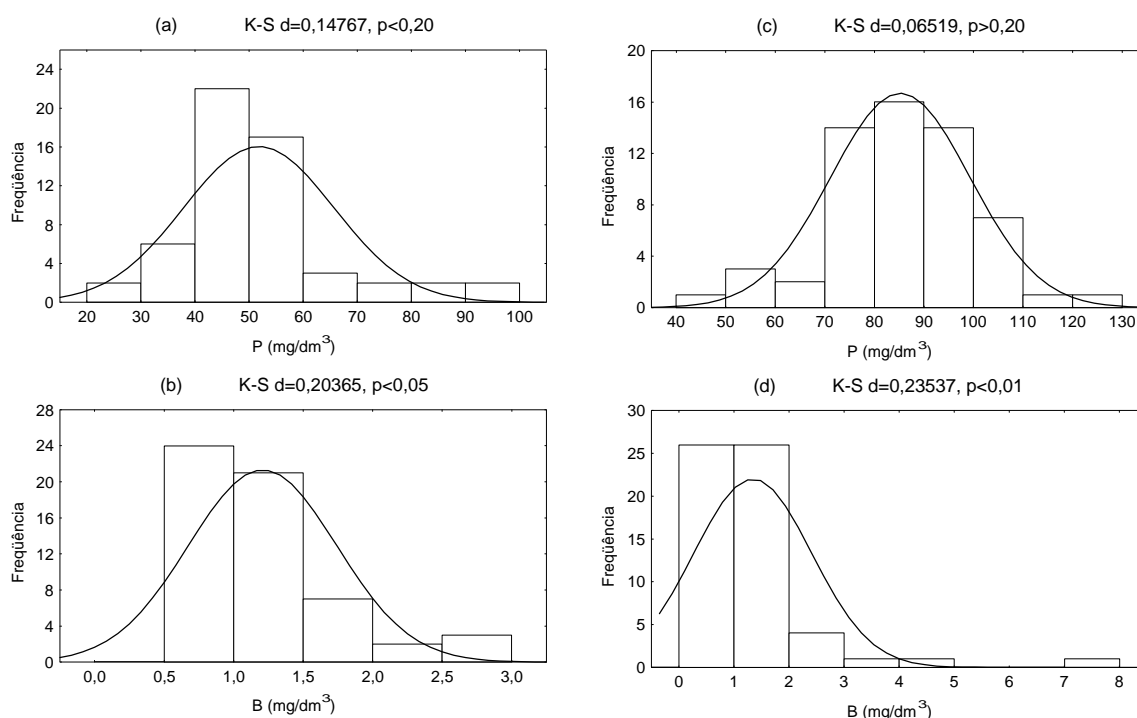


Figura 13. Histograma dos teores de P e B (mg/dm³) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sálíco (c, d).

A soma de bases (S) e a CTC efetiva (t) apresentaram alta variabilidade, em ambas as áreas, indicada pelos altos valores de CV (Quadro 3).

Os valores de S e t variaram de 9,21 a 72,94 e de 9,66 a 146,22 cmolc/dm³, sendo em média, considerados muito elevados. Os coeficientes de assimetria e curtose e o teste KS indicam que os dados seguem distribuição normal (Figura 14).

O Na⁺ apresentou-se como o principal contribuinte na soma de bases trocáveis, refletindo assim a natureza da mineralogia calcio-sódica (plagioclásios) das frações areia e silte presentes nessas áreas. Estes cátions ocuparam, em média, 17,1% e 52,8% % do complexo sortivo respectivamente.

As distribuições assimétricas à direita para os valores de V (Figura 14), devidas ao maior número de amostras com alta saturação produziram baixos CVs, em ambas as áreas, com um valor mínimo de 72,82 e máximo de 100% sendo o valor mínimo encontrado no Gleissolo Sálíco de 95,88%.

A t apresentou valores médios de 26,89 e 60,01 cmol_c/dm³ no Vertissolo Hidromórfico e no Gleissolo Sálíco, respectivamente, considerados

elevados para fins agrícolas. Entretanto grande parte dessa t está ocupada pelo íon Na^+ (Quadro 3 e Figura 14).

Em ambos os solos estudados, a TNa apresentou maior frequência de valores elevados, entre 80 e 90%. Todavia, no Gleissolo Sáfico, a distribuição assimétrica à direita dos valores de saturação por sódio, resultou em um coeficiente de variação mais baixo. Esse comportamento dos dados indica que toda a área do Gleissolo Sáfico amostrada para este estudo apresenta valores de TNa muito elevados, estando essa área sob influência marítima direta, onde os sais podem ser depositados tanto pelas cheias da maré quanto pela atmosfera. É dessa área que na época mais seca, quando o solo fica completamente descoberto, de onde advém o maior aporte da poeira salina que recai sobre a cidade de Mossoró. Essa poeira, que contém elevados teores de Na^+ , apresenta grande potencial de ampliação da área do deserto salino pela salinização do solo das áreas circunvizinhas, até mesmo da área do Vertissolo Hidromórfico que também foi objeto de estudo desse trabalho.

Pelo teste K-S ao nível de 1% de significância apenas a TNa e V (no Vertissolo Hidromórfico) não seguem distribuição normal dos dados (Figura 14).

Os gráficos de probabilidade estão apresentados no Apêndice e constituem uma outra forma de visualização do comportamento dos dados de características químicas na profundidade de 0-5 cm, nas áreas 1 e 2 respectivamente. Segundo Oliveira (1998) o comportamento não linear observado para algumas variáveis confirma a hipótese de que os dados da mesma não se ajustam a uma distribuição normal e que a média aritmética, por ser influenciada por valores extremos, não é adequada para representar os dados.

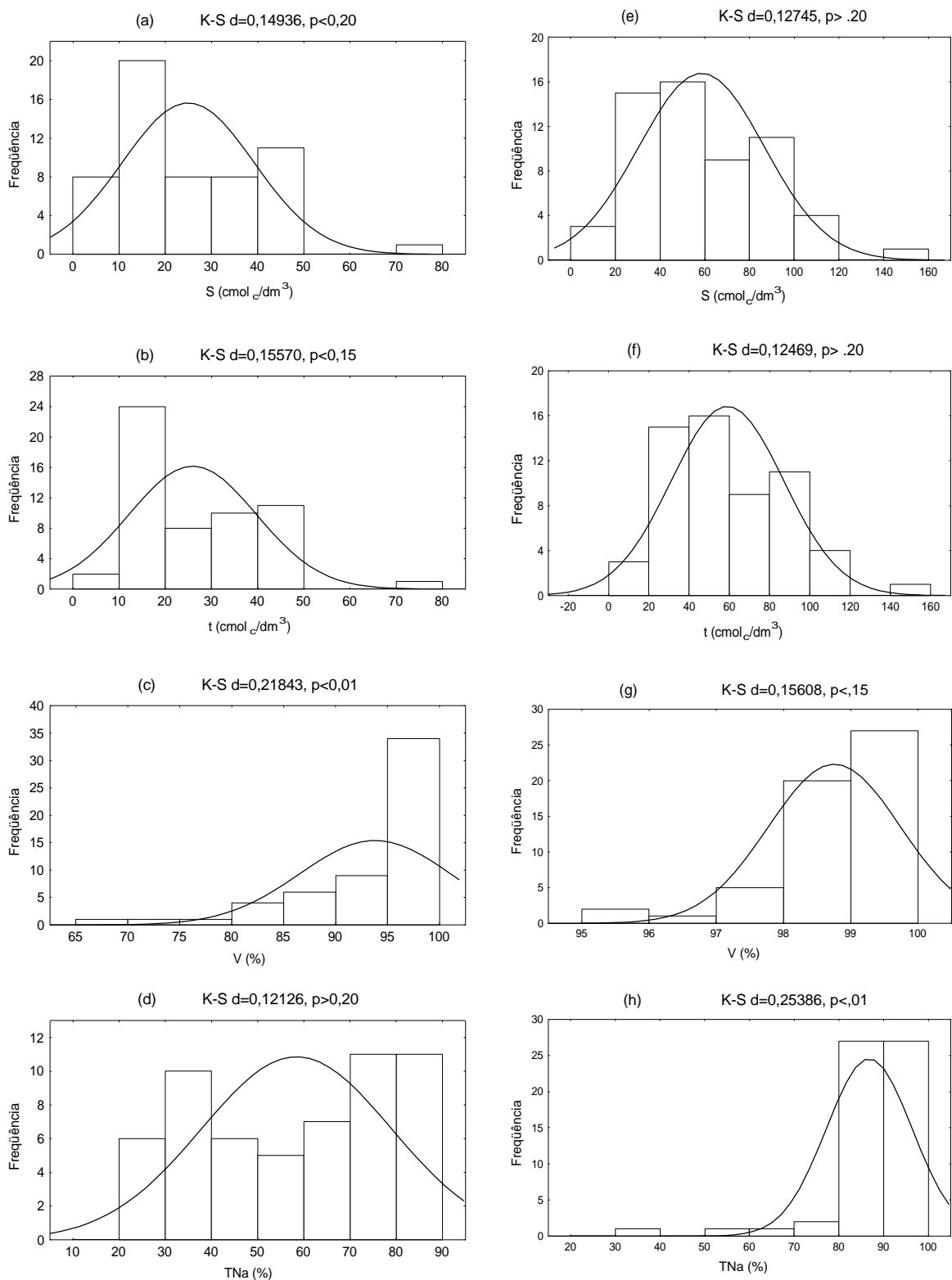


Figura 14. Histogramas dos valores de S ($\text{cmol}_e/\text{dm}^3$), t ($\text{cmol}_e/\text{dm}^3$), V (%) e TNa (%) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

Os gráficos “post-plot” constituem uma forma de visualização do padrão de variabilidade dos dados nas áreas em estudo (Oliveira, 1998). Os símbolos iguais concentrados em uma determinada área do gráfico caracterizam uma sub-região. A constatação de aumentos gradativos dos teores de determinada variável em uma direção indica a existência de tendência e pode nos ajudar na escolha da direção de anisotropia na construção dos semivariogramas.

A distribuição dos valores de pH na profundidade de 0-5 cm, não apresentou mudanças bruscas nos valores (Figura 15). Observa-se, no Vertissolo Hidromórfico, que existe tendência dos maiores valores se concentrarem nos primeiros metros na direção do eixo das abscissas.

Houve tendência de concentração dos menores valores de CE (1:5) e CE (1:10) na região a partir da metade do eixo das abscissas. Essa sub-área encontra-se mais próxima do rio e, portanto, é mais predisposta às inundações e lavagem dos sais. Para o Gleissolo Sáfico observa-se a mesma tendência na direção leste-oeste (Figura 16).

As distribuições dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} (Figura 18) se mostraram semelhantes, com sub-áreas de baixa concentração dispostas ao lado de locais com altos teores desses elementos.

No Gleissolo Sáfico (Figura 18), esses mesmos nutrientes apresentaram distribuição mais difusa, sendo que o Mg^{2+} apresentou maior frequência de pontos com teor máximo de $4 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$.

As distribuições de Na^+ e K (Figura 19) e de B (Figura 20) assemelham-se à encontrada para CE, em ambos os solos, demonstrando a probabilidade de ocorrência de correlação entre essas variáveis.

Observa-se também a semelhança entre as distribuições de Na^+ (Figura 19) e S, t, V e TNa (Figura 21) indicando que o Na^+ é o principal elemento presente no complexo sortivo.

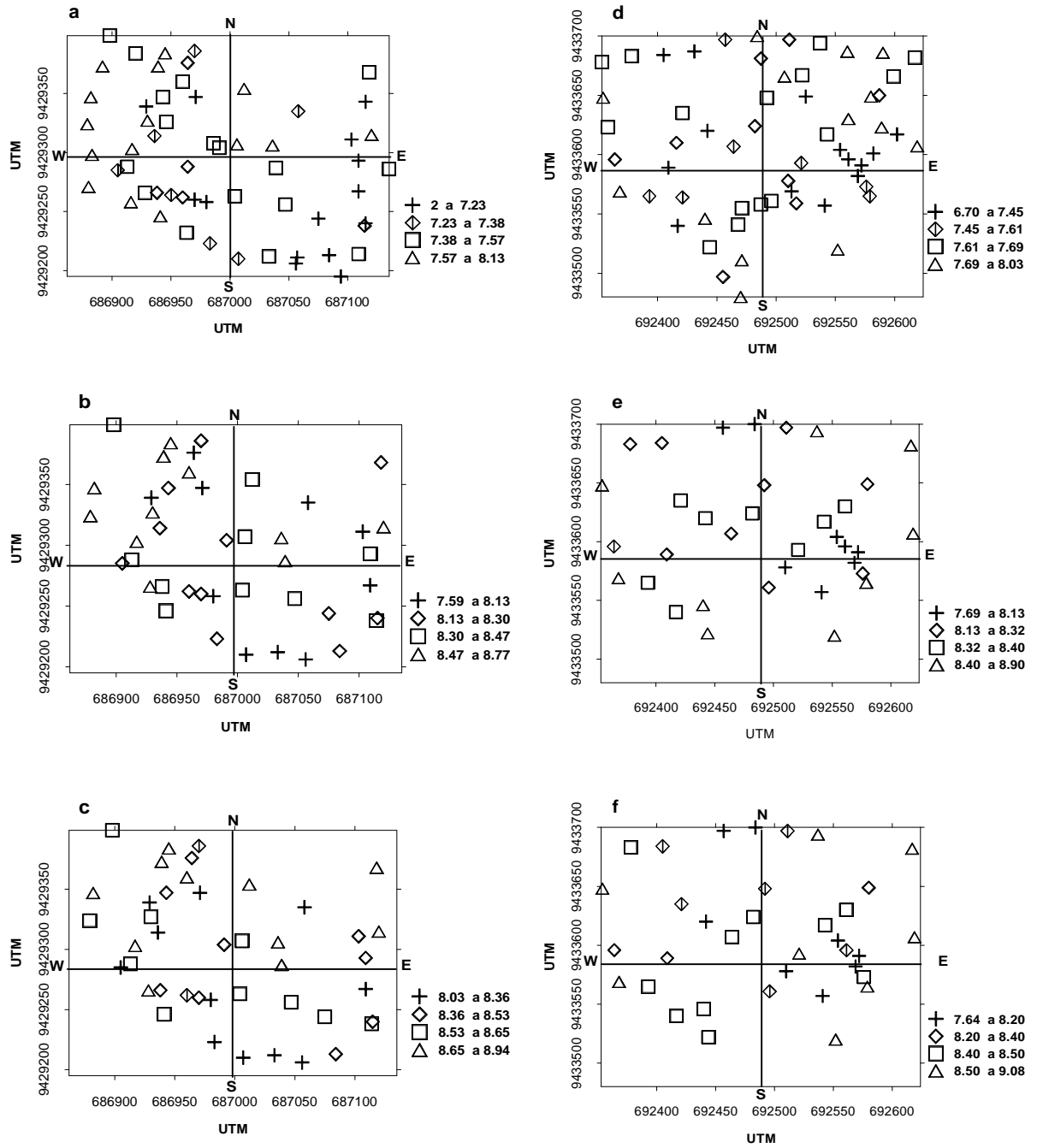


Figura 15. Gráfico “postplot” dos dados de pH na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a, b, c) e no Gleissolo Sáfico (d, e, f).

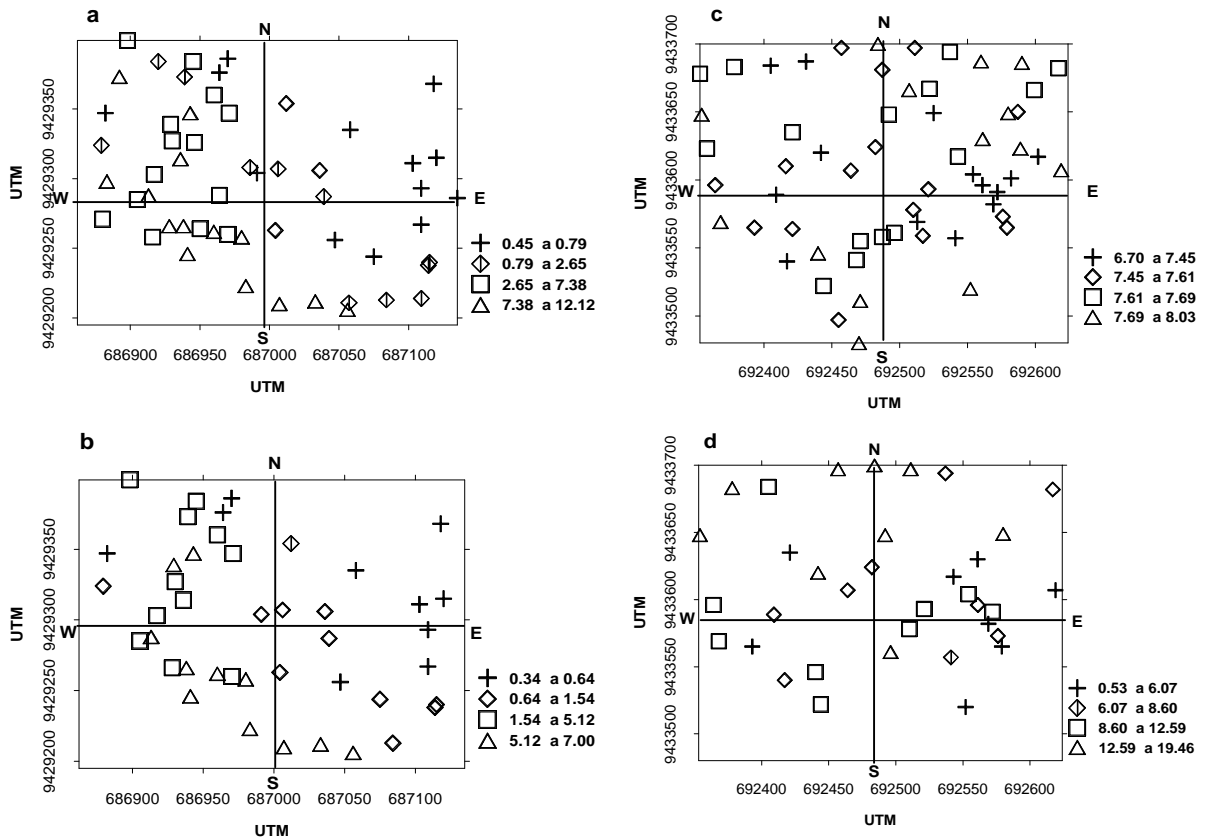


Figura 16. Gráfico “postplot” dos dados de CE 1:5 e 1:10 (dS/m) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a, b) e no Gleissolo Sálico (c, d).

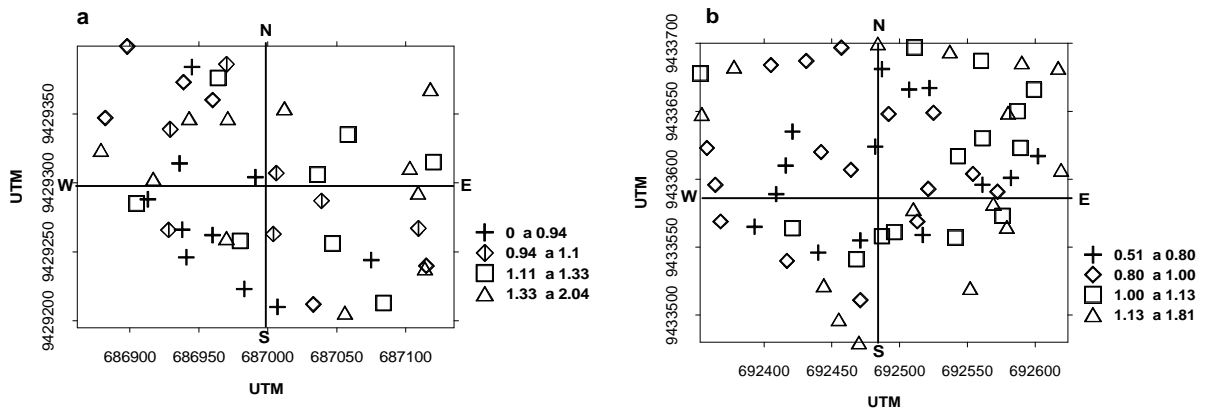


Figura 17. Gráfico “postplot” para C (dag/kg) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a) e no Gleissolo Sálico (b).

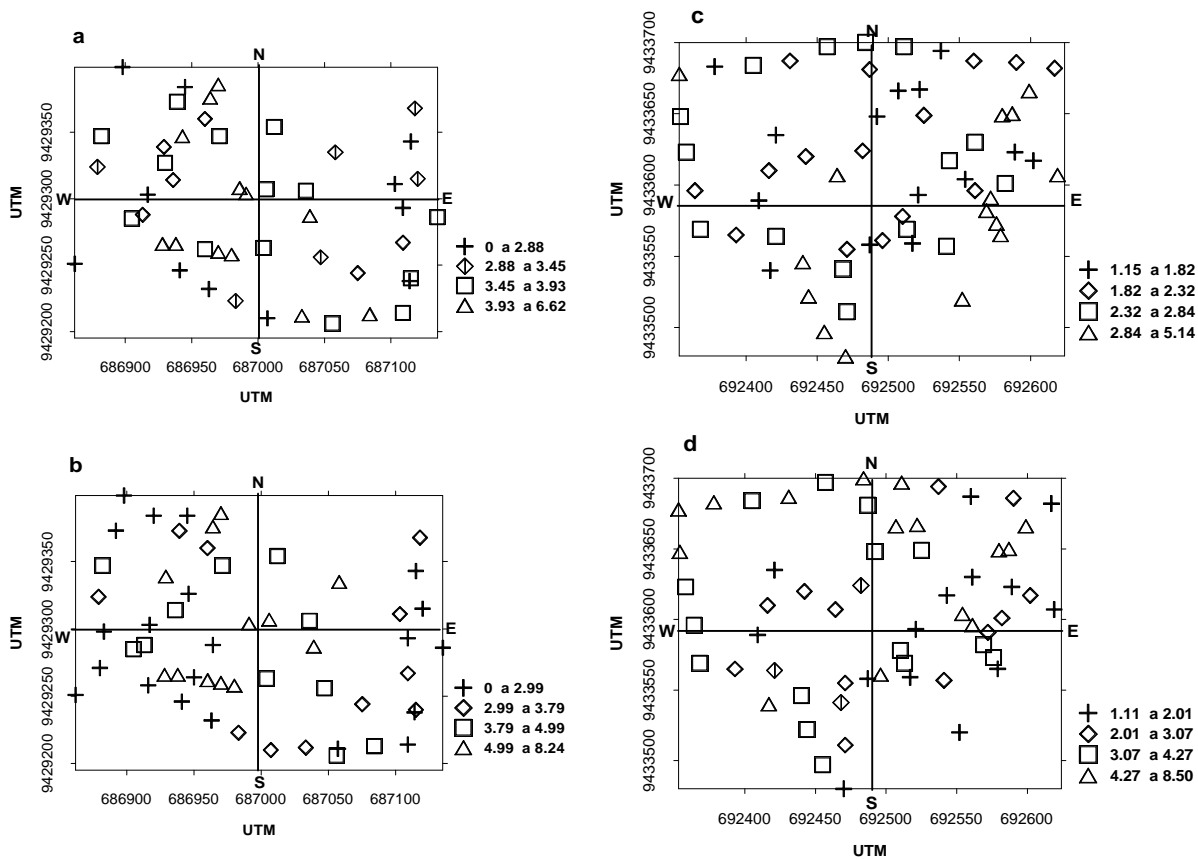


Figura 18. Gráfico “postplot” dos teores de Ca e Mg ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a, b) e no Gleissolo Sáfico (c, d).

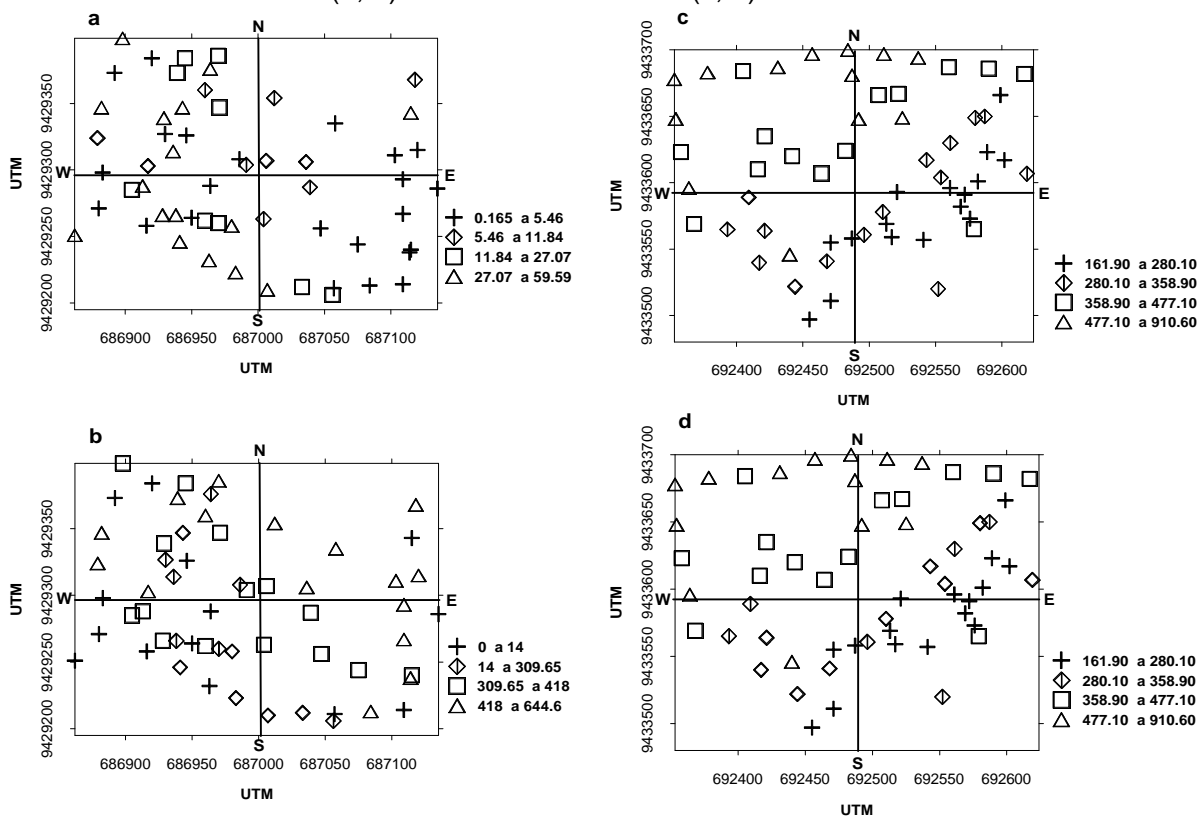


Figura 19. Gráfico “postplot” dos teores de Na e K ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) na camada de 0-5 cm no Vertissolo Hidromórfico (a e b) e no Gleissolo Sáfico (c e d).

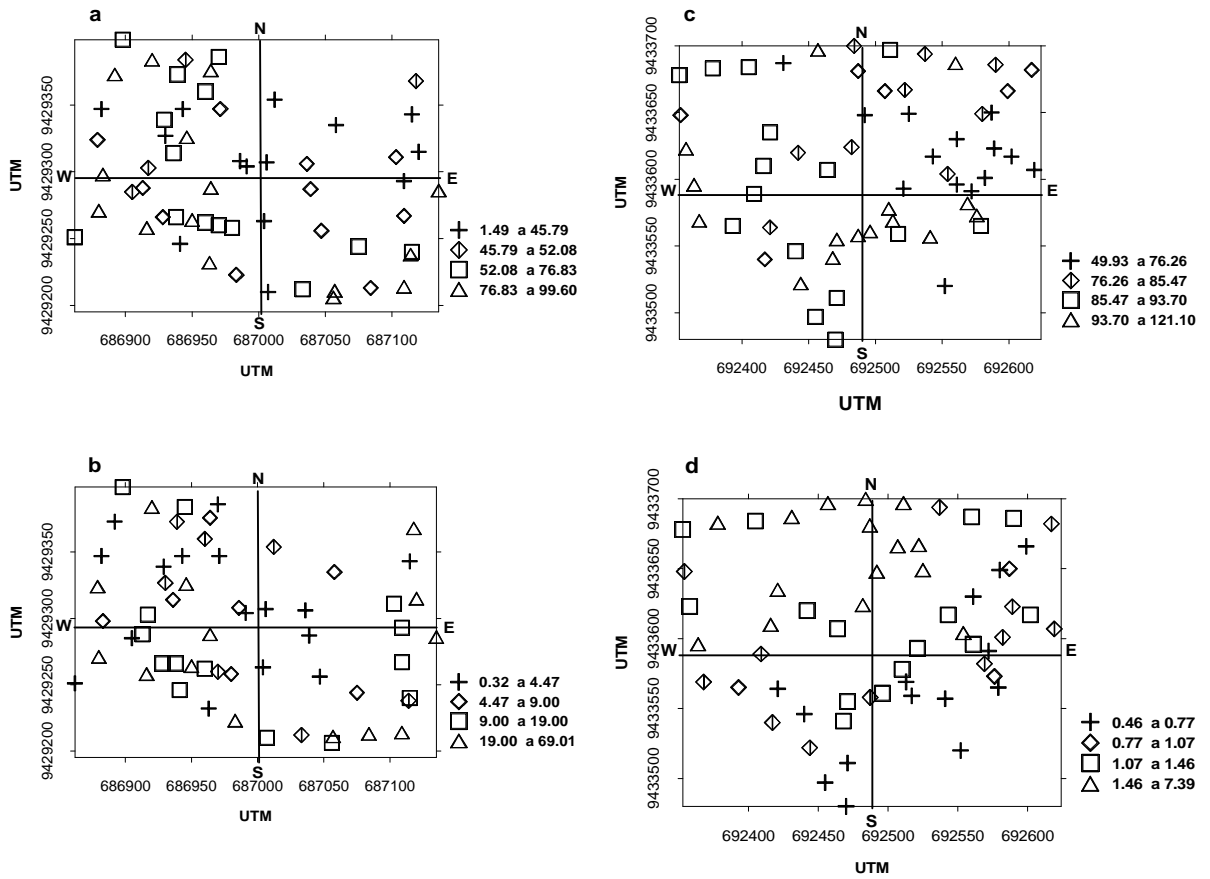


Figura 20. Gráfico “postplot” dos teores (mg/dm³) de P e B na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sálico (c, d).

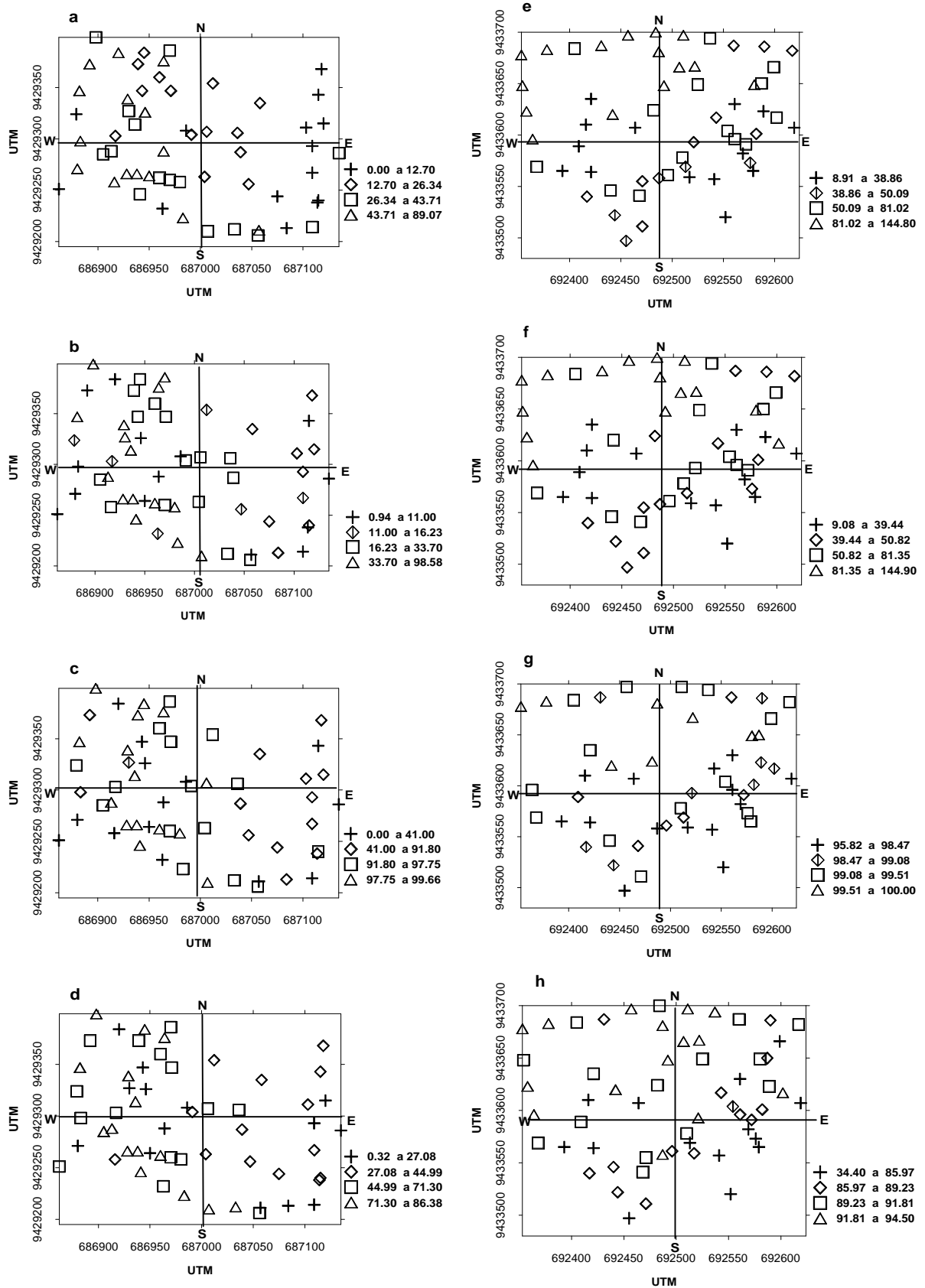


Figura 21. Gráfico “postplot” dos dados de S (cmolc/dm³), t (cmolc/dm³), V (%) e TNa (%) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

4.1. 2. Características Físicas

Ocorreram grandes variações para os dados de análise granulométrica (Quadro 4), sendo que a classificação textural desses solos variou de franco até muito argilosa. A elevada variabilidade da textura pode ser atribuída ao fato de se tratar de solos situados em região de várzea e sujeitos a inundações periódicas. Estes solos, por serem derivados de sedimentos aluviais diversos, possuem os mais diferentes aspectos com relação a suas características morfológicas, físicas, químicas e físico-químicas. Além disso, existe grande quantidade de material ainda em decomposição, fato que contribui para obtenção de valores bem distintos até mesmo entre pontos de amostragem situados bem próximos.

A proximidade entre os valores da média e da mediana, além dos valores do coeficiente de curtose próximos de zero indica que os dados seguem a curva normal para silte e argila nas duas áreas e, para a fração areia fina, apenas no Gleissolo Sáfico (Quadro 4). Esses resultados foram corroborados pela aplicação do teste KS ao nível de 1% de significância (Figura 22).

Os dados de Areia grossa, em ambas as áreas, apresentaram grande amplitude (Quadro 4) nos valores. Entretanto, a amplitude, por levar em consideração apenas os valores extremos do conjunto de dados pode ser afetada por valores discrepantes. Foi o que aconteceu neste caso, pois a maioria dos valores pertence à classe de 0 a 5 %. Seus altos coeficientes de curtose demonstram que a maioria dos valores encontra-se em torno da média.

Os baixos teores de areia grossa eram esperados, pois apesar da área estar situada em região sujeita à inundação e de relevo plano, a energia da água não é suficiente para o transporte desse material.

Os dados de areia fina (Quadro 4) também apresentaram variabilidade elevada, sendo o CV da área 1 mais elevado. O elevado coeficiente de curtose indica que a maioria dos valores encontrados situa-se em torno da média. No Gleissolo Sáfico, os dados foram mais homogêneos, provavelmente, pela inexistência de cobertura vegetal permitindo o levante das

partículas mais finas pelos fortes ventos comuns na região durante o período de coleta das amostras de solo.

Os teores médios de silte (Quadro 4) estão dentro do intervalo encontrado por Fernandes (1998) em um estudo ambiental do Deserto Salino. Apesar das médias dos teores de silte serem próximas, estes são mais elevados no Gleissolo Sáfico, tendo o valor médio sido influenciado pelos valores extremos.

O teor de argila apresentou menor variabilidade no Vertissolo Hidromórfico (Quadro 4). Novamente, neste caso, a presença de cobertura vegetal e a maior agregação desse solo reduz a influência da erosão eólica que pode estratificar o teor das partículas mais finas na direção predominante dos ventos.

Quadro 4. Estatísticas descritivas da granulometria da camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

variável	Min	Max	M	Med	Dp	A	EA	C	EC	CV (%)
Vertissolo Hidromórfico										
Areia Grossa (%)	0.00	28.00	4.85	4.00	5.06	2.77	0.31	9.62	0.61	104.41
Areia Fina (%)	2.00	69.00	11.14	8.00	12.00	2.90	0.31	9.84	0.61	107.77
Silte (%)	6.00	84.00	45.31	44.00	16.98	0.24	0.31	-0.51	0.61	37.49
Argila (%)	4.00	76.00	38.69	40.00	20.95	-0.04	0.31	-0.98	0.61	54.13
Gleissolo Sáfico										
Areia Grossa (%)	1.00	34.00	6.00	4.00	6.05	2.95	0.31	9.45	0.61	100.81
Areia Fina (%)	5.00	67.00	26.86	25.00	12.83	0.65	0.31	0.46	0.61	47.77
Silte (%)	4.00	80.00	48.98	49.00	13.27	-0.46	0.31	1.82	0.61	27.09
Argila (%)	4.00	83.60	19.43	17.00	13.52	2.13	0.31	7.54	0.61	69.59

Min-mínimo; Max-Máximo; M-média; Méd-mediana, DP-desvio padrão; A-assimetria; EA-erro padrão da assimetria; C-curtose; EC-erro padrão da curtose; CV-coeficiente de variação.

Como alternativa para visualização do comportamento dos dados, os gráficos de probabilidade para a granulometria são apresentados no apêndice (Figura 8A).

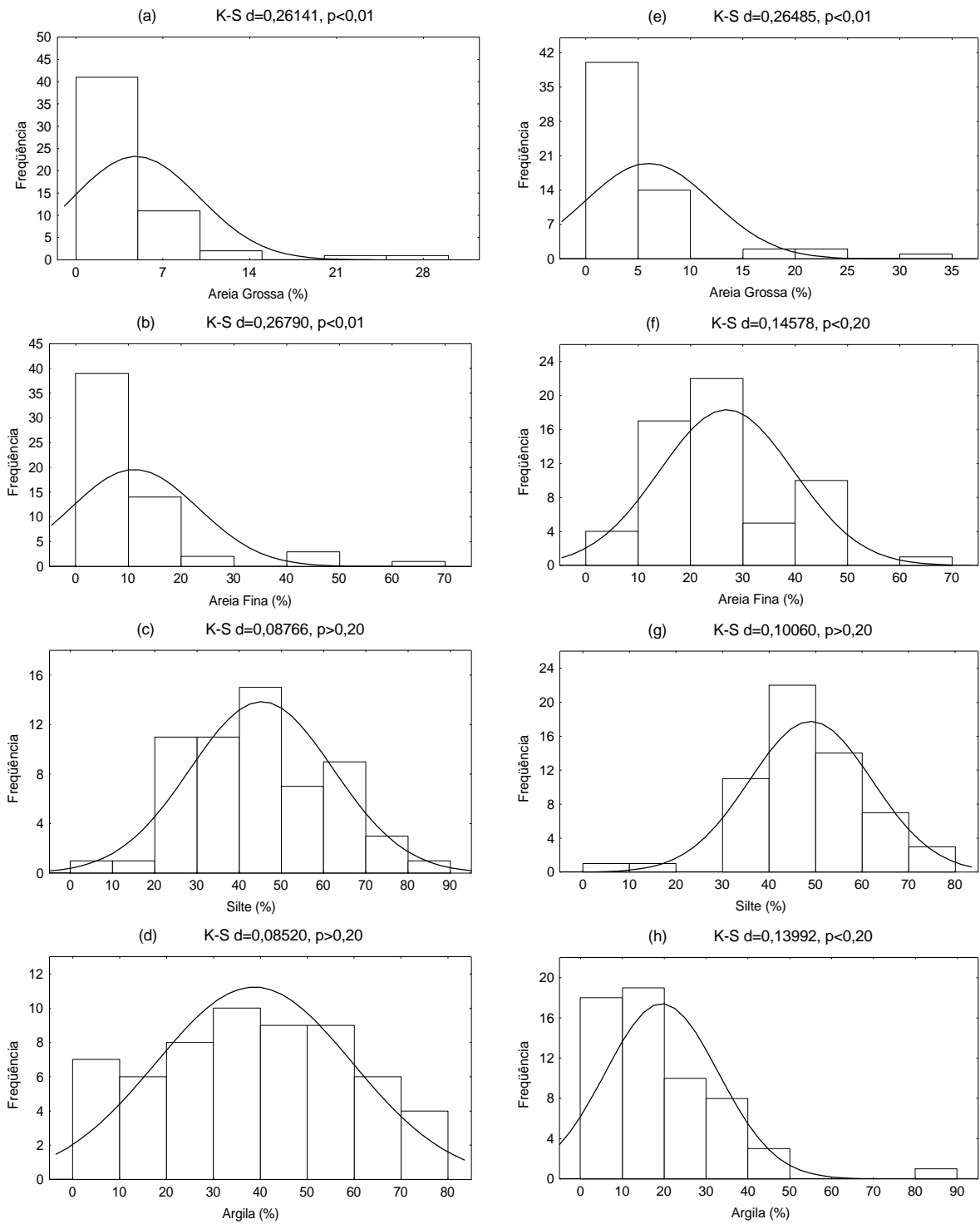


Figura 22. Histograma dos teores (%) de Areia grossa, areia fina, silte e argila na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

No Vertissolo Hidromórfico observam-se mudanças bruscas dos valores das frações granulométricas, em determinadas regiões da área (Figura 23 a, b, c e d) A região central da área engloba as menores concentrações de partículas grossas e maiores concentrações de partículas finas. Essa região apesar de ser plana apresenta uma pequena elevação em relação ao leito do rio, onde a água, durante os períodos de inundação, chega com menos energia depositando ali, preferencialmente, as partículas de menor diâmetro.

Observa-se que os valores das frações granulométricas estão distribuídos de forma mais dispersa ao longo de todo o Gleissolo Sáfico (Figura 23e, f, g e h) quando comparado com o Vertissolo Hidromórfico (Figura 23a, b, c e d).

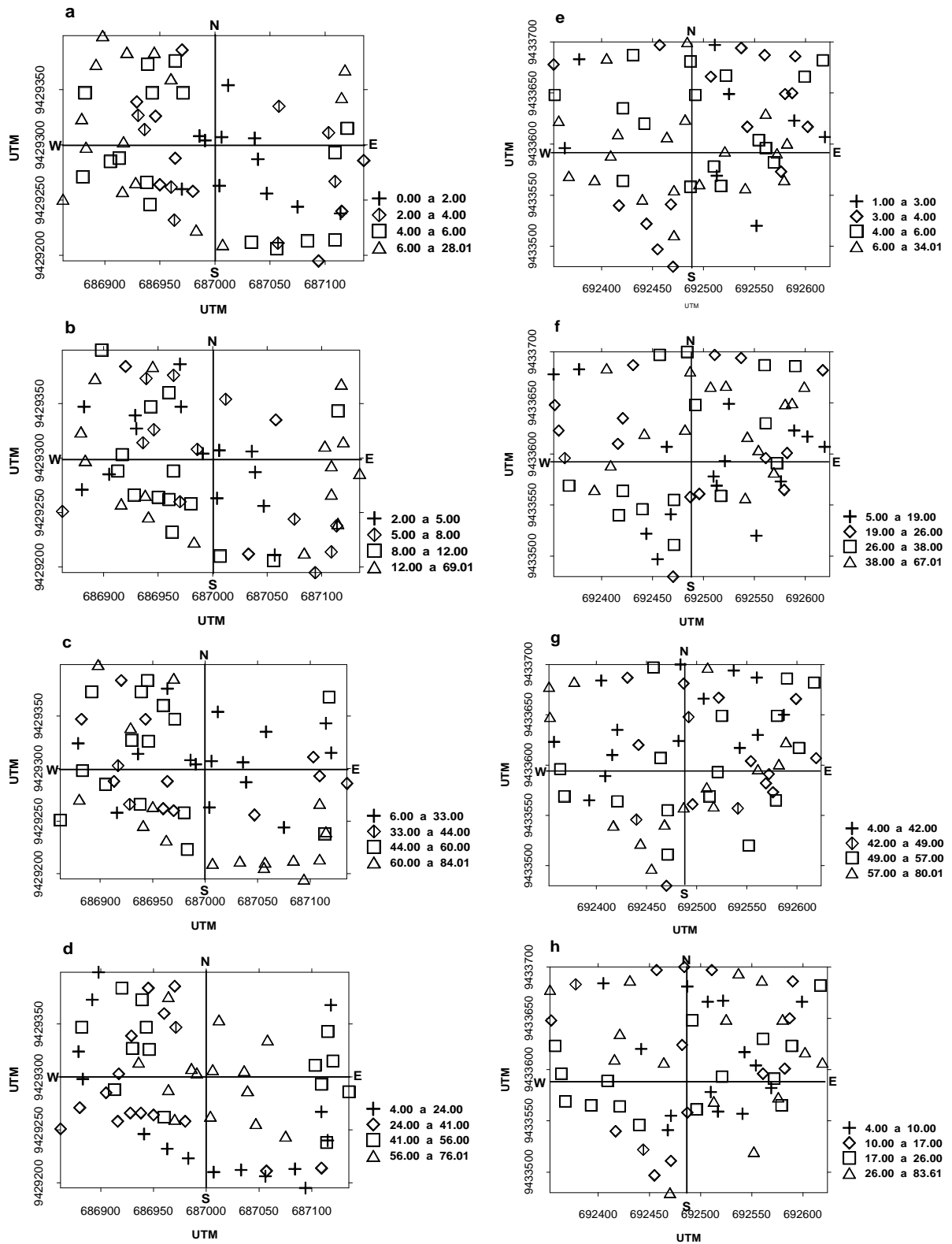


Figura 23. Gráfico “plostrat” dos teores (%) de areia grossa, areia fina, silte e argila na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

4.1.3. Micronutrientes e metais pesados

Para os micronutrientes e metais pesados extraídos por DTPA-TEA (Quadro 5), observam-se teores médios mais elevados no Vertissolo Hidromórfico, sendo os seus coeficientes de variação, geralmente, também mais elevados. Os coeficientes de variação mais elevados foram os de Zn, Fe, Cr e Cd no Vertissolo Hidromórfico e de Cr no Gleissolo Sálico.

O teor de micronutrientes variou de muito baixo a muito alto (Quadro 5), sendo, em média, considerados altos (Raij et al., 1997) para ambos os solos, com exceção do Zn e do Fe que apresentaram teores médios no Gleissolo Sálico.

Para os teores de micronutrientes (DTPA-TEA), a Figura 24 revela tendência à distribuição normal. Entretanto o Fe no Vertissolo Hidromórfico e o Zn no Gleissolo Sálico mostraram elevados coeficientes de curtose, indicando uma distribuição de freqüências em que os valores se concentram em torno das medidas de tendência central. O teste KS ao nível de 1% de significância confirmou que os dados dessas variáveis não seguem distribuição normal. Esse resultado implica na limitação da utilização de métodos da estatística clássica, para os quais esse requisito é básico.

Os teores de metais pesados (DTPA-TEA) no Vertissolo Hidromórfico apresentaram um afastamento da normalidade, com os coeficientes de assimetria apontando para uma distribuição pronunciadamente assimétrica (Quadro 5) e, em geral, com grandes valores de curtose, principalmente o Cd (Figura 25).

No Gleissolo Sálico, apenas o Cr não apresentou distribuição normal devido aos altos coeficientes de assimetria e curtose encontrados (Quadro 5). Esse comportamento pode ser mais bem visualizado no histograma de freqüência (Figura 25) e confirmado pelo teste KS ao nível de 1% de significância.

Quadro 5. Estatísticas descritivas dos teores de micronutrientes e metais pesados na camada de 0-5 cm extraídos com DTPA-TEA do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

Elemento (mg/dm ³)	Min	Max	M	Med	Dp	A	EA	C	EC	CV (%)
Vertissolo Hidromórfico										
Cu	0.03	3.11	1.66	1.64	0.55	-0.23	0.31	2.68	0.62	33.20
Zn	0.00	12.76	2.67	2.05	2.40	2.19	0.31	5.88	0.62	89.73
Fe	2.34	93.62	14.50	9.48	14.72	3.47	0.31	15.01	0.62	101.56
Mn	2.26	54.54	23.26	21.75	11.26	1.12	0.31	1.48	0.62	48.40
Cr	0.00	0.06	0.01	0.00	0.01	2.98	0.31	10.05	0.62	217.33
Pb	0.53	2.66	1.21	0.97	0.55	1.25	0.31	0.58	0.62	45.11
Cd	0.00	0.83	0.05	0.03	0.12	6.13	0.32	40.15	0.62	246.45
Ni	0.10	1.33	0.34	0.27	0.24	2.39	0.31	6.42	0.62	69.36
Gleissolo Sáfico										
Cu	0.01	1.76	1.15	1.17	0.31	-0.92	0.31	1.97	0.61	26.89
Zn	0.28	4.14	0.92	0.81	0.59	3.42	0.31	15.67	0.61	64.73
Fe	2.55	9.81	5.82	5.71	1.73	0.36	0.31	-0.02	0.61	29.71
Mn	7.78	41.78	18.75	17.43	6.48	1.00	0.31	1.78	0.61	34.54
Cr	0.00	0.05	0.01	0.00	0.01	2.40	0.31	5.42	0.61	187.58
Pb	0.42	2.34	1.24	1.23	0.44	0.44	0.31	0.30	0.61	35.30
Cd	0.02	0.13	0.06	0.06	0.03	0.63	0.31	0.06	0.61	40.90
Ni	0.02	0.42	0.20	0.20	0.09	0.13	0.31	-0.02	0.61	43.16

Min-mínimo; Max-Máximo; M-média; Méd-mediana, DP-desvio padrão; A-assimetria; EA-erro padrão da assimetria; C-curtose; EC-erro padrão da curtose; CV-coeficiente de variação.

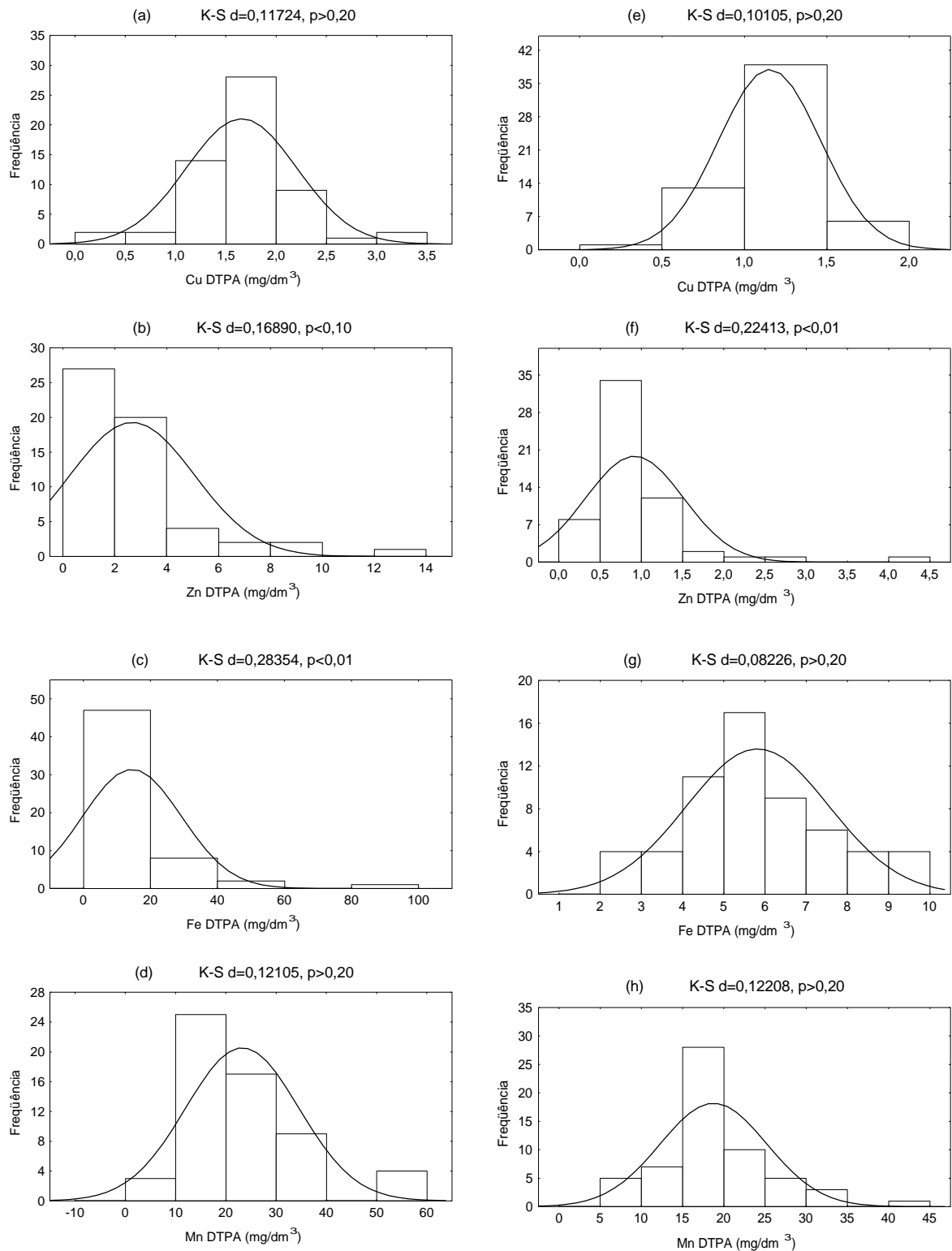


Figura 24. Histograma dos teores (mg/dm^3) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

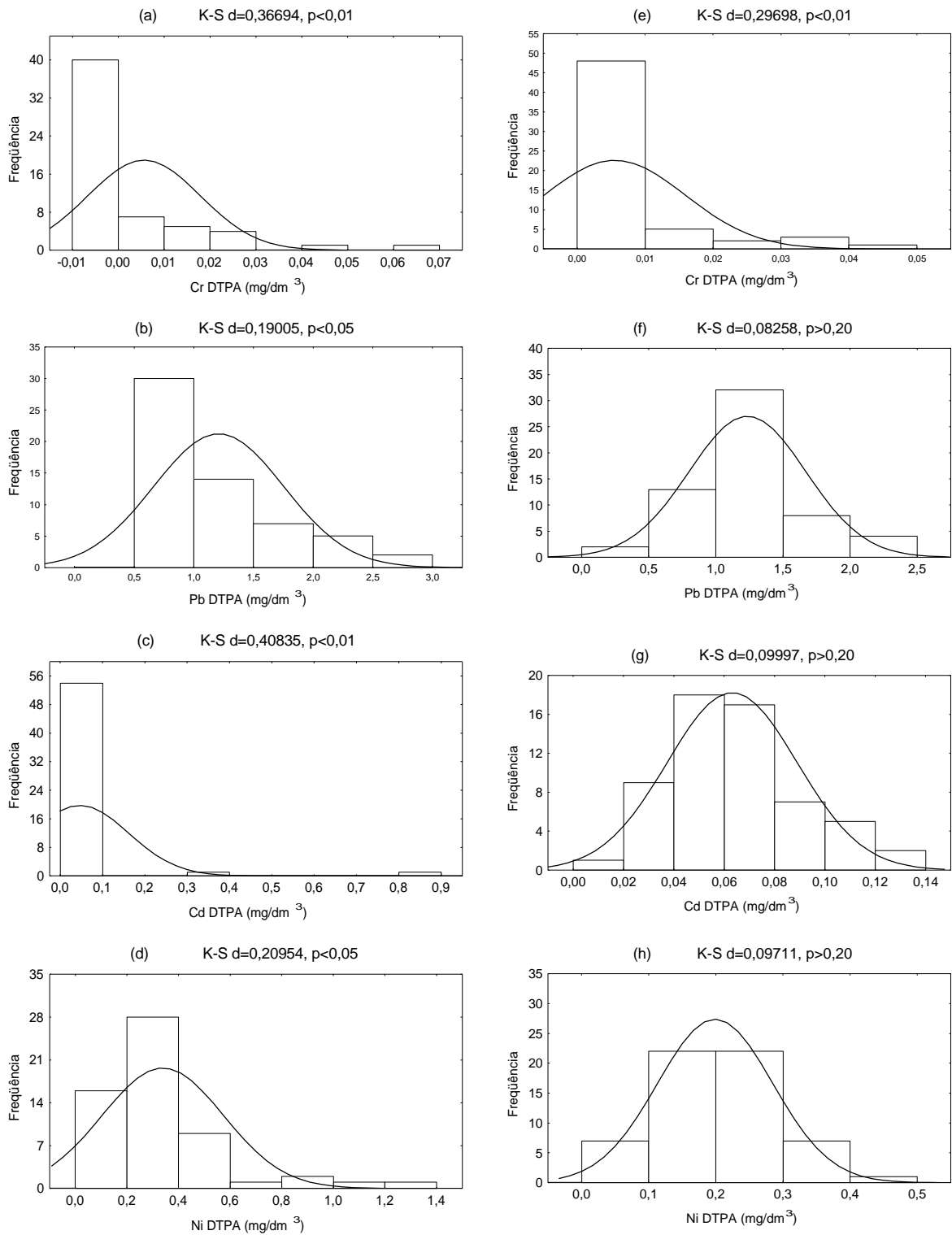


Figura 25. Histogramas dos teores (mg/dm^3) de Cr, Pb, Cd e Ni extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

Os teores de micronutrientes e metais pesados extraídos com Mehlich-1 (Quadro 6), foram , em média, mais elevados do que quando a extração foi feita utilizando-se o DTPA-TEA (Quadro 5), com exceção do Cu no Gleissolo Sáfico. Apesar dos valores mínimo e máximo de Cu extraído por Mehlich-1 serem maiores, a sua média foi menor quando comparada à do Cu extraído por DTPA-TEA. Esse fato deve-se, provavelmente, a maior frequência de teores mais baixos (Figura 26) o que influenciou o valor da média. Os extratores ácidos, como o Mehlich-1, podem solubilizar micronutrientes por dissociação de complexos com a matéria orgânica, além de deslocar cátions adsorvidos, dissolver carbonatos e hidróxidos pouco cristalizados e dissolver parcialmente os minerais de argila silicatados liberando formas não lábeis desses elementos (Pickering, 1981; Martens e Lindsay, 1990).

Quadro 6. Estatísticas descritivas dos teores de micronutrientes e metais pesados na camada de 0-5 cm com Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

Elemento (mg/dm ³)	Min	Max	M	Med	DP	A	EA	C	EC	CV (%)
Vertissolo Hidromórfico										
Cu	0.39	2.91	1.43	1.44	0.47	0.23	0.31	0.84	0.62	32.96
Zn	0.91	17.59	6.62	6.21	3.36	0.97	0.31	1.32	0.62	50.72
Fe	50.71	418.61	174.50	158.47	73.70	1.06	0.31	1.30	0.62	42.23
Mn	69.90	448.44	173.71	166.33	61.41	1.83	0.31	6.81	0.62	35.35
Cr	0.00	1.96	0.43	0.35	0.34	1.80	0.31	6.04	0.62	78.74
Pb	0.00	4.52	1.93	1.93	1.09	0.39	0.31	0.08	0.62	56.76
Cd	0.06	0.42	0.23	0.23	0.11	0.02	0.31	-1.59	0.62	47.76
Ni	0.00	4.20	2.47	2.54	0.77	-0.85	0.31	1.49	0.62	31.13
Gleissolo Sáfico										
Cu	0.03	1.86	0.71	0.59	0.41	0.41	0.31	-0.43	0.61	58.48
Zn	1.37	9.01	3.53	3.15	1.74	1.50	0.31	1.94	0.61	49.34
Fe	77.45	392.80	230.78	226.92	60.46	0.25	0.31	0.75	0.62	26.20
Mn	40.42	304.94	165.13	162.60	43.63	0.25	0.31	1.24	0.61	26.42
Cr	0.00	3.02	0.40	0.25	0.54	2.38	0.31	8.26	0.61	137.23
Pb	1.11	5.67	3.00	3.01	1.06	0.64	0.31	0.12	0.61	35.39
Cd	0.03	0.60	0.38	0.43	0.16	-0.36	0.31	-1.29	0.61	43.19
Ni	0.00	3.74	1.46	1.41	1.00	0.24	0.31	-0.77	0.61	68.57

Min-mínimo; Max-Máximo; M-média; Méd-mediana, DP-desvio padrão; A-assimetria; EA-erro padrão da assimetria; C-curtose; EC-erro padrão da curtose; CV-coeficiente de variação.

Houve pequena distorção da curva de distribuição das variáveis estudadas para a direita (Figura 26), o que pode ser confirmado pelos valores positivos dos coeficientes de assimetria (Quadro 6). Com base em Warrick e Nielsen (1980) os CVs são considerados como de média variabilidade. Os

elevados valores de curtose para Zn, Fe e Mn demonstram tendência de concentração dos teores em torno do valor médio, principalmente para Mn. Entretanto, todos os micronutrientes apresentaram distribuição normal pelo teste KS ao nível de 1% de significância, apesar dos elevados valores de curtose.

Nos histogramas para Cu, Zn, Fe e Mn (Mehlich-1) no Gleissolo Sáfico (Figura 26) percebe-se, para os dois primeiros, um pequeno afastamento da curva para a esquerda. Pela observação dos valores da média, mediana e dos coeficientes de assimetria e curtose pode-se inferir sobre o comportamento normal dos dados para todas as variáveis, sendo confirmado pelo teste KS ao nível de 1% de probabilidade.

Os micronutrientes (Mehlich-1) apresentaram teores, em média, considerados altos pela CFSEMG (1999), com exceção dos teores de Cu que foram considerados baixos. Todavia, mesmo os valores mínimos de Fe e Mn, foram maiores que o limite máximo para sua classificação como alto.

A observação da Figura 27, a comparação entre os valores do Quadro 6 para a média e a mediana e os valores dos coeficientes de assimetria e curtose, nos permite inferir sobre a normalidade da distribuição dos teores de metais pesados, com exceção do Cr no Gleissolo Sáfico.

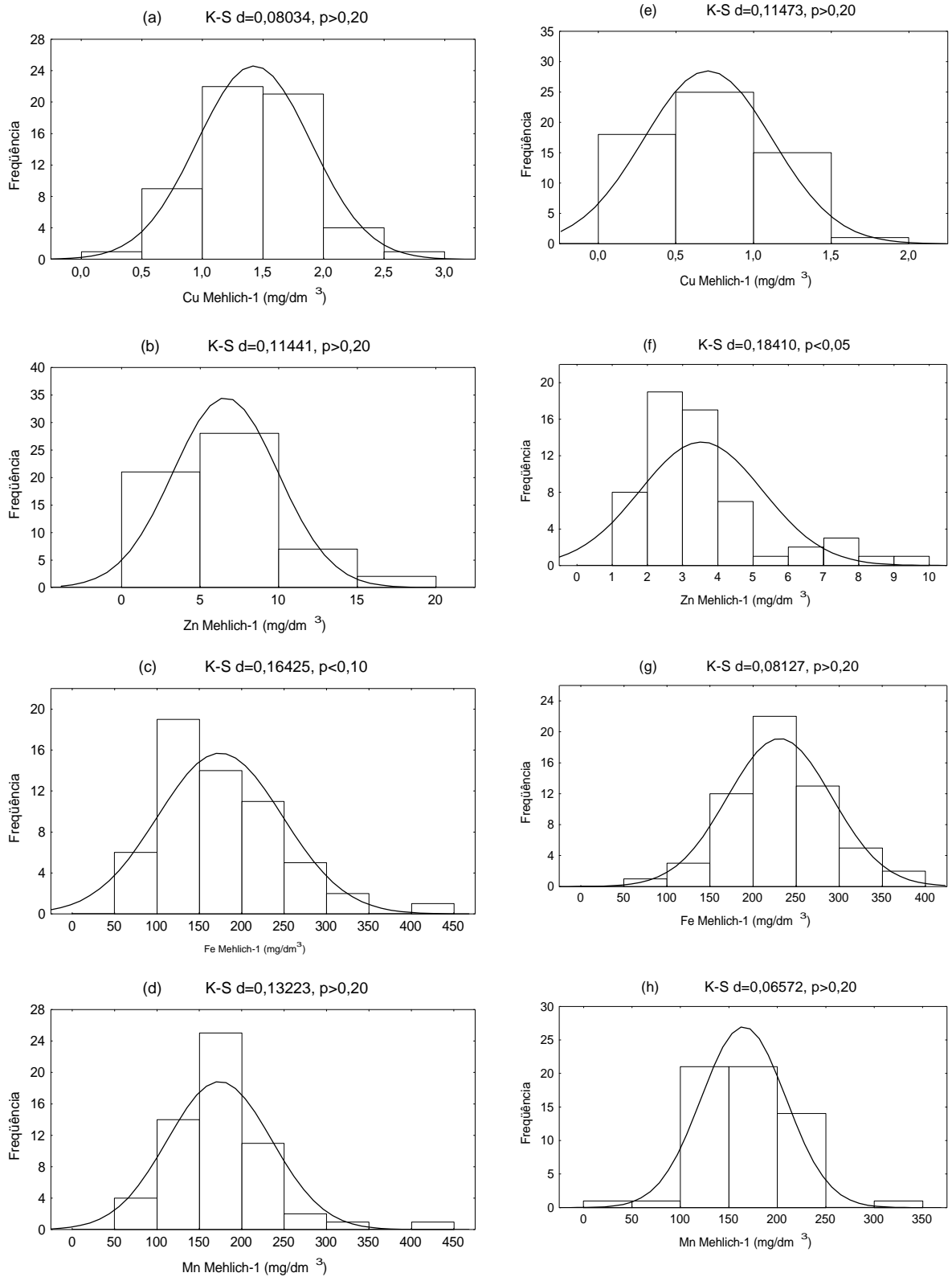


Figura 26. Histogramas dos teores (mg/dm³) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

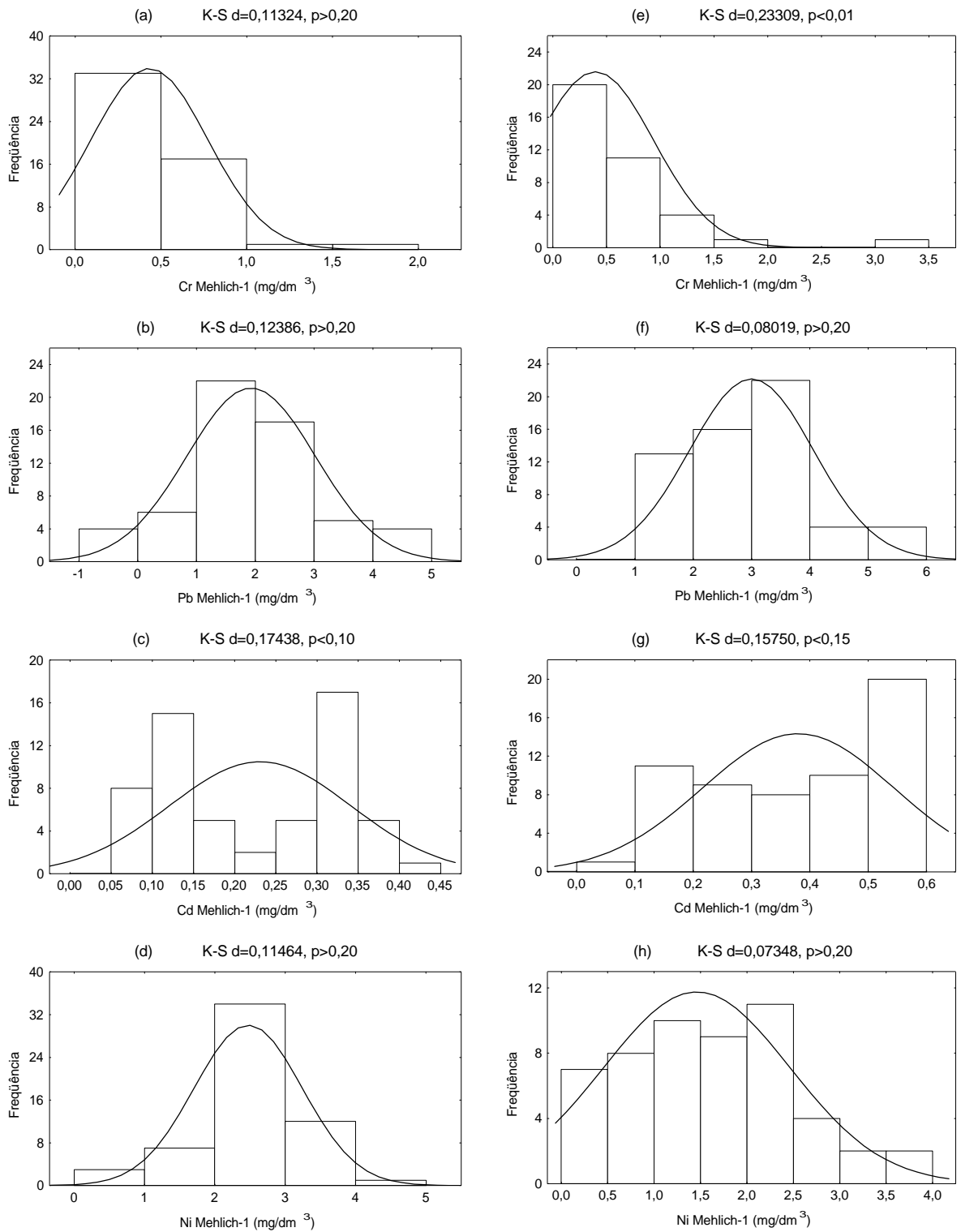


Figura 27. Histogramas dos teores (mg/dm³) de Cr, Pb, Cd e Ni extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

Os gráficos de probabilidade normal para a concentração dos micronutrientes extraídos por DTPA-TEA (Figura 9A) e Mehlich-1 (Figura 10A), nos dois solos estudados podem ser observados no apêndice.

Pelos gráficos “post-plot” observa-se uma sub-área onde estão inseridos os pontos de maior teor dos micronutrientes, a partir da metade da área na direção NS (Figuras 28 e 30), com exceção do Mn extraído por Mehlich-1. No Gleissolo Sáfico (Figura 28), os maiores teores estão em uma sub-área localizada na parte superior do gráfico. Entretanto a Figura 30 mostra uma distribuição mais aleatória dos dados dentro da área experimental com pequenas sub-áreas englobando concentrações mais baixas ou mais altas, mas sem apresentar uma tendência clara de variação dos dados.

Houve tendência ao agrupamento dos maiores teores dos metais pesados do Vertissolo Hidromórfico nos quadrantes NW e SW (Figuras 29 e 31). No Gleissolo Sáfico (Figura 29), a bordadura superior da área foi onde houve a maior concentração de teores elevados dos metais, enquanto na Figura 31 pode-se observar que apenas o Cd e o Pb apresentaram esse comportamento. O Cr e o Ni apresentaram sub-áreas de maiores concentrações na região central da área experimental.

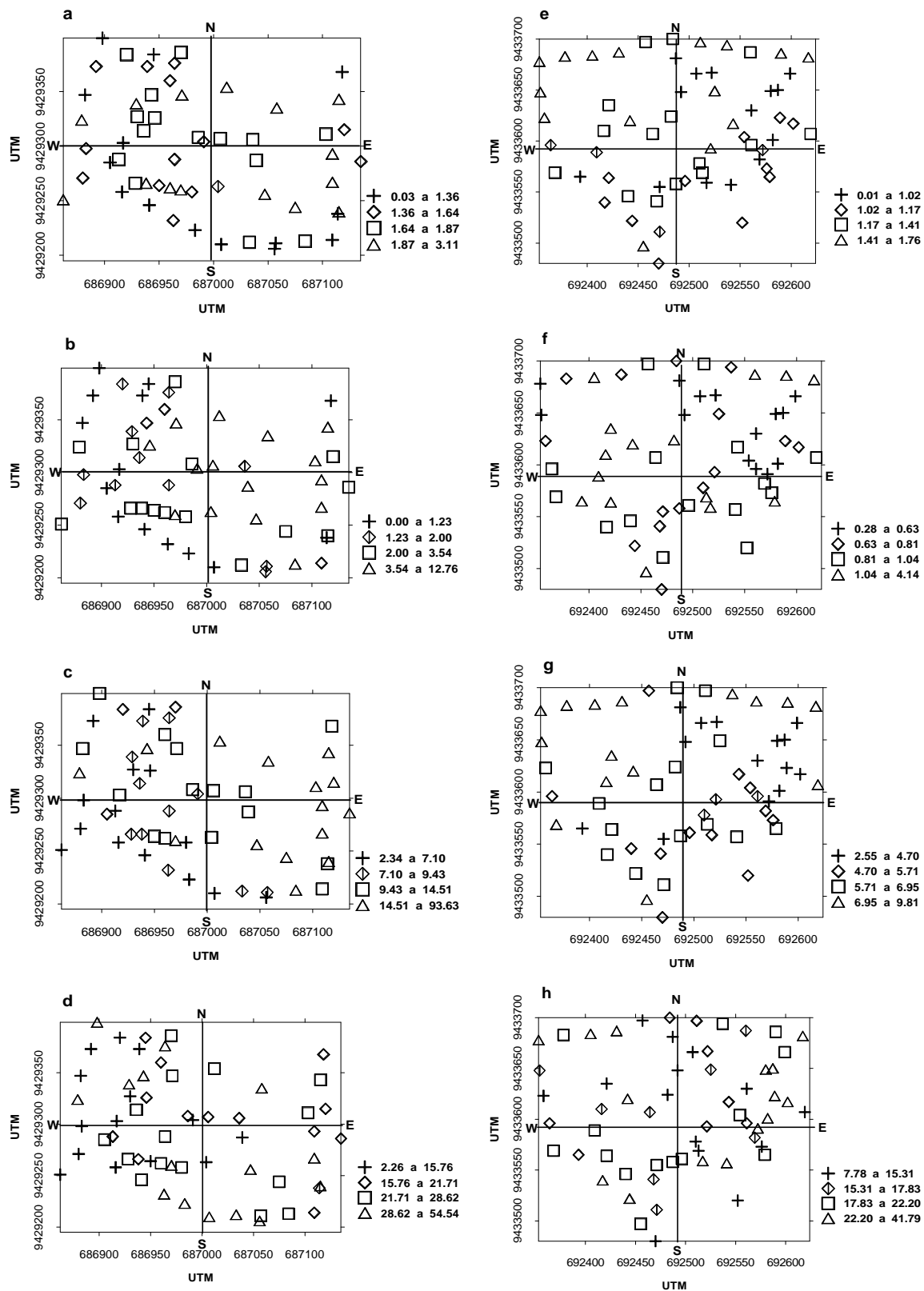


Figura 28. Gráfico “postplot” dos teores (mg/dm³) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

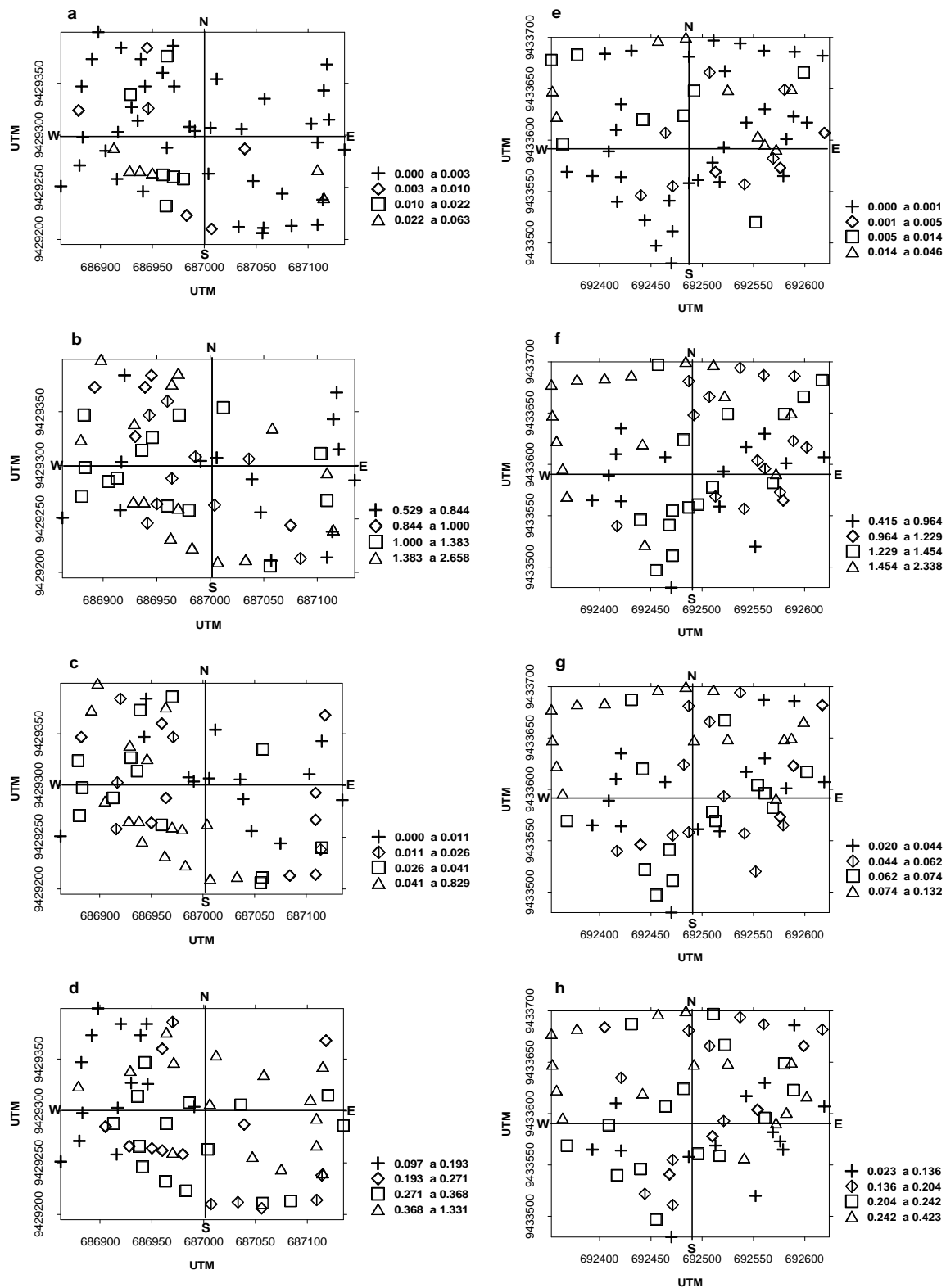


Figura 29. Gráfico “postplot” dos teores (mg/dm³) de Cr, Pb, Cd e Ni extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

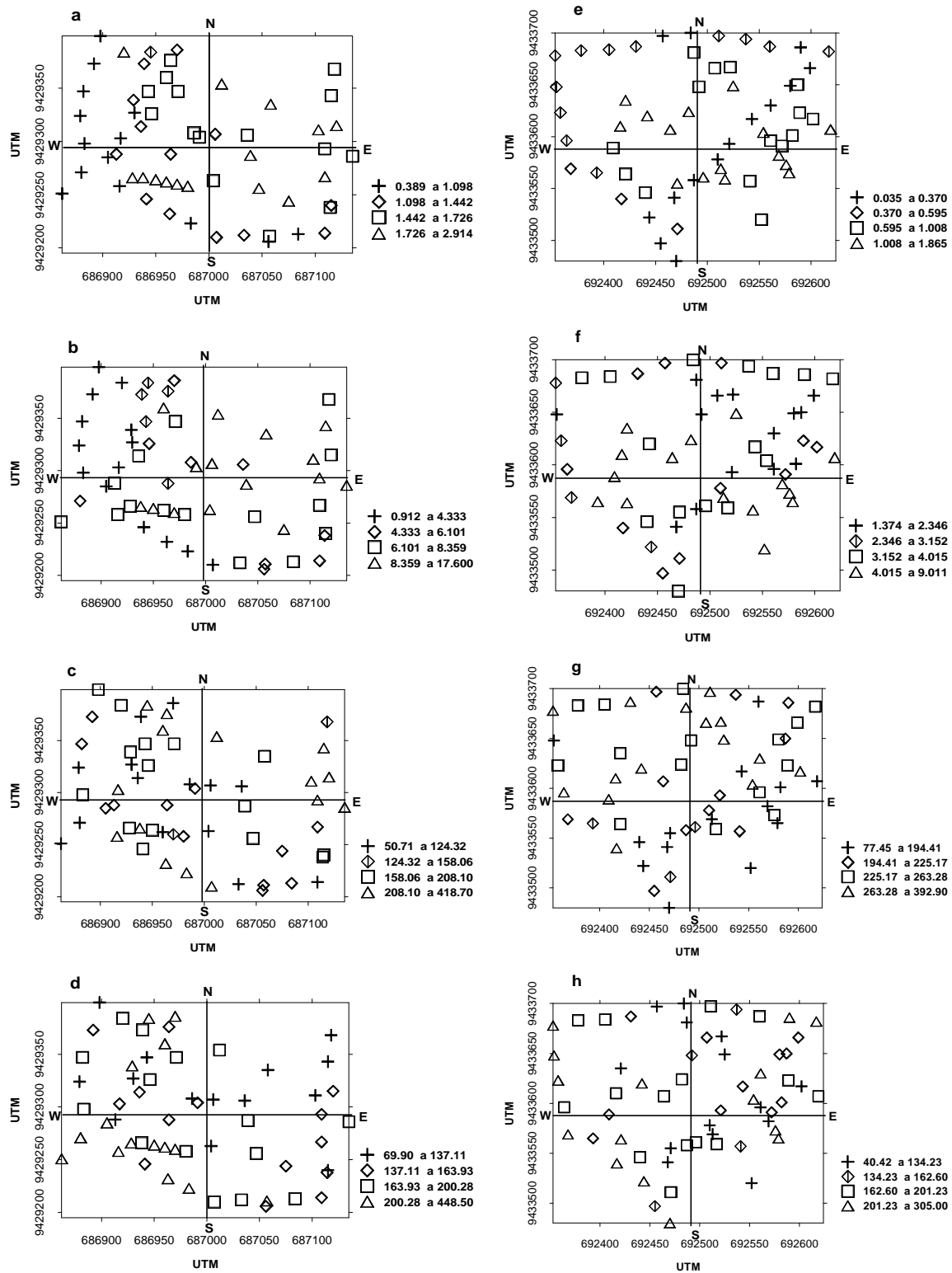


Figura 30. Gráfico “postplot” dos teores (mg/dm^3) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

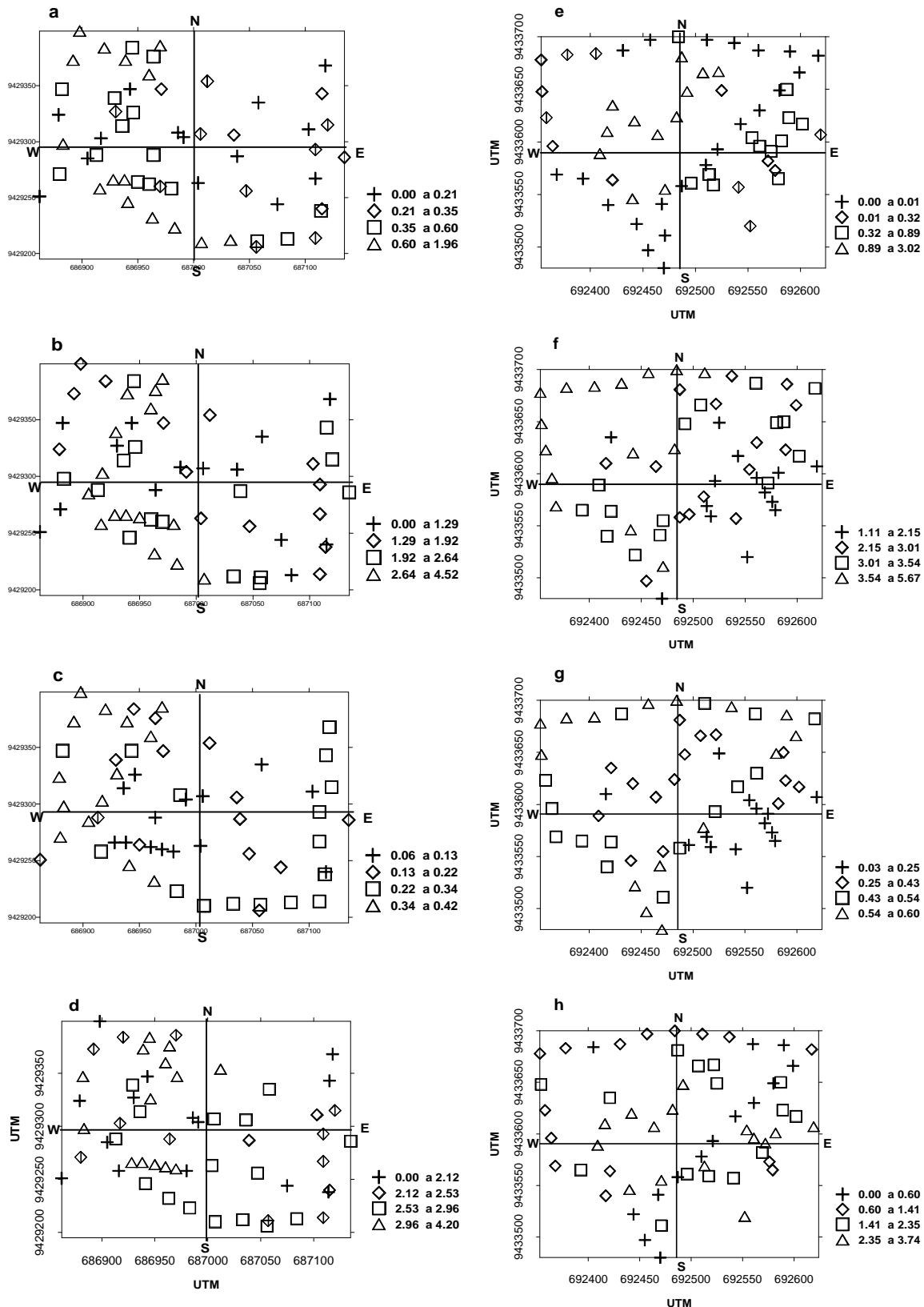


Figura 31. Gráfico “postplot” dos teores (mg/dm³) de Cr, Pb, Cd e Ni extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

4.2. Associação entre as características estudadas

As melhores correlações ocorreram entre teor de Na^+ e t e teor de Na^+ e S (Quadro 7), mostrando que esse elemento foi o que mais contribuiu para os valores dessas variáveis. Provavelmente, a presença de minerais calcio-sódica (plagioclásios) nas frações areia e silte nessas áreas e sua posição topográfica tenham sido os motivos do predomínio do Na.

A saturação por bases (V %) apresentou correlação com todas as características, exceto pH (1:10), sendo o H ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) a variável com a qual melhor se correlacionou. Os menores coeficientes de correlação foram obtidos com pH (1:5 e 1:10) e teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} (Quadro 7).

O pH (1:2,5) em água apresentou correlações positivas com o pH (1:5), pH (1:10) e V e negativas com o teor de C e H (Quadro 7). A acidez do solo é influenciada pela presença de diferentes grupos ácidos capazes de ceder prótons, tais como: grupos ácidos dos minerais de argila, da matéria orgânica e dos ácidos solúveis produzidos no solo em decorrência da atividade microbiológica. Tais grupos ácidos formam os sistemas doadores de prótons e representam a acidez potencial, que se distingue da acidez atual representada pelos prótons (H_3O^+) na solução do solo (Alvarez, V. et al, 1994; Freire, 1991).

Apesar de significativo, o coeficiente de correlação entre teor de C e t (Quadro 7), no Vertissolo Hidromórfico, apresentou valor muito baixo enquanto no Gleissolo Sáfico não foi significativo. Estudando solos da região semi-árida do Nordeste do Brasil, Oliveira (1988) e Corrêa (2000) não encontraram correlação significativa entre os teores de C e os valores da t, sendo significativa apenas com o teor de argila.

A CE apresentou correlação com Na, sendo mais elevada no Gleissolo Sáfico onde a salinidade é mais severa (Quadro 7). Quando se utilizou a relação (1:10) para medida da condutividade, os coeficientes de correlação com o Na foram um pouco mais elevados quando comparados aos obtidos com os valores de CE medidos na relação (1:5). No Vertissolo Hidromórfico, a correlação com a TNa foi mais elevada do que com o valor absoluto do elemento no solo. Corrêa (2000) constatou alta correlação entre a CE e o teor de Na ($r=0,87^{**}$) e atribuiu esse resultado à predominância do íon e

à sua alta condutividade iônica molar, cujo valor é de $50,1 \text{ S.m}^2.\text{mol}^{-1}$ segundo Basset et al. (1981).

As frações granulométricas (Quadro 8) apresentaram baixos coeficientes de correlação com as características químicas do solo e teor de micronutrientes e metais pesados no solo. Apenas as correlações entre percentagem de silte e teor de Zn extraído por Mehlich-1, e teor de argila e pH (1:10) foram observadas nas duas áreas.

As frações mais grosseiras do solo (areia e silte) apresentaram algumas correlações significativas com os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K (Quadro 8), indicando que o intemperismo dessas frações é fonte potencial desses nutrientes para o solo. Alguns trabalhos têm demonstrado a importância das frações mais grosseiras do solo como reserva de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K. Sadusky et al. (1987), estudando a cinética e os mecanismos de liberação de K em solos arenosos, encontraram que esses solos liberam grande quantidade desse nutriente, justificando a ausência de resposta das plantas de milho à aplicação de fertilizantes potássicos. Segundo os autores, grande parte dessa liberação ocorreu da fração areia e silte, ricas em feldspatos potássicos e biotita.

A fração argila também apresentou correlação significativa com o Mg^{2+} no Vertissolo Hidromórfico e com o Ca^{2+} no Gleissolo Sáfico (Quadro 9), provavelmente devido a presença de minerais primários nesta fração. A ocorrência de minerais primários na fração argila é comum nas regiões semi-áridas devido ao seu baixo grau de intemperismo (Knight, 1991).

A fração areia grossa apresentou correlação positiva com CdM e negativa com ZnD, ZnM e CuM (Quadro 9). Provavelmente esse resultado deve-se a presença da calcita (ver item 4.4), mineral frequentemente encontrado em solos das regiões áridas e semi-áridas (Corrêa, 2000; Tanji, 1996) e considerado importante superfície adsortiva para metais pesados.

Quadro 7. Coeficientes de correlação entre as características químicas do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

Vertissolo Hidromórfico																
	pH (1:2,5)	pH (1:5)	pH (1:10)	CE (1:5)	CE (1:10)	C	Ca	Mg	K	Na	H	P	S	t	V	TNa
pH (1:2,5)	1,00	0,72	0,65	-0,04	-0,06	-0,53	0,04	-0,07	0,09	0,08	-0,58		0,07	0,04	0,55	0,24
pH (1:5)	-	1,00	0,80	-0,15	-0,17	-0,31	-0,06	-0,16	0,20	-0,02	-0,40		-0,04	-0,06	0,32	0,13
pH (1:10)	-	-	1,00	-0,48	-0,51	-0,11	-0,08	-0,16	0,45	-0,22	-0,11		-0,22	-0,23	0,02	-0,17
CE (1:5)	-	-	-	1,00	0,99	-0,30	-0,01	0,13	-0,71	0,61	-0,55		0,58	0,57	0,58	0,75
CE (1:10)	-	-	-	-	1,00	-0,31	0,04	0,19	-0,70	0,63	-0,55		0,61	0,60	0,59	0,75
C	-	-	-	-	-	1,00	-0,19	-0,16	0,37	-0,37	0,58		-0,37	-0,35	-0,57	-0,44
Ca	-	-	-	-	-	-	1,00	0,76	-0,40	0,33	-0,30		0,45	0,45	0,34	0,12
Mg	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,39	0,31	-0,26		0,43	0,43	0,33	0,13
K	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,57	0,51		-0,59	-0,58	-0,54	-0,56
Na	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,63		0,99	0,99	0,69	0,90
H	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00		-0,63	-0,60	-0,96	-0,79
P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00				
S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	1,00	0,70	0,86
t	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,67	0,85
V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,84
TNa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00
Gleissolo Sáfico																
pH (1:2,5)	1,00	0,85	0,84	-0,02	-0,12	0,38	0,37	-0,11	0,34	-0,03	-0,67	-0,27	-0,02	-0,02	0,38	-0,34
pH (1:5)	-	1,00	0,95	-0,20	-0,34	0,45	0,43	-0,31	0,16	-0,29	-0,61	-0,38	-0,28	-0,29	0,20	-0,56
pH (1:10)	-	-	1,00	-0,26	-0,36	0,44	0,44	-0,27	0,17	-0,29	-0,53	-0,46	-0,27	-0,28	0,16	-0,57
CE (1:5)	-	-	-	1,00	0,92	-0,06	-0,23	0,64	0,40	0,86	-0,26	0,18	0,85	0,85	0,56	0,53
CE (1:10)	-	-	-	-	1,00	-0,13	-0,31	0,70	0,50	0,91	-0,16	0,26	0,91	0,91	0,60	0,67
C	-	-	-	-	-	1,00	0,57	-0,13	-0,10	-0,14	-0,09	0,05	-0,13	-0,13	-0,12	-0,51
Ca	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,17	-0,19	-0,37	-0,13	-0,05	-0,33	-0,33	-0,20	-0,67
Mg	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,30	0,78	-0,07	0,19	0,81	0,81	0,38	0,35
K	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,62	-0,53	0,12	0,62	0,62	0,67	0,34
Na	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,27	0,23	1,00	1,00	0,64	0,63
H	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,14	-0,27	-0,26	-0,78	0,05
P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,23	0,23	0,00	0,25
S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	1,00	0,63	0,60
t	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,63	0,60
V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,45
TNa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00

os valores em negrito são significativos ao nível de 5% de significância.

O teor de argila apresentou correlação negativa com CE (Quadro 8). Esse resultado se deve, provavelmente, à influência da argila (quantidade e tipo) na t do solo, e, conseqüentemente, na quantidade de sais em solução.

Quadro 8. Coeficientes de correlação entre as frações granulométricas e características químicas do Vertissolo Hidromórfico.

	pH (1:2,5)	pH (1:5)	pH (1:10)	CE (1:5)	CE (1:10)	Ca	Mg	K	P	ZnD	CuM	ZnM	CrM	CdM	NiM
A. Grossa	0,27	0,28	0,18	0,13	0,10	-0,32	-0,42	0,33	-0,14	-0,37	-0,48	-0,37	-0,02	0,44	-0,07
A. Fina	0,11	0,04	0,05	0,00	-0,04	-0,18	-0,27	0,15	-0,11	-0,17	-0,26	-0,17	-0,15	0,28	-0,32
Areia	0,18	0,13	0,10	0,04	0,00	-0,25	-0,35	0,22	-0,13	-0,26	-0,36	-0,26	-0,12	0,37	-0,28
Silte	-0,33	-0,33	-0,51	0,44	0,45	-0,10	-0,19	-0,30	0,43	-0,33	-0,22	-0,36	0,38	0,33	0,06
Argila	0,13	0,17	0,32	-0,37	-0,35	0,26	0,40	0,07	-0,24	0,44	0,42	0,46	-0,21	-0,52	0,15

Os valores em negrito são significativos ao nível de 5% de significância
M- extraídos por Mehlich-1; D-extraídos por DTPA-TEA

Quadro 9. Coeficientes de correlação entre as frações granulométricas e características químicas do Gleissolo Sáfico.

	pH (1:2,5)	pH (1:5)	pH (1:10)	C	Ca	Mg	MnD	ZnM	FeM
A. Grossa	-0,10	-0,11	-0,09	-0,30	-0,14	-0,23	0,06	0,11	0,18
A. Fina	-0,45	-0,48	-0,50	-0,38	-0,28	0,03	0,50	0	0,41
Areia	-0,38	-0,41	-0,42	-0,41	-0,26	-0,07	0,41	0,05	0,38
Silte	0,03	0,01	0,01	0,37	0,05	0,42	-0,08	-0,36	-0,2
Argila	0,52	0,42	0,47	0,18	0,49	-0,16	-0,25	0,05	-0,24

Os valores em negrito são significativos ao nível de 5% de significância.
M- extraídos por Mehlich-1; D-extraídos por DTPA-TEA

Houve correlação positiva e significativa entre o teor de B e CE, S, t, V e TNa (Quadro 10), sendo o Na, o principal elemento responsável por esses resultados. Cartwright et al. (1986) encontraram correlação significativa entre B, percentagem de saturação por Na e t em solos salinos e salino-sódicos.

Apesar de encontrar-se na literatura referências sobre a influência do pH do solo no teor de B em solução, ou seja, aumento da adsorção deste nutriente à superfície dos colóides, à medida que cresce a alcalinidade do meio, não houve correlação entre as duas variáveis (Quadros 10). Brasil Sobrinho (1965) e Gupta (1979) também não encontraram correlação entre o B disponível pelo método da água quente e o pH dos solos estudados.

Segundo Parks e White (1952), a matéria orgânica influencia na retenção de B pela formação de complexos organoborados e Brasil Sobrinho (1965), Martens (1968), Horowitz e Dantas (1973) e Ruy (1986) encontraram correlações positivas entre os teores de B extraídos com água quente e teores de C do solo. Entretanto,

constatou-se, no Vertissolo Hidromórfico, correlação significativa e negativa entre os teores de B extraídos com água quente e os teores de C do solo (Quadro 10).

O pH apresentou correlação negativa com alguns micronutrientes e metais pesados. O pH (Quadros 10), na maioria dos casos, é o mais importante fator de controle da disponibilidade de micronutrientes catiônicos para as plantas, visto que esses elementos têm sua disponibilidade diminuída pela elevação do valor dessa característica do solo. O Zn, por exemplo, em pH mais baixo, pode competir com o H^+ por posições nos sítios de troca, sua solubilidade aumenta na solução do solo e uma maior proporção torna-se disponível com íons livres (Kalbasi et al., 1978; McBride, 1982; Bar-tal et al., 1988; Msaky e Calvet, 1990; Suave et al., 1997).

Observou-se correlação significativa e negativa entre o teor de Zn e o de P no solo (Quadro 10). Olsen (1972) atribuiu essa interação negativa, relacionada a altos teores de P no solo, à formação de $Zn_3(PO_4)_2$ que reduz a concentração de Zn na solução do solo.

A saturação por bases (V %) apresentou maior número de correlações com os micronutrientes e metais pesados seguido pela percentagem de saturação por Na (Quadros 10), demonstrando a influência da salinidade nas interações entre esses elementos.

Com relação ao teor de C, constatou-se correlação com alguns micronutrientes e metais pesados, variando, no entanto, quanto à natureza. Em solos sódicos, o carbonato de Na presente dispersa a matéria orgânica, e as substâncias de baixo peso molecular (principalmente humatos de Na) formam complexos solúveis com Fe (Marschner, 1995). Os complexos formados entre os metais e a fração orgânica do solo podem ser solúveis ou não, e a solubilidade de tais complexos depende da natureza dos ligantes orgânicos. As substâncias húmicas formam complexos metálicos insolúveis, diminuindo a disponibilidade desses metais no solo. Já os complexos metálicos com ácidos fúlvicos, proteínas e aminoácidos livres são em geral solúveis, diminuindo a adsorção dos mesmos aos sítios de troca dos colóides ou a sua precipitação, podendo resultar em maior absorção desses elementos pelas plantas (Stevenson, 1994). Este mesmo autor afirmou que a fração solúvel da matéria orgânica pode se tornar insolúvel quando forma complexos organominerais com a argila. Nesse tipo de reação, os íons

metálicos funcionam como ponte entre a fração orgânica e a mineral e são imobilizados.

O Ca^{2+} apresentou correlação significativa e negativa com o teor de Cd extraído por Mehlich-1 (Quadro 10). A capacidade de adsorção de um solo arenoso foi reduzida em 67%, segundo Christensen (1987), quando a concentração de Ca^{2+} aumentou em 10 vezes.

Quadro 10. Coeficientes de correlação entre os teores de micronutrientes e metais pesados e características químicas do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sálco.

Vertissolo Hidromórfico																
	pH (1:2,5)	pH (1:5)	pH (1:10)	CE (1:5)	CE (1:10)	C	Ca	Mg	K	Na	H	P	S	t	V	TNa
B	0,13	0,08	-0,07	0,59	0,59	-0,39	-0,08	0,06	-0,42	0,49	-0,37	-0,15	0,46	0,45	0,35	0,53
CuD	-0,42	-0,31	-0,27	-0,18	-0,15	0,18	0,12	0,29	0,00	-0,31	0,30	-0,07	-0,26	-0,25	-0,33	-0,40
ZnD	-0,25	-0,22	-0,03	-0,38	-0,37	0,29	0,06	0,20	0,08	-0,42	0,47	-0,37	-0,38	-0,36	-0,45	-0,52
FeD	-0,57	-0,22	-0,08	-0,42	-0,42	0,53	-0,22	-0,10	0,33	-0,44	0,71	-0,20	-0,44	-0,41	-0,72	-0,56
MnD	-0,28	-0,46	-0,45	0,07	0,09	0,25	-0,05	0,03	-0,12	0,01	0,12	0,17	0,00	0,01	-0,06	-0,04
CrD	-0,12	-0,22	-0,10	0,17	0,18	-0,19	0,22	0,37	-0,15	0,22	-0,08	0,11	0,26	0,26	0,04	0,08
PbD	-0,39	-0,28	-0,38	0,22	0,27	0,16	0,07	0,19	-0,19	0,35	0,05	0,00	0,35	0,37	0,01	0,23
CdD	0,02	-0,01	-0,06	0,08	0,09	-0,14	0,16	0,18	-0,29	0,14	-0,17	-0,02	0,16	0,16	0,19	0,11
NiD	-0,49	-0,28	-0,19	-0,29	-0,29	0,46	-0,12	0,01	0,12	-0,28	0,51	-0,13	-0,27	-0,25	-0,51	-0,42
CuM	-0,31	-0,34	-0,01	-0,24	-0,20	0,08	0,32	0,48	-0,02	-0,21	0,30	-0,11	-0,13	-0,12	-0,33	-0,38
ZnM	-0,30	-0,15	0,07	-0,45	-0,43	0,26	0,10	0,17	0,14	-0,53	0,53	-0,33	-0,47	-0,46	-0,55	-0,62
FeM	-0,43	-0,14	-0,01	-0,09	-0,10	0,37	-0,19	-0,19	0,19	-0,01	0,45	-0,10	-0,03	-0,01	-0,46	-0,14
MnM	0,12	0,15	-0,10	0,35	0,34	-0,30	0,18	0,25	-0,16	0,34	-0,33	0,10	0,36	0,35	0,38	0,42
CrM	0,10	0,17	0,02	0,30	0,30	-0,34	0,01	-0,01	-0,12	0,36	-0,31	0,16	0,34	0,34	0,33	0,43
PbM	0,01	0,08	-0,14	0,44	0,44	-0,17	0,22	0,27	-0,18	0,50	-0,40	0,14	0,51	0,51	0,43	0,54
CdM	0,12	0,23	0,08	0,02	0,00	0,07	-0,36	-0,60	0,35	0,08	0,10	0,02	0,00	0,01	-0,07	0,16
NiM	0,11	0,15	0,09	0,30	0,30	-0,24	0,26	0,31	-0,24	0,41	-0,41	0,03	0,43	0,42	0,39	0,39
Gleissolo Sálco																
B	-0,05	-0,21	-0,18	0,29	0,40	-0,29	-0,37	0,30	0,64	0,56	-0,17	-0,07	0,55	0,55	0,44	0,37
CuD	0,29	0,32	0,31	0,17	0,23	0,07	-0,19	-0,01	0,51	0,29	-0,52	-0,01	0,28	0,27	0,61	0,18
ZnD	0,05	0,12	0,04	-0,23	-0,29	-0,25	-0,15	-0,40	0,08	-0,25	-0,28	0,17	-0,26	-0,27	0,11	0,02
FeD	0,12	0,37	0,31	0,02	-0,03	0,30	-0,12	-0,21	0,21	-0,01	-0,41	-0,19	-0,02	-0,03	0,20	-0,18
MnD	-0,61	-0,44	-0,50	0,35	0,41	-0,03	-0,26	0,11	-0,16	0,17	0,25	0,17	0,16	0,16	-0,04	0,36
CrD	-0,27	-0,36	-0,31	0,16	0,21	-0,19	-0,07	0,40	0,16	0,33	0,08	0,00	0,33	0,34	0,08	0,05
PbD	-0,15	-0,23	-0,26	0,79	0,83	0,03	-0,25	0,66	0,44	0,80	-0,19	0,20	0,81	0,81	0,50	0,53
CdD	-0,08	-0,29	-0,24	0,71	0,78	0,16	0,05	0,68	0,38	0,78	-0,10	0,02	0,80	0,80	0,40	0,40
NiD	-0,44	-0,53	-0,59	0,69	0,79	-0,36	-0,43	0,48	0,38	0,70	-0,04	-0,15	0,69	0,69	0,44	0,62
CuM	-0,16	0,05	-0,03	-0,18	-0,28	-0,17	0,16	-0,02	-0,16	-0,26	-0,16	-0,02	-0,24	-0,25	-0,01	-0,28
ZnM	-0,07	0,10	0,03	-0,42	-0,52	-0,1	0,11	-0,33	-0,18	-0,42	-0,10	-0,13	-0,42	-0,43	-0,19	-0,24
FeM	-0,31	-0,33	-0,39	0,42	0,38	-0,51	-0,58	0,22	0,12	0,38	-0,21	0,13	0,36	0,36	0,40	0,46
MnM	0,09	0,24	0,15	0,09	0,07	0,26	0,18	0,03	0,02	0,01	-0,33	-0,10	0,02	0,01	0,28	0,03
CrM	-0,05	0,03	-0,12	0,09	-0,01	-0,44	-0,11	-0,06	0,09	-0,06	-0,29	0,00	-0,06	-0,07	0,21	0,05
PbM	0,02	-0,15	-0,16	0,61	0,72	-0,18	-0,34	0,52	0,69	0,75	-0,32	0,00	0,75	0,75	0,53	0,53
CdM	0,33	0,09	0,14	0,35	0,46	0,12	-0,26	0,09	0,50	0,46	-0,26	0,07	0,45	0,45	0,42	0,44
NiM	-0,13	0,05	-0,03	-0,16	-0,25	-0,37	-0,04	0,04	-0,06	-0,19	-0,12	0,05	-0,19	-0,19	-0,03	-0,27

Os valores em negrito são significativos ao nível de 5% de significância.

No Vertissolo Hidromórfico, observaram-se correlações significativas entre Fe extraído por DTPA-TEA com níquel e chumbo extraídos pelo mesmo extrator (Quadro 10). O Fe extraído por Mehlich-1, no Gleissolo Sáfico, também apresentou correlação com o Ni-DTPA (Quadro 11). O Ni e o Pb são classificados, segundo Alloway (1995) como elementos siderófilos, ou seja, apresentam alta afinidade com o Fe.

Os elementos com alta afinidade por enxofre (Cu, Zn, Cd e Pb), calcófilos, apresentaram, em geral, correlações significativas entre si. Sendo as correlações entre Cd e Cu e Cd e Zn, negativas em 3 das 4 relações observadas entre teores desses elementos extraídos com DTPA e Mehlich-1 (Quadro 11). Alloway (1995) explica que a competição com outros íons metálicos, como Cr, Cu, Ni e Pb, pode inibir a adsorção de Cd. O Zn, segundo Christensen (1987), apresenta maior efeito inibitório na adsorção de Cd pelo solo.

Os teores de Cr e Mn extraídos com Mehlich-1 apresentaram correlação significativa (Quadro 11). Esses elementos apresentam alta afinidade por silicatos e por isso, são denominados de litófilos.

A maior correlação encontrada entre extratores foi para o Zn ($r=0,85^*$) e ($r=0,62^*$) nas áreas 1 e 2, respectivamente, e para Pb ($r=0,74^*$) no Gleissolo Sáfico. Os elementos Cu e Fe, no Vertissolo Hidromórfico, e Cd, no Gleissolo Sáfico também apresentaram correlação positiva e significativa, no entanto com valores $< 0,5$. Os demais elementos não apresentaram correlação entre os teores extraídos pelos dois extratores indicando que estes extraíram frações diferentes no solo.

Quadro 11. Coeficientes de correlação entre micronutrientes e metais pesados extraídos com DTPA-TEA e Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico

Vertissolo Hidromórfico																
	B	CuD	ZnD	FeD	MnD	CrD	PbD	NiD	CuM	ZnM	FeM	MnM	CrM	PbM	CdM	NiM
B	1,00	-0,14	-0,21	-0,19	0,01	0,21	0,32	-0,14	-0,03	-0,24	0,09	0,14	0,37	0,26	0,06	0,27
CuD	-	1,00	0,70	0,63	0,53	0,22	0,47	0,76	0,37	0,57	0,16	0,08	-0,13	-0,04	-0,35	0,24
ZnD	-	-	1,00	0,65	0,26	-0,02	0,25	0,67	0,42	0,85	0,25	-0,15	-0,29	-0,27	-0,37	0,10
FeD	-	-	-	1,00	0,36	-0,05	0,51	0,89	0,22	0,65	0,48	-0,25	-0,25	-0,29	-0,04	-0,13
MnD	-	-	-	-	1,00	0,13	0,67	0,63	-0,10	-0,01	-0,09	-0,03	-0,14	-0,11	-0,08	0,00
CrD	-	-	-	-	-	1,00	0,18	0,02	0,35	-0,04	-0,03	0,19	0,02	0,20	-0,19	0,31
PbD	-	-	-	-	-	-	1,00	0,65	-0,05	0,05	0,24	0,10	0,07	0,20	0,04	0,21
NiD	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,17	0,54	0,28	-0,22	-0,29	-0,29	-0,15	-0,04
CuM	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,60	0,28	0,03	-0,06	-0,06	-0,63	0,16
ZnM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,38	-0,20	-0,15	-0,30	-0,40	-0,03
FeM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,20	0,15	0,19	0,07	0,11
MnM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,55	0,66	0,08	0,57
CrM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,57	0,33	0,44
PbM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,28	0,42
CdM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,19
NiM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00
Gleissolo Sáfico																
	B	CuD	ZnD	FeD	MnD	CrD	PbD	NiD	CuM	ZnM	FeM	MnM	CrM	PbM	CdM	NiM
B	1,00	0,34	0,08	0,09	-0,21	0,37	0,32	0,25	0,43	0,01	-0,06	0,34	0,11	0,47	0,24	0,09
CuD	-	1,00	0,01	0,49	-0,01	-0,06	0,16	0,04	0,27	-0,12	-0,31	0,17	0,02	0,22	0,41	-0,08
ZnD	-	-	1,00	0,35	-0,10	-0,21	-0,18	-0,43	-0,08	0,26	0,68	-0,01	0,37	-0,12	-0,20	0,22
FeD	-	-	-	1,00	0,26	-0,20	0,27	-0,10	0,07	0,17	0,23	0,14	0,14	0,16	0,04	0,12
MnD	-	-	-	-	1,00	-0,15	0,42	0,24	0,54	-0,04	-0,16	0,30	0,00	0,28	0,03	-0,07
CrD	-	-	-	-	-	1,00	0,14	0,37	0,32	0,16	-0,13	0,26	0,06	0,09	-0,17	0,33
PbD	-	-	-	-	-	-	1,00	0,77	0,60	-0,04	-0,22	0,32	0,08	0,74	0,25	-0,12
CdD	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,50	-0,31	-0,46	0,11	-0,25	0,61	0,41	-0,35
NiD	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,04	-0,31	0,45	0,24	0,55	0,20	0,07
CuM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,69	0,13	0,74	-0,22	-0,82	0,86
ZnM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,14	0,50	-0,30	-0,62	0,52
FeM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,29	0,33	0,05	0,20
CrM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,04	-0,49	0,79
PbM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,55	-0,15
CdM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,73
NiM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00

Os valores em negrito são significativos ao nível de 5% de significância.

4.3. Análise dos dados através da geoestatística

A análise de variabilidade de características do solo a partir de parâmetros oriundos da estatística clássica é extremamente útil, mas tem como grande restrição o fato da não avaliação da distribuição dos dados no espaço, não permitindo, assim, concluir se a variação dos dados está relacionada com os locais de amostragem.

Para avaliar a dependência das amostras em relação ao espaço, bem como identificar se as variações são sistemáticas ou aleatórias, utilizam-

se ferramentas da geoestatística (Teoria das Variáveis Regionalizadas). Dentre as ferramentas apresentadas pela geoestatística, utilizou-se o semivariograma e a krigagem. O semivariograma foi utilizado para quantificar a variação do fenômeno e como ferramenta básica de suporte para a krigagem. Esta última técnica foi utilizada como ferramenta para a obtenção dos mapas de distribuição espacial e de probabilidade.

Para todas as variáveis estudadas foram ajustados semivariogramas isotrópicos. O ajuste dos modelos foi feito através da análise de regressão não-linear pelo método dos mínimos quadrados, utilizando-se o software GS+.

Observando os semivariogramas (Figuras 32 a 43) constata-se que, para a maior parte das variáveis, encontrou-se dependência espacial.

Quando não é possível identificar a estrutura da variância e os valores da semivariância se mantêm a um determinado nível, com comportamento mais ou menos constante, independente do aumento da distância entre amostras, diz-se que os semivariogramas apresentam efeito pepita puro (Figuras 32f, 35a, 39a, 40c, 41b, 41c, 43c, 43f e 43h). Para esses casos, pode-se assumir que a distribuição é completamente ao acaso, há independência entre amostras e os métodos da estatística clássica podem ser aplicados, sendo a média aritmética um valor que representa bem o conjunto de dados. No entanto, não significa, necessariamente, que não exista estrutura de variância. Provavelmente, nesses casos, a dependência espacial ocorre em uma distância menor do que a distância entre os pontos de amostragem (lag) utilizada neste trabalho. Esse problema pode ser contornado com a utilização de uma amostragem preliminar para determinar o espaçamento ideal entre amostras que permitiria encontrar a estrutura de variação para cada variável a ser estudada. Provavelmente, a utilização de um grid irregular na amostragem tenha também influenciado nestes resultados.

O esférico e o exponencial foram os modelos que se ajustaram melhor aos dados. Nos trabalhos de variabilidade espacial de características do solo é comum encontrar ajuste dos semivariogramas a estes dois modelos (Vieira et al. 2002; Silva, 2001; Queiroz et al., 1999; Cambardella et al., 1994). O modelo exponencial não apresenta um valor finito de alcance, mas por fins

práticos, existe um ponto além do qual a semivariância para de crescer (Webster, 1985).

Os semivariogramas para V e TNa no Vertissolo Hidromórfico apresentaram ajuste ao modelo linear (Figura 38), indicando que quando a distância entre duas amostras aumenta, a diferença entre os valores das amostras também aumenta (dispersão infinita).

A partir dos semivariogramas são obtidos os parâmetros necessários ao estudo da estrutura de variação. A seguir é feita uma discussão desses parâmetros.

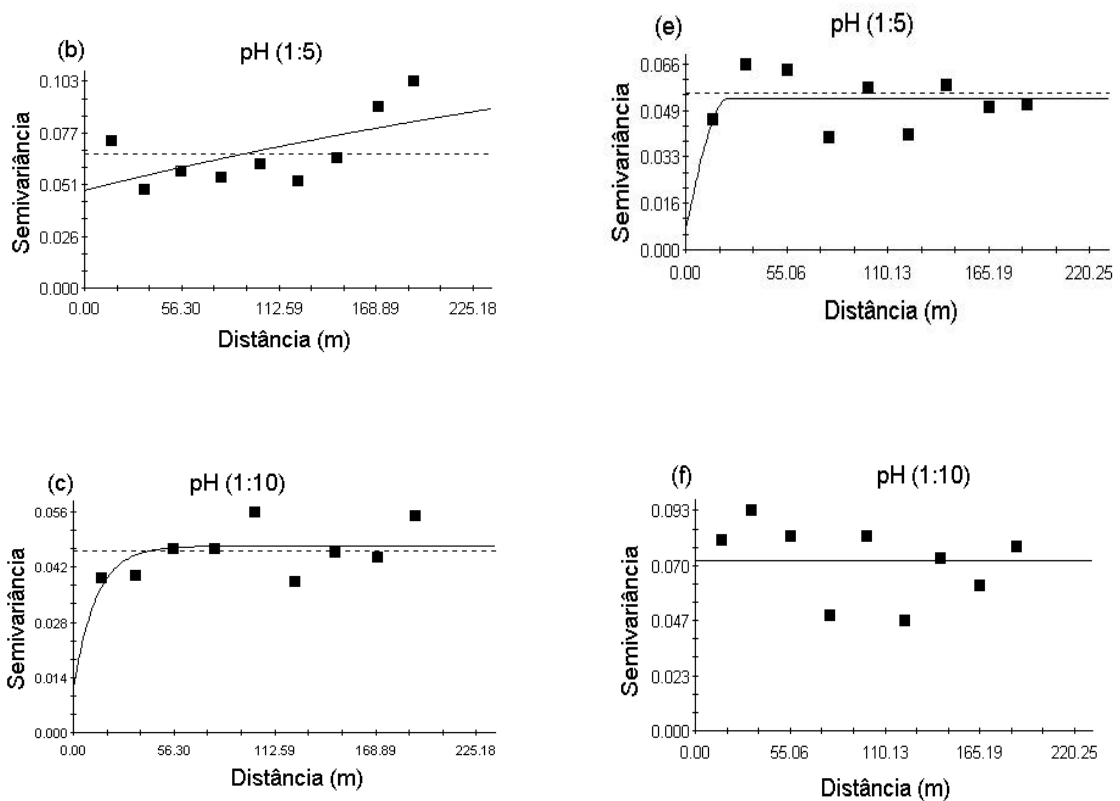


Figura 32. Semivariogramas do pH na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c) e do Gleissolo Sáfico (d, e, f).

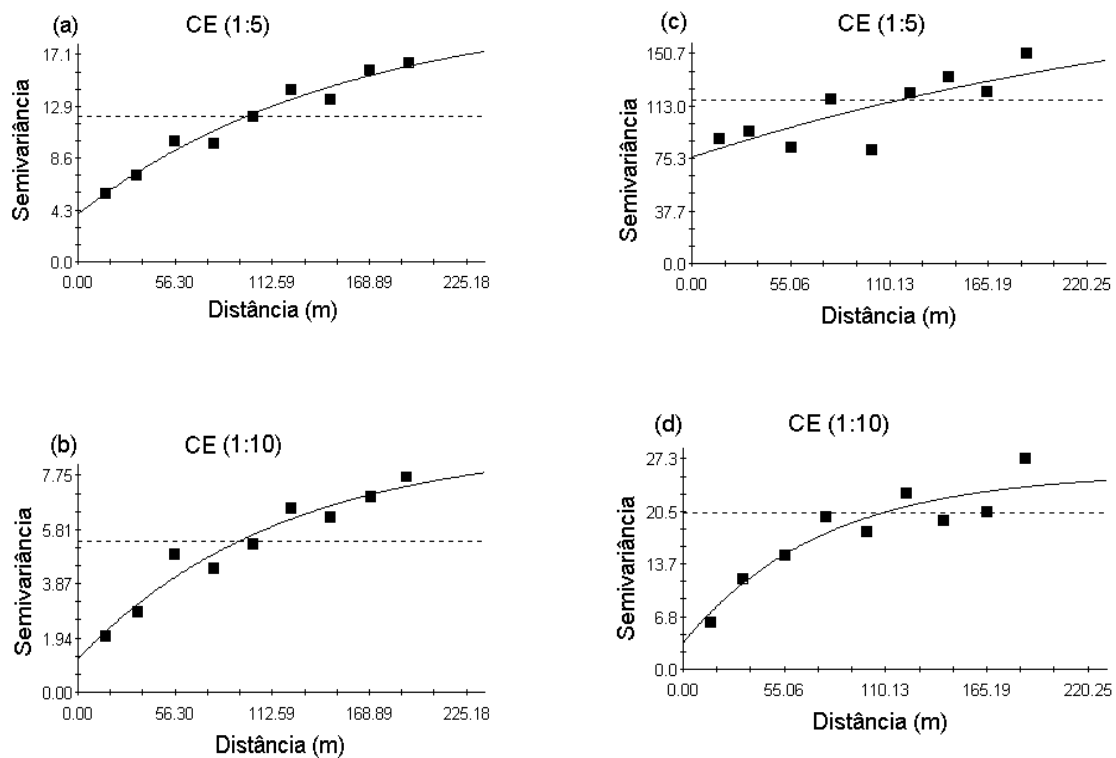


Figura 33. Semivariogramas da CE 1:5 e 1:10 (dS/m) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sáfico (c, d).

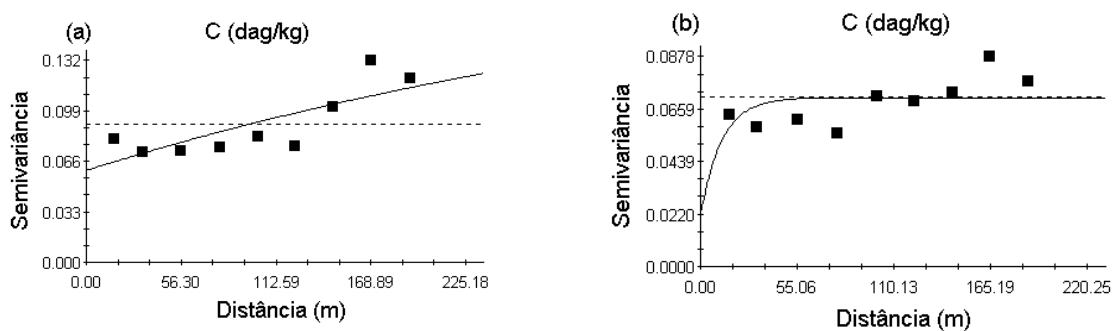


Figura 34. Semivariogramas dos teores (dag/kg) de C na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a) e do Gleissolo Sáfico (b).

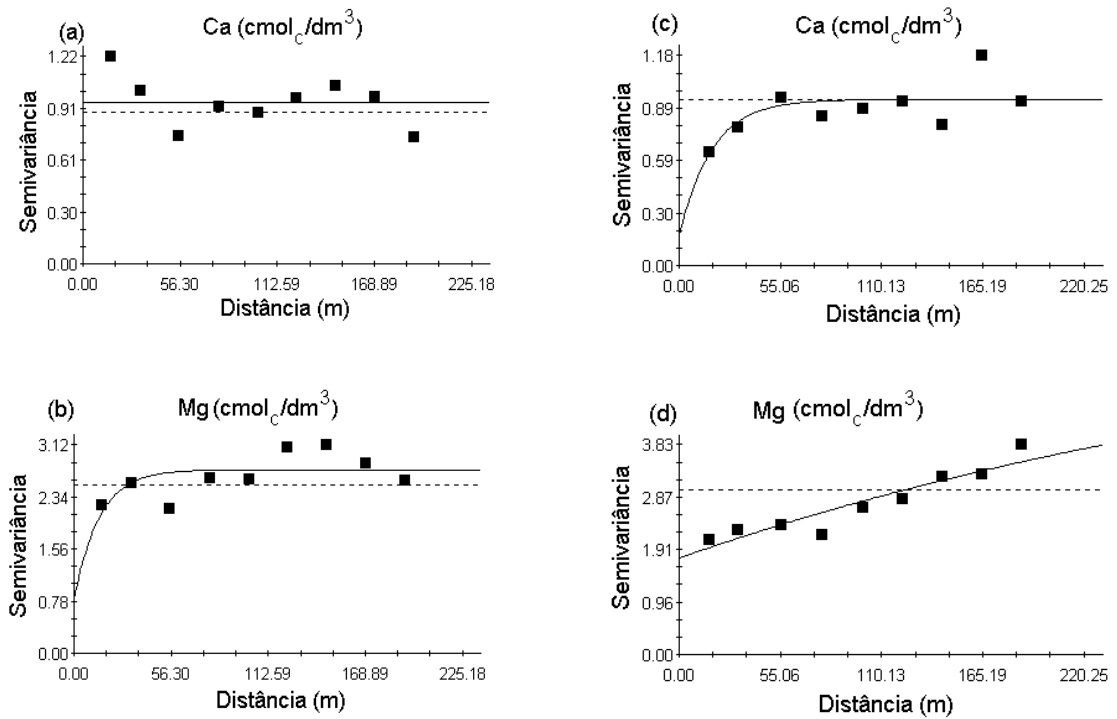


Figura 35. Semivariogramas dos teores ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) de Ca e Mg na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sálico (c, d).

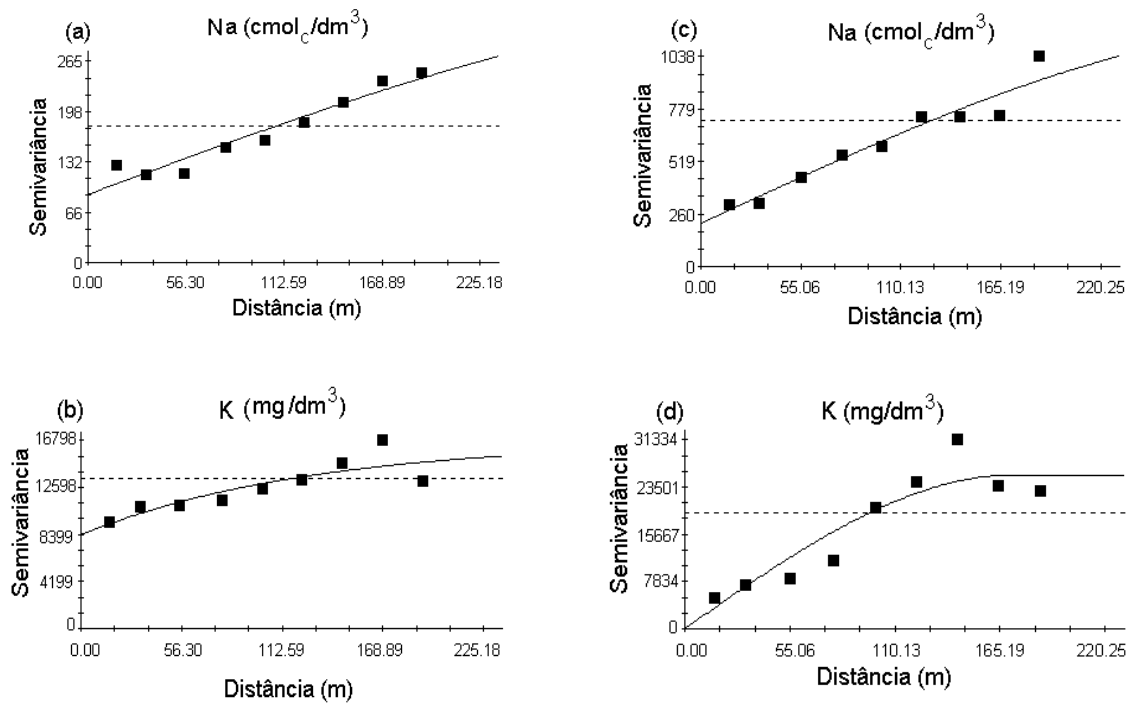


Figura 36. Semivariogramas dos teores de Na ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) e K (mg/dm^3) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sálico (c, d).

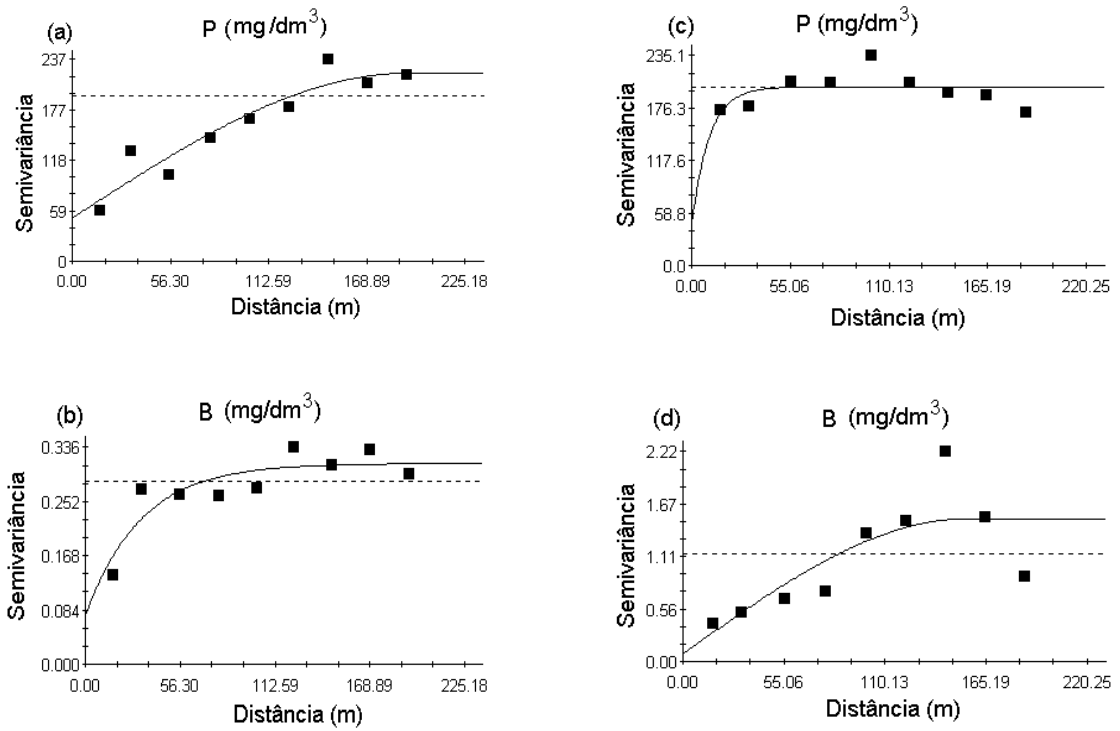


Figura 37. Semivariogramas dos teores (mg/dm³) de P e B na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sáfico (c, d).

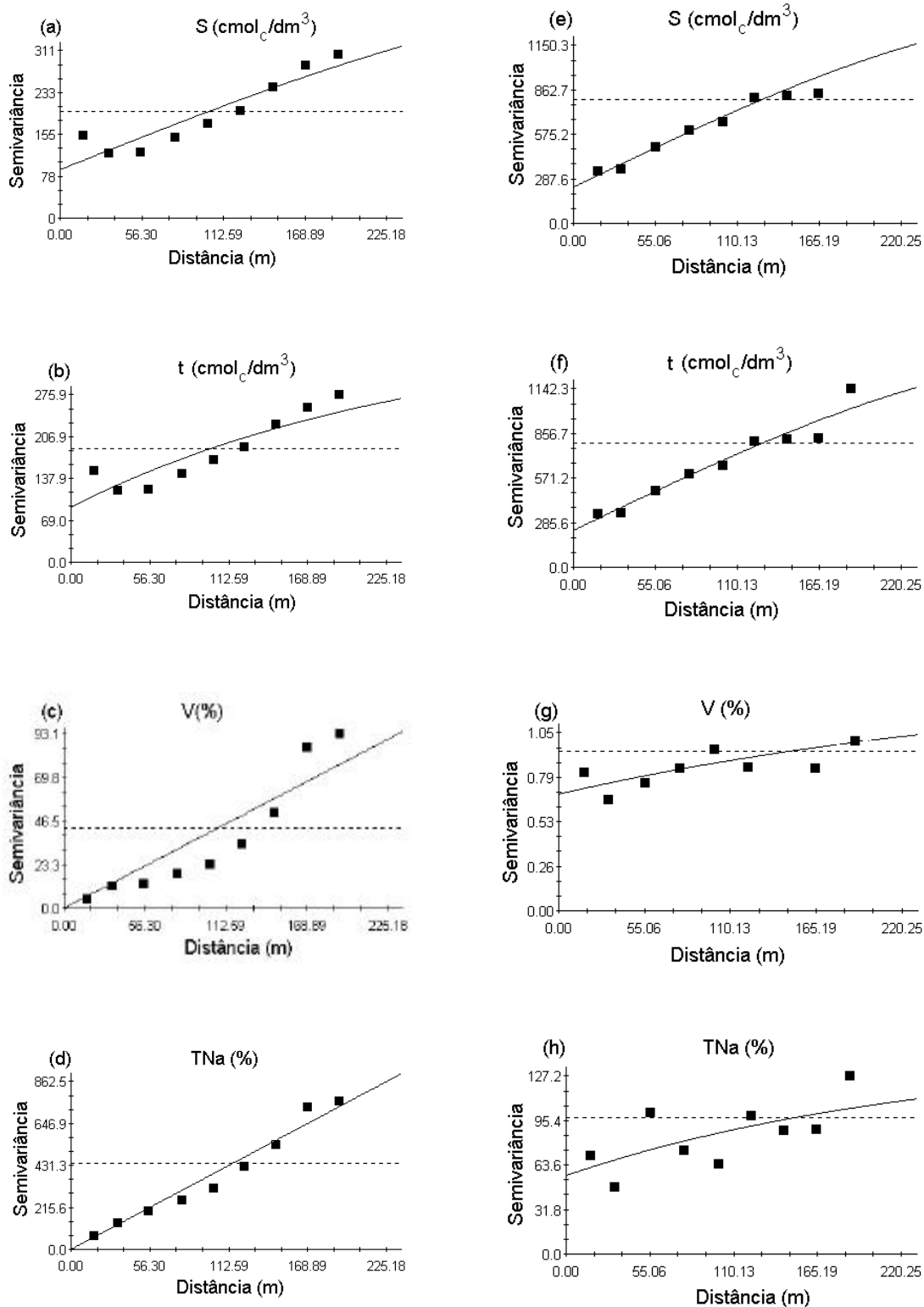


Figura 38. Semivariogramas dos valores de S (cmol_c/dm³), t (cmol_c/dm³), V (%) e TNa (%) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sílico (e, f, g, h).

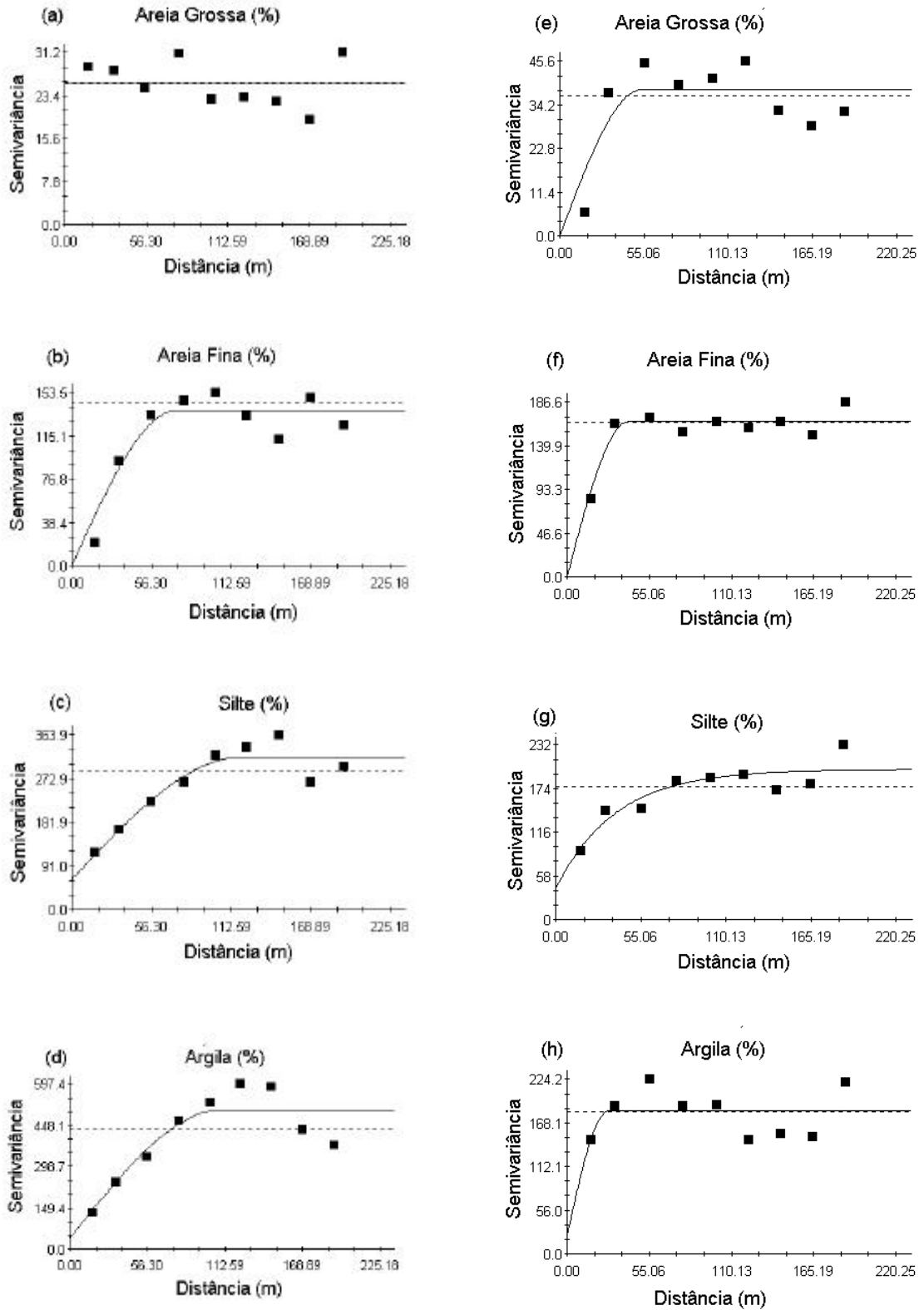


Figura 39. Semivariogramas dos teores (%) de areia grossa, areia fina, silte e argila na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

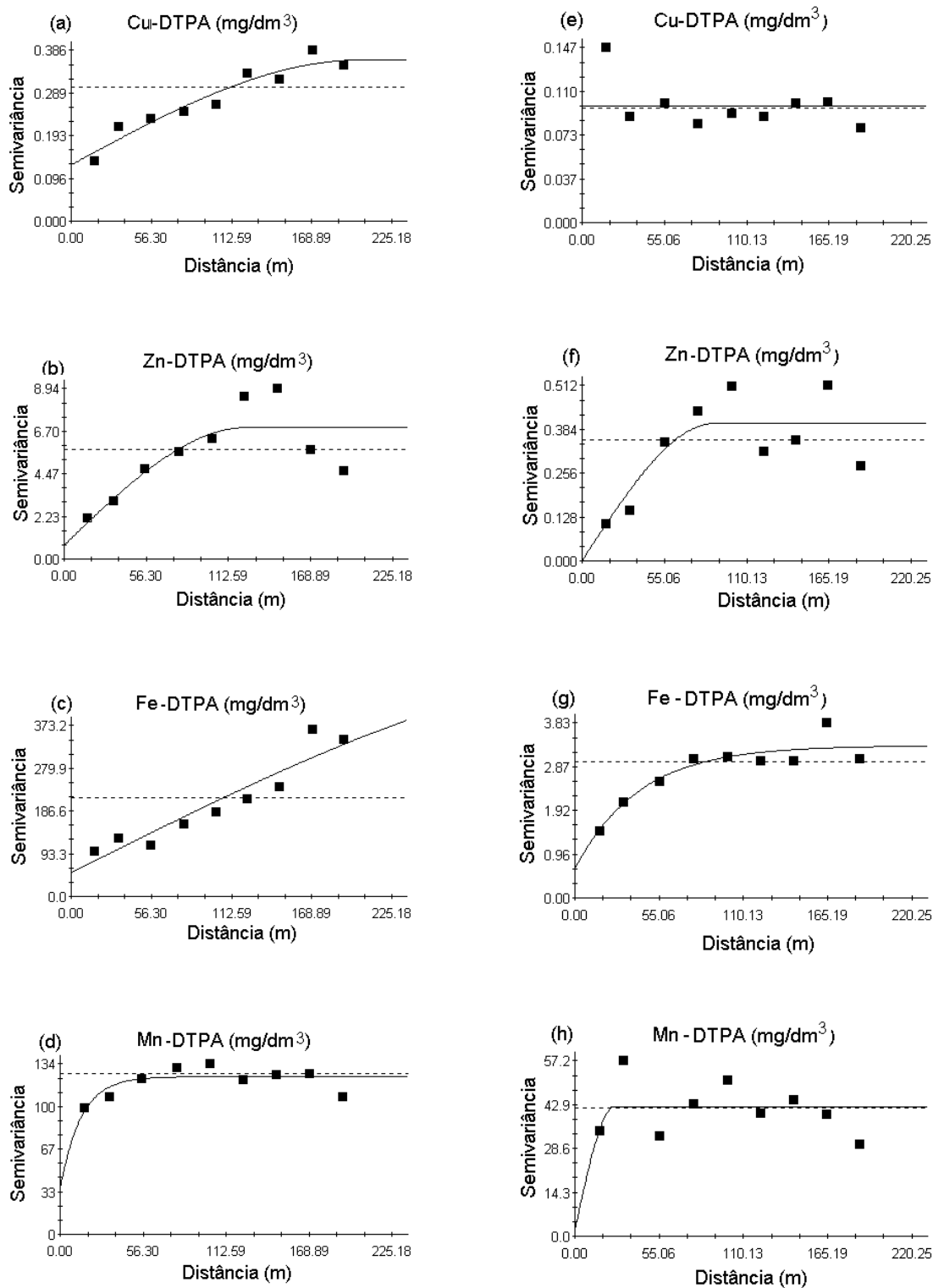


Figura 40. Semivariogramas dos teores (mg/dm³) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

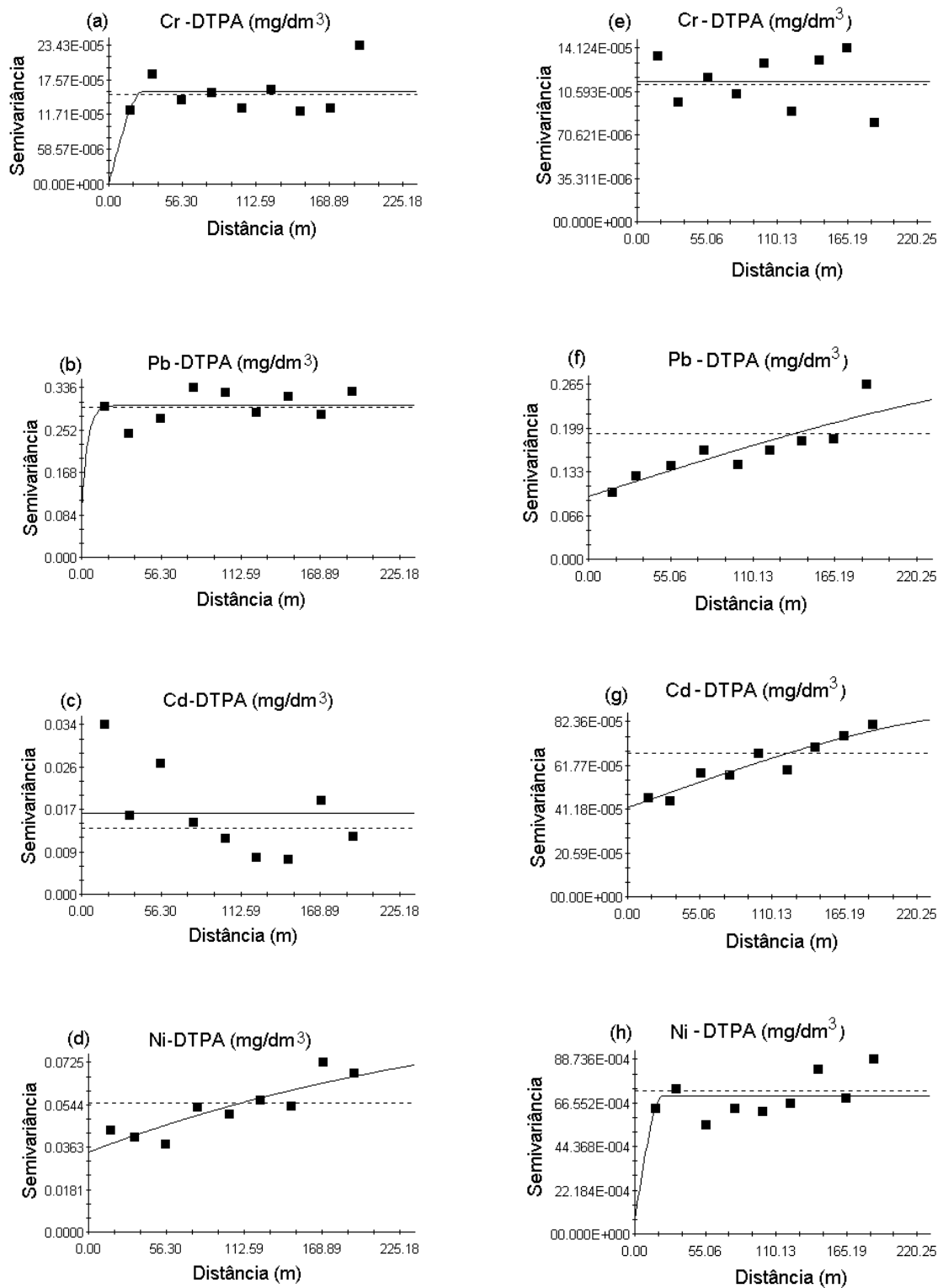


Figura 41. Semivariogramas dos teores (mg/dm^3) de Cr, Pb Cd e Ni extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

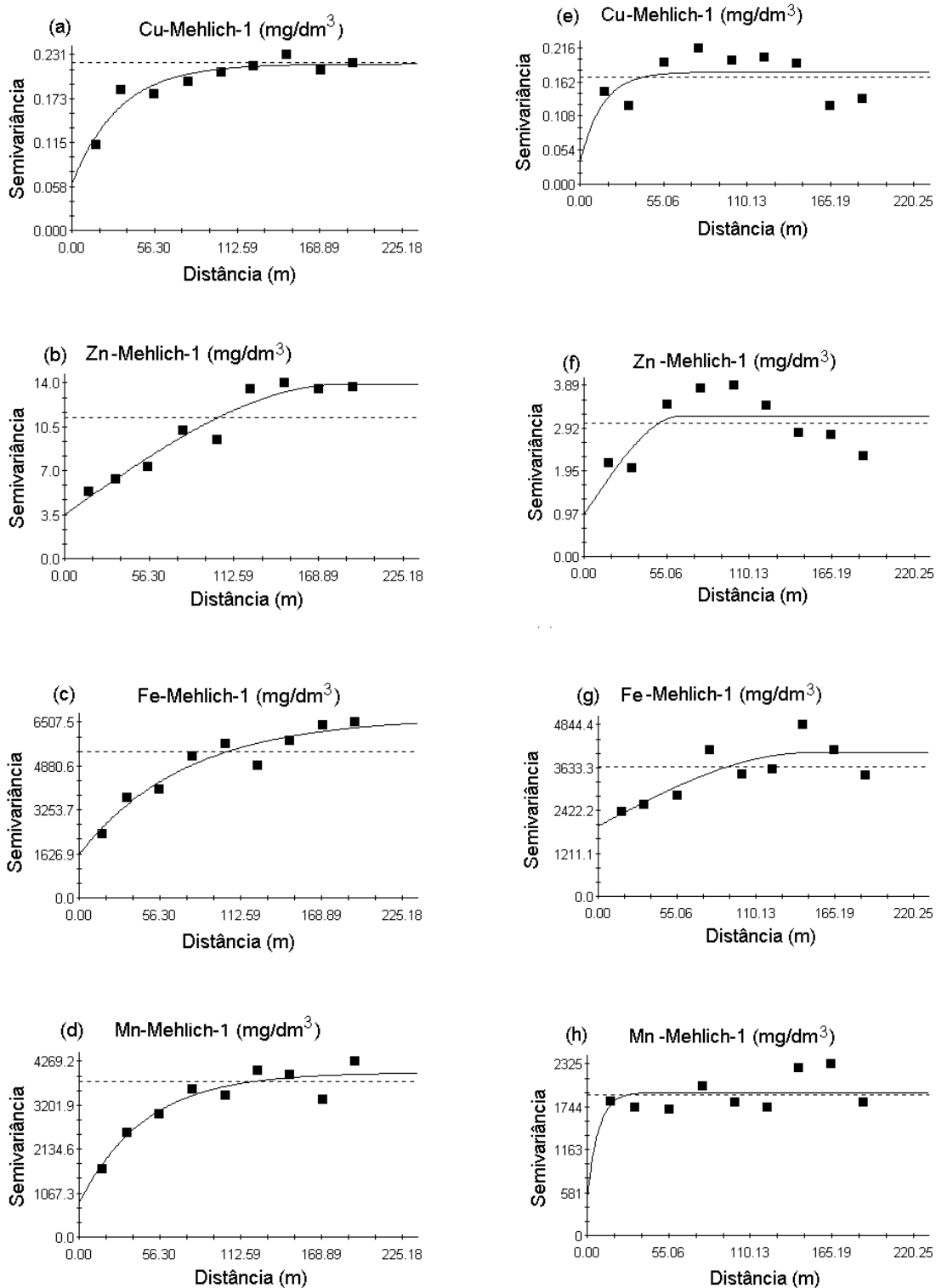


Figura 42. Semivariogramas dos teores (mg/dm³) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

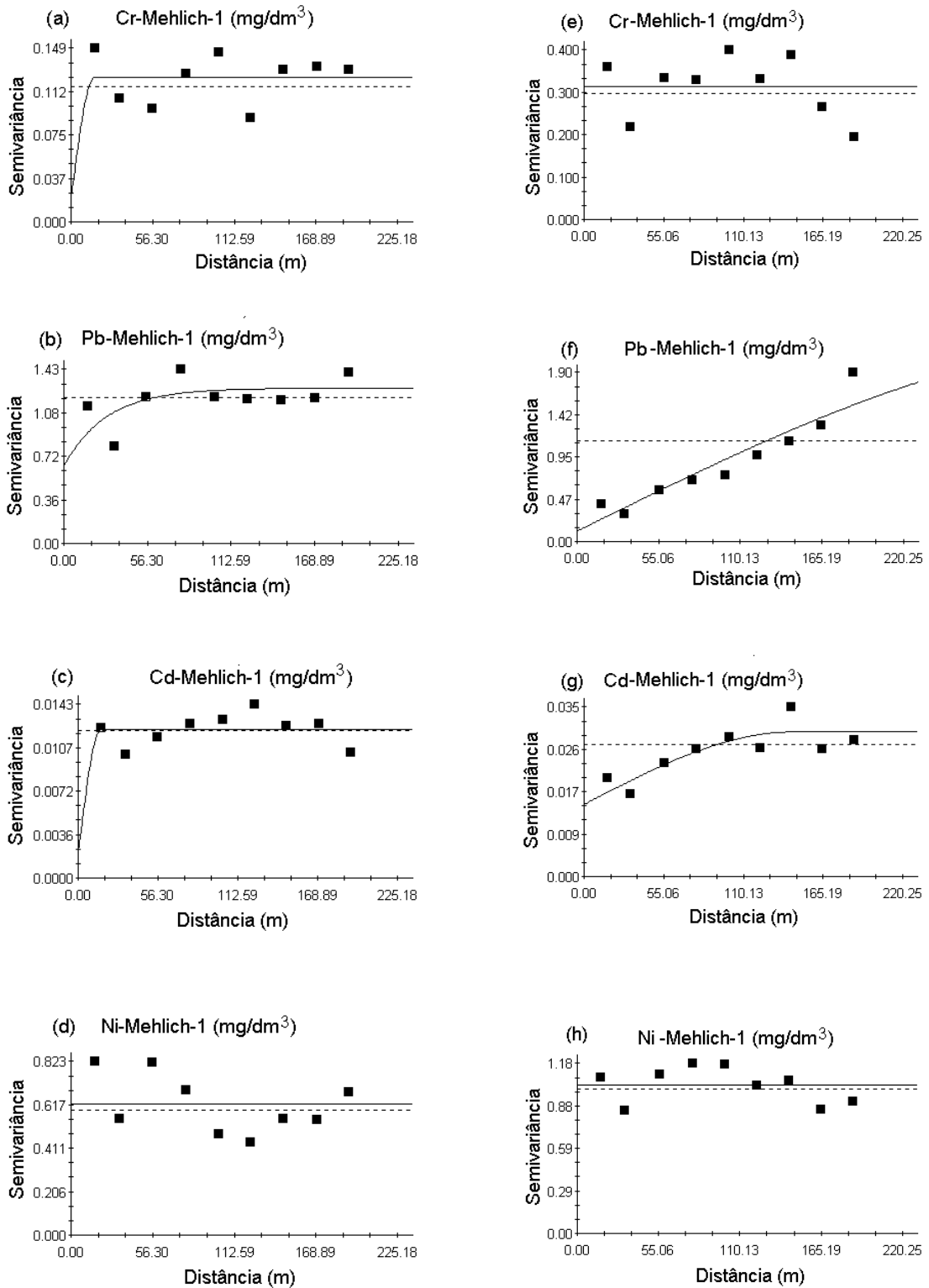


Figura 43. Semivariogramas dos teores (mg/dm³) de Cr, Pb, Cd e Ni extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

A avaliação do efeito pepita permite verificar o grau de descontinuidade da variação dos dados a distâncias menores que aquelas amostradas (Journel e Huijbregts, 1978). Quando o efeito pepita é expresso como porcentagem da semivariância total, permite a comparação do seu tamanho relativo entre as propriedades do solo (Trangmar et al. 1985). Estes valores foram usados na definição de classes distintas de dependência espacial para as variáveis estudadas (Cambardella et. 1994). Quando o efeito pepita apresenta participação 25% na semivariância total, a variável é considerada de elevada dependência espacial; se a participação é 75% e > 25% a variável é considerada de moderada dependência espacial; e se a participação é > 75% considera-se a variável de fraca dependência espacial.

Para as características físico-químicas do solo (Quadro 12) apenas TNa e teores de Ca^{2+} no Vertissolo Hidromórfico, e pH (1:10) no Gleissolo Sáfico, foram classificadas como de fraca dependência espacial, tendo todas elas apresentado efeito pepita puro, ou seja, comportamento aleatório. Estas características, provavelmente, apresentam dependência espacial numa escala menor do que a utilizada neste trabalho. Entretanto a maioria das características estudadas apresenta alta dependência espacial. Queiroz et al. (1999) estudando a variabilidade espacial da salinidade de um solo aluvial no Estado da Paraíba, encontraram dependência espacial de grau moderado para CE, pH e TNa.

Observa-se que entre as frações granulométricas (Figuras 16 e 17), com exceção da areia grossa no Vertissolo Hidromórfico, todas apresentaram alta dependência espacial. Silva (1988), no entanto, estudando a variabilidade espacial de atributos físicos do solo, observou contribuição elevada do efeito pepita para a variância total da população.

Entre os micronutrientes e metais pesados extraídos com DTPA, Cd no Vertissolo Hidromórfico (Quadro 14), Cr e Ni no Gleissolo Sáfico (Quadro 14) apresentaram fraca dependência espacial. Todavia deve-se advertir que para alguns elementos (Mg, no Vertissolo e P, Cr e Pb, no Gleissolo) classificados como de alta e moderada dependência espacial, não foram obtidos bons ajustes dos modelos e tendo baixíssimos valores de r^2 .

Quando o extrator utilizado foi o Mehlich-1, Cd e Ni no Vertissolo Hidromórfico (Quadro 15), e, Cr e Ni no Gleissolo Sáfico (Quadro 15) apresentaram efeito pepita puro, ou seja, independência espacial na área estudada, ou ainda, dependência espacial numa amplitude menor do que a escolhida para a amostragem neste trabalho. A mesma advertência anterior deve ser feita agora para Cr no Vertissolo Hidromórfico (Figura 43) e Mn no Gleissolo Sáfico (Figura 42).

O patamar é atingido quando a variância da diferença entre os pares de dados se torna constante com a distância entre eles. O valor da semivariância nesse ponto é aproximadamente igual à variância total dos dados. É um parâmetro importante, pois permite a determinação do alcance, ou seja, da distância limite entre a dependência e independência espacial entre as amostras. A determinação do alcance, de acordo com Silva et al. (1991), é importante porque delimita a extensão da correlação espacial entre as amostras, definindo a área de influência de cada ponto de amostragem, sendo útil para escolha do método estatístico a ser usado na análise dos dados e julgamento da representatividade assim como na definição da distância mínima entre as unidades amostrais para se garantir a independência entre as amostras.

Para algumas variáveis (Figuras 32a, 32b, 33b, 34a, 35d, 36a, 36b, 38a, 38b, 38e, 38f, 40b, 41d, 41f, 41g e 43g), apesar de terem sido ajustados os modelos esférico e exponencial, o patamar não foi atingido e os valores de alcance encontrados são maiores que a distância máxima (lag) utilizada, que é de 225 m (Quadros 12 a 15). Tal fato mostra que a dimensão do campo de amostragem não foi suficiente para que se pudesse encontrar a distância a partir da qual as amostras são consideradas independentes.

Quadro 12. Parâmetros dos modelos ajustados aos semivariogramas isotrópicos de características do solo na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

Característica	Modelo	Efeito pepita (C ₀)	Patamar (C ₀ + C)	Alcance (A ₀)	R ²	ER ¹ (%)	Classe
Vertissolo Hidromórfico							
pH (1:2,5)	Esférico	0,02	0,19	510,90	0,806	11,23	A
pH (1:5)	Exponencial	0,05	0,16	510,90	0,377	30,38	M
pH (1:10)	Exponencial	0,01	0,05	12,60	0,213	23,40	A
CE 1:5 (dS/m)	Exponencial	3,95	21,11	153,60	0,967	18,71	A
CE 1:10 (dS/m)	Exponencial	1,19	8,90	118,40	0,944	13,37	A
C (dag/kg)	Exponencial	0,06	0,21	434,10	0,629	28,44	M
Ca (cmol _e /dm ³)	EPP	1,53				100,00	F
Mg (cmol _e /dm ³)	Exponencial	0,79	2,75	14,50	0,304	28,90	M
K (mg/dm ³)	Exponencial	8360,00	16730,00	128,00	0,754	49,97	M
Na (cmol _e /dm ³)	Esférico	89,50	342,30	446,50	0,931	20,60	A
P (mg/dm ³)	Exponencial	140,00	490,90	424,50	0,668	28,52	M
B (mg/dm ³)	Exponencial	0,07	0,31	32,90	0,780	24,12	A
V (%)	Linear	0,01	27,33	67,50	0,888	0,04	A
t (cmol _e /dm ³)	Esférico	101,40	376,70	479,30	0,894	22,37	A
S (cmol _e /dm ³)	Esférico	96,00	429,10	487,10	0,889	3,55	A
TNa (%)	Linear	0,10	259,00	67,60	0,967	0,04	A
Gleissolo Sáfico							
pH (1:2,5)	Esférico	0,01	0,06	20,30	0,01	10,34	A
pH (1:5)	Esférico	0,01	0,05	22,70	0,067	13,40	A
pH (1:10)	EPP	0,07				100,00	F
CE (1:5)	Exponencial	76,20	211,20	318,10	0,631	36,08	M
CE (1:10)	Exponencial	3,43	25,56	75,70	0,870	13,42	A
C (dag/kg)	Exponencial	0,02	0,07	12,10	0,093	30,99	M
Ca (cmol _e /dm ³)	Exponencial	0,16	0,93	17,70	0,472	17,67	A
Mg (cmol _e /dm ³)	Exponencial	1,76	6,53	406,90	0,875	26,96	M
K (mg/dm ³)	Esférico	10,00	25520,00	172,80	0,859	0,0	A
Na (cmol _e /dm ³)	Esférico	213,00	1200,00	353,50	0,931	17,75	A
P (mg/dm ³)	Exponencial	45,70	200,10	9,80	0,207	22,84	A
B (mg/dm ³)	Esférico	0,08	1,51	154,70	0,634	5,2	A
V (%)	Exponencial	0,69	1,38	323,20	0,533	49,96	M
t (cmol _e /dm ³)	Esférico	236,00	1343,00	361,40	0,938	17,57	A
S (cmol _e /dm ³)	Esférico	234,00	1349,00	358,40	0,940	17,35	A
TNa (%)	Esférico	56,10	143,60	234,40	0,443	39,07	M

$$ER = [C_0 / (C + C_0)] \times 100$$

¹ ER= Efeito pepita relativo

Quadro 13. Parâmetros dos modelos ajustados aos semivariogramas isotrópicos das características físicas do solo na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

Característica (%)	Modelo	Efeito pepita (C ₀)	Patamar (C ₀ + C)	Alcance (A ₀)	R ²	ER (%)	Classe
Vertissolo Hidromórfico							
Areia grossa	EPP	25,65				100,00	F
Areia fina	Esférico	0,10	137,50	73,90	0,879	0,0	A
Areia	Esférico	0,10	215,00	70,60	0,912	0,0	A
Silte	Esférico	62,90	318,10	120,90	0,888	19,77	A
Argila	Esférico	40,00	505,60	111,70	0,804	7,9	A
Gleissolo Sáfico							
Areia grossa	Esférico	0,10	38,13	53,40	0,677	0,26	A
Areia fina	Esférico	0,10	165,80	40,90	0,864	0,06	A
Areia	Esférico	0,10	267,80	50,70	0,843	0,04	A
Silte	Exponencial	41,80	199,80	38,80	0,802	20,92	A
Argila		23,40	184,00	27,20	0,162	12,72	A

$$ER = [Co / (C + Co)] \times 100$$

Quadro 14. Parâmetros dos modelos ajustados aos semivariogramas isotrópicos dos teores de micronutrientes e metais pesados do solo extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico..

Elemento (mg/dm ³)	Modelo	Efeito pepita (C ₀)	Patamar (C ₀ + C)	Alcance (A ₀)	R ²	ER (%)	Classe
Vertissolo Hidromórfico							
Cu	Esférico	0,13	0,36	203,70	0,923	10,58	A
Zn	Esférico	0,73	6,90	125,60	0,669	13,69	A
Fe	Esférico	52,00	513,50	443,60	0,888	10,13	A
Mn	Exponencial	35,80	123,90	14,00	0,550	28,89	M
Cr	Esférico	0,00	0,00	28,00	0,380	0,00	A
Pb	Exponencial	0,09	0,32	9,40	0,059	27,80	M
Cd	EPP	0,02				100,00	F
Ni	Exponencial	0,03	0,10	303,70	0,776	33,01	M
Gleissolo Sáfico							
Cu	EPP	0,10				100,00	F
Zn	Esférico	0,0	0,40	89,10	0,672	0,25	A
Fe	Exponencial	0,6	3,34	42,00	0,869	19,23	A
Mn	Exponencial	1,9	42,31	25,90	0,090	4,49	A
Cr	EPP					100,00	F
Pb	Exponencial	0,0	0,28	394,00	0,775	33,45	M
Cd	Esférico	0,0	0,00	308,30	0,897	44,44	M
Ni		0,0	0,01	22,10	0,045	10,00	A

$$ER = [Co / (C + Co)] \times 100$$

Quadro 15. Parâmetros dos modelos ajustados aos semivariogramas isotrópicos dos teores de micronutrientes e metais pesados do solo extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico e do Gleissolo Sáfico.

Elemento (mg/dm ³)	Modelo	Efeito pepita (C ₀)	Patamar (C ₀ + C)	Alcance (A ₀)	R ²	ER (%)	Classe
Vertissolo Hidromórfico							
Cu	Exponencial	0,06	0,22	32,00	0,892	27,98	M
Zn	Esférico	3,51	13,92	185,50	0,936	25,22	M
Fe	Exponencial	1610,00	6683,00	74,50	0,921	24,09	A
Mn	Exponencial	830,00	3999,00	45,60	0,890	20,06	A
Cr	Esférico	0,00	0,12	28,50	0,595	0,00	A
Pb	Exponencial	0,63	1,29	32,00	0,440	48,57	M
Cd	EPP	0,01				100,00	F
Ni	EPP	0,62				100,00	F
Gleissolo Sáfico							
Cu		0,03	0,18	14,60	0,136	19,66	A
Zn	Esférico	0,96	3,20	65,40	0,395	30,00	M
Fe	Esférico	1,98	4051,00	145,60	0,651	0,049	A
Mn	Exponencial	462,00	1940,00	7,30	0,038	23,81	A
Cr	EPP	0,31				100,00	F
Pb	Esférico	0,12	2,24	387,40	0,883	5,17	A
Cd	Esférico	0,01	0,03	144,20	0,695	50,00	M
Ni	EPP	1,03				100,00	F

$$ER = [Co / (C + Co)] \times 100$$

Aos semivariogramas cujos dados observados mostraram uma tendência sempre crescente da semivariância com relação à distância, como é o caso das variáveis V(%) e TNa (%) ajustou-se o modelo linear. Esse comportamento, provavelmente, é reflexo dessas variáveis não serem medidas, mas calculadas. Nesse modelo não é possível determinar o valor do alcance e do patamar, indicando que o campo amostral na direção considerada foi insuficiente para se obter a distância a partir da qual as amostras são independentes. Segundo Moura (1991), quando isto ocorre não se devem usar os métodos da estatística clássica, pois a média aritmética se torna uma má estimadora das propriedades estudadas.

Os valores de alcance encontrados demonstram considerável variabilidade entre as variáveis para cada área estudada. Houve algumas similaridades nos valores do alcance para ambas as áreas estudadas, no entanto foram encontradas com maior frequência diferenças.

4.3.1. Distribuição espacial

As sub-áreas que apresentam linhas mais próximas indicam os locais de maior variabilidade. Os mapas das características químicas apresentaram uma mesma tendência de distribuição, sempre em função da proximidade do rio e, portanto, da propensão da área a inundações. Observa-se que os valores de pH (Figura 44), CE (Figura 46), S, t e TNa (Figura 49), além dos teores de Na (Figura 47), B e P (Figura 48) apresentam uma distribuição dos valores mais baixos na área de maiores coordenadas NS e WE, ou seja, na sub-área superior à direita da área estudada, onde as inundações periódicas promovem a lavagem dos sais presentes no solo. Os teores de C (Figura 45) e de K (Figura 47) apresentam distribuição semelhante, porém de maneira inversa, ou seja, os valores mais elevados encontram-se na sub-área de maior umidade. Nesse caso, espera-se que haja maior produção de matéria orgânica nos locais de maior umidade devido às melhores condições para desenvolvimento da vegetação, até mesmo nos meses mais secos. Para o K, como esse é o local onde a água chega com maior energia durante as cheias, há maior deposição das frações grosseiras do solo que são fontes importantes desse nutriente no solo. Principalmente porque o Mehlich-1 extrai outras frações, além da disponível, em solos que apresentem minerais primários ricos em K.

Para os micronutrientes e metais pesados, observa-se uma tendência de concentração dos teores mais elevados em uma sub-região localizada a partir da metade da área, exceto para Mn que não mostrou uma distribuição mais difusa.

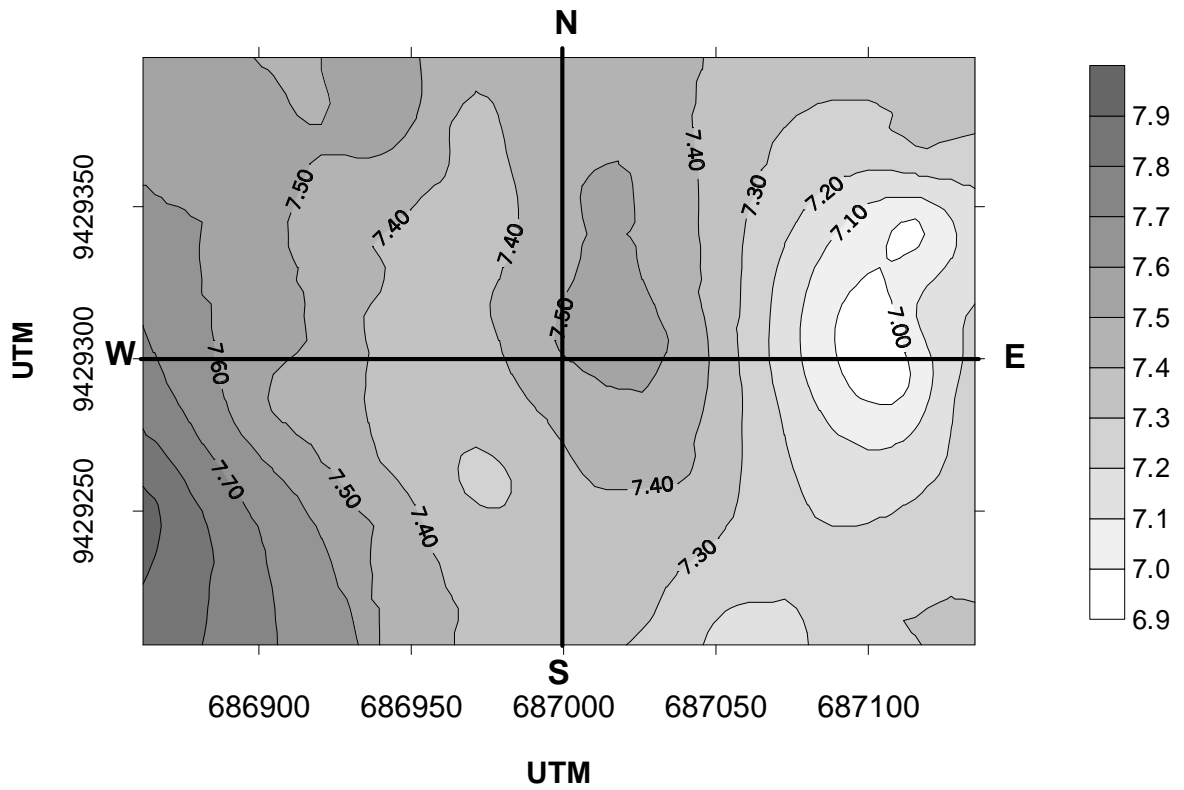


Figura 44. Distribuição espacial do pH (1:2,5) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

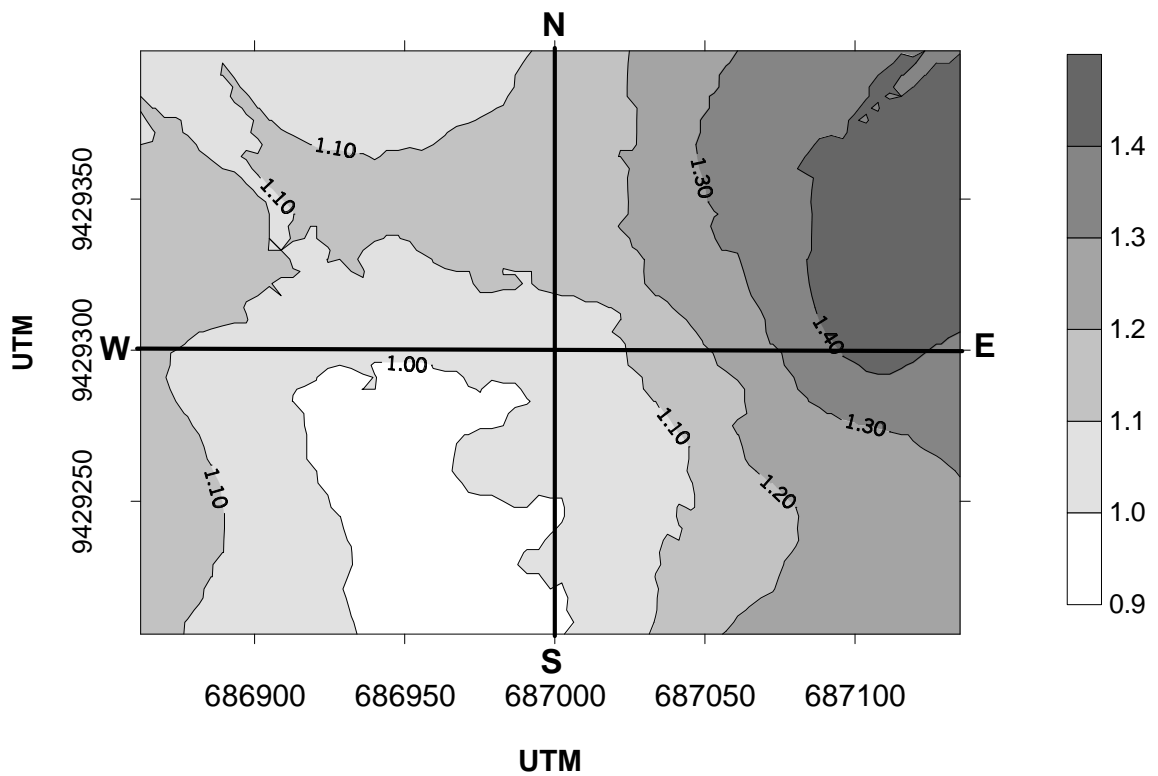


Figura 45. Distribuição espacial dos teores de C (dag/kg) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

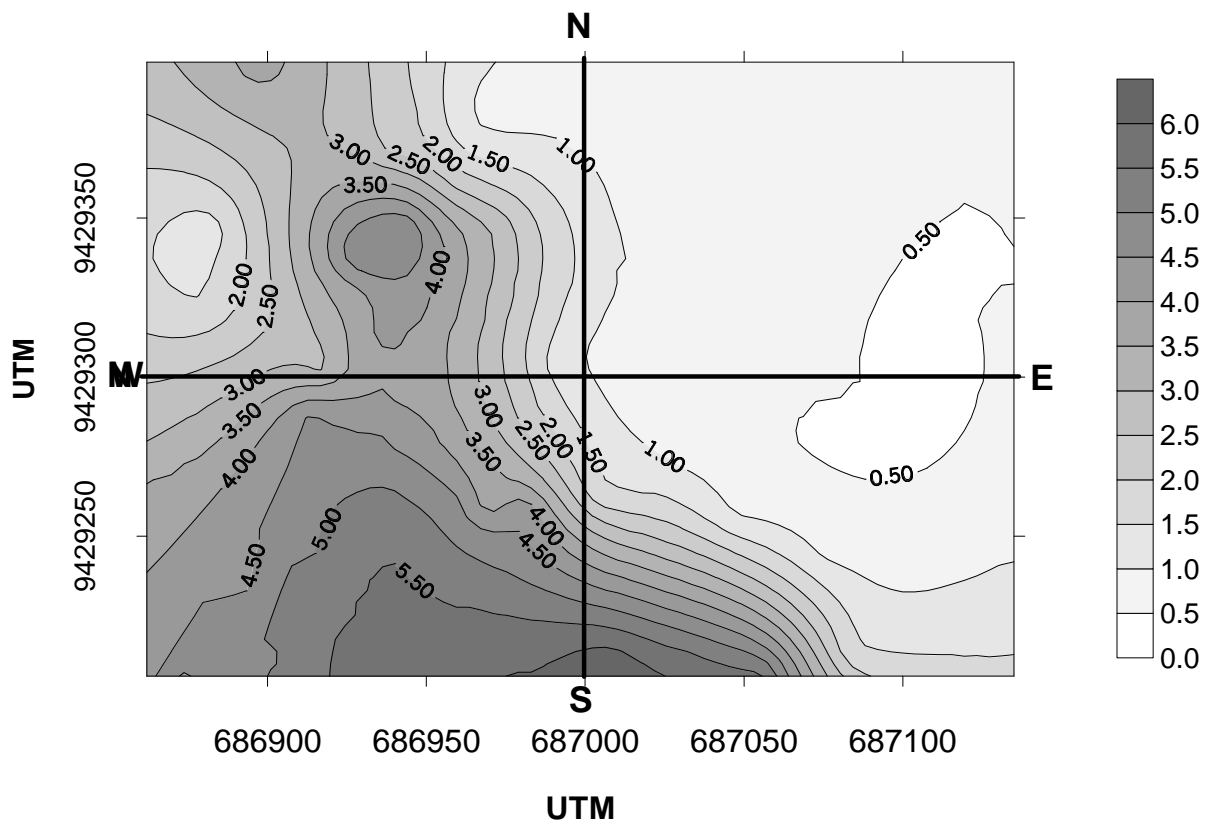
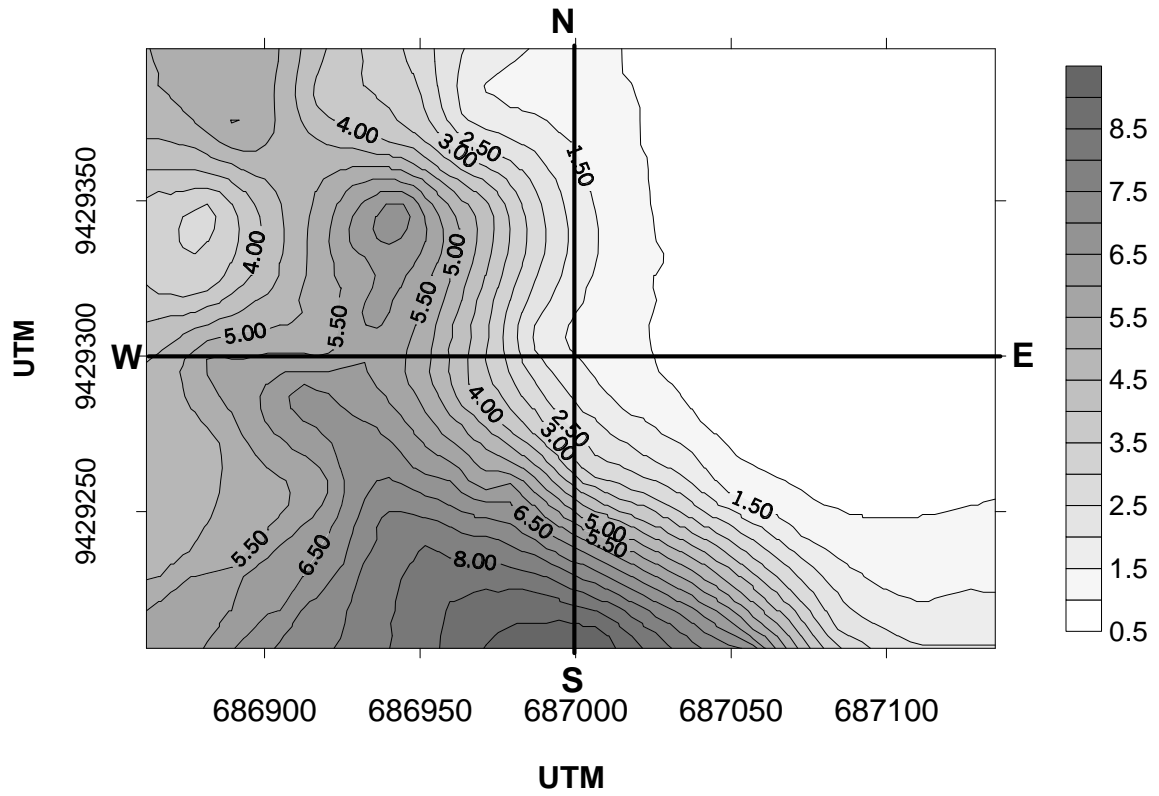


Figura 46. Distribuição espacial da CE 1:5 e 1:10 (dS/m) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

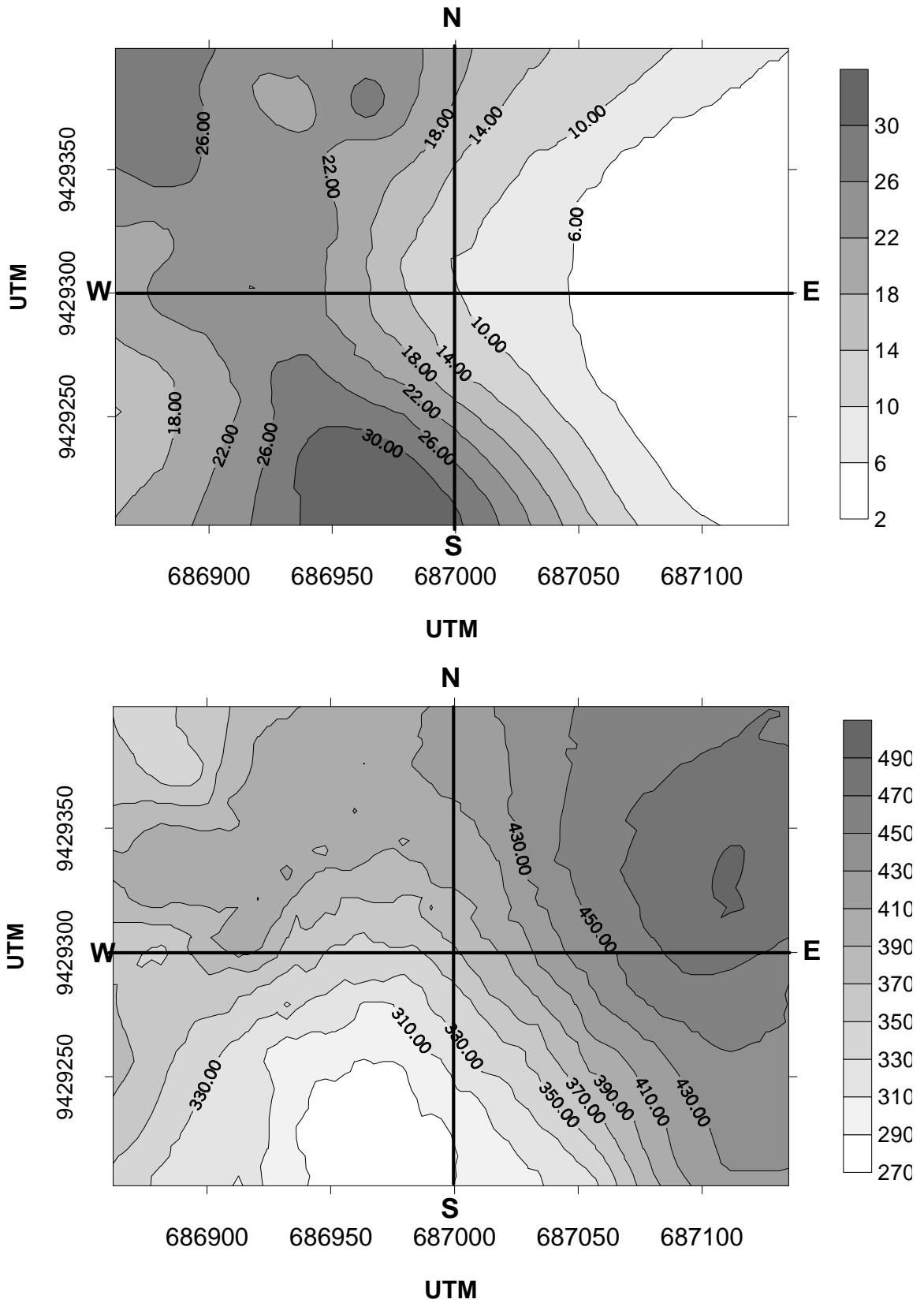


Figura 47. Distribuição espacial dos teores de Na (cmol/dm^3) e K (mg/dm^3) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

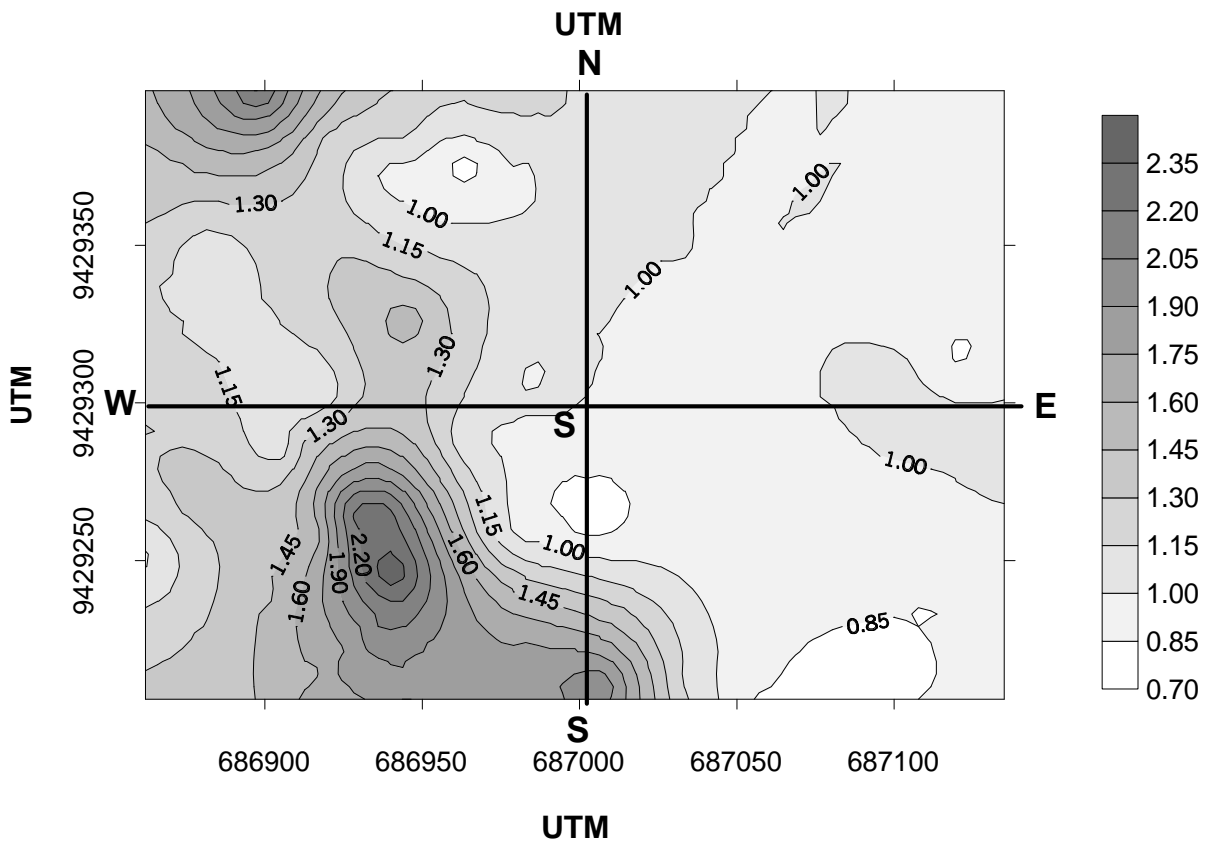
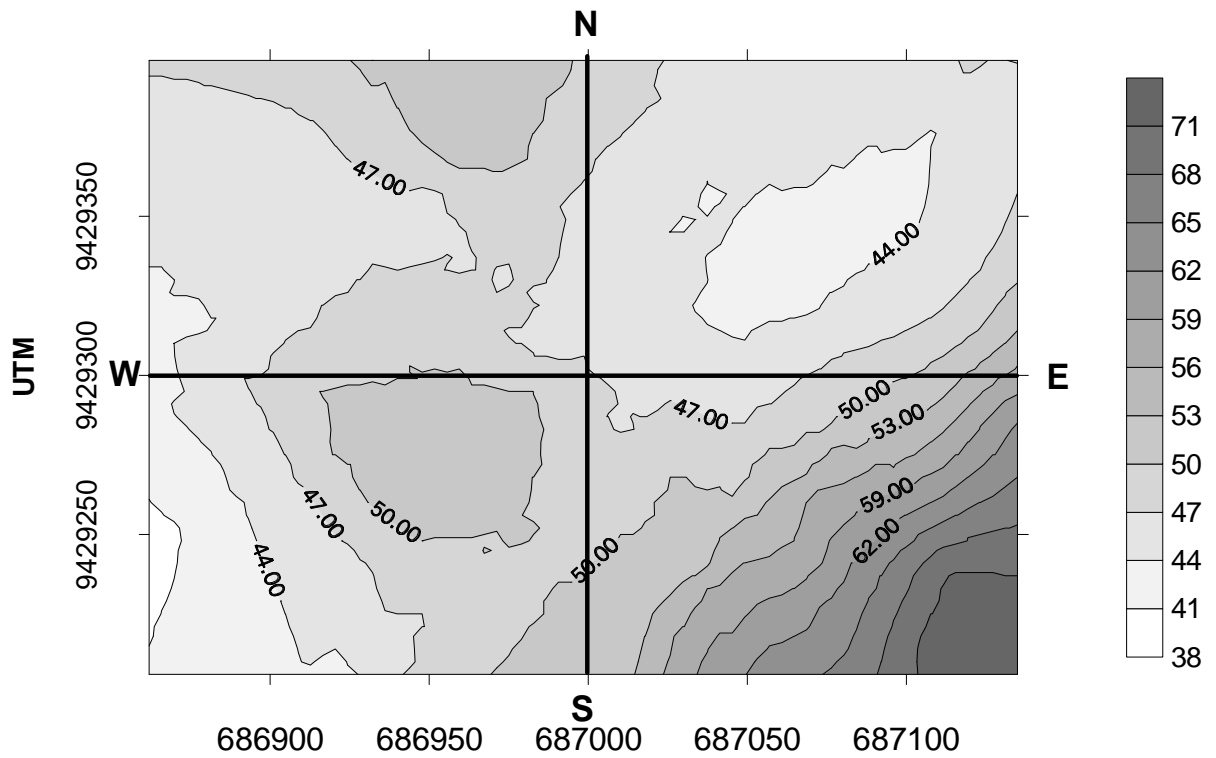


Figura 48. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de P e B na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

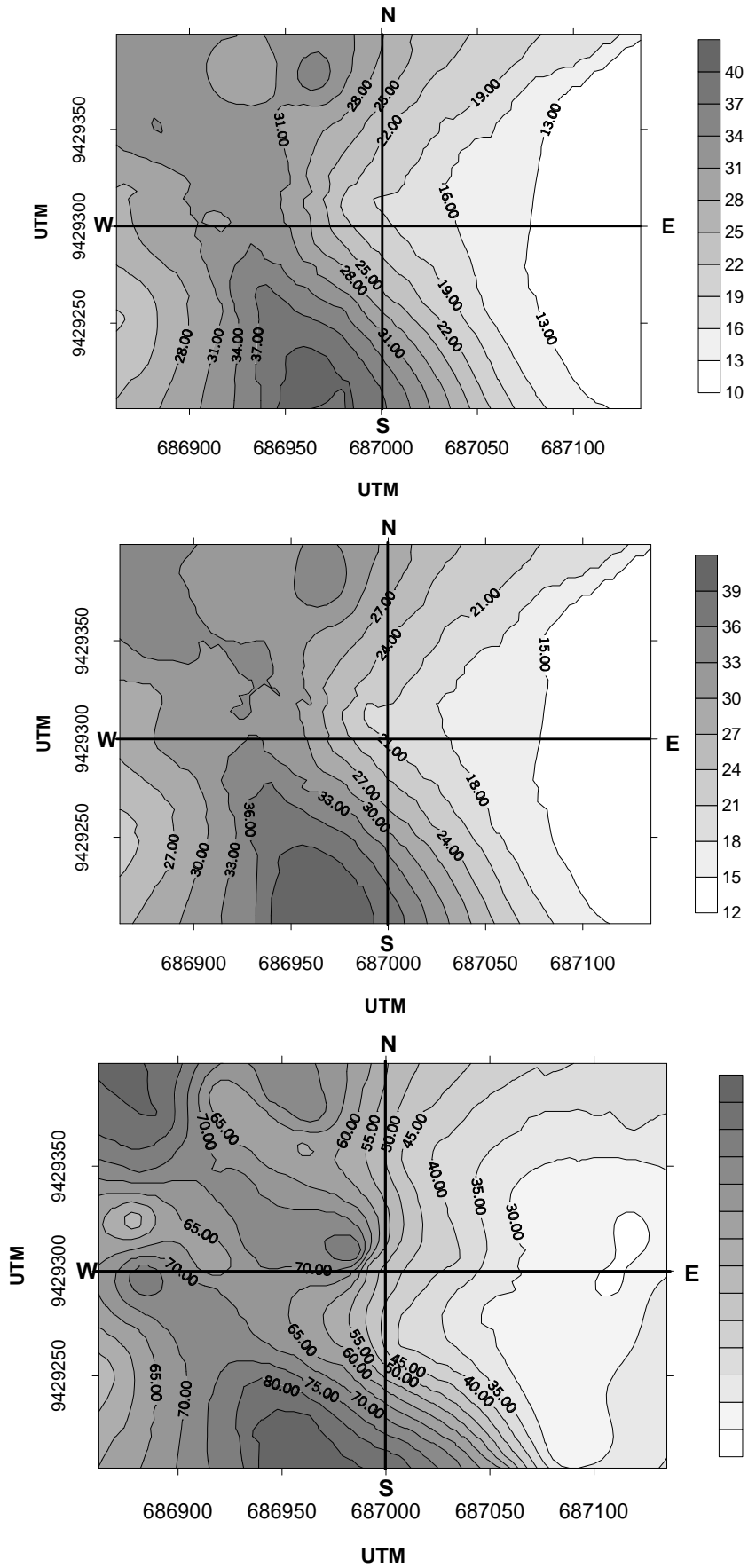


Figura 49. Distribuição espacial dos valores de S (cmol/dm³), t (cmol/dm³) e TNa (%) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

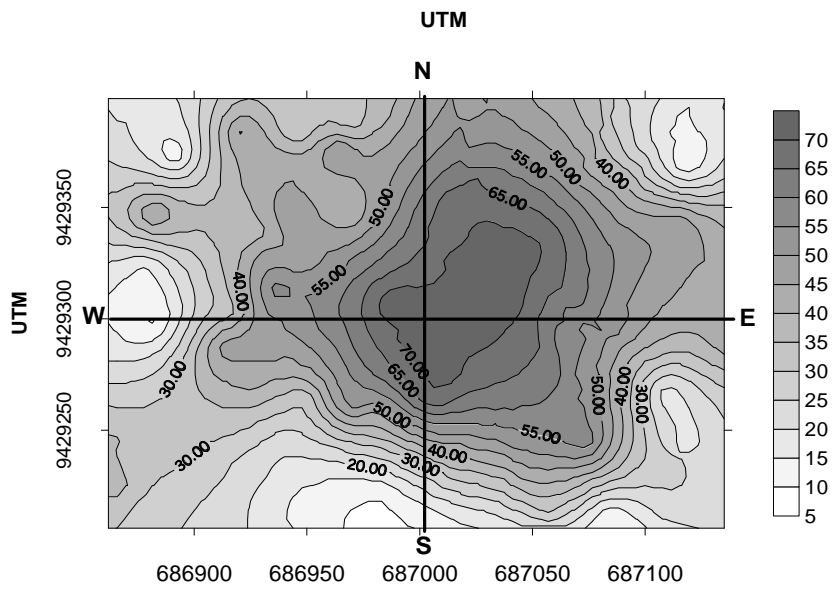
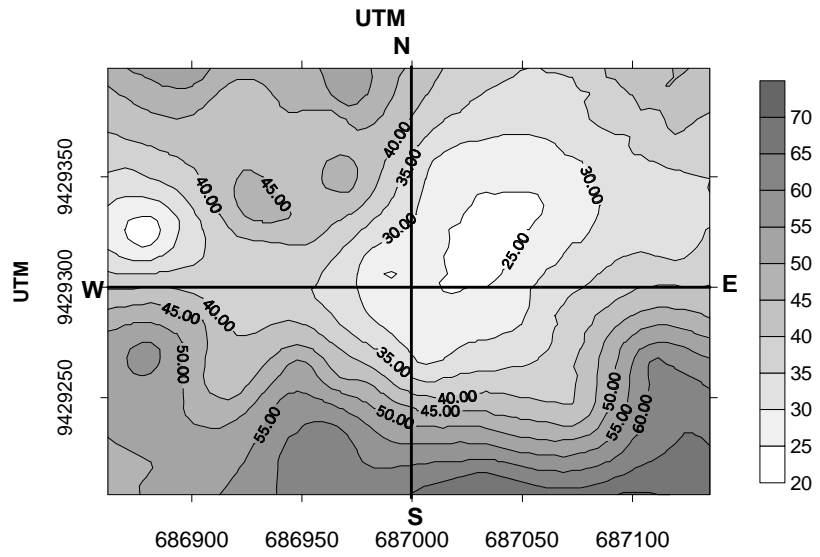
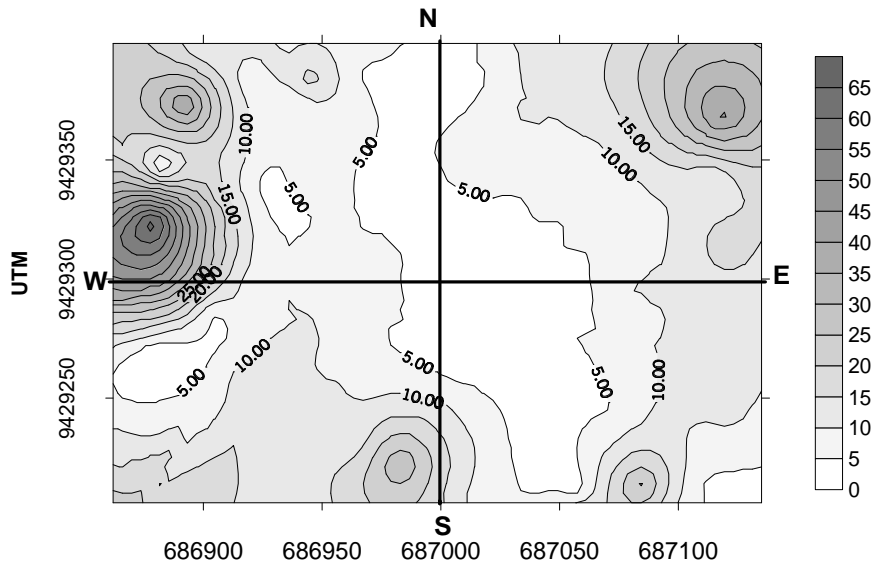


Figura 50. Distribuição espacial dos teores (%) de Areia fina, silte e argila na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

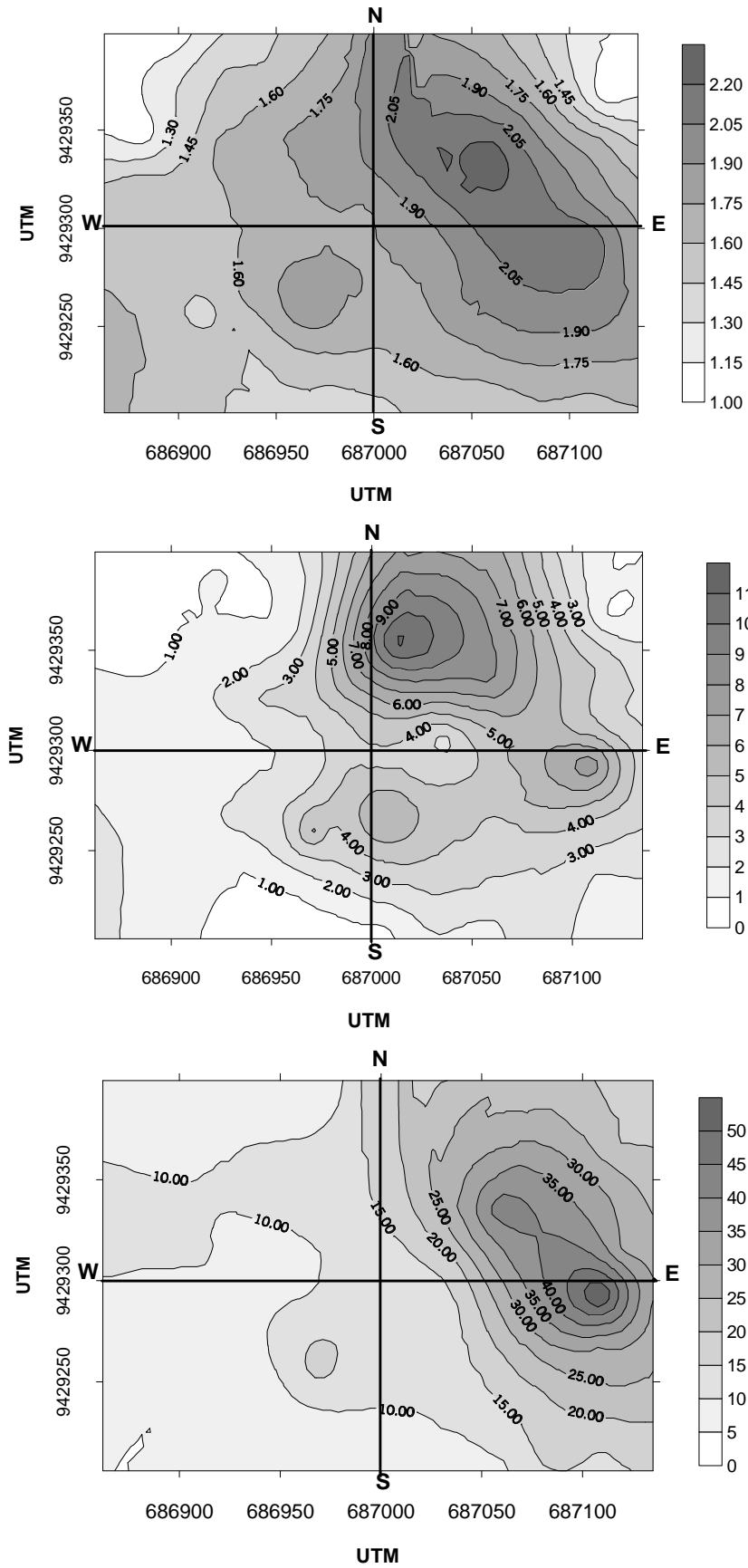


Figura 51. Distribuição espacial dos teores (mg/dm³) de Cu, Zn e Fe extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

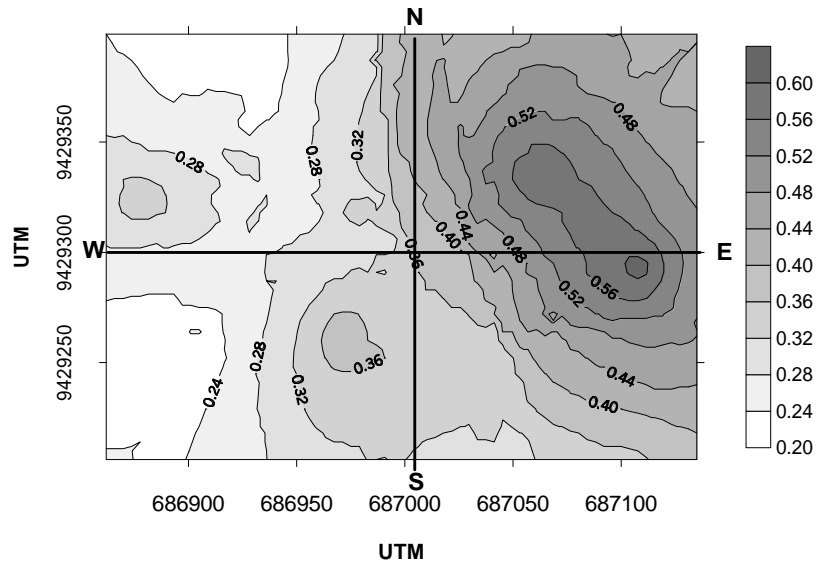


Figura 52. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de Ni extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

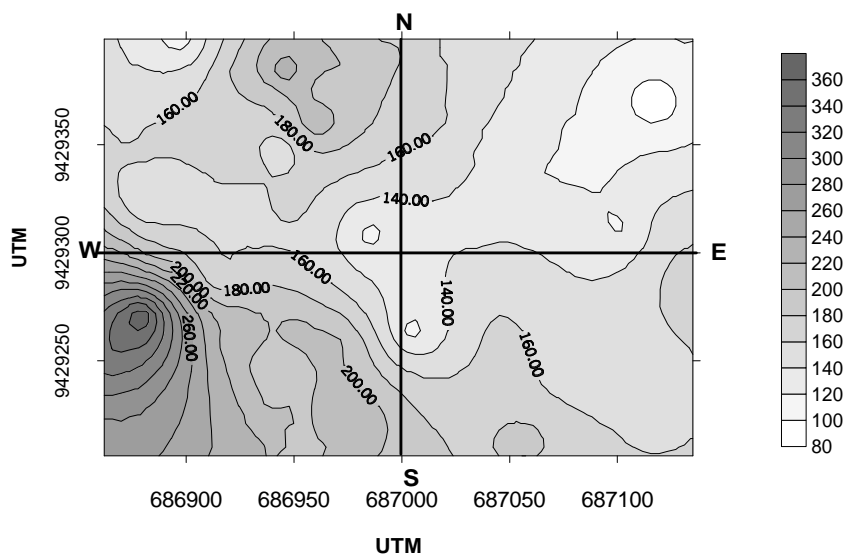
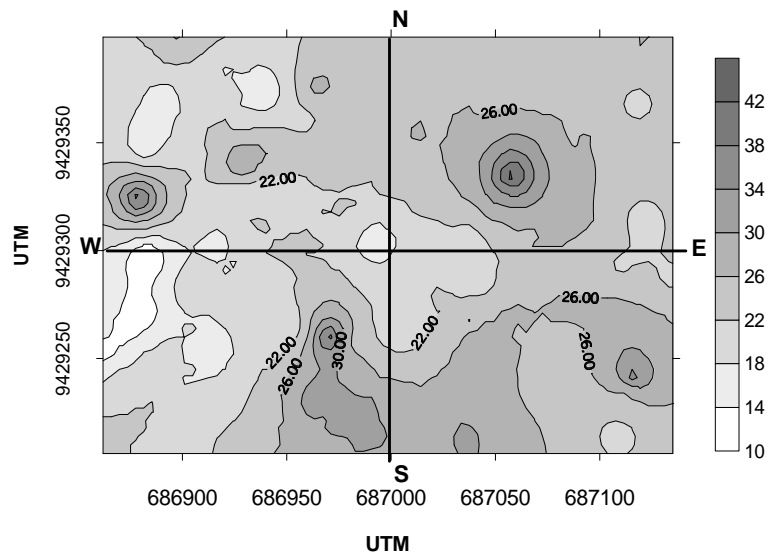


Figura 53. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de Mn extraídos com DTPA-TEA e Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

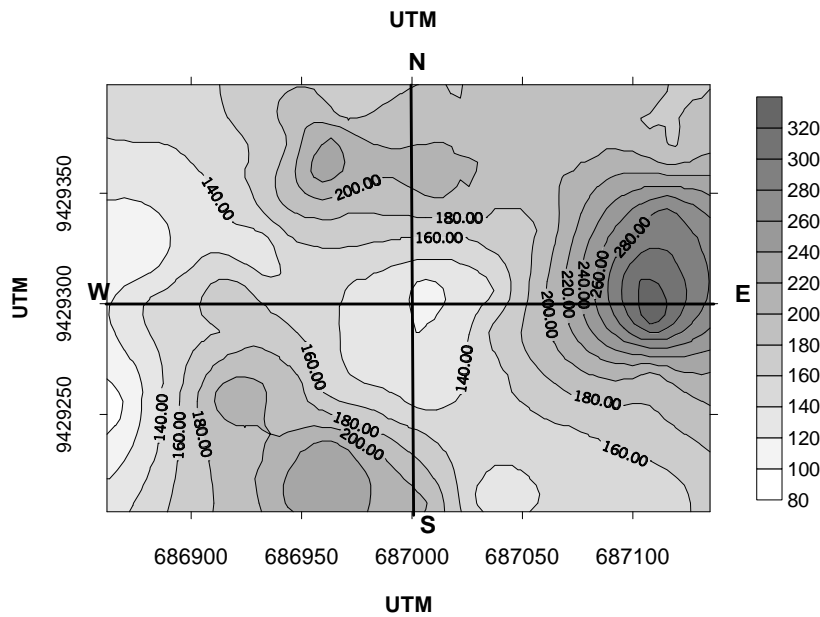
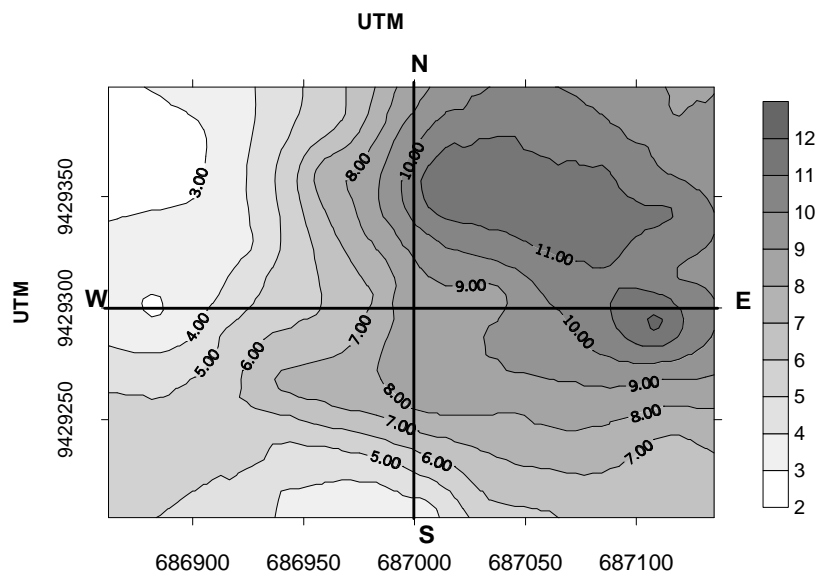
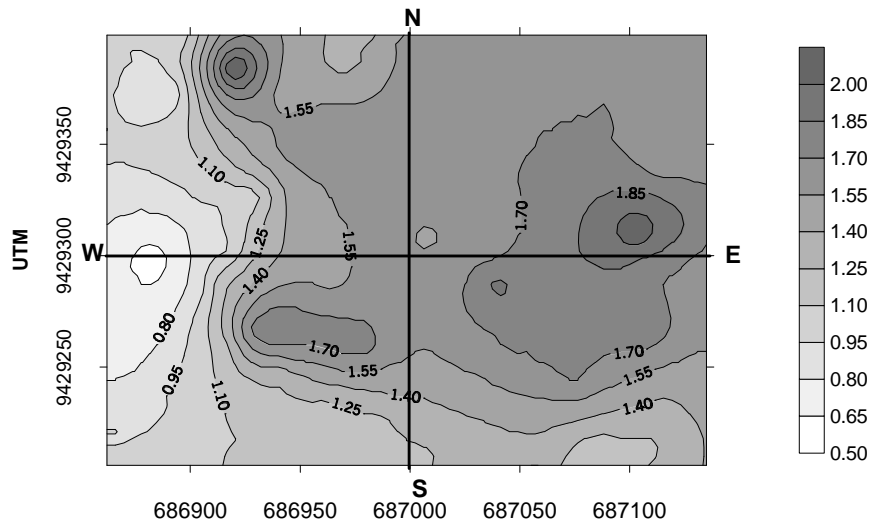


Figura 54. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de Zn, Cu e Fe extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico.

No Gleissolo Sáfico, os mapas das características químicas também apresentaram tendência semelhante de distribuição, sempre em função da proximidade do rio e, portanto, da sua propensão a inundações. Observa-se que os valores de CE (Figura 55), S, t e TNa (Figura 59), além dos teores de B (Figura 56), Mg (Figura 57), Na⁺ e K (Figura 58) apresentaram uma distribuição dos teores mais baixos no quadrante SE, onde as inundações periódicas promovem a lavagem dos sais presentes no solo. O teor de Ca²⁺ (Figura 57) apresenta distribuição semelhante à apresentada pela variável areia fina, sendo essa fração, provavelmente, rica em minerais cálcio-sódicos, tornando-se uma fonte importante desse nutriente.

Os metais pesados apresentam uma sub-área de maior concentração na parte superior à esquerda do mapa. Para Zn (DTPA-TEA e Mehlich-1) e Fe (DTPA-TEA), Figuras 61 e 63, existe um ponto comum a partir do qual os valores de concentração decrescem. Isso indica que ali se encontra, provavelmente, a principal fonte destes elementos no solo. Para Cd e Pb (Figuras 62 e 64), extraídos tanto por DTPA-TEA quanto por Mehlich-1, os maiores teores decrescem do extremo superior, à esquerda do mapa, para o ponto extremo inferior, à direita, na diagonal, evidenciando ser ali a provável fonte destes elementos nesta área. O mesmo padrão de distribuição foi encontrado para a t (Figura 59).

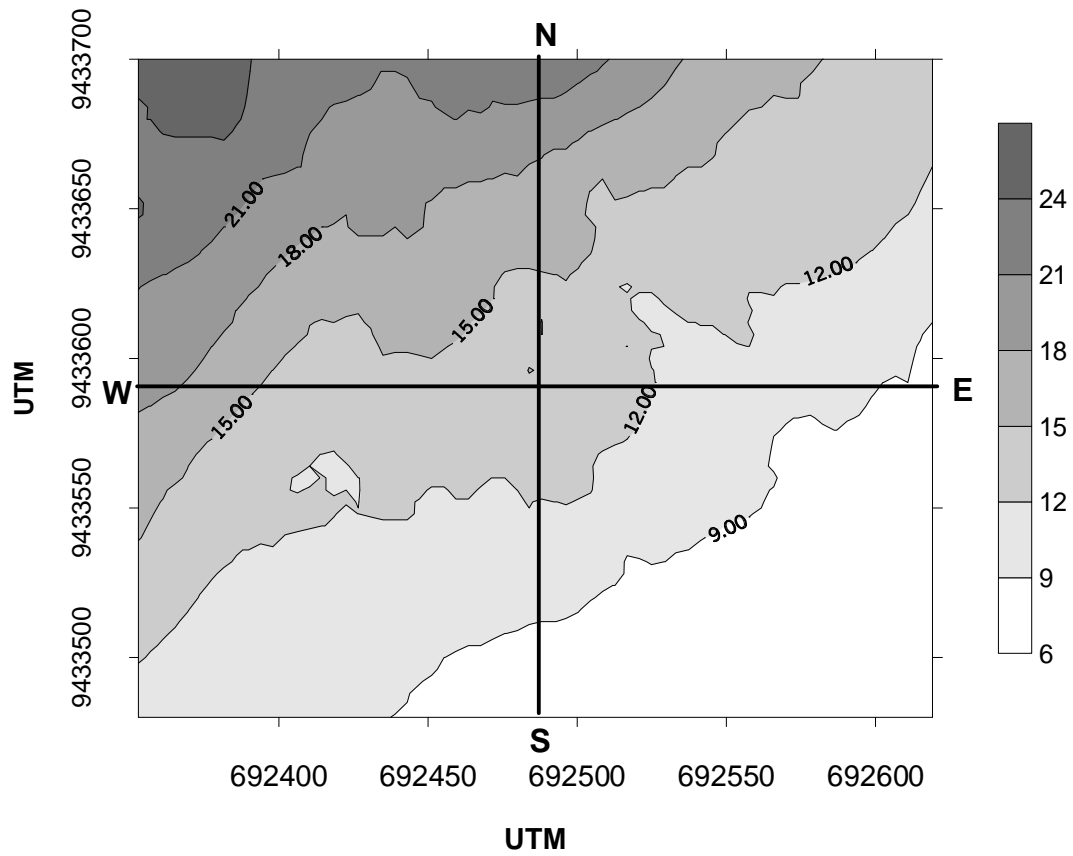
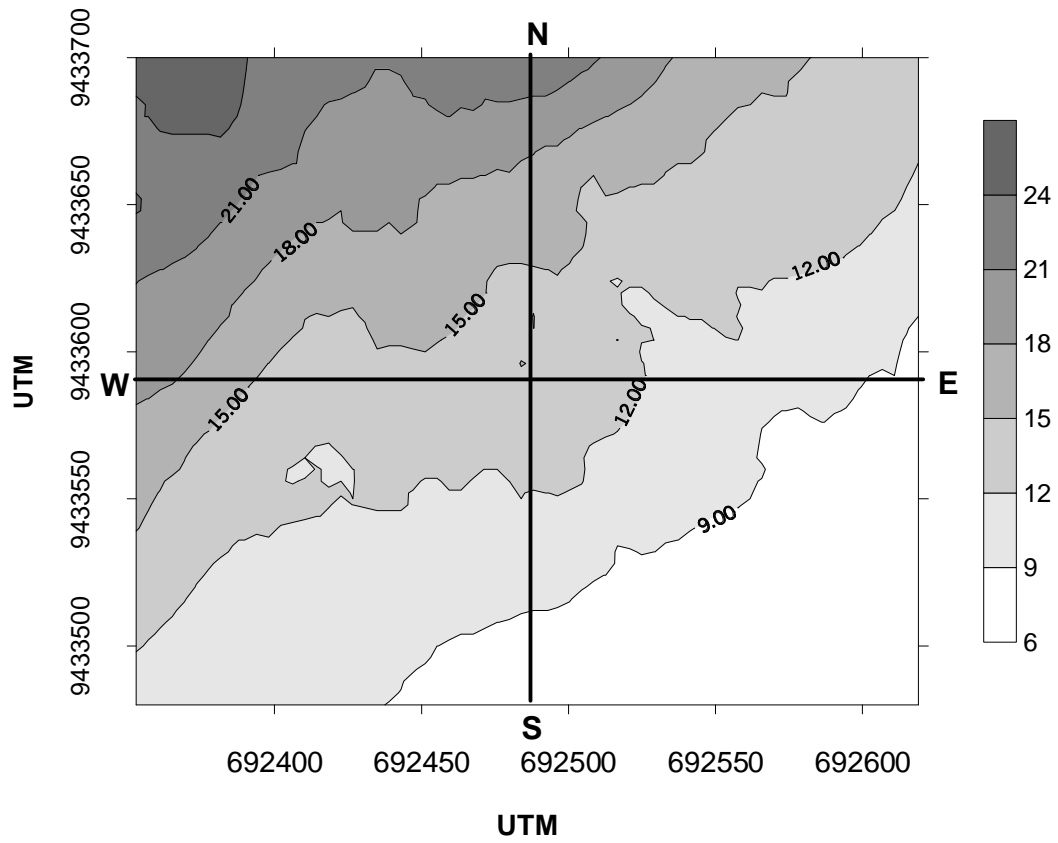


Figura 55. Distribuição espacial da CE 1:5 e 1:10 (dS/m) na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sáfico.

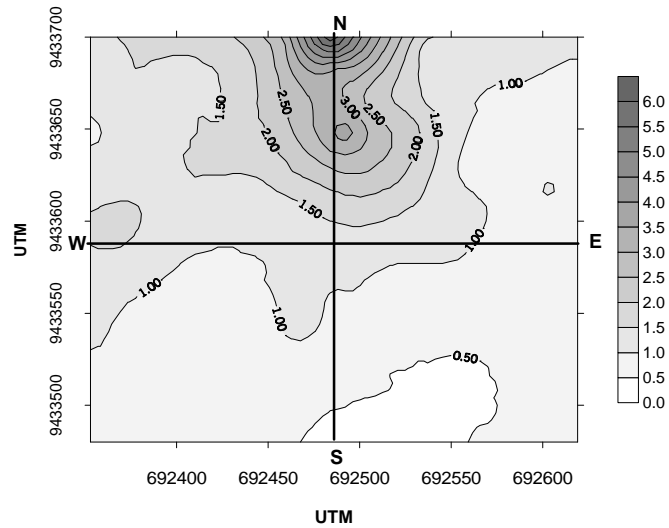


Figura 56. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de B na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sílico.

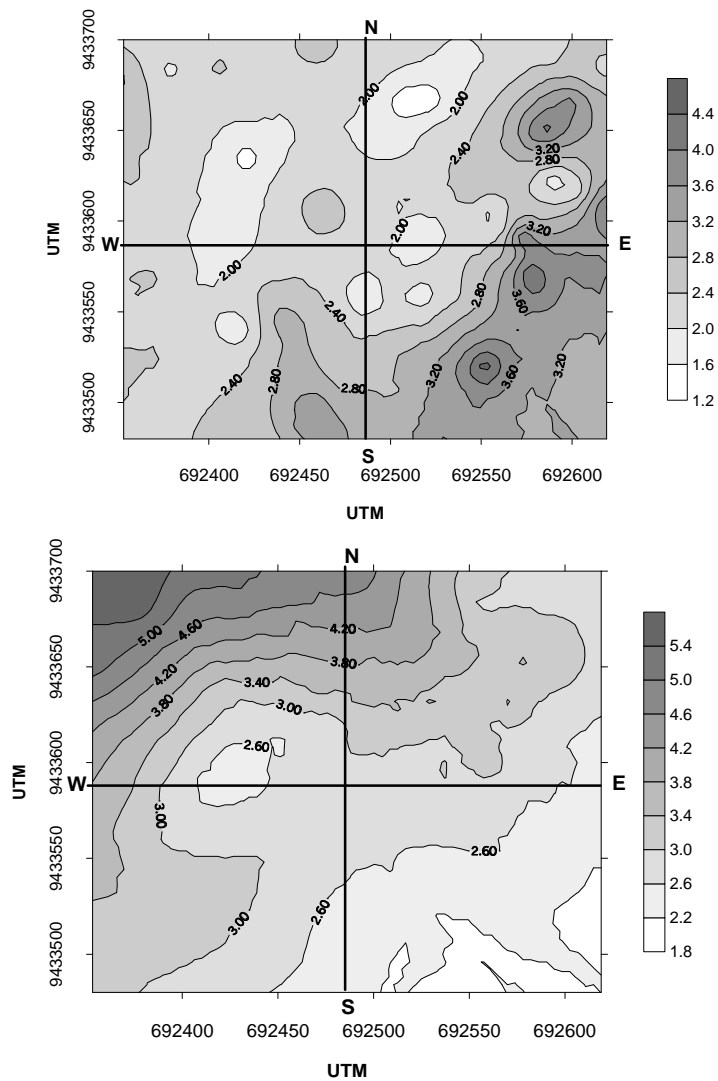


Figura 57. Distribuição espacial dos teores (cmol/dm^3) de Ca e Mg na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sílico.

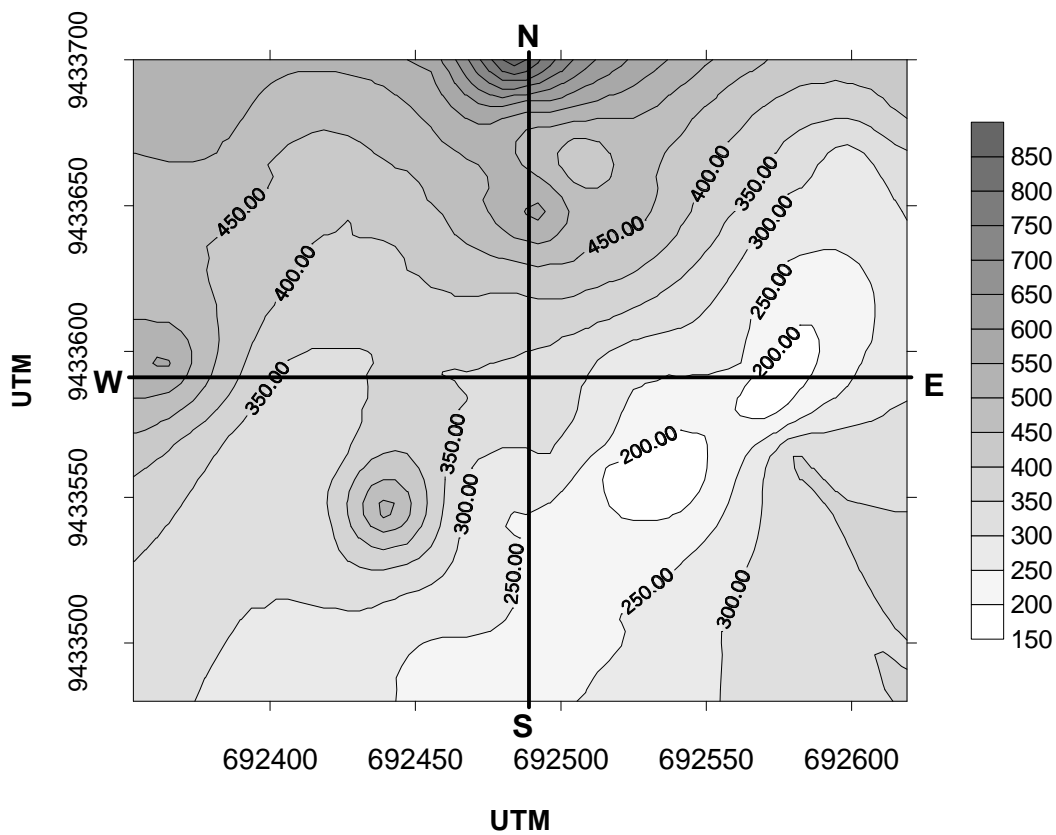
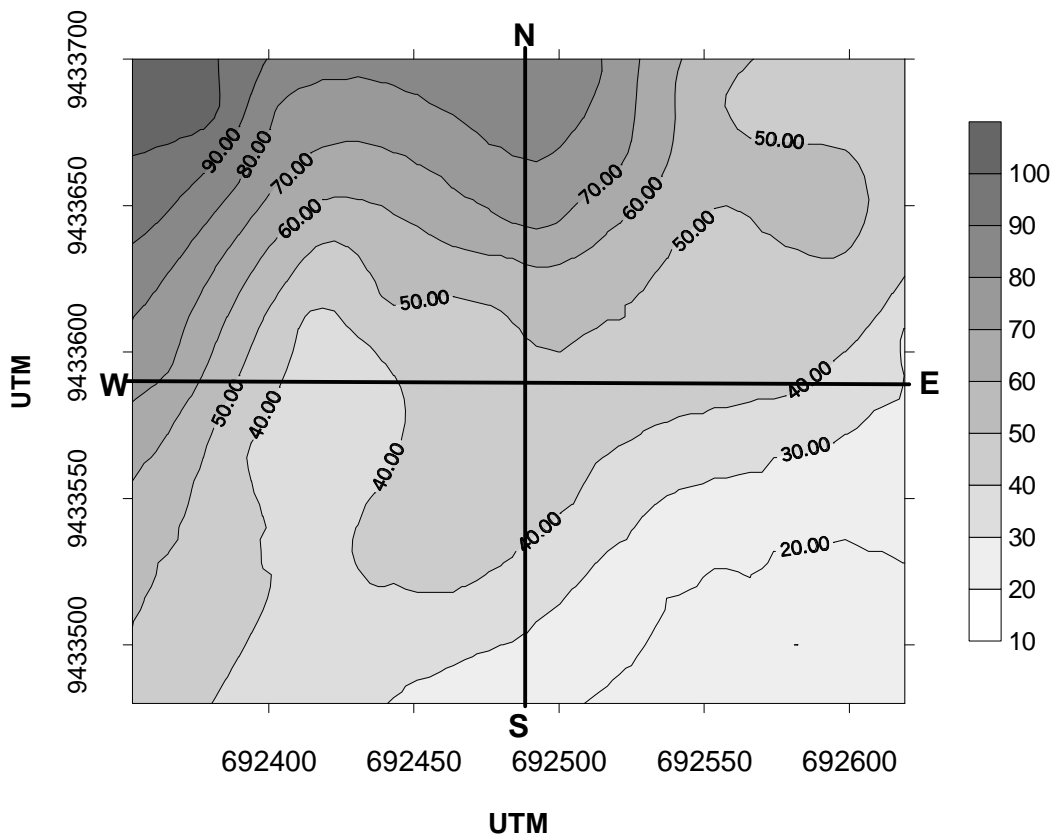


Figura 58. Distribuição espacial dos teores de Na (cmol_d/dm³) e K (mg/dm³) na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sáfico.

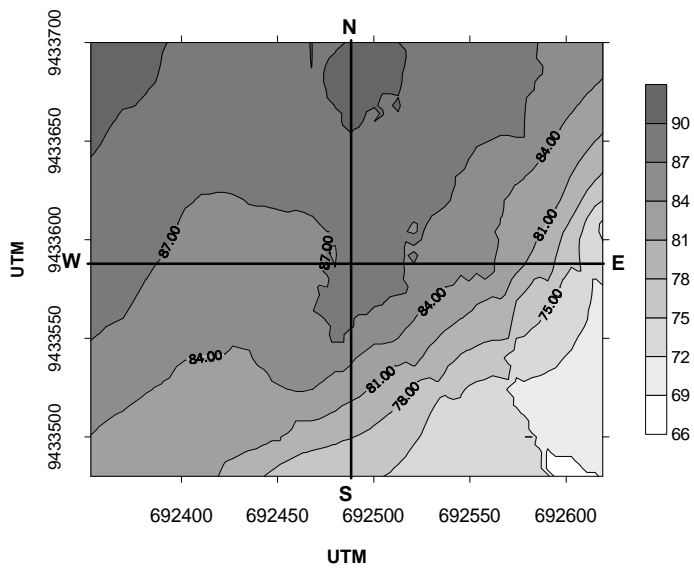
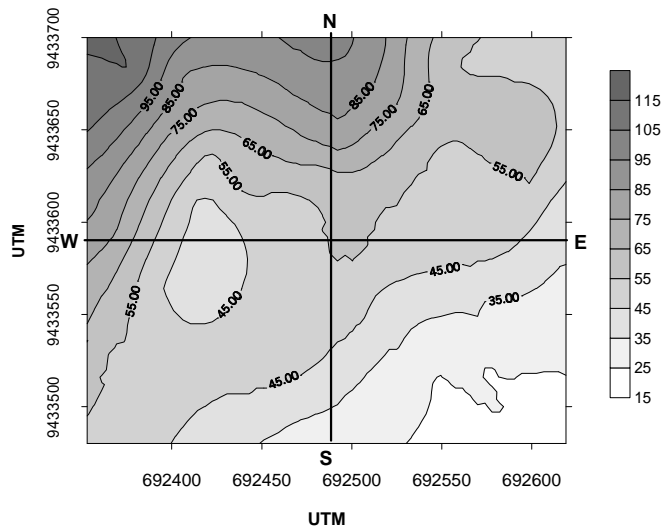
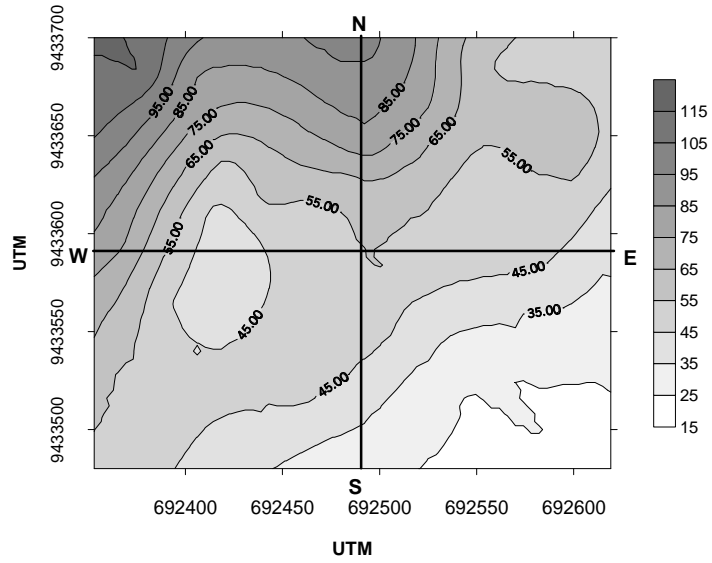


Figura 59. Distribuição espacial dos valores de S (cmol/dm^3), t (cmol/dm^3) e V (%) na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sáfico.

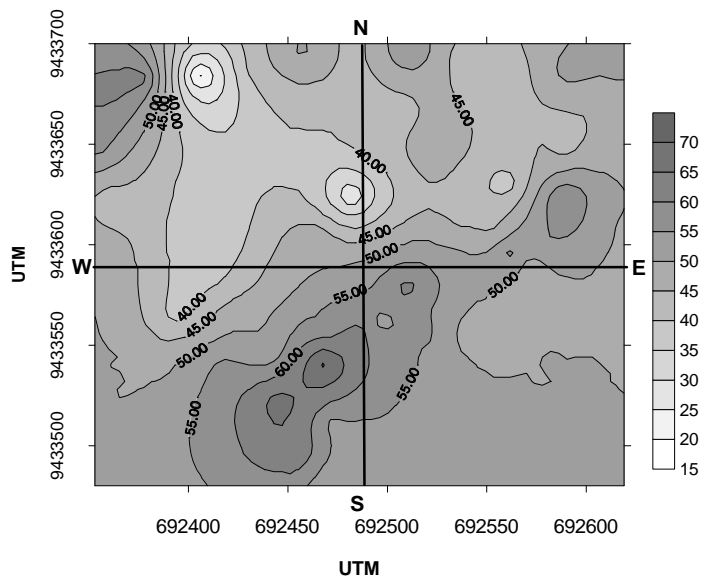
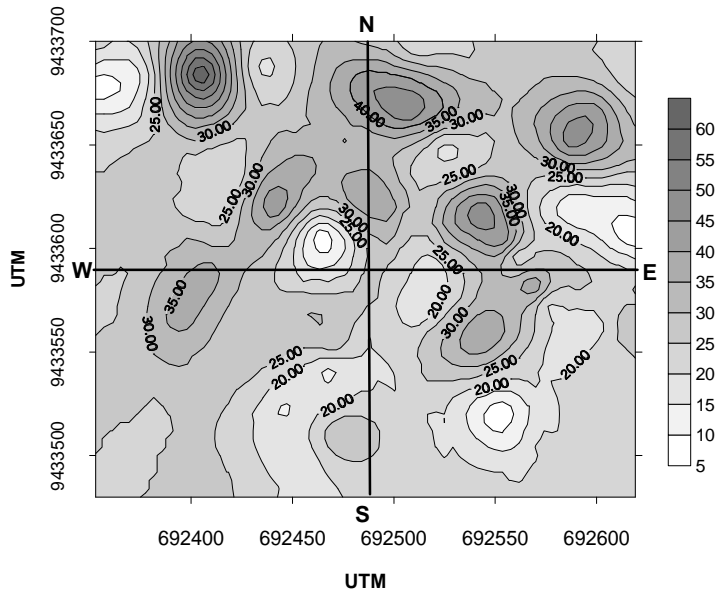
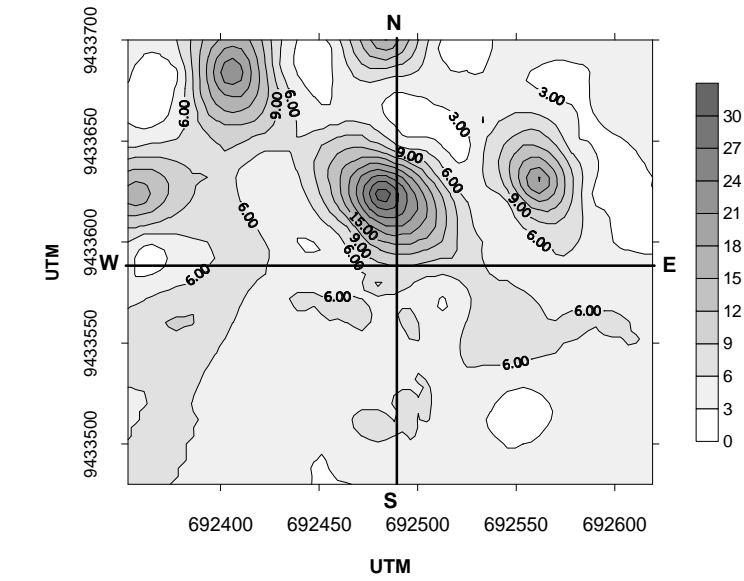


Figura 60. Distribuição espacial dos teores (%) de Areia grossa, areia fina e silte na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sálíco.

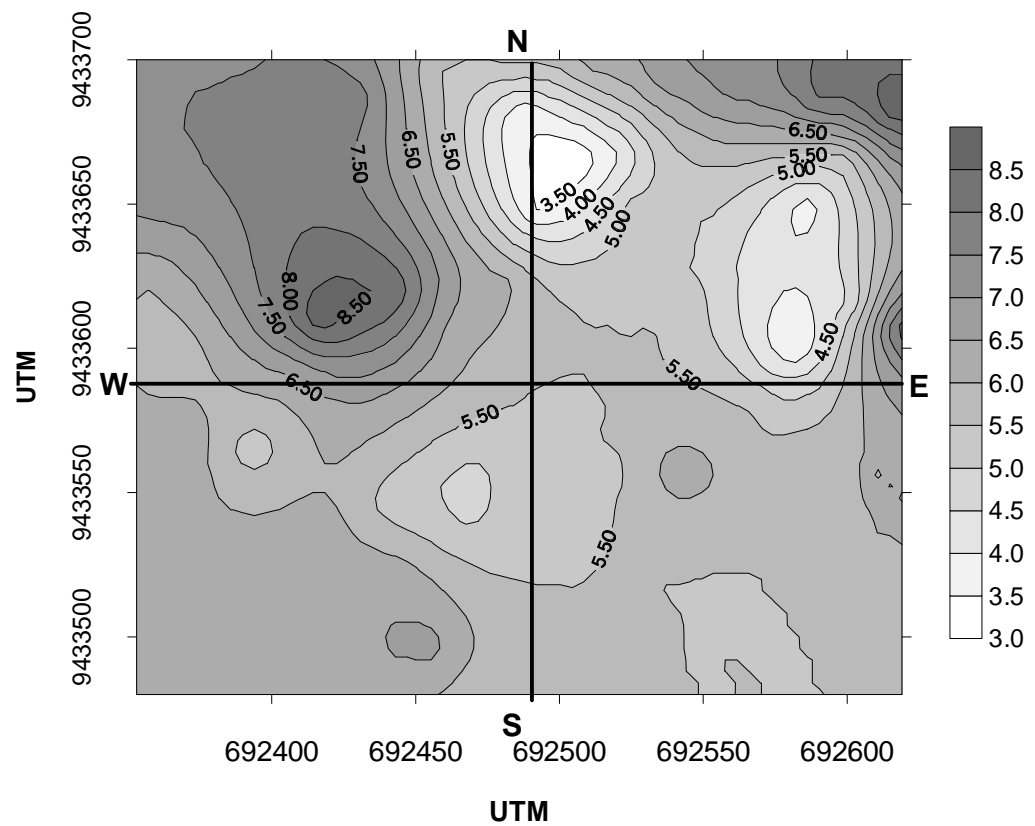
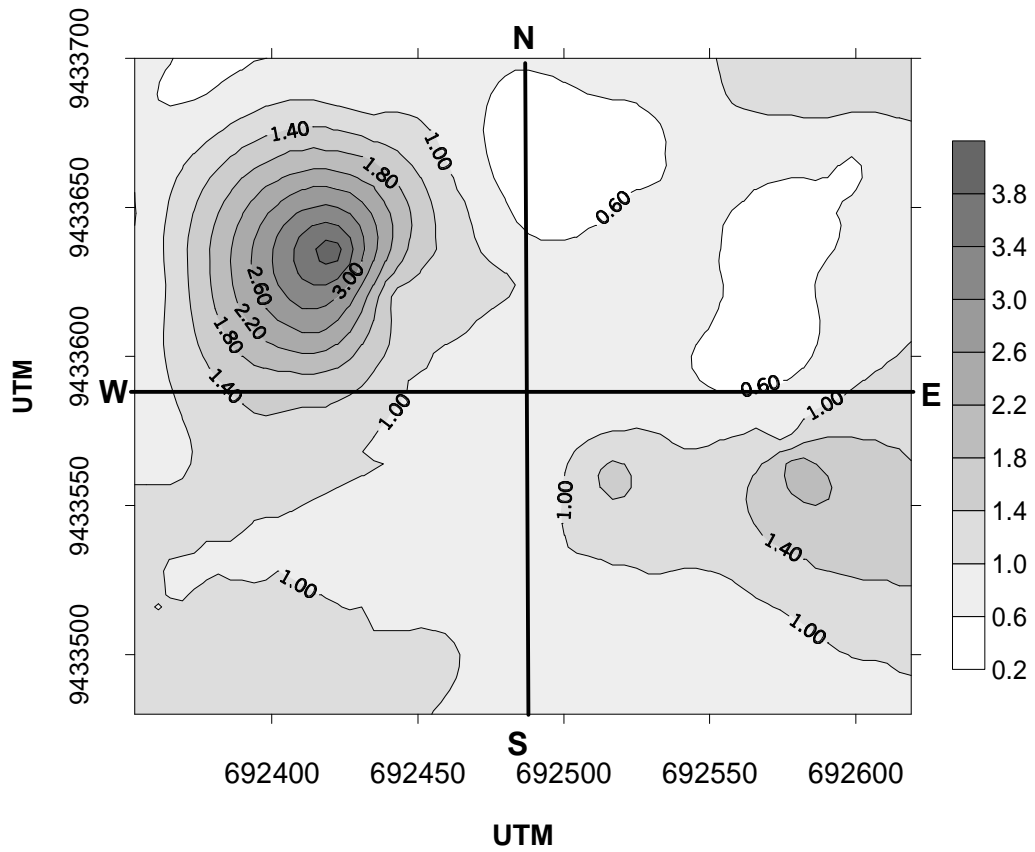


Figura 61. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de Zn e Fe extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sódico.

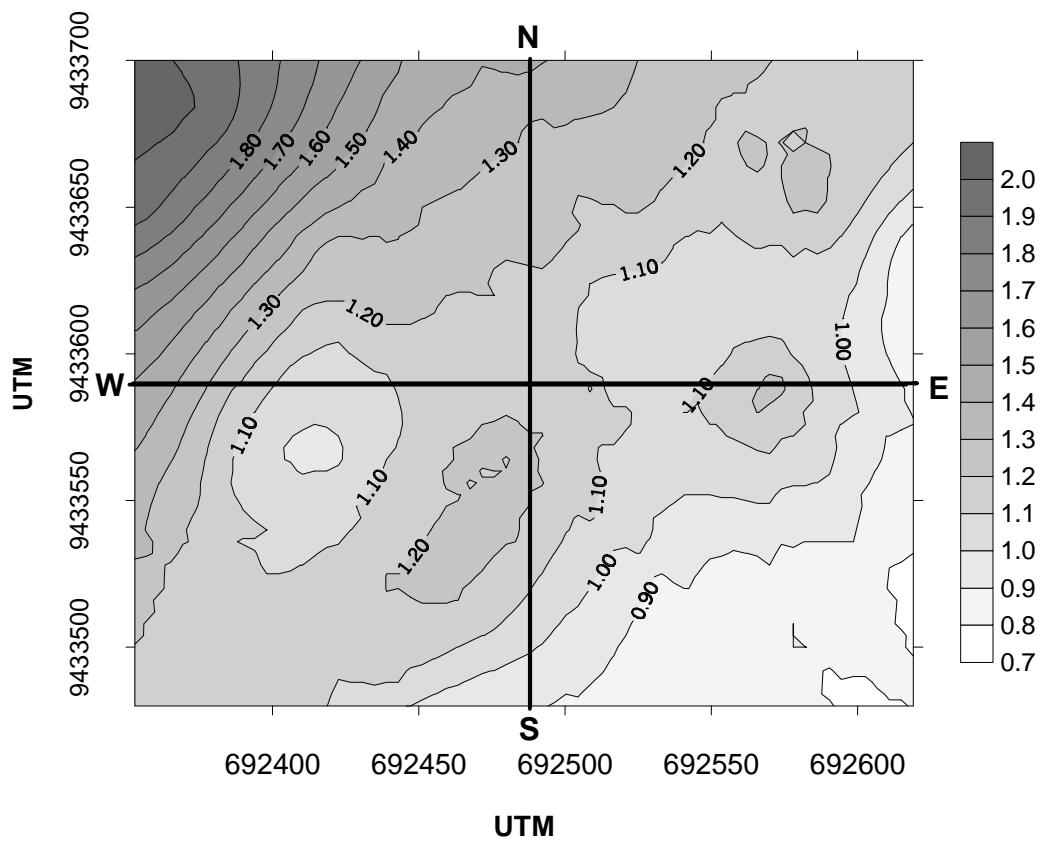
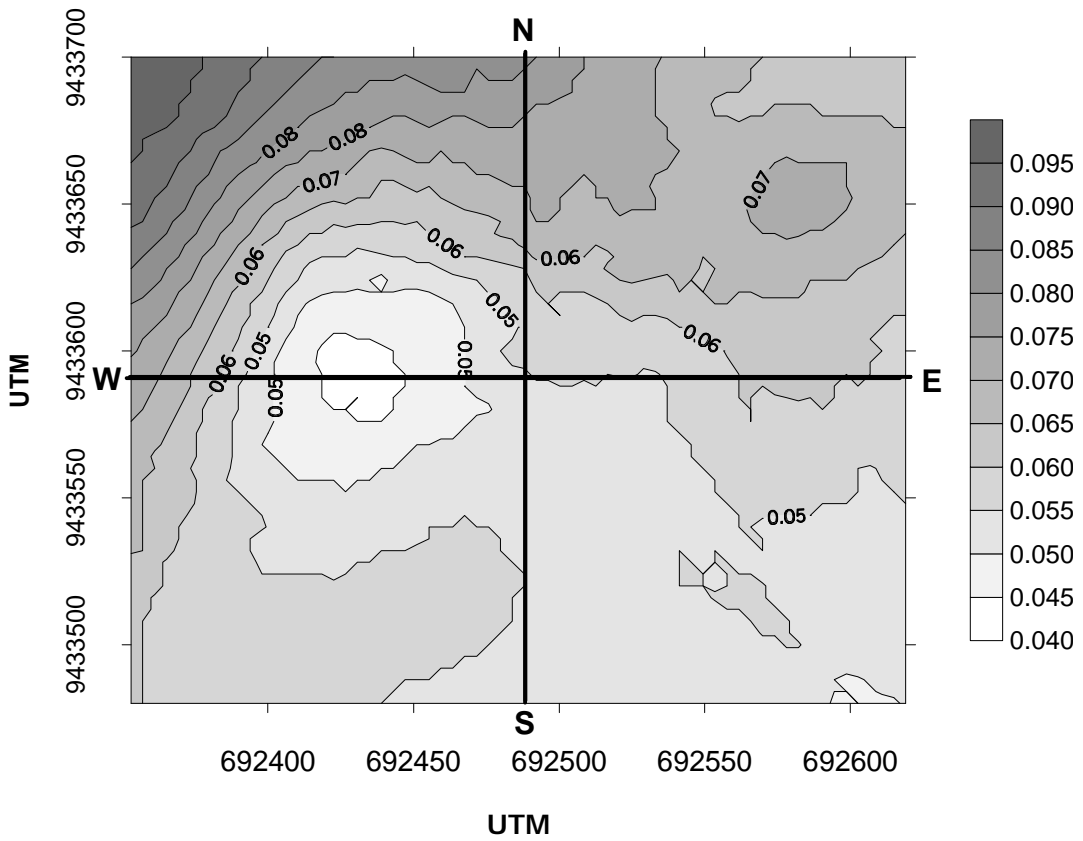


Figura 62. Distribuição espacial dos teores (mg/dm³) de Cd e Pb extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sálculo.

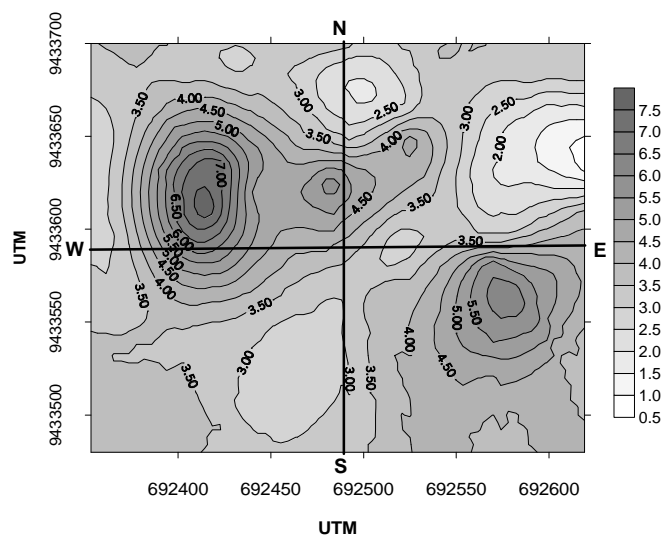


Figura 63. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de Zn extraído com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sáfico.

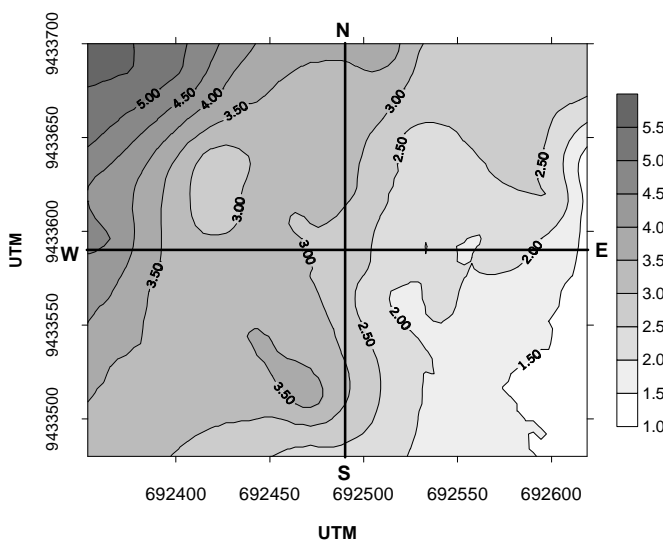
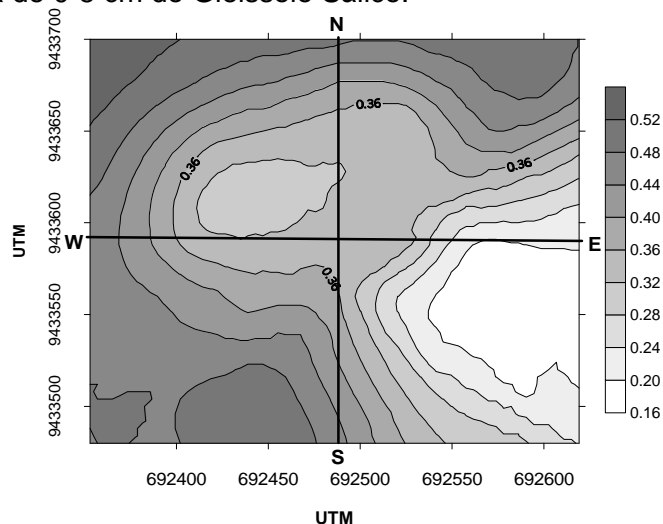


Figura 64. Distribuição espacial dos teores (mg/dm^3) de Pb e Cd extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Gleissolo Sáfico.

Os teores totais de Cd e Pb (Quadro 4A), em média, foram superiores aos valores de alerta segundo (CETESB, 2001), indicando que as duas áreas necessitam de trabalhos de monitoramento para detecção de uma possível contaminação, suas causas e medidas preventivas a serem adotadas. Entretanto, o Gleissolo Sáfico por apresentar uma estratificação granulométrica em profundidade (Quadro 1A) e oscilação do lençol freático em função da época do ano (1,20 m – na época mais seca) deve ser alvo de maiores preocupações. Esse solo apresenta uma camada superficial mais argilosa seguida de camadas mais arenosas e termina com uma camada mais argilosa a partir de 50 cm de profundidade. Quando o lençol freático se eleva há uma mudança nos valores de pH e pE que podem possibilitar a liberação de metais pesados que até então estavam sob formas não disponíveis. Quando o nível do lençol diminui os elementos disponibilizados descem, com facilidade pela camada arenosa, com a água e se concentram nessa camada mais argilosa (Quadro 3A). A principal preocupação deve ser sobre a capacidade de retenção de metais dessa camada de solo e sobre quanto desse metal pode estar chegando ao lençol freático e contaminando as áreas à jusante. Essa preocupação é válida principalmente, pela proximidade entre a área em questão e o rio, o mangue, a zona salineira e a de carcinicultura, e pela sua maior salinidade que deixa o solo desnudo na maior parte do ano possibilitando um maior levante de poeira permitindo também a contaminação de solos e de mananciais superficiais localizados nas áreas circunvizinhas.

4.3.2. Mapas probabilísticos

Utilizando-se também a técnica de krigagem, construíram-se mapas de estimativa da probabilidade de uma variável apresentar valores acima ou abaixo de um determinado nível de corte. As áreas correspondentes aos valores 1,0 significam que a probabilidade de ocorrência estar acima do limite definido pelo nível de corte é de 100 %. Assim sendo as áreas mais escuras, nos mapas, é que indicam tal situação.

Os valores de corte utilizados para os micronutrientes foram os classificados como altos para solos do Estado de São Paulo (Raij et al. 1997) e para o Estado de Minas Gerais (Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999), respectivamente para os teores extraídos por DTPA e Mehlich-1.

Como pode-se observar nas Figuras 65, 66, 68 quase toda a área do Vertissolo Hidromórfico apresenta altos teores de Cu e Mn e Zn-DTPA, no entanto, a probabilidade do Fe-DTPA (Figura 67) exceder o nível de corte, ou seja, dos teores serem mais altos que 12 mg/dm^3 cresce no sentido Noroeste/Sudoeste.

Para os teores de Fe e Mn extraídos por Mehlich-1, na confecção dos mapas probabilísticos, não foi possível a utilização dos teores considerados altos pela Comissão de Fertilidade do solo do Estado de Minas Gerais (1999), pois todos os teores encontrados estão muito acima desses valores de referência, que são 45 e 12 mg/dm^3 , respectivamente. Por isso, nesses casos, os valores foram determinados por manipulação matemática utilizando-se como nível de corte os valores equivalentes aos 2º. e 3º. quartis da distribuição de probabilidade acumulada dos dados. Esse mesmo procedimento foi utilizado nos casos em que não foram encontrados valores críticos definidos na literatura.

O Zn obtido pelo Mehlich-1 (Figura 70) apresentou, em grande parte da área, alta probabilidade de apresentar teores altos ($> 2,2 \text{ mg/dm}^3$) segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999).

Os níveis de corte utilizados para Fe e Mn pelo extrator Mehlich-1 (Figuras 71 e 72) foram, em média, 4 e 15 vezes maiores que os valores de

referência utilizados para o teor do elemento ser classificado como elevado em solos do estado de Minas Gerais.

O Cd extraído por Mehlich-1 apresentou áreas com alta probabilidade de ocorrerem teores maiores que $0,5 \text{ mg/dm}^3$ (Figura 75). McBride (1994) comenta que, geralmente, uma concentração acima desse valor é considerada evidência de poluição do solo, sem, entretanto, citar o extrator utilizado. O mesmo autor ressalta que solos mal drenados e de regiões áridas ou semi-áridas podem acumular Cd na sua superfície.

Apesar de nesse trabalho o Mehlich-1 ter sido utilizado como extrator, nada se pode afirmar sobre a disponibilidade de Cd no solo, pois, nas duas áreas, o pH, em média, se encontra acima de 7,0. Nessa faixa de pH, o Cd pode co-precipitar com CaCO_3 ou precipitar como CdCO_3 e os fosfatos de Cd também podem limitar sua disponibilidade. Além disso, em solos reduzidos, a baixa solubilidade de CdS resulta na sua baixa mobilidade (McBride, 1994).

Os teores de Ni-Mehlich-1 referentes ao 2º. e 3º. quartis foram 2,53 e $2,90 \text{ mg/dm}^3$, respectivamente (Figura 76). Camargo et al. (2001) comentam uma faixa de concentração de 0,10 a 1,40 mg/kg para Ni solúvel em solos do estado de São Paulo, no entanto, os autores não citam o extrator utilizado.

Pode-se observar uma distribuição semelhante para os teores de metais pesados (Figuras 73, 74, 75 e 76) e Mn (Figura 72) indicando a possibilidade destes apresentarem a mesma fonte de contaminação. A lagoa de estabilização de esgotos e o lixão são as fontes potenciais, desses metais, mais próximas das áreas de estudo. Trabalhos de avaliação da variabilidade temporal devem ser desenvolvidos nestas áreas com objetivo de monitorar os teores de metais presentes no solo, principalmente, pela sua proximidade com a zona salineira e pela utilização destas áreas com projetos de carcinicultura.

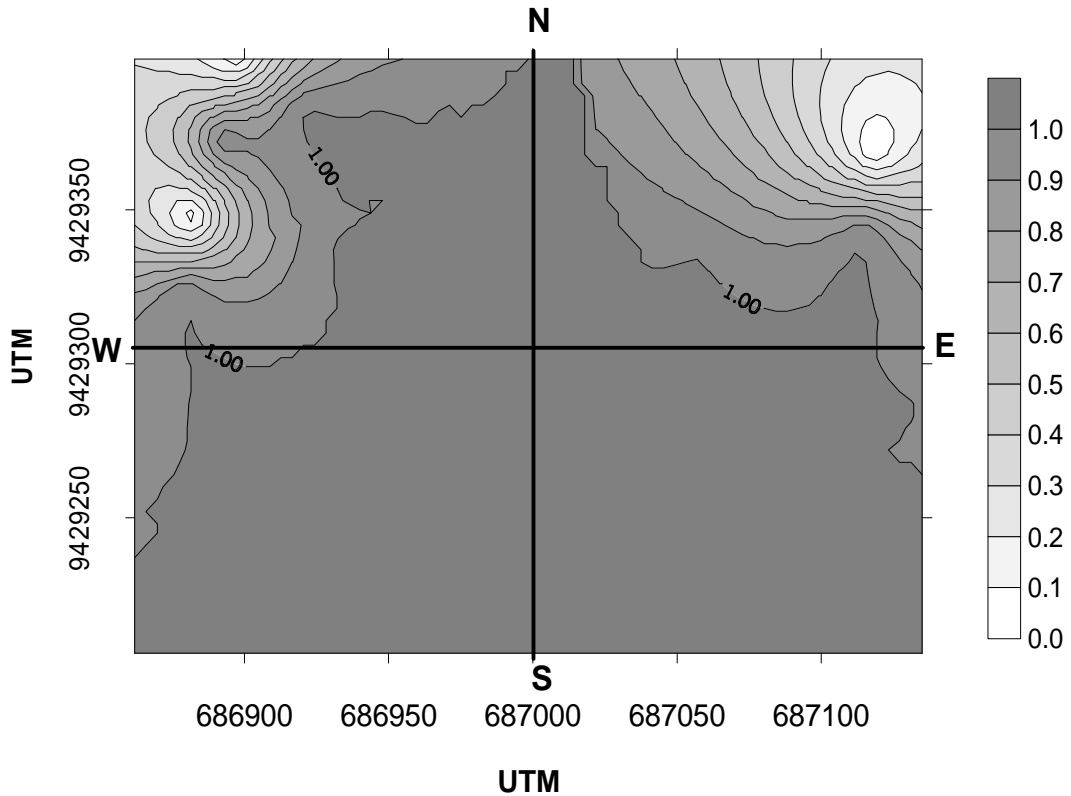


Figura 65. Mapa probabilístico para os teores de Cu extraídos por DTPA-TEA do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 0,8 mg/dm³ como nível de corte.

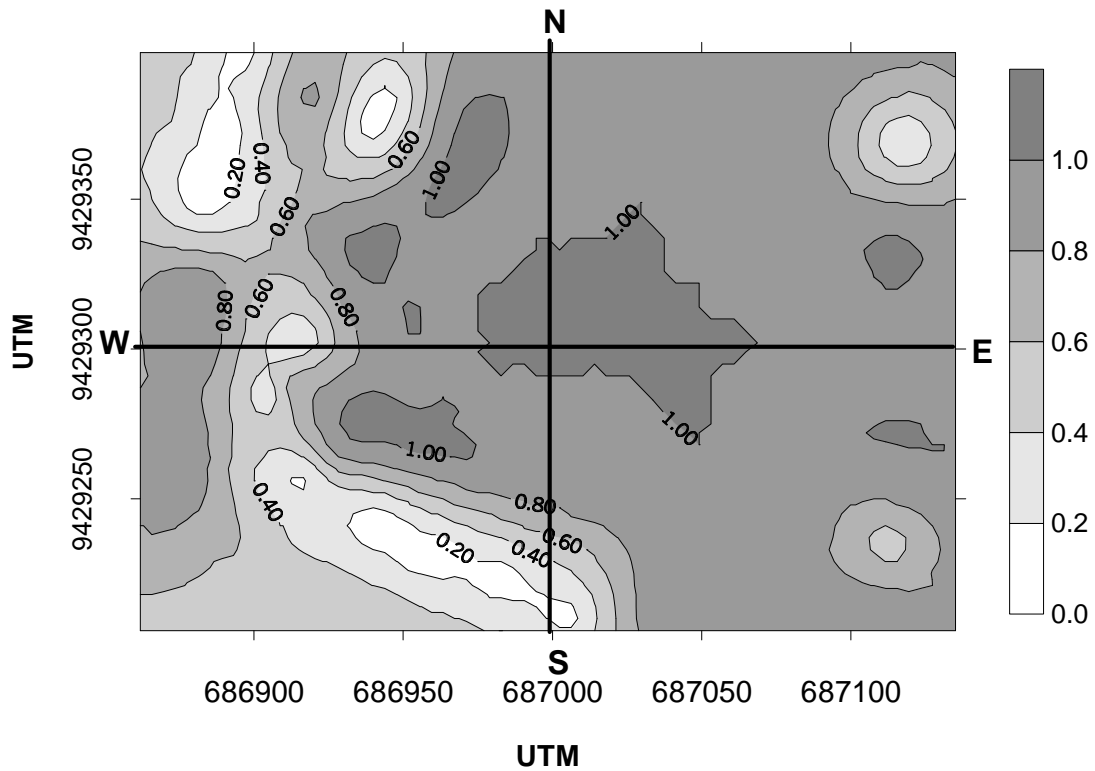


Figura 66. Mapa probabilístico para os teores de Zn extraídos por DTPA-TEA do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 1,2 mg/dm³ como nível de corte.

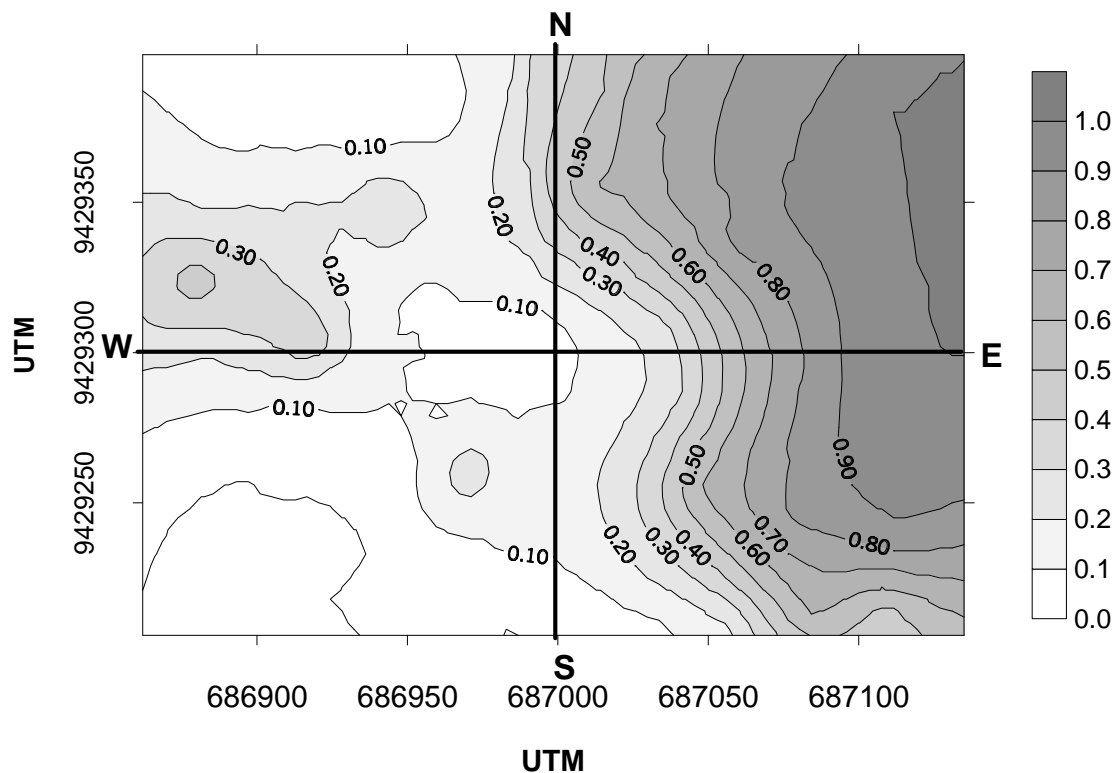


Figura 67. Mapa probabilístico para os teores de Fe extraídos por DTPA-TEA do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 12 mg/dm³ como nível de corte.

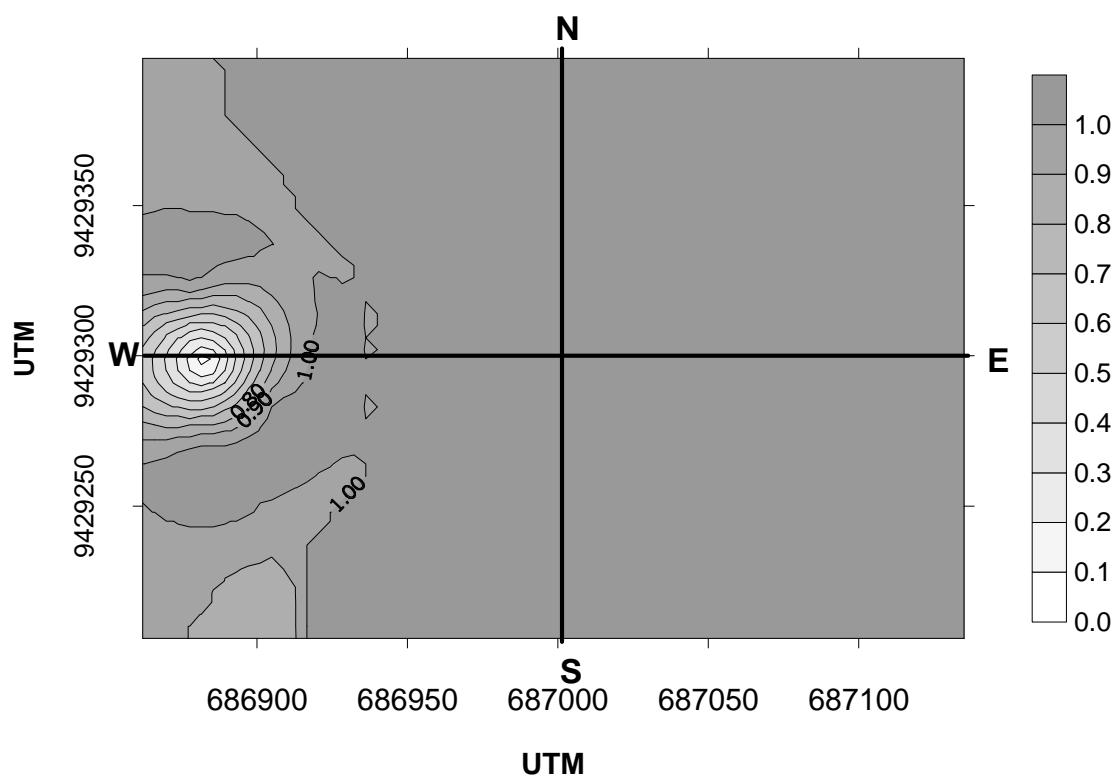


Figura 68. Mapa probabilístico para os teores de Mn extraídos por DTPA-TEA do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 5 mg/dm³ como nível de corte.

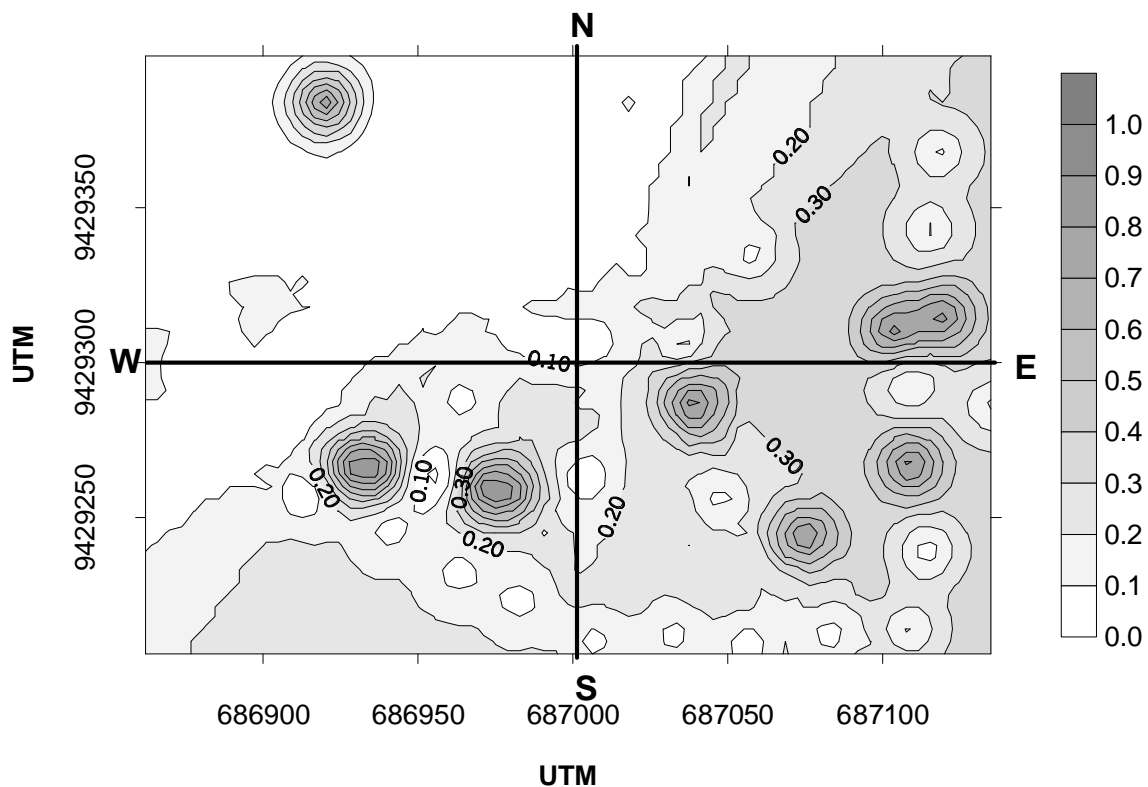


Figura 69. Mapa probabilístico para os teores de Cu extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se $1,8 \text{ mg/dm}^3$ como nível de corte.

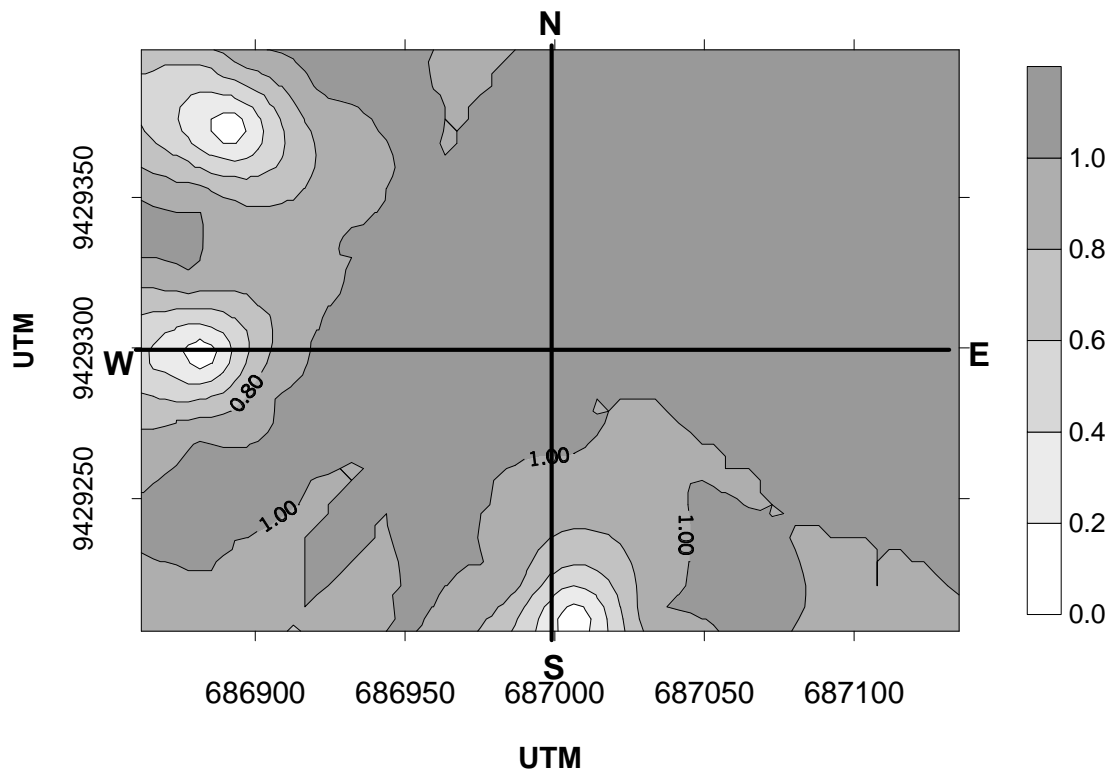


Figura 70. Mapa probabilístico para os teores de Zn extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se $2,2 \text{ mg/dm}^3$ como nível de corte.

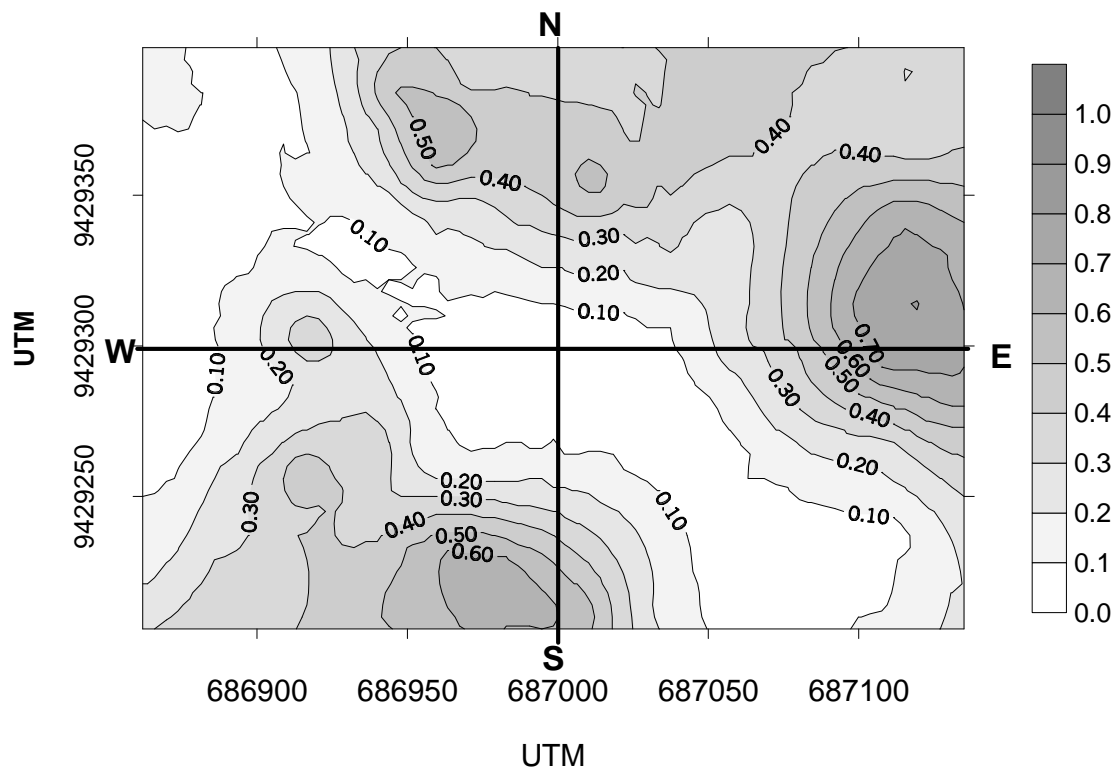
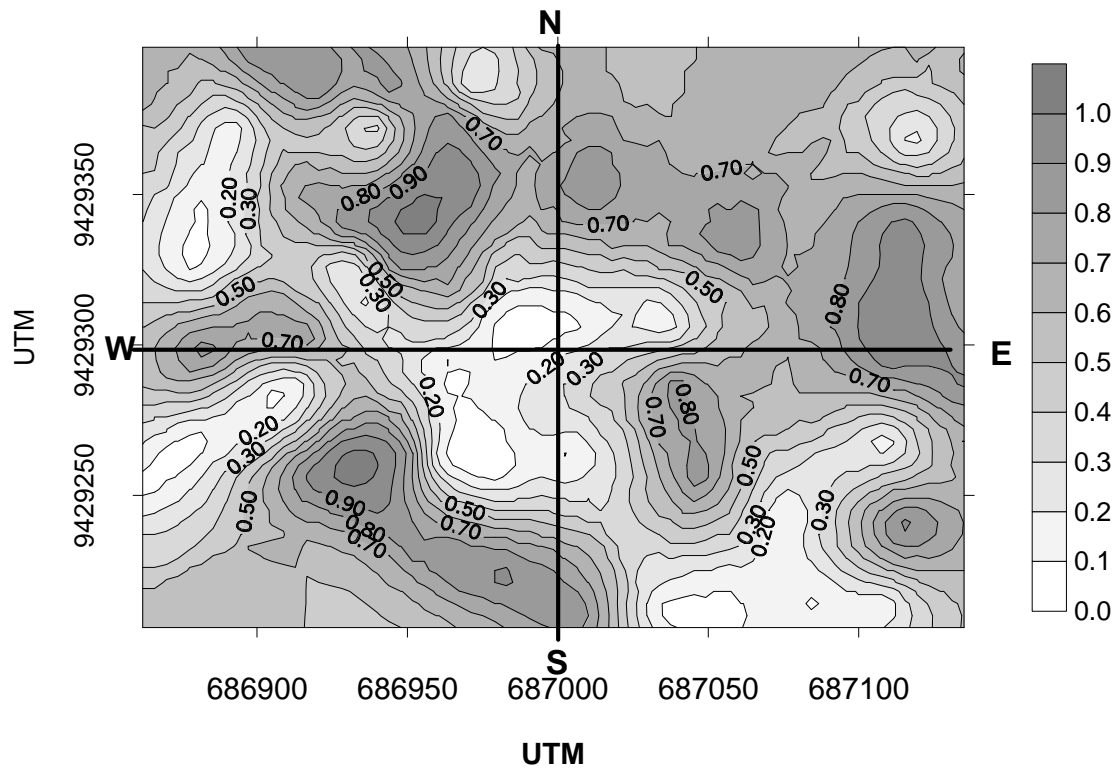


Figura 71. Mapas probabilísticos para os teores de Fe extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 158 e 207 mg/dm³ como níveis de corte.

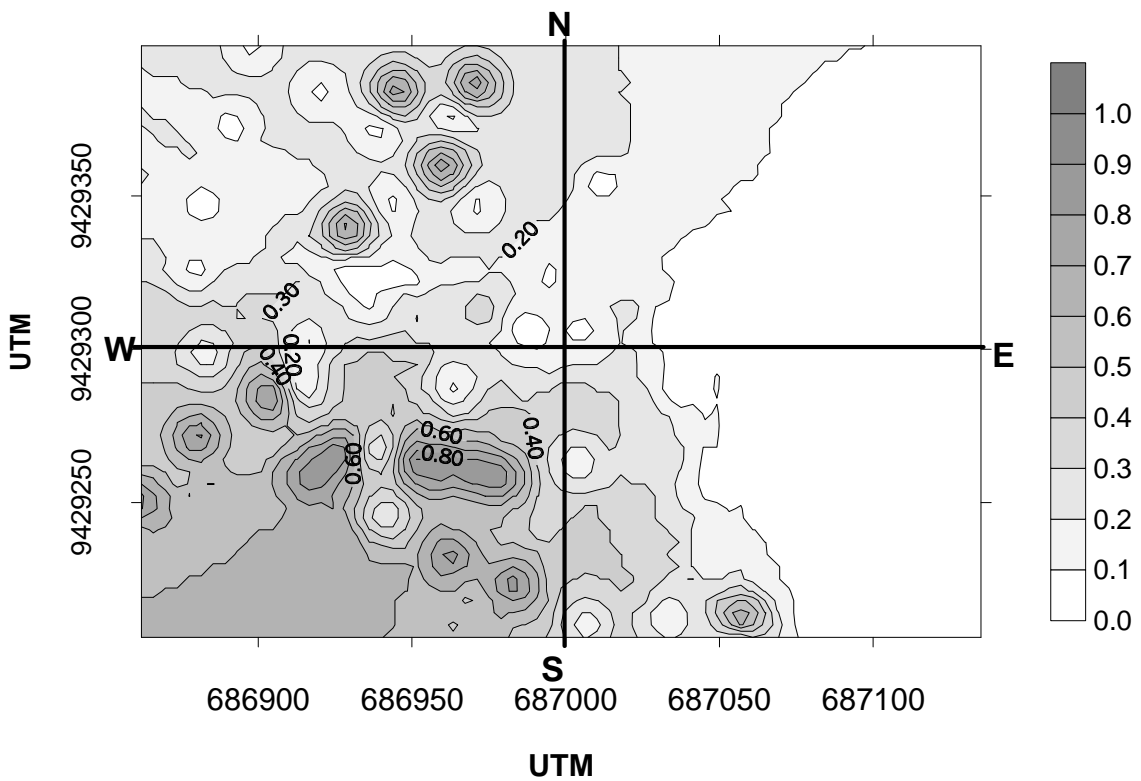
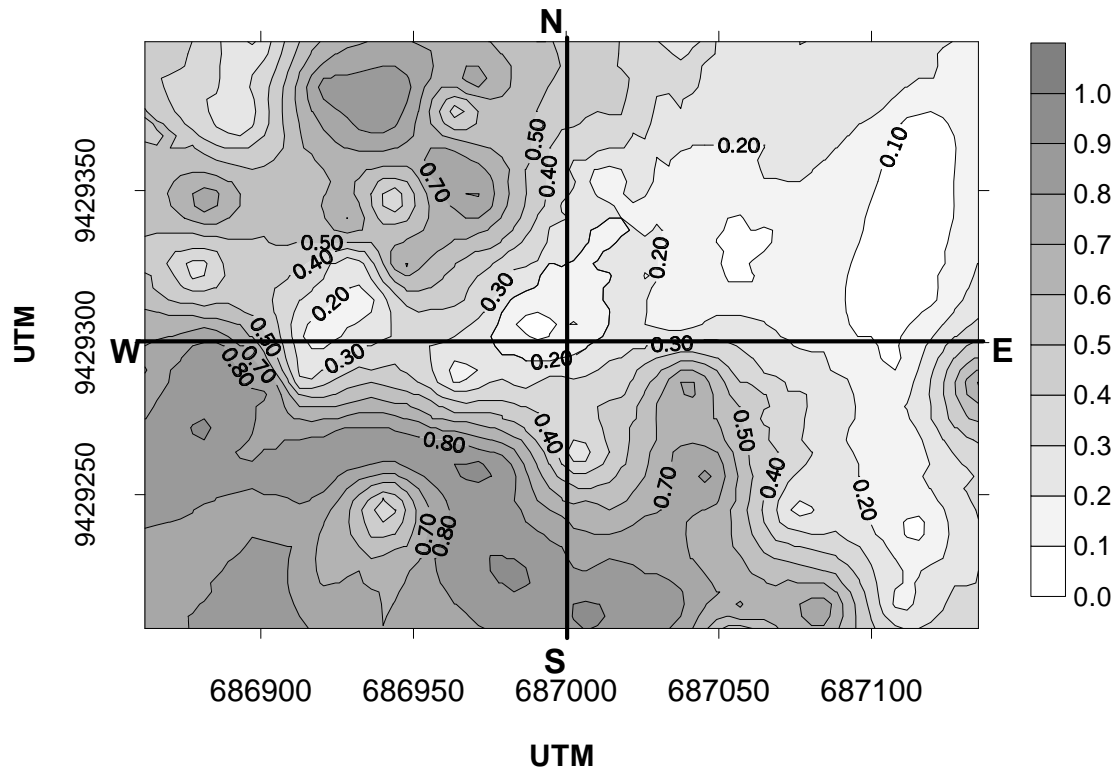


Figura 72. Mapas probabilísticos para os teores de Mn extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 164 e 196 mg/dm³ como níveis de corte.

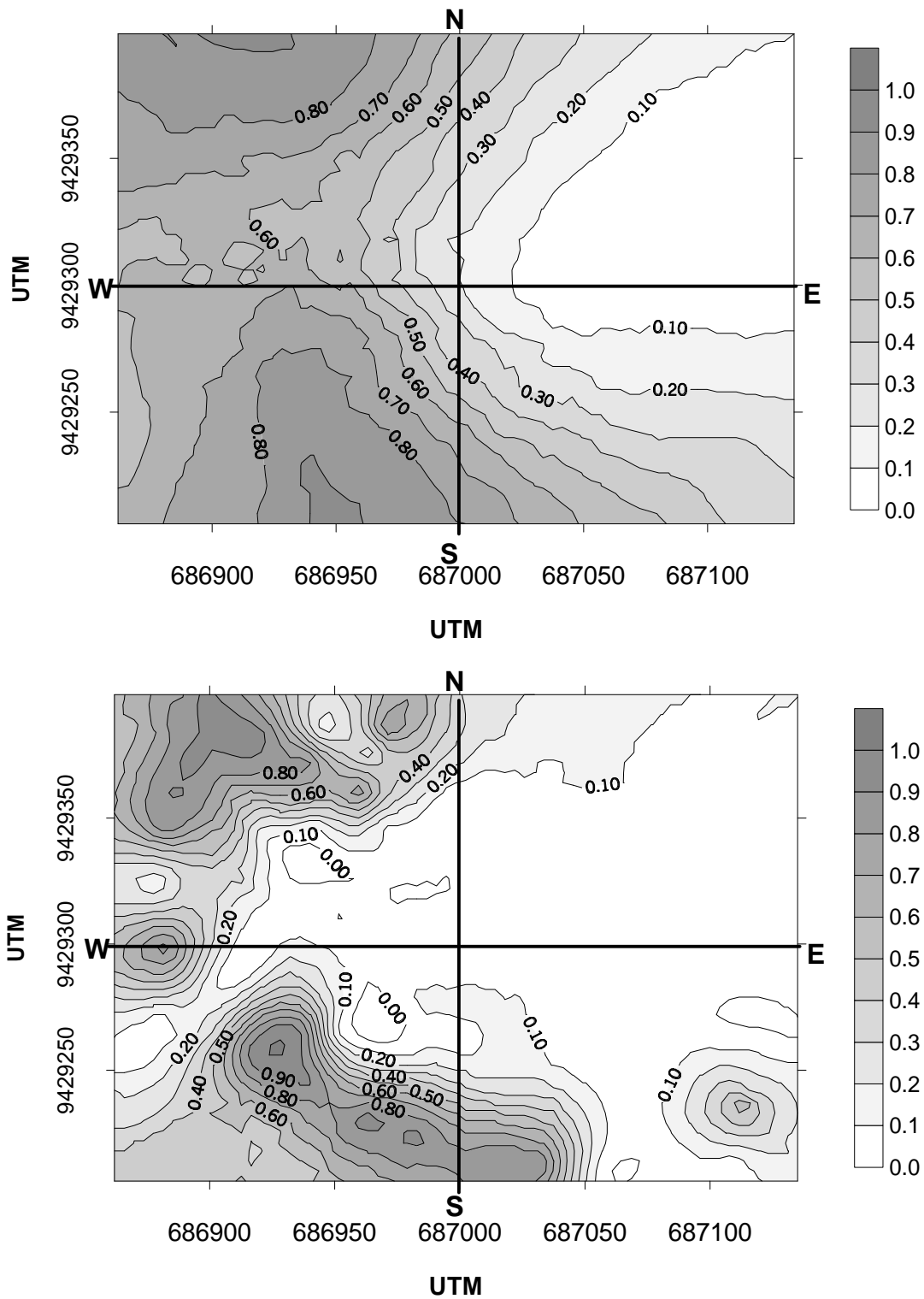


Figura 73. Mapas probabilísticos para os teores de Cr extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 0,35 e 0,55 mg/dm³ como níveis de corte.

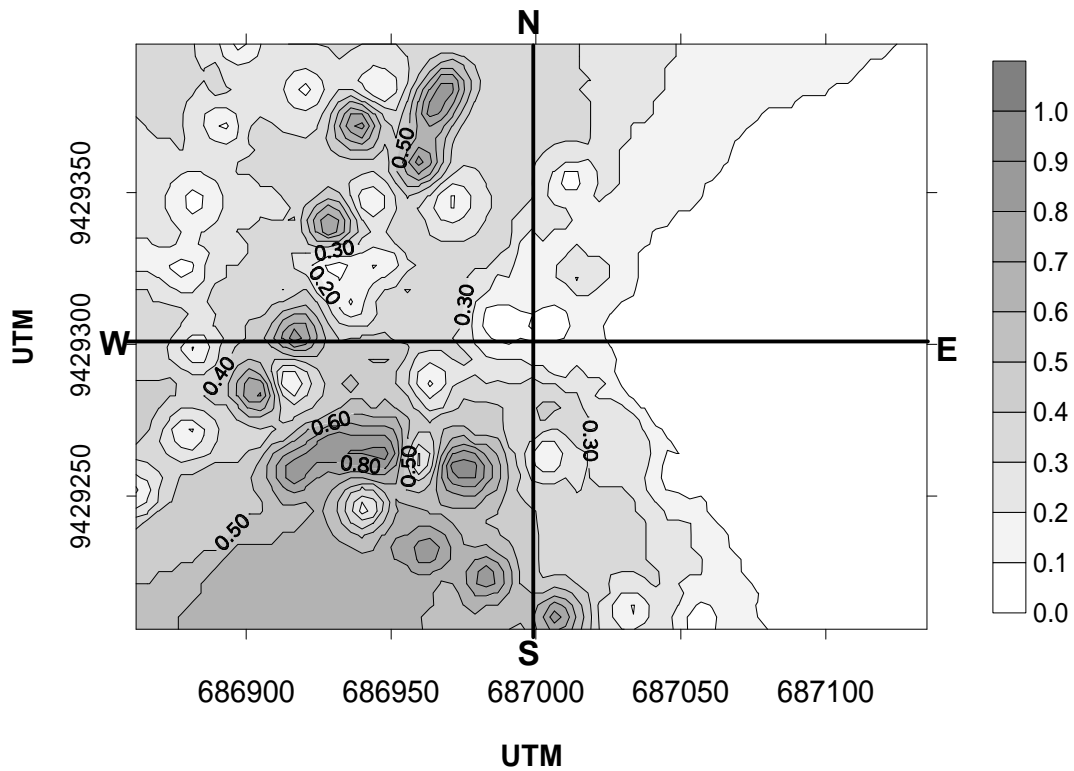
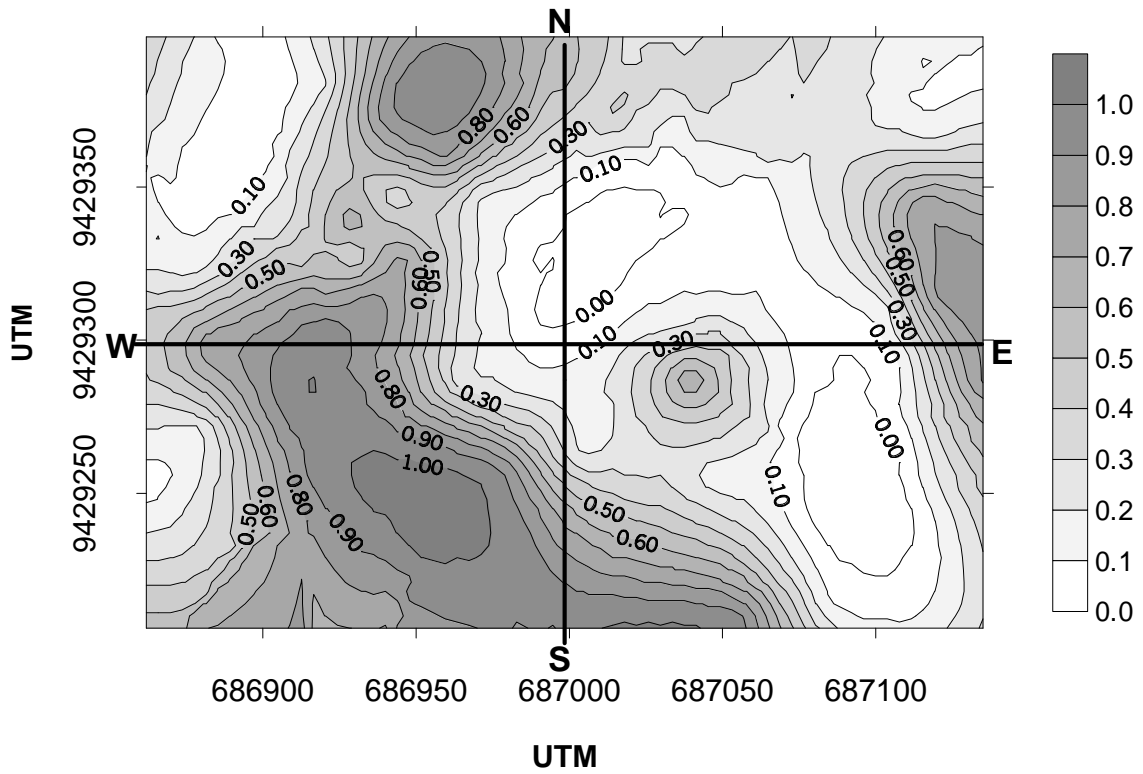


Figura 74. Mapas probabilísticos para os teores de Pb extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 1,92 e 2,56 mg/dm³ como níveis de corte.

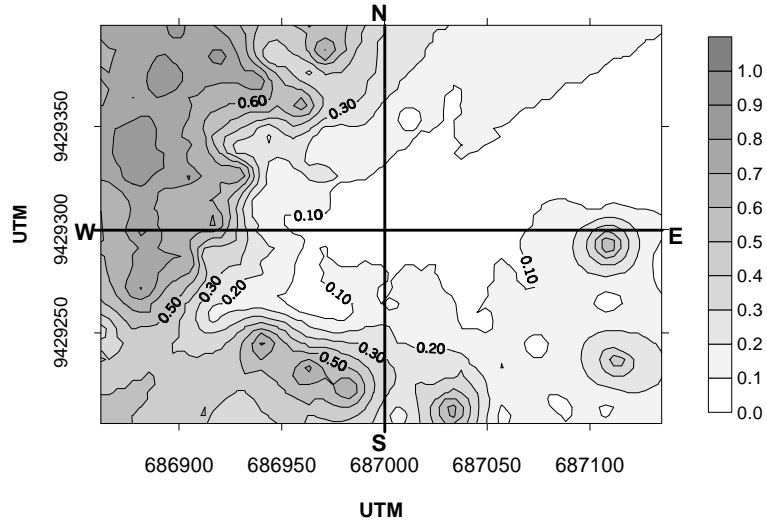


Figura 75. Mapa probabilístico para os teores de Cd extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 0,50 mg/dm³ como nível de corte.

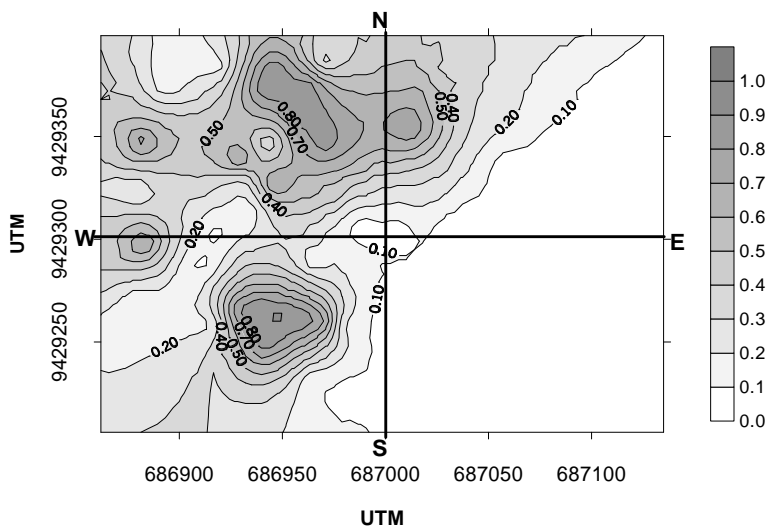
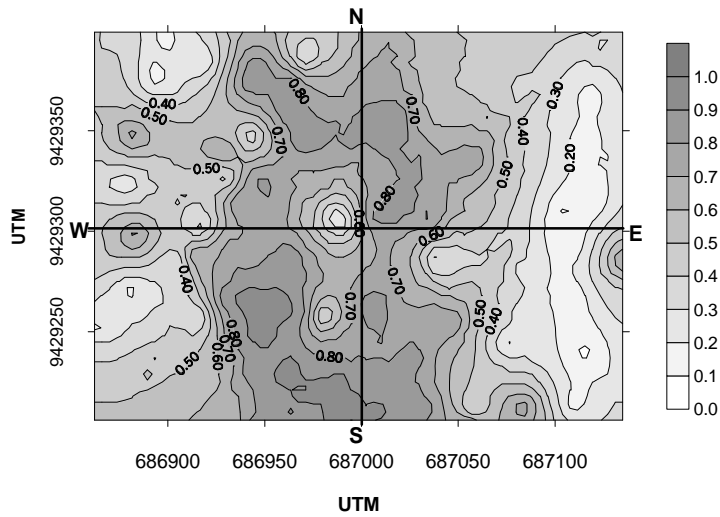


Figura 76. Mapas probabilísticos para os teores de Ni extraídos por Mehlich-1 do Vertissolo Hidromórfico, utilizando-se 2,53 e 2,90 mg/dm³ como níveis de corte.

No Gleissolo Sáfico, não foi possível a obtenção dos mapas probabilísticos para Cu e Zn extraídos por ambos os extratores, pois os grids gerados pelo GS+ não apresentavam gradiente.

Para Fe-DTPA, no Gleissolo Sáfico, utilizaram-se os valores dos 2º. e 3º. quartis como níveis de corte (Figura 77), pois os seus teores, em toda a área, encontravam-se abaixo do valor de referência utilizado por Raij et al. (1997) para classificá-lo como elevado. No caso do Mn-DTPA seus teores encontravam-se acima, em toda a área, e por isso utilizou-se como nível de corte o teor referente apenas ao 2º. quartil (Figura 78), pois, para o 1º., o grid gerado pelo GS+ não apresentou gradiente.

O Gleissolo Sáfico apresentou teores médios de Fe (Raij et al., 1997), sendo que os teores mais elevados concentraram-se nas regiões mais extremas da área, nos quadrantes NW e SW, com maior proximidade das salinas.

Para Mn-DTPA (Figura 78), o nível de corte utilizado é 4 vezes maior que o valor de referência citado por Raij et al. (1997), para classificação do teor como alto, para solos de São Paulo. No entanto identificaram-se apenas algumas sub-áreas de maior probabilidade de ocorrência desses teores, isoladas e dispersas por toda a área.

Houve uma tendência das sub-áreas de maior probabilidade de ocorrência dos valores acima do nível de corte para Pb, Cd e Ni-Mehlich-1 (Figuras 85, 86 e 87) localizar-se nos quadrantes NW e SW. Esta tendência indica a existência de uma fonte comum para esses metais. Além disso, esse gradiente de concentração é contrário à localização do rio, o que evidencia sua importância na lixiviação desses contaminantes.

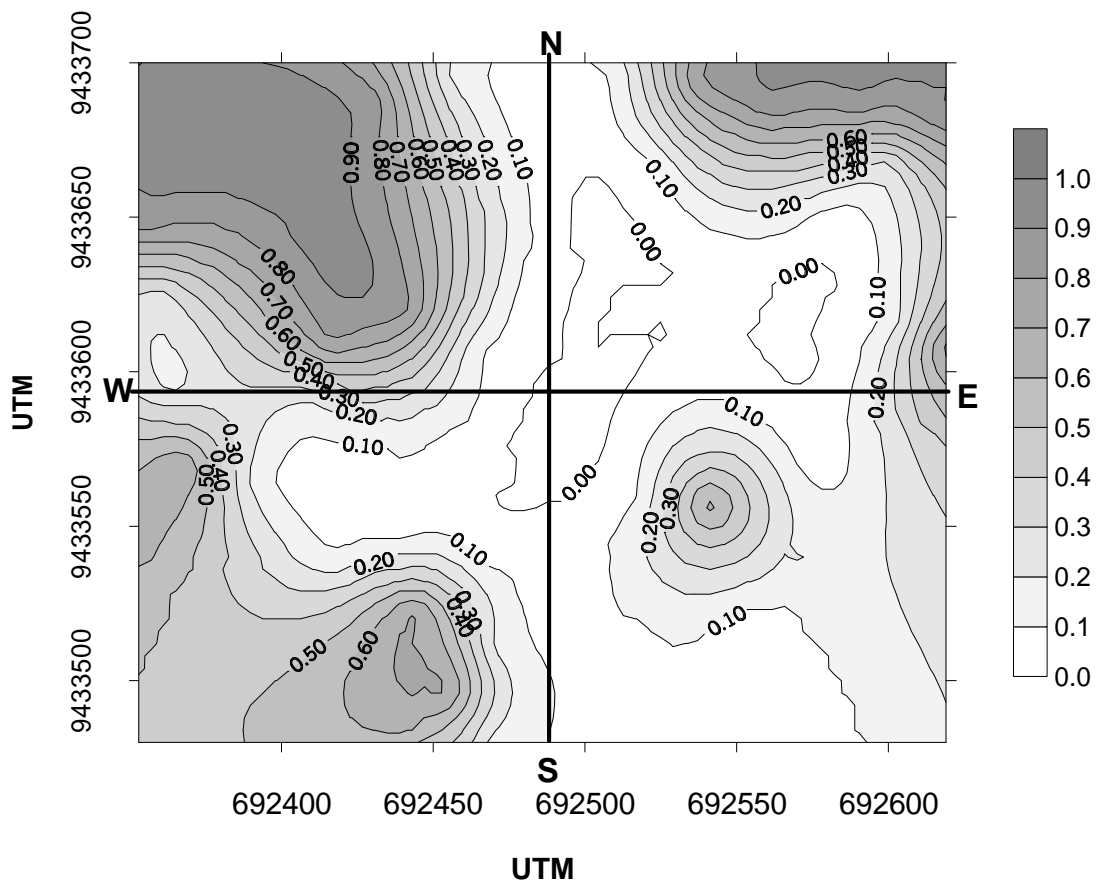
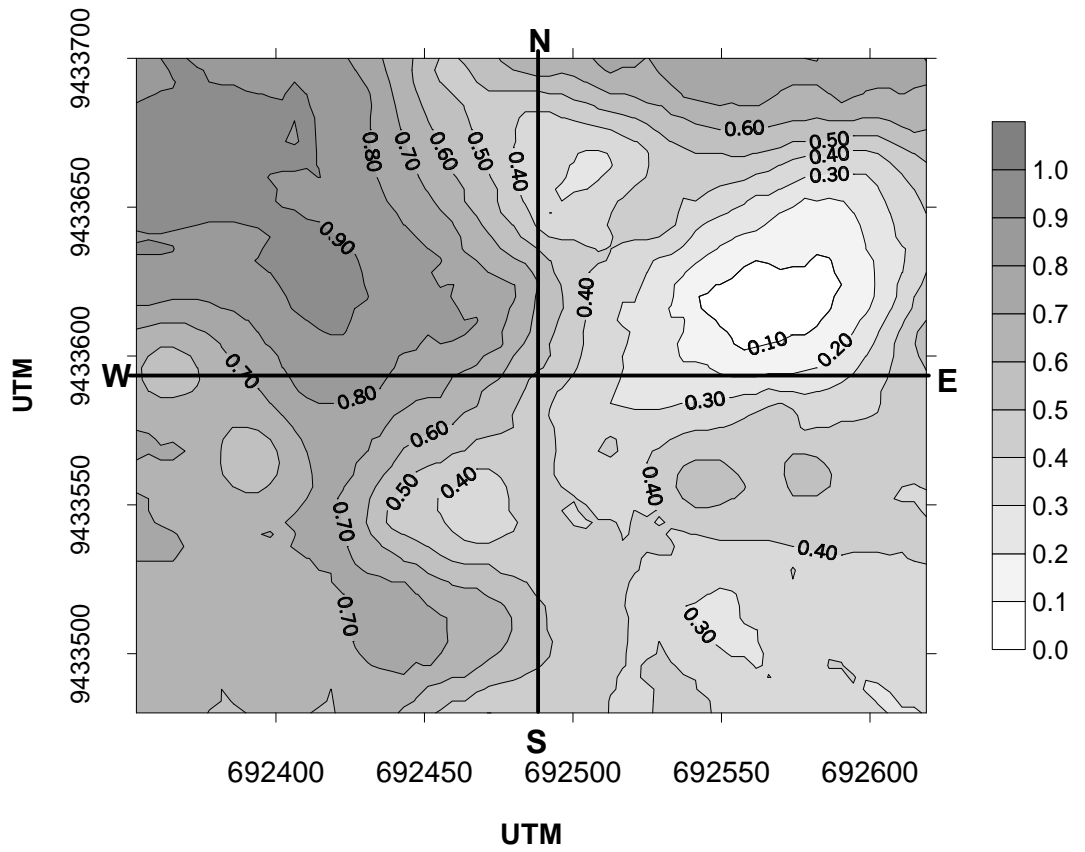


Figura 77. Mapa probabilístico para os teores de Fe extraídos por DTPA-TEA do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 5,68 e 6,47 mg/dm³ como níveis de corte.

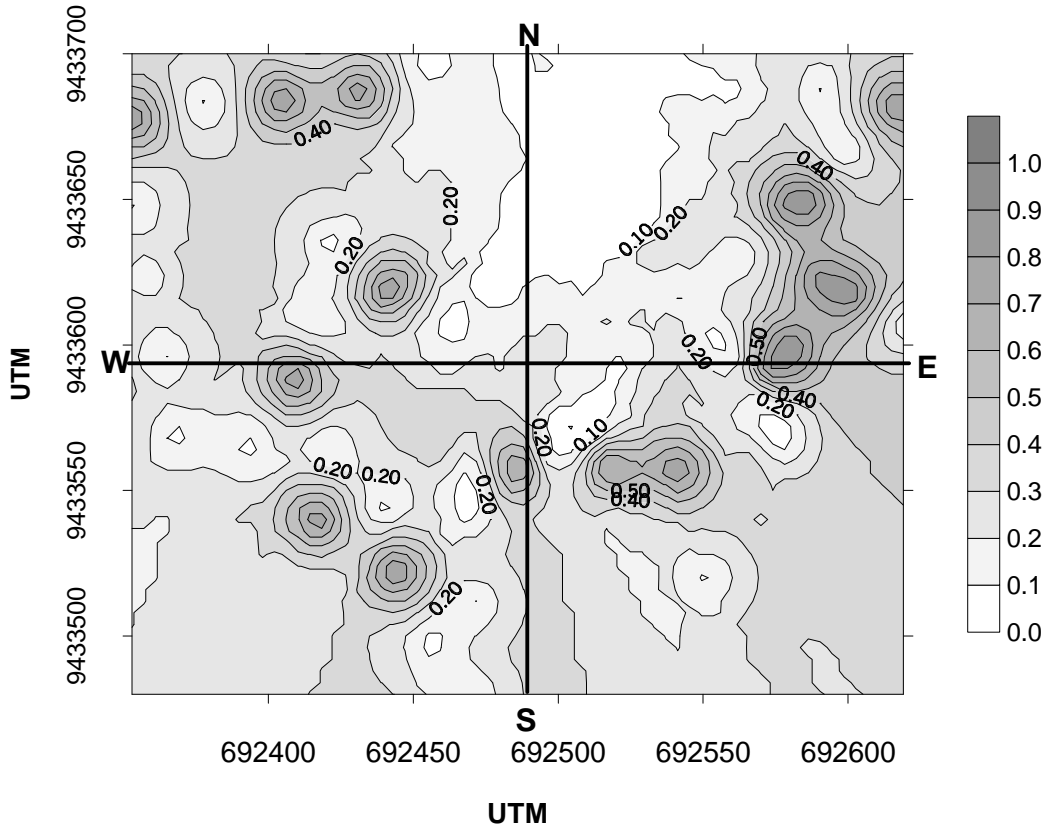


Figura 78. Mapa probabilístico para os teores de Mn extraídos por DTPA no Gleissolo Sáfico, utilizando-se 20 mg/dm³ como nível de corte.

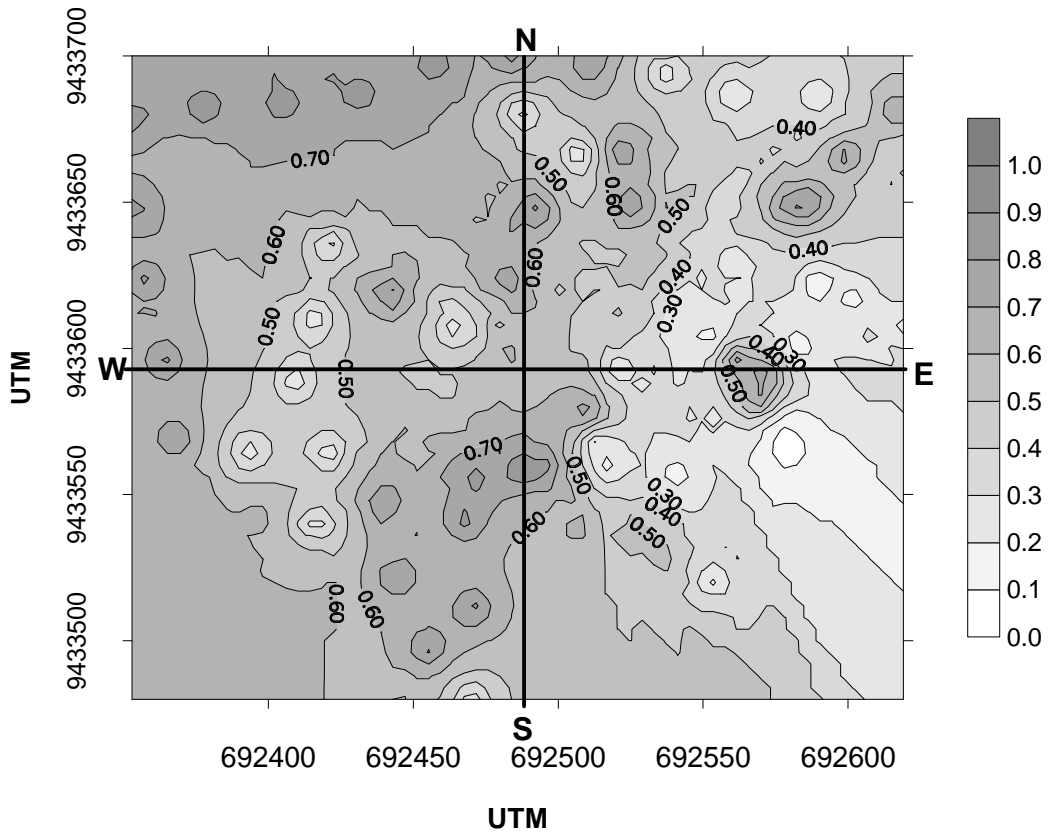


Figura 79. Mapa probabilístico para os teores de Pb extraídos por DTPA-TEA do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 1,20 mg/dm³ como nível de corte.

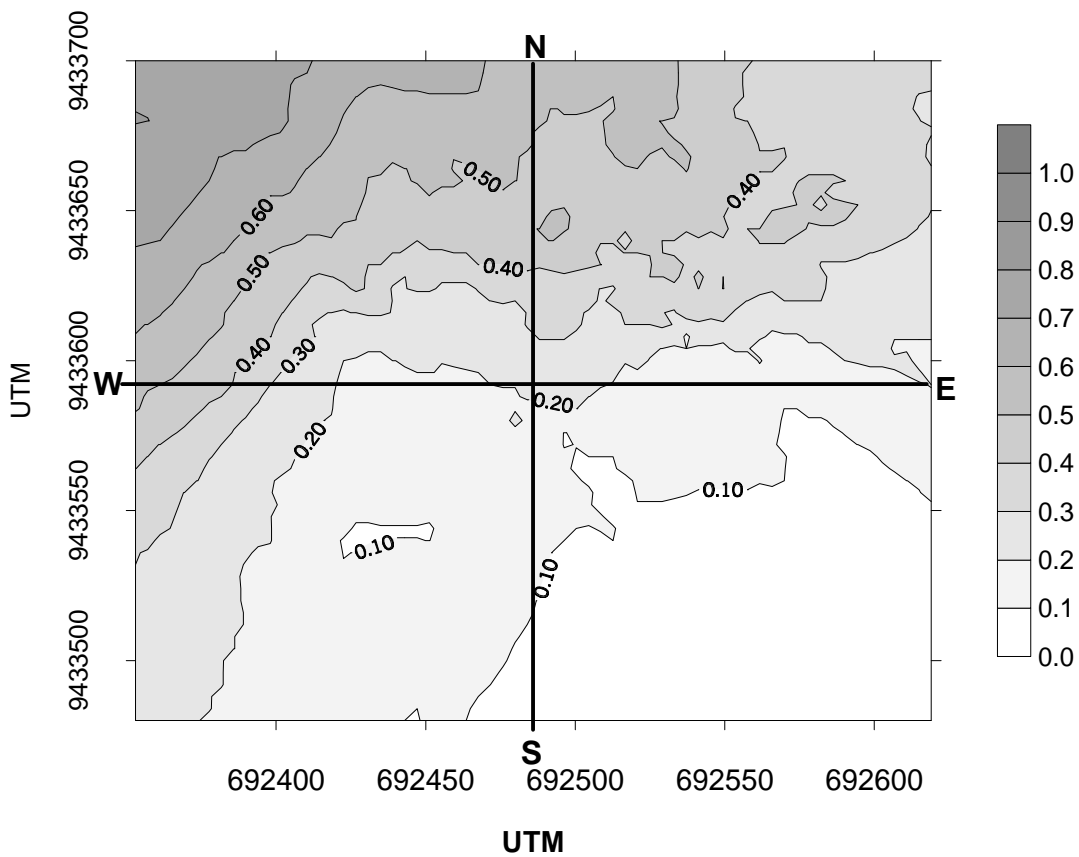
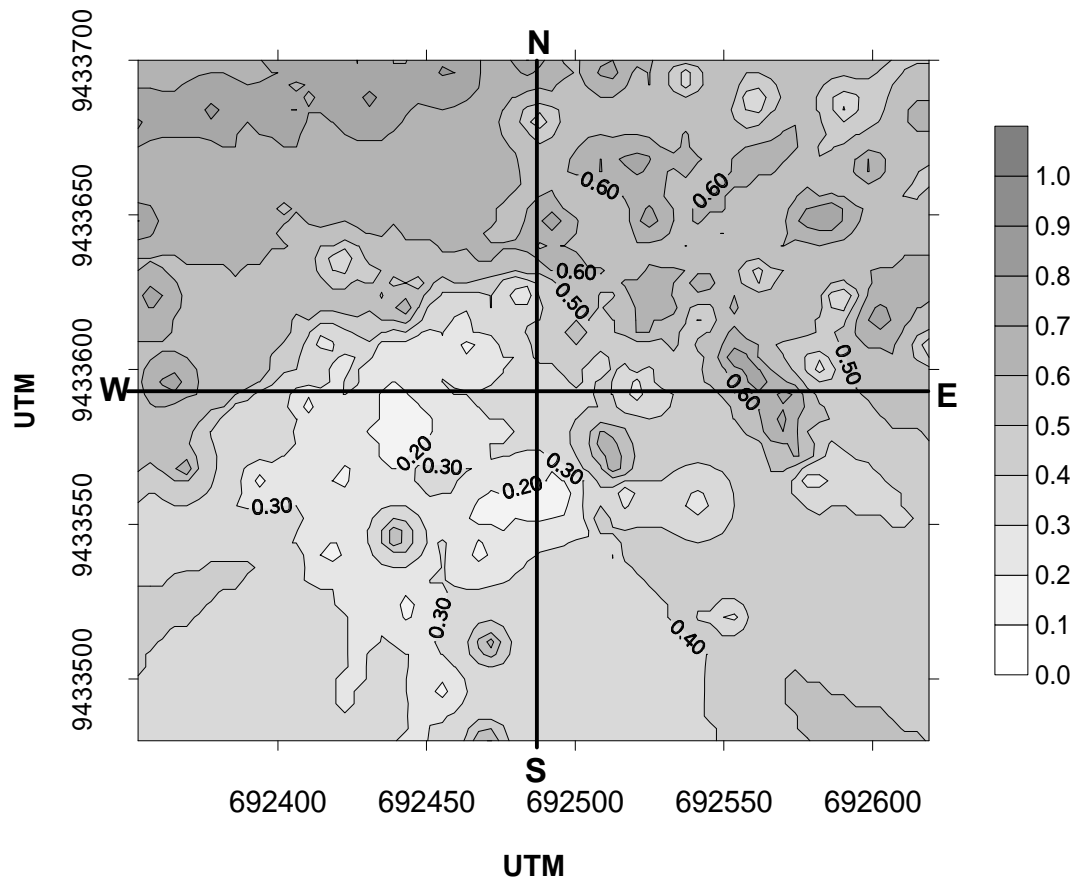


Figura 80. Mapas probabilísticos para os teores de Cd extraídos por DTPA-TEA do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 0,06 e 0,07 mg/dm³ como níveis de corte.

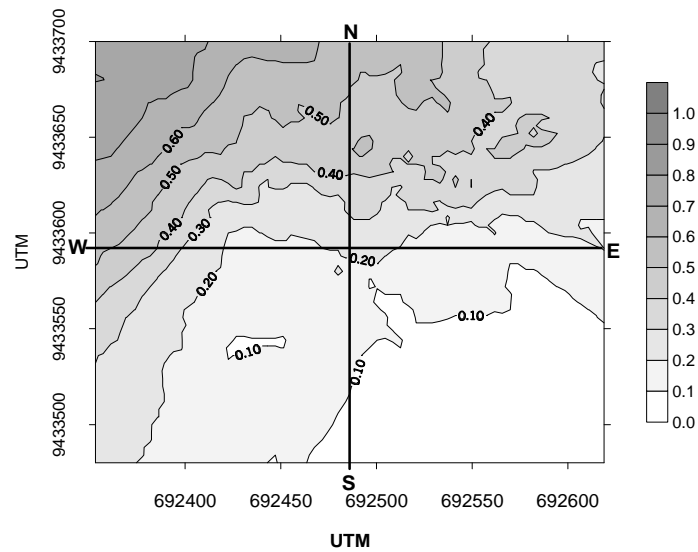


Figura 81. Mapas probabilísticos para os teores de Ni extraídos por DTPA-TEA do Gleissolo Sáfico, utilizando-se $0,24 \text{ mg/dm}^3$ como nível de corte.

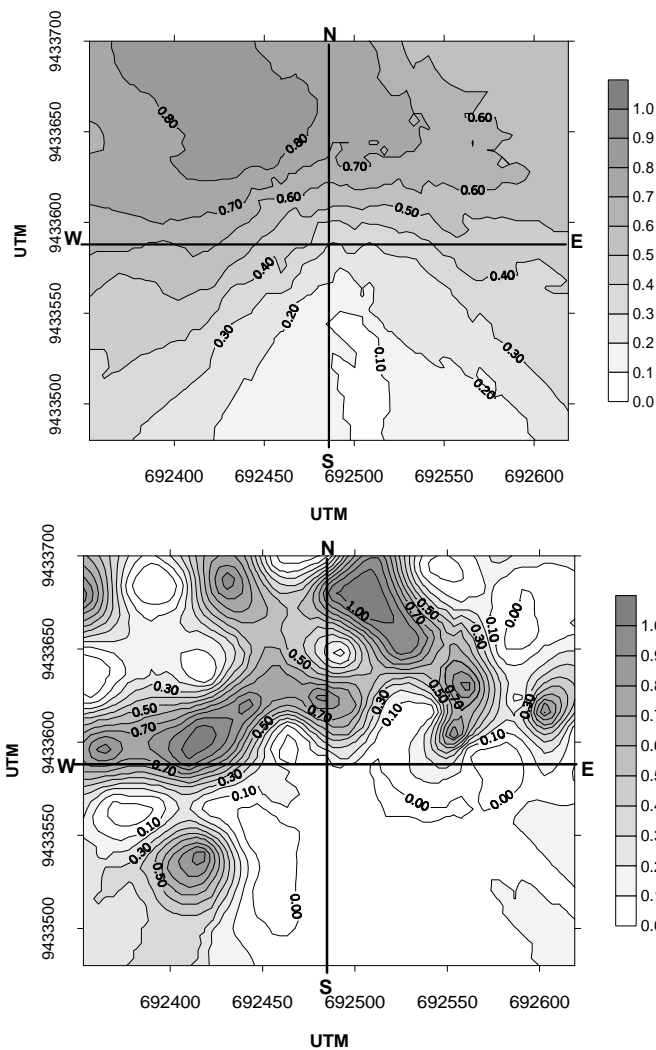


Figura 82. Mapas probabilísticos para os teores de Fe extraídos por Mehlich-1 do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 225 e 262 mg/dm^3 como níveis de corte.

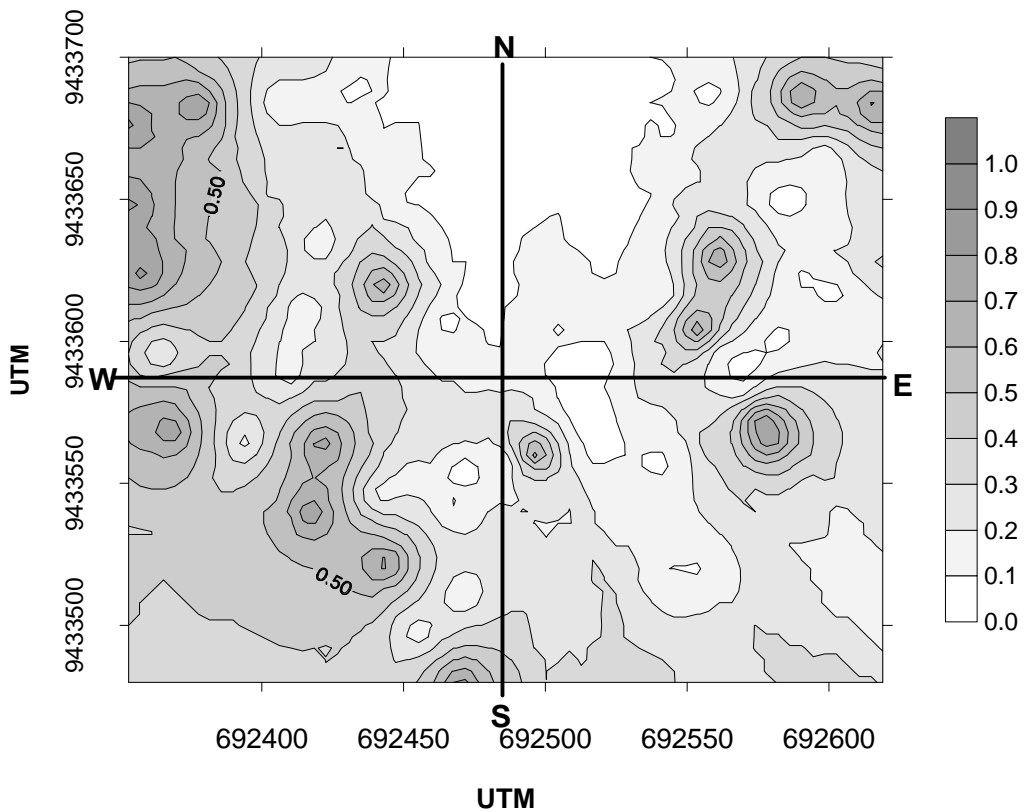


Figura 83. Mapa probabilístico para os teores de Mn extraídos por Mehlich-1 do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 188 mg/dm³ como nível de corte.

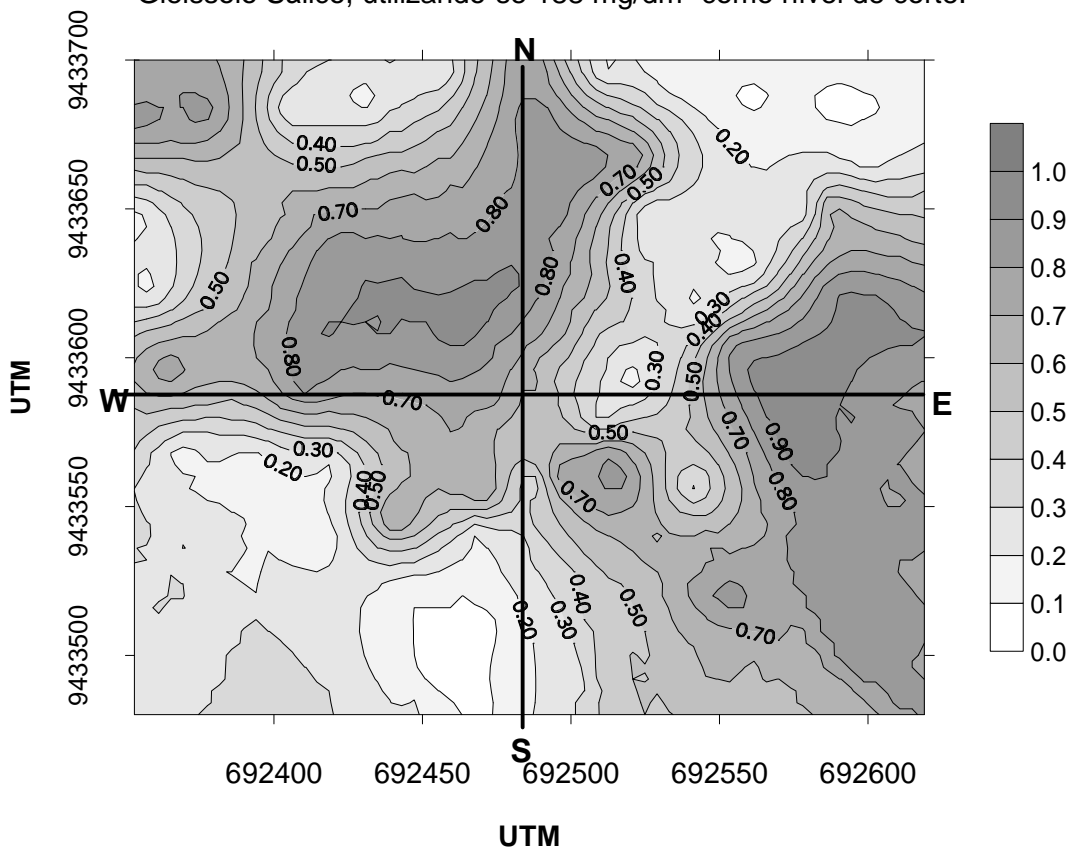


Figura 84. Mapa probabilístico para os teores de Cr extraídos por Mehlich-1 do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 0,23 mg/dm³ como nível de corte.

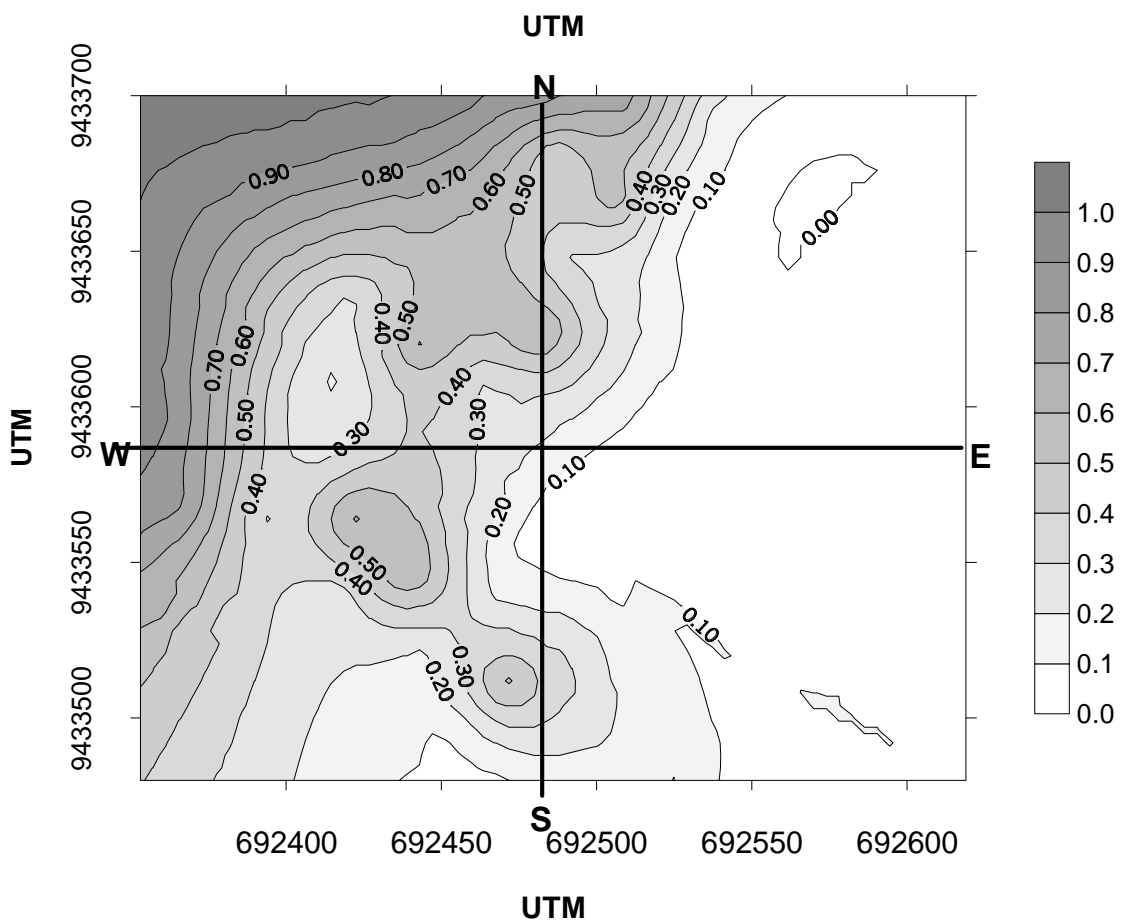
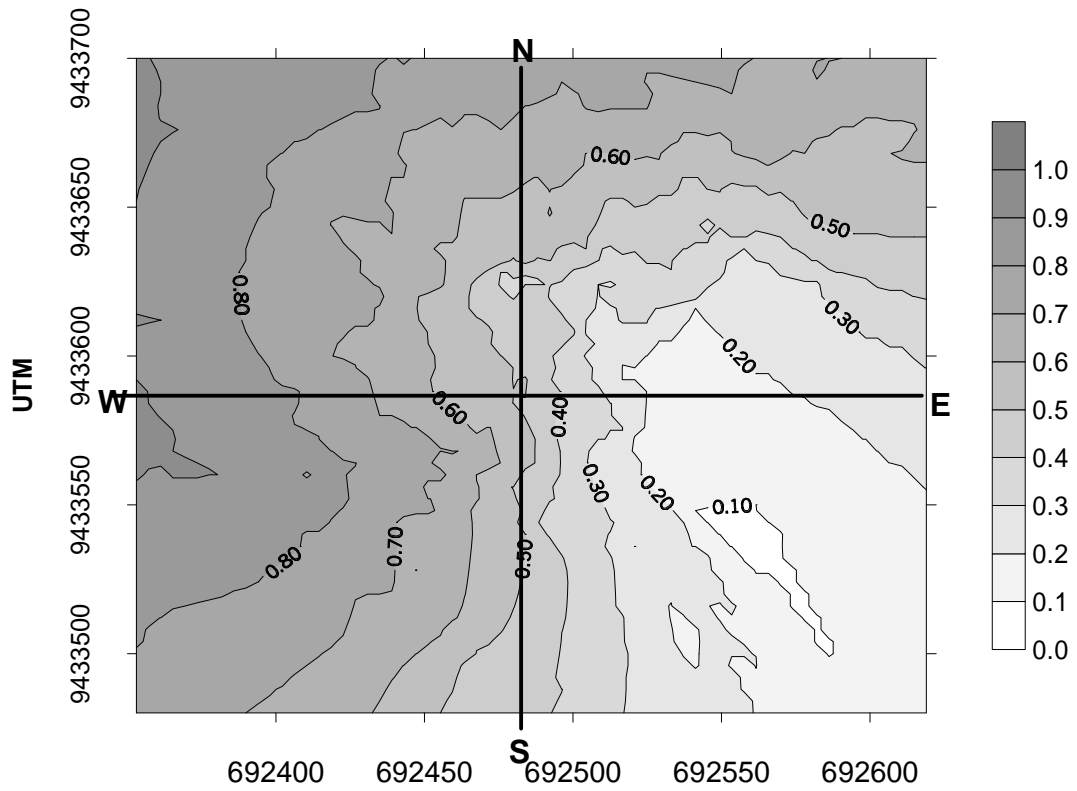


Figura 85. Mapas probabilísticos para os teores de Pb extraídos por Mehlich-1 do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 2,81 e 3,49 mg/dm³ como níveis de corte.

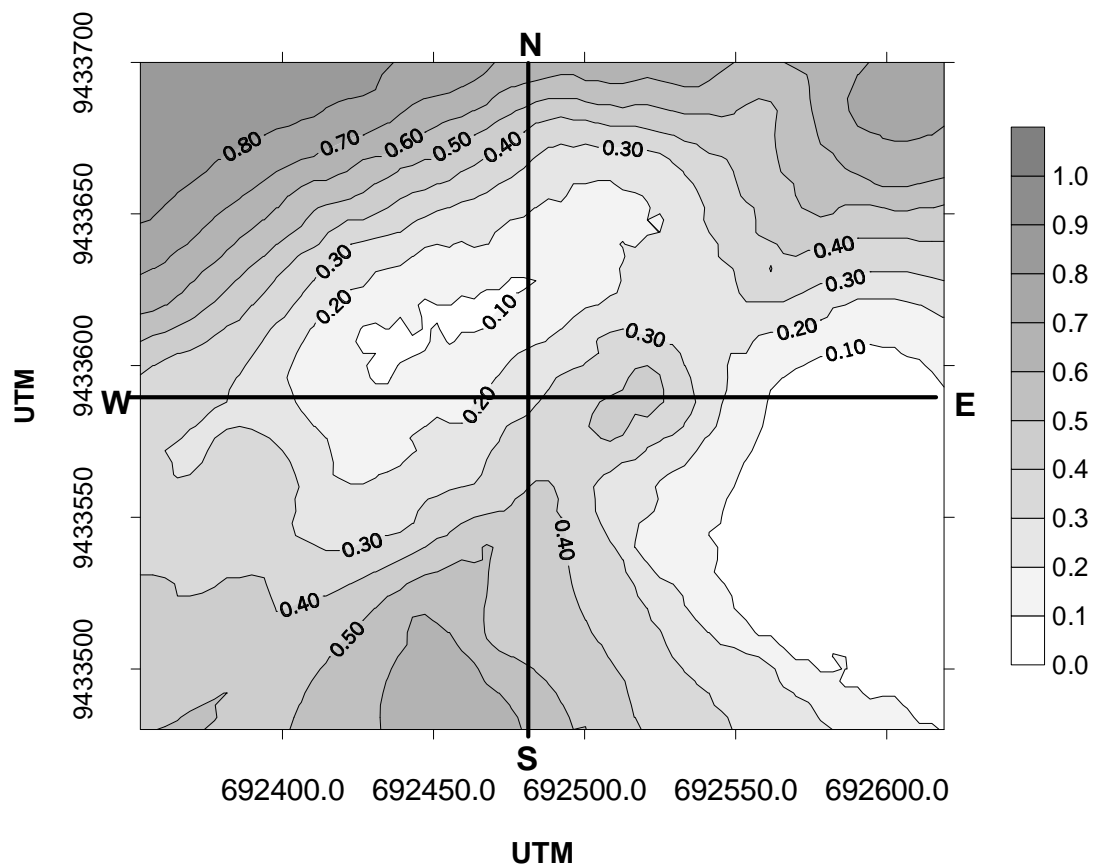
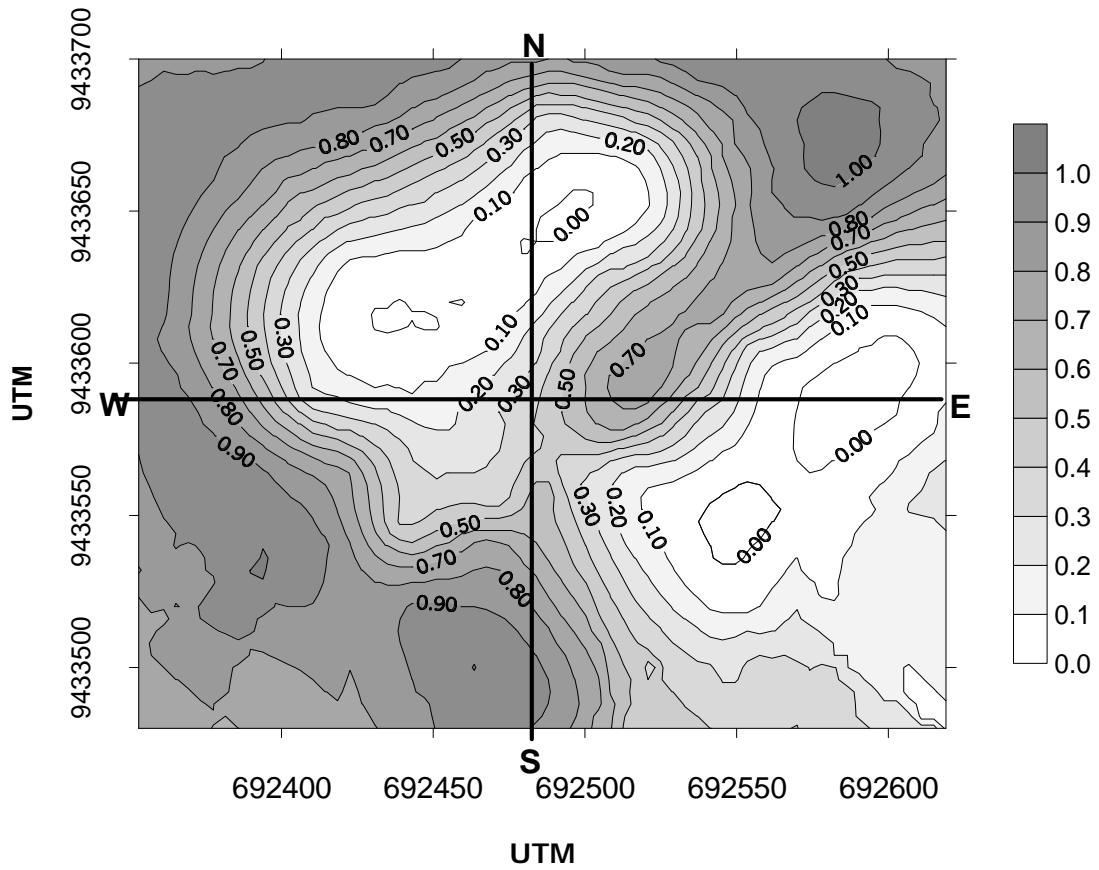


Figura 86. Mapas probabilísticos para os teores de Cd extraídos por Mehlich-1 do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 0,38 e 0,50 mg/dm³ como níveis de corte.

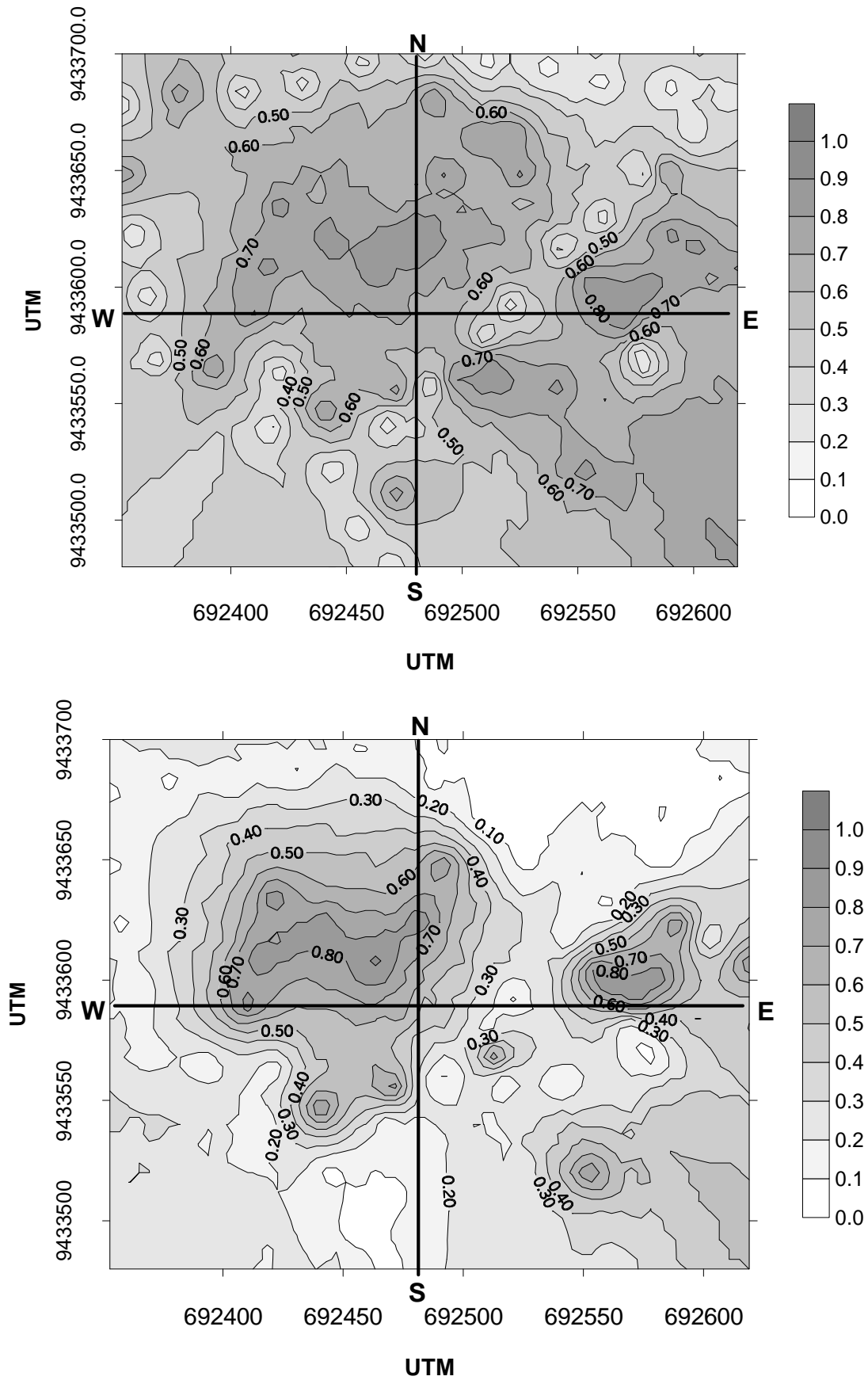


Figura 87. Mapas probabilísticos para os teores de Ni extraídos por Mehlich-1 do Gleissolo Sáfico, utilizando-se 1,36 e 2,21 mg/dm³ como níveis de corte.

4.4. Características mineralógicas das frações do solo

4.4.1 Frações areia e silte

Os difratogramas da fração areia (Figuras 88 e 89) evidenciaram a presença de quatro tipos de minerais nos dois perfis estudados: quartzo (0,432 nm e 0,336 nm), microclínio (0,383 nm e 0,324 nm), gesso (0,761 nm e 0,283 nm) e plagioclásios (0,368 nm; 0,318 nm e 0,293 nm). Detectou-se ainda, na fração areia grossa, a presença de calcita (0,301 nm) e carbonato-apatita (0,269 nm) no Vertissolo (área 1) e anfibólio (0,834 nm) no Gleissolo (área 2). Na fração areia fina, a calcita e o carbonato-apatita foram detectados no perfil dos dois solos e o anfibólio apenas no Vertissolo. As presenças de calcita, gesso e carbonato-apatita foram observadas apenas nos horizontes subsuperficiais, possivelmente, em função de sua maior solubilização em épocas chuvosas. A calcita é, freqüentemente, encontrada em solos das regiões áridas e semi-áridas (Corrêa, 2000; Tanji, 1996), sendo uma importante superfície adsortiva para metais pesados. Como discutido anteriormente (item 4.2.), houve correlação significativa entre alguns metais e a fração areia desse solo.

A ocorrência de carbonato-apatita enfatiza a necessidade de determinar o fósforo disponível através de extratores neutros, como já foi mencionado no item 4.1.

A presença do anfibólio na fração areia grossa do Gleissolo e na areia fina do Vertissolo demonstra o baixo grau de intemperismo químico que esses solos sofreram, durante sua gênese. Resultados semelhantes foram obtidos por Oliveira (1988) e Sousa (1995), em solos Aluviais da região do Baixo Açúcar-RN e Vale do Pajeú-PE, respectivamente.

Na fração silte, não foi observada distinção entre os perfis estudados, ou seja, esses perfis apresentaram os mesmos minerais com intensidade de seus picos, em geral, homogênea (Figuras 90 e 91). Além dos minerais quartzo, plagioclásios e microclínio, foram observados também mica (biotita), caulinita e minerais do tipo 2:1.

A presença de picos mais intensos de plagioclásios nessa fração, no Vertissolo, condiz com seus altos teores de sódio e cálcio trocáveis. É provável que esses nutrientes sejam liberados, em curto prazo, para a solução do solo, acelerando o processo de salinização.

No perfil do Vertissolo Hidromórfico, para a fração silte, nota-se um decréscimo consistente no teor de mica (biotita) nos horizontes mais subsuperficiais e um concomitante aumento da caulinita e do mineral 2:1 que são produtos de sua decomposição.

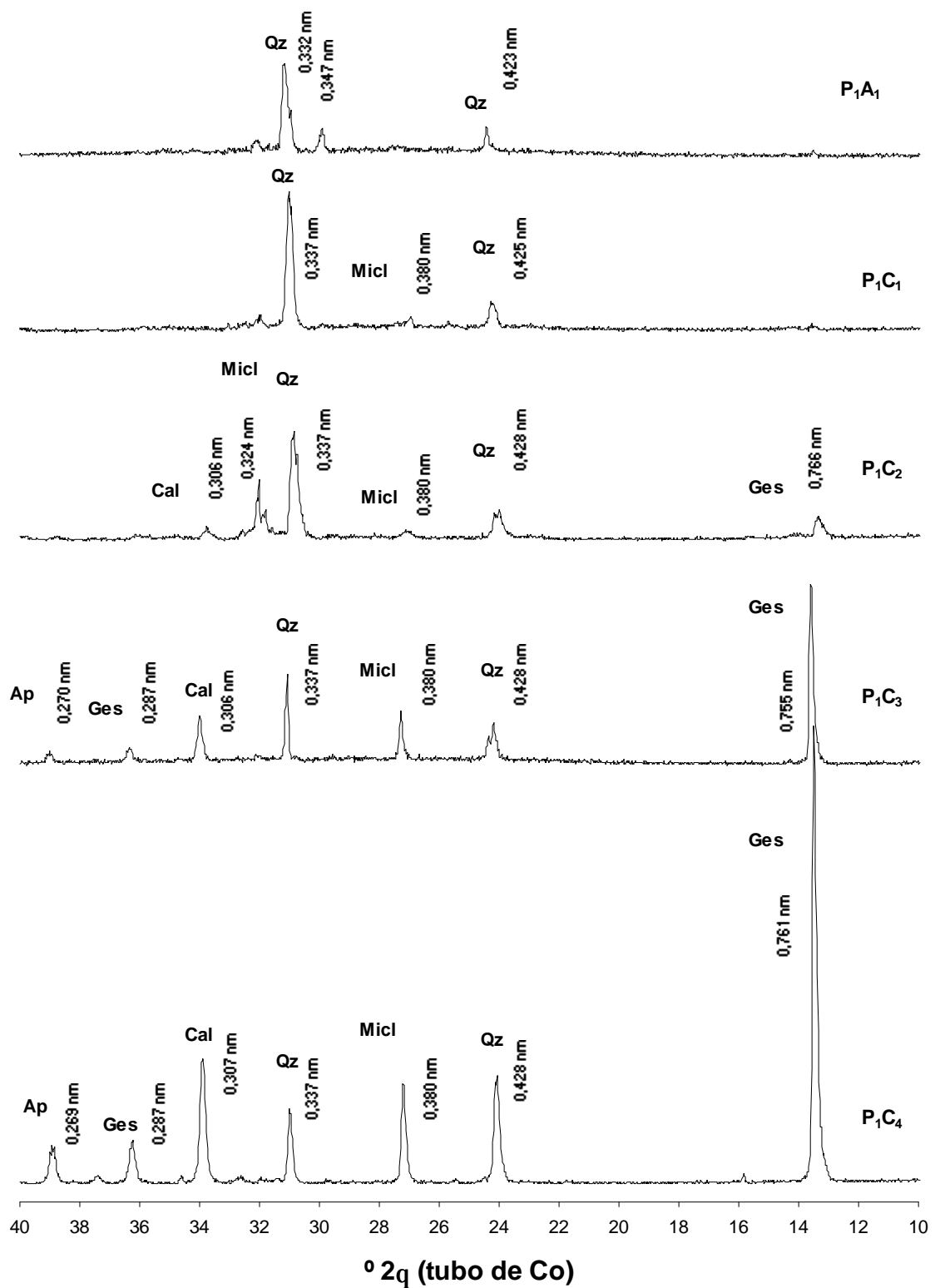


Figura 88. Difratogramas de raios X da fração areia grossa do perfil do Vertissolo (área 1) (lâminas não orientadas). (Qz-quartzo; Micl-microclínio; Cal-calcita; Ges-gesso; Ap-carbonato-apatita).

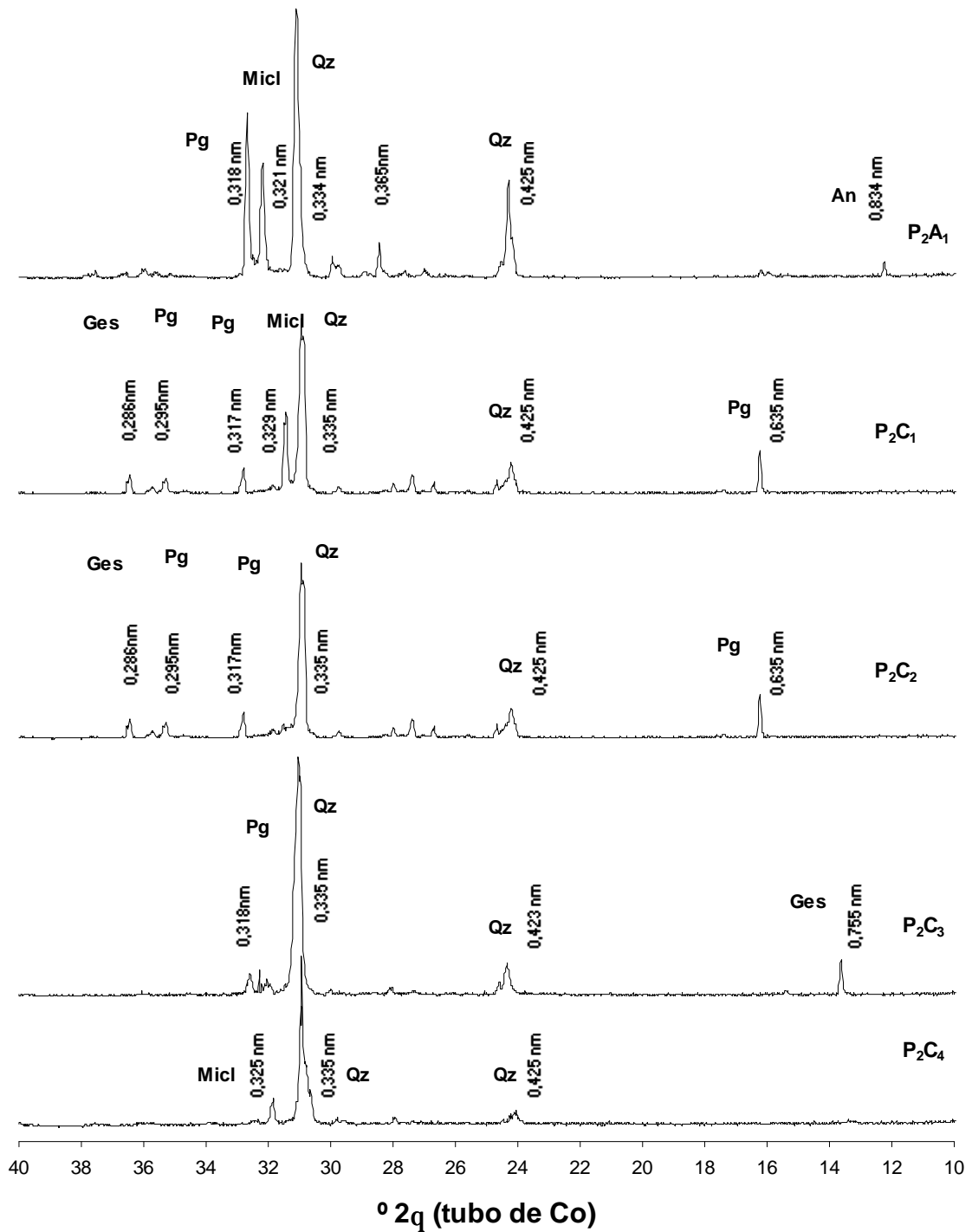


Figura 89. Difractogramas de raios X da fração areia grossa do perfil do Gleissolo Sáfico (área 2) (lâminas não orientadas). (Qz-quartzo; Pg-plagioclásio; Micl-microclínio; Ges-gesso; An-anfibólio).

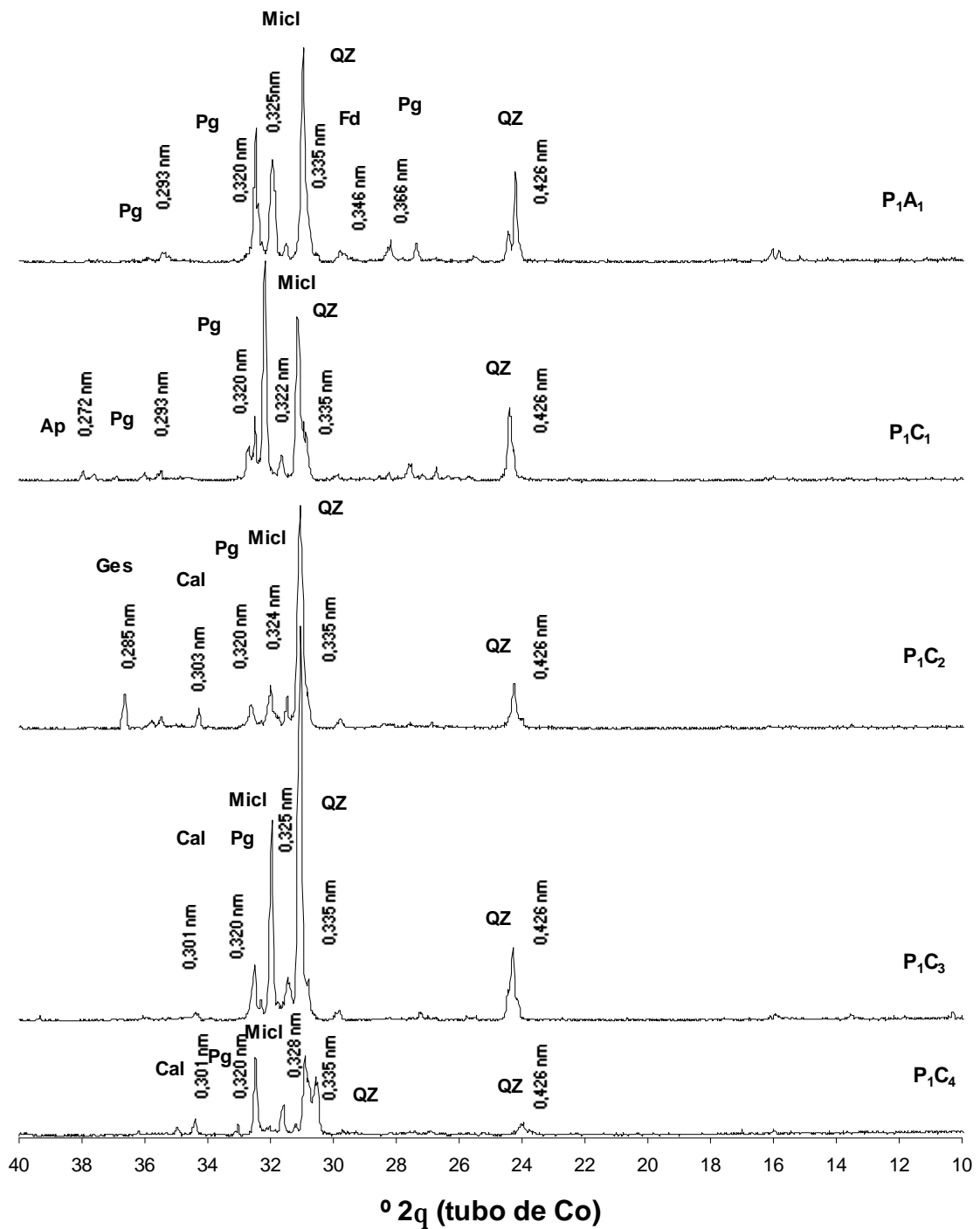


Figura 90. Difrátogramas de raios X da fração areia fina do perfil do Vertissolo (área 1) (lâminas não orientadas). (Qz-quartzo; Pg-plagioclásio; Micl-microclínio; Cal-calcita; Ges-gesso; Ap-carbonato-apatita).

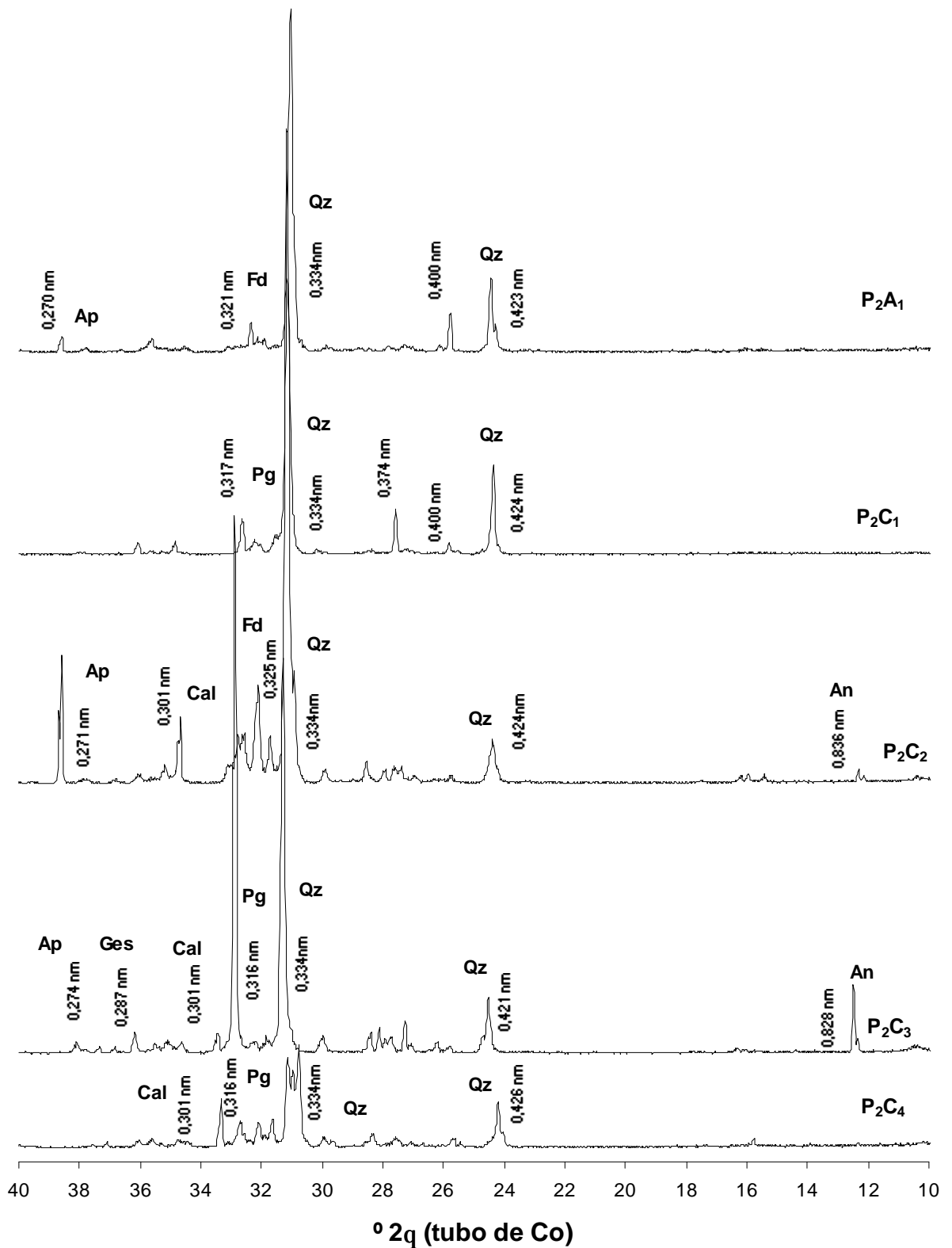


Figura 91. Difratogramas de raios X da fração areia fina do perfil do Gleissolo Sáfico (área 2) (lâminas não orientadas). (Qz-quartzo; Pg-plagioclásio; Cal-calcita; Ges-gesso; Ap-carbonato-apatita; An-anfíbólio).

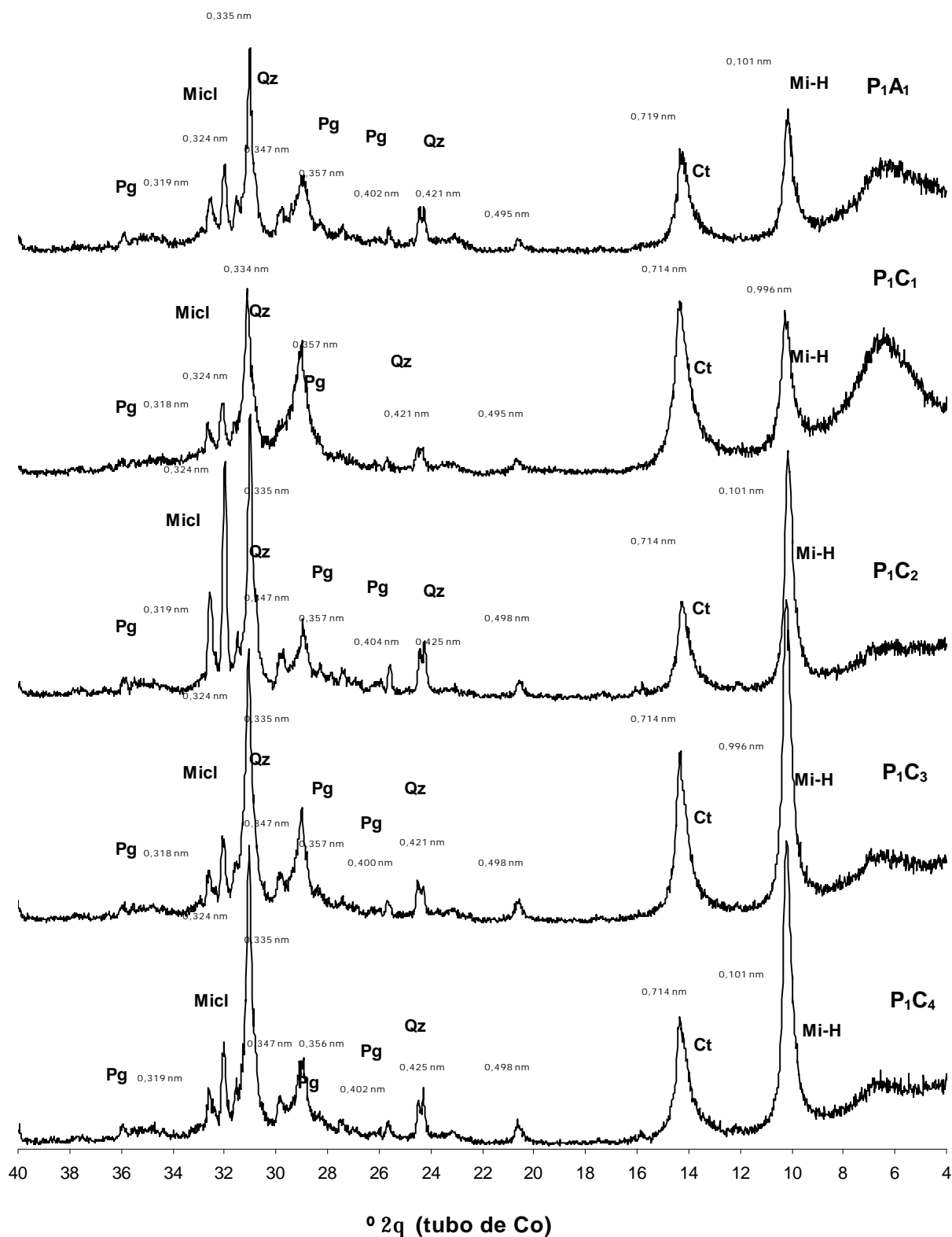


Figura 92. Difratoigramas de raios X da fração silte do Vertissolo (área 1) (lâminas não orientadas). (Qz-quartzo; Pg-plagioclásio; Mi-H-Mica hidratada; Micl-Microclínio).

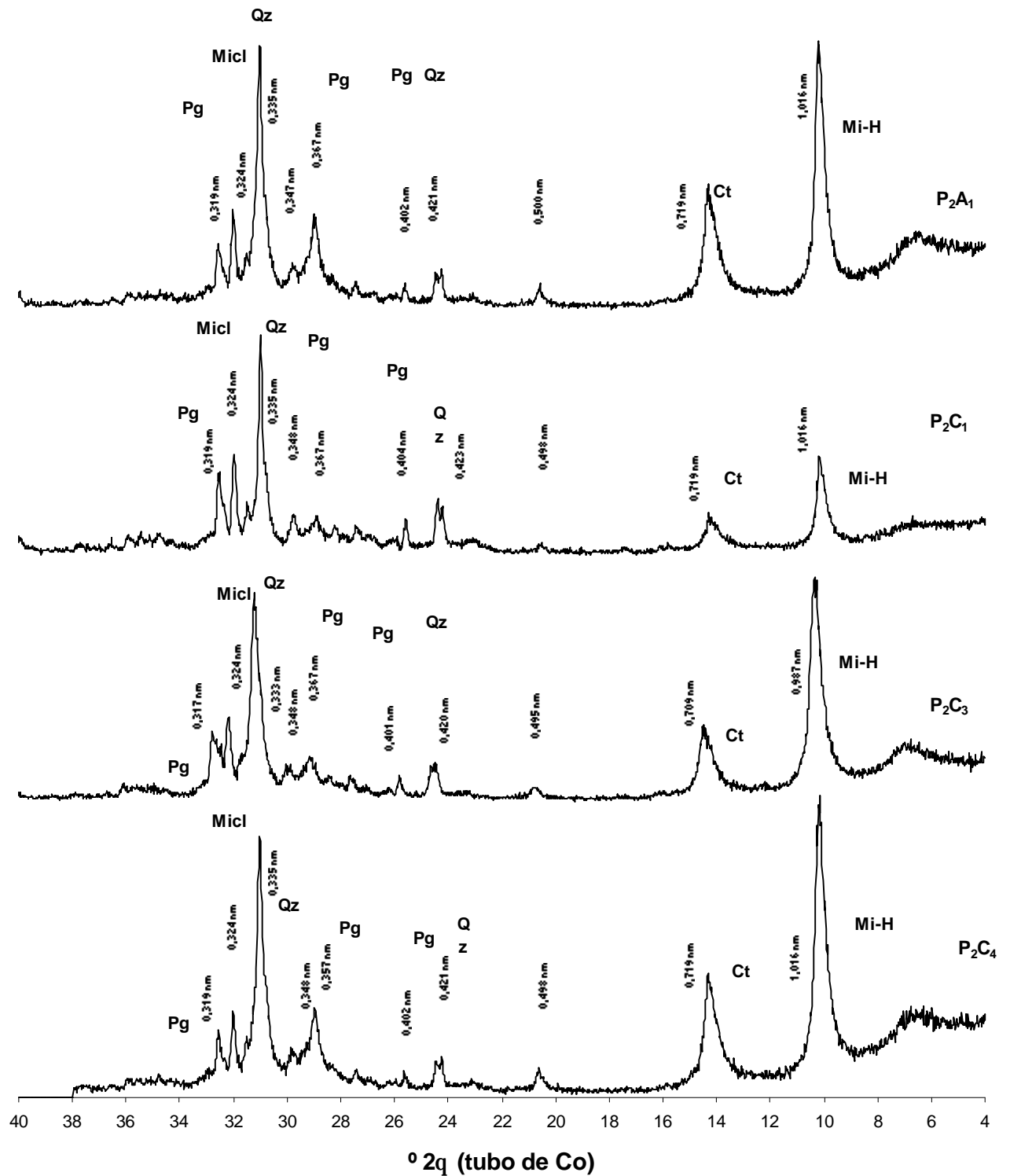


Figura 93. Difratoigramas de raios X da fração silte no perfil do Gleissolo sálico (área 2) (lâminas não orientadas). (Qz-quartzo; Pg-plagioclásio; Mi-H-mica; Ct-caulinita).

4.4.2. Fração argila

Mesmo sem aquecimento, a saturação com K, nas amostras do Vertissolo, provocou um aumento na intensidade dos picos da mica hidratada, nos horizontes A e C₂, indicando que há colapso da argila e, conseqüentemente, infere-se alta atividade da mesma.

O aquecimento a 350° C das lâminas saturadas com K provocou o aumento da intensidade dos picos de mica hidratada e caulinita nos horizontes A₂ e C₂. Quando as lâminas foram aquecidas a 550°, houve um colapso dos picos de caulinita (0,714 nm), persistindo apenas no horizonte C₄, o que indica a presença de algum mineral interestratificado, possivelmente, clorita. Houve também, o desaparecimento, neste mesmo horizonte, do pico da illita (1,00 nm) e da illita-montmorilonita (0,447 nm) nos horizontes A e C₁.

A saturação com Mg, sem a solvatação com glicerol, está relacionada com o aparecimento de reflexos bem característicos de 1,4 nm nos horizontes A e C₁. A solvatação com glicerol, após saturação com Mg, resultou no deslocamento do pico de 1,4 nm para 1,8-1,9 nm, demonstrando que esse mineral é do grupo da Esmectita.

Devido à expansão do tratamento com Mg+glicerol, presume-se que a esmectita é um importante componente mineralógico do Vertissolo e, provavelmente, responsável pelo fendilhamento do solo quando seco.

A baixa precipitação na área em estudo, aliada à alta evapotranspiração e à deficiência de drenagem, resultaram na ocorrência de argilominerais 2:1 expansíveis no Vertissolo (Figuras 92 a 98).

Para o Gleissolo sálico, os argilominerais caulinita e mica hidratada apresentam-se como predominantes (Figuras 99 a 103). Pequenos picos de mica são também identificados neste perfil, representando sua existência em menor quantidade. Exceção é feita para o perfil A1, onde, em função de sua drenagem mais deficiente, os picos dos minerais expansíveis mostram-se mais destacados, o que sugere uma maior quantidade.

As características topográficas, a deficiência de drenagem e as elevadas taxas de evapotranspiração potencial da região em estudo favorecem

à concentração dos metais no solo, constituindo uma fonte potencial de contaminação das áreas à jusante.

A adsorção de metais pelo solo é altamente influenciada pela sua composição mineralógica. Entretanto, apesar do processo de adsorção de metais por aluminossilicatos apresentar similaridades com o dos óxidos, espera-se maior ocorrência da adsorção não-específica, por forças de atração eletrostática entre os metais e as cargas permanentes desses minerais.

A mineralogia dos solos estudados e a grande quantidade de sais presentes no solo (elevada força iônica) nos permitem inferir sobre a grande possibilidade dos metais pesados presentes estarem em solução ou adsorvidos de maneira não-específica, principalmente, na área 2 onde a caulinita parece ser o mineral predominante. O Cd, por exemplo, segundo Gupta (1996) é retido pelo menos 5 vezes mais pela montmorilonita do que pela caulinita. Além disso, a proximidade do rio, nessa mesma área, aumenta a probabilidade de movimentação desses metais por lixiviação ou pelo carreamento de partículas do solo nas épocas chuvosas. Na época seca, a erosão eólica pode ser um meio eficiente no avanço dos contaminantes em áreas circunvizinhas.

Trabalhos de avaliação da variabilidade temporal dos teores de metais pesados presentes no solo devem ser desenvolvidos nestas áreas em conjunto com estudos climáticos e de características químicas do solo com objetivo de monitorar a potencialidade de contaminação dessas áreas, principalmente pela sua proximidade com a zona salina e utilização em projetos de carcinicultura.

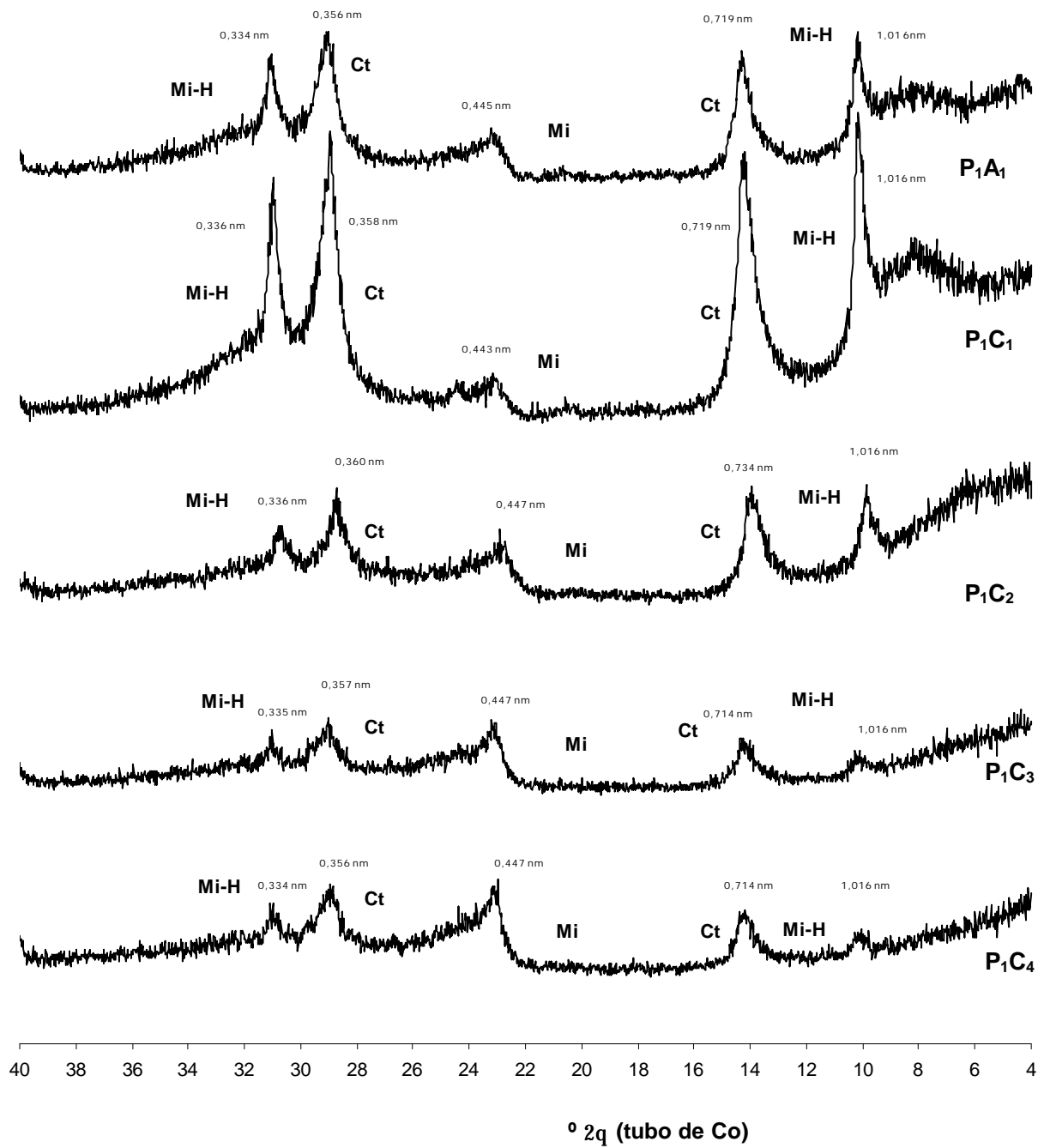


Figura 94. Difratoformas de raios X da fração argila natural do Vertissolo (área 1) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Ct-caulinita; Mi-H-Mica hidratada).

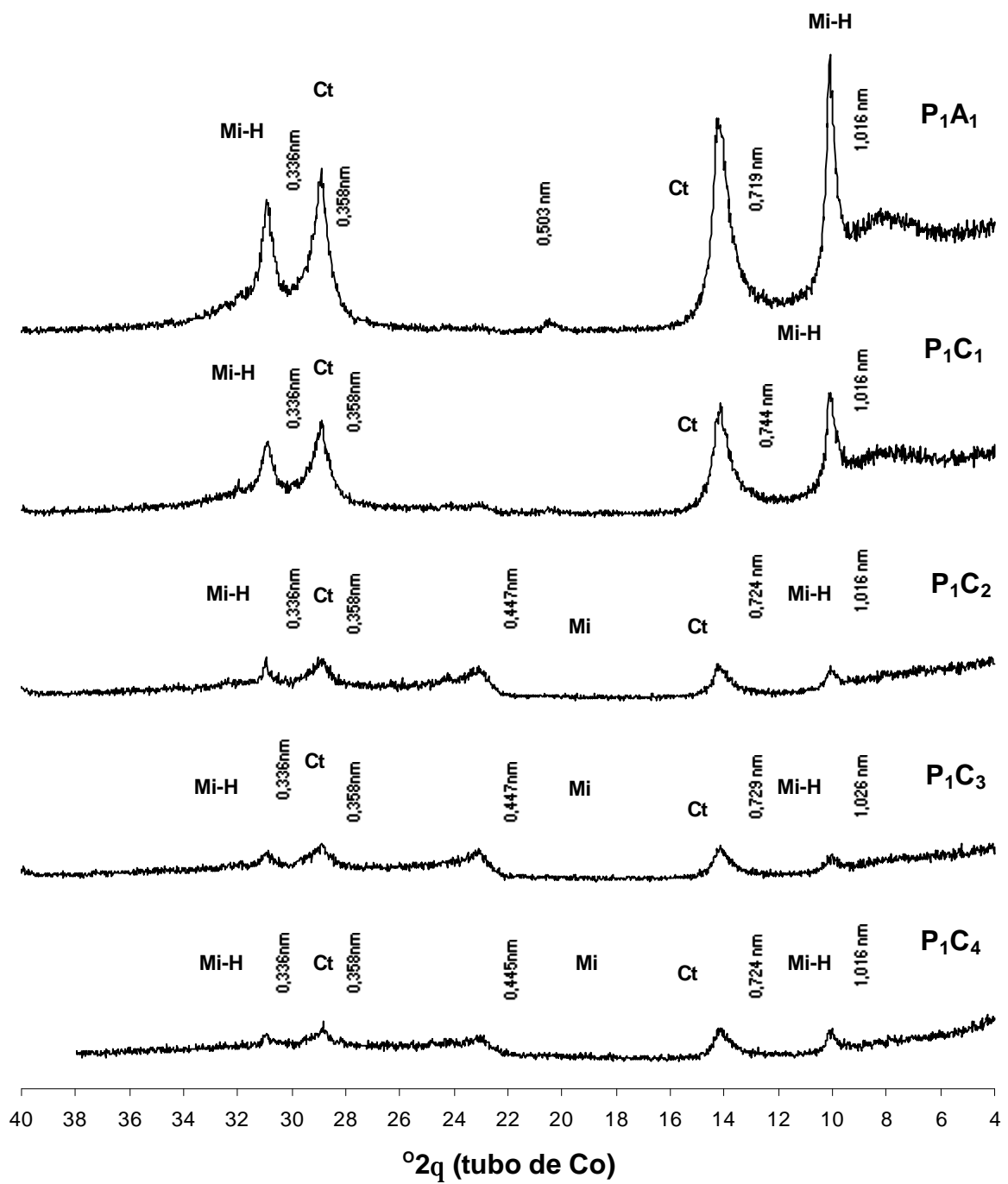


Figura 95. Difratoformas de raios X da fração argila saturada com K do Vertissolo (área 1) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Mi-H-Mica hidratada; Ct-caulinite).

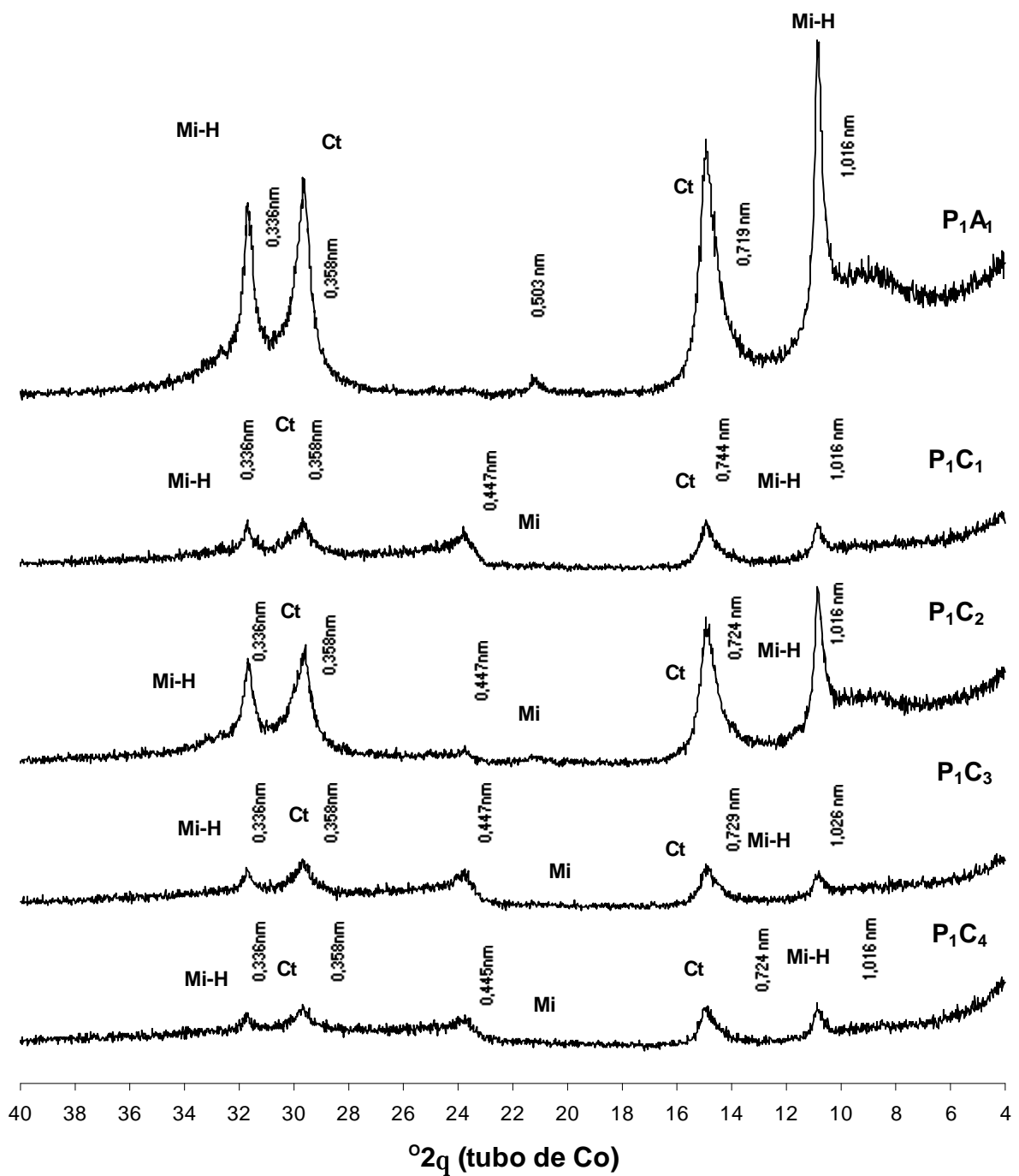


Figura 96. Difratogramas de raios X da fração argila saturada com K e aquecida a 350°C do Vertissolo (área 1) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Mi-H-Mica hidratada; Ct-caulinita; Fd-feldspato; Qz-Quartzo).

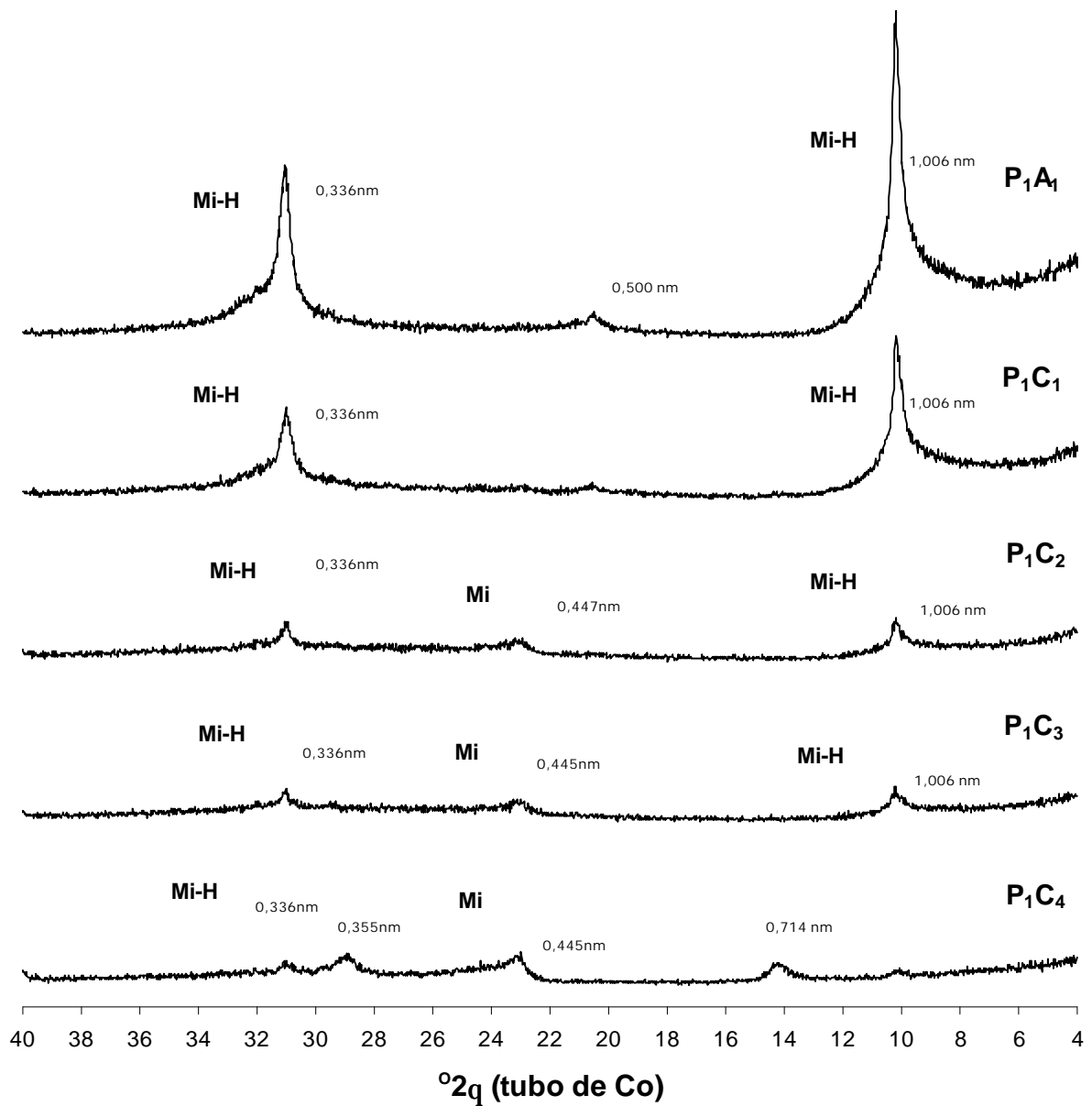


Figura 97. Difratoigramas de raios X da fração argila saturada com K e aquecida a 550° C do Vertissolo (área 1) (lâminas orientadas). (Mi-mica; Mi-H-mica hidratada; Ct-caulinita).

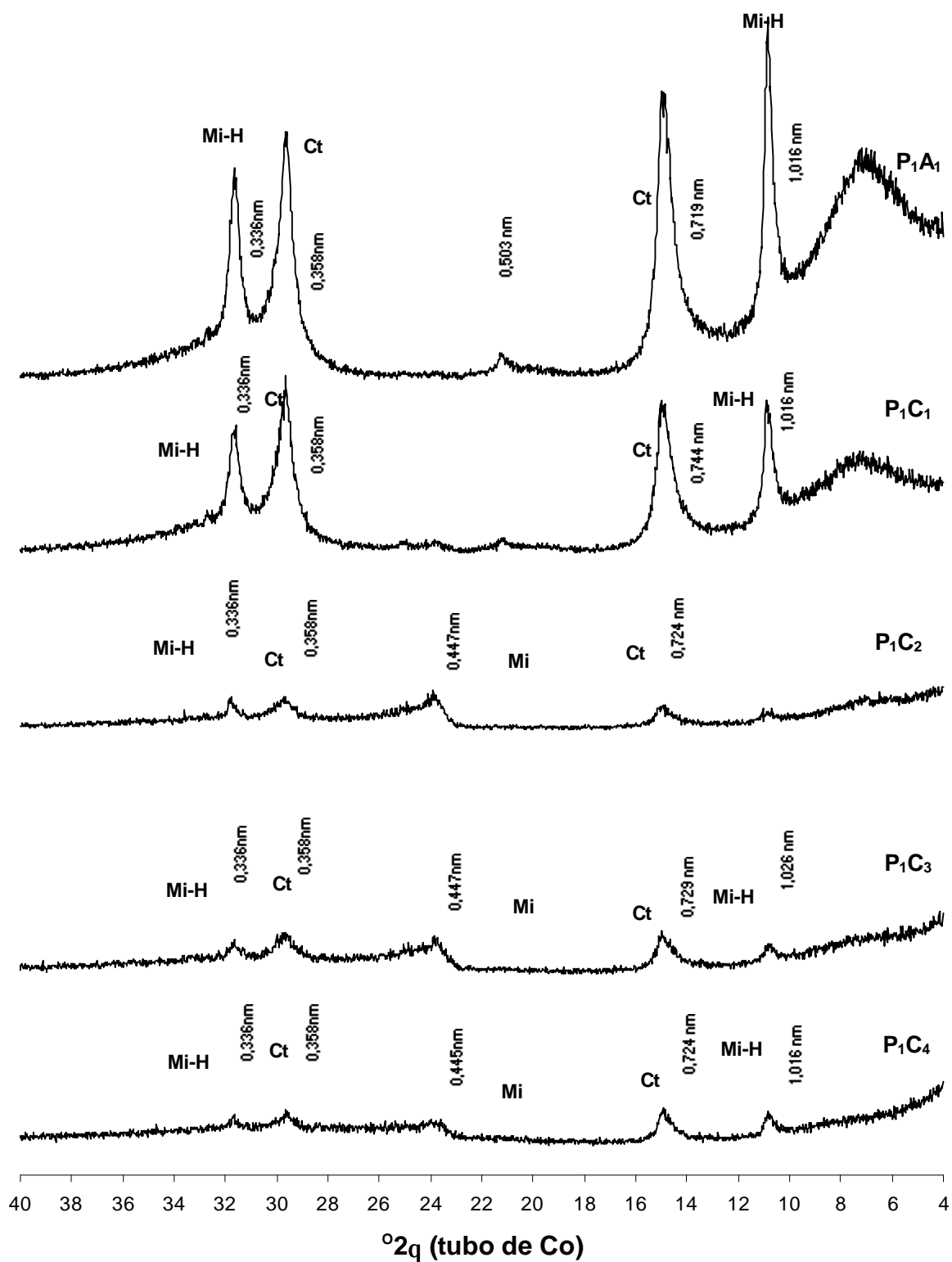


Figura 98. Difractogramas de raios X da fração argila saturada com Mg do Vertissolo Hidromórfico (área 1) (lâminas orientadas). (Mi-mica; Mi-H-mica hidratada; Ct-caulinite).

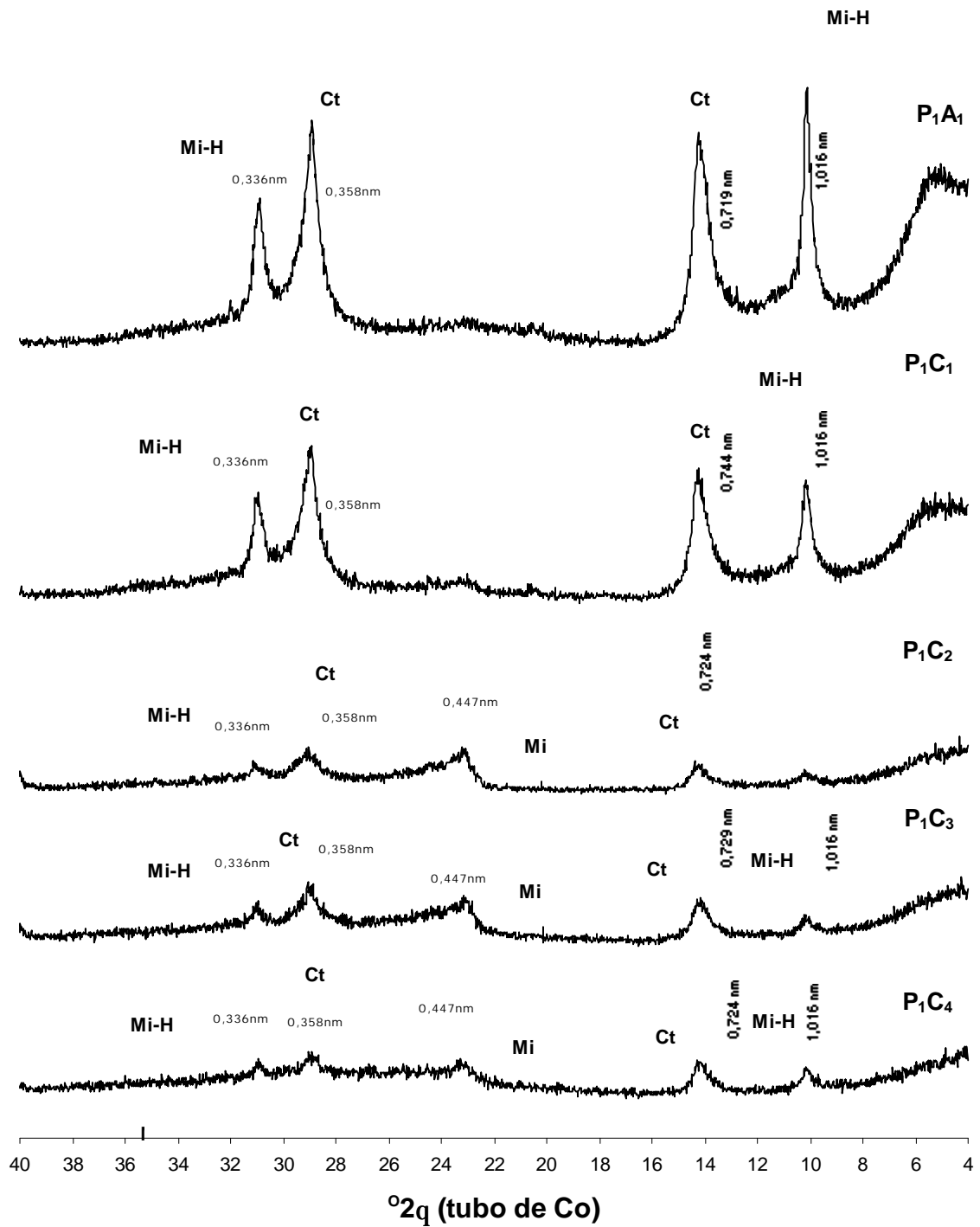


Figura 99 Difratogramas de raios X da fração argila saturada com Mg + glicerol do Vertissolo (área 1) (lâminas orientadas). (Es-esmectita; Il/Mont-Illita/Montmorilonita; Il-Illita; Ct-caulinita).

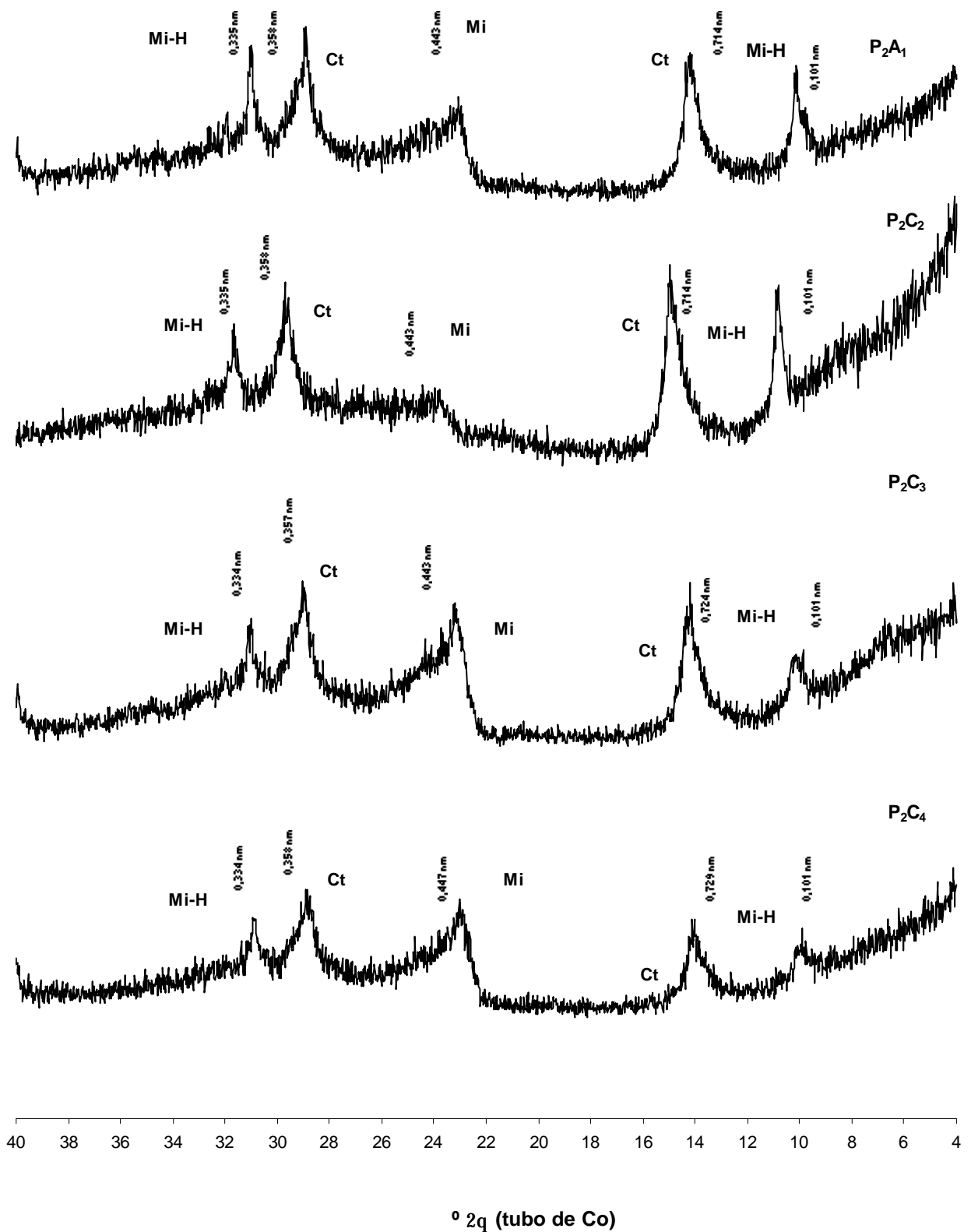


Figura 100. Difratogramas de raios X da fração argila natural do perfil do Gleissolo sálico (área 2), (lâminas orientadas). (Mi-H-Mica hidratada; Mi-Mica; Ct-caulinita).

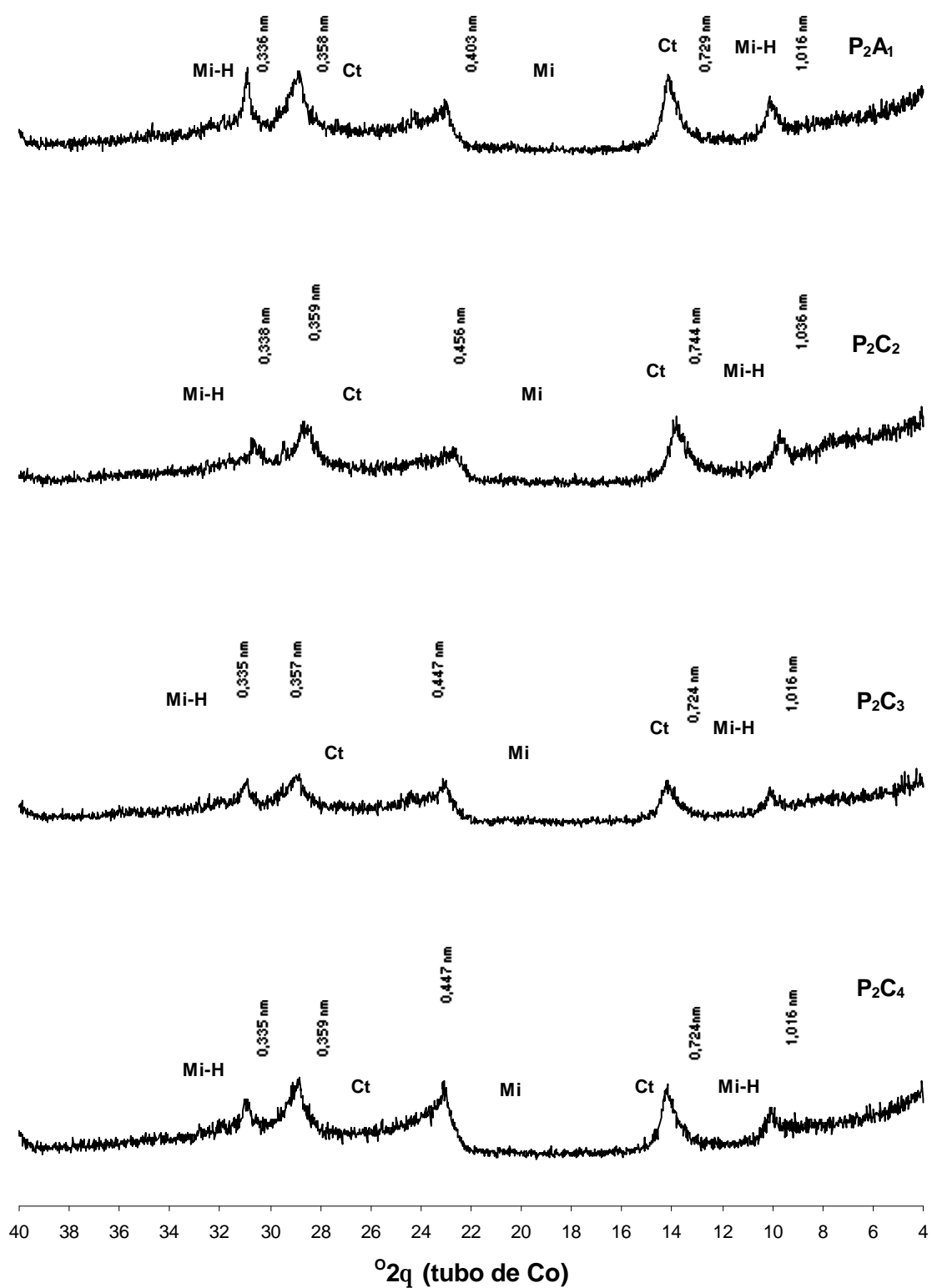


Figura 101. Difractogramas de raios X da fração argila saturada com K do Gleissolo Sáfico (área 2) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Mi-H-Mica hidratada; Ct-caulinita).

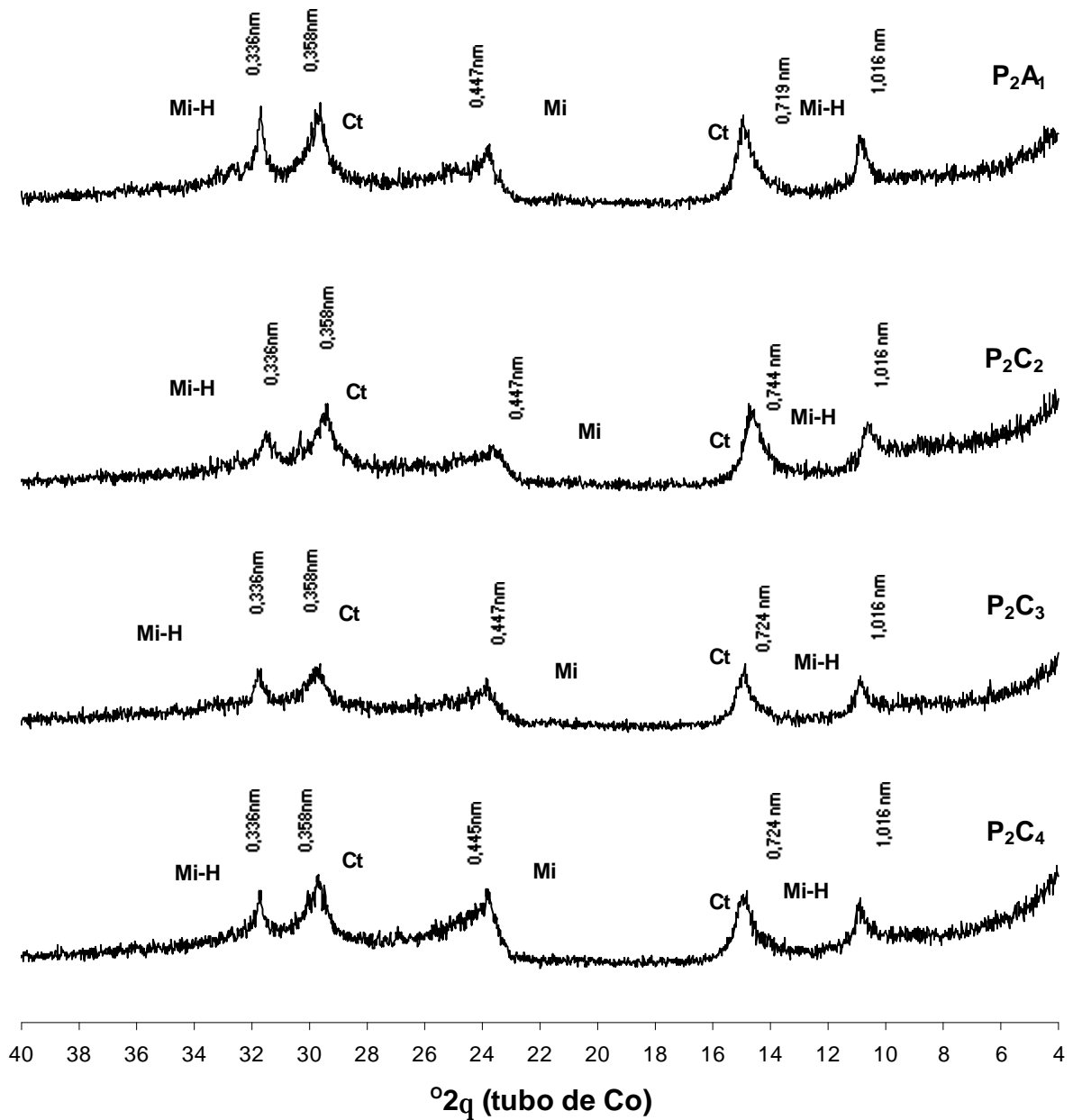


Figura 102. Difractogramas de raios X da fração argila saturada com K e aquecida a 350° C do Gleissolo Sáfico (área 2) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Mi-H-Mica hidratada; Ct-caulinita).

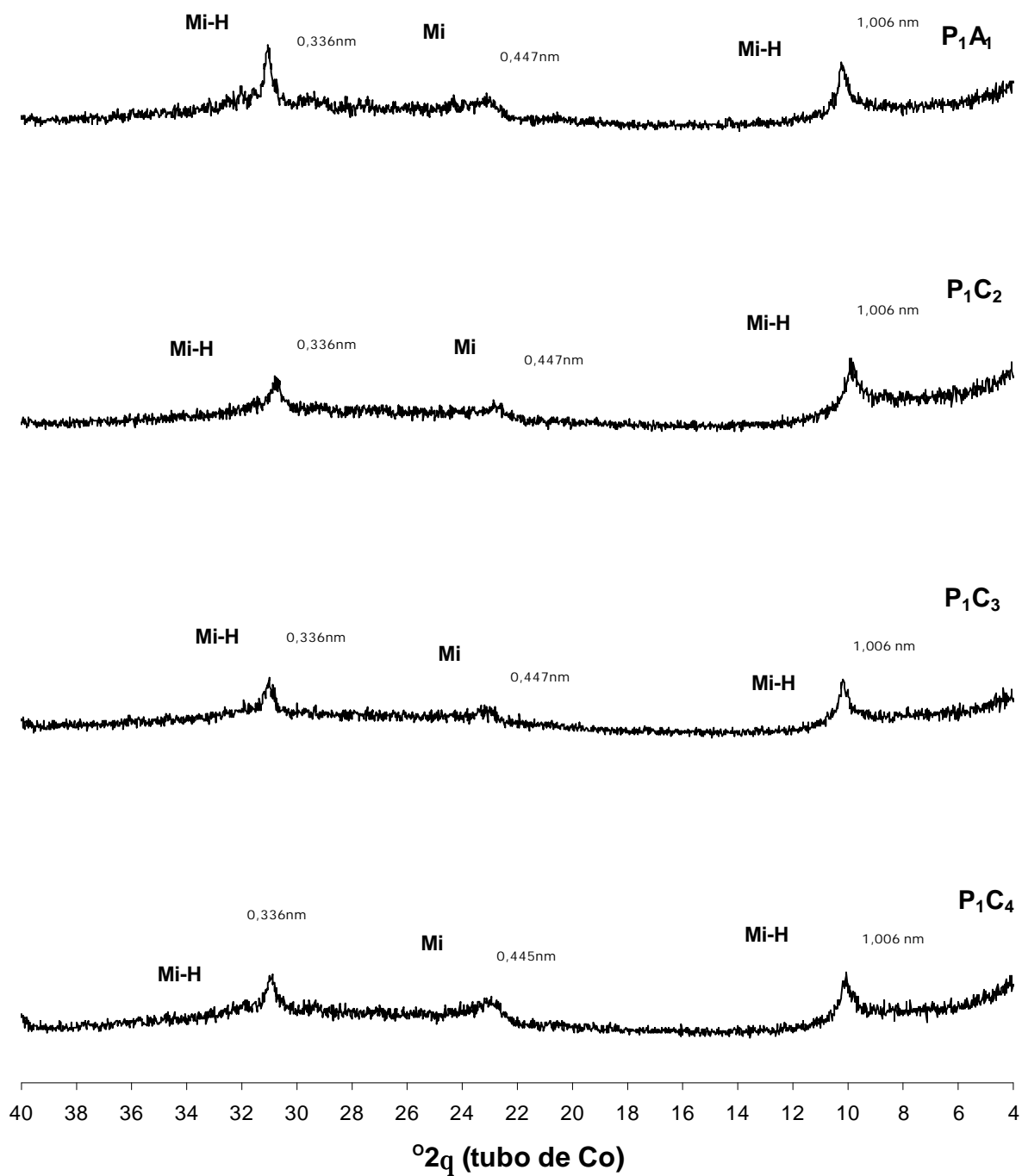


Figura 103. Difratoqramas de raios X da fração argila saturada com K e aquecida a 550° C do Gleissolo Sáfico (área 2) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Mi-H-Mica hidratada; Ct-caulinita).

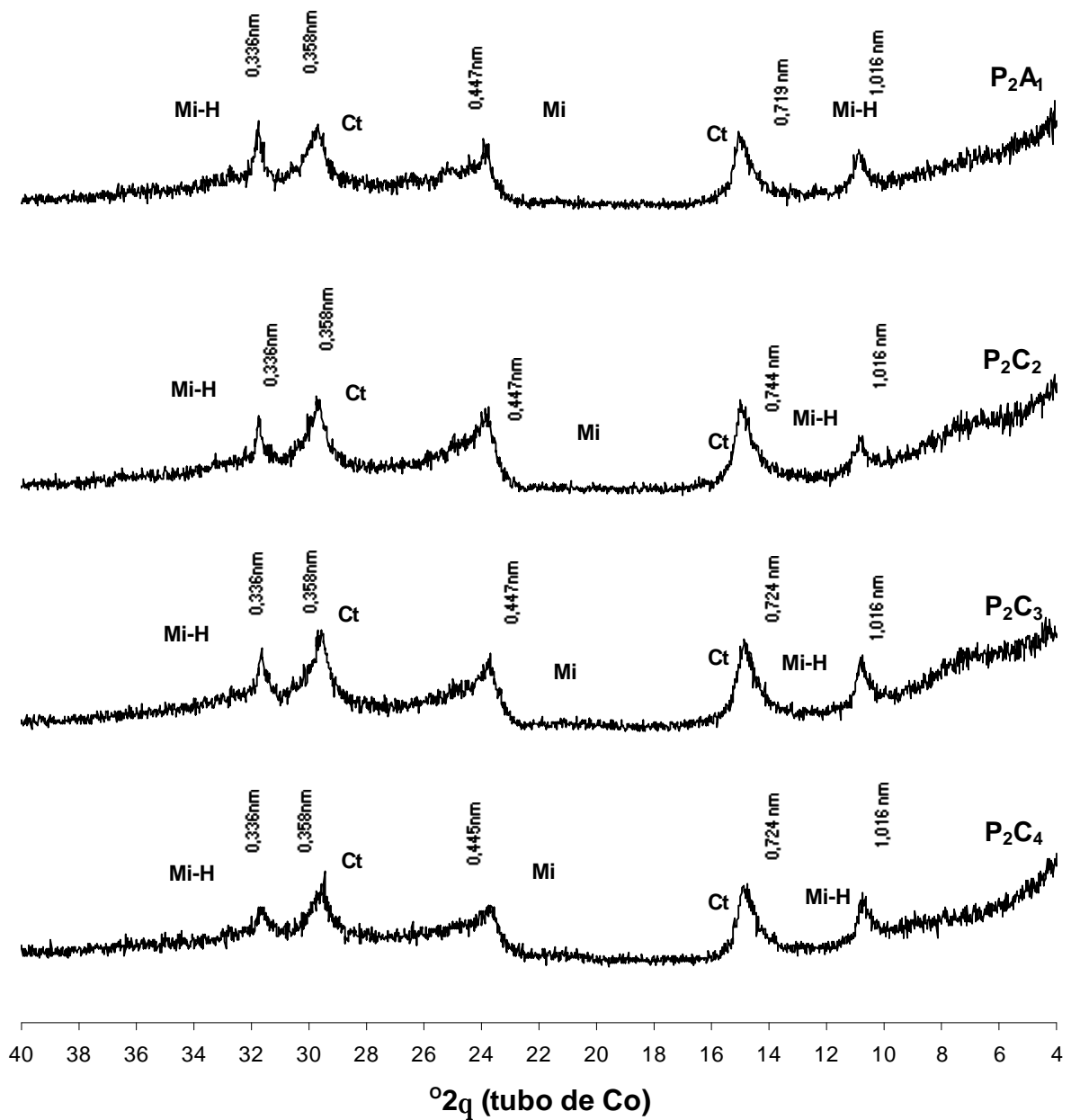


Figura 104. Difractogramas de raios X da fração argila saturada com Mg do Gleissolo Sáfico (área 2) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Mi-H-Mica hidratada; Ct-caulinite)

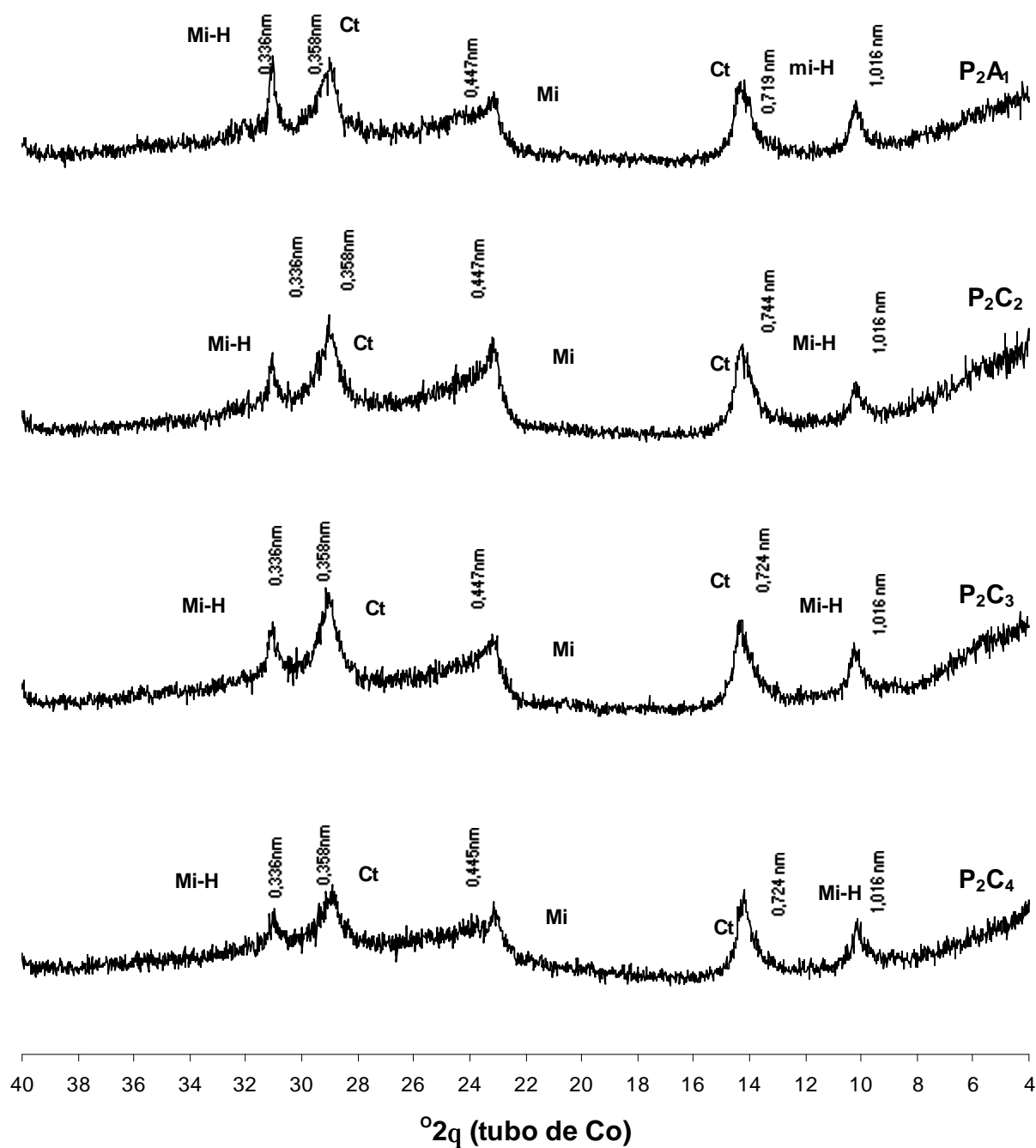


Figura 105. Difractogramas de raios X da fração argila saturada com Mg do Gleissolo Sáfico (área 2) (lâminas orientadas). (Mi-Mica; Mi-H-Mica Hidratada; Ct-caulinita)

5. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, conclui-se que:

- Dentre as características químicas as menores variabilidades, medidas por meio do coeficiente de variação, foram observadas para o pH e a saturação por bases enquanto a CE e teor de sódio apresentaram as maiores variabilidades. Para a granulometria, o teor de areia grossa apresentou maior variabilidade e o de silte, menor. Entre os micronutrientes e metais pesados, o Cr apresentou maior variabilidade nas duas áreas e para os extratores DTPA e Mehlich-1.

- A maioria das variáveis apresentou distribuição normal.

- Uma vez que o efeito pepita teve grande influência na variância dos dados, menores distâncias de amostragem devem ser adotadas em trabalhos futuros nesta área.

- Houve uma grande variação nos valores de alcance tanto dentro quanto entre as áreas indicando que a utilização de um mesmo esquema de amostragem não é aconselhável quando se trabalha com muitas variáveis.

- Os metais pesados apresentaram uma distribuição espacial semelhante e mostraram que eles advêm das fontes potenciais (lixão e lagoa de estabilização de esgotos) de contaminação, instaladas na região pela ação antrópica.

- Os teores totais de metais pesados são elevados e indicam a necessidade do monitoramento das áreas em estudo.

- A poeira é um importante vetor de disseminação de metais pesados em áreas próximas ao “Deserto Salino”, principalmente na área do Gleissolo Sáfico que em grande parte do ano fica sem cobertura vegetal.

- Os metais pesados mostraram-se distribuídos no perfil dos solos estudados indicando sua movimentação em profundidade o que aumenta o risco de contaminação do lençol freático, principalmente devido à sua oscilação sazonal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABD-ELFATTAH, A., WADA, K. Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt, and cadmium by soils that differ in cation-exchange materials. **J. Soil Sci.**, v.32, p.271-283, 1981.
- ABREU, C.A., ABREU, M.F., RAIJ, B. van, BATAGLIA, O.C. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, v.25, p.3321-3333, 1994.
- ALLOWAY, B.J. Soil processes and the behaviour of metals. In: Alloway, B.J. (ed.). **Heavy metals in soils**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 1995. p.7-28.
- ALMEIDA, A., JOURNEL, A.G. Joint simulation of multiple variables with a Markov-Type correlogram model. **Mathem. Geol.**, v.26, p.565-588, 1994.
- ALVAREZ V., V.H., NOVAIS, R.F., DIAS, L.E., OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **B. Inf. SBCS**, v.25, p.21-32, 2000.
- ALVAREZ, V.H., MELO, J.W.V., DIAS, L.E. **Acidez e calagem do solo**. 2 ed., v.1. Brasília: ABEAS/UFV, 1994, 61p.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B., COSTA, L.M., OLIVEIRA, C., VELLOSO, A.C.X. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v.21, p.9-16, 1997.
- AMORIM, A.P. et al. **Dados meteorológicos de Mossoró (Janeiro de 1898 a Dezembro de 1982)**. Mossoró: ESAM, 1983. 74p. (Coleção Mossoroense, Volume CCLXXX).
- ANDRONIKOV, S.V., DAVIDSON, D.A., SPIERS, R.B. Variability in contamination by heavy metals: sampling implications. **W. Air Soil Pollut.**, v.120, p.29-45, 2000.
- AYERS, R.S., WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p.
- BANK, S., BANK, J.F., ELLIS, P.D. Solid state ^{113}Cd nuclear magnetic resonance study of Cd exchanged montmorillonites. **J. Phys. Chem.**, v.93, p.4847-4855, 1989.
- BARAK, P., HELMKE, P.A. The chemistry of zinc. In: ROBSON, A.D. (ed.). **Zinc in soils and plants**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 1993. p.1-14.
- BAR-TAL, A., BARYOSEF, B., CHEN, Y. Effects of fulvic-acid and pH on zinc sorption on montmorillonite. **Soil Science**, v.146, p.367-373, 1988.

- BASSET, J., DENNEY, R.C., JEFFERY, G.H., MENDHAM, J. **Análise inorgânica quantitativa**. 4ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1981, 690p.
- BIERKENS, M.F.P. Using stratification and residual kriging to map soil pollution in urban areas. In: Baafi, E.Y., Schofield, N.A. (eds.) **Geostatistics Wollongong'96**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1997. p.996-1007.
- BRASIL SOBRINHO, M.O.C. **Levantamento do teor de boro em alguns solos do Estado de São Paulo**. Piracicaba: ESALQ-USP, 1965. 135p. Tese (livre docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1965.
- BRASIL, Ministério da Agricultura. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Rio Grande do Norte**. Recife: SUDENE, 1968 (Mapa col. 94x84 cm, Esc. 1:500.000).
- BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento Exploratório – Reconhecimento de Solos no Estado do Rio Grande do Norte**. Recife: SUDENE, 1971. 531p. (Boletim Técnico nº 21).
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Divisão de geologia e mineralogia. **Geologia do Brasil; texto explicativo do mapa geológico do Brasil e da área oceânica adjacente incluindo depósitos minerais**. SCHOBENHAUS, C., CAMPOS, D.A., DERZE, R., ASMUS, H.E. Brasília, (DNPM, escala 1: 2.500.000), 1984. 501p.
- BURGESS, T. M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I The semi-variogram and punctual Kriging. **J. Soil Sci.**, v.31, p. 315-331, 1980a.
- BURGESS, T. M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. II Block Kriging. **J. Soil Sci.**, v.31, p.333-341, 1980b.
- BURROUGH, P. A. **Principles of geographical information systems for land resources assessment**. Oxford: Clarendon Press, 1987. 193p.
- CAMACHER, A.J. Throughflow as a mechanism responsible for excessive soil salinisation in non-irrigated, previously arable lands in the Western Australian wheatbelt. **Catena**, v.2, p.31-98, 1975.
- CAMARGO, O.A., ALLEONI, L.R.F., CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E., CRUZ, M.C.P., RAIJ, B. van, ABREU, C.A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p.89-124.
- CAMBARDELLA, C.A., MOORMAN, T.B., NOVAK, J.M., PARKIN, T.B., KARLEN, D.L., TURCO, R.F., KONOPKA, A.E. Spatial variability in Central Iowa soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.58, p.1501-1511, 1994.

- CASTRIGNANÒ, A., GIUGLIARINI, L., RISALITI, R., MARTINELLI, N. Study of spatial relationships among some soil physico-chemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. **Geoderma**, v.97, p.39–60, 2000.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. CASARINI, D.C.P., DIAS, C.L., LEMOS, M.M.G. (eds.). São Paulo: CETESB, 2001. 232p. (Série Relatórios Ambientais)
- CHAGAS, F.C. **Normas Climatológicas para Mossoró-RN (1970-1996)**. Mossoró: ESAM, 1997. 40p. (Monografia de Graduação em Agronomia)
- COLIN, P., FROIDEVAUX, R., GARCIA, M., NICOLETIS, S. Integrating geophysical data for mapping the contamination of industrial sites by polycyclic aromatic hydrocarbons: a geostatistical approach. In: Rouhani, S., Srivastava, R.M., Desbarats, A.J., Cromer, M.V., Johnson, A.I. (eds.). **Geostatistics for Environmental and Geotechnical Applications**. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1996. p.69-87.
- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS – CFSEMG. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª. Aproximação**. RIBEIRO, A.C., GUIMARÃES, P.T.G., ALVAREZ V., V.H. (eds.). Viçosa: UFV, 1999. 359p.
- CORRÊA, M.M. **Atributos físicos, químicos, mineralógicos e micromorfológicos de solos e ambiente agrícola das várzeas de Sousa – PB**. Viçosa, MG: UFV, 2000, 90p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, 2000.
- COUTO, E.G., KLAMT, E. Variabilidade espacial de micronutrientes em solo sob pivô central no sul do Estado de Mato Grosso. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.34, p.2321-2329, 1999.
- De FILIPPO, B.V., RIBEIRO, A.C. **Análise química do solo. Metodologia**. 2ª ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1997. 26p.
- DELFINER, P., DELHOMME, J. P. Optimum interpolation by Kriging. In: DAVIS, J. C. McCULLAGH, M. J. (ed.). **Display and analysis of spatial data**. New York: John Wiley, 1975. p.96-114.
- ELGABAY, M.M. Mechanism of zinc fixation by colloidal clays and related minerals. **Soil Sci.**, v.63, p.480-499, 1950.
- EMATER. **Sugestões de adubação para o estado da Paraíba, 1ª Aproximação**. João Pessoa: EMATER- PB, 1979. 27p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA-CNPS, 1999. 412p.

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Reunião de classificação, correlação e aplicação de levantamento de solo: guia de excursão de estudos de solos nos estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e Bahia.** Recife: EMBRAPA-CNPS, 1998. 124p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 211p.
- FARIAS, C.A., MENDONÇA, E.S., COSTA, L.M. **Tratamento do lixo: educação e meio ambiente.** Viçosa: EMATER-MG, 1994. 26p. (Apostila).
- FARRAH, H., PICKERING, W.F. pH effects in the adsorption of heavy metals ions by clays. **Chem. Geol.**, v.25, p.317-326, 1979.
- FARRAH, H., PICKERING, W.F. The sorption of copper species by clays. I kaolinite. **Aust. J. Chem.**, v.29, p.1167-1176, 1976.
- FARRAH, H., PICKERING, W.F. The sorption of mercury species by clay minerals. **W. Air Soil Pollut.**, v.9, p.23-31, 1978.
- FARRAH, H., PICKERING, W.F. The sorption the lead and cadmium species by clay minerals. **Aust. J. Chem.**, v.30, p.1417-1422, 1977.
- FERNANDES. C.A.D. **Estudo ambiental preliminar do “Deserto Salino” e sua influência na poluição do ar na cidade de Mossoró.** Mossoró, ESAM, 1998. 29p. (Monografia de Graduação em Agronomia)
- FERREIRA, G.B. **Interferências da matéria orgânica e ferro na dosagem de boro com azomethina-H e comparação com extratores para boro disponível no solo.** Viçosa, MG: UFV, 1998, 97p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, 1998.
- FILGUEIRA, R.F. **Manguezais do estuário do rio Mossoró-Apodi: um ecossistema a ser preservado.** Mossoró, RN: ESAM, 1994. 48p. (Monografia de Especialização).
- FONTES, M.P.F., GOMES, P.C. Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the mineral matrix of tropical soils. **Applied Geochemistry**, v.18, p.795-804, 2003.
- FUKS. S.D. Novos modelos para mapas derivados de informações de solos. In. ASSAD, E.D., SANO, E.E. (ed.). **Sistemas de Informações Geográficas: aplicações na agricultura.** Brasília: Serviço de Produção de Informação/EMBRAPA/CPAC, 1998. p.373-410.

- GARCIA, M., FROIDEVAUX, R., SOARES, A., GOMEZ-HERNANDEZ, J. Application of geostatistics to 3D modelling of contaminated sites: a case study. In: SOARES, A., GOMEZ-HERNANDEZ, J. (ed.) *GeoENV I – geostatistics for environmental applications. Proceedings...* Lisboa, Portugal, 18-19 novembro, 1996. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1997. p.309-325.
- GARCIA-MIRAGAYA, J., CARDENAS, R., PAGE, A.L. Surface loading effect on Cd and Zn sorption by kaolinite and montmorillonite from low concentration solutions. **W. Air Soil Pollut.**, v.27, p.181-190, 1986.
- GOMES, P.C., FONTES, M.P.F., COSTA, L.M., MENDONÇA, E.S. Extração fracionada de metais pesados em Latossolo Vermelho-Amarelo. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v.21, p.543-551, 1997.
- GOMES, P.C., FONTES, M.P.F., SILVA, A.G., MENDONÇA, E.S., NETTO, A.R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.65, p.1115-1121, 2001.
- GOOVAERTS, P. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. **Geoderma**, v.89, p.1-45, 1999.
- GOOVAERTS, P. Kriging vs. stochastic simulation for risk analysis in soil contamination. In: Soares, A., Gomez-Hernandez, J., Froidevaux, R. (eds.). *geoENV I – Geostatísticas for Environmental Applications. Proceedings...* Lisboa, Portugal, 18-19 novembro, 1996. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1997. p.247-258.
- GOOVAERTS, P., JOURNEL, A.G. Integrating soil map formation in modeling the spatial variation of continuous soil properties. **Eur. J. Soil Sci.**, v.46, p.397-414, 1995.
- GOOVAERTS, P., SONNET, Ph. Study of spatial and temporal variations of hydrogeochemical variables using factorial kriging analysis. In: Soares, A. (ed.). **Geostatistics Trois'92**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.745-756.
- GUERRA, P.A.G. **Geoestatística operacional**. Brasília: DNPM, 1988. 145p.
- GUIMARÃES, E.C. **Geoestatística básica e aplicada**. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Matemática – Núcleo de estudos estatísticos e biométricos, 2001. 49p.
- GUNN, R.H. A soil catena on denuded laterite profiles in Queensland. **Aust. J. Soil Res.**, v.5, p.117-149, 1967.
- GUPTA, R.K., ABROL, I.P. Salt-affected soils: Their reclamation and management for crop production. **Adv. Soil Sci.**, v.11, p.224-288, 1990.
- GUPTA, U.C. Boron nutrition of crops. **Adv. Agron.**, v.31, p.273-307, 1979.

- HAYES, M.H.B., MacCARTHY, P., MALCOLM, R.L., SWIFT, R.S. The search for structure: setting the scene. In: HAYES, M.H.B. (ed.). **Humic substances ii. in search of structure**. Chichester: John Wiley, 1989. p.2-33.
- HE, L.M., ZELAZNY, L.W., BALIGAR, V.C., RITCHEY, K.D., MARTENS, D.C. Ionic strength effects on sulfate and phosphate adsorption on *g*-alumina and kaolinite: triplelayer model. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.61, p.784-793, 1997.
- HEUVELINK, G.B.M., MUSTERS, P., PEBESMA, E.J. Spatio-temporal kriging of soil water content. In: Baafi, E.Y., Schofield, N.A. (eds.). **Geostatistics Wollongong'96**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1997. p.1020-1030.
- HOROWITZ, A., DANTAS, H.S. Boro disponível nos solos da zona litoral-mata de Pernambuco. **Pesq. Agrop. Bras.**, v.8, p.163-168, 1973.
- HUIJBREGTS, C. J. Regionalized variables and quantitative analysis of spatial data. In: DAVIS, J. C.; McCULLAGH, M. J. (ed.). **Display and analysis of spatial data**. New York: John Wiley, 1975. p. 38-53.
- INSKEEP, W.P., BAHAM, J. Adsorption of Cd(II) and Cu(II) by Namontmorillonite at low surface coverage. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.47, p.660-665, 1983.
- ISAAKS, E.H., SRIVASTAVA, R.M. **An Introduction to Applied Geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989. 560p.
- ISELL, R.F. REEVE, R., HUTUM, J.T. Salt and sodicity. In: **Soil: an Australian Viewpoint**. Melbourne: Division of Soils, CSIRO. Academic Press, 1983. p.107-117.
- ISTOK, J.D., SMYTH, J.D., FLINT, A.L. Multivariate geostatistical analysis of groundwater contamination: A case history. **Groundwater**, v.31, p.63-74, 1993.
- JARDINE, P.M., ZELAZNY, L.W., PARKER, J.C. Mechanisms of aluminium adsorption on clay minerals and peat. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.49, p.862-867, 1985.
- JOURNEL, A.G. Geostatistics: tools for advanced spatial modeling in GIS. In: Corwin, D.L., Loague, K. (eds.). **Application of GIS to the modeling of Non-point Source Pollutants in the Vadose Zone**, Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.39-55. (Special SSSA Publications nº 48)
- KALBASI, M., RACZ, G.J., LOEWEN-RUDGERS, L.A. Mechanism of zinc adsorption by iron and aluminium oxides. **Soil Sci.**, v.125, p.146-150, 1978.
- KÄMPF, N., SCHWERTMANN, U. The 5 M NaOH concentrations treatment for iron oxides in soils. **Clay Clay Miner.**, v.23, p.310-317, 1982.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes Orgânicos**. Piracicaba, Agrônômica CERES, 1985. 492p.

- KIEKENS, L. Zinc. In: ALLOWAY, B.J. (ed.). **Heavy Metals in Soils**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p.261-279.
- KITANIDIS, P.K.; VOMVORIS, E.G. A geostatistical approach to the inverse problem in groundwater modelling (steady state) and one dimensional simulations. **W. Resources Res.**, v.19, p.677-690, 1983.
- KNIGHT, W.G. Chemistry of Arid Regions Soils. In: SKUJINS, J. (ed.). **Semiarid Lands and Deserts**. New York: Marcel Dekker, 1991. p.111-172.
- KRIGE, D.G. **A statistical approach to some basic mine evaluation problems on the Witwatersrand**. Johannesburg Chem. Metall. Mining Soc. South African, v.52, p.119-139, 1951.
- LAJAUNIE, C.A. Geostatistical approach to air pollution modelling. In: Journel, A.G., Marechal, A., Verly, G., David, M. (eds.). **Geostatistics for Natural Resources Characterization**. California: Kluwer Academic Publishers, 1984. p.877-891.
- LANDIM, P.M.B., STURARO, J.R., MONTEIRO, R.C. O coeficiente de correlação na utilização da cokrigagem. In: 6º. SIMPÓSIO DE QUANTIFICAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS. **Anais...** Rio Claro: UNESP, 1995. p.91-94. (Bol. Res. Expandidos)
- LANDIM, P.M.B. **Análise estatística de dados geológicos**. São Paulo: Fundação Editora da UNESP, 1998. 226p.
- LANDIM, P.M.B., MONTEIRO, R.C., CORSI, A.C. **Introdução à confecção de mapas pelo software SURFER**. Rio Claro: UNESP/Departamento de Geologia Aplicada, IGCE, 2002. 20p. (Texto didático nº.08)
- LANDIM, P.M.B., STURARO, J.R. **Krigagem indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos**. Rio Claro: UNESP/Departamento de Geologia Aplicada, IGCE, 2002. 20p. (Texto didático nº.06)
- LEMO, R. C., SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPS/SBCS, 1996. 45p.
- LIMA, D.A. **Notas para a fitogeografia de região de Mossoró (RN)**. Mossoró: ESAM/FGD, 1974. 52p. (Coleção Mossoroense, Vol. XXVII).
- LINDSAY, W.L., NORVELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.42, p.421-428, 1978.
- MARKUS, J., McBRATNEY, A. Urban soil contamination by heavy metals. **ACLEP newsletter**, v.3, p.4-5, 1994.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. New York: Academic Press, 1995. 674p.
- MARTENS, D.C. Plant availability of extractable boron, copper and zinc as related to select soil properties. **Soil Sci.**, v.106, p.23-28, 1968.

- MATHERON, G. **Les Variables Regionalis es et leur Estimation**. Masson, Paris. 306p. 1963.
- MATHERON, G. **The theory of regionalized variables and its applications**. Paris: Ecole des Mines de Paris (Fontainebleau), 1971. 211p. (Cahiers du Centre de Morphologie Mathematique de Fontainebleau, no.5)
- MATTIGOD, S.V., FRAMPTON, J.A., LIM, C.H. Effect of ion pair formation on boron adsorption by kaolinite. **Clays Clay Miner.**, v.33, p.433-457, 1985.
- McBRATNEY, A.B., WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: V. Co-regionalization and multiple sampling strategy. **J. Soil Sci.**, v.34, p.37-162, 1983.
- McBRIDE, M.B. Electron spin resonance investigation of Mn²⁺ complexation in natural and synthetic organics. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.46, p.1137-1143, 1982.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406p.
- McBRIDE, M.B. Surface chemistry of soil minerals. In: DIXON, J.B. & WEED, S.B. (Eds.). **Minerals in soil environments**. Madison: SSSA, 1989. p.35-84.
- McKEAGUE, J.A. **Manual on sampling and methods of analysis**. Ottawa: Canadian Society of Soil Science, 1978. 212p.
- MENDES, B.V. **Biodiversidade e Desenvolvimento Sustent vel do Semi- rido**. Fortaleza(CE): SEMACE, 1997. 108 p.
- MESHALKINA, J.L., STEIN, A., MAKAROV, O.A. Spatial variability of soil contamination around a sulphureous acid producing factory in Russia. **W. Air Soil Poll.**, v.92, p.289-313, 1996.
- MEULI, R., ATTEIA, O., DUBOIS, J.P., SCHULIN, R., STEIGER, B. Von, VEDY, J.C., WEBSTER, R., Von STEIGER, B. **Geostatistical interpretation in regional mapping of soil contamination by heavy metals. A case study comparing two rural regions in Switzerland**. Bern, Switzerland: Environmental Documentation Federal Office of Environment Forests and Landscape. Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), n.25, p.1-43, 1994.
- MONTGOMERY, E.G. **Experiments in wheat breeding: experimental error in the nursery and variation in nitrogen and yield**. Washington, U.S. Dept. Agric. Bur. Plant. Indust. Bul., 1913. 61p.
- MSAKY, J.J., CALVET, R. Adsorption behaviour of copper and zinc in soils: influence of pH on adsorption characteristics. **Soil Sci.**, v.150, p.513-522, 1990.

- NAIDU, R., RENGASAMY, P. Ion interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. In: NAIDU, R., SUMNER, M.E., RENGASAMY, P. (eds.). **Australian Sodic Soils: Distribution, properties and management**. Austrália: CRC Press, 1995. p.127-137
- NOVAIS, R.F., KAMPRATH, E.J. Phosphorus supplying capacities of previously heavily fertilized soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.42, p.931-935, 1978.
- OLIVEIRA, J.J. **Variabilidade espacial de características químicas em solo salino-sódico**. Campina Grande: UFPB, DEAg., 1998, 98p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal da Paraíba, 1998.
- OLIVEIRA, J.J., CHAVES, L.H.G., QUEIROZ, J.E., LUNA, J.G. Variabilidade espacial de propriedades químicas de um solo salino-sódico. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v.23, p.783-789, 1999.
- OLIVEIRA, M. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. In: Hans, R.G. et al. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. **Anais...** Campina Grande: UFPB, 1997. p.1-36. CD-ROM
- OLIVEIRA, M. de; MAIA, C.E e MORAIS, E.R.C. de. Saline desert in Rio Grande do Norte, Brazil and enviromental air pollution by eolian transportation. In: III International Conference on Land Degradation – ICLD3. **Anais...** Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPS, 17 – 21 september, 2001. CD ROM.
- OLIVEIRA, M. **Os solos e o Ambiente Agrícola no sistema Piranhas-Açu, RN**. Viçosa: UFV, 1988. 312p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, 1988.
- OLSEN, S.R. Micronutrients interactions. In: Mortverdt, J.J., Giordano, P.M., Lindsay, W.I. (Eds.). **Micronutrients in Agriculture**. Madison: Soil Science Society of America, 1972. p.243-264.
- PAPRITZ, A., FLÜLER, H. Temporal change of spatially autocorrelated soil properties: optimal estimation by cokriging. **Geoderma**, v.62, p.29-43, 1994.
- PARKS, W.L., WHITE, J.L. Boron retention by clay and humus systems saturated with various cations. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, v.16, p.298-300, 1952.
- PEIGNEUR, P., MAES, A., CREMERS, A. Heterogeneity of charge density distribution in montmorillonite as inferred from cobalt adsorption. **Clays Clay Miner.**, v.23, p.71-75, 1975.
- PICKERING, W.F. Selective chemical extraction of soil components and bound metal species. **Crit. Rev. Anal. Chem.**, v.12, p.233-266, 1981.
- PULLS, R.W., BOHN, H.L. Sorption of cadmium, nickel, and zinc by kaolinite and montmorillonite suspensions. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.52, p.1289-1292, 1988.

- QUEIROZ, J.E., FILHO, G.M.S., GHEYI, H.R., SANTOS, R.V., SOUZA, L.C., SOUSA, J.R. Caracterização espacial da salinidade de um solo aluvial do projeto capoeira, estado da Paraíba. **resumos...** XXVII CBCS, Brasília, 1999.
- QUEIROZ, J.E., GONÇALVES, A.C., SOUTO, J.S., FOLEGATTI, M.V. Avaliação e monitoramento da salinidade do solo. In: GHEIHY, H.H. QUEIROZ, J.E., MEDEIROS, J.F. (eds.). **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB, 1997. p.69-111.
- RAIJ, B. van, QUAGGIO, J.A., CANTARELLA, H., ABREU, C.A. Interpretação de resultados de análises de solo. In: RAIJ, B. van, CANTARELLA, H., QUAGGIO, J.A., FURLANI, A.M.C. (eds.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2 ed. Campinas: Instituto Agrônomo/FUNDAG, 1997. p.8-13. (Boletim Técnico, 100)
- RICHARDS, L.A. Origin and Nature of Saline and Alkali Soils. In: RICHARDS, L.A. (Ed). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, D.C: U.S. Government, 1954. 172 p. (U.S. Department of Agriculture Handbook, 60).
- RICHARDS, L.A. Methods of measuring soil moisture tension. **Soil Sci.**, v. 68, p.95-112, 1949.
- RICHARDS, L.A. **Diagnostico y rehabilitacion de suelos salinos y sodicos**. México: Ed. Limusa, 1974. 172p.
- ROBERTSON, G.P. **GS+: Geostatistics for environment sciences – GS+ User's guide**. Plainwell, Gamma Design Software, 1988. 152p.
- RUY, V.M. **Contribuição para o estudo do boro disponível em solos**. Piracicaba: ESALQ-USP, 1986. 104p. Dissertação (Mestrado em solos e nutrição de plantas) – Escola Superior “Luiz de Queiroz”, 1986.
- SADUSKY, M.L., SPARKS, D.L., NOEL, H.R., HEDRICK, G.J. Kinetics and mechanisms of potassium release from sandy middle Atlantic Coastal Plain Soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.51, p.1460-1465, 1987.
- SARKAR, D., ESSINGTON, M.E., MISRA, K.C. Adsorption of Mercury (II) by kaolinite. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.64, p.1968-1975, 2000.
- SAUVE, S., McBRIDE, M.B., NORVELL, W.A., HENDERSHOT, W.H. Copper solubility and speciation of *in situ* contaminated soils: effects of copper level, pH and organic matter. **W. Air Soil Pollut.**, v.100, p.133-149, 1997.
- SILVA, P.C.M. **Avaliação da variabilidade espacial de propriedades químicas do solo da “Extensão Maria Tereza” - Perímetro irrigado senador Nilo Coelho, Petrolina-PE**. Campina Grande, PB: UFPB. 2001, 97p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal da Paraíba, 2001.

- SMITH, L.H. Plot arrangement for variety experiment with corn. **Proc. Am. Soc. Agron.**, v.5, p.84-89, 1910.
- SOARES, A. **Geoestatística para as ciências da terra e do ambiente**. Portugal: Instituto Técnico Superior, 2000, 206p.
- SPARK, K.M., WELLS, J.D., JOHNSON, B.B. Characterizing trace metal adsorption on kaolinite. **Eur. J. Soil Sci.**, v.46, p.633-640, 1995.
- SPOSITO, G. **The surface chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1984. 248p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.
- SRIVASTAVA, P.C., GUPTA, U.C. **Trace elements in crop production**. Lebanon: Science Publishers, 1996. 356p.
- SRIVASTAVA, R.M. Minimum variance or maximum profitability? **Can. Indust. Min. Bull.**, v.80, p.63-68, 1987.
- STATISTICA for Windows** Versão 5.0. Tulsa, OK: StatSoft, Inc. 1999. Disquete 3.5"
- STIGLIANI, W.M. Changes in valued "capacities" of soils and sediments as indicators of nonlinear and time-delayed environmental effects. **Environ. Monit. Assess.**, v.10, p.245-307, 1988.
- SUMNER, M.E. Sodic soils: new perspectives. In: NAIDE, R., SUMNER, M.E., RENGASEMY, P. (Eds.). **Australian sodic soils: distribution, properties and management**. East Melbourne: CSIRO, 1995. p.1-34.
- SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. (Ed.). **Methods of soil analysis. III. Chemical methods**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.1018-1020. (Soil Sci. Soc. Am. Séries, 5).
- SZABOLCS, I. Global overview of sustainable management of salt affected soils. In: International Workshop on Integrated Soil Management for Sustainable Use of Salt Affected Soils. Manila, Philippines, 1995. **Proceedings...** Philippines: Bureau of Soil and Water Management, 1995. p.19-38.
- TAIZ, L. ZEIGER, E. **Plant Physiology**. 2 ed. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 1998. 792p.
- TANJI, K.K. **Agricultural salinity assessment and management**. Reston, VA: ASCE, 1996. 619p. (Manuals and Reports on Engineering Practice n. 71)
- TAVARES, T.M., CARVALHO, F.M. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. **Química Nova**, v.15, p.147-153, 1992.

- TILLER, K.G., HODGSON, J.F. The specific sorption of cobalt and zinc by layer silicates. **Clays Clay Miner.**, v.9, p.393-402, 1962.
- TRANGMAR, B.B., YOST, R.S., UEHARA, G. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. **Adv. Agron.**, v.38, p.45-94, 1985.
- VALENTE, J.M.G.P. **Geomatemática: lições de geoestatística**. v.2. Ouro Preto, MG: Fundação Gorceix, 1989. 130p.
- VAUCLIN, M. VIEIRA, S.R., VACHAND, G. NIELSEN, D.R. The use of co-kriging with limited field soil observations. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.47, p.175-184, 1983.
- VIEIRA, S.R., HATFIELD, J.L., NIELSEN, D.R., BIGGAR, J.W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, v.51, p.1-75, 1983.
- VIEIRA, S.R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R.F., ALVAREZ V. V.H., SCHAEFER, C.E.G.R. (eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: SBCS, 2000. p.1-54.
- WARD, N.E., BASSETT, R.L. Adsorption of hexavalent chromium on kaolinite and illite. **Trace Subst. Environ. Health**, v.24, p.193-206, 1990.
- WARRICK, A.W., MYERS, D.E., NIELSEN, D.R. Geostatistical methods applied to soil science. In: **Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods**. 2 ed. Madison, WY: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986. p.53-82 (Agronomy Monograph n. 9)
- WARRICK, A.W., NIELSEN, D.R. Spatial variability of soil physical properties the soil. In: Hill, D. (ed.). **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. p.319-344.
- WAYNICK, D.D.; SHARP, L.T. Variability in soils and its significance to past and future soil investigations. II. Variation in nitrogen and carbon in field soils and their relation to the accuracy of field trials. **Agric. Sci.**, v.4, p.121-139, 1919.
- WEBSTER, R., OLIVER, M.A. **Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey**. New York: Oxford University Press, 1990. 316p.
- WHITTING, L.D. X-ray diffraction techniques for mineral identification and mineralogical composition. In: BLACK, C.A. (ed.). **Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.671-698. (Agronomy Series, 9)
- WOLF, B. Improvement in the azomethine-H method for the determination of boron. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, v.5, p.39-44, 1974.

- XU, W., TRAN, T., SRIVASTAVA, M., JOURNEL, A.G. Integrating seismic data in reservoir modelling: The collocated co-kriging alternative. In: 67th Annual Technical Conference and Exhibition, Washington, 1992. **Proceedings...** Washington: Society of Petroleum Engineers, 1992. p.833-842. (paper no. 24742)
- ZACHARA, J.M., COWAN, C.E., SCHMIDT, R.L., AINSWORTH, C.C. Chromate adsorption by kaolinite. **Clays Clay Miner.**, v.36, p.317-326, 1988.
- ZACHARA, J.M., SMITH, S.C., RESCH, C.T., COWAN, C.E. Cadmium sorption on specimen and soil smectites in sodium and calcium electrolytes. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.57, p.1491-1501, 1993.
- ZIPER, C., KOMARNENI, S., BAKER, D.E. Specific cadmium sorption in relation to the crystal chemistry of clay minerals. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.52, p.49-53, 1988.

APÊNDICE

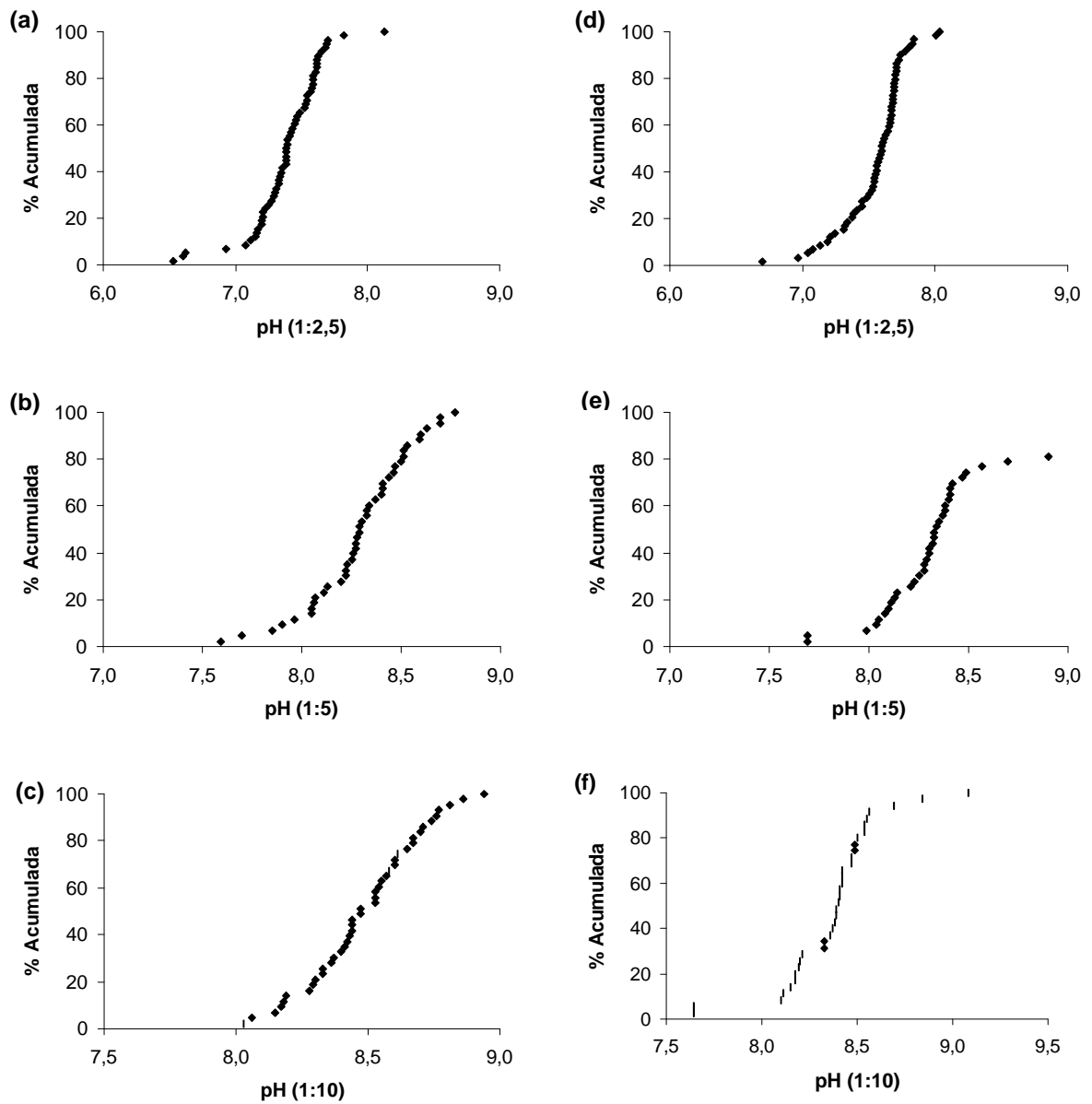
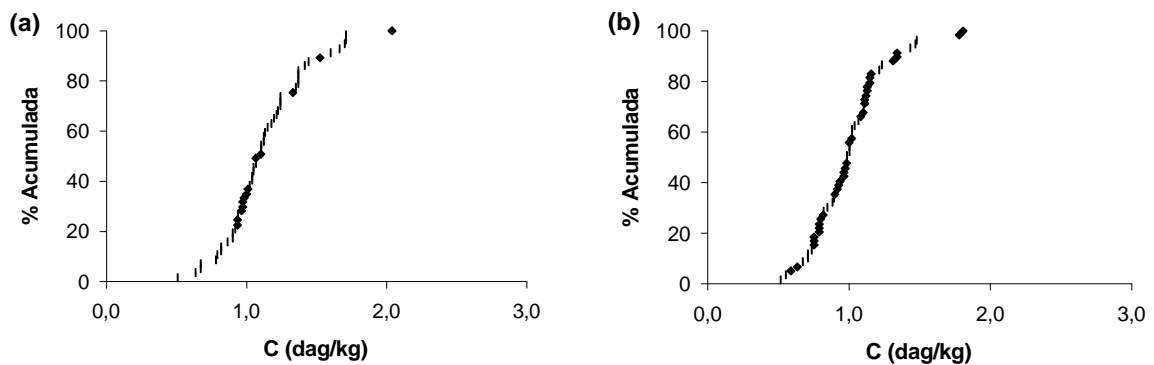


Figura 1A. Gráfico de probabilidade normal do pH na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g).



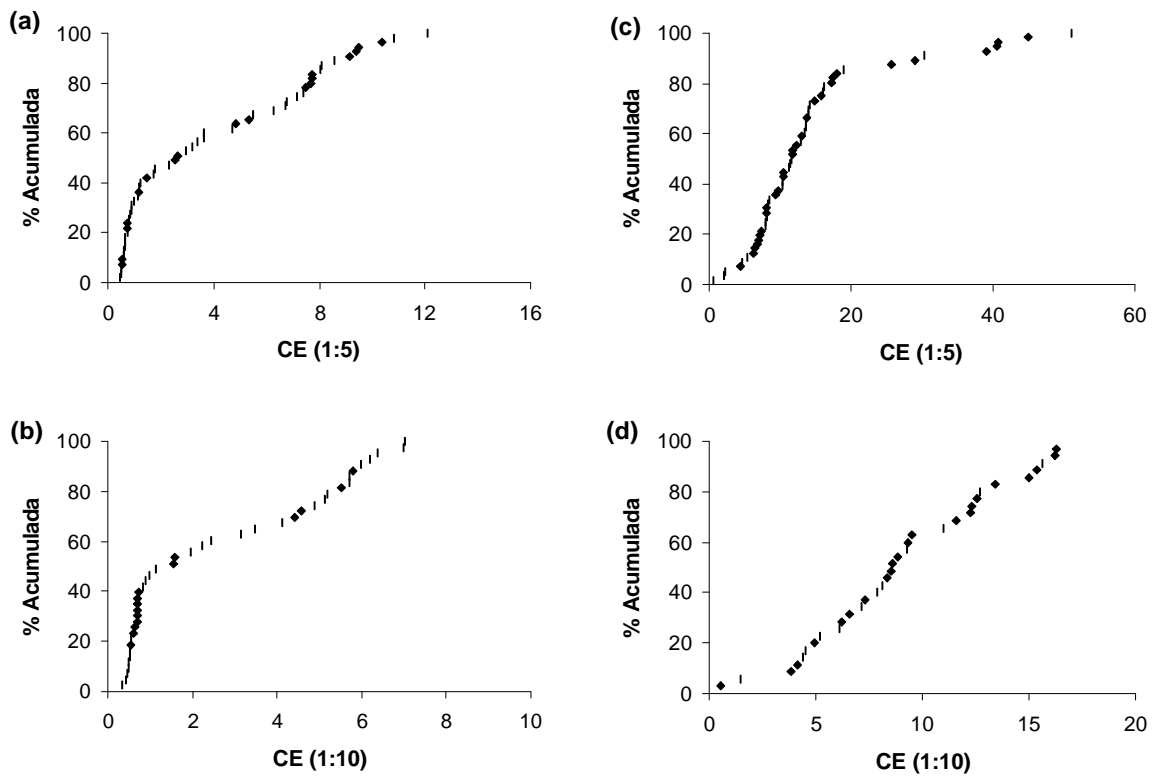


Figura 3A. Gráfico de probabilidade normal da CE 1:5 e 1:10 (dS/m) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sáfico (c, d).

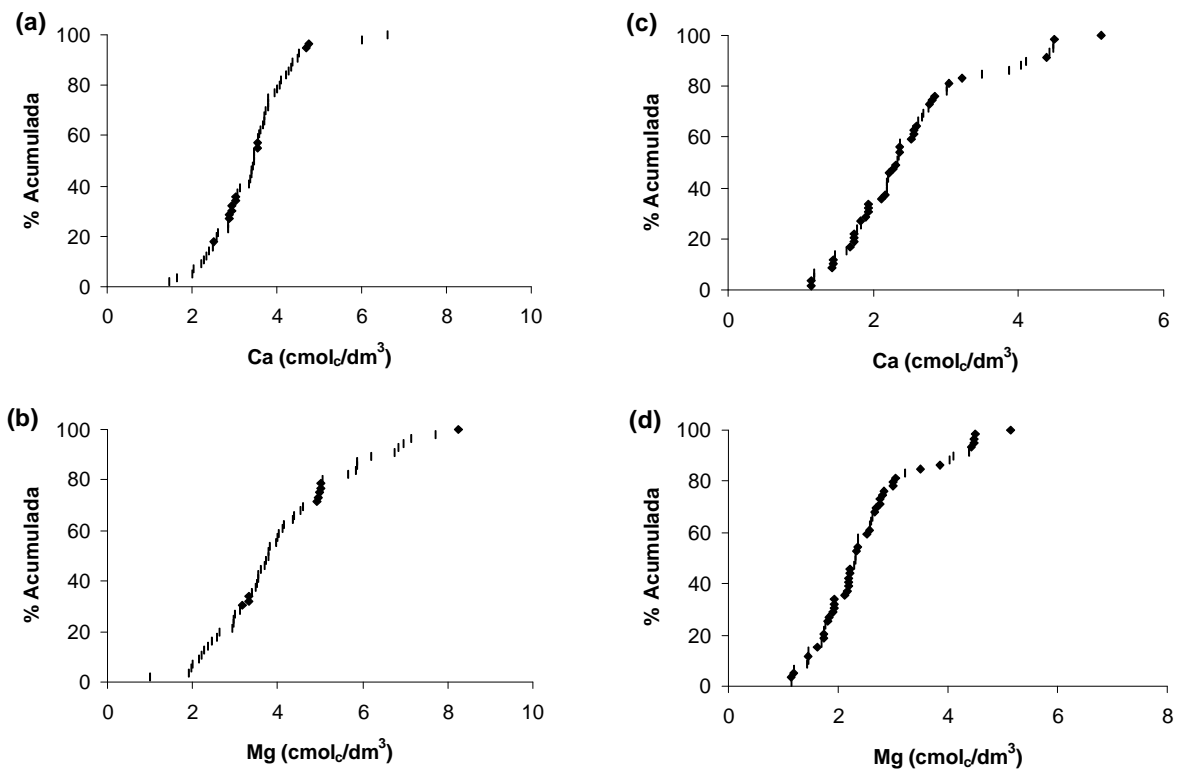


Figura 4A. Gráfico de probabilidade normal dos teores (cmol_c/dm³) de Ca e Mg na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sáfico (c, d).

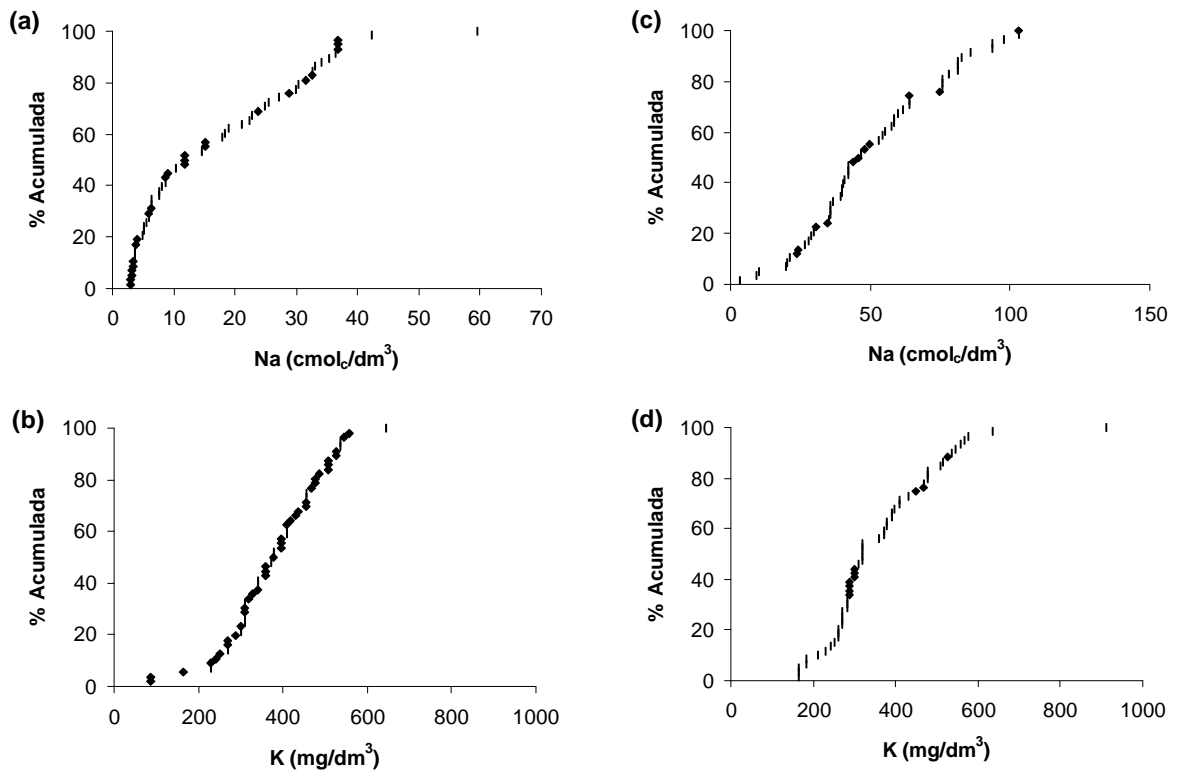
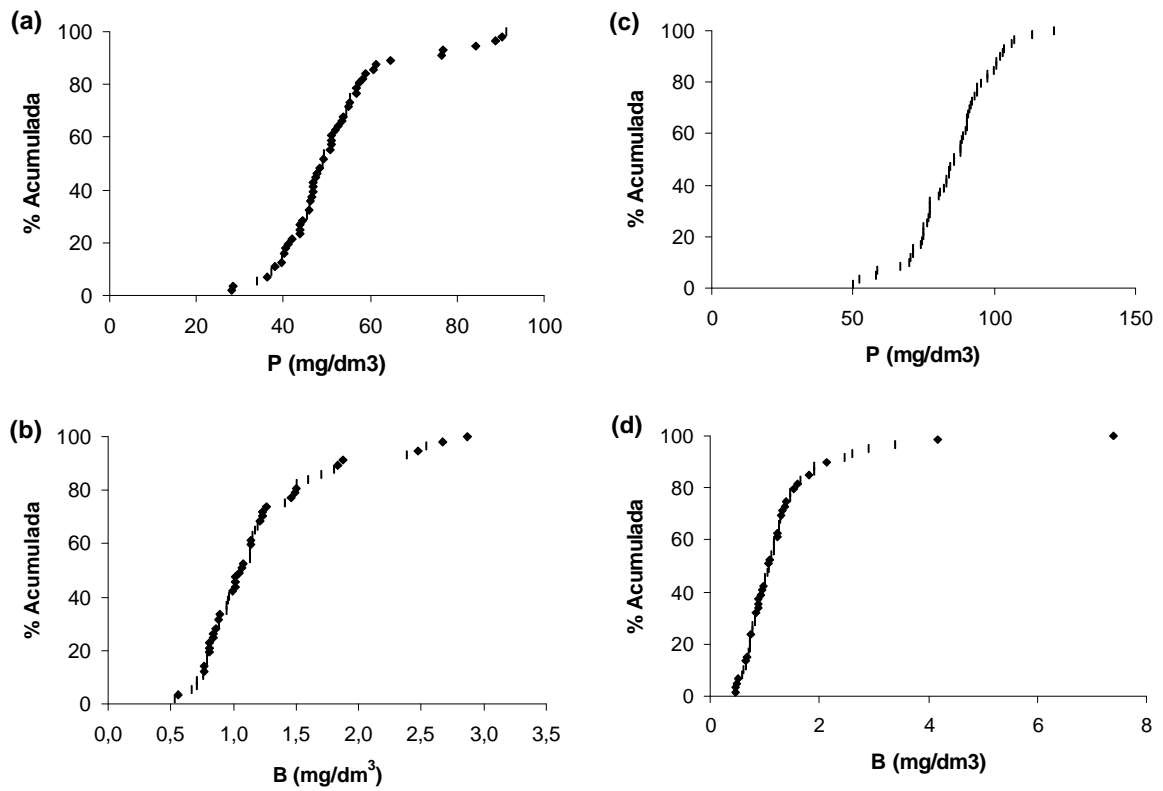


Figura 5A. Gráfico de probabilidade normal dos teores de Na (cmol_e/dm³) e K (mg/dm³) na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b) e do Gleissolo Sáfico (c, d).



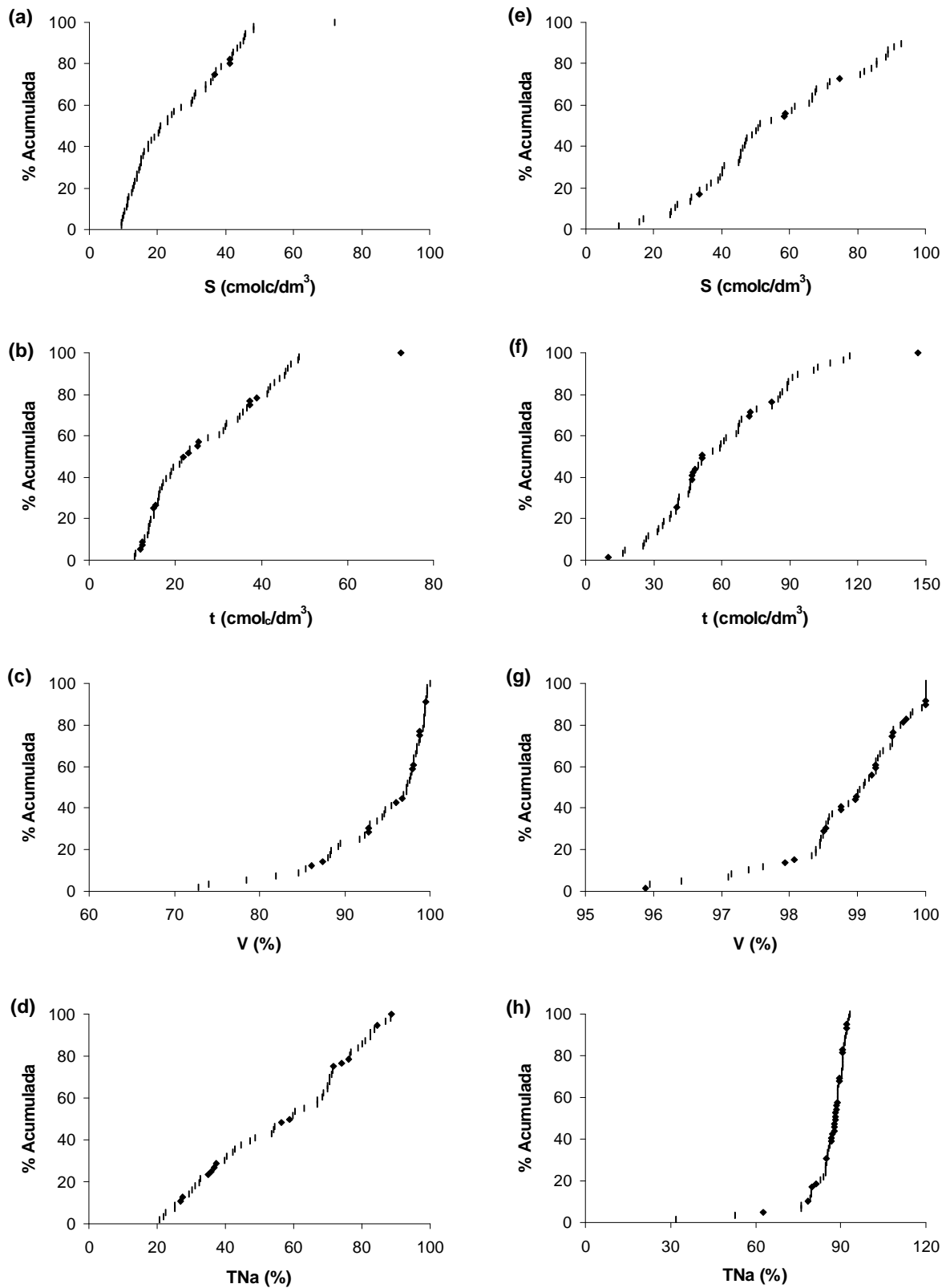


Figura 7A. Gráfico de probabilidade normal dos teores de S (cmol_c/dm³), CTC (cmol_c/dm³), V (%) e TNa(%) na camada de 0-5 cm do solo nas áreas 1 e 2.

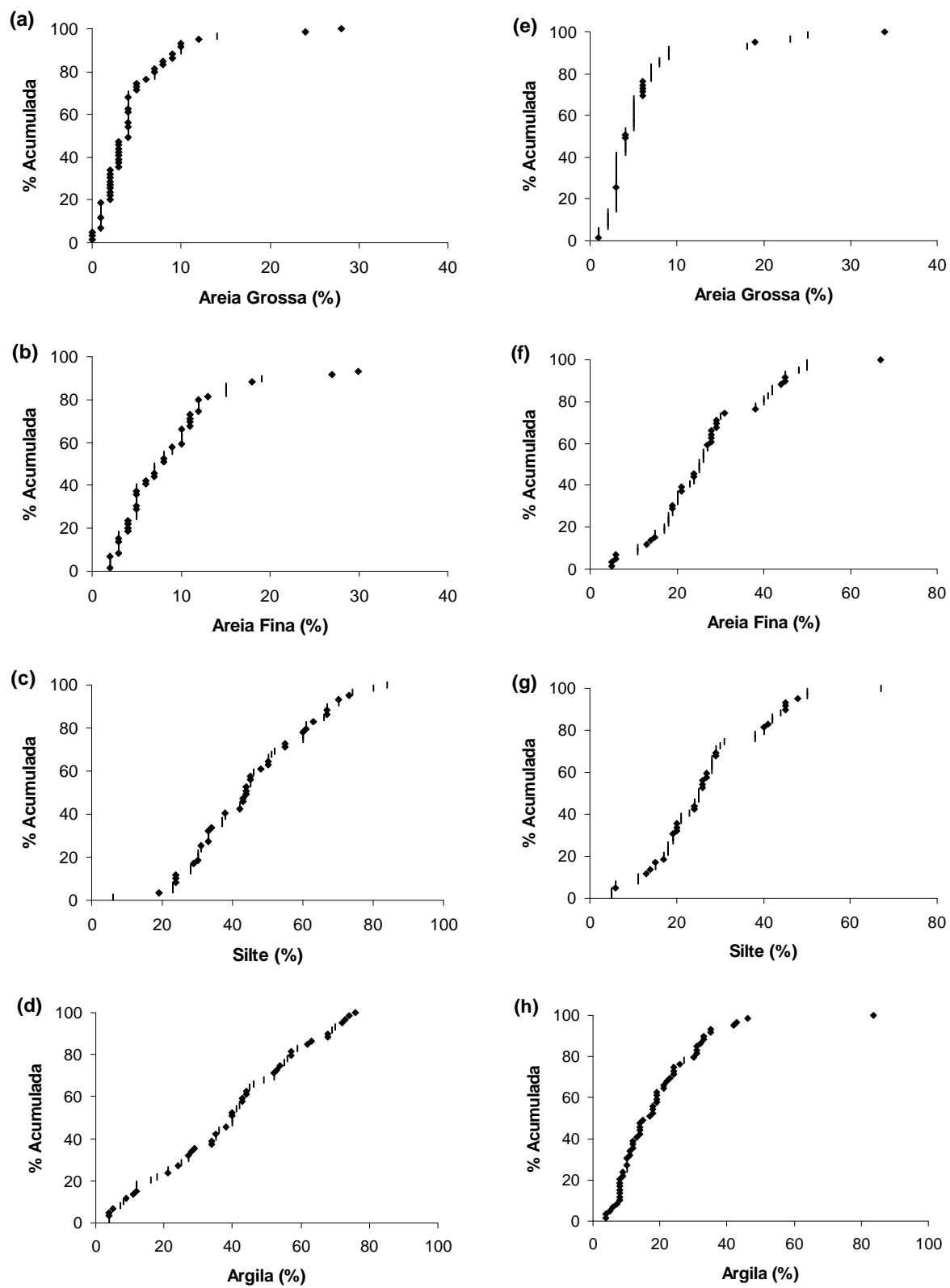


Figura 8A. Gráfico de probabilidade dos teores (%) de areia grossa, areia fina, silte e argila na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleisso Sáfico (e, f, g, h).

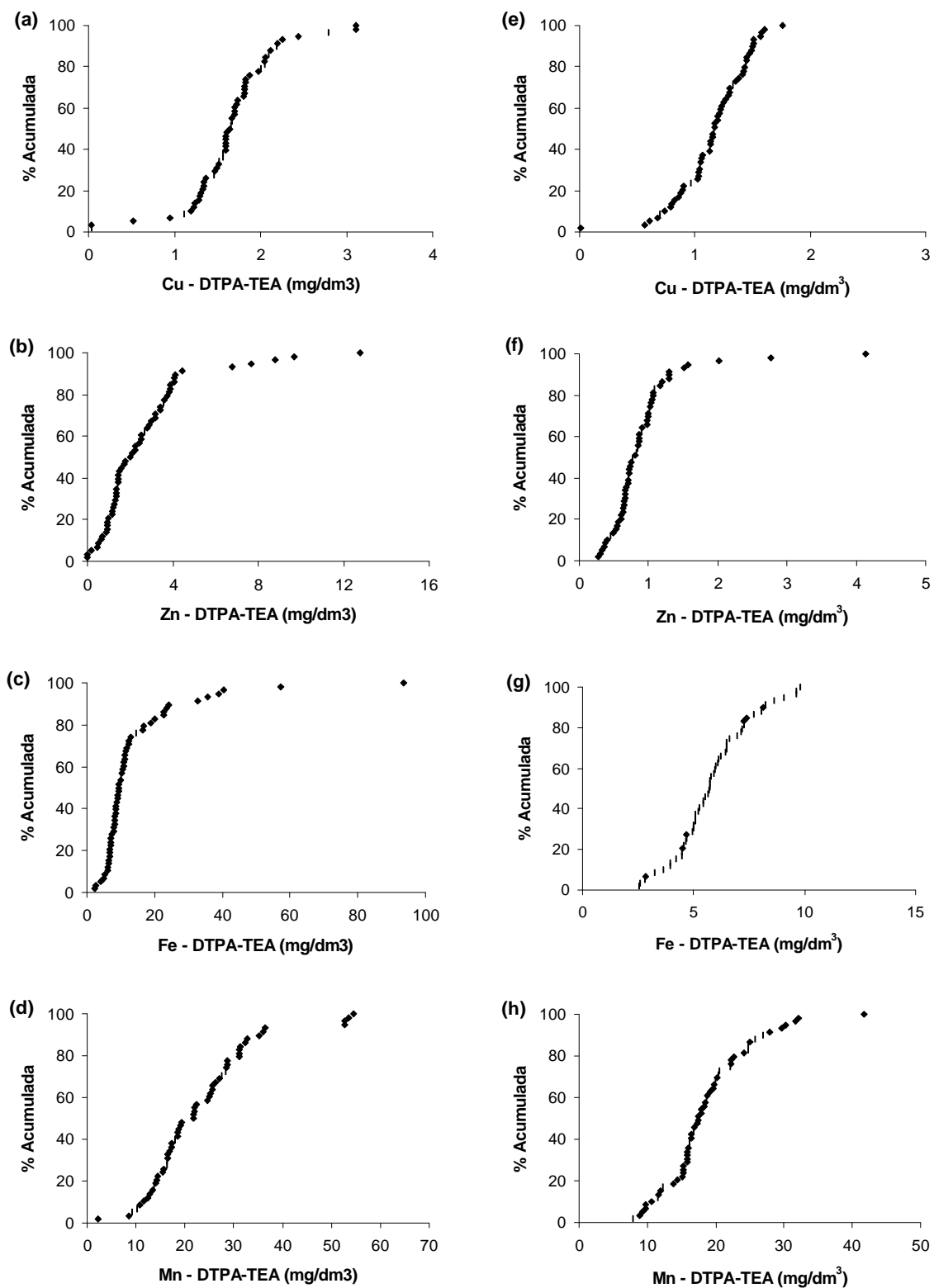


Figura 9A. Gráfico de probabilidade normal dos teores (mg/dm³) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

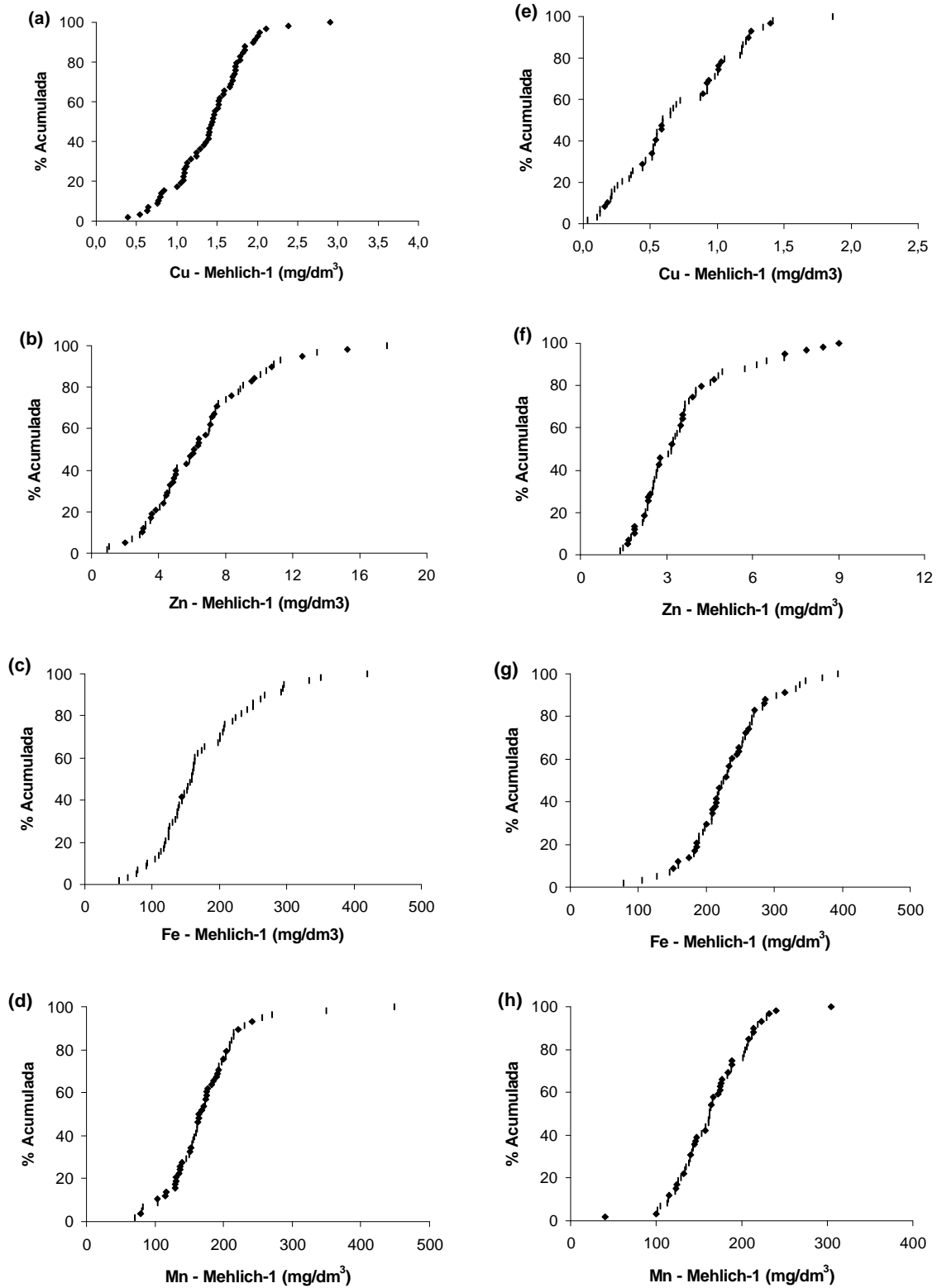


Figura 10A. Gráficos de probabilidade normal dos teores (mg/dm^3) de Cu, Zn, Fe e Mn extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

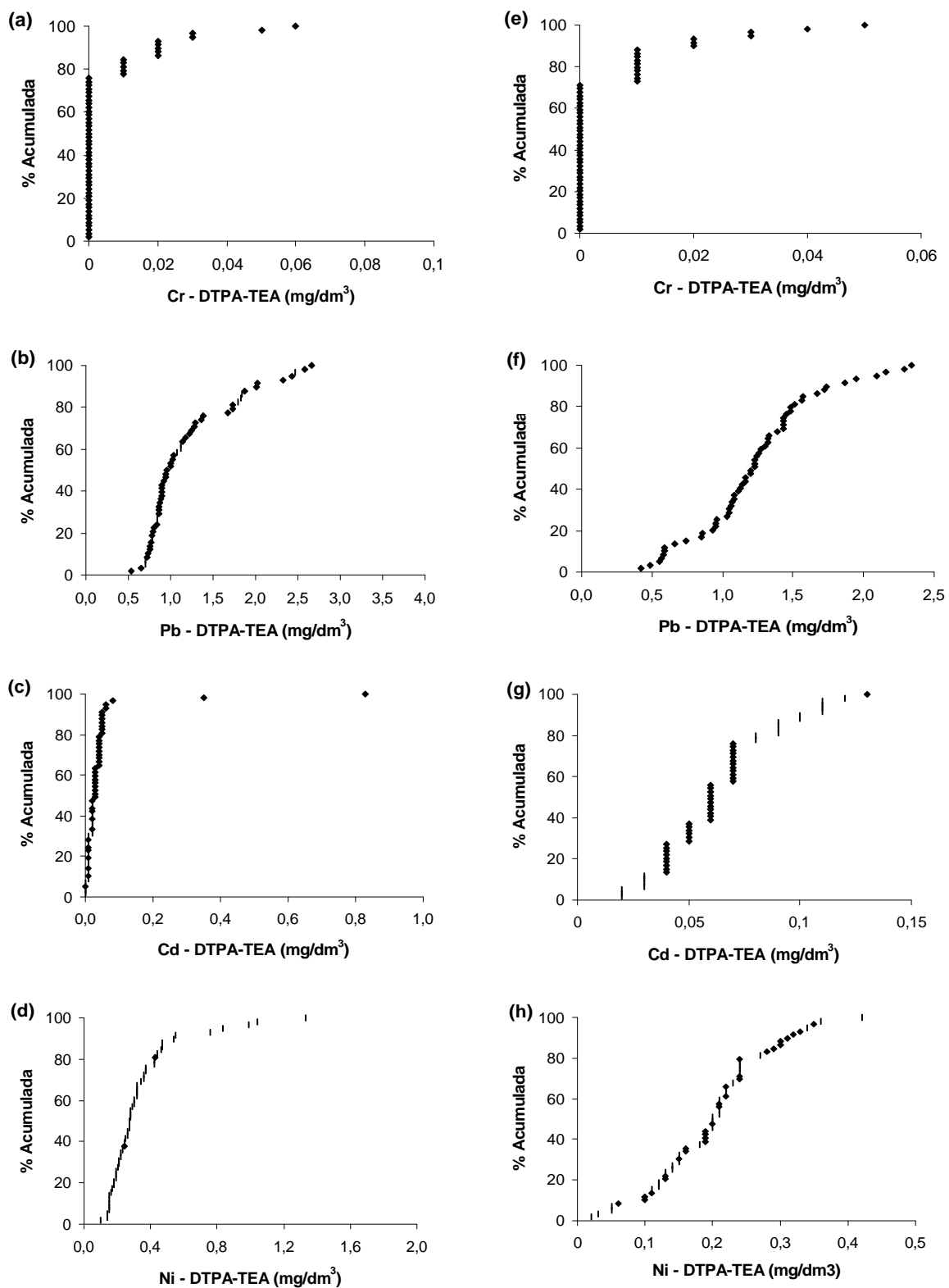


Figura 11A. Gráficos de probabilidade normal dos teores (mg/dm^3) de Cr, Pb, Cd e Ni extraídos com DTPA-TEA na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

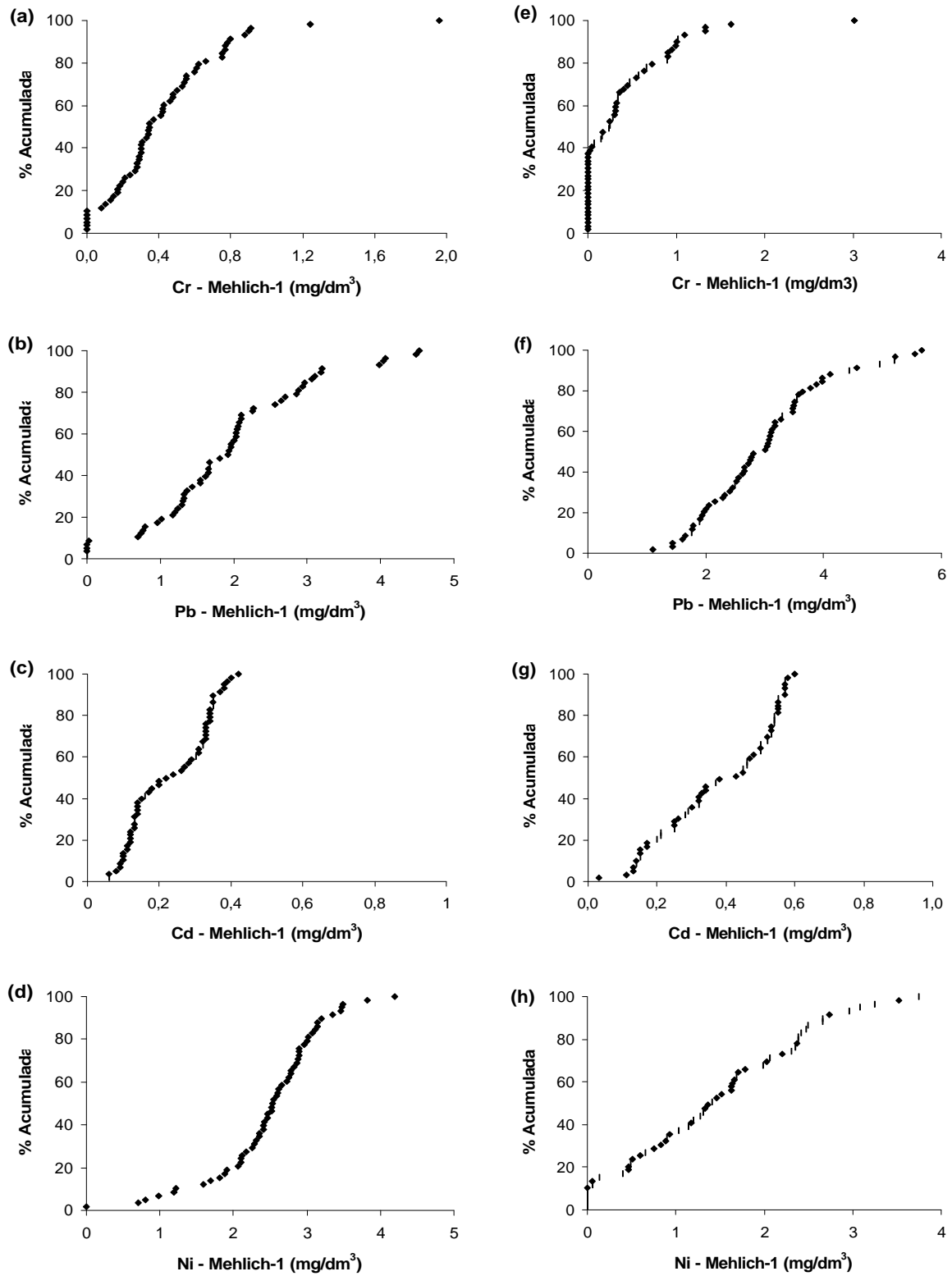


Figura 12A. Gráficos de probabilidade normal dos teores (mg/dm³) de Cr, Pb, Cd e Ni extraídos com Mehlich-1 na camada de 0-5 cm do Vertissolo Hidromórfico (a, b, c, d) e do Gleissolo Sáfico (e, f, g, h).

Quadro 1A. Características físicas dos perfis do Vertissolo (V) e Gleissolo Sáfico (G) correspondentes aos solos das áreas 1 e 2 respectivamente.

Solo	Hor.	Prof. cm	Areia		Silte	Argila	ADA ^{1/}	Água Disponível	
			Grossa	Fina	%		(MPa)		
V	A	0-10	14	3	20	63	39,52	44,76	28,11
	C ₁	10-60	7	3	26	64	26,10	50,91	29,00
	C ₂	60-90	8	3	63	26	4,16	60,14	31,03
	C ₃	90-120	2	5	36	57	2,96	62,97	31,82
	C ₄	120-140	3	6	45	54	3,20	65,08	32,04
G		0-1	30	27	33	10	3,46	14,50	2,24
		1-2	35	40	15	11	2,46	14,48	2,21
		2-3	39	47	6	8	4,74	14,20	2,20
		3-4	34	53	5	8	3,10	14,71	2,21
		4-5	41	51	3	4	2,62	17,16	2,24
		5-6	46	49	2	2	1,90	14,05	1,28
		6-7	49	47	2	3	1,88	9,93	0,83
		7-8	64	32	2	2	2,10	10,85	0,90
		8-9	58	38	2	2	1,64	7,69	0,76
		9-10	62	35	1	2	1,56	8,63	0,90
		10-12	60	37	1	2	2,12	6,90	0,76
		12-14	61	37	0	2	1,66	7,99	0,69
		14-16	61	36	1	2	2,00	5,85	0,63
		16-18	65	32	1	2	1,44	8,09	0,79
		18-20	75	22	1	2	2,14	6,31	0,77
		20-25	59	36	2	3	1,66	5,37	0,75
		25-30	22	67	2	9	2,50	8,67	0,90
		30-35	14	69	6	11	5,84	8,50	0,74
		35-40	30	56	5	9	4,36	7,58	0,73
		40-45	32	49	9	10	5,64	7,98	0,76
		45-50	14	65	10	11	3,42	8,21	0,75
		50-60	17	39	9	35	4,14	30,65	10,62
		60-70	16	40	10	34	3,32	35,45	10,60
		70-80	15	41	8	36	3,58	37,59	10,62
		80-90	1	43	37	20	3,74	29,98	10,20
		90-100	3	35	40	22	3,54	29,65	9,21
		100-110	5	38	38	19	3,92	13,78	7,30
	A	0-5	22	29	37	12	4,85	12,98	0,97
	C ₁	5-35	56	38	3	3	3,51	6,54	0,56
	C ₂	35-55	19	62	7	12	4,24	6,85	0,95
	C ₃	55-90	17	39	9	35	3,82	40,56	12,45
	C ₄	90-110	3	35	43	19	3,71	25,45	7,20

Quadro 2A. Características químicas dos perfis do Vertissolo (V) e Gleissolo Sáfico (G) correspondentes aos solos das áreas 1 e 2 respectivamente.

Solo	Hor	pH (1:2,5) H ₂ O	Complexo sortivo										C org (g/kg)	P (mg/kg)	P-rem mg/L
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	S	Al ³⁺	H ⁺	T	V	TNa			
			cmolc.kg ⁻¹							%	%				
V ₁	A	6,59	12,75	5,12	0,67	8,70	27,24	0,0	0,90	28,14	96,8	30,9	1,09	17,10	24,60
	C ₁	7,06	10,95	5,11	0,48	16,67	33,21	0,0	1,20	34,41	96,5	48,4	0,56	19,50	28,00
	C ₂	7,53	9,85	5,11	0,50	19,33	34,79	0,0	1,20	35,99	96,7	53,7	0,49	30,60	33,00
	C ₃	7,40	9,24	5,06	0,50	21,72	36,52	0,0	1,10	37,62	97,1	57,7	0,38	72,10	38,40
	C ₄	7,51	10,00	5,05	0,64	24,11	39,80	0,0	0,50	40,30	98,8	59,8	0,19	102,50	38,80
	0-1	5,88	8,73	4,63	0,47	20,92	34,75	0,0	0,00	34,75	100,0	60,2	0,45	42,20	35,80
	1-2	6,02	8,57	4,68	0,31	16,93	30,50	0,0	0,20	30,70	99,3	55,2	0,19	28,30	40,90
	2-3	6,17	5,97	4,25	0,16	11,36	21,74	0,0	0,30	22,04	98,6	51,5	0,08	19,50	48,10
	3-4	6,39	2,88	3,37	0,09	14,28	20,62	0,0	0,30	20,92	98,6	68,3	0,19	27,10	50,60
	4-5	6,52	2,64	3,44	0,10	7,11	13,29	0,0	0,20	13,49	98,5	52,7	0,03	29,10	52,20
	5-6	6,63	1,50	2,27	0,06	6,31	10,14	0,0	0,10	10,24	99,02	61,6	0,19	32,30	57,60
	6-7	6,71	1,16	1,77	0,05	4,72	7,70	0,0	0,30	8,00	96,25	59,0	0,03	41,00	55,70
	7-8	6,69	1,08	1,93	0,05	5,51	8,57	0,0	0,10	8,67	98,85	63,6	0,03	28,80	57,40
	8-9	6,72	0,96	1,89	0,05	6,05	8,94	0,0	0,00	8,94	100,00	67,6	0,03	28,60	58,40
	9-10	6,71	0,83	1,63	0,04	4,45	6,95	0,0	0,30	7,25	95,86	61,4	0,03	30,20	56,00
	10-12	6,79	0,84	1,51	0,06	5,51	7,92	0,0	0,10	8,02	98,75	68,8	0,08	34,30	57,40
	12-14	6,72	0,96	1,55	0,07	5,51	8,09	0,0	0,20	8,29	97,59	66,5	0,03	37,00	56,40
	14-16	6,66	1,27	1,93	0,07	6,05	9,32	0,0	0,20	9,52	97,90	63,5	0,08	26,40	56,00
	16-18	6,51	1,22	1,37	0,07	4,98	7,64	0,0	0,40	8,04	95,02	62,0	0,03	24,60	57,80
	18-20	6,48	1,48	1,44	0,07	5,78	8,77	0,0	0,30	9,07	96,69	63,7	0,03	23,20	57,60
	20-25	6,52	1,41	1,54	0,07	5,25	8,27	0,0	0,30	8,57	96,50	61,3	0,15	22,90	58,40
	25-30	6,26	1,64	2,59	0,09	9,76	14,09	0,0	0,30	14,39	97,91	67,9	0,11	22,20	56,20
	30-35	6,05	2,51	4,26	0,19	17,47	24,42	0,0	0,30	24,72	98,79	70,6	0,19	28,50	52,80
	35-40	6,05	3,47	4,45	0,32	19,33	27,57	0,0	0,50	28,07	98,22	68,9	0,08	17,30	51,80
	40-45	6,11	2,72	4,29	0,34	17,20	24,55	0,0	0,30	24,85	98,79	69,2	0,11	21,80	52,00
	45-50	6,06	4,60	4,74	0,50	26,23	36,07	0,0	0,30	36,37	99,18	72,1	0,26	34,20	49,90
	50-60	6,05	5,35	4,80	0,46	36,23	46,84	0,0	0,10	46,94	99,79	77,2	0,15	39,00	50,70
	60-70	6,14	4,20	4,85	0,56	33,07	42,68	0,0	0,00	42,68	100,00	77,5	0,23	93,40	50,10
	70-80	6,27	5,59	4,97	0,82	38,33	49,71	0,0	0,00	49,71	100,00	77,1	0,19	105,30	45,10
	80-90	6,38	5,62	5,01	1,18	38,86	50,67	0,0	0,00	50,67	100,00	76,7	0,34	89,50	42,20
	90-100	6,50	5,82	5,08	1,38	40,97	53,25	0,0	0,00	53,25	100,00	76,9	0,30	110,30	36,10
	100-110	6,71	4,90	4,95	1,54	41,49	52,88	0,0	0,00	52,88	100,00	78,5	0,30	153,90	35,70

Quadro 3A. Teores (mg/kg) de micronutrientes e metais pesados nos perfis do Vertissolo (V) e Gleissolo Sáfico (G) correspondentes aos solos das áreas 1 e 2 respectivamente.

Solo	Hor	DTPA-TEA							Mehlich-1								
		Cu	Zn	Fe	Mn	Cr	Pb	Cd	Ni	Cu	Zn	Fe	Mn	Cr	Pb	Cd	Ni
		-----mg/kg-----															
V ₁	A	1,516	1,888	9,414	11,730	0,000	0,610	0,015	0,199	2,380	3,820	76,990	60,400	0,640	2,790	0,200	2,260
	C ₁	1,405	3,090	8,341	11,420	0,000	0,470	0,011	0,295	1,370	7,350	52,440	48,400	0,200	2,330	0,140	1,320
	C ₂	1,523	1,980	7,202	7,590	0,000	0,638	0,024	0,273	1,260	5,030	40,680	40,060	0,080	2,590	0,140	1,280
	C ₃	1,265	3,045	5,685	7,560	0,000	0,674	0,041	0,206	1,210	4,290	46,870	31,450	0,000	2,450	0,130	1,360
	C ₄	1,322	3,400	4,306	8,930	0,000	0,520	0,046	0,120	1,030	7,750	52,070	44,840	0,070	2,370	0,120	0,910
	0-1	1,227	0,749	5,456	19,710	0,000	0,666	0,035	0,084	0,980	2,950	189,950	87,500	0,260	1,940	0,080	1,100
	1-2	0,758	0,298	4,201	12,930	0,000	0,522	0,029	0,063	0,600	0,970	107,050	60,000	0,000	1,320	0,020	0,450
	2-3	0,479	0,714	2,329	9,440	0,000	0,303	0,026	0,000	0,420	2,030	59,950	39,920	0,000	2,010	0,080	0,190
	3-4	0,647	0,587	3,658	10,530	0,000	0,571	0,025	0,024	0,580	1,690	90,120	44,020	0,000	2,270	0,050	0,230
	4-5	0,344	0,322	2,252	5,320	0,000	0,119	0,012	0,000	0,500	1,480	66,020	21,880	0,000	0,840	0,070	0,050
	5-6	0,296	0,285	2,976	4,010	0,000	0,092	0,006	0,000	0,410	2,250	49,710	18,580	0,000	2,510	0,006	0,000
	6-7	0,213	1,798	1,802	2,800	0,000	0,086	0,013	0,000	0,300	5,720	44,720	12,460	0,000	2,130	0,020	0,000
	7-8	0,168	0,128	2,126	2,570	0,000	0,021	0,004	0,000	0,270	0,240	51,670	12,370	0,000	0,340	0,090	0,000
	8-9	0,228	0,133	1,899	3,640	0,000	0,060	0,009	0,000	0,190	0,390	46,390	14,910	0,000	0,960	0,010	0,000
	9-10	0,156	0,071	1,801	2,540	0,000	0,065	0,005	0,000	0,870	0,160	52,910	12,050	0,000	1,120	0,020	0,000
	10-12	0,376	0,209	2,950	3,560	0,000	0,052	0,004	0,000	0,200	0,080	51,750	14,700	0,000	0,630	0,070	0,000
	12-14	0,198	0,123	1,870	3,840	0,000	0,017	0,005	0,000	0,120	0,120	47,190	15,320	0,000	1,660	0,050	0,000
	14-16	0,196	0,125	1,825	3,550	0,000	0,022	0,007	0,000	0,490	0,090	55,320	14,720	0,000	0,870	0,000	0,000
	16-18	0,188	0,174	1,626	4,220	0,000	0,023	0,008	0,000	0,120	0,430	37,150	16,110	0,000	0,780	0,070	0,000
	18-20	0,188	0,167	2,603	4,950	0,000	0,007	0,011	0,000	0,120	0,380	41,620	17,660	0,000	0,080	0,060	0,000
	20-25	0,269	0,089	1,774	4,640	0,000	0,099	0,008	0,000	0,090	0,430	35,650	17,920	0,000	1,890	0,040	0,000
	25-30	0,296	0,173	2,986	4,200	0,000	0,219	0,015	0,000	0,140	0,540	37,190	16,190	0,000	1,150	0,100	0,000
	30-35	0,429	0,278	3,213	7,360	0,000	0,281	0,024	0,015	0,100	0,560	54,190	23,450	0,000	1,840	0,100	0,000
	35-40	0,414	0,383	3,522	7,350	0,000	0,401	0,022	0,002	0,380	0,550	52,430	14,730	0,000	0,940	0,120	0,000
	40-45	0,424	0,300	2,941	6,930	0,000	0,530	0,026	0,000	0,340	0,370	34,690	15,200	0,000	0,870	0,040	0,000
	45-50	0,524	1,071	2,558	6,260	0,000	0,510	0,034	0,034	0,290	2,770	69,200	8,780	0,000	1,120	0,100	0,320
	50-60	0,402	0,226	2,185	9,160	0,000	1,049	0,022	0,000	0,440	2,240	103,680	19,550	0,000	2,800	0,160	0,250
	60-70	0,474	1,344	2,259	7,430	0,000	0,959	0,035	0,018	0,720	4,850	97,380	35,640	0,000	2,250	0,130	0,450
	70-80	1,094	1,488	2,921	4,400	0,000	0,272	0,056	0,161	0,360	4,010	123,950	33,800	0,000	2,830	0,140	0,310
	80-90	0,989	1,985	3,238	2,150	0,000	0,451	0,034	0,061	1,260	5,420	107,000	36,060	0,000	2,320	0,110	0,330
	90-100	1,117	1,565	2,864	3,040	0,000	1,199	0,050	0,110	0,470	4,770	117,100	34,370	0,000	2,310	0,190	0,720
	100-110	0,833	2,835	2,657	3,330	0,000	1,067	0,035	0,021	0,370	6,200	137,850	42,570	0,000	3,270	0,190	0,730

Quadro 4A. Estatísticas descritivas dos teores de micronutrientes e metais pesados na camada de 0-5 cm extraídos pelo ataque triácido no Vertissolo Hidromórfico e no Gleissolo Sáfico.

Elemento (mg/kg)	Min	Max	M	Med	Dp	A	EA	C	EC	CV (%)
Vertissolo Hidromórfico										
Cu	9,5	33,9	19,1	20,1	7,1	0,4	0,5	-0,6	1,0	37,17
Zn	55,0	165,0	122,2	119,0	26,3	-0,7	0,5	1,4	0,9	21,52
Fe	39.776,0	63.965,0	55.217,3	55.731,5	6.444,0	-0,9	0,5	0,4	0,9	11,67
Mn	241,2	506,3	376,1	379,1	61,4	0,0	0,5	0,3	1,0	16,32
Cr	Nd	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	75,5	451,0	221,5	212,0	105,3	0,8	0,5	-0,1	0,9	47,53
Cd	0,0	40,0	12,5	10,0	10,2	0,7	0,5	0,6	0,9	81,60
Ni	Nd	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-
Gleissolo Sáfico										
Cu	3,7	29,1	14,3	14,2	6,8	0,5	0,4	-0,6	0,8	47,55
Zn	57,5	348,0	146,4	104,5	89,1	1,4	0,4	0,3	0,8	60,86
Fe	23.292,0	59.939,0	44.086,6	45.089,0	8081,7	-0,4	0,4	0,9	0,8	18,33
Mn	141,4	492,7	317,4	337,8	100,0	-0,1	0,4	-1,3	0,8	31,50
Cr	Nd	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	41,0	346,0	214,7	252,0	95,9	-0,5	0,4	-1,2	0,8	44,67
Cd	0,0	27,0	11,4	10,8	7,8	0,2	0,4	-0,9	0,8	68,42
Ni	Nd	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-

Min-mínimo; Max-Máximo; M-média; Méd-mediana, DP-desvio padrão; A-assimetria; EA-erro padrão da assimetria; C-curtose; EC-erro padrão da curtose; CV-coeficiente de variação.